OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2023 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2013-2022

OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2023 NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2013-2022

Praca wykonana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
i sfinansowana ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska

Warszawa 2024

Autorzy opracowania:

II.3.1.1 na podstawie raportów powstałych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/ZP/35/2023/DMŚ/NFOŚ z dnia 2 marca 2023 r. pn. „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2023-2025" autorstwa **Zdzisława Ceniana**, **Tomasza Chodkiewicza**, **Macieja Kozakiewicza**, **Włodzimierza Meissnera**, **Łukasza Wardeckiego**.

II.3.1.2, II.4.1 na podstawie opracowań powstałych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/205/2023/DMŚ/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2023 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w latach 2023-2025" autorstwa **Joanny Całkiewicz** (II.3.1.2), **Łukasza Dziemiana** (II.3.1.2), **Jana Horbowego** (II.4.1), A**dama Lejk** (II.3.1.2**), Piotra Margońskiego** (II.3.1.2), **Marzenny Pachur** (II.3.1.2), **Katarzyny Spich** (II.3.1.2) **Leny Szymanek** (II.3.1.2, II.4.1).

Pracownicy Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej:
Maria Suplińska (II.4.3.1)

Pracownicy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego:
Beata Danowska (II.4.3.2, III), **Natalia Drgas** (II.2.1, II.2.2, II.2.3, II.4.2), **Magda Grabowska-Piekarz** (I.2), **Agnieszka Grajewska** (II.2.1, II.2.2, II.4.3.3, II.4.3.4, II.4.4, III), **Michał Iwaniak** (II.2.1, II.2.2, II.4.4, III), **Violetta Koszuta** (I.2, II.2.1, II.2.2, II.2.4), **Beata Kowalska** (I.2), **Wojciech Kraśniewski** (II.3.2.1, II.3.3.2, II.3.3.3, III), **Anna Kubicka** (I.2), **Joanna Maciak** (II.2.4, II.4.4, III), **Marta Rybka-Murat** (II.4.3.3, III), **Bartłomiej Wilman** (II.4.3.5, III), (**Agnieszka Wochna** (II.4.5), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.3.1, III), **Patryk Sapiega** (I.1, I.3, I.4), **Ewa Wiktorowicz** (II.3.2.2), **Tamara Zalewska** (I.1, II.2.1, II.2.2, II.4.3, II.4.3.2, II.4.3.5, II.4.4, III)

Pod redakcją:
Tamary Zalewskiej, **Wojciecha Kraśniewskiego**

Zdjęcia:
Wojciech Kraśniewski, Michał Saniewski, Patryk Sapiega

Spis treści

WPROWADZENIE 5

I. OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNO - HYDROLOGICZNE W OBSZARACH MORSKICH .. 6

I.1 WARUNKI WIATROWE 6

I.2 POZIOM MORZA I ZLODZENIE 11

I.3 FALOWANIE 16

I.4 PRĄDY MORSKIE 21

II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ 28

II.1. WSTĘP 29

II.2. OGÓLNE WARUNKI FIZYKOCHEMICZNE 33

II.2.1. Temperatura wody morskiej *33*

II.2.2. Zasolenie *37*

II.2.3. Odczyn wody morskiej *40*

II.2.4. Ciśnienie parcjalne dwutlenku węgla – pCO_2 ..... *45*

II.3. CECHY STANU 48

II.3.1.1 Ptaki *48*

II.3.1.2 Ryby *89*

II.3.2. Siedliska Pelagiczne *116*

II.3.2.1. Fitoplankton 116

II.3.2.2. Zooplankton 122

II.3.3. Siedliska Bentosowe *133*

II.3.3.1. Makrofity 133

II.3.3.2. Zoobentos 137

II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego. 147

II.4. CECHY PRESJI 148

II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców *148*

Ocena GES na podstawie stad 151

Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie Cechy D3 170

Ocena wiarygodności 171

II.4.2. Eutrofizacja *173*

II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji *192*

II.4.3.1. Radionuklidy 193

II.4.3.2. Metale ciężkie 203

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO) 216

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki 224

II.4.3.5. Test mikrojądrowy 231

II.4.4. Odpady w środowisku morskim *236*

II.4.5. Podwodny hałas *249*

III. PODSUMOWANIE 263

BIBLIOGRAFIA 286

SPIS RYSUNKÓW 294

SPIS TABEL 307

Wprowadzenie

Morze Bałtyckie stanowi unikalny ekosystem i jest dobrem ogólnym, nadrzędnym, niepodlegającym podziałom i granicom administracyjnym. Ze względu na znaczący wpływ działalności prowadzonej przez społeczności państw nadbałtyckich na cały ekosystem morski Bałtyku, niezbędne są wysiłki na rzecz poprawy i utrzymania dobrego stanu zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju.

Podstawową dyrektywą UE odnoszącą się do konieczności wdrożenia działań w celu przywrócenia lub utrzymania dobrego stanu wód morskich jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM – 2008/56/WE) z dnia 17 czerwca 2008 r., która ustanawia ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego i nakłada na Państwa Członkowskie konieczność opracowania strategii mających na celu osiągnięcie dobrego stanu środowiska w obszarach morskich pozostających pod ich jurysdykcją. W 2017 roku RDSM została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r., zwaną dalej „dyrektywą 2017/845", poprzez przyjęcie nowej wersji Załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich. Inną dyrektywą dotyczącą ochrony wód i określającą politykę wodną jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r., zwana Ramową Dyrektywą Wodną (RDW – 2000/60/WE). Nakłada ona obowiązek monitorowania i oceny stanu wód, w tym części obszarów wód morskich określonych jako wody przejściowe i przybrzeżne wszystkich mórz europejskich, w tym Morza Bałtyckiego. Wymagania obydwu dyrektyw zostały wprowadzone do ustawy Prawo wodne (Dz. U. z 2023 r. poz. 1478 z późn. zm.), która jest podstawowym aktem prawnym w Polsce regulującym kwestie zarzadzania, gospodarowania i ochrony wód.

Integralnym elementem wdrażania obydwu dyrektyw jest konieczność dokonywania ocen stanu środowiska morskiego w celu określenia kierunku koniecznych zmian i wskazania działań niezbędnych do poprawy stanu ekosystemu Bałtyku, jeżeli uznany jest on za nieodpowiedni lub utrzymania dobrego stanu, jeżeli został on osiągnięty.

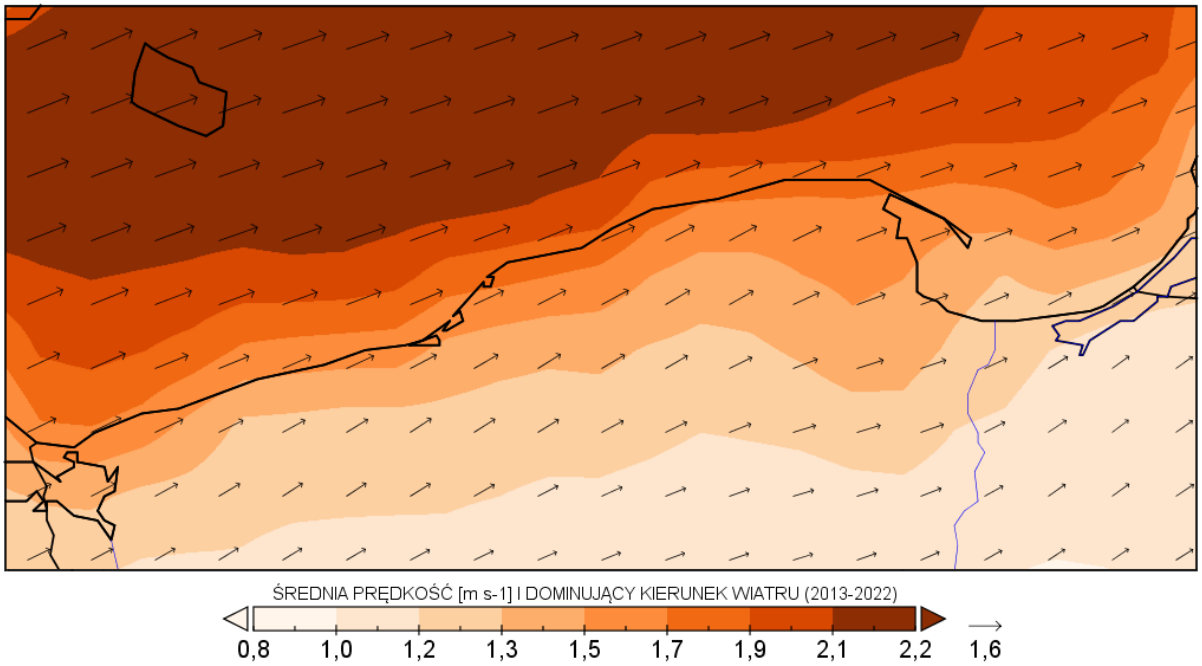
Opracowanie zawiera ocenę stanu środowiska polskich obszarów morskich, uwzględniającą zarówno parametry fizykochemiczne, chemiczne, hydrologiczne, hydrodynamiczne, elementy biologiczne oraz odpady morskie i hałas podwodny w 2023 roku w odniesieniu do poprzedzającego dziesięciolecia. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2013-2023 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

Część I opracowania odnosi się do ogólnej charakterystyki warunków meteorologicznych i hydrologicznych obszarów morskich z uwzględnieniem warunków wiatrowych, charakterystyki falowania, mieszania i wymiany wód, prądów morskich oraz zmian poziomu morza, jak również warunków zlodzenia. Część II publikacji zawiera charakterystykę warunków fizykochemicznych oraz ocenę stanu środowiska morskiego Bałtyku z uwzględnieniem podziału na cechy zgodne z RDSM.

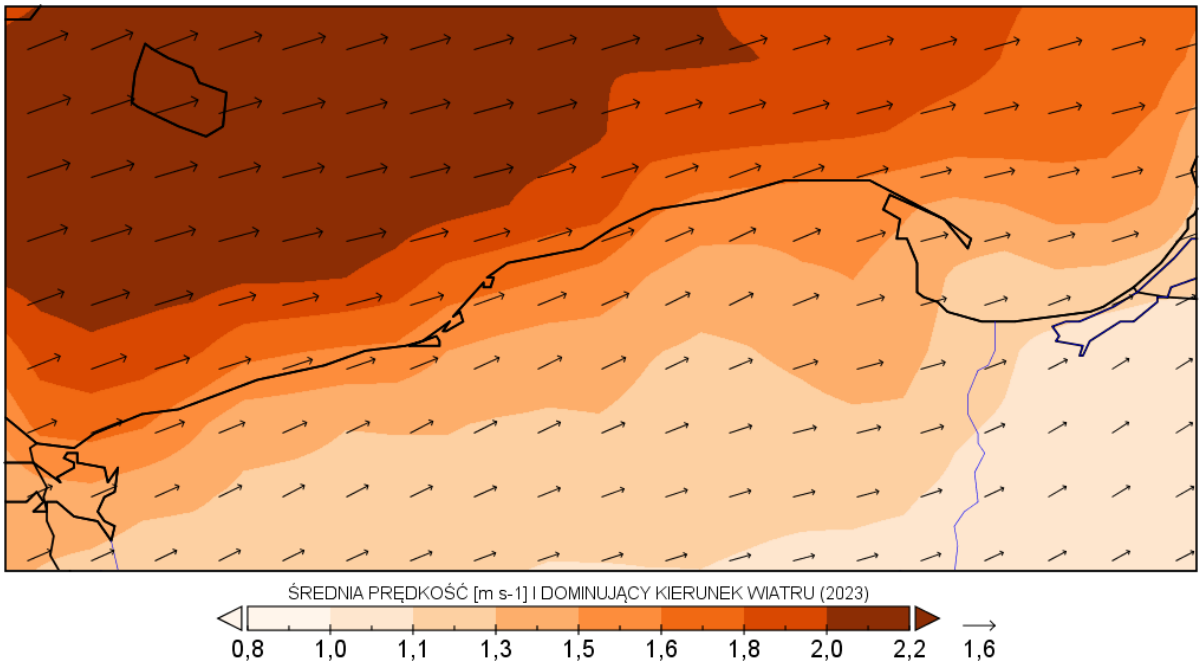
I. Ogólne warunki meteorologiczno - hydrologiczne w obszarach morskich

I.1 Warunki wiatrowe

Celem analizy rozkładu przestrzennego prędkości i kierunku wiatru, wykorzystano dane z reanalizy ERA-5 (Hersbach i in., 2023) oraz dane pomiarowe ze stacji brzegowych (Hel, Gdynia, Świnoujście, Ustka) i morskich (Petrobaltic). Średnie wartości prędkości wiatru w obszarze południowego Bałtyku nie przekraczają 2,2 m s^{-1}, występujące w północno-zachodniej części analizowanego obszaru, z czego w 2023 roku zasięg najwyższych wartości prędkości wiatru był mniejszy (Rys. I.2). Zarówno w analizowanym dziesięcioleciu jak i w 2023 roku dominował wiatr z południowego-zachodu (Rys. I.1).

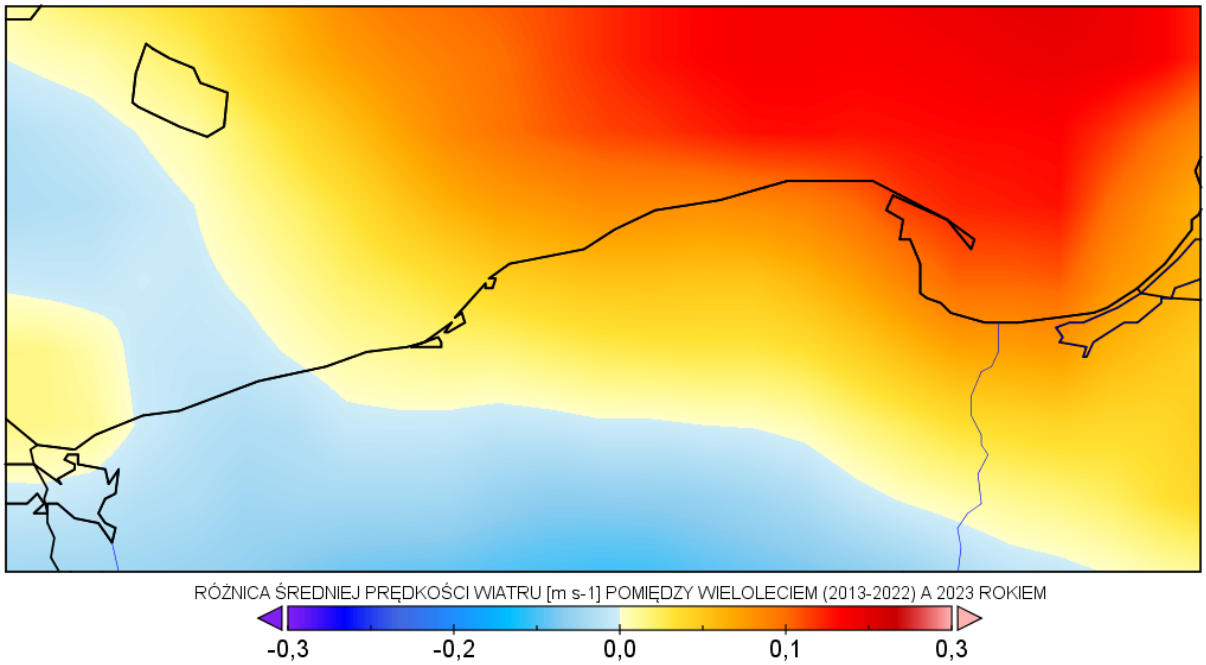


Rys. I.1. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w okresie 2013-2022 (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023)



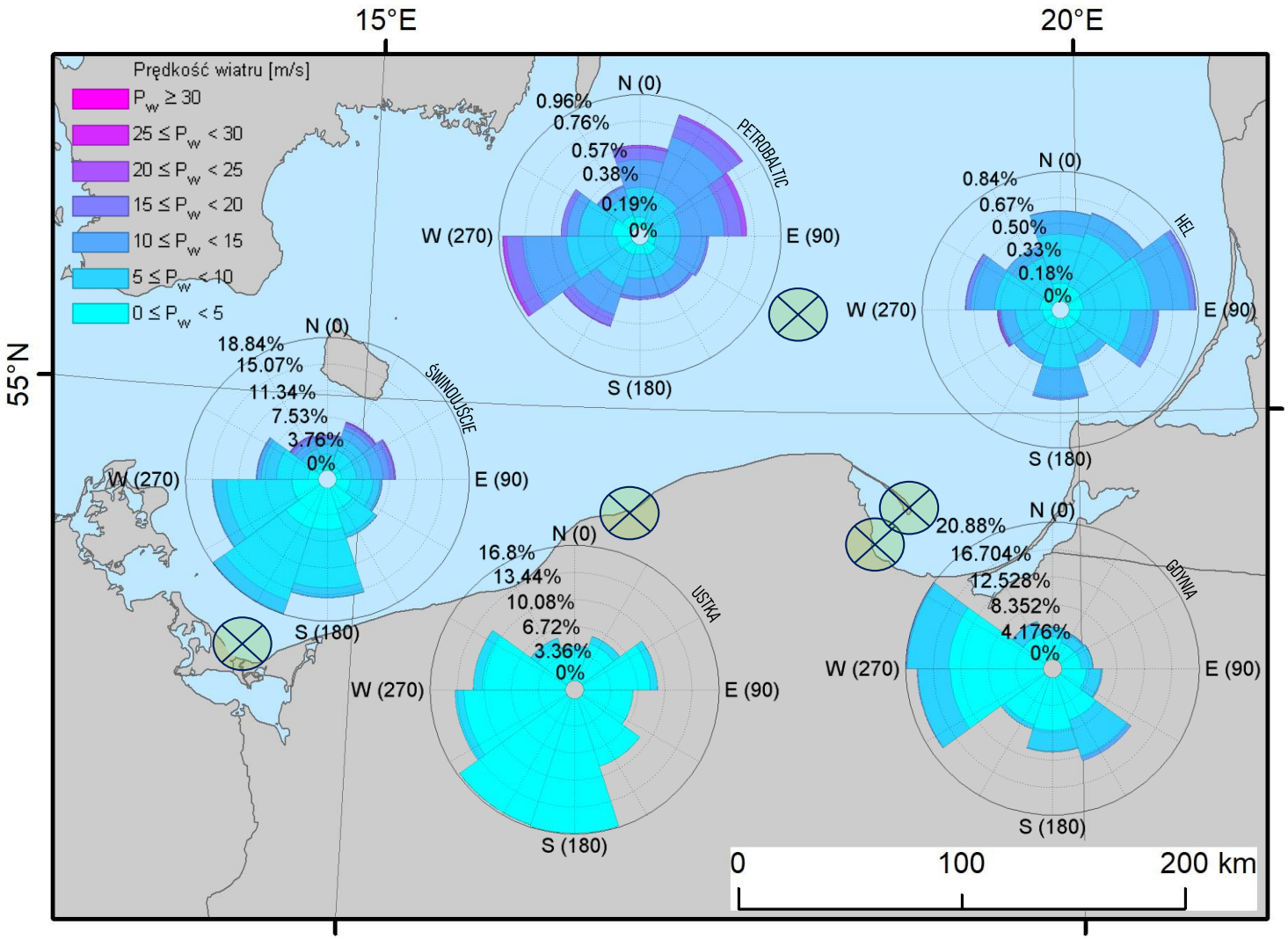
Rys. I.2. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2023 roku (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023)

Najwyższe różnice średnich wartości prędkości wiatru występowały w obszarach morskich Basenu Gotlandzkiego, tj. 0, 3 m s^{-1}. W pozostałym obszarze wartości te nie przekraczały 0,1 m s^{-1} (Rys. I.3).

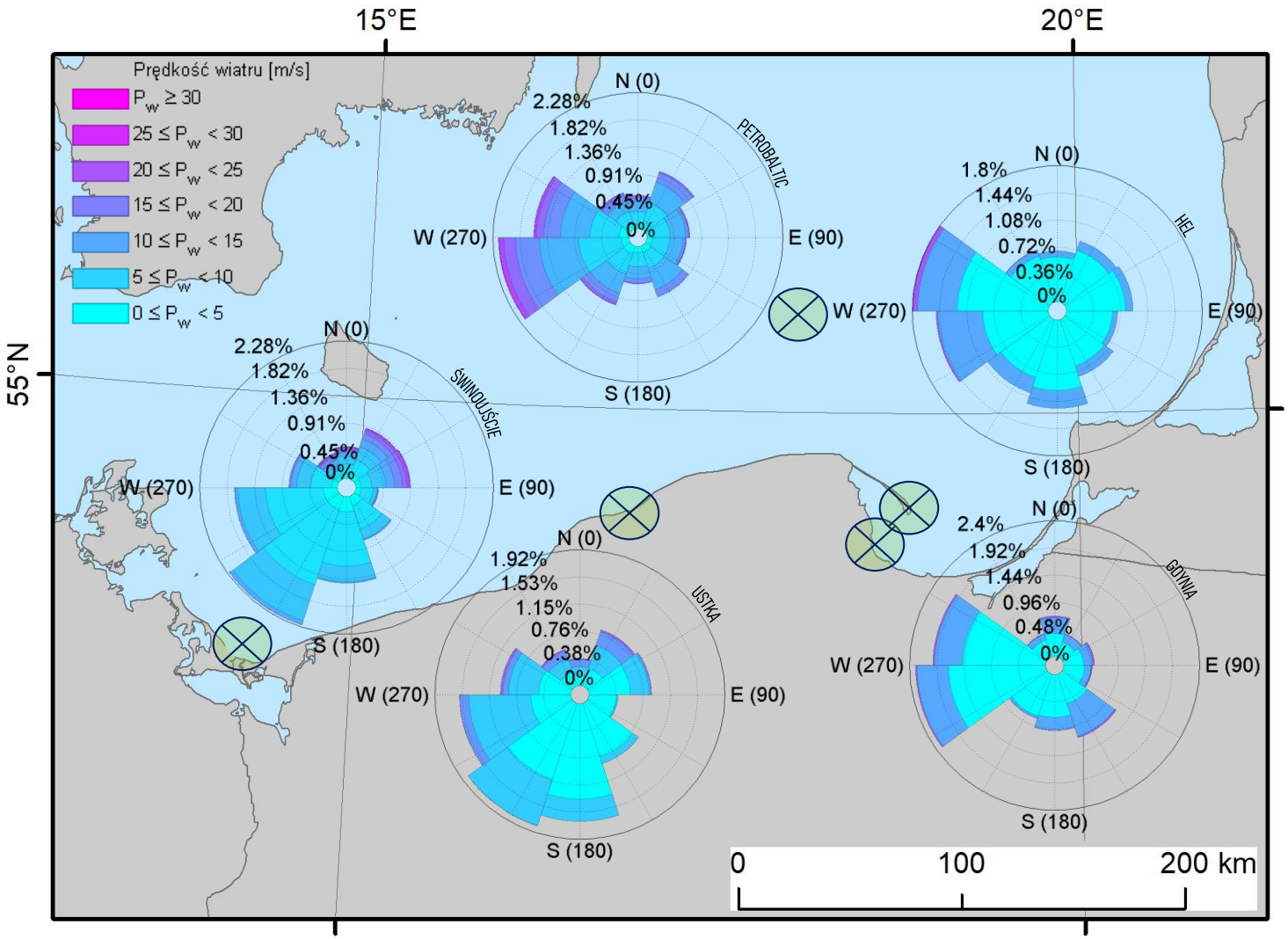


Rys. I.3. Różnica średniej prędkości wiatru pomiędzy okresem 2013-2022 a 2023 rokiem (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023).

Ważną informację stanowią również stacje pomiarowe IMGW-PIB zlokalizowane w obszarze polskiego wybrzeża oraz w otwartej części morza na stacji Petrobaltic. Procentowy udział klas prędkości wiatru w okresie 2013-2022 (Rys. I.4) silnie korespondował z warunkami wiatrowymi w 2023 roku (Rys. I.5). Najwyższe różnice zaobserwowano na stacji Petrobaltic i Hel, gdzie na stacji pełnomorskiej Petrobaltic, gdzie jeden z dominujących kierunków, tj. NE w 2023 stanowił mniejszy udział. Również na stacji Hel kierunek północno-wschodni cechował się mniejszym udziałem w 2023 roku w porównaniu do minionego dziesięciolecia. Pozostałe stacje charakteryzowały się zbliżonym rozkładem i udziałem prędkości i kierunku wiatru (Rys. I.4,Rys. I.5)



Rys. I.4. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2013-2022.



Rys. I.5. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2023 roku.

I.2 Poziom morza i zlodzenie

Zmiany poziomu morza

Gwałtowne wezbrania sztormowe stanowią duże zagrożenie dla terenów przybrzeżnych, w tym aglomeracji usytuowanych w ujściowych odcinkach rzek oraz dla infrastruktury brzegowej i portowej. Podczas takich zjawisk następują przekroczenia stanów ostrzegawczych, a następnie bardzo często stanów alarmowych. Wszystkie zagrożenia wezbraniami sztormowymi są związane z przechodzeniem układów cyklonalnych nad wodami Morza Bałtyckiego i towarzyszącym im silnymi wiatrami dolądowymi, wiejącymi z sektora północnego.
Charakterystykę zmian poziomów morza ze szczególnym uwzględnieniem występowania niebezpiecznych wezbrań sztormowych wykonano dla roku 2023 na tle wielolecia 2013-2022. Analiza została przeprowadzona na podstawie danych hydrologicznych zgromadzonych w bazie IMGW-PIB. Dane poddane analizie pochodziły ze stacji zlokalizowanych wzdłuż całego wybrzeża: od Świnoujścia, Kołobrzegu, poprzez Ustkę, Władysławowo oraz Gdańsk Port Północny. Dane ze wszystkich stacji zawierały pomiary codzienne, w ilości 24 pomiarów na dobę. Każda stacja wodowskazowa posiada ustalone stany ostrzegawcze oraz alarmowe (Tabela I.1).

Tabela I.1. Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych.

stacja	stan ostrzegawczy [cm]	stan alarmowy [cm]
Świnoujście	560	580
Kołobrzeg	570	610
Ustka	570	600
Władysławowo	550	570
Gdańsk Port Północny	550	570

W roku 2023 na większości w/w stacji zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz alarmowych (Tabela I.2). Częstość występowania stanów ostrzegawczych była najwyższa nad Zatoką Gdańską, w Gdańsku Porcie Północnym (3,26%) oraz na Wybrzeżu Wschodnim we Władysławowie (3,08%) Najrzadziej stany ostrzegawcze przekraczane były na wybrzeżu środkowym w Ustce (0,21%) oraz w Kołobrzegu (0,38%). Podobna zależność kształtowała się w wieloleciu 2013-2022, gdzie najczęściej stany ostrzegawcze notowano we Władysławowie (2,71%) oraz w Gdańsku Porcie Północnym (2,37%,) a najrzadziej w Ustce (jedynie 0,44% stanów) oraz w Kołobrzegu (0,53%). W Świnoujściu stany ostrzegawcze w roku 2023 stanowiły 1,1% pomiarów, natomiast w wieloleciu 2013-2022 odpowiednio 0,67%. W stosunku do wielolecia 2013-2022, częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2023 była zdecydowanie wyższa Gdańsku Porcie Północnym, we Władysławowie oraz w Świnoujściu, natomiast w Kołobrzegu i Ustce stany ostrzegawcze były przekraczane rzadziej niż w wieloleciu 2013-2022 odpowiednio: w Kołobrzegu 0,38% w roku 2023 i 0,53% w wieloleciu 2013-2022 oraz w Ustce 0,21% w roku 2023 i 0,44% w wieloleciu 2023-2022.

Tabela I.2. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2023 oraz w wieloleciu 2013-2022.

Stacja / Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2013-2022	0,67	0,53	0,44	2,71	2,37
	2023	1,11	0,38	0,21	3,08	3,26
alarmowy	2013-2022	0,30	0,05	0,05	0,57	0,51
	2023	0,46	0	0	0,37	0,27

Przypadki przekroczenia stanów alarmowych w roku 2023 najczęściej notowano w Świnoujściu (0,46%) oraz we Władysławowie (0,37%) natomiast w Ustce i Kołobrzegu nie zanotowano takich przypadków. W stosunku do obserwacji z wielolecia 2013-2022, w roku 2023 przekroczenia stanów alarmowych były niższe na wszystkich stacjach z wyjątkiem Świnoujścia, gdzie w wieloleciu 2013-2022 zanotowano 0,30% poziomów morza powyżej alarmowych w stosunku do wspomnianego już wyżej roku 2023 (0,46%). Na stacjach Kołobrzeg i Ustka w okresie 2013-2022 poziomy alarmowe stanowiły jedynie 0,05% poziomów morza, natomiast we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym odpowiednio 0,57% i 0,51% w wieloleciu 2013-2022 oraz 0,37% i 0,27 w roku 2023.

Tabela I.3. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2023 r. i w wieloleciu 2013-2022.

Stacja	Poziom ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2013-2022	1,82	1,86	0,25						0,22	0,73	1,68	1,64
		2023	1,89	4,32						0,67		5,80	0,83	
Kołobrzeg	570	2013-2022	2,00	1,27	0,12						0,06	1,24	0,51	1,24
		2023		2,83								1,75		0,13
Ustka	570	2013-2022	1,61	1,08	0,09						0,01	0,90	0,50	1,12
		2023		1,49								0,81		0,27
Władysławowo	550	2013-2022	7,18	8,69	1,30				0,18	0,04	1,94	3,58	2,83	7,15
		2023	1,88	7,44	1,34					1,08		17,74	2,36	5,84
Gdańsk Port Północny	550	2013-2022	5,92	6,97	1,28				0,07	0,16	1,92	1,79	3,60	7,04
		2023	1,34	7,44	1,56							18,03	2,79	7,13

Badania nad wezbraniami sztormowymi w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat wykazały, że zjawiska te, niebezpieczne dla strefy brzegowej najczęściej występowały w okresie od listopada do lutego, jednak w ostatnich latach obserwowane są dość często również we wrześniu i październiku oraz w marcu. Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2023 oraz w wieloleciu 2013-2022 została przedstawiona w Tabela I.3. W analizowanym roku 2023 przekroczenia stanów ostrzegawczych najczęściej występowały dość nietypowo w miesiącu październiku: na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu stanowiły 5,8 % pomiarów, a na wybrzeżu wschodnim w Gdańsku Porcie Północnym 18,03% i we Władysławowie 17,74 % pomiarów. W stosunku do obserwacji w miesiącu październiku w okresie 2013-2022 był to wzrost kilkukrotny.

Na wybrzeżu środkowym w roku 2023 najczęściej przekroczenia stanów ostrzegawczych zanotowano w miesiącu lutym: w Ustce 1, 49% pomiarów miesięcznych oraz w Kołobrzegu 2,83%.

Należy podkreślić, że w roku 2023, poza wymienionymi powyżej, zanotowano również bardzo częste przekroczenia stanów ostrzegawczych w innych miesiącach, na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie w miesiącu lutym 7,44% oraz w miesiącu grudniu – 5,84%, podobnie w Gdańsku Porcie Północnym 7,44% w lutym oraz 7,13% w grudniu. Na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu w miesiącu lutym przekroczenia stanów ostrzegawczych stanowiły 4,32%.

W roku 2023 na większości stacji częstości przekroczenia stanów ostrzegawczych były w miesiącach lutym i październiku zdecydowanie wyższe niż w wieloleciu 2013-2022 (z wyjątkiem Władysławowa, gdzie zanotowano 7,44% przekroczeń w roku 2023, a 8,69% w okresie 2013-2022).

Natomiast w miesiącach styczniu, listopadzie i grudniu w większości stacji częstości występowania stanów ostrzegawczych były niższe w roku 2023 w stosunku do wielolecia 2013-2022.

Podsumowując, w roku 2023 na większości wybrzeża nastąpiło przesunięcie największej częstości występowania przekroczeń stanów ostrzegawczych na miesiące: luty i wyjątkowo październik.

Ponadto cechą charakterystyczną roku 2023 był brak przekroczeń stanów ostrzegawczych w miesiącach styczniu, marcu i listopadzie na stacjach Ustka oraz Kołobrzeg. Podobnie jak w ubiegłych latach przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich były dużo częstsze na wybrzeżu wschodnim niż na zachodnim.

Tabela I.4. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2023 r. i w wieloleciu 2013-2022.

Stacja	Poziom alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2013-2022	1,43	0,31	0,05						0,01	1,10	0,29	0,35
		2023		3,13								2,56		
Kołobrzeg	610	2013-2022	0,48											0,15
		2023												
Ustka	600	2013-2022	0,44									0,03		0,11
		2023												
Władysławowo	570	2013-2022	2,78	1,58	0,07						0,06	0,94	0,32	1,12
		2023		1,34								2,55		0,71
Gdańsk Port Północny	570	2013-2022	2,45	1,26	0,01						0,01	0,90	0,31	1,23
		2023		0,74								2,02		0,29

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2023 oraz w wieloleciu 2013-2022 została przedstawiona w Tabela I.4.

Należy podkreślić, że w roku 2023 nie zanotowano wcale przekroczeń stanów alarmowych na stacjach w Kołobrzegu i w Ustce. W okresie 2013-2022 na w/w stacjach przekroczenia stanów alarmowych również występowały sporadycznie: w Kołobrzegu od 0,15% w grudniu do 0,48 % w styczniu, natomiast w Ustce od 0,03% w październiku do 0,44 % w styczniu.

Na stacji wybrzeża zachodniego w roku 2023 w Świnoujściu stany alarmowe wystąpiły jedynie w miesiącach: lutym i stanowiły 3,13% pomiarów oraz w październiku (2,56%) pomiarów. W stosunku do wielolecia 2013-2022 ich intensywność w roku 2023 była wyższa, ale występowały tylko w 2 miesiącach, w stosunku do 7 miesięcy w wieloleciu.

Analiza występowania stanów alarmowych w poszczególnych miesiącach na wybrzeżu wschodnim wykazała, że w roku 2023 stany alarmowe wystąpiły najczęściej w miesiącu październiku: 2,55 % we Władysławowie oraz 2,02 % pomiarów w Gdańsku Porcie Północnym oraz miesiącu lutym: odpowiednio 1,34% i 0.74%.

W odniesieniu do wielolecia 2013-2022 można stwierdzić, że w roku 2023 zarówno na wybrzeżu zachodnim jak i wschodnim przekroczenia stanów alarmowych występowały tylko w ciągu 2 miesięcy: w lutym i październiku, ale ich intensywność była wyższa. Ponadto zwraca uwagę brak występowania w roku 2023 przekroczeń stanów alarmowych w typowo sztormowym miesiącu styczniu, zarówno w Świnoujściu jak i we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym. W o wieloleciu 2013-2022 intensywność ta wynosiła w styczniu odpowiednio: 2,78% we Władysławowie, 2,45% w Gdańsku oraz 1,43% w Świnoujściu.

Zlodzenie

Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych.

Sezon zimowy 2022/23 na polskim wybrzeżu należał do łagodnych i był trochę surowszy od poprzedniego sezonu. W strefie brzegowej otwartego morza nie wystąpiły znaczące zjawiska lodowe. Zlodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej w tym sezonie lodowym nie spowodowało istotnych utrudnień nawigacyjnych.

Średnie miesięczne temperatury powietrza w okresie zimy na polskim wybrzeżu były dodatnie, przeważnie wyższe od wartości średnich wieloletnich z okresu 1961-1990. Tak jak w ubiegłym sezonie, w grudniu wartości były najbardziej zbliżone do średnich wieloletnich i odnotowano w tym miesiącu najniższą średnią dobową temperaturę powietrza, która wyniosła -9,1°C w Kołobrzegu (17 grudnia). Okresy większego chłodu odnotowano w połowie listopada i grudnia. Dodatkowo bardzo krótkie chłodne okresy rejestrowano w styczniu, w lutym i na początku marca.

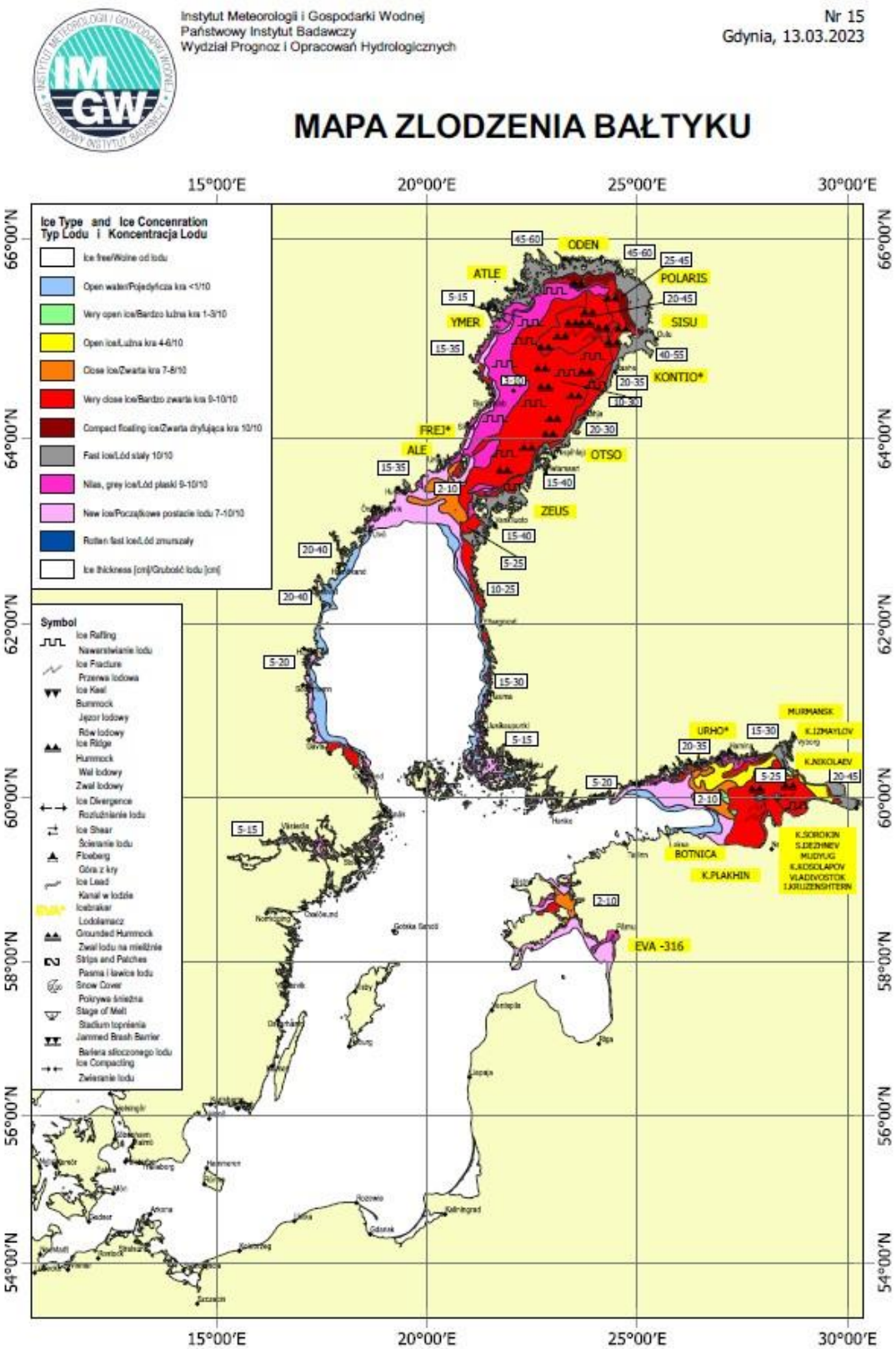
Niewielka liczba dni z ujemnymi temperaturami powietrza, które wystąpiły w grudniu i styczniu, oraz stosunkowo wysoka temperatura wody, spowodowały, że zjawiska lodowe wystąpiły głównie na wodach wewnętrznych i w niektórych portach morskich. Pierwszy lód pojawił się na początku grudnia na Zalewie Wiślanym (09.12.), po kilku dniach również na Zalewie Szczecińskim oraz na Zatoce Puckiej (11.09.). Największe zlodzenie zaobserwowano w grudniu. W lutym i w marcu na Zalewie Wiślanym odnotowano pojedyncze dni z lodem (10-11.02. oraz 9.03.). Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy. W portach wybrzeża niewielkie zlodzenie wystąpiło przez kilka dni w grudniu. Sezon lodowy trwał na Zatoce Puckiej 14 dni a na Zalewie Szczecińskim 19 dni. Najdłużej zjawiska lodowe utrzymywały się na Zalewie Wiślanym, gdzie ostatni lód zaobserwowano na początku marca. W związku z tym długość sezonu lodowego na tym akwenie wyniosła 91 dni (Tabela I.5).

Najdłuższy sezon lodowy z okresu 2011-2023 wyniósł 123 dni w rejonie Zalewu Wiślanego i był dłuższy od opisywanego okresu o 32 dni. Liczba dni z lodem również znacząco się różniła, w sezonie 2012/13 była większa o 95 dni.

Tabela I.5. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2022/23.

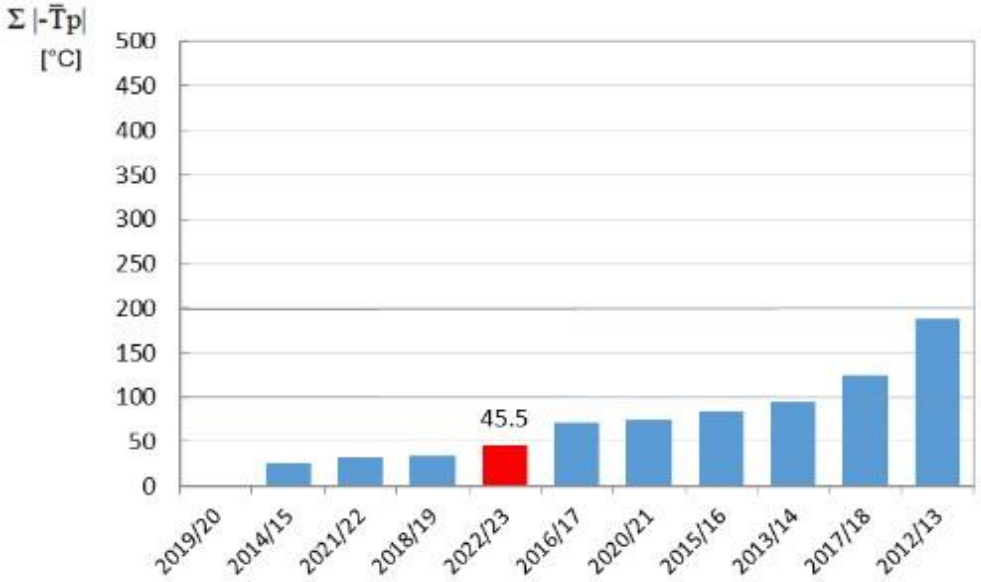
Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Max grubość
Morze:					
Morze przed Świnoujściem	x	x	x	x	x
Morze przed Gdynią	x	x	x	x	x
Porty:					
Gdańsk Port Północny	x	x	x	x	x
Gdynia	x	x	x	x	x
Hel	x	x	x	x	x
Ustka	17.12.	20.12.	4	4	x
Darłowo	15.12.	19.12.	5	5	x
Kołobrzeg	15.12.	18.12.	4	4	x
Dziwnów	x	x	x	x	x
Świnoujście	18.12.	20.12.	3	3	x
Zalewy / wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślany	09.12.	09.03.	91	24	13
Puck, port i wody przyległe	11.12.	24.12.	14	14	x
Zalew Szczeciński	11.12.	29.12.	19	19	x
Tor wodny Szczecin –Świnoujście	15.12.	22.12.	8	8	x

Według danych zebranych przez IMGW-PIB i stworzonej Mapy Zlodzenia Bałtyku, maksymalny zasięg lodu na Morzu Bałtyckim wyniósł 82 000 km^2 w dniu 13.03.2023r (Rys. I.6).



Rys. I.6. Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2022/23.

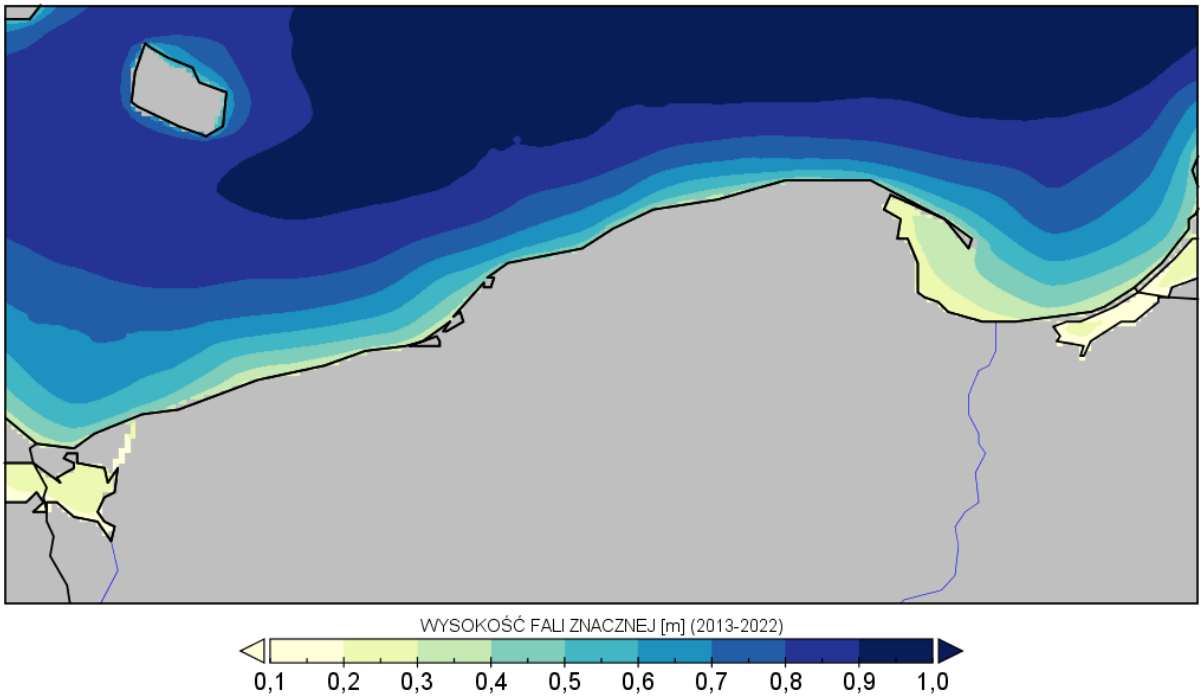
Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego „suma chłodu" ("cold sum") temperatur powietrza w sezonie zimowym 2022/23 stanowiła zimę łagodną i w okresie 2011-2023 plasuje się wśród cieplejszych zim ostatniego dziesięciolecia (Rys. I.7)



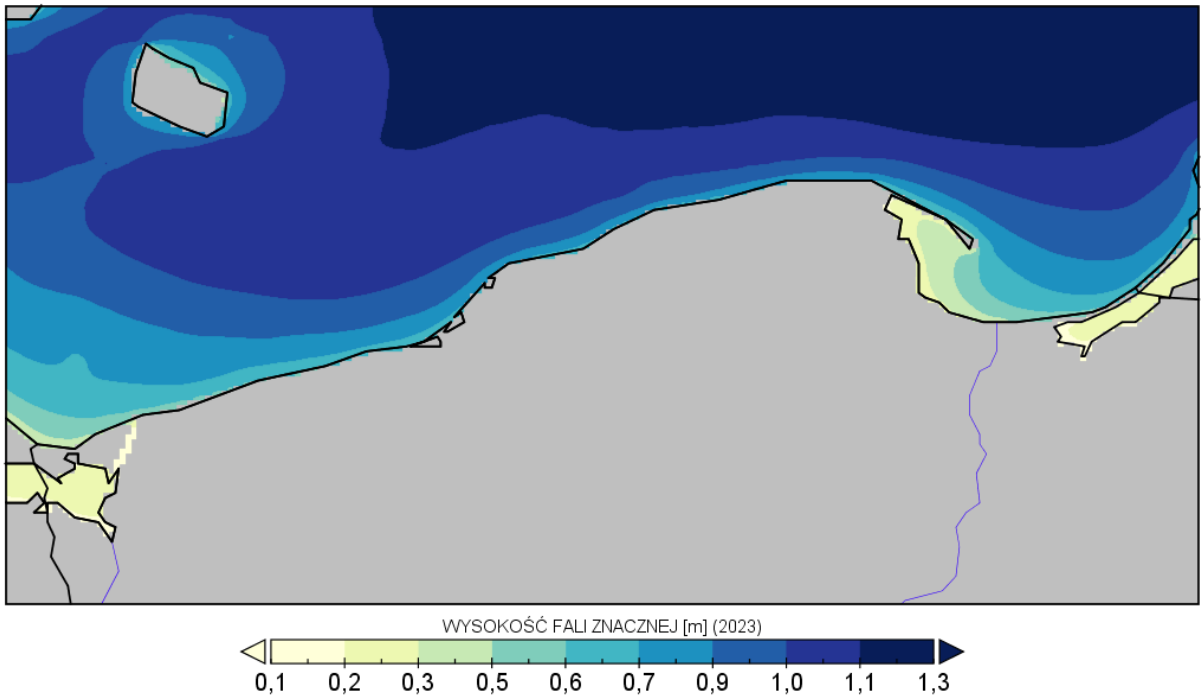
Rys. I.7. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, 2012/13 – 2022/23

I.3 Falowanie

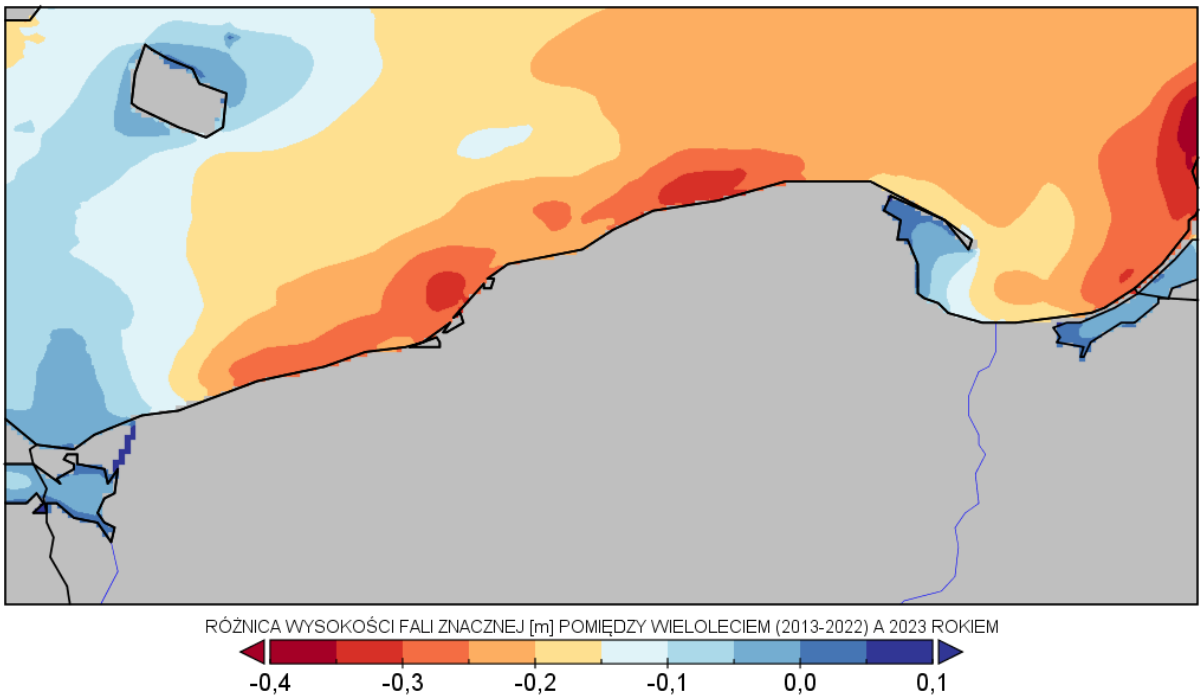
Falowanie odgrywa kluczową rolę w transporcie, dystrybucji i koncentracji wielu elementów środowiska morskiego. Jego intensywność wpływa na mieszanie się wód oraz morfologiczną zmienność dna morskiego i strefy brzegowej, warunkując erozję wybrzeża i destrukcję infrastruktury brzegowej. Wielkość parametrów falowania, takich jak wysokość, kierunek i okres fali jest silnie uwarunkowana cyrkulacją atmosferyczną, ekspozycją wybrzeża oraz przestrzennym ukształtowaniem morza warunkującym rozbieg fali. Celem analizy warunków falowych wykorzystano w dane z reanalizy Copernicus pochodzących ze zweryfikowanych danych modelowych, pomiarowych i satelitarnych o rozdzielczości 0,083° × 0,083° i jednogodzinnym kroku czasowym. Do oceny warunków pozyskano i obliczono średnie i maksymalne wartości wysokości fali znacznej, średnie wartości średniego okresu fali w analizowanym wieloleciu 2013-2022 na tle 2023 roku. Rozkład i wartości analizowanych parametrów falowania w 2023 są stosunkowo zbliżone do tych z okresu 2013-2022. Średnie wartości wysokości fali znacznej w analizowanym dziesięcioleciu nie przekraczały 1,0 m, zaś w 2023 plasowały się w przedziale 0,1-1,3 m. Najmniejsze wartości charakteryzowały akweny Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej (poniżej 0,5 m). Najwyższymi wartościami średnimi, przekraczającymi 1 m charakteryzowała się południowa część Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego (Rys. I.8; Rys. I.9), w szczególności w wieloleciu 2013-2022, gdzie zasięg najwyższych średnich wartości wysokości fal znacznych był większy w kierunku południowo-zachodnim (Rys. I.8; Rys. I.9). Najwyższe różnice, tj. 40 cm, pomiędzy średnimi wartościami wysokości fali znacznej, pomiędzy analizowanym wieloleciem w stosunku do wartości charakteryzujących 2023 rok, występowały w wodach przyległych do środkowej części polskiego Wybrzeża (ok. Łeby i Darłowa). Najmniejszymi różnicami ww. wartości charakteryzowała się Zatoka Gdańska, zachodnia część analizowanego obszaru, Zalew Wiślany oraz wody przybrzeżne, tj. 0-10 cm (Rys. I.10).



Rys. I.8. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2013-2022. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

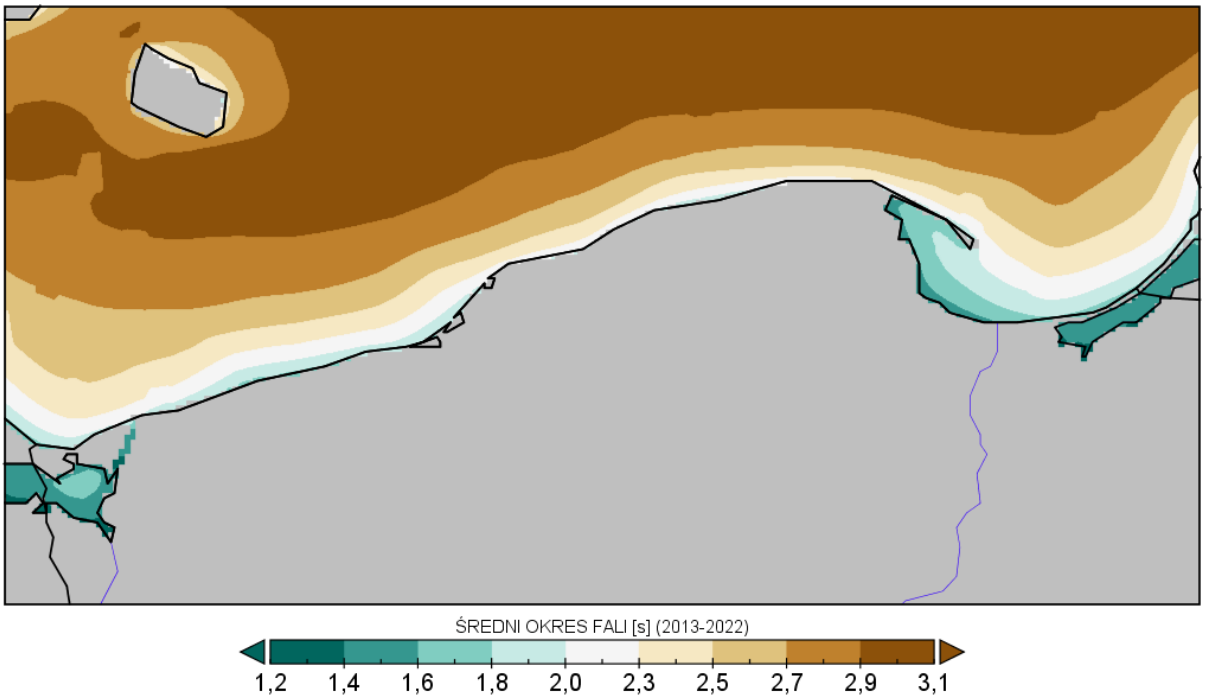


Rys. I.9. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

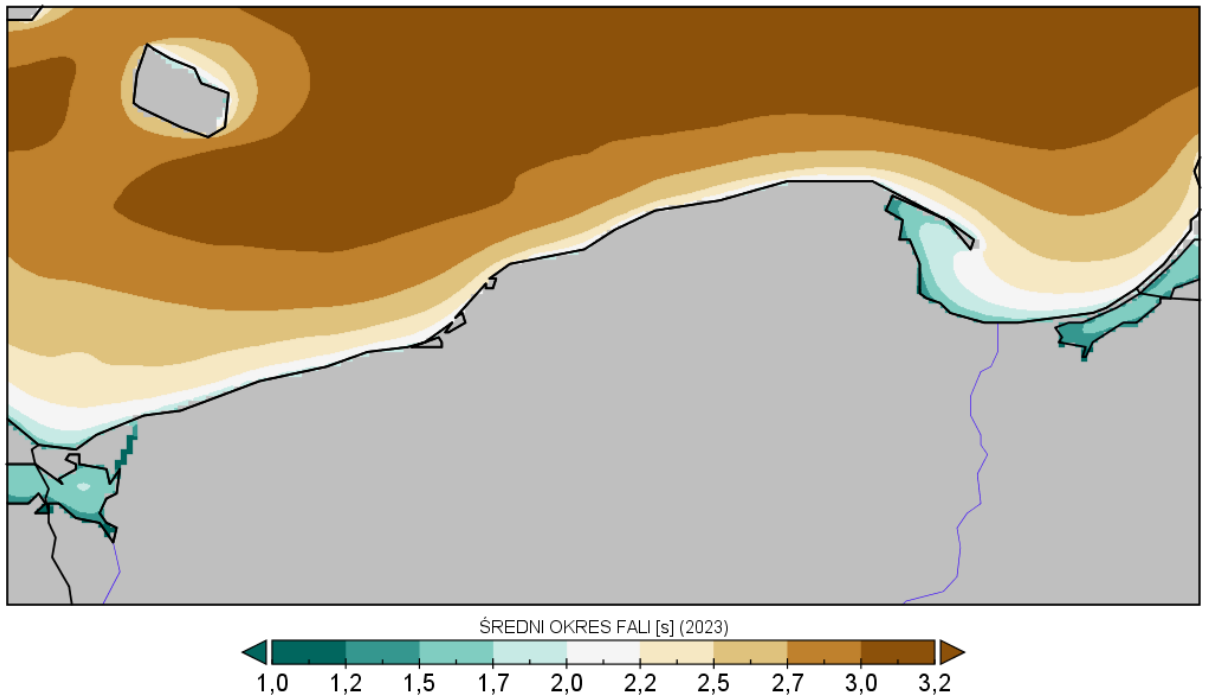


Rys. I.10. Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2013-2022 a średnią z 2023 roku w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

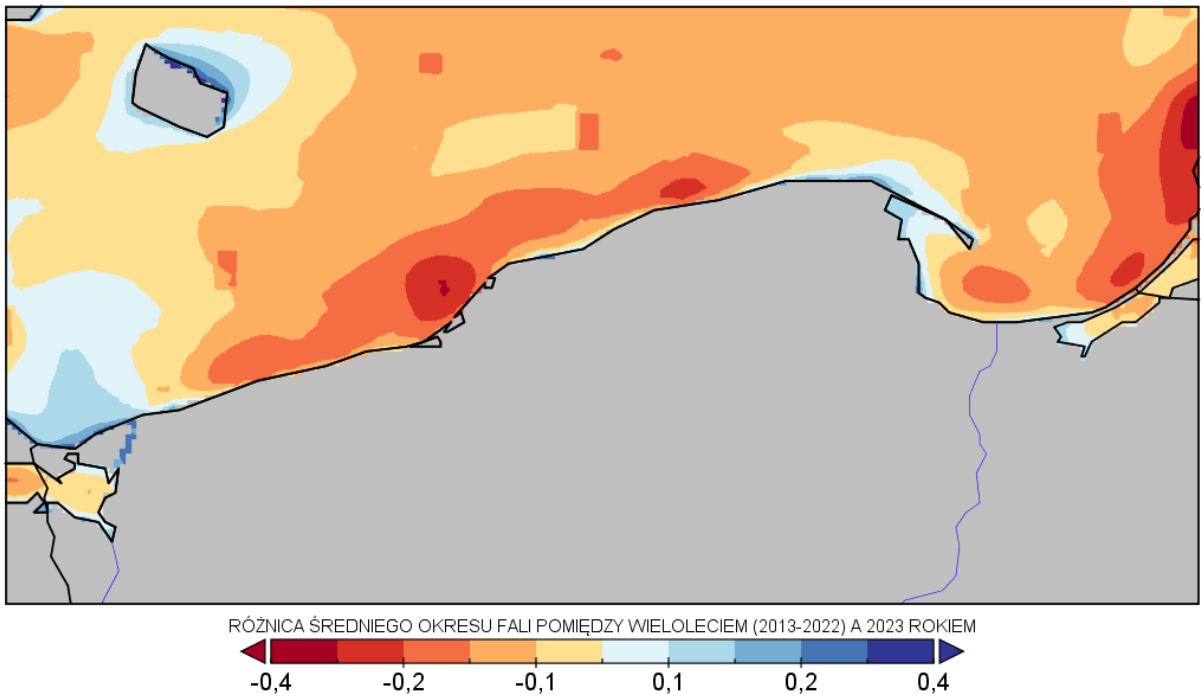
Średnie wartości średniego okresu fali zarówno w analizowanym dziesięcioleciu (Rys. I.11) jak i charakteryzujących warunki z 2023 roku (Rys. I.12) miały podobny rozkład przestrzenny oraz zakres wartości, tj. nieprzekraczających 3,1 s. w okresie 2013-2022 oraz 1,0-3,2 s. w 2023 roku. Najwyższymi wartościami średniego okresu fali charakteryzowała się północna część Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego. Najwyższe różnice pomiędzy średnimi wartościami średniego okresu fali, podobnie jak w przypadku wysokości fali znacznej, występowały w obszarze wód Środkowego Wybrzeża Polski a ponadto w Zatoce Pomorskiej, w obszarze wód wyspy Bornholm i we wschodniej części Półwyspu Helskiego (Rys. I.13).



Rys. I.11. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2013-2022. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

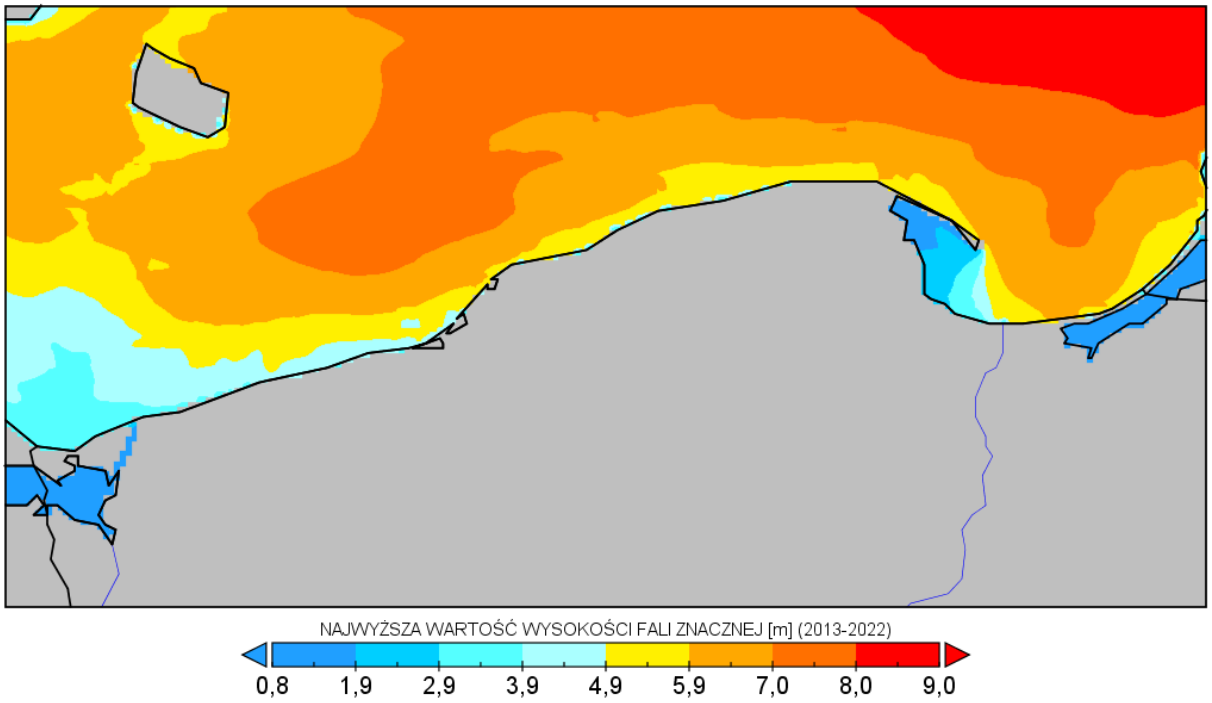


Rys. I.12. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

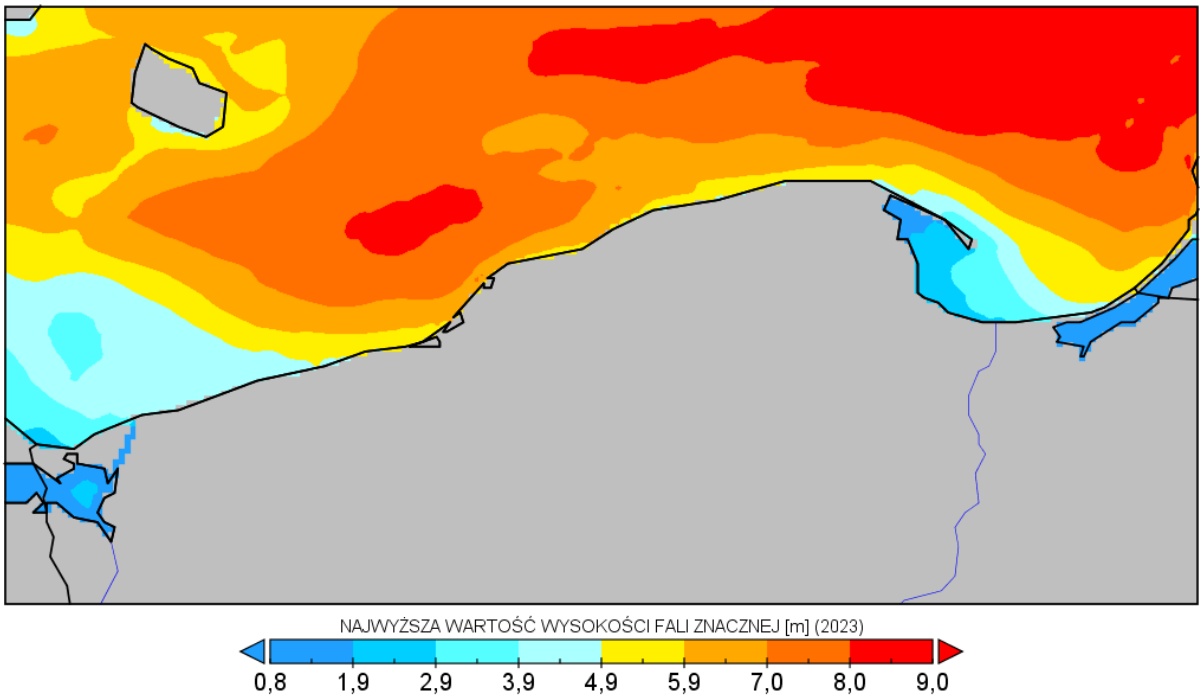


Rys. I.13. Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2013-2022 oraz 2023 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

Najwyższe średnie wartości wysokości fali znacznej, tj. przekraczające 8,0 metrów w wieloleciu 2013-2022 obejmowały obszar północno-wschodniej części Basenu Gotlandzkiego (Rys. I.14), zaś w 2023 roku miały one większy zasięg przestrzenny i obejmowały ponadto wody Ławicy Słupskiej (Rys. I.15). Najmniejszymi wartościami najwyższych fal niezmiennie w obu okresach charakteryzowały się akweny zamknięte i półzamknięte, tj. Zatoka Pomorska, wewnętrza część Zatoki Gdańskiej oraz Zalew Wiślany.



Rys. I.14. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (Hs) w okresie 2013-2022.

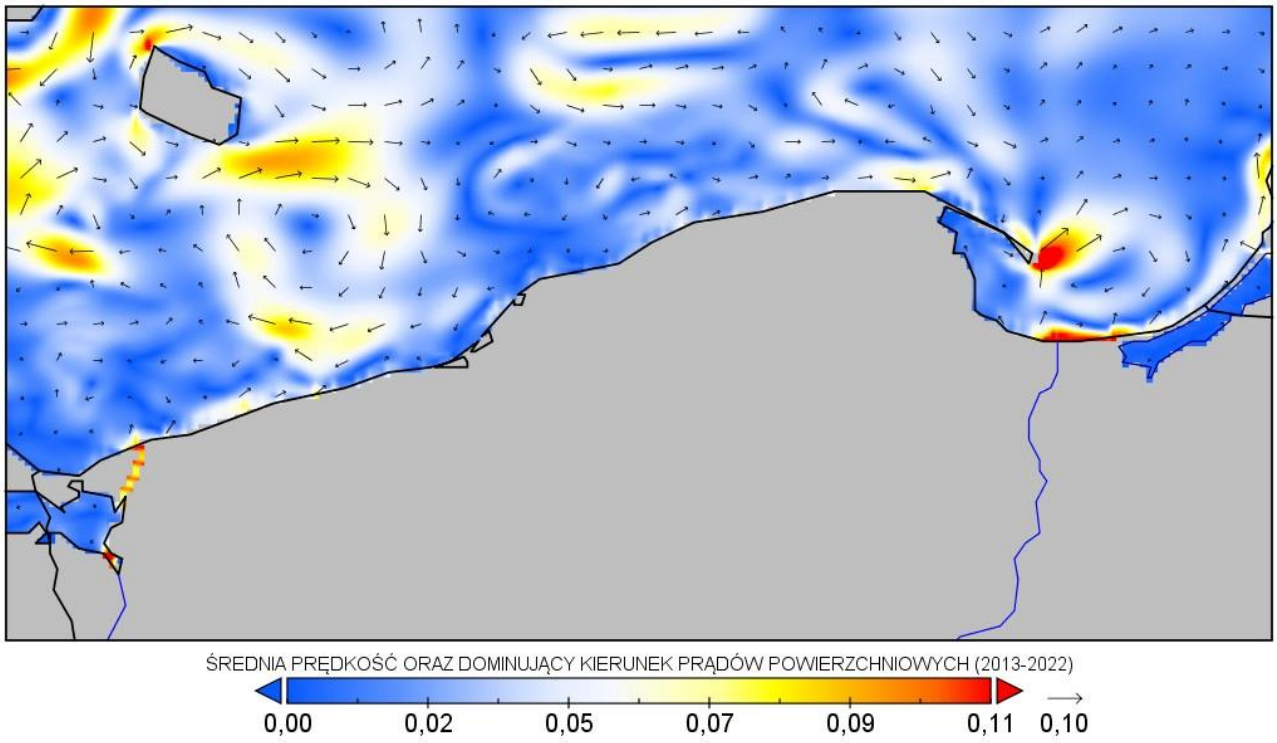


Rys. I.15. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (Hs) w 2023 roku.

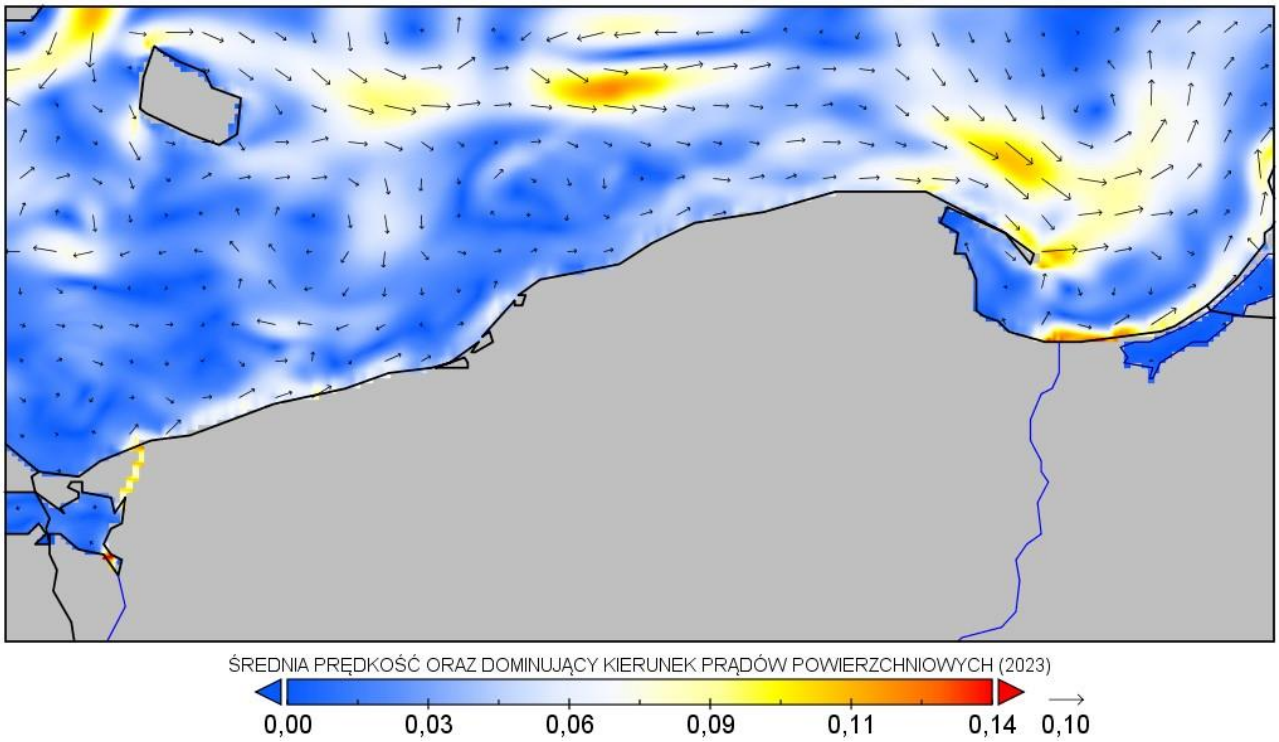
I.4 Prądy morskie

Prądy morskie stanowią ważną role, podobnie jak falowanie jako medium hydrodynamiczne odpowiedzialne jest za transport i dystrybucję oraz koncentrację wielu elementów środowiska morskiego, w tym zanieczyszczeń, fito- i zoobentosu oraz osadów w transporcie suspensyjnym. W obszarze polskiego wybrzeża występują prądy kompensacyjne, tym samym wartość bilansu denudacyjno-erozyjnego dna morskiego jest zbliżona do zera. Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano dane z reanalizy Copernicus oraz pomiary ekspedycyjne przeprowadzone przy pomocy prądomierza ADCP RDI na transektach w trakcie ruchu statku. Na podstawie reanalizy Copernicus (0,083° x 0,083°) obliczono średnią prędkość prądów powierzchniowych oraz na głębokości 30 i 50 m i ich dominujący kierunek w wieloleciu 2013-2022 (Rys. I.16, Rys. I.18 i Rys. I.20) oraz 2023 roku (Rys. I.17, Rys. I.19 i Rys. I.21). Analizę uzupełniono o dane pozyskane z rejsów badawczych, które zwizualizowano w postaci róż kierunkowych z rozkładem prędkości prądów na głębokości powyżej i poniżej 30 m (Rys. I.22, Rys. I.23).

W analizowanym dziesięcioleciu, zarówno prądy morskie powierzchniowe, jak i te na głębokości 30 i 50 metrach, charakteryzowały się średnią prędkością nieprzekraczającą 0,11 m s^{-1} oraz złożonym, wielokierunkowym rozkładem ich propagacji. W obszarze wybrzeża prądy powierzchniowe cechowały się kierunkiem wzdłużbrzegowym o dominującym kierunku z zachodu na wschód w środkowej części wybrzeża oraz ze wschodu na zachód w Zatoce Pomorskiej. W warstwie powierzchniowej, prądy morskie, zarówno w okresie 2013-2022 (Rys. I.16) jak i w 2023 roku (Rys. I.17) dominował kierunek propagacji prądów z zachodu na wschód oraz lokalnie cechował go wielokierunkowy rozkład. W obu analizowanych okresach najwyższe prędkości, tj. 0,11 oraz 0,14 m s^{-1}, odpowiednio dla 2013-2022 oraz 2023, występowały we wschodniej, krańcowej części cypla Półwyspu Helskiego oraz w rejonie ujścia Wisły.



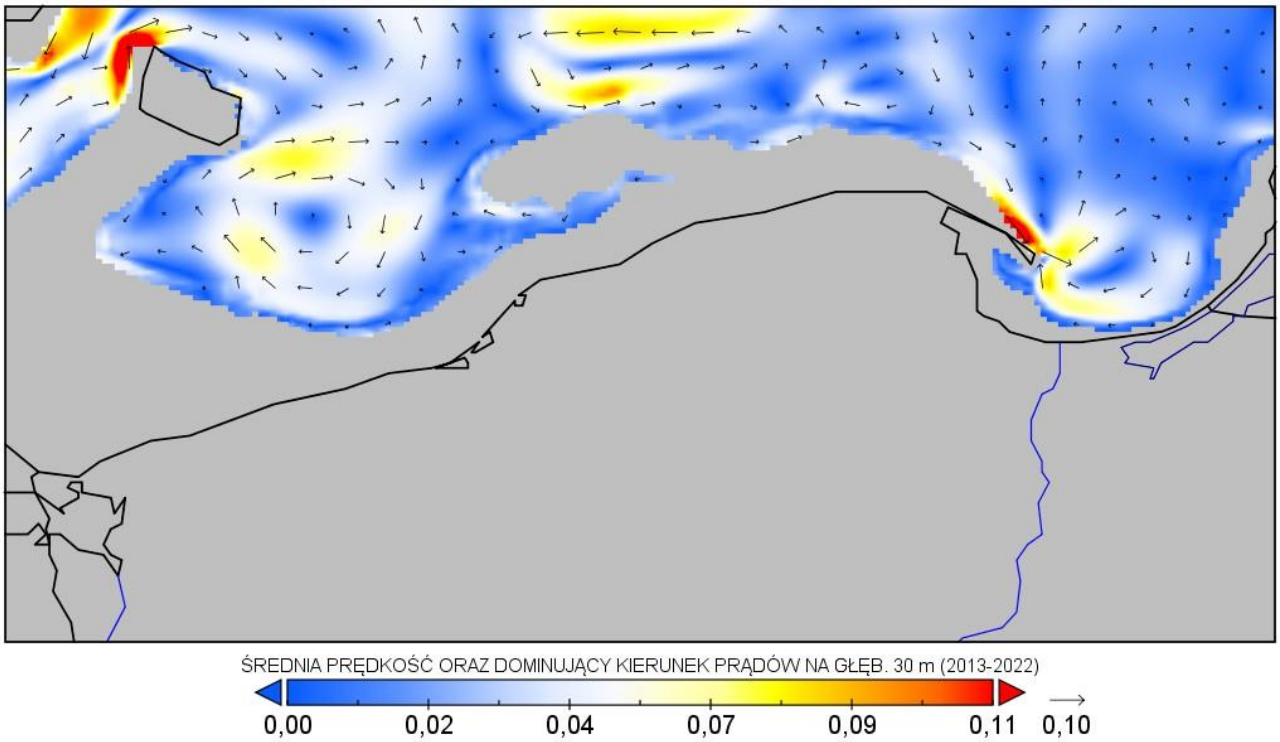
Rys. I.16. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



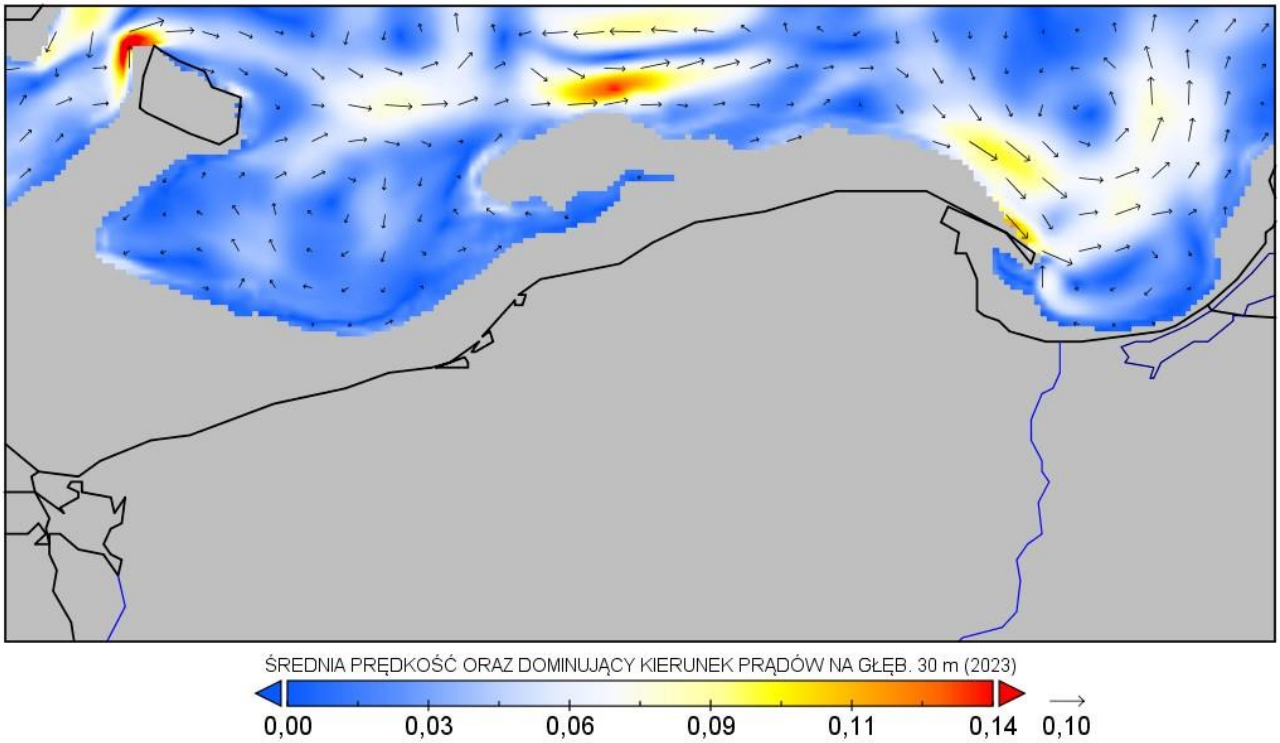
Rys. I.17. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

W 2023 roku (Rys. I.19) w odróżnieniu do analizowanego wielolecia, tj. 2013-2022 (Rys. I.18) w obszarze Zatoki Gdańskiej prądy na głębokości 30 m propagowały z zachodu i zachodniej północy w kierunku wschodnim i wschodnio-północnym. Rozkłady przestrzenne średnich wartości prądów morskich obu analizowanych okresów są do siebie zbliżone, jednakże średnie wartości prędkości w Basenie Bornholmskim są wyższe w wieloleciu niż w 2023 roku.

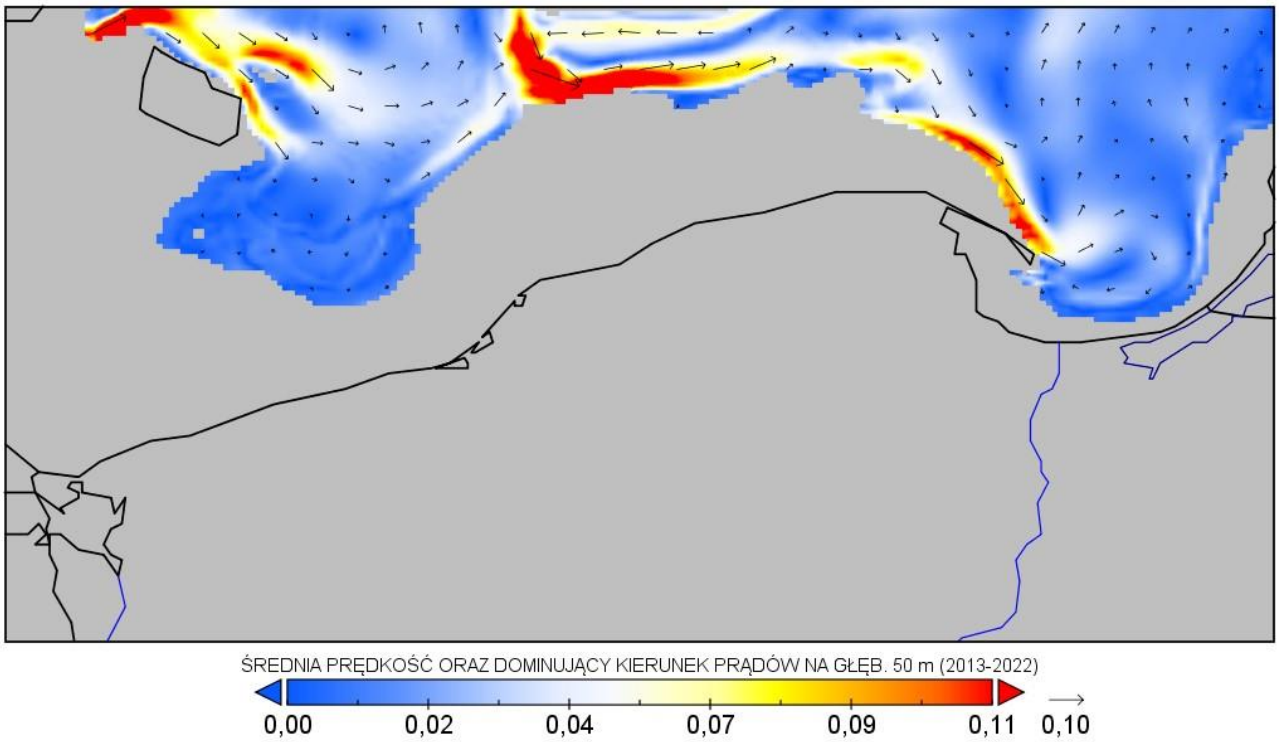
Obszary występowania najwyższych prędkości prądów morskich na głębokości 50 m są tożsame dla obu analizowanych okresów i stanowią one graniczne obszary zmiany głębokości. W 2023 roku (Rys. I.20) w basenie Zatoki Gdańskiej prędkości prądów morskich były wyższe, tj. 0,06-0,075 m s^{-1} niż w wieloleciu 2013-2022 (Rys. I.21), gdzie średnia ich prędkość nie przekraczała 0,04 m s^{-1}.



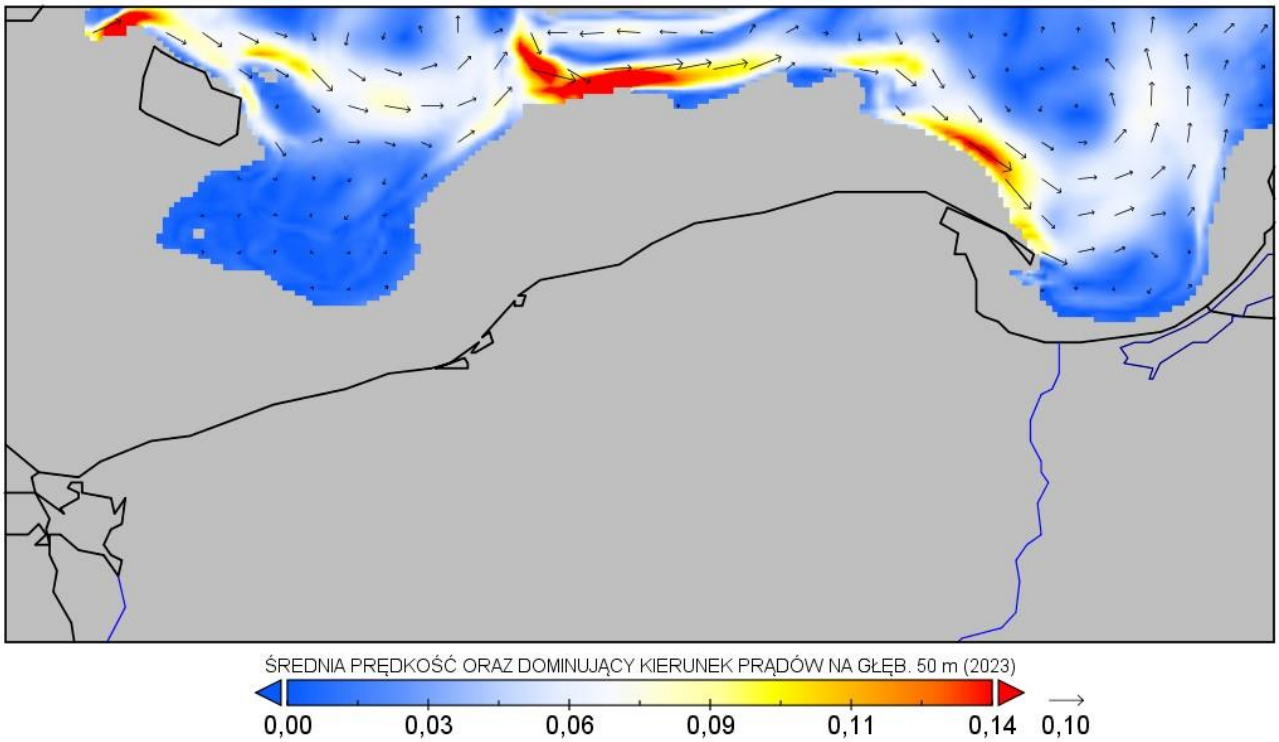
Rys. I.18. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



Rys. I.19. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



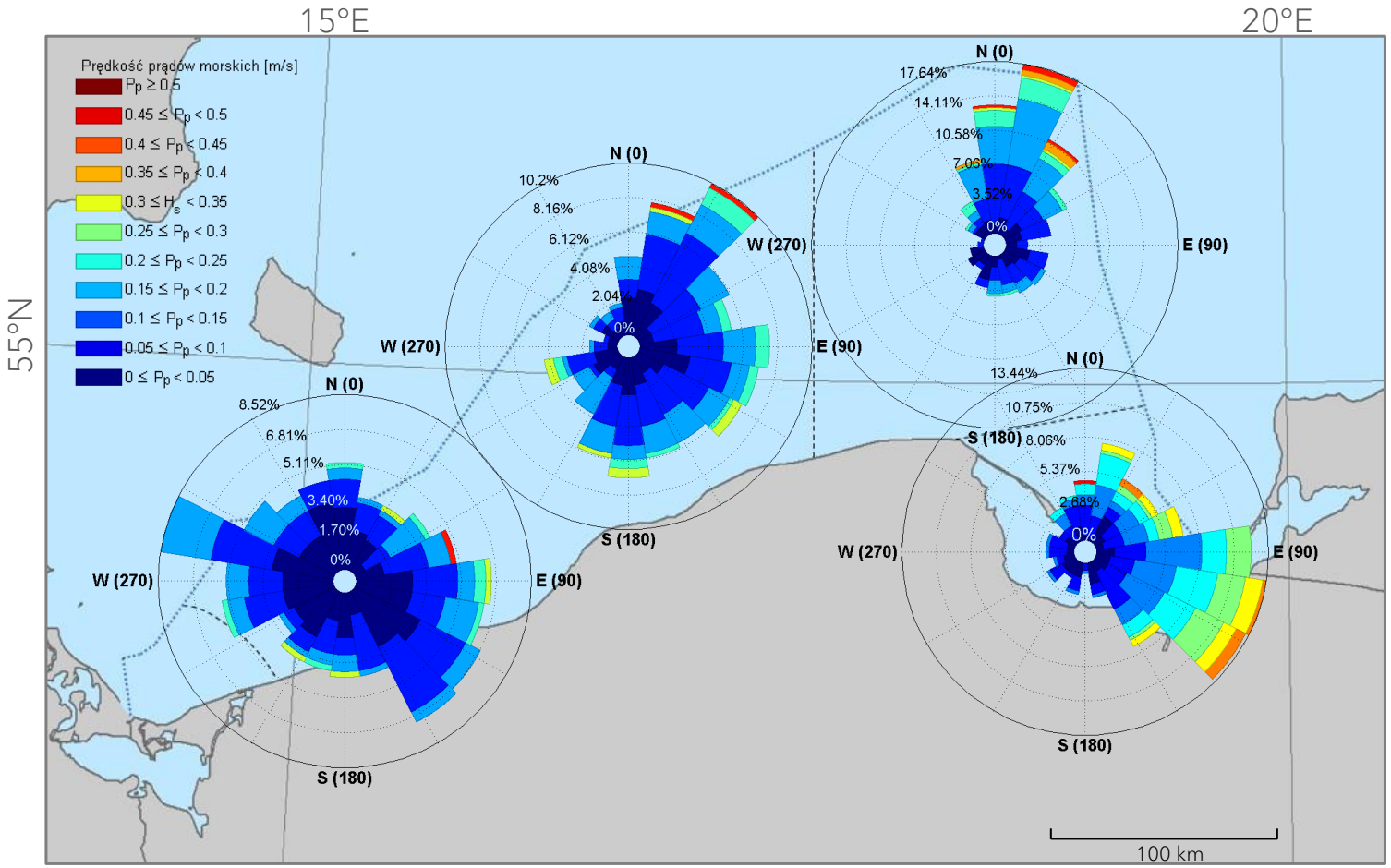
Rys. I.20. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



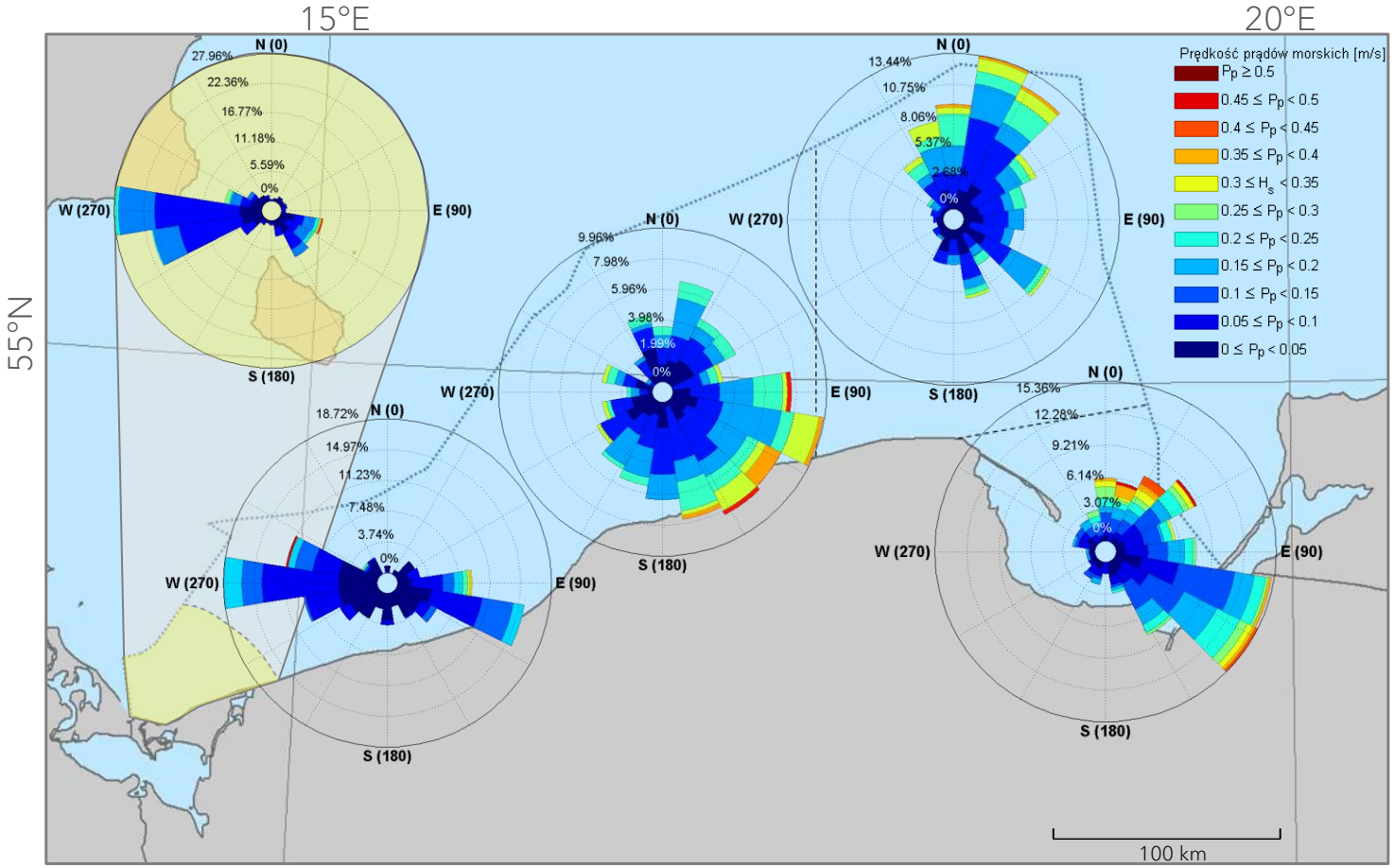
Rys. I.21. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

Prądy morskie pozyskane z urządzenia ADCP rejestrującego podczas rejsów badawczych sześciokrotnie razy w ciągu roku mogą ze względu na intensywną dynamikę i zmienność prądów morskich niecałkowicie odzwierciedlać rzeczywistego rocznego rozkładu, jednakże obrazuje on średnie warunki dla wybranych basenów wg Majewski, 1989 oraz Komisji Helsińskiej. Na głębokości poniżej 30 metrów (Rys. I.22) w Basenie

Bornholmskim prądy morskie charakteryzowały się wielokierunkowym rozkładem a ich dominujące prędkości nie przekraczały 0,4 m s^{-1}. Wyższe prędkości stanowiły marginalny udział. Wschodnia część Basenu Bornholmskiego wykazywała dominujące kierunki propagacji: NE oraz NNE. Prędkość prądów morskich w Basenie Gotlandzkim nie przekraczała 0,5 m s^{-1} a dominującym kierunkiem był północ i północny-wschód (Rys. I.22). Prądy w Zatoce Gdańskiej cechowały się najwyższym udziałem prądów o prędkości powyżej 0,3 m s^{-1}. Prądy w tym akwenie propagowały ze wschodu i południowego wschodu.
Prądy morskie na głębokości do 30 metrów, charakteryzowały się wyższym udziałem procentowym prędkości powyżej 0,4 m s^{-1}, szczególnie w zachodniej części Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego. Kierunek prądów morskich w Zatoce Gdańskiej i Basenie Gotlandzkim był zbliżony do rozkładu występującego na głębokości powyżej 30 m. Zatoka Pomorska i wschodnia część Basenu Bornholmskiego charakteryzowały się wyższym udziałem procentowym prądów z zachodu, a w przypadku wschodniej części Basenu Bornholmskiego, również ze wschodu. Obszary te cechował duży udział prędkości prądów nieprzekraczających 0,3 m s^{-1} (Rys. I.23).



Rys. I.22. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2023 roku na głębokości poniżej 30 m.



Rys. I.23. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2023 roku na głębokości do 30 m.

II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej

II.1.Wstęp

Poprawa lub utrzymanie dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie różnych elementów ekosystemu morskiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Działania podejmowane w tym kierunku mają zarówno charakter formalny, wynikający z obowiązującego prawodawstwa krajowego i UE, ale również oparte są na współpracy regionalnej, koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku – Komisję Helsińską (HELCOM). Jednym z podstawowych aktów prawnych określających ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE) odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. Dyrektywa ta została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. poprzez przyjęcie nowej wersji załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich.

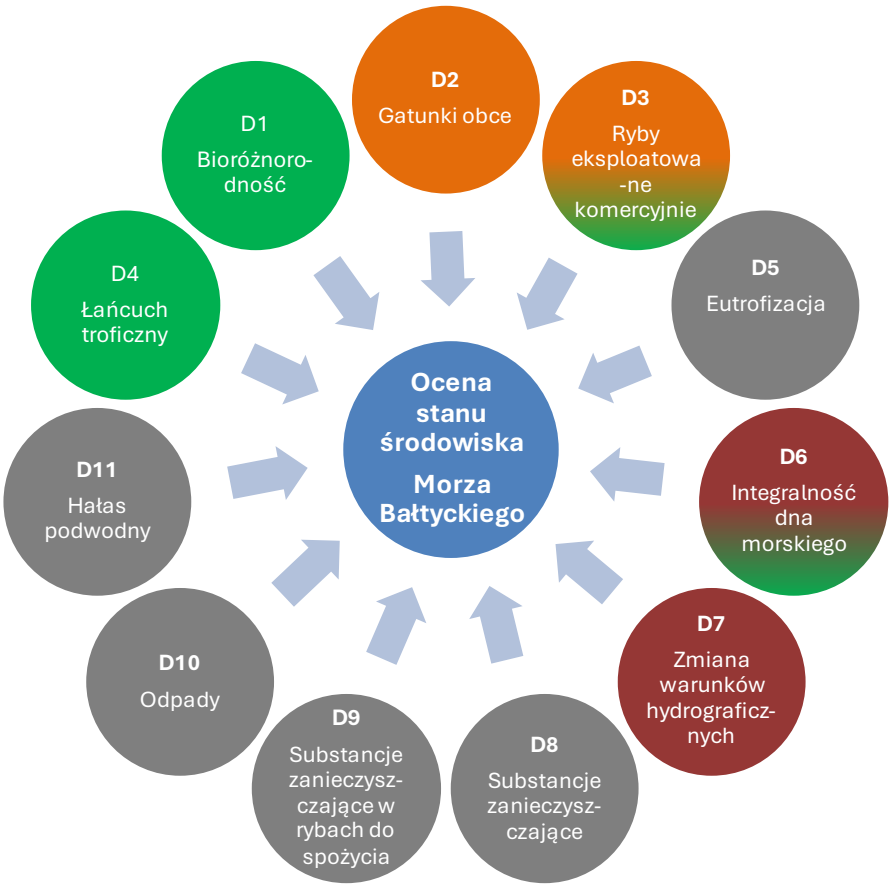
Podstawowymi celami dyrektywy są: (i) ochrona i zachowanie środowiska morskiego, (ii) zapobieganie pogarszaniu się stanu środowiska morskiego oraz (iii) poprawa i docelowo osiągnięcie **dobrego stanu środowiska** (Good Environmental Status - GES). Zgodnie z definicją RDSM przez dobry stan środowiska należy rozumieć: "...taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia".

Realizacja celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska ma być oparta na opracowaniu przez państwa członkowskie strategii działań, które muszą uwzględniać określone kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich. Kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny zostały określone w Decyzji Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r., zwanej dalej „decyzją 2017/848", uchylającej decyzję Komisji Europejskiej 2010/477/UE. Ma to zapewnić zunifikowane podejście w zakresie opracowania ocen stanu środowiska morskiego, celów środowiskowych, programów monitoringowych oraz planów działań w kierunku utrzymania lub przywrócenia dobrego stanu obszarów morskich.

Krajową podstawą prawną regulującą sposób przeprowadzania ocen stanu środowiska wód morskich w sposób zgodny z art. 8 RDSM jest art. 150 ustawy Prawo Wodne (Dz.U. 2023 poz. 1478 z pózn. zm.).

Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej zostały zobligowane do przeprowadzenia, do 2012 roku, wstępnej oceny stanu środowiska obszarów morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Zgodnie z art. 151 ust. 13 ustawy – Prawo wodne, wstępna ocena

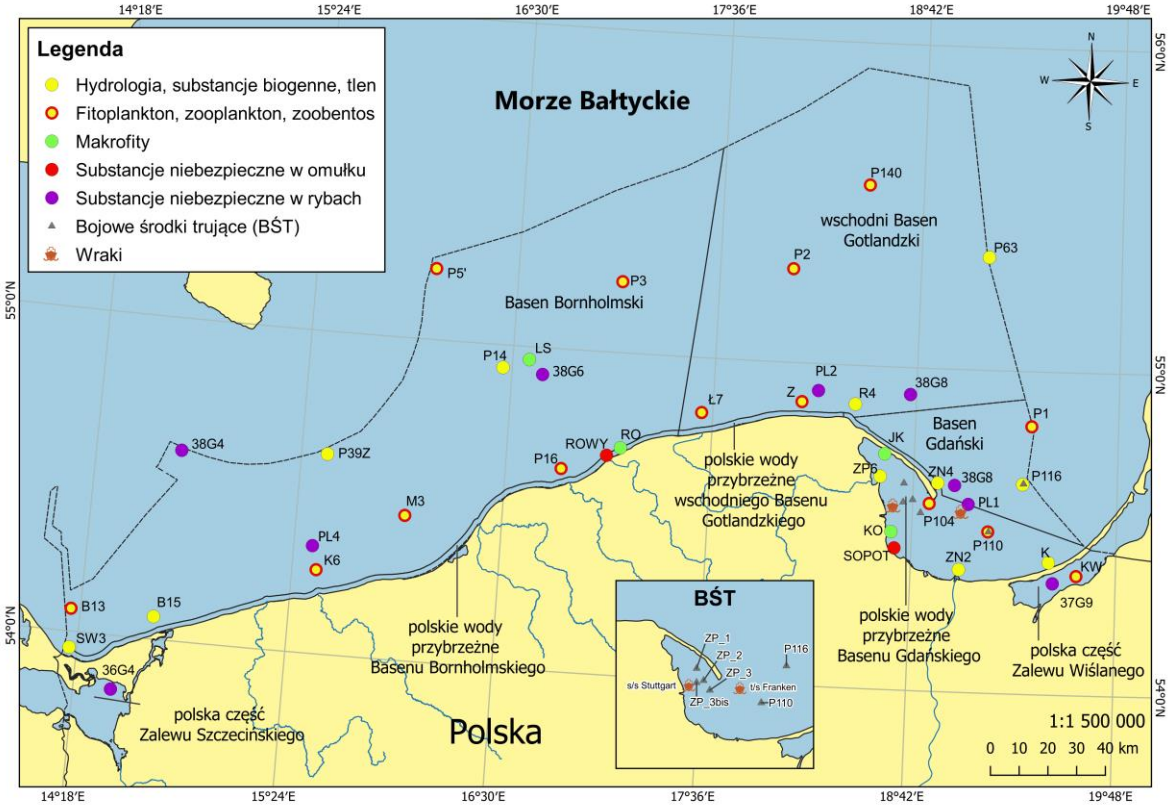
stanu środowiska wód morskich podlega przeglądowi co 6 lat i w razie potrzeby aktualizacji, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 roku (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230) i trwające prace nad przygotowaniem drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2024 roku. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; decyzja 2017/848;
Rys. II.1).



Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230).

Decyzja 2017/848 wprowadziła podział wskaźników na dwie grupy, które muszą być uwzględnione w aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego. Zgodnie z RDSM należą do nich cechy presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10 i D11 oraz 3 cechy stanu: D1, D3, D4 i D6 (część) dotyczące **elementów ekosystemu** (ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe). W celu zachowania zgodności z wersją anglojęzyczną RDSM przyjęto następującą konwencję oznaczeń cech i kryteriów: D – dla cechy, C – dla kryterium. Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku (Załącznik I RDSM; decyzja 2017/848) są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium.
Kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego w ramach współpracy koordynowanej przez HELCOM. Harmonizacja regionalna

dotyczyła między innymi wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny HELCOM, z których następnie wydzielono polskie części, podlegające niniejszej ocenie (Rys. II.2, Tabela II.1).



Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM.

W podziale akwenów wg HELCOM MAS (HELCOM 2013), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański (Tabela II.1). Obszary Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do odpowiednich akwenów obejmujących wody przybrzeżne: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Ze względu na specyfikę ustroju hydrologicznego oraz zakres badań monitoringowych prowadzonych w zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM zachowano wydzielenie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszak i in. 2016; Krzymiński i in. 2017 i nowszych) wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska.

Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*).

Nazwa polska	Nazwa angielska
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Eastern Gotland Basin Polish coastal waters
wschodni Basen Gotlandzki	Eastern Gotland Basin
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdansk Basin Polish coastal waters
Basen Gdański	Gdansk Basin
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
Basen Bornholmski	Bornholm Basin
polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

W celu pozyskania odpowiedniej informacji o poszczególnych elementach środowiska morskiego, będącej podstawą przeprowadzania ocen i wyznaczania kierunków działań, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzone są systematyczne badania zgodnie z aktualizacją Programu Monitoringu Wód Morskich.

W 2023 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicznych i chlorofilu *a* – na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (Rys. II.2). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne, pobranie materiału biologicznego oraz osadów dennych wykonywane były przede wszystkim podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica" zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku do monitoringu HELCOM.

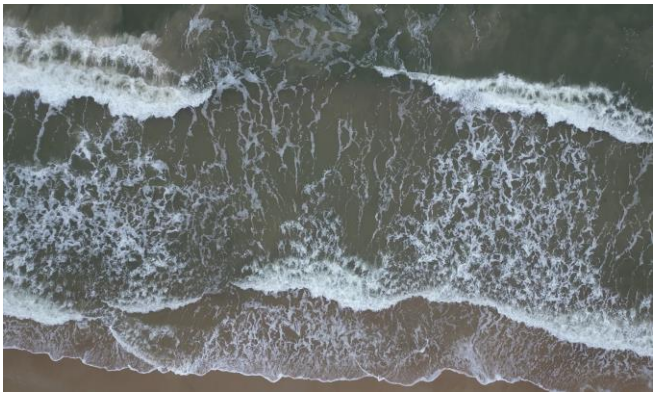
Ocenę za rok 2023 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocena została wykonana na podstawie wyników monitoringu przeprowadzonego zgodnie z zapisami aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, które zostały uzupełnione o dane i informacje z innych źródeł, w tym pochodzących z pomiarów i obserwacji prowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy. Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Dane uzyskane w 2023 r. umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu, fitoplanktonu, D6 – integralność dna morskiego oraz cech: D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim. W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii w opracowaniu przedstawiono wyniki badań dźwięku impulsowego i ciągłego w postaci opisowej. Wyniki badań dźwięku ciągłego przedstawiono bez wieloletniego tła.

Ocenę w zakresie indeksu wielkich ryb LFI, Liczebności kluczowych grup troficznych i Liczebności gatunków kluczowych oraz Wielkość ryb przybrzeżnych (L90) przygotowano na podstawie opracowań wykonanych w ramach realizacji umowy nr GIOŚ/205/2023/DMŚ/NFOŚ „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w latach 2023-2025" zawartej dnia 29 czerwca 2023 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni. Ocenę w zakresie cechy D3 wykonano w ramach umowy nr GIOŚ/205/2023/DMŚ/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2023 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w latach 2023-2025" pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni.

Ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach nr GIOŚ/ZP/35/2023/DMŚ/NFOŚ z dnia 2 marca 2023 r. pn. „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2023-2025".

II.2. Ogólne warunki fizykochemiczne

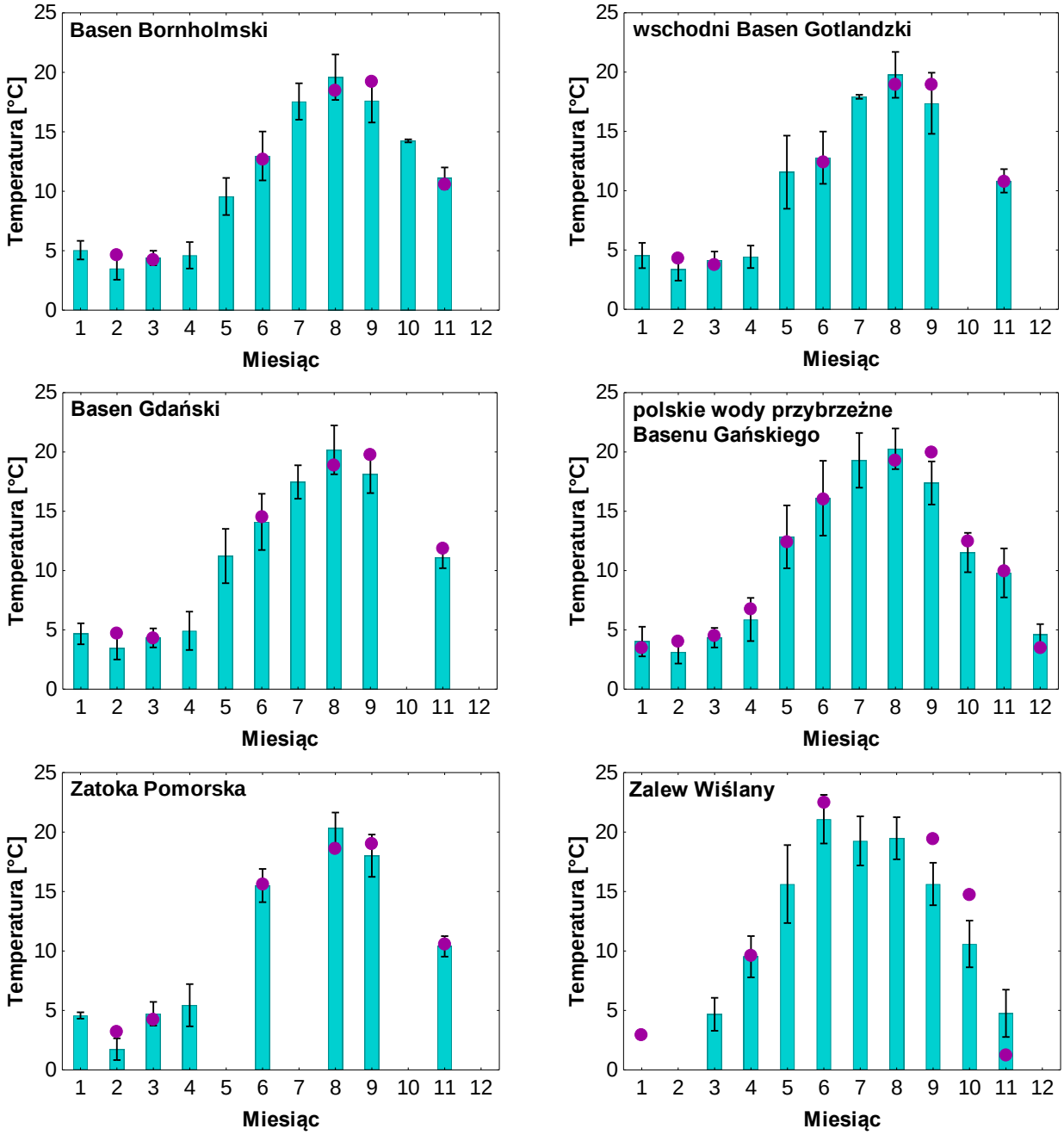


II.2.1. Temperatura wody morskiej

W 2023 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych zmieniały się od 3,8 °C do 19,8 °C, przy czym w Basenie Bornholmskim zakres ten obejmował wartości 4,3-19,2°C, we wschodnim Basenie Gotlandzkim 3,8-19,0°C, w Basenie Gdańskim 4,3-19,8°C (Rys. II.3). Zakresy te były zbliżone do obserwowanych w roku 2022, w którym temperatura wód powierzchniowych pozostawała w zakresie 3,3°C do 19,9°C. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego najniższa średnia temperatura wynosiła 3,5°C, natomiast najwyższa odnotowana we wrześniu wyniosła 21,3°C, co oznacza, że była wyższa o ok. 1°C w stosunku do roku poprzedniego. Podobne zakresy temperatury odnotowano w wodach Zatoki Pomorskiej (3,2-19,0°C), natomiast w Zalewie Wiślanym najniższa średnia temperatura charakteryzowała styczeń (3,5°C), najwyższa (21,3°C) odnotwana została we wrześniu, co oznacza widoczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego (15,4°C). Najmniejsze wartości średniej temperatury warstwy powierzchniowej (3,2-4,5°C) przypadały na miesiące od stycznia do marca, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu i wrześniu we wszystkich obszarach. Wyższą średnią temperaturę wód powierzchniowych wynoszącą 22,5°C odnotowano w Zalewie Wiślanym w czerwcu. W 2023 roku zakresy temperatury obserwowane w obszarach morza otwartego były bardzo zbliżone do zakresów średnich wartości wyznaczonych dla okresu odniesienia (2013-2022), które wynosiły 3,5-19,6°C w Basenie Bornholmskim, 3,4-19,8°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 3,5-20,2°C w Basenie Gdańskim. Podobna charakterystyka obowiązywała w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie zakres temperatury w poprzedzającym dziesięcioleciu wynosił 3,1-20,3 °C, w przeciwieństwie do Zatoki Pomorskiej, gdzie zakres zmienności był większy (1,7-20,3°C). Nieznacznie odmienne wartości wynikające z miesięcy, w których wykonywano pomiary charakteryzowały Zalew Wiślany (4,7-21,1°C).

We wszystkich obszarach, z wyjątkiem Zalewu Wiślanego wartości średnie temperatury warstwy powierzchniowej wód morskich charakteryzujące miesiące luty i wrzesień w 2023 roku były wyższe od wartości wyznaczonych dla tych samych miesięcy w okresie 2013-2022. Największy wzrost temperatury w lutym (1,8°C) odnotowano w Zatoce Pomorskiej, w Basenie Gdańskim i jego wodach przybrzeżnych zmiany były na poziomie 1°C. Najmniejszy wzrost odnotowano w Basenie Bornholmskim (0,8°C) i wschodnim Basenie Gotlandzkim (0,4°C).We wrześniu największy wzrost średniej temperatury w 2023 roku w stosunku do dziesięciolecia odnotowano w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (2,5°C), w obszarach morza otwartego wzrost był na poziomie 1,6°C, natomiast najmniejsza zmianie o 1°C wystąpiła w Zatoce Pomorskiej. W przeciwieństwie do września, sierpień 2023 roku charakteryzował się niższą temperaturą wód powierzchniowych w odniesieniu do okresu 2013-2022. Średnia wartość wzrosła o ok. 1°C w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Gdańskim, Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim do 1,7°C w Zatoce Pomorskiej. Największe zmiany średniej temperatury wód powierzchniowych

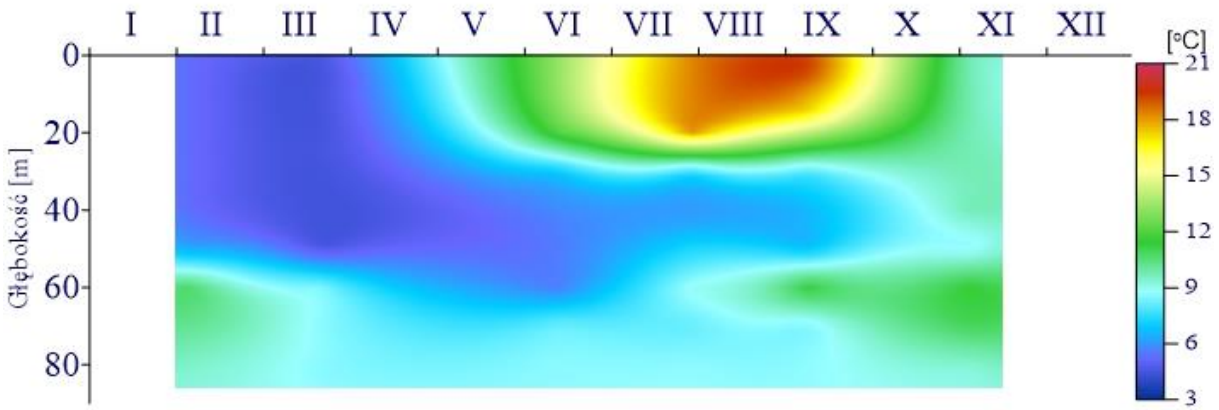
Zalewu Wiślanego odnotowano w czerwcu, wrześniu i październiku, gdzie odnotowano wzrost odpowiednio o 1,4°C, 3,8°C i 4,1°C oraz w listopadzie, gdzie średnia dla roku 2023 spadła o 3,6°C w porównaniu do wartości obliczonej dla poprzedzającego dziesięciolecia, co może mieć związek z odmienną dynamiką nagrzewania wód obszarach płytszych.



Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2023 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2013-2022; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2013-2022; punkty – średnia 2023.

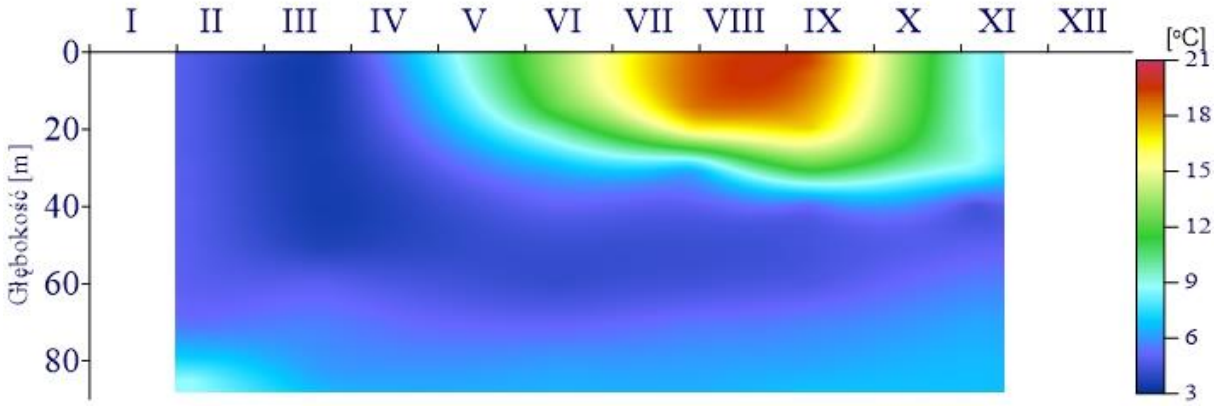
Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2023 roku dotyczy warstw do 20 m głębokości (Rys. II.4). W lutym na stacji P5C temperatura wody pozostawała niezmienna (5,3°C) do głębokości 40 m, co oznacza, że była wyższa o 1,2°C od obserwowanej w tym samym miesiącu 2022 roku. Na głębokości 50 m odnotowano wzrost do 6,2°C, na głębokościach 60 i 70 m obserwowano dalszy wzrost do wartości odpowiednio 10,8°C i 10,2°C, po czym w warstwach poniżej

temperatura utrzymywała się na jednym poziomie 9,3-9,5°C. W marcu warstwy do 50 m głębokości charakteryzowały się temperaturą na poziomie 4,5°C, podczas gdy w warstwach od 60 do 84 m obowiązywała wartość 8,6°C. W czerwcu najwyższa temperatura na poziomie 13,2°C wystąpiła w warstwach do 10 m, poniżej odnotowano nieznaczny spadek do 12,1°C na głębokości 20m, poniżej której temperatura pozostawała w zakresie 5,5-6,9°C do 60 m. Warstwy od 70 do 84 m charakteryzowały się temperaturą na poziomie 8,2-8,6°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 18-19°C odnotowano w sierpniu i wrześniu, przy czym miąższość warstw charakteryzujących się taką temperaturą spadła z 20 m w sierpniu do 10 m we wrześniu. W sierpniu temperatura warstw na głębokościach 30-50 m utrzymywała się w zakresie od 6,0°C do 7,4°C, natomiast od 60 m pozostawała w zakresie 8,1-8,7°C. Zbliżony zakres temperatury (8,4 -8,7°C) charakteryzował warstwy od 70 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 9,7°C była charakterystyczna dla warstw 0-40 m. Na poziomach 60 i 70 m temperatura wynosiła odpowiednio 11,4°C i 11,0°C, co oznacza istotny wzrost w stosunku do roku poprzedniego natomiast od 80 m do dna zmieniała się w zakresie od 9,1°C do 9,3°C.



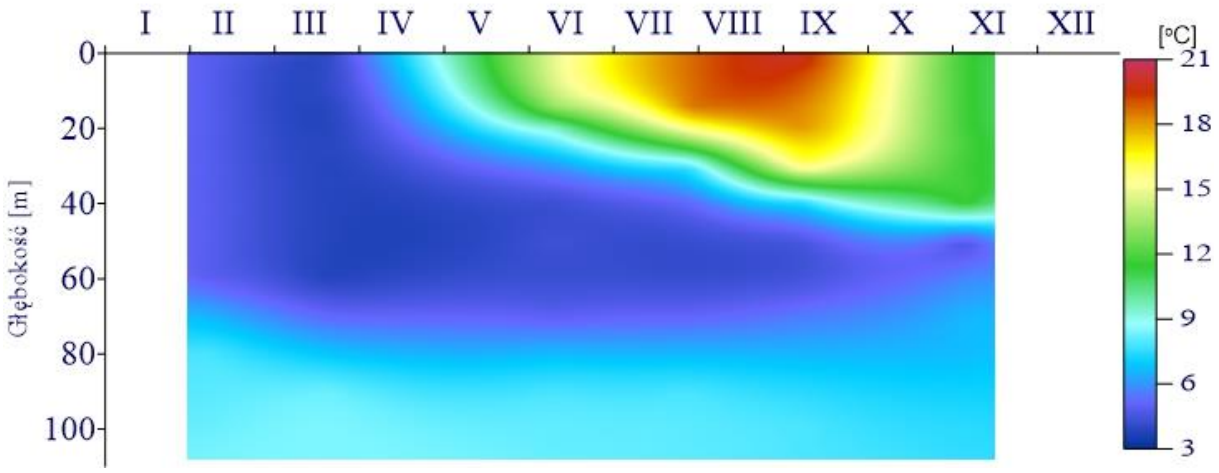
Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.5) w lutym i marcu 2023 roku wykazują mniejszą zmienność niż w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. W lutym warstwy do głębokości 60 m charakteryzowały się temperaturą pozostającą w zakresie 4,7-4,9°C, podczas gdy przy dnie temperatura wzrastała do 8,8. W marcu wyrównane wartości (3,4-3,6°C) charakteryzowały głębokości do 50 m. Poniżej tej głębokości temperatura wrastała przy dnie do wartości 6,3°C. W czerwcu w warstwach do 5 m temperatura była na poziomie 13,4°C, w zakresie głębokości od 10 do 60 m spadała od 12,9°C do 4,1°C, a poniżej wzrastała osiągając przy dnie 6,4°C. Temperatura zbliżona na poziomie 18,5-18,8°C charakteryzowała w lipcu warstwy od powierzchni do 15 m głębokości, na głębokości 20 m temperatura wynosiła 16,6°C, a od 30m do dna pozostawała w zakresie od 4,8°C do 6,3°C. We wrześniu wartość temperatury w zakresie 17,3-19,3°C wystąpiła do 20 m, malejąc w głąb kolumny wody. W warstwie 30-50 m temperatura spadała od 12,2°C do 4,5°C, od 60m do dna wartości mieściły się w zakresie od 4,6°C do 6,8°C. W listopadzie stała temperatura na poziomie 8,8°C charakteryzowała warstwy do głębokości 30 m, na głębokościach od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 4,3-6,7°C.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

W lutym 2023 roku temperatura w rejonie Basenu Gdańskiego (Rys. II.6) pozostawała na poziomie 4,8-4,9°C do głębokości 60 m, poniżej której następował nieznaczny wzrost od 6,6°C na głębokości 70 m do 8,3°C na głębokości 103 m. W marcu bardzo wyrównana temperatura na poziomie 3,8-4,0°C charakteryzowała warstwy od 0 do 60m. Poniżej tej głębokości temperatura wzrastała do 8,4°C przy dnie. W czerwcu temperatura na poziomie 14,4-14,8°C charakteryzowała warstwy do 10 m, na poziomach 15 m, 20 m i 30 m osiągnęła wartości odpowiednio 13,2°C, 9,4°C i 6,0°. Na głębokościach od 40 do 70 m temperatura utrzymywała się w granicach 4,2-4,9°C, poniżej obserwowano wzrost temperatury do 8,1°C przy dnie. W lipcu i wrześniu do 15 m temperatura była wyrównana na poziomie 19°C. W zakresie głębokości 20-40 m obserwowano spadek do wartości 5,2°C i 7,3°C odpowiednio w sierpniu i wrześniu. W warstwie 50-60 m temperatura utrzymywała się na poziomie 4°C, natomiast poniżej odnotowano wzrost do 8°C w warstwach najgłębszych. Stałą temperaturą równą 11,6°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 40 m w listopadzie, natomiast w warstwach od 50 do 104 m odnotowano temperaturę w zakresie od 4,5°C do 7,4°C.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

II.2.2. Zasolenie

W 2023 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0-10 m) w wybranych miesiącach mieściło się w wąskim zakresie od 7,49 do 7,85, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała sierpień, a największa czerwiec (Rys. II.7). Wyższą o 0,29, w stosunku do dziesięciolecia 2013-2022, średnią wartość pomiarów zasolenia dla roku 2023 zmierzono w listopadzie (7,85). W pozostałych miesiącach zasolenie pozostawało na zbliżonym poziomie w stosunku do lat ubiegłych, a różnica w wartościach średnich pomiędzy dwoma porównywanymi okresami nie przekroczyła 0,1.

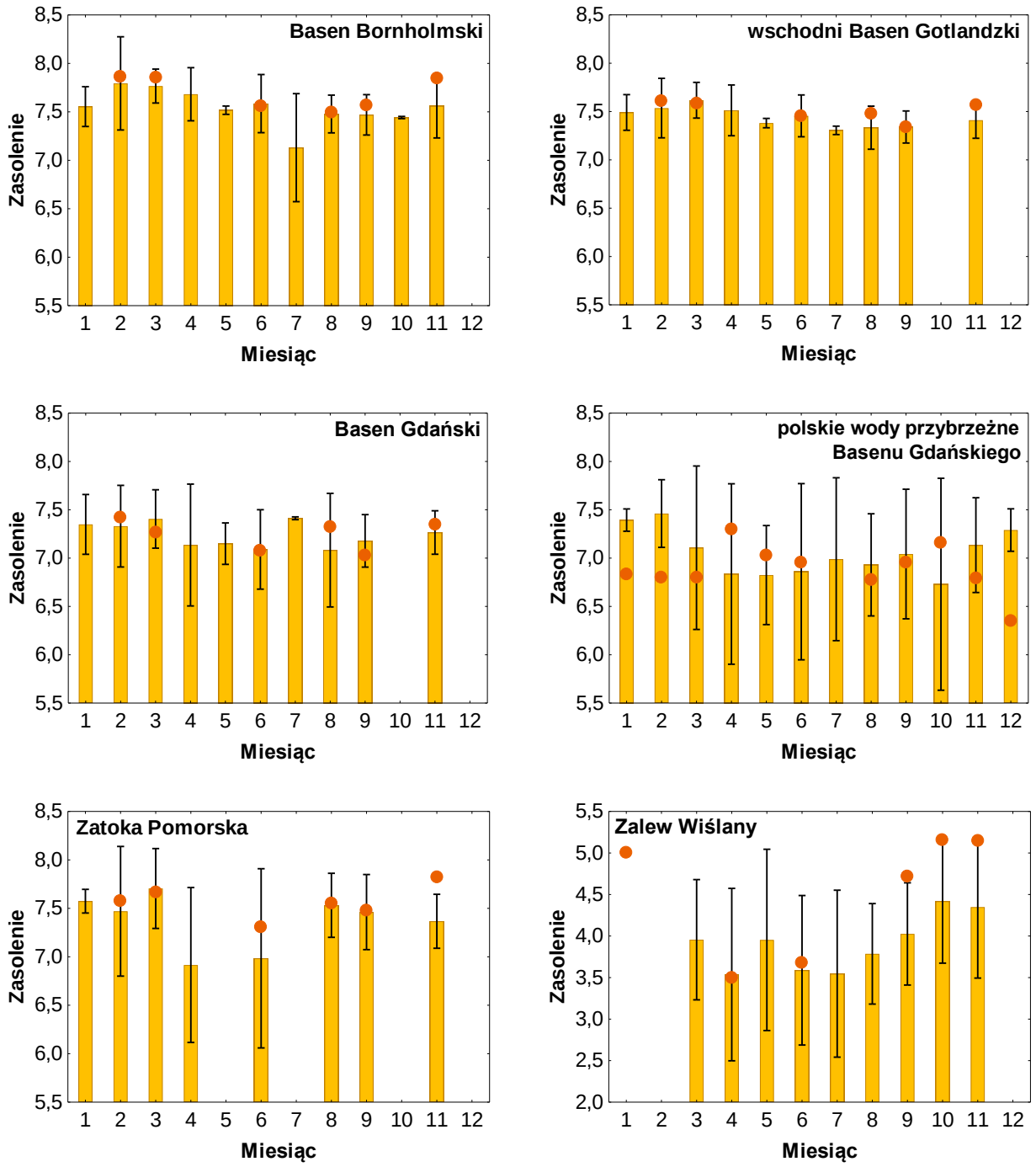
Wschodni Basen Gotlandzki (Rys. II.7) na przestrzeni roku 2023 był akwenem o najmniej zróżnicowanym zasoleniu wody powierzchniowej, mieszczącym się w zakresie od 7,34 (wrzesień) do 7,61 (luty). Wartości wyższe o odpowiednio 0,15 i 0,16, w odniesieniu do średniej opisującej wielolecie 2013-2022 charakteryzowały wodę powierzchniową w sierpniu (7,48) i listopadzie (7,57) 2023 roku. W pozostałych przypadkach wartości opisujące średnie zasolenie w 2023 roku były podobne do danych dla okresu poprzedzającego, wartości różnic nie były większe niż 0,07.

W wodach Basenu Gdańskiego zmierzono niższe średnie wartości zasolenia w porównaniu z wodami dwóch wcześniej omówionych akwenów (Rys. II.7). Różnica pomiędzy maksymalną (7,42, luty), a minimalną (7,03, wrzesień) średnią wartością zasolenia w 2023 roku wyniosła 0,39. Największą różnicę (0,25) pomiędzy rokiem 2023, a wieloleciem odnotowano w sierpniu (7,33). Wyższe w stosunku do okresu 2013-2022 średnie wartości zasolenia odnotowano jeszcze w lutym (7,42) i listopadzie (7,35). Marzec (7,27) i wrzesień (7,03) były miesiącami, w których średnie zasolenie było o ok. 0,15 niższe niż to wyznaczone dla poprzedzającej dekady. W czerwcu średnie zasolenie wody powierzchniowej Basenu Gdańskiego pozostawało na poziomie zbliżonym do wartości wyznaczonej dla wielolecia.

Zasolenie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego było niższe oraz charakteryzowało się szerszym zakresem średnich wartości zasolenia, przyjmując wartości w przedziale od 6,35 do 7,30 (Rys. II.7). Najniższe średnie zasolenie w roku 2023 zmierzono w grudniu, natomiast miesiącem o najwyższym średnim zasoleniu był kwiecień. Większość wartości średnich wyznaczonych na podstawie pomiarów przeprowadzonych w 2023 roku wykazywała ujemny kierunek odchyleń względem danych z wielolecia 2013-2022. W styczniu (6,83), lutym (6,80), marcu (6,80), listopadzie (6,79) i grudniu (6,35), wyniki były od 0,31 do 0,94 niższe niż we wcześniejszym okresie. W sierpniu (6,77) i wrześniu (6,96) różnice były mniejsze – różnica w stosunku do okresu odniesienia nie przekraczała 0,15. Wyższe zasolenie w stosunku do danych dotyczących dekady poprzedzającej rok 2023 zaobserwowano od kwietnia do czerwca oraz w październiku (odpowiednio: 7,30, 7,03, 6,96, 7,16). Odnotowane w tych miesiącach wartości różnic pomiędzy rokiem 2023, a okresem odniesienia mieściły się w zakresie od 0,10 do 0,46.

Średnie zasolenie wody powierzchniowej w Zatoce Pomorskiej w lutym, marcu, sierpniu i wrześniu roku 2023 było porównywalne do wartości średnich opisujących te same miesiące w okresie 2013-2022 (Rys. II.7). W czerwcu i listopadzie różnice pomiędzy porównywanymi okresami były większe wynosząc odpowiednio 0,32 i 0,46. Czerwiec był miesiącem, w którym średnie zasolenie w 2023 roku było najniższe (7,31), natomiast miesiącem, w którym woda była najbardziej zasolona był listopad (7,83).

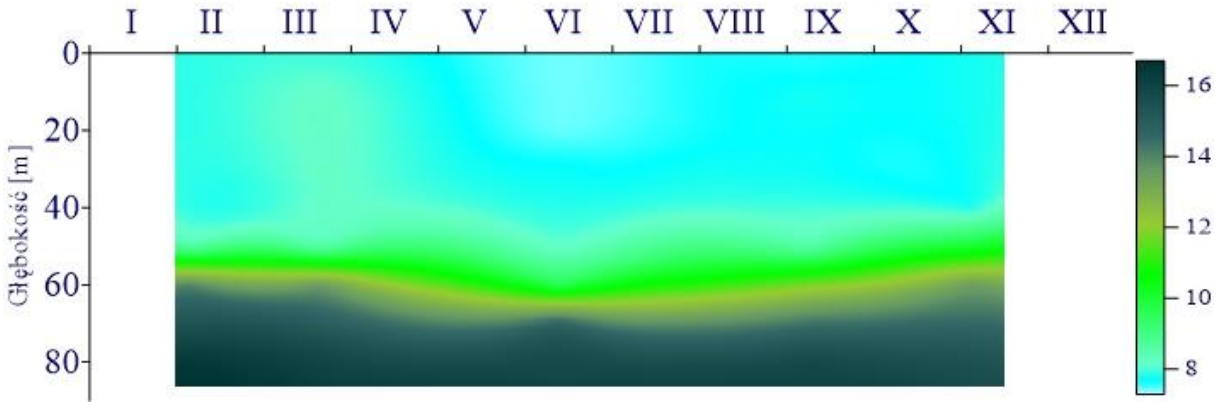
Zakres wartości zasolenia dla wód powierzchniowych Zalewu Wiślanego zdecydowanie różnił się od wartości opisujących pozostałe obszary (Rys. II.7). Średnie zasolenie wody powierzchniowej w 2023 roku wyniosło od 3,49 (kwiecień) do 5,16 (październik), dając tym samym największy, spośród omawianych, rozrzut pomiędzy wartością minimalną i maksymalną. Kwiecień był jedynym miesiącem, w którym wyznaczona wartość średnia dla roku 2023 była niższa w stosunku do wielolecia 2013-2022. Różnica była jednak niewielka, wyniosła jedynie 0,04. Wartości wyznaczone dla miesięcy drugiej połowy roku 2023 – 4,72, 5,16 oraz 5,15 były odpowiednio o 0,69, 0,74 i 0,80 wyższe od wartości średnich dla tych samych miesięcy w okresie 2013-2022. Były to największe różnice w stosunku do wartości charakteryzujących wielolecie biorąc pod uwagę wszystkie omawiane obszary.



Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2023 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2013-2022; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2013-2022; punkty – średnia 2023.

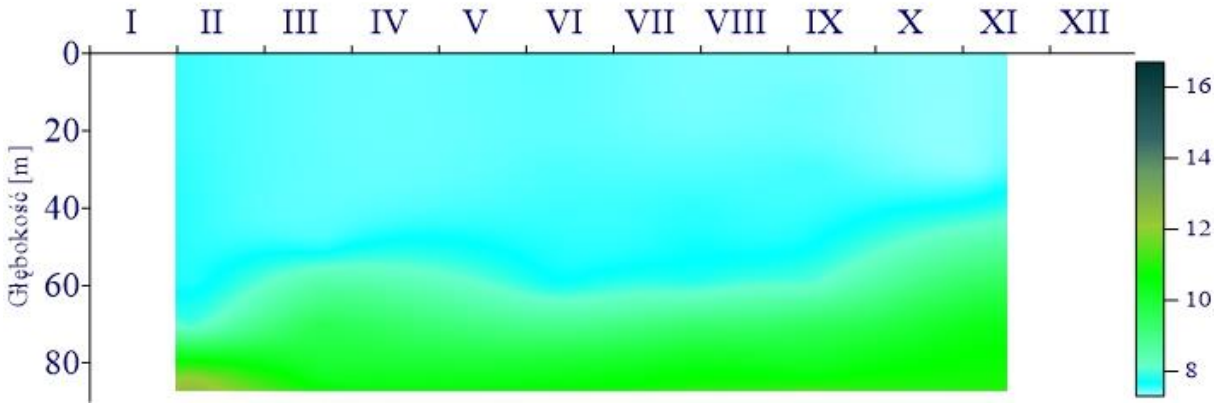
Na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej (P5C) (Rys. II.8) wartości zasolenia były wyższe niż w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) (Rys. II.9) i Głębi Gdańskiej (P1) (Rys. II.10). Głębokość warstwy wody dobrze wymieszanej sięgała, zależnie od miesiąca 50 (luty, marzec, czerwiec, wrzesień) lub 40 m (sierpień, listopad), a opisujące ją wartości pomiarów zasolenia mieściły się w zakresie od 7,39 do 8,48 (Rys. II.8). W obszarze basenu Bornholmskiego zmiany zasolenia w obrębie halokliny zachodziły najgwałtowniej. Największy przyrost wartości zasolenia wraz z głębokością (5,71) miał miejsce w lutym w warstwie 50-60 m.

Podobnie duże wzrosty wartości zasolenia, o 5,22 i 5,36, odnotowano jeszcze w marcu i czerwcu, odpowiednio w warstwach 50-60m i 60-70 m. W drugiej połowie roku największe odnotowane wzrosty zasolenia wraz z głębokością nie przekraczały 3,50/10m.
Zasolenie wody w warstwie przydennej, poniżej 80 m głębokości w roku 2023 przyjmowało wartości w przedziale od 15,59 (listopad) do 16,60 (luty). Zarejestrowane wyniki pomiarów były wyższe w porównaniu do roku 2022, w którym maksymalne zasolenie wody naddennej zmierzono w listopadzie (15,70), oraz niższe niż w roku 2020, w którym zasolenie w tej warstwie przekroczyło 17.



Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

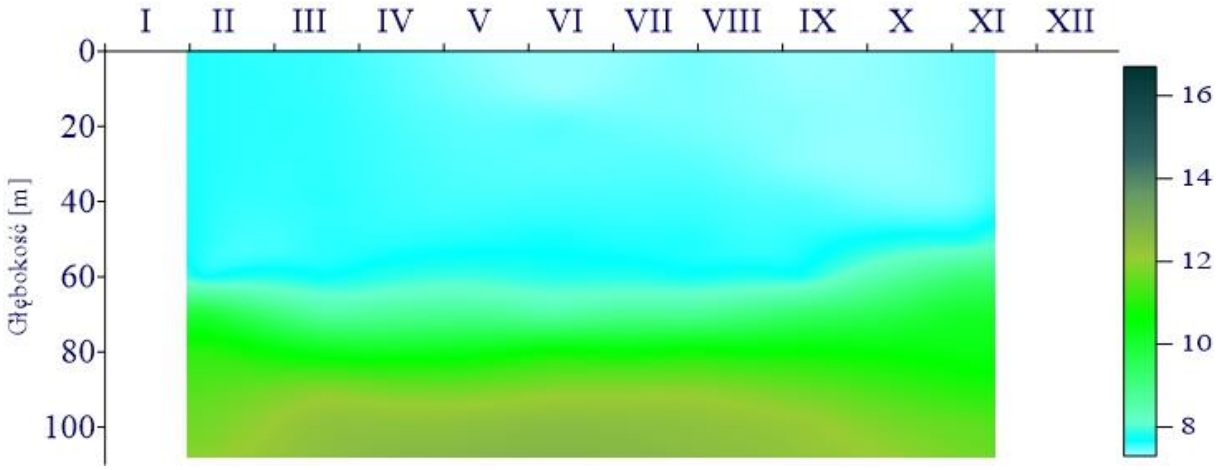
Wiosną i jesienią (marzec, wrzesień) haloklina na stacji P140 formowała się poniżej 50 m głębokości, zaś latem (czerwiec, lipiec) nieco głębiej, poniżej 60 m. W tym czasie zasolenie jednorodnej warstwy wody mieściło się w zakresie 7,36 (wrzesień) do 7,85 (lipiec) (Rys. II.9). W lutym 2023 roku obecność halokliny odnotowano najgłębiej – poniżej 70 m. Na żadnej z pozostałych stacji (P5C, P1) warstwa wody dobrze wymieszanej nie sięgała tak głęboko. Również w lutym, w warstwie 70-80 m, zanotowano największy wzrost zasolenia wody wraz z głębokością wynoszący 2,91/10 m.
Najmniejszą miąższość warstwa wody dobrze wymieszanej miała w listopadzie sięgając jedynie 30 m głębokości. Poniżej do głębokości 80 m zasolenie wody wzrastało, jednak przyrost wartości zasolenia był zdecydowanie łagodniejszy w stosunku do reszty roku 2023, nie przekraczając 0,93/10m.
Najbardziej zasolona woda zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości, najwyższe wartości przyjmując, podobnie jak w Basenie Bornholmskim na stacji P5C, w lutym (12,46). W pozostałych miesiącach zasolenie wody naddennej mieściło się w zakresie 10,26-11,17, a najniższą wartość zarejestrowano w marcu.



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

Na Głębi Gdańskiej (Rys. II.10) zasolenie jednorodnej warstwy wody mieściło się w wąskim zakresie 7,28-7,80. W okresie od lutego do września 2023 warstwa wody dobrze wymieszanej sięgała 60 m głębokości. W czerwcu w profilu pionowym górnej warstwy odnotowano niewielki wzrost zasolenia w warstwie 10-20 m (z 7,28 do

7,47). Największą zmianą wartości zasolenia (wzrost o 2,45), charakteryzowała się warstwa wody 60-70 m w lutym. W listopadzie haloklina formowała się nieco płycej, poniżej 50 m głębokości, przy czym zauważalny, lecz nie gwałtowny, wzrost zasolenia (z 7,39 na 7,69) zaobserwowano już w warstwie wody 40-50 m.
Woda naddenna była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej, natomiast w stosunku do wód południowo wschodniego Basenu Gotlandzkiego jej zasolenie było nieco wyższe. W całym okresie badań mieściło się w zakresie od 11,60 do 12,68, przy czym najwyższą wartość zmierzono w czerwcu, a najniższą w listopadzie.



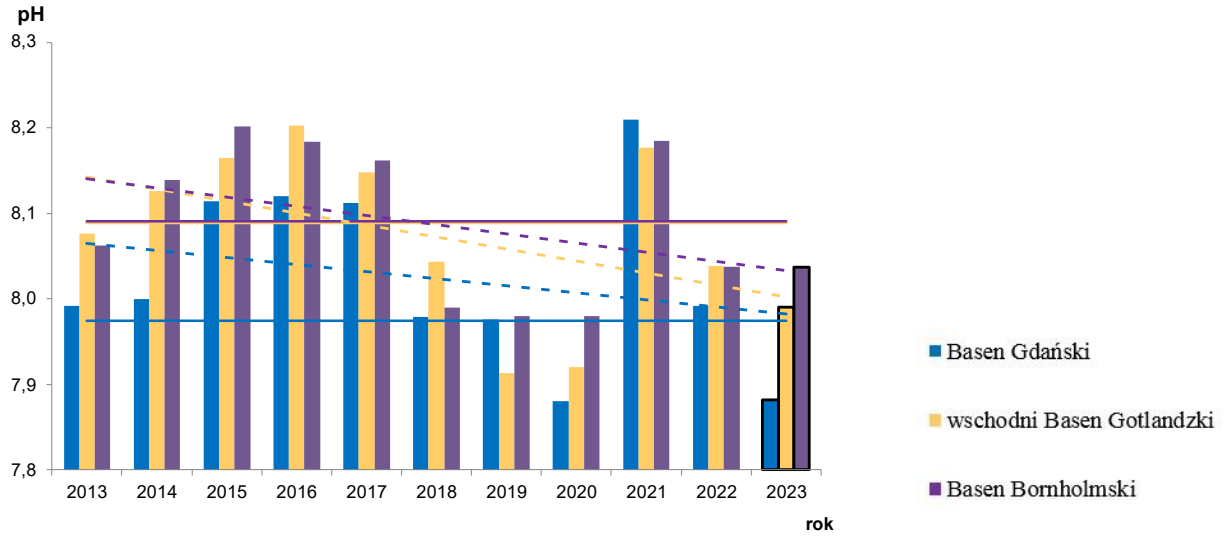
Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2023 r.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

Parametrem charakteryzującym odczyn wody morskiej jest pH. Jego pomiary stanowią podstawę do śledzenia zmian potencjalnego zakwaszenia wód oceanu światowego spowodowanych m.in. zwiększonym dopływem dwutlenku węgla z atmosfery związanym z działalnością człowieka. Celem monitorowania odczynu wód morskich jest obserwowanie zmienności przestrzennej oraz wychwycenie trendów zmian czasowych, jako wyniku oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych
Do analizy zmian pH wody morskiej zostały wykorzystane dane pomiarowe zebrane w latach 2013-2023 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). Woda morska ma odczyn lekko alkaliczny. W 2023 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru i w całym zakresie głębokości była niższa od średniej charakteryzującej okres 2013-2022 i wynosiła 7,98. Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2023 r. zmieniały się w granicach od 7,15 do 8,65, a zakres zmienności, podobnie jak w roku poprzednim, był mniejszy i delikatnie przesunięty w stronę niższych wartości w stosunku do poprzedniego roku (Zalewska 2022). W poszczególnych akwenach średnie wartości pH wody morskiej w 2023 r. były również niższe od zmierzonych w roku ubiegłym, co wynikało m.in. z zaobserwowanych warunków środowiskowych hydrologicznych a także biologicznych. Wyjątkiem był tu Basen Bornholmski, gdzie średnia pH utrzymywała się na podobnym poziomie jak w roku 2022. Wartości dla poszczególnych akwenów zestawiono w Tabela II.2.
Analizując wartości pH zmierzone w 2023 roku w całej kolumnie wody (od powierzchni do dna) na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono niekorzystny kierunek zmian zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów: w Basenach Bornholmskim oraz Gotlandzkim tendencja spadkowa pogłębiła się w stosunku do poprzedniego roku, natomiast w Basenie Gdańskim zaobserwowano zmianę tendencji odczynu wody morskiej z rosnącej na malejącą w omawianym roku badań. Była to bezpośrednia konsekwencja odnotowania niższych średnich wartości pH w 2023 r. od średniej dekadowej (Rys. II.11).

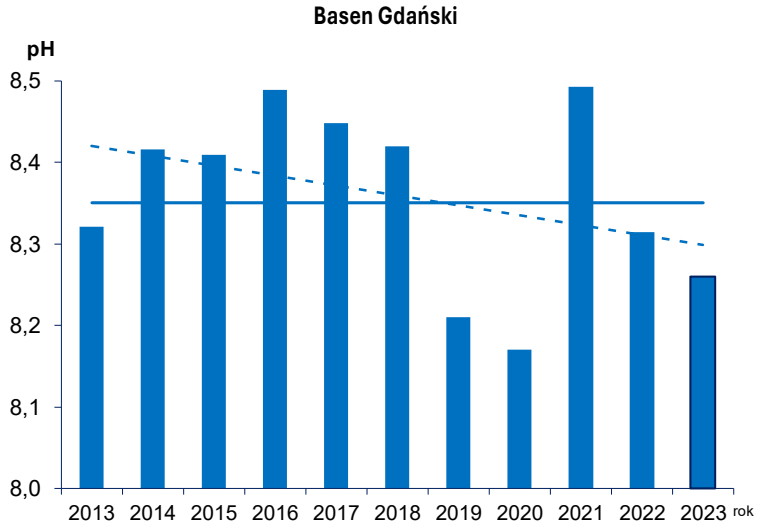
Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2023 r w porównaniu z 2022 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

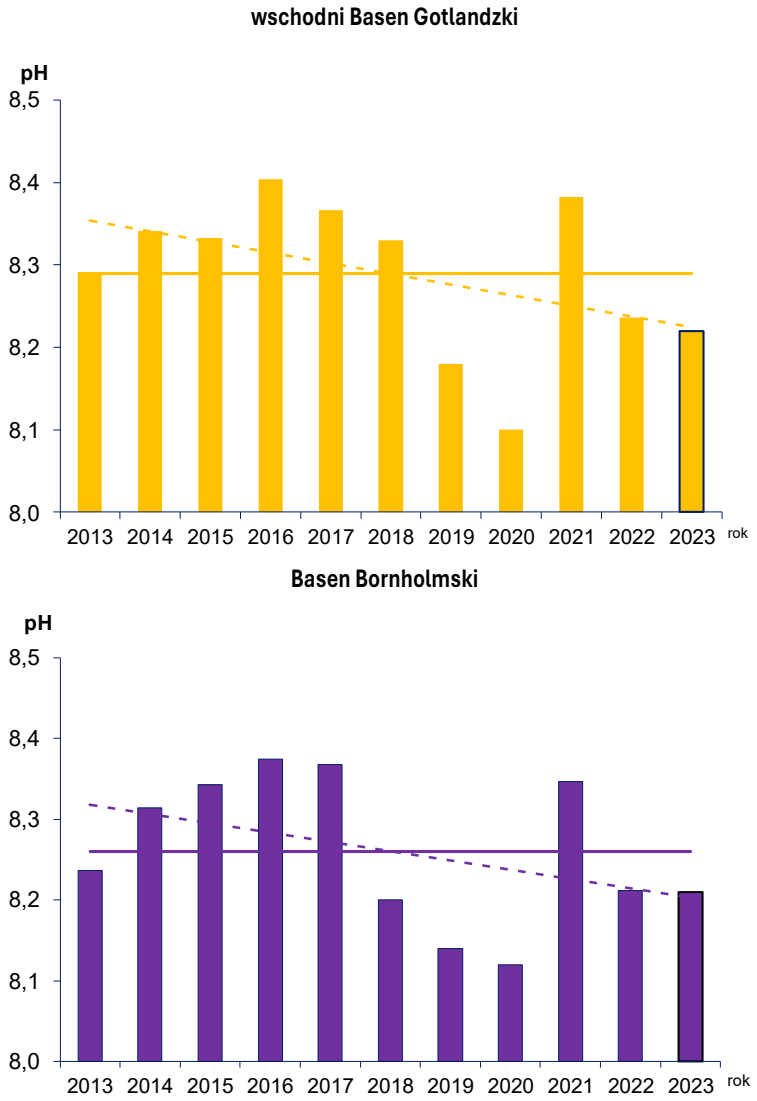
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2022	2023	2022	2023	2022	2023
Basen Gdański	7,19	7,15 ↓	8,80	8,65 ↓	7,99	7,88 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	7,18	7,20 ↑	8,53	8,57 ↑	8,04	7,99 ↓
Basen Bornholmski	7,30	7,28 ↓	8,52	8,50 ↓	8,04	8,04



Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2013–2023 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2013-2022, linia przerywana – tendencja zmian.

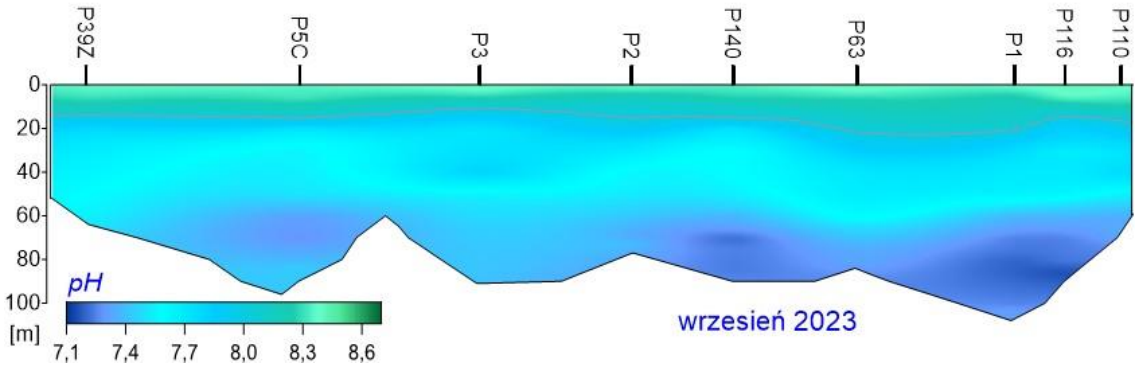
Warstwa powierzchniowa wody morskiej stanowi bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze. Podobne prawidłowości, jak obserwowane dla całej kolumny wody na obszarze objętym badaniami, zaobserwowano w warstwie powierzchniowej morza (0-10m). Uwidoczniona malejąca tendencja odczynu wody morskiej w poszczególnych akwenach była bezpośrednim następstwem niższych średnich wartości pH opisujących rok 2023 od średniej z ostatnich dziesięciu lat w warstwie 0–10 m (Rys. II.12.).

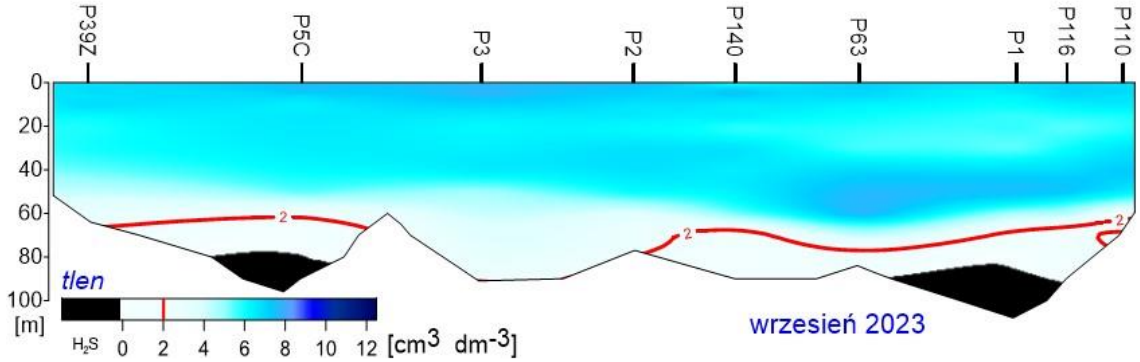




Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2013-2023 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2013-2022, linia przerywana – tendencja).

Typowy rozkład pionowy pH wód morskich wykazuje zależność od głębokości: wraz ze wzrostem głębokości odczyn wody maleje (Rys. II.13). W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH i zmienności przestrzennej i czasowej tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).

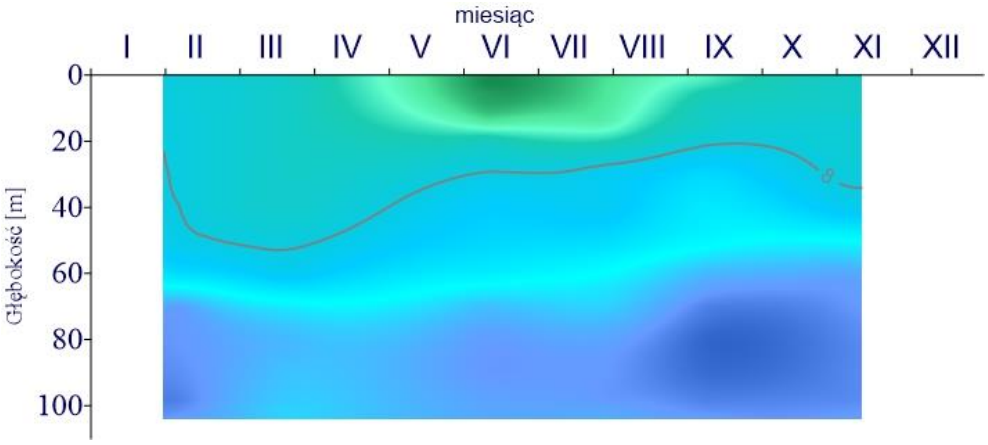




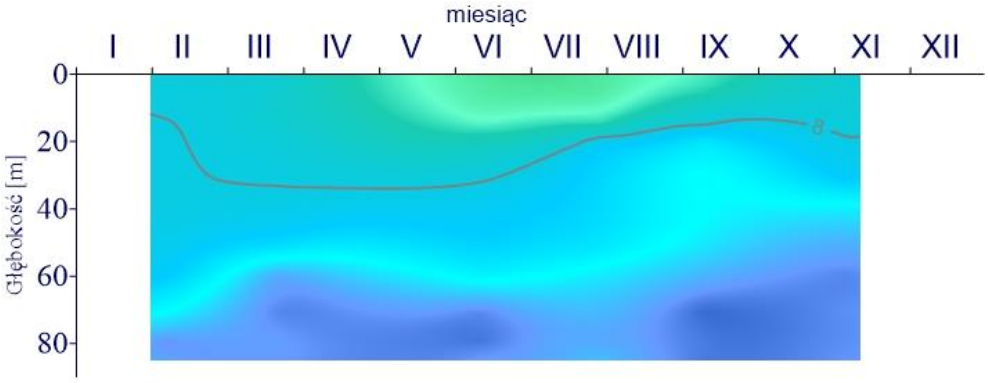
Rys. II.13. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z września 2023r).

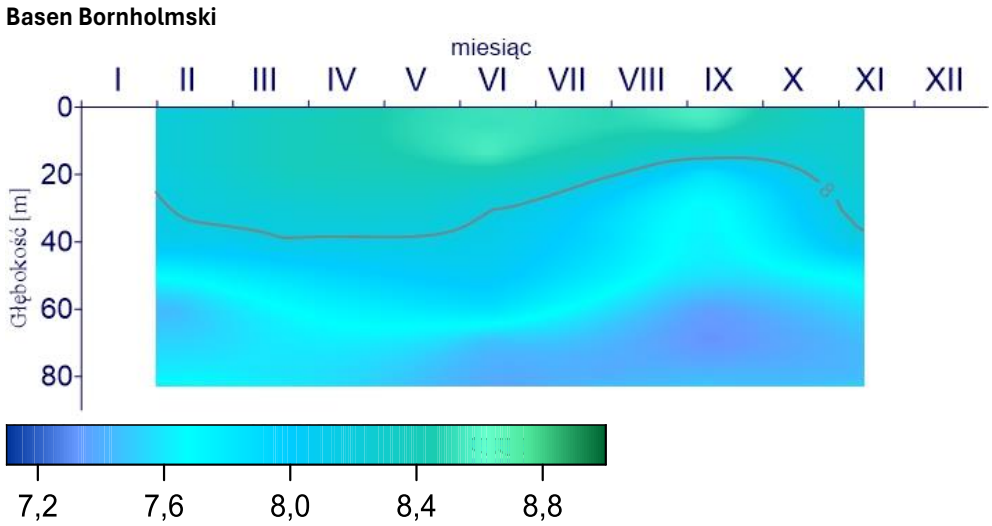
W warstwie powierzchniowej morza notuje się wyższe wartości pH, co związane jest z procesami fizycznymi oraz biologicznymi. Natomiast w głębszych warstwach, poniżej warstwy eufotycznej, obserwuje się zmniejszanie odczynu wody morskiej wynikające m.in. ze zużycia tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej). Taki układ może zostać zakłócony przez naturalne zjawiska zachodzące w morzu np.: wlew z Morza Północnego, upweeling. Rys. II.14. przedstawia typowy spadek pH wraz ze wzrostem głębokości.

Basen Gdański



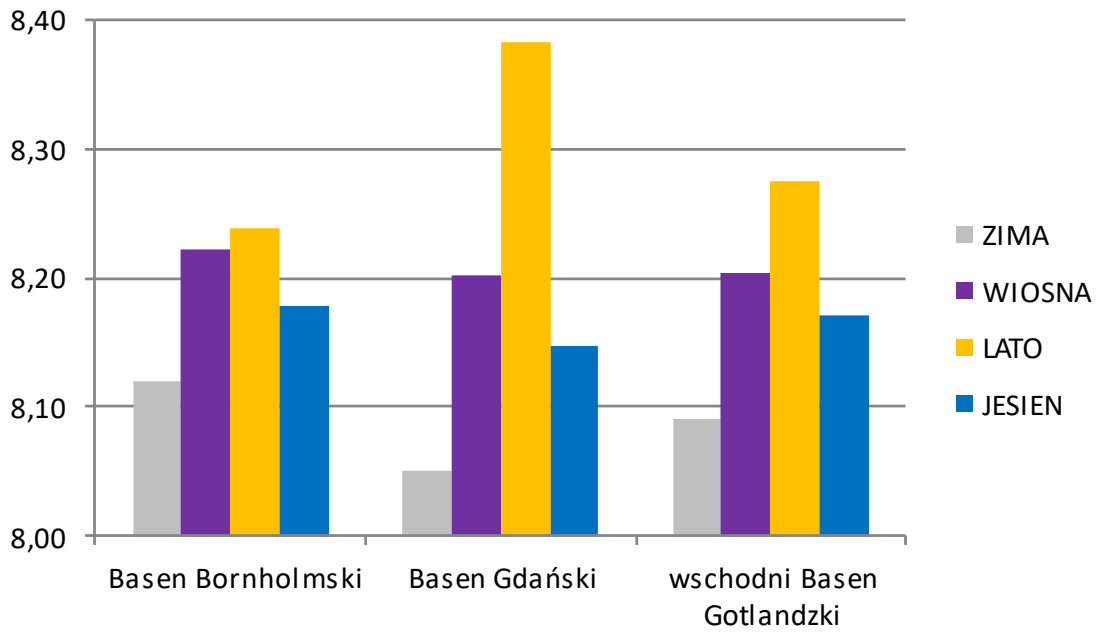
wschodni Basen Gotlandzki





Rys. II.14. Izoplety wartości pH w 2023 w głębiach polskich obszarów morskich.

Wartości pH wykazują wyraźną zmienność sezonową będącą efektem zmian związanych z procesami fotosyntezy. Podczas tych reakcji ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla, a uwalniany tlen, prowadząc do przesycenia wody tlenem oraz podwyższenia odczynu wody morskiej. Najwyższe wartości pH w 2023 r. zanotowano w sezonie letnim, z maksimum w Basenie Gdańskim, pokrywając się z najwyższymi wartościami przesycenia wody tlenem oraz chlorofilu. Natomiast najniższy odczyn pH, zgodnie z oczekiwaniami, zarejestrowano w okresie zimowym (Rys. II.15).



Rys. II.15. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2023 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjalne dwutlenku węgla – pCO_2

System węglanowy (ang. CO_2 system) determinuje właściwości kwasowo-zasadowe wody morskiej, tym samym jest on ważnym czynnikiem wpływającym na funkcjonowanie ekosystemów morskich. Ostatnie badania wskazują, że oceany pochłaniają ok. 23 ± 5% całkowitej antropogenicznej emisji dwutlenku węgla (CO_2). Mechanizm ten ogranicza częściowo globalne zmiany klimatyczne, ale prowadzi jednocześnie do spadku pH wody morskiej – zjawiska znanego jako zakwaszanie oceanów (ang. Ocean Acidification – OA).
Zmiana klimatu spowodowana działalnością człowieka jest dziś powszechnie znanym zagrożeniem. Spalanie paliw kopalnych uwalnia do atmosfery węgiel, który znajdował się pod ziemią przez miliony lat. Ponadto zmiany w sposobie użytkowania gruntów wpływają na obieg węgla w przyrodzie. Stale rosnące stężenie dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze powoduje globalne ocieplenie, jednak znaczna jego część jest pochłaniana przez powierzchnię oceanów Od czasu rewolucji przemysłowej około 30% dodatkowego CO_2 z atmosfery trafiało do oceanów.
Rozpuszczanie CO_2 w wodach powierzchniowych powoduje przesunięcie równowagi kwasowo-zasadowej wody morskiej w procesie zwanym zakwaszaniem oceanu (ang. Ocean Acidification – OA). W rezultacie wzrasta stężenie CO_2 i wodorowęglanów (HCO_3^-) w wodzie. Zwiększa się również stężenie jonów wodorowych (H^+), co można rozpoznać po spadku pH. Zmniejsza się natomiast stężenie jonów węglanowych (CO_3^{2-}). Zakwaszenie oceanu jest kontrolowane przez całkowitą zasadowość zdolność buforowania wody. Zasadowość wód naturalnych określana jest jako nadwyżka zasad nad kwasami, a więc zdolność wody do neutralizacji dodatku kwasów (np. wzrostu CO_2). Im wyższa zasadowość wody, tym mniejsze zmiany pH, gdy rozpuszcza się w niej CO_2, a im niższa zasadowość wody, tym większe zmiany pH.
Przez ogromne grono naukowców zakwaszanie oceanów jest uznane za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich (EEA 2019), co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE) nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego. W Ramowej Dyrektywie w sprawie Strategii Morskiej wskazuje się, że kraje członkowskie UE powinny przeciwdziałać zakwaszaniu oceanów i uwzględniać w opisie stanu obszarów morskich wyniki pomiarów pH i pCO_2.
Od sierpnia 2018 roku, prowadzony jest regularny monitoring ciśnienia parcjalnego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2023 roku próbki wody morskiej do pomiarów pCO_2 pobrano podczas sześciu rejsów badawczych na 22 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku (Rys. II.2).
Wartości ciśnienia parcjalnego dwutlenku węgla w wodzie morskiej w 2023 roku w całym rejonie badań w zakresie głębokości 0-10m (warstwa powierzchniowa) zmieniały się w granicach od 104-753 µatm, zakres tych wartość zmniejszył się do wartości w stosunku do roku ubiegłego i mieścił się w granicach od 71 do 1011 µatm. W 2022 roku średnie wartości pCO_2 wody morskiej poszczególnych akwenów były wyższe od obserwowanych w roku 2023 (Tabela II.3). W Basenie Gdańskim oraz Basenie Bornholmskim odnotowano wzrostu wartości minimalnej pCO_2, która była wyższa w porównaniu do danych z roku 2022. Jedynie we Wschodnim Basenie Gotlandzkim nie odnotowano wzrostu wartości minimalnej, która była bardzo zbliżona do wartości z roku ubiegłego i różnica wynosi jedynie 4 µatm. We wszystkich akwenach odnotowano spadek wartości maksymalne w Basenie Gdańskim o 163 µatm najmniejszy we Wschodnim Basenie Gotlandzkim o 35 µatm natomiast największy w Basenie Bornholmskim aż o 436 µatm.

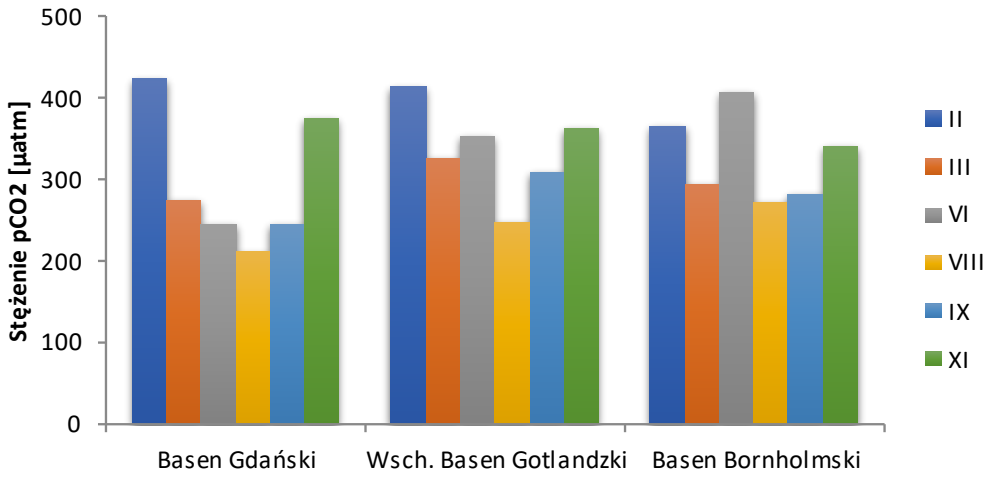
Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2023 r. w porównaniu z 2022 r.

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2022	2023	2022	2023	2022	2023
Basen Gdański	71	104 ↑	729	566 ↓	419	295 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	134	130 ↓	788	753 ↓	513	335 ↓
Basen Bornholmski	91	140 ↑	1011	576 ↓	461	327 ↓

Średnie wartości stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w Basenie Bornholmskim w 2023 r., obliczone na postawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku mieściły się w zakresie od 406 do 273 µatm, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała sierpień, a największa czerwiec. W roku ubiegłym najwyższą wartość w Basenie Bornholmskim odnotowano we wrześniu. W roku ubiegłym wartości pCO_2 mieściły się w zakresie 1194 do 461 µatm i były wyższe do roku 2022. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 414µatm do 247 µatm. W akwenie tym odnotowano najwyższą wartość średnią ciśnienia parcjalnego w całym okresie badań w miesiącu luty tak jak w roku poprzednim. W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalnego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 423 µatm w lutym do 210 µatm w sierpniu (Rys. II.16).

Najwyższą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano w czerwcu we wschodnim Basenie Gotlandzkim i wyśniła 753 µatm jest niższa o 258 µatm od tej odnotowanej we wrześniu 2022 roku w rejonie Basenu Bornholmskiego, która wynosiła 1011 µatm, podobną wartość ciśnienia parcjalnego odnotowano w roku 2021 w tym samym akwenie w listopadzie i wynosiła ona 1013 µatm. W pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 były w zakresie od 576 µatm do 210 µatm. Odnotowano wzrost stężenia ciśnienia parcjalnego w porównaniu do roku ubiegłego we wszystkich miesiącach monitoringu ciśnienia parcjalnego w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska 2022).

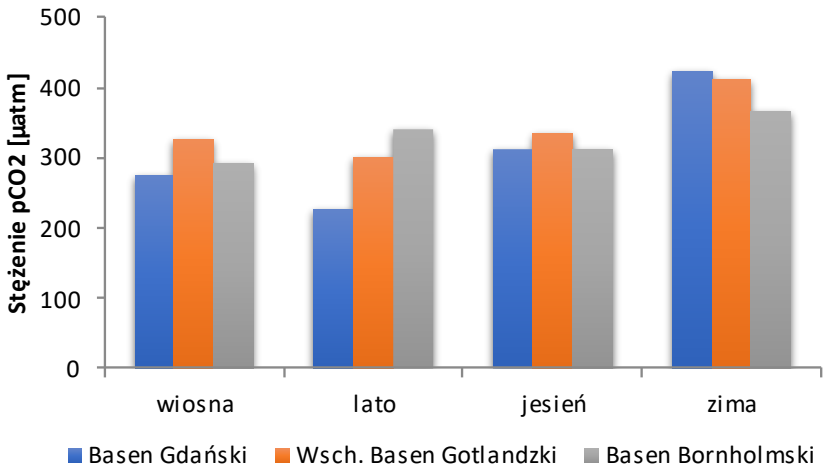
W czerwcu (latem), oznaczono najwyższą wartość pCO_2 (753 µatm) ze wszystkich odbytych rejsów badawczych. W roku ubiegłym jedynie we wrześniu (jesienią), oznaczono najwyższe wartości pCO_2 (1011µatm), w lutym 2023 (zimą) wartości te były zbliżone od tych odnotowanych w listopadzie w roku 2022. Dzieje się tak gdyż w miesiącach ciepłych nadmiar CO_2 zużywany jest przez fitoplankton do procesów życiowych, wtedy tez Bałtyk pochłania dwutlenek węgla z atmosfery. Taki stan rzeczy jest w głównej mierze powodowany nasilająca się w ostatnich latach eutrofizacją (Zalewska 2021 i 2022).



Rys. II.16. Wartości średnie pCO_2 w 2023 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

Morza i oceany oddziałują w wymianie z atmosferą dwojako, czyli jest naprzemiennie źródłem oraz pochłaniaczem CO_2. Ma to związek z dużym dopływem związków organicznych np. z rzek, które ulegają w morzu mineralizacji, podczas której powstaje CO_2. Powstały podczas tej reakcji nadmiar CO_2, emitowany jest do atmosfery.

Według doniesień literaturowych największą zawartość CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjalne pozostaje na niższym poziomie (Kulińskiego i Pempkowiaka 2011). Ta zależność została potwierdzona jesienią i zimą uzyskanymi wynikami w roku 2019 oraz w roku 2021, ale tylko jesienią (Zalewska 2020). Duża zmienność sezonowa wynikała między innymi z tego, że zimą, woda z głębszych warstw jest wynoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO_2 na skutek mineralizacji materii organicznej. Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO_2 jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO_2 i wzrostu pH co zostało potwierdzone przeprowadzonymi badaniami w roku 2021. W roku 2023 odnotowano wzrost ciśnienia parcjalnego (Rys. II.17.). Przełomowym rokiem był rok 2021 gdzie odnotowano sześciokrotny spadek wartości pCO_2 wiosną w stosunku do roku 2020 gdzie wysokie wartości pCO_2 w poszczególnych akwenach, wynosiły od 2385 do 1666µatm. Wzrostu ciśnienia parcjalnego jest spowodowany tendencją spadkową wartości pH, w roku bieżącym odnotowano spadek pH do roku ubiegłego. Wysokie wartości pCO_2 mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO_2. W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy, z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. (Kortazar i in., 2020). Najniższe wartości pCO_2 zaobserwowano latem w Basenie Gdańskim, które wynosi 104 µatm i jest wyższa niż w roku ubiegłym (71 µatm) 5-krotnie niższe w porównaniu do roku 2019 (573 µatm).



Rys. II.17. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 w 2023 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

II.3.Cechy stanu

II.3.1.1 Ptaki

Monitoring Produktywności Bielika (MPB)

Monitoring Produktywności Bielika (MPB) jest realizowany od 2015 roku. Dotyczy on stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* położonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Program monitoringu bielika w pasie nadmorskim prowadzony jest przez państwa nadbałtyckie w ramach funkcjonowania Komisji Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). Parametry rozrodcze bielików gniazdujących w strefie nadmorskiej (10 km od brzegu) traktowane są jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku.
Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu reprodukcji, dlatego uznawane
są one za dobre bioindykatory. Monitoring produktywności bielika prowadzony jest w pasie nadmorskim o szerokości 10 km, mierzonym od linii brzegowej Bałtyku i zalewów: Szczecińskiego i Wiślanego. Ocenia się, że w programie corocznie gromadzone są informacje o 70-80 lęgach bielika w próbie około 100 kontrolowanych stanowisk. Zazwyczaj w około 20% badanych rewirów efekt lęgu nie jest ustalony ze względu na niewykrycie części gniazd w znanych rewirach oraz niejasne sytuacje interpretacyjne, spowodowane niewielką liczbą kontroli. Część gniazd jest dodatkowo kontrolowana poprzez wspinanie się na drzewo.

Metody prac terenowych

Podstawowe założenia metodyczne programu MPB opierają się na standardach stosowanych w innych krajach nadbałtyckich. Niezbędne informacje do wyliczenia parametrów rozrodczych gromadzone są poprzez wyszukiwanie i kilkukrotne kontrole gniazd bielika. W tym celu każde stanowisko lęgowe kontrolowane jest co najmniej 2 razy, w początkowej i końcowej fazie lęgu. Jeśli kontrola wnętrza gniazda odbyła się w okresie, gdy pisklęta dopiero zaczynają się pierzyć (młode wyraźnie mniejsze od dorosłych ptaków z głową okrytą puchem) zaleca się wykonanie dodatkowej (trzeciej) kontroli. Jeśli jednak podczas obrączkowania młode były już całkowicie opierzone (młode wielkością zbliżone do dorosłych ptaków), dodatkowa wizyta jest zbędna.

Terminy kontroli:

1. od 20 lutego do 10 kwietnia – kontrola wszystkich rewirów. Celem kontroli jest określenie, czy gniazda zostały zajęte. Obserwacje prowadzone są z ziemi, najlepiej w okresie, gdy bieliki rozpoczną wysiadywanie jaj.
2. od 15 maja do 10 czerwca - podczas kontroli oceniana jest liczba młodych poprzez wspinanie się do gniazd. Termin kontroli dostosowywany jest do fenologii lęgu w danym sezonie i na konkretnym stanowisku;
3. od 1 do 30 czerwca – kontrola stanowisk, w których nie zaplanowano wspinania się do gniazda lub podczas obrączkowania stwierdzono małe pisklęta. Kontrola ma na celu ustalenie ostatecznego wyniku lęgu. Najlepiej przeprowadzić ją w okresie, kiedy w pełni wypierzone młode już ćwiczą skrzydła, a nawet przesiadują na konarach w pobliżu gniazda. W przypadku strat w lęgach szczegółowe oględziny okolic gniazda pozwalały w niektórych przypadkach ustalić przyczyny strat.

W rewirach, w których nie jest znane położenie gniazda prowadzi się obserwacje z punktów obserwacyjnych oraz przeszukuje preferowane siedliska gniazdowe w lasach i zadrzewieniach.

Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki:

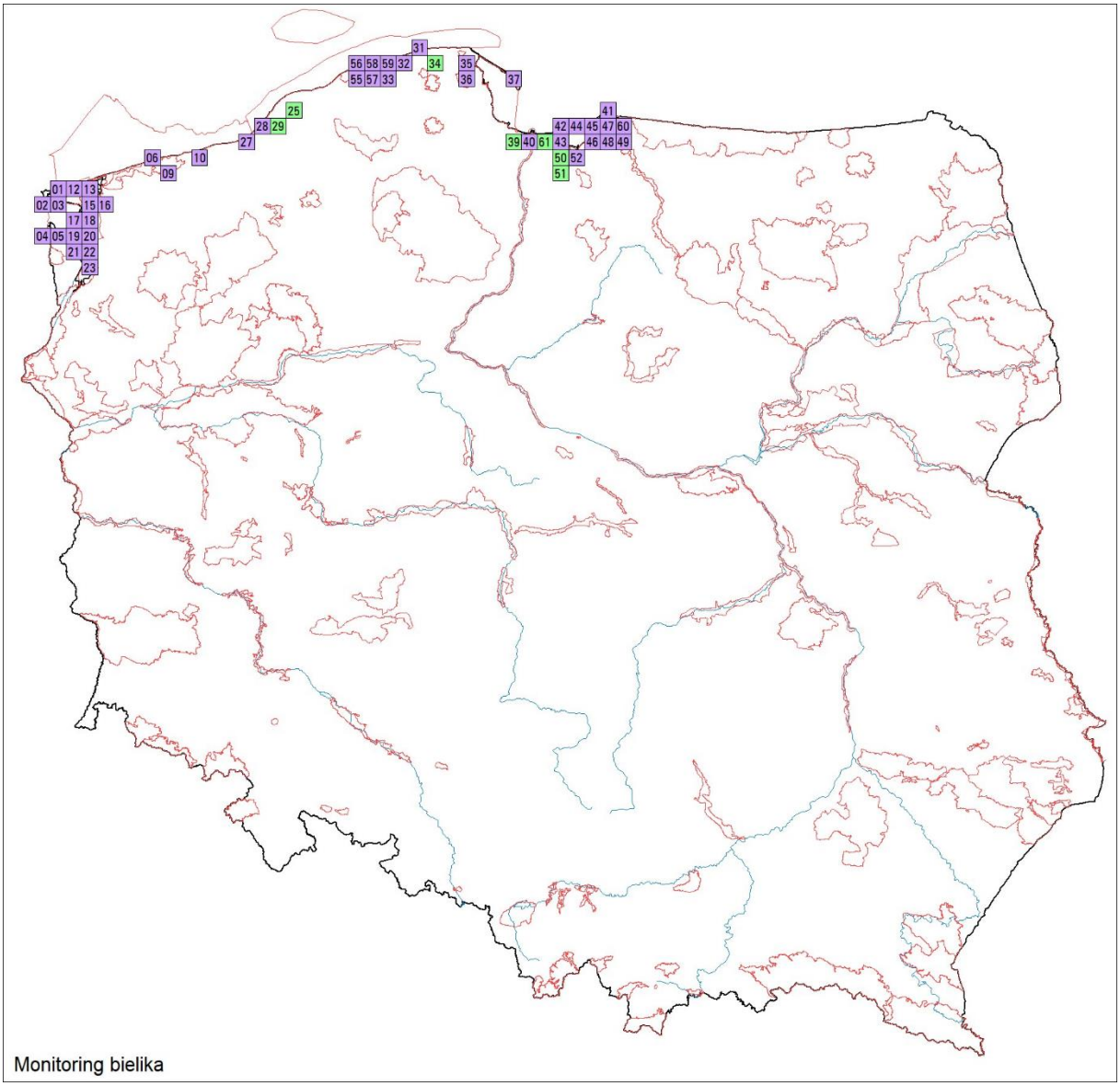
1. sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu;
2. liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem skutecznym;
3. liczba młodych na parę lęgową – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu. Jest to najważniejszy parametr rozrodczy, wskazujący rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji.

W programie MPB do wyliczenia produkcji młodych wykorzystywane są niemal wyłącznie wyniki z gniazd kontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewo, a rzadko uzyskanych podczas obserwacji z ziemi (wyłącznie w przypadku gniazd widocznych z góry, np. osadzonych w głębokich jarach). W ramach programu z ziemi kontrolowane są wszystkie gniazda, a kilkadziesiąt z nich dodatkowo poprzez wspinanie się na drzewo. Dzięki temu możliwa jest ocena błędu popełnianego podczas tradycyjnych kontroli z ziemi. Podczas kontroli bezpośredniej gniazda obrączkuje się młode. Wieloletnie dane z obrączkowania umożliwiają m.in. poznanie dyspersji ptaków młodych, ich przeżywalności oraz przyczyn śmiertelności.

Wykonawców prac terenowych wytypowano spośród współpracowników KOO. W grupie tej znalazło się 9 doświadczonych ornitologów, znających dobrze teren przewidziany do kontroli oraz metodykę prowadzenia badań. Dodatkowo do kontroli wnętrza gniazda i obrączkowania piskląt zaangażowano 3 ornitologów posiadających odpowiednie doświadczenie w zakresie wspinania się na drzewa oraz aktualną licencję uprawniającą do obrączkowania.

Wszystkie osoby uczestniczące w kontrolach gniazd bielika posiadały zezwolenie właściwych terytorialnie Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska na przebywanie w strefach ochrony wyznaczonych dla tego gatunku. W 2023 roku obserwatorzy wpisywali wyniki bezpośrednio do internetowej aplikacji bazy Monitoringu Ptaków Polski. Surowe dane niezbędne do sporządzenia sprawozdania wygenerowano z bazy MPP. Po raz pierwszy dowiązano wszystkie stanowiska w badanym buforze do siatki kwadratów 10x10 km. Najważniejszą informacją o rewirze jest identyfikator stanowiska lęgowego (numer rewiru), który nie zmienia się w kolejnych latach monitoringu i pozwala śledzić historię kontroli poszczególnych stanowisk. W odpowiednich okienkach bazy danych obserwatorzy zapisywali daty i wyniki poszczególnych kontroli, kategorie zajęcia gniazda oraz końcowy wynik lęgu z liczbą piskląt ustaloną z ziemi, a także poprzez wchodzenie do gniazd. Dodatkowo gromadzone były informacje o przyczynach strat w lęgach. Surowe dane niezbędne do sporządzenia sprawozdania wygenerowano z bazy MPP.

Badana powierzchnia obejmuje ok. 5 900 km^2 wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W 2021 roku wszystkie badane stanowiska lęgowe w latach 2015-2021 (N=137) dowiązano do siatki kwadratów 10x10 km wyodrębniając w ten sposób 59 powierzchni próbnych. W 2023 roku skontrolowano 121 rewirów bielika w obrębie 51 powierzchni (Rys. II.18).



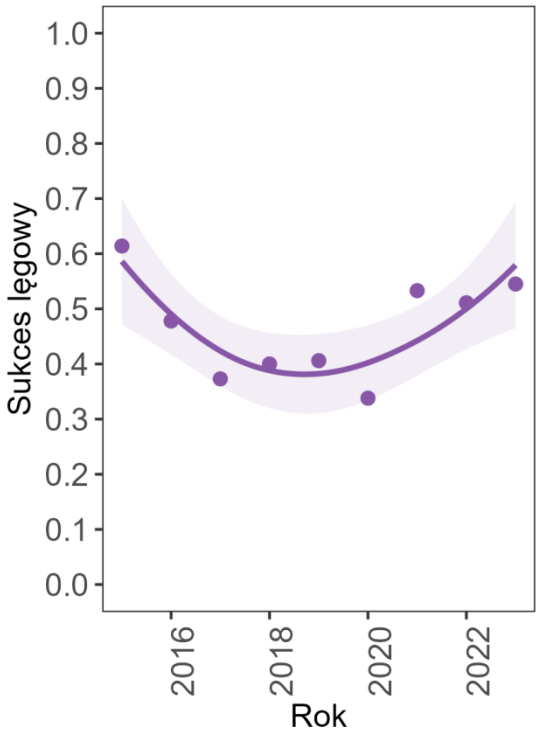
Rys. II.18. Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2023. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, N=44) oraz poza nimi (kolor zielony, N=7).

W 2023 roku skontrolowano 121 rewirów lęgowych bielika (51 powierzchni 10x10km), spośród których 113 zasiedlone były przez ptaki (46 powierzchni). W 99 rewirach (88%) ustalono końcowy wynik lęgu, z czego 40 gniazd (35%) skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewo. Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu. Analizę parametrów rozrodczych oparto na 3 powszechnie stosowanych wskaźnikach: sukcesie lęgowym, liczbie młodych na gniazdo z sukcesem i liczbie młodych na parę przystępującą do lęgu.

Sukces lęgowy

W 54 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł w 2023 roku 54,5%. W świetle dostępnych danych na temat przeciętnego sukcesu lęgowego bielika w Polsce jedynie 2015 rok lokuje się na poziomie średniej krajowej, wynoszącej 66% (baza KOO 1993-2021, dane niepublikowane). W pozostałych latach parametr ten jest w pasie nadmorskim wyraźnie niższy
(Rys. II.19). W 2023 roku odnotowano silne przestrzenne zróżnicowanie sukcesu lęgowego – stosunkowo wysoki poziom tego parametru stwierdzono na obrzeżach Zalewu Szczecińskiego, a niski w środkowej i

wschodniej części wybrzeża. Na podstawie wyglądu gniazd podczas drugiej kontroli ustalono, że większość strat nastąpiło w początkowej fazie lęgu lub pary nie przystąpiły do rozrodu.



Rys. II.19. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2023. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „*loess*", obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu

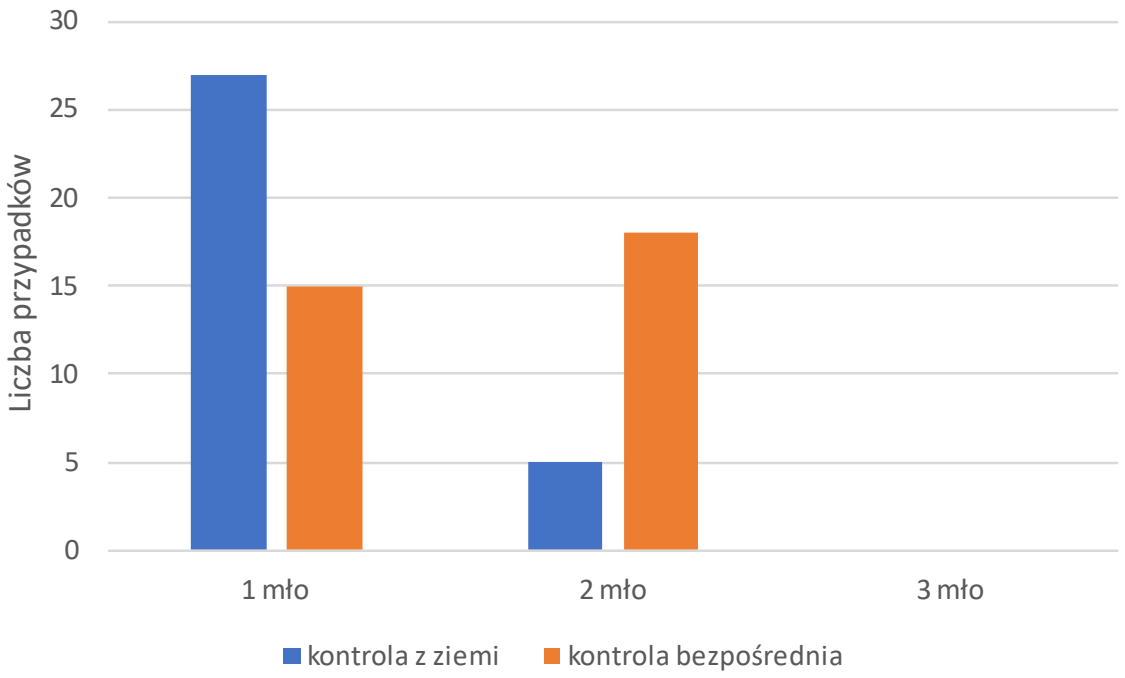
Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem lęgowym

Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono metodą z wykorzystaniem informacji wyłącznie z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 40 gniazd, we wszystkich znajdowały się pisklęta (Tabela II.4). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody.

W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazywała jednak, że lęgi dwupisklęce były w 2023 roku równie liczne jak jednopisklęce (Rys. II.20). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił w 2023 roku aż 24% (na 63 pisklęta przebywające w gniazdach, z ziemi nie wykryto 15). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wyniosła 1,58 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i 1,2 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.4).

Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2022 roku w 33 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

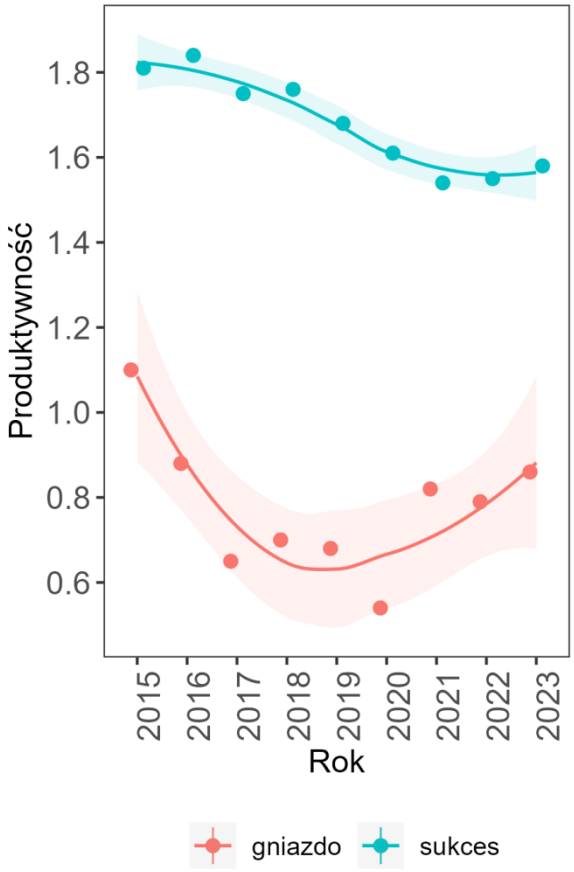
	Kontrola z ziemi	**Kontrola wnętrza gniazda**
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	32	33
Liczba piskląt	37	51
Liczba lęgów z 1 pis.	27	15
Liczba lęgów z 2 pis.	5	18
Liczba lęgów z 3 pis.	-	-
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,16	1,55



Rys. II.20. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.

Liczba młodych przeliczona na parę lęgową

Średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu jest najważniejszym parametrem rozrodczym, obrazującym rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji. Uwzględnia również pary, które straciły lęgi. Zgodnie ze standardem HELCOM liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową jest iloczynem liczby młodych na parę z sukcesem i sukcesu lęgowego uzyskanego przez populację w danym roku (1,58 x 54,5%). Produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w 2023 roku wynosi zatem 0,86 (Rys. II.21).



Rys. II.21. Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces") oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w latach 2015-2023 („gniazdo"). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „*loess*", obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu.

Podsumowanie

1. W 2023 roku skontrolowano 121 stanowisk lęgowych bielika. W 113 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków.
2. Spośród 99 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 54 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2023 roku 54,5%.
3. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 40 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,58 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 24% (zaniżenie).
4. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2023 roku wyniosła 0,86.

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP)

Od roku 2016 z programu MZPW wydzielono wody przejściowe, tzn. zbiorniki, które są częściowo zasolone, ale pozostają pod dużym wpływem wód słodkich. Zaliczono do nich odcinki wybrzeża otwartego morza, zatoki, zalewy i jeziora przymorskie oraz ujściowe odcinki rzek. W 2021 roku rozszerzono listę obiektów kontrolowanych w Polsce i obecnie Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) opiera się na wynikach liczenia ptaków na 39 obiektach.

Założenia metodyczne

Monitoring liczebności ptaków w okresie zimowym standardowo opiera się na wynikach jednej kontroli wykonywanej w połowie stycznia. Przyjmuje się, że wykonując liczenie zimujących ptaków wodnych na większym obszarze w jednym terminie uzyskuje się wiarygodny wskaźnik liczebności ich populacji.
Założenia metodyczne MZPW są następujące:

- Liczenia zimujących ptaków wodnych wykonywane w styczniu, w trakcie pojedynczej kontroli. Optymalnym terminem kontroli jest weekend wypadający jak najbliżej połowy stycznia.
- Liczone są wszystkie stwierdzone gatunki z następujących grup taksonomicznych: blaszkodziobe Anseriformes, czaplowate Ardeidae, chruściele Rallidae, mewy Laridae, bekasowate Scolopacidae, siewkowate Charadriidae, nury Gaviiformes, perkozy Podicepediformes, kormorany Phalacrocoracidae, wybrane gatunki z Falconiformes (*Haliaeetus albicilla*, *Circus spp*.) oraz zimorodek *Alcedo atthis* i pluszcz *Cinclus cinclus*, które są silnie związane ze zbiornikami wodnymi.
- Liczenia mają charakter cenzusu (liczone są wszystkie ptaki widziane) wykonanego na reprezentatywnej próbie ogólnokrajowej.
- Kontrolami objęte są zawczasu wytypowane obiekty (zbiorniki wodne, odcinki rzek i wybrzeża morskiego, zalewy przymorskie, osadniki, odstojniki i stawy znajdujące się na terenach zurbanizowanych), stanowiące główne zimowiska ptaków wodnych w danym regionie geograficznym lub w kraju.
- Kontrole prowadzone są od rana do wczesnych godzin popołudniowych (nie obejmuje się liczeniami miejsc służących jako noclegowiska i koncentracji mew na komunalnych wysypiskach śmieci).
- Oddzielnie notowane są ptaki siedzące na kontrolowanych zbiornikach i przelatujące, które nie są związane z danym obiektem.
- Gdzie to możliwe, oddzielnie liczy się samce, samice oraz ptaki dorosłe i młode. Obserwowane ptaki klasyfikuje się do grup wiekowo-płciowych. Podział na samce i samice możliwy jest w przypadku kaczek, natomiast podział na ptaki dorosłe i młode stosowany jest u łabędzi, mew, kormoranów i bielika. U części gatunków, takich jak np. perkozy, czy łyska i kokoszka, podczas obserwacji terenowych nie jest możliwe oznaczanie wieku i płci.

Przyjęta metodyka bardzo dobrze sprawdza się w przypadku kaczek, łabędzi i perkozów (Tabela II.5). Natomiast gatunki, które w ciągu doby często zmieniają miejsca przebywania, takie jak gęsi i mewy, wymagają innych metod liczeń i w monitoringu MZPW włączone zostały do grupy gatunków dodatkowych (Tabela II.6). W grupie tej znalazły się też gatunki zimujące nieliczne. Uzyskane dla nich wyniki obarczone są dużym błędem wynikającym z przypadkowości uzyskanych wyników i ich interpretacja musi być bardzo ostrożna. Ponadto gromadzone są dane o innych gatunkach z rzędu siewkowych Charadriiformes, żurawiowych Gruiformes i wróblowych Passeriformes, których występowanie jest związane z obecnością zbiorników wodnych. Dane o tych nielicznie zimujących w Polsce gatunkach zbierane są przez Wetlands International, a jednocześnie są ważnymi danymi uzupełniającymi wiedzę o aktualnym stanie awifauny Polski. Ze względu na duże trudności w rozpoznawaniu mew przebywających w stadach, trzy bardzo podobne do siebie gatunki: mewę srebrzystą, mewę romańską i mewę białogłową połączono w zbiorczą kategorię pod nazwą mewa srebrzysta sensu lato. Nie rozdzielano też dwóch wyróżnionych w 2018 roku gatunków: gęsi zbożowej i gęsi tundrowej, traktując je łącznie jako gęś zbożową *sensu lato*.

Tabela II.5. Gatunki podstawowe, objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych.

Gatunki podstawowe	
1	Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*
2	Kormoran *Phalacrocorax carbo*
3	Czapla siwa *Ardea cinerea*
4	Łabędź niemy *Cygnus olor*
5	Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*
6	Krzyżówka *Anas platyrhynchos*
7	Głowienka *Aythya ferina*
8	Czernica *Aythya fuligula*
9	Ogorzałka *Aythya marila*
10	Gągoł *Bucephala clangula*
11	Bielaczek *Mergellus albellus*
12	Szlachar *Mergus serrator*
13	Nurogęś *Mergus merganser*
14	Łyska *Fulica atra*

Tabela II.6. Gatunki dodatkowe, objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych.

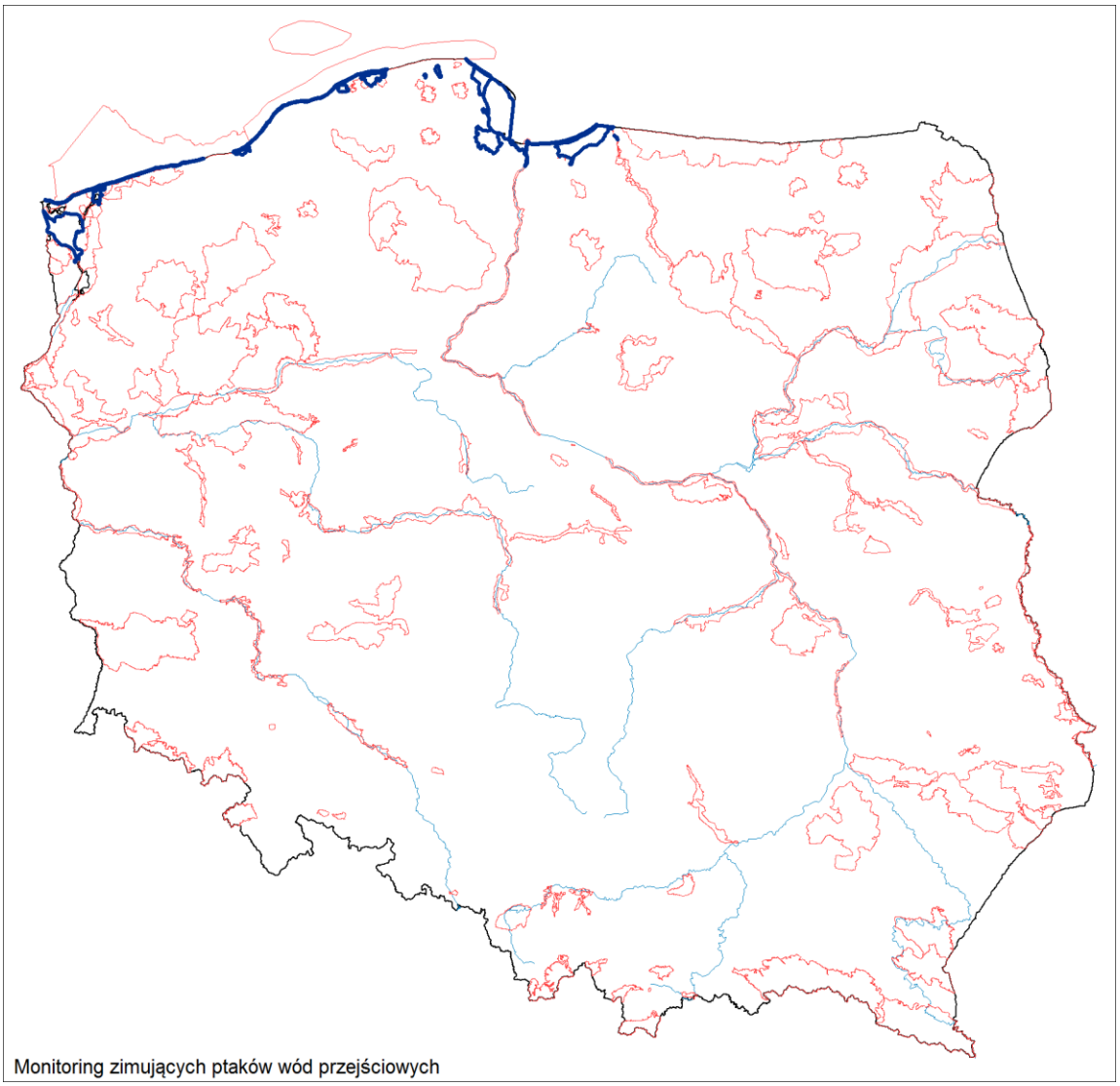
Gatunki dodatkowe	
1	Mewa srebrzysta sensu lato Larus argentatus
2	Mewa siodłata Larus marinus
3	Mewa siwa Larus canus
4	Śmieszka Chroicocephalus ridibundus
5	Perkozek Tachybaptus ruficollis
6	Gęś zbożowa sensu lato Anser fabalis
7	Gęś białoczelna Anser albifrons
8	Gęgawa Anser anser
9	Świstun Mareca penelope
10	Cyraneczka Anas crecca
11	Rożeniec Anas acuta
12	Płaskonos Spatula clypeata
13	Kokoszka Gallinula chloropus
14	Bielik Haliaeetus albicilla
15	Błotniaki Circus spp.
16	Czapla biała Ardea alba

Liczba obiektów MPZW w poszczególnych regionach jest różna i zależy od znaczenia danego obszaru dla zimujących ptaków, liczby niezamarzających zbiorników wodnych oraz od możliwości zapewnienia kontynuacji badań w następnych latach. Całkowita liczba obiektów objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych w latach 2011-2020 wynosiła 379, w tym 31 znalazło się na liście obiektów kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Jednym z ważniejszych kryteriów doboru obiektów do monitoringu była możliwość kontynuacji liczeń przez najbliższe kilka lat, tak, by monitoring opierał się na liczeniu w każdym roku tych samych zbiorników wodnych. W przypadku jezior, stawów, osadników i zalewów przymorskich, obiektem był cały taki zbiornik wodny. Natomiast kontrolowane fragmenty rzek i wybrzeża morskiego zostały podzielone na odcinki o długości około 10 km i każdy taki odcinek

był traktowany jako jeden obiekt. W roku 2021 zdecydowano się na rozszerzenie listy kontrolowanych obiektów, z uwagi na coraz łagodniejszy przebieg zim i co za tym idzie, coraz większą liczbę obiektów niezamarzających. Dzięki temu uzyskane wyniki w znacznie większym stopniu odzwierciedlają rzeczywistą wielkość populacji ptaków wodnych zimujących w Polsce. Obecnie monitoring obejmuje 563 obiekty, w tym 39 obiektów zaliczonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP). W celu zachowania ciągłości w danych zbieranych od 2011 oraz przedstawienia wyników w skali całego kraju, całość zebranych danych przedstawiona jest w ramach MZPW, natomiast oddzielnie przedstawiono analizę dotyczącą 39 obiektów kontrolowanych w ramach MZPWP.

Organizacja i przebieg prac

W 2023 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych skontrolowano wszystkie 39 obiektów (Rys. II.22). 29 obiektów zlokalizowanych było w granicach obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, a 10 – poza obszarami Natura 2000.



Rys. II.22. Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2023 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000.

Liczebność, struktura gatunkowa i rozpowszechnienie

Ogółem na wszystkich 39 skontrolowanych obiektach stwierdzono 252 648 osobników oznaczonych do gatunku, powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. W przypadku 5 263 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej. Stanowiły one tylko 2,1% wszystkich stacjonarnych osobników zanotowanych podczas liczenia. Ponadto podczas liczenia zaobserwowano 2 948 ptaków przelatujących. Wśród osobników stacjonarnych stwierdzono obecność 59 gatunków, z zastrzeżeniem, że mewy srebrzyste i mewy białogłowe potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą sensu lato. Również gęś tundrową i gęś zbożową potraktowano łącznie. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 34 229 os., co stanowiło 13,5% całego ugrupowania, czernica z liczebnością 32 025 os., co stanowiło 12,7% wszystkich zarejestrowanych ptaków oraz ogorzałka, mewa srebrzysta sensu lato i łyska które stwierdzono odpowiednio w liczbie 24 728, 21 546 i 20 544 os. (9,8%, 8,5% i 8,1% wszystkich ptaków stacjonarnych o ustalonej przynależności gatunkowej). Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników przekroczyły jeszcze uhla i gągoł. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,4% wszystkich stwierdzonych ptaków o oznaczonym gatunku. Do tej grupy należały cztery gatunki, których liczebność przekroczyła 20 tys. os. (Tabela II.7). Dodatkowo w tabeli przedstawiono liczebność ptaków przelatujących (niebranych pod uwagę w trakcie opracowywania danych), a także sumę osobników siedzących i lecących. W styczniu ptaki wodne zazwyczaj nie wykonują dalekodystansowych przelotów, a jedynie przemieszczają się na niewielkie odległości między żerowiskami i miejscami odpoczynku. Najprawdopodobniej więc osobniki stwierdzone w locie także przebywały na obszarze objętym monitoringiem, jednak nie można stwierdzić czy zatrzymywały się na obiektach włączonych do MZPWP, stąd nie zostały one uwzględnione w dalszej analizie danych.

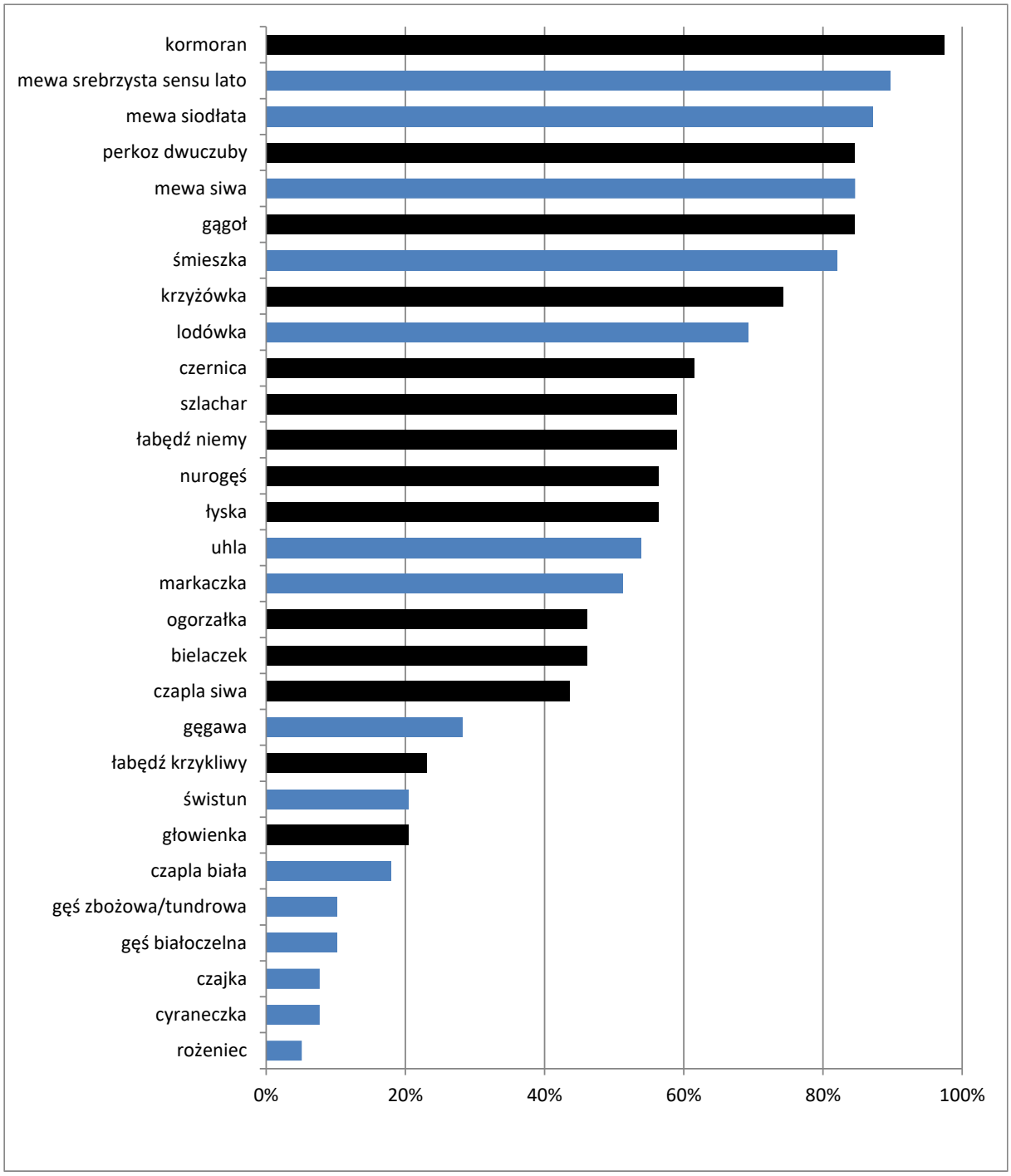
Tabela II.7. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2023 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, „+" - udział procentowy niższy niż 0,1%). Gatunki posegregowano od najliczniejszego do najmniej licznego (dla sumy osobników siedzących i przelatujących).

Nazwa polska	Ptaki siedzące	% udział wśród wszystkich gatunków	Ptaki przelatujące	Razem ptaki siedzące i przelatujące
krzyżówka	**34 229**	**13,5%**	**55**	**34 284**
czernica	**32 025**	**12,7%**	**19**	**32 044**
ogorzałka	**24 728**	**9,8%**	**14**	**24 742**
mewa srebrzysta *sensu lato*	21 546	8,5%	802	22 348
łyska	**20 544**	**8,1%**		**20 544**
uhla	17 689	7%	72	17 761
gągoł	**12 564**	**5%**	**76**	**12 640**
lodówka	12 077	4,8%	108	12 185
kormoran	**11 326**	**4,5%**	**828**	**12 154**
markaczka	11 149	4,4%	53	11 202
śmieszka	10 661	4,2%	149	10 810
mewa siwa	7 731	3,1%	20	7 751
łabędź niemy	**6 980**	**2,8%**	**305**	**7 285**
perkoz dwuczuby	**4 683**	**1,9%**	**6**	**4 689**
nurogęś	**4 162**	**1,6%**	**19**	**4 181**
gęś zbożowa/tundrowa	3 460	1,4%	71	3 531
gęgawa	3 128	1,2%		3 128
głowienka	**2 224**	**0,9%**		**2 224**
łabędź krzykliwy	**1 539**	**0,6%**	**56**	**1 595**
bielaczek	**1 295**	**0,5%**		**1 295**

Nazwa polska	Ptaki siedzące	% udział wśród wszystkich gatunków	Ptaki przelatujące	Razem ptaki siedzące i przelatujące
szlachar	**796**	**0,3%**	**39**	**835**
czapla siwa	**603**	**0,2%**	**2**	**605**
świstun	465	0,2%		465
czapla biała	418	0,2%	8	426
mewa siodłata	371	0,1%	12	383
cyraneczka	233	0,1%	4	237
rożeniec	111	+		111
czajka	108	+		108
gęś białoczelna	107	+		107
bielik	85	+	8	93
nur rdzawoszyi	62	+	10	72
krakwa	65	+		65
perkozek	60	+		60
alka	26	+	33	59
edredon	25	+	24	49
żuraw	18	+		18
bernikla kanadyjska	17	+		17
nur czarnoszyi	8	+	6	14
kokoszka	12	+		12
zausznik	12	+		12
perkoz rogaty	8	+		8
wodnik	8	+		8
zimorodek	4	+		4
łabędź czarnodzioby	3	+		3
ohar	3	+		3
błotniak zbożowy	2	+		2
nurzyk	2	+		2
piaskowiec	2	+		2
płaskonos	2	+		2
bernikla białolica		+	1	1
biegus morski	1	+		1
błotniak stawowy	1	+		1
krwawodziób	1	+		1
mandarynka	1	+		1
mewa czarnogłowa	1	+		1
mewa mała	1	+		1
nurnik	1	+		1
perkoz rdzawoszyi	1	+		1
samotnik	1	+		1
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
kaczka nurkująca nieoznaczona	2 730	1,1%		2 730
kaczka *Melanitta* nieoznaczona	2152	0,9%		2 152
kaczka pływająca nieoznaczona	380	0,2%		380
gęś nieoznaczona *Anser* sp.			143	143
nur nieoznaczony	1	+	5	6
Suma	252 648	100%	2 948	255 596

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% (>31) skontrolowanych obiektów były kormoran (97,4%), mewa srebrzysta sensu lato (89,7%), mewa siodłata (87,2%), gągoł, mewa siwa i perkoz dwuczuby (po 84,6%) oraz śmieszka (82,1%) (Rys. II.23). Ten zestaw gatunków o największym

rozpowszechnieniu powtarza się co roku z wyjątkiem mewy siodłatej, której wskaźnik rozpowszechnienia w 2023 roku był wyjątkowo wysoki. Z grupy gatunków podstawowych wysoki wskaźnik rozpowszechnienia wykazała krzyżówka (74,4%). Wśród gatunków o najmniejszym rozpowszechnieniu znalazły się rożeniec, czajka i cyraneczka. Ptaki te wykazały niewielką liczebność (od 108 i 233 os.) i występowały w większości w niewielkich zgrupowaniach, stąd nie mogły być szeroko rozpowszechnione. Gęsi tundrowa i zbożowa pojawiły się natomiast liczniej (w sumie 3 460 os.), ale stwierdzono je tylko na czterech obiektach.



Rys. II.23. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników.

Miejsca największych koncentracji ptaków wodnych

Najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (52 426 os.), na Zatoce Puckiej wewnętrznej (36 418 os.) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (23 415 os.). Na pięciu obiektach, które zgromadziły ponad 10 tysięcy ptaków, przebywało w sumie 59,8% spośród wszystkich ptaków stacjonarnych, stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (Tabela II.8).

Tabela II.8. Lista obiektów, na których w styczniu 2023 przebywało powyżej 10 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

Kod obiektu	Obiekt	Liczba osobników	% udział w całkowitej liczebności osobników MZPWP
PZ03	Zalew Szczeciński z deltą Świny	59 426	23,5%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	36 418	14,4%
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	23 415	9,3%
PG46	Port Gdynia	18 214	7,2%
PZ04	Zalew Kamieński i rzeka Dziwna	13 630	5,4%
Razem		151 103	59,8%

Występowanie ptaków z grupy gatunków podstawowych

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

Liczebność perkoza dwuczubego została określona w sumie na 4 683 osobniki. Stwierdzono go na 84,6% skontrolowanych obiektów. Największe zgrupowanie perkozów dwuczubych, liczące 1 254 os. stwierdzono na odcinku Wybrzeża Bałtyku między Krynicą Morską a granicą państwa. Zgrupowania powyżej 500 ptaków zaobserwowano jeszcze na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (918 os.) i na Zatoce Puckiej zewnętrznej (554 os.). Gatunek ten przekroczył liczebność 100 os. jeszcze na pięciu obiektach, a na pozostałych jego liczebność wahała się od 3 do 88 os.

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Na skontrolowanych obiektach sumaryczna liczebność kormorana wyniosła 11 326 osobników. Stwierdzono go na 97,4% obiektów i był to najbardziej rozpowszechniony gatunek na obszarze wód przejściowych. Najwięcej kormoranów, tak jak w poprzednich latach, przebywało na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 4 321 os. Gatunek ten licznie stwierdzono jeszcze na Wybrzeżu Bałtyku między Świnoujściem i granicą państwa – 2 000 os. Powyżej 500 ptaków zaobserwowano też na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 715 os., na Jeziorze Żarnowieckim – 654 os. oraz na Wybrzeżu Bałtyku między Świnoujściem i Międzyzdrojami – 503 os. Obecne na pozostałych obiektach kormorany występowały w liczbie od 1 do 330 os.

Czapla siwa *Ardea cinerea*

Ogółem stwierdzono 603 czaple siwe. Gatunek ten przebywał na 43,6% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków zaobserwowano nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 403 os. W pozostałych lokalizacjach, na których odnotowano czaplę siwą, liczba osobników była wyraźnie niższa i wynosiła od 1 do 27 os.

Łabędź niemy *Cygnus olor*

Ogółem stwierdzono 6 980 łabędzi niemych. Gatunek ten spotkano na 59% skontrolowanych obiektów. Największą jego koncentrację zanotowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywało 3 918 osobników. Na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny zaobserwowano w sumie 844 os, a na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 761 os. Powyżej 500 osobników przebywało jeszcze na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 550 os. Na pozostałych obiektach liczba osobników łabędzia niemego była wyraźnie niższa i wynosiła od 1 do 151 os.

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*
Zaobserwowano w sumie 1 539 łabędzi krzykliwych. Gatunek ten stwierdzony został na 23,1% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje zanotowano na Jeziorze Gardno – 586 os., na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny – 445 os. i na Jeziorze Łebsko – 382 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzono od 1 do 86 ptaków tego gatunku.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*
Liczebność krzyżówki wyniosła 34 229 osobników i był to najliczniejszy gatunek z grupy gatunków podstawowych dla MZPWP. Zaobserwowano ją na 74,4% skontrolowanych obiektów. Największe koncentracje ptaków widziano na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 7 169 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 6 135 os., na Jeziorze Łebsko – 5 059 os., w Porcie w Gdyni – 3 577 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 3 509 os. Zgrupowania powyżej 1 tys. os. stwierdzono jeszcze na trzech obiektach, a na pozostałych gromadziło się od 1 do 905 os.

Głowienka *Aythya ferina*
Liczebność głowienki wyniosła 2 224 osobniki. Gatunek ten zaobserwowano na
20,5% skontrolowanych obiektów. Najliczniej stwierdzono ją na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny – 1 238 os., na Jeziorze Żarnowieckim – 530 os. oraz na Jeziorze Łebsko – 350 os. W pozostałych lokalizacjach, w których odnotowano głowienkę, przebywało od 1 do 82 os.

Czernica *Aythya fuligula*
Czernica była w 2023 roku drugim pod względem liczebności gatunkiem ptaka wodnego, który zimował na obiektach MZPWP. Stwierdzono w sumie 32 025 osobników. Jej rozpowszechnienie wyniosło 61,5%. Największe koncentracje ptaków tego gatunku widziano na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 11 974 os., na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 11 128 os. i na Jeziorze Żarnowieckim – 3 460 os. Te trzy obiekty zgromadziły w sumie 83% czernic stwierdzonych na wszystkich zbiornikach objętych MZPWP. Zgrupowanie powyżej 500 ptaków obserwowano jeszcze na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 901 os. Obecne na pozostałych obiektach czernice występowały w liczbie od 3 do 235 os.

Ogorzałka *Aythya marila*
Sumaryczna liczebność ogorzałek wyniosła 24 728 osobniki. W 2023 roku spotkano ją na 46,2% skontrolowanych obiektów. Ogorzałka najliczniej była obserwowana na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny, gdzie przebywało 16 601 os., co stanowiło 67% wszystkich ptaków tego gatunku stwierdzonych w MZPWP. Większe zgrupowanie tego gatunku przebywało jeszcze na Zatoce Puckiej zewnętrznej, gdzie stwierdzono 6 289 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 508 os.

Gągoł *Bucephala clangula*
Liczebność gągołów związanych z kontrolowanymi obiektami wyniosła w sumie
12 564 osobników. Odnotowano go na 84,6% skontrolowanych obiektów. Największe koncentracje stwierdzono na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 3 396 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 2 926 os., na odcinku Wisły między Przegaliną i ujściem – 1 452 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 373 os. oraz na Wybrzeżu Bałtyku między Rozewiem i Kuźnicą – 1 031 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzano od 3 do 742 os.

Bielaczek *Mergus albellus*
W sumie zaobserwowano 1 295 bielaczków. Obecność tego gatunku odnotowano na 46,2% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje występowały na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 567 os., na

Zatoce Puckiej wewnętrznej – 143 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 125 os. oraz na Jeziorze Gardno – 115 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 2 do 97 os.

Szlachar *Mergus serrator*

Podczas liczenia w 2023 roku stwierdzono 796 osobników szlachara. Gatunek ten zaobserwowano na 59% skontrolowanych obiektów. Największe jego koncentracje napotkano na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 119 os. oraz na Wybrzeżu Bałtyku na odcinku Międzyzdroje - Wisełka – 117 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 89 os.

Nurogęś *Mergus merganser*

Łącznie zaobserwowano 4 162 os. nurogęsia, a jego rozpowszechnienie wyniosło 56,4%. Najliczniej gatunek ten przebywał na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 2 512 os. Powyżej 100 osobników zaobserwowano jeszcze na Jeziorze Gardno – 482 os., na Zalewie Wiślanym – 378 os. oraz na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 330 os. Na pozostałych obiektach liczebność nurogęsi wyniosła od 1 do 87 os.

Łyska *Fulica atra*

Łyskę stwierdzono w liczbie 20 544 osobników. Przebywała ona na 56,4% skontrolowanych obiektów. Najwięcej ptaków tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie przebywało 6 946 os., na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 4 318 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 3 048 os., i na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 2 733 os. Pozostałe obiekty gromadziły od 1 do 711 os. łyski.

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obiekty wydzielone do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) wcześniej były kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW), tak więc istnieje możliwość prześledzenia zmian liczebności ptaków przebywających na wodach przejściowych we wcześniejszych latach. Trzeba jednak wziąć pod uwagę fakt, że dane te pochodzą ze stosunkowo niedużej liczby obiektów, co może szczególnie silnie wpływać na otrzymane wartości wskaźników liczebności i rozpowszechnienia.
Analizie poddano 14 gatunków podstawowych oraz 3 kaczki morskie z grupy gatunków dodatkowych (lodówka, markaczka, uhla). W przypadku trendów zmian liczebności uzyskano istotne wyniki analiz dla wszystkich 17 gatunków. W okresie 13 lat prowadzenia monitoringu, osiem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, łabędź krzykliwy, łyska, markaczka, ogorzałka i perkoz dwuczuby), siedem – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, krzyżówka, lodówka, łabędź niemy, szlachar i uhla). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 13 lat gwałtownie zmniejsza swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś (Tabela II.9).

Tabela II.9 Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2023 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 morskich kaczek (lodówka, uhla, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz i ich błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią rtrim (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ – silny wzrost, ↓ – umiarkowany wzrost, ↑ – umiarkowany spadek, ↓↓– silny spadek. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk.licz	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
bielaczek	*Mergellus albellus*	1,1496	0,2045	0,9815	0,0077	↓
czapla siwa	*Ardea cinerea*	11,5887	3,3943	1,1409	0,0138	↑↑
czernica	*Aythya fuligula*	1,9206	0,0859	1,0403	0,0022	↑
gągoł	*Bucephala clangula*	0,7373	0,0921	1,0185	0,0064	↑
głowienka	*Aythya ferina*	63,1531	48,5426	1,265	0,0346	↑↑
kormoran	*Phalacrocorax carbo*	3,1386	0,5124	1,109	0,0089	↑↑
krzyżówka	*Anas platyrhynchos*	2,2418	0,3942	1,0605	0,0097	↑

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk.licz	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
lodówka	*Clangula hyemalis*	2,615	0,5901	1,0627	0,0124	↑
łabędź krzykliwy	*Cygnus cygnus*	7,1514	1,5609	1,1192	0,0107	↑↑
łabędź niemy	*Cygnus olor*	2,9524	0,2118	1,0533	0,0037	↑
łyska	*Fulica atra*	39,4986	11,1688	1,1798	0,0116	↑↑
markaczka	*Melanitta nigra*	5,3568	1,018	1,1344	0,0108	↑↑
nurogęś	*Mergus merganser*	0,4035	0,0506	0,8988	0,0052	↓↓
ogorzałka	*Aythya marila*	4,1796	0,2707	1,1256	0,0038	↑↑
perkoz dwuczuby	*Podiceps cristatus*	3,7087	0,8516	1,1139	0,0138	↑↑
szlachar	*Mergus serrator*	1,0364	0,2754	1,0391	0,0129	↑
uhla	*Melanitta fusca*	1,2315	0,142	1,0245	0,0067	↑

Analiza trendów rozpowszechnienia pozwoliła na osiągnięcie istotnych statystycznie wyników dla 8 gatunków. Trzy z nich wykazały umiarkowany wzrost współczynnika rozpowszechnienia (czapla siwa, kormoran i ogorzałka). Dla kolejnych pięciu gatunków (bielaczek, gągoł, krzyżówka, lodówka i perkoz dwuczuby) nie stwierdzono kierunkowych zmian, a trend określono jako stabilny. W przypadku dziewięciu gatunków nie jest możliwe określenie kierunku zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.10). W poprzednich raportach MZPWP korzystano z innej klasyfikacji kategorii trendów rozpowszechnienia. Aktualna metoda, opisana w rozdziale 1.4 Metody analizy danych, jest spójna z przydzielaniem kategorii trendów liczebności i oparta o klasyfikację zaimplementowaną w programie rtrim. Podstawowa różnica polega na włączeniu do wnioskowania o kategorii trendu rozpowszechnienia błędów standardowych oszacowań, co zwiększyło liczbę trendów w kategorii „nieokreślony" w MZPWP.

Tabela II.10. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) otrzymane w 2023 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 morskich kaczek (lodówka, uhla, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Trend.λ) wraz oraz kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – stabilny, ? – trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk. rozp	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
bielaczek	Mergellus albellus	0,462	0,9948	0,0198	↔
czapla siwa	Ardea cinerea	0,436	1,0700	0,026	↑
czernica	Aythya fuligula	0,615	1,0267	0,0193	?
gągoł	Bucephala clangula	0,846	0,9979	0,0137	↔
głowienka	Aythya ferina	0,205	1,0515	0,0311	?
kormoran	Phalacrocorax carbo	0,974	1,0528	0,0164	↑
krzyżówka	Anas platyrhynchos	0,744	0,9924	0,0149	↔
lodówka	Clangula hyemalis	0,692	1,0138	0,0162	↔
łabędź krzykliwy	Cygnus cygnus	0,692	1,0335	0,0295	?
łabędź niemy	Cygnus olor	0,231	1,0118	0,018	?
łyska	Fulica atra	0,564	1,0448	0,0232	?
markaczka	Melanitta nigra	0,513	1,0237	0,0189	?
nurogęś	Mergus merganser	0,564	0,9743	0,0157	?
ogorzałka	Aythya marila	0,462	1,0508	0,0225	↑
perkoz dwuczuby	Podiceps cristatus	0,846	1,0128	0,0148	↔
szlachar	Mergus serrator	0,590	1,0287	0,0186	?
uhla	Melanitta fusca	0,538	1,0371	0,0199	?

Analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (całe kontynenty lub ich części), czy administracyjnych (poszczególne państwa) (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2023). W zależności od panujących

w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku), będą zamarzać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Pobrzeża Bałtyku. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z bałtyckich zalewów przymorskich, które zamarzają stosunkowo wcześnie (Švažas i in. 1994).

Podsumowanie

W 2023 roku skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 252 648 osobników z 59 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 34 229 os., co stanowiło 13,5% wszystkich ptaków o oznaczonym gatunku, czernica z liczebnością 32 025 os (12,7%); ogorzałka z liczebnością 24 728 os. (9,8%) oraz mewa srebrzysta sensu lato i łyska, które stwierdzono odpowiednio w liczbie 21 546 os. i 20544 os. (8,5 i 8,1% wszystkich policzonych ptaków o oznaczonym gatunku). Z pozostałych gatunków jeszcze uhla i gągoł osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,4% wszystkich ptaków stwierdzonych na zbiornikach wodnych objętych MZPWP. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (krzyżówka, czernica i ogorzałka), których liczebność przekroczyła 24 tys. os. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były kormoran, mewa srebrzysta sensu lato, mewa siodłata, perkoz dwuczuby, mewa siwa, gągoł i śmieszka.
W latach 2011-2023 siedem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, łabędź krzykliwy, łyska, ogorzałka i perkoz dwuczuby), pięć – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, krzyżówka, łabędź niemy i szlachar). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 13 lat gwałtownie zmniejsza swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. Wyniki te są zbieżne z danymi uzyskanymi dla całego kraju w ramach MZPW.
Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i obie części Zatoki Puckiej, tzn. Zatoka Pucka wewnętrzna i Zatoka Pucka zewnętrzna, gdzie przebywało odpowiednio 59 426, 36 418 oraz 23 415 ptaków. Te trzy obiekty gromadziły
w sumie 47,2% wszystkich ptaków wodnych zimujących na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Potwierdziło się duże znaczenie Portu Gdynia dla zimujących ptaków (głównie dla krzyżówek i mew srebrzystych sensu lato), gdzie znajdują bogate źródło pokarmu antropogennego. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Rozpoczęty w 2011 roku Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ma być przede wszystkim źródłem danych o zmianach liczebności ptaków morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku. Na jego podstawie możliwe stało się oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków oraz waloryzacja ornitologiczna różnych akwenów, w tym obszarów sieci Natura 2000, a po uzupełnieniu o wyniki badań prowadzonych na akwenach przeznaczonych pod morskie farmy wiatrowe oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków przebywających w różnych częściach polskiej strefy Bałtyku. Monitoring obejmuje swym zasięgiem trzy obszary specjalnej ochrony ptaków (OSOP) Natura 2000 w granicach polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku, utworzone dla ochrony zimujących tam ptaków, głównie lodówki, uhli, markaczki, nurnika, alki

i nurów (Meissner 2010a, 2010b, 2010c). Są to OSOP Przybrzeżne Wody Bałtyku, OSOP Zatoka Pomorska i OSOP Ławica Słupska.

Metody prowadzenia badań

Badania nad liczebnością i rozmieszczeniem ptaków na akwenach morskich na całym świecie prowadzone są w oparciu o uznane i uzgodnione standardy (Komdeur i in. 1992), co zapewnia porównywalność uzyskiwanych wyników. Stały się one także standardem w Polsce (Meissner 2011), gdzie liczenia ptaków przeprowadza się z pokładów statków. Liczenia lotnicze są w prawdzie tańsze, ponieważ samolot jest w stanie przelecieć znacznie większy dystans w jednostce czasu niż statek, jednak podczas kontroli prowadzonych z samolotu wykrycie części gatunków (alki, nury, perkozy) jest trudne, a liczebność pozostałych jest zawsze poważnie zaniżana. Wynika to z faktu, że na odgłos nadlatującego samolotu ptaki morskie nurkują i tylko część stada pozostaje na powierzchni. Zgodnie ze standardową metodyką (Komdeur i in. 1992) na akwenach morskich ptaki liczy się ze statku wzdłuż transektów w pasie o stałej szerokości 600 m (po 300 m z obu stron jednostki). Dodatkowo w stałych odstępach czasu wykonuje się liczenie ptaków przelatujących (technika „snap-shot"). Dzięki temu w opracowaniu uwzględnione są mewy, których liczebność szacowana wyłącznie na podstawie liczeń transektowych jest poważnie zaniżana ze względu na ich dużą ruchliwość. Zastosowana metoda pozwala na późniejsze przeliczanie liczebności ptaków stwierdzonych w obrębie transektów na zagęszczenia wyrażone w liczbie osobników na 1 km^2. Praktyczna ocena szerokości pasa obserwacji opiera się na wykorzystaniu zależności opisującej odległość od horyzontu w stosunku do wysokości na jakiej znajduje się oko obserwatora (Heinemann 1981). Każdy transekt dzielony jest na kilka lub kilkanaście mniejszych odcinków, a ptaki na każdym z tych odcinków są liczone oddzielnie. Pozycję statku kontroluje się w sposób ciągły za pomocą urządzenia GPS.

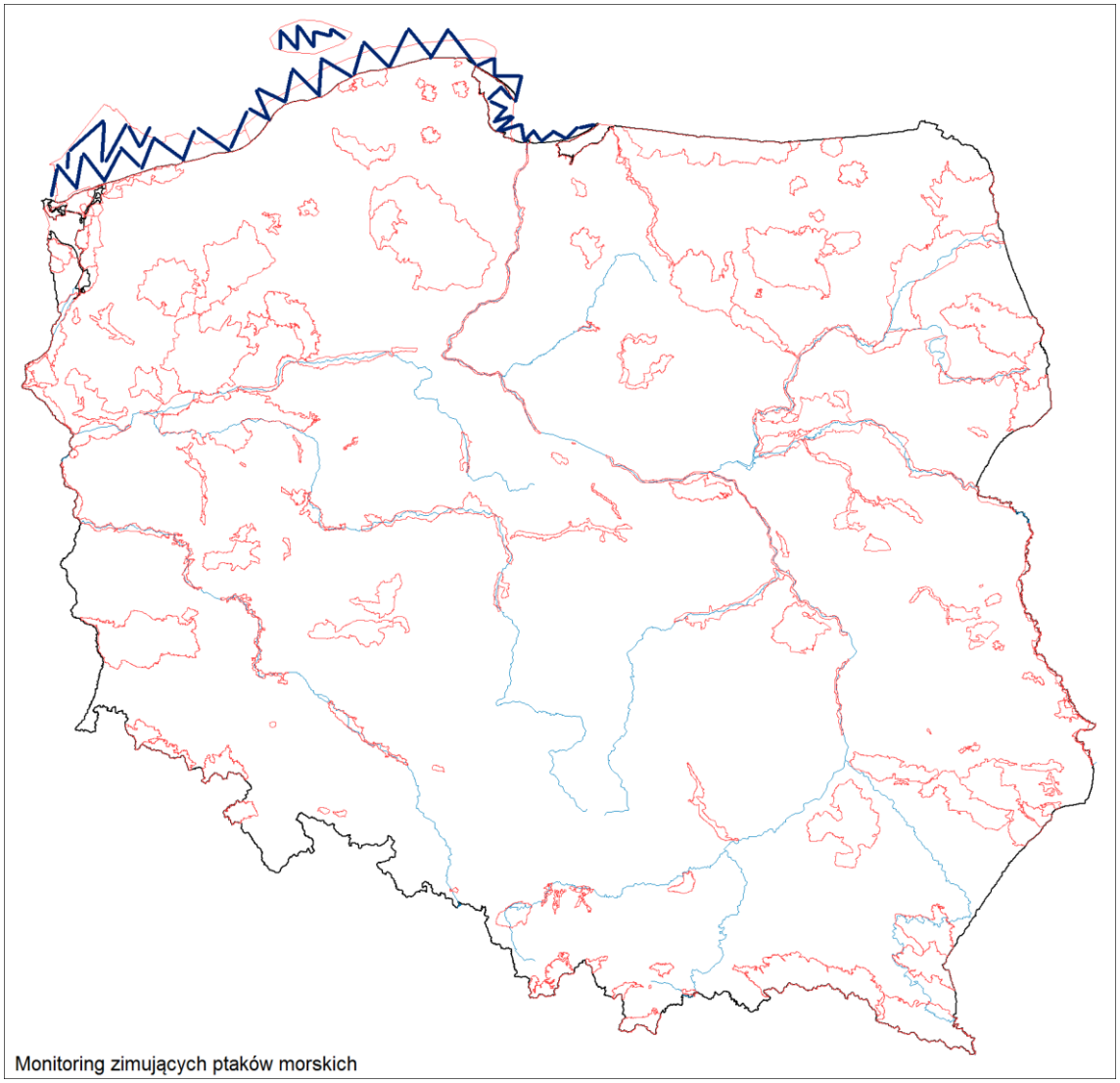
Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ukierunkowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (Tabela II.11). W tej grupie, nazywanej grupą gatunków podstawowych, znalazły się ptaki występujące licznie na Bałtyku (lodówka, markaczka, uhla), jak i te rzadsze, dla których Bałtyk jest jednym z ważniejszych zimowisk w Europie (po dwa gatunki nurów i perkozów, trzy gatunki alk). W grupie gatunków dodatkowych znalazły się mewy, których obecność na akwenach morskich związana jest przede wszystkim z połowami ryb oraz perkoz dwuczuby, który rzadko pojawia się na otwartym morzu z dala od wybrzeży, jednak jego największe koncentracje spotykane są na zatokach przymorskich i na dużych jeziorach. Podczas liczenia notuje się także pozostałe gatunki ptaków wodnych.

Tabela II.11. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

Gatunki podstawowe	
1	Nur rdzawoszyi *Gavia stellata*
2	Nur czarnoszyi *Gavia arctica*
3	Perkoz rogaty *Podiceps auritus*
4	Perkoz rdzawoszyi *Podiceps grisegena*
5	Lodówka *Clangula hyemalis*
6	Uhla *Melanitta fusca*
7	Markaczka *Melanitta nigra*
8	Nurnik *Cepphus grylle*
9	Alka *Alca torda*
10	Nurzyk *Uriaa alge*

Gatunki dodatkowe	
11	Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*
12	Mewa srebrzysta *Larus argentatus*
13	Mewa siodłata *Larus marinus*
14	Mewa siwa *Larus canus*
15	Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus*

Monitoring zaplanowano tak, by objąć nim wszystkie akweny płytkowodne o głębokościach poniżej 30 m, gdzie na Bałtyku gromadzi się najwięcej ptaków morskich. W strefach o większej głębokości spotyka się głównie gatunki rybożerne, które występują tam jednak w bardzo niskich zagęszczeniach oraz towarzyszące kutrom rybackim mewy (Durinck i in. 1994). Dziewiętnaście transektów znajdujących się w 12 milowym pasie wód terytorialnych w strefie najbardziej oddalonej od brzegu (BA13-17, BA27-33, BA35, BA37-42), przebiega przez obszary o większych głębokościach, tak by uzyskać dane o występującym na takich obszarach zgrupowaniu ptaków. Badaniami objęto 12-milowy pas wód terytorialnych oraz dwa płytsze rejony położone w wyłącznej strefie ekonomicznej: Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (Rys. II.24).



Rys. II.24. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Metody prac terenowych

W 2023 roku prace terenowe MZPM były wykonywane przez Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków (OTOP). Liczenia wykonano na wszystkich 56 transektach, z czego 46 znajdowało się przynajmniej częściowo w OSOP Natura 2000 (Rys. II.24). Optymalnym terminem liczenia był okres od 10 do 31 stycznia. Termin ten musi być jednak dostosowany do panujących na morzu warunków pogodowych, co sprawia, że należy go traktować z należytą elastycznością (do 5 dni od wskazanego terminu liczenia, tj. 5 stycznia – 5 lutego). Z uwagi na sytuacje losowe (np. bardzo niekorzystne warunki pogodowe) istnieje możliwość dodatkowego wydłużenia terminu liczenia po uzyskaniu zgody Zamawiającego, co miało miejsce w roku 2023. Pierwszy rejs udało się wykonać 7 stycznia. W styczniu 2023 roku sprzyjające warunki pogodowe na morzu umożliwiły na przeprowadzenie prawie wszystkich zaplanowanych liczeń w optymalnym terminie. Dłuższy okres niesprzyjającej pogody pojawił się dopiero po 24 stycznia, przez co ostatni rejs wykonano 16 lutego (Tabela II.12). To opóźnienie nie powinno jednak w zasadniczy sposób wpłynąć na uzyskane wyniki, ponieważ w tym czasie wędrówka powrotna ptaków morskich na lęgowiska jeszcze się nie rozpoczyna (Meissner 2011). W innych krajach liczenia ptaków morskich zimujących na Bałtyku wykonywane są jeszcze w lutym, a wyjątkowo nawet na początku marca (Markones i in. 2012, Nilsson 2016).

Tabela II.12. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	20.01.2023
Wody terytorialne	7-8.01.2023, 10.01.2022, 12.01.2023, 20.01.2023, 23-24.01.2023
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	16.02.2023

Całkowita długość transektów w roku 2023 osiągnęła 882,8 km, z czego 83,4 km przypadło na Ławicę Słupską, a 115 km na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych (Tabela II.13). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 529,6 km^2 (Tabela II.13), co stanowi około 1,6% powierzchni polskiego sektora Bałtyku składającego się z Wyłącznej Strefy Ekonomicznej, wód terytorialnych oraz części Zatoki Puckiej wchodzącej w skład Morskich Wód Wewnętrznych. W roku 2023 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 62 godziny i 24 minuty, z czego na Ławicę Słupską przypadło 5 godzin i 32 minuty, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 7 godzin i 54 minuty, a na pas wód terytorialnych 48 godzin i 58 minut.

Tabela II.13. Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.

Akwen	Liczba transektów	Liczba odcinków w obrębie transektów	Całkowita długość transektów [km]	Całkowita powierzchnia w obrębie transektów [km^2]
Wody terytorialne	42	570	684,4	410,6
Ławica Słupska	8	69	83,4	50,0
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	6	96	115,0	69,0
RAZEM	**56**	**735**	**882,8**	**529,6**

W badaniach pominięto Zatokę Pucką Wewnętrzną z powodu małych głębokości uniemożliwiających swobodnie pływanie średniej wielkości statkiem oraz częstego zamarzania nawet podczas umiarkowanie mroźnych zim. Ten płytki akwen położony na zachód od linii Rewa-Kuźnica, wliczany jest do wód wewnętrznych Polski, a ptaki zimujące na nim są liczone w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP).

Wody terytorialne Polski w większości znajdują się w strefie płytkowodnej o głębokościach poniżej 30 m. Jednak na niektórych odcinkach we wschodniej części ich granica przebiega w strefie większych głębokości dochodzących nawet do 90 m. Transekty w obrębie Ławicy Słupskiej poprowadzono wewnątrz obszaru ograniczonego izobatą 20 m i tylko w kilku miejscach tego akwenu odnotowano głębokości nieznacznie większe. Do obszaru objętego badaniami w obrębie Zatoki Pomorskiej włączono też jej najpłytszą część – Ławicę Odrzaną, leżącą na granicy wód Polski i Niemiec. Akwen ten charakteryzuje się głębokościami poniżej 10 m, co szczególnie sprzyja występowaniu tam kaczek morskich (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).

Liczebność i struktura gatunkowa

Podczas liczeń w 2023 roku ogółem stwierdzono 42 226 osobników ptaków wodnych z 29 gatunków oraz 280 os., których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 42 506 osobników ptaków wodnych policzonych podczas 62 godzin i 24 minut rejsów, z czego 24 516 os. z 19 gatunków przebywało w pasie transektu (Tabela II.14). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowiły zaledwie 0,7% wszystkich zaobserwowanych osobników, co świadczy o wysokich kwalifikacjach zespołu prowadzącego liczenia i nie powinno istotnie wpłynąć na interpretację uzyskanych wyników. Podobnie jak w poprzednich sezonach, w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: lodówki i uhli. Odnotowano też bardzo wysoką liczebność trzeciego gatunku z tej grupy – markaczki (Tabela II.14). Żaden z pozostałych gatunków nie przekroczył liczebności 1 000 os. odnotowanych podczas liczeń.

Tabela II.14. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2023 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
lodówka	**11 942**	**22,5**	**18 537**	**297,1**
uhla	**9 607**	**18,1**	**17 655**	**282,9**
markaczka	**2 074**	**3,9**	**3 675**	**58,9**
mewa srebrzysta	265	0,5	718	11,5
alka	**222**	**0,4**	**583**	**9,3**
kormoran	116	0,2	318	5,1
perkoz dwuczuby	65	0,1	163	2,6
perkoz rogaty	**36**	**0,1**	**54**	**0,9**
nurzyk	**28**	**0,1**	**60**	**1,0**
nur czarnoszyi	**24**	**+**	**56**	**0,9**
nur rdzawoszyi	**23**	**+**	**107**	**1,7**
mewa siwa	12	+	58	0,9
mewa siodłata	9	+	24	0,4
edredon	9	+	16	0,3
nurnik	**6**	**+**	**18**	**0,3**
gęś białoczelna	6	+	7	0,1
perkoz rdzawoszyi	**4**	**+**	**5**	**0,1**
szlachar	2	+	32	0,5
śmieszka	1	+	2	+
bernikla kanadyjska			46	0,7
łabędź krzykliwy			21	0,3
ogorzałka			16	0,3
gęś zbożowa			14	0,2
gęgawa			12	0,2

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
łabędź niemy			12	0,2
krzyżówka			8	0,1
nurogęś			5	0,1
gągoł			3	+
świstun			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	51	0,1	143	2,3
nur nieoznaczony	13	+	102	1,6
gęś nieoznaczona *Anser sp.*	1	+	1	+
kaczka *Melanitta* nieoznaczona			30	0,5
łabędź nieoznaczony			4	0,1
RAZEM	**24 516**	**46,3**	**42 506**	**681,2**

Trzy najliczniejsze gatunki ptaków morskich: lodówka, uhla i markaczka, stanowiły w sumie aż 96,6% ptaków o oznaczonym gatunku stwierdzonych w pasie transektów oraz 94,4% spośród wszystkich zaobserwowanych (Tabela II.15). Ponad 200 osobników w pasie transektu zaobserwowano jeszcze w przypadku mewy srebrzystej i alki, jednak ich udział w całym ugrupowaniu był niski i wyniósł około 1-2%. Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne. Struktura gatunkowa ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku jest więc podobna jak w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Dominacja trzech gatunków kaczek morskich jest typowa dla większości akwenów południowego Bałtyku położonych poza pasem przybrzeżnym (do 1 km od linii brzegowej) w strefie głębokości od kilku do 30 m (Durinck i in. 1994, Sonntag i in. 2006, Skov i in. 2011).

Tabela II.15. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2023 roku. „+" - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
lodówka	**11 942**	**48,8%**	**18 537**	**43,9%**
uhla	**9 607**	**39,3%**	**17 655**	**41,8%**
markaczka	**2 074**	**8,5%**	**3 675**	**8,7%**
mewa srebrzysta	265	1,1%	718	1,7%
alka	**222**	**0,9%**	**583**	**1,4%**
kormoran	116	0,5%	318	0,8%
perkoz dwuczuby	65	0,3%	163	0,4%
perkoz rogaty	**36**	**0,1%**	**54**	**0,1%**
nurzyk	**28**	**0,1%**	**60**	**0,1%**
nur czarnoszyi	**24**	**0,1%**	**56**	**0,1%**
nur rdzawoszyi	**23**	**0,1%**	**107**	**0,3%**
mewa siwa	12	+	58	0,1%
bernikla kanadyjska	9	+	46	0,1%
mewa siodłata	9	+	24	0,1%
nurnik	**6**	**+**	**18**	**+**
gęś białoczelna	6	+	7	+
perkoz rdzawoszyi	**4**	**+**	**5**	**+**
szlachar	2	+	32	0,1%
śmieszka	1	+	2	+
łabędź krzykliwy			21	+
edredon			16	+

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
ogorzałka			16	+
gęś zbożowa			14	+
gęgawa			12	+
łabędź niemy			12	+
krzyżówka			8	+
nurogęś			5	+
gągoł			3	+
świstun			1	+
RAZEM	**24 451**	**100%**	**42 226**	**100%**

W pasie wód terytorialnych zanotowano 10 gatunków z grupy podstawowych dla monitoringu oraz 18 innych gatunków ptaków wodnych. Najliczniejszymi gatunkami były lodówka i uhla. Wskaźniki zagęszczenia tych dwóch gatunków przekroczyły 20 os/km^2, a wskaźniki częstości przekroczyły 200 os./godz. rejsu i były ponad pięciokrotnie wyższe od trzeciego pod względem liczebności gatunku, jakim była markaczka (Tabela II.16). W przypadku tego ostatniego gatunku wskaźnik liczebności był 3 razy niższy, a wskaźnik częstości ponad 7 razy niższy w porównaniu do roku ubiegłego. Warto zaznaczyć, że w roku 2023 wody terytorialne były jednym z najważniejszych miejsc zimowania uhli w polskiej strefie Bałtyku. Inne gatunki w pasie wód terytorialnych były znacznie mniej liczne. Zwraca jednak uwagę wysoka liczba zaobserwowanych alk, ze wskaźnikiem liczebności ponad dwukrotnie wyższym w stosunku do roku poprzedniego.

Tabela II.16. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km^2]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	**8 681**	**21,1**	**12 664**	**258,6**
uhla	**8 311**	**20,2**	**15 235**	**311,1**
markaczka	**1 455**	**3,5**	**2 424**	**49,5**
mewa srebrzysta	220	0,5	626	12,8
alka	**212**	**0,5**	**560**	**11,4**
kormoran	113	0,3	282	5,8
perkoz dwuczuby	64	0,2	162	3,3
nurzyk	**26**	**0,1**	**52**	**1,1**
nur rdzawoszyi	**23**	**0,1**	**93**	**1,9**
nur czarnoszyi	**17**	**+**	**43**	**0,9**
mewa siodłata	9	+	23	0,5
edredon	9	+	16	0,3
mewa siwa	7	+	46	0,9
perkoz rogaty	**7**	**+**	**15**	**0,3**
gęś białoczelna	6	+	6	0,1
szlachar	2	+	31	0,6
nurnik	**2**	**+**	**10**	**0,2**
perkoz rdzawoszyi	**2**	**+**	**2**	**+**
śmieszka	1	+	2	+
bernikla kanadyjska			46	0,9
ogorzałka			16	0,3
gęgawa			12	0,2
łabędź niemy			8	0,2

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
nurogęś			5	0,1
krzyżówka			4	0,1
łabędź krzykliwy			2	+
gągoł			1	+
świstun			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	51	0,1	138	2,8
nur nieoznaczony	13	+	91	1,9
kaczka *Melanitta* nieoznaczona			30	0,6
RAZEM	**19 231**	**46,8**	**32 646**	**666,7**

W Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 9 gatunków z grupy gatunków podstawowych oraz 11 innych gatunki ptaków wodnych. Liczebnie dominowały tu lodówka, uhla i markaczka, osiągając najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i częstości (Tabela II.17). Zatoka Pomorska od wielu lat jest jednym z najważniejszych zimowisk tych trzech gatunków z grupy kaczek morskich w polskiej strefie Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011, Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Zwraca też uwagę wysoka liczba zaobserwowanych perkozów rogatych, prawie trzykrotnie wyższa niż w ubiegłym roku. Gatunek ten na Zatoce Pomorskiej osiągnął po raz kolejny najwyższe wartości obu wskaźników spośród trzech akwenów wyróżnionych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich.

Tabela II.17. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+" - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	**2 516**	**36,5**	**4 496**	**569,1**
uhla	**965**	**14,0**	**1 770**	**224,1**
markaczka	**619**	**9,0**	**1 251**	**158,4**
perkoz rogaty	**29**	**0,4**	**39**	**4,9**
mewa srebrzysta	13	0,2	37	4,7
kormoran	3	0,0	36	4,6
nur czarnoszyi	**3**	**0,0**	**6**	**0,8**
mewa siwa	2	0,0	5	0,6
perkoz rdzawoszyi	**2**	**0,0**	**3**	**0,4**
alka	**1**	**0,0**	**3**	**0,4**
perkoz dwuczuby	1	0,0	1	0,1
łabędź krzykliwy			19	2,4
gęś zbożowa			14	1,8
nur rdzawoszyi			**6**	**0,8**
krzyżówka			4	0,5
łabędź niemy			4	0,5
nurzyk			**3**	**0,4**
gągoł			2	0,3
gęś białoczelna			1	0,1
szlachar			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
gęś nieoznaczona *Anser sp.*	1	0,0	1	0,1
nur nieoznaczony			8	1,0

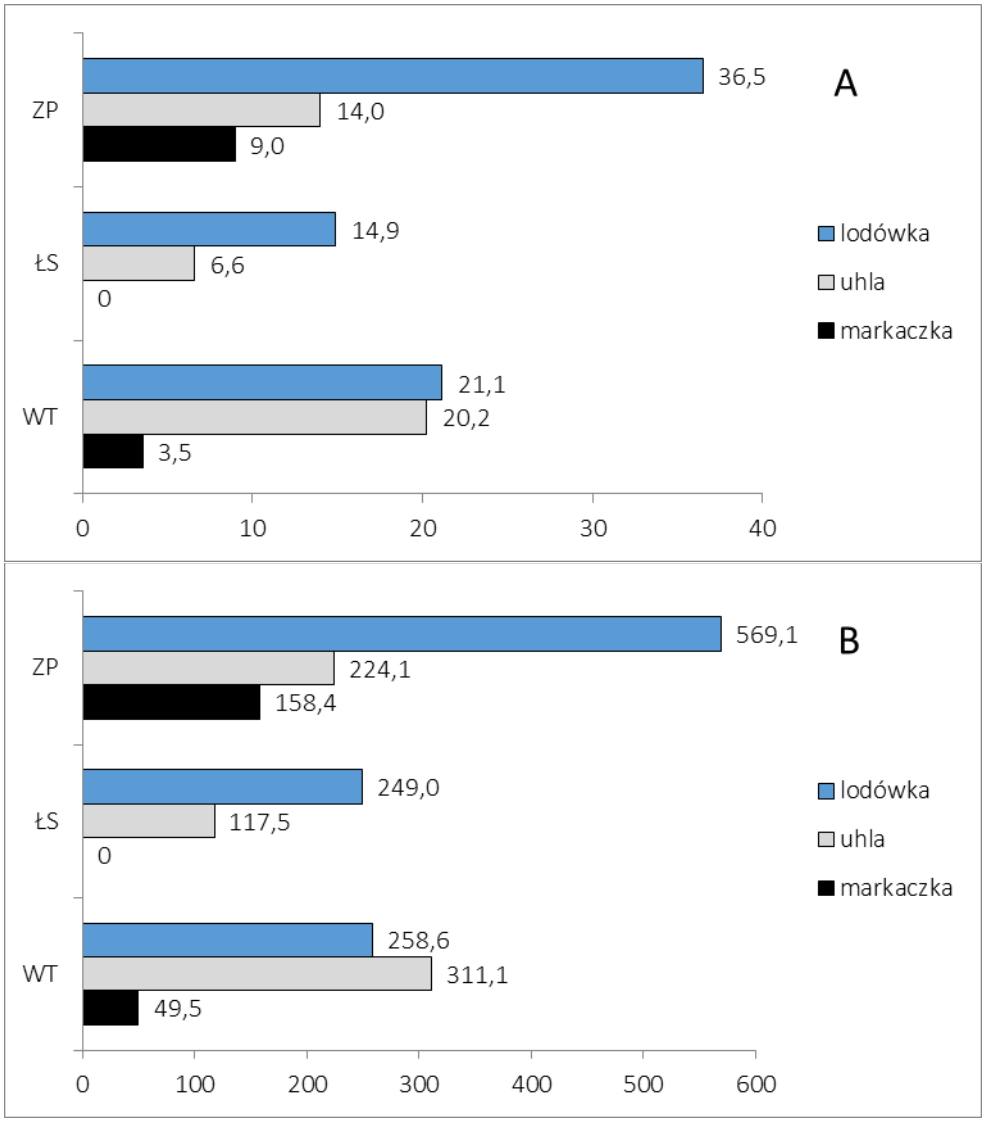
Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
łabędź nieoznaczony			4	0,5
alka nieoznaczona			1	0,1
RAZEM	**4 155**	**60,2**	**7 715**	**976,6**

Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność 7 gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych oraz 3 innych gatunków ptaków wodnych. Lodówka była tutaj najliczniejszym gatunkiem, liczniejszym od uhli (Tabela II.18). Ławica Słupska była (Durinck i in. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk lodówek na Bałtyku (Skov i in. 2011, Wardecki i in. 2021). Liczebność uhli w ostatnich latach stopniowo się tutaj zwiększa (Chodkiewicz i in. 2018). W pierwszych dwóch sezonach wykonywania liczenia w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w pasie transektów zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku. Tak jak w ubiegłym roku na Ławicy Słupskiej stwierdzono najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i wskaźnika częstości nurnika. Gatunek ten w polskiej strefie Bałtyku występuje w dużym rozproszeniu, a Ławica Słupska na przełomie lat 1980. i 1990. wykazywana była jako ważne jego zimowisko w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994), co potwierdza się też współcześnie.

Tabela II.18. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	**745**	**14,9**	**1 377**	**249,0**
uhla	**331**	**6,6**	**650**	**117,5**
mewa srebrzysta	32	0,6	55	9,9
alka	**9**	**0,2**	**20**	**3,6**
nurnik	**4**	**0,1**	**8**	**1,4**
nur czarnoszyi	**4**	**0,1**	**7**	**1,3**
mewa siwa	3	0,1	7	1,3
nurzyk	**2**	**0,0**	**5**	**0,9**
nur rdzawoszyi			**8**	**1,4**
mewa siodłata			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona			4	0,7
nur nieoznaczony			3	0,5
RAZEM	**1 130**	**22,6**	**2 145**	**387,9**

Podobnie jak we wszystkich poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: lodówka, uhla i markaczka (Tabela II.14). Lodówka była gatunkiem o najwyższym wskaźniku zagęszczenia na wszystkich trzech wyróżnionych akwenach oraz najwyższym wskaźniku częstości występowania na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych i na Ławicy Słupskiej. Natomiast w pasie wód terytorialnych gatunkiem o najwyższym wskaźniku częstości była uhla (Rys. II.25). Najwięcej markaczek spotkano na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych, co jest typowe dla tego gatunku, natomiast na Ławicy Słupskiej, tak jak w ubiegłym sezonie nie zaobserwowano ani jednego osobnika tego gatunku (Rys. II.25).



Rys. II.25. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2023 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

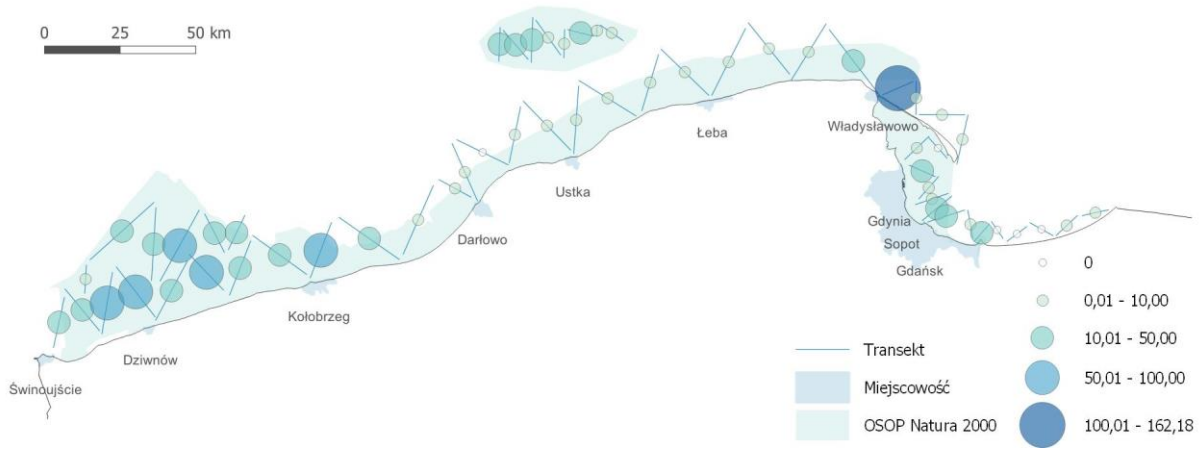
Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka oraz mewa srebrzysta sensu lato, która licznie przebywa na Bałtyku, choć jej obecność na akwenach położonych z dala od brzegu w dużej mierze zależy od aktywności kutrów rybackich. Uwzględniono tutaj tylko osobniki zaobserwowane w granicach transektów i notowane podczas liczenia techniką „snap-shot", ponieważ tylko takie stwierdzenia mogą służyć do obliczania zagęszczenia ptaków przebywających na akwenach morskich (Komdeur i in. 1992).

Lodówka *Clangula hyemalis*

Największe zgrupowanie lodówek stwierdzono na Zatoce Pomorskiej, gdzie wartości wskaźnika zagęszczenia na czterech transektach przekroczyły wartość 50 os./km^2 (Rys. II.26). Najwyższe zagęszczenie tego gatunku 162,2 os./km^2 zaobserwowano w pasie wód terytorialnych, u nasady Półwyspu Helskiego. W tym samym miejscu lodówki licznie przebywały także w roku ubiegłym. Na Ławicy Słupskiej lodówka liczniej gromadziła się w zachodniej części tego akwenu, gdzie wzdłuż trzech sąsiadujących transektów jej wskaźniki zagęszczenia wynosiły w granicach 12,8-29,9 os./km^2. W obrębie Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków

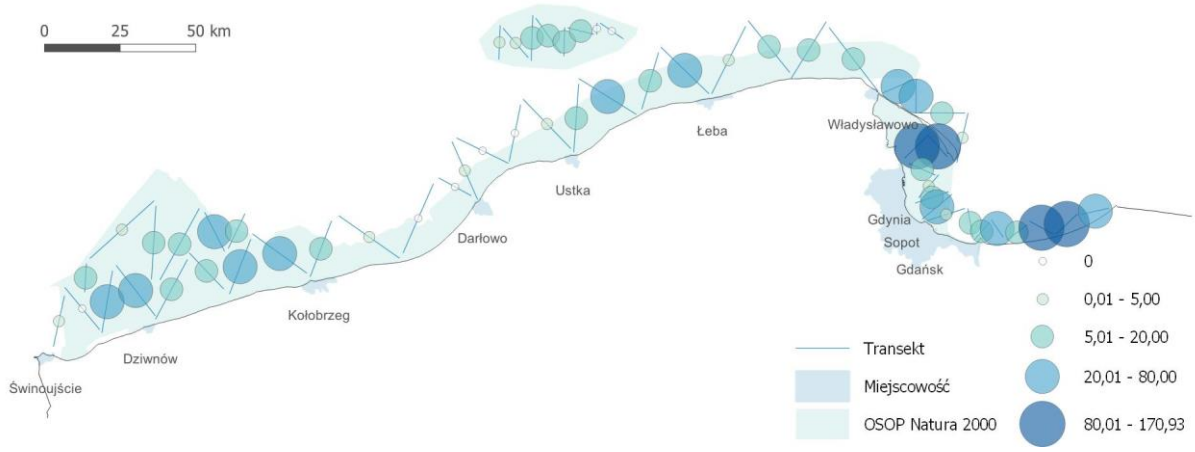
Przybrzeżne Wody Bałtyku oraz na Zatoce Gdańskiej wskaźnik zagęszczenia lodówek był niski, poza jednym transektem w pobliżu Władysławowa, gdzie jego wartość była najwyższa (Rys. II.26).
W latach 2011-2023 lodówki obserwowano licznie na Ławicy Słupskiej oraz na Zatoce Pomorskiej. Oba te akweny są znane jako ważne w skali Bałtyku zimowiska tego gatunku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). Na rozległym akwenie wód terytorialnych między Rozewiem i Darłowem lodówki nigdy nie tworzyły większych zgrupowań. W odróżnieniu od lat 2011-2014, więcej lodówek obserwuje się obecnie w obrębie Zatoki Gdańskiej. Najwyższe zagęszczenie lodówek w roku 2023 na obszarze wschodnich wód terytorialnych związane jest z obserwowanym w ostatnich latach wzrostem znaczenia tego akwenu dla zimującej populacji gatunku.



Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Uhla *Mellanita fusca*

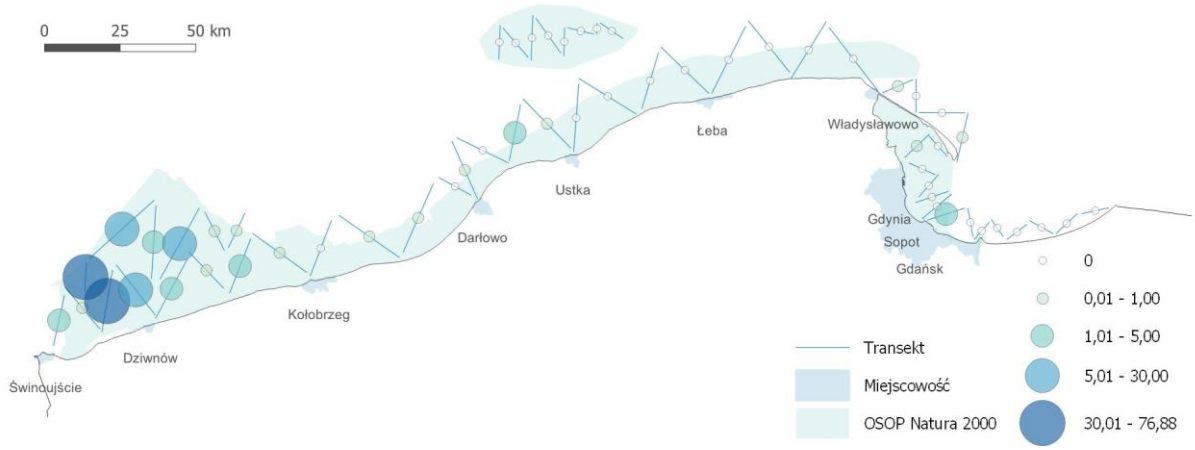
Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej. Tylko na Zatoce Gdańskiej odnotowano wskaźniki zagęszczenia powyżej 80 os./km^2 (Rys. II.27). Najwyższe wskaźniki zagęszczenia (170,9 i 151,0 os./km^2) zanotowano na dwóch sąsiednich transektach na Zatoce Puckiej zewnętrznej i koło Helu. W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nielicznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Ich nieco większe koncentracje, tak jak w ubiegłym sezonie, stwierdzono jedynie między Łebą, a Ustką. Na Ławicy Słupskiej zagęszczenia były niskie i nie przekroczyły 20 os./km^2. W stosunku do lat 2011-2014, gdy uhlę na Ławicy Słupskiej spotykano nielicznie, obserwuje się wzrost liczby ptaków tego gatunku na tym akwenie. W roku 2023 zaobserwowano dużą koncentrację uhli przy wschodniej części Mierzei Wiślanej (122,43 i 93,79 os./km^2), gdzie dość często w poprzednich latach ptaki te gromadziły się w bardzo dużej liczbie.
Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011-2023 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013, 2015, 2020 i 2022 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz spore wahania liczebności tego gatunku na Ławicy Słupskiej.



Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Markaczka *Mellanita nigra*

Występowanie markaczek w 2023 roku, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.28), gdzie lokalnie, wzdłuż dwóch transektów, wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartości 76,9 i 24,1 os./km^2. Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, a tylko lokalnie na Zatoce Puckiej wskaźnik zagęszczenia nieznacznie przekroczył wartość 1 os./km^2. Na Ławicy Słupskiej gatunku tego, tak jak w poprzednim sezonie, nie stwierdzono wcale.
Wyniki uzyskane w 2023 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991-1993 (Durinck i in. 1994), 2007-2009 (Skov i in. 2011) oraz współcześnie (Wardecki i in. 2021).

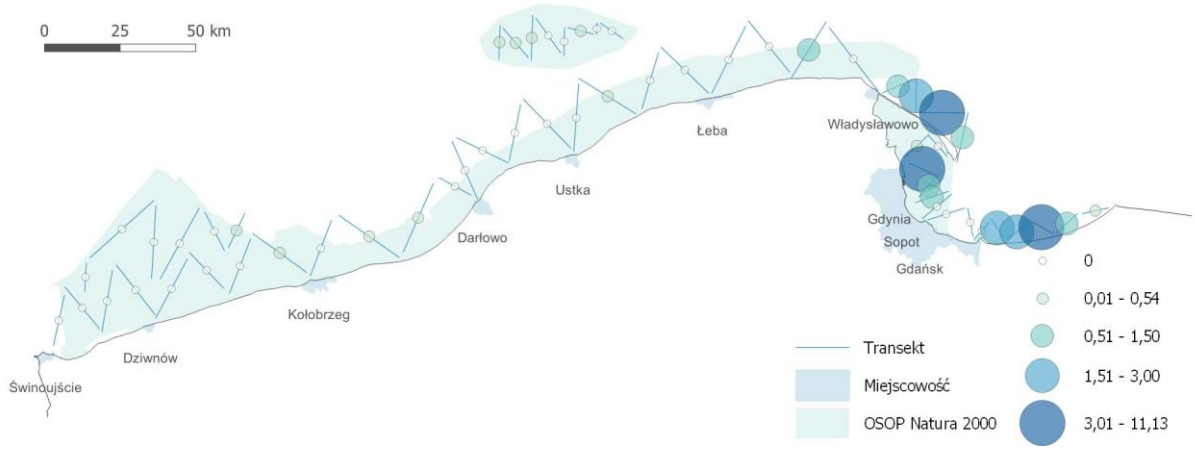


Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Alka *Alca torda*

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na trzech transektach na Zatoce Gdańskiej, gdzie zanotowano bardzo wysokie jak na ten gatunek zagęszczenia w granicach
2,6-11,1 km^2, a największe, rzadko spotykane zgrupowanie alk stwierdzono przy granicy z Obwodem Kaliningradzkim (Rys. II.29). Na zachód od Zatoki Gdańskiej, gatunek ten stwierdzono tylko wzdłuż czterech transektów położonych w obrębie Przybrzeżnych Wód Bałtyku i dwóch na Zatoce Pomorskiej. Na podstawie

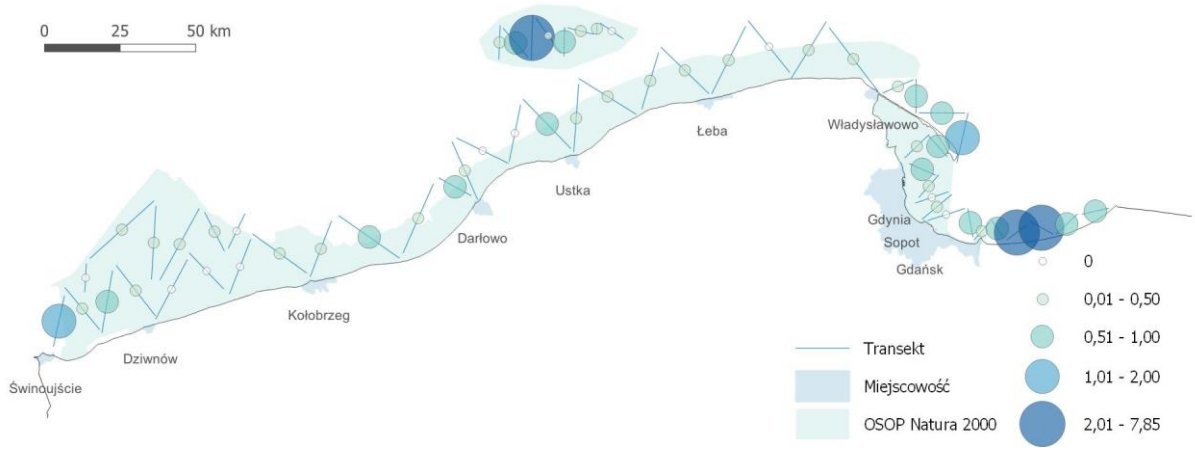
wyników z 13 lat monitoringu można stwierdzić, że alka zimą przebywa głównie w rejonie Zatoki Gdańskiej i jest mało licznym gatunkiem w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się skrajnie rzadko. Na Ławicy Słupskiej jej liczebność podlega znacznym wahaniom.



Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Mewa srebrzysta sensu lato *Larus argentatus* sensu lato

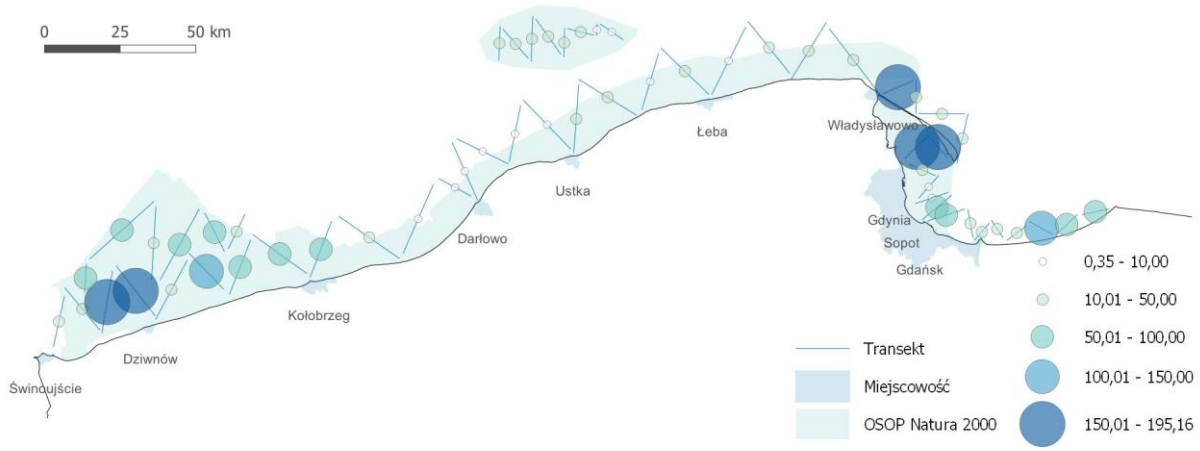
Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku. Tak jak w poprzednich latach duże jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie wzdłuż dwóch transektów przy Mierzei Wiślanej wskaźnik zagęszczenia osiągnął wartości 7,1 i 7,9 os./km^2 (Rys. II.30). Poza Zatoką Gdańską bardzo dużą koncentrację mew srebrzystych odnotowano jeszcze na Ławicy Słupskiej (wskaźnik zagęszczenia 2,3 os./km^2). Poza tymi miejscami mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji. Jedynie koło Świnoujścia zaobserwowano ją liczniej i wzdłuż transektu przy granicy Niemiec jej zagęszczenie wyniosło 1,3 os./km^2 (Rys. II.30).
Liczebność mewy srebrzystej na akwenach położonych z dala od brzegu silne zależy od aktywności połowowej (Furness i in. 1992, Garthe i Scherp 2003). Mewy te towarzyszą kutrom rybackim na łowiskach, stąd ich rozmieszczenie w kolejnych latach jest zmienne, choć na obszarze objętym monitoringiem największe koncentracje tych ptaków najczęściej notuje się w rejonie Zatoki Gdańskiej (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021), co także miało miejsce w tym sezonie.



Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Wszystkie gatunki

Wartości zagęszczeń obliczone dla wszystkich gatunków ptaków stwierdzanych na kolejnych transektach pokazują różnice w liczebności ptaków morskich między różnymi częściami polskiej strefy Bałtyku i wskazują na znaczenie poszczególnych akwenów dla awifauny (Rys. II.31).
W roku 2023 najwięcej ptaków morskich gromadziło się na Zatoce Pomorskiej i na Zatoce Gdańskiej. Tylko tutaj wskaźnik zagęszczenia przekraczał 150 os./km^2, lokalnie osiągając 195,2 os./km^2 na wysokości Dziwnowa (Rys. II.31). Podobnie jak w poprzednich sezonach zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Ustką i Kołobrzegiem, gdzie znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wypłaszać ptaki morskie z tego miejsca. Także zagęszczenia ptaków między Ustką i Władysławowem były niskie.



Rys. II.31. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku.

Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

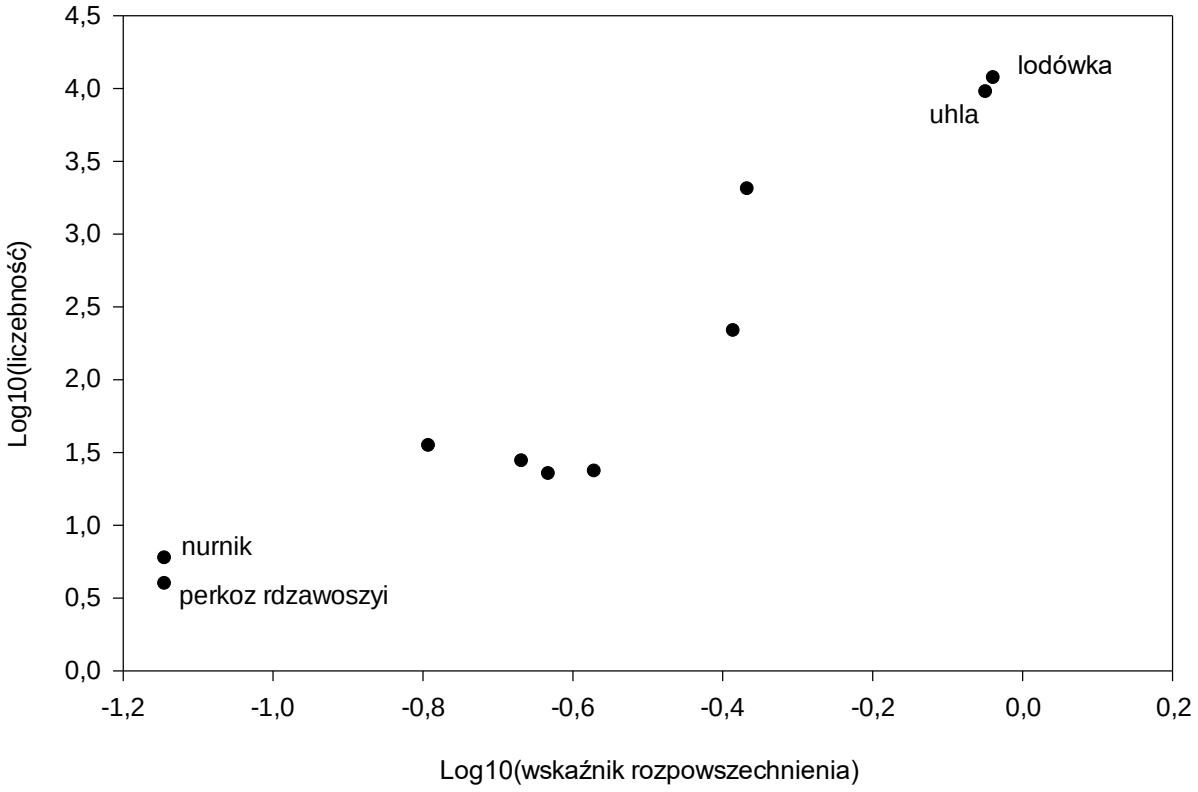
Tak jak w poprzednich latach, gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były lodówka, uhla i mewa srebrzysta. Lodówkę i uhlę stwierdzono odpowiednio na 91% i 89%, a mewę srebrzystą na 82% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.19). Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była markaczka, zaobserwowana tak samo jak w poprzednim roku, na 43% transektów. Na 41% skontrolowanych transektów odnotowano obecność alki, a na 27% i 23% zaobserwowano odpowiednio nura czarnoszyjego i nura rdzawoszyjego. We wszystkich tych przypadkach są to wartości wyższe niż w roku ubiegłym. Wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia zanotowano także w przypadku nurzyka i perkoza dwuczubego (po 21%) , a wartość 10% przekroczyły jeszcze trzy gatunki (Tabela II.19).

Tabela II.19. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
lodówka	**51**	**91%**
uhla	**50**	**89%**
mewa srebrzysta	46	82%
kormoran	26	46%
markaczka	**24**	**43%**

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
alka	**23**	**41%**
nur czarnoszyi	**15**	**27%**
nur rdzawoszyi	**13**	**23%**
nurzyk	**12**	**21%**
perkoz dwuczuby	12	21%
mewa siwa	9	16%
perkoz rogaty	**9**	**16%**
mewa siodłata	6	11%
nurnik	**4**	**7%**
perkoz rdzawoszyi	**4**	**7%**
szlachar	2	4%
śmieszka	1	2%

Zależność wskaźnika rozpowszechnienia od liczebności przeanalizowano tylko dla gatunków z grupy podstawowych. Wskaźnik rozpowszechnienia był bardzo silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona r=0,93 p<0,001) (Rys. II.32). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerzej rozpowszechnione i taka zależność jest stwierdzana w każdym roku. Żaden z liczniejszych gatunków nie był rozmieszczony skupiskowo, natomiast gatunki mało liczne nie mogły uzyskać wysokich wartości wskaźnika rozpowszechnienia.



Rys. II.32. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej (log_{10}).

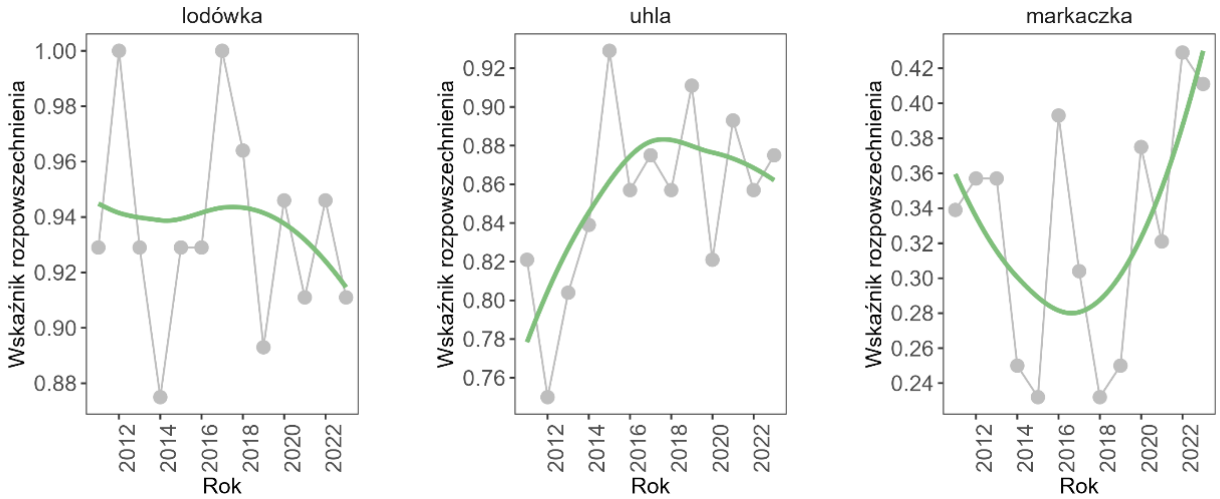
U czterech gatunków (alka, lodówka, mewa srebrzysta i uhla) zmiany wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni 13 lat trwania monitoringu były niewielkie, co skutkowało stabilnym trendem zmian (Tabela II.20). Umiarkowany wzrost tego wskaźnika zanotowano u nurzyka (λ=1,1396), co

zaznaczyło się już w poprzednich trzech sezonach oraz u nura rdzawoszyjego (λ=1,1357). Trend zmian rozpowszechnienia markaczki, nura czarnoszyjego, nurnika oraz perkoza rdzawoszyjego i perkoza rogatego został sklasyfikowany jako nieokreślony (Tabela II.20). W poprzednich raportach MZPM korzystano z innej klasyfikacji kategorii trendów rozpowszechnienia. Aktualna metoda jest spójna z przydzielaniem kategorii trendów liczebności i oparta o klasyfikację zaimplementowaną w programie rtrim. Podstawowa różnica polega na włączeniu do wnioskowania o kategorii trendu rozpowszechnienia błędów standardowych oszacowań, co zwiększyło liczbę trendów w kategorii „nieokreślony" w MZPM.

Tabela II.20. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych i mewy srebrzystej w latach 2011-2023 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z błędem standardowym szacunku (SE) i kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔– stabilny, ? – nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

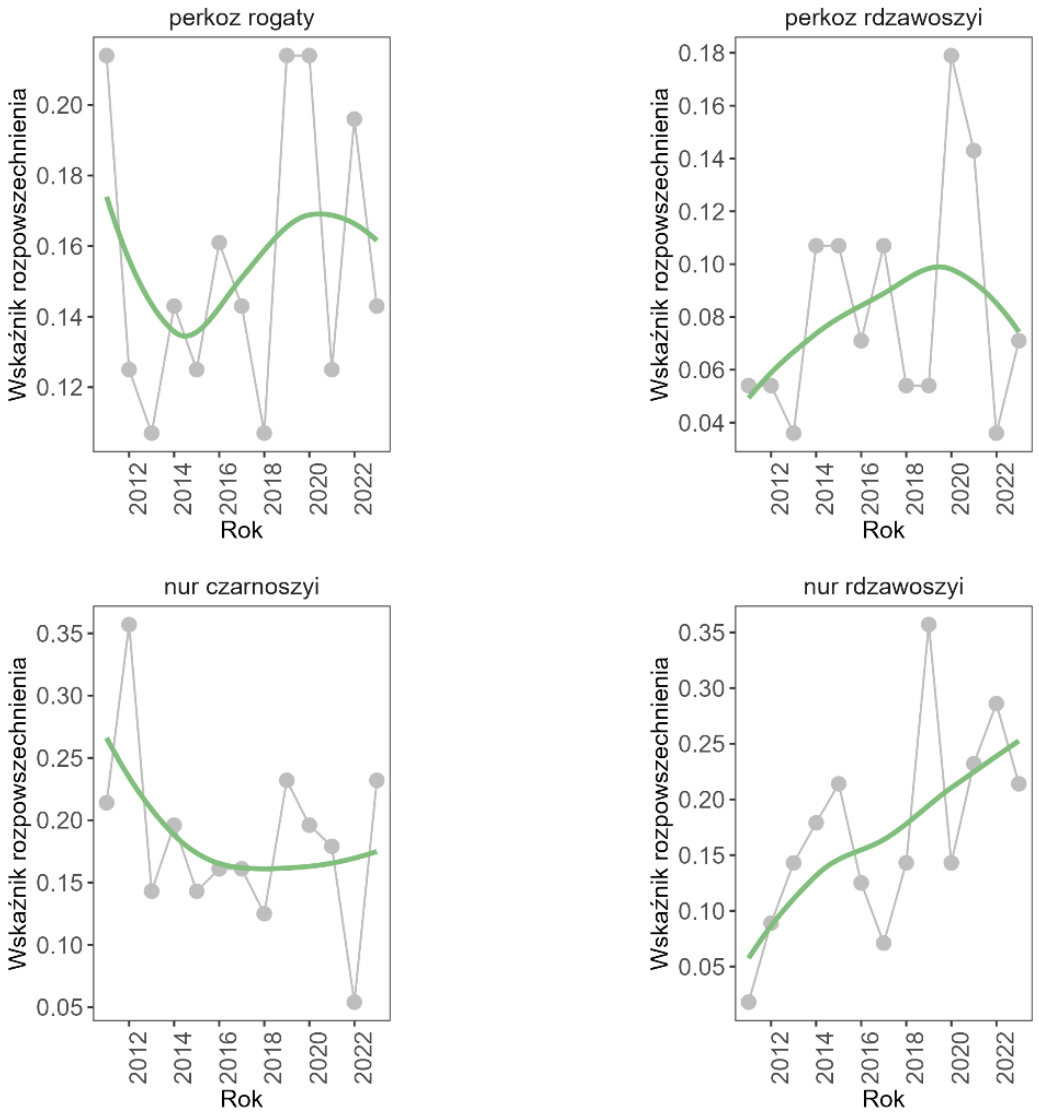
Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk.rozp.	Trend (λ)	SE λ	Kat. trendu
alka	*Alca torda*	0,411	1,0037	0,0181	↔
lodówka	*Clangula hyemalis*	0,911	0,9985	0,0102	↔
markaczka	*Melanitta nigra*	0,411	1,0137	0,0169	?
mewa srebrzysta	*Larus argentatus*	0,786	0,9913	0,0107	↔
nur czarnoszyi	*Gavia arctica*	0,232	0,9602	0,0245	?
nur rdzawoszyi	*Gavia stellata*	0,214	1,1357	0,0448	↑
nurnik	*Cepphus grylle*	0,071	0,9568	0,0314	?
nurzyk	*Uria aalge*	0,196	1,1396	0,0437	↑
perkoz rdzawoszyi	*Podiceps grisegena*	0,071	1,0284	0,0426	?
perkoz rogaty	*Podiceps auritus*	0,143	1,0129	0,0257	?
uhla	*Melanitta fusca*	0,875	1,0075	0,0109	↔

U lodówki i uhli wahania współczynnika rozpowszechnienia w ostatnich 3 latach były niewielkie, natomiast u markaczki po roku 2018 zaznacza się jego wzrost, który jednak jeszcze nie przełożył się na zmianę wieloletniego trendu, który został sklasyfikowany jako nieokreślony. Po gwałtownym wzroście w latach 2013-2015, wskaźnik rozpowszechnienia uhli ustabilizował się na wysokim poziomie, choć podlega dość dużym wahaniom (Rys. II.33).



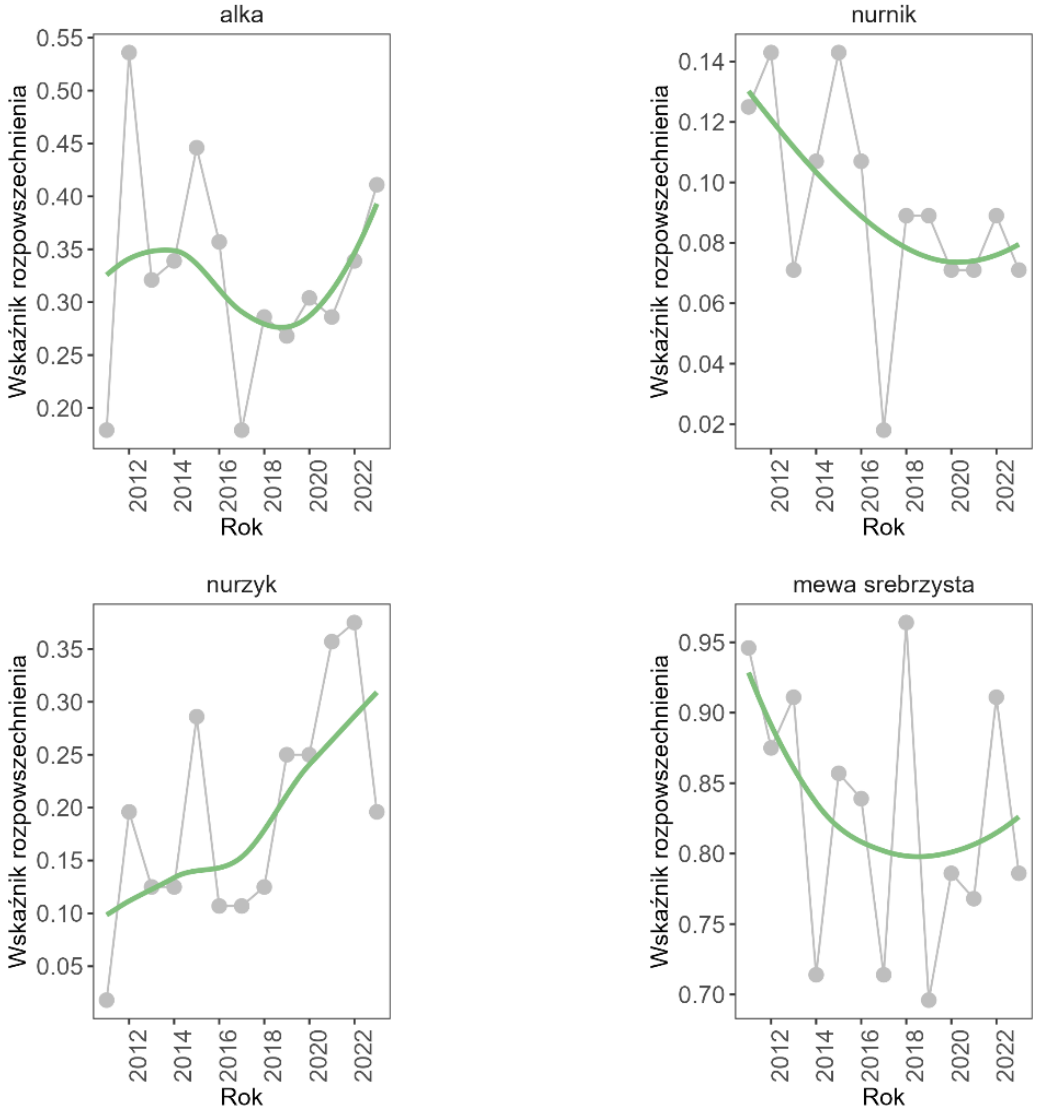
Rys. II.33. Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

U perkoza rogatego i perkoza rdzawoszyjego zaznaczają się bardzo duże wahania wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Rys. II.34), stąd wieloletni trend tych gatunków został sklasyfikowany jako nieokreślony. U nura czarnoszyjego wskaźnik rozpowszechnienia po gwałtownym spadku w roku ubiegłym, wrócił do poziomu z lat 2013-2021. Jednak wieloletni trend jego zmian u tego gatunku też jest nieokreślony (Tabela II.20). Od kilku lat wzrasta natomiast rozpowszechnienie nura rdzawoszyjego (Rys. II.34).



Rys. II.34. Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Spośród trzech gatunków alk, tylko nurzyk wykazuje umiarkowany, wieloletni wzrostowy trend wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.20). U alki trend ten został określony jako stabilny. W przypadku nurnika, wahania tego wskaźnika, po silnym jego spadku w roku 2017, były w ostatnich latach niewielkie. Jednak wieloletni trend tych zmian został sklasyfikowany jako nieokreślony (Tabela II.20). Natomiast u mewy srebrzystej zaznacza się jego bardzo duża, międzysezonowa zmienność (Rys. II.35), co na przestrzeni 13 lat przełożyło się na stabilny trend zmian wskaźnika rozpowszechnienia.



Rys. II.35. Trendy rozpowszechnienia alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Wartości i trendy wskaźnika liczebności

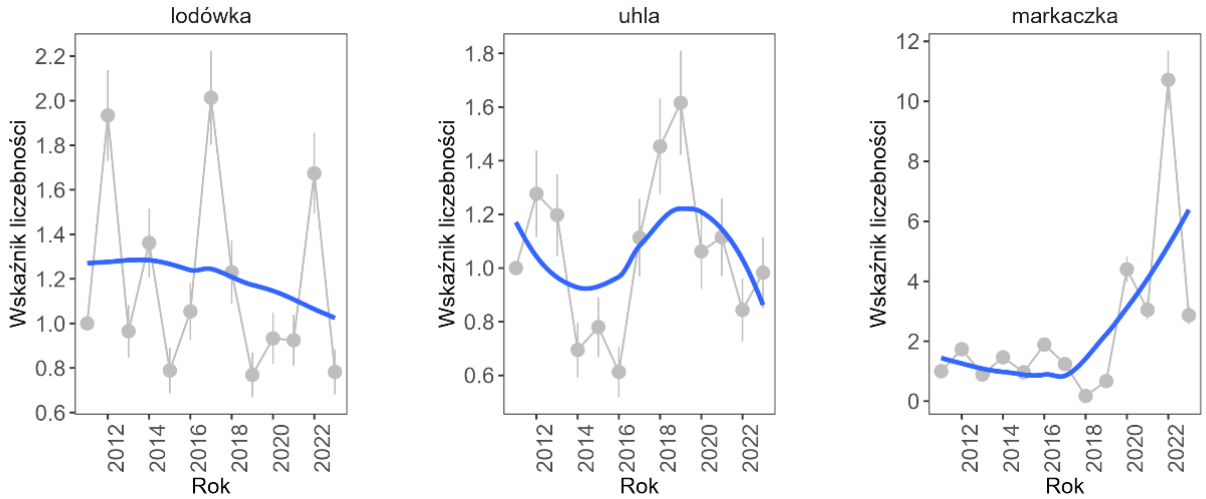
Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011-2023 przeprowadzono dla gatunków z grupy podstawowych (Tabela II.21). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Tabela II.21. Wskaźniki liczebności (Wsk. licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2023 roku na podstawie wyników MZPM dla gatunków z grupy podstawowych i mewy srebrzystej. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (λ) wraz z błędem standardowym (SE λ) oraz kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ - silny wzrost, ↔ - trend stabilny, ↓- umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? – trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

Nazwa polska	Nazwa naukowa	N os.	Wsk. licz	SE	Trend (λ)	SE λ	Kat. trendu
alka	*Alca torda*	222	4,353	0,9344	0,989	0,0104	↔
lodówka	*Clangula hyemalis*	11942	0,782	0,1011	0,9815	0,0061	↓

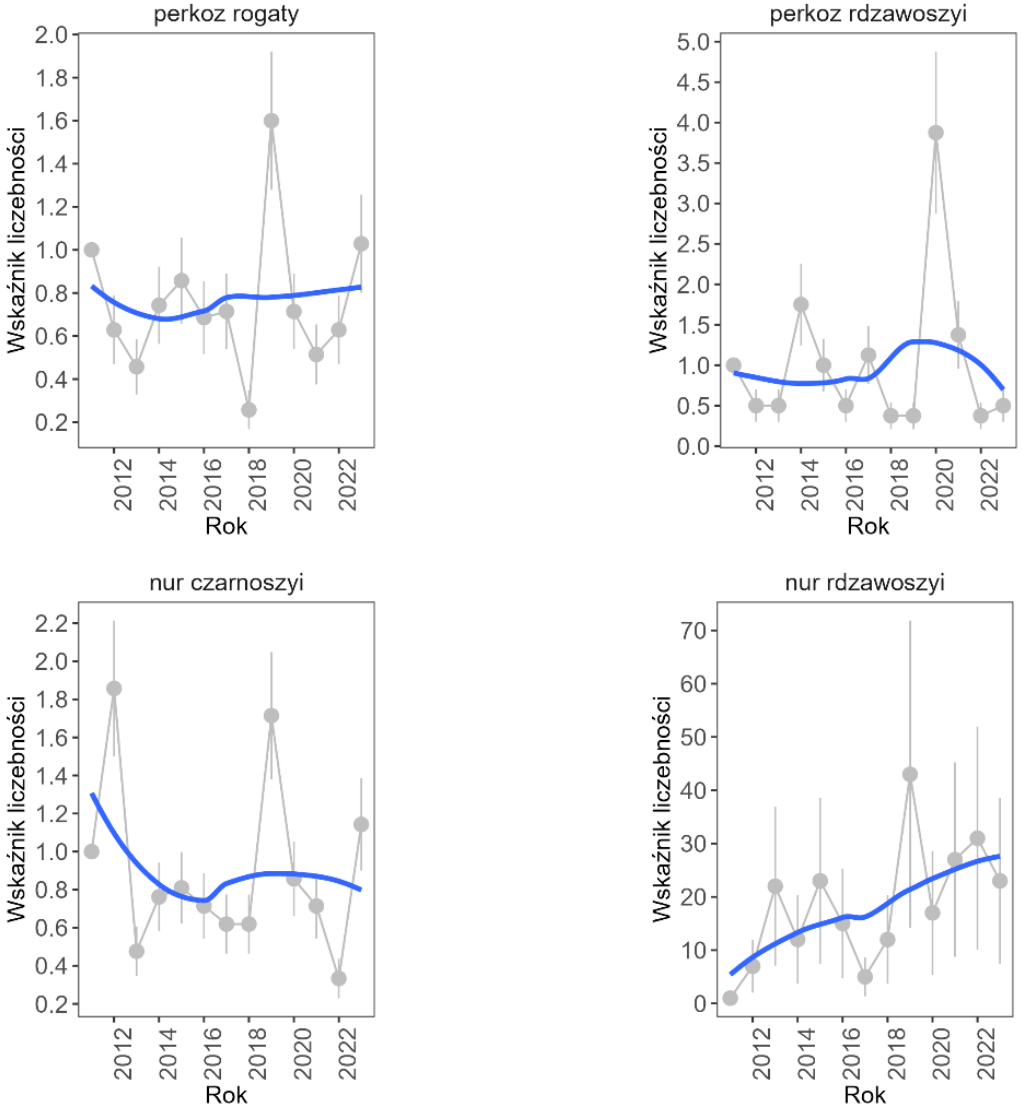
Nazwa polska	Nazwa naukowa	N os.	Wsk. licz	SE	Trend (λ)	SE λ	Kat. trendu
markaczka	*Melanitta nigra*	2074	2,865	0,2881	1,1194	0,0057	↑↑
mewa srebrzysta	*Larus argentatus*	265	0,177	0,0238	0,8970	0,0063	↓↓
nur czarnoszyi	*Gavia arctica*	24	1,143	0,2426	0,9758	0,0130	?
nur rdzawoszyi	*Gavia stellata*	23	23,000	15,5842	1,1737	0,0287	↑↑
nurnik	*Cepphus grylle*	6	0,600	0,1822	0,9728	0,0146	?
nurzyk	*Uria aalge*	28	28,000	22,8801	1,2290	0,0350	↑↑
perkoz rdzawoszyi	*Podiceps grisegena*	4	0,500	0,1998	0,9922	0,0216	?
perkoz rogaty	*Podiceps auritus*	36	1,029	0,2275	1,0043	0,1384	↔
uhla	*Melanitta fusca*	9607	0,983	0,1316	1,0062	0,0070	↔

Dwa gatunki ptaków morskich, które najliczniej zimują w polskiej strefie Bałtyku – lodówka i uhla wykazały odmienne trendy zmian liczebności w ostatnich 13 latach. U lodówki zaznaczył się umiarkowany spadek, a u uhli trend zmian liczebności jest stabilny (Tabela II.21). Silny wzrost liczebności markaczki po roku 2019 przełożył się na silny trend wzrostowy (Tabela II.21), pomimo, że w roku 2023 nastąpił jego znaczny spadek (Rys. II.36). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov i in. 2011, Bellebaum i in. 2014). Brak skoordynowanych liczeń ptaków morskich na całym Bałtyku nie pozwala na stwierdzenie, czy spadek liczby tych gatunków kaczek morskich w skali całego, rozległego obszaru Morza Bałtyckiego trwa nadal i czy trend wzrostowy u markaczki jest zjawiskiem rzeczywistym, czy też wynika z przemieszczeń ptaków w obrębie Bałtyku.



Rys. II.36. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

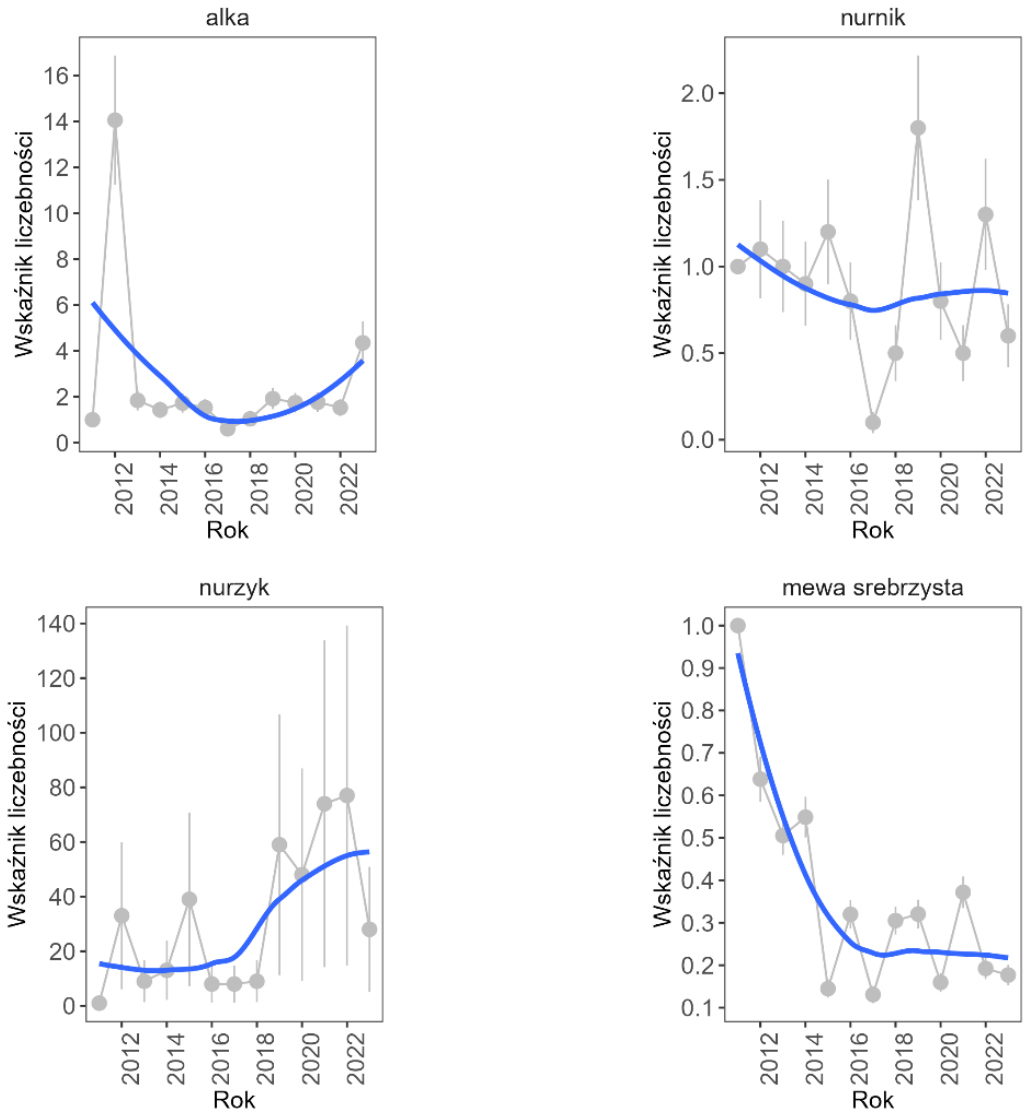
Dla perkoza rogatego trend zmian wskaźnika liczebności jest stabilny, a w przypadku perkoza rdzawoszyjego nieokreślony (Tabela II.21). U obu tych gatunków zaznaczają się znaczne wahania liczby ptaków stwierdzanych podczas liczeń, których maksima przypadają w innych latach (Rys. II.37). Nur czarnoszyi wykazał nieokreślony trend zmian liczebności (Tabela II.21). Gatunek ten wykazał bardzo wysokie wartości wskaźnika liczebności w roku 2012 i 2019, natomiast w ubiegłym roku nastąpił silny spadek jego liczebności (Rys. II.37). U nura rdzawoszyjego wahania międzysezonowe wskaźnika liczebności są znacznie mniejsze i wieloletni trend wskazuje na silny wzrost liczby ptaków tego gatunku na przestrzeni 13 lat (Rys. II.37, Tabela II.21).



Rys. II.37. Trendy liczebności perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

U alki bardzo wysoką wartość wskaźnika liczebności odnotowano w roku 2012, a później, aż do roku 2022 wahania jej liczebności były niewielkie. W roku 2023 odnotowano ponowny jego wzrost. Na przestrzeni 13 lat trend zmian liczebności alki został określony jako stabilny (Tabela II.21, Rys. II.38). Wartości wskaźnika liczebności nurnika były do 2016 roku wyrównane. W kolejnych latach zaznaczyły się dwa sezony z wyraźnie mniejszą (2017) i wyraźnie większą (2019) liczbą zaobserwowanych ptaków (Rys. II.37) i znaczne wahania liczby zaobserwowanych ptaków w ostatnich trzech latach. Przełożyło się na nieokreślony trend zmian liczebności tego gatunku (Tabela II.21). Nurzyk jako jedyny z grupy alk wykazał silny wzrost wskaźnika liczebności w całym okresie prowadzenia monitoringu (Tabela II.21), który jest wyraźnie widoczny po roku 2018 (Rys. II.38). Natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano silny spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Tabela II.21, Rys. II.38). Nie musi to świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeży jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich (Furness i in. 1992, Garthe i Scherp 2003). Gatunek ten bardzo

licznie gromadzi się też na wybrzeżu, zwłaszcza w pobliżu portów rybackich i na wysypiskach odpadów komunalnych (Meissner i in. 2007).



Rys. II.38. Trendy liczebności alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

Występowanie ptaków w obrębie OSOP Natura 2000

Z 56 transektów, wzdłuż których liczono ptaki, 46 (82%) znajduje się przynajmniej częściowo na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Tak wysoki udział obiektów znajdujących się w obrębie OSOP wynika z faktu, że duża część polskiej strefy Bałtyku objęta jest tą formą ochrony. Znajdują się tu cztery takie obszary: Przybrzeżne Wody Bałtyku, Zatoka Pomorska, Ławica Słupska oraz Zatoka Pucka, obejmująca znaczną część Zatoki Gdańskiej.

W 2023 roku, w obrębie OSOP przebywało 80% wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta jest najniższa w okresie trwania liczeń prowadzonych w ramach MZPM i także niższa niż w ostatnich czterech latach (91% w 2019 i 2020 roku, 89% w 2021 roku oraz 93% w 2022 roku). Podobnie niską wartość udziału ptaków przebywających na obszarach OSOP wykazano w pierwszym roku monitoringu (rok 2011), kiedy to wyniosła ona 81%. Różnice te wynikają w dużej mierze z faktu, że w dwóch rejonach Zatoki Gdańskiej, leżących poza siecią OSOP, obserwuje się znaczną zmienność w liczbie przebywających tam

ptaków. W szczególności dotyczy to uhli, która jest drugim pod względem liczebności ptakiem morskim w polskiej strefie Bałtyku oraz alki.

Spośród gatunków podstawowych najwyższy udział na akwenach stanowiących OSOP wystąpił w grupie kaczek morskich, gdzie 81% zaobserwowanych osobników stwierdzono w obrębie OSOP (Tabela II.22). Tak jak w poprzednich sezonach, w tej grupie najniższy udział ptaków przebywających w OSOP wykazała uhla (69%), ponieważ duże zgrupowania tego gatunku stwierdzane są regularnie (także w 2023 roku) w południowo-wschodniej części Zatoki Gdańskiej oraz na wschód od Władysławowa, a więc na akwenach znajdujących się poza morskimi obszarami Natura 2000.

Udział alk (alka, nurzyk i nurnik) przebywających w OSOP był w 2023 roku bardzo niski i wyniósł 25% (Tabela II.22). Podobnie jak w przypadku uhli, dużo alk odnotowano w południowej części Zatoki Gdańskiej, a także w jej części zachodniej, a te akweny leżą poza OSOP. Alki gromadzą się w rejonach licznego występowania ryb pelagicznych, których rozmieszczenie jest zmienne sezonowo (Aro 1989).

W 2023 roku tylko 42% zaobserwowanych nurów przebywało w obrębie obszarów Natura 2000 (Tabela II.22). W roku poprzednim było to 85%, a więc dwukrotnie więcej. Nury, tak jak alki odżywają się wyłącznie rybami i tak duże międzysezonowe różnice w udziale ptaków przebywających w obrębie OSOP mogą wynikać z różnic w rozmieszczeniu ławic ryb pelagicznych. Udział perkozów przebywających w OSOP był wyższy w porównaniu z nurami i wyniósł 57%, a więc tyle samo jak w roku 2022. Najliczniejszy z nich – perkoz dwuczuby w większości (79 os. poza OSOP w porównaniu do 68 os. w OSOP) był obserwowany poza obszarami Natura 2000, co miało decydujący wpływ na wartość udziału wszystkich gatunków perkozów w OSOP, ponieważ większość osobników pozostałych dwóch gatunków perkozów przebywało w OSOP (Tabela II.22).

Mewy na akwenach morskich, z dala od wybrzeży, występują w rozproszeniu gromadząc się jedynie w miejscach, gdzie prowadzone są połowy ryb, stąd ich występowanie na obszarach OSOP jest bardzo zmienne. Mewa srebrzysta jest najliczniejszym gatunkiem mewy w polskiej strefie Bałtyku i ma decydujący wpływ na wartości wskaźników obliczanych dla tej grupy gatunków. W 2023 roku udział mew srebrzystych zaobserwowanych w obrębie OSOP był niski i wyniósł tylko 35%.

Tak jak w poprzednich latach większość, bo aż 93%, kormoranów obserwowano w obrębie rozległych morskich obszarów Natura 2000 położonych blisko linii brzegowej. Gatunek ten bardzo rzadko jest obserwowany z dala od wybrzeży (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021).

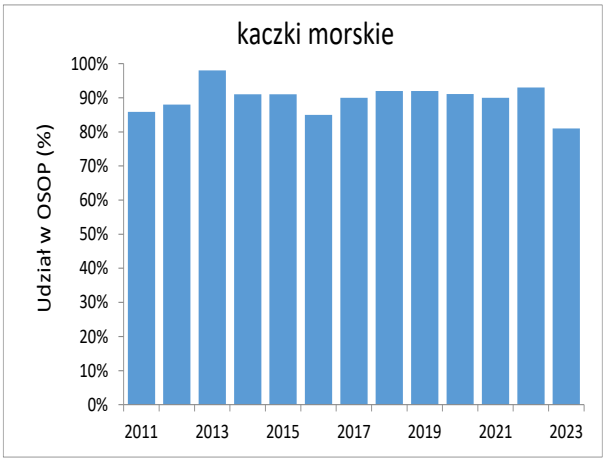
Tabela II.22. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających zimą 2023 w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP).

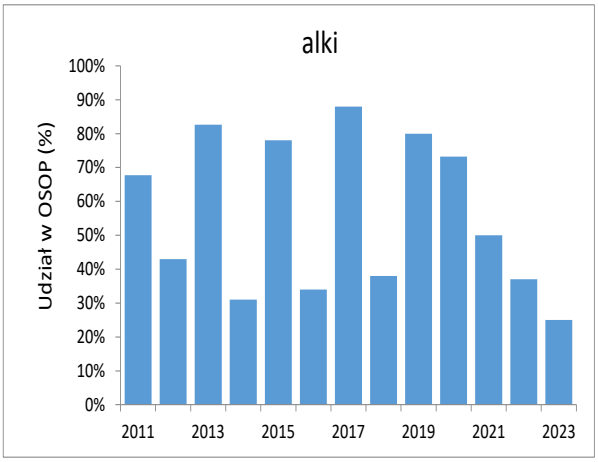
Gatunek	Os. w OSOP	Os. poza OSOP	Suma osobników	% osobników w OSOP
alka	47	198	245	19%
alka nieoznaczona	21	31	52	40%
bernikla kanadyjska	46		46	100%
edredon	11		11	100%
kaczka *Melanitta* nieoznaczona	30		30	100%
kormoran	93	7	100	93%
lodówka	13 765	1 601	15 366	90%
markaczka	2 645	6	2 651	100%
mewa siodłata	2	11	13	15%
mewa siwa	1	4	5	20%
mewa srebrzysta	62	116	178	35%
nur czarnoszyi	20	13	33	61%
nur nieoznaczony	5	9	14	36%
nur rdzawoszyi	3	17	20	15%
nurnik	5	1	6	83%
nurzyk	8	18	26	31%
perkoz dwuczuby	68	79	147	46%
perkoz rdzawoszyi	4		4	100%

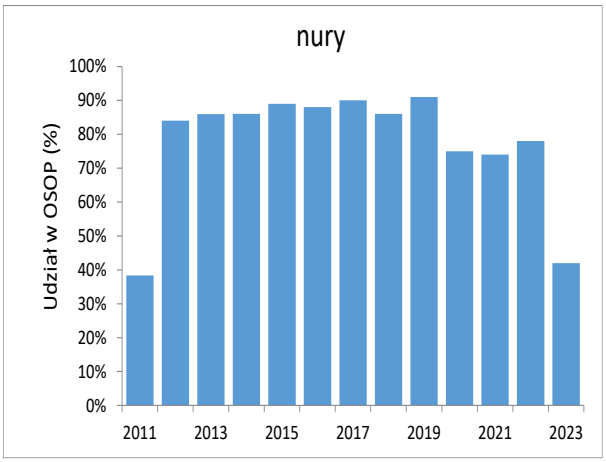
Gatunek	Os. w OSOP	Os. poza OSOP	Suma osobników	% osobników w OSOP
perkoz rogaty	38	4	42	90%
szlachar	9		9	100%
uhla	10 638	4 723	15 361	69%
SUMA	**27 521**	**6 838**	**34 359**	**80%**
GRUPY PTAKÓW - PODSUMOWANIE				
Kaczki morskie	27 089	6 330	33 419	81%
Alki	81	248	329	25%
Nury	28	39	67	42%
Perkozy	110	83	193	57%
Mewy	65	131	196	33%
Inne gatunki	148	7	155	95%
SUMA	**27 521**	**6 838**	**34 359**	**80%**

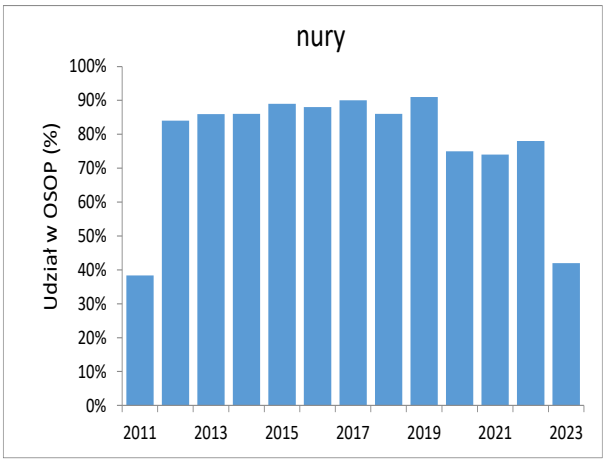
Wyniki uzyskane w roku 2023, a także we wszystkich poprzednich latach objętych monitoringiem potwierdzają, że rozległe morskie obszary specjalnej ochrony ptaków gromadzą większość ptaków morskich zimujących w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Szczególnie dobrze widać to na przykładzie najliczniejszej grupy, jaką są kaczki morskie. Od początku trwania Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich ich udział w tych obszarach nigdy nie spadł poniżej 80% (Rys. II.39). Udział nurów zimujących w obrębie OSOP także był bardzo wysoki i poza dwoma sezonami zawierał się w granicach 77-91%. Alka, nurzyk i nurnik wykazują bardzo duże wahania udziału osobników stwierdzanych w obrębie OSOP, ze stopniowym spadkiem widocznym po roku 2019 (Rys. II.39). W przypadku perkoza rdzawoszyjego i perkoza rogatego, udział ten także był bardzo zmienny. W latach 2017-2019 wszystkie zaobserwowane osobniki tych obu gatunków perkozów przebywały na obszarach Natura 2000. Po silnym spadku ich udziału w OSOP w 2021 roku, w kolejnych sezonach następuje wzrost liczby ptaków przebywających w obrębie tych obszarów (Rys. II.39). Perkozy notowane są w niewielkiej liczbie, ponieważ na akwenach morskich zimują w dużym rozproszeniu. Alki i perkozy prawdopodobnie nie trzymają się stałych miejsc zimowania i w zależności od warunków środowiskowych, w tym rozmieszczenia i liczebności drobnych ryb pelagicznych, którymi się żywią, zmieniają miejsca swojego przebywania. Tak znacznych wahań udziału obserwacji w obrębie OSOP nie stwierdzono u nurów, które również są ichtiofagami. Jednak są one znacznie większe niż alki i perkozy, co może przekładać się na odmienny skład ich diety.

Przedstawione tu wyniki badań pokazują, że obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję, choć skuteczność ochrony ptaków zimujących w ich obrębie zależeć będzie od zapisów w ich planach ochrony.









Rys. II.39. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.

Podsumowanie

Zimą 2023 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhla. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był wyraźnie niższy u dwóch pozostałych kaczek morskich. Z innych gatunków z grupy podstawowych tylko alka przekroczyła 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.15). Alka od wielu lat jest czwartym pod względem liczebności gatunkiem z grupy podstawowych, co potwierdziło się także w tym roku. Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia (82%) (Tabela II.19), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,7% (Tabela II.15).
W omawianym sezonie odnotowano spadek liczebności markaczki, po bardzo silnym wzroście w ubiegłym sezonie. Jednak wskaźnik jej liczebności na przestrzeni 13 lat wykazuje silny trend wzrostowy (Rys. II.36). Liczebność uhli jest stabilna, a lodówka jest jedynym gatunkiem, u którego wystąpił istotny umiarkowany trend spadkowy wskaźnika liczebności. Wzrost liczebności markaczki
i stabilna liczebność uhli może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku (Skov i in. 2011). Z drugiej strony nie można jednak wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 13 latach silne wahania wskaźnika liczebności (Rys. II.36) spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie całego Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska. Silny wzrost liczebności zaznaczył się u nura rdzawoszyjego i nurzyka (Tabela II.21). Natomiast na przestrzeni 13 lat stabilny trend zmian liczebności utrzymują uhla, alka i perkoz rogaty. Spośród gatunków z grupy podstawowych nur czarnoszyi, nurnik i perkoz rdzawoszyi wykazały trend nieokreślony, co wynika z ich znacznych wahań liczebności w kolejnych latach (Tabela II.21, Rys. II.37). Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011-2023 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu (Rys. II.38). Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach. Interpretacja wyników uzyskanych w trzynastoletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczeniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe (Nilsson 2008, Skov i in. 2011), a w

minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane i może to tłumaczyć przynajmniej część zaobserwowanej zmienności współczynników liczebności i rozpowszechnienia.
Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2023 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Po trzynastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje lodówek obserwuje się na Zatoce Pomorskiej, Ławicy Słupskiej i na Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhla od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej, a podobny wzrost jej liczebności zanotowano też w zachodniej części Zatoki Gdańskiej (Meissner i in. 2016). Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 13 lat trwania monitoringu na stabilny trend zmian liczebności tego gatunku. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w obecnym i w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku", natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej (Rys. II.29).
Podobnie jak w latach ubiegłych, zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Wynik ten jest zbieżny z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku i połowie lat 2000. (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov i in. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki (Kube i Skov 1996, Garthe i Hüppop 2004, Kaiser i in. 2006), a w tej części wód terytorialnych znajduje się poligon morski i prowadzone tam regularnie ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.
W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 80% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Podobnie jak w poprzednich latach, najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 81% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (69%). Wynik ten jest wyraźnie mniejszy od średniej wieloletniej, która wynosiła 80% i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

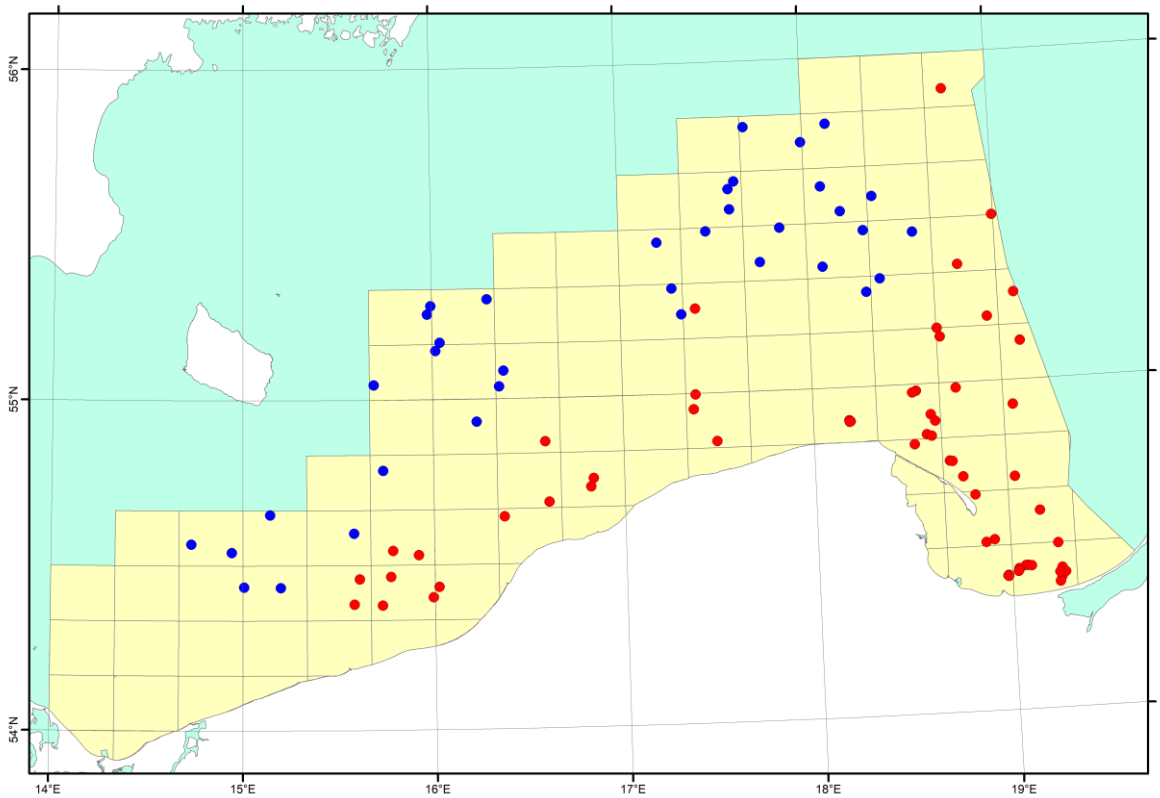
II.3.1.2 Ryby

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla Cechy D1C3 i D4C3 z Decyzji Komisji 2017/848/UE. Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego. Dla Bałtyku indeks obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp.
Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb[1]. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI.
Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszeniu średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.
Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 roku granica pomiędzy subGES a GES. Granica ta została wykorzystana również w projekcie drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w zakresie ichtiofauny za lata 2016-2021 opracowanym przez Polskę w 2023 roku i jako taka obowiązuje nadal.
Użyte w 2011 roku (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów dennych zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1 kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie dwunastoletnim (2000-2008 oraz 2009-2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów poboru prób ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 roku do szacowania tego wskaźnika.
W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszaru ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszaru ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z leżącego w granicach POM małego wycinka podobszaru 24 (dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie).

[1] Pojęcie „duże ryby" oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku Polskich Obszarów Morskich „duże ryby" to osobniki powyżej 30 cm l.t

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2023 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 60 stacji polskich oraz 36 stacji duńskich (Rys. II.40).



Rys. II.40. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2023 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (60); ● stacje duńskie (36).

Ocena stanu środowiska w zakresie cechy D1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

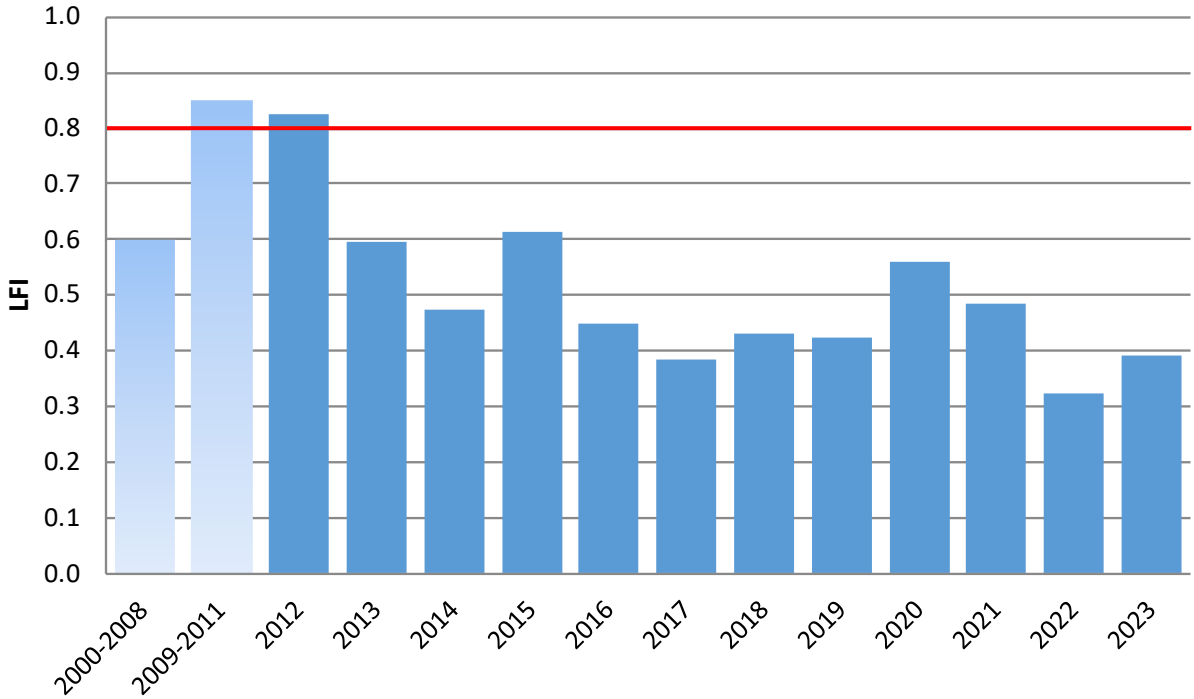
Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic GES dla wskaźnika dużych ryb w ichtiofaunie dennej Bałtyku. Testowanie wskaźnika wykazało, że od 2008 roku wartość indeksu wzrastała, co świadczyło o wzrastającym udziale ryb dużych. Tendencję tę obserwowano zarówno dla dorsza, jak i dla pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

W roku 2012 zadecydowano, że na potrzeby aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES. Te same wartości granicy GES/subGES znalazły się również w projekcie drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich za lata 2016-2021.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2023 roku przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku dalszych prac projektów HELCOM odpowiedzialnych za rozwój wskaźników.

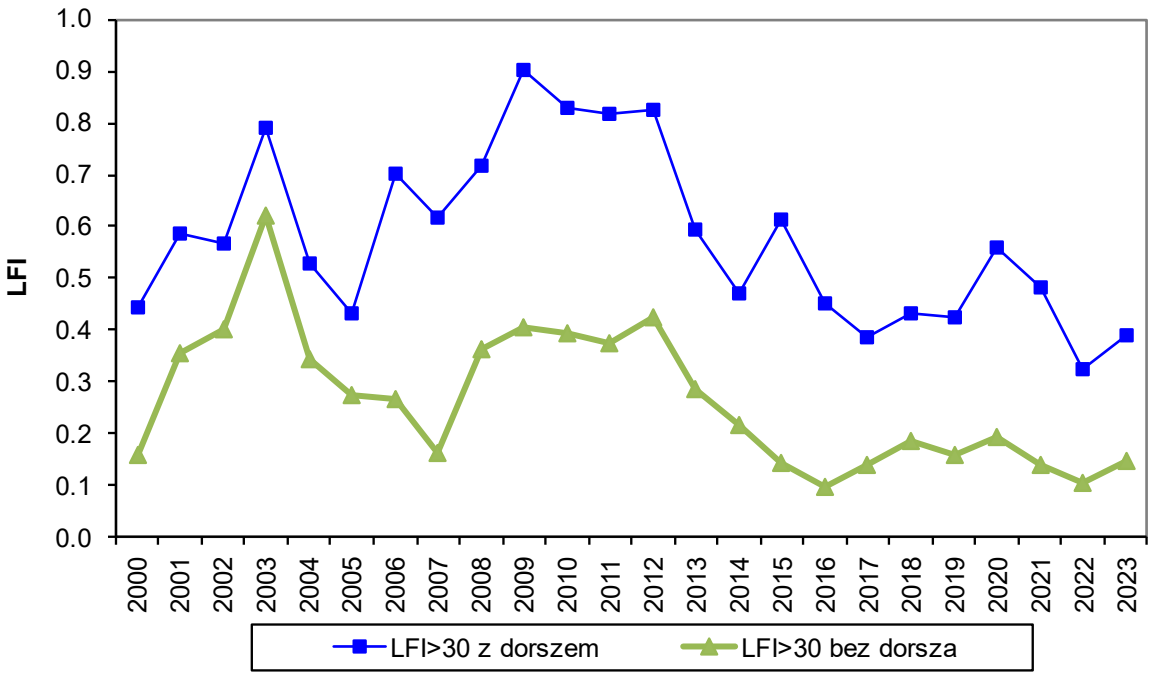
LFI dla strefy otwartego morza - część zachodnia (ICES 25)

Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05) i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,8.
W obecnej ocenie (dane z roku 2023) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,39 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.41;Rys. II.45, Tabela II.23).



Rys. II.41. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2023 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000-2023 (Rys. II.42). Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostały: stornia, gładzica, skarp oraz witlinek) przedstawiony został za pomocą linii zielonej Sposób prezentacji wyników również z wyłączeniem dorsza pozwala na zobrazowanie dużego znaczenia tego gatunku jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie Polskich Obszarów Morskich, mieszczących się w podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.

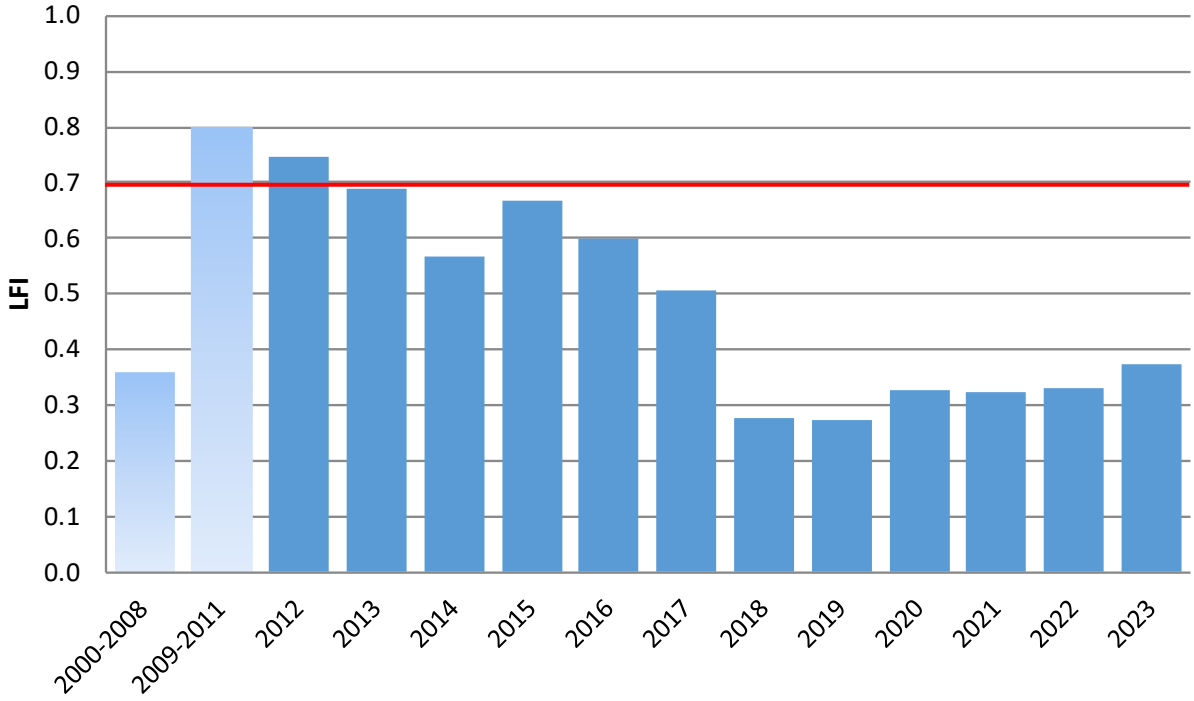


Rys. II.42. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2023 w podobszarze ICES 25.

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący wzrost wskaźnika LFI. Po kilkuletnim okresie, gdzie trend był malejący, w 2023 roku jego wartość wzrosła do poziomu 0,39. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również wzrosła i wynosi obecnie 0,15. Analiza obu wskaźników wskazuje na niewielki wzrost biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji. Uzyskana w 2023 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,39 i 0,80).

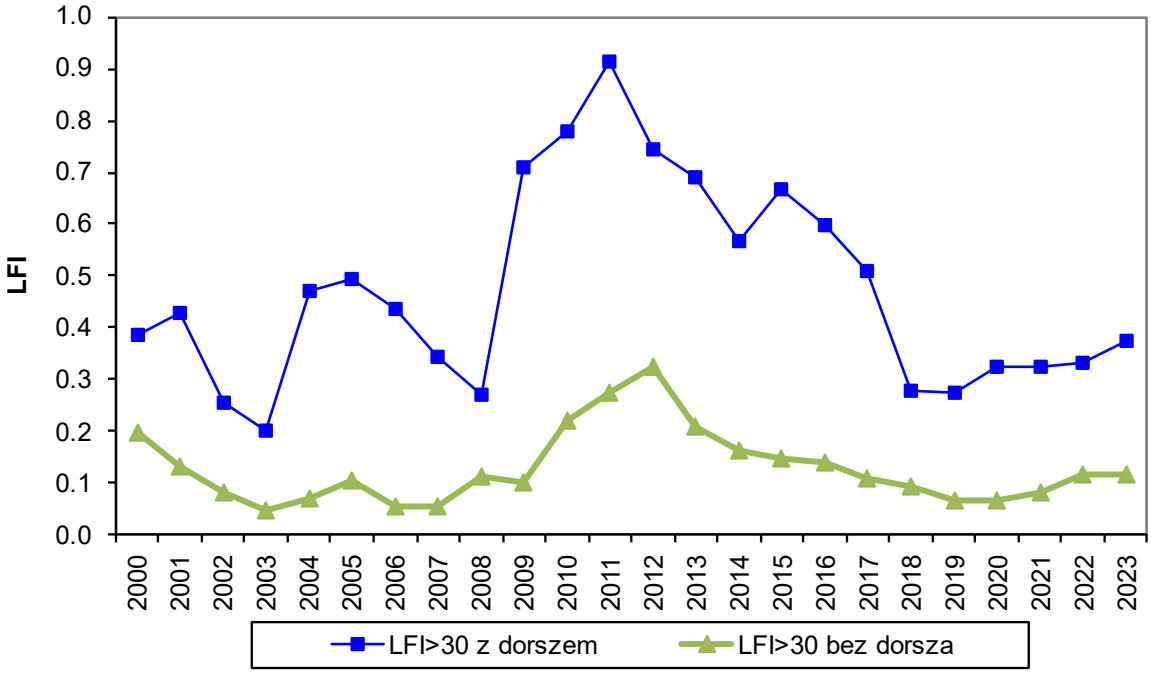
LFI dla strefy otwartego morza - część wschodnia (ICES 26)

Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,7.
W obecnej ocenie (dane z roku 2023) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,37 dla podobszaru ICES 26. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGES (Rys. II.43.;Rys. II.45., Tabela II.23).



Rys. II.43. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2023 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

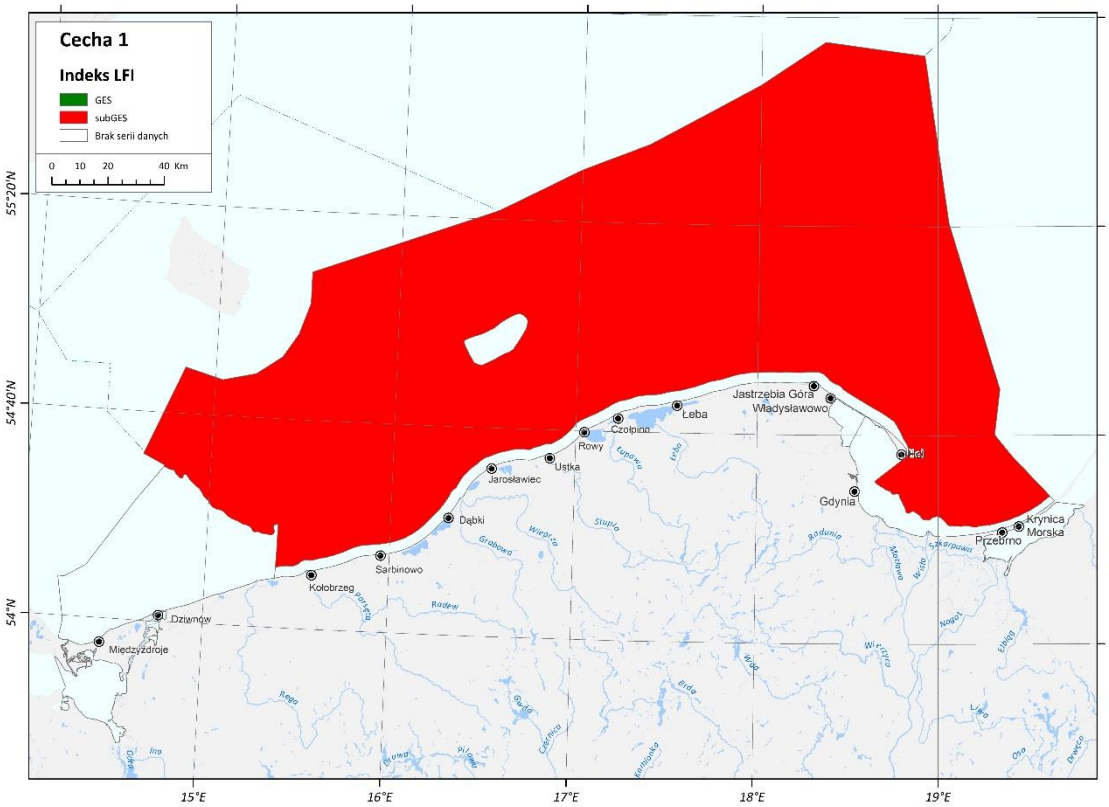
Wykres przedstawiający udział dużych ryb w okresie 2000-2023 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.44) charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciemnoniebieska) oraz po wyłączeniu dorsza (linia zielona). Także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarach morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.44. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2023 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26 odnotowano nieznaczny wzrost wskaźnika LFI. W przeciągu ostatnich 3 lat jego wartość utrzymywała się na podobnym poziomie, aby w 2023 roku osiągnąć poziom 0,37. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji zwiększył się. Tak więc stan środowiska morskiego uległ niewielkiemu polepszeniu. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nie zmieniła się i wynosi podobnie jak w roku ubiegłym 0,12. Można więc wyciągnąć wniosek, że biomasa dużych storni pozostała na podobnym poziomie jak w roku ubiegłym. Uzyskana w 2023 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,37 i 0,70).

Ocena stanu środowiska w wybranych typach biotycznych wód POM – Cecha D1



Rys. II.45. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2023 r.

Tabela II.23. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2023.

Podobszar ICES	Indeks LFI 1
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	subGES

Liczebność kluczowych grup troficznych
Liczebność gatunków kluczowych

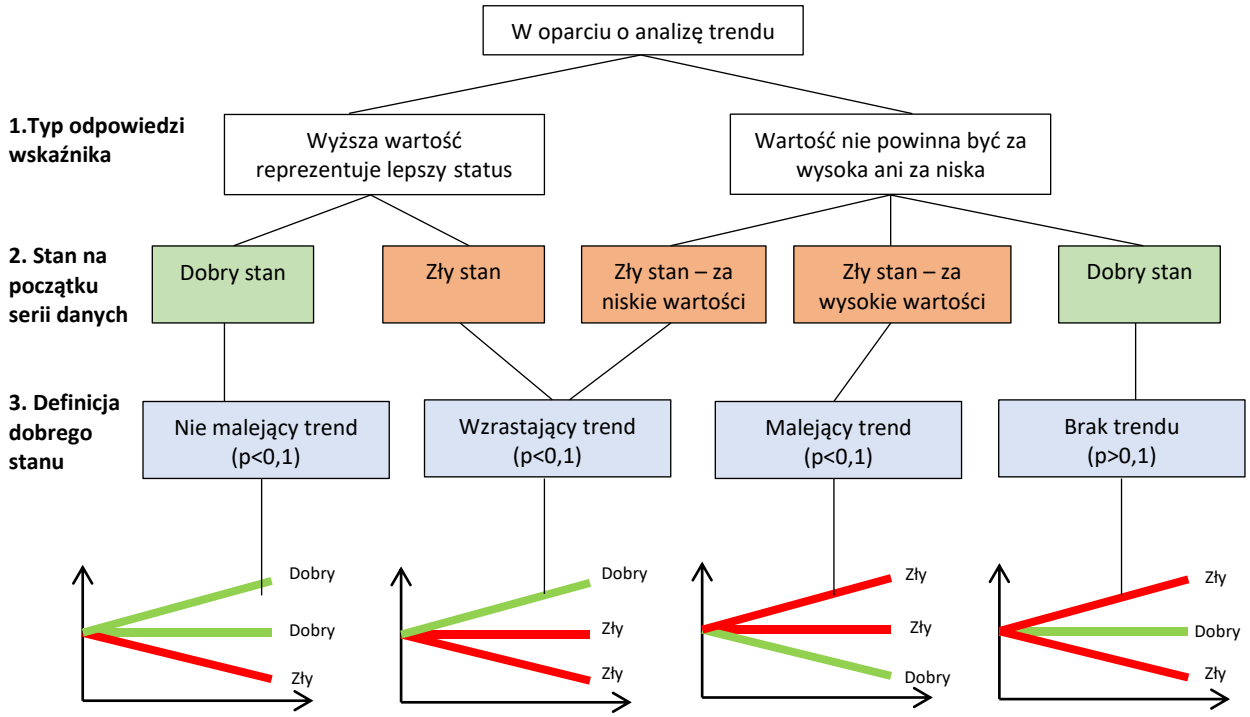
Na podstawie danych zebranych w okresie 2011-2023 dokonano wstępnej oceny stanu środowiska morskiego w wybranych JCWP należących do wód przejściowych wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Wiślany). W niniejszym dokumencie dokonano oceny eksperckiej dla 2023 roku. Ocenę stanu środowiska morskiego wykonano w oparciu o 2 wskaźniki ichtiofauny: Liczebność kluczowych

grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych. Pierwszy wskaźnik spełnia kryteria dla kryterium D4C2, a drugi kryterium D1C2 i D3C2 z Decyzji Komisji UE 2017/848 ustanawiającej kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylającą decyzję 2010/477 UE. Oba wskaźniki zostały uznane za wskaźniki podstawowe w opracowaniach Helcom (HELCOM 2023a, HELCOM 2023b, HELCOM 2018c).
Pierwszy ze wskaźników, Liczebność kluczowych grup troficznych, obejmuje kluczowe grupy funkcjonalne ryb przybrzeżnych, tj. ryby karpiowate obejmujące wszystkie gatunki ryb karpiowatych (Cyprinidae) i mesopredatory, tj. uwzględniające gatunki ryb posiadające indeks troficzny wyższy od 2 natomiast niższy od 4 (wg. Fishbase.org), które zastąpiły grupę ryb drapieżnych. Różnica jest efektem dyskusji jaka toczyła się wiosną 2021 oraz 2022 roku w ramach projektu HELCOM FISH PRO III w związku z planowaną oceną HOLAS III (HELCOM 2023c). Zdecydowano, iż w wielu przypadkach grupa drapieżników jest zdominowana wyłącznie przez okonia lub niedostatecznie reprezentowana przez gatunki uznane za ryby drapieżne (indeks troficzny powyżej 4), co może wpływać na błędną ocenę stanu środowiska na podstawie ichtiofauny (HELCOM, 2021a). W oparciu o dyskusję w ramach prac HELCOM FISH PRO III zdecydowano, iż w przypadku Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej mesopredatory są wskaźnikiem wiarygodniej odzwierciedlającym stan ichtiofauny, gdyż obejmują większą liczbę gatunków ryb, charakterystycznych dla wymienionych JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego jako wskaźnik pozostawiono grupę ryb karpiowatych.

Metoda oceny

Z definicji, dobry stan ekologiczny zostanie osiągnięty, gdy liczebność mesopredatorów i ryb karpiowatych mieści się w dopuszczalnym zakresie dla ocenianego obszaru. Drugi wskaźnik, Liczebność gatunków kluczowych, dotyczy występowania kluczowych gatunków ryb przybrzeżnych (stornia i okoń) w obszarach przybrzeżnych Morza Bałtyckiego. Z reguły dobry stan osiąga się, gdy liczebność kluczowych gatunków przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane jest to m.in. z funkcjonowaniem rybołówstwa rekreacyjnego i rybołówstwa komercyjnego realizowanego na małą skalę. W związku z tym, stan ichtiofauny zasadniczo odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemów przybrzeżnych.
Zmiany wartości obu wskaźników odzwierciedlają głównie skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością połowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym i drapieżnictwem nadrzędnych drapieżników. Liczne i silne populacje gatunków kluczowych jak również ryb drapieżnych są wskaźnikiem dobrego stanu środowiska z niewielkimi objawami eutrofizacji i zrównoważonego łańcucha pokarmowego. Z kolei zbyt wysoka liczebność ryb karpiowatych i mesopredatorów wskazuje na gorsze warunki środowiskowe, podwyższoną eutrofizację i podwyższoną temperaturę wody.
Ocena może być przeprowadzona dwoma metodami, zaś wybór metody zależy od dostępności danych. Jeżeli dostępne są dostatecznie długie serie czasowe, na podstawie których można wyliczyć wskaźniki, możliwe jest wykorzystanie podstawowego podejścia opartego o porównanie aktualnych wartości wskaźników z wartościami obserwowanymi w okresie referencyjnym (tzw. „baseline approach”). Aby zastosować takie podejście dane muszą spełniać szereg kryteriów. Między innymi, dostępne dane w okresie referencyjnym muszą obejmować wystarczającą liczbę lat. W metodyce HELCOM przyjęto, że okres referencyjny musi obejmować przynajmniej dwie generacje gatunku kluczowego dla ocenionego wskaźnika. Obecnie, pod pojęciem generacji przyjmuje się okres 3-5 lat, rozumiany jako czas od tarła osobników rodzicielskich do osiągnięcia dojrzałości płciowej ich potomstwa. Dzięki temu bierze się pod uwagę efekty silnych kohort poszczególnych gatunków, które mogą znacząco zaburzać ostateczną ocenę stanu środowiska. Dla ryb strefy przybrzeżnej sugeruje się, że okres ten wynosi 10 lat. Ponadto, seria czasowa reprezentująca wartości

wskaźników w okresie referencyjnym nie może wykazywać liniowego trendu zmian (dla n≥10, p>0,1). Konieczne jest zatem uwzględnienie okresu, w którym stan środowiska i wartości wskaźników pozostawały stabilne. Okres referencyjny nie musi obejmować serii czasowej zbliżonej do okresu oceny, ale powinien pochodzić z „okresu reprezentującego podobne warunki środowiskowe", tj. nie powinien się odnosić do stanu z lat 60tych ubiegłego wieku, kiedy warunki w Morzu Bałtyckim były odmienne od obecnych. Przy czym, kluczowym warunkiem jest zachowanie jednorodności źródła pochodzenia danych (tzn. dane różnych źródeł, jak: z połowów komercyjnych, niekomercyjnych czy wędkarskich nie mogą być łączone) przy wyznaczaniu okresu referencyjnego i okresu ocenianego. Wybór odpowiedniego okresu, który odpowiada dobremu stanowi środowiska (GES) może być dokonany na podstawie dodatkowych źródeł informacji lub oceny eksperckiej. Po wybraniu okresu referencyjnego, dane dotyczące wartości ocenianych wskaźników poddawane są losowaniu ze zwracaniem („bootstrap with replacement") i szacowany jest rozkład mediany dla tych wartości. N-ty (w zależności od charakteru wskaźnika) percentyl rozkładu mediany stanowi dalej granicę GES/subGES (wartość progową), do której przyrównywana jest wartość wskaźnika obserwowana w okresie oceny. Okres oceniany powinien obejmować co najmniej 15 lat (HELCOM 2018c).



Rys. II.46. Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu.

Jeżeli wymagania te nie są spełnione (np. seria czasowa <15 lat), możliwe jest zastosowanie zastępczej metodyki, opartej o analizę trendu (Rys. II.46). W metodzie tej poddaje się testom statystycznym serię czasową, która odzwierciedla zmiany w wartościach poszczególnych wskaźników na danym stanowisku monitoringu. Istotność statystyczna trendu (p>0,1 lub p<0,1) oraz jego kierunek (w zależności od charakteru wskaźnika trend wzrostowy lub spadkowy) wskazuje na osiągnięcie lub nieosiągnięcie stanu GES. Ograniczeniem w tym podejściu metodycznym jest aspekt statystycznej analizy danych. Użycie krótkiej serii czasowej związane jest z niską mocą statystyczną testu z powodu małej liczby obserwacji (wartości wskaźnika w poszczególnych latach). Ponadto, należy mieć na uwadze, że obserwowane tendencje mogą mieć charakter krótkich (kilkuletnich) fluktuacji liczebności gatunków, związanych z naturalną dynamiką populacji ryb występujących w wodach przybrzeżnych.

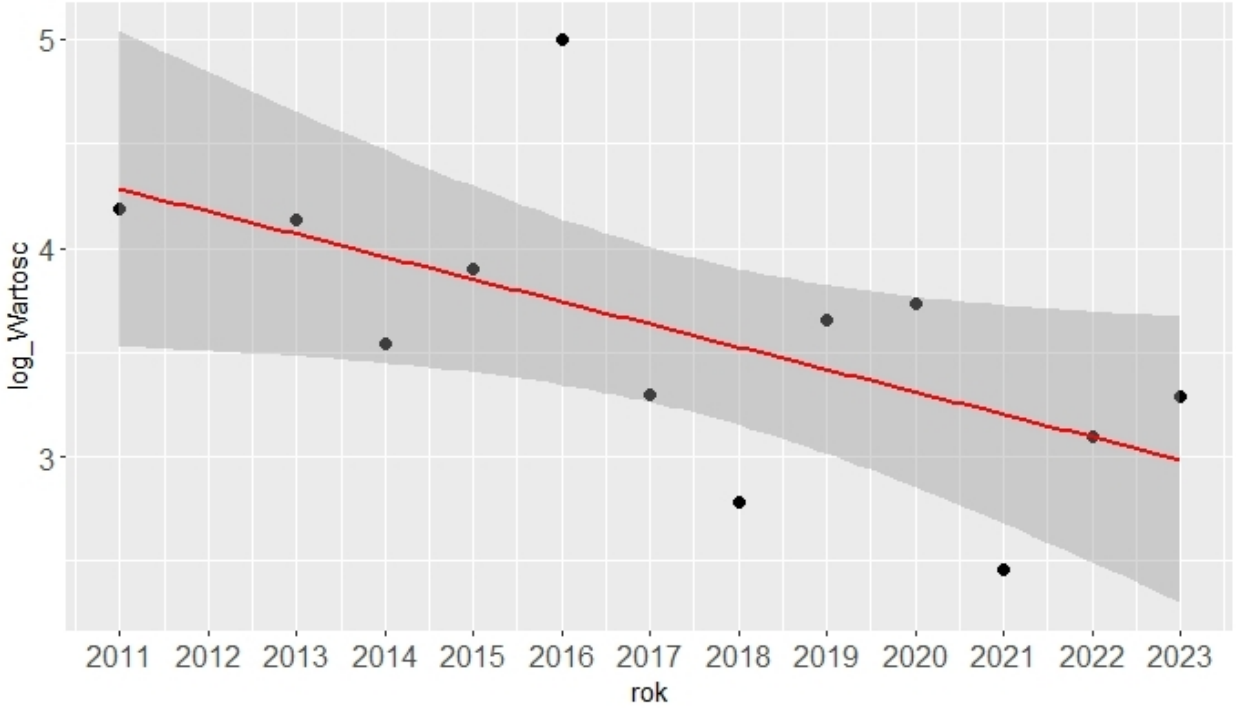
Przy zastosowaniu analizy trendu najpierw ustalamy czy początek serii danych reprezentuje GES czy subGES. Możemy to ustalić na podstawie danych z wcześniejszych lat lub na podstawie oceny eksperckiej. Dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych i Liczebność kluczowych grup troficznych (mesopredatory), gdzie wyższe wartości odzwierciedlają lepszy stan, przyjmujemy następującą procedurę: jeżeli początek serii danych reprezentuje dobry stan środowiska, to trend wartości wskaźnika nie powinien być malejący, aby osiągnąć GES. Jeżeli początek serii danych reprezentuje zły stan środowiska, to trend wskaźnika powinien być rosnący, aby osiągnąć GES (Rys. II.46).
Dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych (karpiowate) wartość wskaźnika nie powinna być za wysoka, ani za niska. Przyjmujemy następującą procedurę: jeżeli początek serii danych reprezentuje dobry stan środowiska, to nie powinno być żadnego trendu we wskaźniku, aby osiągnąć GES. Jeżeli początek serii danych reprezentuje zły stan środowiska, to trend wskaźnika powinien być malejący, jeżeli wartość wskaźnika na początku serii danych była za wysoka. Jeżeli wartość wskaźnika na początku serii danych była za niska, to trend musi być rosnący, aby osiągnąć GES (Rys. II.46). Dane powinny zostać zlogarytmowane, a trend powinien być istotny statystycznie ($p<0,1$).
Oceny stanu środowiska dla większego obszaru dokonuje się poprzez określenie stanu środowiska na poszczególnych jednostkach monitoringu. Ogólny stan to taki, który występuje na większości monitorowanych jednostek. Jeżeli liczba jednostek ze złym stanem jest taka sama jak z dobrym, to stan całego obszaru definiuje się jako zły.
Wartości wskaźników obliczono w ramach monitoringu stanu środowiska wykonywanego zgodnie z opracowanym w 2011 roku programem diagnostycznego monitoringu ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualnionym w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, przyjętym przez Radę Ministrów w 2021 roku. Oceny dokonano dla trzech jcwp: Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zalewu Wiślanego, jako jednolitych części wód posiadających najdłuższą serię danych. Rok 2011 został przyjęty jako stan wyjściowy do przeprowadzenia oceny trzech jednolitych części wód przejściowych w Polskich Obszarach Morskich. Ocena dokonywana jest w oparciu o zasadę większości. W przypadku nieparzystej liczby wskaźników cząstkowych na podstawie których dokonywana jest ocena, o końcowym wyniku decyduje status przeważający wśród wskaźników cząstkowych. W związku z tym, iż uzyskane wyniki wskaźników cząstkowych są niejednoznaczne, przyjęto konserwatywne podejście do dokonania oceny stosując zasadę „one out – all out" (OOAO)" (HELCOM 2023a; HELCOM 2023c). W przypadku parzystej liczby wskaźników cząstkowych, uzyskanie złego stanu środowiska na podstawie połowy wskaźników cząstkowych, ocena końcowa w oparciu o dany wskaźnik jest nadal negatywna.
Dane za 2023 rok zostały przygotowane według formatu bazy COOL, prowadzonej przez zespół ekspertów HELCOM FISH PRO III. Przygotowana ocena stanu środowiska morskiego została wykonana na podstawie danych z połowów monitoringowych zrealizowanych w latach 2011-2023.

Wyniki

Zalew Pucki

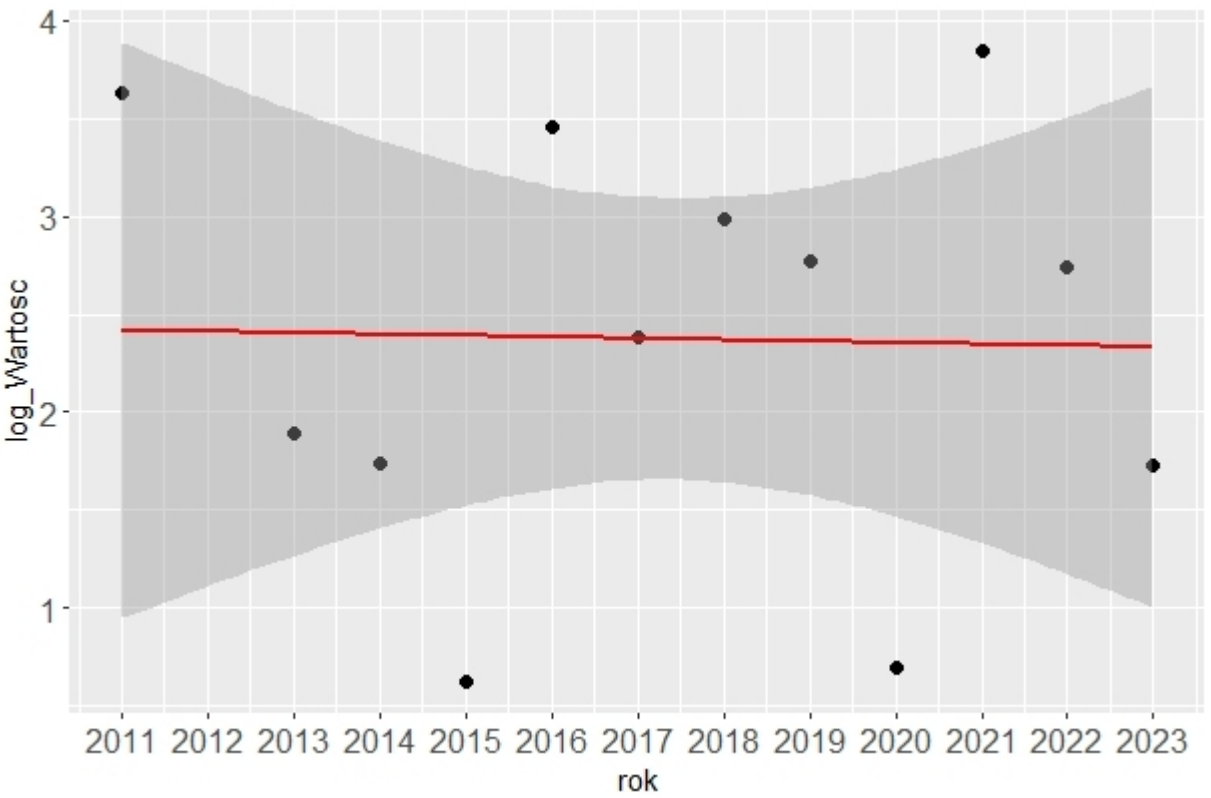
Grupa troficzna mesopredatory – ocena ekspercka wykazała, iż liczebność mesopredatorów zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego, jest oznaką dobrego stanu środowiska. Grupa była reprezentowana przez 11 taksonów z wyraźną, liczbową dominacją storni i babki byczej. W 2022 roku na grupę mesopredatorów składało się 6 gatunków ryb, natomiast w ocenianym 2023 roku, na grupę mesopredatorów składały się tylko 4 gatunki ryb, z dominacją liczbową babki byczej (18,3 osobników/sieć). Drugim najliczniej reprezentowanym gatunkiem w 2023 roku był śledź (3,9 osobników/sieć). Drastyczny spadek liczby notowanych taksonów na przestrzeni 12 lat badań budzi zaniepokojonie. Na podstawie 12 lat monitoringu obserwuje się istotny statystycznie spadek wartości wskaźnika ($p <0,1$) (Rys. II.47). Wartość CPUE z 65,1

osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała niemalże trzykrotnie w 2023 roku, osiągając wartość 25,8 osobników/sieć. Na ten wynik nakłada się również zły stan populacji storni w Zalewie Puckim (Rys. II.49). W oparciu o przyjętą metodykę, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji, gdy trend wartości wskaźnika nie jest istotnie malejący ani rosnący. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na zły stan środowiska (Tabela II.24).



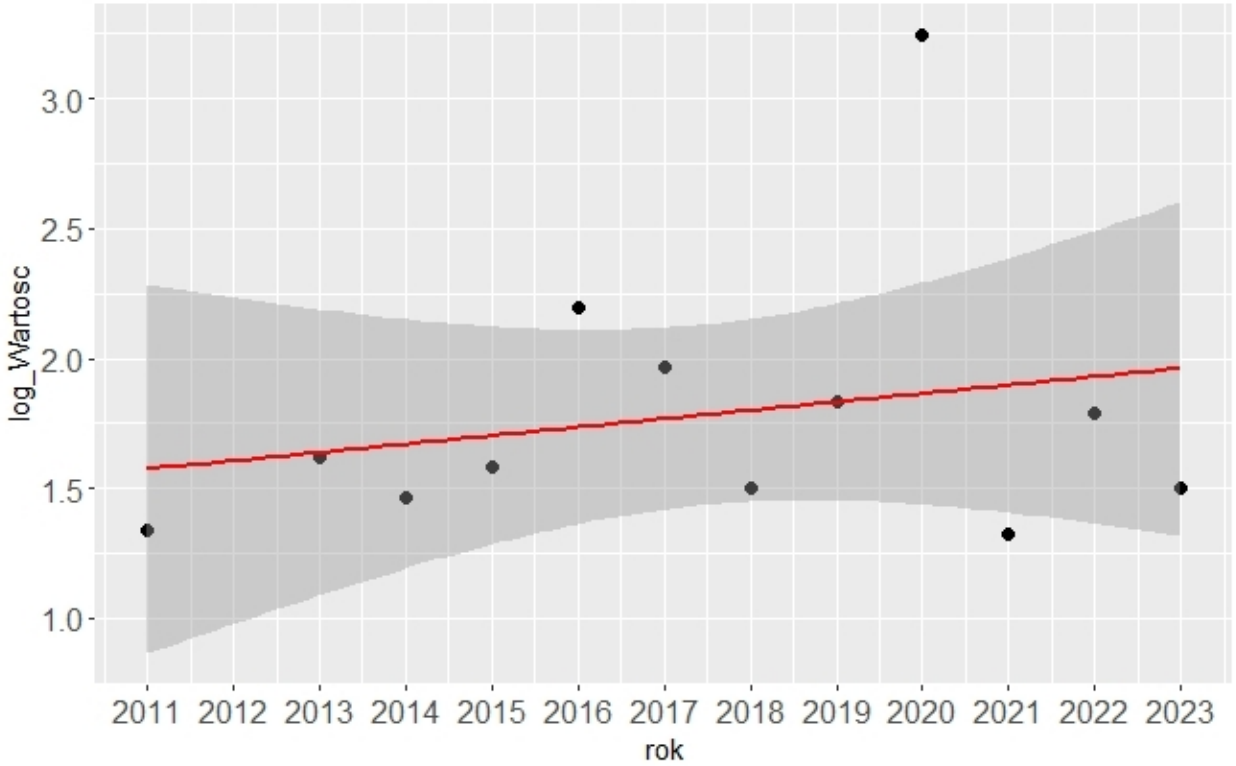
Rys. II.47. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,041. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

Gatunek kluczowy okoń – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego jest oznaką dobrego stanu środowiska. Obecnie, na podstawie 12 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak wciąż nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.48). Wartość CPUE z 36,7 osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała w 2023 roku, osiągając wartość 4,6 osobników/sieć. W porównaniu do 2022 roku (14,4 osobników/sieć), wartość ta spadła trzykrotnie. Obserwowany spadek może wynikać z rosnącej presji rybołówstwa komercyjnego ukierunkowanego na ten gatunek ryb. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu lub jego braku. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.25).



Rys. II.48. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,991. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

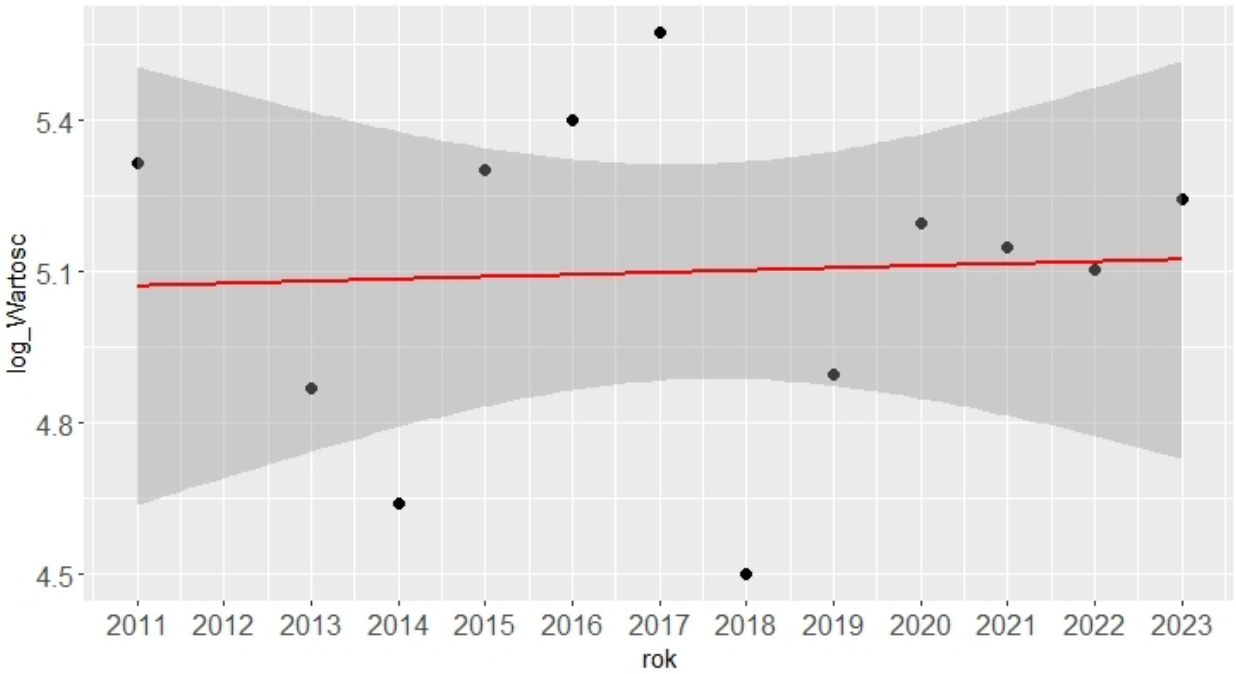
Gatunek kluczowy stornia – Ocena ekspercka wykazała, iż mała liczebność storni zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego jest oznaką złego stanu środowiska. Wartość CPUE z 2,8 osobnika/sieć zaobserwowana w 2011 roku wzrosła w 2023 roku, osiągając wartość 3,5 osobników/sieć. W poprzedzającym roku (2022) wartość wskaźnika wyniosła 5,0 osobników/sieć. Zanotowany nieznaczny wzrost liczebności storni w połowach monitoringowych pozostaje bez wpływu na stan środowiska Zalewu Puckiego. Na podstawie 12 lat monitoringu obserwuje się wzrost wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.49), co uniemożliwia poprawę stanu. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na zły stan środowiska (Tabela II.25).



Rys. II.49. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,498. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

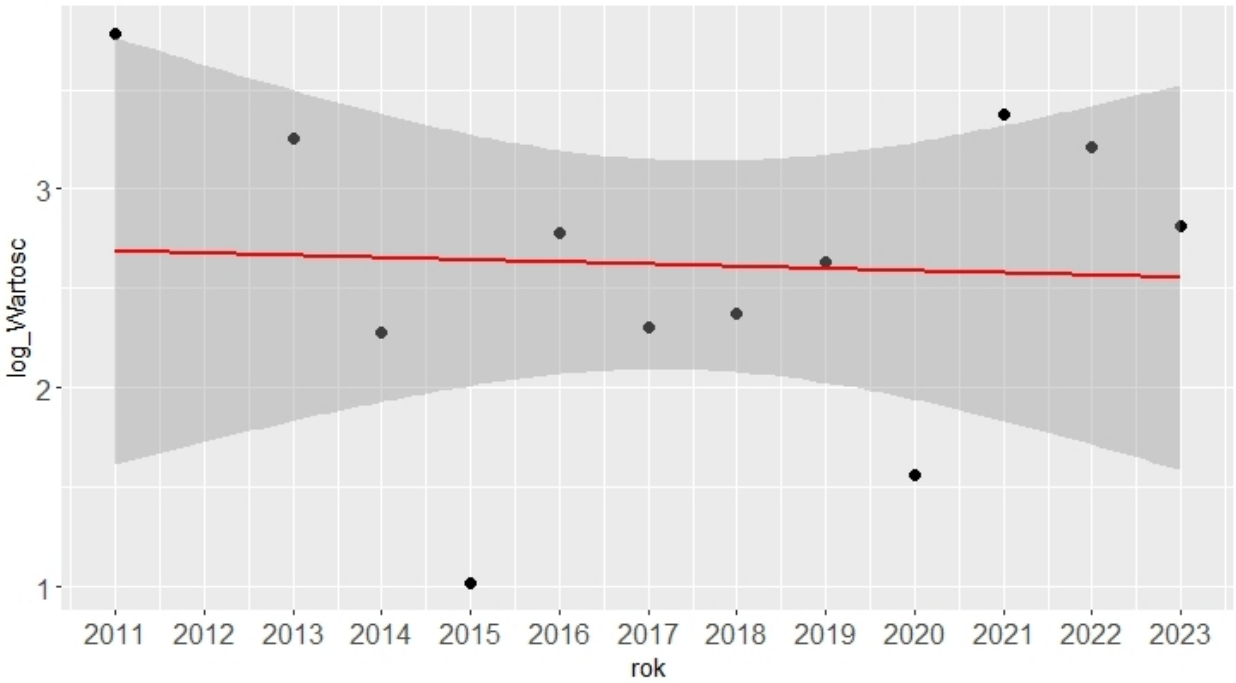
Zatoka Pucka Zewnętrzna

Grupa troficzna mesopredatory – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność mesopredatorów zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. W połowach monitoringowych stwierdzono obecność 6 przedstawicieli grupy, z wyraźną liczbową dominacją storni i babki byczej. W połowach zrealizowanych w 2023 roku do mesopredatorów zakwalifikowano 9 gatunków ryb, ze stornią i babką byczą na czele, co oznacza wzrost liczby o dwa taksony w porównaniu do 2022 roku. W sytuacji dobrego stanu środowiska ta grupa troficzna powinna być wielogatunkowa, a nie zdominowana przez jeden takson. Należy nadmienić, iż na występowanie omawianych gatunków duży wpływ mają ich cykliczne wędrówki pokarmowe oraz sezonowość (Skóra, 1993). Na podstawie 12 lat monitoringu nie zaobserwowano trendu wartości wskaźnika (p >0,1) (Rys. II.50). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 202,0 osobników/sieć. Z kolei w 2023 roku wartość ta wyniosła 188,3 osobników/sieć. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecny kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.24).



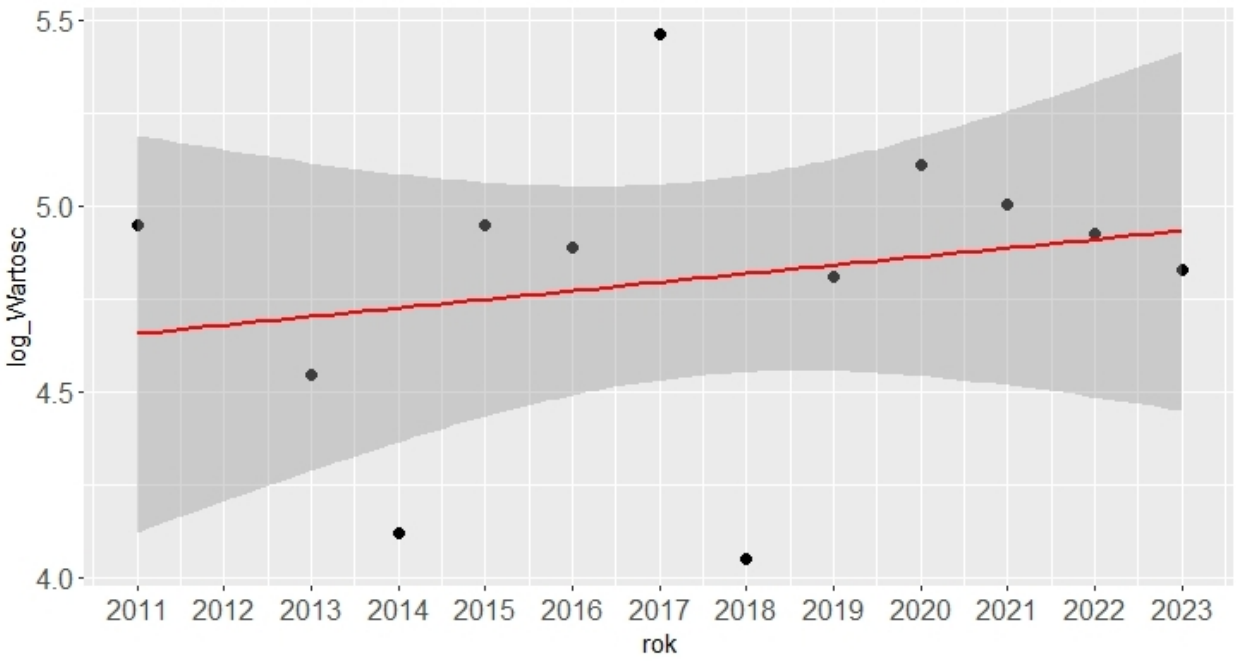
Rys. II.50. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,826. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

Gatunek kluczowy okoń – Ocena ekspercka wykazała, iż duża liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. Na podstawie 12 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.51). Wartość CPUE z 43 osobników/sieć zaobserwowana w 2011 roku zmalała w 2023 roku, osiągając wartość 15,7 osobników/sieć. Jest to również mniej niż w 2022 roku (23,8 osobników/sieć). W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.25).



Rys. II.51. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,957. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

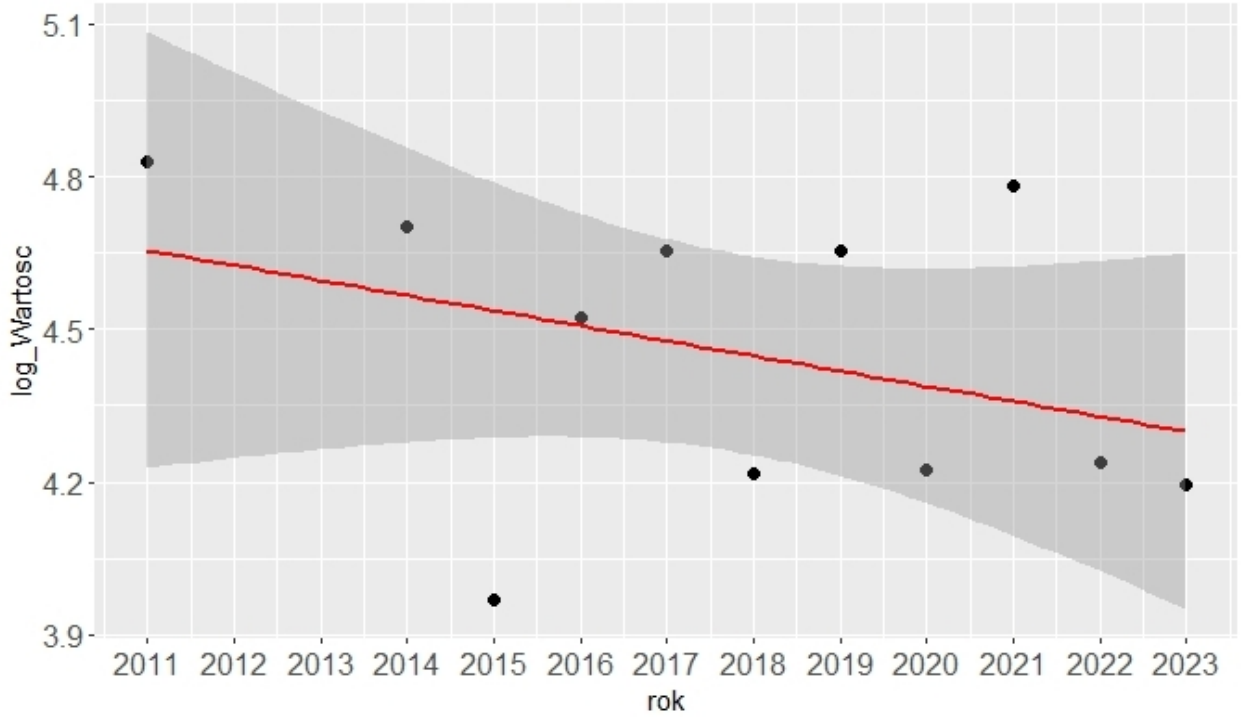
Gatunek kluczowy stornia – Ocena ekspercka wykazała, iż liczebność storni zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej jest oznaką dobrego stanu środowiska. Warunki hydrologiczne panujące w Zatoce są charakterystyczne dla Zatoki Gdańskiej i Południowego Bałtyku. Sytuacja ekologiczna panująca w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej sprzyja gatunkom żerującym na małżach oraz euryfagach o szerokim spektrum pokarmowym (Skóra, 1993; Sokołowski i in. 2021). W 2011 roku wartość CPUE wyniosła 139,8 osobnika/sieć, natomiast wartość tego parametru w 2023 roku osiągnęła wartość 123,9 osobników/sieć. Na podstawie 12 lat monitoringu obserwuje się ogólny wzrost wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.52). W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zatoki Puckiej Zewnętrznej określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.25).



Rys. II.52. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,460. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

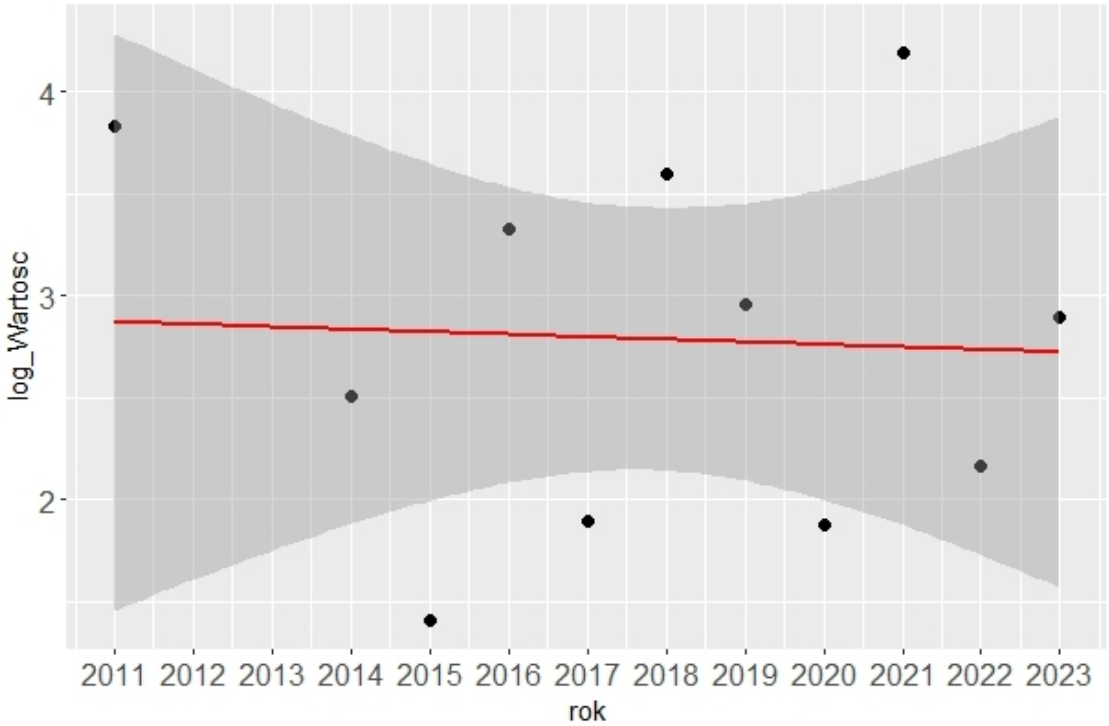
Zalew Wiślany

Grupa troficzna karpiowate – Według ekspertów zaobserwowana frekwencja ryb karpiowatych w przeprowadzonych połowach badawczych w 2011 roku jest oznaką dobrego stanu środowiska. W połowach monitoringowych stwierdzono obecność 7 przedstawicieli grupy. W połowach zrealizowanych w 2023 roku, do karpiowatych zakwalifikowano tylko 5 gatunków ryb, z płocią i krąpiem na czele. W porównaniu do 2022 roku, grupa ta została uszczuplona o 3 taksony. Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.53). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 124,4 osobników/sieć. Z kolei w 2023 roku wartość ta zmalała niemalże dwukrotnie względem 2011 roku i wyniosła 65,3 osobników/sieć i jest to wartość zbliżona do roku poprzedniego (68,2 osobników/sieć). W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Wiślanego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.24).



Rys. II.53. Liczebność kluczowych grup troficznych – ryby karpiowate – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2023 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,319. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

Gatunek kluczowy okoń – Ocena ekspercka wykazała, iż duża liczebność okonia zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Wiślanego jest oznaką dobrego stanu środowiska. Pomimo silnej antropopresji związanej z eksploatacją rybacką okoń znajduje w wodach Zalewu Wiślanego dogodne warunki do rozrodu oraz efektywnego wzrostu. Obserwowane fluktuacje w liczebności tego gatunku w połowach monitoringowych mogą być związane z presją rybacką ukierunkowaną na omawiany gatunek, której wielkość jest uwarunkowana ekonomicznie, a nie ze zmieniającymi się warunkami środowiskowymi (Psuty i Wilkońska 2009; Psuty, 2010). Na podstawie 11 lat monitoringu obserwuje się spadek wartości wskaźnika, jednak nie jest on istotny statystycznie (p >0,1) (Rys. II.54). Zaobserwowana w 2011 roku wartość CPUE wyniosła 45,3 osobników/sieć. Z kolei w 2023 roku wartość ta zmalała niemalże trzykrotnie względem 2011 roku i wyniosła 17,1 osobnika/sieć. Stanowi to ponad dwukrotny wzrost w porównaniu do wartości zaobserwowanych w latach 2021-2022. W oparciu o przyjętą metodykę oceny, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.25).



Rys. II.54. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2023 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,966. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln).

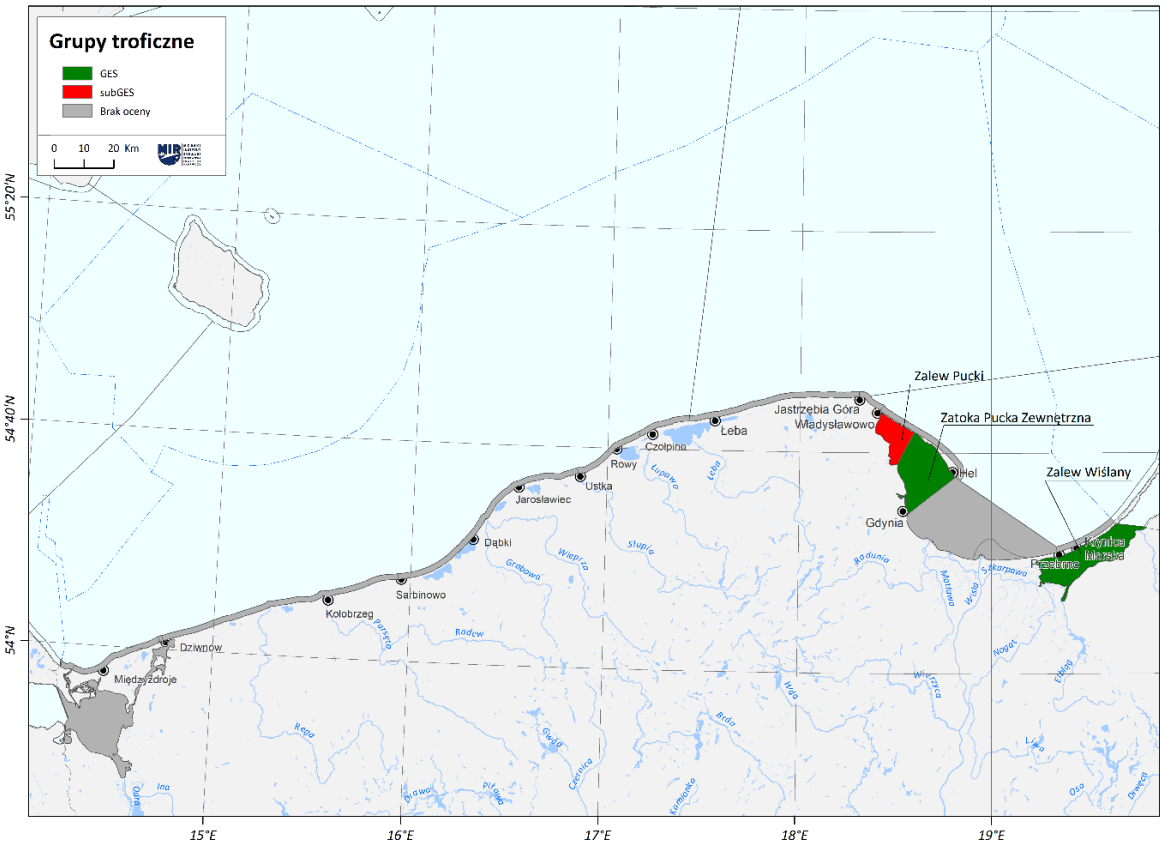
Tabela II.24. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności kluczowych grup troficznych w 2023 roku.

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślany
Liczebność kluczowych grup troficznych (mesopredatory)	subGES	GES	Nie dotyczy
Liczebność kluczowych grup troficznych (karpiowate)	Nie dotyczy	Nie dotyczy	GES
Ocena końcowa JCWP	subGES	GES	GES

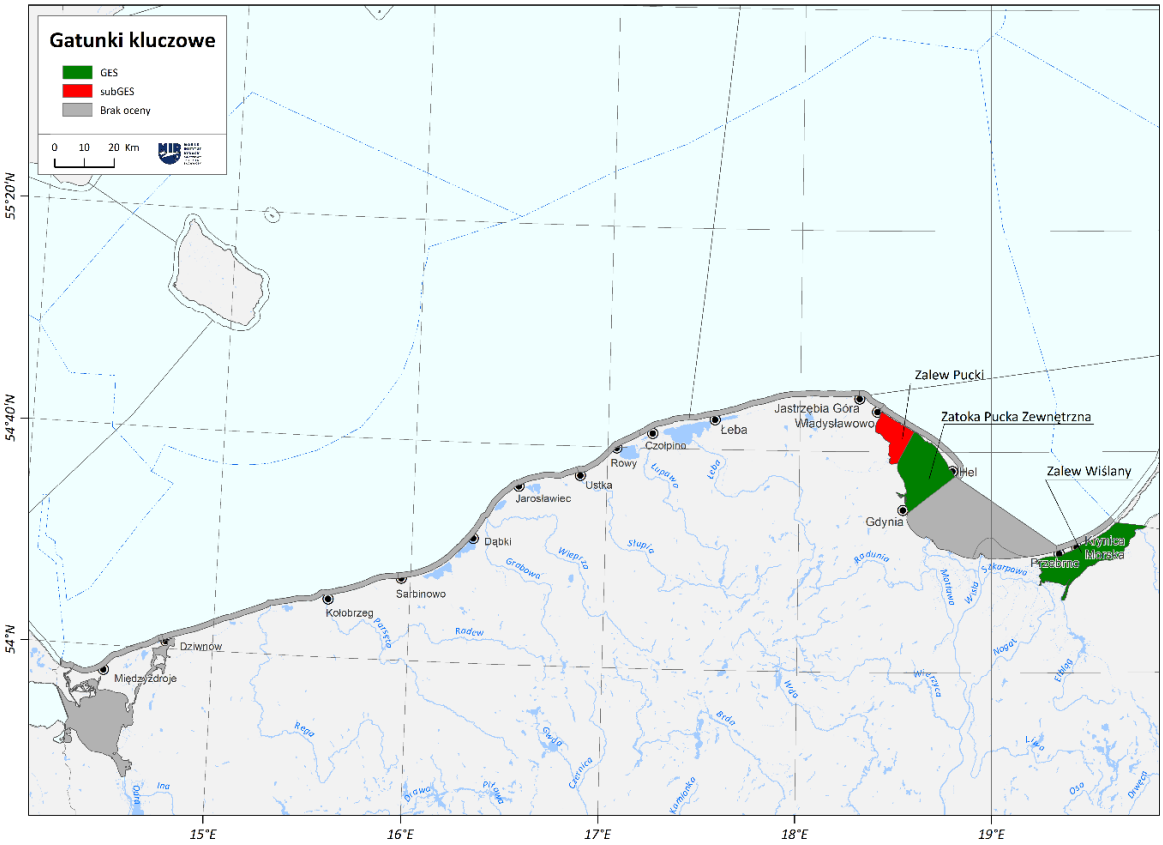
Tabela II.25. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności gatunku kluczowego w 2023 roku.

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślany
Liczebność gatunków kluczowych (okoń)	GES	GES	GES
Liczebność gatunków kluczowych (stornia)	subGES	GES	Nie dotyczy
Ocena końcowa JCWP	subGES	GES	GES

Ogólna ocena stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny, w odniesieniu do Zalewu Puckiego jest zła. Dotyczy to zarówno wskaźnika liczebności kluczowych grup troficznych jak również liczebności gatunków kluczowych (Tabela II.24, Tabela II.25, Rys. II.55, Rys. II.56). W przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego obecny stan środowiska morskiego, oceniony w oparciu o wyżej wymienione wskaźniki określono na dobry (Tabela II.24, Tabela II.25, Rys. II.55, Rys. II.56). Oceny końcowe nie uległy zmianie w porównaniu do 2022 roku. Należy pamiętać, że zbiorowiska ryb są poddane silnej antropopresji. Połowy komercyjne są uzależnione m.in. od aktualnej sytuacji ekonomicznej i popytu na ryby. Może to w sposób sztuczny generować fluktuacje wartości wskaźników między latami, niekoniecznie odzwierciedlającymi faktyczny stan środowiska.



Rys. II.55. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych w 2023 roku.



Rys. II.56. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych w 2023 roku.

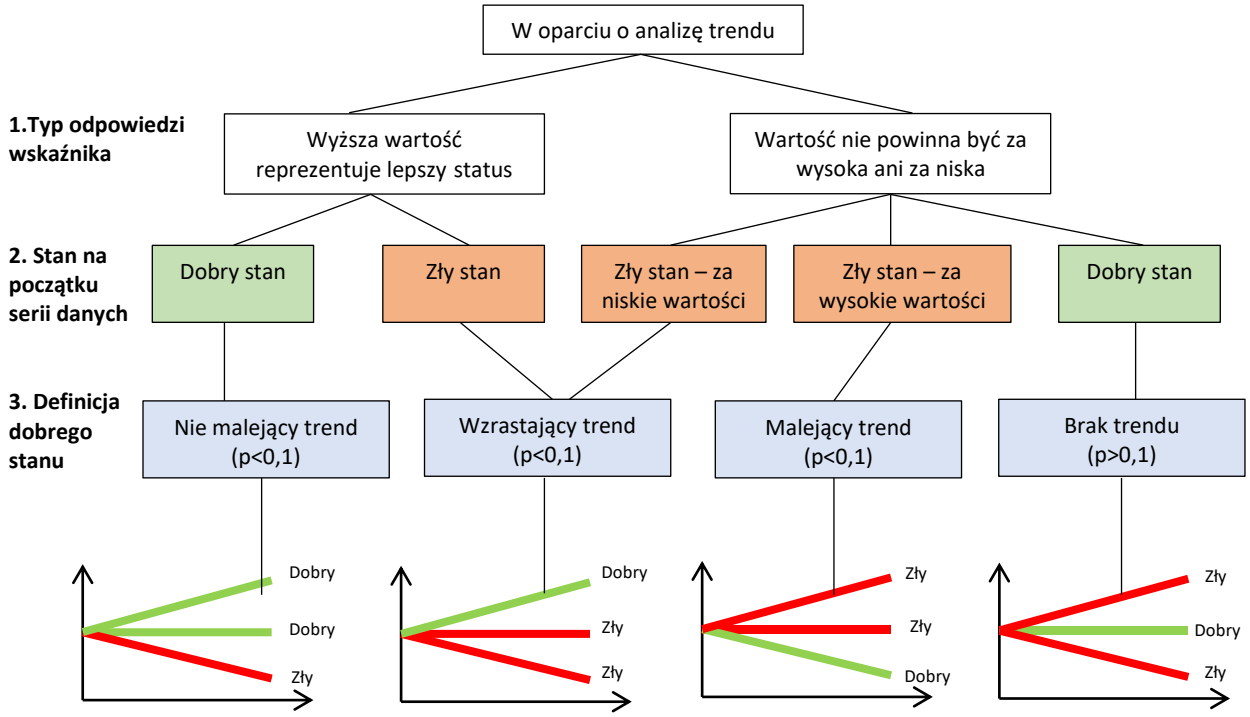
Wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych

Pierwszej oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych (L90) dokonano w ramach HOLAS 3 przez HELCOM dla całego Bałtyku. W ocenie uwzględniono lata 2016-2020 (HELCOM, 2023). W polskiej części obejmuje ona trzy JCWP zlokalizowane w obrębie Basenu Gdańskiego: Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Wiślany. Ocenę stanu środowiska morskiego wykonano w oparciu o wskaźnik Wielkości ryb przybrzeżnych opartą na analizie dwóch gatunków ryb: okoń i stornia.
W przypadku okonia wyznaczono wartości progowe świadczące o dobrym stanie środowiska. Wartości te ustalono na podstawie analizy danych dotyczących rozkładu wielkości okoni zebranych z 33 punktów monitoringowych wyznaczonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego następujących krajów: Szwecji, Estonii, Łotwy, Litwy, Polski i Finlandii. Natomiast stornię uwzględniono przy ocenie stanu środowiska tylko dla Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej. Dodatkowo, w przypadku storni zbyt krótka seria danych w powyższych JCWP (poniżej 12 lat) oraz z faktu występowania znacznych różnic w L90 pomiędzy poszczególnymi regionami Bałtyku, narzędziami, porami roku i ekotypami, nie udało się dokonać oceny na podstawie analizy trendu w polskich obszarach morskich (HELCOM, 2023).

Metoda oceny

Z definicji, dobry stan środowiska morskiego zostanie osiągnięty, gdy rozkład wielkości ryb przybrzeżnych przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane jest

to m.in. z funkcjonowaniem rybołówstwa rekreacyjnego i rybołówstwa komercyjnego realizowanego na małą skalę. W związku z tym, stan ichtiofauny odzwierciedla stan ekosystemów przybrzeżnych.
W ramach oceny HOLAS 3 w polskich obszarach morskich wykorzystano dane zebrane dla dwóch gatunków ryb występujących w strefie przybrzeżnej, tj. okoń i stornia. Dla oceny dobrego stanu środowiska morskiego, w przypadku okonia wyznaczono wartości progowe, natomiast ocenę dla storni wykonano na podstawie analizy trendu z regresją liniową dla lat 2014–2020 i progiem istotności ustalonym na $p<0,1$. 90. percentyl rozkładu wielkości (L90) wykorzystuje się jako wskaźnik struktury wielkościowej dużych ryb w stadzie. Do obliczenia wskaźnika L90 dla okonia nie wykorzystuje się ryb o długości mniejszej niż 15 cm, aby zmniejszyć wpływ rocznych wahań rekrutacji na wartość wskaźnika. W przypadku okoni strukturę wielkościową ocenia się w odniesieniu do specyficznych wartości progowych wybranych dla danego narzędzia. W przypadku wielopanelowych sieci nordyckich wartość progową ustalono na 25 cm.
Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie gatunku okoń dokonywana jest wzdłuż wybrzeży środkowej i północnej części Morza Bałtyckiego, aż do jego bardziej południowych i zachodnich obszarów. W przypadku gatunku stornia brak wyznaczonych wartości progowych, co w konsekwencji skutkuje brakiem ilościowej oceny stanu. Zamiast tego, zmiany L90 w czasie u storni ocenia się zgodnie z podejściem opartym na trendach. Ryby tego gatunku poddaje się ocenie w południowej i środkowej części Morza Bałtyckiego. W celu przedstawienia zintegrowanej oceny dla Basenu Gdańskiego, uwzględniającej różne gatunki oraz lokalizacje, zastosowano metodę One-Out-All-Out (HELCOM 2018c).
W przypadku okonia zaimplementowano specyficzne dla danego narzędzia połowowego wartości progowe świadczące o dobrym stanie środowiska. Wartości te ustalono na podstawie analizy danych dotyczących rozkładu wielkości okoni zebranych z 33 punktów monitoringowych wyznaczonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Dane pochodziły z rocznych raportów zbieranych w krajach nadbałtyckich: Szwecji, Estonii, Łotwy, Litwy, Polski i Finlandii. Warunkiem decydującym o uwzględnieniu danych w obliczeniach było wykonanie pomiarów dla minimum 50 osobników rocznie w danej lokalizacji przez okres co najmniej sześciu lat. Na podstawie danych wyznaczono model liniowy z uwzględnieniem efektu rodzaju narzędzia, pory roku, regionu i jako próg przyjęto średnią wartość L90 (Bolund i in., w przygotowaniu; Östman i in., 2023). Dało się zauważyć niewielkie zróżnicowanie L90 w zależności od regionów i pór roku, a także na przestrzeni czasu. Pojawiły się jednak znaczne różnice w rozkładzie wielkości, w zależności od używanych narzędzi połowowych. Wymagało to wprowadzenia różnych wartości progowych dla poszczególnych narzędzi połowowych. W przypadku multipanelowych sieci typu Nordic wartość progowa została ustalona na poziomie 25 cm.
Ustalenie regionalnej wartości progowej L90 dla storni jest zadaniem skomplikowanym. Wynika to z faktu występowania znacznych różnic w L90 pomiędzy poszczególnymi regionami, narzędziami, porami roku i ekotypami, przy czym na różnych obszarach, często występują różne kombinacje tych czynników (Bolund i in. w przygotowaniu). Dlatego w odniesieniu do storni, w ciągu ostatnich 12 lat, w różnych obszarach monitoringowych w ocenie stanu środowiska wód morskich uwzględnia się analizę trendu zmian L90 w czasie (Rys. II.57). W metodzie tej poddaje się testom statystycznym serię czasową, która odzwierciedla zmiany w wartościach poszczególnych wskaźników na danym stanowisku monitoringu. Istotność statystyczna trendu ($p>0,1$ lub $p<0,1$) oraz jego kierunek (w zależności od charakteru wskaźnika trend wzrostowy lub spadkowy) wskazuje na osiągnięcie lub nieosiągnięcie stanu GES. Ograniczeniem w tym podejściu metodycznym jest aspekt statystycznej analizy danych. Użycie krótkiej serii czasowej związane jest z niską mocą statystyczną testu z powodu małej liczby obserwacji (wartości wskaźnika w poszczególnych latach). Ponadto, należy mieć na uwadze, że obserwowane tendencje mogą mieć charakter krótkich (kilkuletnich) fluktuacji liczebności gatunków, związanych z naturalną dynamiką populacji ryb występujących w wodach przybrzeżnych.



Rys. II.57. Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu.

Przy zastosowaniu analizy trendu najpierw ustalamy czy początek serii danych reprezentuje GES czy subGES. Możemy to ustalić na podstawie danych z wcześniejszych lat lub na podstawie oceny eksperckiej. Dla wskaźnika L90 przyjmujemy następującą procedurę: Jeżeli początek serii danych reprezentuje dobry stan środowiska, to trend wartości wskaźnika nie powinien być malejący, aby osiągnąć GES. Jeżeli początek serii danych reprezentuje zły stan środowiska, to trend wskaźnika powinien być rosnący, aby osiągnąć GES (Rys. II.57).

Oceny stanu środowiska dla większego obszaru dokonuje się poprzez określenie stanu środowiska na poszczególnych jednostkach monitoringu. Ogólny stan to taki, który występuje na większości monitorowanych jednostek. Jeżeli liczba jednostek ze złym stanem jest taka sama jak z dobrym, to stan całego obszaru definiuje się jako zły.

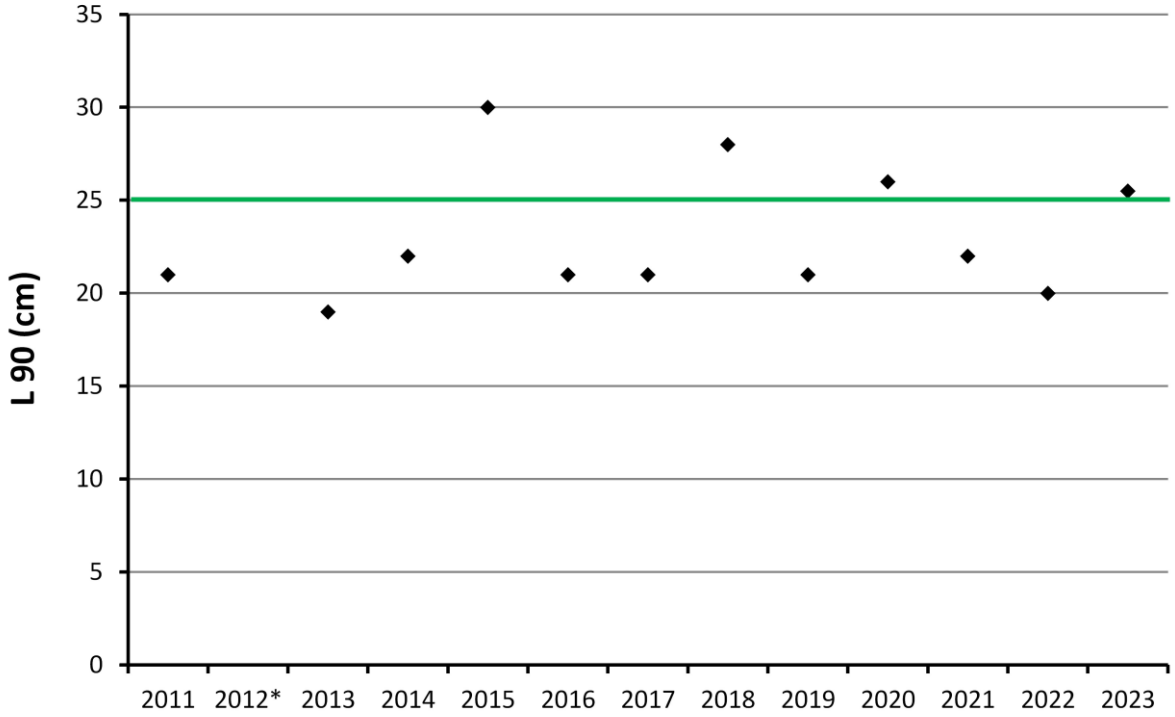
Wartości wskaźników za 2023 rok obliczono w ramach monitoringu stanu środowiska zgodnie z opracowanym w 2011 roku programem diagnostycznego monitoringu ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualnionym w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, przyjętym przez Radę Ministrów w 2021 roku. Oceny dokonano dla trzech JCWP Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zalewu Wiślanego, jako jednolitych części wód posiadających najdłuższą serię danych. Rok 2011 został przyjęty jako stan wyjściowy do przeprowadzenia oceny trzech jednolitych części wód przejściowych w Polskich Obszarach Morskich. Ocena dokonywana jest w oparciu o zasadę większości. W przypadku nieparzystej liczby wskaźników cząstkowych (tj. L90_okoń i/lub L90_stornia) na podstawie których dokonywana jest ocena JCWP, o końcowym wyniku decyduje status przeważający wśród wskaźników cząstkowych. W związku z tym, iż uzyskane wyniki wskaźników cząstkowych są niejednoznaczne, przyjęto konserwatywne podejście do dokonania oceny stosując zasadę „One-Out-All-Out" (OOAO) (HELCOM 2018c). W przypadku parzystej liczby wskaźników cząstkowych, uzyskanie złego stanu środowiska na podstawie połowy wskaźników cząstkowych, ocena końcowa w oparciu o dany wskaźnik jest nadal negatywna.

Wyniki

Zalew Pucki

Okoń

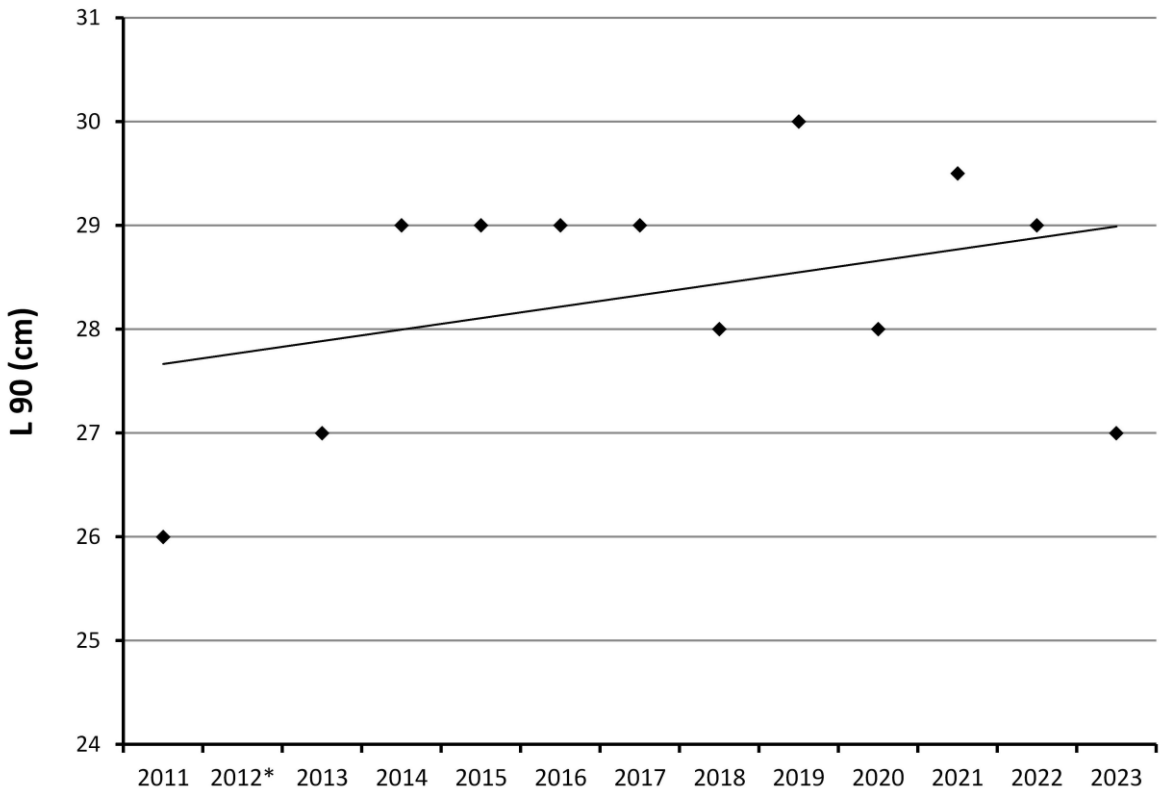
Na przestrzeni 12 lat monitoringu, wartość wskaźnika podlegała fluktuacjom z dominacją wartości poniżej ustalonej wartości progowej (≥ 25 cm). Potwierdza to wyliczona wartość mediany wskaźnika, która na przestrzeni 12 lat monitoringu wyniosła 21,5 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2023 roku dla Zalewu Puckiego wyniosła 25,5 cm (Rys. II.58), co wskazuje na dobry stan środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



Rys. II.58. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych

Stornia

Ocena ekspercka wykazała, iż wartość wskaźnika L90 zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zalewu Puckiego, jest oznaką dobrego stanu środowiska. Wartość wskaźnika L90 w 2011 roku wyniosła 26 cm. Wymiar ochronny storni w podobszarze ICES 26, zawierającym w sobie wody Zalewu Puckiego wynosi 21 cm (Rozporządzenie Rady EU 2019). Osobniki powyżej wymiaru ochronnego osiągnęły dojrzałość płciową, jak również przystąpiły do tarła przynajmniej raz w cyklu życia. Na podstawie 12 lat monitoringu nie obserwuje się istotnego statystycznie trendu wartości wskaźnika (p >0,1) (Rys. II.59). W oparciu o przyjętą metodykę, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.26).

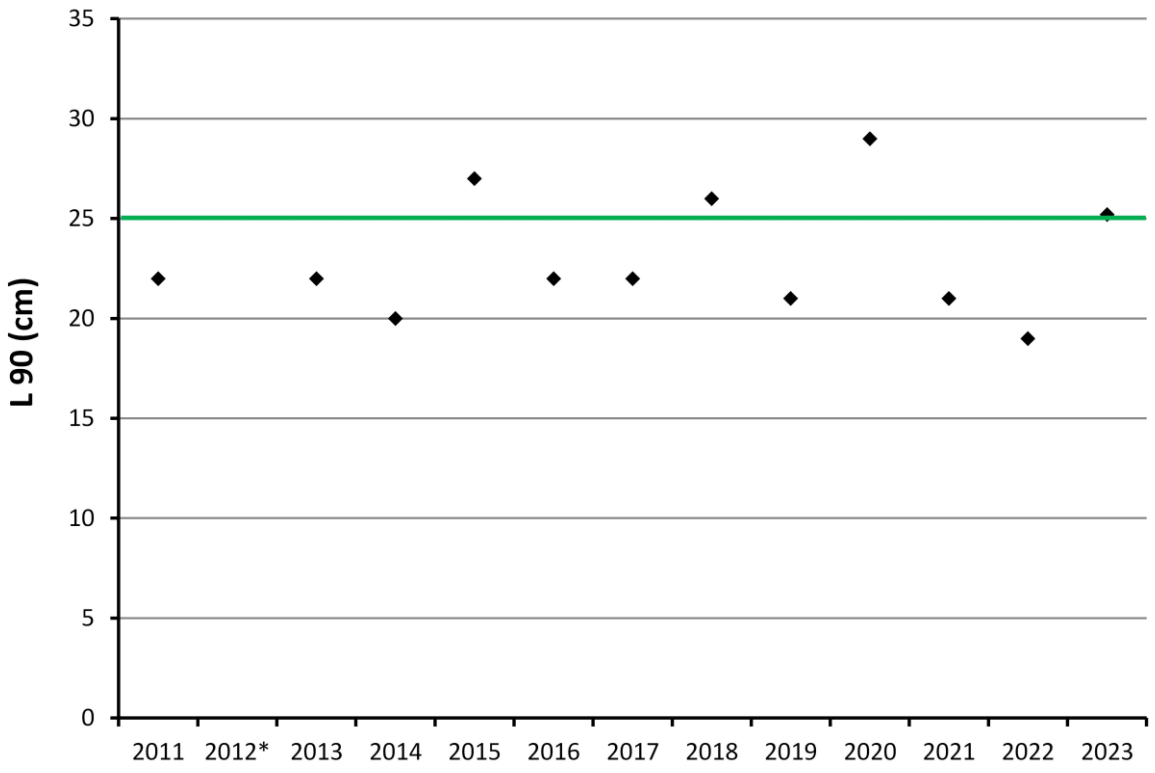


Rys. II.59. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla storni w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend (p = 0,267) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2023. * brak połowów monitoringowych.

Zatoka Pucka Zewnętrzna

Okoń

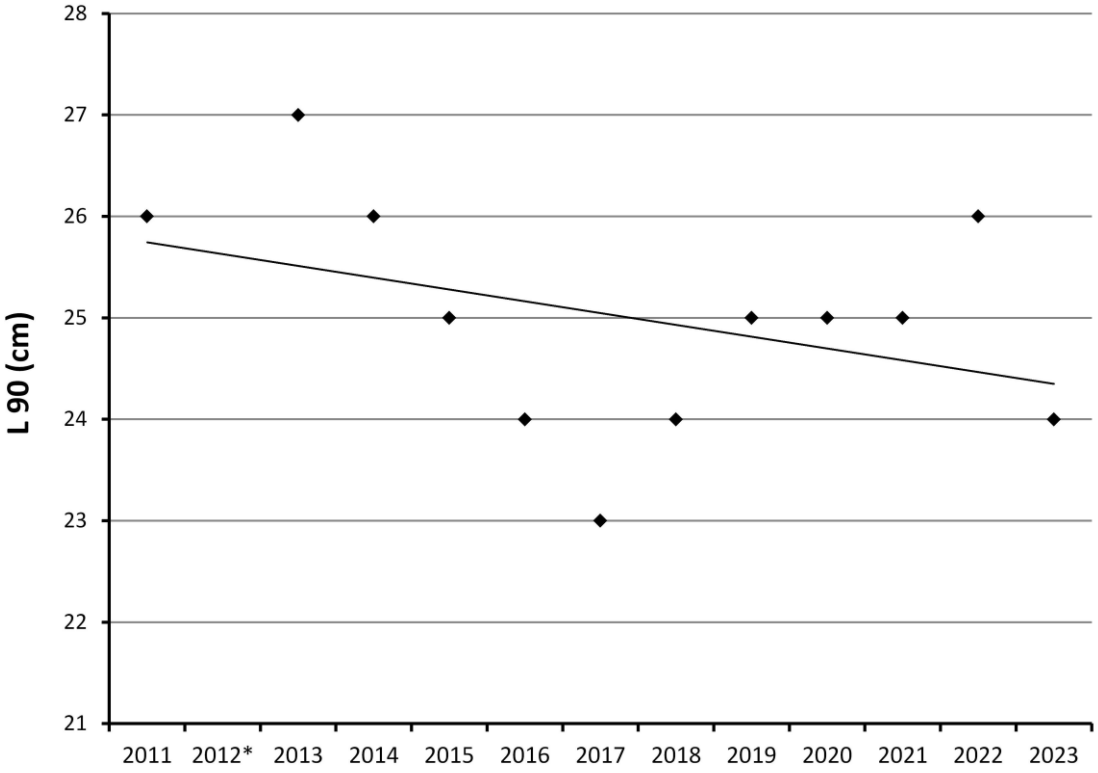
Na przestrzeni 12 lat monitoringu, wartość wskaźnika podlegała fluktuacjom z dominacją wartości zawierających się poniżej ustalonej wartości progowej (≥ 25 cm). Potwierdza to wyliczona wartość mediany wskaźnika, która na przestrzeni 12 lat monitoringu wyniosła 22,0 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2023 roku dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej wyniosła 25,2 cm (Rys. II.60), co wskazuje na dobry stan środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



Rys. II.60. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych

Stornia

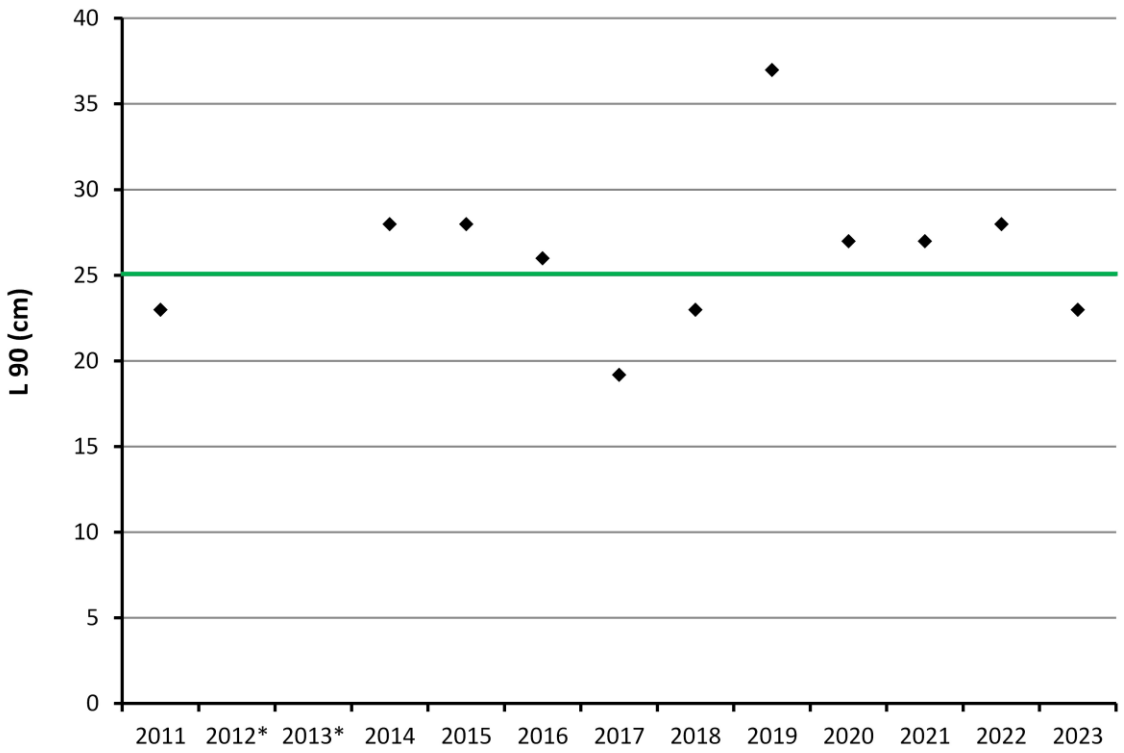
Ocena ekspercka wykazała, iż wartość wskaźnika L90 zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej, jest oznaką dobrego stanu środowiska. Wartość wskaźnika L90 w 2011 roku wyniosła 26 cm. Wymiar ochronny storni w podobszarze ICES 26, zawierającym w sobie wody Zalewu Puckiego wynosi 21 cm (Rozporządzenie Rady EU 2019). Osobniki powyżej wymiaru ochronnego osiągnęły dojrzałość płciową, jak również przystąpiły do tarła przynajmniej raz w cyklu życia. Na podstawie 12 lat monitoringu nie obserwuje się istotnego statystycznie trendu wartości wskaźnika (p >0,1) (Rys. II.61). W oparciu o przyjętą metodykę, dobry stan środowiska można osiągnąć w sytuacji zaobserwowania rosnącego trendu istotnego statystycznie lub braku trendu istotnego statystycznie. W związku z powyższym obecna kondycja Zalewu Puckiego określona na podstawie powyższego parametru wskazuje na dobry stan środowiska (Tabela II.26).



Rys. II.61. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla storni w Zatoki Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend (p = 0,215) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2023.* brak połowów monitoringowych

Zalew Wiślany

Na przestrzeni 11 lat monitoringu, wartość wskaźnika podlegała fluktuacjom z dominacją wartości zawierających się powyżej ustalonej wartości progowej (≥ 25 cm). Potwierdza to wyliczona wartość mediany wskaźnika, która na przestrzeni 11 lat monitoringu wyniosła 27,0 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2023 roku dla Zalewu Wiślanego wyniosła 23,0 cm (Rys. II.62), co wskazuje na zły stan środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



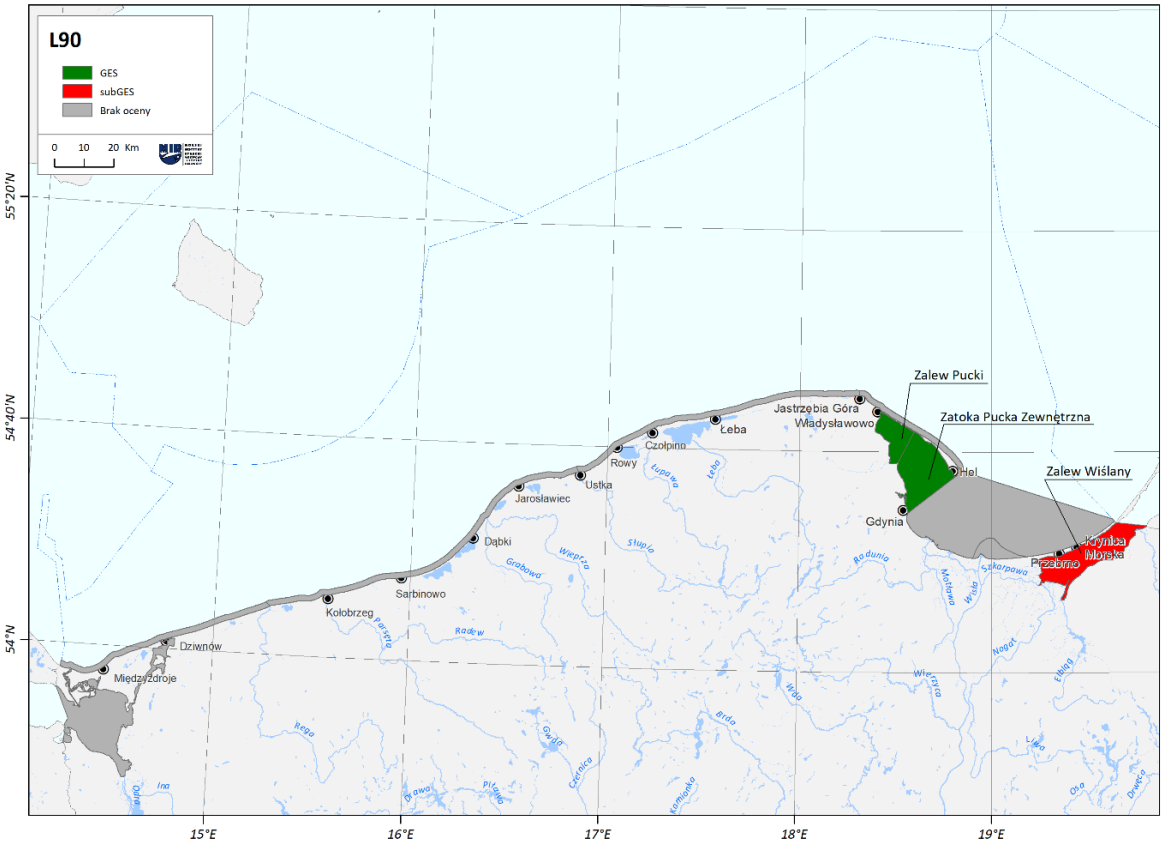
Rys. II.62. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zalewu Wiślanego, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). .* brak połowów monitoringowych

Ocena stanu środowiska za 2023 rok

W Basenie Gdańskim oceną objęte zostały zarówno okonie, jak i stornie – za wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie oceny dokonano jedynie na podstawie okonia. W przypadku oceny opartej na okoniu, stan środowiska wód morskich w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za dobry, natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako zły. W przypadku storni 12-letnia seria danych pozwoliła spełnić założenia metodyczne, w związku z czym dokonano oceny na podstawie analizy trendu.

Tabela II.26. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych w 2023 roku. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska).

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślany
Wielkości ryb przybrzeżnych (okoń)	GES	GES	subGES
Wielkości ryb przybrzeżnych species (stornia)	GES	GES	Nie dotyczy
Ocena końcowa JCWP	GES	GES	subGES



Rys. II.63. Graficzna ocena dla wskaźnika wielkość ryb przybrzeżnych L90 w 2023 roku.

II.3.2. Siedliska Pelagiczne

II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2023 roku, badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej - stacja P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego (ZP6), w wodach Basenu Gdańskiego w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i Głębi Bornholmskiej (st. P5C). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

W ramach prac grup roboczych HELCOM podejmowane są starania dążące do opracowania wskaźników do oceny stanu fitoplanktonu środowiska morskiego. Wśród obecnie opracowywanych wskaźników znajdują się opisujące zasięg czasowy i przestrzenny zakwitów sinic, sezonową sukcesję dominujących grup fitoplanktonu, czy też wskaźniki opisujące wzajemne zależności pomiędzy grupami fitoplanktonu (wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy). Spośród wszystkich wyżej wymienionych wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy i wskaźnik zakwitów sinic zostały wykorzystane w ramach aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, przy czym drugi ze wskaźników wykorzystuje do oceny również dane satelitarne, więc uwzględnienie go w ocenach rocznych bazujących jedynie na danych in-situ nie jest możliwe. Dodatkowo do oceny stanu fitoplanktonu wykorzystuje się letnie stężenia chlorofilu *a*, który to wskaźnik został oceniony w ramach Cechy D5 (eutrofizacja) w niniejszym opracowaniu.

Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy jest to wstępny wskaźnik HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy bruzdnic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). Wykorzystanie w ocenie w/w wskaźnika uzależnione jest od osiągnięcia biomasy okrzemek bądź bruzdnic w miesiącach luty – maj, powyżej wartości 1000 µg dm^{-3} przynajmniej jednokrotnie w okresie oceny. W 2023 roku w żadnym z monitorowanych obszarów biomasa okrzemek, czy też bruzdnic nie osiągnęła wartości umożliwiającej przeprowadzenie oceny wskaźnika.

Ponieważ przeprowadzenie oceny wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego w 2023 roku nie było możliwe. W rozdziale dotyczącym oceny fitoplanktonu zaprezentowano informacje na temat zmiany średniej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (VI-IX) na tle poprzedzającego dziesięciolecia.

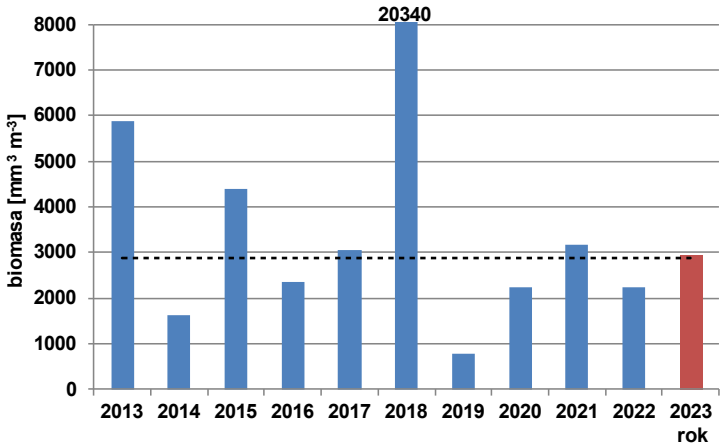
Biomasa fitoplanktonu

Wyniki zestawione poniżej przedstawiają porównanie średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2013-2022 z wynikami uzyskanymi w 2023 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2013-2022, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. zanotowanej na stacji KW w 2018 roku, czy też na P110 w 2013 roku).

W przypadku stacji zalewowych (st. ZP6 – Rys. II.65, KW – Rys. II.64), ze względu na nieznaczną głębokość, biomasa wyliczana była w całej kolumnie wody, natomiast w wodach otwartych wyniki wyliczano dla warstw 0-10 (st. B13, K6, P16) oraz 0-20 (st. Ł7, P1, P110, P140, P5C) metrów.

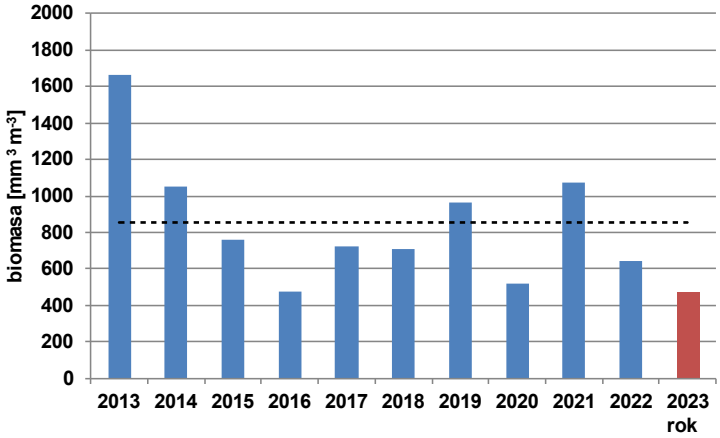
Kierunek zmian fitoplanktonu w 2023 roku był zróżnicowany. W przypadku części stacji monitoringowych zaobserwowano spadek wartości w stosunku do roku 2022 (ZP6, Ł7, K6 oraz stacje strefy głębokowodnej – P1, P5C oraz P140) a dla innych wzrost biomasy (KW, P110, P16 oraz B13). W przypadku 3 stacji, dla których zaobserwowano wzrost biomasy w 2023 roku, osiągnięta wartość była wyższa od średniej z wielolecia (KW, P110, P16). W pozostałych obszarach biomasa fitoplanktonu była niższa od średniej z wielolecia. Na większości monitorowanych stanowisk biomasa fitoplanktonu ulegała znacznym fluktuacjom w dziesięcioleciu co wynikać może ze znacznej zmienności czynników wpływających na wzrost fitoplanktonu (nasłonecznienie, temperatura) pomiędzy poszczególnymi latami.

W Zalewie Wiślanym (stacja KW) obserwuje się znaczną zmiennością biomasy fitoplanktonu w wieloleciu (Rys. II.64). W rejonie tym często obserwowane są następujące po sobie lata z podwyższonymi wartościami biomasy przeplatane zdecydowanie niższymi wartościami, czego ekstremalnym przykładem są wyniki zanotowane w 2018 oraz 2019 roku, kiedy to zanotowano kolejno najwyższe i najniższe wartości biomasy w wieloleciu 2012-2021 (Rys. II.64). Obserwowane od 2020 roku wartości ulegają nieznacznym wahaniom i są zbliżone do tych notowanych w okresie 2016 – 2017 roku. W 2023 roku zaobserwowano wzrost biomasy fitoplanktonu w okresie lata w porównaniu do 2022 roku do wartości średniej z wielolecia.

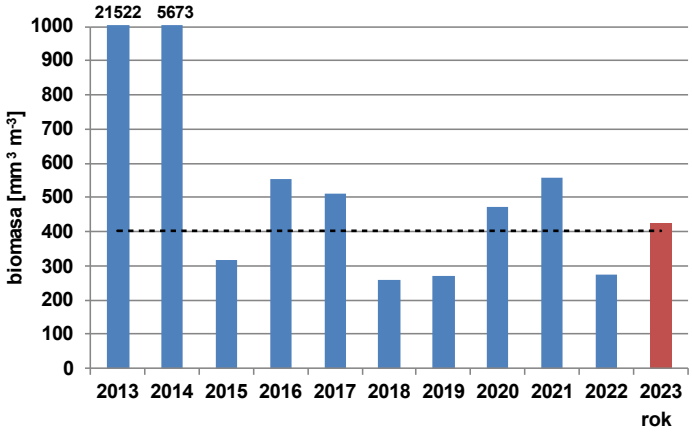


Rys. II.64. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

W przypadku stacji monitoringowych z rejonu polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej zaobserwowano pomiędzy nimi odmienny trend w biomasie w stosunku do roku 2022. Na stacji wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego – ZP6 (Rys. II.65) nastąpił spadek biomasy z miesięcy letnich, natomiast na stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.66) biomasa wzrosła. Wzrost na stacji P110 był znaczny, a biomasa osiągnęła wartość wyższą od średniej z wielolecia. Spadek biomasy na stacji ZP6 oraz jej wzrost na stacji P110 poskutkował wyrównanymi wartościami w 2023 roku. Sytuacja ta nie jest nietypowa i wynika ze znacznej dynamiki fitoplanktonu w obszarze Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego.



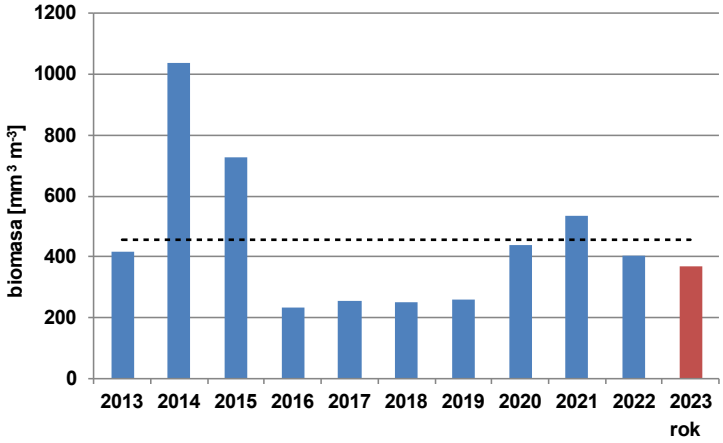
Rys. II.65. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.



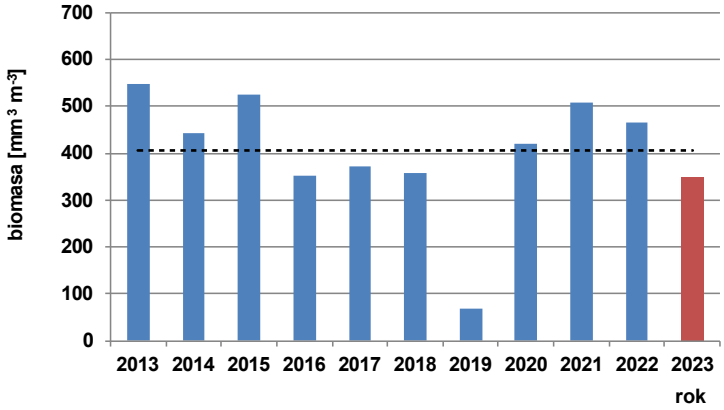
Rys. II.66. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

W strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża biomasa fitoplanktonu na stacjach monitoringowych była zbliżona (Rys. II.67 - Rys. II.69) i niższa w stosunku do wartości wyliczonej dla wód Zatoki Pomorskiej (Rys. II.70). Wszystkie monitorowane stacje charakteryzują się znacznymi fluktuacjami biomasy fitoplanktonu w okresie lata.

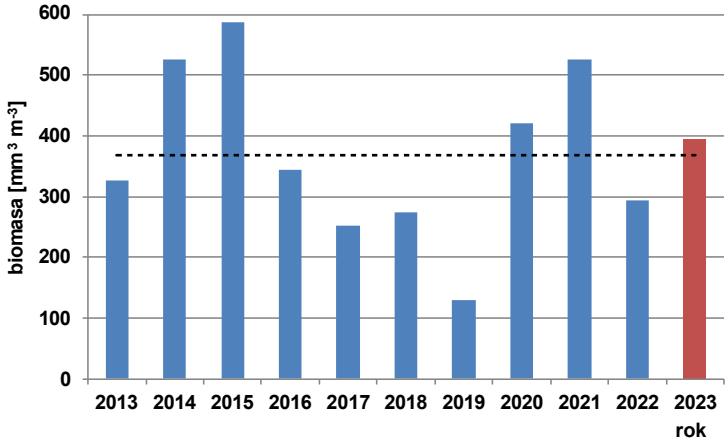
Na stacji Ł7 z okolic Ustki (Rys. II.67) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża biomasa fitoplanktonu w 2023 roku była zbliżona do tej z 2022 r. W przypadku stacji K6 z okolic Kołobrzegu tendencja spadkowa biomasy fitoplanktonu utrzymuje się od 2021 roku, a osiągnięta w 2023 roku wartość spadła poniżej średniej z wielolecia (Rys. II.68). Jedynie na stacji P16 z rejonu Ustki (Rys. II.69) oraz B13 w wodach Zatoki Pomorskiej (Rys. II.70) zaobserwowano wzrost biomasy w 2023 roku co może również wynikać ze znacznego jej spadku w poprzedzającym, 2022, roku.



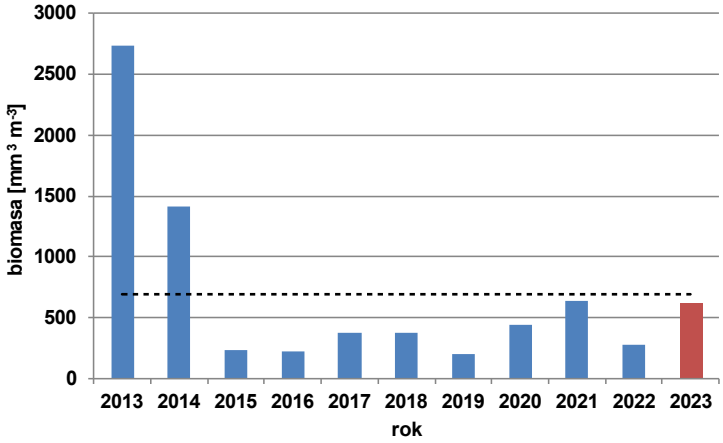
Rys. II.67. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.



Rys. II.68. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

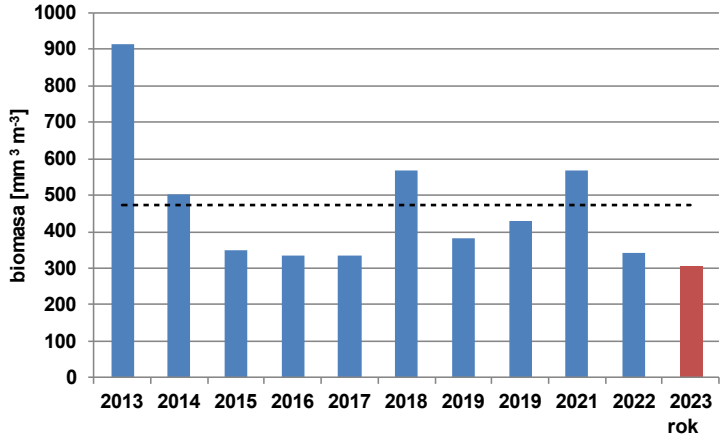


Rys. II.69. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

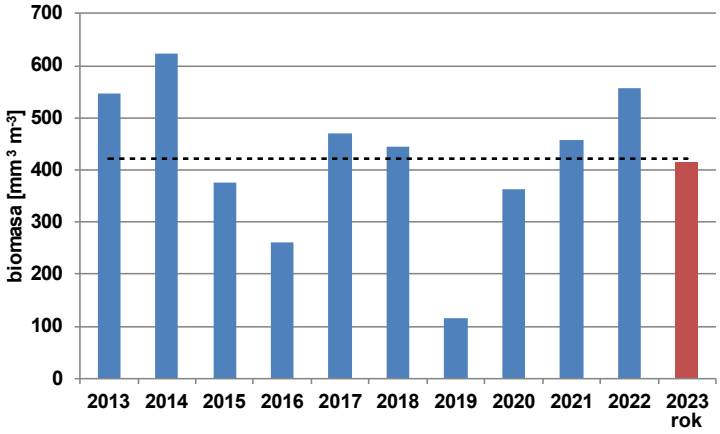


Rys. II.70. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

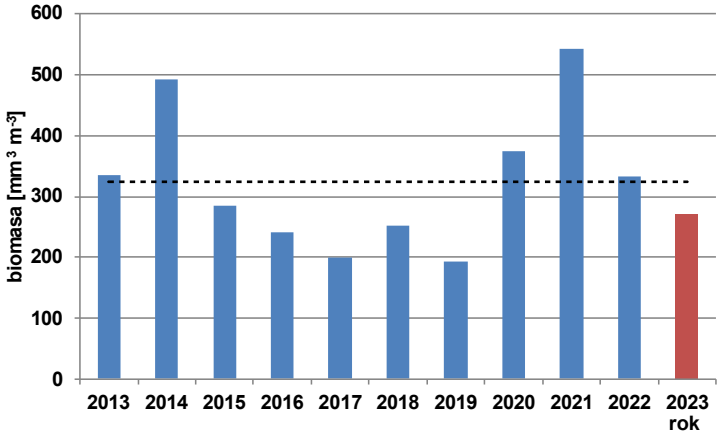
Na wszystkich stacja ze strefy głębokowodnej otwartego morza zanotowano spadek biomasy fitoplanktonu. Na stacji z rejonu Głębi Gdańskiej (Rys. II.71) oraz P5C z Głębi Bornholmskiej (Rys. II.73) tendencja spadkowa utrzymuje się od 2021 roku i osiągnęła wartości zdecydowanie niższe od średnich z wielolecia. W płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) również zanotowano spadek biomasy fitoplanktonu w okresie lata, przy czym osiągnięta wartość jest zbliżona do średniej z wielolecia dla tej stacji (Rys. II.72). Należy jednocześnie zwrócić uwagę, iż średnia z wielolecia dla stacji P5C jest nieznacznie niższa od tych dla pozostałych rejonów strefy głębokowodnej otwartego morza.



Rys. II.71. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1)
w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.



Rys. II.72. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.



Rys. II.73. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5C od 2020 roku) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w okresie 2013-2022 oraz w 2023 roku ulegała znacznym wahaniom. Wpływ na zmienność biomasy fitoplanktonu w okresie lata mają zarówno panujące warunki meteorologiczne jak i dynamika wód.

Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy

W 2017 roku w ramach przeprowadzania drugiej holistycznej oceny stanu Morza Bałtyckiego zaproponowano do oceny stanu fitoplanktonu wykorzystanie wskaźnika „okrzemkowo - bruzdnicowego". Jest to wskaźnik podstawowy HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy sinic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). W związku z faktem, iż warunkiem koniecznym do spełnienia w celu wyliczenia w/w wskaźnika jest przynajmniej jednokrotne osiągnięcie biomasy okrzemek bądź bruzdnic, w miesiącach luty – maj, powyżej wartości 1000 µg dm^{-3} ocena była możliwa do przeprowadzenia jednie w obszarze Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego.
Wartość wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego wyliczono z poniższego wzoru.

$$wskaźnik\ okrzemkowo-\ \ bruzdnicowy = \frac{biomasa\ okrzemek}{biomasa\ okrzemek + biomasa\ bruzdnic}$$

Wartości progowe wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego zaproponowane w ramach aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego i przyjęte w zestawie właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska (Monitor Polski rok 2019 poz. 230) oraz osiągnięte wartości zamieszczono w Tabela II.27.

Tabela II.27. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego (kolor zielony stan dobry osiągnięty, kolor czerwony stan dobry nieosiągnięty).

Obszar oceny	Wartość progowa GES [µg l^{-1}]	Wartość 2023
Basen Gdański	0,6	Brak wystarczającej biomasy
Wschodni Basen Gotlandzki	0,5	Brak wystarczającej biomasy
Basen Bornholmski	0,6	Brak wystarczającej biomasy

Wartości biomasy osiągnięte w 2023 roku nie pozwoliły na przeprowadzenie oceny wskaźnika okrzemkowo – bruzdnicowego.

II.3.2.2. Zooplankton

Morze Bałtyckie jest najmłodszym morzem leżącym w Europie i jego początki sięgają ostatniego zlodowacenia plejstoceńskiego wskutek stopienia lądolodu (ok 13-14 tys. lat temu). Morze Bałtyckie jest akwenem śródlądowym położonym na szelfie kontynentalnym w północnej Europie. Morze to jest szeroko rozciągnięte od północy na południe na niemal 1300 km. Jest jednym z największych na świecie mórz o charakterze słonawym (mezohalinowym), a jego powierzchnia to ok. 415 266 km^2. Jego średnia głębokość wynosi tylko 52,3 m, maksymalna 459 m (Głębia Landsort). Lokalizacja Bałtyku w strefie klimatu borealnego wpływa na typ i różnorodność organizmów w nim żyjących. Średnie zasolenie Bałtyku wynosi ok 7. Morze to charakteryzuje się specyficznym rozkładem zasolenia horyzontalnego rosnącego od Zatoki Fińskiej i Botnickiej (zasolenie 2) w stronę Cieśnin Duńskich (zasolenie 16-20). Bałtyk wymienia wody tylko z Morzem Północnym – przez wąskie i płytkie Cieśniny Duńskie: Wielki i Mały Bełt, Sund, Skagerrak, Kattegat i jego pełna wymiana wód w Bałtyku Środkowym trwa ok. 25-30 lat. Stosunkowo duże różnice zasolenia występują w rozkładzie pionowym, gdzie cięższa słona woda opada ku dnie akwenu np. zasolenie 7 przy powierzchni, a 15 przy dnie. Tego typu rozkład zasolenia horyzontalnego i wertykalnego ma znaczący wpływ na faunę i florę Morza Bałtyckiego. Niskie zasolenie ma wpływ na zwierzęta, które żyją w Bałtyku, są nawet o połowę mniejsze niż te same gatunki występujące w Morzu Północnym. Niskie zasolenie Bałtyku stanowi barierę nie do pokonania dla wielu słonolubnych gatunków zwierząt przez co jego bioróżnorodność jest uboga w stosunku do innych mórz świata. Z drugiej strony niskie zasolenie Bałtyku umożliwia życie wielu organizmom słodkowodnym jak niektórym gatunkom np. ryb, skorupiaków. Brakiczny typ Morza Bałtyckiego sprzyja napływowi gatunków obcych, które potrafią z łatwością zaadoptować się w tym akwenie.
Zooplankton (gr. ζῷον zôion – ‘zwierzę’; πλαγκτός planktós – ‘błąkający się’) jest to masa drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących licznie w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. Bałtycki zooplankton jest ubogi w gatunki. W jego skład wchodzą głównie skorupiaki będące przedstawicielami widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera), szczeponogów (Mysidacea). Licznie występują wrotki (Rotifera) oraz stadia larwalne ryb, wieloszczetów i mięczaków oraz pierwotniaki. W Bałtyku obserwuje się prawidłowość obniżania się liczby gatunków w miarę przesuwania się w kierunku obszarów słonawych, gdzie zasolenie wynosi 5-7, ponieważ to zasolenie, a nie temperatura determinuje bioróżnorodność gatunkową akwenów. Najniższa liczba gatunków występuje w rejonie centralnego Bałtyku Właściwego, natomiast wzrasta w rejonach bardziej zasolonych lub słodkowodnych. Najbardziej bogatym w gatunki regionem jest południowozachodnia część Bałtyku Właściwego, która jest pod wpływem zasolonych wód z Morza Północnego wpływających przez Cieśniny Duńskie. Zooplankton jako jedno z głównych ogniw łańcucha

pokarmowego, jest bezwzględnie ważnym elementem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Plankton zwierzęcy jest kluczowym elementem łańcucha pokarmowego stanowiącym ogniwo pomiędzy fitoplanktonem a konsumentami wyższego rzędu. Istotnymi czynnikami regulującymi ilość zooplanktonu w kolumnie wody są: presja ze strony drapieżników takich jak ryby planktonożerne, np. śledziowate i dorsz (żywi się zooplanktonem głównie, gdy jest w stadium juwenilnym) i czynniki fizykochemiczne środowiska takie jak temperatura, czy stężenie tlenu. Zooplankton żywi się głównie fitoplanktonem, dzięki czemu może niwelować skutki szkodliwych zakwitów fitoplanktonu.

Od wielu lat w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich realizowane są prace związane z mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2022 r. przeprowadzono na 10 stacjach rozmieszczonych w: Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim (st. ZP6), Zatoce Gdańskiej (st. P110), wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), Głębi Bornholmskiej (st. P5C) i południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) (Rys. II.2). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie próbki pobrano 12 razy. Narzędziem wykorzystywanym do poboru mezozooplanktonu w strefie głębokowodnej była siatka WP2, którą użyto na stacjach P1, P140, P5, P110. Na stacjach płytkowodnych i zalewowych Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6 użyto małej siatki zooplanktonowej.

W 2023 roku stwierdzono występowanie łącznie 23 taksonów zooplanktonu, mniej niż w 2022 r. (25 taksonów) (Tabela II.28). W 2023 r. najliczniejszą grupą organizmów były gatunki z podgromady Copepoda (widłonogi) oraz z nadrzędu Cladocera (wioślarki) (Tabela II.28). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych, czyli takich, które zaliczane są do zooplanktonu jedynie okresowo podczas niektórych stadiów rozwojowych (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiołów), a także ichtioplankton (larwy ryb).

W 2023 roku najbardziej bogatą pod względem różnorodności gatunkowej była stacja z Zalewu Puckiego – ZP6, gdzie odnotowano 19 taksonów (Tabela II.28). Uwzględniając tylko stacje płytkowodne największą liczbą gatunków zaobserwowano na stacji B13 – 15 taksonów (Tabela II.28). Najuboższą w gatunki stacją okazała się zalewowa stacja KW – 13. Na stacji K6 i P16 stwierdzono po 14 gatunków. Stacją głębokomorską, na której zanotowano najwięcej gatunków była P110 – 18, a z najmniejszą liczbą gatunków P140 i P5c – 16 taksonów (Tabela II.28).

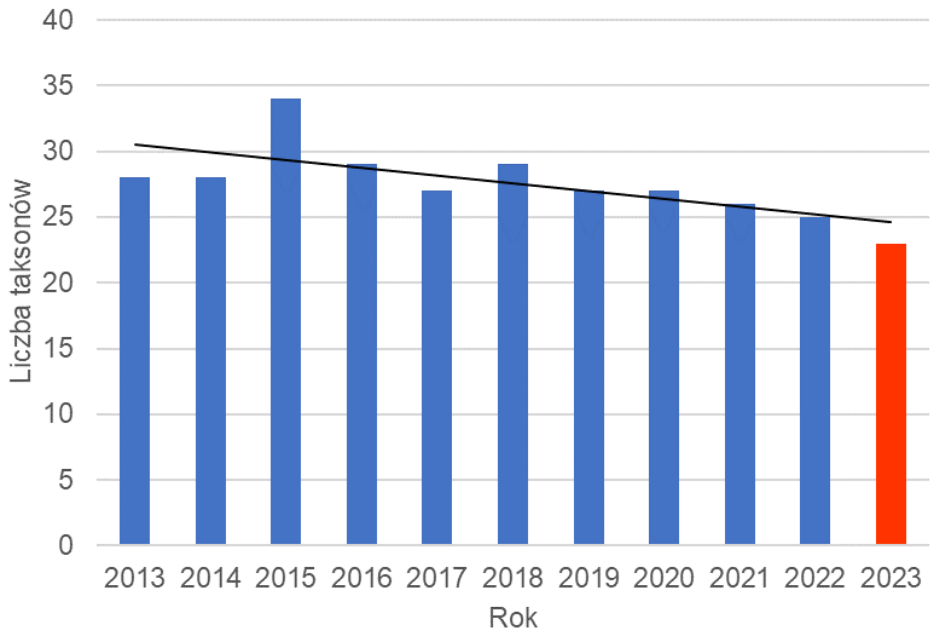
Tabela II.28. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2023 r.

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
Cladocera	*Bosmina longispina*	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Diaphanosoma brachyurum			X							X
	Evadne nordmanni	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Leptodora kindtii			X							
	Podon intermedius	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Podon polyphemoides	X			X	X	X	X			X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Acartia bifilosa	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Acartia longiremis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Centropages hamatus	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Eurytemora affinis			X							X
	Pseudocalanus minutus	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Temora longicornis	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae			X			X				

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
	Oithona similis	X	X			X		X	X	X	X
Varia	Fritillaria					X	X	X		X	X
	Rotifera	X	X		X	X	X	X	X	X	
	Harpacticoida						X				
	Hydromedusae					X	X	X		X	X
	Bivalvia	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X	X		X					X	X
	Polychaeta	X		X	X	X	X		X		X
Razem	23	16	14	13	15	17	18	16	14	16	19

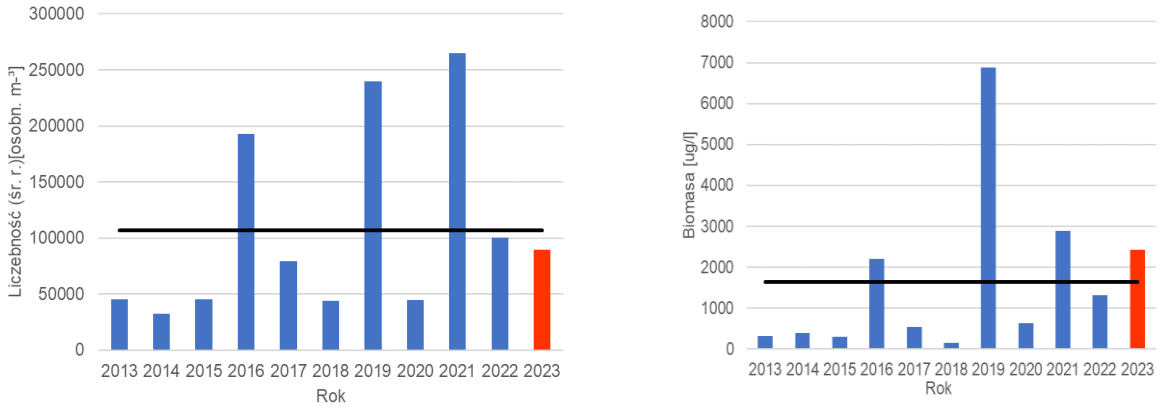
W 2023 r. na wszystkich 10 stacjach występowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Temora longicornis*, stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (Tabela II.28). *Acartia bifilosa* jest gatunkiem kosmopolitycznym o wysokiej zdolności adaptacyjnej przez co dominuje w Bałtyku i dlatego powszechnie występuje na wszystkich badanych stacjach (Tabela II.28). Na wszystkich stacjach oprócz KW licznie występował gatunek widłonoga *Centropages hamatus*. Najczęściej występującymi gatunkami z nadrzędu Cladocera były *Bosmina longispina*, *Evadne nordmanni*, a także *Podon intermedius* (Tabela II.28). Słodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2023 r. jedynie na stacji zalewowej KW i na stacji ZP6. W 2023 Na stacji KW pojawiła się duża wioślarka *Leptodora kindtii*. (Tabela II.28). W 2023 r. tak jak w 2022 roku, nie zaobserwowano dużej, drapieżnej i inwazyjnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. Widłonóg z rzędu Cyclopoida - *Oithona similis* pojawił się licznie na siedmiu stacjach – B13, K6, P1, P140, P16, P5C, ZP6 (Tabela II.28). Każdego roku obserwuje się liczne występowanie *Oithona similis* na stacji P5C. *Oithona similis* jest gatunkiem eurytermalnym i euryhalinowym przez co może dostosować się do różnych warunków środowiskowych jak np. wyższe zasolenie. Zauważono, że gatunek ten pojawia się na dużych głębokościach poniżej halokliny. Z gatunków opisanych w tabeli (Tabela II.28) jako „Varia" na wszystkich stacjach stwierdzano obecność młodocianych małży (Bivalvia) (Tabela II.28). Rozwinięte osobniki meduz (hydromedusae) zarejestrowano na trzech stacjach – P1, P110, P140. W 2023 na stacjach B13, KW, Ł7, P1, P110, P16 i ZP6 występowały larwy wieloszczetów (Polychaeta) (Tabela II.28).

Na Rys. II.74 przedstawiono zmiany w ilości stwierdzonych taksonów na wszystkich stacjach na tle dziesięciolecia. Rokiem, w którym zanotowano największą liczbę taksonów był 2015r – 34 taksony, a najuboższym 2023 – 23 taksony. Zauważalna jest tendencja spadkowa bioróżnorodności w ostatnich 10 latach.

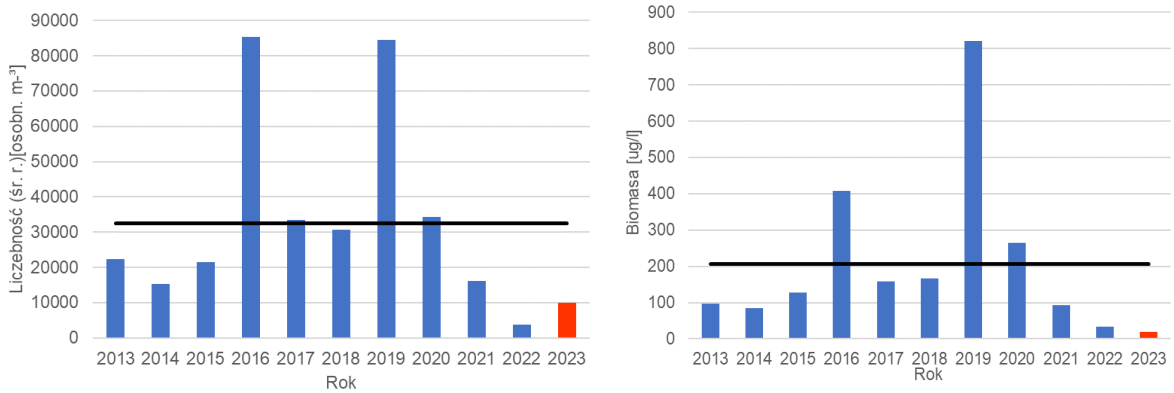


Rys. II.74. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2013-2023 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.

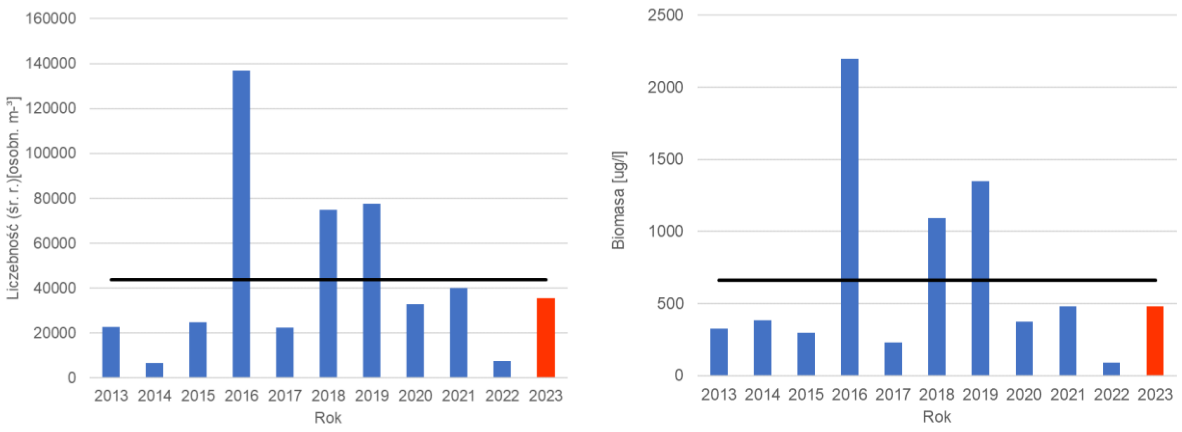
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w latach 2013-2023 (Rys. II.75-Rys. II.84).



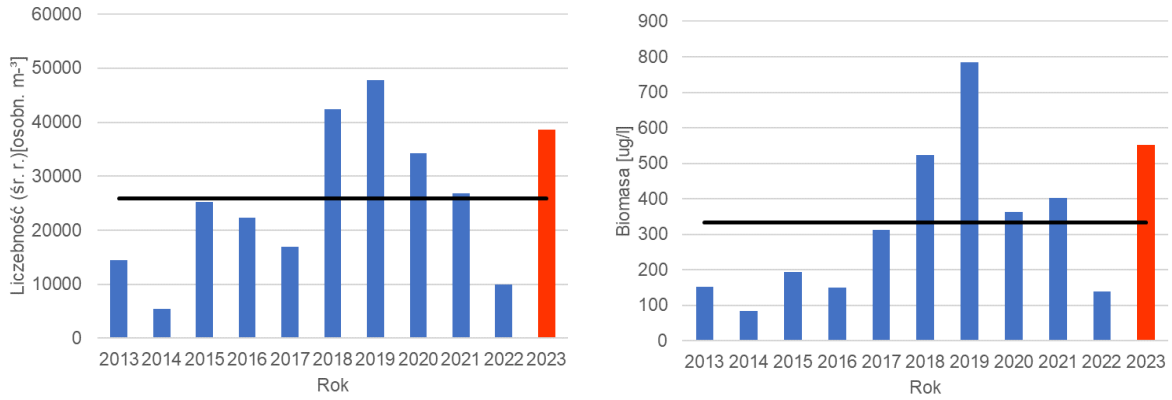
Rys. II.75. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



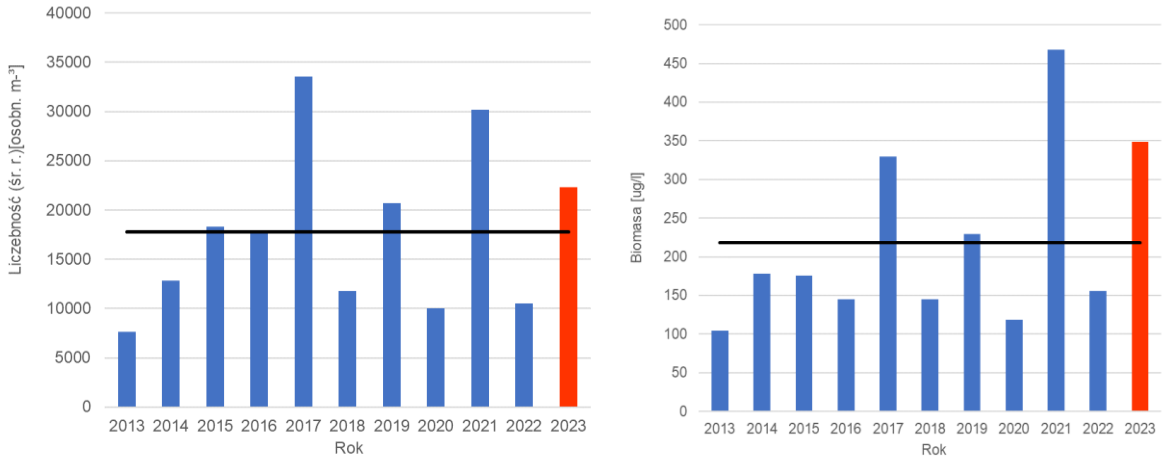
Rys. II.76. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



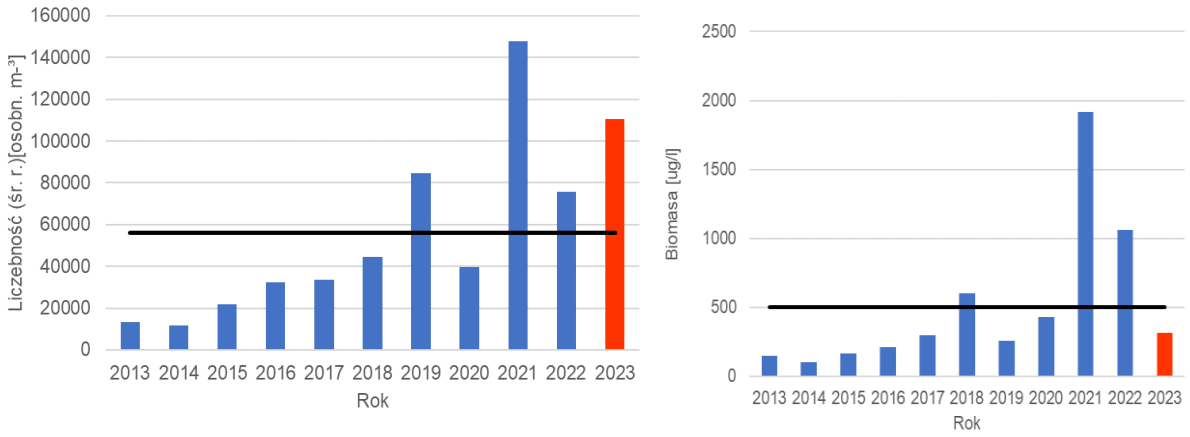
Rys. II.77. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



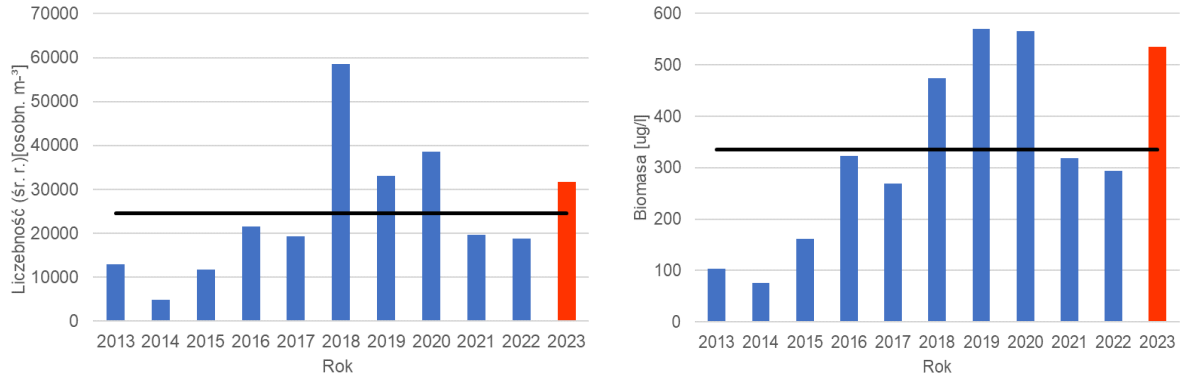
Rys. II.78. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



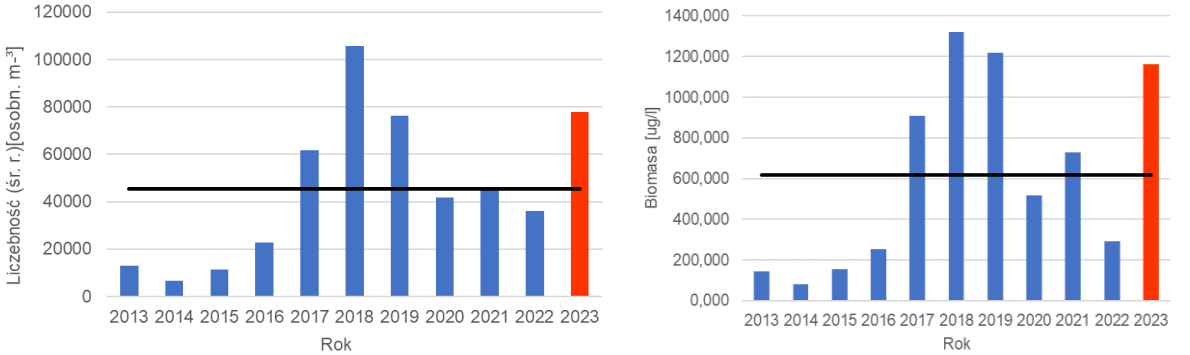
Rys. II.79. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



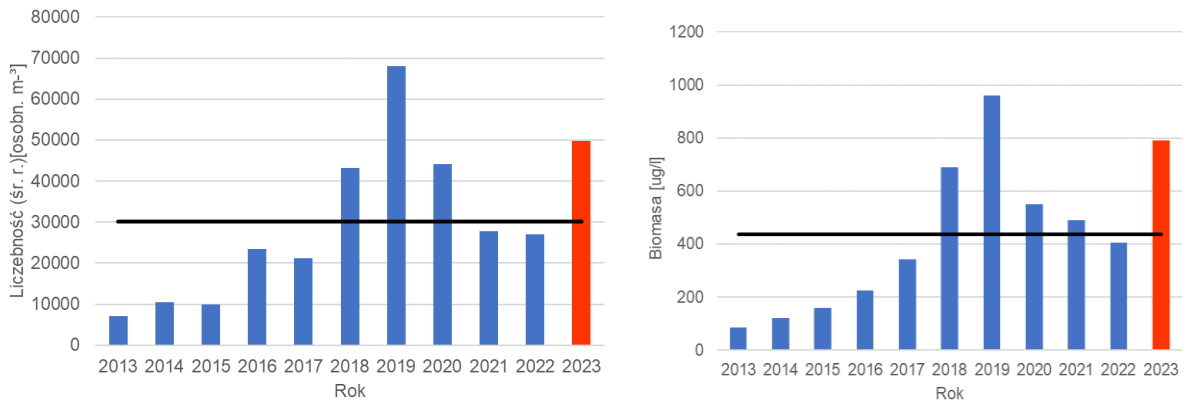
Rys. II.80. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



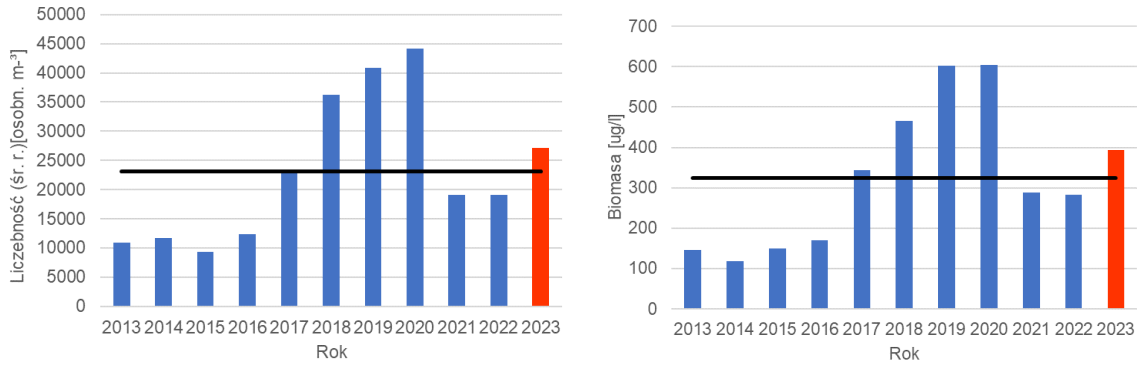
Rys. II.81. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.82. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.83. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



Rys. II.84. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia

W 2023 roku na niemal wszystkich badanych stacjach z wyjątkiem stacji KW zauważono wyraźne wzrosty liczebności w stosunku do 2022 r. (Rys. II.75 - Rys. II.84). Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu na stacji Zalewu Wiślanego (KW) wykazała wyraźny spadek w stosunku do roku ubiegłego (Rys. II.75). Najwyższa liczebność na stacji KW na przestrzeni 10 lat zanotowana była w 2021 r., a biomasa w 2019 r (Rys. II.75). Liczebność na stacji Zatoki Puckiej (ZP6) wykazała nieznaczny wzrost w stosunku do roku 2022, w przeciwieństwie do biomasy, której wartość spadła (Rys. II.76). Najwyższą liczebność zooplanktonu na stacji ZP6 odnotowano w 2016 i 2019 r., a biomasę w 2019 r. W 2022 roku na stacji ZP6 odnotowano najniższą biomasę zooplanktonu w ostatnich 10 latach (Rys. II.75). Na płytkowodnych stacjach K6, B13, Ł7 i P16 zanotowano wyraźny wzrost liczebności i biomasy zooplanktonu (Rys. II.77 - Rys. II.80). Na stacji B13 zanotowano spadek biomasy pomimo wzrostu liczebności (Rys. II.80). W 2021 r. na stacji K6 była najwyższa biomasa na przełomie 10 lat, a najniższa w 2013 r. (Rys. II.79). Na stacji Ł7 liczebność wzrosła do podobnego poziomu jak w roku 2020 (Rys. II.77). W 2016 r. na stacji Ł7 liczebność i biomasa były najwyższe (Rys. II.77, Rys. II.78). W ostatnich 10 latach najwyższą liczebność oraz biomasę odnotowano na stacji P16 w 2019 r. (Rys. II.78). Wszystkie stacje głębokomorskie P1, P110, P140, P5C wykazały wzrost liczebności i biomasy w stosunku do roku 2022 (Rys. II.81 - Rys. II.84). W 2023 r. liczebność na stacji P110 wzrosła do poziomu podobnego jak w roku 2019 (Rys. II.82). Na przełomie 10-lecia w 2018 r. liczebność i biomasa na stacji P110 była najwyższa (Rys. II.82). Stacja P5C miała najwyższą liczebność i biomasę w latach 2018-2020 (Rys. II.84). Na wszystkich stacjach głębokomorskich liczebność w latach 2021-2022 była poniżej średniej z 10-lecia i wyraźnie wzrasta w roku 2023

Wskaźnik MSTS

Wskaźnik MSTS (ang. Zooplankton mean size and total stock) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM zaproponowanym do oceny zooplanktonu w ramach projektów HELCOM HOLAS II oraz HOLAS 3. Wskaźnik posiada 2 składowe:

1. Struktura wielkościowa zooplanktonu (ang. mean size) – określana jako iloraz całkowitej liczebności i całkowitej biomasy,
2. Całkowita biomasa zooplanktonu.

Wskaźnik liczony jest dla miesięcy letnich (średnia z miesięcy czerwiec-wrzesień).

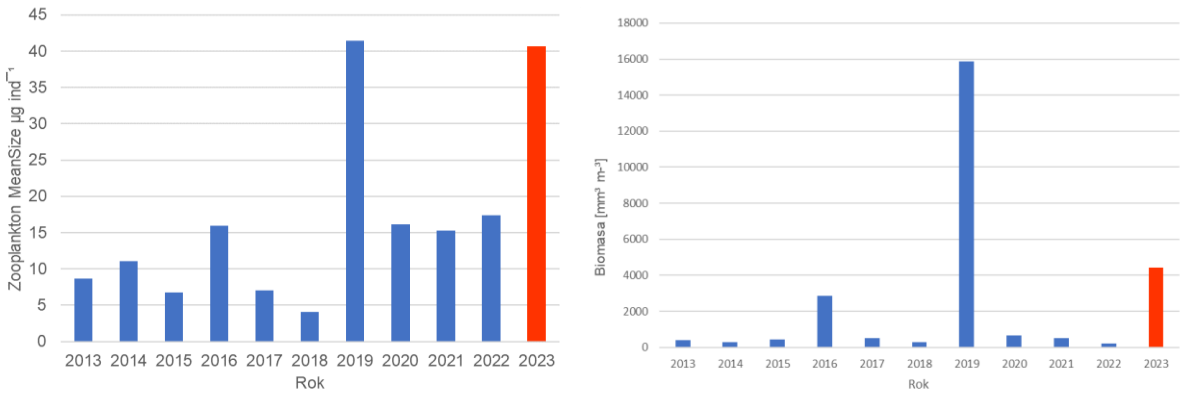
Ze względu na specyfikę wskaźnika oraz trudności metodologiczne w opracowaniu wartości progowych dla POM, ocena tego wskaźnika możliwa jest do przeprowadzenia jedynie w przypadku trzech stacji (Tabela II.29).

Tabela II.29. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.

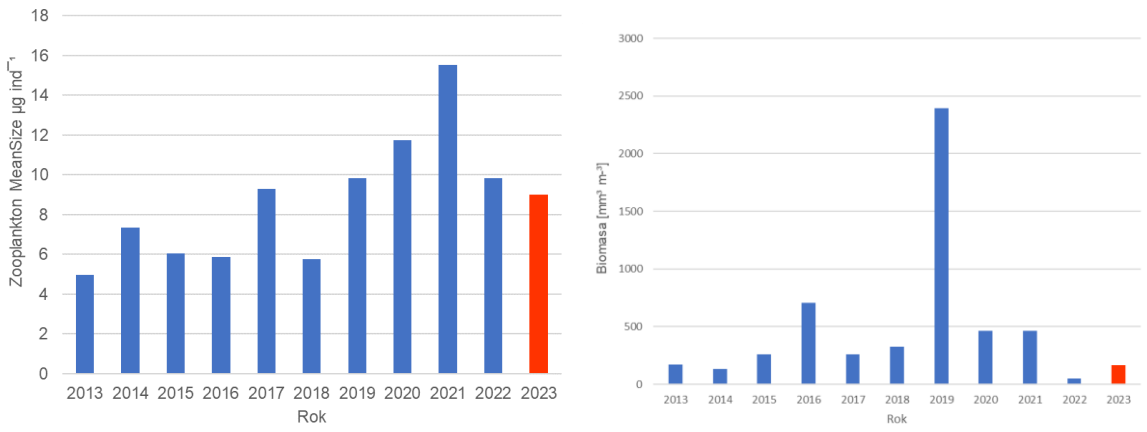
Stacja/Akwen	Struktura wielkościowa zooplanktonu (Mean size – MS) (VI-IX)	Całkowita biomasa (Total stock – TS) (VI-IX)
P1 (Basen Gdański)	10,2 ug ind	103 mg m^{-3}
P5 (Basen Bornholmski)	14,9 ug ind	273 mg m^{-3}
P140 (Wschodni Basen Gotlandzki)	14,1 ug ind	104 mg m^{-3}

W celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska (GES) obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

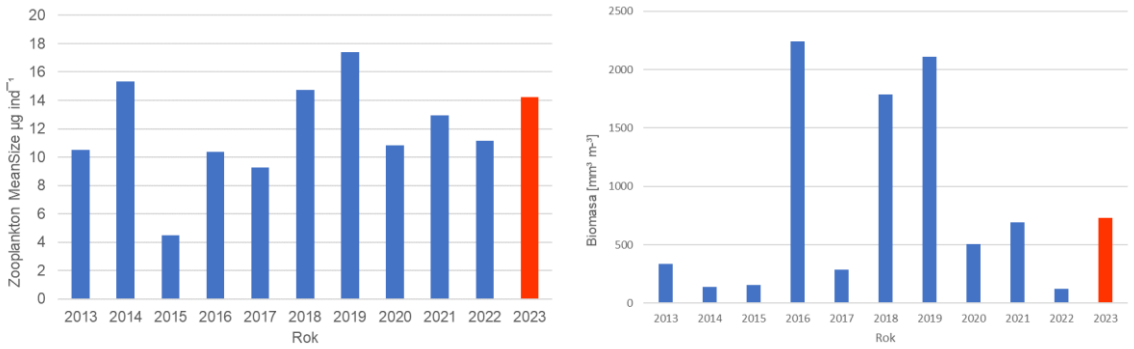
W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) oraz całkowitej biomasy wskaźnika MSTS w roku 2023 w odniesieniu do 10 - lecia. bez odniesienia do wartości progowych (Rys. II.85-Rys. II.91).
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1, P5C, P140 zobrazowano na Rys. II.92-Rys. II.94. Stacje P1, P140, P5C na podstawie wartości progowych wykazują dobry stan środowiska (GES) (Rys. II.92-Rys. II.94).



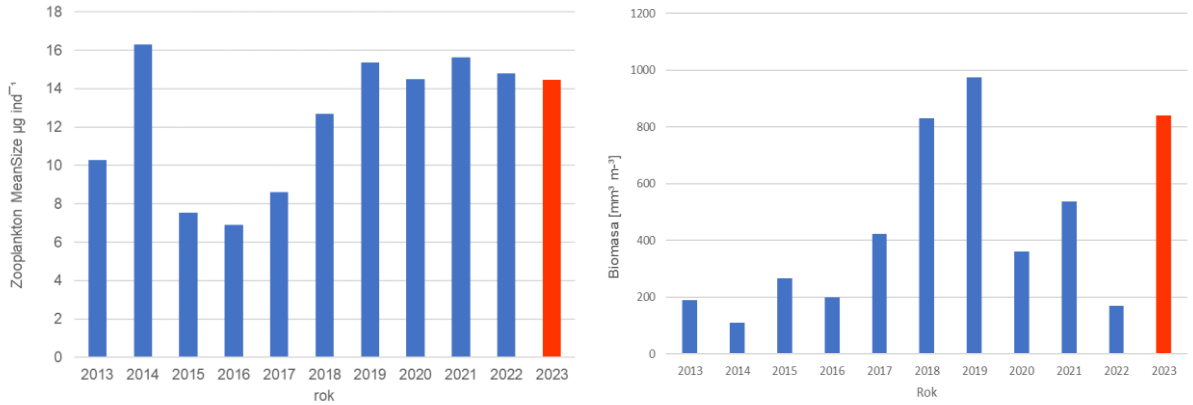
Rys. II.85. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



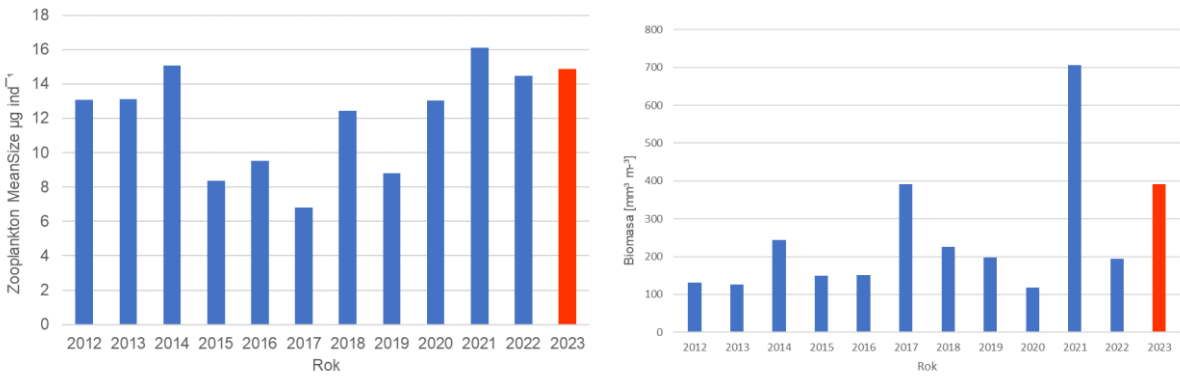
Rys. II.86. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



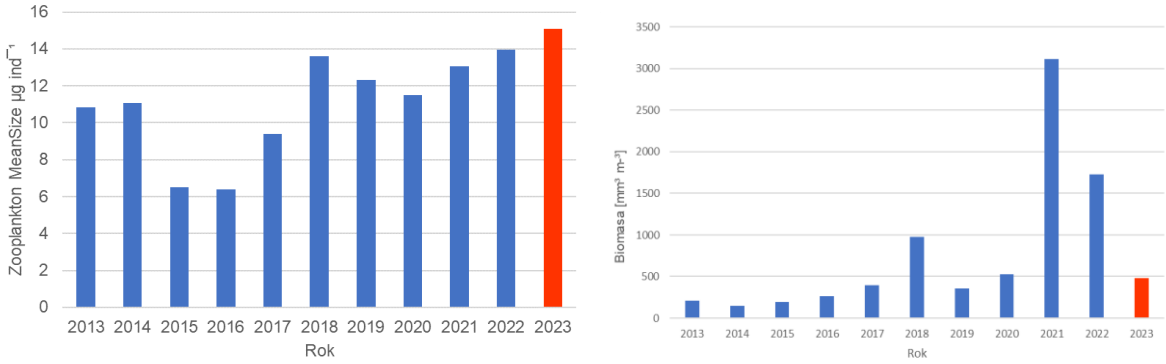
Rys. II.87. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



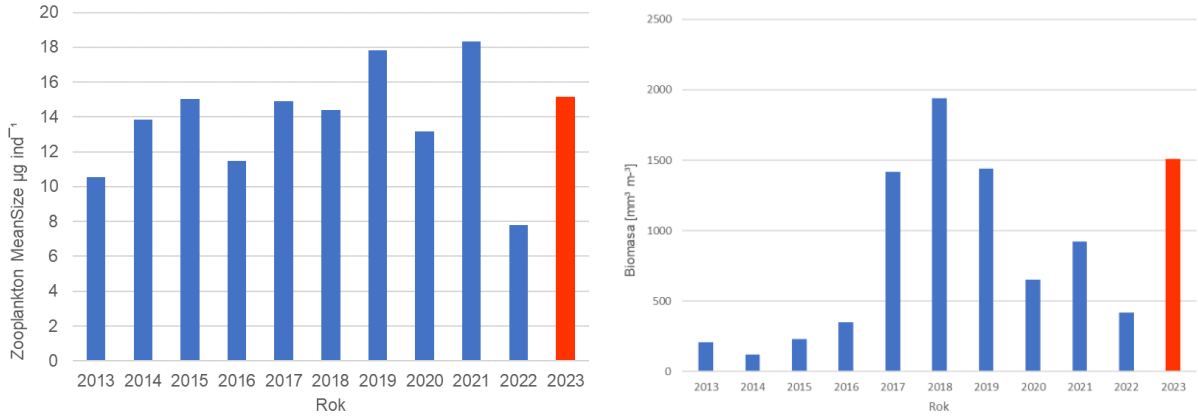
Rys. II.88. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



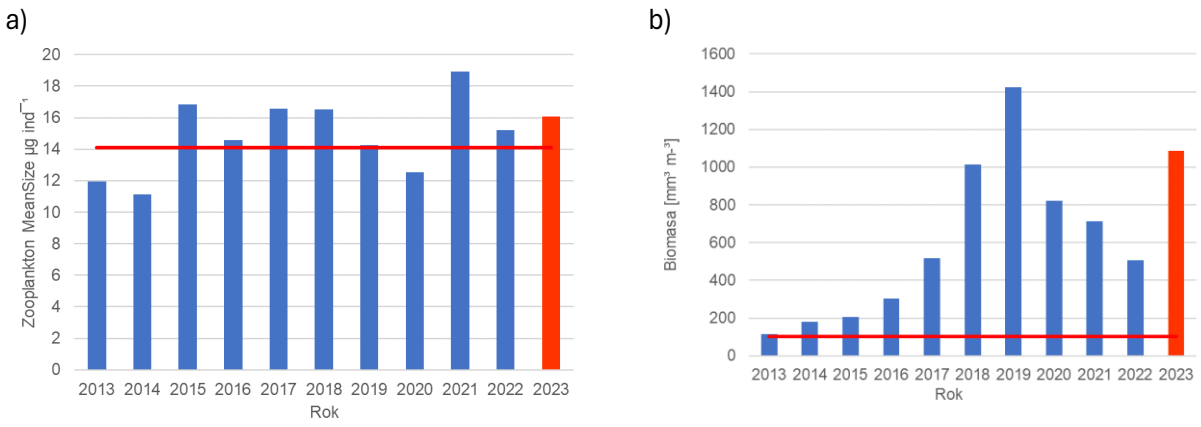
Rys. II.89. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



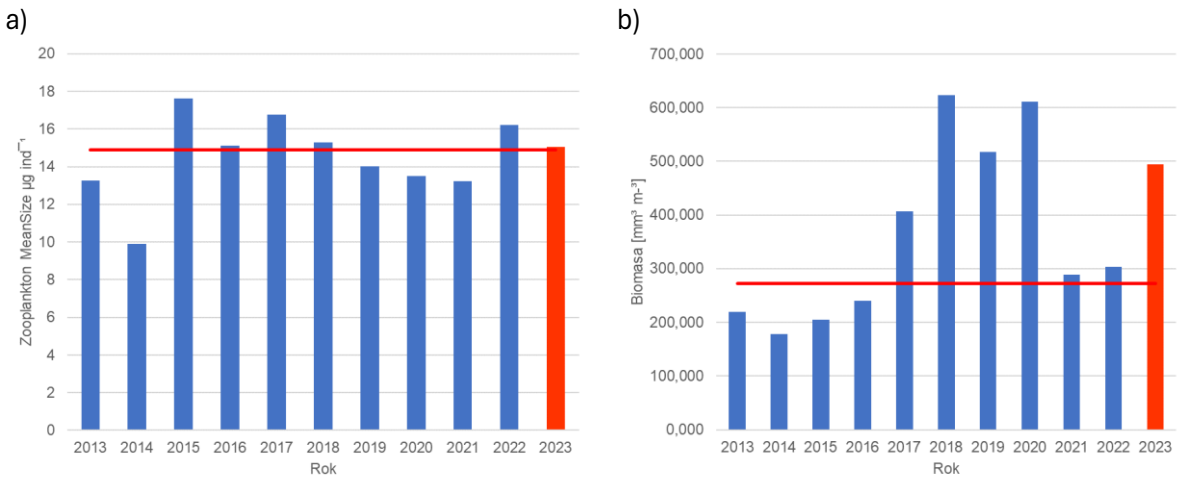
Rys. II.90. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



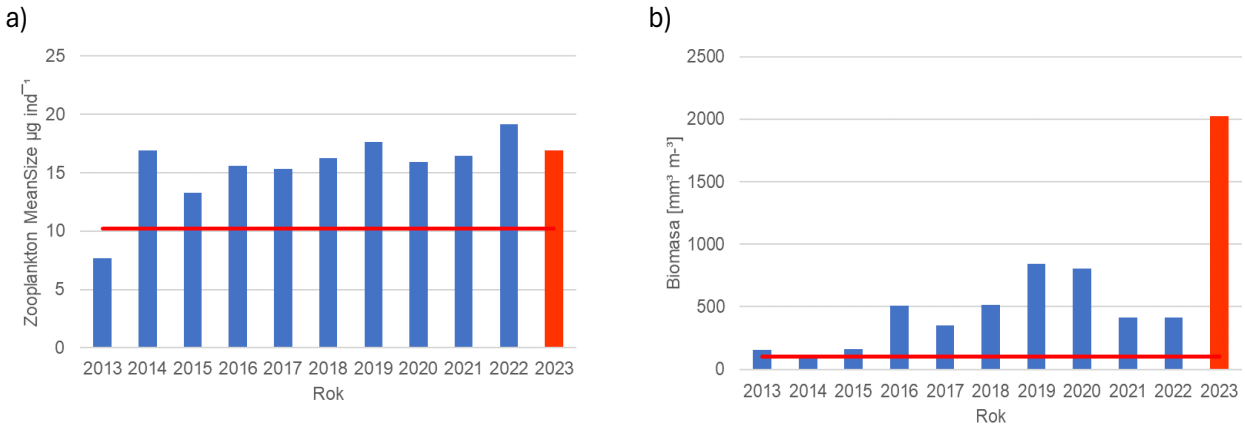
Rys. II.91. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).



Rys. II.92. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 14,1 µg, dla biomasy – 104 mg m^{-3}



Rys. II.93. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 14,9 µg, dla biomasy – 273,0 mg m^{-3}.



Rys. II.94. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX): linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy - 103 mg m^{-3}

II.3.3. Siedliska Bentosowe

II.3.3.1. Makrofity

W roku 2023 przeprowadzono, w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim, monitoring makrofitobentosu. Wskazane stanowiska pomiarowe położone były w rejonach polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Dodatkowo kontynuowany był monitoring w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy, w rejonie Ławicy Słupskiej na obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w obrębie JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Rys. II.2). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin naczyniowych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie obniżonej produkcji pierwotnej makrofitobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków pozytywnych (Tabela II.30) z uwzględnieniem stopnia pokrycia dna do biomasy całkowitej makrofitów a także wskazuje miesiące, w których wykonywane są badania:

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (Bp * pdp)VI + \sum_1^n (Bp * pdp)IX}{\sum_1^n (Bt * pdt)VI + \sum_1^n (Bt * pdt)IX}$$

gdzie:
Bp – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela II.30),
pdp – pokrycie dna taksonu pozytywnego (takson 1÷n),
Bt – biomasa [g s.m.] każdego stwierdzonego taksonu (takson 1÷z),
pdt –pokrycie dna przez każdy stwierdzony takson (takson 1÷z),
VI – dane z czerwca,
IX – dane z września.

Granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES), w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM), wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca SM_1 = 0,8. W klasyfikacji wg RDW, wartości wskaźnika SM_1 podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (Tabela II.31).

Tabela II.30. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1 Taksony pozytywne dla $SM_{1\ (VI,\ IX)}$.

Chara sp.
Tolypella nidifica
Desmarestia viridis
Dictyosiphon foeniculaceus
Sphacelaria cirrosa
Delesseria sanguinea
Ceramium diaphanum
Ceramium tenuicorne
Ceramium virgatum
Coccotylus truncatus
Furcellaria lumbricalis
Carradoriella elongata
Vertebrata fucoides- (Polysiphonia fucoides)
Rhodomela confervoides
Ceratophyllum demersum
Myriophyllum spicatum
Potamogeton filiformis
Potamogeton perfoliatus
Ranunculus peltatus subsp. baudotii
Ruppia maritima
Potamogeton pectinatus - (Stuckenia pectinata)
Zannichellia palustris
Zostera marina

Tabela II.31. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).

Przedział wartości wskaźnika SM_1	**Stan ekologiczny (klasa)**	
	wg RDW	**wg RDMS**
$0{,}95<SM_1\leq1{,}0$	bardzo dobry (I)	GES
$0{,}80<SM_1\leq0{,}95$	dobry (II)	
$0{,}57<SM_1\leq0{,}80$	umiarkowany (III)	subGES
$0{,}2<SM_1\leq0{,}57$	słaby (IV)	
$0\leq SM_1\leq0{,}2$	zły (V)	

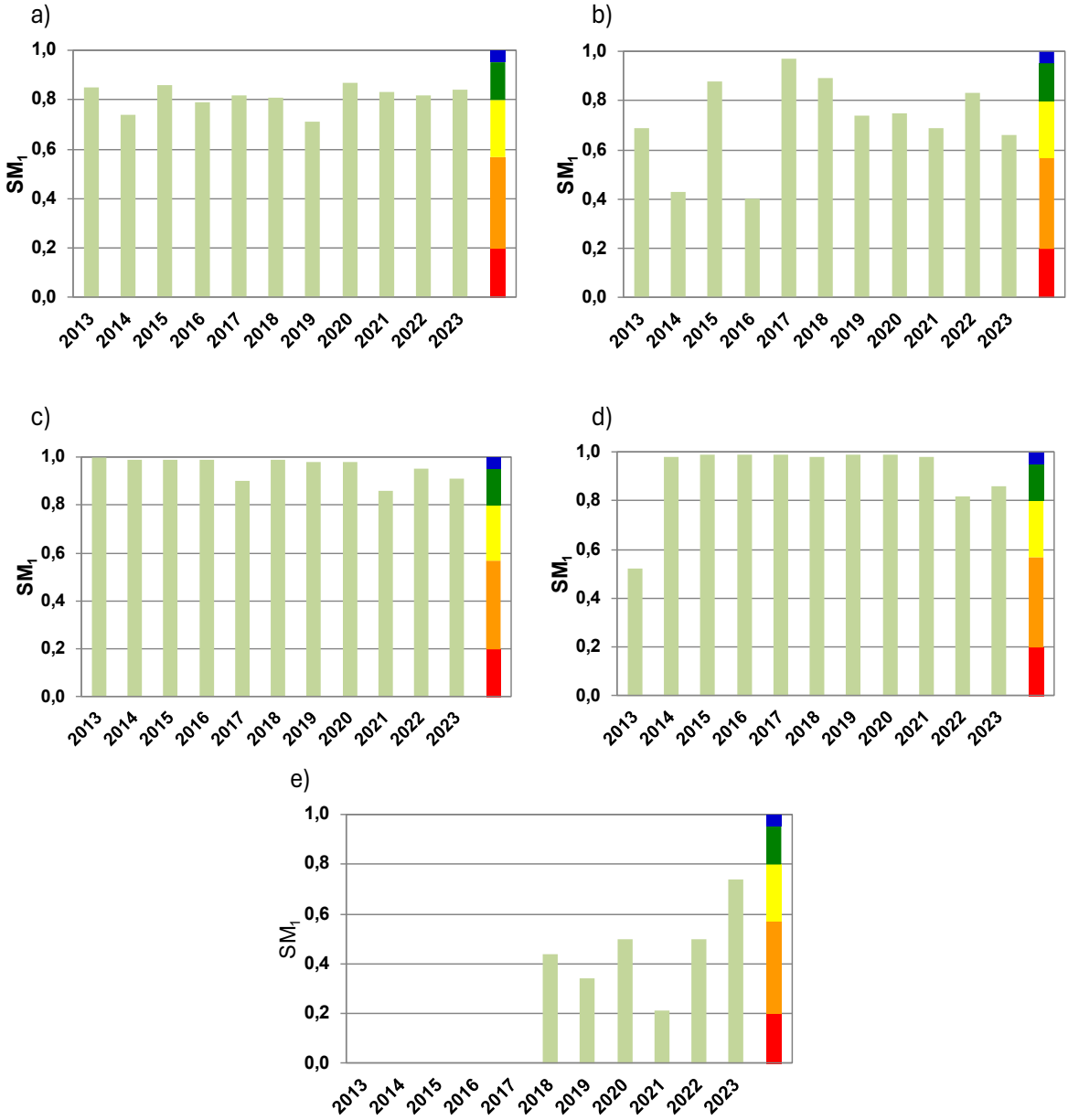
W roku 2023 podobnie jak w roku ubiegłym odnotowano zbliżoną ilość i dominację tych samych gatunków. Na profilu Jama Kuźnicka odnotowano łączne 15 gatunków makrofitobentosu, z czego najliczniej notowanymi gatunkami były zielenice i rośliny naczyniowe (po 4 gatunki) (Tabela II.32). W rejonie Klif Orłowski w roku 2023 stwierdzono występowanie 12 gatunków makrofitobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane zielenice (5 gatunków) (Tabela II.32). Na Ławicy Słupskiej najczęściej występowały gatunki krasnorostów (6 gatunków). Na obszarze Głazowiska Rowy, podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów siedlisk kamienistych, licznie notowane były krasnorosty (6 gatunków). Na obszarze Wolińskiego Parku Narodowego odnotowano 3 przedstawicieli zielenic i 2 przedstawicieli krasnorostów (Tabela II.32).

Tabela II.32. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2023 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zielenice						
1	*Cladophora glomerata*	+	+			+
2	*Cladophora sp.*	+	+	+	+	+
3	*Ulva intestinalis*					+
4	*Ulva compressa*	+	+			
5	*Ulva lactuca*		+			
6	*Ulva prolifera*	+				
7	*Rhizoclonium sp.*	+				
Charophyceae – ramienice						
8	*Chara baltica*		+			
9	*Tolypella nidifica*		+			
Phaeophyta-brunatnice						
10	*Chorda filum*	+		+		
11	*Desmarestia viridis*	+				
12	*Ectocarpus siliculosus*	+	+	+	+	
Rhodophyta-krasnorosty						
13	*Ceramium circinatum*				+	
14	*Ceramium diaphanum*	+	+	+	+	+
15	*Ceramium virgatum*				+	
16	*Ceramium tenuicorne*		+	+	+	
17	*Coccotylus truncatus*	+		+		
18	*Delesseria sanguinea*			+		
19	*Furcellaria lumbricalis*			+	+	
20	*Vertebrata fucoides*	+	+	+	+	+
Spermatophyta-rośliny nasienne						
21	*Myriophyllum spicatum*		+			
22	*Stuckenia pectinata*		+			
23	*Zannichellia palustris*		+			
24	*Zostera marina*	+	+			

W roku 2023 na podstawie wskaźnika SM_1, stwierdzono pogorszenie warunków w obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ze stanu dobrego na stan umiarkowany (Rys. II.95a, Rys. II.95b). W obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na profilu KO nie zaobserwowano znaczących zmian w stosunku do roku 2022 (stan dobry), pogorszeniu uległ natomiast wskaźnik SM_1 na stacji JK z 0,83 (stan dobry) do 0,66 (stan umiarkowany). Główną przyczyną tego stanu było masowe występowanie nitkowatych glonów z rodziny Ectocarpaceae w rejonie Jamy Kuźnickiej. W maju brunatnice *Ectocarpus siliculosus* stanowiły średnio około 55% całkowitej biomasy makrofitobentosu pobranego w przedziale głębokości 1-4 m. Największy udział brunatnic obserwowany był na głębokości 3 - 4 metrów, gdzie obserwowane były liczne, słabo przytwierdzone do podłoża, maty obumarłych roślin wodnych. We wrześniu udział brunatnic i zielenic w całkowitej biomasie makrofitobentosu stanowił już tylko kilka procent przez co zaobserwowano znaczącą poprawę w stosunku do okresu wiosennego. W wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w rejonie Ławicy Słupskiej podobnie jak w ubiegłych latach jedynie w czerwcu obserwowano występowanie zielenic oraz brunatnic. Udział tych glonów w całkowitej biomasie w okresie letnim stanowił 21-29% na skutek czego w roku 2023 zaobserwowano pogorszenie wskaźnika SM_1 z 0,95 (stan bardzo dobry) do 0,91 (stan dobry) (Rys. II.95c). W rejonie Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego stan ekologiczny środowiska nie uległ zmianie (stan dobry)

(Rys. II.95d). Nieznacznie wyższa wartość wskaźnika SM_1 w roku 2023 (0,86) w porównaniu do roku 2022 (0,82) spowodowana była masowym występowaniem zielenicy *Cladophora glomerata* i brunatnicy *Ectocarpus siliculosus* w okresie letnim na płytszych głębokościach (5-6 m). W czerwcu na głębokości 6 metrów udział zielenic i brunatnic stanowił prawie 50% całkowitej biomasy, przy czym na głębokości poniżej 7 metrów ich udział w biomasie był już dwa razy niższy. We wrześniu na całym obszarze głazowiska nie obserwowano ani zielenic, ani brunatnic. W Polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej podobnie jak w ubiegłym roku stan ekologiczny był słaby, mimo iż zaobserwowano wzrost wskaźnika SM_1 z 0,50 (2022) do 0,74 (2023) (Rys. II.95e).



Rys. II.95. Ocena stanu makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.31.

II.3.3.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach wskaźników opisowych D1 (bioróżnorodność), D4 (łańcuchy pokarmowe) i D6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – B. Jest to wskaźnik opracowany na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej, który uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230, Osowiecki i in. 2012). W celu dokonania oceny stanu za granicę dobrego stanu ekologicznego przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym, a dobrym stanem ekologicznym klasyfikacji według RDW (Tabela II.33), zgodnie z Załącznikiem nr 24 i Załącznikiem nr 25 do Rozporządzenia Ministra Infrastruktury (Dz.U. 2021 poz. 1475), która jest tożsama z granicą dobrego stanu ekologicznego (GES/subGES) wg. RDSM.

Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku (Rys. II.2):
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104, P110 oraz ZP6,
- Basen Gdański; stacje: P1 oraz ZN4,
- wschodni Basen Gotlandzki; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- Basen Bornholmski; stacje: B13, K6B, M3, P14B, P16, P3 oraz P5C.

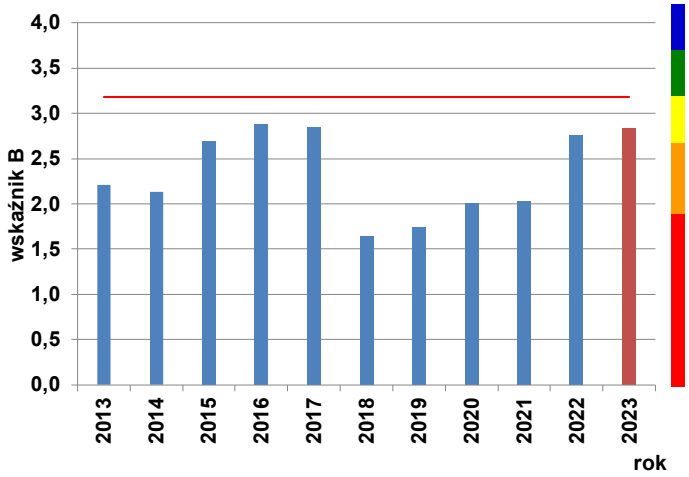
Tabela II.33. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

Przedział wartości wskaźnika B	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW	wg RDMS
>3,72	I	bardzo dobry	GES
≥3,18	II	dobry	
≥2,70	III	umiarkowany	subGES
≥1,91	VI	słaby	
<1,91	V	zły	

Na wykresach (Rys. II.96 - Rys. II.110) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2023 r. na tle zmian w dziesięcioleciu 2013-2022. Wykresy zostały sporządzone dla stacji dla których dysponowano odpowiednio długą serią danych pomiarowych. Do oceny stanu stosowano wartości ze wszystkich stacji znajdujących się w jednostce oceny poprzez uśrednianie wyników serii pomiarowych na stacjach, a następnie uśrednianie wyników ze wszystkich stacji w jednostce oceny. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM, która pokrywa się z granicą między stanem umiarkowanym i dobrym wg RDW (Tabela II.33).

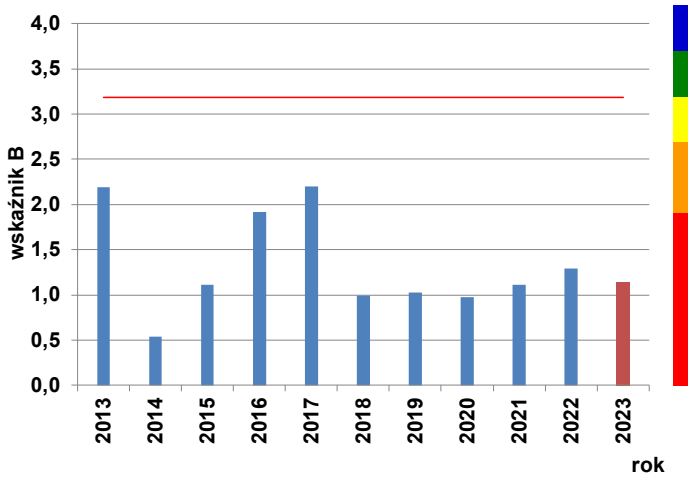
Stan środowiska morskiego podakwenu polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego w zakresie makrozoobentosu określono na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.96), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej, stacji P110 zlokalizowanej w centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.97) oraz stacji ZP6 (Rys. II.98) zlokalizowanej w Zalewie Puckim. Od 2018 roku obserwowany jest sukcesywny wzrost wartości wskaźnika B na stacji P104, a wyliczona w 2023 roku wartość wskaźnika B (2,83) była nieznacznie wyższa od tej z 2022 roku (2,76) i jest jednoczę jedną spośród wyższych wartości w wieloleciu. Osiągnięta w 2023 roku wartość nie przełożyła się jednak na zmianę w klasyfikacji stanu maktozoobentosu na tej stacji, który nadal jest umiarkowany w rozumieniu RDW, przekładając się na brak osiągnięcia dobrego stanu środowiska wg RDSM (Rys. II.96). Stan makrozoobentosu na stacja P104

determinowany jest w głównej mierze dominacją w liczebności małża *Macoma balthica*, który wykazuje znaczną tolerancję na warunki występujące na tej stacji (znaczna głębokość i podłoże mulisto-ilaste).



Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

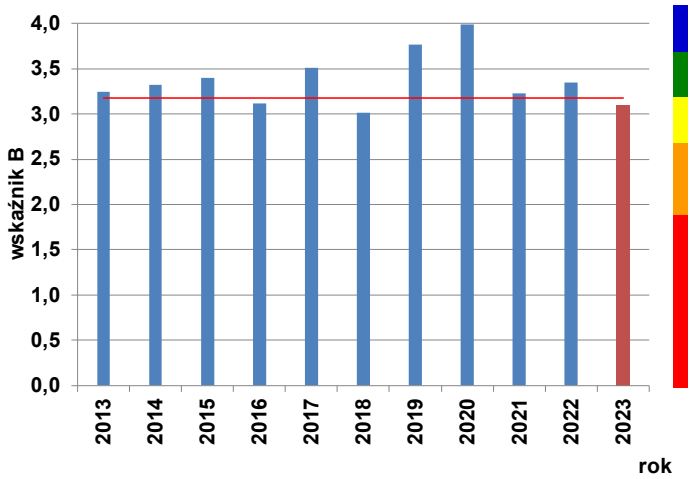
Stacją charakteryzującą się najmniej sprzyjającymi warunkami do bytowania makrozoobentosu w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jest stacja P110, która reprezentuje obszar o znacznej głębokości (69 m), z substratem mulistym oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi przy dnie. Do roku 2021 stacja była oceniana w obszarze wód Basenu Gdańskiego, natomiast po zmianie typologii w 2022 roku w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Notowane w latach 2013-2022 wartości wskaźnika B sporadycznie przekraczały wartość graniczną dla stanu umiarkowanego RDW (Rys. II.97). Wartości notowane od 2018 roku są do siebie zbliżone i wskazują na zły stan środowiska. Wartość wskaźnika B wyliczona dla 2023 roku (1,15) jest nieznacznie niższa od wartości z roku 2022 (1,29) wskazuje na zły stan makrozoobentosu na tej stacji.



Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszych stacjach P104 i P110. St. ZP6 znajduje się w osłoniętej wewnętrznej Zatoce Puckiej, jej głębokość wynosi zaledwie 4,5 m, podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie oraz żwir, a występująca roślinność denna sprzyja pojawianiu się gatunków makrozobentosu, których bytowanie jest

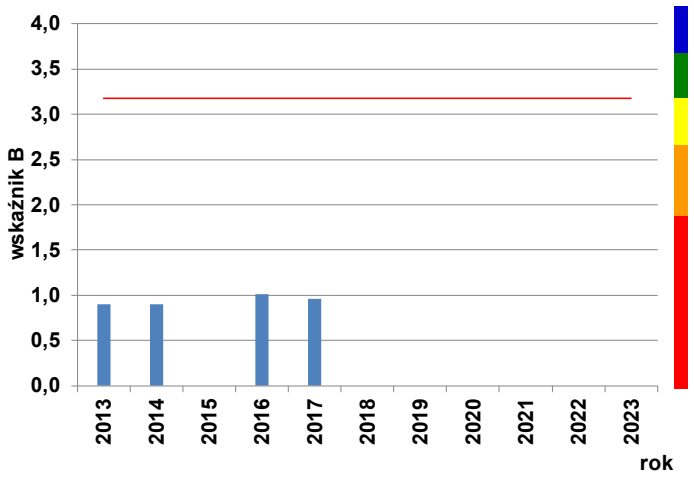
ściśle uzależnione od obecności roślinności podwodnej (Żmudziński 1982, 1994, Warzocha 1994). Wartości wskaźnika B w wieloleciu 2013-2022 znajdowały się zazwyczaj powyżej granicy dobrego stanu (Rys. II.98). Wartość wskaźnika B wyliczona dla 2023 roku (3,10) jest jedną z niższych w wieloleciu i wskazuje, iż stan makrozoobentosu znajduje się nieznaczenie poniżej wartości wskazującej na dobry stan środowiska.



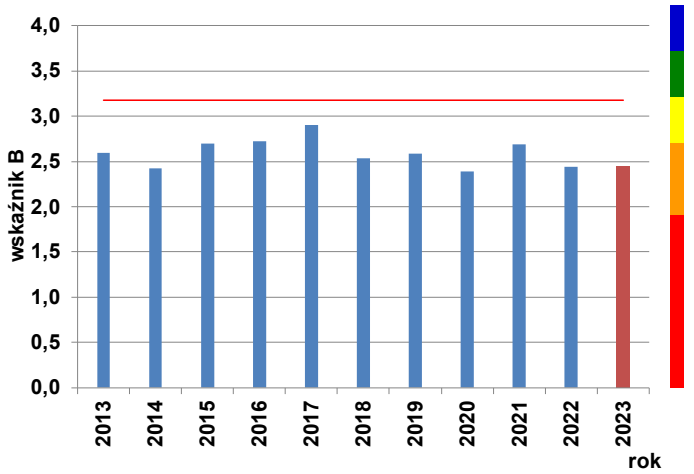
Rys. II.98. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Różnica w warunkach abiotycznych pomiędzy stacjami z rejonu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, które wskazują na zły stan na stacji P110 (wartość wskaźnika 1,15), umiarkowany stan w przypadku stacji P104 (wartość wskaźnika 2,83) oraz ZP6 (3,10). Stan makrozoobentosu na podstawie wskaźnika B w akwenie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2023 roku oceniono jako słaby – IV klasa w systemie oceny RDW, oraz jako stan nieodpowiedni – subGES wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,36), co oznacza brak zmiany w stanie makrozoobentosu w stosunku do 2022 roku.

W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 2 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) (Rys. II.99) oraz w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4) (Rys. II.100). W przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych nie zanotowano od 2018 roku żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, co skutkowało określeniem stanu jako złego dla tej stacji (wartość wskaźnika B – 0). Wartości wskaźnika B wyliczone dla stacji ZN4 wskazują na stabilne warunki występujące w tym rejonie. W większości lat w wieloleciu obserwowano umiarkowany stan makrozoobentosu na tej stacji i rok 2023 wpisuje się w ten trend. Wyliczona w 2023 roku wartość (2,45) nie różniła się od tej z 2022 roku (2,44) w związku z czym stan makrozoobentosu na tej stacji jest w dalszym ciągu umiarkowany, nieodpowiedni wg RDSM (subGES).
Podsumowując stan makrozoobentosu w wodach Basenu Gdańskiego określony w oparciu o wyniki z 2 stanowisk głębokowodnych określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa V), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 1,23). Stan nie uległ zmianie w stosunku do roku 2022.



Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

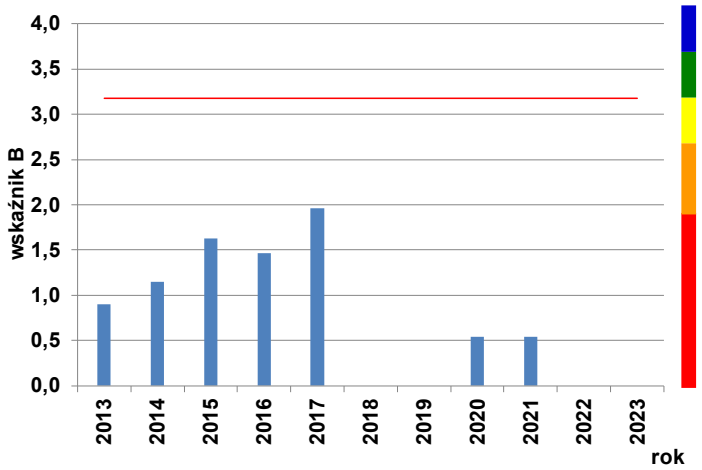


Rys. II.100. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Ocenę stanu makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono w oparciu o wyniki ze stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.101) z rejonu płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.102 i Rys. II.103) oraz stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej, w przypadku której długość serii pomiarowej pozwoliła na prezentację wyników jedynie od 2014 r. (Rys. II.104).

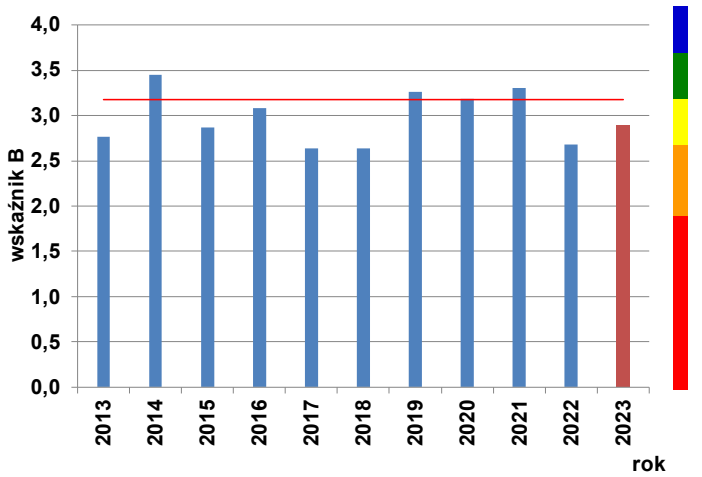
W przypadku stacji P140 od 2018 roku notowane są najniższe wartości wskaźnika B w wieloleciu (Rys. II.101). W 4 z ostatnich 6 lat nie zaobserwowano przedstawicieli makrozoobentosu w tym rejonie. Stan makrozoobentosu na tej stacji określono jako zły (wartość wskaźnika B – 0), w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.

Pozostałe stacje monitorowania fauny dennej w tym akwenie zlokalizowane są w obszarach charakteryzujących się zgoła odmiennymi warunkami bytowania organizmów. Stacje zlokalizowane w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża charakteryzują się występowaniem drobnego piasku (stacja Z) lub podłoża piaszczystego (Ł7), a ich głębokość nie przekracza 21 metrów. W przypadku stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej pomimo jej znacznej głębokości występujące warunki tlenowe oraz podłoże (mozaikowe z dominacją gliny oraz pokładów kamieni i żwiru) sprzyjają występowaniu makrozoobentosu.



Rys. II.101. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

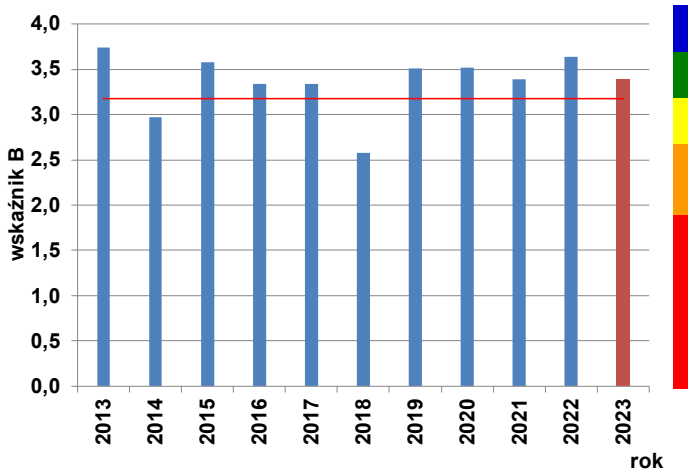
Stan makrozoobenosu na stacji płytkowodnej z okolic Łeby charakteryzuje się fluktuacjami pomiędzy stanem umiarkowanym, a dobrym (st. Ł7, Rys. II.102). W 2023 roku pomimo wzrostu wartości wskaźnika B (2,89) w stosunku do 2022 roku (2,68) dobry stan nie został osiągnięty (stan umiarkowany zgodnie z RDW). Umiarkowany stan makrozoobentosu w 2023 roku wynika ze stosunkowo nieznacznej liczby gatunków, wśród których jedynym wrażliwym (pozytywnym) taksonem jest gatunek wieloszczeta *Pygospio elegans*. Pomimo, iż gatunek ten dominuje w liczebności makrozoobentosu na stacji Ł7 to jednak obecność tolerancyjnych gatunków znacząco ogranicza możliwość osiągnięcia wartości wskazujących na dobry stan środowiska w tym rejonie.



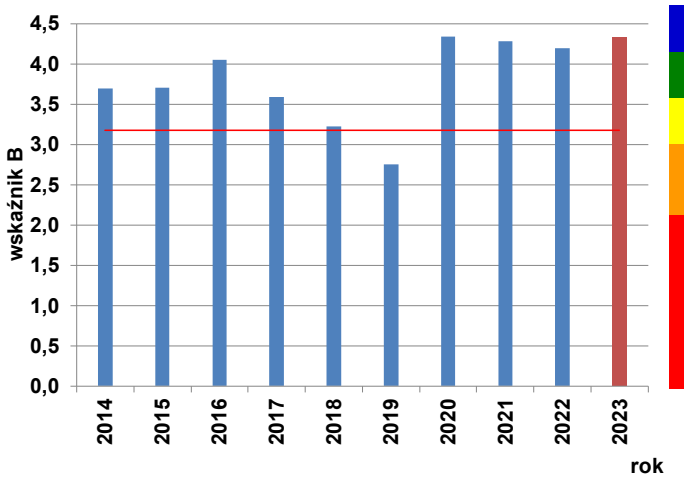
Rys. II.102. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W przypadku płytkowodnej stacji Z (Rys. II.103) oraz stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej (Rys. II.104) notowane w wieloleciu 2013-2021 wartości wskaźnika B sporadycznie spadły poniżej wartości granicznej dla dobrego stanu. W 2023 roku nie zaobserwowano zmiany w stanie makrozoobenotosu na wyżej wymienionych stacjach. Wartość wskaźnika B na stacji Z była w 2023 roku (3,39) niższa od wyliczonej dla roku 2022 (3,64),

a stan makrozoobenosu określono jako dobry (wg. RDW). Na stacji P2 zanotowano nieznaczny wzrost wskaźnika B w 2023 roku (4,33) w stosunku do roku 2022 (4,20). Stan makrozoobentosu nie uległ jednak zmianie i sklasyfikowany został jako bardzo dobry (wg. RDW) (Rys. II.104).
Pomimo zanotowania dobrego stanu makrozoobentosu na stacji Z oraz bardzo dobrego w rejonie Rynny Słupskiej, ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za slaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa IV (stan umiarkowany) oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,65). Na ostateczną klasyfikację stanu obszaru miał wpływ brak makrozoobentsu na stacji P140.



Rys. II.103. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



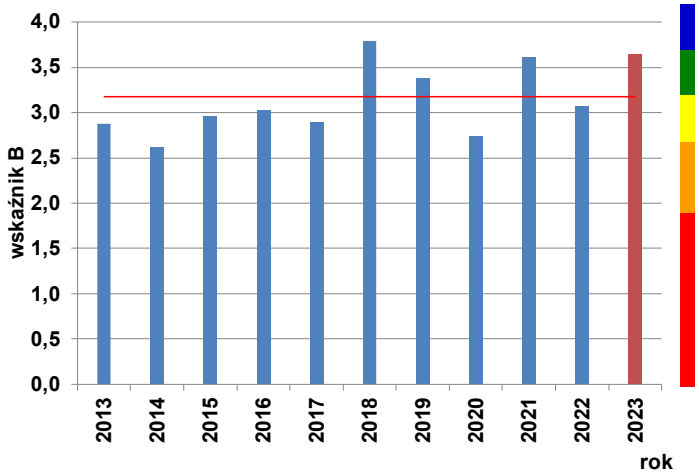
Rys. II.104. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2022 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W polskich wodach Basenu Bornholmskiego znajduje się najwięcej stacji monitoringu makrozoobentosu spośród wszystkich ocenianych akwenów (Rys. II.2). W akwenie zlokalizowanych jest łącznie 7 stacji w obszarach o zróżnicowanej charakterystyce czynników abiotycznych. Stacje P16 i K6B reprezentują obszar płytkowodny z dominacją osadów piaszczystych. Stacja M3 charakteryzuje się większą głębokością (36 m) oraz występowaniem drobniejszych frakcji osadu (ił i drobny piasek). Stacja B13 znajduje się w otwartej Zatoce Pomorskiej, stacja P14B w rejonie Ławicy Słupskiej, a stacje - P5C i P3 w strefie głębokowodnej odpowiednio w obszarze Głębi Bornholmskiej oraz zachodniej Rynnie Słupskiej. Lokalizacja stanowiska P5 uległa w 2020 roku zmianie w związku z czym nosi ono obecnie nazwę P5C, również w 2020 roku ze względu na znaczną

dynamikę substratu w odcinku ujściowym rzeki Parsęty w obrębie stacji K6 zdecydowano się na jej nieznaczne przesunięcie (o 1 milę morską) do nowej lokalizacji K6B. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.34). Na wszystkich stajach (z wyjątkiem P5C z rejonu Głębi Bornholmskiej) zaobserwowano wzrost wartości wskaźnika w 2023 r. w stosunku do wartości notowanych w roku 2022, przy czym jedynie w przypadku stacji P16 przełożyło się to na poprawę stanu z poniżej dobrego na dobry wg. RDSM (Rys. II.105). Makrozoobentos na stacji P16 charakteryzuje się zmiennością w wieloleciu co wpływa na wahania w wartościach wskaźnika B na tej stacji.

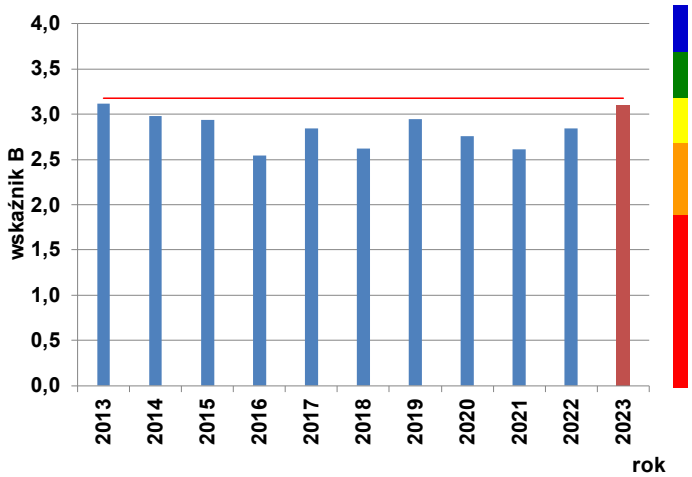
Tabela II.34. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2023 r.

Stacja	B13	K6B	M3	P16	P3	P5C	P14B
Wskaźnik B	3,14	3,97	3,10	3,65	3,12	0	3,13
stan RDW	umiarkowany	Bardzo dobry	umiarkowany	dobry	umiarkowany	zły	umiarkowany
stan RDSM	subGES	GES	subGES	GES	subGES	subGES	subGES



Rys. II.105. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

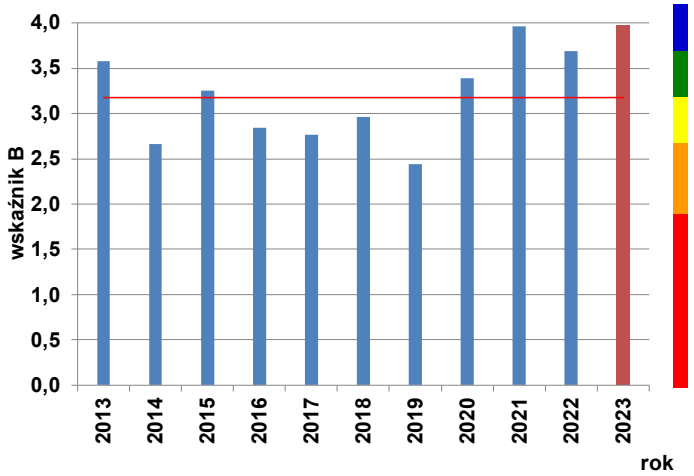
Pomimo, iż od 2021 roku obserwowany jest wzrost wartości wskaźnika B na stacji M3, nie przełożyło się to na zmianę w klasyfikacji makrozoobentosu na tej stacji (Rys. II.106). Stan makrozoobentosu na stacji M3 utrzymuje się na poziomie umiarkowanym w całym wieloleciu 2013-2023.



Rys. II.106. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym

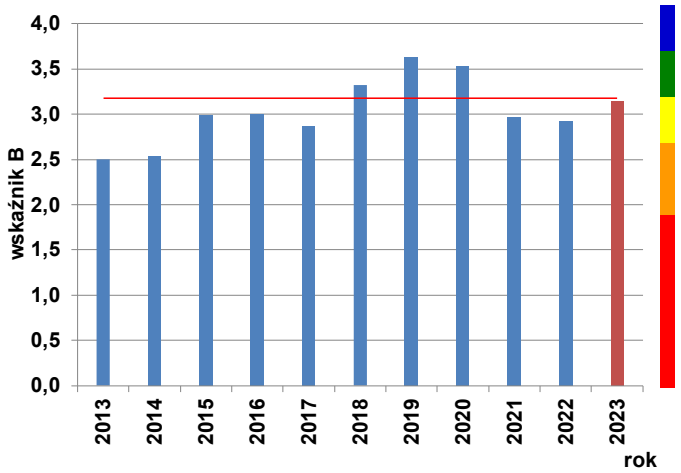
i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Na stacji K6B zaobserwowano wzrost w wyliczonych wartościach wskaźnika B od 2019 roku, co pokrywa się z okresem wspomnianego przesunięcia położenia stacji. W 2023 roku, wskaźnik osiągnął wartość dla bardzo dobrego stanu co skutkowało jednocześnie osiągnięciem GES wg RDSM (Rys. II.107). Dobry stan makrozoobentosu na tej stacji wynikał z dominacji w liczebności gatunków *Bathyporeia pilosa* oraz *Pygospio elegans*.



Rys. II.107. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W wodach Zatoki Pomorskiej na stacji B13 (Rys. II.108) wartość wskaźnika w 2023 r. wzrosła w stosunku do 2022 roku co nie przełożyło się jednak na poprawę stanu makrozoobentosu, który w dalszym ciągu utrzymuje się nieznacznie poniżej granicy GES (stan umiarkowany wg. RDW) co jest sytuacją typową dla wielolecia 2013-2023.



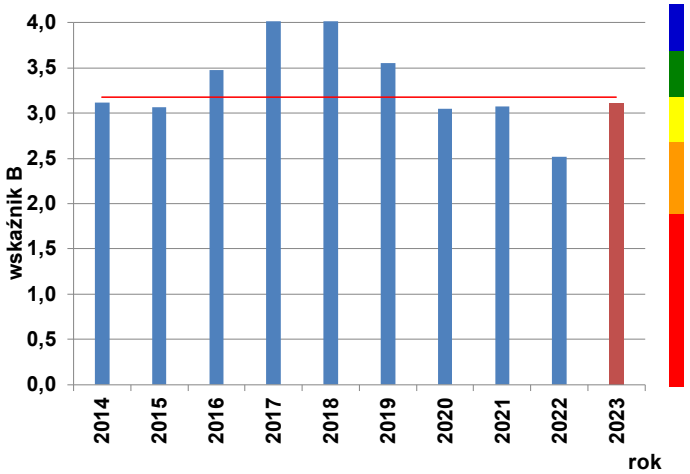
Rys. II.108. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W rejonie zachodniej Ławicy Słupskiej znajduje się stanowisko P14B charakteryzujące się występowaniem osadów piaszczystych oraz nieznaczną głębokością (14 m). W 2023 roku wyliczona wartość wskaźnika B (3,13,

Tabela II.34) dla stacji P14B była wyższa od wartości z 2022 roku (2,94) nie przełożyło się to jednak na osiągnięcie wartości granicznej dla dobrego stanu (3,18) w tym obszarze. Wpływ na taki stan rzeczy ma prawdopodobnie zaburzona struktura liczebności na tej stacji, wynikająca z e znacznej dominacji gatunku *Pygospio elegans*.
Wartości wskaźnika B w strefie płytkowodnej wód Basenu Bornholmskiego wyliczone w 2023 r. dla stacji B13, M3 oraz P14B były do siebie zbliżone, a stacjami na których stwierdzono najlepszy stan makrozoobenotosu były P16 oraz K6B (Tabela II.34). W dziesięcioleciu odniesienia 2013-2022, wartości wskaźnika B charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska. W przypadku stacji P16 wartości notowane od 2018 roku są na ogół wyższe od wyników z wcześniejszych, podobnie jak w przypadku stacji K6B od 2020 roku.

W strefie głębokowodnej Basenu Bornholmskiego znajdują się dwa dwie stacje poboru prób makrozoobentosu: zlokalizowana w Głębi Bornholmskiej stacja P5C oraz stacja P3 z zachodniej części Rynny Słupskiej.

W rejonie Rynny Słupskiej (st. P3) od 2018 roku po stwierdzeniu bardzo dobrego stanu makrozoobentosu notowano sukcesywny spadek wartości wskaźnika B, który w 2022 roku spadł do stanu słabego (Rys. II.109). Obniżenie stanu makrozoobentosu na stacji P3 wynika ze znacznej dominacji w liczebności tolerancyjnych gatunków małża *Macoma balthica* oraz wieloszczeta *Scoloplos armiger*. Znaczna liczebność szczególnie pierwszego z wymienionych gatunków wpłynęła na notowane wartości wskaźnika B. W 2023 roku stan makrozoobentosu uległ poprawie do stanu umiarkowanego, a wskaźnik B osiągnął wartość (3,12) nieznacznie poniżej granicy dobrego stanu co wynika z obniżenia dominacji w/w gatunków w stosunku do roku 2022.

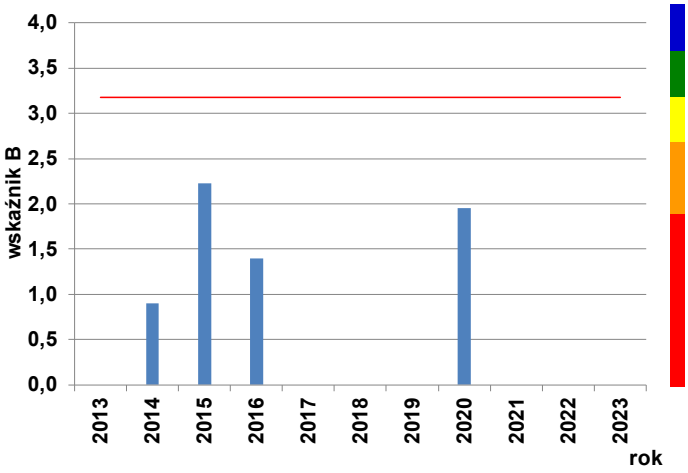


Rys. II.109. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2022 (słupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Warunki hydrodynamiczne panujące w rejonie Rynny Słupskiej odbiegają w znacznym stopniu od tych panujących na stacji P5C, położonej w Głębi Bornholmskiej (Rys. II.110), głównie ze względu na różnice warunkach tlenowych, a także w typie podłoża (Conley i in. 2002, Karlson i in. 2002). W rejonie Rynny Słupskiej występują osady gliniaste, z elementami piasku i substratu kamienistego, natomiast w Głębi Bornholmskiej występuje osad mulisty, a warunki hydrodynamiczne sprzyjają występowaniu deficytu tlenowego oraz anoksji (Warzocha 1994).

Warunki panujące w obszarze Głębi Bornholmskiej (st. P5C) przekładają się na znaczne ograniczenie występowania makrozoobenotsu w tym rejonie. W wieloleciu 2013-2023 przeważnie nie rejestrowano tu przedstawicieli makrozoobentosu. W 2023 roku podobnie jak miało to miejsce w latach poprzedzających nie

zanotowano obecności makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej w związku z czym stan określono jako zły wg RDW (wartość wskaźnika B – 0) (Rys. II.110).



Rys. II.110. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny stan makrozoobentosu w rejonie wód Basenu Bornholmskiego został określony jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,87 co stanowi poprawę w stosunku do roku 2022 (2,57). Pomimo poprawy w wartości wskaźnika B stan makrozoobentosu określony został jako poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM. Na ostateczny wynik wpływ ma uwzględnienie w ocenie stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej.

Stanu makrozoobentosu w 2023 roku był zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Poza obszarami głębi wyliczone dla stacji wartości wskaźnika B były z reguły wyższe od tych z 2022 roku. Spośród wszystkich monitorowanych stacji jedynie w przypadku dwóch doszło do zmiany klasyfikacji stanu wg RDSM. W rejonie Zalewu Puckiego (st. ZP6; Rys. II.98) doszło do pogorszenia stanu, a w rejonie środkowego wybrzeża (st. P16; Rys. II.105) do jego poprawy. W 2023 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najniższe wartości wskaźnika B notowano w Basenie Gdańskim, następnie w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, we wschodnim Basenie Gotlandzkim a najwyższe w Basenie Bornholmskim. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach największy wpływ miał brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gotlandzkiego przyczyniło się do nieosiągnięcia dobrego stanu (GES) wg RDSM.

Podsumowując, należy stwierdzić, że ilość i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć decydujące znaczenie dla oceny stanu bezkręgowców dennych w ocenianych akwenach. Z analizy danych nasuwa się jednoznacznie konkluzja, iż w rejonach, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie występuje większa różnorodność biologiczna oraz pojawiają się gatunki bardziej wrażliwe na oddziaływanie niekorzystnych warunków środowiska, stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy, niż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne.

W celu optymalizacji procesu dokonywania oceny dla makrozoobentosu, wydaje się wskazane uwzględnienie zasięgu występowania określonego typu siedliska i wykonanie oceny w ramach zdefiniowanych siedlisk

EUNIS. Ocena uwzględniająca zmienność warunków abiotycznych, wpływających na występowanie organizmów dennych, zapewne ukaże pełniejszy obraz faktycznego stanu środowiska w analizowanych obszarach.

II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.

W ramach cechy D6 oceniana jest integralność dna morskiego, która powinna utrzymywać się na poziomie gwarantującym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz nie wywoływać negatywnych oddziaływań na ekosystemy bentosowe. Opracowanie parametrów/wskaźników charakteryzujących prawidłowo i w pełnym stopniu cechę D6 jest niezmiernie skomplikowanym zadaniem. Ocena powinna uwzględniać nie tylko wskaźniki opisujące występowanie organizmów kształtujących siedliska czy parametry opisujące skład gatunkowy, rozkład rozmiarów, zasięg występowania, czy zmienność sezonową zbiorowisk, ale także aspekty związane z potencjalnym wpływem czynników presji na siedliska bentosowe. Obecnie na szczeblu europejskim (UE) oraz regionalnym (HELCOM) realizowane są prace zmierzające do zaproponowania metodyki oceny cechy D6, a w szczególności wartości progowych dla jakości oraz zasięgu negatywnych oddziaływań na siedliska bentosowe. W realizowanym obecnie monitoringu środowiska morskiego parametrami, które mogą posłużyć do przeprowadzenia oceny są wskaźniki multimetryczne makrozoobentosu i fitobentosu. Wskaźniki te uwzględniają informacje na temat nie tylko liczebności, ale również wrażliwości organizmów bentosowych na niekorzystny wpływ działalności ludzkiej, a zatem niosą w sobie informacje o stanie środowiska w aspekcie występowania pozytywnych oraz negatywnych czynników kształtujących warunki bytowania na dnie morskim.

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód Basenu Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_1) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofitów w rejonie POM. Wynika to z ograniczonego występowania struktur makrofitobentosu w polskich obszarach morskich ze względu na brak odpowiednich warunków (odpowiedniego podłoża) do bytowania tej formacji biologicznej, w szczególności w strefie wód otwartego morza (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2011). Agregacji oceny dokonano, pomimo iż makrofity reprezentują odmienny rodzaj siedliska (dno twarde) w stosunku do makrozoobentosu. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu agregacji uśredniono wyniki klasyfikacji wskaźników w ramach akwenów (Tabela II.35).

Tabela II.35. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2023 r.

Akwen	Klasa RDW			Granica GES	Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia		
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	3	3	3	≤ 2	**subGES** (nieodpowiedni
wschodni Basen Gotlandzki	-	3	3		**subGES** (nieodpowiedni)
Basen Bornholmski	1	2	1,5		**GES** (dobry)
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	3	-	3		**subGES** (nieodpowiedni)

W 2023 roku w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów dobry stan został osiągnięty jedynie w Basenie Bornholmskim, w pozostałych obszarach przeprowadzenia oceny zintegrowanej dobry stan nie został osiągnięty (Tabela II.35).

II.4. Cechy presji

II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Cecha D3 Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej jest określona następująco: „Populacje wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych utrzymują się w bezpiecznych granicach biologicznych, wykazując strukturę wiekową i skład wielkościowy populacji świadczący o dobrym zdrowiu stad".
Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy D3 została wykonana zgodnie z Decyzją Komisji (UE) z dnia 17 maja 2017 r., ustanawiającą kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylającą decyzję 2010/477/UE (UE, 2017).

WYBÓR STAD

W ubiegłych latach zdecydowaną większość polskich połowów na Morzu Bałtyckim stanowiły cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia, a ich udział w połowach wynosił ok. 95%. Ostatnio ze względu na wstrzymanie połowów dorsza wschodnio-bałtyckiego, ten udział się zmniejszył i w latach 2021-2023 wymienione gatunki stanowiły ok. 92% połowów, w tym: szprot 63%, śledź – 20%, stornia – 9%, a dorsz jedynie 1%. Pozostałe eksploatowane przez Polskę gatunki mają mniejsze znaczenie w sensie wielkości połowów lub nie ma dla nich ani wyników z modeli analitycznych ani reprezentatywnych danych z rejsów badawczych do oceny ich stanu. Stąd do oceny GES na podstawie cechy D3 wybrano stada dorszy, śledzi, szprotów i storni. Wybór tych stad pokrywa się również z zaleceniami Międzynarodowej Rady do Badań Morza (ICES, 2016). Lista ryb komercyjnie poławianych powinna opierać się na liście DCF (Data Collection Framework, program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej) – lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przełowienia. Dodatkowo każdy z krajów może włączyć stada, które są ważne z lokalnego punktu widzenia (ICES, 2016).
Dane dotyczące stad ryb, na podstawie których wykonywana jest ocena stanu środowiska morskiego pozyskano z raportu Baltic Fisheries Assessment Working Group i dokumentów ICES Advice (ICES, 2024a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy D3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów dobrego stanu środowiska wód morskich (Tabela II.36):

Tabela II.36. Wskaźniki cechy D3.

Kryterium i wskaźniki	Rodzaj wskaźnika
D3C1 Poziom presji rybołówstwa	
• Śmiertelność połowowa	podstawowy
• Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	alternatywny
D3C2 Zdolność rozrodcza stada	
• Biomasa stada tarłowego	podstawowy
• Wskaźnik wielkości biomasy	alternatywny
D3C3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji	
• Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła	podstawowy
• 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych	podstawowy

Kryterium nr 1

D3C1 – Wskaźnik śmiertelności połowowej populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest na poziomie lub poniżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny zrównoważony połów (MSY).
Podstawowym wskaźnikiem w kryterium pierwszym jest wielkość śmiertelności połowowej (F). Jeśli wartość tego wskaźnika nie jest znana (ze względu na brak analitycznej oceny stanu zasobów), to można użyć jego przybliżenia, np. określonego jako stosunek wielkości połowów do wielkości biomasy stada wyznaczonej w rejsach badawczych.

Kryterium nr 2

D3C2 – Biomasa stada tarłowego populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest powyżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny zrównoważony połów.
Kryterium drugie opisywane jest przez wielkość biomasy stada tarłowego (SSB). Jeżeli wielkość ta dla konkretnego stada nie jest wyznaczona, to można ją zastąpić wskaźnikiem biomasy, uzyskanym z rejsów badawczych lub innych modeli ilościowych, przedstawiających biomasę w kategoriach względnych.

Kryterium nr 3

D3C3 – Przekrój wiekowy i wielkościowy osobników w populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych wskazuje na dobry stan zdrowia populacji.
Kryterium trzecie wymaga dalszych prac dotyczących metodologii i referencyjnych wartości wskaźnika. Istotą tego kryterium jest określanie sytuacji pozytywnie, gdy w stadzie obserwujemy znaczny udział ryb dużych lub starszych. Ocena na jego podstawie opiera się m.in. na analizie rozkładu długości ryb, obliczeniu proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła oraz 95. percentylu rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

Kryterium D3C1. Śmiertelność połowowa

Do oceny poziomu presji rybołówstwa preferowaną wielkością referencyjną jest śmiertelność połowowa, prowadząca do maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY), F_{MSY}. Ponadto, dla stad Bałtyku i szeregu stad północno-wschodniego Atlantyku ocenianych przez ICES, określa się jeszcze zakresy śmiertelności połowowej związanej z MSY, tzw. $F_{MSYgórne}$ oraz $F_{MSYdolne}$. Obie śmiertelności umożliwiają połowy na poziomie ok. 95% MSY, mieszczą się w granicach zasady przezorności, przy czym $F_{MSYgórne}$ jest większe niż F_{MSY}, a $F_{MSYdolne}$ jest mniejsze od F_{MSY}. Zarządzanie zasobami w oparciu o $F_{MSYgórne}$ jest zalecane jedynie w uzasadnionych ekologicznie lub ekonomicznie przypadkach (np. aby uwzględnić istotne powiazania międzygatunkowe lub zapobiec zbyt dużej zmianie kwot połowowych). Zostało to określone w wieloletnim planie zarządzania zasobami Bałtyku (EU, 2016).
Jeżeli informacje zgromadzone na temat danego stada nie są wystarczające do wyznaczenia F_{MSY}, można odnieść presję rybołówstwa do innych wskaźników racjonalnej lub granicznej śmiertelności połowowej, np.:
F_{lim} – maksymalny dopuszczalny poziom śmiertelności połowowej. Długotrwałe przekraczanie tej wartości powoduje zmniejszenie wielkości stada do poziomu, w którym następuje znacząca redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.
F_{pa} – jest oparte na F_{lim}, uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana śmiertelność połowowa jest mniejsza niż F_{pa}, to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest mniejsza niż F_{lim} jest wysokie (zwykle co najmniej 95%). Wartość F_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec przekroczeniu F_{lim}.

F_{max} – poziom śmiertelności połowowej maksymalizujący połów uzyskany z jednej rekrutującej do eksploatowanego stada ryby. Różni się od F_{MSY} brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja i dlatego często jest zbyt wysoki w porównaniu z F_{MSY}.
$F_{0.1}$ – bardziej konserwatywny (niższy) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max} wyznaczany (podobnie jak F_{max}) na podstawie połowu z rekruta. $F_{0.1}$ jest czasem stosowane jako przybliżenie F_{MSY}, gdy to ostatnie nie jest dostępne.
$F_{40\%}$ – śmiertelność połowowa wyznaczana na podstawie wielkości stada z rekruta; jest to F, przy której stado w stanie równowagi w przeliczeniu na rekruta ma wielkość równą 40% nieeksploatowanego stada w przeliczeniu na rekruta. $F_{40\%}$ jest, podobnie jak $F_{0.1}$, czasem stosowane jako przybliżenie F_{MSY}, gdy to ostatnie nie jest dostępne.

Kryterium D3C2. Biomasa stada tarłowego

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych w celach handlowych preferowaną **wielkością referencyjną** biomasy jest biomasa stada tarłowego określona jako $\mathbf{B_{MSYtrigger}}$. Jest to wielkość wyznaczana na podstawie analizy zmienności biomasy odpowiadającej MSY (B_{MSY}). Wielkość biomasy stada przy połowach ze śmiertelnością F_{MSY} nie jest stała, ale zmienia się m.in. wskutek zmian (także losowych) parametrów biologicznych stada (wzrostu, rekrutacji) czy też interakcji pomiędzy gatunkami. $B_{MSYtrigger}$ określane jest jako dolna granica zmieniającego się w serii lat B_{MSY}. Często, przy braku oceny B_{MSY}, jako $B_{MSYtrigger}$ przyjmuje się B_{pa}, chociaż podstawa teoretyczna dla tych dwóch wskaźników jest inna.
Inne referencyjne wskaźniki biomasy stada to:
B_{lim} – poziom biomasy stada tarłowego poniżej którego występuje znaczna redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.
B_{pa} – jest oparte na B_{lim}, uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana biomasa jest większa niż B_{pa}, to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest większa niż B_{lim} jest wysokie (zwykle co najmniej 95%). Wartość B_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec spadkowi biomasy poniżej B_{lim}.
W latach 2022 -2023 przeprowadzono tzw. benchmarkową ocenę zasobów śledzi centralnego Bałtyku i szprotów (ICES, 2023). W jej trakcie gruntownie sprawdzono używane dane, modele oceny oraz spełnienie ich założeń. Testowane były nowe modele i dla każdego z analizowanych stad wybrany został model i jego parametryzacja najbardziej wiarygodne w świetle dostępnych danych i wiedzy o procesach zachodzących w analizowanych stadach. W wyniku prowadzonych analiz dotychczasowe metody oceny (przyjęte w 2013 roku) zostały zastąpione nowymi, bardziej adekwatnymi w świetle dostępnych danych i obecnej wiedzy. Wielkości biomasy i śmiertelności połowowej otrzymane za pomocą nowych modeli różnią się od dotychczasowych wyników w stosunkowo niewielkim stopniu, przy czym trendy zmian wyliczanych wielkości są zbliżone. Jednakże wraz z nowymi ocenami dynamiki stad nastąpiło przeliczenie punktów referencyjnych biomasy i śmiertelności połowowej ($B_{MSYtrigger}$, B_{lim} i F_{MSY}). W przypadku szprota punkty referencyjne zmieniły się nieznacznie, przy czym śmiertelność połowowa F_{MSY} nieco wzrosła. Natomiast w przypadku śledzia centralnego Bałtyku nastąpiła duża zmiana wielkości referencyjnej biomasy $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (zdaniem MIR-PIB zmiana nie w pełni uzasadniona). Zmiana wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$ ma duży wpływ na ocenę GES dla tego stada.

Kryterium D3C3. Rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji

<u>Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, L50%</u>

Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła definiuje się zwykle jako długość, przy której 50% ryb osiąga dojrzałość płciową (taka długość jest zazwyczaj oznaczana jako L50% i określana jako długość 50% dojrzałości płciowej).
Proporcja ryb większych niż L50% może być obliczona na podstawie rozkładu długości ryb w połowach badawczych i wartości L50%. Interpretacja wskaźnika nie zawsze jest jednoznaczna – jego spadająca wartość może sugerować malejący udział w stadzie osobników dojrzałych płciowo (czyli złą sytuację), jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych, ale jeszcze nie trących się ryb (relatywnie dobra sytuacja).

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych

Stosowany jest dla stad, dla których zbierane są informacje dotyczące rozkładu długości ryb. Wysoka wartość wskaźnika może wskazywać na dużą liczebność ryb większych i starszych. Wadą wskaźnika jest niejednoznaczność - zmniejszenie się jego wartości może świadczyć zarówno o zmniejszającej się części stada obejmującej większe osobniki, jak również o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie.

Średnia maksymalna długość ryb odnotowanych w rejsach badawczych

Wskaźnik nieuwzględniony w decyzji Komisji 2017/848. Może być wyznaczany przy użyciu modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego, jednak na użytek obecnego opracowania zastosowano prostszy wskaźnik, ale bardziej odporny na braki w danych, będący średnią największych osobników obserwowanych w poszczególnych próbach z rejsów badawczych.

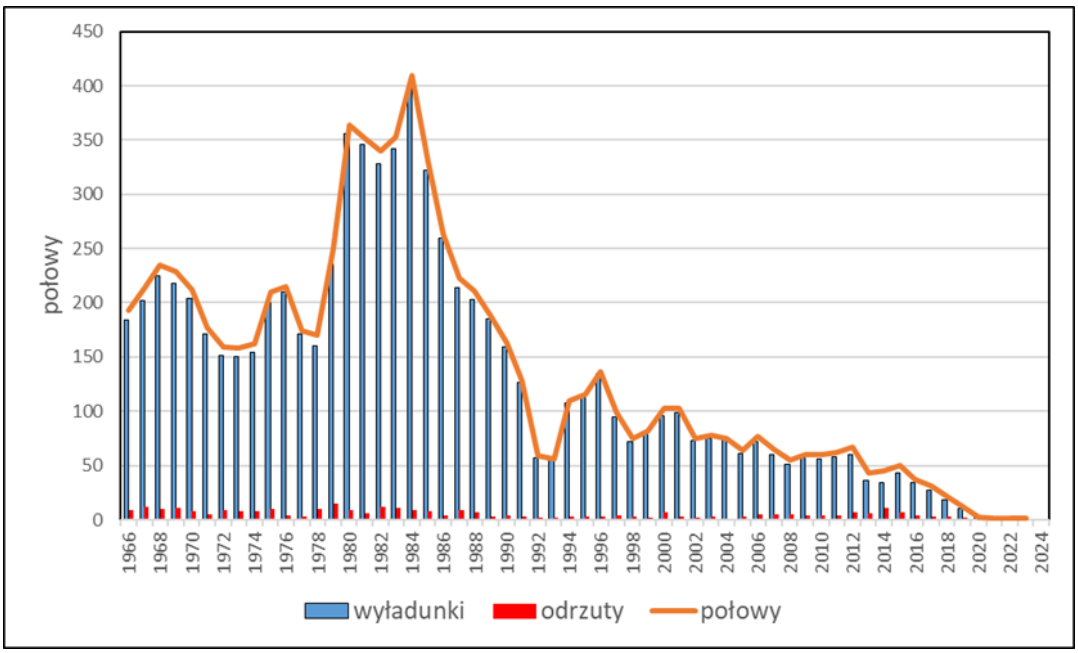
Ocena GES na podstawie stad

Spośród analizowanych stad zasoby dorsza wschodnio-bałtyckiego (podobszary 24-32), śledzia centralnego Bałtyku (w podobszary 25-29 i 32, bez Zatoki Ryskiej) oraz szprota (podobszary 22-32) szacowane są na podstawie modeli analitycznych, zatem można ocenić ich stan za pomocą wskaźników podstawowych kryteriów D3C1 i D3C2. Ponadto w 2024 r. po raz pierwszy przeprowadzono analityczną ocenę zasobów storni w podobszarach 26+28. Dla storni w podobszarach 24-25 nie ma zaakceptowanych w ramach ICES szacunków analitycznych, więc to stado jest ocenione na podstawie wskaźników alternatywnych kryteriów D3C1 i D3C2 oraz wskaźników kryterium D3C3.

Stado dorsza w podobszarach 24-32 (dorsz wschodnio-bałtycki)

Rekordowo wysokie połowy stada dorsza wschodnio-bałtyckiego (rzędu 300 – 400 tys. ton) miały miejsce w pierwszej połowie lat 80. ubiegłego wieku. Następnie połowy na ogół malały i w 2018 r. złowiono jedynie 19 tys. ton dorszy (Rys. II.111). Na spadek połowów złożyły się zarówno zbyt intensywna eksploatacja jak i pogarszające się warunki środowiskowe. Wskutek dalszego pogarszania się stanu stada w drugiej połowie 2019 roku i w latach 2020-2024 wprowadzono zakaz połowów ukierunkowanych i ograniczenia wysokości przyłowu dorsza.
W ramach ICES od 2019 roku, po kilku latach przerwy, jest dostępna coroczna analityczna ocena stanu zasobów dorszy wschodnio-bałtyckich. Na poprzedni brak analitycznych ocen tego stada złożyło się szereg czynników, m.in. trudności z odczytem wieku dorszy, gwałtowne zmiany ich tempa wzrostu i śmiertelności naturalnej oraz zmiany czynników środowiskowych. Podstawowym wynikiem obliczeń analitycznych jest bardzo wysoki wzrost śmiertelności naturalnej dorszy – wzrosła ona o ponad 50% w okresie ostatnich kilkunastu lat i jest znacznie wyższa niż zakładana w poprzednich analizach ICES. Od 2017 roku biomasa stada jest bardzo niska, śmiertelność połowowa – umiarkowana, a w latach 2020-2023 spadła niemal do zera.

Jednakże w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej i słabej rekrutacji ta nikła śmiertelność połowowa ma tylko nieznaczny wpływ na poprawę stanu stada. W 2024 roku natrafiono na pewne trudności w analitycznej ocenie stada; w rezultacie wyniki oceny analitycznej przedstawiono w kategoriach względnych – śmiertelność połowową i biomasę w stosunku do ich wartości średnich dla całego okresu oceny.



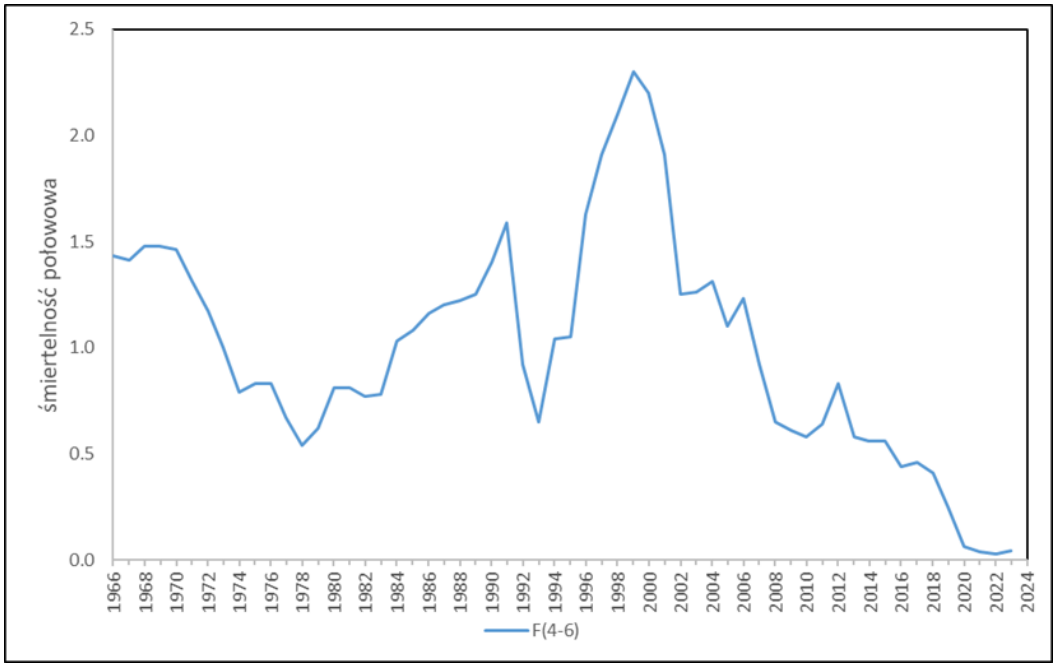
Rys. II.111. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a,b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

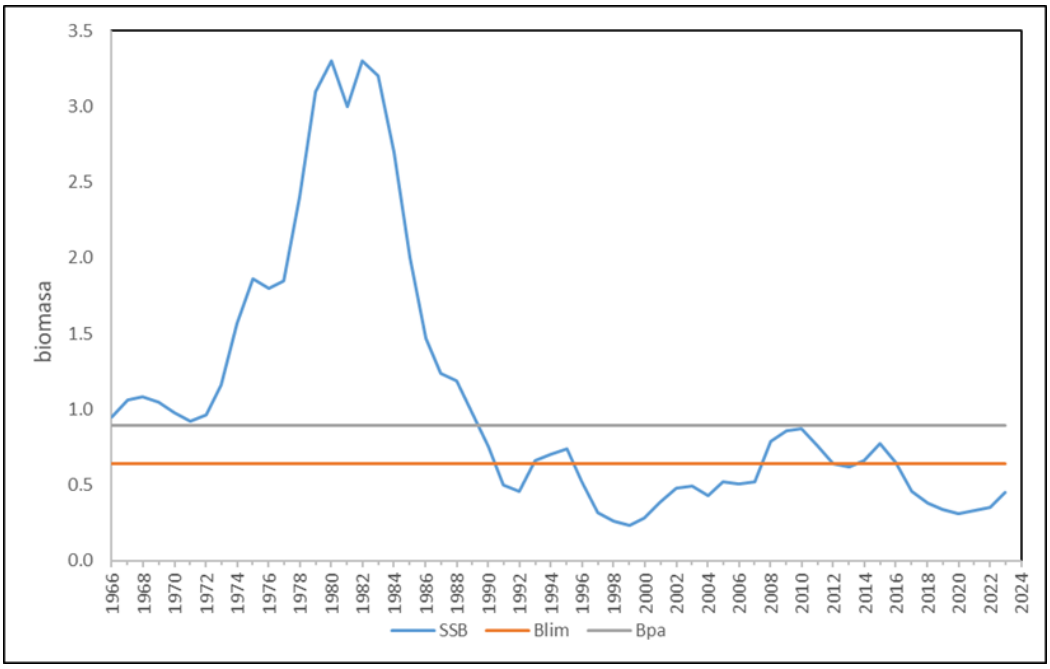
Względna śmiertelność połowowa w okresie 2016-2023 obniżyła się z 0,44 do niemal zera w latach 2021-2023 (Rys. II.112). Mimo tak znacznego spadku śmiertelności połowowej, zaobserwowano jedynie niewielką poprawę wielkości zasobów – aktualny stan zasobów jest determinowany głównie wysoką śmiertelnością naturalną i niską rekrutacją. Wartości punktów referencyjnych zasady MSY czy zasady przezorności dla śmiertelności połowowej (F_{MSY}, F_{lim}, F_{pa}) nie zostały jeszcze wyznaczone, więc nie można formalnie odnieść obecnej śmiertelności połowowej do GES.
Trzeba jednak zaznaczyć, że śmiertelność połowowa w latach 2020-2023 była prawie zerowa i prawdopodobnie niższa od potencjalnej wartości F_{MSY}.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W okresie 2015-2020 biomasa stada zmalała o ponad 50% (Rys. II.113), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2022-2023 nastąpił niewielki wzrost biomasy dorsza. W okresie 2017-2023 SSB była niższa nie tylko od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$, ale i od B_{lim} (biomasa z 2012 roku) ocenianej w kategoriach względnych na ok. 0,64. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.



Rys. II.112. Dorsz 24-32. Względna śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a,b).

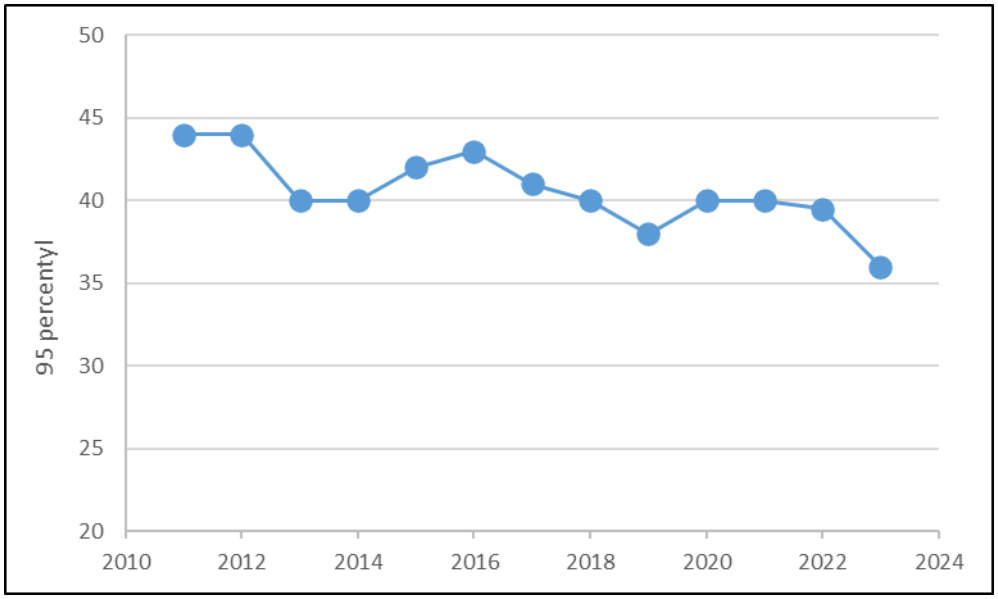


Rys. II.113. Dorsz 24-32. Względna biomasa stada tarłowego w latach 1966-2023 wraz z naniesionymi względnymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2024a,b).

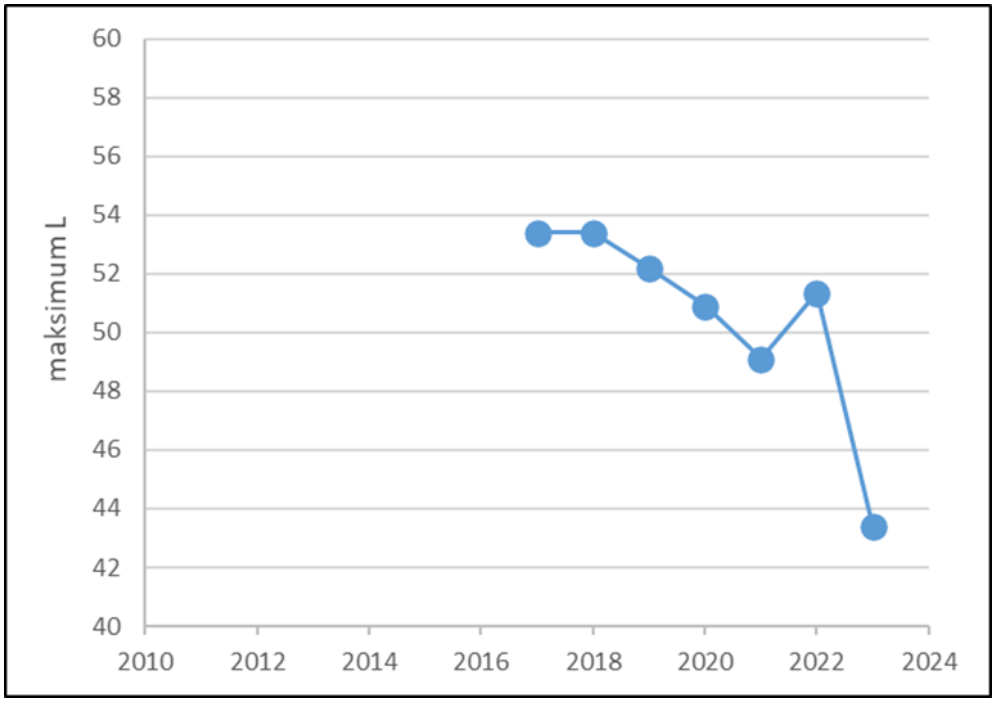
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2023 roku wynosił 36 cm, znacznie mniej niż w latach 2020-2022 (Rys. II.114). Jest to też wartość wyraźnie niższa od średniej wieloletniej (41,2 cm). Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych i mniejszych, jak i małą liczbę ryb starszych i większych. Jednakże w przypadku tego

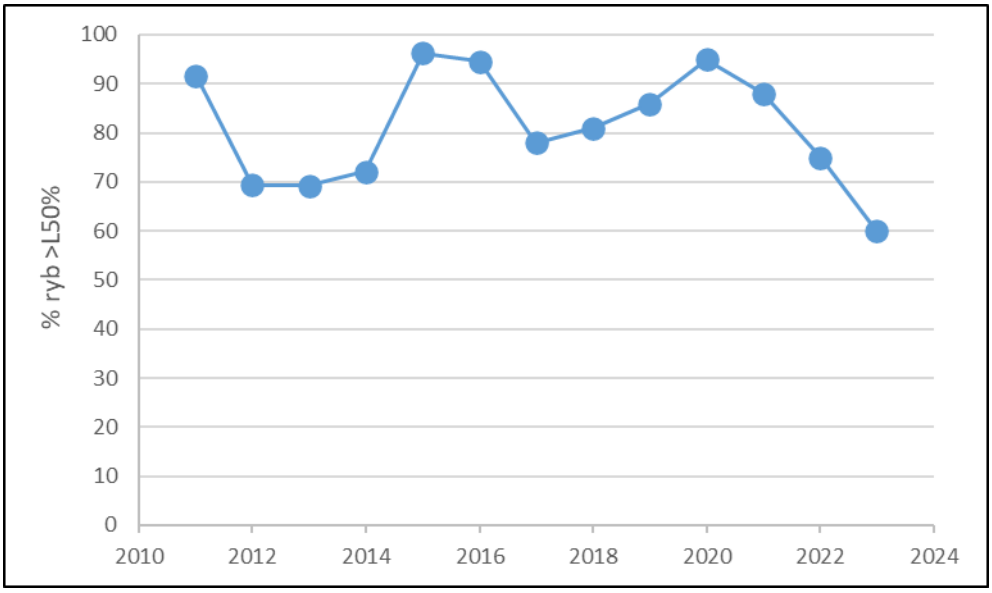
stada wiemy, że liczebność nowych pokoleń była niska a śmiertelność naturalna wysoka, zatem druga opcja (spadek liczby ryb starszych i większych) jest bardziej prawdopodobna. W przypadku dorsza dodatkowym zjawiskiem utrudniającym interpretację wskaźnika jest malejące od wielu lat tempo wzrostu osobniczego.
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych została wyznaczona jako średnia ważona (przez liczebność próby) największych osobników z prób. Wielkość ta w latach 2017 – 2021 malała z 53,4 do 49,0 cm, a w 2023 roku wynosiła jedynie 43,4 cm (Rys. II.115). Zastosowany sposób wyznaczania średniej maksymalnej długości jest bardziej odporny na zmniejszony zakres wielkości dorszy niż czasem wykorzystywane do takich obliczeń równanie wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego z jego długością asymptotyczną, traktowaną jako wskaźnik długości maksymalnej (dla dorsza brak reprezentatywnych danych dla starszych i większych ryb, więc wyznaczenie parametrów rów. von Bertalanffy'ego jest utrudnione).
Ze względu na silnie spadające: kondycję oraz tempo wzrostu dorsza, również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 r. do 20 cm w 2016 r.(Köster i in., 2017). Nie uzyskano bieżącej wiarygodnej oceny wartości tej długości na podstawie danych z rejsów badawczych BITS, zatem w porównaniach (jako punkt odniesienia) wzięto L50% z Köster i in. (2017). W 2023 roku frakcja dorszy większych niż L50% spadła do 60%, co jest wartością znacznie niższą od średniej wieloletniej. Biorąc pod uwagę dużą zmienność L50% (Köster i in., 2017), proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudna do interpretacji (Rys. II.116).



Rys. II.114. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.115. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.116. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Podsumowując, oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski przedstawione w kilku ubiegłych latach - stan stada dorszy jest bardzo zły: biomasa stada rozrodczego jest nadal niska, a śmiertelność naturalna jest bardzo wysoka. Stado nie spełnia założeń GES pod względem biomasy rozrodczej, a punkty referencyjne do oceny GES pod względem śmiertelności połowowej nie zostały jeszcze wyznaczone. Jednakże podstawową przyczyną obecnego złego stanu stada nie jest presja rybołówstwa, lecz warunki środowiskowe, w tym słaba rekrutacja i wysoka śmiertelność naturalna dorszy.

Stada storni

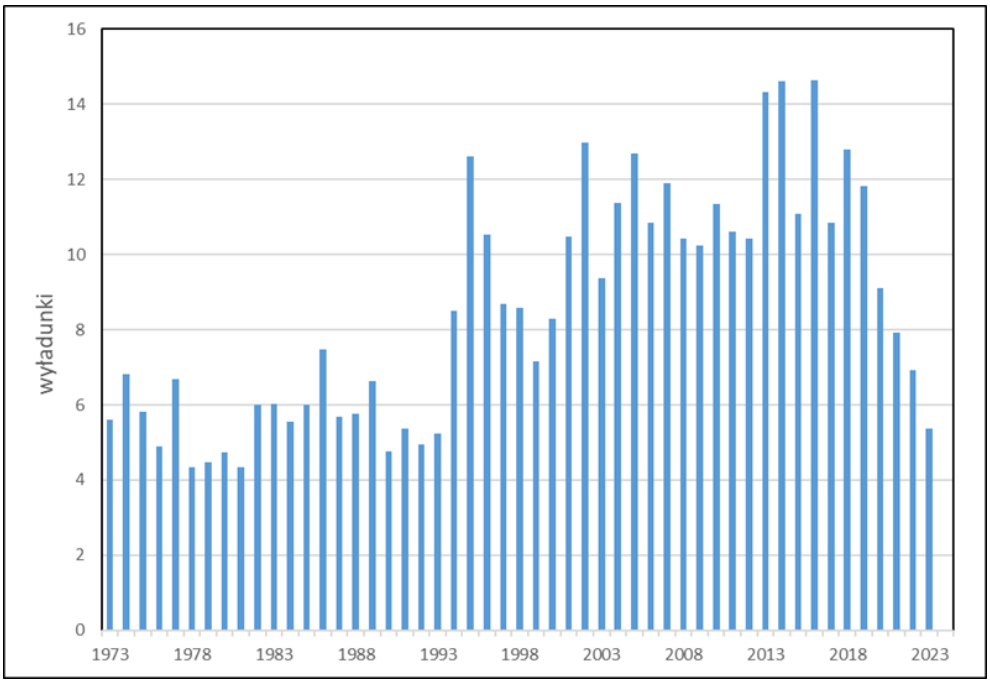
W poprzednich opracowaniach sygnalizowano pewne trudności z oceną stad storni. Obejmowały one głównie:

a) w niektórych państwach brak wystarczająco długiej serii danych odnośnie do struktury wieku storni wyznaczonej nowymi, rekomendowanymi przez ICES metodami,
b) niepewną ocenę wielkości odrzutów storni w połowach ryb płaskich i dorszy na podstawie danych historycznych,
c) niemożność rozdzielenia mieszających się populacji storni (pelagicznej i głębokowodnej) w połowach.

Jednakże w przypadku storni w podobszarach 26+28 w 2024 roku przeprowadzono analityczną ocenę stada za pomocą modelu stado-produkcja, zaakceptowaną w ramach ICES. Wkrótce podjęta zostanie także próba takiej oceny dla stada bytującego w podobszarach 24-25. Na razie jednak ocena tego stada opiera się na obserwowaniu wielkości wskaźnika biomasy z rejsów badawczych oraz wskaźnika wielkości nakładu połowowego.

Stado storni w podobszarach 24-25

Wyładunki tego stada wykazywały tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.117), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń połowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom, ale w latach 2020-2023 roku uległy obniżeniu. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada – wynosi ona zwykle 30 – 40% wyładunków.



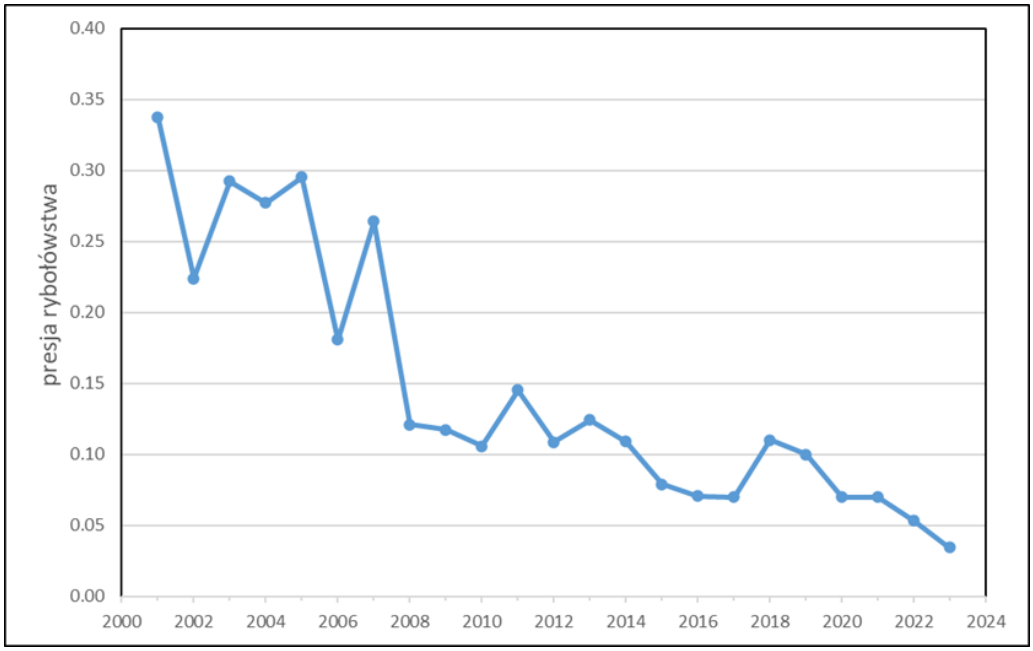
Rys. II.117. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2023 wg danych ICES (2024a).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

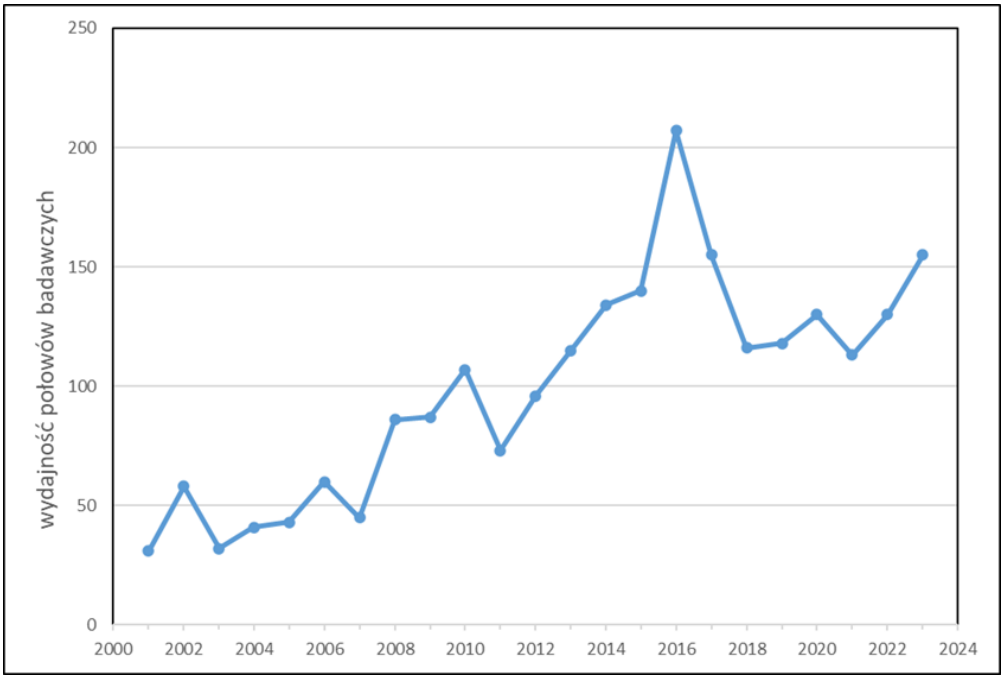
Ze względu na brak analitycznych ocen wielkości śmiertelności połowowej, posłużono się jej wskaźnikiem, obliczanym jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.118). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem wykazuje silny trend malejący, a w 2023 roku wynosiła jedynie ok. 10% wartości z roku 2001.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

Dynamikę biomasy stada tarłowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.119); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).
W latach 2003-2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał silny trend wzrostowy. Jednakże w okresie 2018-2022 oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada obniżyła się znacząco (o ok. 35% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), choć nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o ok. 30%). W roku 2023 biomasa ponownie wzrosła.
Mimo braku analitycznych szacunków dynamiki stada można ocenić, że biomasa stada jest dość wysoka, a intensywność eksploatacji niska.



Rys. II.118. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa w latach 2001-2023 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2024a).

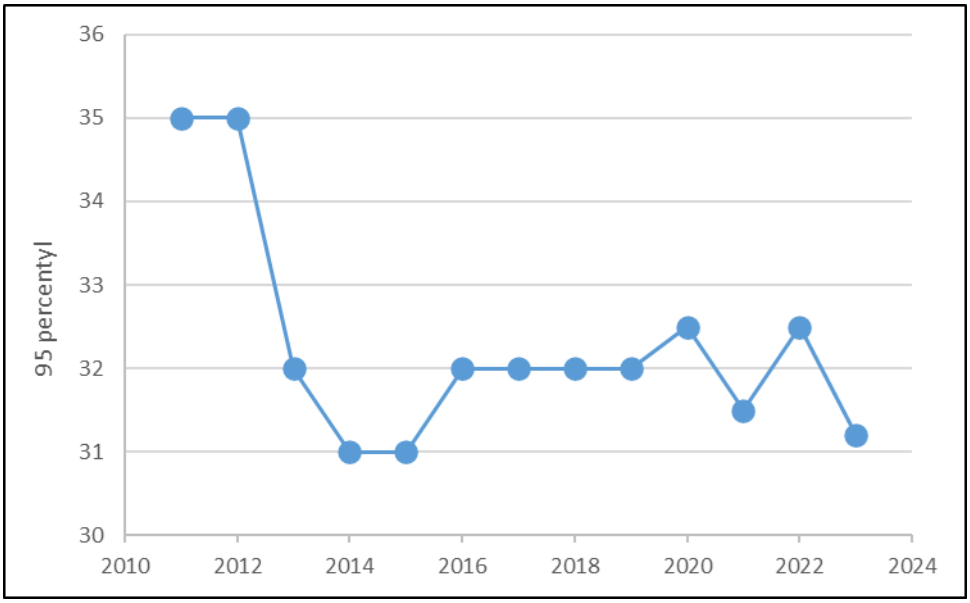


Rys. II.119. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm w latach 2001-2023, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2024a).

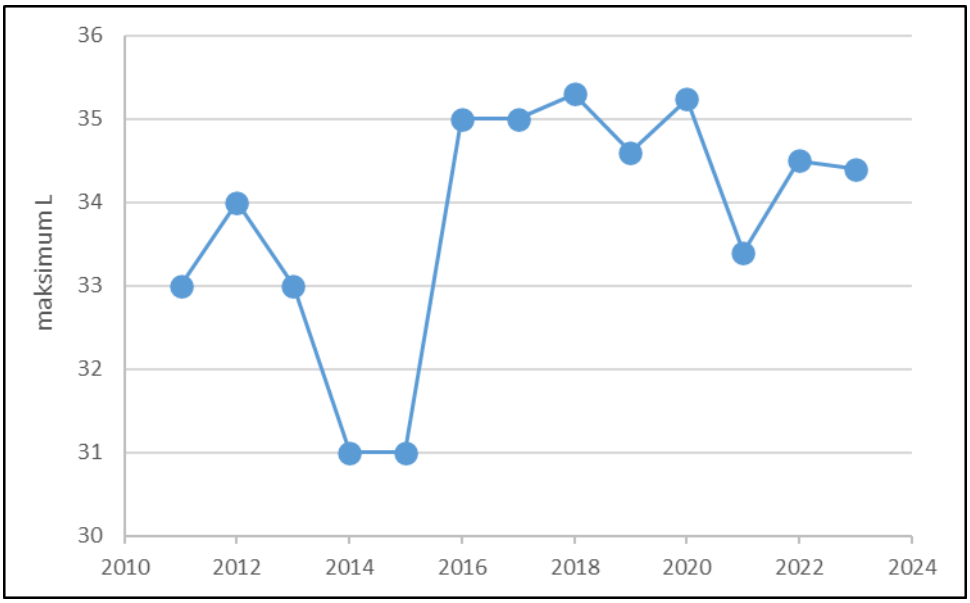
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2023 roku wynosił 31,2 cm i był niższy od średniej wieloletniej (Rys. II.120). Interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. Poza tym na wskaźnik może mieć wpływ tempo wzrostu osobniczego, które przy obserwowanej znacznej dynamice biomasy storni mogło podlegać istotnym zmianom.
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2023 roku wynosiła 34,4 cm (podobnie jak w 2022 r.), nieco przewyższając średnią wieloletnią (Rys. II.121).
Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia długości osiągania dojrzałości płciowej L50% i frakcji ryb większych od tej długości.

Podsumowując, mimo braku ocen analitycznych można stwierdzić, że stan stada storni 24-25 jest dobry: biomasa oceniana na podstawie w połowów badawczych przekracza średnią wieloletnią, a wskaźnik presji rybołówstwa jest niski. Kryteria długościowe są niejednoznaczne. To stado prawdopodobnie spełnia założenia GES, ale brak jest punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



Rys. II.120. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.

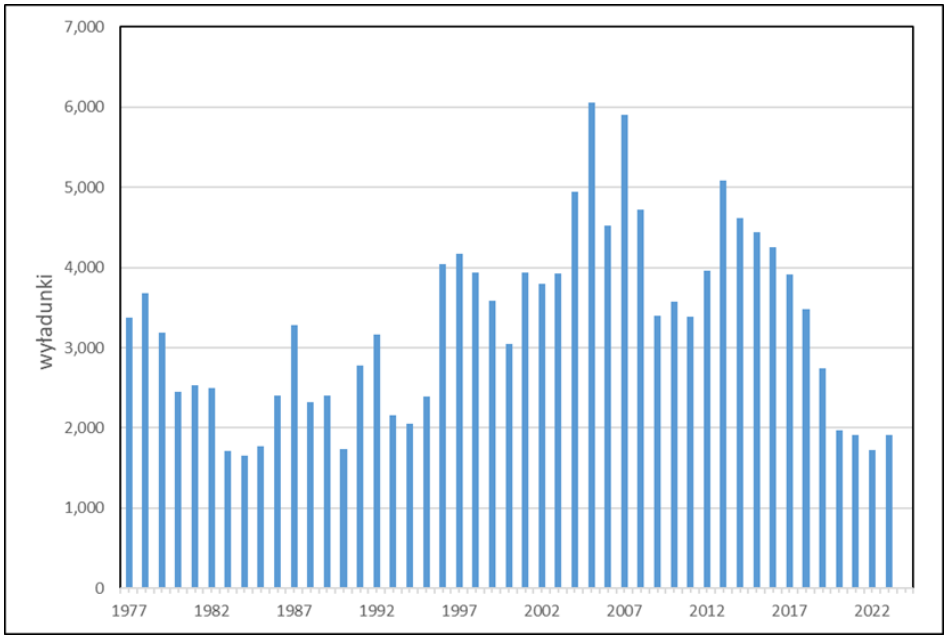


Rys. II.121. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

Wyładunki stada w podobszarach 26 i 28 w okresie od roku 1977 wahały się najczęściej w granicach 2-6 tysięcy ton, wynosząc średnio 3,3 tys. ton (Rys. II.122). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka – kilkanaście procent wyładunków. Wyładunki w latach 2020-2023 roku obniżyły się i były o ok. 40% niższe niż średnia wieloletnia.

Stado zostało ocenione za pomocą modelu stado – produkcja, a przy stosowaniu tej metodyki często przedstawia się wyniki oceny w kategoriach względnych: biomasę w stosunku do biomasy B_{MSY}, a śmiertelność połowową w stosunku do śmiertelności F_{MSY}. Tak też w ramach ICES przedstawiono oceny tego stada storni.



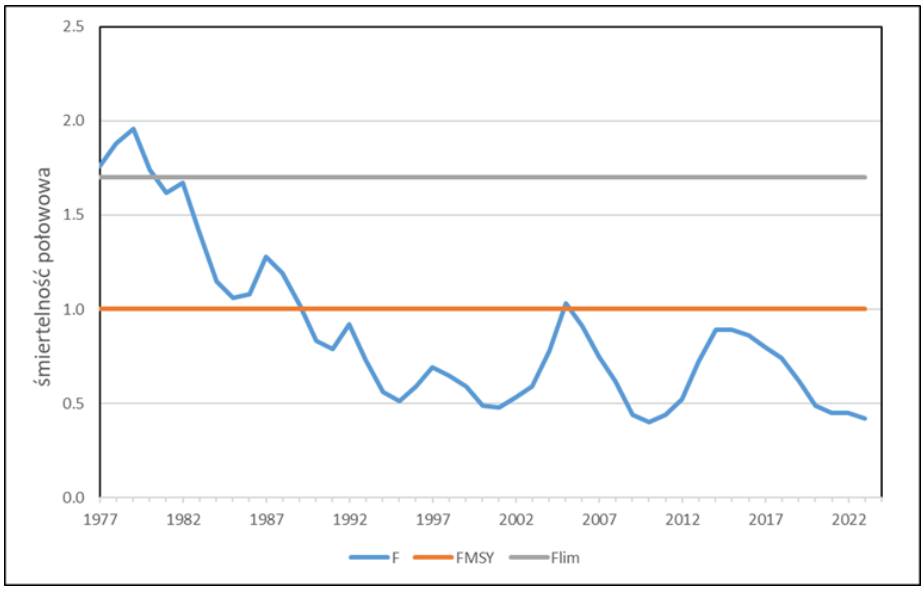
Rys. II.122. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1977-2023 wg danych ICES (2024a).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

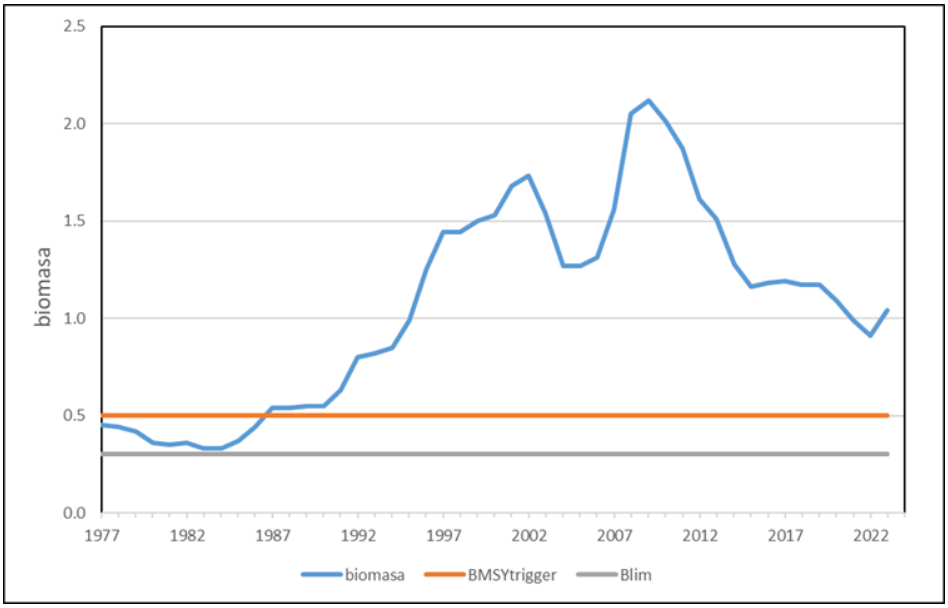
Względna śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w 2023 roku została oceniona na 0,42. Zatem eksploatacja storni w 2023 roku nie przekraczała śmiertelności połowowej prowadzącej do MSY, więc GES w tymże roku został osiągnięty. Podobnie w okresie od lat 90. względna F wahała się w zakresie od ok. 0,5 do F_{MSY} (Rys. II.123), wskazując na osiągniecie GES w zakresie wielkości śmiertelności połowowej.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W 2023 roku względna biomasa storni (w stosunku do B_{MSY}) wynosiła 1,04, zatem znacznie przewyższała $B_{MSYtrigger}$ (względny) określony na 0,5, wskazując na osiągniecie GES w 2023 roku (Rys. II.124). Podobnie w latach poprzednich (od końca lat 80.) biomasa stada przewyższała $B_{MSYtrigger}$.



Rys. II.123. Stornia 26 i 28. Względna śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{lim} wg danych ICES (2024a,b).

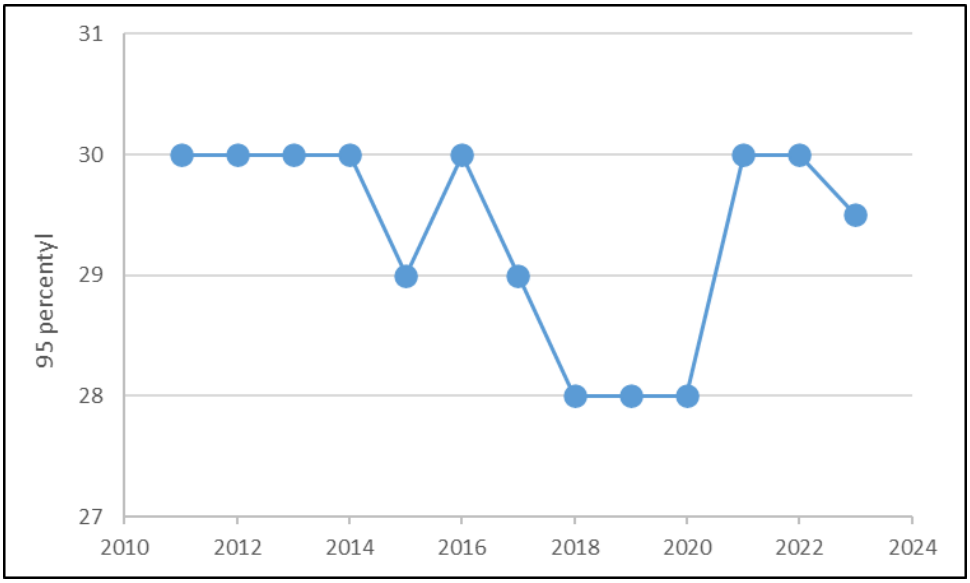


Rys. II.124. Stornia 26 i 28. Względna biomasa stada (w stosunku do B_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i $_{Blim}$ wg danych ICES (2024a,b).

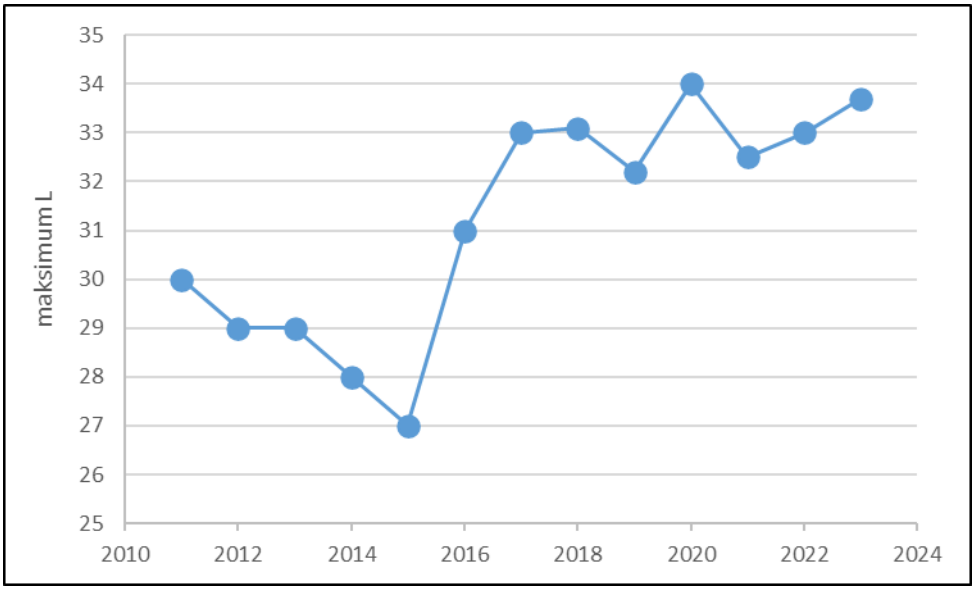
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych obniżył się w 2023 roku (do 29,5 cm), ale nadal przewyższał średnią wieloletnią (Rys. II.125).
Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2023 roku 33,7 cm (Rys. II.126) i znacznie przekraczała średnią z obserwowanej serii lat.
Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia L50% i frakcji ryb większych od tej długości.

Podsumowując, na podstawie wskaźników alternatywnych można ocenić, że stan stada storni 26+28 jest dobry i stado spełnia GES zarówno w zakresie śmiertelności połowowej jak i wielkości biomasy. Kryteria długościowe (wysoki 95 percentyl rozkładu długości i wysoka długość maksymalna) wskazują na znaczny udział ryb starszych i dużych w 2023 r. Może to być dobrą oznaką, ale też może wskazywać na słabą rekrutację i zmniejszony udział ryb młodych i małych.
Wprowadzenie oceny analitycznej znacznie zmieniło postrzeganie dynamiki tego stada. Wskaźniki wydajności z połowów badawczych zostały przeanalizowane za pomocą nowego modelu statystycznego, co wskazało na inną ich dynamikę niż dotychczas przyjmowana. Czas pokaże na ile zastosowany model oceny będzie stabilny, spełniając odpowiednie kryteria wiarygodności.



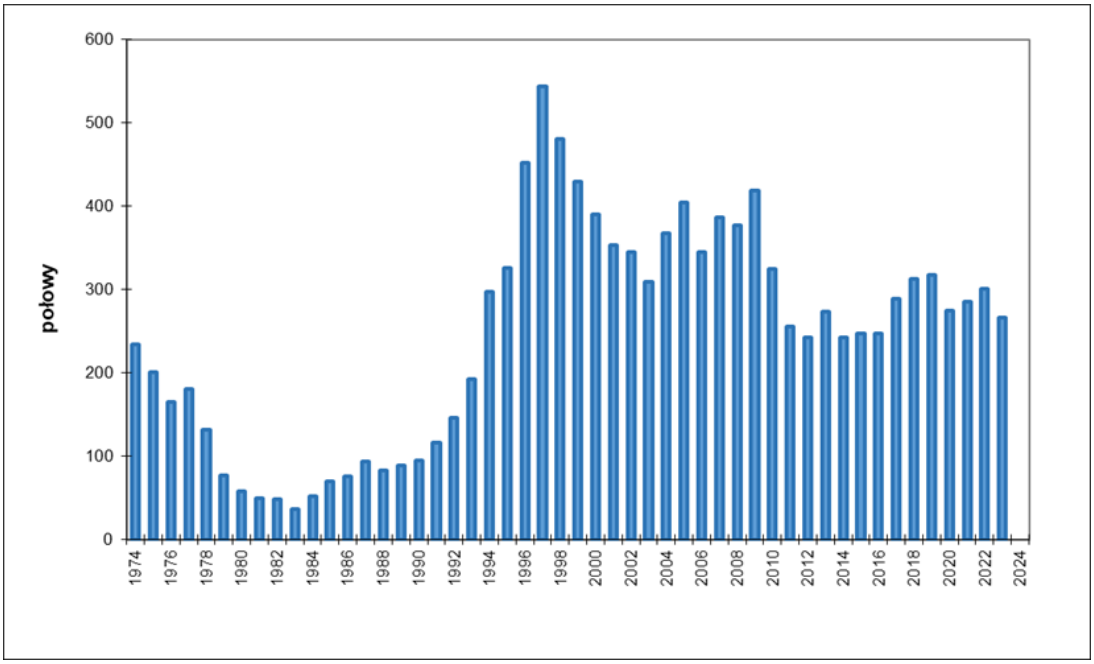
Rys. II.125. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.126. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ub. wieku wzrosły znacząco - z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.127). Następnie połowy obniżały się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250 – 300 tys. ton. Wzrost połowów następował wraz ze wzrostem biomasy, który z kolei był wynikiem urodzenia się kilku bardzo liczebnych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek ich biomasy) na śledziowate.



Rys. II.127. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2023 wg danych ICES (2024a,b).

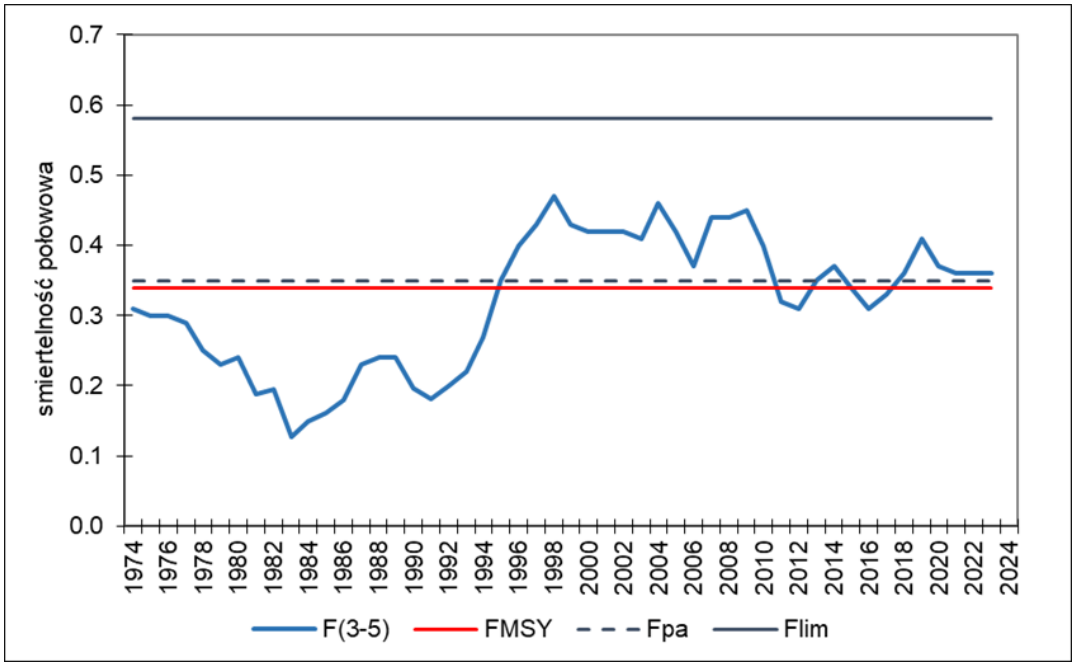
Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające śmiertelność połowową i biomasę stada tarłowego.

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

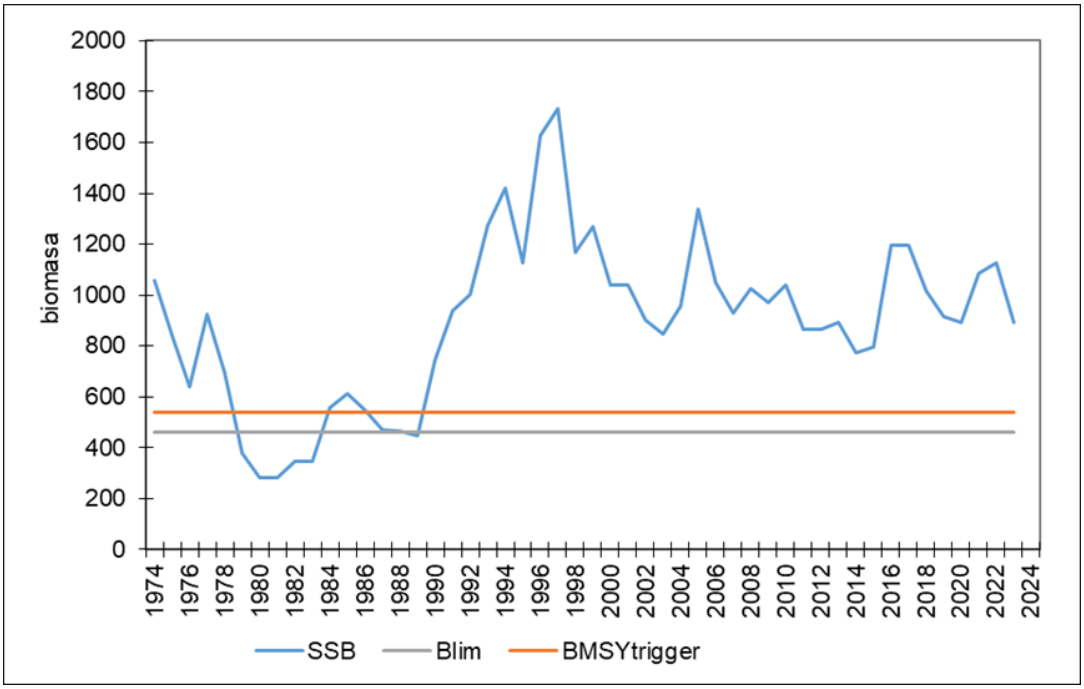
Śmiertelność połowowa w 2023 roku została oceniona na 0,36, wobec wartości FMSY=0,34. Dla szprota wyznaczono również $F_{MSYgórne}$ oceniane na 0,35. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: F_{lim} = 0,58, F_{pa} = 0,35. Eksploatacja szprota w okresie 2020-2023 w niewielkim stopniu przekraczała śmiertelność połowową F_{MSY}, $F_{MSYgórne}$ i F_{pa} (Rys. II.128), zatem GES w zakresie śmiertelności połowowej nie zostało osiągnięte (jednakże poziom eksploatacji szprotów jest bliski GES).

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

Biomasa szprota od lat 90. przewyższa poziomy referencyjne, fluktuując wokół ok. miliona ton. Ocena SSB dla roku 2023 wynosi 890 tys. ton i przekracza wartość referencyjną $B_{MSYtrigger}$ (określoną na podstawie B_{pa} na 541 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim}, wynoszące odpowiednio 541 i 459 tys. ton (Rys. II.129). Zatem GES odnośnie wielkości biomasy został dla szprota osiągnięty.



Rys. II.128. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY}, F_{pa}, F_{lim} wg danych ICES (2024a,b).



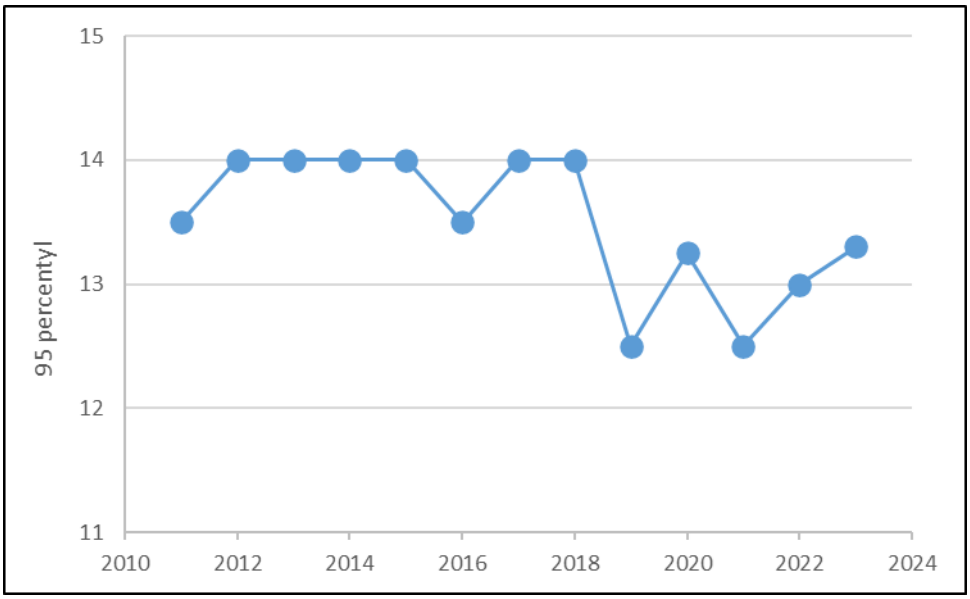
Rys. II.129. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2024a,b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

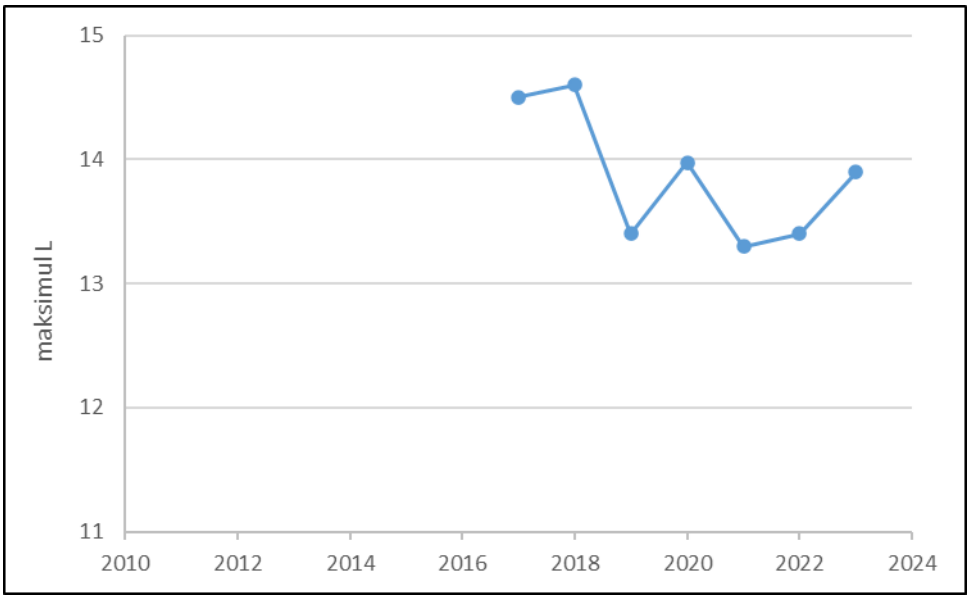
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych nieco wzrósł w 2023 roku (do 13,3 cm), ale była to jedna z niższych obserwowanych od 2011 r. wartości (Rys. II.130). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom. Średnia maksymalna długość odnotowywana w rejsach badawczych w 2023 roku wynosiła 13.9 cm – wartość ta była bardzo bliska średniej wieloletniej (Rys. II.131). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w dłuższej skali czasowej.

W 2023 roku 95% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej. Wskaźnik ten był znacznie wyższy od średniej wieloletniej (Rys. II.132).

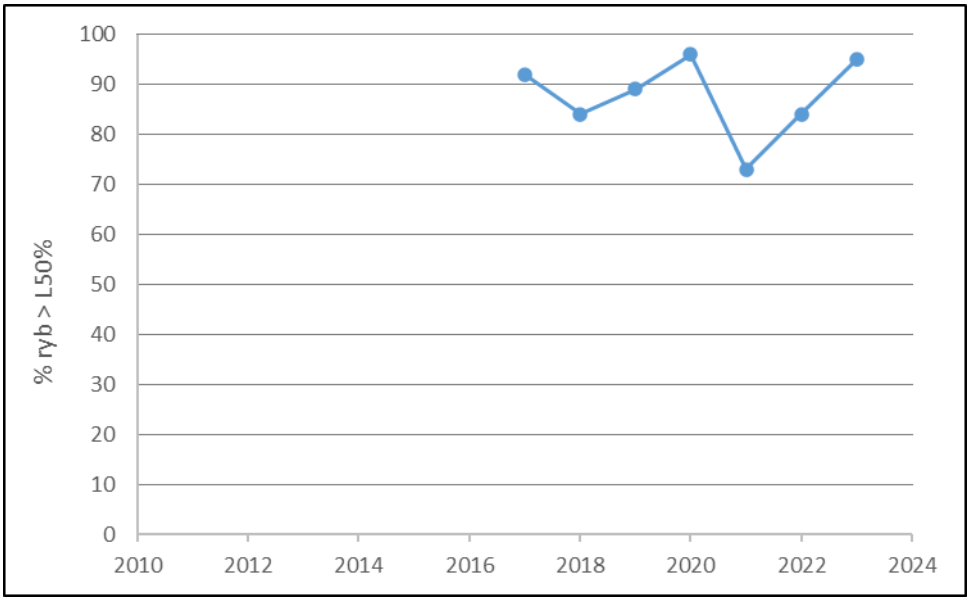
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada szprota 22-32 jest dobry: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych i średniej wieloletniej, a śmiertelność połowowa w niewielkim stopniu przekracza F_{MSY} i granice wyznaczone przez zasadę przezorności. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. Stado spełnia założenia GES w zakresie biomasy, ale nie spełnia ich względem śmiertelności połowowej F_{MSY}.



Rys. II.130. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.131. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

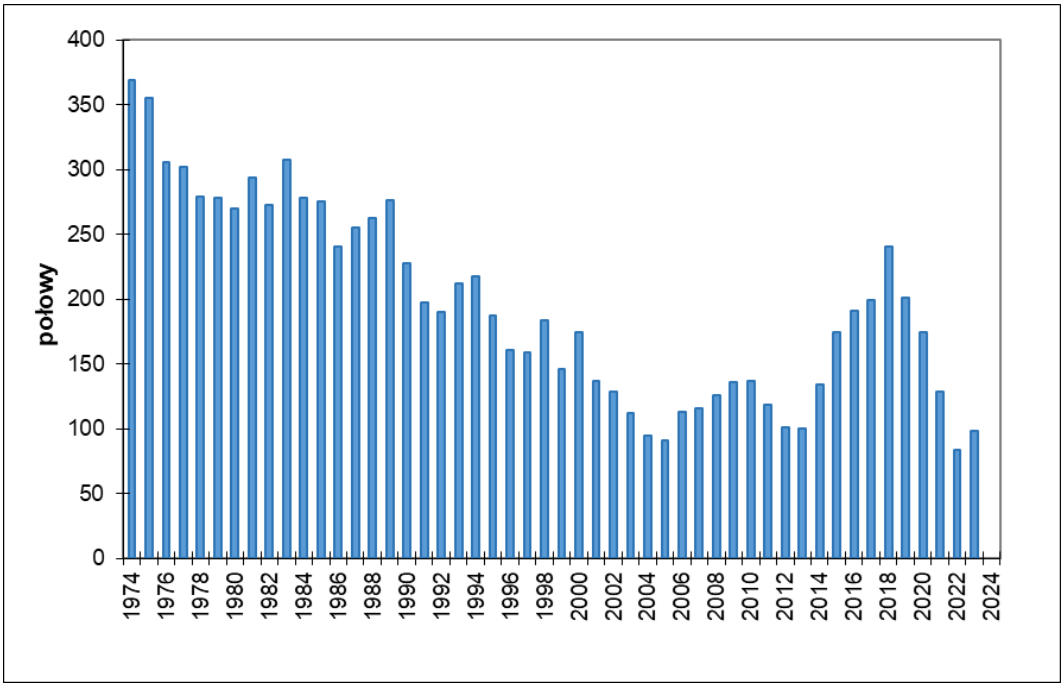


Rys. II.132. Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Stado śledzia w podobszarach 25-29 i 32 z wyłączeniem Zatoki Ryskiej

Wielkość połowów tego stada zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ubiegłym wieku do około 100 tys. ton na przełomie wieków. Następnie połowy wykazywały tendencję wzrostową do 2018 roku, po czym obniżyły się i w 2023 roku złowiono jedynie ok. 99 tys. ton śledzi (Rys. II.133). Na spadek połowów w ubiegłym wieku złożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już „wychodzi" z rybołówstwa.

W związku z ustaloną podczas benchmarku (ICES, 2023) metodologią oceny zasobów tego stada śledzi, wyniki oceny (biomasa i śmiertelność połowowa) są przedstawiane w kategoriach względnych, biomasa w stosunku do $B_{MSYtrigger}$, a śmiertelność połowowa w stosunku do F_{MSY}. Zatem odpowiednim punktem referencyjnym jest tu wartość jeden - stado spełnia GES dla śmiertelności połowowej, gdy stosunek F/F_{MSY} <1, natomiast w przypadku biomasy spełnia GES gdy stosunek $SSB/B_{MSYtrigger}$ >1.



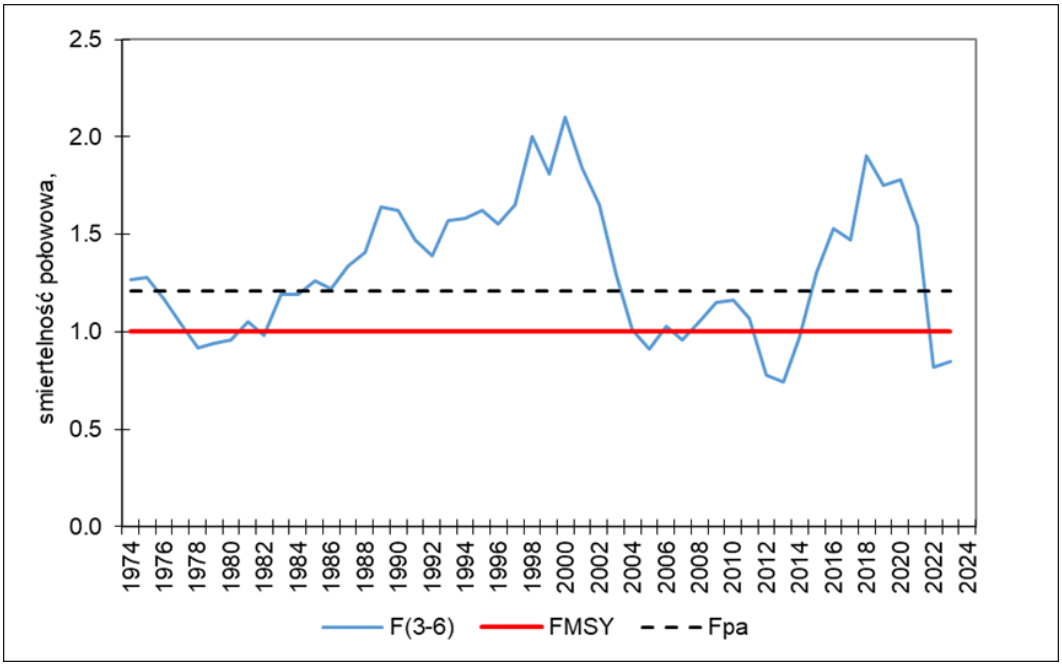
Rys. II.133. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2023 wg danych ICES (2024a,b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

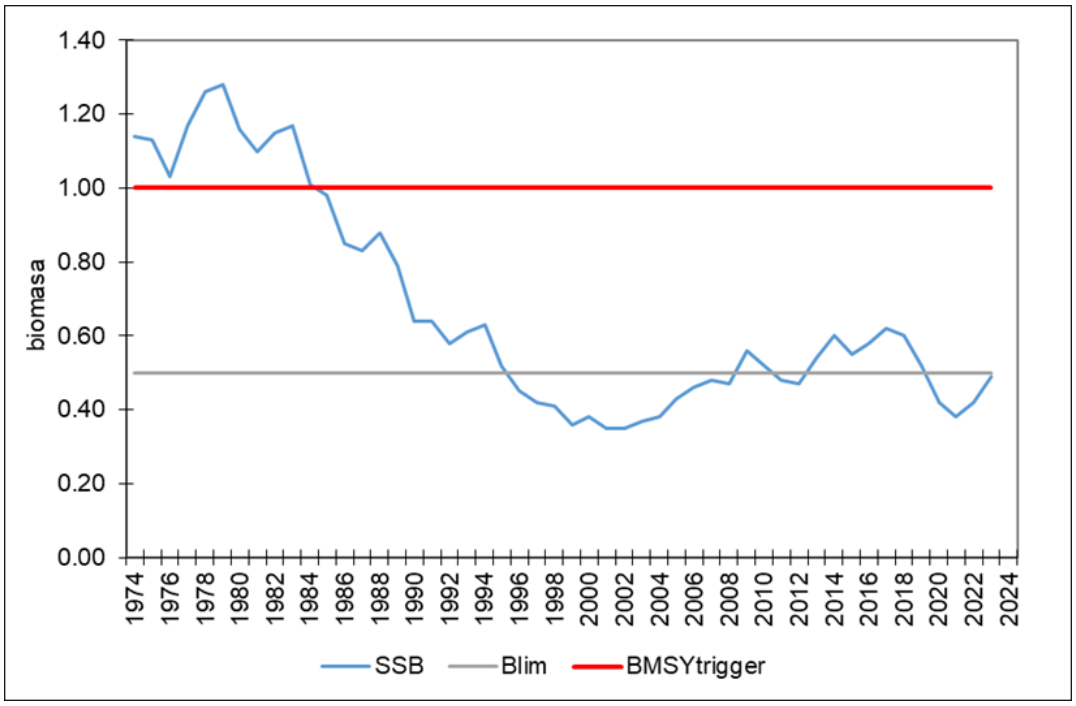
Śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w 2023 roku została oceniona na 0,85, wobec wartości F_{MSY}=1,0, $F_{MSYgórne}$= 1,21 i F_{pa} = 1,21 (wszystkie wartości w stosunku do F_{MSY}). Zatem eksploatacja śledzia w 2023 roku nie przekraczała śmiertelności połowowej prowadzącej do MSY, więc GES w tymże roku został osiągnięty. W poprzednich kilku latach śmiertelność połowowa znacznie przekraczała F_{MSY}, $F_{MSYgórne}$ oraz F_{pa} (Rys. II.134).

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W okresie 2000-2018 biomasa śledzi wzrastała z poziomu ok. 40% do 60% $B_{MSYtrigger}$, następnie obniżała się, a w 2023 roku wynosiła ok. 50% $B_{MSYtrigger}$ (Rys. II.135), zatem GES pod względem biomasy nie był w 2023 roku osiągnięty. Ponadto biomasa stada tarłowego w latach 2020-2023 była niższa od B_{lim}, oceniane na 0,5. Niski stan biomasy w ostatnich latach to efekt bardzo niskiej liczebności pokoleń – spośród roczników 2018-2021 tylko 2018 był zbliżony do przeciętnego, pozostałe miały znacznie niższą liczebność.



Rys. II.134. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do F_{MSY}) śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2024a,b).



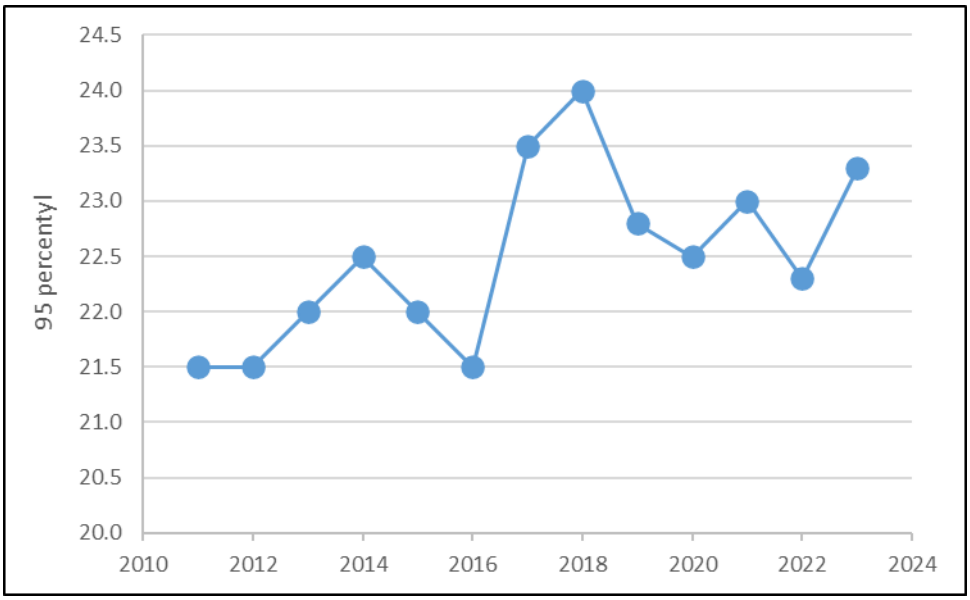
Rys. II.135. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) biomasa stada tarłowego w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2024a,b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

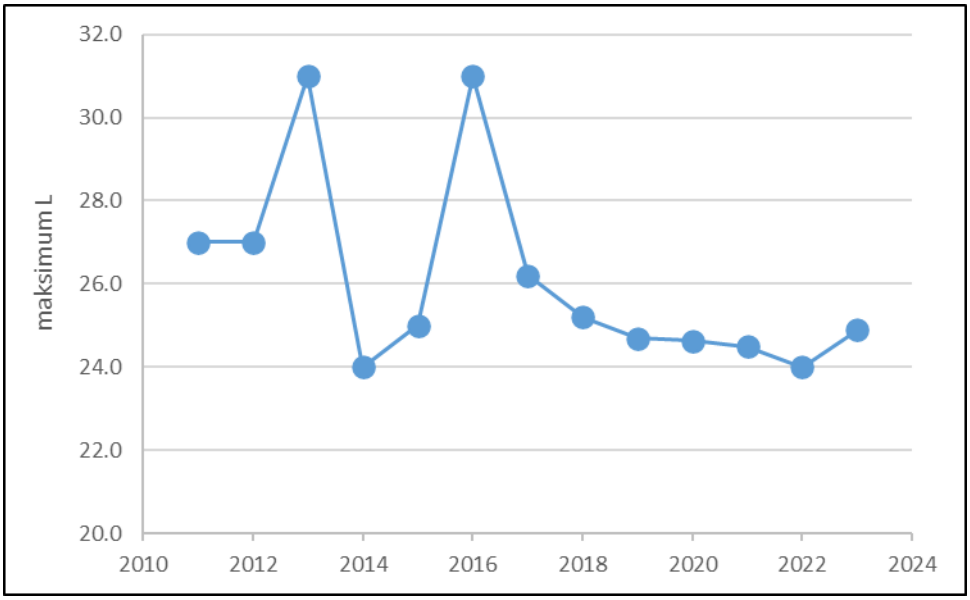
W 2023 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił 23,3 cm – nieco więcej niż średnia wieloletnia (Rys. II.136). W 2014 roku urodziło się bardzo liczebne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2023 roku 24,9 cm i mimo wzrostu o 1 cm, była drugą najniższą wartością w okresie obserwacji (Rys. II.137).

W 2023 roku 89% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.138). W okresie obserwacji wskaźnik ten zmienia się bez wyraźnego trendu wokół średniej ok. 83%.

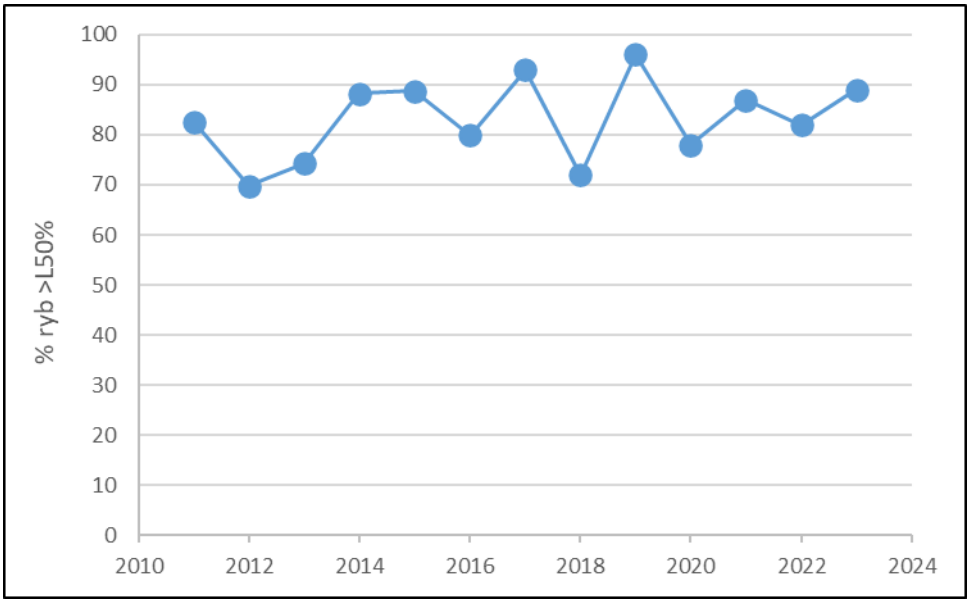
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25-29,32 jest zły: choć śmiertelność połowowa była niższa od F_{MSY} w 2022 i 2023 roku, to biomasa od wielu lat jest znacznie niższa od biomasy referencyjnej wymaganej dla GES. Zdaniem MIR-PIB biomasa referencyjna jest ustawiona zbyt wysoko. Kryteria długościowe nie są spójne (95. percentyl rozkładu długości jest bliski średniej wieloletniej, ale maksymalna długość jest jedną z najniższych w wielolecia). W 2023 r. stado nie spełniało założeń GES w zakresie biomasy, ale spełniało je w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.136. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.137. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



Rys. II.138. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

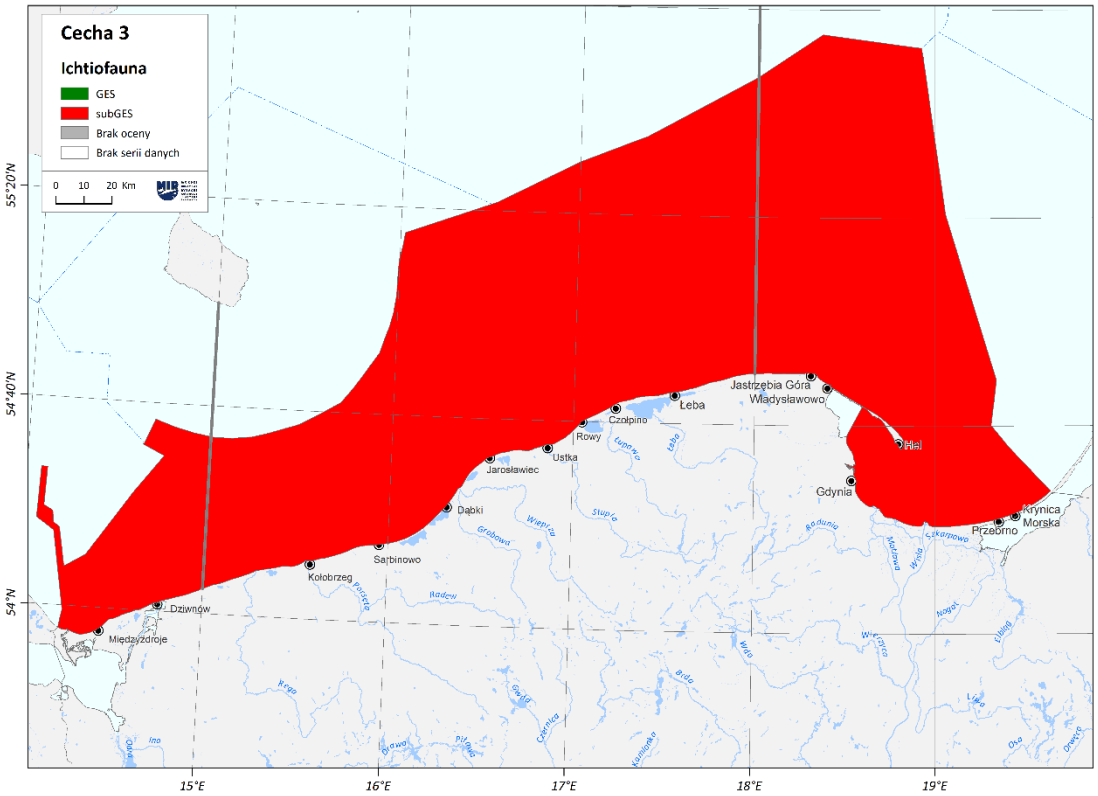
Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie Cechy D3

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały ok. 92% polskich wyładunków w latach 2021-2023.

Ocenę GES za 2023 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium D3C1 i D3C2, zgodnie z rekomendacją ICES (ICES, 2016). GES wg kryterium biomasy stada tarłowego został osiągnięty dla szprota w podobszarach 22-32 i storni w podobszarach 26+28. Natomiast GES wg kryterium śmiertelności połowowej został osiągnięty przez stado śledzia w podobszarach 25-29,32 oraz storni w podobszarach 26+28. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium D3C1 i D3C2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES. Podsumowanie ocen dla roku 2023 przedstawiono w Tabela II.37 i na Rys. II.139.

Tabela II.37. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2023 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony – brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny.

	Kryterium		
Stado	**3.1**	**3.2**	**GES**
dorsz 24-32	?		
stornia 24-25	?	?	?
stornia 26 i 28	GES	GES	GES
szprot 22-32		GES	
śledź 25-29 i 32	GES		
Proporcja stad z GES spośród stad ze znanym statusem	2 z 3	2 z 4	1 z 4
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków analizowanych stad (%)	22	73	0,3
Proporcja stad z nieznanym statusem	2 z 5	1 z 5	1 z 5



Rys. II.139. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2023 roku.

Ocena wiarygodności

Kryterium śmiertelności połowowej zawiera dwa wskaźniki: śmiertelność połowową wyznaczoną w modelach analitycznych oraz stosunek połowu do wskaźnika biomasy. Śmiertelność połowowa szacowana przy użyciu modeli analitycznych ma wysoką wiarygodność ocen. Ta wiarygodność jest sprawdzana m.in. za pomocą tzw. analizy retrospektywnej, polegającej na porównywaniu historycznych wielkości biomas i śmiertelności połowowych w kolejnych ocenach stanu zasobów, i w przypadku większych rozbieżności oceny są weryfikowane w ramach tzw. „benchmark assessment". Śmiertelność połowowa posiada również szereg punktów referencyjnych.

Ponadto przy każdorazowym zastosowaniu modeli prowadzone są testy ich jakości dla nowych danych. Używane dane obejmują kilkadziesiąt lat corocznych badań w poszczególnych kwartałach roku i podobszarach ICES. Zbierane dane dotyczą charakterystyki biologicznej zarówno połowów rybackich jak i połowów badawczych. Regularnie, dla każdego z rozpatrywanych stad dwa razy w roku, prowadzone są międzynarodowe rejsy badawcze z zadaniem względnej oceny zasobów dorszy i płastug (rejsy zaciągami dennymi) oraz śledzi i szprotów (rejsy z zastosowaniem metod akustycznych). Zatem wiarygodność ocen śmiertelności połowowej i wielkości stada jest wysoka.
Z kolei stosunek połowu do wskaźnika biomasy jest wskaźnikiem traktowanym jedynie jako przybliżenie intensywności rybołówstwa, stosowanym w sytuacji, gdy nie ma wystarczających danych do obliczenia śmiertelności połowowej. Wskaźnik ten nie ma wyznaczonych punktów referencyjnych.

Podobnie wskaźnikiem alternatywnym jest wielkości biomasy, wyznaczona na podstawie wyników rejsów badawczych. Taki wskaźnik biomasy z połowów badawczych jest jedynie przybliżeniem zdolności rozrodczej stada, stosowanym, gdy nie ma wystarczających danych do wyznaczenia bezwzględnych wartości biomasy stada tarłowego. Zwykle nie ma dla tego wskaźnika punktów referencyjnych, więc aktualny stan stada można jedynie oceniać na podstawie porównań wskaźnika w serii lat.

Kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Dla wskaźników zaproponowanych przez Komisję dla tego kryterium nie wyznaczono punktów referencyjnych. Zarówno wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, jak i 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych są wrażliwe na liczebność młodych ryb w stadzie. Spadająca wartość tych dwóch wskaźników może sugerować złą sytuację, czyli zmniejszającą się wskutek zbyt intensywnych połowów część stada stanowiącą dojrzałe płciowo, większe osobniki, jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie, czyli sytuację relatywnie dobrą. Przykładem niejednoznaczności tych wskaźników jest stan szprota – wskaźniki podstawowe wskazują na dobry stan stada, podczas gdy kryteria długościowe wskazują na najniższe wartości w obserwowanych latach. Wskaźnik długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny do wyznaczenia i interpretacji. Efekt silnej presji rybołówstwa na długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła może być widoczny dopiero po wielu latach.

Określenie spełniania lub niespełniania GES dla dorsza, śledzia i szprota nie budzi większych wątpliwości, gdyż jest oparte na analitycznych ocenach biomasy i śmiertelności połowowej oraz odniesieniu tych zmiennych do odpowiednich wartości referencyjnych. Stado storni w podobszarach 26+28 zostało ocenione analitycznie po raz pierwszy i wyniki tej oceny są zaskakujące - wskazują na dobry stan stada, podczas gdy dotychczasowe oceny oparte na wskaźnikach alternatywnych sugerowały raczej złą sytuację. Z kolei dla stada storni w podobszarach 24-25 nie ma danych, aby formalnie wykazać GES lub jego brak, ale wskaźniki alternatywne sugerują, że to stado prawdopodobnie spełniałoby GES, gdyby były dostępne wskaźniki podstawowe.

II.4.2. Eutrofizacja

Zgodnie z zaleceniami RDSM znowelizowanej Dyrektywą 2017/845 przeprowadzono ocenę stanu środowiska w roku 2023 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich. Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla cechy D5 – eutrofizacja jako jednej z cech presji, opartych na kryteriach zawartych w decyzji 2017/848, z uwzględnieniem podziału kryteriów na podstawowe i drugorzędne w odniesieniu do oceny dopływu składników pokarmowych oraz materii organicznej. Wskaźniki podstawowe zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo–skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy D5 scharakteryzowano za pomocą wskaźników podstawowych związanych z trzema kryteriami:

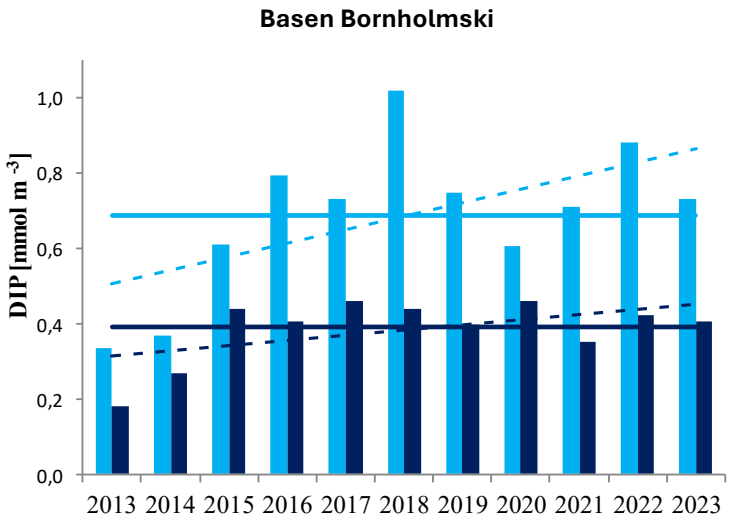
- czynniki sprawcze określone poziomem substancji pokarmowych w środowisku morskim,
- skutki bezpośrednie nadmiaru soli odżywczych, opisywane przez koncentracje chlorofilu *a* oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska solami pokarmowymi, scharakteryzowane przez natlenienie wód przydennych.

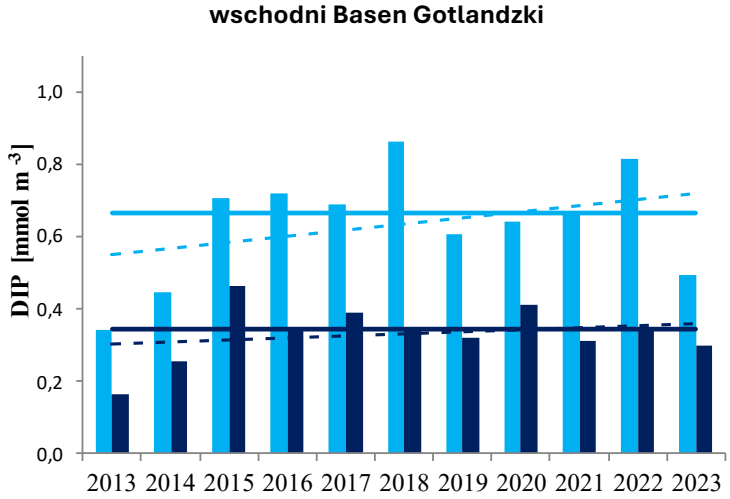
Od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) kontrolowane są regularnie stężenia substancji odżywczych oraz tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu a oraz przeźroczystość. Badania te są wykonywane zgodnie z wytycznymi HELCOM COMBINE. W 2022 r. zostało przeprowadzonych 6 rejsów, podczas których, na 22 stacjach badawczych, rozmieszczonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ), wykonano pomiary w/w parametrów (Rys. II.2). Dla wydzielonych akwenów przeprowadzono analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu *a* oraz przezroczystości na tle dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny

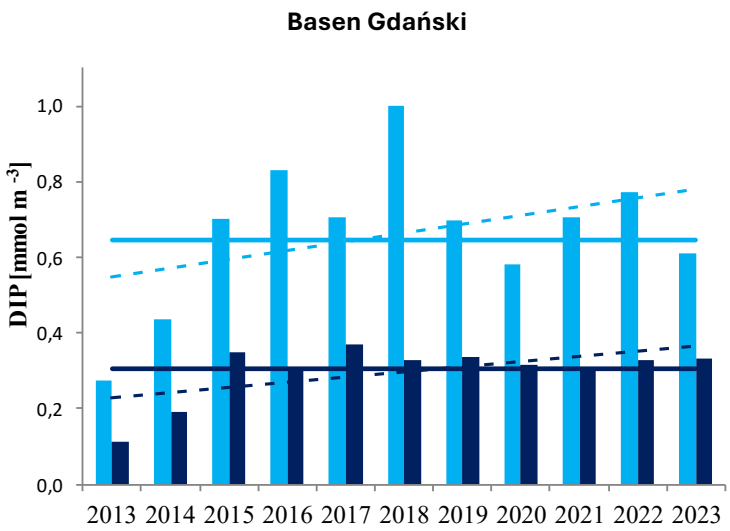
Czynniki sprawcze

Zawartość substancji pokarmowych w wodzie morskiej jest najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji w Morzu Bałtyckim. Sole te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak wlewy z Morza Północnego z apogeum w 2014 r. (Drgas N., 2015). Obraz zmian długoterminowych może zostać zakłócony wpływając na wartości średnie lub przebieg linii trendu.
Poziom nieorganicznych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) badany jest głównie w okresie zimowym, gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, produkcja pierwotna osiąga swoje minimum, a wartości stężeń soli

pokarmowych są najwyższe w ciągu roku. O intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym w głównej mierze decyduje właśnie ta zimowa akumulacja substancji odżywczych.
Na początku lutego 2023 r, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, zostały wykonane badania stanu środowiska morskiego polskiej EEZ. Analiza wykazała spadek zawartości fosforanów w miesiącach zimowych w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej zarówno w poprzednim roku jak i średniej z wielolecia 2013-2022. Wyjątkiem był tu Basen Bornholmski, gdzie średni poziom nieorganicznych związków fosforu w okresie zimowym był nieco wyższy od średniej z wielolecia. W przypadku średnich rocznych, świadczących o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, również zanotowano spadek stężeń tych związków w poszczególnych akwenach w porównaniu z rokiem poprzednim, jednak spadek ten był niewielki. Nadal więc utrzymywała się niekorzystna tendencja obserwowana w ostatnim dziesięcioleciu. Stężenia fosforanów w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2023 r. nadal utrzymywały się na wysokim poziomie (Rys. II.140). Przełożyło się to na utrzymanie wzrostowej tendencji we wszystkich badanych akwenach zarówno zimowej puli nieorganicznych związków fosforu jak i średnich rocznych stężeń. Zjawisko to obserwuje się szczególnie od 2014 r., co można pośrednio przypisać skutkom wlewów wód z Morza Północnego (Feistel 2016).



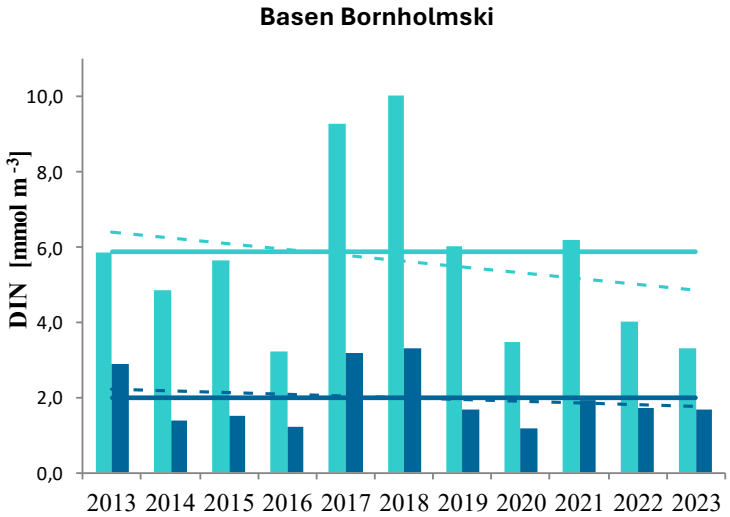


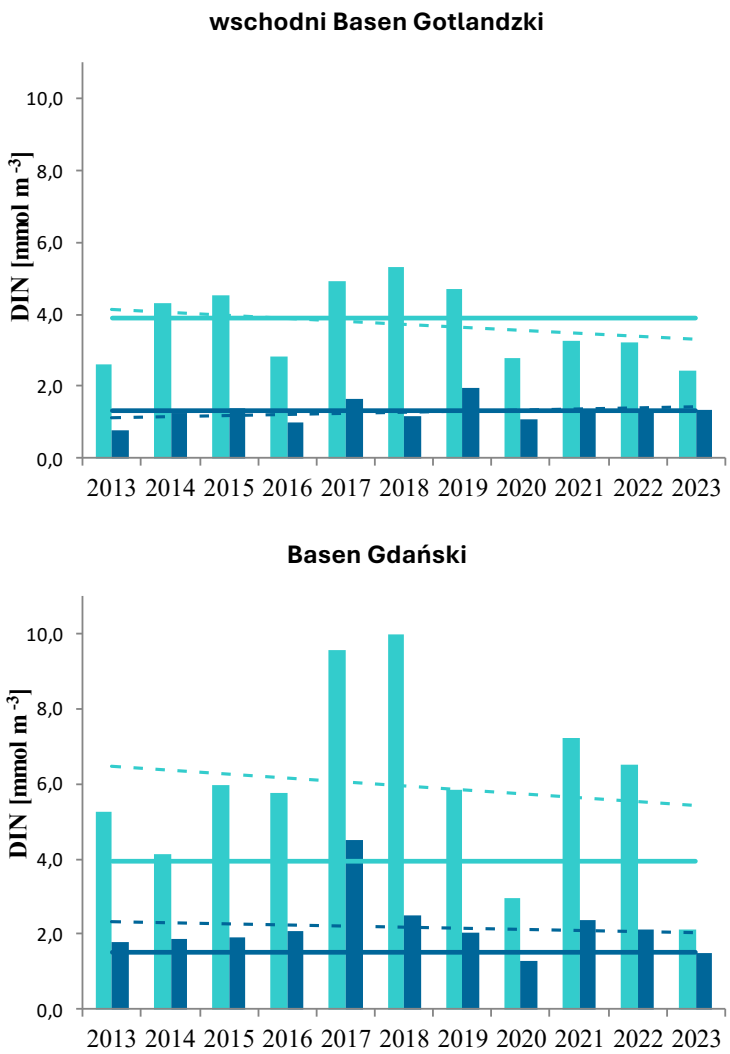


Rys. II.140. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej morza średnie stężenia tych związków w okresie zimowym 2023 r. były niższe zarówno w porównaniu z rokiem ubiegłym jak i średnią wieloletnią 2013-2022. Takie zmiany w omawianym roku badań wpłynęły na pojawienie się pożądanej tendencji spadkowej średnich wartości stężeń azotu nieorganicznego w miesiącach zimowych.

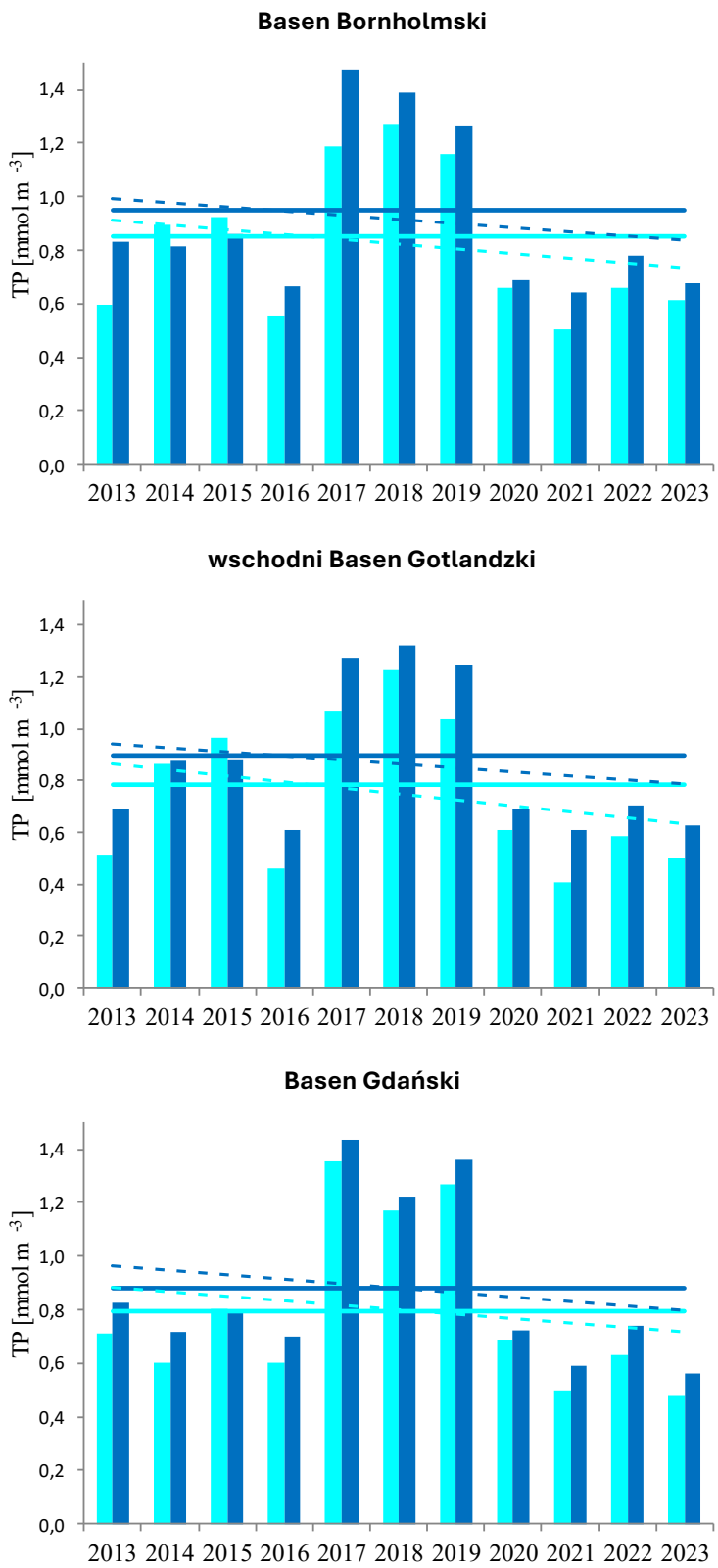
Roczne zawartości mineralnych związków azotu z 2023 r. były nieznacznie niższe zarówno od średniej z ostatniej dekady, jak i w stosunku do poprzedniego roku, w związku z czym tendencje omawianego wskaźnika na badanym obszarze były niejednoznaczne (Rys. II.141).





Rys. II.141. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013-2022, linie przerywane – tendencje.

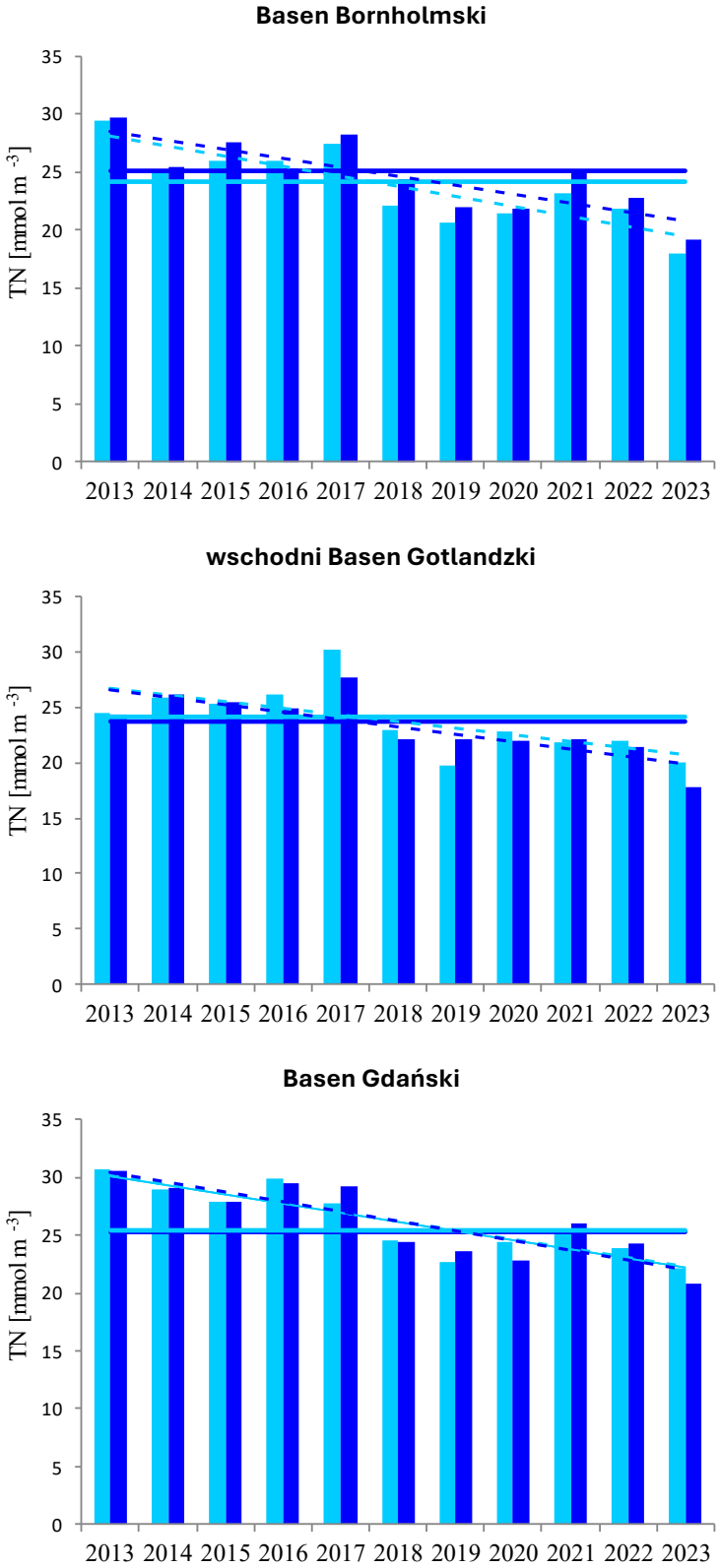
Kolejne wskaźniki eutrofizacji to stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w poszczególnych akwenach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej przedstawiają odpowiednio Rys. II.142 oraz Rys. II.143. Średnie stężenia fosforu całkowitego w warstwie powierzchniowej, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, były w 2022 r. niższe w porównaniu z rokiem poprzednim, i nadal niższe od średniej z ostatniej dekady (Tabela II.38). Pozwoliło to na utrzymanie pozytywnych zmian z przedniego roku i utrzymanie spadkowa tendencja średnich stężeń fosforu całkowitego we wszystkich badanych akwenach w sezonie letnim jak i w odniesieniu do całego roku.



Rys. II.142. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, średnie wartości stężeń utrzymywały się poniżej średniej z poprzedniego roku jak

i wieloletniej 2012-2021. Pozwoliło to na zachowanie pozytywnego kierunku zmian w badanych akwenach: utrzymała się słaba tendencja spadkowa obserwowana w poprzednich latach (Rys. II.143).



Rys. II.143. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013-2022, linie przerywane – tendencje.

Tabela II.38. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2023 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2013–2022) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

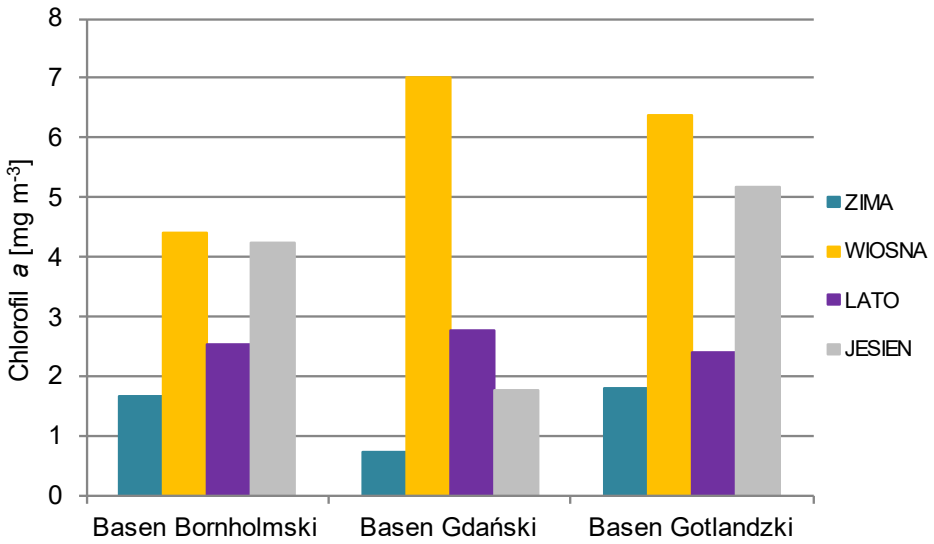
Akwen	okres	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2023	0,73 ↓	3,31 ↓	0,61 ↓	18,01 ↓
	2013-2022	0,69	5,89	0,85	24,13
wschodni Basen Gotlandzki	2023	0,49 ↓	2,42 ↓	0,50 ↓	19,96 ↓
	2013-2022	0,67	3,89	0,79	24,10
Basen Gdański	2023	0,61 ↓	2,12 ↓	0,48 ↓	22,18 ↓
	2013-2022	0,65	3,94	0,79	25,48

Skutki bezpośrednie

Skutkiem dużej dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim są intensywne zakwity fitoplanktonu.

W większości przypadków ich efektem jest zwiększenie koncentracji chlorofilu *a* w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu *a* ocenia się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu *a* w wodzie morskiej.

W 2023 r. najwyższa produkcja pierwotna w poszczególnych akwenach została odnotowana w sezonie wiosennym z maximum w Basenie Gdańskim (Rys. II.144). W wodach badanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu *a* w sezonie letnim były niższe od średnich rocznych (Tabela II.39.). Wynika to z faktu, iż najintensywniejszy zakwit zarejestrowano wiosną.



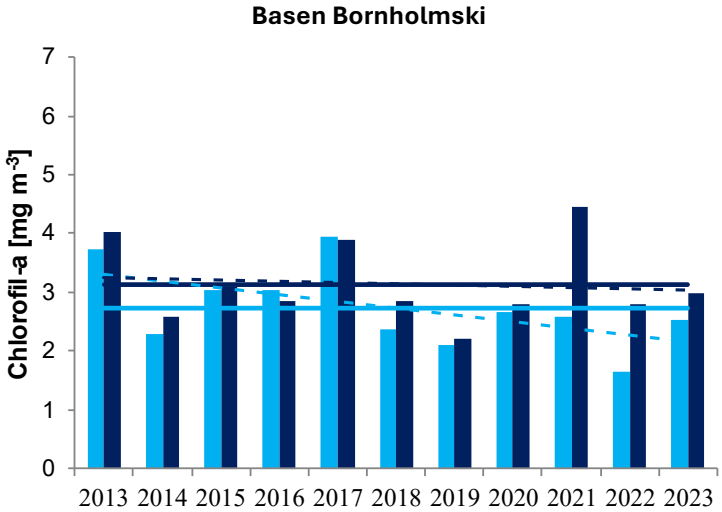
Rys. II.144. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu *a* [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2023 r. (0-10 m).

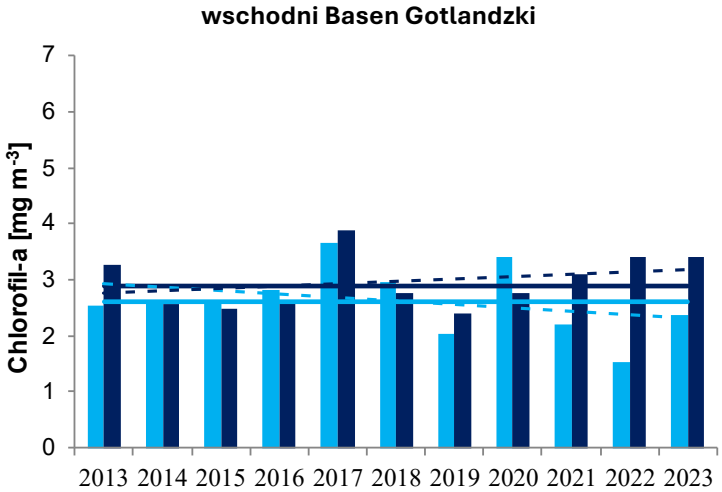
W 2023 średnie wartości koncentracji chlorofilu *a* w okresie letnim były nadal niższe od średniej z ostatnich dziesięciu lat (2013-2022). Pozwoliło to na utrzymanie (jak w Basenach Bornholmskim i Gotlandzkim) lub zarysowanie (jak w Basenie Gdańskim), nikłej, ale pozytywnej inklinacji zmian tego parametru. I to pomimo, iż wartości w omawianym roku były już wyższe niż te z roku 2022.

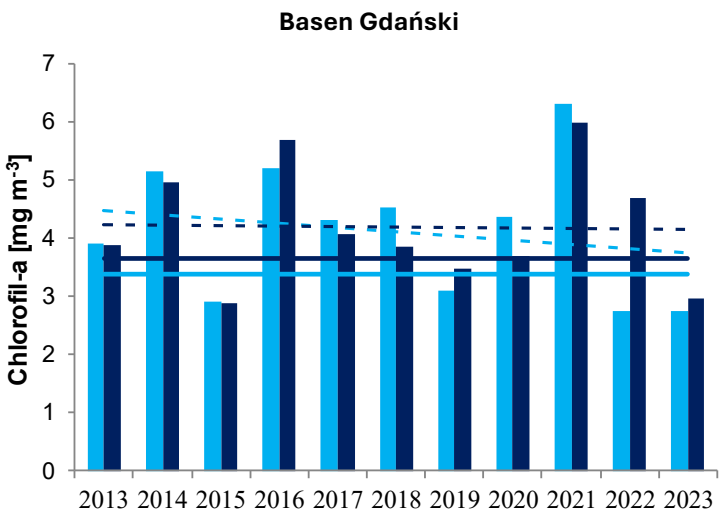
Rozpatrując średnie zawartości badanego parametru w cyklu całorocznym stwierdzono niewielki wzrost tego wskaźnika w porównaniu z rokiem poprzednim w całym monitorowanym obszarze, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, gdzie nastąpił zdecydowany spadek tej wartości. Z kolei porównanie średnich rocznych z 2023 oraz z wielolecia 2013-2022 wykazało, iż wartości z roku oceny były niższe niż średnia z ostatniej dekady, zarówno w Basenie Bornholmskim jak i Basenie Gdańskim. Tylko we wschodnim Basenie Gotlandzkim sytuacja była odwrotna. Reasumując: w odniesieniu do średnich koncentracji analizowanego parametru w cyklu całorocznym nie zarejestrowano wyraźnych tendencji zmian. (Rys. II.145).

Tabela II.39. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu *a* w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2023 r.; (średnie z okresu 2013–2022) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku)

Akwen	okres	Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2023	2,53 ↑	2,98 ↑
	2013-2022	2,72	3,14
wschodni Basen Gotlandzki	2023	2,38 ↑	3,41 ↑
	2013-2022	2,62	2,89
Basen Gdański	2023	2,75	2,96 ↓
	2013-2022	3,40	3,66







Rys. II.145. Zmiany zawartości chlorofilu *a* w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje.

Parametrem powiązanym z produkcją pierwotną, jest oprócz zawartości chlorofilu *a*, także przezroczystość wody. Spadek przezroczystości wody, wywołany jest w głównej mierze wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej. Jest to pośredni efekt wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. Może też być skutkiem dopływu zawiesiny materii organicznej. Obniżenie przezroczystości może powodować spadek miąższości warstwy eufotycznej, w której odbywa się produkcja pierwotna zarówno fitoplanktonu jak i fitobentosu.

Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc głównie z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zwartości chlorofilu *a*.

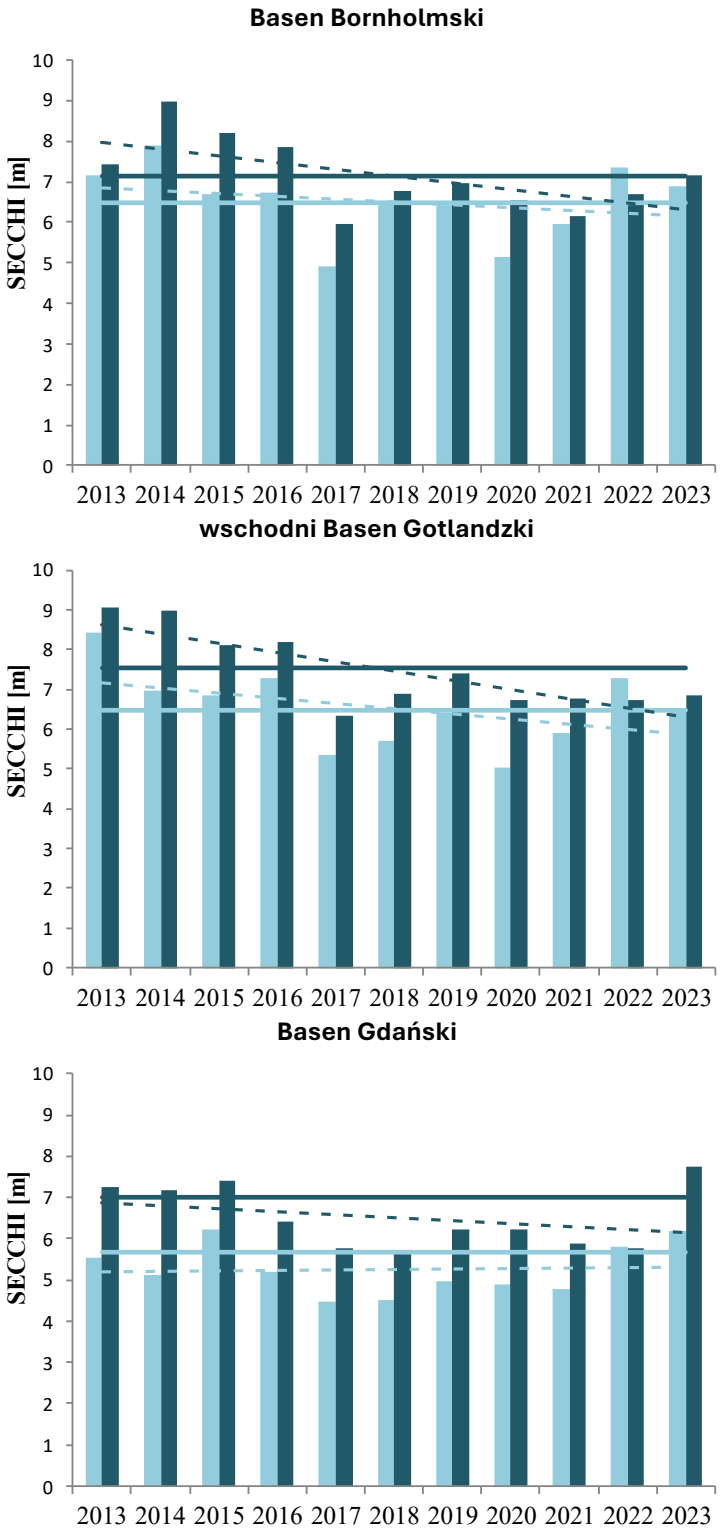
W 2023 r. przezroczystość wody w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich zmieniała się w zakresie od 2,5 do 14 m. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią przezroczystość w sezonie letnim odnotowano w Basenie Gdańskim, a najwyższą w Basenie Bornholmskim (Tabela II.40). W 2023 r. średnie głębokości widzialności krążka Secchi'ego w miesiącach letnich w poszczególnych akwenach były niższe od średniej z poprzedniego roku (oprócz Basenu Gdańskiego), ale wyższe od średniej z ostatniej dekady. Taki układ miał bezpośrednie przełożenie na utrzymanie się niekorzystnych tendencji zmian tego wskaźnika w obszarze objętym badaniami. Wyjątkiem był tu Basen Gdański, gdzie średnia z sezonu letniego, wyższa niż w roku poprzednim, wpłynęła na zahamowanie niekorzystnych inklinacji.

Tabela II.40. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2023 r.; (średnie z okresu 2013–2022). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

Akwen	okres	Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2023	6,9 ↓	7,2 ↑
	2013-2022	6,5	7,2
wschodni Basen Gotlandzki	2023	6,5 ↓	6,9 ↑
	2013-2022	6,5	7,5
Basen Gdański	2023	6,2 ↑	7,8 ↑
	2013-2022	5,7	7,0

Średnie całoroczne, czyli wskaźniki uwzględniające wpływ zakwitów wiosennego i jesiennego na głębokość warstwy eufotycznej, były również niższe od średniej z ostatnich dziesięciu lat 2013-2022 z wyjątkiem Basenu

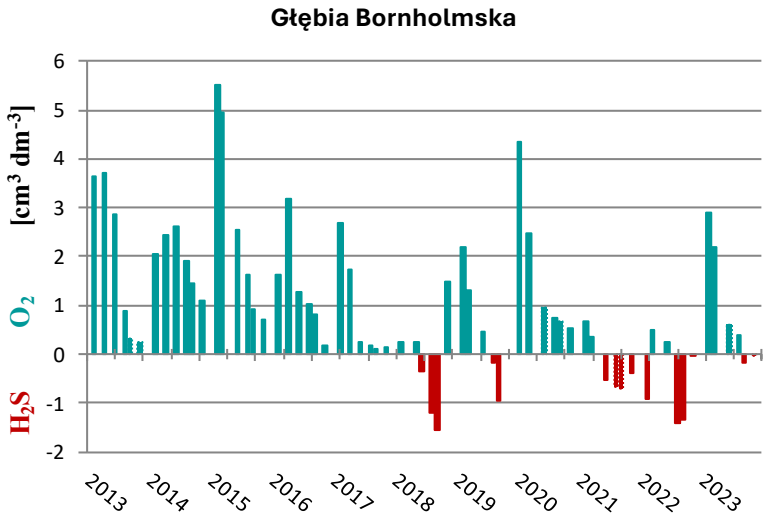
Gdańskiego Niestety wszystkie opisane zależności nie wpłynęły na odwrócenie niekorzystnych tendencji w ostatnim dziesięcioleciu, a więc nie zaobserwowano inklinacji w kierunku zwiększenia średniej głębokości widzialności krążka Secchi'ego (Rys. II.146).

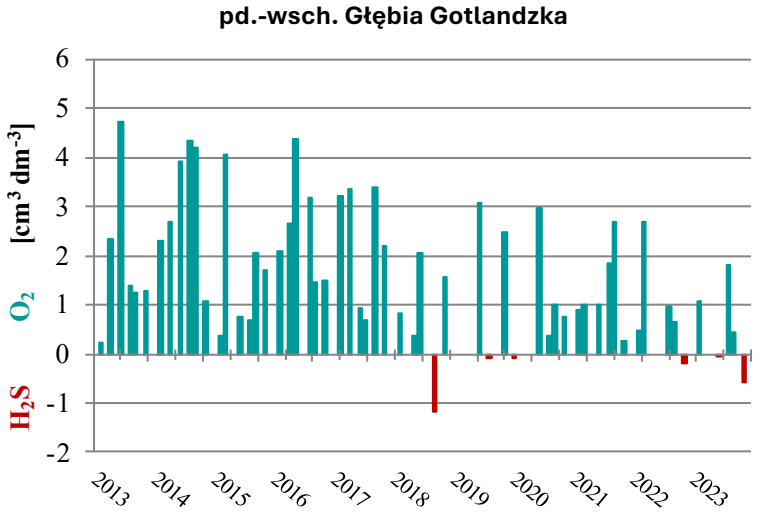


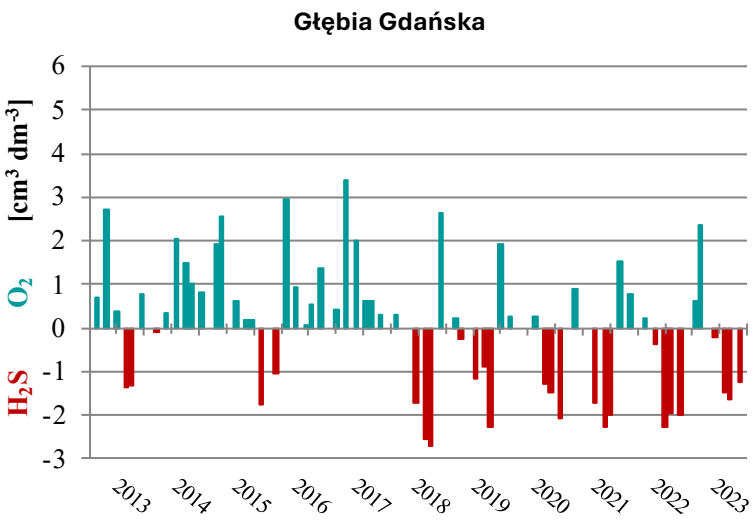
Rys. II.146. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje.

Skutki pośrednie

Spadek natlenienia wód przydennych jest pośrednim skutkiem nadmiaru substancji odżywczych w środowisku morskim Bałtyku. Natlenienie warstw przydennych jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu do warstwy przydennej odpowiedzialne są głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego (Hansson 2009, Conley 2011).
Analiza zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w warstwie przydennej pozwala na ocenę poziomu deficytu tlenu w tym obszarze (Rys. II.147). Wskaźnikiem jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy, mniejsze czy większe występujące w omawianym okresie 2012-2021, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.148). W kolejnych latach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który prowadził do powrotu deficytu tlenowego w strefie przydennej, a następnie nawet do pojawiania się siarkowodoru w głębiach polskich obszarów morskich.







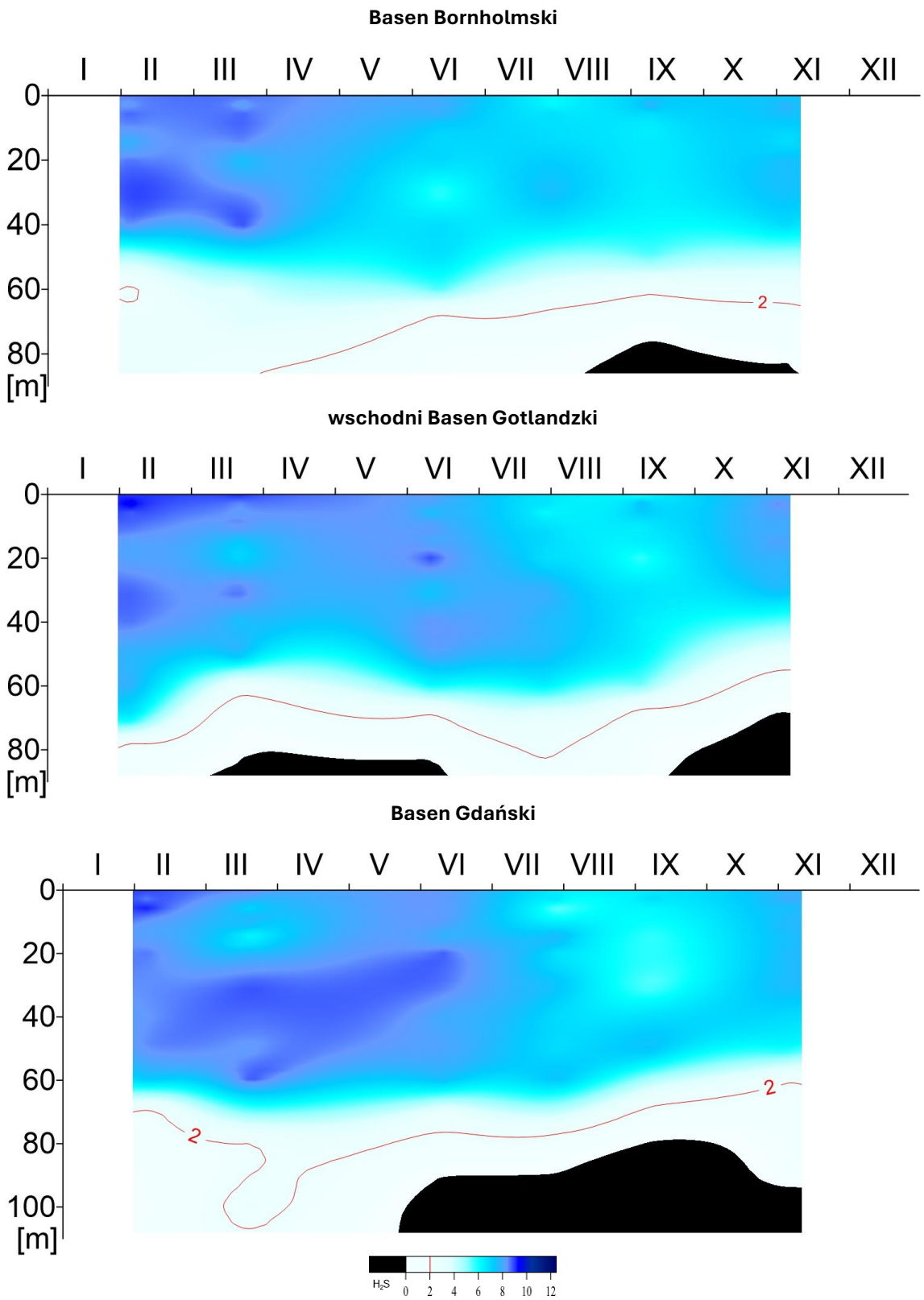
Rys. II.147. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2013–2023. siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Dzięki dobrej wymianie wód oraz cyrkulacji (brak piknokliny, pojawianie się upwelling'ów), wody przydenne obszarów płytkowodnych były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie nie spadało poniżej wartości 4,2 $cm^3\ dm^{-3}$ (Tabela II.41).

Tabela II.41. Minimalne stężenie tlenu [$cm^3\ dm^{-3}$] przy dnie w lecie 2023 r. w polskich obszarach morskich (min. 2013–2022).

Akwen	okres	strefa	O_2 min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2023 2013-2022	głębokowodna	-0,17 ↑ -1,69
	2023 2013-2022	płytkowodna	5,46 ↑ 3,78
	2023 2013-2022	Zatoka Pomorska	4,24 ↓ 3,91
wschodni Basen Gotlandzki	2023 2013-2022	głębokowodna	-0,05 ↑ 2,24
	2023 2013-2022	płytkowodna	5,31 ↓ 4,00
Basen Gdański	2023 2013-2022	głębokowodna	-1,65 ↑ -2,70
	2023 2013-2022	głębokowodna	-0,17 ↑ -1,69

siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu



Rys. II.148. Izoplety stężeń tlenu [$cm^3\ dm^{-3}$] w 2023 w głębiach polskich obszarów morskich.

Ocena eutrofizacji

Na podstawie podręcznika eutrofizacji przygotowanego w HELCOM w ramach projektu HOLAS (HELCOM 2015) i zastosowanego w aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich, zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM), przeprowadzono w 2023 r. ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji. Ocenę eutrofizacji wykonano w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, dla trzech głębokowodnych basenów otwartego morza, zbieżnych z akwenami zastosowanymi w aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich (Rys. II.2). Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe, które posłużyły do wyliczenia współczynników eutrofizacji (ER), z wykorzystaniem wartości progowych dobrego stanu środowiska GES i zastosowaniem wag, a następnie po odpowiedniej agregacji, zostały ostatecznie odniesione do dwustopniowej skali rekomendowanej przez RDSM, czyli stan odpowiedni/dobry (GES) lub nieodpowiedni/zły (subGES). Dobry stan środowiska morskiego opisują wartości ER mniejsze od 1.

W 2023 r. tylko dwa wskaźniki związane z poziomem substancji odżywczych w środowisku morskim osiągnęły wartość docelową RDSM: było to stężenie nieorganicznych związków azotu (DIN) oraz fosforu całkowitego (TP) w wodach dwóch akwenów: Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Niestety, nie wpłynęło to na ogólną ocenę eutrofizacji w wodach polskich obszarów morskich i, w konsekwencji, żaden z obszarów morskich objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Tabela II.42).

Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2023 r. w zakresie eutrofizacji uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe fosforanów przekraczających nawet dwukrotnie wartości graniczne. A także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni (Rys. II.149–Rys. II.152).

Tabela II.42. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2023 roku (źródło danych PMŚ)

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy **	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	1,32	2,43	1,25	1,00	1,50	1,40	1,03	1,36	1,26	1,32	1,11	1,21	sub GES (1,50)
polskie wody Basenu Gdańskiego	0,50	1,69	1,18	0,80	1,04	1,25	1,05	1,71	1,34	1,53	2,76	2,14	sub GES (2,14)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	0,93	1,70	1,21	0,74	1,15	1,25	1,17	2,02	1,48	1,53	1,20	1,36	sub GES (1,48)

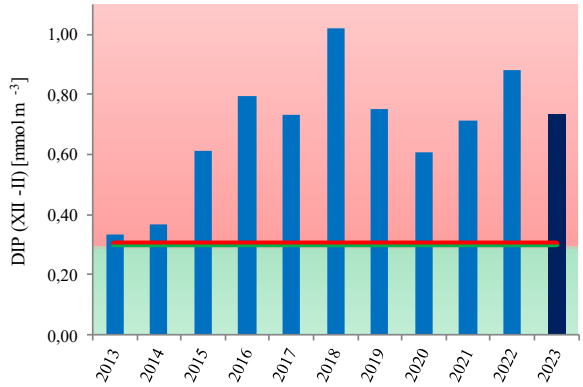
* wartości przeliczone z III oceny holistycznej Morza Bałtyckiego (HOLAS 3) z okresu 2016-2021

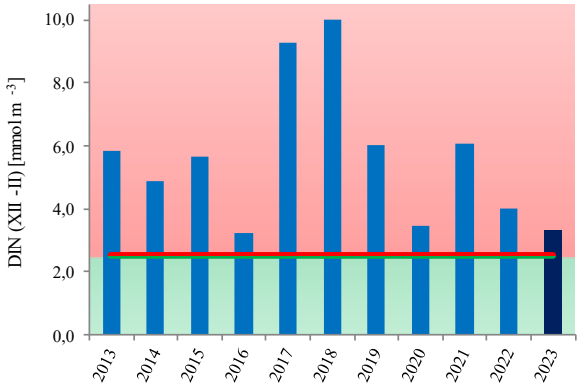
** dostępne wartości wskaźnika z okresu 2016-2020

GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

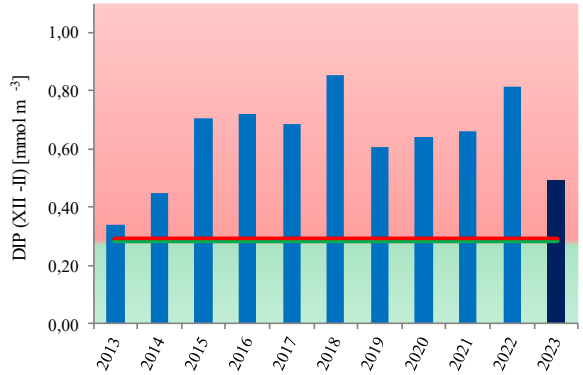
DIP	DIN

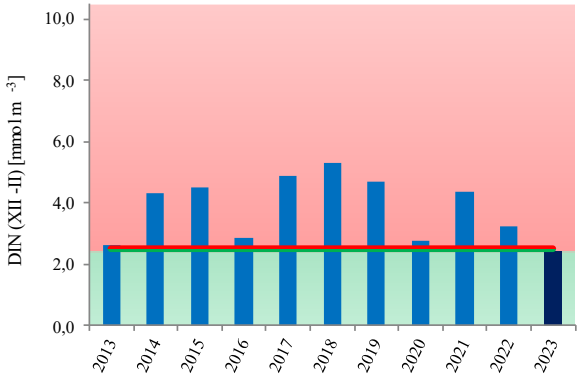
Basen Bornholmski



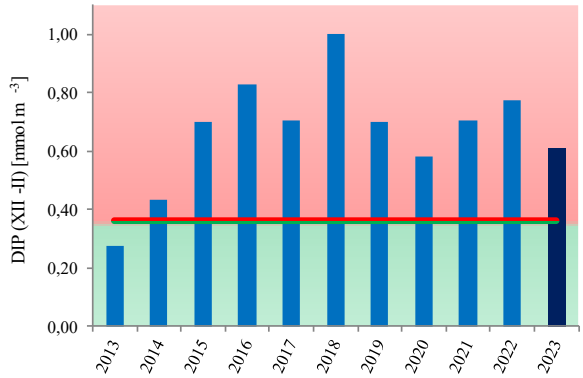


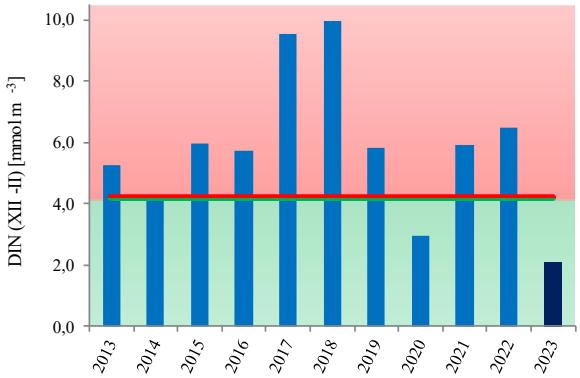
wschodni Basen Gotlandzki





Basen Gdański

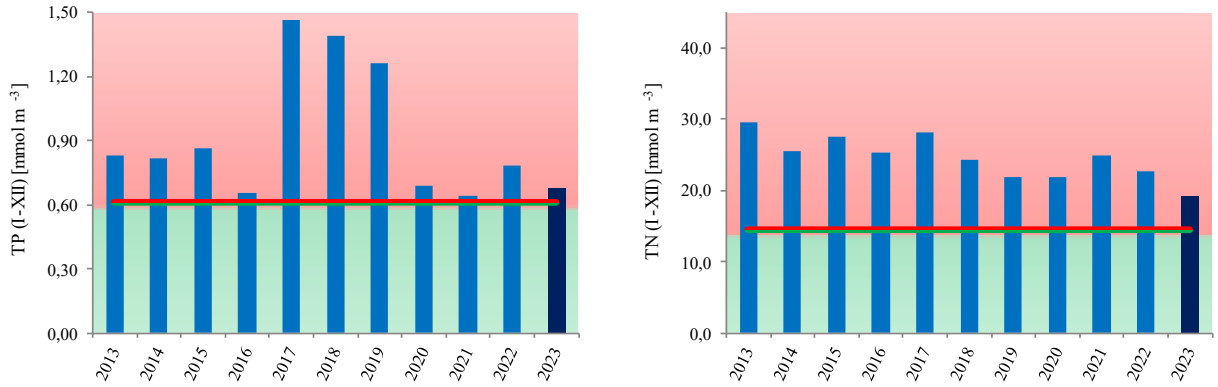




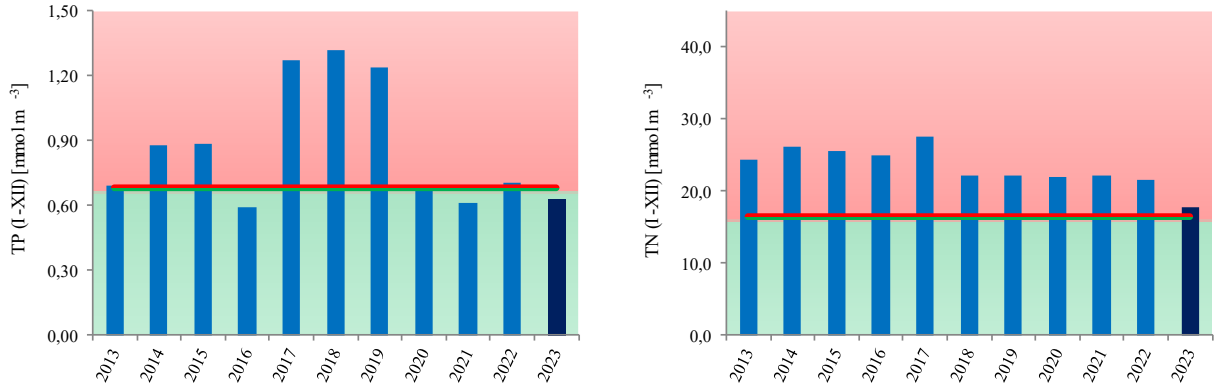
Rys. II.149. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10 m, w okresie zimowym w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

TP	TN

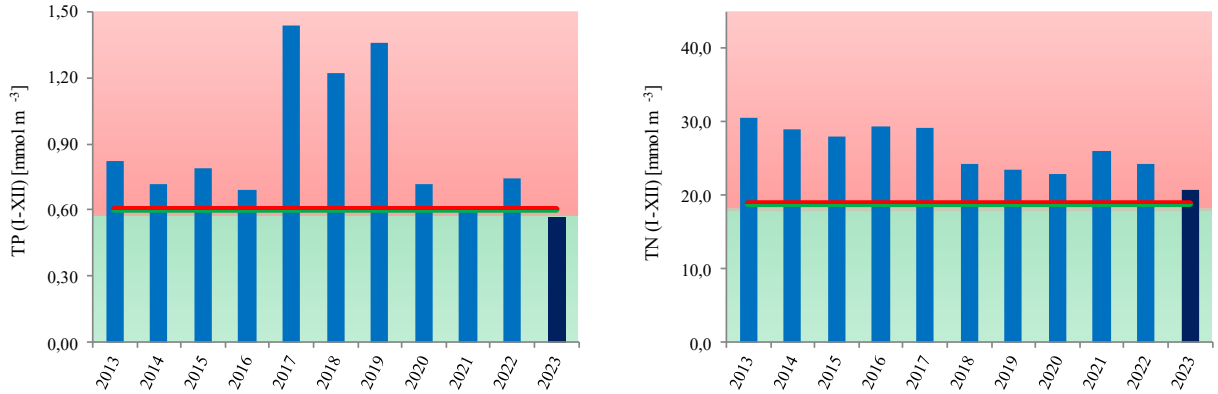
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



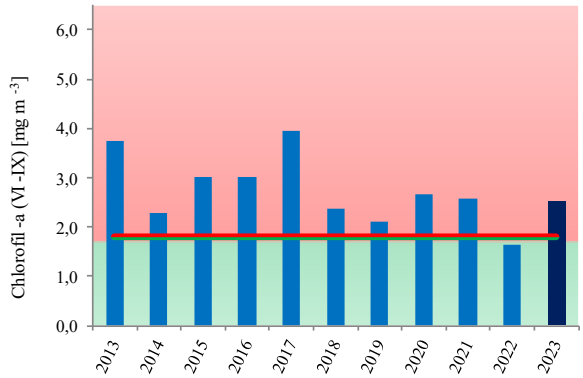
Basen Gdański

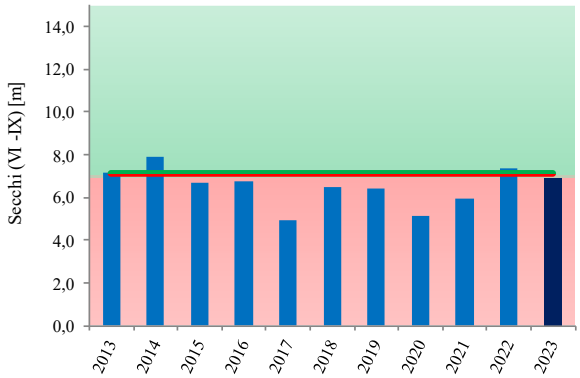


Rys. II.150. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10 m w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

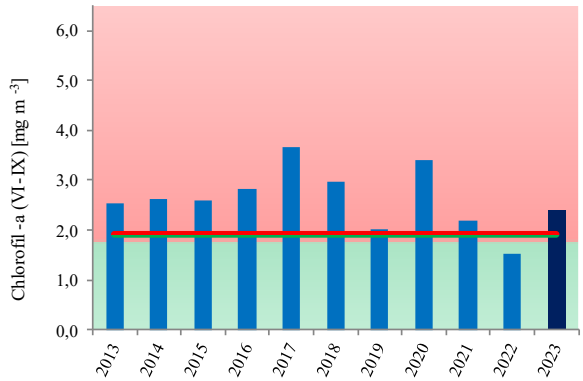
CHLOROFIL *a*	SECCHI

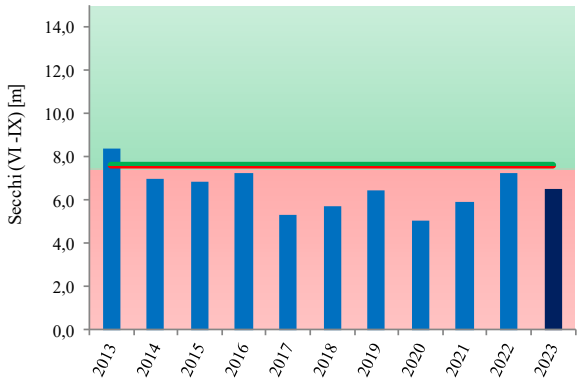
Basen Bornholmski



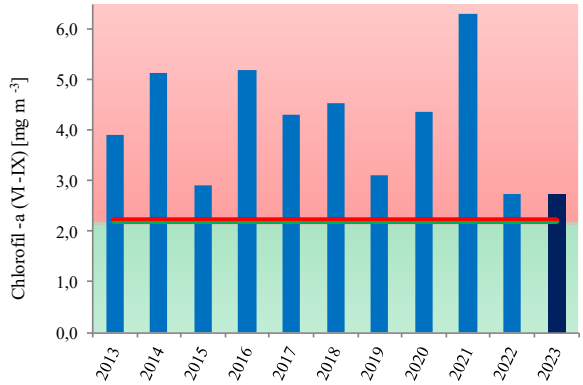


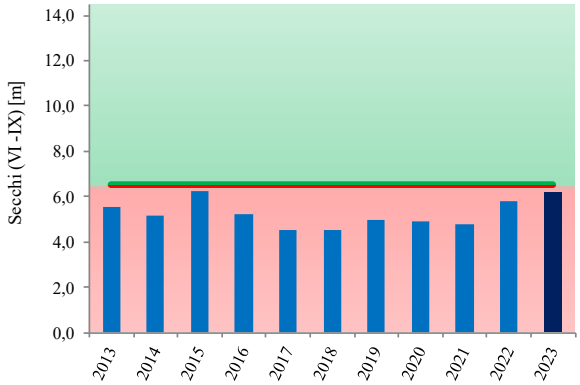
wschodni Basen Gotlandzki





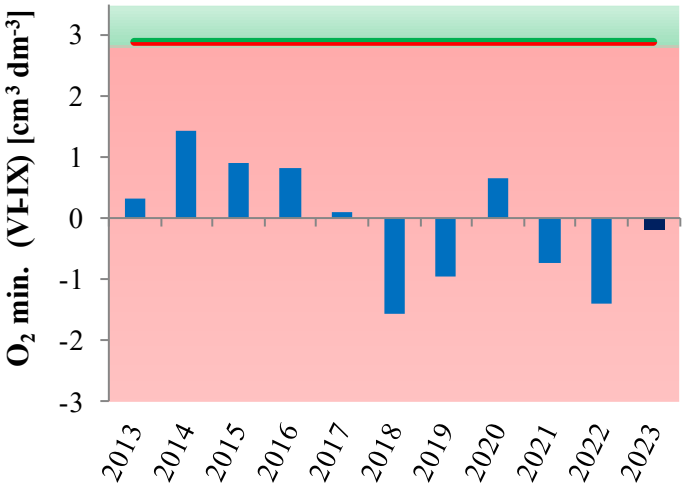
Basen Gdański



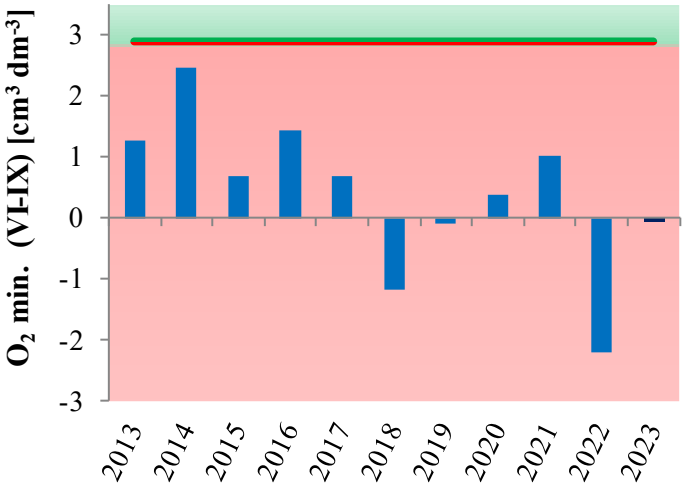


Rys. II.151. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0–10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

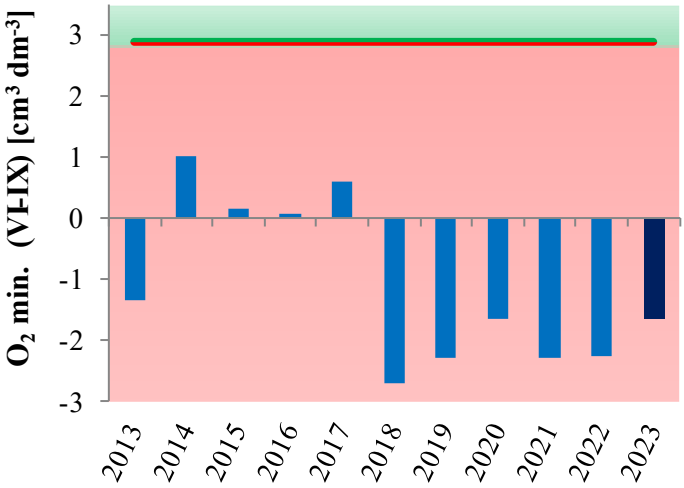
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.152. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2013–2023. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji

W 2023 roku, przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Ocena obejmowała dwie cechy wg RDSM bezpośrednio związane z substancjami zanieczyszczającymi: D8 - stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej, zwanej dalej „dyrektywą 2013/39" oraz rekomendacje wynikające ze współpracy regionalnej państw nadbałtyckich koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego (Komisję Helsińską – HELCOM). Aktualnie zakończono opracowanie trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2016-2021 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach, które uwzględniane są również w programie monitoringu i ocenach obejmujących polskie obszary morskie. Do wskaźników należą wybrane grupy substancji niebezpiecznych lub pojedyncze substancje, które uznano za kluczowe dla oceny stanu środowiska morskiego.

Stężenia większości substancji: metali ciężkich (Pb, Cd i Hg) i związków chloroorganicznych w rybach, małżach i osadach dennych oraz ^{137}Cs i ^{90}Sr (reprezentujących izotopy promieniotwórcze) w wodzie morskiej mierzone są w sposób systematyczny od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem od 2012 roku, natomiast od 2014 roku do monitoringu włączono analizy sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w rybach oraz farmaceutyków
w wodzie. Od 2014 roku do pomiarów monitoringowych wprowadzono test mikrojądrowy – badania mające na celu określenie wpływu substancji niebezpiecznych na ryby.

W 2020 roku, monitoring substancji niebezpiecznych został rozszerzony o substancje, których źródłem mogą być zatopione po II wojnie światowej, bojowe środki trujące oraz wraki statków. Jako substancje wskaźnikowe dla skażeń BŚT wytypowano całkowity arsen, którego stężenia badano w próbkach osadów dennych i ryb oraz iperyt, którego stężenia analizowano w próbkach osadów dennych. Dla oceny potencjalnych zagrożeń dla stanu środowiska morskiego wynikających z obecności paliwa, które może być uwalniane z wraków, przeprowadzono analizy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych.

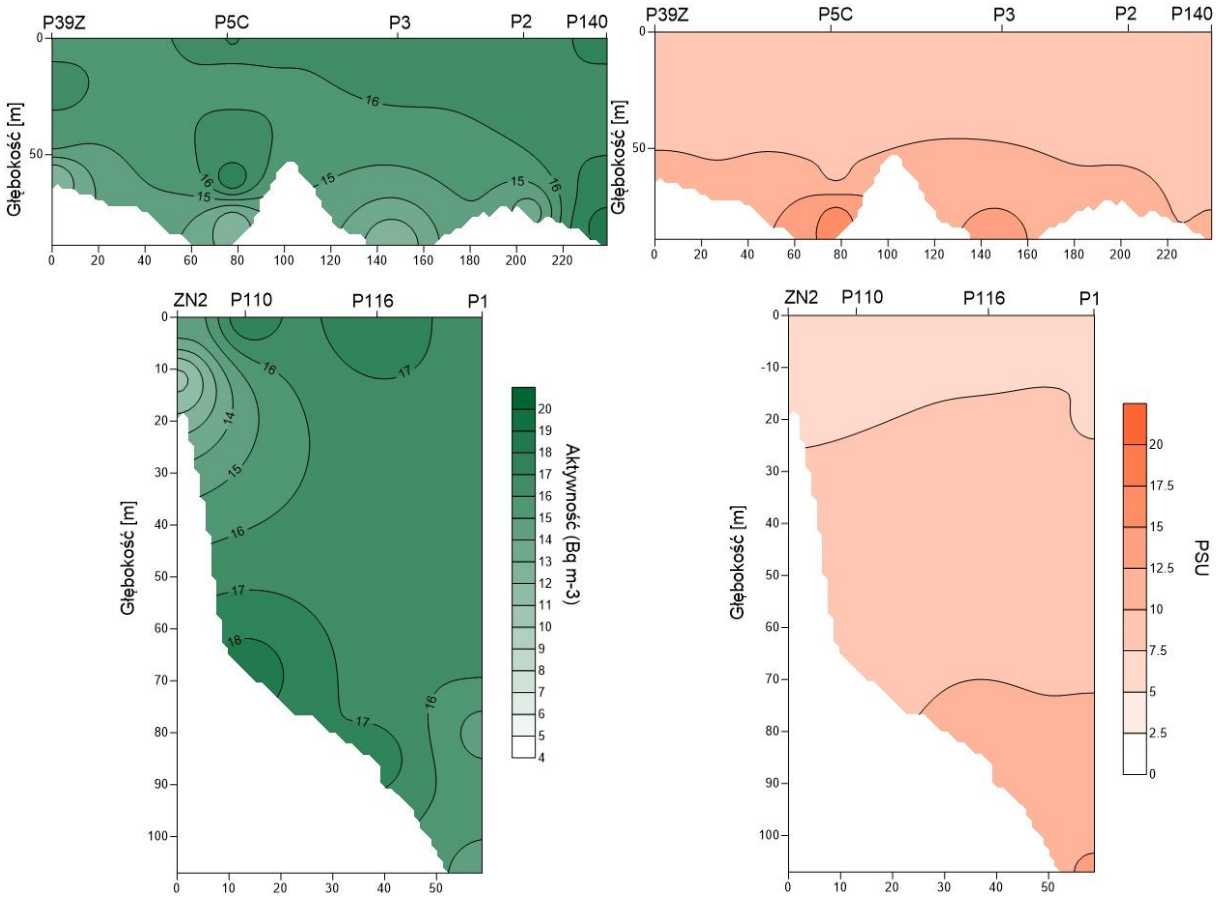
Lokalizacja stacji, na których pobierano próbki osadów i ryb, w znacznej mierze pozostaje spójna z lokalizacją standardowych stacji monitoringowych i jednocześnie jest zbliżona do obszarów zatopienia BŚT i wraków.
W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej, wartości stężeń substancji niebezpiecznych analizowanych w różnych (adekwatnych elementach środowiska morskiego) odnoszone są do wartości progowych (stężeń dopuszczalnych) wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES) środowiska. Wartości progowe ustalane są na poziomie UE, najczęściej w postaci środowiskowych norm jakości - EQS (ang. Environmental Quality Standards) (dyrektywa 2013/39) lub regionalnie (wartości progowe rekomendowane przez regionalne konwencje morskie: HELCOM oraz OSPAR). Dopuszcza się stosowanie wskaźników i powiązanych z nimi wartości progowych opracowanych na poziomie krajowym, czego przykładem jest wykorzystanie stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Hg, Ni) oraz izotopu ^{137}Cs w roślinach makrofitobentosowych (Zalewska i Danowska 2017).
Identyczną metodę oceny zastosowano dla testu mikrojądrowego – wskaźnika kryterium odnoszącego się do efektów szkodliwego oddziaływania substancji zanieczyszczających. Uzyskany wynik odniesiono do wartości rekomendowanej jako docelowa.
Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy D9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach uwzględnionych w ocenie w ramach cechy D8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

II.4.3.1. Radionuklidy

Woda morska

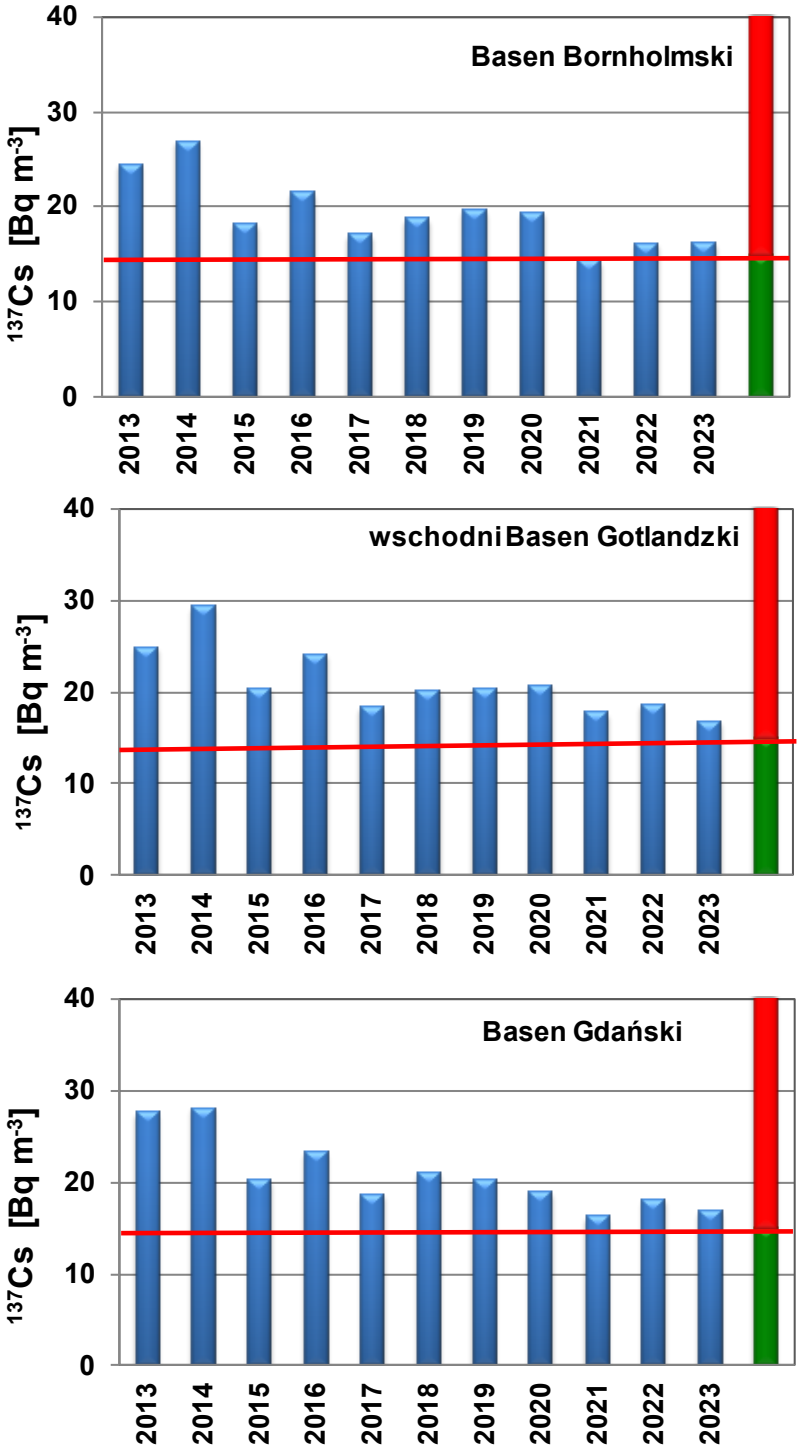
W 2023 roku podobnie jak w latach ubiegłych prowadzono monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu-137 (^{137}Cs) i strontu-90 (^{90}Sr), które występują w środowisku Morza Bałtyckiego. Są to izotopy pochodzenia antropogeniczne i charakteryzują się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu, wynoszącym odpowiednio 30 i 28 lat. To właśnie one wpływają głównie na kształtowanie poziomu radioaktywności antropogenicznej w wodach Morza Bałtyckiego. Głównymi źródłami monitorowanych izotopów są testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypada na lata 50. i 60. oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy sedymentacji, wymiana wód z Morzem Północnym oraz w znikomym stopniu procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej (Saniewski i Zalewska 2018, Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013). Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2023 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło 16,4 Bq m^{-3} i były nieznacznie niższe niż w poprzednim roku 17,0 Bq m^{-3} (GIOŚ 2023) i jednocześnie 35% niższa aktywność od średniej aktywności omawianego izotopu w 2013 roku (25,5 Bq m^{-3}) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.
Aktywność ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku w 2023 roku pozostawały w zakresie od 10,7 Bq m^{-3} do 19,4 Bq m^{-3} i była uzależniona od wlewów z Morza Północnego, które jako wody o mniejszej aktywności badanego izotopu spowodowywał rozcieńczenie ^{137}Cs w morzu. Woda z Morza Północnego charakteryzuje się wyższym zasoleniem i większą gęstością niż woda bałtycka. Dlatego cięższa woda z Morza Północnego przemieszcza się do kolejnych basenów morskich, poruszając się po dnie sprawiając, że w obszarze tym obserwujemy niższe aktywności w porównaniu do wód powierzchniowych. Średnia aktywność ^{137}Cs w wodach przydennych na stacjach pełnomorskich (P5C, P39Z, P2, P3) wynosiła 12,6 Bq m^{-3} była o 23% niższa niż aktywność wód powierzchniowy (16,4 Bq m^{-3}) i zależała od wielkością zasolenia. W obszarze tym zaobserwowana istotnie statystycznie korelacje $r= -0,74$, $p<0,05$, przy czym wyższemu zasoleni towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.153). W przypadku stacji brzegowych oraz stacji znajdujących się pod wpływem wód rzecznych (SW3, ZN2) nie obserwowaną spadku aktywności w wodach powierzchniowych jak to było w latach ubiegłych. Woda słodka ze względu na niższą gęstości oraz niższe aktywności ^{137}Cs w estuariach przemieszcza się po

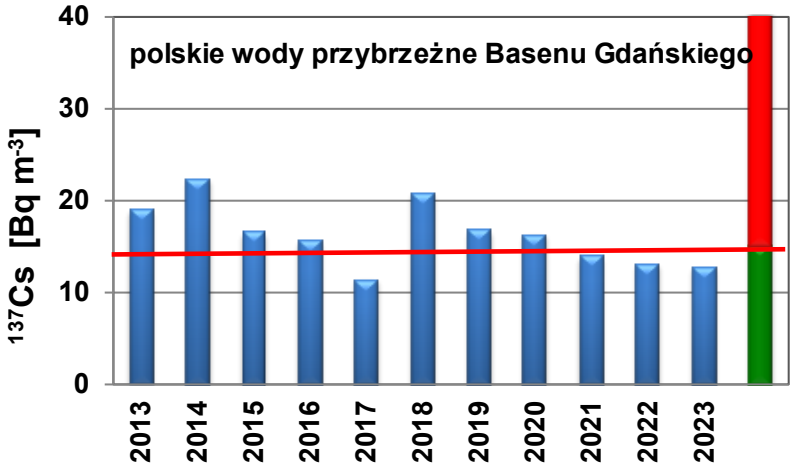
powierzchni powodując, że aktywność ^{137}Cs w wodach powierzchniowych jest niższe niż w wodach przydennych. W przeciwieństwie do wód pełnomorskich niższemu zasoleniu towarzyszyło niższa aktywność. W roku 2023 nie obserwowano takiej zależności z powodu warunków meteorologicznych panujących w okresie pomiarów. Zasolenie wód powierzchniowych na dwóch stacjach zlokalizowanych bezpośrednio przy ujściu Wisły (ZN2) i Świny (SW3) wynosiło odpowiedni 6,41 PSU oraz 6,1 i były nieznacznie niższe niż zasolenie wód przydennych. Wysokie zasolenie obserwowane w rejonie estuariów potwierdza, że obszar ten był pod dużym wpływem wód morskich na skutek dominacji wiatrów z kierunków północnych i północno-wschodnich, przez co nie było obserwowany efekt rozcieńczenia spowodowany spływem powierzchniowym (Rys. II.153).



Rys. II.153. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2023; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W 2023 najwyższą średnia aktywność prezentowały wody w Basenie Gdańskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim i wynosiły odpowiednio 16,9 Bq m^{-3} i 16,8 Bq m^{-3} a najniższe w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (12,6 Bq m^{-3}) (Rys. II.154). Średnie aktywności ^{137}Cs w Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w badanym roku były niższa niż w roku 2022 (Rys. II.154). Jedynie w rejonie Basenu Bornholmskiego średnia aktywność ^{137}Cs w wodzie była porównywalna jak w roku poprzednim i wynosiła 16,2 Bq m^{-3}.

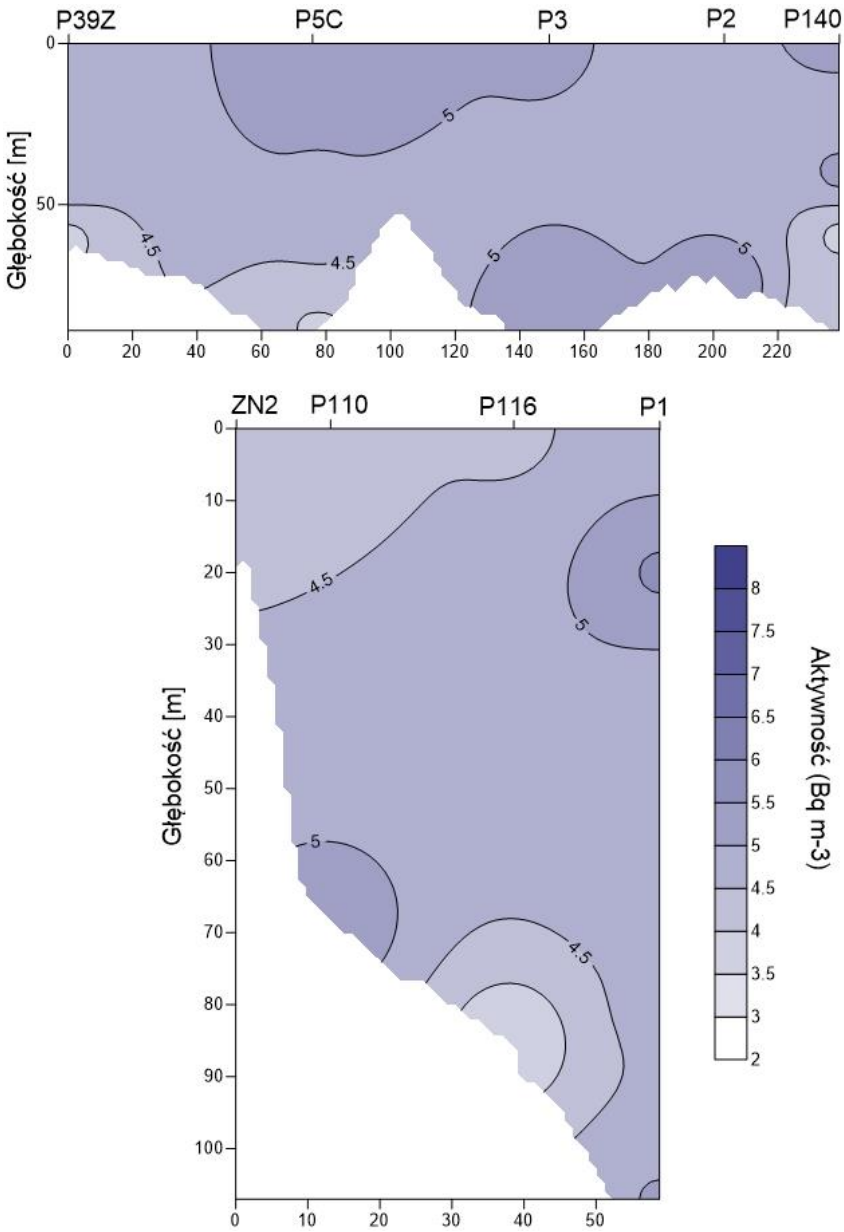

Basen Bornholmski
wschodni Basen Gotlandzki
Basen Gdański
137Cs [Bq m-3]
0
10
20
30
40
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023



Rys. II.154. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2013-2023, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

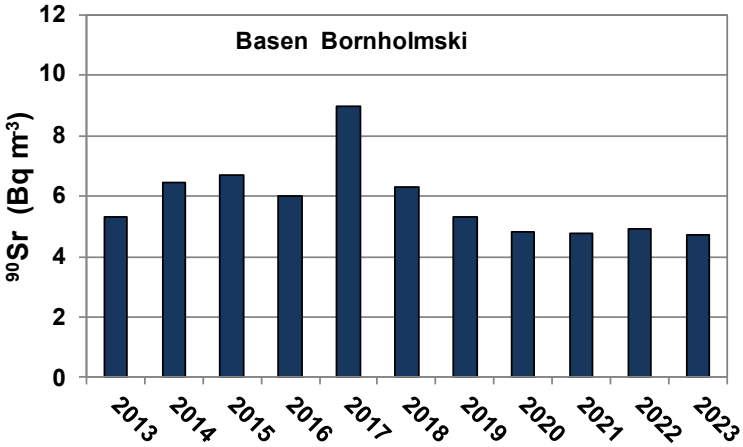
Biorąc pod uwagę średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku) stwierdzono, że w 2023 jedynie w obrębie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs można uznać za odpowiedni według wymagań RDSM. W obszarach Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski stan środowiska jest nieodpowiedni.

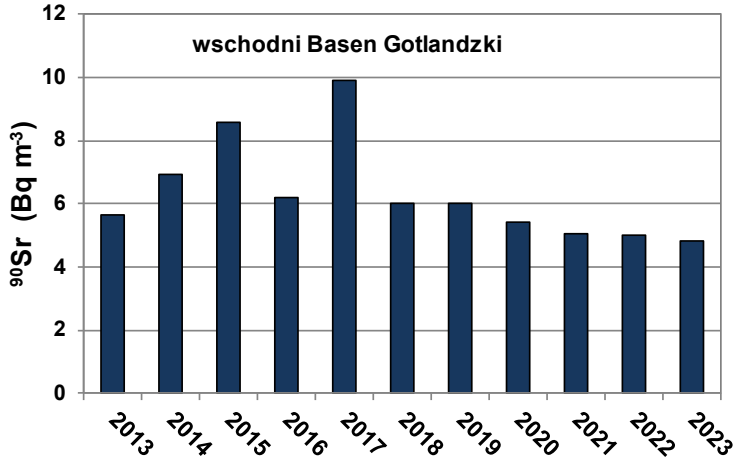
W roku 2023 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła 4,7 Bq m^{-3} i nieznacznie niższa do obserwowanej w roku poprzednim 5,0 Bq m^{-3}. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od 3,6 Bq m^{-3} do 5,7 Bq m^{-3}. W wodach Zatoki Gdańskiej średnia aktywność wody powierzchniowej była nieznacznie niższa od aktywność wody przydennej, w przypadku wód pełnomorskich wody powierzchniowe charakteryzowała wyższą aktywność w porównaniu do wody naddanej i było to związane z takimi samymi procesami jak w przypadku ^{137}Cs (Rys. II.155).

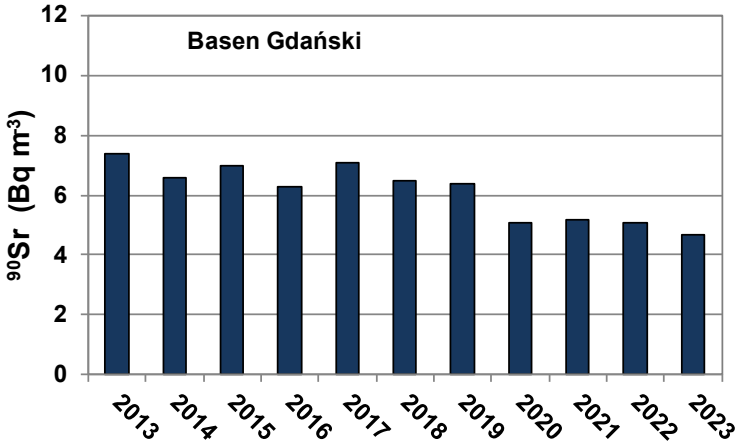


Rys. II.155. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną. W obrębie Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego od roku 2020 obserwuje się utrzymywanie aktywności na zbliżonym poziomie a w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego od 2018 średnia aktywność ^{90}Sr ulega spadkowi. Najmniejsze średnie stężenie (4,4 Bq m^{-3}) charakteryzowało polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, mimo iż były nieznacznie wyższe niż w roku poprzednim. W trzech pozostałych basenach wartości były zbliżone: 4,8 Bq m^{-3} we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 4,7 Bq m^{-3} w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim (Rys. II.156).


Basen Bornholmski
^{90}Sr (Bq m^{-3})
0
2
4
6
8
10
12
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

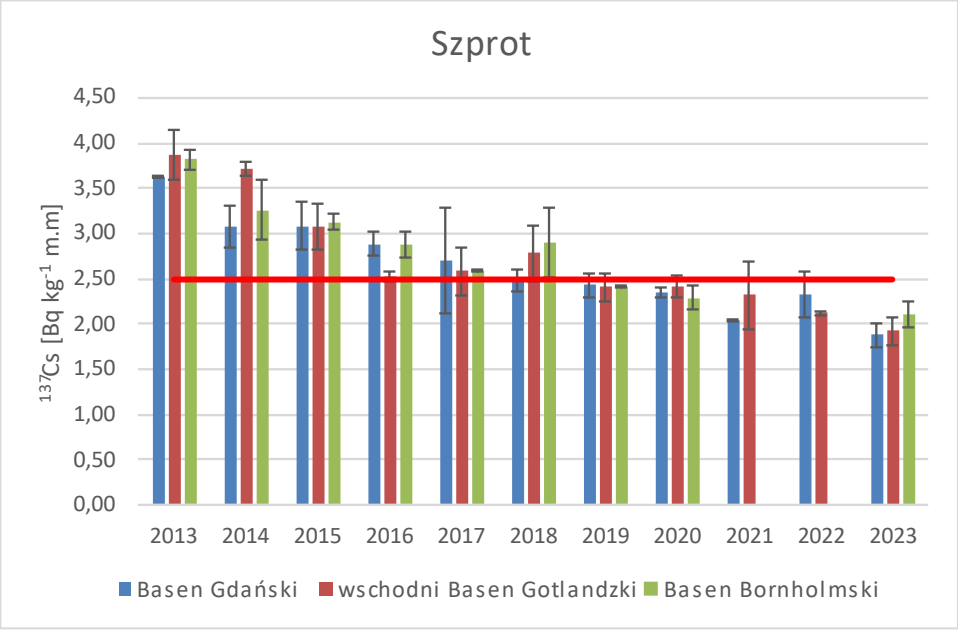

wschodni Basen Gotlandzki
^{90}Sr (Bq m^{-3})
0
2
4
6
8
10
12
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

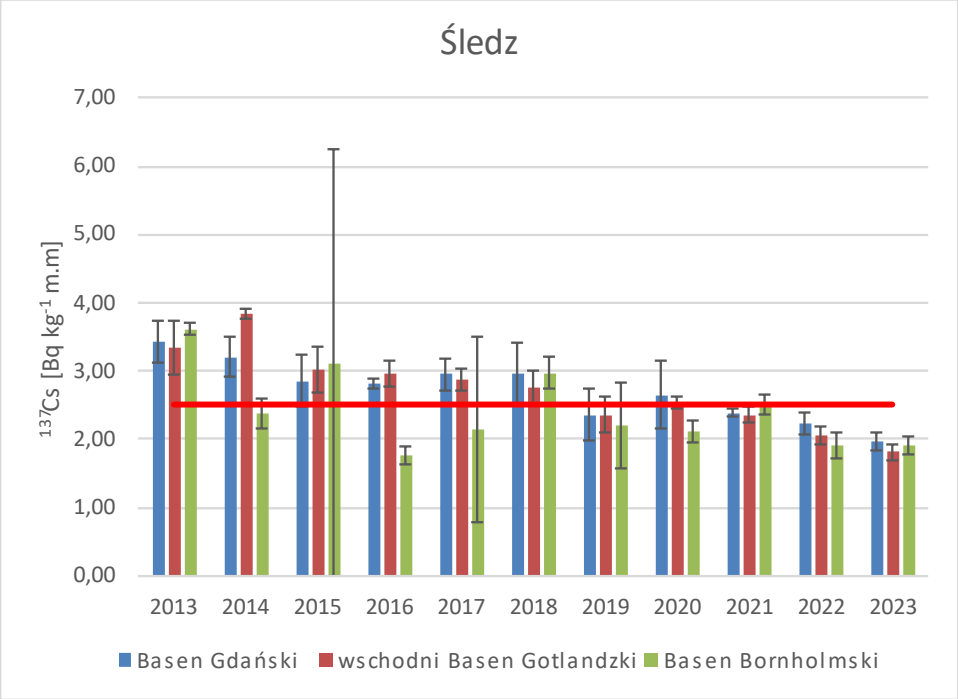

Basen Gdański
^{90}Sr (Bq m^{-3})
0
2
4
6
8
10
12
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023

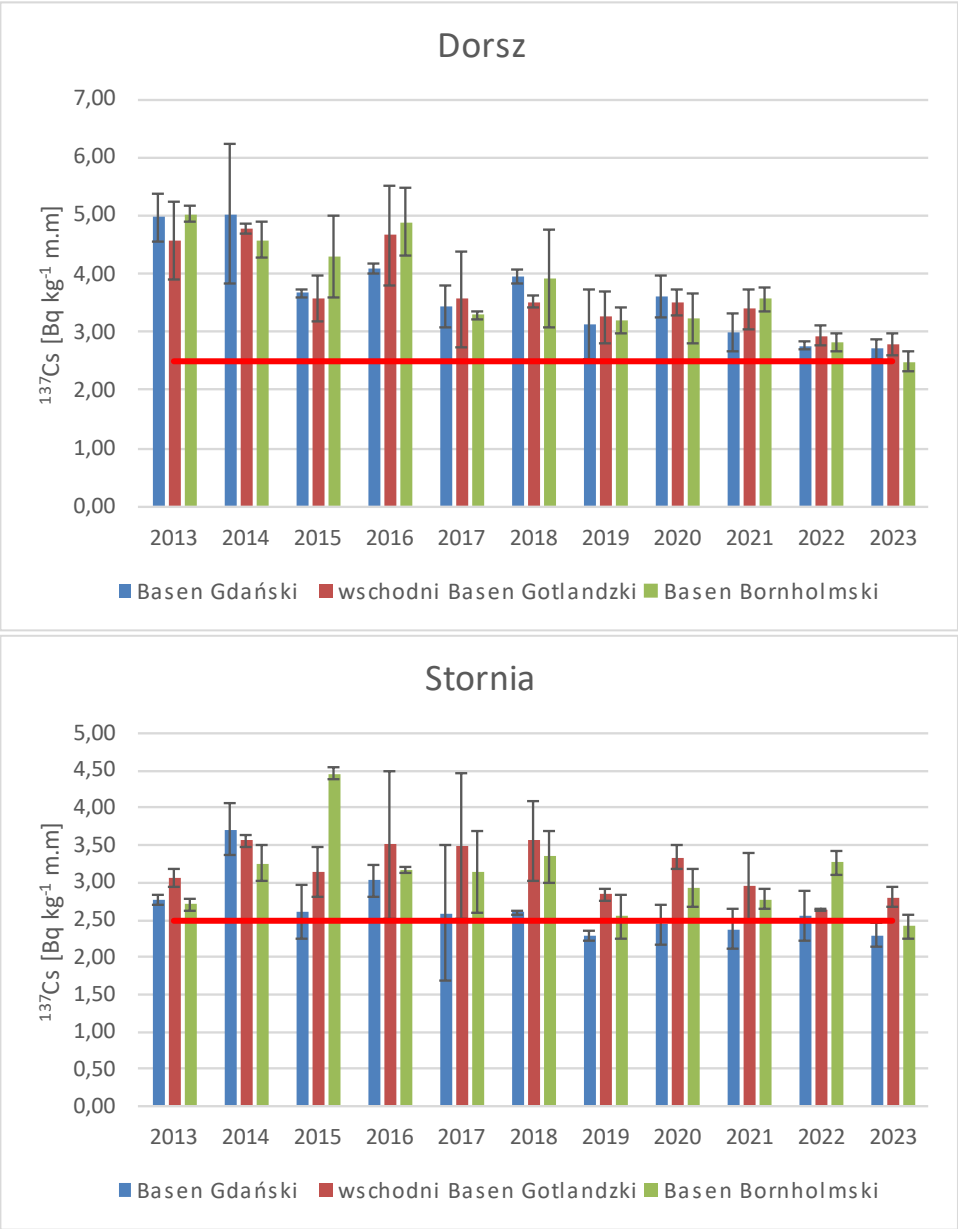
Rys. II.156. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2013-2023, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

W 2023 roku przeprowadzono oznaczenia ^{137}Cs w rybach, kontynuując wieloletni monitoring skażeń tym izotopem ryb bałtyckich, realizowany przez Centralne laboratorium Ochrony Radiologicznej (finansowany przez Państwowa Agencje Atomistyki). Zakres badań obejmował cztery gatunki: szprota, śledzia, dorsza i stornię, gatunki najczęściej konsumowane i popularnie występujące w rejonie Bałtyku Południowego. Próbki ryb pochodziły z trzech obszarów: PL1 (54035,0'N: 19000,0'E) należące do Basenu Gdańskiego, PL2 (54055,0'N: 18010,0'E) należący do wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz PL4 (54020,0'N: 15030,0'E) należący do Basenu Bornholmskiego. Analizy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs w każdym z gatunków ryb prowadzono w 5 zbiorczych próbkach z różnych lokalizacji. Każda z próbek w zależności od gatunku składała się od kilku (dorsz) do ponad stu sztuk ryb(szprot). Do badań w przypadku szprotów brano całe tuszki bez głów, natomiast śledzie, dorsze i stornie analizowano po filetowaniu (wraz ze skórą). W 2023 roku, tak jak i w poprzednich latach, najwyższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszach 2,61 ± 0,18 Bq kg^{-1} m.m. Niższe stężenie ^{137}Cs określono w storniach - 2,41 ± 0,26 Bq kg^{-1}m.m., następnie w szprotach - 1,94 ± 0,15 Bq kg^{-1}m.m. a najniższe w śledziach – 1,91 ± 0,08 Bq kg^{-1} m.m., Obecne wartości stężeń są zbliżone do oznaczonych w roku 2022, wynoszących odpowiednio w dorszu, storni, śledziu i szprocie: 2,82 ± 0,11 Bq kg^{-1} m.m.; 2,73 ± 0,35 Bq kg^{-1} m.m.; 2,20 ± 0,17 Bq kg^{-1} m.m i 2,07 ± 0,21 Bq kg^{-1} m.m. Powyższe wartości wskazują, że obecnie występują tylko niewielkie różnice stężeniach ^{137}Cs związane z gatunkiem ryb. Nie zaobserwowano również różnic związanych z lokalizacją połowów. W latach ubiegłych obserwowano różnice w stężeniach ^{137}Cs w śledziach, kiedy to w jednej z pięciu analizowanych próbek śledzia w 2022 roku stężenie ^{137}Cs wynosiło 1,77± 0,13 Bq kg^{-1} m.m., podczas gdy zakres stężeń w pozostałych próbkach śledzia wynosił 2,04 ÷ 2,35 Bq kg^{-1} m.m. Powyższa próbka pochodziła z rejonu Basenu Bornholmskiego, gdzie prawdopodobnie dotarło część śledzi z Morza Północnego, charakteryzujących się niższymi stężeniami tego izotopu. Niższe stężenia ^{137}Cs w niektórych próbkach śledzi z rejonu Basenu Bornholmskiego odnotowano również we wcześniejszych latach. W roku 2016 (1,68 ± 0,10 i 1,86 ± 0,10 Bq kg^{-1} m.m.) przy średnim stężeniu 2,54 ± 0,66 Bq kg^{-1} m.m., w roku 2017 (1,19 ± 0,05 Bq kg^{-1} m.m. przy średnim stężeniu 2,66 ± 0,74 Bq kg^{-1} m.m. oraz w roku 2019 (1,47 ± 0,10 Bq kg^{-1} m.m.) – średnie stężenie 2,28±0,42 Bq kg^{-1} m.m. W 2023 roku dobry stan środowiska został osiągnięty w przypadku śledzia, szprota oraz storni w Basenie Gdańskim oraz Basenie Bornholmskim. Nieznaczne wyższe aktywności ^{137}Cs w storni w stosunku do stanu dobrego obserwowaną jedynie w wschodnim Basenie Gotlandzkim. W przypadku dorsza określone stężenia ^{137}Cs są nieznacznie przekroczone w Basenie Gdańskim (2,71 Bq kg^{-1} m.m.) i wschodni Basen Gotlandzki (2,79 Bq kg^{-1} m.m.) a zarazem osiągnęły wymagany stan w rejonie Basenu Bornholmskiego (2,49 Bq kg^{-1} m.m.) (Rys. II.157).

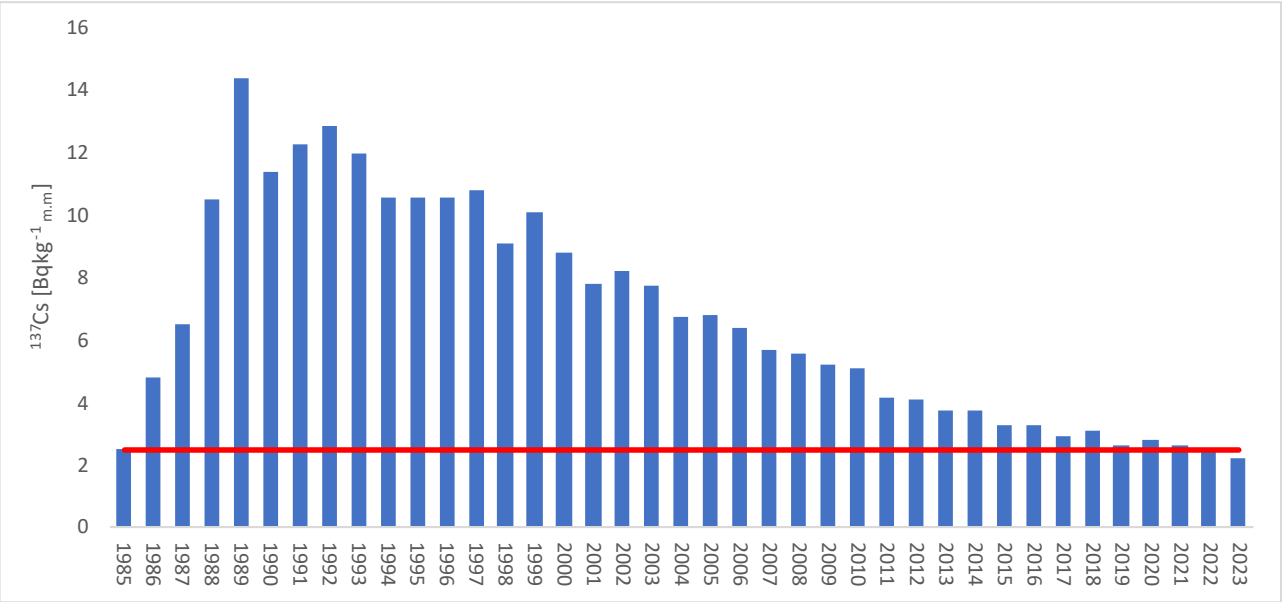

Szprot
4,50
4,00
3,50
3,00
2,50
2,00
1,50
1,00
0,50
0,00
137Cs [Bq kg-1 m.m]
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
Basen Gdański
wschodni Basen Gotlandzki
Basen Bornholmski


Śledz
7,00
6,00
5,00
4,00
3,00
2,00
1,00
0,00
137Cs [Bq kg-1 m.m]
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
Basen Gdański
wschodni Basen Gotlandzki
Basen Bornholmski



Rys. II.157. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2013-2023; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.

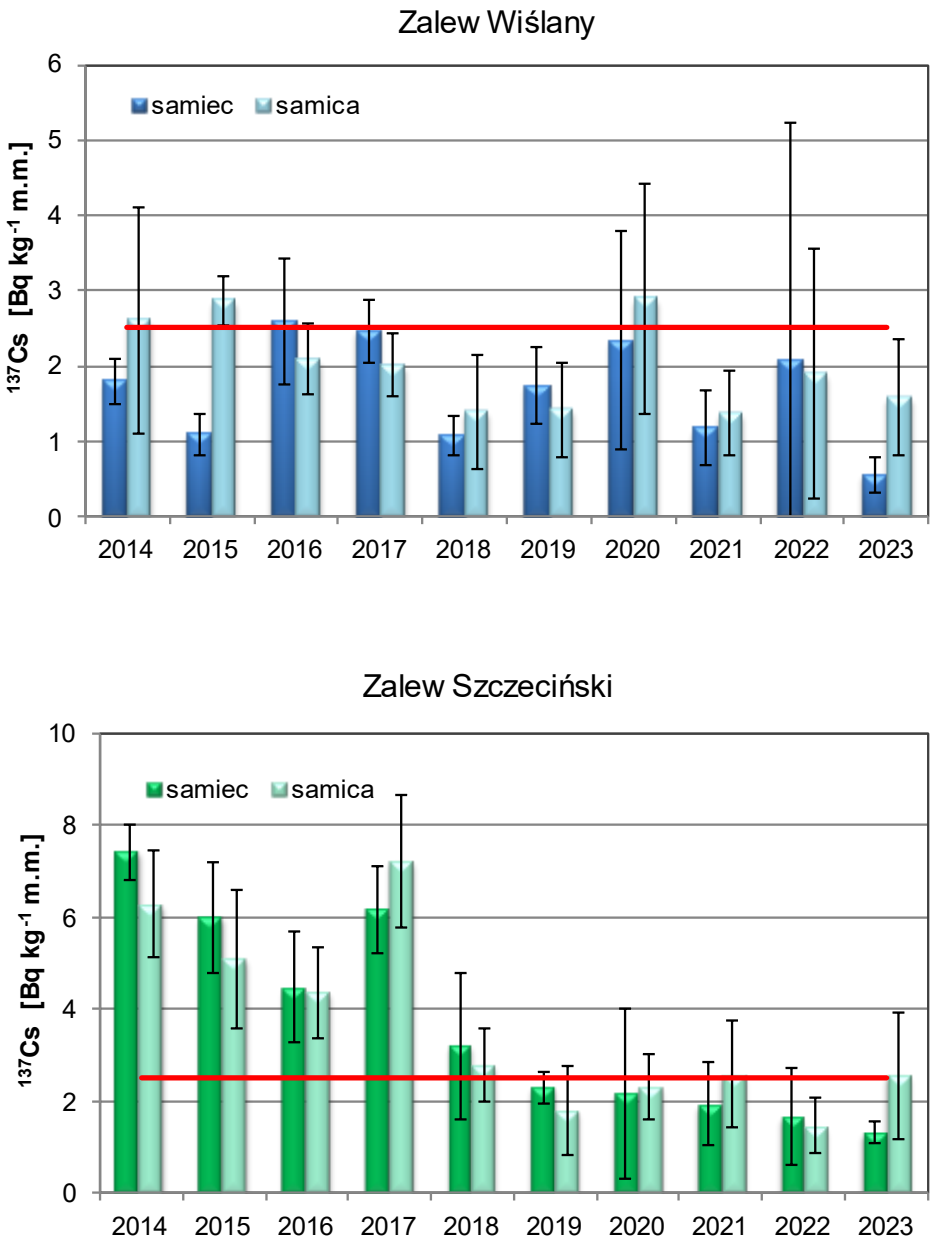
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w roku 2023 wyliczone dla czterech gatunków ryb wynosi 2,22 ± 0,35 Bq kg^{-1} m.m. i jest nieznacznie niższe od określonego w roku 2021 i 2022 wynoszących odpowiednio 2,45± 0,38 Bq kg^{-1} m.m. i 2,63 ± 0,45 Bq kg^{-1} m.m. (Rys. II.158). Ryby są uznanym bioindykatorem długoterminowych zmian stężeń radionuklidów obserwowanych w wodzie morskiej. W ostatnich latach aktywność ^{137}Cs utrzymywała się praktycznie na tym samym poziomie odzwierciedlając podobny trend zachodzący w wodzie morskiej. Zmiany jego stężeń w czasie charakteryzują się trendem malejącym, ale wyraźne różnice widoczne są dopiero w dłuższych okresach.



Rys. II.158. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2023.

W 2023 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniach *(Perca fluviatilis*) odłowionych w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w zakresie w przypadku samic: od 0,98 do 5,79 Bq kg^{-1} m.m. oraz od 0,97 do 1,68 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samców (Rys. II.159). Średnie aktywność ^{137}Cs u samców wynosiła 1,34 Bq kg^{-1} m.m. i była niższa niż u samic 2,56 Bq kg^{-1} m.m. W przypadku Zalewu Wiślanego aktywność ^{137}Cs była zdecydowanie niższa niż w Zalewie Szczecińskim co było związane z zasoleniem obydwu zalewów. Bioakumulacja radionuklidów jest bardziej efektywna w mniej słonym środowisku, dlatego ryby z Zalewu Wiślanego, charakteryzującym się wyższym zasoleniem niż Zalew Szczeciński, prezentują zdecydowanie niższe aktywności (HELCOM, 1995). Aktywność ^{137}Cs w rybach z Zalewu Wiślanego zmieniała się w zakresie od 0,22 do 0,99 Bq kg^{-1} m.m. u samców oraz od 0,92 do 3,61 Bq kg^{-1} m.m. w przypadku samic (Rys. II.159). Średnie wartości wynosiły odpowiednio 1,58 Bq kg^{-1} m.m. (samice) i 0,56 Bq kg^{-1} m.m. (samce).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego 2,5 Bq kg^{-1} m.m. określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), stan środowiska Zalewu Wiślanego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym należy uznać za stan dobry (Rys. II.159). W przypadku Zalewu Szczecińskiego nieznacznie wyższe średnią aktywność ^{137}Cs w mięśniach ryb (2,56 Bq kg^{-1} m.m.) w stosunku do stężenia docelowego (2,5 Bq kg^{-1} m.m.) obserwowaną jedynie w samicach (Rys. II.159).



Rys. II.159. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2023 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2023 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (Rys. II.2). Jako wartości graniczne, determinujące określony stan środowiska morskiego – GES/subGES – dla ołowiu i rtęci przyjęto poziomy zalecane przez wytyczne KE oraz regionalne konwencje (dyrektywa 2013/39, HELCOM 2012, OSPAR 2009). W przypadku kadmu aktualną wartość graniczną dobrego stanu środowiska

morskiego (0,160 mg kg^{-1} m.m.) uzgodniono na poziomie HELCOM oraz zastosowano w trzeciej holistycznej ocenie (HOLAS 3) Morza Bałtyckiego.

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzia z łowiska władysławowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2023 roku. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Darłówka. Bazą do oceny wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach w rejonie Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobie i tkance mięśniowej okonia. W Tabela II.43 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus edulis*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2023 r. na tle średnich stężeń (wartości w nawiasach) z dziesięciolecia lub krótszego okresu pomiarów. Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości metali w mokrej masie próbek.

Najwyższym stężeniem kadmu w 2023 r. charakteryzuje się wątroba śledzia z Basenu Bornholmskiego (0,369 mg kg^{-1} m.m.). Na podobnym poziomie kształtowało się stężenie kadmu w wątrobie śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (0,341 mg kg^{-1} m.m.). Pomiary wykazały, że stężenie kadmu w wątrobie storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego było nieco niższe (0,301 mg kg^{-1} m.m.) od stężenia w wątrobie śledzia z obu łowisk, natomiast stężenia z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego były prawie trzykrotnie oraz dwukrotnie niższe i wynosiły odpowiednio - 0,133 oraz 0,181 mg kg^{-1} m.m. Stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego było niższe około czterokrotnie (0,096 mg kg^{-1} m.m.), a w okoniu z Zalewu Wiślanego ponad sześciokrotnie niższe - 0,060 mg kg^{-1} m.m. Stężenia ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,027-0,51 mg kg^{-1} m.m. Jedynie wyższe wartości stężeń ołowiu w wątrobie odnotowano w przypadku storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,078 mg kg^{-1} m.m.) oraz Basenu Bornholmskiego (0,072 mg kg^{-1} m.m.). W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się wyższymi stężeniami (0,043 - 0,065 mg kg^{-1} m.m.) od stężeń w śledziu (0,019 mg kg^{-1} m.m.).

Na niższym poziomie co stężenia metali ciężkich w wieloleciu, kształtują się w 2023 r. stężenia w omułku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Gdańskiego (Tabela II.43).

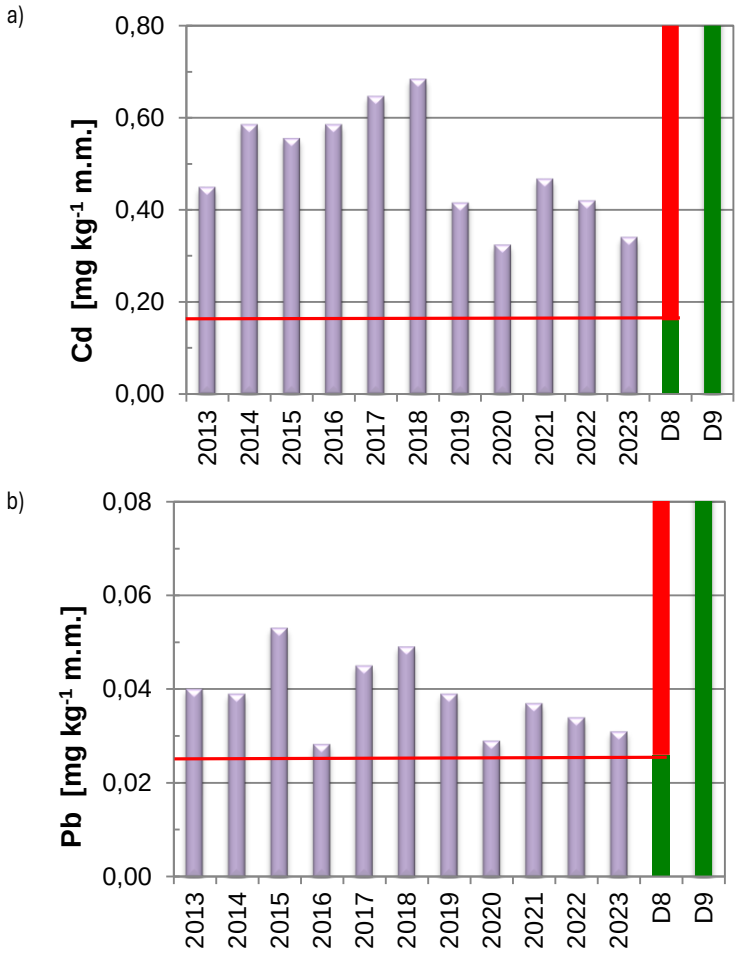
Tabela II.43. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2023 r.; w nawiasach średnia z okresu 2013-2022.

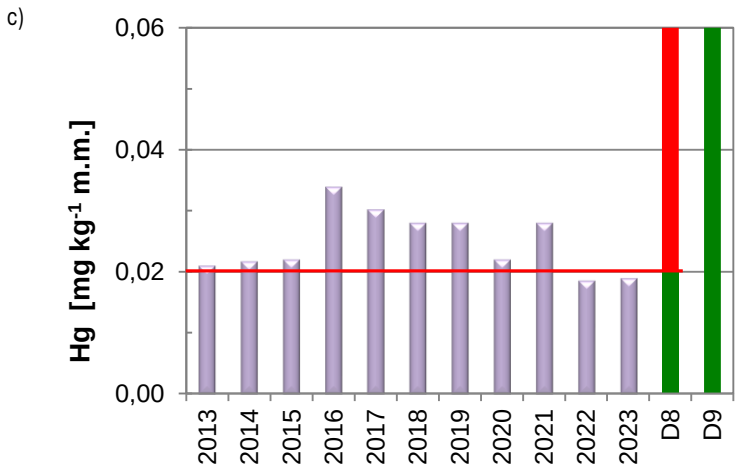
Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg^{-1} m.m.]	Pb [mg kg^{-1} m.m.]	Hg [mg kg^{-1} m.m.]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,341 (0,503)	0,031 (0,039)	0,019 (0,025)
Basen Bornholmski	śledź	0,369 (0,503)	0,051 (0,045)	0,019 (0,025)
	stornia	0,133 (0,193)	0,030 (0,038)	0,046 (0,036)
Basen Gdański	stornia	0,181 (0,182)[1]	0,072 (0,066)[1]	0,047 (0,056)[1]
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	0,301 (0,472)[2]	0,078 (0,101)[2]	0,065 (0,064)[2]
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	0,118 (0,160)	0,100 (0,101)	0,007 (0,009)

Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg^{-1} m.m.]	Pb [mg kg^{-1} m.m.]	Hg [mg kg^{-1} m.m.]
Zalew Szczeciński	okoń	0,096 (0,056)[3]	0,061 (0,040)[3]	0,043 (0,052)[3]
Zalew Wiślany	okoń	0,060 (0,137)[3]	0,027 (0,030)[3]	0,044 (0,069)[3]

[1] - średnia wartość stężenia z lat 2016-2022, [2] – średnia wartość stężenia z lat 2020-2022; [3] –średnia wartość stężenia z lat 2014-2022

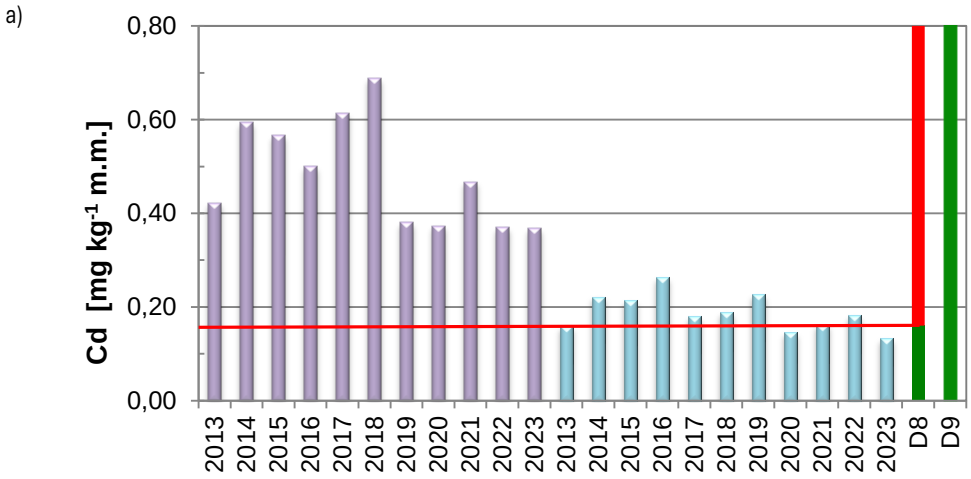
W wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego w okresie 2013-2018 zaobserwowano wzrost stężenia kadmu do poziomu 0,683 mg kg^{-1} m.m. (Rys. II.160a). W okresie 2019 - 2023 r. notowane są niższe wartości stężeń kadmu w wątroba śledzia (0,324-0,467 mg kg^{-1} m.m.), przy czym najniższe stężenie kadmu dla tego okresu – 0,324 mg kg^{-1} m.m. zanotowano w 2020 r., a w 2023 r. zaobserwowano wynik na podobnym poziomie (0,341 mg kg^{-1} m.m,). Stężenie ołowiu w całym okresie 2013-2023 przekraczało granicę GES/subGES (0,026 mg kg^{-1} m.m.). Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2015 i 2018 - 0,053 i 0,049 mg kg^{-1} m.m. (Rys. II.160b). W 2023 r. stężenie ołowiu kształtowało się na niższym poziomie co stężenie w wieloleciu - 0,039 mg kg^{-1} m.m. Stężenia rtęci w tkance mięśniowej śledzia od roku 2016, kiedy to odnotowano najwyższe stężenie rtęci (0,034 mg kg^{-1} m.m.) w omawianym okresie, wykazuje tendencję spadkową (Rys. II.160c). W 2023 r., tak jak w przypadku kadmu i ołowiu, odnotowano niższą zawartość rtęci od średniego stężenia z poprzedzającego dziesięciolecia. W 2023 roku stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).



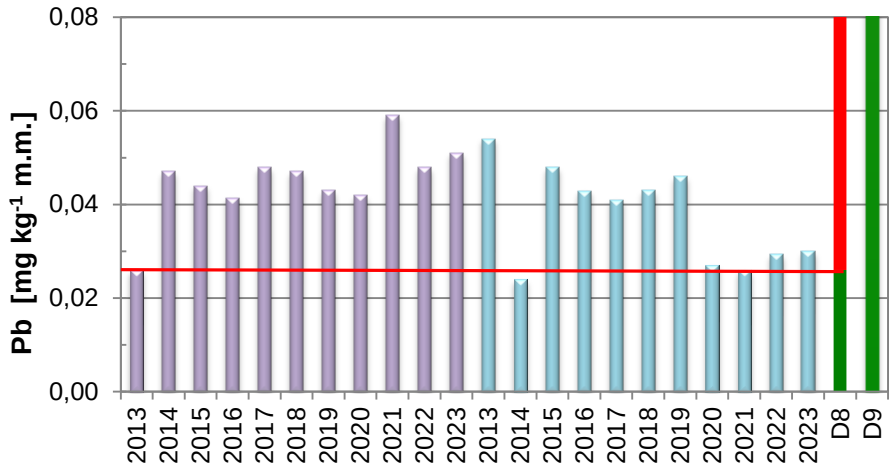


Rys. II.160. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2013-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

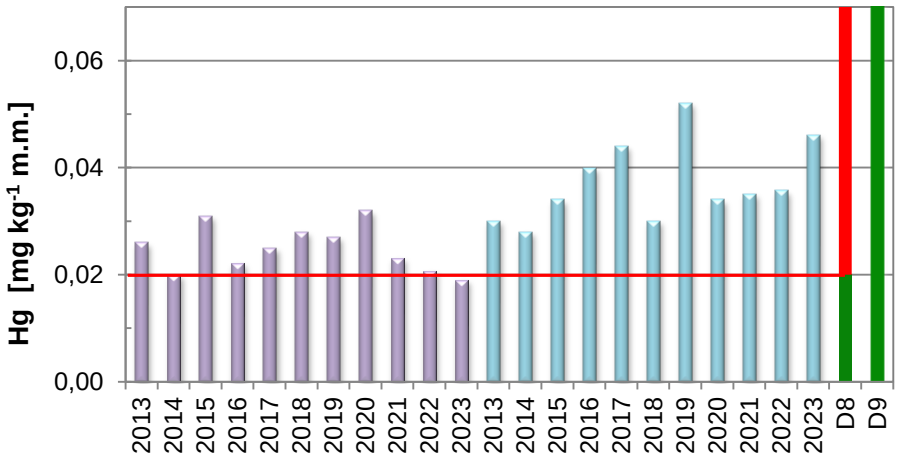
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2013-2023 (Rys. II.161a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg^{-1} m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w roku 2013 (Rys. II.161b). Poziom rtęci w tkance śledzia z wyjątkiem roku 2014 (0,020 mg kg^{-1} m.m.) i 2023 (0,019 mg kg^{-1} m.m.) w całym okresie 2013-2023 przekraczał wartość graniczną GES/subGES - 0,020 mg kg^{-1} m.m. (Rys. II.161c). Stężenie kadmu w wątrobie storni z Zatoki Pomorskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w roku 2013, 2020 oraz 2023. Stężenie ołowiu wątrobie (z wyjątkiem roku 2014 i 2021) oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód. Ponieważ dla wód Basenu Bornholmskiego z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2023 r., cztery przekraczają granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



b)



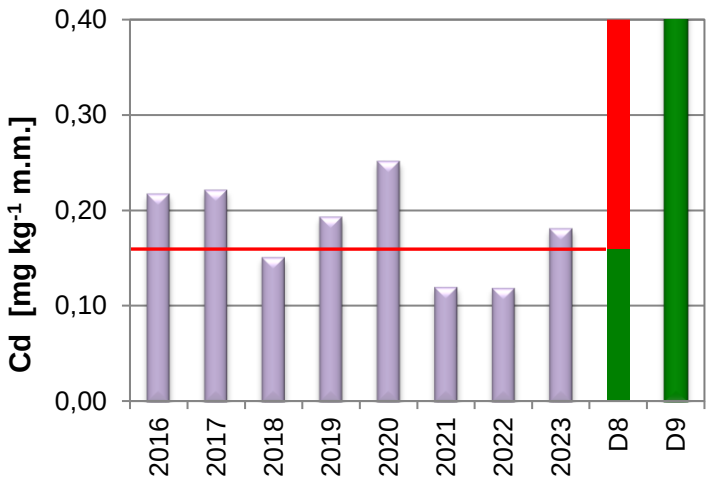
c)



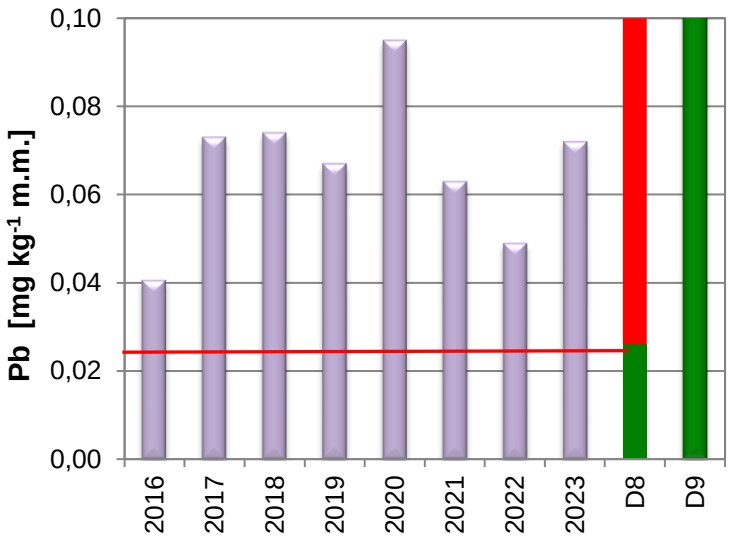
Rys. II.161. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2013-2023 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2013-2023 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w latach 2018 i 2021 – 2022 (Rys. II.162a).

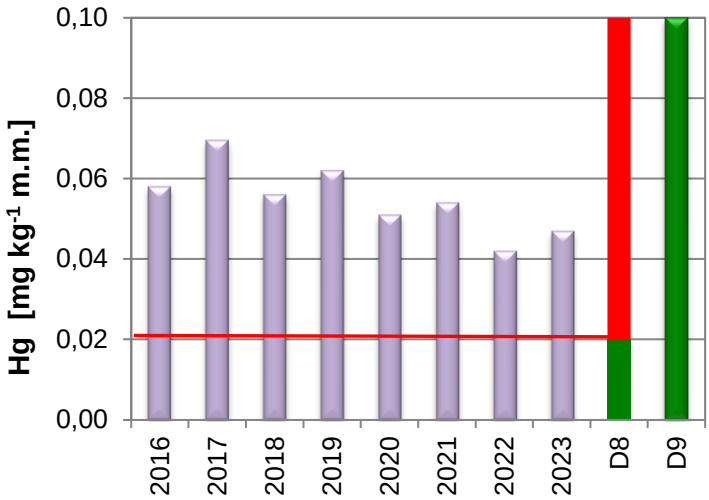
a)



b)



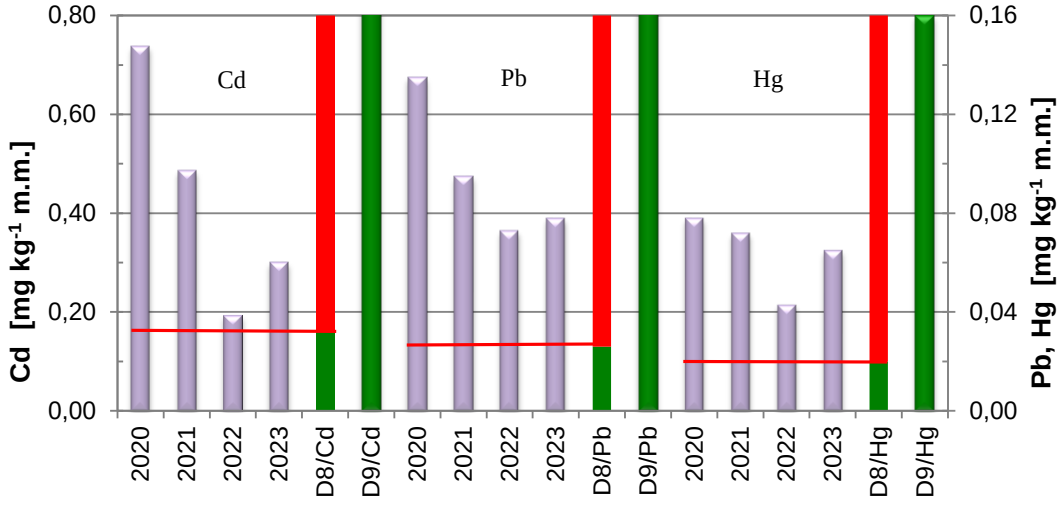
c)



Rys. II.162. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenie ołowiu w wątrobie (Rys. II.162b) oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej (Rys. II.162c) w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.162). W 2023 r. ze względu na to, iż stężenia ołowiu i rtęci w tkankach storni przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

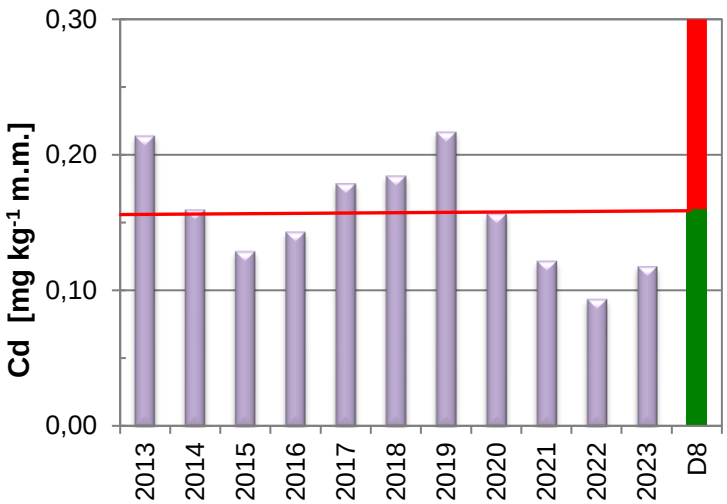
Ocenę wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w 2023 r. wykonano dopiero po raz czwarty w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Darłówka. Tak jak w poprzednich latach stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach storni przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8 (Rys. II.163). Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).

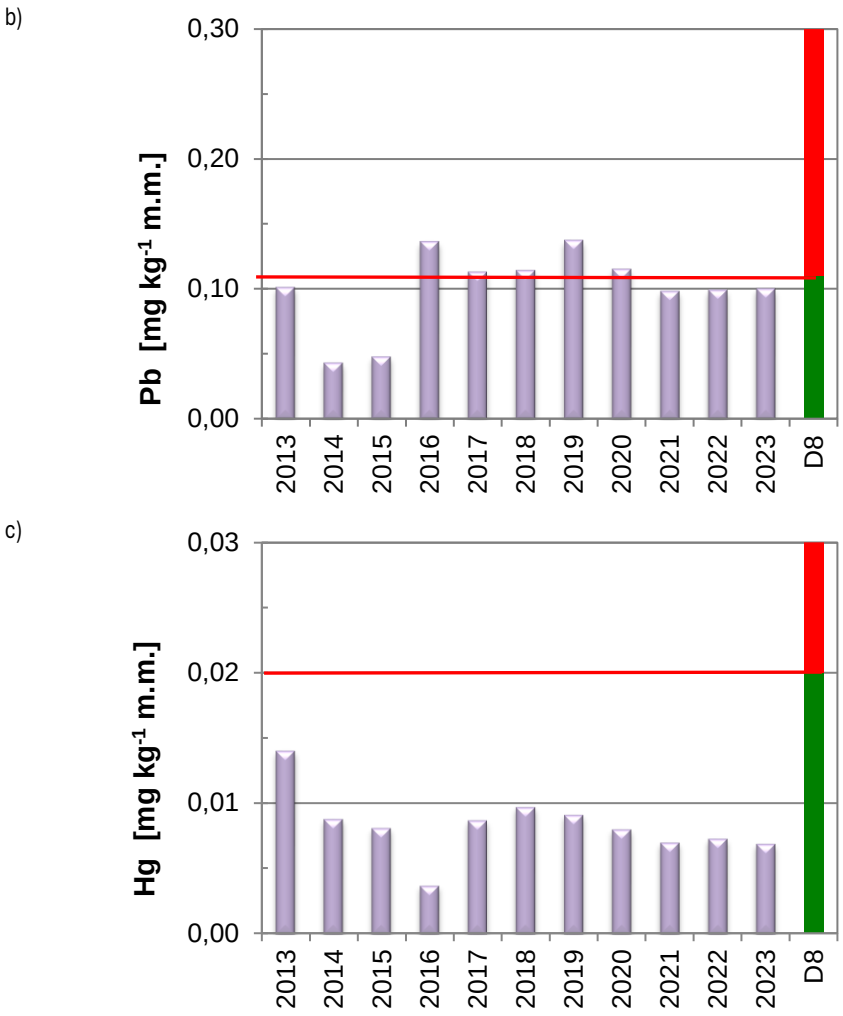


Rys. II.163. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w okresie pomiarów (2013-2023) nie przekraczało poziomu określającego dobry stan środowiska (0,160 mg kg^{-1} m.m.) w latach 2015 – 2016 i 2020 - 2023 (Rys. II.164a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2013-2023 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), przy czym stan dobry obserwowano w latach 2013 – 2015 i 2021 - 2023 (Rys. II.164b). Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej 0,014 mg kg^{-1} m.m. w 2013 roku do najniższej 0,004 mg kg^{-1} m.m. w 2016 roku. Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się na poziomie właściwym dla dobrego stanu wód (Rys. II.164c). W 2023 r. ze względu na to, iż stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach małży nie przekroczyły wartości określających dobry stan środowiska, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry – GES.

a)



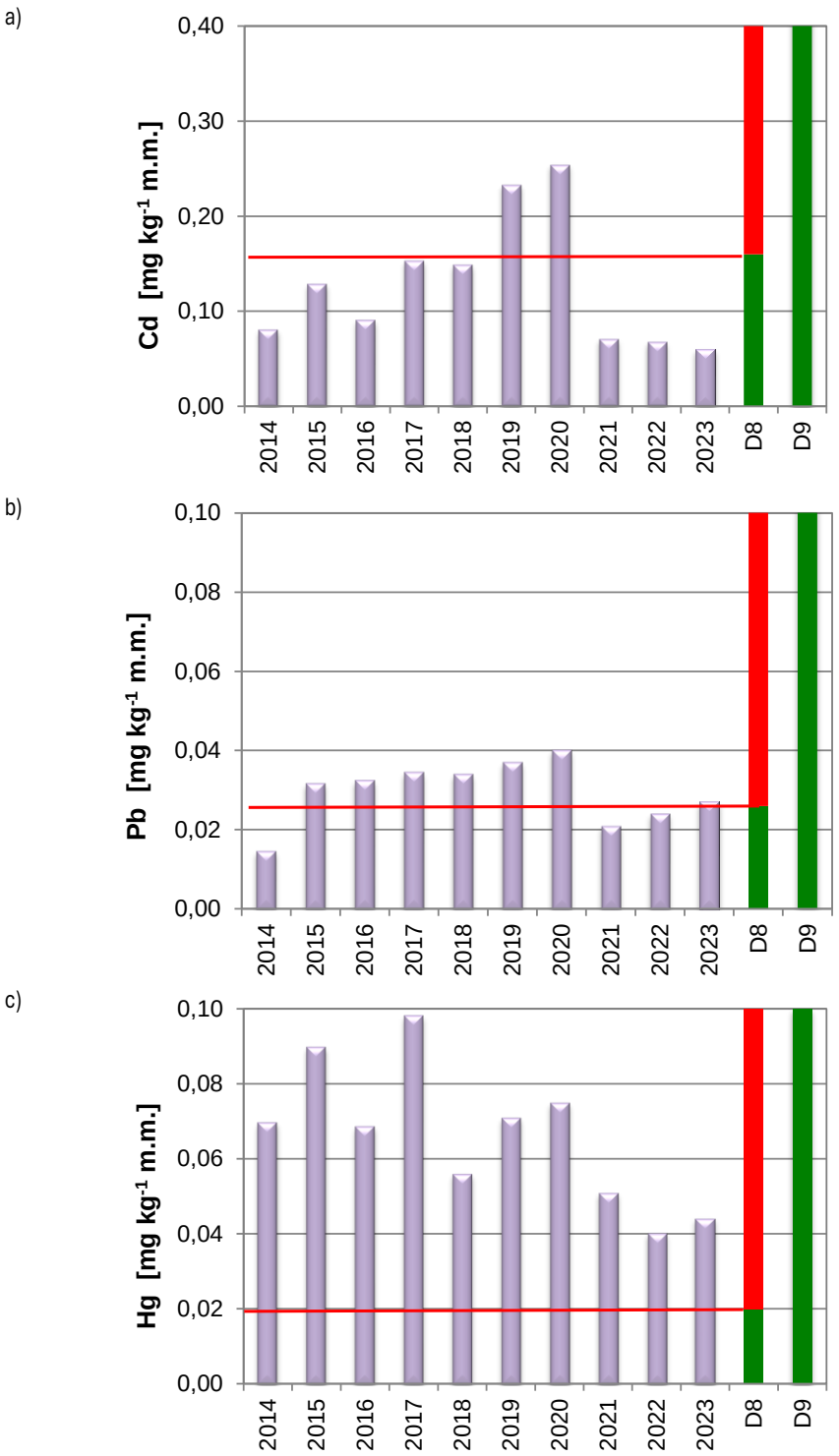


Rys. II.164. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odławianego od roku 2014. Stężenia kadmu w wątrobach okonia pochodzącego z obu zalewów (wyjątkiem jest okoń z Zalewu Wiślnego w latach 2019 – 2020) (Rys. II.165a, Rys. II.166a) mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód. Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego w 2023 r. było o 60% niższe od stężenia w okoniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2015 (Rys. II.165b) oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w latach 2014 i 2021 – 2022 (Rys. II.166b) nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg^{-1} określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia z obu zalewów znacznie przekracza granicę dobrego stanu dla rtęci (0,020 mg kg^{-1}) w całym okresie pomiarów (Rys. II.165c i Rys. II.166c).

Rys. II.165. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Z uwagi na to, iż w 2023 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia z Zalewu Szczecińskiego oraz w tkankach okonia z Zalewu Wiślanego przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.166. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Wiślanego w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu i ołowiu w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej ryb przeznaczonych do spożycia wynoszą odpowiednio: 1,00 mg kg^{-1} m.m., 1,50 mg kg^{-1} m.m. i 0,50 mg kg^{-1} m.m. (HELCOM 2012). Stężenia metali w śledziu, storni i okoniu we wszystkich obszarach oceny, jak również w całym okresie

pomiarów nie przekroczyły podanych wartości (Rys. II.160-Rys. II.163 i Rys. II.165-Rys. II.166). Biorąc pod uwagę powyższe należy stwierdzić, że stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2023 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy D9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry - GES.

Rośliny makrofitobentosowe

W 2023 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (letnim i jesiennym). Do badań wytypowano osiem gatunków: cztery reprezentujące makroglony – *Verterbrata fucoides* (poprzednia nazwa *Polysiphonia fucoides*), *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus* i *Ceramium diaphanum*, trzy należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris* oraz *Chara baltica* gatunek reprezentujący ramienice. *V. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego i Głazowiska Rowy. W rejonie Głazowiska Ławica Słupska wystąpiły *F. lumbricalis*, *C. truncatus* i *C. diaphanum*, natomiast *Z. marina*, *C. baltica*, *S. pectinata* i *Z. palustris* dość licznie wystąpiły w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Słupki na wykresach (Rys. II.167 – Rys. II.170) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach w danej lokalizacji. Brak słupka na rysunku dla danego gatunku wynika ze zbyt małej ilości materiału do wykonania wszystkich analiz.

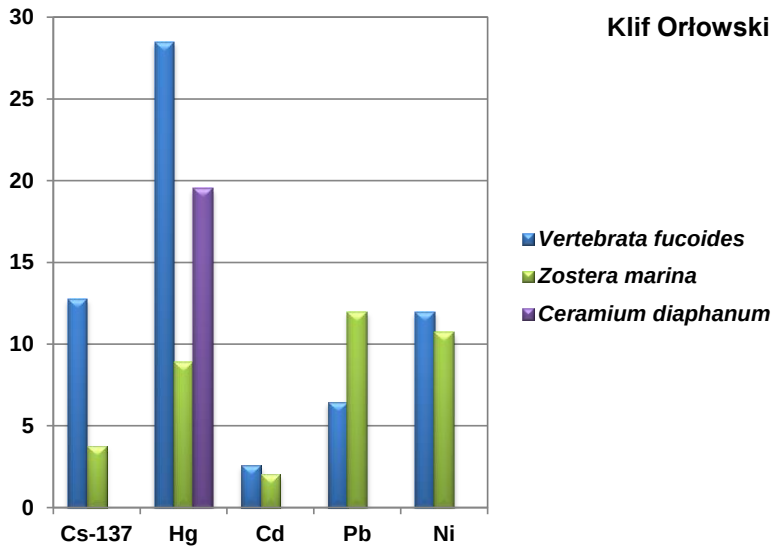
W 2023 roku, największe stężenia Hg, charakteryzowały, podobnie jak w roku poprzednim, tkanki krasnorostów. Najwyższą wartość równą 28,5 µg kg^{-1} s.m. zidentyfikowano w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego, Nieco mniejsza wartość wystąpiła w *C. diaphanum* (19,5 µg kg^{-1} s.m.) w tej samej lokalizacji, podczas gdy w rejonie Głazowiska Rowy, te dwa gatunki charakteryzowały się wartościami odpowiednio 24,7 µg kg^{-1} s.m. i 16,9 µg kg^{-1} s.m. Stężenia Hg w tkankach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej były na poziomie 9,1-20,9 µg kg^{-1} s.m., co może świadczyć o mniejszej presji lądowej w tym rejonie. Podobne poziomy Hg wystąpiły w gatunkach: *S. pectinata*, *Z. palustris* i *C. baltica* w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Stężenia Pb pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od 2,9 mg kg^{-1} s.m. do 13,4 mg kg^{-1} s.m. w przypadku tkanek wszystkich gatunków.

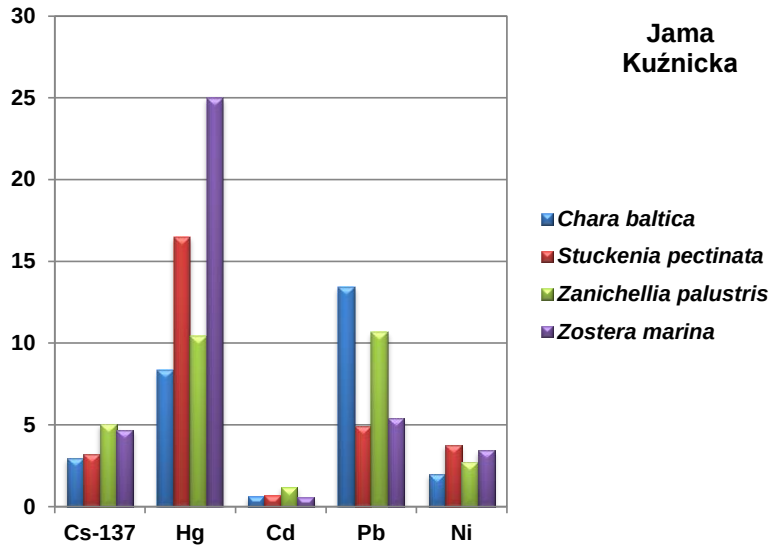
W 2023 roku stężenia Cd w tkankach roślin makrofitobentosowych były niższe niż w roku poprzednim. W przypadku krasnorostów pozostawały w zakresie od 0,2 do 2,6 mg kg^{-1} s.m. Największa wartość charakteryzowała próbkę *V. fucoides* pobraną w rejonie Klifu Orłowskiego (2,6 mg kg^{-1} s.m.). Zawartość Cd w tkankach roślin naczyniowych była na poziomie od 0,6 do 2,0 mg kg^{-1} s.m.

W przypadku krasnorostów największe stężenie Ni odnotowano w *F. lumbricalis* w rejonie ławicy Słupskiej (13,4 mg kg^{-1} s.m.). W przypadku *V. fucoides* stężenia Ni wyniosły 11,9 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i 8,9 mg kg^{-1} s.m. w Rowach. W przypadku *C. diaphanum* poziomy Ni pozostawały na tym samym poziomie od 6,3 do 6,7 mg kg^{-1} s.m. w rejonie Głazowiska Rowy i Ławicy Słupskiej. Zawartość Ni w tkankach roślin naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawała na poziomie 2,7-3,7 mg kg^{-1} s.m., natomiast w *C. baltica* wyniosła 2 mg kg^{-1} s.m.

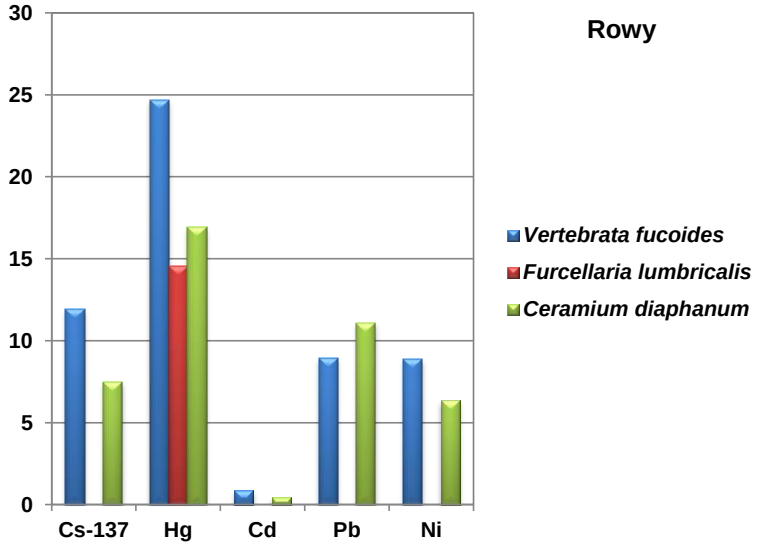
W 2023 roku największa średnia aktywność ^{137}Cs wystąpiła w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego (12,8 Bq kg^{-1} s.m.) oraz Głazowiska Rowy (11,9 Bq kg^{-1} s.m.).



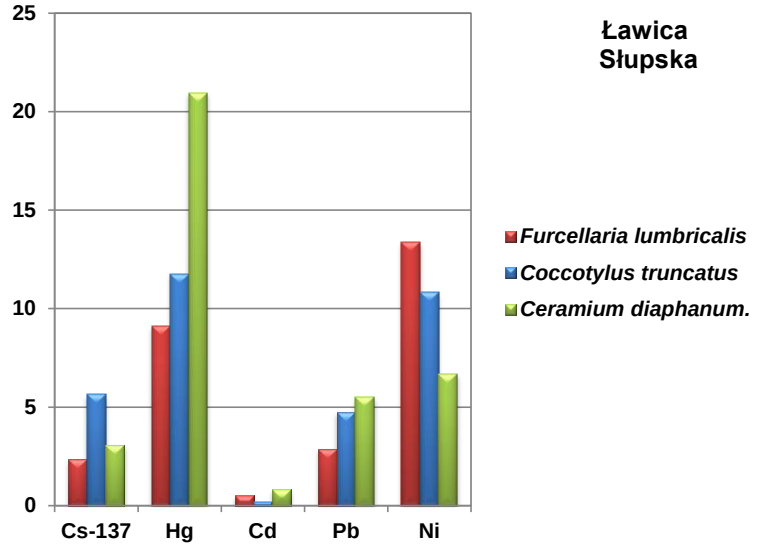
Rys. II.167. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32)



Rys. II.168. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32).

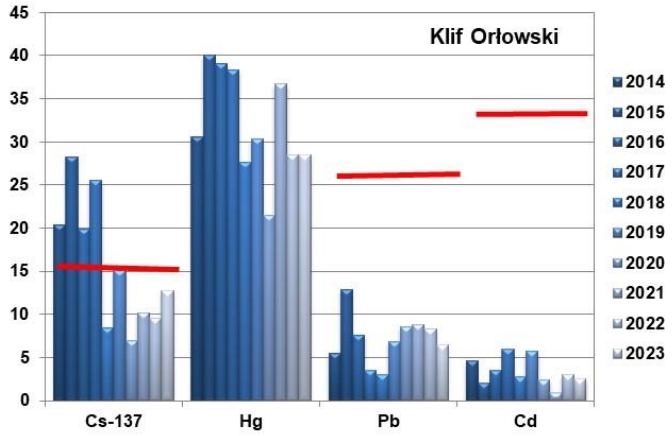


Rys. II.169. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32).



Rys. II.170. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 202 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32).

W latach 2014-2023 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach 21,5 – 40 µg kg^{-1} s.m. w przypadku Hg, 3,0 – 12,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Pb i 0,9 – 5,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Cd (Rys. II.171). Stężenie Hg w 2023 roku wyniosło 28,5 µg kg^{-1} s.m. i było takie jak w roku poprzednim. Stężenie Pb w 2023 roku było niższe niż w roku poprzednimi i wyniosło 6,5 mg kg^{-1} s.m. W 2023 roku stężenie Cd (2,6 mg kg^{-1} s.m.) było nieznacznie niższe od odnotowanego w roku 2022. W okresie objętym badaniami nie obserwuje się jednoznacznych trendów w stężeniach metali w *V. fucoides*, które wskazywałyby na określone zmiany zachodzące w środowisku. W przypadku ^{137}Cs, jego stężenie w 2023 r. wyniosło 12,8 Bq kg^{-1} s.m.



Rys. II.171. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd i Pb [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2023 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofitobentosowej, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, natomiast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego. W celu dokonania oceny stanu środowiska wartości średnie stężeń poszczególnych substancji wyznaczone dla obszarów oceny zostały odniesione do wartości docelowych wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).
W przypadku wszystkich trzech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego stan środowiska w zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd, Ni i ^{137}Cs oceniony na podstawie analiz tkanek roślin makrofitobentosowych można uznać za dobry.

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2023 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenyloeterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (Rys. II.2), zgodnie z podziałem zaproponowanym wg HELCOM MAS (HELCOM 2013). Ocenę stanu wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014-2023. Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilius edulis*) odłowionych z okolic Sopotu. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej śledzia (*Clupea harengus*) z łowiska władysławowskiego. Oceny stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*) i storni (*Platichthys flesus*) natomiast polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenyloeterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej.
Tabela II.44 przedstawia sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) oraz

tkankach miękkich małży (*Mytilius edulis*) odłowionych w latach 2012-2023 z wód wszystkich badanych akwenów.
W 2023 r. zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach mięśniowych ryb w 5-ciu badanych akwenach w porównaniu do ubiegłego roku 2022. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stężenie 6 kongenerów PBDE w tkance mięśniowej storni utrzymuje się na tym samym poziomie co w 2022r.
Ocenę stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012-2023 (Tabela II.44). W 2023 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano dwukrotny spadek stężenia PBDE w porównaniu z 2022 r. Na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w organizmach odłowionych w 2023 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za nieodpowiedni (subGES) według RDSM.

Tabela II.44. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] i w tkance miękkiej małży [ng g^{-1} m.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Wartość GES/subGES	∑PBDE										
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,0085	1,29	0,9	0,63	0,30	0,32	0,19	0,28	0,23	0,18	0,32	0,11
Basen Bornholmski	śledź		1,29	0,9	0,63	0,23	0,23	0,20	0,24	0,18	0,21	1,13	0,44
	stornia		1,39	0,67	0,45	0,03	0,01	0,02	0,08	0,09	0,11	0,09	0,05
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	0,12	0,11	0,09	0,18	0,14	0,17	0,23	0,09
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek		0,65	0,71	0,56	0,21	0,13	0,09	0,03	0,15	0,08	0,19	0,10
Zalew Wiślany	okoń		b.d.	0,030	0,020	0,01	0,04	0,004	0,01	0,09	0,13	3,59	0,59
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	0,040	0,070	0,02	0,01	0,01	0,13	0,12	0,18	0,07	0,05
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	4,45	0,12	0,24	0,24
	omułek		0,199	0,029	<0,0053	0,084	0,014	0,008	b.m.	b.d.*	b.d.*	b.d.*	b.d.*

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku,
b.m. – brak materiału do analizy (organizmy zbyt małe, aby wydzielić tkankę miękką,
b.d.* - w 2020 r. nastąpiła zmiana matrycy z tkanki miękkiej omułka na tkankę mięśniową storni.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach odłowionych w 2023 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego (Tabela II.45) stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM. Wartość graniczna między dobrym, a złym stanem środowiska pod względem zanieczyszczenia HBCDD wynosi 167 µg kg^{-1} m.m. W 2023 r. zawartości HBCDD występowały na tym samym poziomie co w 2022 r. Wyjątek stanowią okonie odłowione z Zalewu Wiślanego, gdzie odnotowano najwyższe stężenie HBCDD od 2014 r. – 0,096 µg kg^{-1} m.m.

Tabela II.45. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [µg kg^{-1} m.m.] i w tkance miękkiej małży [µg kg^{-1} s.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	HBCDD										
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	167	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318	0,092	0,246	0,016	0,054	0,055
Basen Bornholmski	śledź		0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120	0,298	0,013	0,037	0,033
	stornia		1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065	0,132	0,013	0,037	0,016
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108	0,251	0,013	0,052	0,032
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek		1,14	1,18	0,56	0,672	0,438	0,010	0,260	0,049	<0,004	<0,004	0,013
Zalew Wiślany	okoń		b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074	0,075	0,018	0,019	0,096
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096	0,237	0,020	0,003	0,004
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010	0,023	0,023
	omułek		3,404	0,053	<0,119	0,012	<0,03	0,0008	b.m.	b.d.*	b.d.*	b.d.*	b.d.*

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku,
b.m. – brak materiału do analizy (organizmy zbyt małe, aby wydzielić tkankę miękką,
b.d.* - w 2020 r. nastąpiła zmiana matrycy z tkanki miękkiej omułka na tkankę mięśniową storni.

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

Monitoring wód 6 akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego, Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia sulfonianem perfluorooktanowym (PFOS) prowadzony jest od 2014 r. w oparciu o stężenie PFOS w rybach odławianych w tych rejonach (Tabela II.46). W 2023 r. odnotowano spadek zawartości stężeń PFOS w tkance mięśniowej okoni odłowionych z wód Zalewu Szczecińskiego jak i wód Zalewu Wiślanego. Podobnie jak w poprzednich latach, najwyższe poziomy zanieczyszczeń PFOS w 2023 r. zaobserwowano w tkance śledzi zarówno pochodzących z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego, jaki i wód Basenu Bornholmskiego. W 2023 r. w porównaniu do 2022 r. odnotowano spadek zawartości PFOS w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód Basenu Gdańskiego, polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Bornholmskiego. Podobnie jak w latach 2014-2022, w 2023 r. w żadnym z badanych akwenów nie zarejestrowano przekroczenia wartości granicznej, definiującej dobry stan środowiska, określonej w mięśniach ryb dla zanieczyszczenia PFOS na 9,1 µg kg^{-1} m.m. Zgodnie z oceną wg RDSM, pod względem zanieczyszczenia tym związkiem stan badanych wód morskich należy uznać za dobry – GES. Tabela II.46.

Tabela II.46. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	PFOS										PFOA
		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2022
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649	0,845	1,972	0,603	0,397	0,402	0,038
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783	0,598	0,865	0,278	0,293	0,585	0,770
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335	0,585	0,489	0,201	0,039	0,012	<0,009
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	0,937	0,636	0,445	0,676	0,645	0,420	0,070	0,012	0,519
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113	1,037	1,241	0,058	0,147	<0,009	<0,009
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844	1,904	1,479	0,240	0,058	<0,009	0,052
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,598	0,042	0,123	0,040	0,420

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2016 i 2020 roku

Związki chloroorganiczne

W oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α-, β-, γ-HCH), DDT i jego metabolitów (p.p'-DDD, p,p'-DDE), α-, β-endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB 28, CB 52 CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003) przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2023 r. Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni z pasa środkowego wybrzeża) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (Gustavson i Jonsson 1999, Falandysz i in. 2002). Badano także zawartość OCP i PCB w tkankach miękkich małży odłowionych z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omułka jadalnego z okolic Sopotu).

Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. W Tabela II.47 zaprezentowano średnie wartości HCB w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach uzyskane w latach 2013-2023 r. Najwyższe zawartości HCB odnotowano w 2013 r. w śledziach odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego. W 2023 w czterech badanych łowiskach (Basen Bornholmski, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) nie wykryto zawartości HCB uzyskując wartości poniżej granicy oznaczalności <0,026 [ng g^{-1} m.m.]. Stan wód w roku 2023 pod względem zanieczyszczenia heksachlorobenzenem należy uznać za dobry (GES) – według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach. W 2023 r. w siedmiu badanych akwenach uzyskano średnie wartości stężeń lindanu poniżej granicy oznaczalności <0,601 ng g^{-1} m.m. Dodatkowo badania zawartości lindanu oraz heksachlorobenzenu w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2005-2023 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

Tabela II.47. Stężenie heksachlorobenzenu (HCB) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	HCB										
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	10	5,09	6,55	0,46	0,23	0,27	0,52	0,69	0,39	1,38	1,02	0,14
Basen Bornholmski	śledź		1,62	5,16	0,08	0,24	0,22	0,64	1,15	0,62	1,09	1,99	0,08
	stornia		2,17	<0,04	0,05	0,42	0,12	0,15	0,17	0,17	0,60	0,13	<0,026
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	0,26	0,12	0,25	0,2	0,29	2,54	0,62	0,03
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek		1,66	0,01	<0,01	<0,02	2,86	1,03	2,15	0,04	0,18	0,06	<0,026
Zalew Wiślany	okoń		b.d.	<0,04	0,02	0,12	0,13	0,13	0,12	0,08	0,86	0,07	<0,026
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	<0,04	0,18	0,38	0,13	0,13	0,31	0,17	1,59	0,08	<0,026
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010	0,023	0,023

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku

Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe CB 118 oraz Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2023 r. wartości średnie stężeń poszczególnych kongenerów PCB wchodzących w skład Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) występowały poniżej granicy oznaczalności we wszystkich badanych akwenach, wskazując tym samym dobry stan środowiska (GES) – według RDSM. W przypadku analizy zawartości CB 118 w tkankach mięśniowych ryb w 2023 r. uzyskano wartości poniżej granicy oznaczalności w siedmiu badanych akwenach. Zgodnie z oceną wg RDSM, pod względem zanieczyszczenia tym związkiem stan badanych wód morskich należy uznać za dobry – GES. Na przestrzeni dziesięciu lat badań CB 118 zarejestrowano podwyższone stężenia w próbkach ryb i małży w latach 2014 i 2022 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES) (Tabela II.48).

Tabela II.48. Stężenie CB 118 w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	CB 118										
			2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	24	3,37	24,14	0,32	0,3	0,94	0,89	0,45	0,39	2,04	5,62	<0,12
Basen Bornholmski	śledź		2,58	29,01	0,17	0,31	0,8	0,4	0,48	0,33	3,38	9,76	<0,12
	stornia		3,2	<0,03	0,09	<0,2	0,62	0,18	0,13	0,11	<3,27	9,57	<0,12
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	0,34	0,61	0,88	0,18	0,34	3,32	25,7	<0,12
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek		<0,03	<0,03	<0,02	<0,2	0,81	0,69	1,73	<0,08	<3,27	52,67	<0,12
Zalew Wiślany	okoń		b.d.	<0,03	0,22	<0,2	0,68	0,71	0,24	0,31	8,8	25,5	<0,12
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	<0,03	0,12	0,44	0,66	0,32	0,13	0,23	<3,27	20,47	<0,12
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,34	<3,27	20,18	<0,12

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

W 2023 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie wartości stężeń 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)perylenu, benzo(α)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (Mytilus edulis), które odniesiono do wartości, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego (GES) wg RDSM. Wyniki pomiarów wybranych związków (Tabela II.49) pozwoliły na określenie stanu środowiska Basenu Gdańskiego jako dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA. Żadne ze stężeń zmierzonych w tkance omułka w 2023 r. nie przekroczyło wartości granicznej.

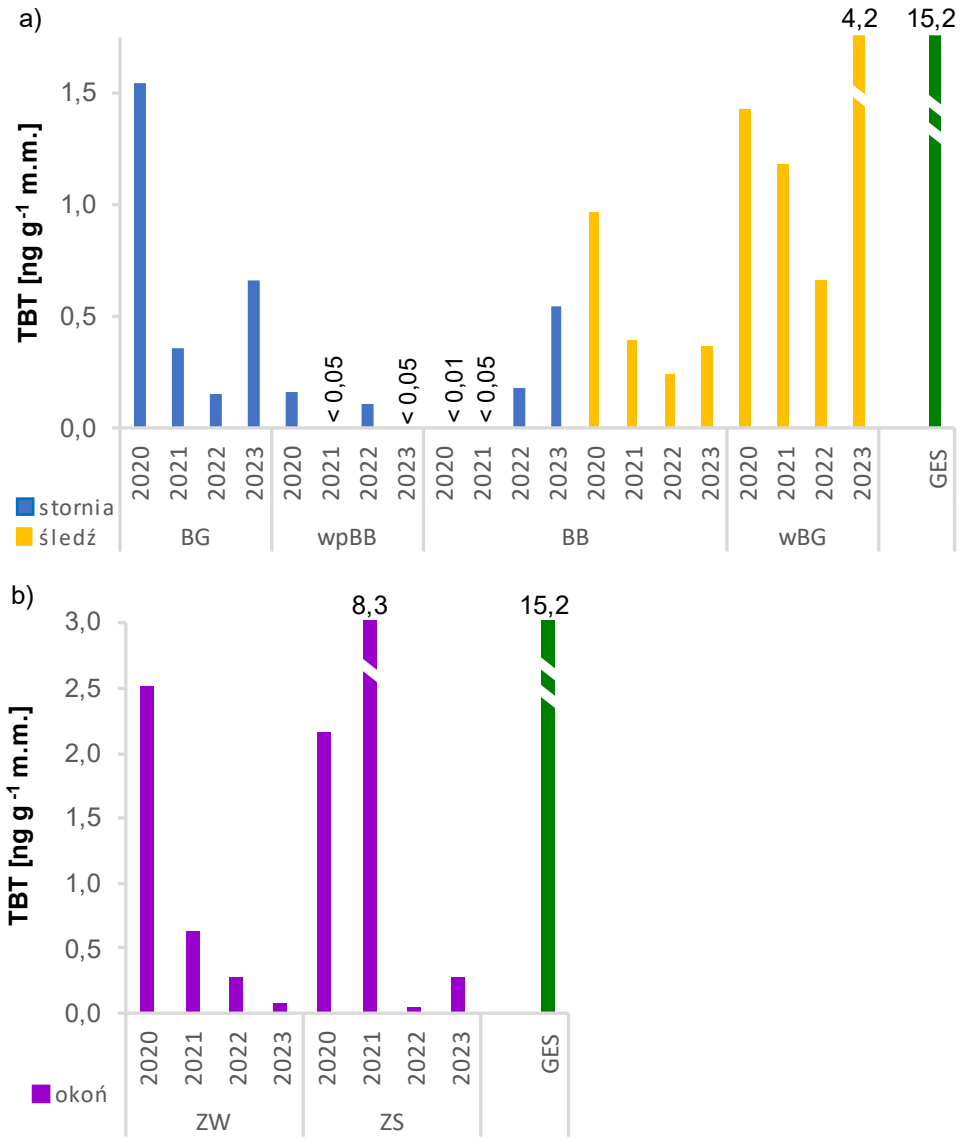
Tabela II.49. Stężenie [µg kg^{-1}s.m] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2023 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

WWA	Wartość GES/subGES	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Fluoranten	30,00	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0	7,6	1,47	3,50	<0,29
Benzo(k)fluoranten	260,00	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48	9,5	<1,25	<1,19	<1,48
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20	4,92	<2	<1,51	<1,33
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99	<1	2,19	<0,96	<0,62
Indeno(1,2,3-cd)piren	2,4	8,42	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06	<0,1	5,62	2,27	<1,43	<1,18

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2023 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM 2009b). Ocenę przeprowadzono dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska

władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska kołobrzesko-darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni), polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omułek jadalny
z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej) oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Oceny stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributylocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.172. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020-2023; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; b) ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą); dla wartości poniżej limitu oznaczalności na wykresie umieszczono wartość limitu.

Rys. II.172 przedstawia średnie stężenie tributylocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia i storni), polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2023 r. zaobserwowano ponad 4-krotmy wzrost stężenia TBT w tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego w porównaniu do 2022 r. Również stornie pobrane

z wód Basenu Gdańskiego oraz wód Basenu Bornholmskiego wykazały wyższe zawartości TBT w porównaniu do ubiegłego roku. Dla tkanek mięśniowych storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego uzyskano wartości poniżej limitu oznaczalności. W 2023 r. średnie stężenia tributylocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM.
Oceny stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie oznaczeń TBT w tkankach miękkich omułka odłowionego w 2023 roku. W 2023 r. uzyskano stężenia TBT poniżej granicy oznaczalności, co wskazuje na spadek zawartości tego związku w porównaniu do 2020, 2021 i 2022 r., w których uzyskano stężenia TBT w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu wartości 2,52 ng g^{-1} m.m., 1,44 ng g^{-1} m.m., 0,08 ng g^{-1} m.m. Otrzymane stężenie TBT wskazuje na dobry (GES) stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego według RDSM.

Farmaceutyki

Tabela II.50 oraz Tabela II.51 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej w latach 2014-2022. Od 2019 r., po rozszerzeniu monitoringu zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6, próbki wody powierzchniowej (do 1m głębokości) pobierane są z 11 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku.
Dobry stan środowiska (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia wody diklofenakiem został osiągnięty, w 2022 r., w przypadku wszystkich poddanych ocenie akwenów (Tabela II.50.). Ponadto w przypadku stacji ZP6 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) odnotowano spadek stężenia diklofenaku względem roku 2021.

Tabela II.50. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	Diklofenak [ng dm^{-3}]									
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Basen Bornholmski	K6	10,00	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,802	0,263	<0,04	<0,04	<0,03
	SW3		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,627	1,838	<0,04	<0,04	<0,03
	P16		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,832	0,538	<0,04	<0,04	<0,03
	P5		<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504	0,361	<0,04	<0,04	<0,03
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,540	1,686	<0,04	<0,04	<0,03
	P140		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	1,110	0,309	<0,04	<0,04	<0,03
Basen Gdański	P1		<0,63	3,09	<0,15	<0,1	<0,01	0,521	0,416	<0,04	<0,04	<0,03
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853	0,592	<0,04	<0,04	b.d.
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,541	1,425	<0,04	<0,04	<0,03
	ZN2		9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62	1,030	0,694	<0,04	<0,04	<0,03
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1,280	0,701	0,271	<0,04	b.d.

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku i nie kontynuowano w roku 2023.

W 2023 r. kontynuowano analizy zawartości 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej pobranej na stacjach w czterech ocenianych akwenach Morza Bałtyckiego (Tabela II.51.). W latach 2014-2020, stosowane metody analityczne nie pozwalały na osiągnięcie limitu detekcji umożliwiającego przeprowadzenie oceny (limit detekcji metody był wyższy niż wartość graniczna GES/subGES). W 2018 roku stężenia EE2 na stacjach P16 (Basen Bornholmski) oraz ZN2 (obszar polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wskazywały na zły stan środowiska (Tabela II.51). Od 2021 roku, w wyniku zmiany metody oznaczeń 17-alfa etynyloestradiolu uzyskiwano limit oznaczalności równy lub niższy od wartości granicznej pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska morskiego wg RDSM (0,035 ng dm^{-3}). W latach 2021-2023,

wyniki monitoringu stężeń 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej wskazują na dobry stan środowiska morskiego (GES) wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

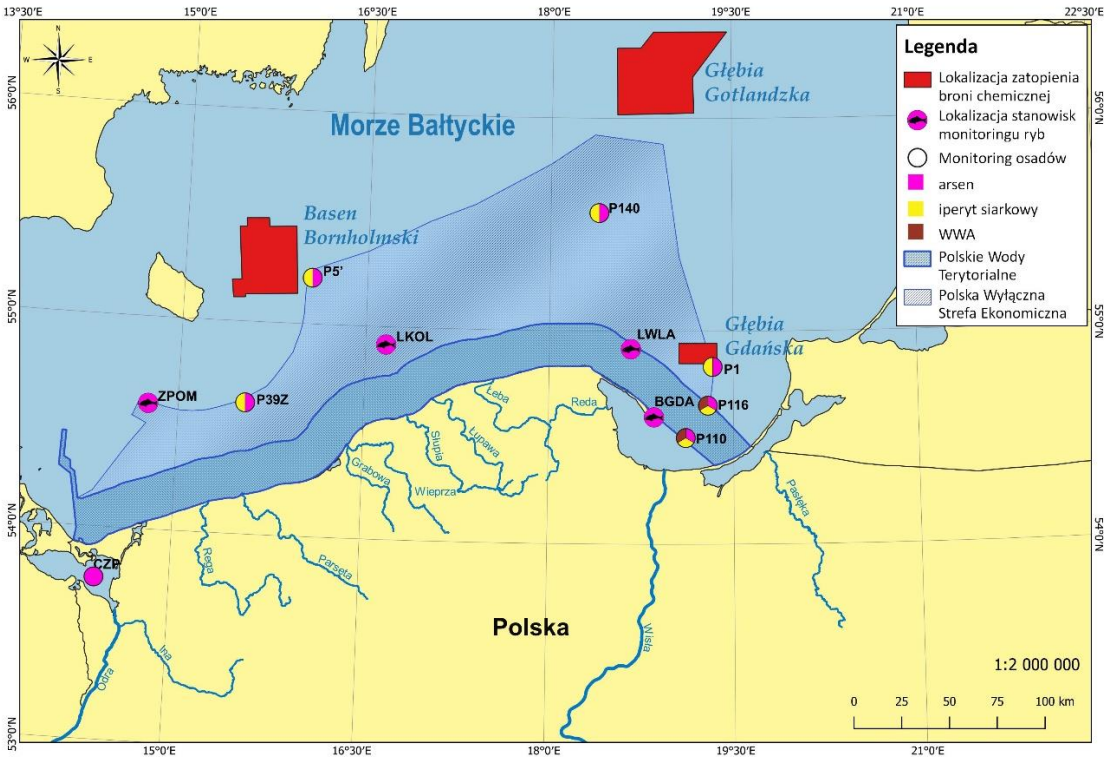
Tabela II.51. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

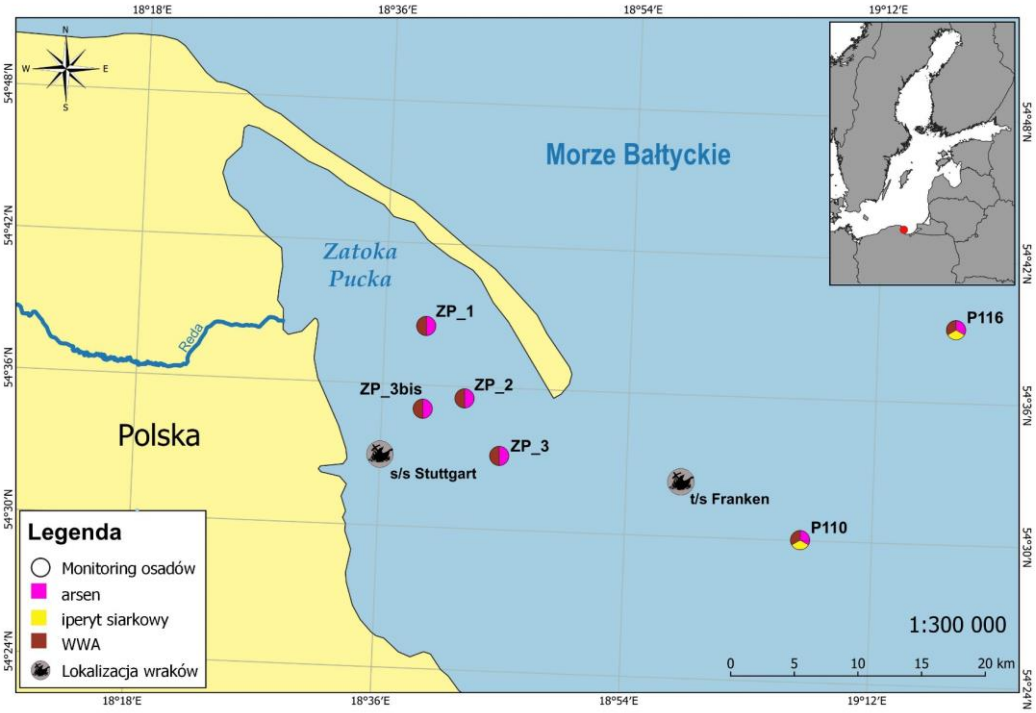
Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	EE2 [ng dm^{-3}]									
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
Basen Gdański	P1		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	b.d.
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	0,03
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	b.d.

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku i nie kontynuowano w roku 2023.

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki

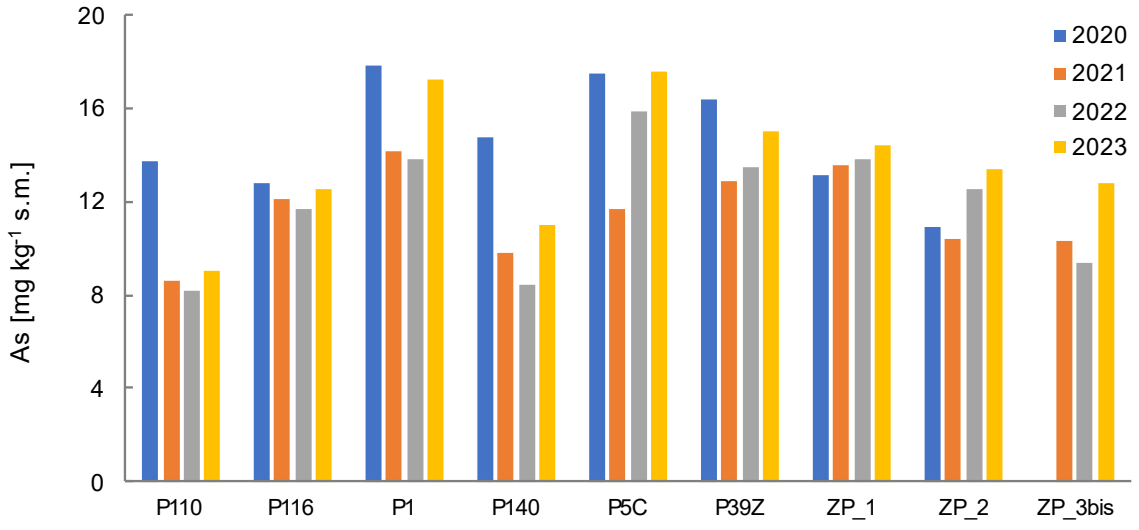
W 2023 roku przeprowadzono pomiary, które są kontynuacją badań rozpoczętych w 2020 roku, mające na celu wykrycie potencjalnych zagrożeń dla środowiska wód morskich wynikających z obecności zatopionej broni chemicznej i zatopionych wraków w polskich obszarach morskich. W tym celu pobrano próbki osadów dennych w lokalizacjach zbliżonych do obszarów potencjalnie zagrożonych wystąpieniem skażenia oraz w obszarach, które można uznać za nieobjęte tym rodzajem zagrożenia (Rys. II.173). Badania obejmowały analizy iperytu oraz arsenu całkowitego, jako kompleksowego wskaźnika obecności wszystkich bojowych środków chemicznych i ich pochodnych zawierających arsen. Analizy przeprowadzono w próbkach osadów dennych pobranych na stacjach pełnomorskich (P110, P116, P1, P140, P5C, P39Z). Pomiary stężeń arsenu przeprowadzono również w próbkach osadów pobranych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w próbkach mięśni ryb odłowionych w rejonie Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej oraz łowisk kołobrzesko-darłowskiego i władysławowskiego. Wskaźnikami skażenia wynikającego z wydostającego się z wraków paliwa są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), których analizy w 2023 roku przeprowadzono w osadach dennych pobranych na stacjach w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) i Zatoce Gdańskiej (P110 i P116).



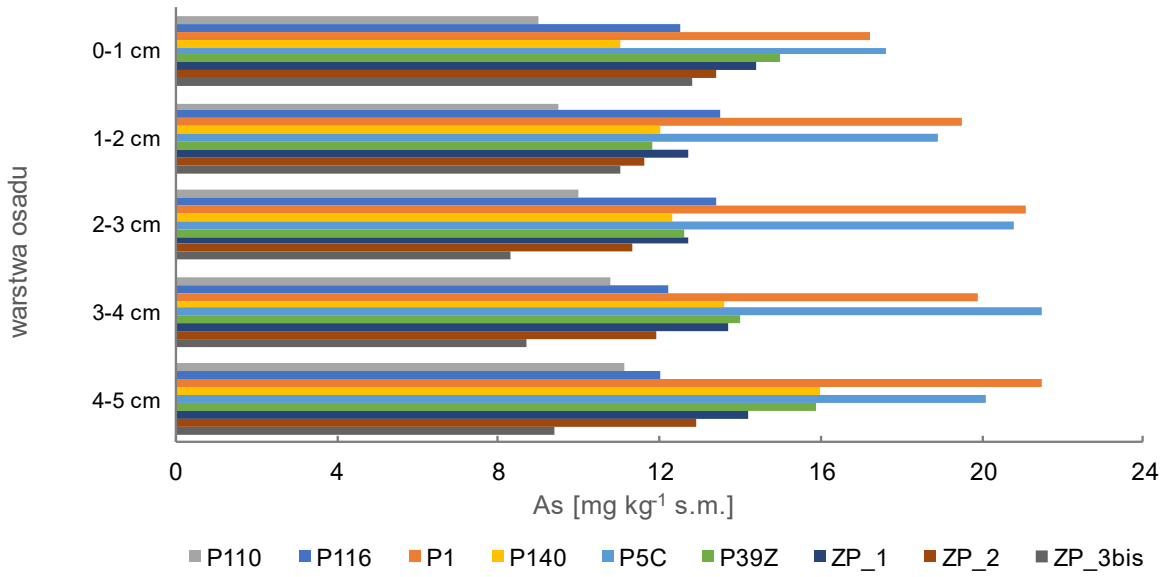


Rys. II.173. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie http://divingbaltic.pl/ - t/s Franken (18° 57' 58,90", 54° 32' 18,60"), s/s Stuttgart (18° 36' "E, 54° 33' "N)).

W 2023 roku, stężenia arsenu w warstwach powierzchniowych osadów we wszystkich lokalizacjach pozostawały w zakresie od 9,0 do 17,6 mg kg^{-1} s.m. (Rys. II.174), mieszcząc się w typowym zakresie stężeń charakterystycznych dla osadów powierzchniowych południowego Bałtyku (<5 do 29 mg kg^{-1} s.m.) (Uścinowicz, 2011). Najniższe stężenia As wystąpiły, podobnie jak w roku poprzednim, na stacjach P110 Basen Gdański) – 9,0 mg kg^{-1} s.m. i P140 (wschodni Basen Gotlandzki) – 11,0 mg kg^{-1} s.m. oraz na stacji ZP_3bis. Najwyższe stężenie As wystąpiło w Głębi Bornholmskiej, na stacji P5C najbardziej zbliżonej do miejsca zatopienia broni chemicznej, ale odnotowana wartość równa 17,6 mg kg^{-1} s.m. była zdecydowanie poniżej wartości typowych dla tego obszaru. Na stacjach zlokalizowanych w rejonie Zatoki Puckiej, które znajdują się poza potencjalnym wpływem zatopionej broni chemicznej, stężenia arsenu były na poziomie bardzo zbliżonym do obserwowanego w rejonie morza otwartego (12,8-14,4 mg kg^{-1} s.m.). Stężenie As w Głębi Gdańskiej było na poziomie 17 mg kg^{-1} s.m., podobnie jak na stacji w Głębi Bornholmskiej.
We wszystkich lokalizacjach stężenia arsenu były nieznacznie wyższe od odnotowanych w 2022 roku, przy czym najmniejsze różnice na poziomie 0,8 mg kg^{-1} s.m. wystąpiły na stacjach na profilu ujścia Wisły (P110 i P116) i w Zatoce Puckiej na stacjach ZP_1 i ZP_2. W obszarach pełnomorskich wzrost ten był na poziomie od 1,7 mg kg^{-1} s.m. do 2,6 mg kg^{-1} s.m., przy czy największą zmianę o 3,4 mg kg^{-1} s.m. odnotowano w Głębi Gdańskiej (P1).
W 2023 roku badania stężeń arsenu przeprowadzono w warstwach osadów od 0 do 5 cm głębokości (Rys. II.175). Obserwowane poziomy stężeń As były zbliżone do tych w roku poprzednim. Najwyższe stężania na wszystkich głębokościach odnotowano w Głębi Gdańskiej (P1) i Głębi Bornholmskiej (P5C), gdzie pozostawały odpowiednio w zakresach 17,2 mg kg^{-1} s.m. do 21,5 mg kg^{-1} s.m. oraz 17,6 mg kg^{-1} s.m. do 20,1 mg kg^{-1} s.m. Najmniejsze poziomy stężeń As, w zakresie od 8,3 mg kg^{-1} s.m. do 14,4 mg kg^{-1} s.m., charakteryzowały rdzenie osadów o miąższości 5 cm w Zatoce Puckiej, przy czym najwyższe wartości występowały w warstwach powierzchniowych. We wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) stężenie As wzrastały od powierzchni 11,0 mg kg^{-1} s.m. do głębokości 5 cm (16,0 mg kg^{-1} s.m.).
W 2023 roku, badania zawartości iperytu w osadach dennych przeprowadzono tylko w warstwie 0-5 cm. W przypadku wszystkich lokalizacji stężenia iperytu we wszystkich warstwach pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody wynoszącej 0,3 µg kg^{-1} s.m.

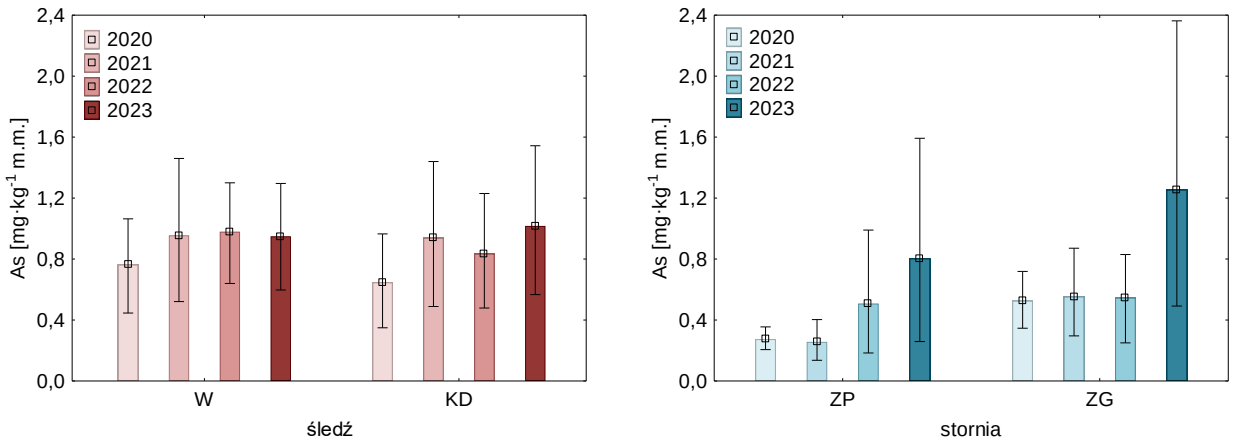


Rys. II.174. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020-2023.

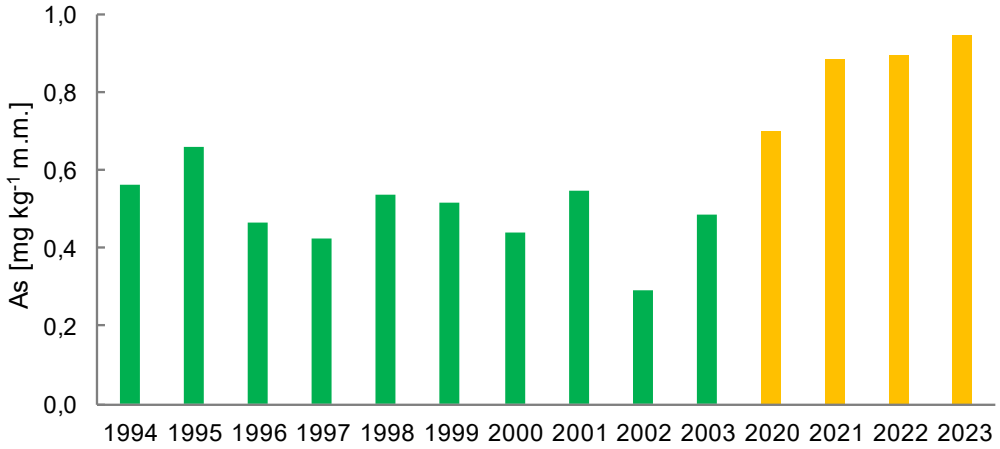


Rys. II.175. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2023 roku.

W 2023 roku kontynuowano badania stężeń arsenu w mięśniach dwóch gatunków ryb: śledzi i storni. Średnie stężenia w śledziu z łowiska władysławowskiego i łowiska kołobrzesko-darłowskiego wynosiły odpowiednio 0,96 mg kg^{-1} m.m. i 0,94 mg kg^{-1} s.m. (Rys. II.176). Oznacza to nieznaczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego w przypadku łowiska kołobrzesko-darłowskiego, gdzie wartość średnia wynosiła 0,80 mg kg^{-1} m.m. Zakres stężeń As w śledziu obejmował wartości 0,60-1,30 kg^{-1} m.m. w przypadku łowiska władysławowskiego i 0,6-1,54 kg^{-1} m.m. w przypadku łowiska kołobrzesko-darłowskiego. Średnie stężenie As w storniach zarówno z Zatoki Pomorskiej, jak i Zatoki Gdańskiej były wyższe od obserwowanych w roku poprzednim 0,35 kg^{-1} m.m. i 0,21 kg^{-1} m.m. i wynosiły odpowiednio 0,91 kg^{-1} m.m. i 0,56 mg kg^{-1} m.m.
Odnosząc uzyskane wyniki do okresu 2020-2022 oraz do danych literaturowych dla okresu 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009) można stwierdzić, że wartość średnia dla śledzia wyliczona na podstawie wszystkich wyników równa 0,95 mg kg^{-1} m.m. w 2023 roku jest zbliżona do obserwowanej w dwóch poprzednich latach i nieco wyższa od poziomów w latach poprzednich (Rys. II.177). Jednocześnie jest to wartość zbliżona do stężeń arsenu obserwowanych w innych obszarach Bałtyku (0,66-1,0 mg kg^{-1} m.m. (Larsen and Francesconi 2003)).
Największą toksycznością dla organizmów żywych charakteryzuje się arsen w formie nieorganicznej (As(III), As (V)). Najnowsze badania dotyczące odławianych w Morzu Bałtyckim ryb (Polak-Juszczak i Szlinder-Richert, 2021) wykazały, że udział tych form arsenu w arsenie całkowitym wynosi średnio 4,20% (od 2,09 do 8,23%) w przypadku tkanki mięśniowej śledzia i 2,89% (od 1,31 do 5,59%) w przypadku tkanki mięśniowej storni. Uwzględniając powyższe dane literaturowe oraz wyniki stężeń arsenu całkowitego w mięśniach ryb uzyskane w ramach monitoringu w 2023 roku wyznaczono średnią zawartość arsenu nieorganicznego, która wyniosła odpowiednio 0,039 mg kg^{-1} m.m. w śledziach i 0,021 mg kg^{-1} m.m. w storniach. W żadnej z pobranych do badań próbek nie stwierdzono przekroczenia wartości granicznej dla arsenu nieorganicznego stosowanej dla ryb jako produktu spożywczego (0,5 mg kg^{-1} m.m.). Wszystkie wartości otrzymane w wyniku powyższych przeliczeń, były przynajmniej o rząd wielkości niższe w stosunku do przytoczonej wartości granicznej, co oznacza, że najbardziej toksyczne, nieorganiczne związki arsenu nie stanowią zagrożenia dla zdrowia konsumentów bałtyckich ryb.



Rys. II.176. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020-2023 (W – łowisko władysławowskie, KD – łowisko kołobrzesko-darłowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąs – zakres wartości)



Rys. II.177. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020-2023 odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009).

Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki aktualnych poziomów arsenu i iperytu w powierzchniowych warstwach osadów dennych oraz stężenia arsenu w rybach można stwierdzić brak skażenia wynikającego z potencjalnych uwolnień z zatopionej broni chemicznej.

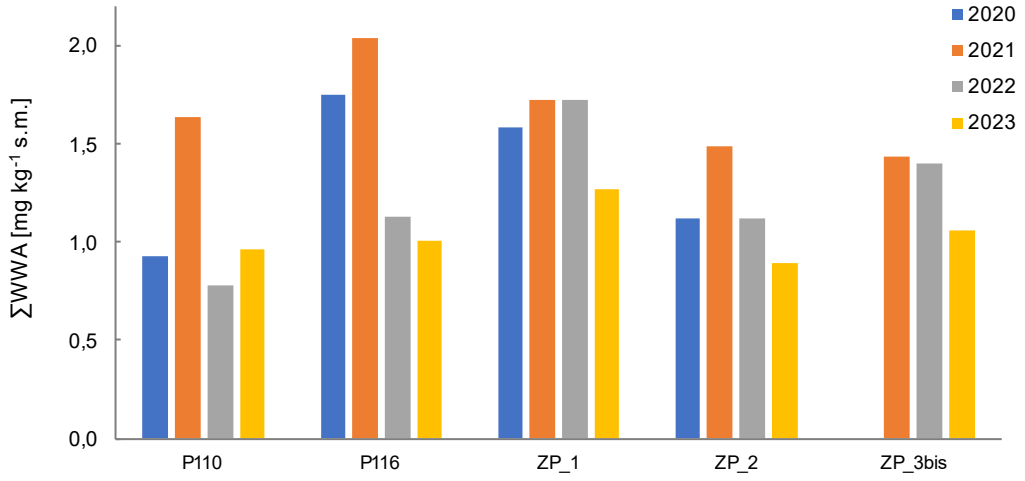
Stężenie ∑WWA w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm), pobranych w 2023 roku (Rys. II.178), charakteryzowało się niewielką zmiennością w obrębie badanych lokalizacji, mieszcząc się w zakresie 0,90-1,27 mg kg^{-1} s.m. Średnie stężenie ∑WWA w tej warstwie było nieznacznie wyższe dla stacji zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (1,07 mg kg^{-1} s.m.) w porównaniu do Zatoki Gdańskiej (0,98 mg kg^{-1} s.m.). Najwyższe stężenie (1,27 mg kg^{-1} s.m.) ∑WWA w roku 2023, zmierzono w warstwie powierzchniowej osadu pobranego na stacji ZP_1, jednak należy nadmienić, że była to najniższa z maksymalnych wartości zmierzonych w kolejnych latach prowadzenia badań. W roku 2022, podobnie jak w 2023 maksymalną wartość ∑WWA zmierzono w warstwie osadu ze stacji ZP_1 i wyniosła ona 1,72 mg kg^{-1} s.m. W roku 2020 i 2021 maksymalne wartości wyniosły odpowiednio: 1,75 i 2,04 mg kg^{-1} s.m., obie dotyczyły stacji P116.
Na wszystkich stacjach, z wyjątkiem P110, odnotowano spadek stężeń ∑WWA w stosunku do roku 2022 (Rys. II.178). W Zatoce Puckiej spadek wartości w stosunku do roku poprzedzającego wyniósł od 20 do 26% (dla ZP_1 z 1,72 do 1,27 mg kg^{-1} s.m., ZP_2 z 1,12 do 0,90 mg kg^{-1} s.m., ZP_3bis z 1,40 do 1,05 mg kg^{-1} s.m.). Dla stacji P116 odnotowano spadek wartości stężeń ∑WWA na poziomie 11% (z 1,13 do 1,01 mg kg^{-1} s.m.). Rok 2023 dla stacji P116, ZP_1, ZP_2, ZP_3bis charakteryzował się najniższymi wartościami ∑WWA w całym

okresie prowadzenia badań monitoringowych 2020-2023. Warstwę powierzchniową osadu na stacji P110 jako jedyną charakteryzował wzrost stężeń ∑WWA w stosunku do roku 2022. Zmierzona wartość wyniosła 0,96 mg kg^{-1} s.m., jednak była ona o ponad 40% niższa od wartości maksymalnej odnotowanej dla tej stacji w roku 2021 (1,64 mg kg^{-1} s.m.)

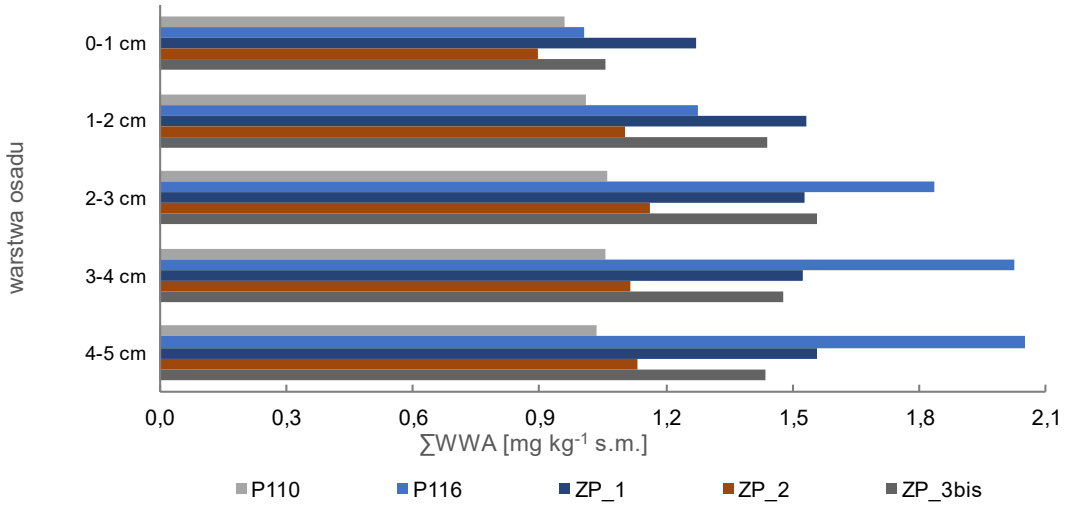
W profilu pionowym (Rys. II.179) wyraźny wzrost stężeń ∑WWA w głąb osadu zaobserwowano na stacji P116. Stężenie ∑WWA w najniżej położonej warstwie 4-5 cm (2,05 mg kg^{-1} s.m.), było ponad dwa razy wyższe w porównaniu z warstwą 0-1 cm (1,01 mg kg^{-1} s.m.). Należy zaznaczyć, że od rozpoczęcia prowadzenia monitoringu WWA na tej stacji taka charakterystyka rozkładu zanieczyszczeń powtarza się rokrocznie, zmienia się jedynie zakres mierzonych wartości ∑WWA, przy czym od roku 2021 odnotowywany jest zarówno spadek wartości stężeń minimalnych charakteryzujących warstwę 0-1 cm (z 2,040 do 1,01 mg kg^{-1} s.m.) jak maksymalnych występujących w warstwie 4-5 cm (z 4,47 do 2,05 mg kg^{-1} s.m.). Taki układ stężeń może odzwierciedlać spadek emisji WWA do atmosfery, a co za tym idzie coraz mniejsze ilości WWA deponowane w osadach. Na stacji P110 wartości stężeń ∑WWA w całym profilu pionowym były zbliżone, zmieniając się jedynie w wąskim zakresie od 0,96 (warstwa 0-1 cm) do1,06 mg kg^{-1} s.m. (warstwa 2-3 oraz 3-4 cm).

Biorąc pod uwagę pionowy rozkład zanieczyszczeń w osadach Zatoki Puckiej (Rys. II.179) warstwa 0-1 cm, podobnie jak w przypadku stacji P110 i P116, charakteryzowała się najniższą wartością ∑WWA. Dla stacji ZP1, ZP_2 i ZP_3bis stężenia wyniosły 1,27, 0,90 i 1,05 mg kg^{-1} s.m. (Rys. II.178, Rys. II.179). W głębszych warstwach osadu stężenia ∑WWA były wyższe, jednakże do głębokości 5 cm pozostawały w wąskim zakresie odpowiednio1,52-1,56 mg kg^{-1} s.m., 1,10-1,16 mg kg^{-1} s.m. oraz 1,44-1,56 mg kg^{-1} s.m., przy czym maksymalne wartości przypisano warstwie 4-5 cm na stacji ZP_1 oraz warstwie 2-3 cm w przypadku stacji ZP_2 i ZP_3bis.

Porównanie, otrzymanych w wyniku badań w 2023 roku poziomów ∑WWA (0,90-2,05 mg kg^{-1} s.m.) z wartościami zmierzonymi przez Rogowską i współpracowników (2010), w rejonie znajdującym się pod bezpośrednim wpływem zatopionej jednostki s/s Stuttgart (∑WWA 35,7-592,0 mg kg^{-1} s.m.), wskazuje aktualnie na brak oddziaływania na środowisko wydostającego się paliwa na stacjach wybranych do przeprowadzenia monitoringu potencjalnego skażenia substancjami pochodzącymi z paliw wydostających się z zatopionych wraków. Wartości stężeń ∑WWA zmierzone w 2023 roku, były przynajmniej o rząd wielkości niższe niż najniższe wartości raportowane w przywoływanej literaturze.



Rys. II.178. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (∑WWA [mg·kg^{-1} s.m.]) w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w latach 2020-2023.



Rys. II.179. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (∑WWA [mg·kg^{-1} s.m.]) w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2023 roku.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują w środowisku w postaci mieszanin, a na podstawie proporcji pomiędzy poszczególnymi związkami można wnioskować o źródle ich pochodzenia. W Tabela II.52 zestawiono wartości wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA mogących wskazywać na pochodzenie petrogeniczne (tj. sytuacje awaryjne (rozlewy olejowe, wycieki paliwa), wycieki z wydobycia i przeróbki ropy naftowej i jej produktów). Analiza stosunków stężeń wybranych WWA w pobranych próbkach, w przypadku sześciu z ośmiu porównywanych współczynników nie pozwoliła na powiązanie ich źródła pochodzenia z potencjalnymi wyciekami paliw z zatopionych wraków statków. Uzyskane wartości wskazują na pirogeniczne pochodzenie (niecałkowite spalanie w wysokich temperaturach, spalanie węgla, drewna, wypalanie traw, spalanie ropy naftowej, benzyny i oleju napędowego w silnikach spalinowych) tych związków w badanych osadach, co potwierdza, że dominującą grupą związków są WWA, które do osadów dostają się w wyniku depozycji atmosferycznej. Jedynie wartości ilorazu stężeń chryzenu do beznzo(a)antracenu oraz naftalenu do fenantrenu dla wszystkich analizowanych próbek mogą wskazywać na petrogeniczne źródło pochodzenia obecnych w osadach WWA. Należy jednak podkreślić, że wartości obliczone dla innych współczynników wykorzystujących do określenia źródła pochodzenia te same związki (fenantren, benzo(a)antracen, chryzen), nie prowadziły do takiego wniosku w przypadku żadnej z analizowanych próbek osadów dennych.

Tabela II.52. Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min-max).

Iloraz stężeń wraz z wartością wskazujące na pochodzenie petrogeniczne		**P110**	**P116**	**ZP_1**	**ZP_2**	**ZP_3bis**
Fenantren/antracen	>10	4,21 (3,60-4,89)	4,33 (3,80-5,55)	3,42 (2,99-4,25)	4,08 (3,43-4,89)	4,52 (3,91-5,45)
Fluoranten/piren	<1	1,48 (1,43-1,53)	1,38 (1,32-1,42)	1,40 (1,35-1,44)	1,46 (1,44-1,48)	1,39 (1,32-1,45)
Chryzen/benzo(a)antracen	>1	1,60 (1,44-1,77)	1,56 (1,50-1,62)	1,36 (1,31-1,43)	1,36 (1,29-1,45)	1,31 (1,26-1,28)
Benzo(a)antracen/ (benzo(a)antracen+chryzen)	<0,2	0,39 (0,35-0,41)	0,39 (0,38-0,40)	0,42 (0,41-0,43)	0,42 (0,41-0,44)	0,43 (0,42-0,44)
Fluoranten/(Fluoranten+piren)	<0,4	0,60 (0,59-0,60)	0,58 (0,57-0,59)	0,58 (0,57-0,59)	0,59 (0,59-0,60)	0,58 (0,57-0,59)

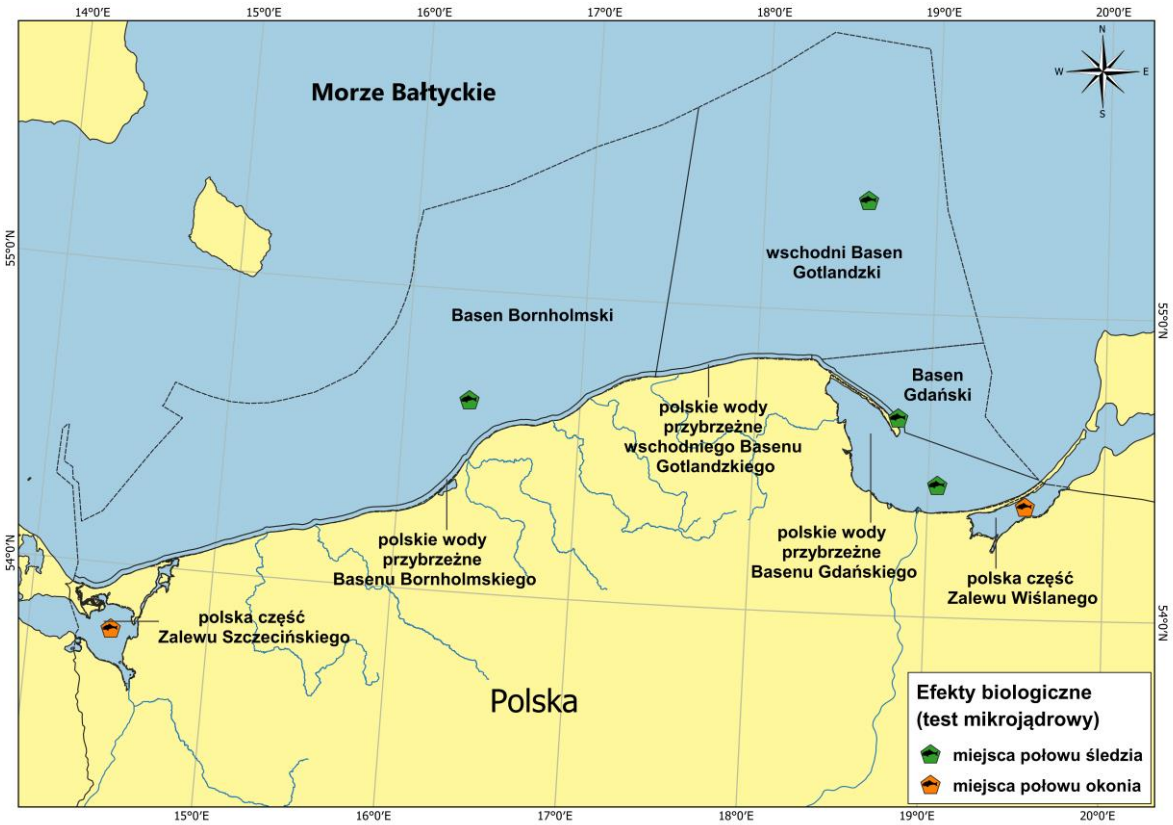
Iloraz stężeń wraz z wartością wskazujące na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3bis
Antracen/(antracen+fenantren)	<0,1	0,19 (0,17-0,22)	0,19 (0,15-0,21)	0,23 (0,19-0,25)	0,20 (0,17-0,23)	0,18 (0,15-0,20)
Indeno(1,2,3-cd)piren/(indeno(1,2,3-d)piren+benzo(g,h,i)perylen)	<0,2	0,52 (0,51-0,52)	0,53 (0,52-0,53)	0,52 (0,52-0,53)	0,52 (0,52-0,52)	0,50 (0,48-0,52)
Naftalen/fenantren	>1	2,31 (2,12-2,91)	1,63 (1,32-2,21)	1,57 (1,46-1,65)	2,00 (1,74-2,12)	1,34 (1,11-1,64)

Uzyskane wyniki analiz WWA w powierzchniowych warstwach osadów dennych nie wskazują na wpływ paliwa z wraków na stan ekosystemu w lokalizacjach objętych badaniami.

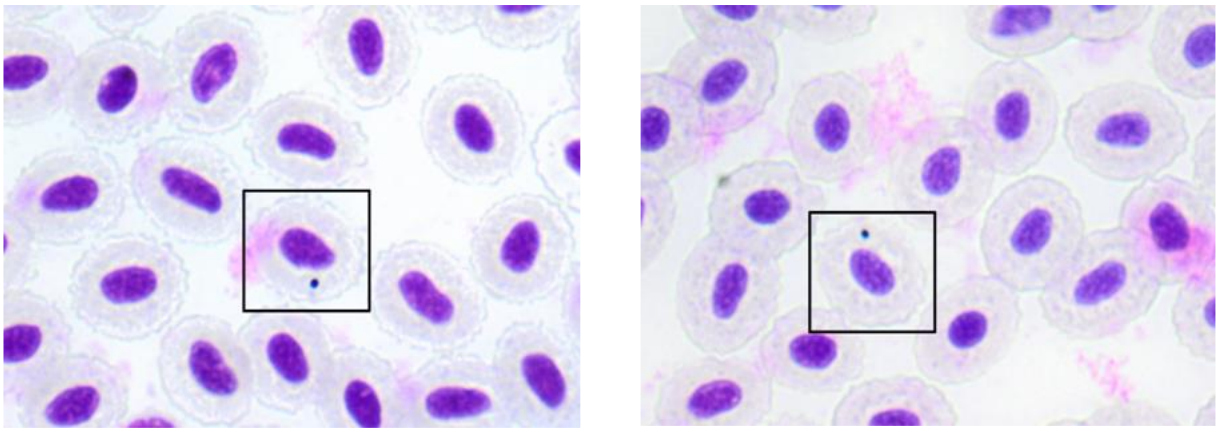
II.4.3.5. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych na poziomie komórkowym, wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). Został opracowany niezależnie przez Heddle'a w 1973 roku oraz dwa lata później przez Schmida (Hayashi 2016). Do naturalnych i syntetycznych substancji genotoksycznych należą m.in.: metale ciężkie, akrylamid, związki diazotowe, heterocykliczne aminy aromatyczne, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne, syntetyczne barwniki spożywcze, furan i jego pochodne, pencykuron oraz alkenylobenzeny (Blejwas 2019). Genotoksycznością nazywamy bezpośrednią reakcję pomiędzy związkami chemicznymi z kwasem deoksyrybonukleinowym (DNA). Liczba mikrojader powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Test ten znajduje szerokie zastosowanie w badaniach toksykologicznych u wielu organizmów, ponieważ mikrojądra mogą być identyfikowane we wszystkich komórkach posiadających jądro komórkowe. Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru (Klobuèar i in., 2003; Çavas i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie w 2023 roku kontynuowano badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego (MN). Pobrano próbki krwi od ryb komercyjnie poławianych i spożywanych w rejonie południowego Bałtyku: śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) z czterech obszarów badań: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i Basen Gdański oraz okonia (*Perca fluviatilis*) z dwóch estuariów: Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany (Rys. II.180). Krew pobraną z ryb naniesiono na szkiełka podstawowe, wybarwiono odczynnikiem Giemsy (1:9) i poddano analizie mikroskopowej z wykorzystaniem techniki jasnego pola przy powiększeniu 1000-krotnym (Rys. II.181). Obserwacja polegała na zliczeniu nieprawidłowości (zmian mikrojądrowych) występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych mikrojąder przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm (Fenech i in., 2003).



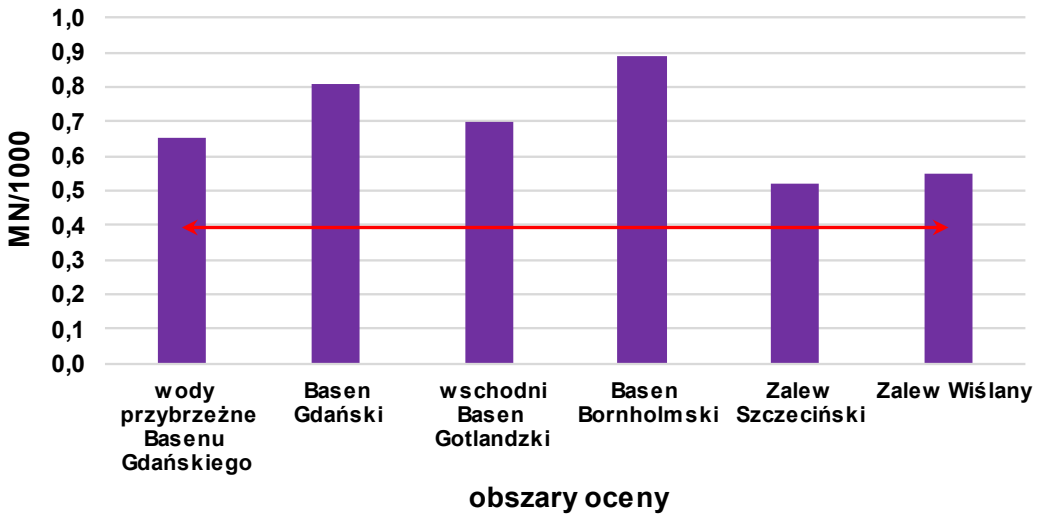
Rys. II.180. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2023 roku.



Rys. II.181. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami – mikrojądrami (MN).

W roku 2023 we wszystkich obszarach badań: wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Gdański, Basen Bornholmski, wschodni basen Gotlandzki oraz Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany, przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim w zakresie występowania mikrojąder (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego i okonia (0,39) (HELCOM 2012; Rys. II.182). Najwyższe wartości stwierdzono w śledziach odłowionych w rejonie Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego, gdzie liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 0,81 i 0,89 odpowiednio (Tabela II.53). W przypadku wyniku testu MN w krwi okoni z Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego obserwowano najniższą wartość średnią: 0,55 i 0,52, jednak również były to wartości niemieszczące się w granicy dobrego stanu środowiska (Rys. II.182; Tabela II.53). W obszarach morskich, gdzie analizie poddano krew śledzi

wartości badanego wskaźnika były niższe w otwartych wodach południowego Bałtyku (wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski, Basen Gdański) niż w przybrzeżnych (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) co mogło mieć związek ze specyfiką osobniczą populacji śledzia w różnych rejonach Morza Bałtyckiego m.in.: długość, masa, płeć, wiek. Otrzymane wyniki w roku 2023 dla Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego wskazują na zmianę jakości środowiska w tych obszarach w porównaniu z rokiem ubiegłym (2022), ale o stwierdzeniu poprawy można dyskutować w aspekcie wieloletnich zmian (Tabela II.53). W próbkach krwi ryb pochodzących z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano liczbę MN/1000 równą 0,65, natomiast wartość (0,81) wyznaczono dla Basenu Gdańskiego (Rys. II.182) i były to wartości niższe bądź zbliżone do wartości uzyskanych w roku 2022. W konsekwencji od roku 2016 do 2023 granica dobrego stanu środowiska jest przekraczana w tych obszarach. Wynik testu MN w krwi okoni z obu zalewów były na zbliżonym poziomie w roku 2023 (Tabela II.53). Ostatecznie, stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2023 roku należy uznać za nieodpowiedni we wszystkich obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) dla południowego Bałtyku oraz estuariach: Zalew Wiślany i Zalew Szczeciński.

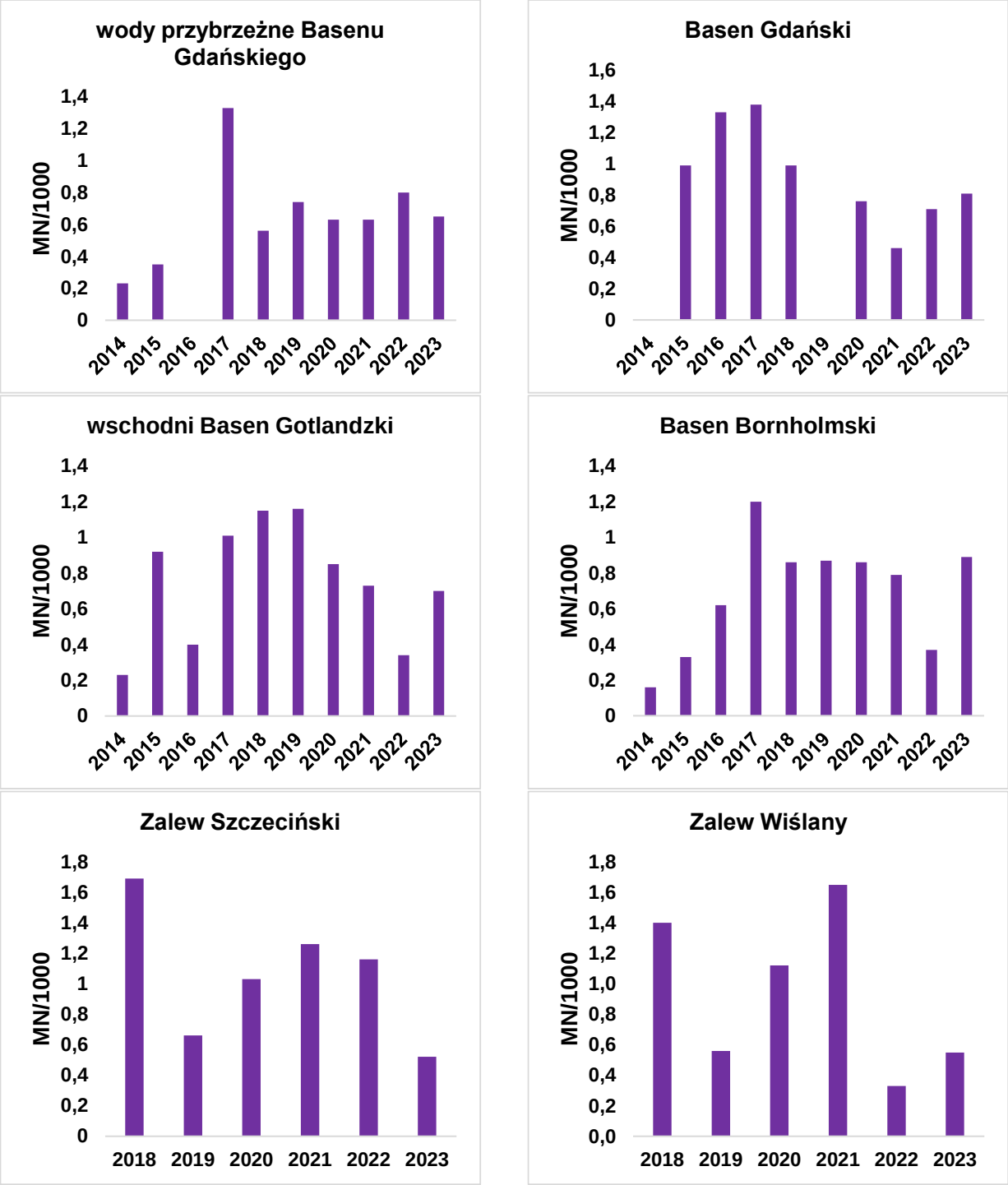


Rys. II.182. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2023 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim.

Tabela II.53. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM: stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

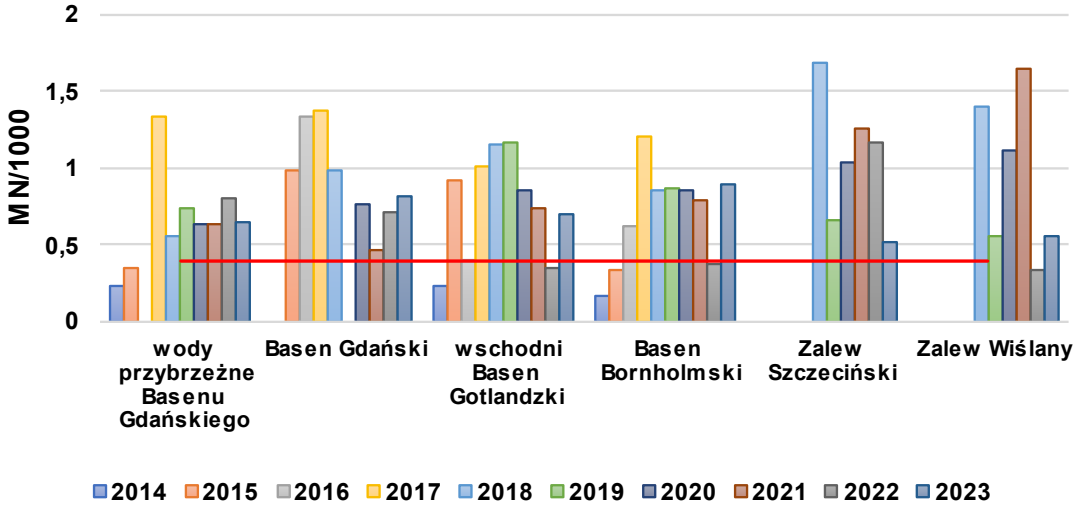
Mn/1000	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,23	0,35	-	1,33	0,56	0,74	0,63	0,63	0,80	0,65
Basen Gdański	-	0,99	1,33	1,38	0,99	-	0,76	0,46	0,71	0,81
wschodni Basen Gotlandzki	0,23	0,92	0,40	1,01	1,15	1,16	0,85	0,73	0,34	0,70
Basen Bornholmski	0,16	0,33	0,62	1,20	0,86	0,87	0,86	0,79	0,37	0,89
Zalew Szczeciński	-	-	-	-	1,69	0,66	1,03	1,26	1,16	0,52
Zalew Wiślany	-	-	-	-	1,40	0,56	1,12	1,65	0,33	0,55

Biorąc pod uwagę cały okres pomiarowy 2014-2023 dla śledzia bałtyckiego, jedynie w przypadku obszaru Basenu Gdańskiego obserwowana jest tendencja spadkowa występowania mikrojąder w erytrocytach (Rys. II.183). Na przestrzeni 8 lat częstość występowania aberracji spadła o 40%. Jednak jest to jedyny rejon, w którym w całym okresie pomiarowym wartość dobrego stanu środowiska nie była osiągnięta. W pozostałych trzech obszarach trudno wskazać jednoznacznego kierunku zmian. Biorąc pod uwagę wyniki testu MN w latach 2021-2023 można zaobserwować poprawę stanu środowiska w Zalewie Wiślanym oraz Szczecińskim (Rys. II.183).



Rys. II.183. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2023.

Podsumowując okres pomiarowy 2014-2023 dla śledzia bałtyckiego oraz okres 2018-2023 dla okoni, wyniki testu MN na genotoksyczność wskazują, iż ryby w strefach przybrzeżnych i estuariach charakteryzują się wyższą liczbą aberracji (Rys. II.184). Prawdopodobnie emisja zanieczyszczeń (w tym substancji chemicznych) wraz ze spływem powierzchniowym, z rzekami oraz antropopresja może mieć silniejszy wpływ na szkodliwość substancji niebezpiecznych w badanych rybach w strefach przybrzeżnych. Ostatecznie, stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2023 roku należy uznać za nieodpowiedni we wszystkich obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) dla południowego Bałtyku i jego wód przybrzeżnych oraz Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego.



Rys. II.184. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.4. Odpady w środowisku morskim

W ciągu ostatnich dziesięcioleci obserwowany jest wzrost liczby odpadów, który przypisywany jest w szczególności szerokiemu zastosowaniu materiałów z tworzyw sztucznych. Konsekwencją tego jest wciąż rosnąca liczba odpadów plastikowych, które ze względu na swoją trwałość są szczególnym zagrożeniem dla środowiska naturalnego. W środowisku morskim problem odpadów opisano w literaturze po raz pierwszy w latach 60 XX w., obecnie dotyczy on wszystkich oceanów (Ryan 2015), przy czym uznaje się, że odpady z tworzyw sztucznych mogą stanowić nawet 95% odpadów zgromadzonych na linii brzegowej, pływających na powierzchni i osadzonych na dnie (Galgani i in., 2015). Obecnie, odpady uważane są za jeden z najbardziej powszechnych i najszybciej rozprzestrzeniających się rodzajów zanieczyszczeń w środowisku morskim (Beamount i in., 2019; Pierdomenico i in., 2019). Ze względu na zagrożenie wynikające z obecności odpadów w środowisku morskim, prowadzenie monitoringu odpadów jest kluczowe dla oceny skali problemu i oceny stanu środowiska w tym zakresie.

W 2015 r. rozpoczęto realizację 3-letniego, pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim południowego Bałtyku. Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2023 r. uwzględniono dane pochodzące z monitoringu odpadów występujących na linii brzegowej. Monitoring został przeprowadzony na 15 odcinkach o długości 1 km wybranych tak, aby odzwierciedlały stan całego wybrzeża oraz reprezentowały różne typy plaż: miejska, wiejska, o różnym natężeniu ruchu turystycznego (Rys. II.185).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości – od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości, zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. W 2023 roku monitoring odpadów na linii brzegowej, na każdym z wyznaczonych odcinków, przeprowadzony był czterokrotnie w ciągu roku: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i października, grudnia i stycznia 2024 roku i obejmował dziewięć kategorii: plastiki, drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma, odpady żywnościowe. Odpady niezidentyfikowane przypisano do grupy ‘inne’.

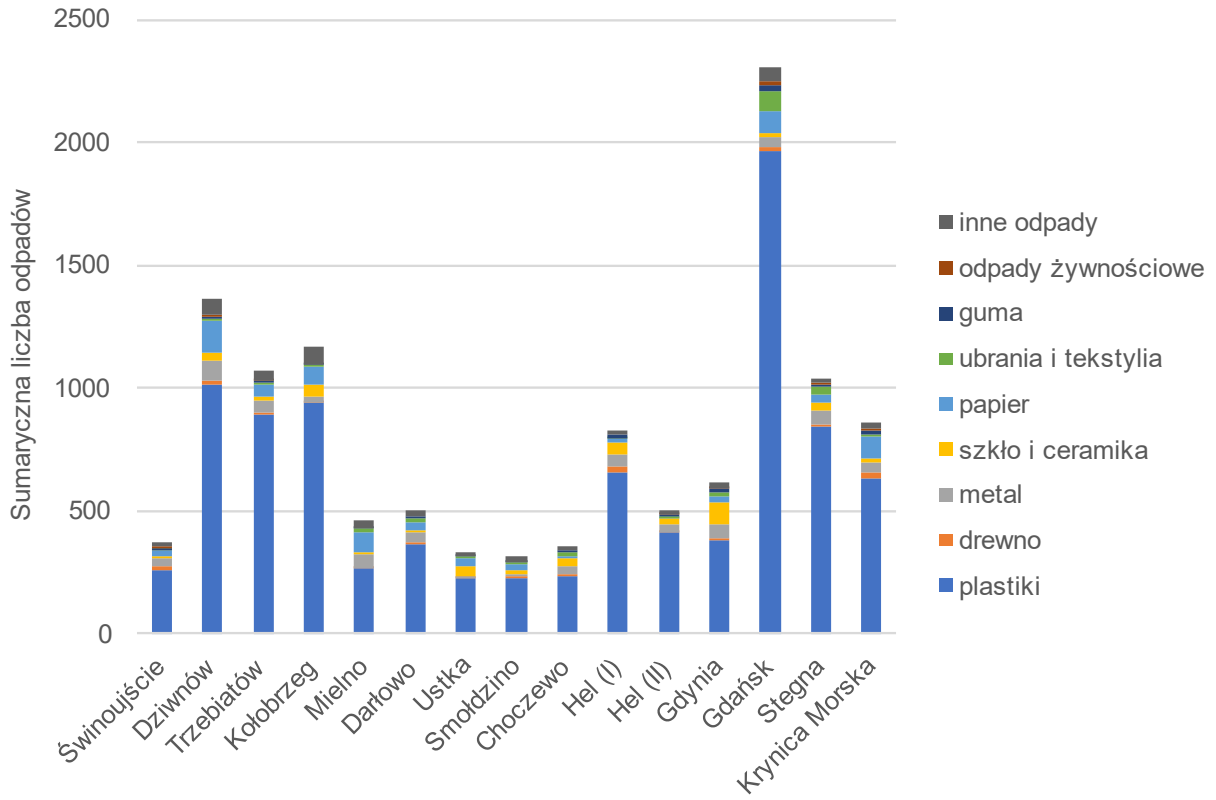
Rys. II.185. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2023 r.

W okresie prowadzenia monitoringu odpadów na polskim Wybrzeżu (2015-2023) najmniej odpadów zebrano w roku 2022-5518 sztuk oraz w 2021-7447 sztuk. Największą liczbę odpadów zliczono w roku 2018 (20829 sztuk). Od roku 2018 odnotowywany był spadek liczby odpadów w każdym kolejnym roku badań. W 2019 r. sumaryczna liczba odpadów wyniosła 15964 sztuki, w roku 2020 spadła do 12298 sztuk, natomiast w roku 2021 liczba odpadów była niższa o 4851 sztuk w porównaniu do roku 2020. W roku 2022 odnotowano spadek liczebności odpadów o 1929 sztuk odpadów w stosunku do roku ubiegłego. Należy zaznaczyć, że na spadek liczby odpadów przez dwa lata mogła mieć wpływ sytuacja epidemiczna związana z wystąpieniem pandemii koronawirusa Sars-Cov-2, w związku z którą wprowadzano różne restrykcje m. in ograniczające ruch turystyczny (np. całkowite zamknięcie plaż, utrudnienie bądź uniemożliwienie korzystania z możliwości zakwaterowania w miejscach noclegowych) jak również zrealizowane tyko trzy etapy monitoringu. Po tendencji spadkowej ilości odpadów w latach 2021-2022 w roku 2023 odnotowano dwukrotny wzrost odpadów stosunku do roku poprzedzającego. Liczebność ich wzrosła o 6569 sztuk i wynosiła 12 087 sztuk odpadów.

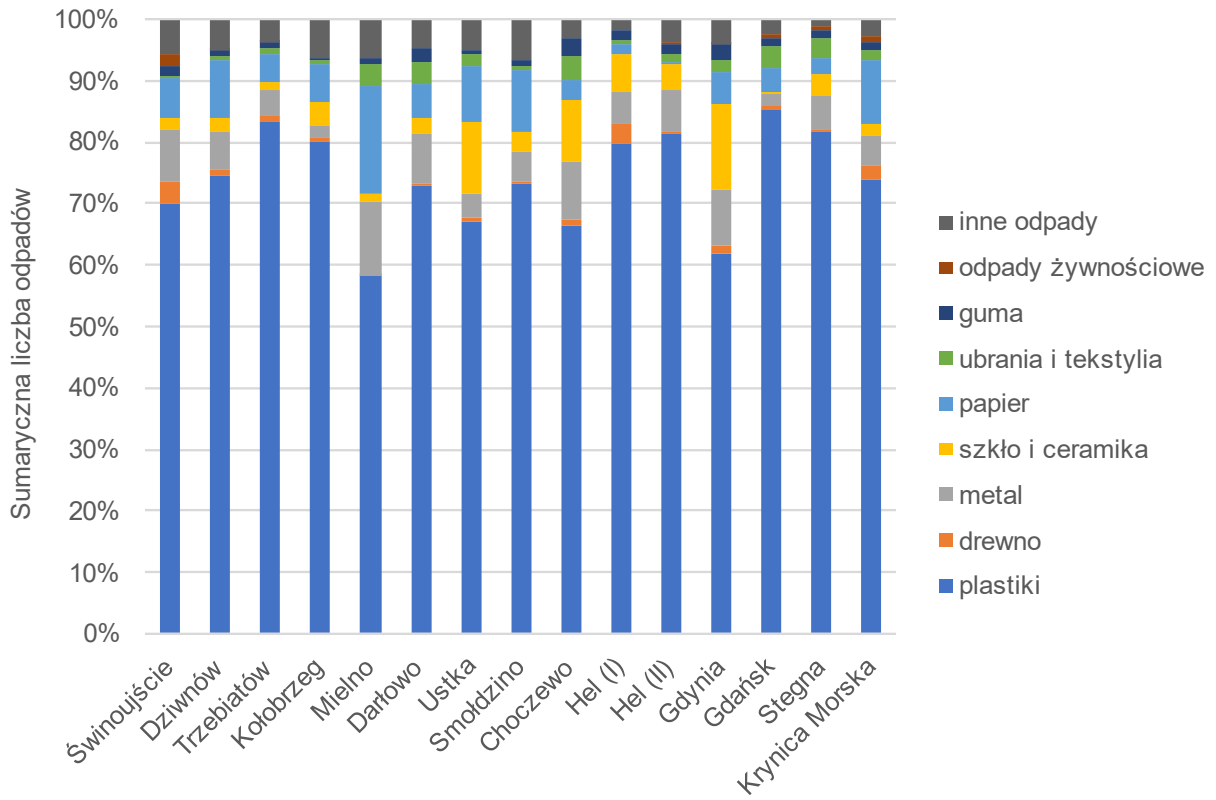
Spośród ośmiu głównych kategorii odpadów (plastik (materiały polimerowe), drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma, oraz inne odpady), tworzywa sztuczne rokrocznie stanowią dominującą kategorię odpadów znajdowanych na polskim Wybrzeżu. Na odcinkach objętych badaniami ich udział wzrastał w każdym kolejnym roku monitoringu od 57% w roku 2015 do 73% w roku 2019. W 2020 r. po raz pierwszy odnotowano, wynoszący ponad 10%, spadek udziału odpadów zaliczanych do tej kategorii. W roku 2021 ilość odpadów utrzymywała tendencję spadkową w stosunku do roku 2020 i była o około 20% niższa. W roku 2022 w porównaniu do roku 2021 zaobserwowano dalszą tendencję spadkową odpadów o 634 sztuki. Po kilku latach spadku liczebności odpadów z tworzysz sztucznych w 2023 roku odnotowano wzrost ilości

odpadów o 6 670 sztuk w porównaniu do roku poprzedzającego. Plastik stanowiły 77% wśród wszystkich odpadów z danego roku.
Oprócz odpadów plastikowych, których udział w 2023 r. wyniósł 77% odpadów zebranych na wszystkich odcinkach, największym udziałem charakteryzowały się odpady z kategorii papier – 6% oraz metal -5% (wzrost odpowiednio o 1% w stosunku do roku 2022 odpadów metalowych). Udział odpadów w kategorii inne odpady, szkło i ceramika oraz ubrania i tekstylia wynosił odpowiednio 4%, 3,5% i 2%, Odpady gumowe stanowiły 1,2%. Około 1% wszystkich zebranych w 2022 r. odpadów stanowiły odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z siedmiu głównych grup (odpady inne) oraz odpady żywnościowe. Odnotowano bardzo duży spadek ilości odpadów drewnianych z 32% w roku 2022 do zaledwie 1% w roku 2023.
Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest rok rocznie turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem plaż, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.
Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w ośmiu głównych kategoriach zebranych w roku 2023 przedstawiono na Rys. II.186. Najwięcej odpadów zebrano na odcinkach Gdyni (2603 sztuki), Dziwnów (1363 sztuki) i Kołobrzeg (1170 sztuk). Na plażach, w Choczewie, Ustce i Smołdzinie liczba znalezionych odpadów była najniższa (odpowiednio: 355; 333 i 312 sztuk). Na pozostałych plażach liczba zebranych odpadów mieściła się w zakresie 857 - 459 sztuk (Rys. II.186). Na 15 z 15 monitorowanych odcinków kategorią, do której zaliczono najwięcej zebranych odpadów był plastik (Rys. II.186; Rys. II.187).
Charakteryzujący się największą liczbą zebranych w 2023 r. odpadów odcinek położony w Gdańsku, w roku 2022 znalazł się na piątym miejscu. Dwa lata temu znalazł się na czwartej pozycji pod względem liczby odpadów (781 sztuk). Największą liczbą zebranych w 2022 r. odpadów był odcinek położony w Stegnie, w roku 2021 znalazł się na pierwszym miejscu. Dwa lata temu znalazł się na trzeciej pozycji pod względem liczby odpadów (1406 sztuk). Zaobserwowano w Gdańsku znaczący wzrost udziału procentowego odpadów z tworzyw sztucznych z 52% w 2022 r. do 85% w roku 2023 (Rys. II.187), i ich całkowita liczba pomiędzy rokiem 2023 i 2022 wzrosła wynosząc 1966 sztuk, gdzie w 2022 r. wynosiła tylko 246 sztuki (Rys. II.186). Pomimo wzrostu liczebności odpadów odnotowano spadek odpadów z kategorii drewno na wszystkich 15 odcinkach monitoringu plaż. Udział procentowy odpadów drewnianych w roku 2022 wynosił 32% (1768 sztuk) a w roku 2023 zaledwie 1% (130 sztuk) było to spadek o 1638 sztuk odpadów. W przypadku odcinka Mielno, które uzyskało największą liczbę odpadów w 2016 roku przez cały okres monitoringu odpadów na wszystkich docinkach w ciągu 9 lat. W 2022 roku odnotowano niewielki spadek odpadów (o 76 sztuk) do roku 2021. Obecnie liczebność odpadów wzrosła i wynosi 459 sztuk jest ich więcej o 150 sztuk w stosunku do roku poprzedzającego. Na spadek całkowitej liczby odpadów o 1387 sztuk względem roku 2020, największy wpływ miała liczba zebranych odpadów z tworzyw sztucznych oraz odpadów metalowych. W przypadku pierwszego rodzaju odpadów liczba ta zmalała z 1394 do 154 sztuk. W konsekwencji, Mielno było odcinkiem, na którym udział odpadów zaliczanych do tworzyw sztucznych w 2020 roku był najwyższy i stanowił 79%, a w 2021 był już o 39% mniejszy a w 2022 roku wzrósł do 59 % (Rys. II.187). Odpadów metalowych zebrano w Mielnie w 2020 r. prawie 4-krotnie więcej niż w roku 2019 - 187 sztuk (Rys. II.186), w 2021 roku liczba odpadów zebranych na tym odcinku wynosiła jedynie 35 sztuk w 2022 była o 12 sztuk mniejsza a w 2023 roku ilość ich wyniosła 55 sztuk i stanowiła 11 % udziału wśród wszystkich zebranych odpadów na tym docinku (Rys. II.187). Za wzrost liczby odpadów na odcinku Kołobrzeg, znajdującym się na trzecim miejscu pod względem sumarycznej liczby zebranych w 2023 r. odpadów, podobnie jak na odcinku zlokalizowanym w Gdańsku, odpowiedzialny był wzrost liczby odpadów zaliczonych do kategorii plastik. W stosunku do roku 2022 liczba odpadów na tym odcinku wzrosła o 953 sztuki (z 2017 do 1170 sztuk), przy czym liczba odpadów z tworzyw sztucznych wzrosła się z 47 do 938 sztuk, natomiast odpadów drewnianych zmniejszyła ze 97 do 25 sztuk (Rys. II.186). Za wzrost liczby odpadów na odcinku Hel (II), znajdującym się na trzecim miejscu pod względem sumarycznej liczby zebranych w 2022 r. odpadów, podobnie jak na odcinku zlokalizowanym w Stegnie, odpowiedzialny był wzrost liczby odpadów

zaliczonych do kategorii plastik i drewno. W stosunku do roku 2021 liczba odpadów na tym odcinku spadła o 470 sztuk (z 1002 do 532 sztuki), przy czym liczba odpadów z tworzyw sztucznych zmniejszyła się z 553 do 284 sztuki, natomiast odpadów drewnianych z 277 do 122 sztuk (Rys. II.186) stanowiąc odpowiednio 53% i 23% zebranych na tym odcinku odpadów (Rys. II.187).



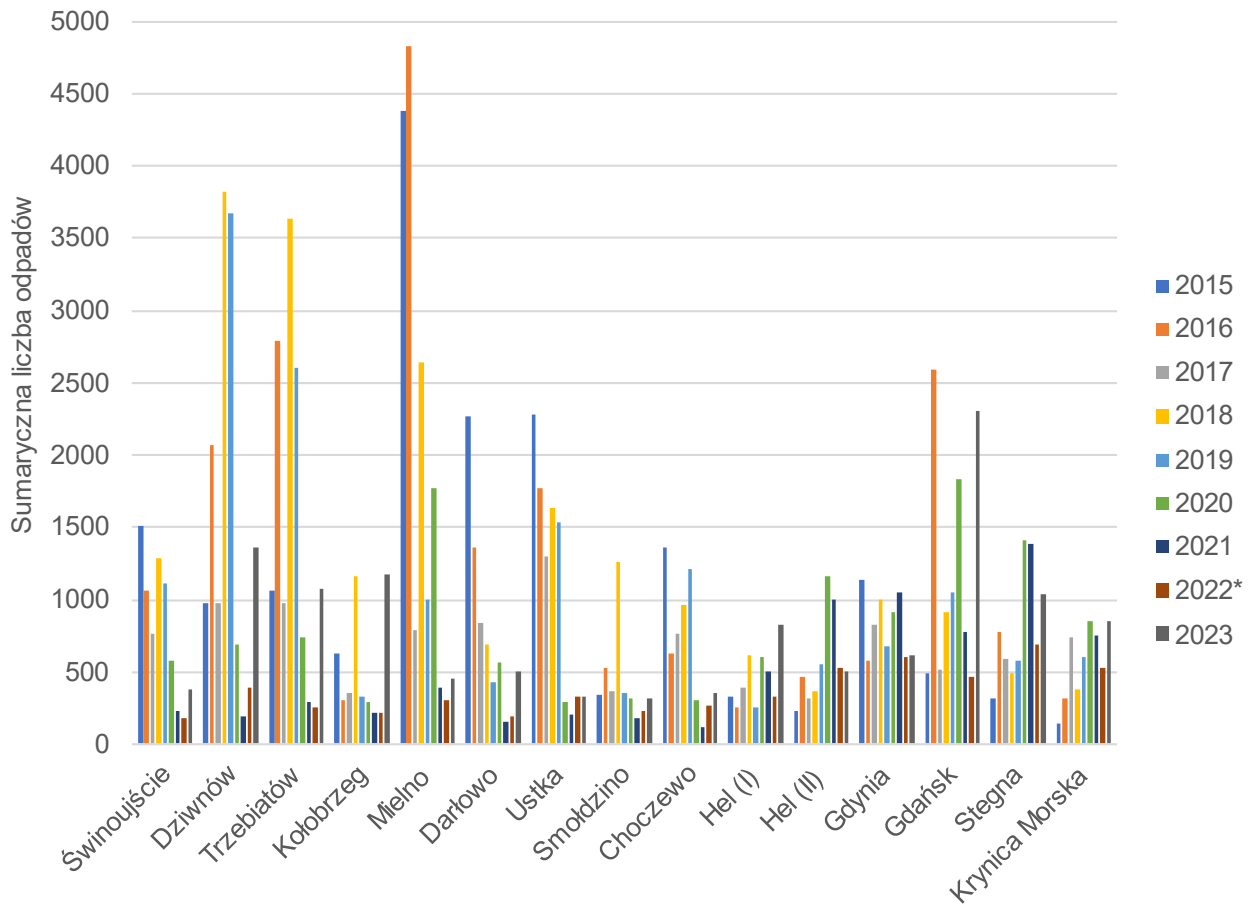
Rys. II.186. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w ośmiu głównych kategoriach w 2023 roku.



Rys. II.187. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2023 roku.

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2023 r. porównano z danymi z lat 2015-2022 (Rys. II.188). W roku 2023 odnotowano wzrost liczebności odpadów na czternastu stacjach natomiast odcinku plaży Hel (II) liczba odpadów była mniejsza, w porównaniu do roku 2022. W całym okresie prowadzenia monitoringu najwięcej odpadów (4832 sztuki) zebrano w Mielnie w 2016 r., zaś najmniej w Choczewie w roku 2021 (114 sztuk). Maksymalna liczba odpadów odnotowana w 2023 r. opisująca odcinek w Gdańsku (2306 sztuk) jest 5 razy wyższa niż wartość na tej stacji w roku 2022 (471), tak duża różnica może wynikać z faktu, że w 2022 roku monitoring odpadów na wszystkich odcinkach odbyło się tylko 3-ktotnie a w roku 2023 4-krotnie. Od roku 2020 obserwuje się spadek sumarycznej liczby odpadów na odcinku: Hel (II), przy czym największy spadek w tym czasie dotyczył liczby odpadów wynoszących 1159 w 2020 roku do 505 sztuk w 2023 roku.

Sumarycznie najmniejszą liczbę odpadów zebrano na odcinku Hel (I) – jedynie 4086 sztuk w parowaniu do odcinka Hel (II) - 5134 w ciągu 9 lat trwania monitoringu. Na wschód od monitorowanego odcinka zlokalizowany jest rezerwat przyrody Helskie Wydmy, a w strefie brzegowej i na nadbrzeżu brak jest infrastruktury zarówno turystycznej, jak i umocnień brzegowych. Natomiast najniższą liczebnością odpadów wśród 15 odcinków monitoringu obserwuje się na odcinek Smołdzino, gdzie liczność odpadów wyniosła 3 871 sztuk w ciągu dziewięciu lat.



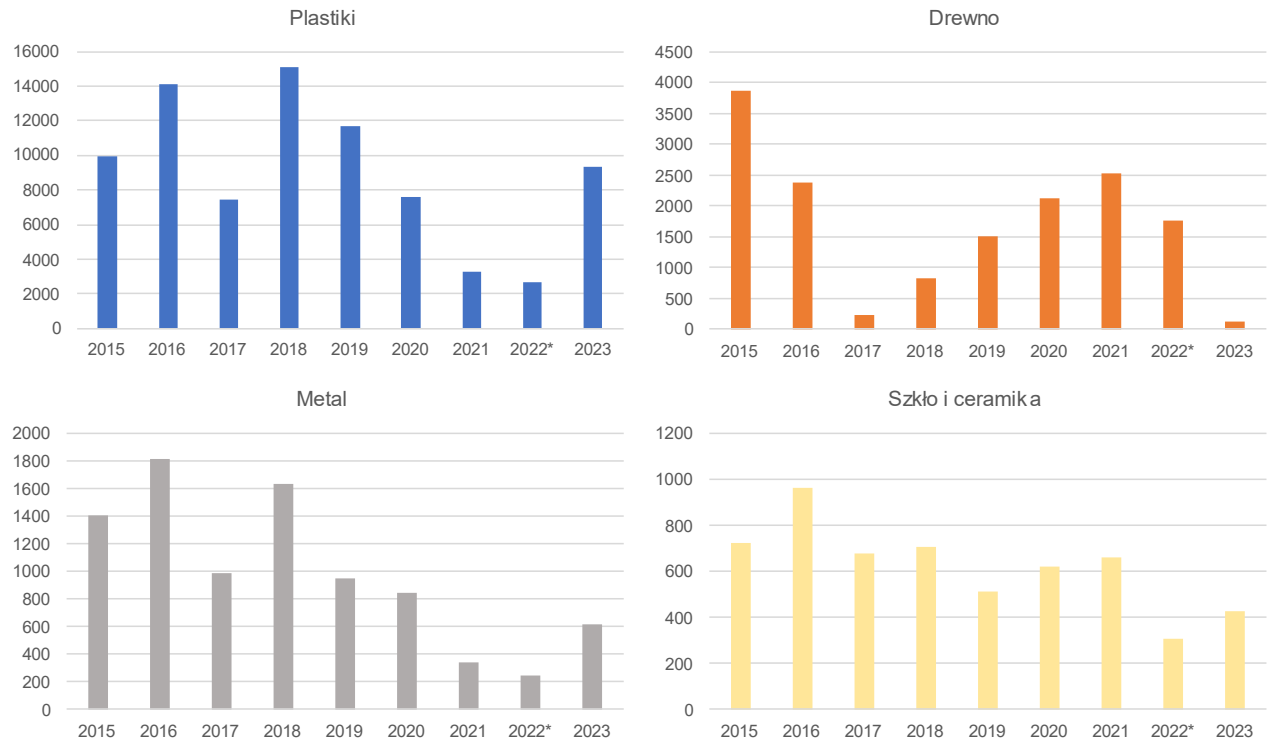
Rys. II.188. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2023. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień).

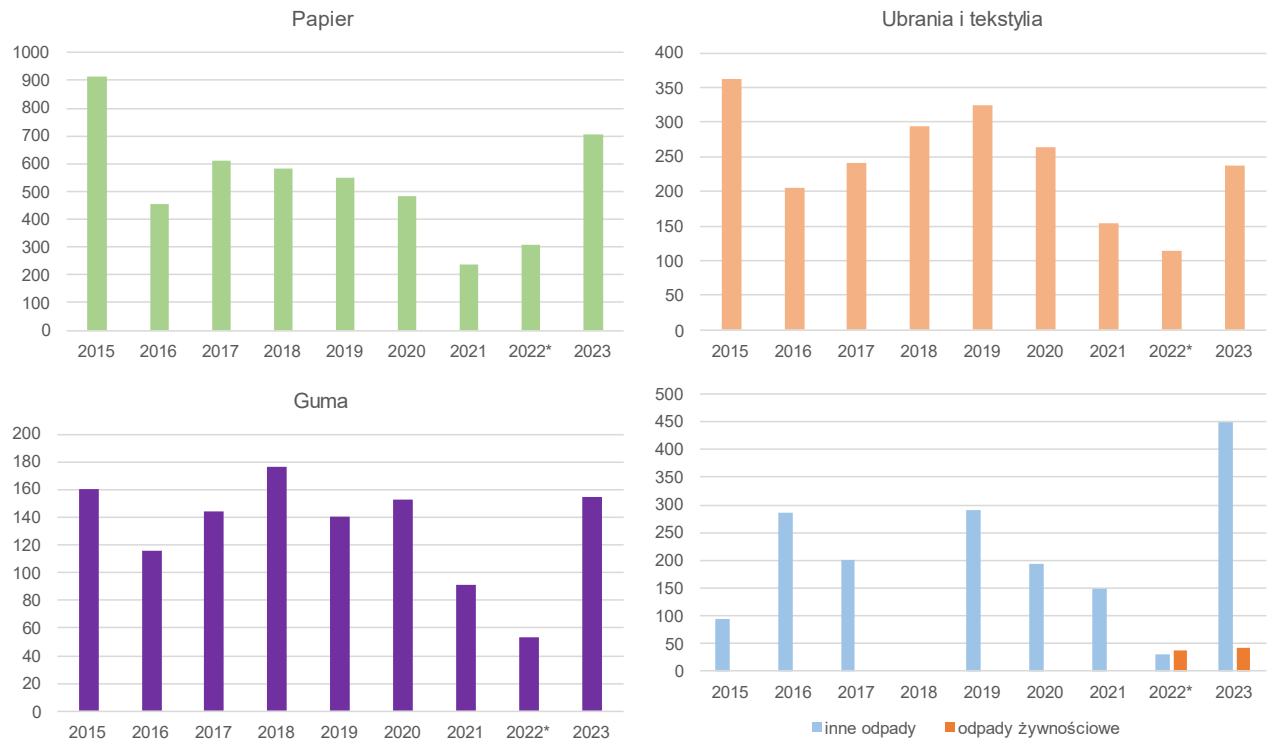
Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015-2023 przedstawiono na Rys. II.189. Zmienność liczebności w najliczniejszej z kategorii (plastiki) odzwierciedla zmiany w sumarycznej liczbie odpadów zebranych na 15 odcinkach w poszczególnych latach. Najmniej odpadów plastikowych było obecnych na plażach w 2022 r. (2653 sztuki), natomiast maksymalną wartość odnotowano cztery lata wcześniej (15113 sztuk). Od tego czasu liczba zbieranych odpadów z tworzyw sztucznych malała w kolejnych latach o odpowiednio 23 i 35 % wynosząc 11676 sztuk w 2019 r., i 7618 sztuk w 2020 r oraz 3283 i 2653 sztuki odpowiednio w latach 2021 i 2022. W roku 2023 odnotowano prawie czterokrotny wzrost liczby odpadów z 2653 do 9323 sztuk do roku poprzedzającego. Podobną do plastików zmiennością charakteryzowały się odpady metalowe. Jednak ich liczebność była znacznie mniejsza i mieściła się w zakresie od 246 do 1816 sztuk, przy czym wartość charakteryzująca rok 2022 była najniższa. Tak jak w przypadku odpadów plastikowych i w odpadach metalowych odnotowano wzrost liczby odpadów w 2023 roku o 369 sztuk odpadów w porównaniu do roku 2022 (Rys. II.189). Przez cztery lata od 2018 do 2021 roku odnotowywano wzrost liczby elementów drewnianych. W porównaniu do roku 2017, liczba odpadów tej kategorii uległa zwiększeniu jedenastokrotnie. Od 2022 roku obserwuje się spadek odpadów drewnianych do lat poprzednich a ilość zliczonych odpadów tej kategorii roku 2023 była niższa od najniżej liczebności odpadów w 2017 roku w ciągu całego monitoringu odpadów i wynosiła 130 sztuk (Rys. II.189). Wzrost liczebności odpadów w strefie brzegowej, w stosunku do roku poprzedzającego (o 120 sztuk) odnotowano w 2023 r. również w kategorii szkło i ceramika, kiedy liczba odpadów wyniosła 429 sztuk (Rys. II.189).

Najwięcej odpadów papierowych (912 sztuk) zliczono w roku 2015, w 2023 roku liczba odpadów była bardzo podobna i wynosiła 703 sztuki. Wartość odnotowana w 2021 roku (253) była najmniejszą w ciągu całego okresu monitoringu. Od roku 2017, w którym liczba odpadów zaliczonych do tej kategorii wyniosła 611 co roku obserwowany był spadek jej wartości do roku 2021.

Najmniej licznymi kategoriami odpadów były ubrania i tekstylia, guma oraz odpady niesklasyfikowane (odpady inne). Ich liczebność w ciągu ostatnich 4 lat trwania monitoringu odpadów w polskiej strefie brzegowej ulegała tendencji spadkowej (Rys. II.189). Liczba odpadów z kategorii ubrania/tekstylia mieściła się w zakresie od 206 w 2016 r. do 363 w roku 2015. W latach 2016-2019 obserwowano wzrost ilości odpadów w tej kategorii do 325 w roku 2019. W roku 2020 ich liczba spadła o 62 sztuki a w roku 2021 już o 109 sztuk. W 2022 roku wynosiła już tylko 114 sztuk. Niestety w 2023 roku odnotowano znaczny wzrost liczby odpadów w stosunku do roku 2022. Liczba odpadów wzrosła dwukrotnie do 235 sztuk.

Liczba odpadów gumowych w latach 2015-2020 nie przekroczyła 200 sztuk a w roku 2021-2022 była mniejsza od 100. W 2023 roku liczba odpadów była prawie taka sama jak w roku 2020 (153 sztuki) i wynosił 155 sztuk, natomiast liczebność odpadów niezaklasyfikowanych do żadnej z siedmiu głównych kategorii wzrosła czternastokrotnie w porównaniu do roku 2022 i wynosiła 449 sztuk. Była to najwyższa wartość odnotowana w ciągu 9 lat. Wyjątek stanowił rok 2018, kiedy odnotowano rekordowo wysoką liczbę odpadów zaliczanych do kategorii inne – 1498 sztuk (Rys. II.189), z czego ponad 1100 sztuk zebrano na plażach w Smołdzinie (692 sztuki) i w Choczewie (425 sztuk). Przyczyną tak dużej ilości odpadów było zanieczyszczenie około 50 km polskiego wybrzeża parafiną w lipcu 2018 r. Według informacji Urzędu Morskiego w Gdyni nie udało się ustalić, kto dokładnie ponosi odpowiedzialność za to zanieczyszczenie, jednakże prowadzone w tej sprawie postępowanie wyjaśniające zakładało, że pojawienie się parafiny było prawdopodobnie wynikiem nielegalnego czyszczenia zbiorników ładunkowych statków przewożących tę substancję. Biorąc pod uwagę duże rozproszenie zanieczyszczenia, zrzut mógł być dokonany w znacznej odległości od brzegu, nawet poza polskimi obszarami morskimi, a zanieczyszczenie mogło dryfować w toni wodnej przez wiele dni. W 2022 roku została dodana dodatkowa kategoria „odpady żywnościowe", których liczebność wyniosła 38 sztuk. W 2023 roku liczebność tych odpadów wzrosła nieznacznie i wynosiła 42 sztuki.





Rys. II.189. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2023 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach.

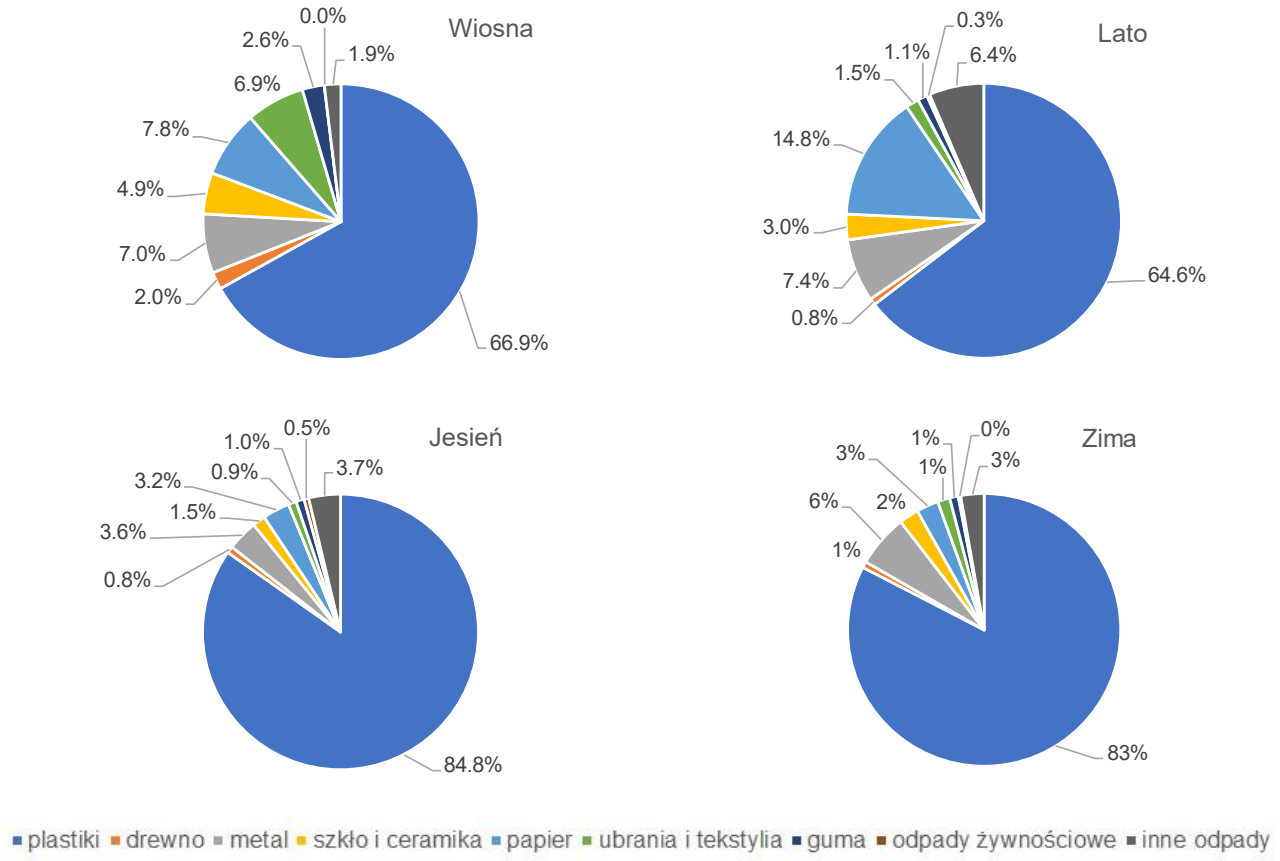
W roku 2023 odnotowano wzrost liczby odpadów w kolejnych etapach monitoringu od wiosny do zimy. Odpady zebrane w etapie wiosennym stanowiły 18,5% (1237 sztuk). Latem odnotowano 1429 sztuk odpadów, co stanowiło 21% natomiast jesienią liczba odpadów wzrosła do 3334 sztuki, stanowiąc 50%. Najmniej odpadów (689 sztuk, stanowiące 10%) stwierdzono w ostatnim etapie monitoringu - na przełomie grudnia i stycznia 2024 r.

Zmiany sezonowe liczebności odpadów przedstawiono również poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich (Rys. II.190) reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym pięciu zlokalizowanych w pobliżu rzek (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia, Stegna) oraz plażach wiejskich (Rys. II.191.) reprezentowanych przez siedem odcinków.

Aż 66,2% odpadów spośród odpadów zebranych na plażach w całym okresie 2015-2020 zebrano na plażach o charakterze miejskim. W roku 2023 udział odpadów na plażach miejskich wzrósł i wynosi 55 % w roku 2022 udział odpadów to 43% a w roku 2021 udział odpadów był nieco niższy i wyniósł 41%. Wzrost liczebności odpadów może być spowodowany zmniejszoną intensyfikacją sprzątania plaż lub większym ruchem turystycznym. O dominującym charakterze plaż typu miejskiego pod względem liczby deponowanych odpadów świadczy też to, że co roku (z wyjątkiem roku 2017), odcinkiem, na którym odnotowuje się największą sumaryczną liczbę odpadów jest odcinek plaży o charakterze miejskim (Mielno w latach 2015-2016, Dziwnów w latach 2018-2019, Gdańsk w roku 2020, Gdynia w roku 2021 oraz Stegna w 2022 roku oraz Gdakań w 2023 roku).

Na plażach miejskich w tak jak i w roku ubiegłym (Rys. II.190), odpady plastikowe dominowały w wszystkich okresach badań, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 84,4% jesienią (2827 sztuk), 83% zimą (569 sztuk), 66,9% wiosną (828 sztuk) i 64,6% latem (569 sztuk). Jest to sytuacja bardzo podobna do roku 2020, kiedy to jesienią udział odpadów plastikowych na plażach miejskich był największy i wynosił aż 75%, przy liczebności na poziomie 2064 sztuki. Największy udział procentowy odpadów papierowych stwierdzono latem (14,8%, 211 sztuk), z czego 91 sztuk zebrano na odcinku w Gdańsku (Rys. II.190). Pomimo wysokiego udziału

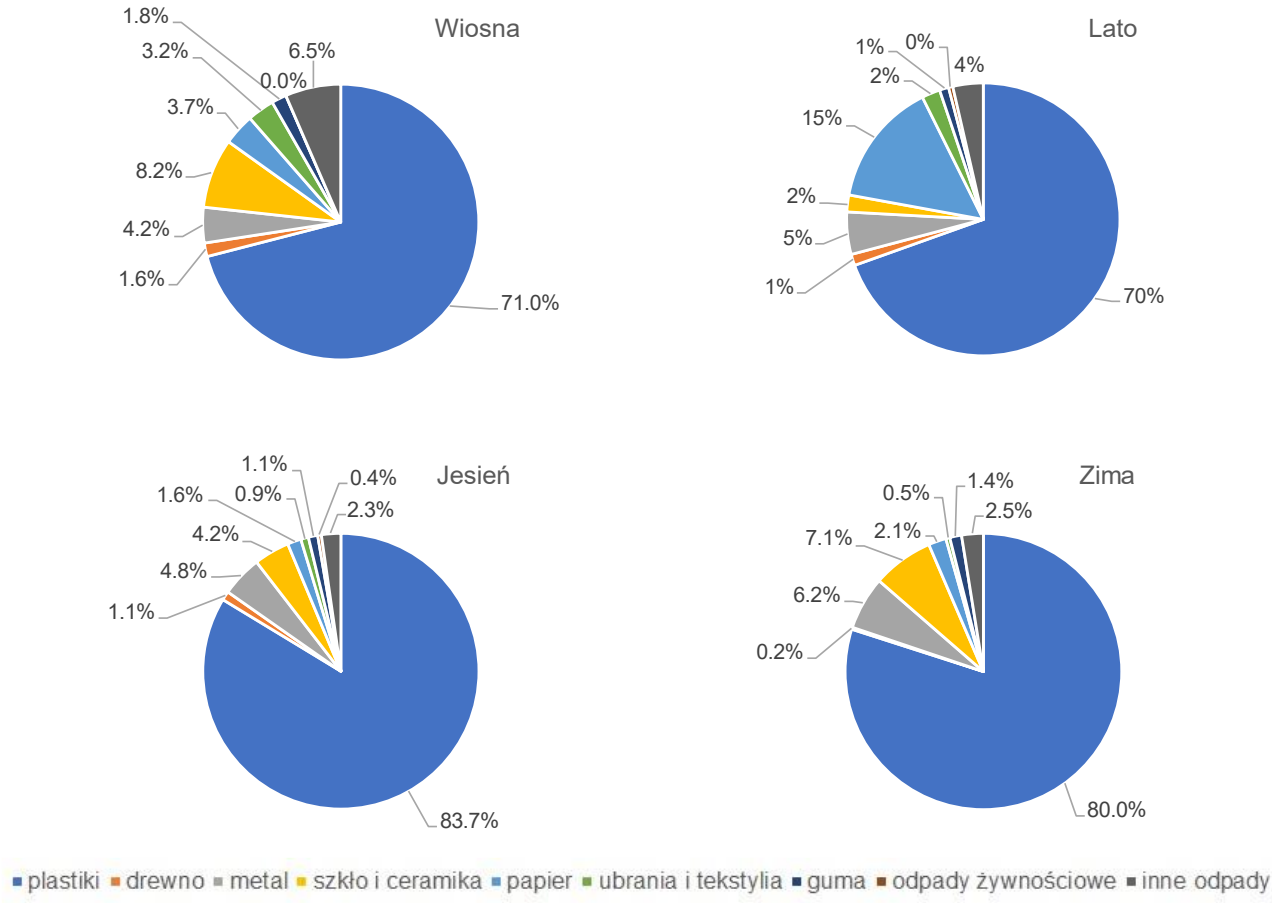
odpadów z kategorii papier w sezonie letnim ich sporą liczbę (97 sztuk) zebrano wiosną, kiedy udział tej kategorii stanowił 7,8% (Rys. II.190). W sezonie jesiennym i zimowym liczba odpadów papierowych wynosiła odpowiednio 3,2% i 3%. Znaczny udział odpadów z kategorii ubrania i tekstylia wynoszący 6,9% zaobserwowano na plażach o charakterze miejskim wiosną (Rys. II.190), przy czym warto zaznaczyć, że w większości odpadów tej kategorii stanowiły ubrania/szmaty (odzież, czapki, ręczniki), co wskazuje na pochodzenie odpadów związane bezpośrednio z turystyką i rekreacyjnym wykorzystaniem plaż. W trzech sezonach poza jesiennym udział odpadów metalowych mieścił się w przedziale od 7,4% do 6%. Wiosną odnotowano też bardzo znaczący udział odpadów z kategorii szkło i ceramika stanowiący 4,9% (60 sztuk). W pozostałych sezonach wartości były niższe. Sumaryczny udział odpadów zaliczanych do pozostałych kategorii (drewno, ubrania i tekstylia, guma, inne odpady, odpady żywieniowe na plażach miejskich wahał się w zależności od sezonu od 0,3% do 6,4% (Rys. II.190).



Rys. II.190. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2023 roku.

Podobnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.191) dominującym rodzajem odpadów we wszystkich czterech porach roku (wiosna, lato, jesień i zima) były elementy plastikowe. Ich udział mieścił się w zakresie 70-83,7% i podobnie jak przypadku plaż typu miejskiego najmniejszy ich udział był latem. Największy udział odpadów z tworzyw sztucznych zaobserwowano jesienią, co zauważono również w roku poprzedzającym, kiedy udział odpadów plastikowych wyniósł 39,1%. Dużą zmiennością sezonową w roku 2020 jak i w 2021 roku charakteryzowały się odpady drewniane. W roku 2023 odnotowano niewielki udział procentowy odpadów drewnianych na plażach wiejskich, który nie przekroczył nawet 5 % i wynosił od 1,6% wiosną do 1,1%latem i jesienią (Rys. II.191). W roku 2022 udział odpadów drewnianych w poszczególnych etapach monitoringu na stacjach zlokalizowanych w obszarach wiejskich był znacznie większy i każdorazowo utrzymywał się na poziomie 37,8-42,7%. Drewno może być wyrzucane na brzeg w czasie sztormów. Należy

jednak podkreślić, że identyfikacja źródła pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna. Wiosną tak jak na plażach miejskich odnotowano bardzo znaczący udział odpadów z kategorii szkło i ceramika stanowiący 8,2% (98 sztuk) jesienią udział procentowy był niższy o 1,1%. W pozostałych sezonach wartości były niższe. Znaczny udział odpadów z kategorii „inne odpady" wynoszący 6,5 % i 4 % zaobserwowano na plażach wiejskich w sezonie wiosenny a także latem. W pozostałych sezonach wartości były niższe. Odpady zaliczane do pozostałych kategorii (metal, papier, ubrania i tekstylia, guma oraz odpady żywnościowe) odnotowano we wszystkich sezonach nie wykazywały dużego zróżnicowania na przestrzeni dwóch ostatnich lat.



Rys. II.191. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2023 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.54). Odpadami zaklasyfikowanymi do najliczniej występujących były odpady typu „niedopałki papierosów i filtry". Ich liczebność w roku 2023 wyniosła 3 670 sztuk co stanowi 40,7%. W roku ubiegłym odpady z tej kategorii zajmowały trzecie miejsce i wynosiły o 3 343 sztuki mniej (327-7,6%) w stosunku do roku 2023. W roku 2021 roku ten rodzaj odpadów zajmował 4miejsce na liście odpadów najliczniej odnotowywanych na badanych odcinkach, a jego liczebność wyniosła 318 sztuk, co stanowiło 5,6% sumy najliczniejszych odpadów. W 2023 roku drugie miejsce zajęły odpady z rodzaju „plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach". Ich liczebność wynosiła 596 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 6,6%. Rok wcześniej, ten rodzaj odpadów zajmował ósmą pozycję na liście, z liczebnością na poziomie 190 sztuk i udziałem w całkowitej liczbie najliczniejszych odpadów wynoszącym 4,4%. Trzecie miejsce zajęły odpady z rodzaju „opakowania po

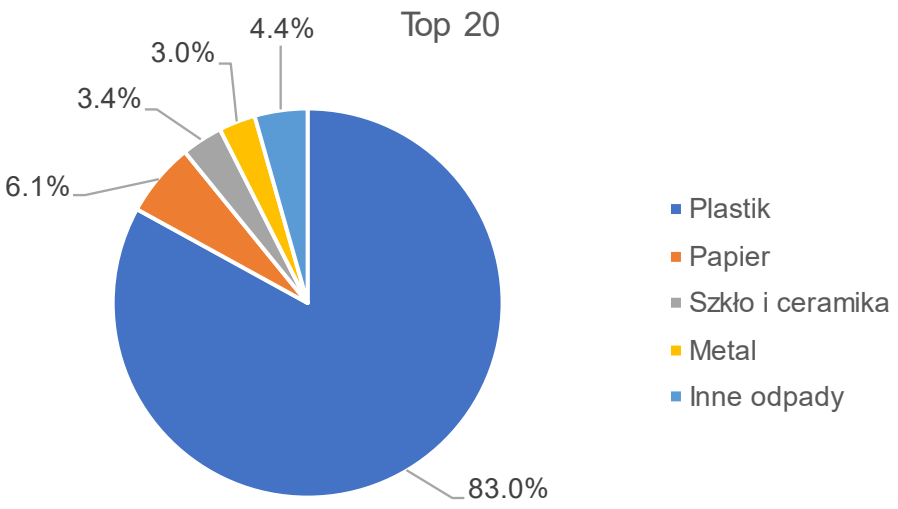
słodyczach/chipsach". Ich liczebność wynosiła 578 sztuk, co odpowiadało udziałowi na poziomie 6,4%. Rok wcześniej ten rodzaj odpadów zajmował 4 miejsce.
Największy, prawie ponad dwudziestokrotny, spadek odnotowano w liczbie odpadów z rodzaju inne drewno <50 cm. W 2023 roku odpady zaliczane do tej grupy stanowiły zaledwie 0,4% (36 sztuk) i nie zakwalifikowały się do odpadów najliczniej występujących podczas gdy rok wcześniej ich udział wyniósł 18,2% (787 sztuk). Zarówno liczebność kategorii inne drewno<50 cm jak i ich udział procentowy były niższe niż w latach 2019-2021, kiedy to liczba inne drewno<50 cm znalezionych na 15 odcinkach polskich plaż była odpowiednio około 36 i 33 krotnie wyższa wynosząc w roku 2021 - 1311 sztuk (23,2% sumy najliczniejszych odpadów) natomiast w roku 2019 1219 sztuk (11,0% sumy najliczniejszych odpadów). Mniejszą ilość niedopałków papierosów zebrano w roku 2020 (942 sztuki, stanowiących 10,2% sumy najliczniejszych odpadów) ale i tak jest to liczba większa niż odnotowana niż w roku 2023.
Nowymi rodzajami odpadów, które pojawiły się w roku 2023 na liście najliczniej odnotowywanych były odpowiednio: inne odpady oraz patyczki do uszu a także kawałki polistyrenu 2.5 cm>< 50 cm, które stanowiło odpowiedni 396; 345 i 244 sztuki. Odnotowano także w roku 2023 wzrost liczby odpadów z kategorii „kawałki plastiku 2.5 cm>< 50 cm", zajmując 8 miejsce a w roku ubiegłym dopiero 16. Wśród odpadów najliczniej występujących od dwóch lat nie zarejestrowano również odpadów: gąbki, sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm), materiały budowlane (cegła, cement, rury), które były obecne na liście w roku 2021-2022.

Tabela II.54. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2023.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	Plastik	niedopałki papierosów i filtry	3670	40,7
2	Plastik	plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach	596	6,6
3	Plastik	opakowania po słodyczach/chipsach	578	6,4
4	Inne	Inne odpady	396	4,4
5	Plastik	patyczki do uszu	345	3,8
6	Plastik	kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50 cm	344	3,8
7	Szkło i ceramika	butelki (kawałki butelek)	309	3,4
8	Plastik	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50 cm	299	3,3
9	Papier	fragmenty papieru	286	3,2
10	Metal	kapsle od butelek, wieczka	274	3,0
11	Papier	inne części papierowe	268	3,0
12	Plastik	kawałki plastiku 0 - 2.5 cm	226	2,5
13	Plastik	patyczki po lizakach	210	2,3
14	Plastik	plastikowe opakowania zbiorcze i ich kawałki	197	2,2
15	Plastik	plastikowe zakrętki/pokrywki po chemikaliach, detergentach	190	2,1
16	Plastik	inne plastiki	189	2,1
17	Plastik	kawałki polistyrenu 0 - 2.5 cm	174	1,9
18	Plastik	arkusze, opakowania przemysłowe, folie z tworzywa sztucznego	171	1,9
19	Plastik	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	159	1,8
20	Plastik	torby na zakupy i ich kawałki	141	1,6

Najliczniej występującą kategorią odpadów w 2023 r. były tworzywa sztuczne (83%). Udział tworzyw sztucznych wyniósł o 41% więcej w stosunku do roku poprzedniego (2022-42%) (Rys. II.192). Udział drewna w roku 2022 wynosił 41% był o 1% mniejszy niż odpady z kategorii plastiki a w 2023 roku nie został odnotowany w Top 20. Na drugim miejscu, w roku 2023, znalazły się odpady z kategorii papier jednak ich udział

w dwudziestu najliczniej występujących rodzajach odpadów w stosunku do roku poprzedniego zmniejszył się – z 8 do 6,1%. Trzecie miejsce w roku 2023 zajęły odpady z kategorii „inne odpady", które wyniosły - 4,4%. Udział odpadów zaliczonych do kategorii szkło i ceramika oraz metal nie przekroczył 4%.



Rys. II.192. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2023 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka w wyróżnionym obszarze. W 2023 roku odnotowano widoczny wzrost liczebności odpadów. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (21,3/100m), co oznacza widoczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego (8,8/100m) (Tabela II.55). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego również odnotowano widoczny wzrost liczebności odpadów plastikowych, które wynosiły odpowiednio 14,7/100m i 6,6/100m. W 2023 roku liczba odpadów drewnianych była widocznie mniejsza niż w roku poprzednim. Częstotliwości wynosiły odpowiednio 0,3/100m w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, 0,2/100m w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i 0,1/100m w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Częstości występowania odpadów metalowych i papierowych nieznacznie przekroczyły wartość 1 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego W przypadku pozostałych kategorii liczebność odpadów pozostawały poniżej 1/100m, włączając w to kategorię odpady żywnościowe, która została wyodrębniona.
Wyznaczone wartości posłużyły do dokonania oceny stanu środowiska w poszczególnych obszarach poprzez odniesienie ich do wartości progowych zaproponowanych na poziomie krajowym w „Aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego" - przyjętej uchwałą nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 roku. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku plastików we wszystkich obszarach oceny oraz w przypadku odpadów metalowych i papierowych w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów dobry stan środowiska morskiego nie został osiągnięty w żadnym z ocenianych obszarów, co oznacza pogorszenie sytuacji w stosunku do roku poprzedniego (Tabela II.55).

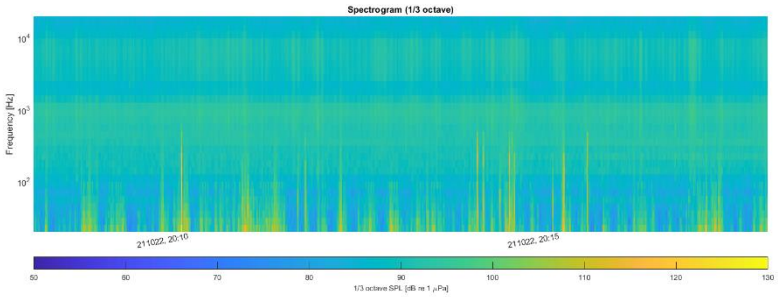
W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100 m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla sumarycznej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną

zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w 2023 roku na polskim wybrzeżu wyniosła 57. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na polskim wybrzeżu.

Tabela II.55. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2023 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe.

Kategoria	**Ocena krajowa i zgodna z wytycznymi EU**	**Wartości progowe N/100 m**	**polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego**	**polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego**	**polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego**
		Średnia liczebność odpadów na 100m			
plastiki (materiały polimerowe)	Ocena krajowa	3	14,7	6,6	21,3
drewno		1	0,2	0,1	0,3
metal		1	1,1	0,7	1,2
szkło i ceramika		1	0,6	0,7	1,0
papier/karton		1	1,5	0,6	1,1
ubrania i tekstylia		1	0,3	0,2	0,7
guma		1	0,2	0,2	0,4
odpady żywnościowe		-	0,0	0,0	0,1
inne odpady		-	1,0	0,5	0,7
suma		9	19,5	9,5	26,7
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	14,8		

II.4.5. Podwodny hałas



Monitoring hałasu podwodnego zgodnie z Programem Monitoringu Wód Morskich obejmuje rozkład czasowo-przestrzenny dźwięków impulsowych oraz dźwięków ciągłych o niskiej częstotliwości, w ramach cechy 11 i wiąże się z wprowadzaniem hałasu z działalności człowieka. Podwyższone poziomy podwodnych dźwięków mogą mieć wpływ na zwierzęta morskie, przy czym wpływ ten obejmuje maskowanie innych dźwięków, zaburzenia zachowania oraz zmiany fizjologiczne (utrata słuchu, dyskomfort, uszkodzenia układu słuchowego). W skrajnych przypadkach, gdy zwierzęta znajdują się w pobliżu bardzo głośnych źródeł (w szczególności podwodnych wybuchów), konsekwencją może być uszkodzenie tkanek i śmierć (CBD, 2012). W Polsce badania dotyczące hałasu podwodnego zapoczątkowano w latach 2015 – 2017, w których wdrożony został, pilotażowy w skali kraju, monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego, w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Od roku 2018 w ramach realizacji monitoringu środowiska morskiego Polskich Obszarów Morskich (POM), prowadzony jest w sposób ciągły pomiar dźwięków podwodnych na sześciu stacjach (Rys. II.197).

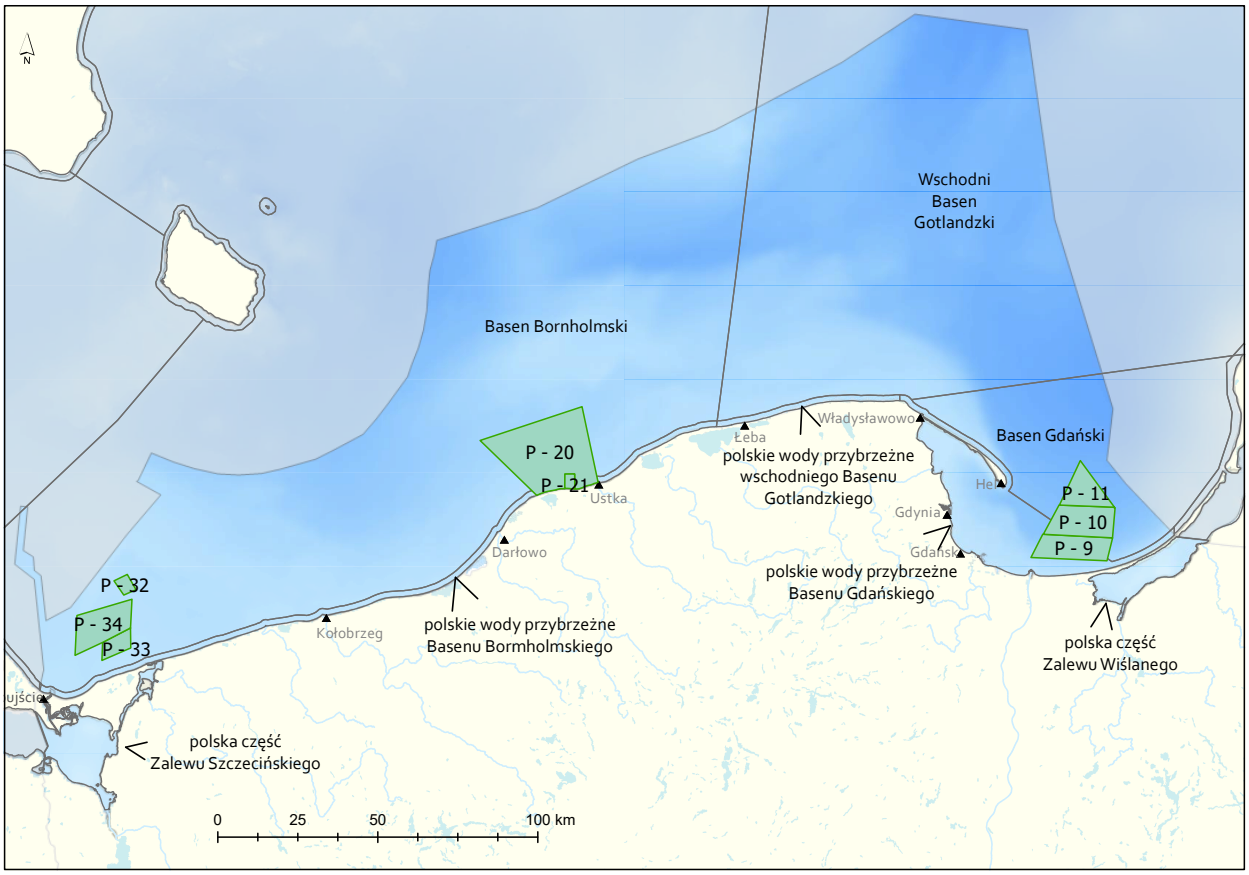
Dźwięki impulsowe

Impulsowy antropogeniczny hałas podwodny wywiera niekorzystny wpływ na wiele gatunków morskich. Wiele zwierząt morskich wykorzystuje dźwięki podwodne podczas orientacji, komunikacji, nawigacji i/lub chwytaniu ofiar. Zwierzęta te mają szczególnie wrażliwe systemy słuchowe. Wykazano, że oddziaływanie znacznego hałasu może powodować szerokie spektrum zaburzeń. Zakres wpływu głośnych dźwięków impulsowych obejmuje efekty behawioralne (odstraszanie, niepokojenie), wpływ na układy słuchowe (tymczasowa i trwała utrata słuchu), obrażenia fizjologiczne, a w skrajnych przypadkach śmierć. Fale dźwiękowe skutecznie rozchodzą się w wodzie, co oznacza, że głośne źródła bez zastosowania środków ograniczających hałas mogą oddziaływać na duże odległości, nawet do kilkudziesięciu kilometrów. Najbardziej istotnymi źródłami antropogenicznego hałasu impulsowego są eksplozje, wbijanie pali, badania sejsmiczne i sonary niskiej częstotliwości. Mimo, że hałas nie utrzymuje się w środowisku, może szkodzić gatunkom morskim, jeśli nie zostaną podjęte środki w celu złagodzenia niekorzystnych oddziaływań (HELCOM, 2023d). Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej wymaga zgłaszania impulsowych źródeł hałasu podwodnego, które spełniają kryteria: a) częstotliwość poniżej 10 kHz oraz b) mogą mieć szkodliwy wpływ na życie w morzu (Komisja Europejska, 2008).
Ocena stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich Bałtyku pod względem podwodnych dźwięków impulsowych w 2023 roku wykonana została w oparciu o dane działalności wojskowej, wykorzystania sprzętów do badań dna morskiego przez Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy oraz Urząd Morski w Gdyni oraz przebudowie ostróg w rejonie Kołobrzegu związanej z wbijaniem pali zgłoszonych przez Urząd Morski w Szczecinie.

Dane odnośnie dźwięków impulsowych pozyskane z Ministerstwa Obrony Narodowej dotyczą działalności wojskowej na ośmiu poligonach morskich na Bałtyku (P-9, P-10, P-11, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34) w latach 2013 - 2023r. Działalność wojskowa w 2023 na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: szkolenia kwartalnego i z niszczenia przedmiotów niebezpiecznych, strzelania sytuacyjnego, zadań ogniowych broni podwodnej, rzutów granatem oraz niszczenia Przedmiotów Wybuchowych i Niebezpiecznych (PWiN). Dane dotyczące eksplozji zazwyczaj zawierały informacje zarówno o ilości oraz typie ładunku wykorzystanego do eksplozji, w tym również o wielkości zdetonowanych ładunków wybuchowych ([kg] TNT), nie zawierały natomiast informacji o poziomach generowanego hałasu czy zastosowaniu środków zmniejszających hałas podwodny. Dane dotyczące badań podwodnych przeprowadzonych przez Państwowy Instytut Geologiczny – PIB obejmowały wykonywanie badań sejsmoakustycznych przy użyciu urządzenia subbotom profiler, natomiast dane dotyczące wbijania pali sosnowych o średnicy 30 cm w ramach przebudowy zniszczonych ostróg z UM w Szczecinie uwzględnia używanie koparki z młotem hydraulicznym.

Wybór i klasyfikacja źródeł hałasu impulsowego została przeprowadzona zgodnie z wytycznymi zawartymi w Dekeling et al. (2014). Wytyczne te obejmują pięć różnych kategorii hałasu impulsowego. Klasyfikacja poziomu źródła hałasu impulsowego z 2023 roku oparta jest o pięciostopniową skalę siły eksplozji, czterostopniową skalę przygotowaną dla sonarów oraz czterostopniową skalę zależną od energii młota używanego podczas palowania (Tabela II.56). W przypadku eksplozji dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do źródła hałasu o natężeniu, który wygenerowany zostaje w trakcie detonacji ładunku o wadze 8 g TNT. W przypadku sprzętu akustycznego do badania dna minimalny poziom źródła hałasu wynosi 176 dB re 1 μPa m. Na podstawie otrzymanych informacji przyjęto, że subbotom profiler używany przez PIG-PIB generował hałas na poziomie bardzo niskim. Hałas generowany przy wbijaniu pali podczas przebudowy ostrogi w rejonie Kołobrzegu zaklasyfikowano jako bardzo niski, na podstawie informacji o poziomie ciśnienia akustycznego występującego podczas wbijania ostróg – 126 dB re 1 μPa, nie podano energi młota na podstawie którego przedstawiona jest klasyfikacja poziomu źródła. Wykorzystując raport Centrum Nauki o Środowisku, Rybołówstwie i Akwakulturze - CEFAS (Farcas i in. 2018) określono granicę między poziomem bardzo niskim i niskim w oparciu o generowany poziom hałasu – powyżej 243 dB re 1 μPa.

Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych w głównej mierze wskazuje na koncentrację wybuchów w dwóch akwenach: obszarze Basenu Bornholmskiego (poligony: P-32, P-33, P-34, P-20, P-21) oraz rejonie Basenu Gdańskiego (poligony: P-9, P-10 oraz P-11) (Rys. II.193). Badania dna morskiego wykonywane przez PIG – PIB odbywały się między Łebą a Lubiatowem, w obrębie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, natomiast wbijanie ostróg odbywało się w sąsiedztwie Kołobrzegu w obszarze Basenu Bornholmskiego.

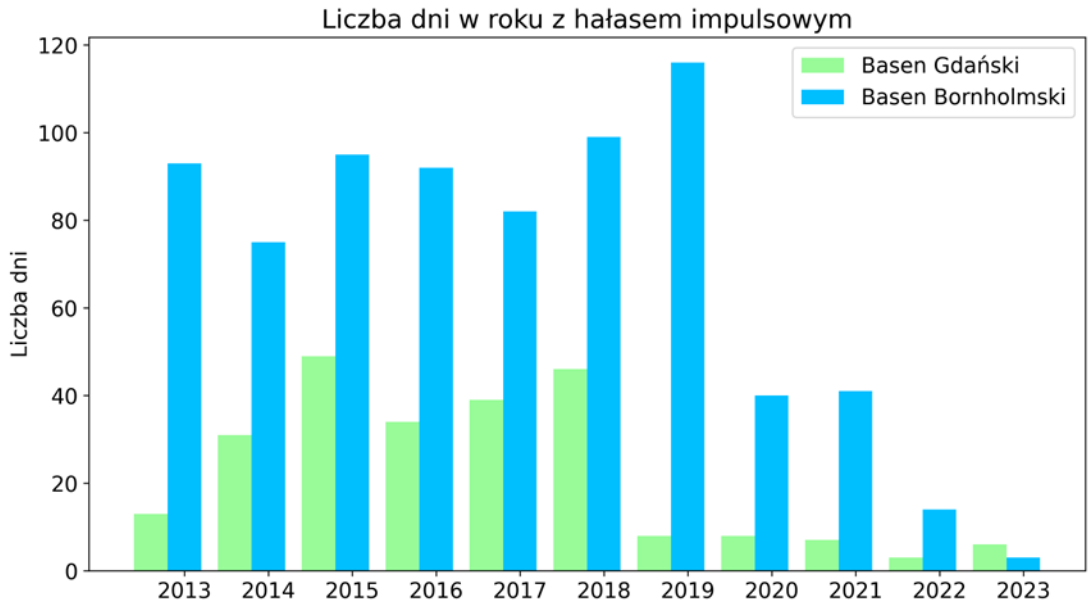


Rys. II.193. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2013–2023.

Tabela II.56. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego wg Dekeling et al. (2014).

Poziom eksplozji	Ilość ładunku [TNT]	Poziom źródła systemu sonarowego	Poziom źródła, zaokrąglony do najbliższego decybela [dB re 1 µPa m]	Poziom źródła hałasu przy palowaniu	Kafar udarowy - energia młota
Bardzo niski	8 g – 210 g	Bardzo niski	176-200	Bardzo niski	poniżej 280
Niski	220 g – 2,1 kg	Niski	201-210	Niski	290-2.8 MJ
Średni	2,11 kg – 21 kg	Średni	211-220	Średni	2.81-28 MJ
Wysoki	22 kg – 210kg	Wysoki	powyżej 220	Wysoki	powyżej 28 MJ
Bardzo wysoki	210 kg i powyżej	-	-	-	-

Z perspektywy wielolecia, uwzględniając co najmniej niski poziom hałasu, rok 2023 charakteryzował się najmniejszą liczbą dni z hałasem impulsowym, więc trend mniejszej obecności tego typu dźwięków nadal się utrzymuje. Liczba dni z hałasem impulsowym związanym z działalnością wojskową zmniejszyła się w Basenie Bornholmskim, i lekko wzrosła w Basenie Gdańskim względem roku 2022. Od roku 2020 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a od roku 2019 w Basenie Gdańskim (Rys. II.194).



Rys. II.194. Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanych przez działalność wojskową (2012 – 2022) oraz badania dna (2022) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.

Rozpatrując udział różnych typów działalności generującej hałas impulsowy, także na poziomie bardzo niskim, w 2023 roku 81% zarejestrowanych dni z hałasem wiąże się z wbijaniem pali przy przebudowie ostróg, jednak hałas generowany podczas tej operacji był na bardzo niskim poziomie. Działalność wojskowa stanowiła prawie 13 % dni, a 5,6% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie (Tabela II.57).

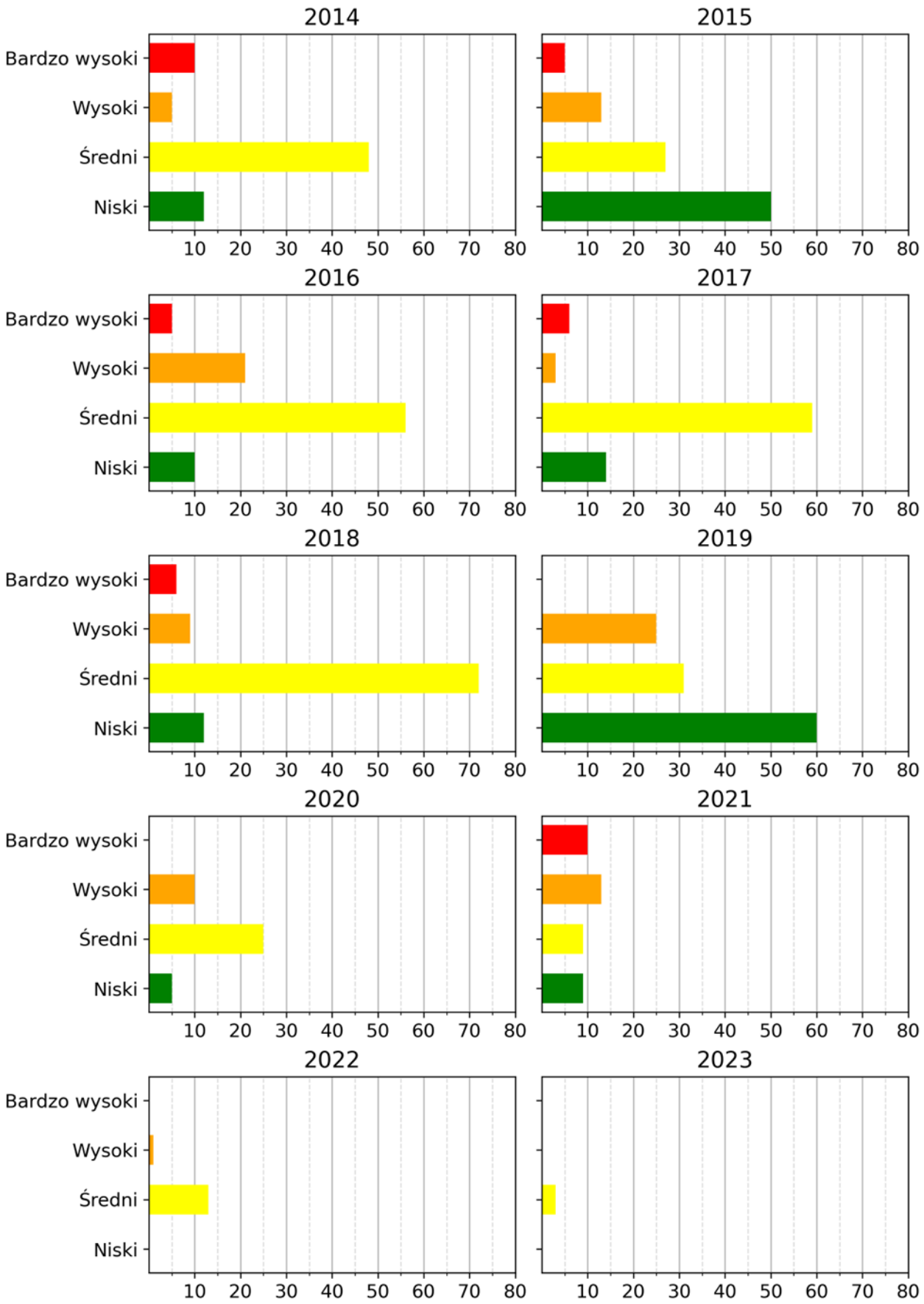
Tabela II.57. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2022 roku.

Basen	Rodzaj działalności generującej hałas impulsowy	Liczba dni z hałasem impulsowym	Procent dni z hałasem impulsowym
Bornholmski	Działalność wojskowa	3	4,2
Bornholmski	Palowanie - przebudowa ostróg *	58	81,7
Gdański	Działalność wojskowa	6	8,5
wschodni Basen Gotlandzki	Badania sejsmoakustyczne *	4	5,6

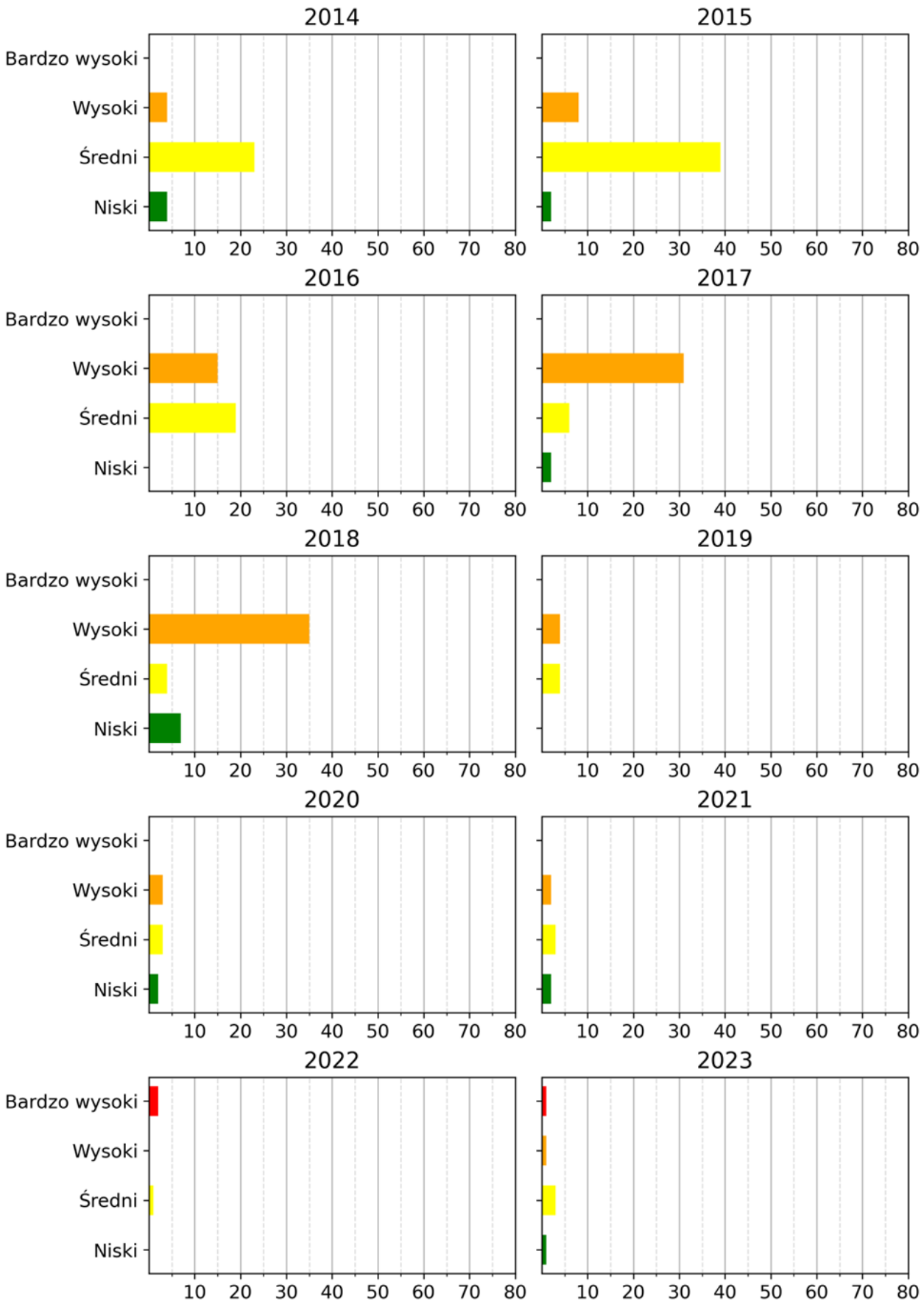
* źródło hałasu na poziomie bardzo niskim nie uwzględnione na wykresach

W Basenie Bornholmskim w 2023 roku odnotowano 58 dni występowania hałasu bardzo niskiego związanego z przebudową zniszczonych ostróg w rejonie Kołobrzegu prowadzonymi przez Urząd Morski w Szczecinie (nie uwzględniono na wykresie), oraz 3 dni z hałasem impulsowym spowodowanym detonacjami ładunków w zakresie od 2,1-21 kg (średni poziom eksplozji), co oznacza spadek względem 2022 roku. Nie występowały dźwięki wywołane eksplozjami poziomu wysokiego (21kg – 210 kg) oraz bardzo wysokiego poziomu w tym basenie (Rys. II.195). Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 61 dni, co stanowi znaczny wzrost względem poprzedniego roku. Wzrost ten nie jest wywołany zwiększoną obecnością hałasu impulsowego w wodach tego basenu, a pozyskania danych z Urzędu Morskiego w Szczecinie, których w poprzednich latach nie uwzględniano.

W Basenie Gdańskim zarejestrowano cztery poziomy źródeł hałasu impulsowego od niskiego do bardzo wysokiego. Hałas o poziomie bardzo wysokim występował jeden dzień, w trakcie nieszczenia miny morskiej. Zanotowano także jeden dzień z hałasem na wysokim poziomie związanym z zadaniem ogniowym broni podwodnej oraz 3 dni na poziomie średnim także związany z tym rodzajem działalności wojskowej oraz z rzutem granatem, natomiast poziom niski zarejestrowano podczas jednego dnia w ramach strzelania sytuacyjnego (Rys. II.196).
W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2023 roku odnotowano 4 dni z hałasem podwodnym na bardzo niskim poziomie podczas badań dna urządzeniem subbotom profiler. W basenie tym we wcześniejszych latach nie notowano działalności wojskowej a innych źródeł hałasu nie pozyskiwano.



Rys. II.195. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2014 – 2023.

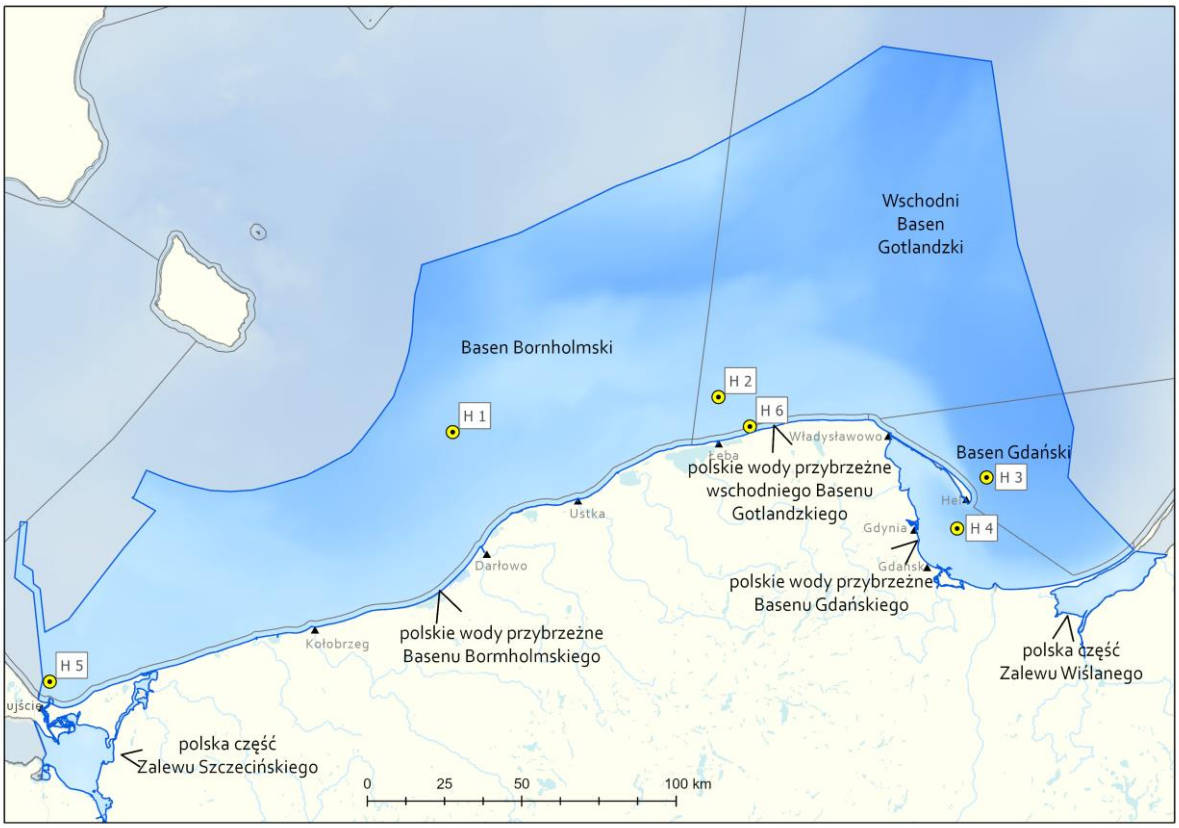


Rys. II.196. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2014 – 2023.

Dźwięki ciągłe

Podwodne dźwięki w wodzie można podzielić na dwie kategorie: naturalne i antropogeniczne, gdzie pierwsza obejmuje wszystkie dźwięki, które są wytwarzane przez zwierzęta lub procesy geofizyczne, podczas gdy druga jest wytwarzana przez działalność człowieka. Przykładami procesów geofizycznych są deszcz, fale wiatrowe, lód, grzmoty i aktywność sejsmiczna. Dźwięki biologiczne (wokalizacja zwierząt) są wytwarzane przez walenie, foki, ryby i bezkręgowce. Głównym źródłem antropogenicznych dźwięków ciągłych o niskiej częstotliwości są statki, ale także infrastruktura: mosty, platformy, morskie farmy wiatrowe. W obszarach intensywnej działalności człowieka antropogeniczne źródła dźwięku nakładają się na naturalne dźwięki o niskich częstotliwościach. Ciągły hałas antropogeniczny stanowi znaczącą presję na środowisko morskie ze względu na jego stałą obecność i rozległy zasięg przestrzenny w całym słupie wody w obszarach otwartego morza. Dźwięk może oddziaływać na organizmy morskie na kilka sposobów. W przypadku hałasu ciągłego o niskiej częstotliwości szczególne znaczenie ma ograniczenie zasięgu skutecznej komunikacji akustycznej i odbioru innych, biologicznie istotnych dźwięków, tzw. maskowanie, oraz zaburzenia zachowania, ale także w przypadku długotrwałego narażenia na stres, zmiany fizjologiczne, do których może prowadzić wysoki poziom hałasu.

W latach 2015 - 2017 wdrożony został pilotażowy w skali kraju monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego a w listopadzie 2018 roku, umieszczonych zostało sześć rejestratorów dźwięku – hydrofonów (firmy Wildlife Acoustics - SM3M oraz od 2021 roku firmy OceanInstrumentsNZ – SoundTrap) stale nagrywających podwodne dźwięki. Rozmieszczenie poszczególnych przyrządów pomiarowych zostało zaplanowane w taki sposób, by uzyskać charakterystyki hałasu ciągłego dla Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego oraz obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.197). Stacje pomiarowe z numerami od 1 do 5, zlokalizowane zostały blisko torów wodnych, stacja nr 6 posadowiona została w obszarze oddalonym od torów wodnych jako stacja referencyjna o najmniejszym wpływie hałasu z działalności człowieka. W 2023 roku monitoring ciągłych dźwięków podwodnych rozpoczął się w kwietniu i trwał do końca grudnia.



Rys. II.197. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2023 roku.

Rejestracja dźwięku podwodnego przeprowadzona została w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz. Specyfikacje dotyczące poszczególnych hydrofonów zostały przedstawione w Tabela II.58.

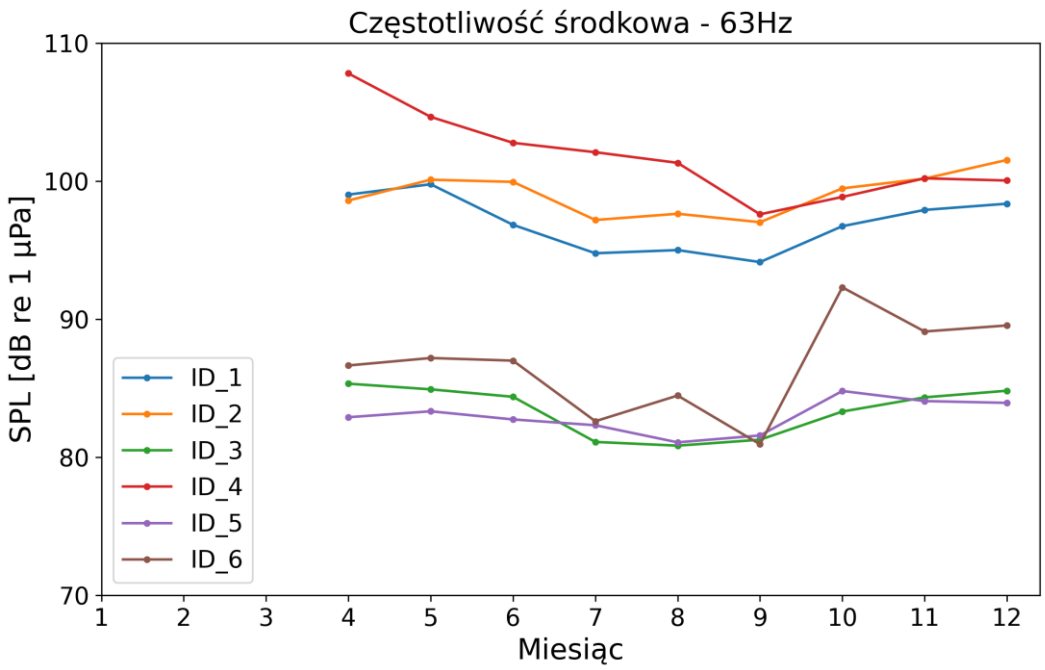
Tabela II.58. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2023 roku.

nr stacji	głębokość	urządzenie
Stacja_1	45	SoundTrap600HF
Stacja_2	28	SoundTrap600HF
Stacja_3	84	SM3M
Stacja_4	32	SM3M
Stacja_5	12	SoundTrap600HF
Stacja_6	15	SM3M

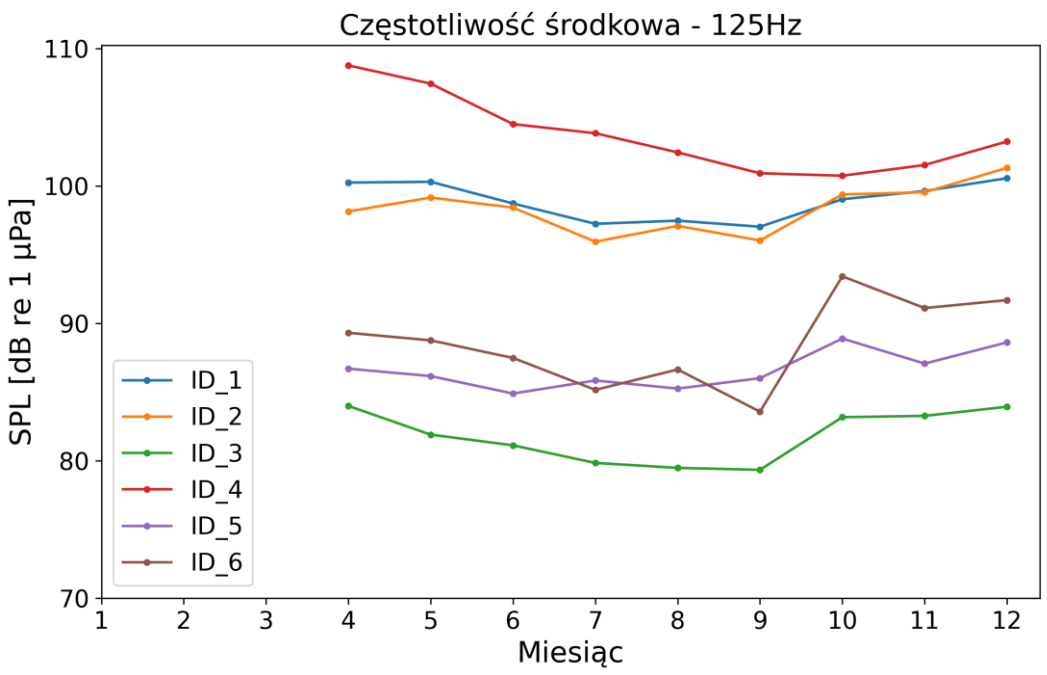
Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzone zostały w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL – Sound Pressure Level) w odniesieniu do 1 μPa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. W przetwarzaniu ciągłych nagrań dźwięków podwodnych wykorzystano skrypt, którego wynikiem są średnie poziomy ciśnienia akustycznego (SPL re 1 μPa) z 20 sekundowych okresów (napisany przez Leifa Perssona w ramach projektu BIAS i zmodyfikowany dla potrzeb przetwarzania danych pozyskiwanych w Polsce).

Analiza rozkładu czasowego mediany poziomu ciśnienia akustycznego na przełomie miesięcy w roku 2023 w zakresie częstotliwości w paśmie 1/3 oktawy z wartościami środkowymi 63 Hz oraz 125 Hz wskazuje, że

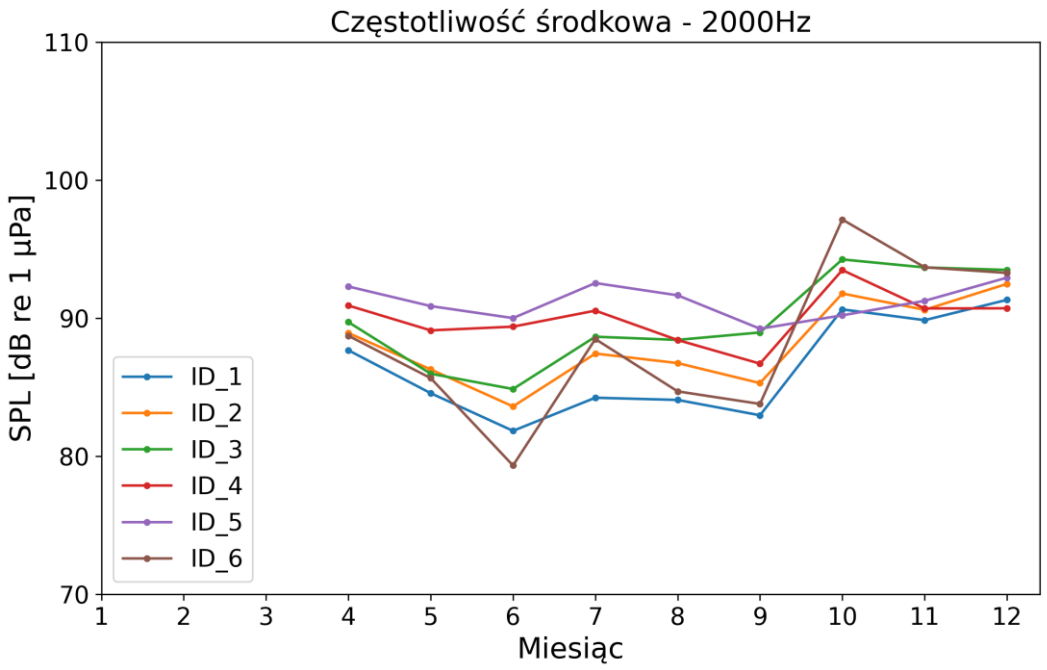
najniższe wartości hałasu podwodnego w skali roku notowane są na trzech stacjach, tj. stacji nr 3, stacji nr 5 oraz stacji nr 6 a wyraźnie wyższe na stacjach nr 1, 2 i 4, przy czym na stacji nr 4 czyli w Basenie Gdańskim zarejestrowano najwyższe poziomy ciśnienia akustycznego (Rys. II.198., Rys. II.199.) W przypadku stacji z numerami 5 oraz 6, niskie wartości wynikać mogą z tłumienia fal akustycznych w obszarach płytkich, w tym wypadku na obu stacjach głębokości osiągają odpowiednio 12 m i 15 m (Tabela II.58). Stacja nr 3 posadowiona jest najgłębiej ze wszystkich stacji pomiarowych na głębokości 84 m, co wpływać może, na niskie poziomy hałasu. Stacja nr 6 wykazuje większe fluktuacje w ciągu roku, co spowodowane może być umiejscowieniem w strefie płytkowodnej, gdzie wyraźny jest wpływ stanu morza/falowania na rejestrowany hałas, ponadto, uwidacznia się spadek ciśnienia akustycznego w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych, zwłaszcza w październiku, co świadczyć może o tym, że na tej stacji głównym źródłem dźwięku są procesy naturalne tj. zmiana właściwości propagacji dźwięku związana ze zmianą temperatury wody (w zimnej wodzie dźwięk rozchodzi się szybciej i na większe odległości stąd większe poziomy dźwięku w miesiącach chłodnych) oraz warunki pogodowe. Na wszystkich stacjach, występują pewne okresowe wahania poziomu dźwięku, wynikające bezpośrednio z warunków fizycznych wody, zjawisk naturalnych oraz intensyfikacji działalności człowieka. W zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy, w przypadku rozkładu czasowego mediany SPL zarejestrowano podobny przebieg i podobne wartości na wszystkich stacjach, choć na stacji nr 6 występowała największa zmienność tego parametru (Rys. II.200.).



Rys. II.198. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r.



Rys. II.199. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r.



Rys. II.200. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r.

Porównanie wyników pomiarów poziomu ciśnienia akustycznego SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL na poszczególnych stacjach i w czasie mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody, której parametry fizyczne zmieniają się w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie. Wielkości SPL, zarejestrowane na większości stacji (wyjątek stanowi stacja nr 6), ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, są wynikiem hałasu

generowanego wskutek żeglugi morskiej wraz z szumem naturalnym. Zaznacza się, iż w przypadku stacji nr 5 i stacji nr 6, posadowionymi stosunkowo płytko, znaczący wpływ na podwodny hałas mogą mieć również warunki meteorologiczne, z którymi związany jest wiatr, a przez to stan morza i falowanie oraz deszcz. Szczegółowe statystyki (percentyl dolny oraz górny, mediana) dotyczące poziomu hałasu podwodnego w 2023 na poszczególnych stacjach pomiarowych przedstawiono poniżej (Tabela II.59 - Tabela II.64).

Tabela II.59. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	99,0	86,7	121,7	100,2	90,2	118,7	87,7	82,0	99,4
V	99,8	81,1	122,5	100,3	84,5	119,3	84,6	72,2	98,5
VI	96,8	77,8	119,7	98,7	81,6	118,4	81,8	67,5	95,2
VII	94,8	75,7	118,6	97,2	79,7	116,8	84,2	69,2	95,0
VIII	95,0	75,5	118,0	97,5	78,9	116,5	84,1	69,5	96,5
IX	94,1	76,5	117,4	97,0	80,4	115,9	83,0	68,7	94,8
X	96,7	81,4	117,8	99,0	86,5	115,9	90,6	81,0	98,4
XI	97,9	80,9	118,8	99,6	86,1	116,7	89,9	80,7	98,8
XII	98,4	83,3	118,8	100,6	90,3	117,1	91,3	83,2	99,3

b.d. – brak danych

Tabela II.60. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	98,6	87,4	119,7	98,1	91,1	117,7	88,9	80,8	99,5
V	100,1	83,7	119,5	99,1	84,0	117,0	86,3	72,9	99,9
VI	99,9	82,0	118,6	98,4	81,4	117,1	83,6	68,2	95,9
VII	97,2	78,1	118,6	95,9	79,1	115,9	87,4	72,9	99,2
VIII	97,6	79,3	118,5	97,1	81,5	115,8	86,7	72,4	100,0
IX	97,0	78,8	117,5	96,0	79,7	115,5	85,3	68,9	97,0
X	99,5	84,9	118,1	99,4	87,4	115,3	91,8	81,9	99,2
XI	100,2	85,5	119,2	99,5	88,1	116,5	90,6	83,0	99,2
XII	101,5	89,8	119,3	101,3	92,3	116,6	92,5	84,9	101,3

b.d. – brak danych

Tabela II.61. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	85,3	69,3	101,7	84,0	72,0	99,1	89,7	77,1	96,0
V	84,9	66,4	101,2	81,9	68,4	97,7	86,0	71,6	95,3
VI	84,4	65,9	99,7	81,1	66,4	96,4	84,9	69,5	93,9
VII	81,1	60,8	98,1	79,8	64,0	96,8	88,7	73,2	95,7
VIII	80,8	61,9	97,9	79,5	63,5	96,9	88,4	70,9	98,1
IX	81,3	62,7	97,6	79,3	65,2	96,7	89,0	73,1	96,3
X	83,3	68,0	99,0	83,2	71,1	96,8	94,3	84,8	100,6
XI	84,3	68,0	99,3	83,3	71,7	96,9	93,7	84,0	99,9
XII	84,8	69,4	100,0	83,9	73,4	97,0	93,5	84,9	100,6

b.d. – brak danych

Tabela II.62. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	107,8	93,2	122,5	108,8	95,2	121,9	90,9	80,6	107,4
V	104,7	90,0	122,6	107,4	94,0	121,3	89,1	75,2	105,8
VI	102,8	89,3	119,8	104,5	89,7	119,7	89,4	76,0	105,1
VII	102,1	86,8	119,3	103,8	88,5	119,1	90,5	76,7	106,7
VIII	101,3	88,3	119,2	102,4	91,3	119,3	88,4	72,9	105,1
IX	97,6	83,8	118,1	100,9	87,3	118,4	86,7	73,5	104,4
X	98,9	86,1	120,5	100,7	88,4	120,0	93,5	83,9	104,0
XI	100,2	87,4	119,6	101,5	90,1	119,3	90,7	81,6	100,6
XII	100,0	86,7	120,0	103,2	90,9	120,5	90,7	80,0	101,6

b.d. – brak danych

Tabela II.63. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

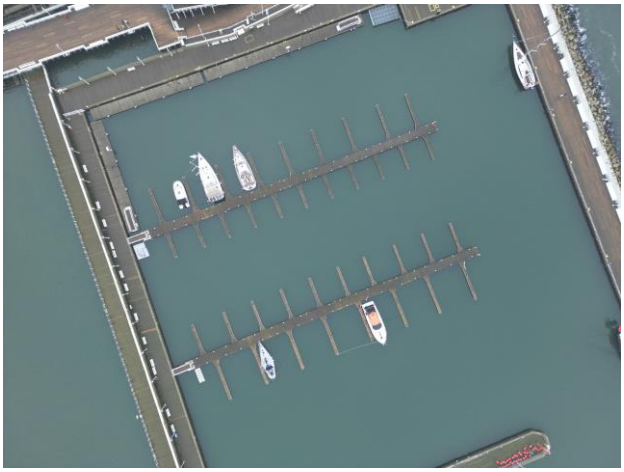
Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	82,9	72,9	117,9	86,7	75,0	120,5	92,3	81,8	112,0
V	83,3	72,8	117,1	86,2	73,1	119,6	90,9	76,2	110,4
VI	82,7	72,0	115,6	84,9	71,2	117,8	90,0	73,9	109,6
VII	82,3	71,9	112,5	85,8	73,8	118,3	92,5	79,9	110,6
VIII	81,1	72,0	112,9	85,2	72,0	118,0	91,7	76,1	110,3
IX	81,6	72,3	113,8	86,0	72,06	117,92	89,23	73,92	108,96
X	84,8	74,0	115,4	88,9	75,1	118,9	90,2	80,2	107,2
XI	84,1	73,1	115,7	87,1	75,1	119,1	91,3	81,2	108,9
XII	83,9	73,3	115,4	88,6	77,0	119,2	92,9	83,9	110,3

b.d. – brak danych

Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Miesiąc	63 Hz			125 Hz			2000 Hz		
	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %	Mediana	Q 5%	Q 95 %
I	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
IV	86,6	75,1	106,2	90,8	89,3	80,7	88,7	74,0	95,1
V	87,2	69,6	105,4	88,6	88,8	73,4	85,7	71,8	95,3
VI	87,0	68,4	103,7	87,3	87,5	71,1	79,3	69,2	94,2
VII	82,6	65,2	100,5	85,3	85,2	68,7	88,5	73,9	97,3
VIII	84,5	75,7	102,0	88,1	86,6	78,6	84,7	72,9	96,4
IX	80,9	63,8	98,5	83,5	83,6	66,7	83,8	69,9	98,8
X	92,3	72,3	110,4	93,8	93,4	77,6	97,1	84,5	109,7
XI	89,1	73,2	109,4	92,1	91,1	79,0	93,7	86,0	108,6
XII	89,5	76,2	107,4	92,6	91,7	82,1	93,3	85,9	107,1

III. Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach morza otwartego. Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2023 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników wyznaczonych dla poszczególnych cech. Dane uzyskane w 2023 r. w ramach realizacji aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich umożliwiły dokonanie oceny w zakresie trzech cech stanu: D1/D4 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz 5 cech presji: D3 - komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim. W zakresie cechy D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022. W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii, niniejsza publikacja przedstawia wyniki badań przeprowadzonych w omawianym roku. Nie przeprowadzono, jednakże oceny stanu środowiska morskiego w zakresie cechy D11 ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu ustalonych na poziomie europejskim.

Cechy stanu

Grupy gatunków

Ptaki

Bielik

W 2023 roku skontrolowano 121 stanowisk lęgowych bielika. W 113 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków. Spośród 99 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 54 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2023 roku 54,5%. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 40 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,58 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 24% (zaniżenie). Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2023 roku wyniosła 0,86.

Zimujące ptaki wód przejściowych

W 2023 roku skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 252 648 osobników z 59 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 34 229 os., co stanowiło 13,5% wszystkich ptaków o oznaczonym gatunku, czernica z liczebnością 32 025 os (12,7%); ogorzałka z liczebnością 24 728 os. (9,8%) oraz mewa srebrzysta sensu lato i łyska, które stwierdzono odpowiednio w liczbie 21 546 os. i 20544 os. (8,5 i 8,1% wszystkich policzonych ptaków o oznaczonym gatunku). Z pozostałych gatunków jeszcze uhla i gągoł osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,4% wszystkich ptaków stwierdzonych na zbiornikach wodnych objętych MZPWP. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (krzyżówka, czernica i ogorzałka), których liczebność przekroczyła 24 tys. os. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były kormoran, mewa srebrzysta sensu lato, mewa siodłata, perkoz dwuczuby, mewa siwa, gągoł i śmieszka.
W latach 2011-2023 siedem gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, łabędź krzykliwy, łyska, ogorzałka i perkoz dwuczuby), pięć – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, krzyżówka,

łabędź niemy i szlachar). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 13 lat gwałtownie zmniejsza swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. Wyniki te są zbieżne z danymi uzyskanymi dla całego kraju w ramach MZPW.
Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i obie części Zatoki Puckiej, tzn. Zatoka Pucka wewnętrzna i Zatoka Pucka zewnętrzna, gdzie przebywało odpowiednio 59 426, 36 418 oraz 23 415 ptaków. Te trzy obiekty gromadziły w sumie 47,2% wszystkich ptaków wodnych zimujących na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Potwierdziło się duże znaczenie Portu Gdynia dla zimujących ptaków (głównie dla krzyżówek i mew srebrzystych sensu lato), gdzie znajdują bogate źródło pokarmu antropogennego. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Ptaki morskie

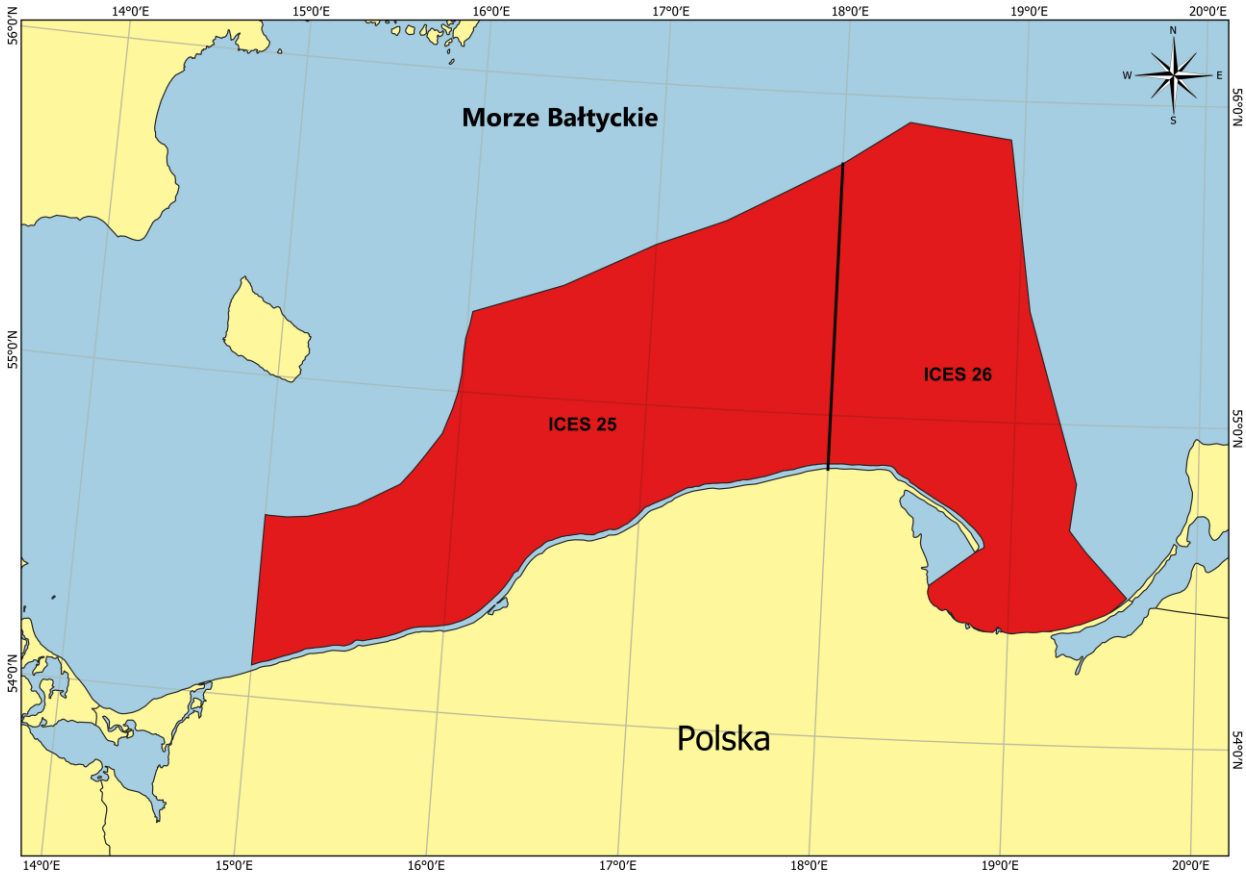
Zimą 2023 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhla. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był wyraźnie niższy u dwóch pozostałych kaczek morskich. Z innych gatunków z grupy podstawowych tylko alka przekroczyła 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków. Alka od wielu lat jest czwartym pod względem liczebności gatunkiem z grupy podstawowych, co potwierdziło się także w tym roku. Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysoką wartość wskaźnika rozpowszechnienia (82%), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,7%.
W omawianym sezonie odnotowano spadek liczebności markaczki, po bardzo silnym wzroście w ubiegłym sezonie. Jednak wskaźnik jej liczebności na przestrzeni 13 lat wykazuje silny trend wzrostowy. Liczebność uhli jest stabilna, a lodówka jest jedynym gatunkiem, u którego wystąpił istotny umiarkowany trend spadkowy wskaźnika liczebności. Wzrost liczebności markaczki i stabilna liczebność uhli może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku (Skov i in. 2011). Z drugiej strony nie można jednak wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 13 latach silne wahania wskaźnika liczebności spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie całego Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska. Silny wzrost liczebności zaznaczył się u nura rdzawoszyjego i nurzyka. Natomiast na przestrzeni 13 lat stabilny trend zmian liczebności utrzymują uhla, alka i perkoz rogaty. Spośród gatunków z grupy podstawowych nur czarnoszyi, nurnik i perkoz rdzawoszyi wykazały trend nieokreślony, co wynika z ich znacznych wahań liczebności w kolejnych latach. Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011-2023 wyraźnie się zmniejszył i pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu. Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach. Interpretacja wyników uzyskanych w trzynastoletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczeniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe (Nilsson 2008, Skov i in. 2011), a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane i może to tłumaczyć przynajmniej część zaobserwowanej zmienności współczynników liczebności i rozpowszechnienia.
Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2023 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Po trzynastu

latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje lodówek obserwuje się na Zatoce Pomorskiej, Ławicy Słupskiej i na Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhla od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej, a podobny wzrost jej liczebności zanotowano też w zachodniej części Zatoki Gdańskiej (Meissner i in. 2016). Jednak następujące po sobie spadek i wzrost liczby zaobserwowanych ptaków przełożyły się w perspektywie 13 lat trwania monitoringu na stabilny trend zmian liczebności tego gatunku. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w obecnym i w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku", natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej.
Podobnie jak w latach ubiegłych, zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Wynik ten jest zbieżny z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku i połowie lat 2000. (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov i in. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki (Kube i Skov 1996, Garthe i Hüppop 2004, Kaiser i in. 2006), a w tej części wód terytorialnych znajduje się poligon morski i prowadzone tam regularnie ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.
W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 80% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Podobnie jak w poprzednich latach, najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 81% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (69%). Wynik ten jest wyraźnie mniejszy od średniej wieloletniej, która wynosiła 80% i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

Ryby

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący wzrost wskaźnika LFI. Po kilkuletnim okresie, gdzie trend był malejący, w 2023 roku jego wartość wzrosła do poziomu 0,39. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również wzrosła i wynosi obecnie 0,15. Analiza obu wskaźników wskazuje na niewielki wzrost biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji. Uzyskana w 2023 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,39 i 0,80).
W podobszarze ICES 26 odnotowano nieznaczny wzrost wskaźnika LFI. W przeciągu ostatnich 3 lat jego wartość utrzymywała się na podobnym poziomie, aby w 2023 roku osiągnąć poziom 0,37. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji zwiększył się. Tak więc stan środowiska morskiego uległ niewielkiemu polepszeniu. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nie zmieniła się i wynosi podobnie jak w roku ubiegłym 0,12. Można więc wyciągnąć wniosek, że biomasa dużych storni pozostała na podobnym poziomie jak w roku ubiegłym. Uzyskana w 2023 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,37 i 0,70).
Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach ICES (Rys. III.1).

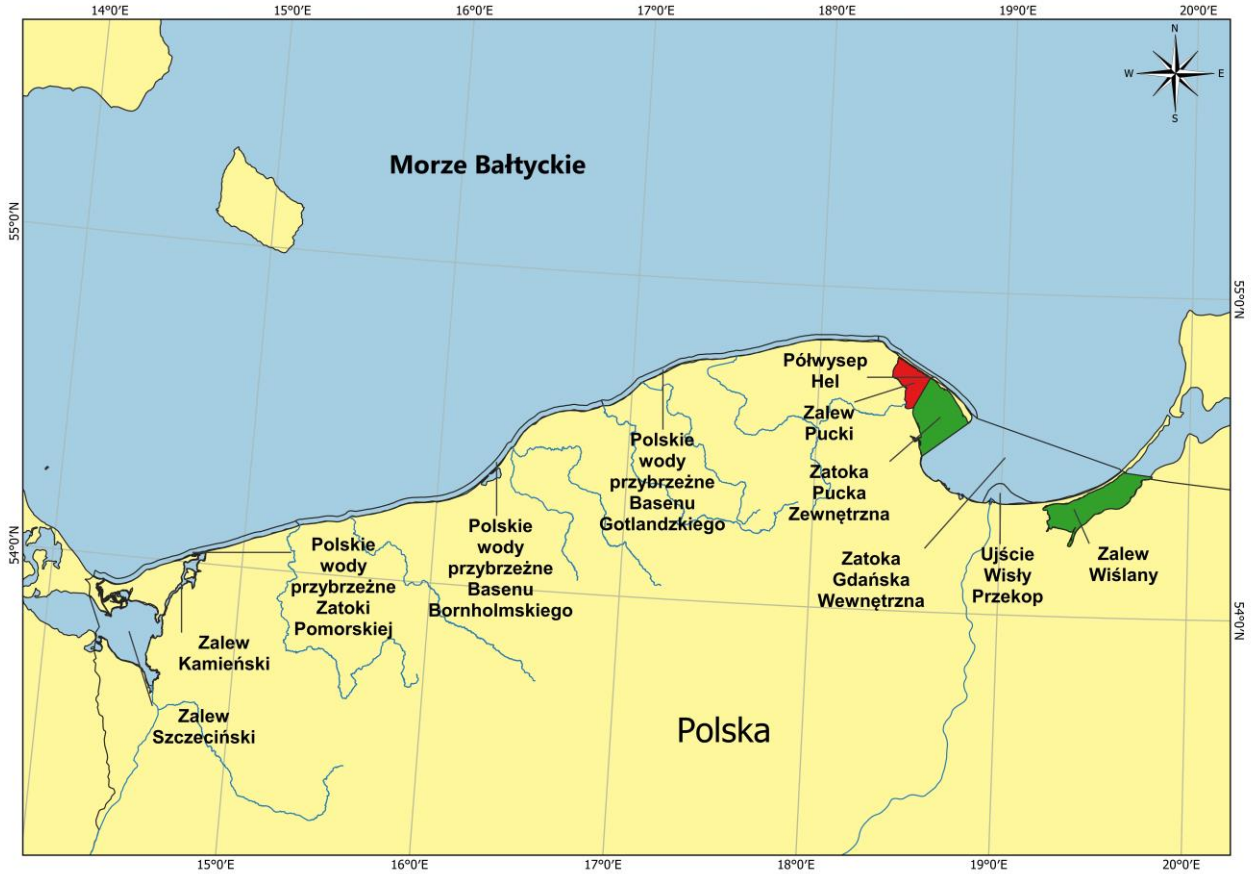


Rys. III.1. Ocena wskaźnika LFI w obszarach ICES w 2023 roku.

Liczebność kluczowych grup troficznych
Liczebność gatunków kluczowych

Wskaźnik 'Liczebność kluczowych grup troficznych' obejmuje ocenę kluczowych grup funkcjonalnych ryb przybrzeżnych, tj. ryby karpiowate obejmujące wszystkie gatunki ryb karpiowatych (Cyprinidae) i mesopredatory, tj. uwzględniające gatunki ryb posiadające indeks troficzny wyższy od 2 natomiast niższy od 4 (wg. Fishbase.org), które zastąpiły grupę ryb drapieżnych. W przypadku Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej mesopredatory są wskaźnikiem wiarygodniej odzwierciedlającym stan ichtiofauny, gdyż obejmują większą liczbę gatunków ryb, charakterystycznych dla wymienionych JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego jako wskaźnik pozostawiono grupę ryb karpiowatych.
Z definicji, dobry stan ekologiczny zostanie osiągnięty, gdy liczebność mesopredatorów i ryb karpiowatych mieści się w dopuszczalnym zakresie dla ocenianego obszaru. Drugi wskaźnik, 'Liczebność gatunków kluczowych', dotyczy występowania kluczowych gatunków ryb przybrzeżnych (stornia i okoń) w obszarach przybrzeżnych Morza Bałtyckiego. Z reguły dobry stan osiąga się, gdy liczebność kluczowych gatunków przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane jest to m.in. z funkcjonowaniem rybołówstwa rekreacyjnego i rybołówstwa komercyjnego realizowanego na małą skalę. W związku z tym, stan ichtiofauny zasadniczo odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemów przybrzeżnych.
Zmiany wartości obu wskaźników odzwierciedlają głównie skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością połowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również

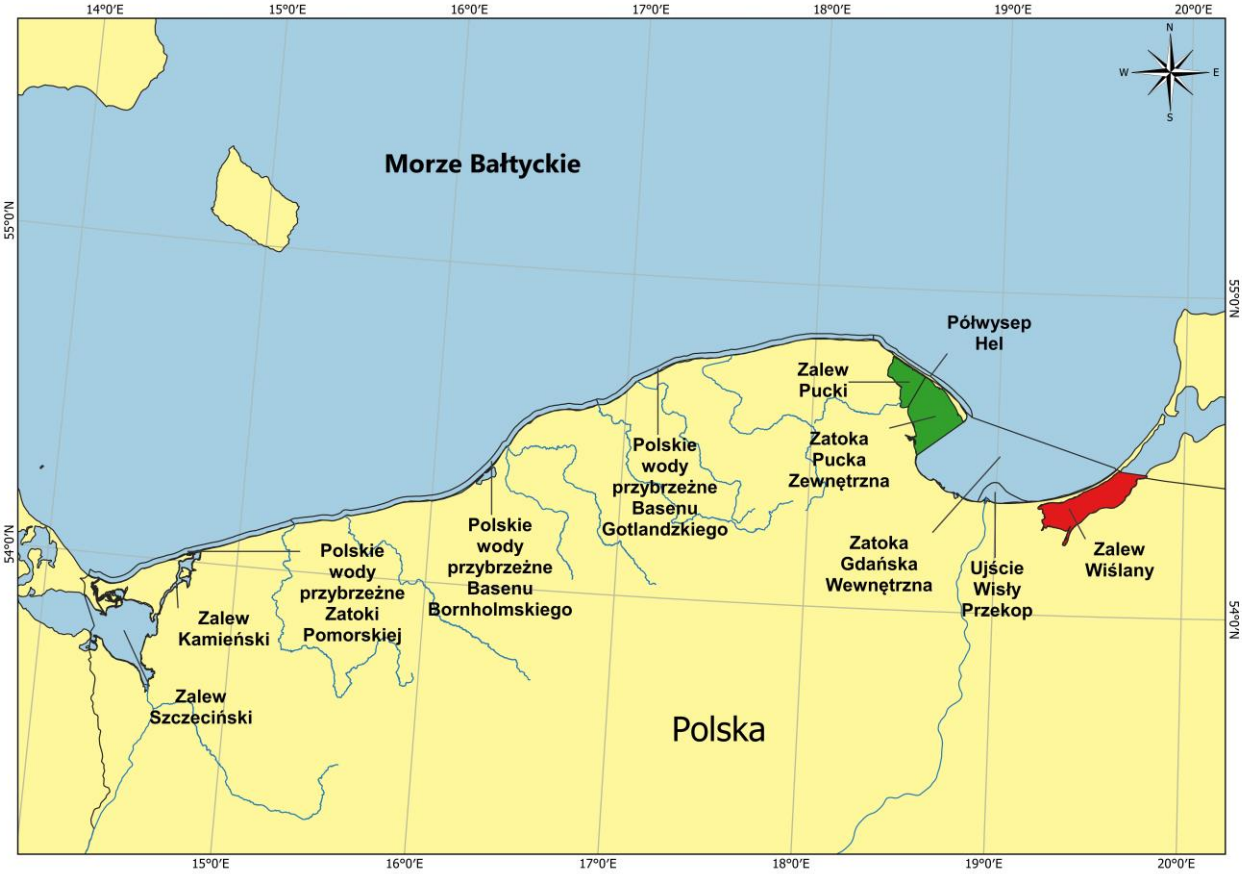
naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym i drapieżnictwem nadrzędnych drapieżników. Liczne i silne populacje gatunków kluczowych jak również ryb drapieżnych są wskaźnikiem dobrego stanu środowiska z niewielkimi objawami eutrofizacji i zrównoważonego łańcucha pokarmowego. Z kolei zbyt wysoka liczebność ryb karpiowatych i mesopredatorów wskazuje na gorsze warunki środowiskowe, podwyższoną eutrofizację i podwyższoną temperaturę wody.
W oparciu o wyniki z 2023 roku oba wskaźniki wskazują na osiągnięcie dobrego stanu w obszarach JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Zalew Wiślany oraz stan poniżej dobrego w JCWP Zalew Pucki. O niekorzystnej ocenie obszaru Zalewu Puckiego zadecydowała ocena grupy troficznej mesopredatorzy oraz gatunku stornia (Rys. III.2).



Rys. III.2. Ocena wskaźników Liczebność kluczowych grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych w 2023 roku.

Wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych

W Basenie Gdańskim oceną objęte zostały zarówno okonie, jak i stornie – za wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie oceny dokonano jedynie na podstawie okonia. W przypadku oceny opartej na okoniu, stan środowiska wód morskich w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za dobry, natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako zły (Rys. III.3). W przypadku storni 12-letnia seria danych pozwoliła spełnić założenia metodyczne, w związku z czym dokonano oceny na podstawie analizy trendu.



Rys. III.3. Ocena wskaźnika Wielkości ryb przybrzeżnych w 2023 roku.

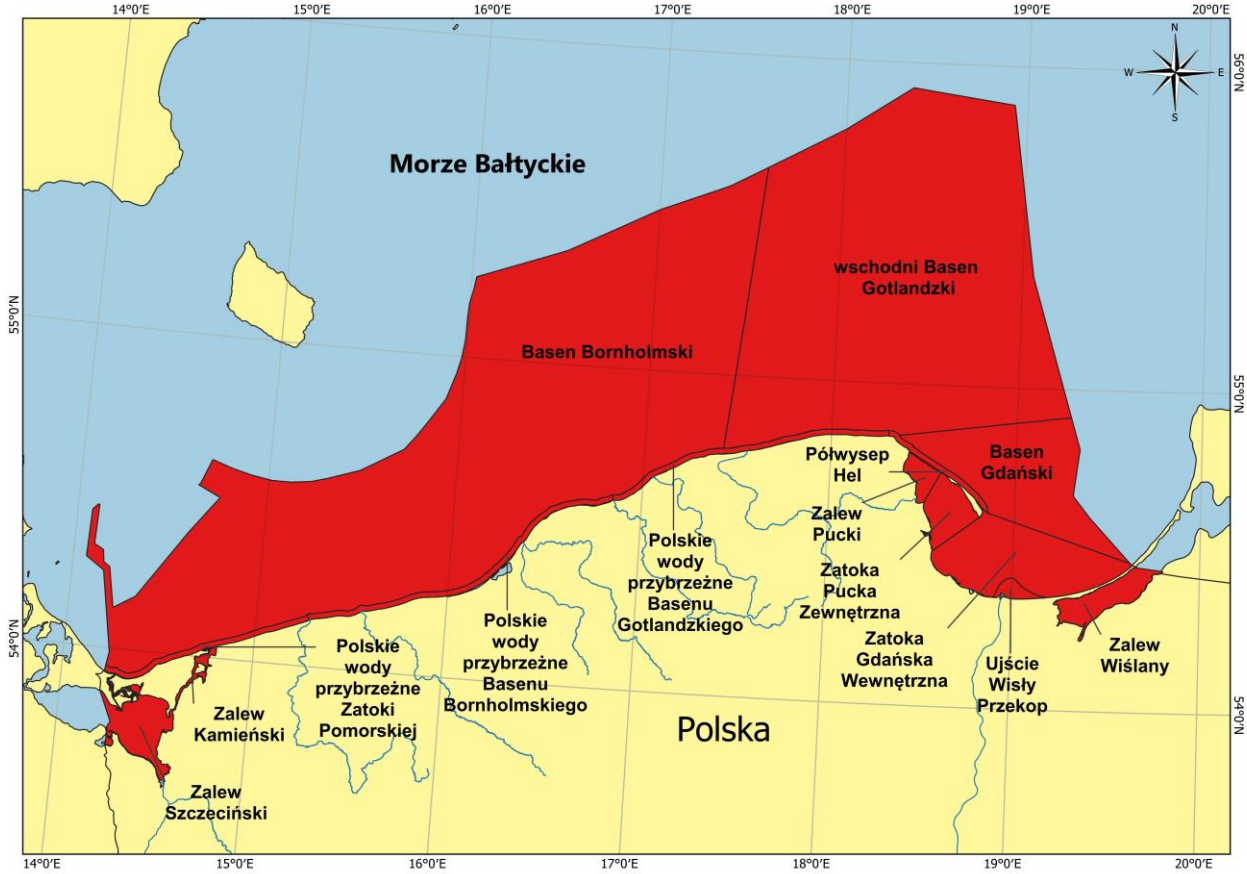
Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

Ocena stanu siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy" przeprowadzana jest w 3 akwenach otwartego morza. W związku z brakiem uchwycenia w danych zakwitu wiosennego nie było możliwe przeprowadzenie oceny wymienionego wskaźnika w 2023 roku.

Chlorofil *a*

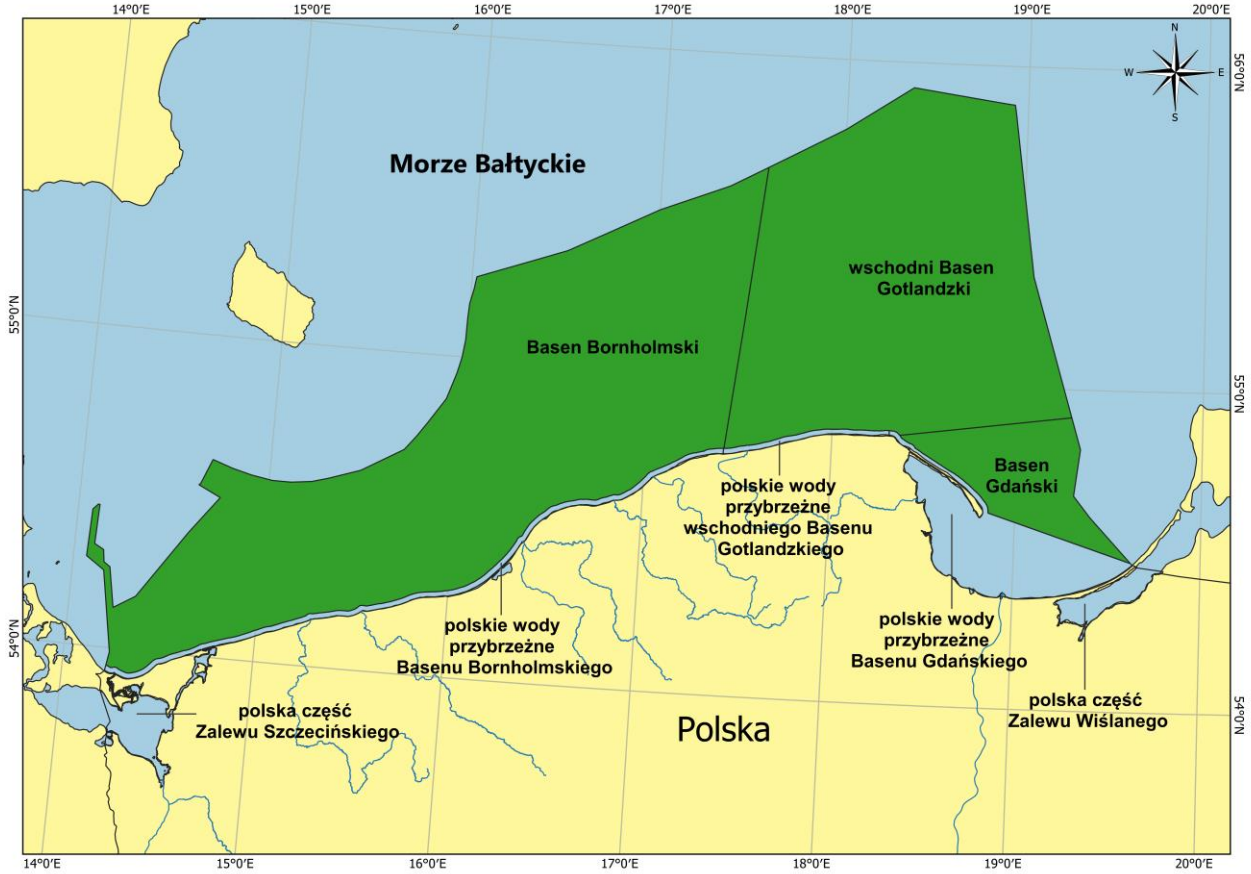
Zgodnie z oceną eutrofizacji oraz w uzupełnieniu o ocenę w JCWP przejściowych i przybrzeżnych stężenia chlorofilu *a* przekroczyły wartości progowe we wszystkich ocenianych akwenach, w związku z czym w żadnym z ocenianych obszarów wskaźnik nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) (Rys. III.4).



Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu – chlorofil *a* – w 2023 r.

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu przeprowadzana jest dla 3 akwenów otwartego morza w oparciu o wyniki wskaźnika MSTS ze stacji zlokalizowanych w akwenach Basen Gdański (stacja P1), wschodni Basen Gotlandzki (stacja P140) oraz Basen Bornholmski (stacja P5C). We wszystkich ocenianych obszarach wskaźnik osiągnął w 2023 roku wartości dla dobrego stanu środowiska (GES) (Rys. III.5).

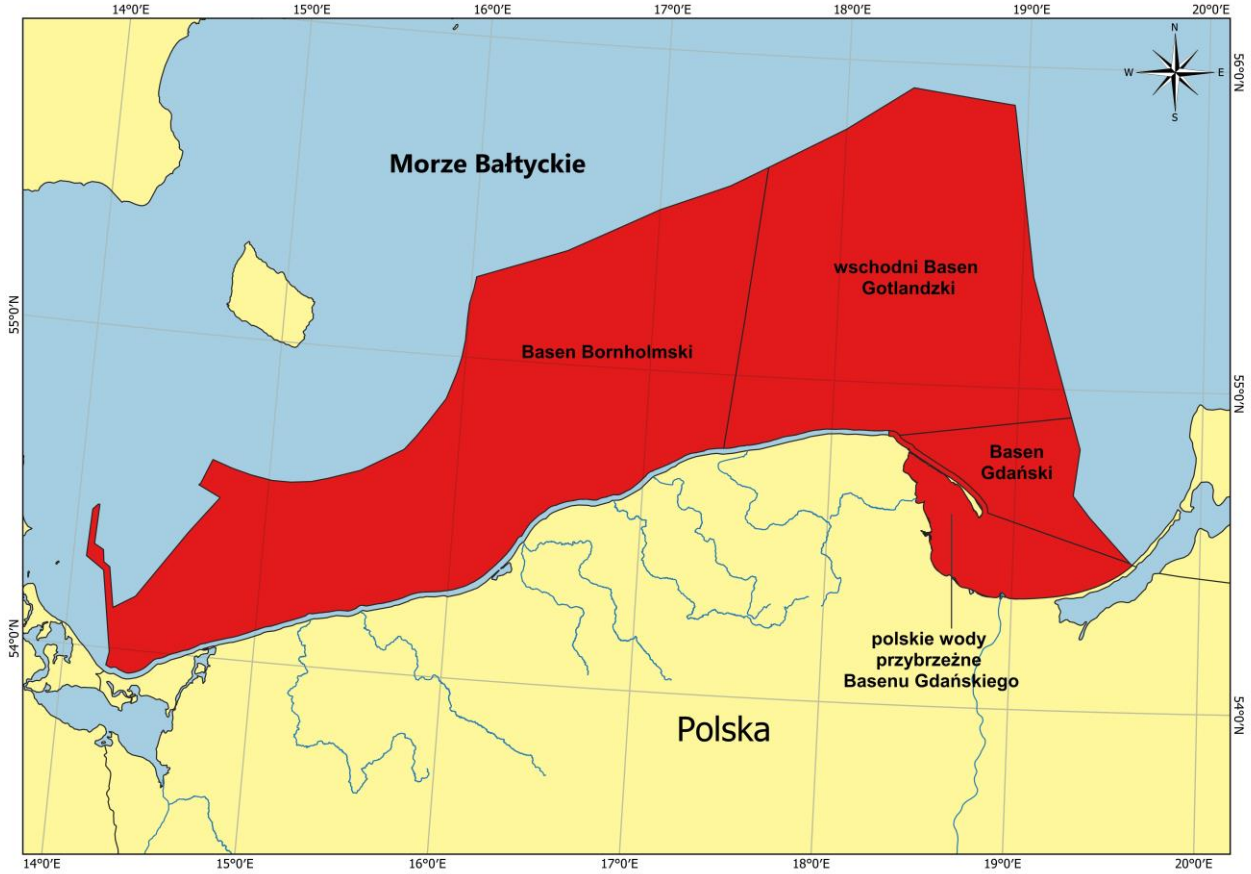


Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2023 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Stanu makrozoobentosu w 2023 roku był zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Poza obszarami głębi wyliczone dla stacji wartości wskaźnika B były z reguły wyższe od tych z 2022 roku. Spośród wszystkich monitorowanych stacji jedynie w przypadku dwóch doszło do zmiany klasyfikacji stanu wg RDSM. W rejonie Zalewu Puckiego (st. ZP6) doszło do pogorszenia stanu, a w rejonie środkowego wybrzeża (st. P16) do jego poprawy. W 2023 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najniższe wartości wskaźnika B notowano w Basenie Gdańskim, następnie w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, we wschodnim Basenie Gotlandzkim a najwyższe w Basenie Bornholmskim. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach największy wpływ miał brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gotlandzkiego przyczyniło się do nieosiągnięcia dobrego stanu (GES) wg RDSM. (Rys. III.6).



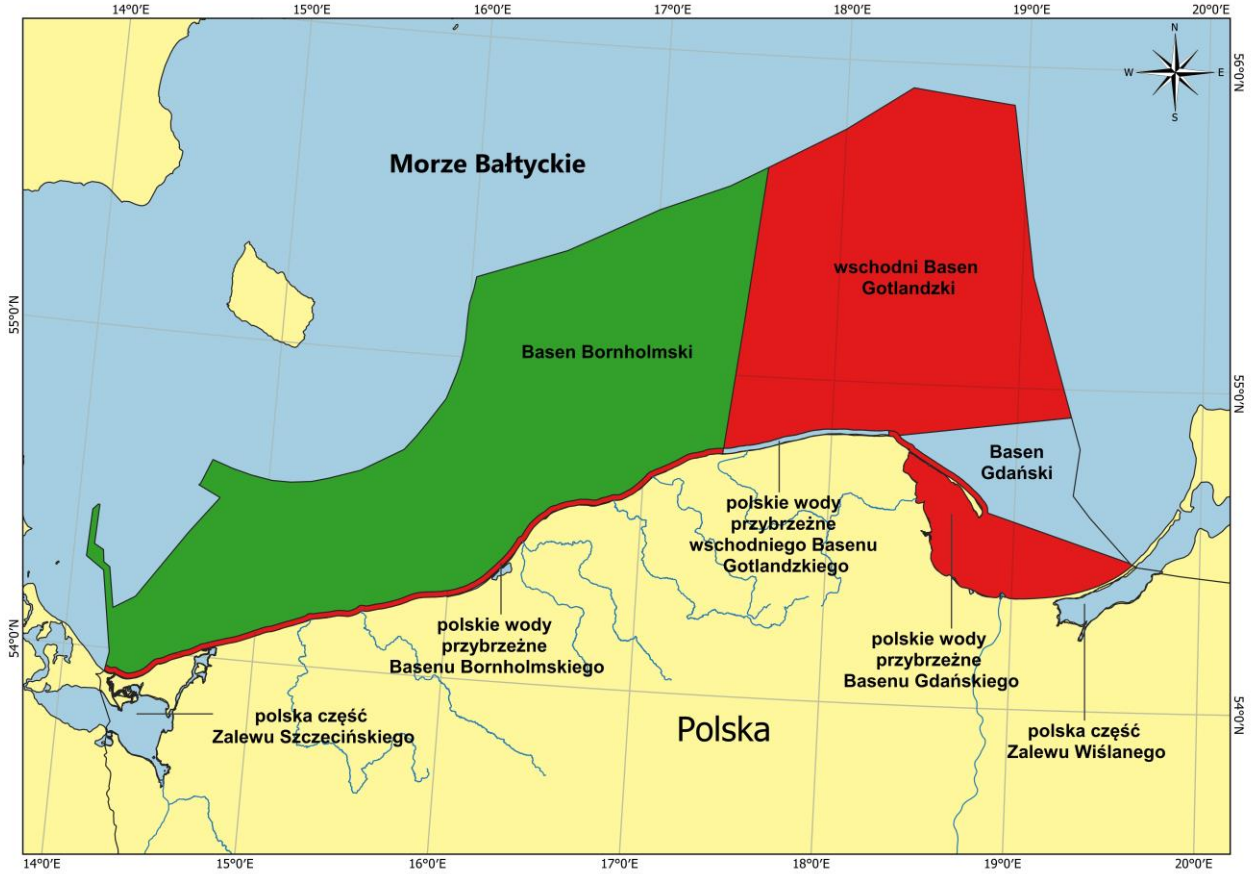
Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu – w 2023 roku.

Makrofitobentos

W roku 2022 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim. Wskazane stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego (Rys. II.2). W roku 2023 pobrano również próbki makrofitów w obrębie JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, gdzie stan określono jako umiarkowany (subGES). W pozostałych ocenianych obszarach (poza Klifem Orłowskim) stan makrofitów określony na podstawie wskaźnika SM_1, oceniono jako odpowiedni (GES).

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych w ramach cechy D6

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód Basenu Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_1) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofitów w rejonie POM. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu integracji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów.
W 2023 roku w przypadku cechy D6 do głębokości 20 metrów dobry stan został osiągnięty jedynie w Basenie Bornholmskim, w pozostałych obszarach przeprowadzenia oceny zintegrowanej dobry stan nie został osiągnięty (Tabela II.35, Rys. III.7).



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych – cecha D6 – w 2023 r.

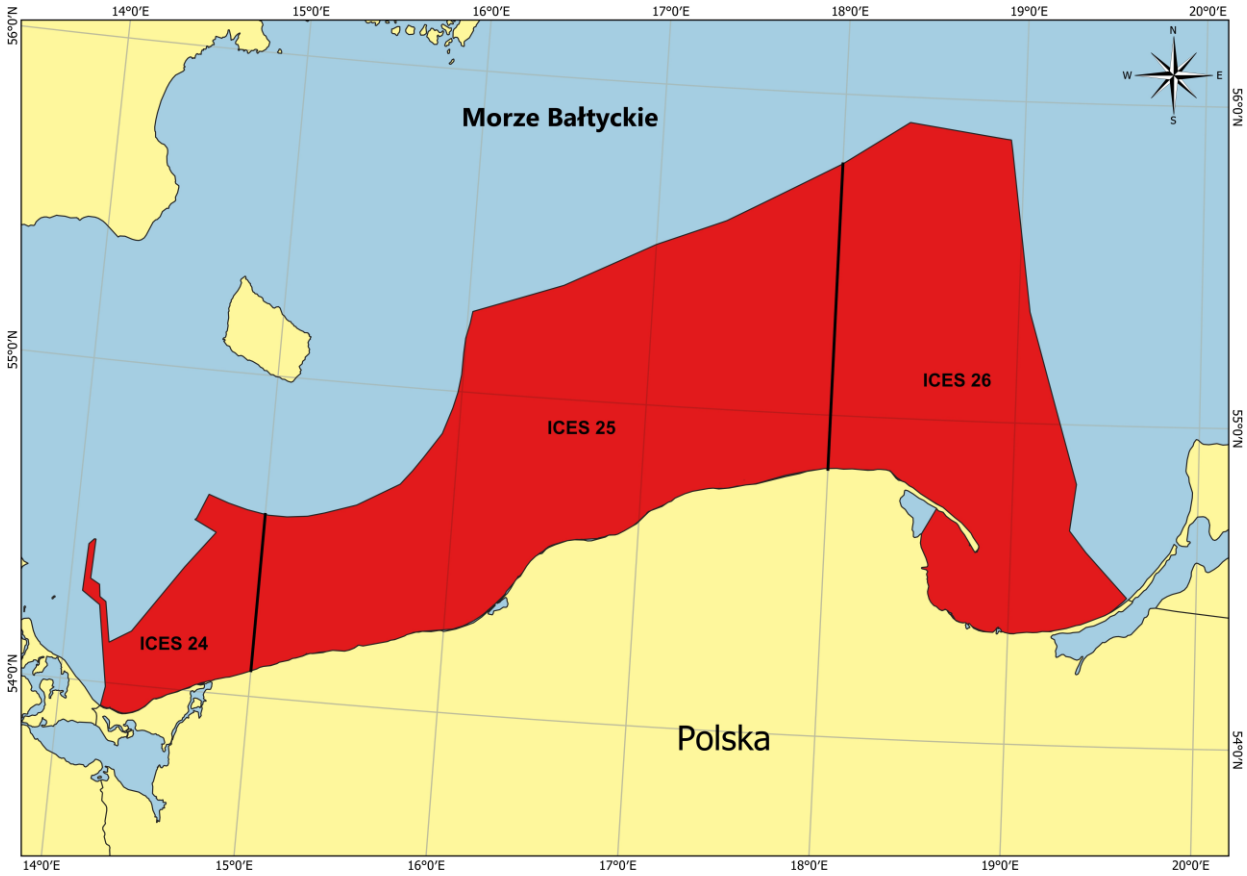
Cechy presji

Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2023 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych. Ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie przeprowadzono oceny gatunków obcych w 2023 roku.

Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały ok. 92% polskich wyładunków w latach 2021-2023.
Ocenę GES za 2023 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium D3C1 i D3C2, zgodnie z rekomendacją ICES. GES wg kryterium biomasy stada tarłowego został osiągnięty dla szprota w podobszarach 22-32 i storni w podobszarach 26+28. Natomiast GES wg kryterium śmiertelności połowowej został osiągnięty przez stado śledzia w podobszarach 25-29,32 oraz storni w podobszarach 26+28. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium D3C1 i D3C2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES. Podsumowanie ocen dla roku 2023 przedstawiono na Rys. III.8.



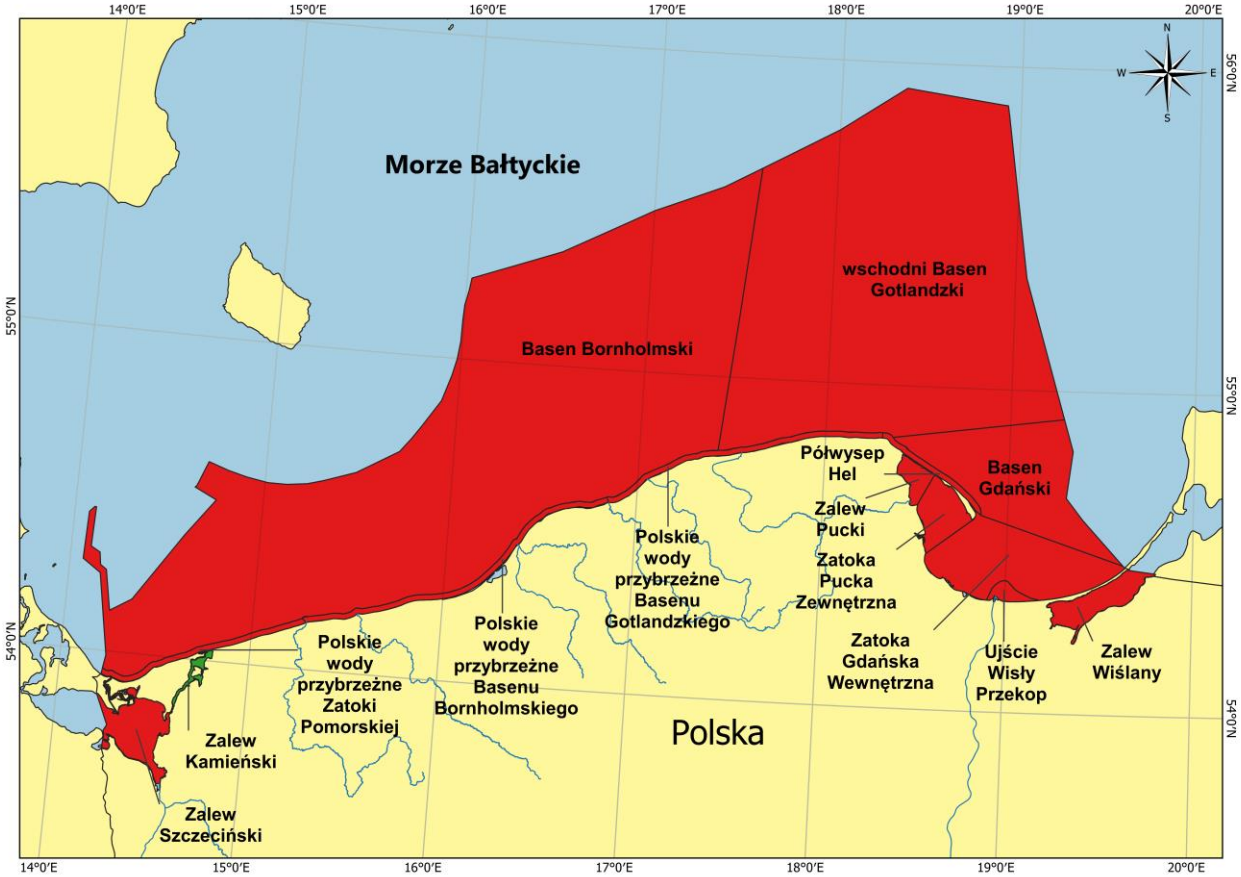
Rys. III.8. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 - w 2023 r.

Eutrofizacja

Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (Cecha D5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, azotu nieorganicznego, fosforu i azotu całkowitego, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil *a* i przezroczystość wody morskiej, a także tlen rozpuszczony przy dnie oraz wyniki wskaźnika makrozoobentosu B, jako wskaźniki skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennych.

W 2023 r. tylko dwa wskaźniki związane z poziomem substancji odżywczych w środowisku morskim osiągnęły wartość docelową RDSM: było to stężenie nieorganicznych związków azotu (DIN) oraz fosforu całkowitego (TP) w wodach dwóch akwenów: Basenu Gdańskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Niestety, nie wpłynęło to na ogólną ocenę eutrofizacji w wodach polskich obszarów morskich i, w konsekwencji, żaden z obszarów morskich objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Rys. III.9). Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe fosforanów przekraczających nawet dwukrotnie wartości graniczne. A także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni.

Spośród JCWP przejściowych i przybrzeżnych w jedynie wody JCWP Zalew Kamieński osiągnęły w 2023 roku dobry stan w zakresie eutrofizacji. W przypadku pozostałych JCWP dobry stan nie został osiągnięty. Stężenia biogenów determinowały stan JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, Półwysep Hel oraz w Zalewie Pucki. O złym stanie JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej, Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Ujście Wisły Przekop decydowały stężenia Chlorofilu a. W JCWP Zalew Szczeciński oraz Zatoka Gdańska Wewnętrzna zły stan wynikał z warunków tlenowych.



Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji – cecha D5 – w 2023 r.

Substancje niebezpieczne

W 2023 roku stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy D8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: kadmu, ołowiu, rtęci i niklu w rybach, małżach i roślinach w pięciu z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM: polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim oraz w obszarach Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. W organizmach ryb i małży pochodzących z tych samych lokalizacji określono stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny, sulfonianu perfluorooktanowego oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Dodatkowo do oceny wód otwartych oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wykorzystano stężenia dikofenaku w wodzie morskiej.

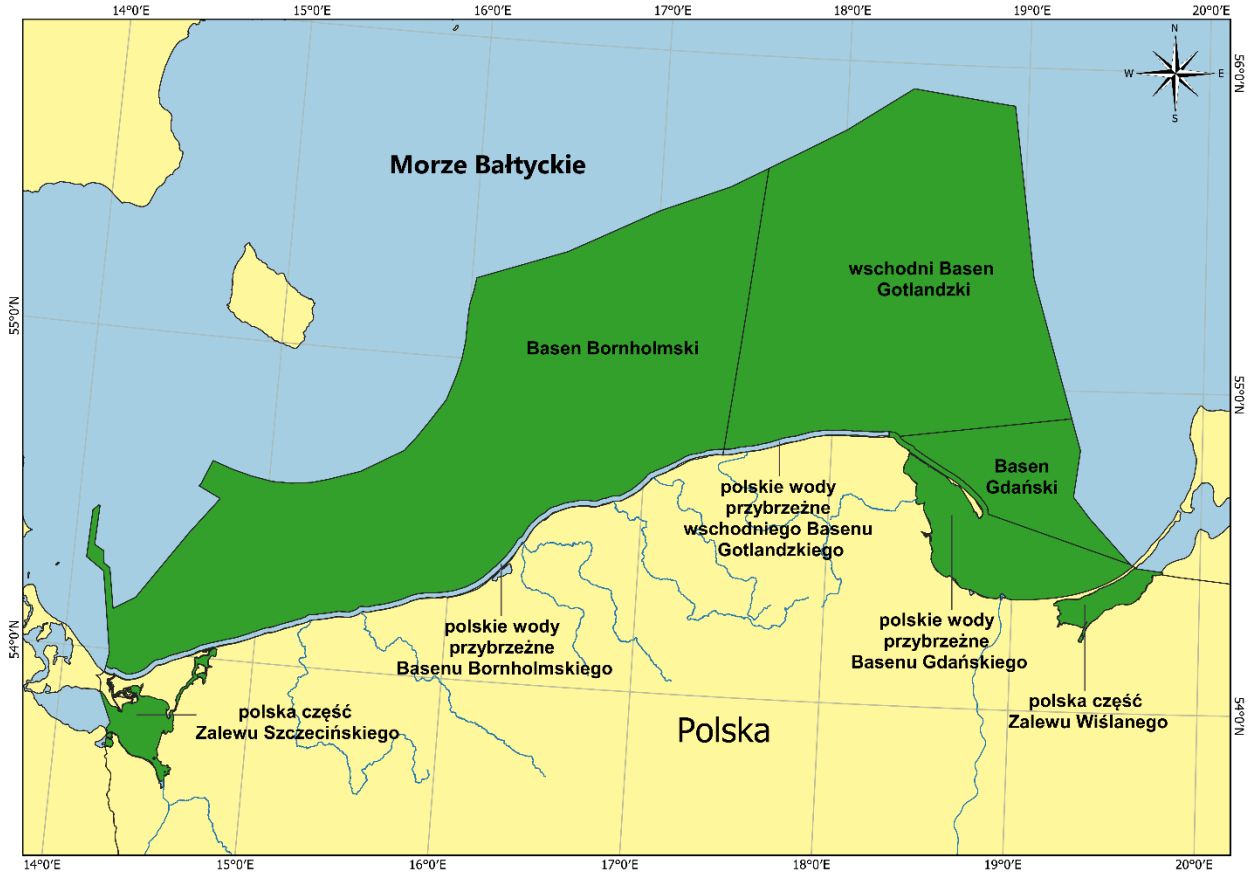
W celu przeprowadzenia pełnej oceny stanu środowiska polskich wód przybrzeżnych, ocenę metali ciężkich i TZO uzupełniono danymi wybranych związków w wodzie morskiej, pochodzącymi z monitoringu jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych (RDW). W zakresie metali uwzględniono miedź, cynk, chrom sześciowartościowy, chrom ogólny, kadm, ołów, rtęć oraz nikiel. W zakresie trwałych zanieczyszczeń uwzględniono bromowane difenyloetery (PBDE), heksachlorobutadien (HCBD), pentachlorofenol (PCP), bezo(a)piren, benzo(ghi)perylen, trichlorometan (chloroform), tetrachlorometan, tetrachloroetylen (PER).

Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w wodzie morskiej, rybach i roślinach makrofitobentosowych oraz wyniki analiz testu mikrojądrowego mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny.

W celu przeprowadzenia zintegrowanej oceny dla poszczególnych grup substancji (metali ciężkich, TZO, radionuklidów) w wytypowanych obszarach, w pierwszym rzędzie wyznaczono współczynniki skażenia dla każdej substancji w każdej z matryc, poprzez odniesienie jej stężenia do wartości progowej. Następnym krokiem była integracja wskaźników poprzez wyznaczenie średnich współczynników skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla roślin makrofitobentosowych w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb w przypadku metali ciężkich oraz wody i ryb w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1. W przypadku pozostałych substancji nie stosowano wag. W przypadku danych z jednolitych części wód, w pierwszym kroku wyznaczono współczynniki koncentracji dla wszystkich substancji na wszystkich punktach pomiarowych, a następnie wyliczono wartość średnią WS dla każdego z ocenianych obszarów i dopiero ta wartość zasiliła ocenę opisaną powyżej.

Radionuklidy

W 2023 roku, stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs został osiągnięty we wszystkich ocenianych obszarach: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim na podstawie stężeń w rybach (śledź i stornia) i w wodzie morskiej, wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na podstawie danych dla wody i roślin makrofitobentosowych, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym na podstawie poziomów ^{137}Cs w okoniu (Rys. III.10).



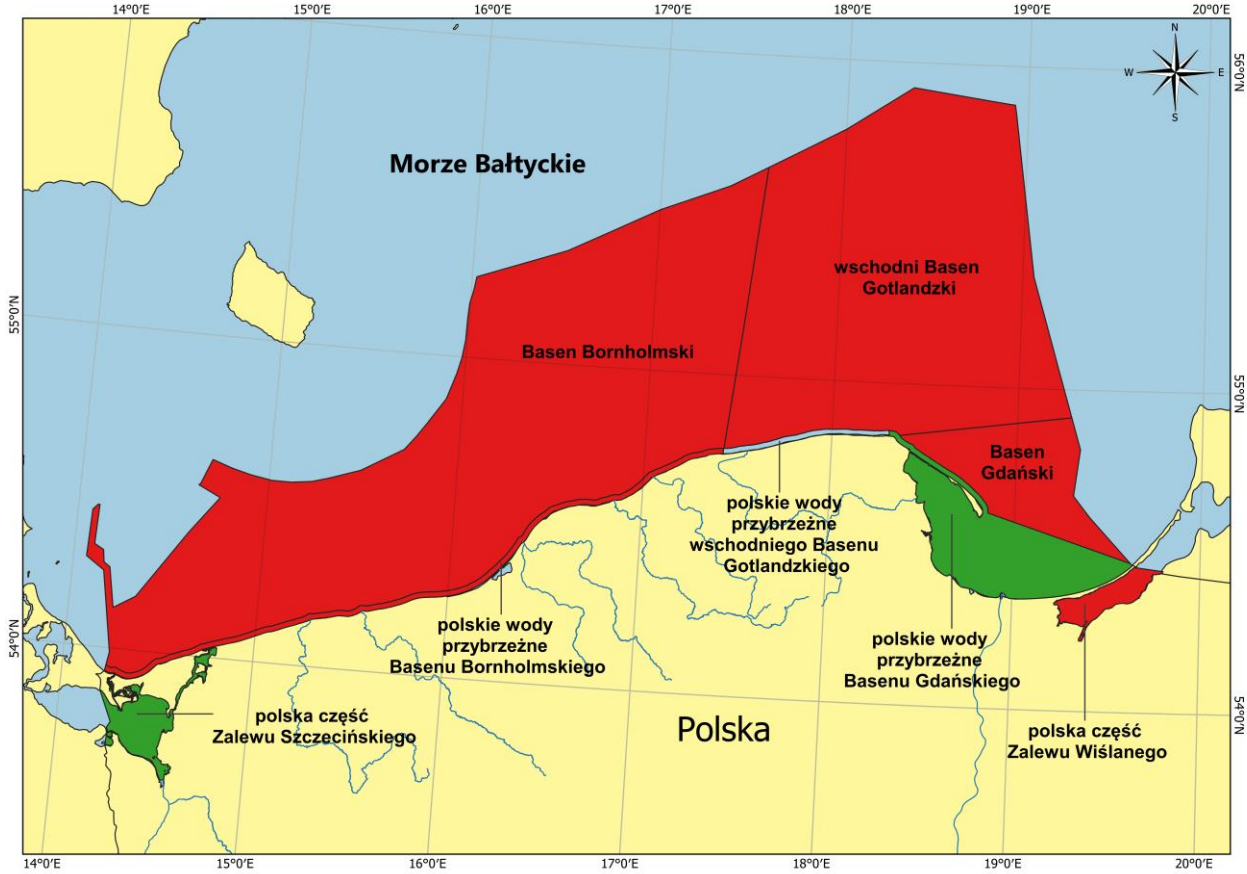
Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs – cecha D8 - w 2023 r.

Metale ciężkie

W 2023 roku stan środowiska w zakresie stężeń metali w obszarach morza otwartego uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.11). We wschodnim Basenie Gotlandzkim, w którym oceny dokonano na podstawie stężeń Hg, Pb i Cd w tkankach śledzia, stężenia Pb i Cd przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,42. Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i storni (Hg, Pb, Cd) oraz roślin makrofitobentosowych (Hg, Pb, Cd, Ni). Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,34. Stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku stężenia Hg i Pb w tkankach storni oraz stężenia Pb i Cd w śledziu, natomiast zawartość wszystkich metali w roślinach pozostawała poniżej wartości progowej. W Basenie Gdańskim w tkankach storni stężenia metali (Hg, Pb i Cd) przekraczały wartości progowe, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 2,08. W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w tkance miękkiej omułka jadalnego (Hg, Pb, Cd) oraz roślinach makrofitobentosowych i wodzie (Hg, Pb, Cd, Ni). We wszystkich matrycach stężenia metali pozostawały poniżej wartości progowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,37 wskazując na dobry stan środowiska tego obszaru w zakresie metali ciężkich. Ocenę stanu środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie stężeń metali ciężkich w storni, makrofitobentosie oraz wodzie. Dla ryb żaden z trzech elementów (Hg, Pb i Cd) nie spełniał warunków dobrego stanu. W wodzie spośród sześciu badanych parametrów (Cu, Zn, Cr, Cr(VI), Cd, Hg, Ni) jedynie stężenie Cd przekroczyło wartość progową. W przypadku roślin stężenia wszystkich metali (Hg, Pb, Cd, Ni) wskazują na dobry stan środowiska. Ostatecznie zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,08 wskazując na nieosiągnięcie dobrego stanu.

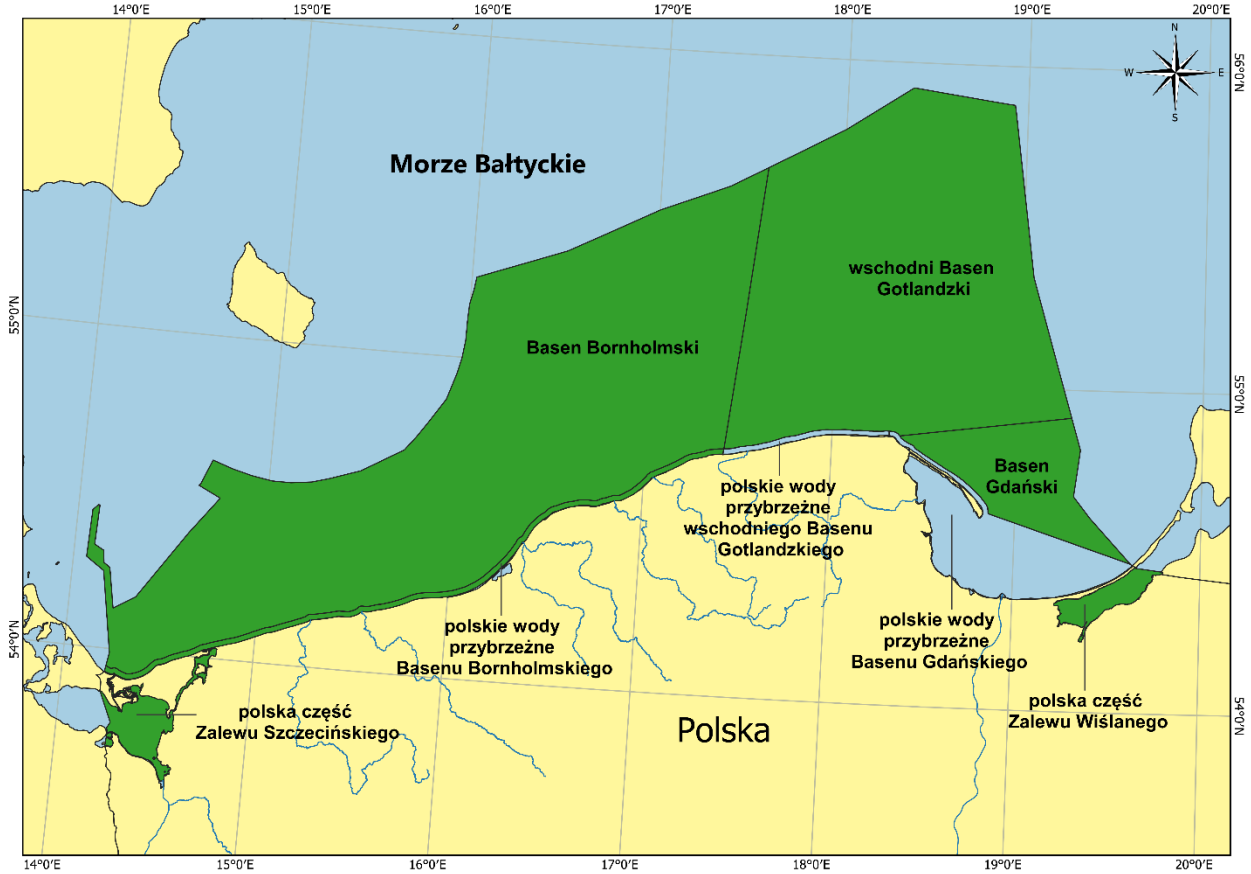
W Zalewie Wiślanym ocenę w 2023 roku przeprowadzono na podstawie wyników badań metali ciężkich (Hg, Pb, Cd) w okoniu. Zintegrowany współczynnik skażenia wyniósł 1,20 ze względu na przekroczenia wartości granicznych w przypadku Hg i Pb.

W przypadku Zalewu Szczecińskiego do oceny oprócz stężeń metali ciężkich w okoniu włączono wyniki pomiarów stężeń metali (Hg, Pb, Cd, Ni) w wodzie. Podobnie jak w Zalewie Wiślanym, warunków dobrego stanu nie spełniały stężenia Hg i Pb w rybach. W wodzie nie odnotowano przekroczeń wartości progowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,88 wskazując na osiągnięcie dobrego stanu środowiska.



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2023 r.

W 2023 roku, podobnie jak w roku poprzednim, dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji (przeprowadzony w ramach cechy D9) został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, w których odłowiono ryby tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rys. III.12).



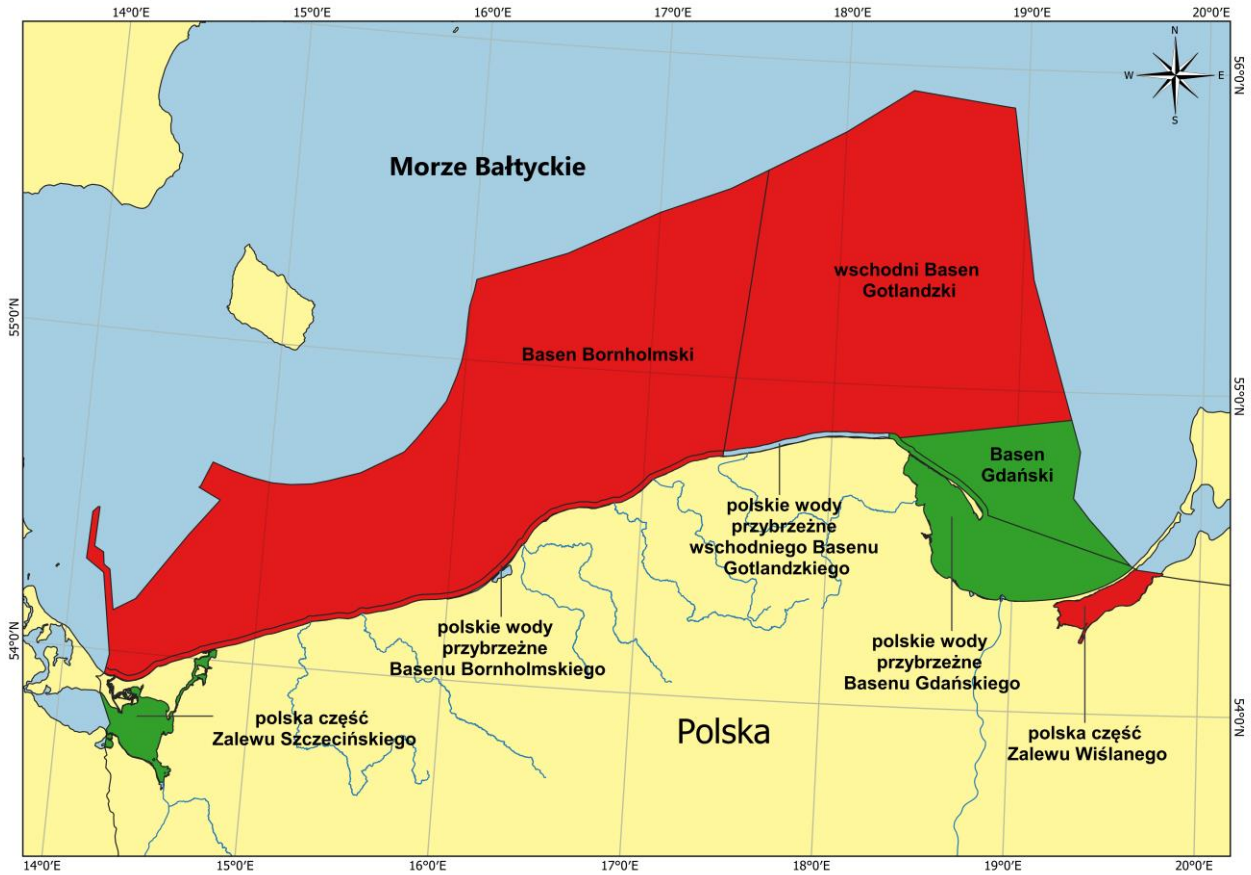
Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2023 r.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy D8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem wybranych związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych, polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych difenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, heksachlorocyklobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118), tributylocyny – TBT oznaczanych w mięśniach ryb oraz metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb. Gatunkami ryb wykorzystanymi w ocenie był śledź we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledź i stornia w Basenie Bornholmskim, stornia w Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz okoń w Zalewach: Szczecińskim i Wiślanym. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został oceniony na podstawie wyników uzyskanych dla omułka, w którym w miejsce analiz metabolitów WWA, przeprowadzono analizy WWA (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)perylenu, indeno(1,2,3cd)pirenu). W ocenie wzięto też pod uwagę stężenia farmaceutyków (diklofenak) w wodzie z basenów: Bornholmskiego, wschodniego Gotlandzkiego i Gdańskiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Ponadto wykorzystano również wyniki analiz, substancji priorytetowych oraz syntetycznych i niesyntetycznych w wodzie (polibromowane difenyloetery – suma 6 PBDE, heksachlorobutadien, pentachlorofenol, bezno(a)piren, benzo(g,h,i)perylen, trichlorometan, tetrachlorometan, tetrachloroetylen w polskich wodach przybrzżnych Basenu Gdańskigo, polibromowane difenyloetery – suma 6 PBDE, bezno(a)piren,

benzo(g,h,i)perylen w Zalewie Wiślanym i bezno(a)piren w Polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego).
We wszystkich obszarach objętych oceną odnotowano znacznie podwyższone stężenia sumy sześciu kongenerów polibromowanych difenyloeterów w organizmach (ryby i omułek) w stosunku do wartości progowej, wyznaczającej granicę dobrego stanu, określonej w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi 0,0085 µg kg^{-1} m.m. Stężenia pozostałych TZO w organizmach pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. W wodzie przekroczenia wartości progowych odnotowano dla benzo(a)pirenu w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Zalewie Wiślanym. Co więcej, w Zalewie Wiślanym, również podwyższone stężenie benzo(g,h,i)perylenu w wodzie nie pozwoliło na określenie stanu środowiska jako dobry.

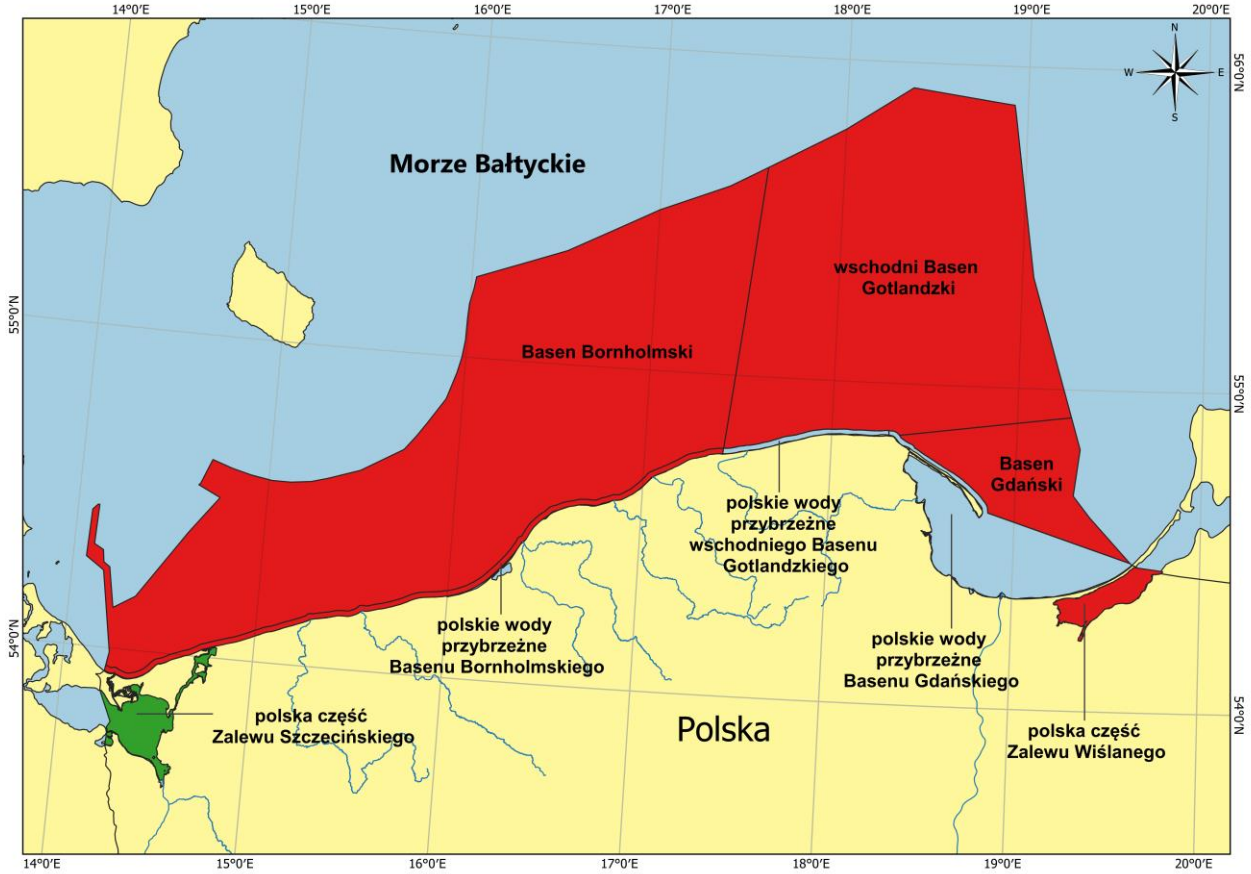
Zintegrowane współczynniki skażenia uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, w Basenie Gdańskim, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, oraz Zalewu Szczecińskiego wynosiły odpowiednio 0,94, 0,81 i 0,58 wskazując na dobry stan środowiska w tych obszarach (Rys. III.13). Nieodpowiedni stan środowiska ujawniły zagregowane współczynniki skażenia wynosząc 1,21 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 2,77 w Basenie Bornholmskim, 2,90 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i 5,94 w Zalewie Wiślanym.



Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2023 r.

W 2023 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych difenyloeterów - suma 6 PBDE

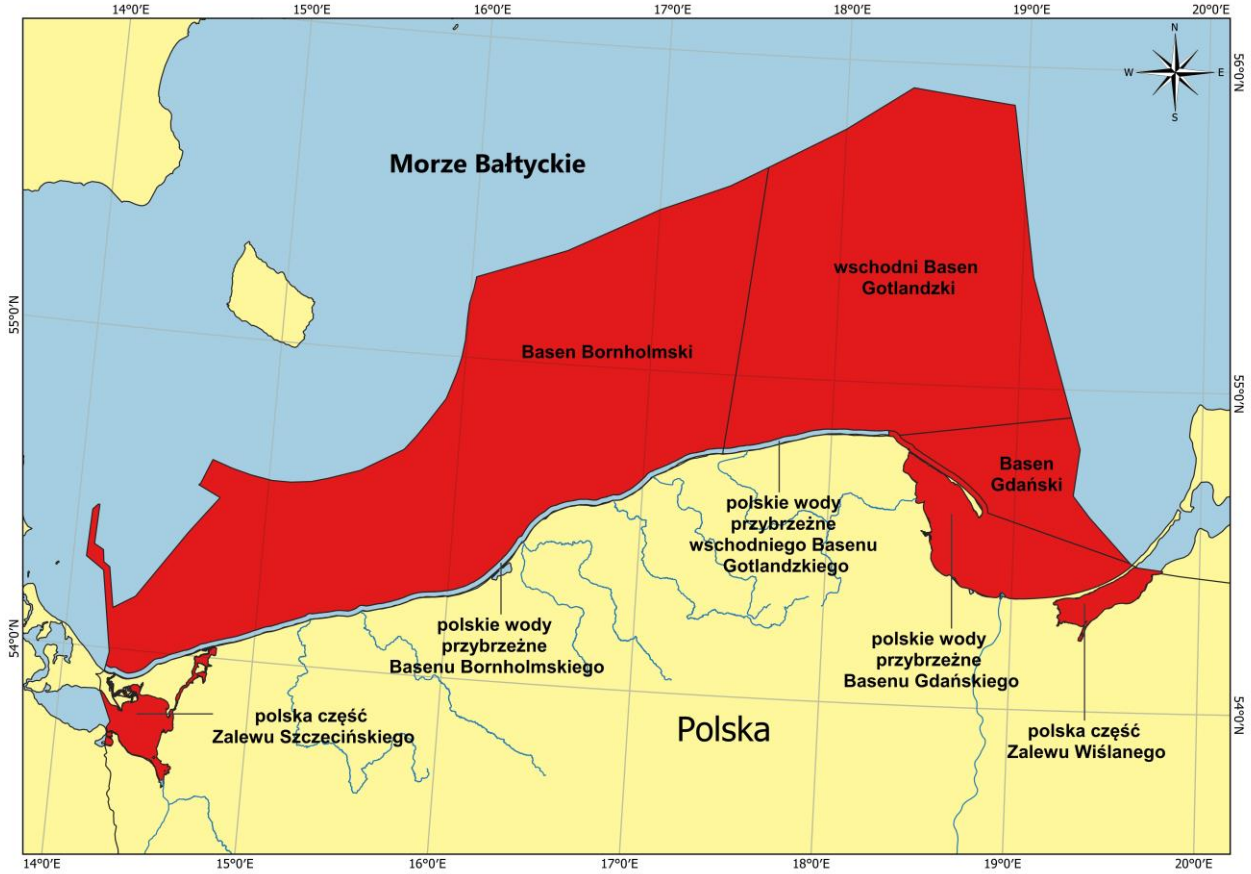
i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118), tributylocyny (kation TBT) w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrzonej granicy dobrego stanu dla sumy 6PBDE (wartość progowa dla ochrony zdrowia ludzi została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych i wynosi 0,0085 µg kg^{-1} m.m.), nieodpowiedni stan środowiska został stwierdzony w pięciu z sześciu obszarów objętych tymi wskaźnikami: wschodnim Basenie Gotlandzkim (WS = 2,20), Basenie Bornholmskim (WS = 4,84), Basenie Gdańskim (WS = 1,71), polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (WS = 4,69) oraz Zalewie Wiślanym (WS = 11,47) (Rys. III.14). Dobry stan środowiska w oparciu o zintegrowany współczynnik skażenia równy 0,97 został osiągnięty tylko w Zalewie Szczecińskim.



Rys. III.14. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2023 r.

Test mikrojądrowy

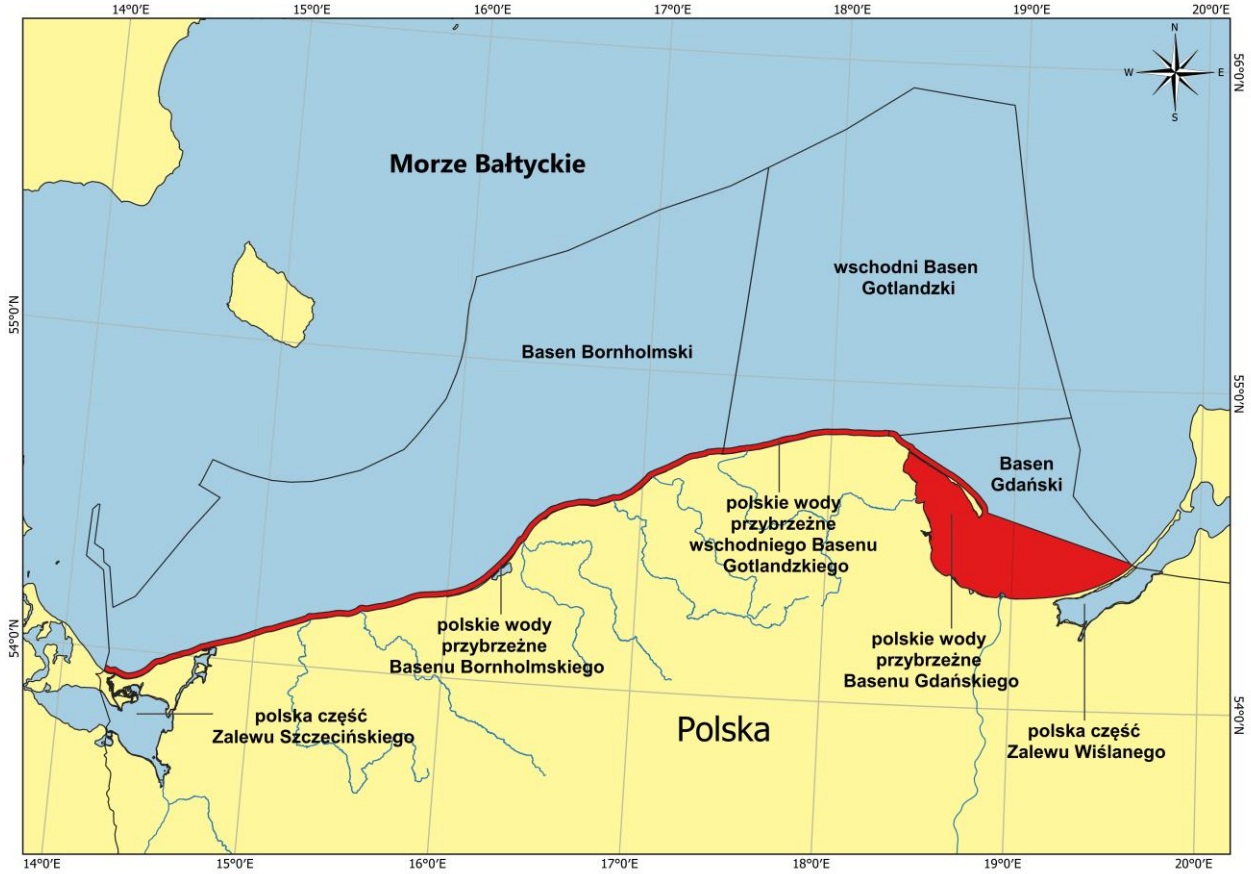
W 2023 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego (MN). Na podstawie wyników badań dla śledzia z 4 lokalizacji przeprowadzono ocenę w czterech obszarach: wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. III.15). W 2023 roku dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z analizowanych obszarów. Analiza próbek krwi okonia również wykazała stan nieodpowiedni środowiska w Zalewie Szczecińskim oraz w Zalewie Wiślanym (Rys. III.15).



Rys. III.15. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego – cecha D8 – w 2023 r.

Odpady w środowisku morskim

W 2023 roku przeprowadzono ocenę stanu środowiska polskich obszarów przybrzeżnych w zakresie odpadów gromadzonych na plaży. Do oceny wykorzystano wartości średniej liczebności odpadów w różnych kategoriach oraz sumy wszystkich odpadów przypadającej na 100 m długości monitorowanego odcinka plaży. Wartości te porównano
z krajowymi wartościami granicznymi. Obszary polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (19,5 odpadów/100 m), polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (9,5 odpadów/100 m) oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (26,7 odpadów/100 m) nie spełniały kryterium pozwalającego na osiągnięcie dobrego stanu środowiska w oparciu o wartości krajowe (9 odpadów/100 m) (Rys. III.16).
W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100 m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100 m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla całkowitej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w skali jednego roku na polskim wybrzeżu wynosiła w 2023 roku 45. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na brzegu, biorąc pod uwagę, że mediana frekwencji odpadów na polskim Wybrzeżu wyniosła w 2023 roku 14,8/100 m.



Rys. III.16. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży – cecha D10 – w 2023 r.

Hałas podwodny

Dźwięki impulsowe

Z perspektywy wielolecia, uwzględniając co najmniej niski poziom hałasu, rok 2023 charakteryzował się najmniejszą liczbą dni z hałasem impulsowym, więc trend mniejszej obecności tego typu dźwięków nadal się utrzymuje. Liczba dni z hałasem impulsowym związanym z działalnością wojskową zmniejszyła się w Basenie Bornholmskim, i lekko wzrosła w Basenie Gdańskim względem roku 2022. Od roku 2020 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a od roku 2019 w Basenie Gdańskim. Rozpatrując udział różnych typów działalności generującej hałas impulsowy, także na poziomie bardzo niskim, w 2023 roku 81% zarejestrowanych dni z hałasem wiąże się z wbijaniem pali przy przebudowie ostróg, jednak hałas generowany podczas tej operacji był na bardzo niskim poziomie. Działalność wojskowa stanowiła prawie 13 % dni, a 5,6% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie.

Dźwięki ciągłe

Porównanie wyników pomiarów poziomu ciśnienia akustycznego SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL na poszczególnych stacjach i w czasie mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody, której parametry fizyczne zmieniają się w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie. Wielkości SPL, zarejestrowane na większości stacji (wyjątek stanowi stacja nr 6), ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej wraz z szumem naturalnym. Zaznacza się, iż w przypadku stacji nr 5 i stacji nr 6, posadowionymi stosunkowo płytko, znaczący wpływ na podwodny hałas mogą mieć również warunki meteorologiczne, z którymi związany jest wiatr, a przez to stan morza i falowanie oraz deszcz.

Podsumowanie

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2023 roku, w odniesieniu do polskich obszarów wyznaczonych akwenów HELCOM, które są oceniane zgodnie z RDSM przedstawiono w Tabela III.1. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, przy czym w przypadku siedlisk bentosowych wyniki zaprezentowano oddzielnie dla makrozoobentosu (cecha D1) oraz cechy D6, na którą składa się ocena makrozoobentosu oraz makrofitów w obszarach do głębokości 20 metrów. W przypadku eutrofizacji ocena została uzupełniona o wyniki klasyfikacji wskaźników z wód przejściowych i przybrzeżnych, przy czym, w celu zapewnienia większej czytelności wyników JCWP przybrzeżne zagregowano do poziomu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Wyniki wybranych wskaźników RDW zostały uśrednione i ocenione zgodnie z metodyką oceny eutrofizacji RDSM. W przypadku cech D8 i D9 ocenę zaprezentowano dla grup substancji i efektów biologicznych, ponieważ nie przeprowadzono agregacji całościowej dla cech.

Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2023 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).

Cecha/oceniany element bądź wskaźnik		**Akwen**							
		polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	**wschodni Basen Gotlandzki**	**polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego**	**Basen Gdański**	**polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego**	**Basen Bornholmski**	**polska część Zalewu Wiślanego**	**polska część Zalewu Szczecińskiego**
D1/D4	Ryby – LFI								
	Ryby – kluczowe gatunki i grupy troficzne								
	Ryby – L90								
	Zooplankton								
	Makrozoobentos								
	Chlorofil *a*								
D6		b.d.			n.d.			b.d.	b.d.
D3									
D5									
D8	Radionuklidy	b.d.				b.d.			
	Metale ciężkie	b.d.							
	TZO	b.d.							
	Test mikrojądrowy	b.d.				b.d.			
D9	Metale ciężkie	b.d.		b.d.					
	TZO	b.d.		b.d.					
D10			n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	n.d.

Bibliografia

Aro E. 1989. A review of the fish migration patterns in the Baltic. International Council for the Exploration of the Sea Report 190: 72–96.

Beamount, N., Aanesen, M., Austen, M., Borgen, T., Clark, J.R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C., Wyles, K., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. Mar. Pollut. Bull. 142, 189–195.

Bellebaum J., Kube J., Schultz A., Skov H., Wendeln H. 2014. Decline of Long-tailed Duck *Clangula hyemalis* numbers in the Pomeranian Bay revealed by two different survey methods. Ornis Fennica 91:129–137.

Bełdowski J., Loffler A., Schneider B., Joensuu L., 2010, Distribution and biogeochemical control of total CO2 and total alkalinity in the Baltic Sea; Journal of Mar. Sys.

Bolund, E. (in prep.) An approach for deriving threshold values of the size distribution for data-limited coastal fish species in the Baltic Sea.

Brzuzan P., Woźny M., Łuczyński M.K., 2007. Toksykologia Molekularna- przewodnik do ćwiczeń. UWM, Olsztyn 2007. http://biotechnology.keyland.biz/pdf/tox_mol_updated.pdf

Budziński H., Jones I., Bellocq J., Piérard C., Garrigues P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. Mar. Chem. 58: 85 – 97.

Cavaş T., Ergene-Gozukara S., 2005, Micronucleus test in fish cells: A bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. Environmental and Molecular Mutagenesis 46, 64-70, doi: 10.1002/em.20130

CBD, 2012. UNEP/CBD/SBSTTA/16/INF/12. Scientific synthesis on the impacts of underwater noise on marine and coastal biodiversity and habitats

Chodkiewicz T., Meissner W., Chylarecki P., Neubauer G., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja J., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P. 2016. Monitoring Ptaków Polski w latach 2015–2016. Biuletyn Monitoringu Przyrody 15: 1–86.

Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Ławicki Ł., Meissner W., Bobrek R., Cenian Z., Bzoma S., Betleja J., Kuczyński L., Moczarska J., Rohde Z., Rubacha S., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P., Chylarecki P. 2018. Monitoring Ptaków Polski w latach 2016–2018. Biuletyn Monitoringu Przyrody 17: 1–90.

Conley D.J, Aigars J., Kotta J., Maximov A., 2011 Hypoxia is increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea, Environmental Science & Technology

Conley D. J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O. P., Wulff F., 2002, Hypoxia in the Baltic Sea. Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. Environmental Science and Technology 36, 5315-5320, doi: 10.1021/es02576w

Copernicus Marine Product, 2024: Global Ocean Physics Analysis and Forecast, https://doi.org/10.48670/moi-00016, dostęp: 01.04.2024

Dekeling R.P.A., Tasker M.L., Van der Graaf A.J., Ainslie M.A, Andersson M.H., André M., Borsani J.F., Brensing K., Castellote M., Cronin D., Dalen J., Folegot T., Leaper R., Pajala J., Redman P., Robinson S.P., Sigray P., Sutton G., Thomsen F., Werner S., Wittekind D., Young J.V., 2014, Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary, JRC Scientific and Policy Report EUR 26557 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, doi: 10.2788/29293

Drgas N., 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: http://baltyk.pogodynka.pl//oceanografia/raporty

Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3–6, 2016, IMGW-PIB; online: http://baltyk.pogodynka.pl//oceanografia/raporty

Drgas N., 2019 Raport rejsowy r/v Baltica nr 1–6, 2019, IMGW-PIB; online: http://baltyk.pogodynka.pl//oceanografia/raporty

Durinck J., Skov H., Jensen F. P., Pihl S. 1994.Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. Ornis Consult Report, Copenhagen

Enger P.S., 1967, Hearing in herring. Comp. Biochem. Physiol. 22, 527-538
EU. 2016. Regulation (EU) 2016/1139 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2016 establishing a multiannual plan for the stocks of cod, herring and sprat in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks, amending Council Regulation (EC) No. 2187/2005 and repealing Council Regulation (EC) No. 1098/2007. Official Journal of the European Union, L 191. 15 pp.
European Environment Agency 2020, Indicator Assessment. Ocean acidification; CLIM 043 Published 24 Jun 2020; online: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/ocean-acidification-3/assessment
Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Puzyn, T., Strandberg, L., Rappe, C., 2002, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener-specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea, Food Addit. Contam. 19, 779–795
Farcas A., Merchant N.D., Faulkner R.C., 2018, Underwater Noise Modelling, Seagreen Offshore Windfarm, Cefas report
Feistel S., Feistel R., Nehring D., Matthäus W., Nausch G., Naumann M.: Hypoxic and anoxic regions in the Baltic Sea, 1969 2015. Meereswiss. Ber., Warnemünde, 100 (2016)
Fenech M., Chang W. P., Kirsch-Volders M., Holland N., Bonassi S., Zeiger E., 2003, HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. Mutation Research 534, 65-75
Furness R.W., Ensor K., Hudson A.V. 1992. The use of fishery waste by gull populations around the British Isles. Ardea 80: 105–113.
Galassi S., 2007, A multispecies approach for monitoring persistent toxic substances in the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea). Ecotoxicology and Environmental Safety 69, 39–48
Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), Marine Anthropogenic Litter. Springer, Berlin, pp. 29–56 https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2.
Garthe S., Scherp B. 2003. Utilization of discards and offal from commercial fisheries by seabirds in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science, 60: 980–989.
Garthe S., Hüppop O., 2004, Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index, J. Appl. Ecol. 41, 724–741
GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej; online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf
GIOŚ, 2018 (b), Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.; online: http://rdsm.gios.gov.pl/index.php/pl/35-konsultacje-spoleczne-3
Grygiel, W., Wyszyński, M. 2003. Temporal (1980-2001) and geographic variation in the sexual maturity at age and length of herring and sprat inhabiting the southern Baltic. Biuletyn MIR. 159: 3-33.
Gustavson, K., Jonsson, P., 1999, Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussel (Mytilus edulis) in Nordic Seas. Marine Pollution Bulletin 38(8), 723-736
Hansson M., Axe P. and Andersson L., 2009, 'Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960–2009', SMHI Report Mo 2009–214
Heinemann D. 1981. A range finder for pelagic bird censusing. Journal of Wildlife Management 45: 489-493.
HELCOM, 1995. Radioactivity in the Baltic Sea 1984 e 1991 Baltic Sea Environment Proceedings No. 61.
HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999–2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87, 47 pp.
HELCOM, 2009, Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea Final report of the HAZARDOUS project. Baltic Sea Environment Proceedings No. 119, 99 pp.
HELCOM, 2012, Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea. Environ. Proc. No. 129 B, 219 pp

HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy; online: www.helocm.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy
HELCOM, 2015, OUTCOME OF THE 48TH MEETING OF HEADS OF DELEGATION(HELCOM HOD); online: https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2048-2015-189/MeetingDocuments/Outcome_HOD%2048-2015.pdf
HELCOM, 2015b, HELCOM Eutrophication assessment manual. Updated: 31.12.2015; online: https://helcom.fi/media/publications/Eutrophication-assessment-manual.pdf
HELCOM, 2017, Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online. 30.04.2017. http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/Diatom-dinoflagellate-index
HELCOM, 2018a. Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. Online. 28/02/2018, http://www.helcom.fi/balticsea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species/.
HELCOM, 2018b. Abundance of coastal fish key functional groups. HELCOM core indicator report. Online. 28/02/2018, http://www.helcom. fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-coastal-fish-keyfunctional-groups/.
HELCOM, 2018c. Status of coastal fish communities in the Baltic Sea during 2011-2016 – the third thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings N° 161
HELCOM, 2021a. Outcome of the 3rd Meeting of the continuation of the project for Baltic-wide assessment of coastal fish communities in support of an ecosystem-based management (FISH-PRO III). FISH-PRO III 3-2021, 11 pp.
HELCOM 2023. Size structure of coastal fish (Coastal fish size). HELCOM core indicator report. Online. 12/03/2024 https://indicators.helcom.fi/indicator/coastal-fish-size/
HELCOM, 2023a. Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. Online. 12/03/2024, https://indicators.helcom.fi/indicator/coastal-fish-key-species/.
HELCOM, 2023b. Abundance of coastal fish key functional groups. HELCOM core indicator report. Online. 12/03/2024, https://indicators.helcom.fi/indicator/coastal-fish-key-groups/.
HELCOM, 2023c. HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No.191.
HELCOM, 2023d, Distribution in time and place of loud low- and mid- frequency anthropogenic impulsive sounds, https://indicators.helcom.fi/indicator/impulsive-noise/
Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., T. Ofenböck, 2006, Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. Hydrobiologia 566, 311–324 (2006). https://doi.org/10.1007/s10750-006-0087-2
Hersbach, H., Bell, B., Berrisford, P., Biavati, G., Horányi, A., Muñoz Sabater, J., Nicolas, J., Peubey, C., Radu, R., Rozum, I., Schepers, D., Simmons, A., Soci, C., Dee, D., Thépaut, J-N. (2023): ERA5 hourly data on single levels from 1940 to present. Copernicus Climate Change Service (C3S) Climate Data Store (CDS), DOI: 10.24381/cds.adbb2d47 (Accessed on 01-02-2024).
ICES. 2016. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion. Published 13 May 2016. 4pp.
ICES. 2023. Benchmark Workshop on Baltic Pelagic stocks (WKBBALTPEL). ICES Scientific Reports. 5:47. https://doi.org/10.17895/ices.pub.23216492
ICES. 2024a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 6:53. 584 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.25764978
ICES. 2024b. Report of the ICES Advisory Committee, 2024. ICES Advice 2024.
IMGW-PIB, 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: http://baltyk.pogodynka.pl//oceanografia/raporty
IOW, 2015, IOW Press Release January 7, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html

Jakubowska M., Jerzak M., Normant M., Burska D., Drzazgowski J. 2013. Effect of carbon dioxide-induced water acidification on the physiological processes of the Baltic isopod Saduria entomon. Journal of Shellfish Research 32(3), 825-834
JRC, 2013 Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-32710-0.
Kaiser M. J., Galanidi M., Showler D. A., Elliott A. J., Caldow W. G., Rees E. I. S., Stillman R. A., Sutherland W. J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter Melanitta nigra relative to prey resources and environmental parameters. Ibis 148: 110–128.
Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review 40, 427-489
Klobuèar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, Mythilus edulis. Aquatic Toxicology 64. 15-23
Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell, 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. International Waterfowl and Wetland Research Bureau Special Publication 19. IWRB, Slimbridge
Kortazar L., Duval B., Linero O., Olamendia O., Angulo A., Amouroux D., De Diego A., Fernandez A., A., 2020., Accurate determination of the total alkalinity and the CO2 system parameters in high-altitude lakes from the Western Pyrenes (France-Spain) Microchemical Journal 152 (2020)104345.
Kowalewski, M. (2021). Hydrodynamic reanalysis of currents in the Baltic Sea using the PM3D model [Data set]. Gdańsk University of Technology. https://doi.org/10.34808/1hq4-df69
Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. treshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
Köster, F.W., Huwer, B., Hinrichsen H-H., Neumann, V., Makarchouk, A., Eero M., von Dewitz, B., Hüssy, K., Tomkiewicz, J., Margonski, P., Temming, A., Hermann, J-P., Oesterwind, D., Dierking, J., Kotterba, P. and Plikshs, M. 2017. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. ICES J Mar Sci 74: 3-19.
Kruk-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18-22
Krzymiński W., (red.), 2017, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006-2015. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2017, 163 s.
Kube J., Skov H. 1996. Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of long-tailed ducks, Clangula hyemalis, in the southern Baltic Sea. Meereswissenschaftliche Berichte 18: 83-100.
Kuliński K., Pempkowiak J., 2011., The carbon budget of the Baltic Sea. Biogeosciences 8(11)3219-3230.
Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014, The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea. Journal of Marine Systems 132, 106-115.
Larsen E.H., Francesconi K.A., 2003 Arsenic concentrations correlate with salinity for fish taken from the North Sea and Baltic waters Journal of the Marine Biological Association of the UK 83(02):283 – 284.
Łysiak-Pastuszak E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojski, T. Walczykiewicz (red.) Dorzecze Wisły – monografia powodzi maj czerwiec 2010. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204-206
Łysiak-Pastuszak E., Zalewska E., Krzymiński W., Grochowski A., (red.), 2016, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005-2014. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016, ISBN 978-

Markones N., Schwemmer H., Garthe S. 2012. Seevogel-Monitoring 2011/2012 in der deutschen AWZ von Nord- und Ostsee. Bundesamt für Naturschutz.83-61227-77-9, 163 s.
Majewski A., Lauer Z. 1994: Atlas Morza Bałtyckiego, IMGW, Warszawa
Meissner W. 2010. Wschodnie Wody Przygraniczne. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Mar-ki. pp: 535-536
Meissner W. 2010a. Ławica Słupska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 529-530.
Meissner W. 2010b. Przybrzeżne Wody Bałtyku. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 531-532.
Meissner W. 2010c. Zatoka Pomorska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 533-534.
Meissner W. 2011. Ptaki morskie. W: Sikora A., Chylarecki P., Meissner W., Neubauer G. (red.). Monitoring ptaków wodno-błotnych w okresie wędrówek. Poradnik metodyczny. GDOŚ, Warszawa. pp: 93-102.
Meissner W., Kośmicki A., Kaszak S.., Zaniewicz G., Janczyszyn A. 2016. Liczebność ptaków wodnych na Zatoce Gdańskiej w okresie wrzesień 2015-kwiecień 2016. Ornis Polonica 57:228-233.
Meissner W., Staniszewska J., Bzoma S. 2007. Liczebność oraz struktura gatunkowa i wiekowa mew Laridae w regionie Zatoki Gdańskiej w okresie pozalęgowym. Not. Orn. 48: 67-81.
Mostafa A.R., Wade T.L., Sweet S.T., Al-Alimi A.K.A., Barakat A.O. 2009. Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal Gulf of Aden, Yemen. J. Mar. Syst. 78: 1.
Musilová Z., Musil P., Poláková S., Fuchs R. 2009. Wintering ducks in the Czech Republic: changes in their population trends and distribution. Wildfowl Special Issue 2: 73-85.
Müller J.D., Schneider B., Rehder G., 2016, Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO2-induced acidification, Limnology and Oceanography 61, 1984-2002.
Nilsson L., 2008, Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006, Ornis Svecica 18, 135–226
Nilsson L. 2016. Changes in numbers and distribution of wintering Long-tailed Ducks Clangula hyemalis in Swedish waters during the last fifty years. Ornis Svecica 26: 162-176.
Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błeńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzymiński W., 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, Oceanological and Hydrobiological Studies 41 (3), 1-10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2
OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online:
http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf
Östman O., Hommik K., Bolund E., Heikinheimo O., Olin M., Lejk A.M., Svirgsden R., Smoliński S., Olsson J. (2023). Size-based indicators f or assessments of ecological status of coastal fish communities. ICES Journal of Marine Science, 80: 2478–2489.
Pannekoek J., Van Strien A. J. 2005. TRIM 3 manual. Trends and indices for monitoring data. CBS, Statistics Netherlands, Voorburg, Netherlands.
Pedersen M. W. and Berg C. W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. Fish and Fish, 18: 226–243. doi:10.1111/faf.12174
Pierdomenico, M., Casalbore, D., Latino, F., 2019. Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. Sci. Rep. 9, 5330.

Pies C., Hoffmann B., Petrowsky J., Yang Y., Ternes T.A., Hofmann T. 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. Chemosphere 72: 1594-1601.
Polak-Juszczak L. 2009. Temporal trends in the bioaccumulation of trace metals in herring, sprat, and cod from the southern Baltic Sea in the 1994-2003 period. Chemosphere 76(10):1334-1339.
Polak-Juszczak L., Szlinder-Richert J. 2021. Arsenic speciation in fish from Baltic Sea close to chemical munitions dumpsites. Chemosphere 284: 131326.
Psuty I. 2010. Natural, social, economical and political influences on fisheries: A review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon. Marine Pollution Bulletin, 61: 162 – 177.
Psuty I., Wilkońska H. 2009. The stability of fish assemblages under unstable conditions: A ten-year series from the Polish part of the Vistula Lagoon. Archives of Polish Fisheries, 17: 65–76.
Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J. 2010. Impacts of pollution derived from ship wrecks on the marine environment on the basis of s/s "Stuttgart" (Polish coast, Europe). Science of the Total Environment 408 :5775–5783
Ridgill S. C., Fox A. D. 1990. Cold weather movements of waterfowl in Western Europe. International Waterfowl Research Bureau special publication 13. IWRB, Slimbridge.
Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2019/1241 z dnia 20 czerwca 2019 r. w sprawie zachowania zasobów rybnych i ochrony ekosystemów morskich za pomocą środków technicznych, zmieniające rozporządzenia Rady (WE) nr 2019/2006, (WE) nr 1224/2009 i rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1380/2013, (UE) 2016/1139, (UE) 2018/973, (UE) 2019/472 i (UE) 2019/1022 oraz uchylające rozporządzenia Rady (WE) nr 894/97, (WE) nr 850/98, (WE) nr 2549/2000, (WE) nr 254/2002, (WE) nr 812/2004 i (WE) nr 2187/2005.
R.P.A., Dekeling & M.L., Tasker & Van der Graaf, Sandra & Ainslie, Michael & Andersson, Mathias & André, Michel & Borsani, Junio & Brensing, Karsten & Castellote, Manuel & Cronin, Donal & Dalen, John & Folegot, Thomas & R., Leaper & Pajala, Jukka & P., Redman & Robinson, Stephen & Sigray, Peter & Sutton, Gerry & Thomsen, Frank & J.V., Young. (2014). Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary. 10.2788/29293.
Ryan, P.G., 2015. A brief history of marine litter research. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), Marine Anthropogenic Litter. Springer, Berlin, pp. 1–25.
Saniewski M., Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, Journal of Environmental Radioactivity 151, 1-11
Saniewski M., Zalewska T., 2018. Budget of 90Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), Oceanologia 60(3), 256-263
Sapota G., 2004, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seawater of the Southern Baltic Sea, Oceanological and Hydrobiological Studies 162, 153–157
Sapota G. 2006, Decreasing trend of persistent organic pollutants (POPs) in herring from the southern Baltic Sea. Oceanological and Hydrobiological Studies 1,15-21
Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J. J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H. W., Nilsson L., Petersen I. K., Roos M. M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A. 2011. Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea. Nordic Council of Ministers. Kopenhaga. 201 pp.
Skóra, K. 1993. Ichtiofauna. W: Zatoka Pucka. Praca zbiorowa. (Red.) K. Korzeniewski, Wyd. Instytutu Oceanografii UG, Gdańsk.
Sokołowski A., Jankowska E., Balazy P., Jędruch A. 2021. Distribution and extent of benthic habitats in Puck Bay (Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea). Oceanologia 63: 301–320.
Sonntag N., Mendel B., Garthe S. 2006. Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostseeim Jahresverlauf. Vogelwarte 44: 81-112.

Soclo H. H., Garrigues P. H., Ewald M. 1999. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. Mar. Pollut. Bull. 40: 387–396.
Stanisławczyk I., 2020, Zlodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2019/20, online: https://baltyk.imgw.pl//index.php?page=22&subpage=90
Švažas S., Dagys M., Žydelis R., Raudonikis L. 2001. Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl populations in Lithuania in the 20th century. Acta Zoologica Lithuanica 11: 243-254.
Švažas S., Meissner W., Nehls H. W. 1994. Wintering populations of Goosander (Mergus merganser) and Smew (Mergus albellus) at the south eastern Baltic coast. Acta Ornithologica Lithuanica 9-10:
56-69.
UE. 2017. DECYZJA KOMISJI (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE
Ulfsbo A., Hulth S., Anderson L.G., 2011, pH and biogeochemical processes in the Gotland Basin of the Baltic Sea, Marine Chemistry 127, 20-30.
Uścinowicz Sz., (red.), Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego, Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 2011
Wardecki Ł., Chodkiewicz T., Beuch S., Smyk B., Sikora A., Neubauer G., Meissner W., Marchowski D., Wylegała P., Chylarecki P. 2021. Monitoring Ptaków Polski w latach 2018–2021. Biuletyn Monitoringu Przyrody 22: 1–80
Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni, 1 (131), 225-237
Wesslander K., 2011,The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters,
Wetlands International 2023. Waterbird Population Estimates. http://wpe.wetlands.org/.
Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.). 2010. Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki.
Wirz M.V., Saldiva P.H., Freire-Maia D.V., 2005, Micronucleus test for monitoring genotoxicity of polluted river water in Rana castesbeiana tadpoles. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 75. 1220-1227
Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J. 2012. Sources and Fate of PAHs and PCBs in the Marine Environment, Critical Reviews in Environmental Science and Technology 42(11): 1172–1189.
Xu J., Yu, Y., Wang P., Guo W., Dai Sh., Sun H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments from Yellow River, China. Chemosphere 67: 1408.
Yunker M. B., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. Org. Geochemi. 33: 489–515.
Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000-2004, Journal of Environmental Radioactivity 91, 1-14
Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, Oceanologia 55 (3), 485-517
Zalewska T., 2015, Bioindykatory makrofitobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.
Zalewska T., Krzymiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2015, ISBN 978-83-61227-53-3,132 str.
Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution, Marine Pollution Bulletin 118(1), 281-288

Zalewska T., (red.), 2019, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2018 na tle dziesięciolecia 2008-2017. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2019, 163 s.
Zalewska T., (red.), 2020, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2019 na tle dziesięciolecia 2009-2018. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2020, 163 s
Zalewska T., (red.), 2021, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2020 na tle dziesięciolecia 2009-2018. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2021.
Zalewska T., (red.), 2022, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2021 na tle dziesięciolecia 2011-2020. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2021.
Zawadzka D., Mizera T., Cenian Z. 2009.Dynamika liczebności bielika Haliaeetus albicilla w Polsce. W Anderwald D. (red.). Ochrona drapieżnych zwierząt, a rozwój cywilizacyjny społeczeństw ludzkich. Stud. I Mat. CEPL, Rogów, 3 (22): 22-31.
Żmudziński L., 1982, Zoobentos litoralu Bałtyku. [W:] L. Żmudziński i J. Ostrowski (red.) Zoobentos Bałtyku lat sześćdziesiątych. Wyd. Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku, 82, 5-38
Żmudziński L., 1994, Flora i fauna morska. [W:] A. Majewski i Z. Lauer (red.) Atlas Morza Bałtyckiego. IMGW, Gdynia 1994, 165-172

Spis rysunków

Rys. I.1. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w okresie 2013-2022 (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023) 7
Rys. I.2. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2023 roku (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023) 7
Rys. I.3. Różnica średniej prędkości wiatru pomiędzy okresem 2013-2022 a 2023 rokiem (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023). 8
Rys. I.4. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2013-2022. 9
Rys. I.5. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2023 roku. 10
Rys. I.6. Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2022/23. 15
Rys. I.7. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu" dla polskiego wybrzeża, 2012/13 – 2022/23 16
Rys. I.8. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2013-2022. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 17
Rys. I.9. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 17
Rys. I.10. Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2013-2022 a średnią z 2023 roku w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 18
Rys. I.11. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2013-2022. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 18
Rys. I.12. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 19
Rys. I.13. Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2013-2022 oraz 2023 rok w obszarze południowego Bałtyku. Wygenerowane na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 19
Rys. I.14. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (Hs) w okresie 2013-2022. 20
Rys. I.15. Najwyższa wartość wysokości fali znacznej (Hs) w 2023 roku. 20
Rys. I.16. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 21
Rys. I.17. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 22
Rys. I.18. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 23
Rys. I.19. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 23
Rys. I.20. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w okresie 2013-2022. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 24
Rys. I.21. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w 2023 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024. 24
Rys. I.22. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2023 roku na głębokości poniżej 30 m. 26
Rys. I.23. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2023 roku na głębokości do 30 m. 27

Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230). 30
Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM. 31
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2023 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2013-2022; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2013-2022; punkty – średnia 2023. 34
Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 35
Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 36
Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 36
Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2023 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2013-2022; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2013-2022; punkty – średnia 2023. 38
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 39
Rys. II.9. Zmiany zasolenia w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 39
Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2023 r. 40
Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2013–2023 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2013-2022, linia przerywana – tendencja zmian. 41
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2013-2023 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2013-2022, linia przerywana – tendencja).....42
Rys. II.13. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z września 2023r). 43
Rys. II.14. Izoplety wartości pH w 2023 w głębiach polskich obszarów morskich. 44
Rys. II.15. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2023 r. 44
Rys. II.16. Wartości średnie pCO_2 w 2023 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański. 46
Rys. II.17. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 w 2023 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański. 47
Rys. II.18. Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2023. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, N=44) oraz poza nimi (kolor zielony, N=7). 50

Rys. II.19. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2023. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „*loess*”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu 51
Rys. II.20. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda. 52
Rys. II.21. Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w latach 2015-2023 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „*loess*”, obszar zacieniony to 95% przedział ufności trendu. 53
Rys. II.22. Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2023 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000. 56
Rys. II.23. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 100 osobników. 59
Rys. II.24. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000. 66
Rys. II.25. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2023 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników. .73
Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 74
Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 75
Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 75
Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 76
Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 76
Rys. II.31. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2023 roku. 77
Rys. II.32. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej (log_{10}).....78
Rys. II.33. Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*). 79
Rys. II.34. Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*). 80
Rys. II.35. Trendy rozpowszechnienia alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*). 81
Rys. II.36. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).....82
Rys. II.37. Trendy liczebności perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla

poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*). 83
Rys. II.38. Trendy liczebności alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2023. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*)....84
Rys. II.39. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach. 87
Rys. II.40. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2023 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (60); ● stacje duńskie (36). 90
Rys. II.41. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2023 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES. 91
Rys. II.42. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2023 w podobszarze ICES 25. 92
Rys. II.43. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2023 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES. 93
Rys. II.44. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2023 w podobszarze ICES 26. 93
Rys. II.45. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2023 r. 94
Rys. II.46. Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu. 96
Rys. II.47. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,041. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 98
Rys. II.48. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,991. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 99
Rys. II.49. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zalewie Puckim, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,498. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 100
Rys. II.50. Liczebność kluczowych grup troficznych – mesopredatory – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,826. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 101
Rys. II.51. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,957. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 102
Rys. II.52. Liczebność gatunku kluczowego – stornia – w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, w latach 2011-2023 (w 2012 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,460. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 103
Rys. II.53. Liczebność kluczowych grup troficznych – ryby karpiowate – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2023 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,319. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 104
Rys. II.54. Liczebność gatunku kluczowego – okoń – w Zalewie Wiślanym, w latach 2011-2023 (w 2012 oraz 2013 roku nie prowadzono połowów monitoringowych). Regresja liniowa p = 0,966. Wartości na osi OY zostały przedstawione w formie zlogarytmowanej (ln). 105
Rys. II.55. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność kluczowych grup troficznych w 2023 roku. 106
Rys. II.56. Graficzna ocena dla wskaźnika Liczebność gatunków kluczowych w 2023 roku. 107
Rys. II.57. Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu. 109
Rys. II.58. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych 110

Rys. II.59. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla storni w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend (p = 0,267) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2023. * brak połowów monitoringowych. 111
Rys. II.60. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych 112
Rys. II.61. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla storni w Zatoki Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend (p = 0,215) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2023.* brak połowów monitoringowych 113
Rys. II.62. Przebieg wartość wskaźnika L90 dla okonia w Zalewu Wiślanego, na przestrzeni lat 2011-2023, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). .* brak połowów monitoringowych 114
Rys. II.63. Graficzna ocena dla wskaźnika wielkość ryb przybrzeżnych L90 w 2023 roku. 115
Rys. II.64. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 117
Rys. II.65. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 118
Rys. II.66. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 118
Rys. II.67. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 119
Rys. II.68. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 119
Rys. II.69. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 119
Rys. II.70. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 120
Rys. II.71. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 120
Rys. II.72. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 121
Rys. II.73. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5C od 2020 roku) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. 121
Rys. II.74. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2013-2023 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja. 125
Rys. II.75. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia. 125
Rys. II.76. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 125
Rys. II.77. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 126
Rys. II.78. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 126
Rys. II.79. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 126

Rys. II.80. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 127
Rys. II.81. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 127
Rys. II.82. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 127
Rys. II.83. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia. 128
Rys. II.84. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2013-2023; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia 128
Rys. II.85. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 129
Rys. II.86. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 130
Rys. II.87. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 130
Rys. II.88. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 130
Rys. II.89. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 131
Rys. II.90. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX). 131
Rys. II.91. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX).....131
Rys. II.92. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 14,1 µg, dla biomasy – 104 mg m^{-3} 132
Rys. II.93. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 14,9 µg, dla biomasy – 273,0 mg m^{-3}. ...132
Rys. II.94. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2013-2023 w sezonie letnim (VI-IX): linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu środowiska (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy - 103 mg m^{-3}.....132
Rys. II.95. Ocena stanu makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_1 – Tabela II.31. 136
Rys. II.96. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 138
Rys. II.97. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 138
Rys. II.98. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia

– granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 139
Rys. II.99. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 140
Rys. II.100. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 140
Rys. II.101. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 141
Rys. II.102. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 141
Rys. II.103. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 142
Rys. II.104. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2022 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.. 142
Rys. II.105. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 143
Rys. II.106. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 143
Rys. II.107. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2021 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW. 144
Rys. II.108. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW 144
Rys. II.109. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2022 (słupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.. 145
Rys. II.110. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2023 r. na tle wielolecia 2013-2022 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i

umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW 146
Rys. II.111. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a,b). 152
Rys. II.112. Dorsz 24-32. Względna śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a,b). 153
Rys. II.113. Dorsz 24-32. Względna biomasa stada tarłowego w latach 1966-2023 wraz z naniesionymi względnymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2024a,b). 153
Rys. II.114. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. 154
Rys. II.115. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych. 155
Rys. II.116. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. 155
Rys. II.117. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2023 wg danych ICES (2024a). 156
Rys. II.118. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa w latach 2001-2023 jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2024a). 157
Rys. II.119. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb >= 20 cm w latach 2001-2023, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2024a). 158
Rys. II.120. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. 159
Rys. II.121. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych. ..159
Rys. II.122. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1977-2023 wg danych ICES (2024a). 160
Rys. II.123. Stornia 26 i 28. Względna śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{lim} wg danych ICES (2024a,b). 160
Rys. II.124. Stornia 26 i 28. Względna biomasa stada (w stosunku do B_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i $_{Blim}$ wg danych ICES (2024a,b). 161
Rys. II.125. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. 162
Rys. II.126. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych. 162
Rys. II.127. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2023 wg danych ICES (2024a,b).....163
Rys. II.128. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY}, F_{pa}, F_{lim} wg danych ICES (2024a,b). 164
Rys. II.129. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2024a,b)...164
Rys. II.130. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. 165
Rys. II.131. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych. 165
Rys. II.132. Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. 166
Rys. II.133. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2023 wg danych ICES (2024a,b).....167
Rys. II.134. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do F_{MSY}) śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2024a,b). 168
Rys. II.135. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) biomasa stada tarłowego w latach 1974-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2024a,b). 168

Rys. II.136. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. 169
Rys. II.137. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych....169
Rys. II.138. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła. 170
Rys. II.139. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2023 roku. 171
Rys. II.140. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje. 175
Rys. II.141. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013-2022, linie przerywane – tendencje. 176
Rys. II.142. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje. 177
Rys. II.143. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013-2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013-2022, linie przerywane – tendencje. 178
Rys. II.144. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu *a* [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2023 r. (0-10 m). 179
Rys. II.145. Zmiany zawartości chlorofilu *a* w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje. 181
Rys. II.146. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2013–2022 oraz w 2023 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2013–2022, linie przerywane – tendencje. 182
Rys. II.147. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2013–2023. 184
Rys. II.148. Izoplety stężeń tlenu [cm^3 dm^{-3}] w 2023 w głębiach polskich obszarów morskich. 185
Rys. II.149. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10 m, w okresie zimowym w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 188
Rys. II.150. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10 m w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 189
Rys. II.151. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0–10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2013–2023 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 190
Rys. II.152. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2013–2023. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony). 191
Rys. II.153. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2023; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma). 194

Rys. II.154. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2013-2023, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 196
Rys. II.155. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2022; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma). 197
Rys. II.156. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2013-2023, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku. 199
Rys. II.157. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2013-2023; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES. 201
Rys. II.158. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2023. 202
Rys. II.159. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2023 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 203
Rys. II.160. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2013-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 206
Rys. II.161. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2013-2023 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2013-2023 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ..207
Rys. II.162. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ..208
Rys. II.163. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg^{-1} m.m.] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 209
Rys. II.164. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku. 210
Rys. II.165. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. 211
Rys. II.166. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [mg kg^{-1} m.m.] z Zalewu Wiślanego w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ..212
Rys. II.167. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32).....214
Rys. II.168. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32). 214
Rys. II.169. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2023 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32). 215

Rys. II.170. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 202 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni -32). 215
Rys. II.171. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [µg kg^{-1} s.m.] oraz Cd i Pb [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2023 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26). 216
Rys. II.172. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w latach 2020-2023; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; b) ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą); dla wartości poniżej limitu oznaczalności na wykresie umieszczono wartość limitu. 222
Rys. II.173. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie http://divingbaltic.pl/ - t/s Franken (18° 57’ 58,90”, 54° 32’ 18,60”), s/s Stuttgart (18° 36’ "E, 54° 33’ "N)). 225
Rys. II.174. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020-2023. 226
Rys. II.175. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2023 roku. 227
Rys. II.176. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020-2023 (W – łowisko władysławowskie, KD – łowisko kołobrzesko-darłowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąs – zakres wartości) 228
Rys. II.177. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020-2023 odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009). 228
Rys. II.178. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (∑WWA [mg·kg^{-1} s.m.]) w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w latach 2020-2023. 229
Rys. II.179. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (∑WWA [mg·kg^{-1} s.m.]) w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) oraz w Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2023 roku. 230
Rys. II.180. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2023 roku. 232
Rys. II.181. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2023 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami – mikrojądrami (MN). 232
Rys. II.182. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2023 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim. 233
Rys. II.183. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2023. 234
Rys. II.184. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2023; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim. 235
Rys. II.185. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2023 r. 237

Rys. II.186. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w ośmiu głównych kategoriach w 2023 roku. 239
Rys. II.187. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2023 roku. 240
Rys. II.188. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2023. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień). 241
Rys. II.189. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2023 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach. 243
Rys. II.190. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2023 roku. 244
Rys. II.191. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2023 roku. 245
Rys. II.192. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2023 roku. 247
Rys. II.193. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2013–2023. 251
Rys. II.194. Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanych przez działalność wojskową (2012 – 2022) oraz badania dna (2022) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim. 252
Rys. II.195. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2014 – 2023. 254
Rys. II.196. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2014 – 2023. 255
Rys. II.197. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2023 roku. 257
Rys. II.198. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r. 258
Rys. II.199. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r. 259
Rys. II.200. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2023 r. 259
Rys. III.1. Ocena wskaźnika LFI w obszarach ICES w 2023 roku. 267
Rys. III.2. Ocena wskaźników Liczebność kluczowych grup troficznych i Liczebność gatunków kluczowych w 2023 roku. 268
Rys. III.3. Ocena wskaźnika Wielkości ryb przybrzeżnych w 2023 roku. 269
Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu – chlorofil *a* – w 2023 r. 270
Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2023 r. 271
Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu – w 2023 roku. 272
Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych – cecha D6 – w 2023 r. 273
Rys. III.8. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 - w 2023 r. 274
Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji – cecha D5 – w 2023 r. 275
Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs – cecha D8 - w 2023 r. 276
Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2023 r. 278

Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2023 r. 279
Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2023 r. 280
Rys. III.14. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2023 r. 281
Rys. III.15. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego – cecha D8 – w 2023 r. 282
Rys. III.16. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży – cecha D10 – w 2023 r. 283

Spis tabel

Tabela I.1. Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych. 11
Tabela I.2. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2023 oraz w wieloleciu 2013-2022. 11
Tabela I.3. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2023 r. i w wieloleciu 2013-2022. 12
Tabela I.4. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2023 r. i w wieloleciu 2013-2022. 13
Tabela I.5. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2022/23. 14
Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*). 31
Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2023 r w porównaniu z 2022 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku) 41
Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2023 r. w porównaniu z 2022 r. 46
Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2022 roku w 33 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd. 51
Tabela II.5. Gatunki podstawowe, objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. 55
Tabela II.6. Gatunki dodatkowe, objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. 55
Tabela II.7. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2023 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką, „+" - udział procentowy niższy niż 0,1%). Gatunki posegregowano od najliczniejszego do najmniej licznego (dla sumy osobników siedzących i przelatujących). 57
Tabela II.8. Lista obiektów, na których w styczniu 2023 przebywało powyżej 10 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi. 60
Tabela II.9 Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2023 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 morskich kaczek (lodówka, uhla, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz i ich błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią rtrim (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ – silny wzrost, ↓ – umiarkowany wzrost, ↑ – umiarkowany spadek, ↓↓– silny spadek. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej. 62
Tabela II.10. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) otrzymane w 2023 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 morskich kaczek (lodówka, uhla, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Trend.λ) wraz oraz kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – stabilny, ? – trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej 63
Tabela II.11. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe. 65
Tabela II.12. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach. 67
Tabela II.13. Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach. .67
Tabela II.14. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas

liczenia w 2023 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 68
Tabela II.15. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2023 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 69
Tabela II.16. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 70
Tabela II.17. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 71
Tabela II.18. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2023 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną. 72
Tabela II.19. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych 77
Tabela II.20. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych i mewy srebrzystej w latach 2011-2023 na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian rozpowszechnienia (λ) wraz z błędem standardowym szacunku (SE) i kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔– stabilny, ? – nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej. 79
Tabela II.21. Wskaźniki liczebności (Wsk. licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2023 roku na podstawie wyników MZPM dla gatunków z grupy podstawowych i mewy srebrzystej. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (λ) wraz z błędem standardowym (SE λ) oraz kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑↑ - silny wzrost, ↔ - trend stabilny, ↓- umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? – trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej. 81
Tabela II.22. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających zimą 2023 w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). 85
Tabela II.23. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2023. 94
Tabela II.24. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności kluczowych grup troficznych w 2023 roku. 105
Tabela II.25. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik liczebności gatunku kluczowego w 2023 roku. 105
Tabela II.26. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych w 2023 roku. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska). 114
Tabela II.27. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego (kolor zielony stan dobry osiągnięty, kolor czerwony stan dobry nieosiągnięty). 122
Tabela II.28. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2023 r. 123
Tabela II.29. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM. 129
Tabela II.30. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1 Taksony pozytywne dla $SM_{1\ (VI,\ IX)}$. 134

Tabela II.31. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1, wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM). 134
Tabela II.32. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2023 r. 135
Tabela II.33. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM). 137
Tabela II.34. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2023 r. 143
Tabela II.35. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2023 r. 147
Tabela II.36. Wskaźniki cechy D3. 148
Tabela II.37. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2023 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony – brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny. 170
Tabela II.38. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2023 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2013–2022) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku) 179
Tabela II.39. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu *a* w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2023 r.; (średnie z okresu 2013–2022) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku) 180
Tabela II.40. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2023 r.; (średnie z okresu 2013–2022). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku). 181
Tabela II.41. Minimalne stężenie tlenu [cm^3 dm^{-3}] przy dnie w lecie 2023 r. w polskich obszarach morskich (min. 2013–2022). 184
Tabela II.42. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2023 roku (źródło danych PMŚ) 187
Tabela II.43. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2023 r.; w nawiasach średnia z okresu 2013-2022. 204
Tabela II.44. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] i w tkance miękkiej małży [ng g^{-1} m.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony). 217
Tabela II.45. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [µg kg^{-1} m.m.] i w tkance miękkiej małży [µg kg^{-1} s.m.] z polskich obszarów morskich w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli). 218
Tabela II.46. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli). 219
Tabela II.47. Stężenie heksachlorobenzenu (HCB) w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli). 220
Tabela II.48. Stężenie CB 118 w mięśniach ryb [ng g^{-1} m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2013-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony). 221

Tabela II.49. Stężenie [µg kg^{-1}s.m] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013-2023 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony). 221
Tabela II.50. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony – brak w tabeli). 223
Tabela II.51. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2022; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony). 224
Tabela II.52. Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min-max). 230
Tabela II.53. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2023; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM: stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony). ...233
Tabela II.54. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2023. ...246
Tabela II.55. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2023 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe. 248
Tabela II.56. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego wg Dekeling et al. (2014). 251
Tabela II.57. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2022 roku. 252
Tabela II.58. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2023 roku. 257
Tabela II.59. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.....260
Tabela II.60. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. 260
Tabela II.61. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. 261
Tabela II.62. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. 261
Tabela II.63. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. 262
Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2023, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości: 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy, 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. 262
Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2023 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania). 285