

OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2024
NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2014-2023



OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH Z ROKU 2024 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA 2014-2023

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 2025

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), Adama 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), Tomasza Wandzla (II.3.1.2)**.

Pracownicy Regionalnych Wydziałów Monitoringu Środowiska:

Anna Bakierowska (III.1), Justyna Kopiec (III.1), Iwona Naumowicz (III.1), Alicja Wojtaszek (III.1).

Pracownik Departamentu Monitoringu Środowiska:

Światosław Gorodecki (III.1).

Pracownicy Instytutu Oceanologii Polskiej Akademii Nauk:

Małgorzata Merchel (I.5), Waldemar Walczowski (I.5).

Pracownicy Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej:

Małgorzata Dzibałowska (II.4.3.1).

Pracownicy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego:

Beata Danowska (II.4.3.2, III.2), 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.2), Michał Iwaniak (II.2.1, II.2.2, II.4.4, III.2), Beata Kowalska (I.2), Wojciech Kraśniewski (II.3.2.1, II.3.3.2, II.3.3.3, III.2), Anna Kubicka (I.2), Joanna Maciak (II.2.4, II.4.4, III.2), Zofia Nuc (II.3.3.3, II.4.3.5), Marta Rybka-Murat (II.4.3.3, III), Bartłomiej Wilman (II.4.3.1, II.4.3.2, II.4.3.5, III.2), Agnieszka Wochna (II.4.5, III.2), Michał Saniewski (II.3.3.1, II.4.3.1, III.2), 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.2).

Pod redakcją:

Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:

Wojciech Kraśniewski, Michał Saniewski, Patryk Sapiega, Bartłomiej Wilman, Agnieszka Wochna

Spis treści

WPROWADZENIE	5
I. OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNO-HYDROLOGICZNE W OBSZARACH MORSKICH	6
I.1 WARUNKI WIATROWE	6
I.2 POZIOM MORZA I ZŁODZENIE	11
I.3 FALOWANIE	16
I.4 PRĄDY MORSKIE	22
I.5 CHARAKTERYSTYKA WARUNKÓW FIZYKOCHEMICZNYCH NA PODSTAWIE POMIARÓW CIĄGŁYCH	28
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ	35
II.1. WSTĘP	36
II.2. OGÓLNE WARUNKI FIZYKOCHEMICZNE.....	40
II.2.1. Temperatura wody morskiej.....	40
II.2.2. Zasolenie.....	45
II.2.3. Odczyn wody morskiej.....	48
II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO ₂	53
II.3. CECHY STANU	57
II.3.1.1 Ptaki.....	57
II.3.1.2 Ryby.....	104
II.3.2. Siedliska Pelagiczne	126
II.3.2.1. Fitoplankton	126
II.3.2.2. Zooplankton	132
II.3.3. Siedliska Bentosowe.....	142
II.3.3.1. Makrofity	142
II.3.3.2. Zoobentos	147
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego	157
II.4. CECHY PRESJI	158
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców	158
II.4.2. Eutrofizacja	184
II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji	203
II.4.3.1. Radionuklidy.....	204
II.4.3.2. Metale ciężkie	214
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)	228
II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki.....	235
II.4.3.5. Test mikrojądrowy.....	242
II.4.4. Odpady w środowisku morskim	248
II.4.5. Podwodny hałas	260
III. PODSUMOWANIE	274
III.1 Ocena stanu jednolitych części wód powierzchniowych na podstawie monitoringu wykonanego w latach 2019-2024	275
III.2. Podsumowanie oceny stanu środowiska wód morskich w 2024 przeprowadzonej zgodnie z wymaganiami RDSM	280
BIBLIOGRAFIA	303
SPIS RYSUNKÓW.....	309
SPIS TABEL.....	322

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 zastąpiona 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 zarządzania, 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 parametry fizykochemiczne, chemiczne, hydrologiczne, hydrodynamiczne, elementy biologiczne oraz odpady morskie i hałas podwodny w 2024 roku w odniesieniu do poprzedzającego dziesięciolecia. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2014-2024 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.

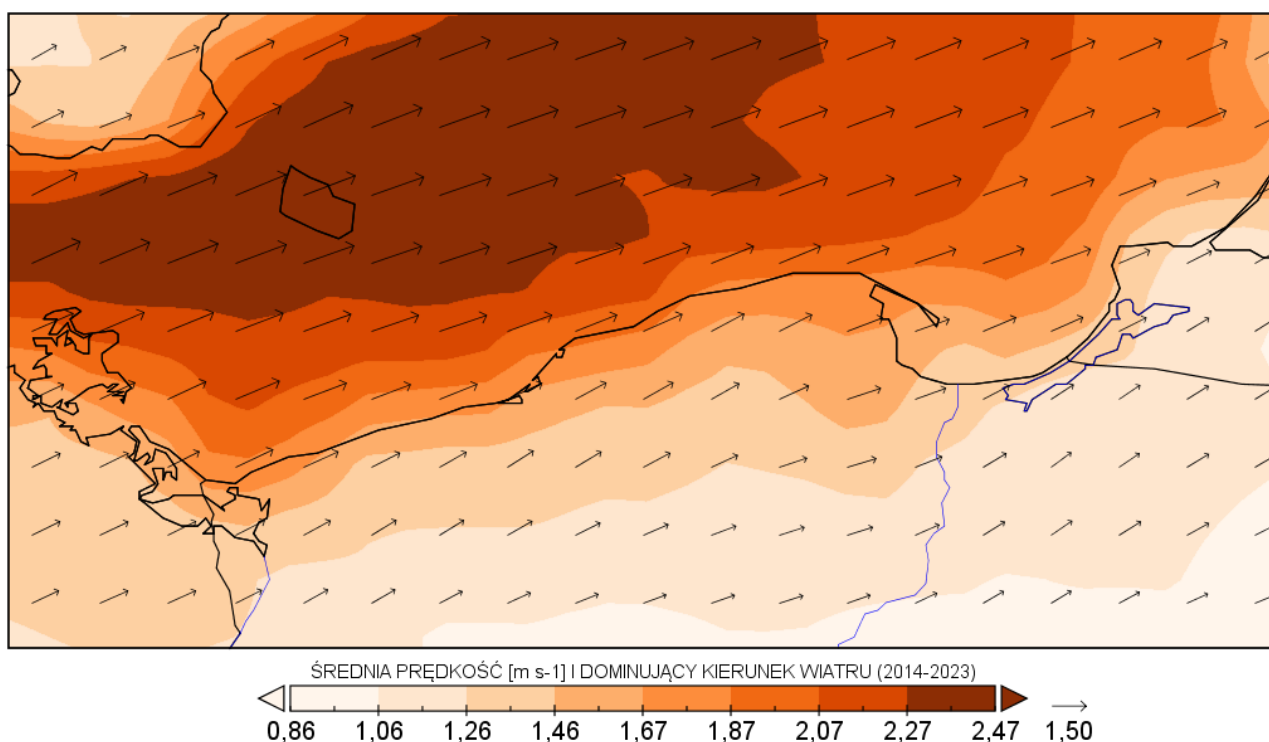
W części III zamieszczono ocenę stanu wód przejściowych i przybrzeżnych, która zgodnie z rozporządzeniem Ministra Infrastruktury z dnia 25 czerwca 2021 r. *w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* jest wykonywana nie rzadziej niż 1 raz na 3 lata.

I. Ogólne warunki meteorologiczno-hydrologiczne w obszarach morskich

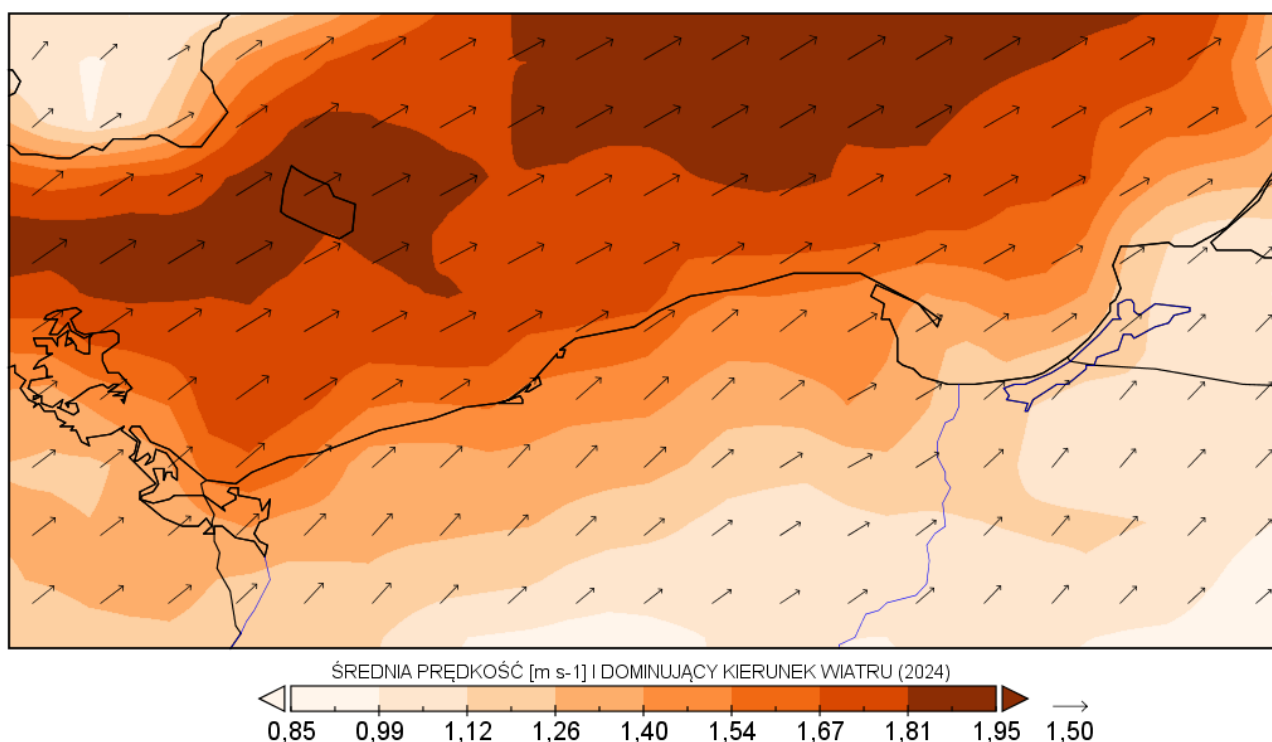


I.1 Warunki wiatrowe

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 roczne wartości prędkości wiatru w obszarze południowego Bałtyku nie przekraczają $2,5 \text{ m s}^{-1}$, występujące w północno-zachodniej części analizowanego obszaru, z czego w 2024 roku zasięg najwyższych wartości prędkości wiatru rozciągał się na wschodnią część analizowanego obszaru (Rys. I.2). Zarówno w analizowanym dziesięcioleciu jak i w 2024 roku dominował wiatr z południowego-zachodu (Rys. I.1).



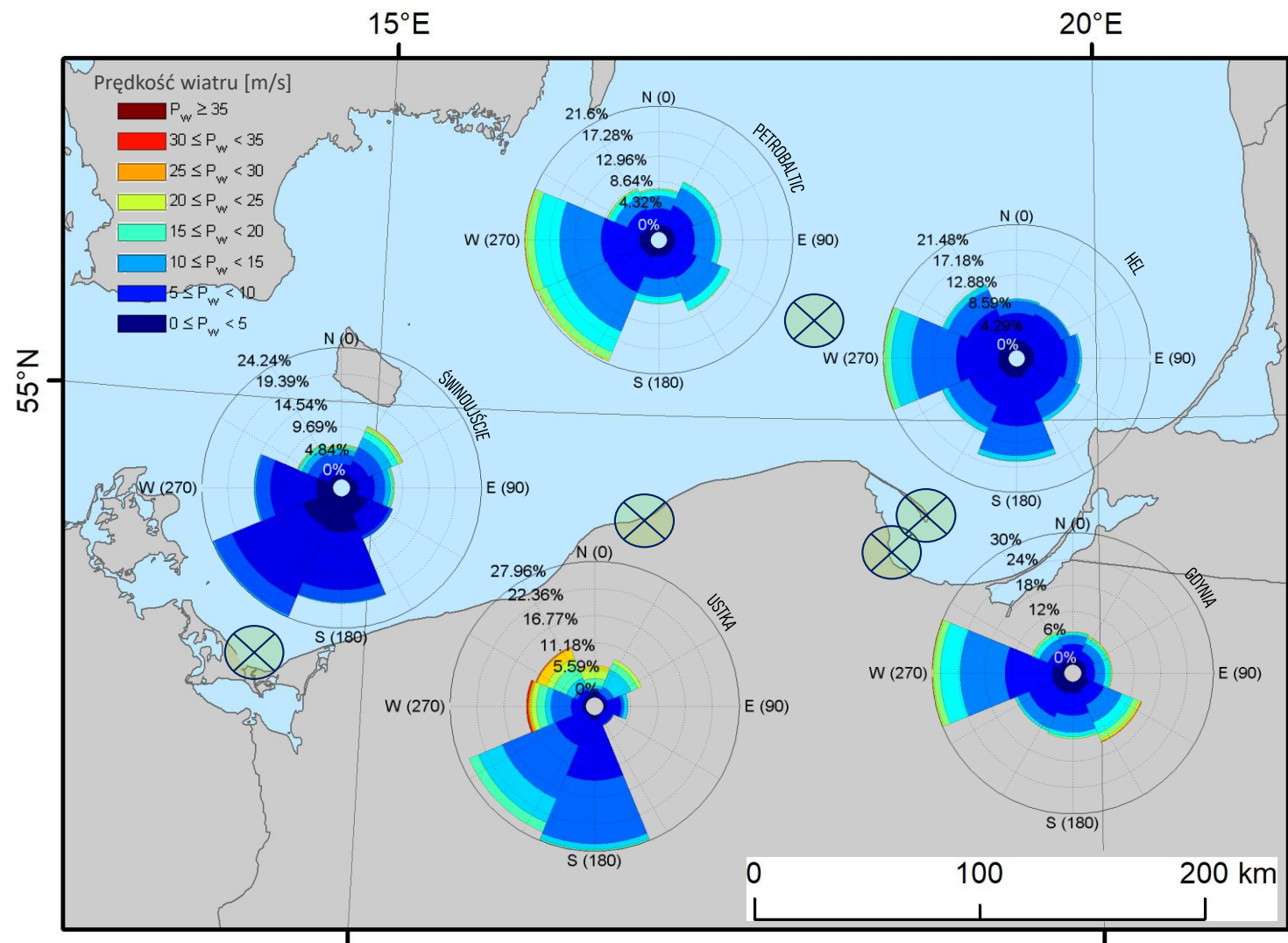
Rys. I.1. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w okresie 2014-2023 (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023).



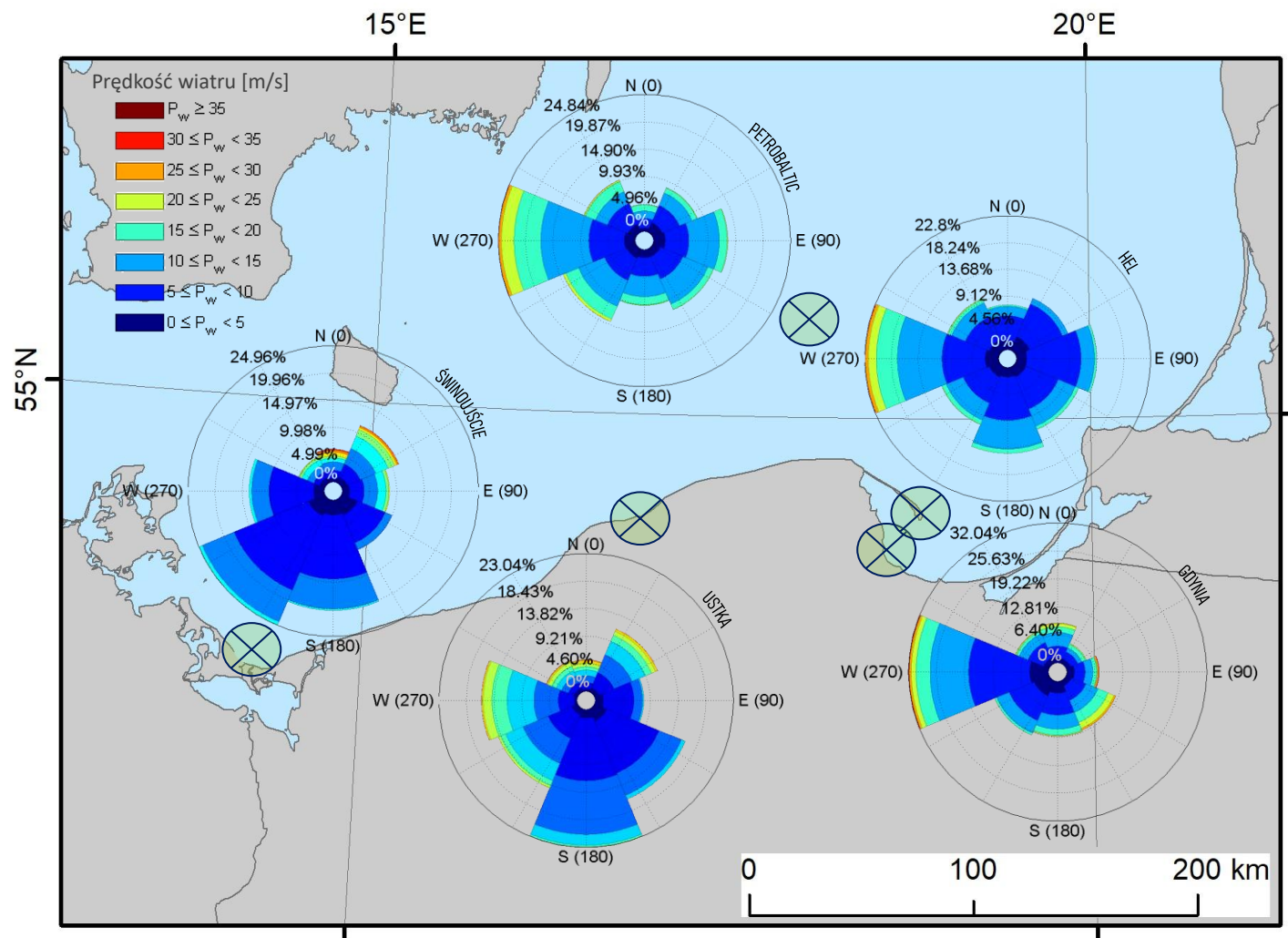
Rys. I.2. Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2024 roku (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023).

Ważną informację dostarczają 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 2014-2023 (Rys. I.3) silnie korespondował z warunkami wiatrowymi w 2024 roku (Rys. I.4). Najwyższe różnice zaobserwowano na stacji Petrobaltic i Ustka, gdzie na stacji pełnomorskiej Petrobaltic jeden

z dominujących kierunków, tj. NE w 2024 stanowił najmniejszy udział, a w wieloleciu 2014-2023 stanowił on ok. 8%. Ponadto udział procentowy wiatrów o prędkości powyżej 15 ms^{-1} z sektora zachodniego był wyższy w 2024 roku niż w latach 2014-2023. Na stacji Ustka udział procentowy wiatrów zachodnich był wyższy w 2024 roku niż w minionym dziesięcioleciu. Pozostałe stacje charakteryzowały się zbliżonym rozkładem i udziałem prędkości i kierunku wiatru (Rys. I.3, Rys. I.4)



Rys. I.3. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2014-2023.



Rys. I.4. Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2024 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 wezbraniem 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 2024 na tle wielolecia 2014-2023. 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 liczbie 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 2024 na większości w/w stacji zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz alarmowych (Tabela I.2). Częstość występowania stanów ostrzegawczych była najwyższa na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie (3,29%), w Gdańsku Porcie Północnym (2,93%) oraz w Świnoujściu (2,16%). Najrzadziej stany ostrzegawcze przekraczane były na wybrzeżu środkowym w Kołobrzegu (0,18%) oraz w Ustce (0,13%). Podobna zależność kształtowała się w wieloleciu 2014-2023, gdzie najczęściej stany ostrzegawcze notowano we Władysławowie (2,85%) oraz w Gdańsku Porcie Północnym (2,5%), a najrzadziej w Kołobrzegu (0,52%) oraz w Ustce (jedynie 0,43% stanów). W Świnoujściu stany ostrzegawcze w roku 2024 stanowiły 2,16% pomiarów, natomiast w wieloleciu 2014-2023 odpowiednio 0,68%. W stosunku do wielolecia 2014-2023, częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2024 była zdecydowanie wyższa w Gdańsku Porcie Północnym, we Władysławowie oraz w Świnoujściu, natomiast w Kołobrzegu i Ustce stany ostrzegawcze w roku 2024 były przekraczane rzadziej niż w wieloleciu 2014-2023 odpowiednio: w Kołobrzegu 0,18% w roku 2024 i 0,52% w wieloleciu 2014-2023 oraz w Ustce 0,13% w roku 2024 i 0,43% w wieloleciu 2014-2023.

Tabela I.2. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2024 oraz w wieloleciu 2014-2023.

Stacja Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2014-2023	0,68	0,52	0,43	2,85	2,5
	2024	2,16	0,18	0,13	3,29	2,93
alarmowy	2014-2023	0,32	0,04	0,04	0,56	0,48
	2024	0,17	0	0	0,26	0,05

Przypadki przekroczenia stanów alarmowych w roku 2024 najczęściej notowano we Władystawowie (0,26%) oraz w Świnoujściu (0,17%) natomiast w Ustce i Kołobrzegu nie zanotowano takich przypadków. W stosunku do obserwacji z wielolecia 2014-2023, w roku 2024 przekroczenia stanów alarmowych były niższe na wszystkich w/w stacjach. Na stacjach Kołobrzeg i Ustka w okresie 2014-2023 poziomy alarmowe stanowiły jedynie 0,04% poziomów morza, natomiast we Władystawowie i Gdańsku Porcie Północnym odpowiednio 0,56% i 0,48% w wieloleciu 2014-2023.

Tabela I.3. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2024 r. i w wieloleciu 2014-2023.

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2014-2023	1,63	1,86	0,24					0,07	0,22	1,30	1,66	1,25
		2024	6,34	15,99									1,53	2,69
Kołobrzeg	570	2014-2023	1,92	1,55	0,12						0,06	1,41	0,50	0,75
		2024	0,54	1,30									0,42	
Ustka	570	2014-2023	1,61	1,39	0,09						0,01	0,98	0,50	0,63
		2024		1,59										
Władystawowo	550	2014-2023	6,87	11,66	1,30				0,18	0,15	1,89	3,58	2,75	6,43
		2024	8,47	21,70									10,56	0,40
Gdańsk Port Północny	550	2014-2023	5,54	7,71	1,31				0,07	0,16	1,75	3,60	3,23	6,80
		2024	3,90	22,99									9,44	

Badania nad wezbrzeniami 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 2024 oraz w wieloleciu 2014-2023 została przedstawiona w Tabeli I.3. W analizowanym roku 2024 przekroczenia stanów ostrzegawczych na wszystkich analizowanych stacjach dominowały w miesiącu lutym: na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu stanowiły aż 15,99% pomiarów, a na wybrzeżu wschodnim w Gdańsku Porcie Północnym 22,99% i we Władystawowie 21,7% pomiarów. W stosunku do obserwacji w miesiącu lutym w okresie 2014-2023 był to wzrost kilkukrotny. Na wybrzeżu środkowym w roku 2024 zanotowano w lutym w Ustce jedynie 1,59% przekroczeń stanów ostrzegawczych był to jedyny miesiąc w tym roku na tej stacji z przekroczeniami stanów ostrzegawczych, natomiast w Kołobrzegu zanotowano w lutym 1,3% pomiarów powyżej stanów ostrzegawczych i były to wyniki porównywalne z okresem 2014-2023, gdzie zanotowano odpowiednio 1,39% oraz 1,55%.

Należy podkreślić, że w roku 2024, poza wymienionym powyżej miesiącem lutym, poza stacją w Ustce zanotowano również bardzo częste przekroczenia stanów ostrzegawczych w innych miesiącach, na wybrzeżu wschodnim we Władystawowie w listopadzie 10,56% oraz w styczniu 8,47%, podobnie w Gdańsku Porcie Północnym 9,44% w listopadzie oraz 3,9% w styczniu. Na wybrzeżu zachodnim w Świnoujściu zanotowano w miesiącu styczniu nieco niższe przekroczenia stanów ostrzegawczych równe 6,34%.

Podsumowując, w roku 2024 na większości stacji wybrzeża zaobserwowano występowanie przekroczeń stanów ostrzegawczych bardziej intensywne, ale występujące zaledwie w kilku miesiącach : styczeń, luty, listopad, grudzień (Świnoujście Władystawowo), styczeń, luty, listopad (Gdańsk Port Północny, Kołobrzeg) Wyjątkowo w Ustce stany ostrzegawcze przekroczone były tylko w miesiącu lutym (1,59%). Tymczasem w wieloleciu 2014-2023 obserwowano na większości stacji przekroczenia stanów ostrzegawczych o mniejszej częstości, ale rozłożone na więcej miesięcy. 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 2024 r. i w wieloleciu 2014-2023.

Stacja	Poziom alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2014-2023	1,41	0,62	0,05						0,01	1,36	0,29	0,11
		2024	1,21	0,43									0,42	
Kołobrzeg	610	2014-2023	0,47											
		2024												
Ustka	600	2014-2023	0,44									0,03		0,01
		2024												
Władysławowo	570	2014-2023	2,78	1,71	0,07						0,06	1,20	0,32	0,61
		2024		3,30										
Gdańsk Port Północny	570	2014-2023	2,45	1,33	0,01						0,01	1,11	0,31	0,57
		2024		0,57										

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2024 oraz w wieloleciu 2014-2023 została przedstawiona w Tabeli I.4.

Należy podkreślić, że w roku 2024 podobnie jak w poprzednim 2023 nie zanotowano wcale przekroczeń stanów alarmowych na stacjach w Kołobrzegu i w Ustce. W okresie 2014-2023 na w/w stacjach przekroczenia stanów alarmowych również występowały sporadycznie: w Kołobrzegu 0,47% jedynie w styczniu, natomiast w Ustce od 0,01% w grudniu, 0,03% w październiku do 0,44% w styczniu.

Na stacji wybrzeża zachodniego w roku 2024 w Świnoujściu stany alarmowe wystąpiły jedynie w miesiącach: styczniu (1,21% pomiarów), lutym (0,43% pomiarów) oraz w listopadzie (0,42% pomiarów). W wieloleciu 2014-2023 ich intensywność w stosunku do roku 2024 była niewiele wyższa (od 1,41% w styczniu do 0,62% w lutym) ponadto zaobserwowano niewielkie przekroczenia stanów alarmowych w 5 innych miesiącach.

Analiza występowania stanów alarmowych w poszczególnych miesiącach na wybrzeżu wschodnim wykazała, że w roku 2024 stany alarmowe wystąpiły jedynie w miesiącu lutym: 3,30% we Władysławowie oraz 0,57% pomiarów w Gdańsku Porcie Północnym. W stosunku do wielolecia 2014-2023 aktywność sztormowa powyżej stanów alarmowych była zdecydowanie mniejsza zarówno w ilości miesięcy występowania jak i w częstości. W wieloleciu 2014-2023 wezbrania sztormowe z przekroczeniami stanów alarmowych występowały na wybrzeżu wschodnim w 6 miesiącach, chociaż nie były wyjątkowo intensywne, największą częstość zanotowano w styczniu 2,78% we Władysławowie oraz 2,45% w Gdańsku Porcie Północnym

Podsumowując, zwraca uwagę występowanie w roku 2024 przekroczeń stanów alarmowych, we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym jedynie w jednym miesiącu, w lutym, oraz zupełny brak przekroczeń stanów alarmowych na stacjach w Ustce i Kołobrzegu.

Złodzenie

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

Sezon zimowy 2023/24 na polskim wybrzeżu należał do łagodnych i surowością był zbliżony do poprzednich dwóch sezonów. W strefie brzegowej otwartego morza nie wystąpiły znaczące zjawiska lodowe. Złodzenie 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 i wyższe od wartości średnich wieloletnich z okresu 1961-1990. Najmniejsze odchylenie w tym sezonie odnotowano w

listopadzie. Najniższa średnia miesięczna temperatura powietrza była w styczniu. W Helu wartość ta była o niecałe 2° wyższa od średniej z wielolecia. Też w styczniu na półwyspie Helskim zaobserwowano najniższą średnią dobową temperaturę powietrza, która wyniosła -7,2°C (8 stycznia). Okresy większego chłodu odnotowano od końca listopada do połowy grudnia oraz w styczniu.

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 krótkotrwale w niektórych portach morskich. Pierwszy lód pojawił się pod koniec listopada na Zalewie Wiślanym (30.11.), po kilku dniach zaobserwowano zlodzenie również na Zatoce Puckiej (02.12.) oraz na Zalewie Szczecińskim (06.12.). W połowie grudnia lód zanikł, 10.12. na Zalewie Szczecińskim i na Zatoce Puckiej oraz 18.12. na Zalewie Wiślanym. W styczniu odnotowano drugi okres zlodzenia. Między 06.01. a 08.01. odnotowano pojawienie się zlodzenia na wodach wewnętrznych. Wyjątkowo na Zalewie Szczecińskim pokrywa lodowa zanikła w dniu 13.01. i pojawiła się ponownie w dniu 17.01., w tym okresie zlodzenie utrzymało się na Zatoce Puckiej i na Zalewie Wiślanym. Ostatecznie ostatnie dni z lodem obserwowano na Zalewie Szczecińskim i na Zatoce Puckiej w dniu 24.01., natomiast na Zalewie Wiślanym w dniu 30.01. W portach wybrzeża niewielkie zlodzenie wystąpiło przez kilka dni w grudniu i styczniu. Sezon lodowy trwał na Zalewie Szczecińskim 50 dni, na Zatoce Puckiej 54 dni. Tak jak w ubiegłych sezonach najdłużej zjawiska lodowe utrzymywały się na Zalewie Wiślanym, gdzie długość sezonu lodowego na tym akwenie wyniosła 62 dni (Tabela I.5).

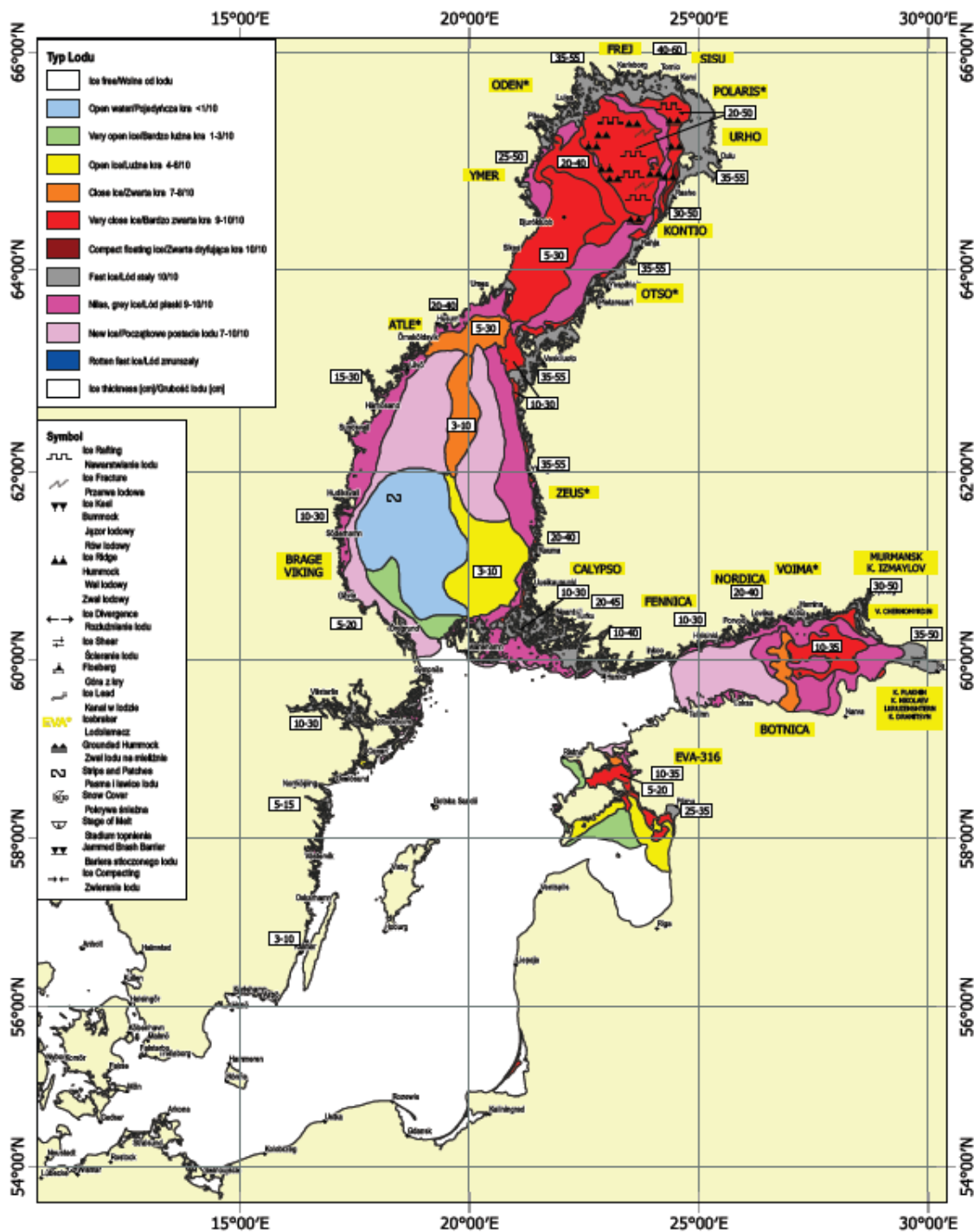
Najdłuższy sezon lodowy z okresu 2011-2023 wyniósł 123 dni w rejonie Zalewu Wiślanego i był dłuższy od opisywanego okresu o 62 dni. W opisywanym sezonie zimowym liczba dni z lodem była mniejsza o 77 dni od sezonu 2012/13, który charakteryzował się największą liczbą dni z lodem w okresie 2011-2023.

Tabela I.5. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2023/24 (x – brak lodu).

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	07.12.	09.01.	34	3	x
Darłowo	08.01.	09.01.	2	2	x
Kotłobrzeg	x	x	x	x	x
Dziwnów	x	x	x	x	x
Świnoujście	19.12.	19.12.	1	1	x
Zalewy / wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślany	30.11.	30.01.	62	42	x
Puck, port i wody przyległe	02.12.	24.01.	54	27	x
Zalew Szczeciński	06.12.	24.01.	50	17	x
Tor wodny Szczecin – Świnoujście	x	x	x	x	x

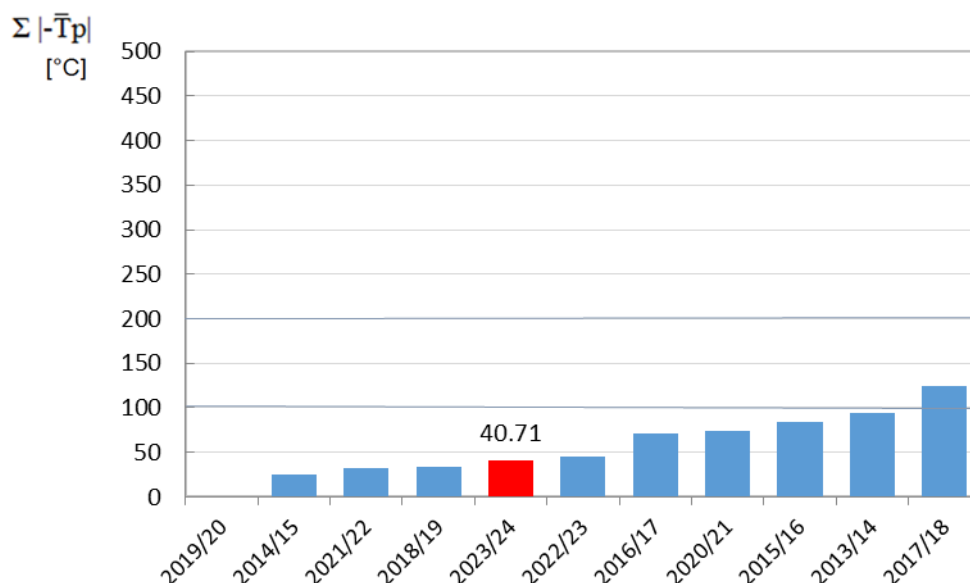
Według danych zebranych przez IMGW-PIB i stworzonej Mapy Zlodzenia Bałtyku, maksymalny zasięg lodu na Morzu Bałtyckim wyniósł 135 000 km² w dniu 12.02.2024 r. (Rys. I.5).

MAPA ZŁODZENIA BAŁTYKU



Rys. I.5. Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2023/24.

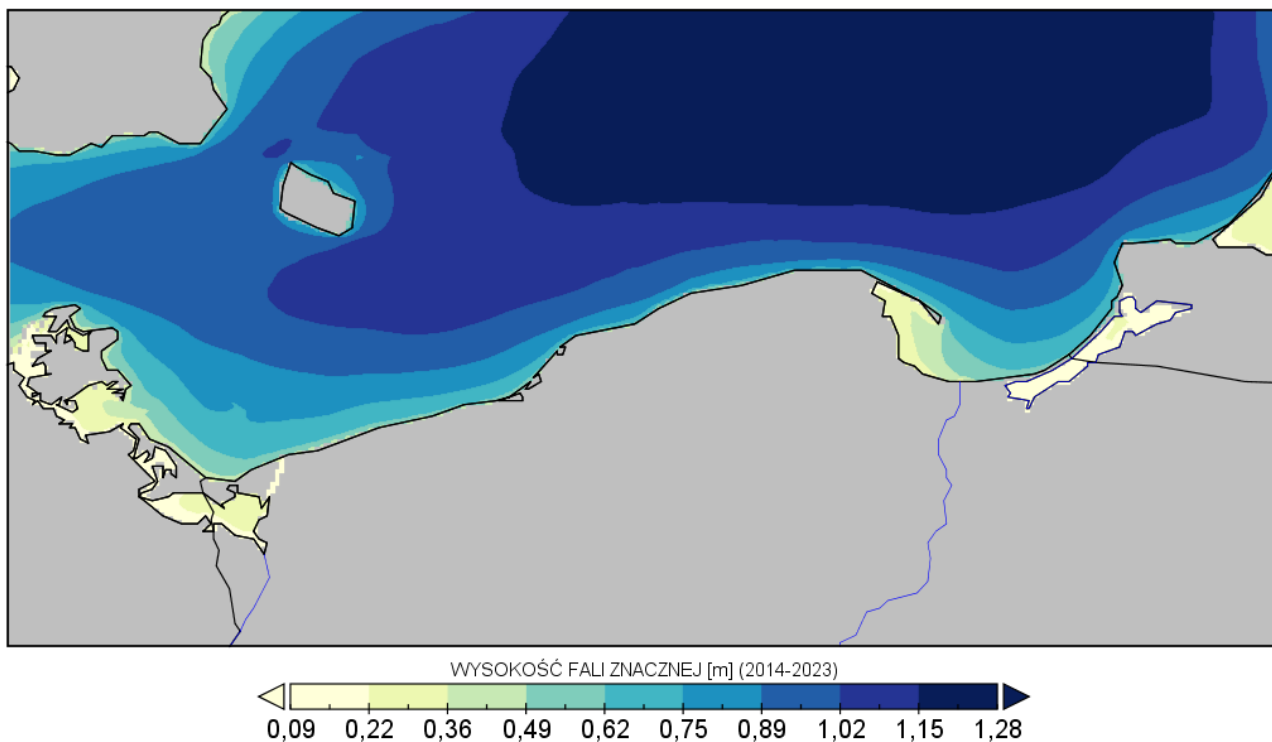
Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego „suma chłodu” (“cold sum”) temperatur powietrza w sezonie zimowym 2023/24 stanowiła zimę łagodną i w okresie 2013-2024 plasuje się wśród cieplejszych zim ostatniego dziesięciolecia (Rys. I.6)



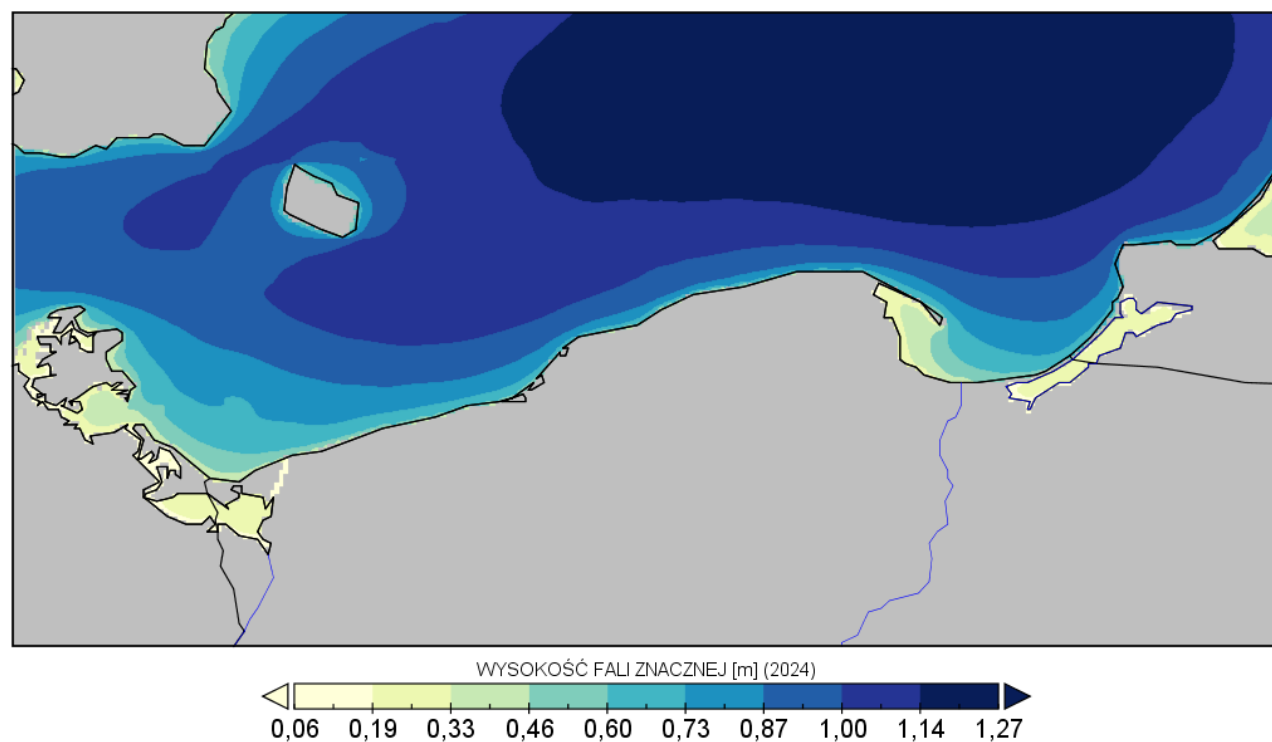
Rys. I.6. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2013/14 – 2023/24.

I.3 Falowanie

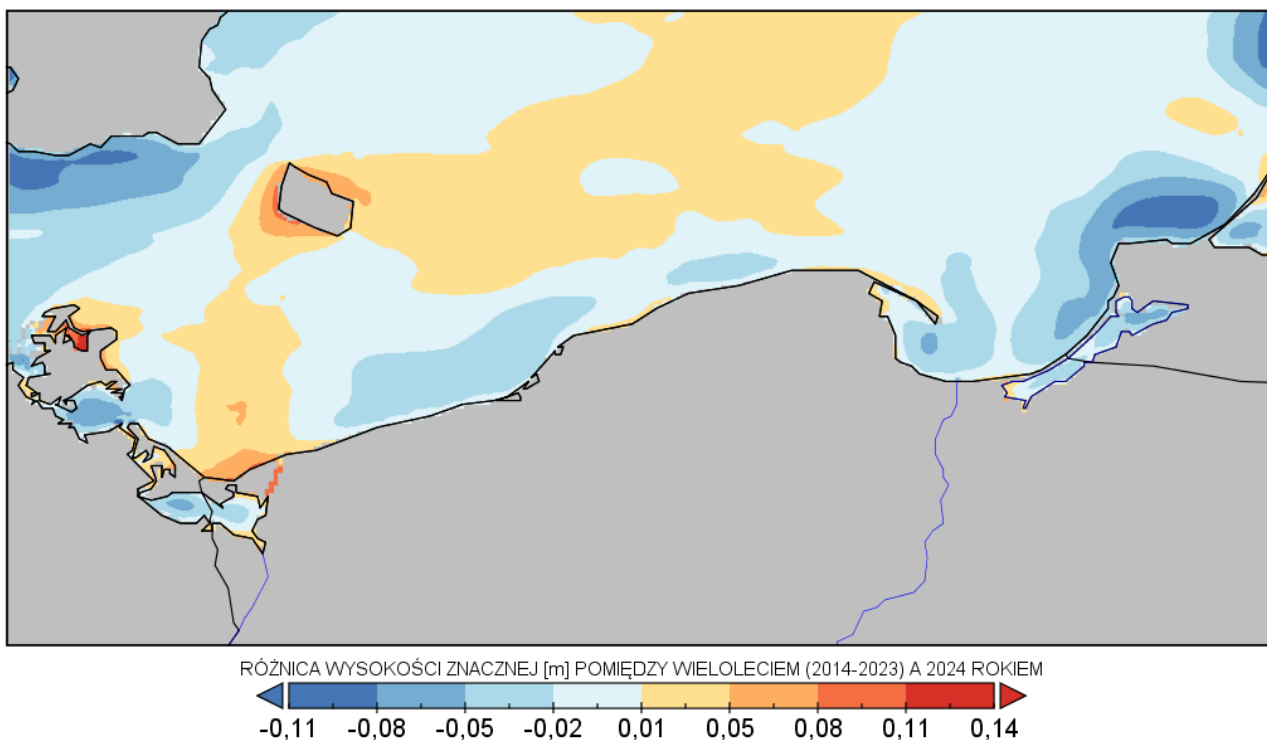
Falowanie odgrywa kluczową rolę w transporcie, dystrybucji i koncentracji wielu elementów środowiska morskiego. Jego intensywność wpływa na mieszanie się wód oraz morfologiczną zmienność dna morskiego i strefy brzegowej, warunkując erozję wybrzeża i destrukcję infrastruktury brzegowej. Wielkość parametrów 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 dane z reanalizy Copernicus pochodzących ze zweryfikowanych danych modelowych, pomiarowych i satelitarnych o rozdzielczości $0,083^\circ \times 0,083^\circ$ 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 2014-2023 na tle 2024 roku. Rozkład i wartości analizowanych parametrów falowania w 2024 są stosunkowo zbliżone do tych z okresu 2014-2023. Średnie wartości wysokości fali znacznej w analizowanym dziesięcioleciu jak i w 2024 roku nie przekraczały 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.7; Rys. I.8), w szczególności w wieloleciu 2013-2022, gdzie zasięg najwyższych średnich wartości wysokości fal znacznych był większy w kierunku południowo-zachodnim (Rys. I.7; Rys. I.8). Najwyższe różnice, tj. 10 cm, pomiędzy średnimi wartościami wysokości fali znacznej, pomiędzy analizowanym wieloleciem w stosunku do wartości charakteryzujących 2024 rok, występowały w wodach przyległych do Zalewu Kurońskiego, Zatoka Pomorska oraz wody otaczające wyspę Bornholm i południową część Wybrzeża Szwecji (Rys. I.9).



Rys. I.7. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

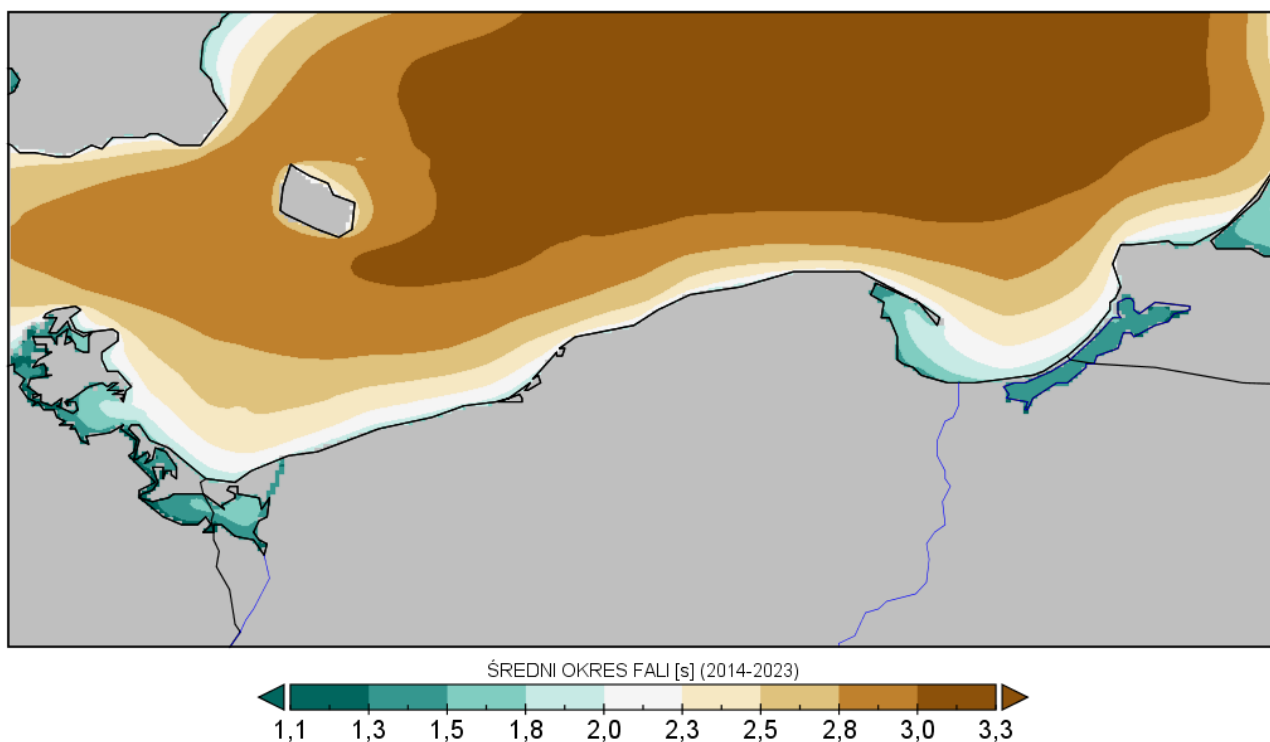


Rys. I.8. Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

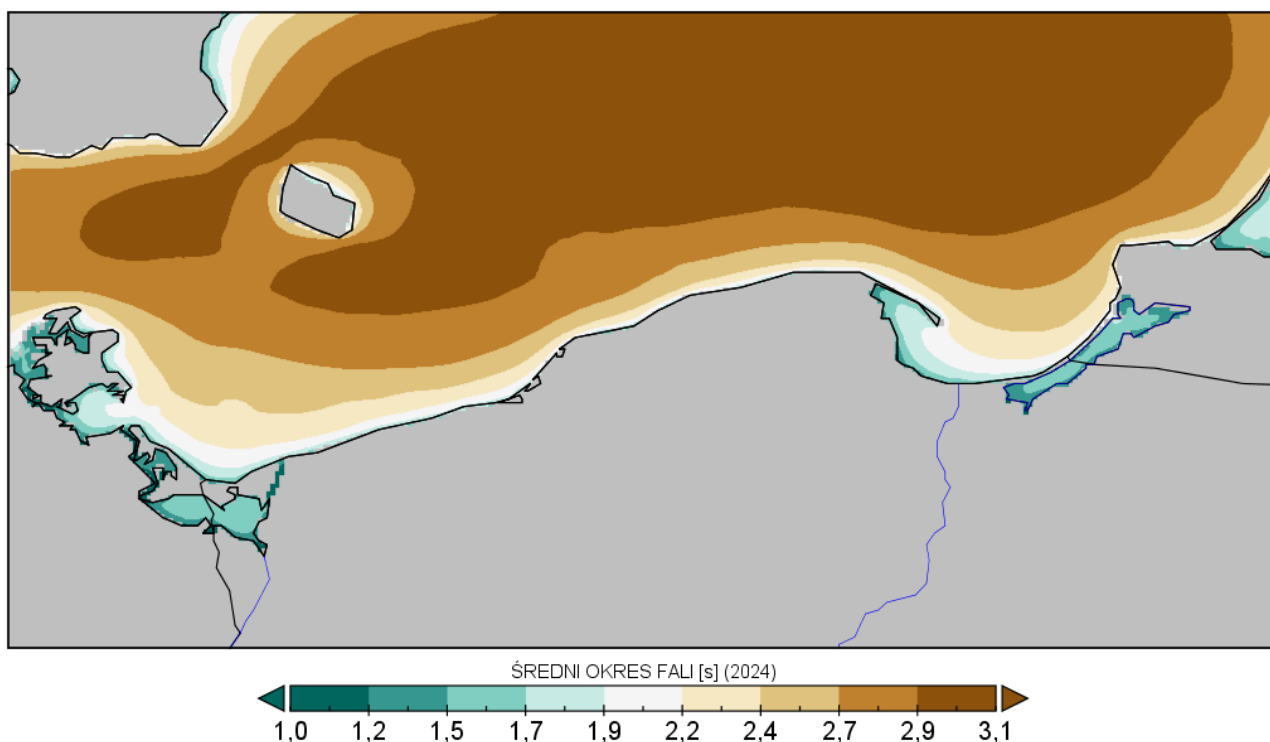


Rys. I.9. Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2014-2023 a średnią z 2024 roku w obszarze południowego Bałtyku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

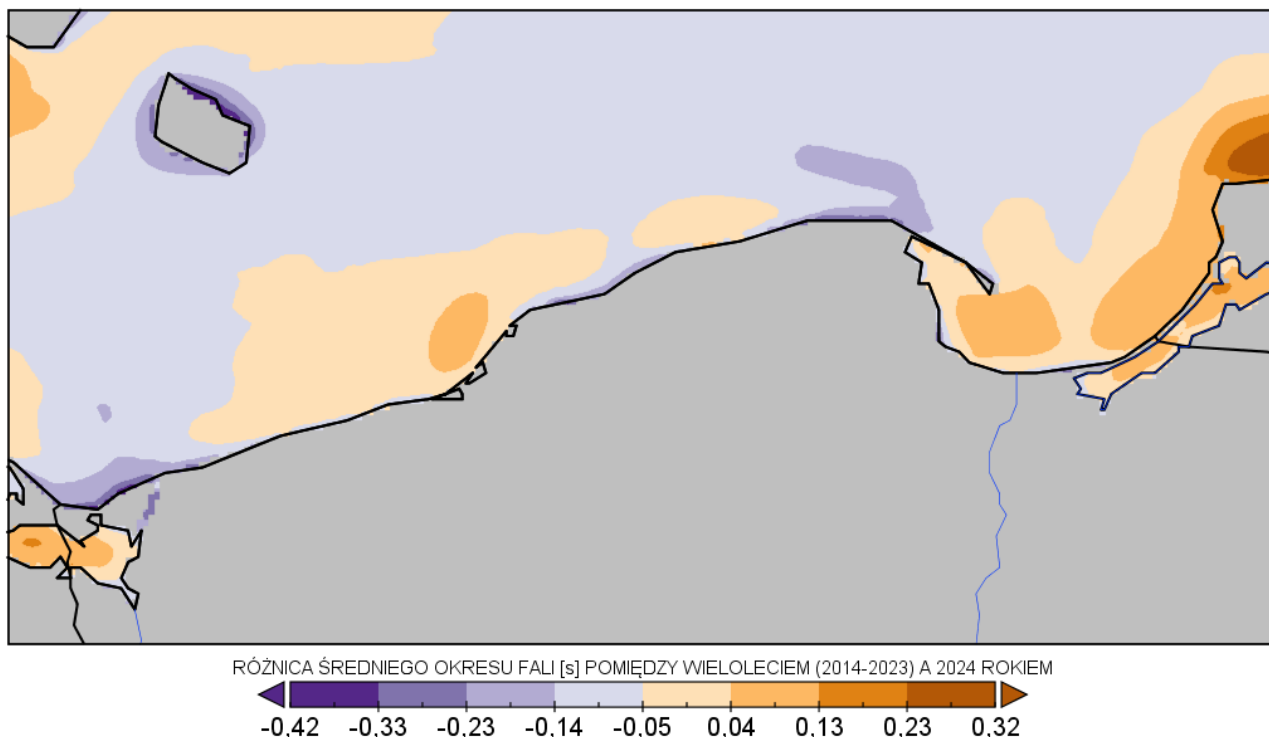
Średnie wartości średniego okresu fali zarówno w analizowanym dziesięcioleciu (Rys. I.10) jak i charakteryzujących warunki z 2024 roku (Rys. I.11) miały podobny rozkład przestrzenny oraz zakres wartości, tj. nieprzekraczających 3,3 s. w okresie 2014-2023 oraz 1,0-3,1 s. w 2024 roku. Najwyższymi wartościami 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 przyległych do Zalewu Kurońskiego, Zatoki Pomorskiej a ponadto w wodach przyległych w środkowej części wybrzeża, gdzie różnica ta wynosiła ok. 0,2 s. (Rys. I.12).



Rys. I.10. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

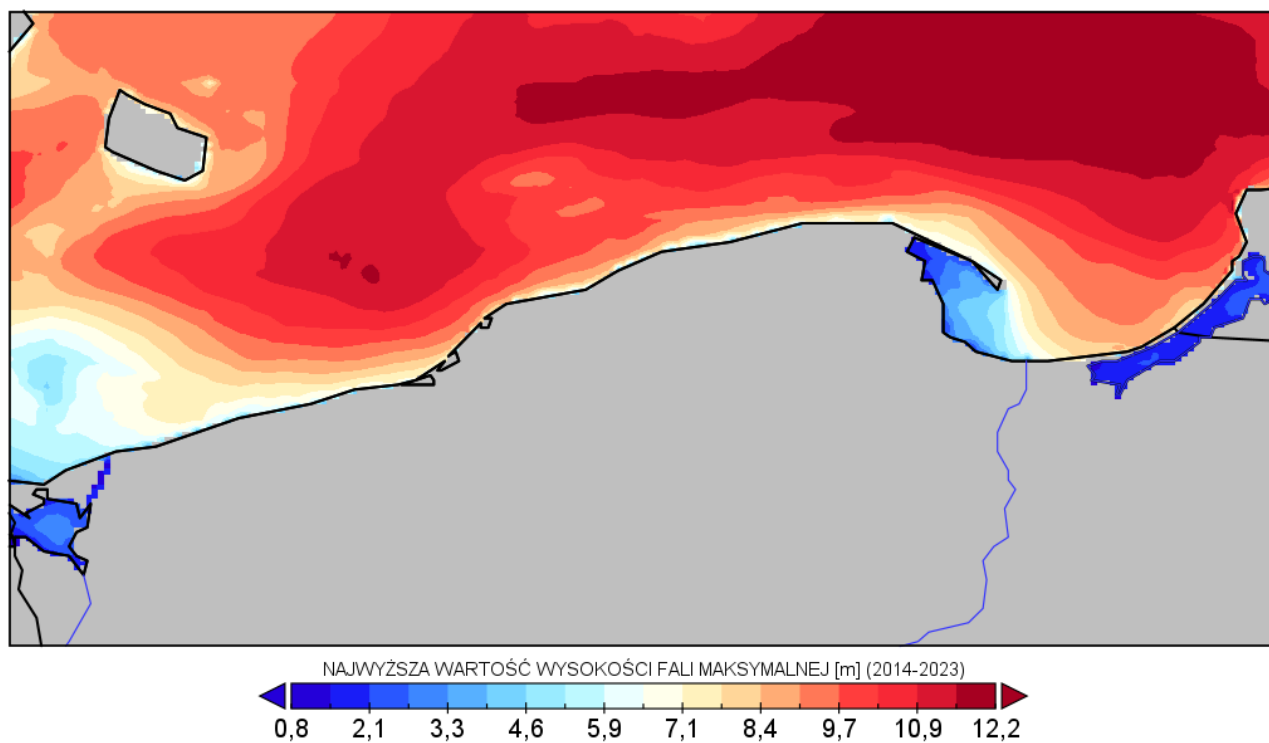


Rys. I.11. Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

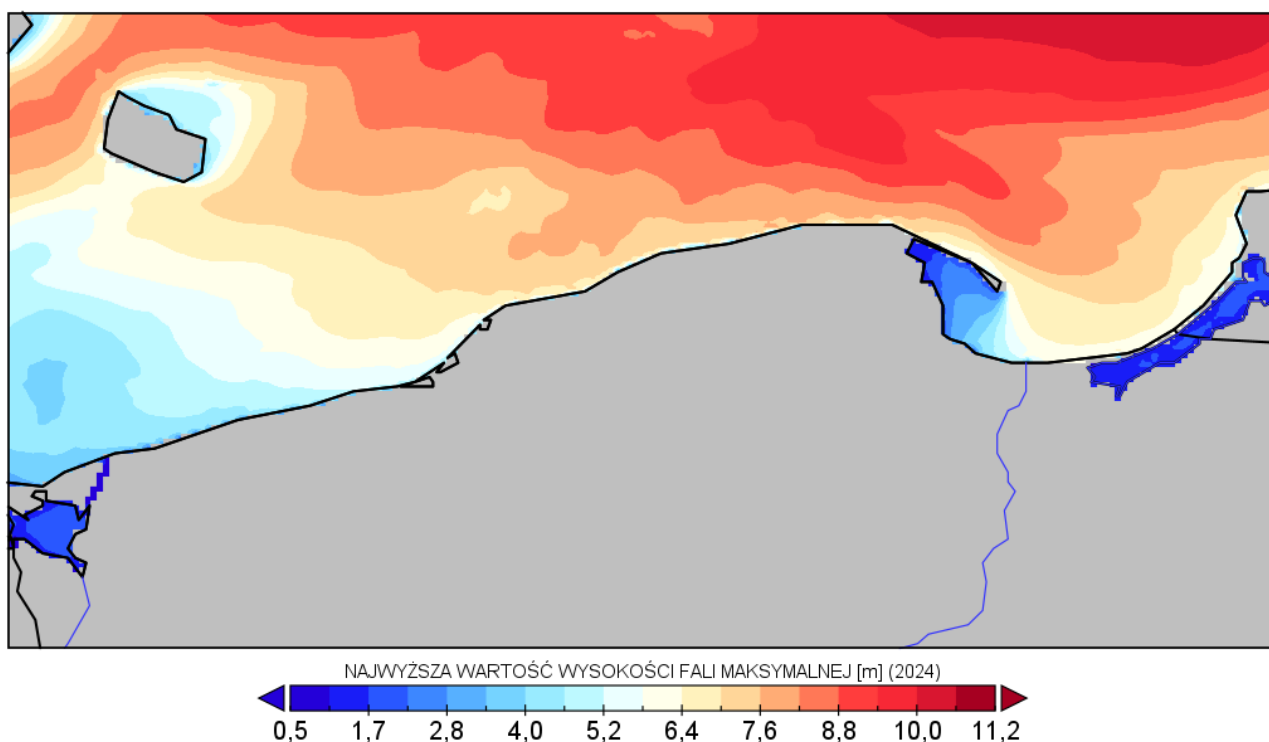


Rys. I.12. Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2014-2023 oraz 2024 rok w obszarze południowego Bałtyku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

Najwyższe wartości wysokości fali maksymalnej, tj. przekraczające 12,0 metrów w wieloleciu 2014-2023 obejmowały obszar północno-wschodniej części Basenu Gotlandzkiego oraz lokalnie wody Ławicy Słupskiej (Rys. I.13), zaś w 2024 roku miały one mniejszy zasięg przestrzenny a maksymalne wartości nie przekraczały 11 m (Rys. I.14). Najmniejszymi wartościami najwyższych fal niezmiennie w obu okresach charakteryzowały się akweny zamknięte i półzamknięte, tj. Zatoka Pomorska, wewnątrz część Zatoki Gdańskiej oraz Zalew Wiśłany.



Rys. I.13. Najwyższa wartość wysokości fali maksymalnej (Hmax) w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

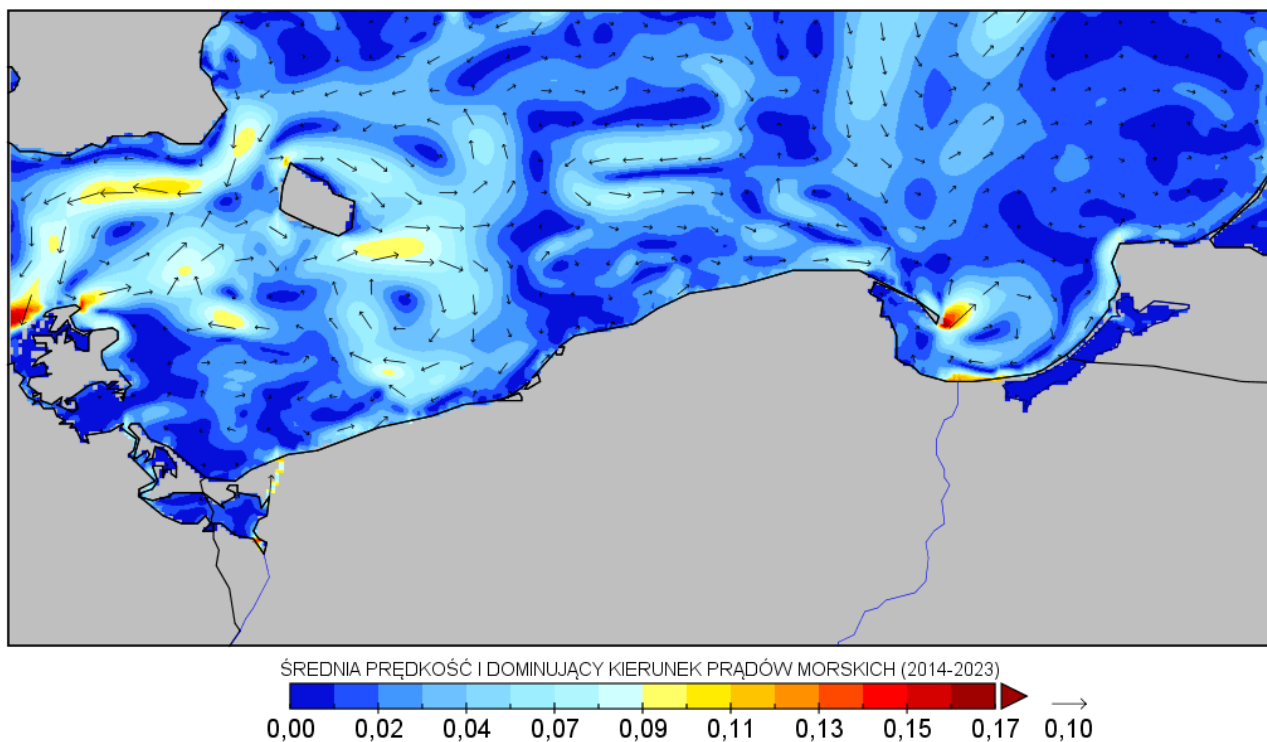


Rys. I.14. Najwyższa wartość wysokości fali maksymalnej (Hmax) w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

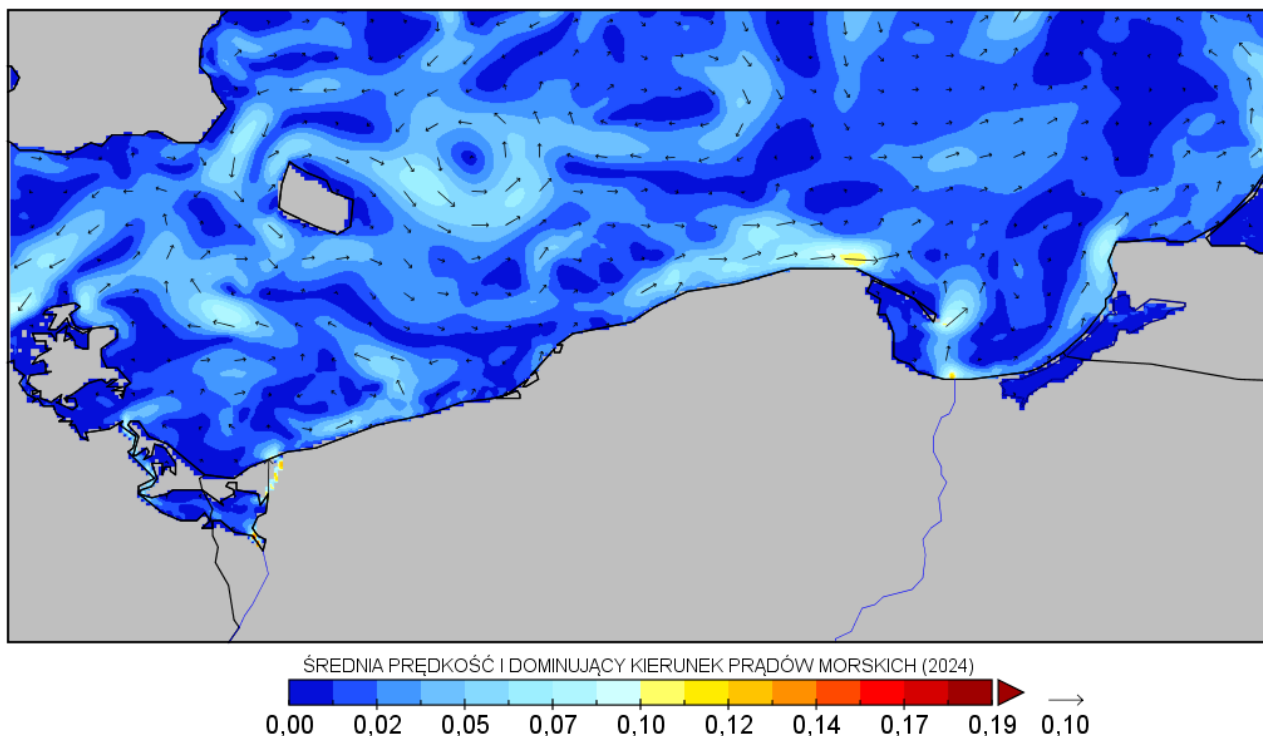
I.4 Prądy morskie

Prądy morskie stanowią ważną rolę, 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 ($0,083^\circ \times 0,083^\circ$) obliczono średnią prędkość prądów powierzchniowych oraz na głębokości 30 i 50 m i ich dominujący kierunek w wieloleciu 2014-2023 (Rys. I.15, Rys. I.17 i Rys. I.19) oraz 2024 roku (Rys. I.16, Rys. I.18 i Rys. I.20). Analizę uzupełniono o dane pozyskane z rejsów badawczych, które zwizualizowano w postaci róż kierunkowych z rozkładem prędkości prądów na głębokości poniżej 30 m (Rys. I.21).

W analizowanym dziesięcioleciu, zarówno prądy morskie powierzchniowe, jak i te na głębokości 30 i 50 metrach, w dominującej części obszaru charakteryzowały się one średnią prędkością nieprzekraczającą $0,10 \text{ m s}^{-1}$ 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 2014-2023 (Rys. I.15) jak i w 2024 roku (Rys. I.16) dominował kierunek propagacji prądów z zachodu na wschód oraz lokalnie cechował go wielokierunkowy rozkład. W obu analizowanych okresach najwyższe prędkości, tj. $0,17$ oraz $0,19 \text{ m s}^{-1}$, odpowiednio dla 2014-2023 oraz 2024, występowały we wschodniej, krańcowej części cypla Półwyspu Helskiego oraz w rejonie ujścia Wisły.



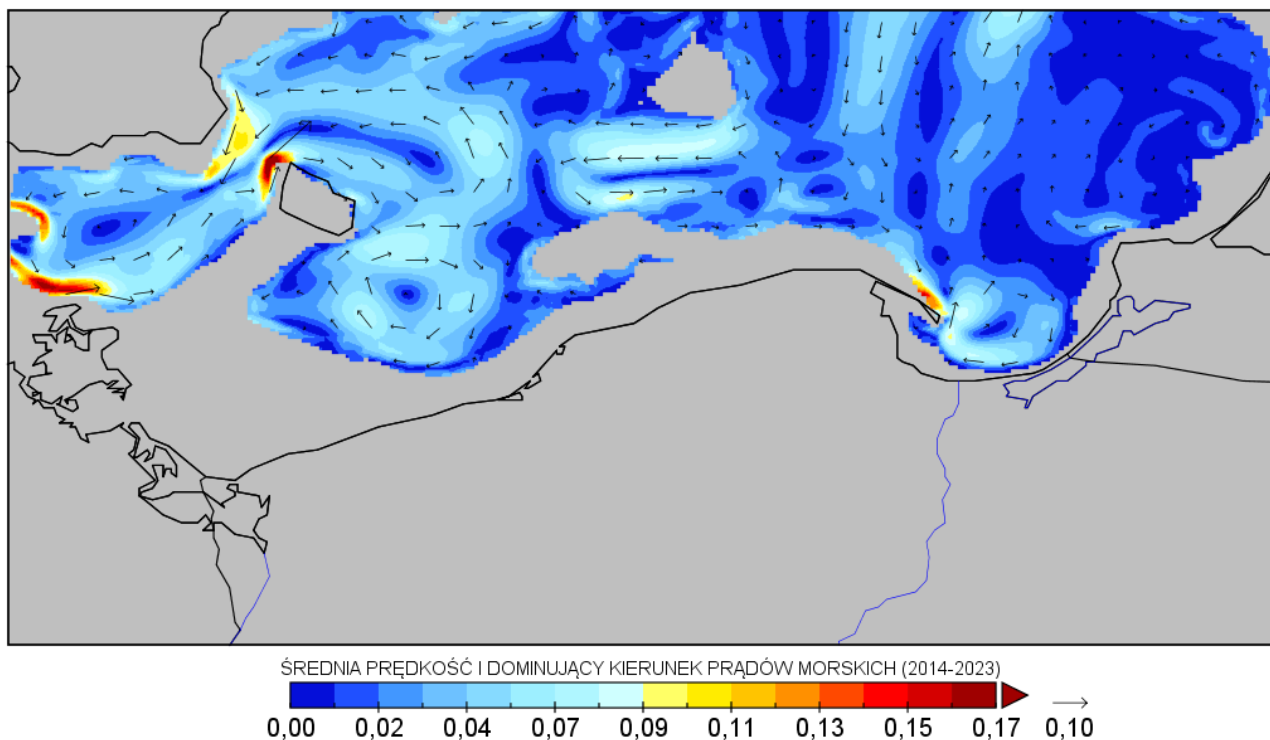
Rys. I.15. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



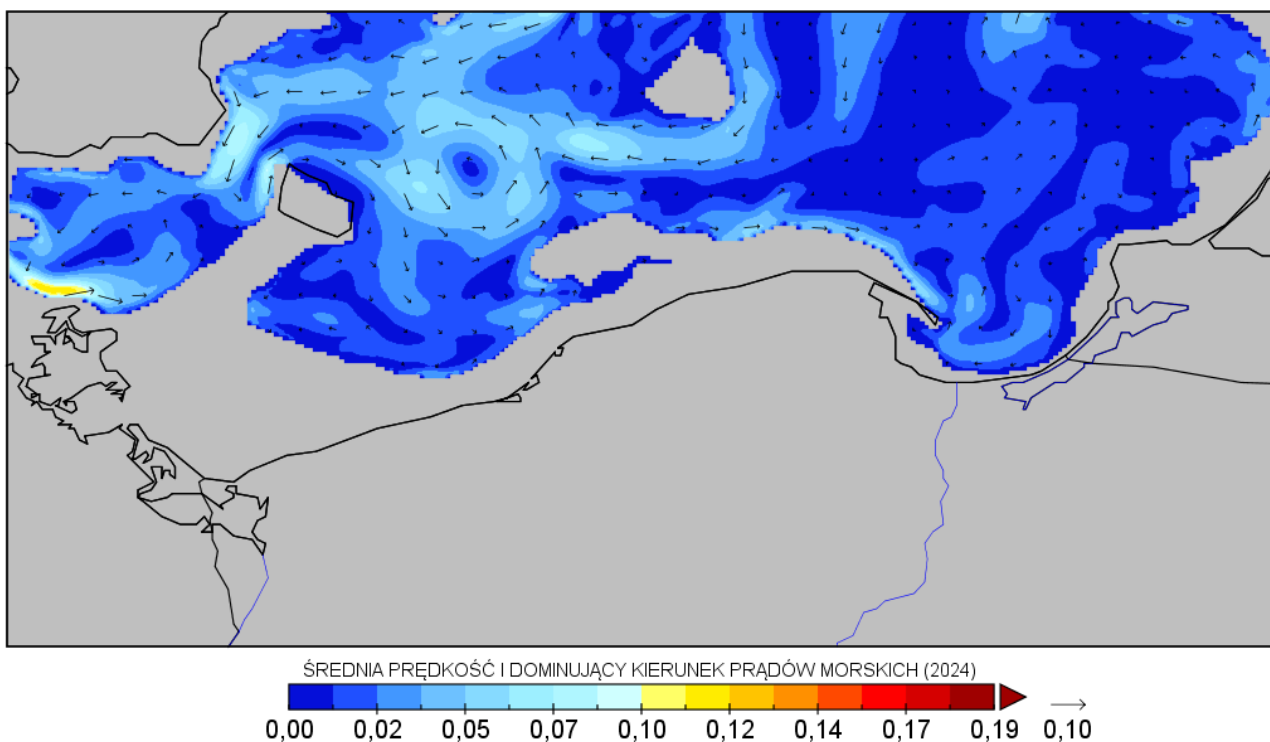
Rys. I.16. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.

W 2024 roku (Rys. I.18) w odróżnieniu do analizowanego wielolecia, tj. 2014-2023 (Rys. I.17) w obszarze Zatoki Gdańskiej prądy na głębokości 30 m propagowały z zachodu i północnego zachodu w kierunku wschodnim i północno-wschodnim-. 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 2024 roku.

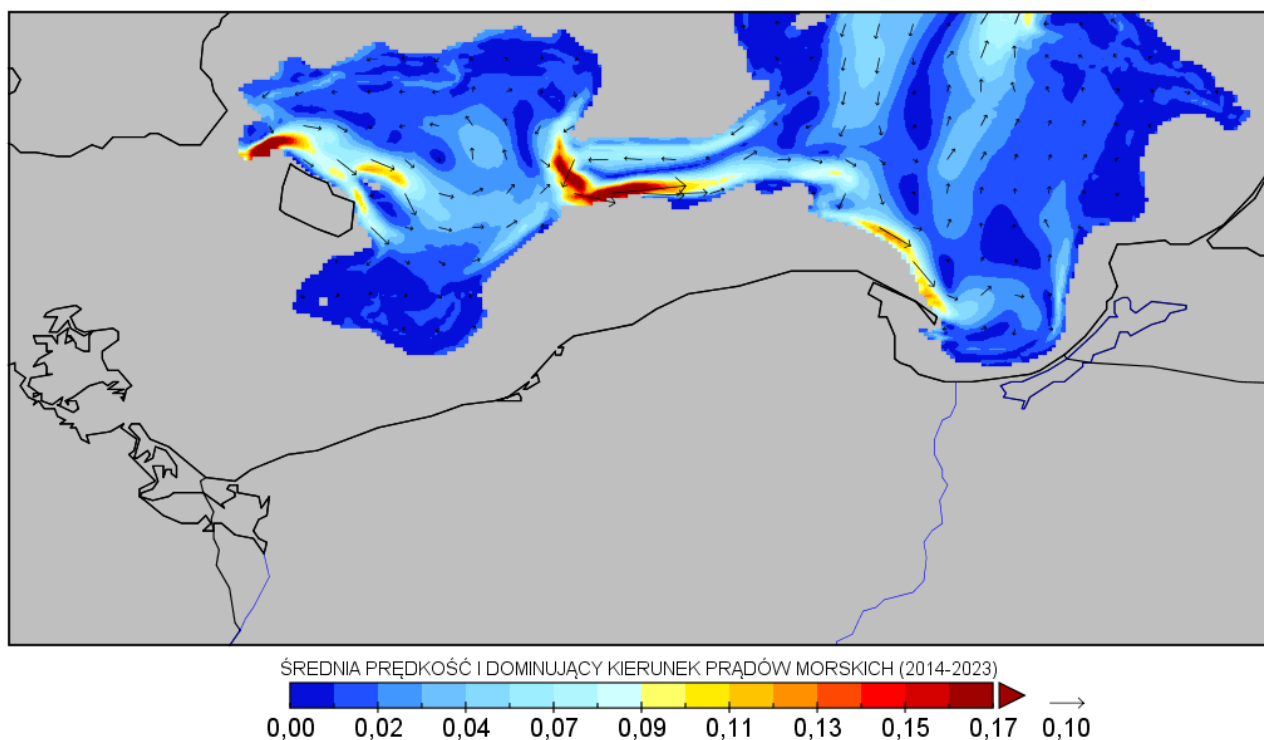
Obszary występowania najwyższych prędkości prądów morskich na głębokości 50 m są tożsame dla obu analizowanych okresów i stanowią one graniczne obszary zmiany głębokości. W 2024 roku (Rys. I.19) w basenie Zatoki Gdańskiej prędkość prądów morskich była wyższa, tj. 0,06-0,075 m s⁻¹ niż w wieloleciu 2014-2023 (Rys. I.20), gdzie średnia ich prędkość nie przekraczała 0,04 m s⁻¹.



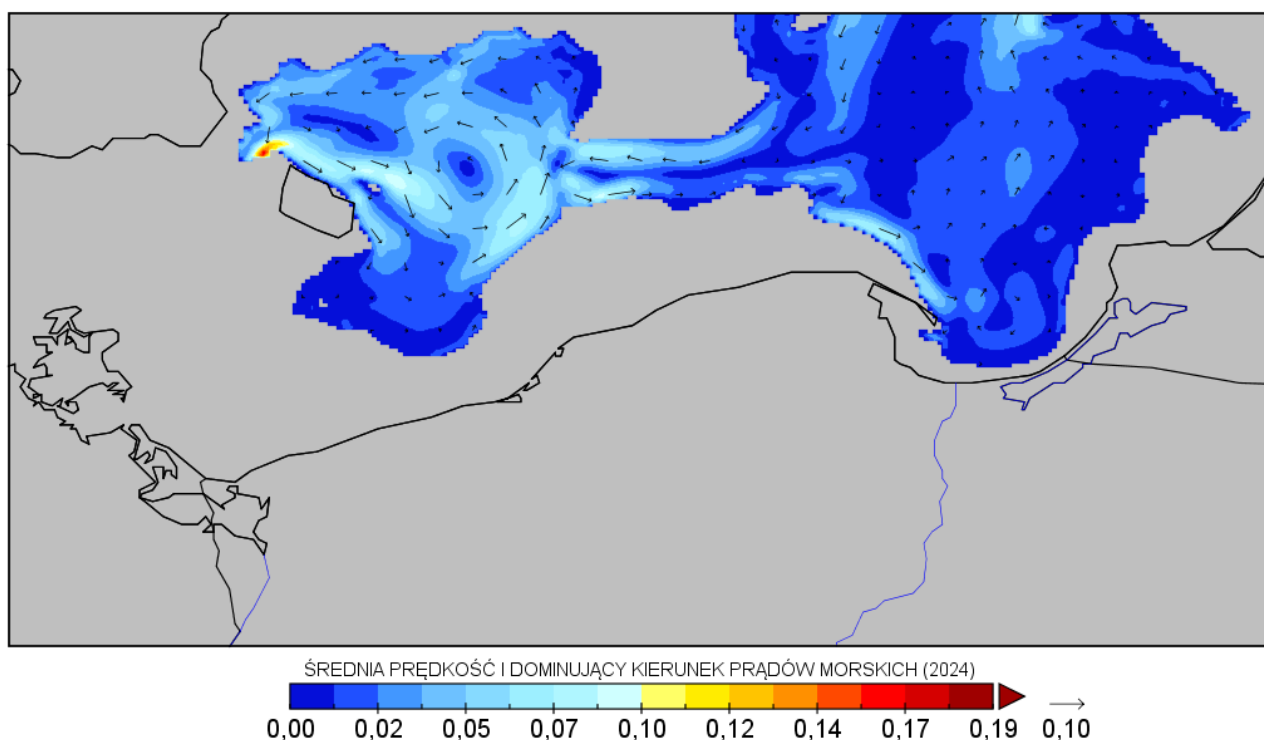
Rys. I.17. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



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



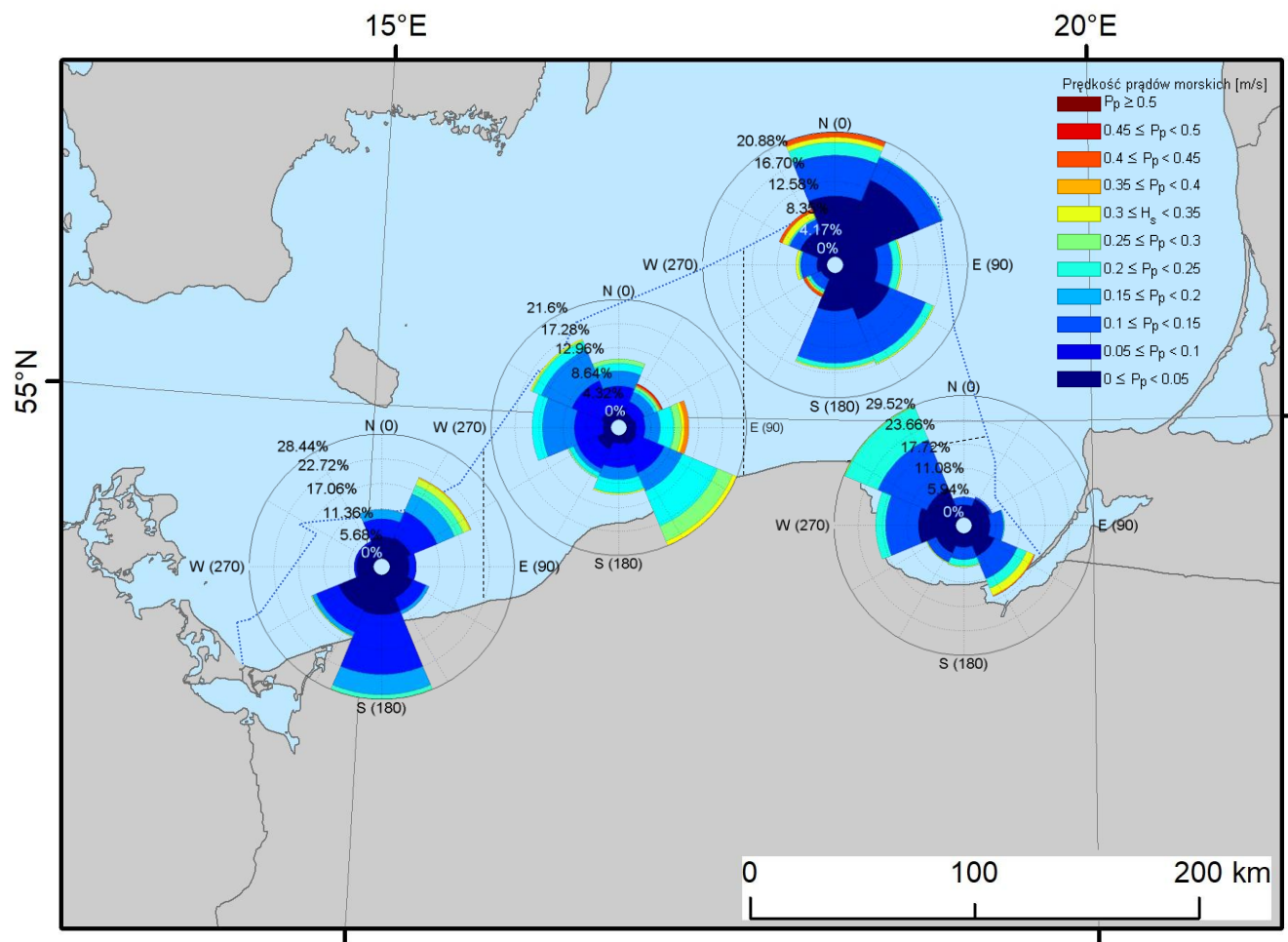
Rys. I.19. Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.



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

Dane pozyskane z urządzenia ADCP rejestrującego podczas rejsów badawczych sześciokrotnie w ciągu roku mogą ze względu na intensywną dynamikę i zmienność prądów morskich niecałkowicie odzwierciedlać rzeczywisty roczny rozkład, jednakże obrazuje on średnie warunki dla wybranych basenów wg Majewski, 1989.

Na głębokości poniżej 30 metrów (Rys. I.21) w Basenie Bornholmskim prądy morskie charakteryzowały się wielokierunkowym rozkładem a ich dominujące prędkości nie przekraczały $0,4 \text{ m s}^{-1}$. Wyższe prędkości stanowiły marginalny udział. Wschodnia część Basenu Bornholmskiego wykazywała dominujące kierunki propagacji: NE oraz NNE. Prędkość prądów morskich w Basenie Gotlandzkim nie przekraczała $0,5 \text{ m s}^{-1}$ a dominującym kierunkiem były północ i północny-wschód (Rys. I.21). Prądy w Zatoce Gdańskiej cechowały się najwyższym udziałem prądów o prędkości powyżej $0,3 \text{ m s}^{-1}$. Prądy w tym akwenie propagowały w kierunku zachodnim i północno-zachodnim.



Rys. I.21. Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2024 roku na głębokości poniżej 30 m.

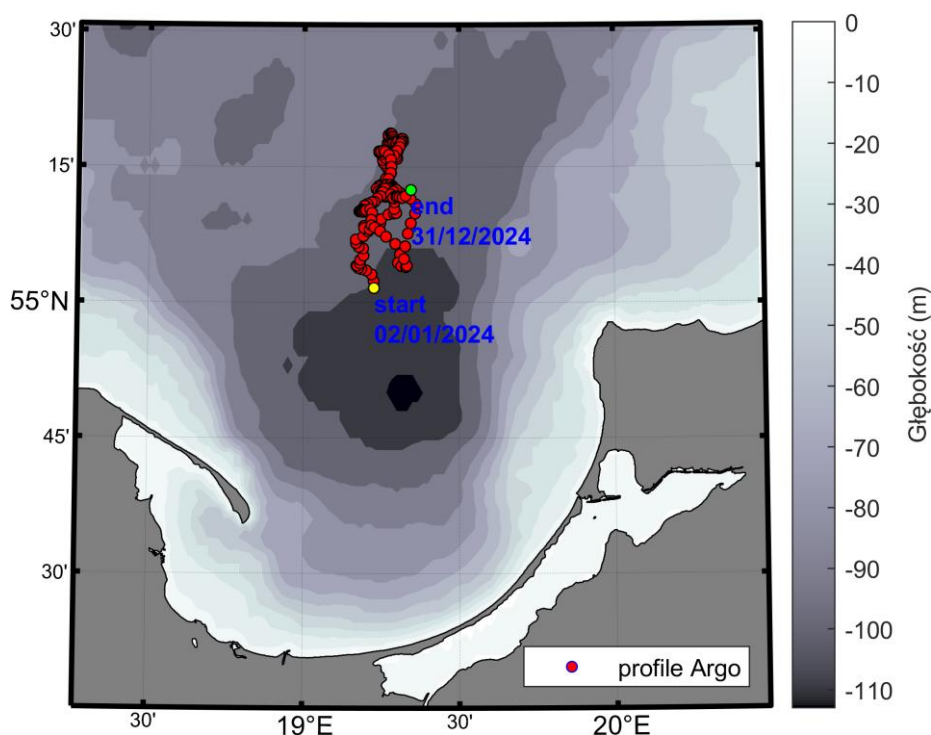
I.5 Charakterystyka warunków fizykochemicznych na podstawie pomiarów ciągłych

W ocenie stanu środowiska południowego Bałtyku w 2024 roku wykorzystano dane z autonomicznych pływaków Argo operujących w rejonie Morza Bałtyckiego. Wchodzą one w skład globalnej sieci Argo rozwijanej od 2000 roku, składającej się z około 4000 aktywnych pływaków profilujących. Te autonomiczne urządzenia dostarczają w czasie rzeczywistym informacje o temperaturze, zasoleniu i innych parametrach fizykochemicznych oceanów. Pływaki Argo dryfują swobodnie w toni wodnej (tzw. pomiary Lagrange’a), a ruch pionowy wymuszany jest przez zmianę ich wyporności.

Dane rejestrowane są od powierzchni do głębokości 2000 m i przekazywane do centrów odbiorczych drogą satelitarną. Każdy pławak zarejestrowany jest w Światowej Organizacji Meteorologicznej z własnym numerem WMO. Regularne pomiary w różnych lokalizacjach zapewniają bardziej ciągłą i przestrzennie zróżnicowaną informację o stanie środowiska. Dane zebrane przez sieć Argo używane są głównie w celach operacyjnych, ale mogą też stanowić istotne uzupełnienie dla danych pozyskiwanych w ramach klasycznego monitoringu na wybranych stacjach.

Pierwszy polski pławak Argo na Bałtyku zwodowano w roku 2016 (Walczowski i in., 2020). Systematyczne dostosowywanie działania tych urządzeń do specyfiki akwenu (Merchel i in., 2024) pozwoliło na pozyskanie nowych, ciągłych informacji o czasowej i przestrzennej zmienności hydrograficznej Bałtyku. Badania z wykorzystaniem pływaków realizuje Konsorcjum Argo-Polska, którego liderem jest Instytut Oceanologii PAN, pracujące w ramach Europejskiej Infrastruktury Badawczej Euro-Argo ERIC od roku 2014.

Opis warunków w Basenie Gdańskim bazuje głównie na danych pozyskiwanych przez pierwszy polski pławak biogeochemiczny (BGC Argo) o numerze WMO 1902683. Pomiar od powierzchni do dna wykonywany jest co dwie doby. Profile zostały uśrednione co jeden metr, a dla potrzeb przekrojów i ciągów czasowych policzono średnie 7-dniowe. Trasę pływaka w Basenie Gdańskim przedstawiono na Rys. I.22.



Rys. I.22. Trasa pływaka WMO 1902683 w Basenie Gdańskim w roku 2024.

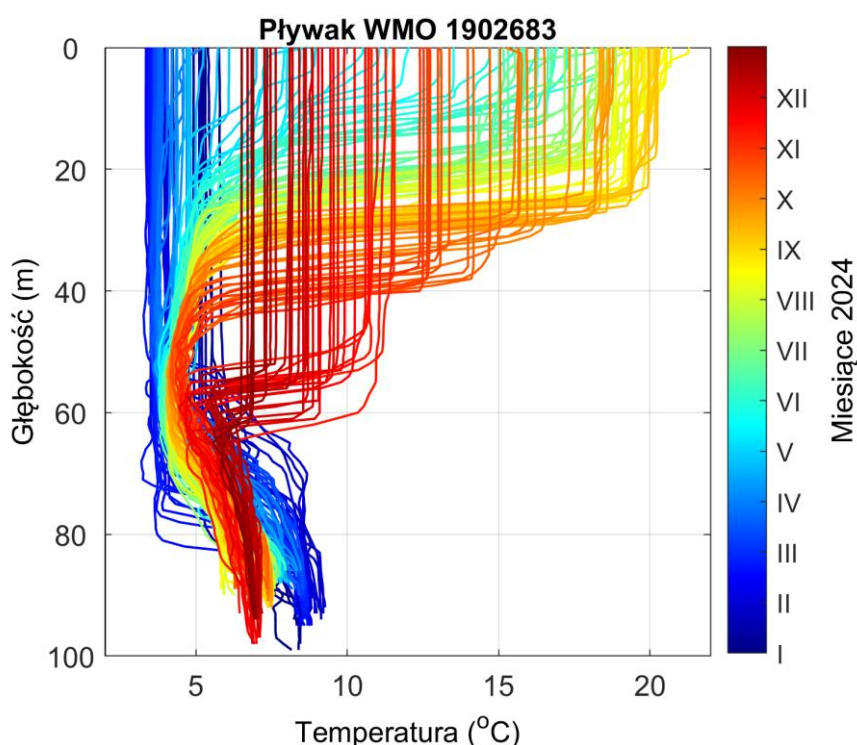
Temperatura wody morskiej na podstawie pomiarów Argo

Profile temperatury w całej kolumnie wody morskiej wykazują znaczne zróżnicowanie (Rys. I.23). W warstwie powierzchniowej wyraźny jest cykl roczny, w warstwie pośredniej sezonowość jest znacznie słabsza, a wody głębinowe nie wykazują zmian sezonowych (Rys. I.24).

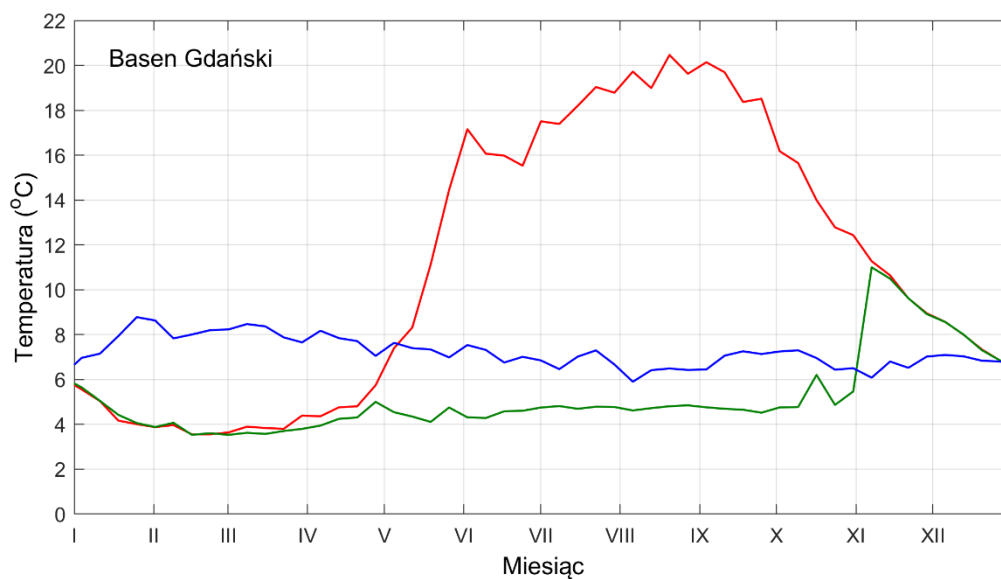
W styczniu temperatura górnej warstwy (0-10 m) spadła od wartości 5,8°C do poniżej 4,0°C (najniższa 3,5°C) i utrzymywała się na tym poziomie do marca (Rys. I.24). Następnie nastąpił łagodny wzrost temperatury, który w maju przyspieszył, osiągając ponad 20°C (maksymalnie 20,46°C w połowie sierpnia). Od września rozpoczął się proces systematycznego, niemal liniowego wychładzania warstwy powierzchniowej do temperatury 6,6°C na koniec roku. Cykl roczny nie zamknął się całkowicie, temperatura w końcu grudnia była wyższa o 0,8°C od tej z początku stycznia.

Zimą sezonowa termoklina nie występuje, przy dnie obserwowana była nawet inwersja temperatury. Uwarstwienie termiczne zaczęło się formować w połowie maja, maksymalną głębokość 60 m termoklina osiągnęła w listopadzie (Rys. I.25). Zmiany temperatury warstwy pośredniej (40-50 m) od stycznia do maja przebiegały podobnie jak w warstwie powierzchniowej, co świadczy o silnym wymieszaniu kolumny wody. Do października temperatura warstwy pośredniej rosła bardzo powoli, następnie doszło ponownie do wyrównania temperatury warstwy powierzchniowej i pośredniej (Rys. I.24) spowodowane obniżaniem termokliny.

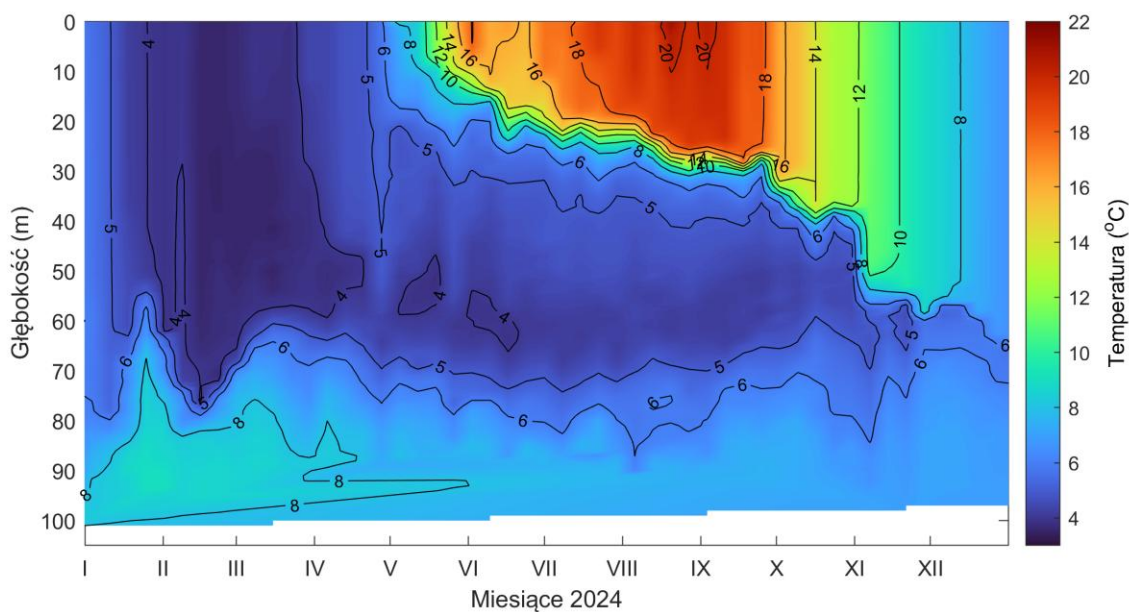
Pod koniec roku obserwowano ponowną homogenizację kolumny wody (Rys. I.25) wynikającą z wychładzania i wzrostu gęstości wód powierzchniowych. Procesy te sięgały do halokliny i związanej z nią pynokliny. Temperatura wody poniżej halokliny (wody związane z wlewami z Morza Północnego) nie ma cyklu sezonowego, utrzymywała się powyżej 6°C i była ona wyższa od temperatury warstwy pośredniej. W pierwszej połowie roku woda ta była cieplejsza o ok. 0,5°C niż w drugiej (Rys. I.24).



Rys. I.23. Profile temperatury w Basenie Gdańskim w roku 2024.



Rys. I.24. Serie czasowe temperatury wody morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębinowej (80-90 m, linia niebieska) w roku 2024.

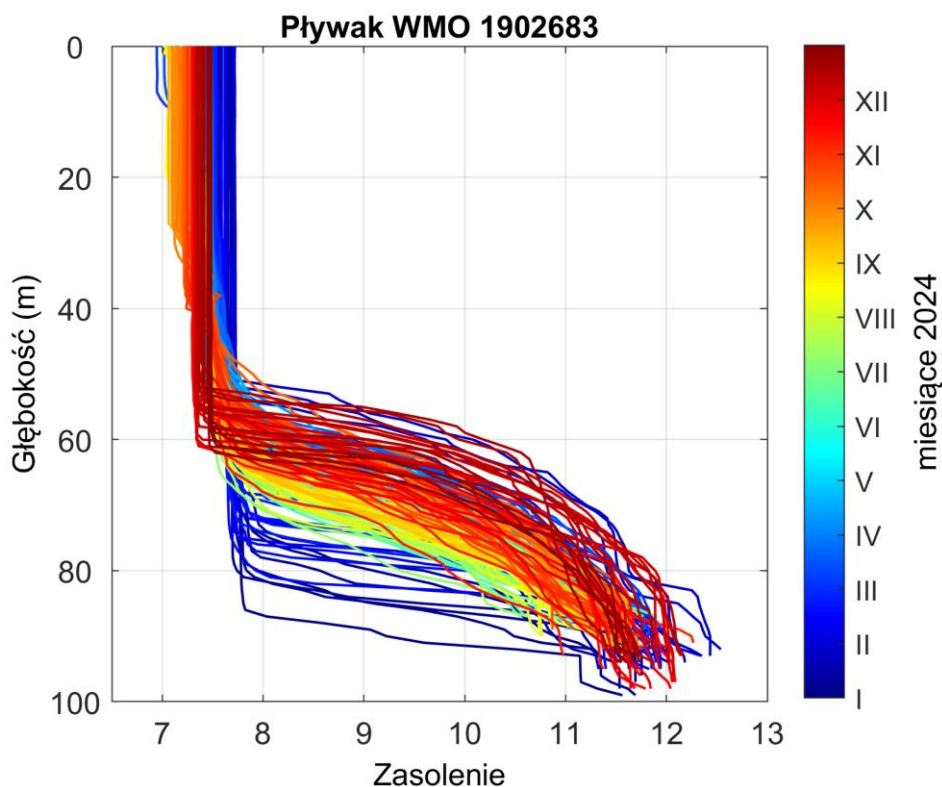


Rys. I.25. Serie czasowa temperatury wody na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024.

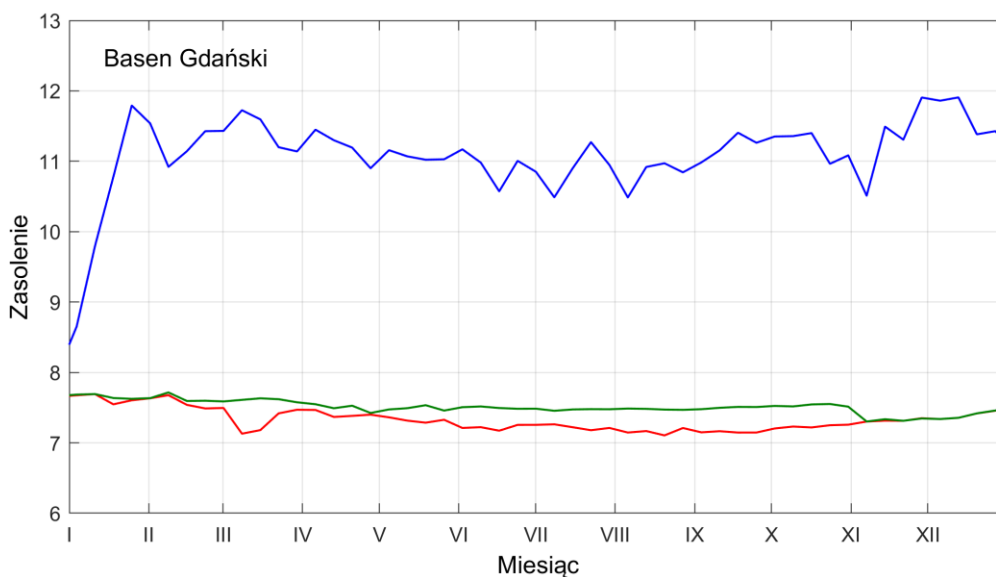
Zasolenie na podstawie pomiarów Argo

Struktura kolumny wody oraz cykl roczny zasolenia w obrębie Basenu Gdańskiego różnią się istotnie od obserwowanego przebiegu temperatury (Rys. I.26). Zarówno warstwa powierzchniowa jak i pośrednia charakteryzowały się na początku roku zasoleniem wynoszącym 7,67 a na końcu roku 7,48 (Rys. I.27). Zasolenie powierzchniowe było latem niższe o około 0,30 niż warstwy pośredniej. Tylko jeden profil osiągnął zasolenie niższe niż 7,0 (Rys. I.26).

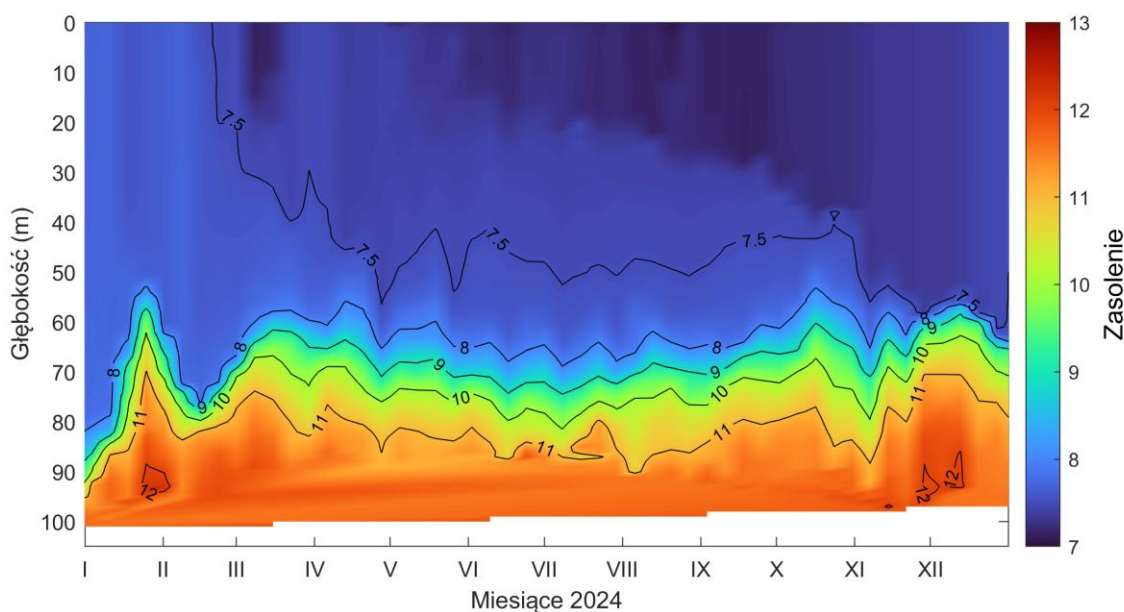
Interesujący przebieg zasolenia zaobserwowano w warstwie poniżej halokliny. Wartość zasolenia dla warstwy 80-90 m przez większość roku utrzymywała się powyżej 11,0 (Rys. I.27). Jedynie na początku roku 2024 zaobserwowano istotne wystodzenie warstwy głębinowej, nawet poniżej wartości 8,4. Był to efekt rzadko obserwowanego zjawiska, praktycznie niemożliwego do uchwycenia przy klasycznych obserwacjach. Na przetomie lat 2023-2024 dwa pływaki Argo odnotowały bardzo głębokie mieszanie, wystodzenie i natlenienie wody głębinowej. Nastąpiło znaczne obniżenie halokliny (Rys. I.28). Zjawisko to wystąpiło w czasie przechodzenia silnego sztormu, spowodowane było prawdopodobnie pompowaniem ekmanowskim na granicy wiru cyklonalnego i antycyklonalnego. Mieszanie pionowe spowodowało również transport soli do górnej warstwy, stąd wyższe zasolenie w warstwie pośredniej i powierzchniowej występujące na początku roku (Rys. I.26).



Rys. I.26. Profile zasolenia w Basenie Gdańskim w roku 2024.



Rys. I.27. Serie czasowe zasolenia wody morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębiniowej (80-90 m, linia niebieska) w roku 2024.



Rys. I.28. Seria czasowa zasolenia na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024.

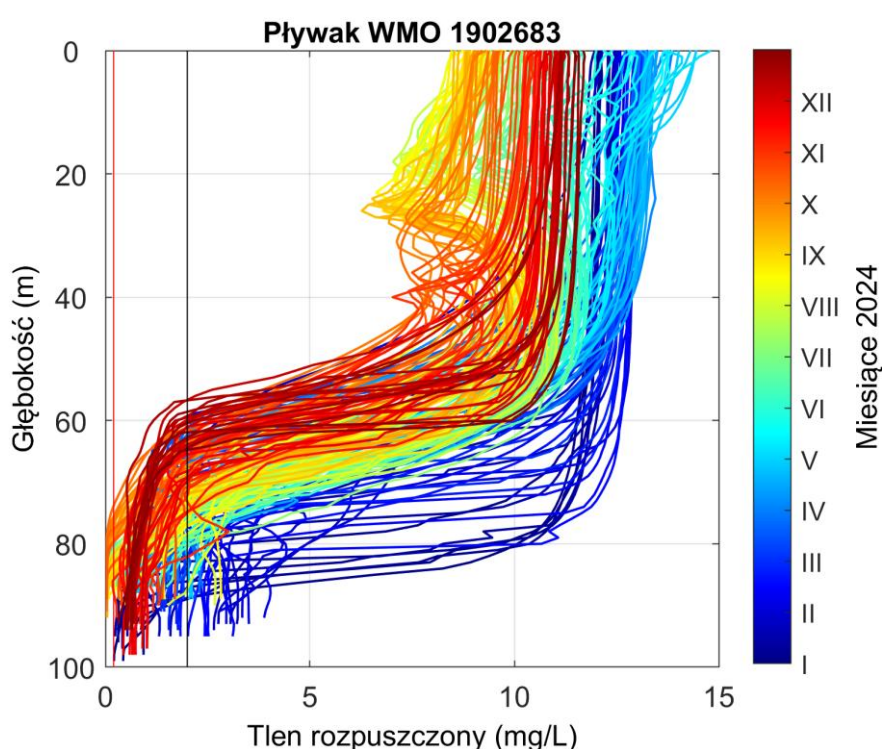
Warunki tlenowe na podstawie pomiarów Argo

Warunki tlenowe w Morzu Bałtyckim są kształtowane przez szereg różnych, często przeciwstawnych czynników. W warstwie powierzchniowej wyraźnie zaznacza się sezonowy cykl natlenienia (Rys. I.29) w kształcie sinusoidy (Rys. I.30). Zimą wody powierzchniowe i pośrednie były dobrze natleniona wskutek mieszania oraz niskiej temperatury (wyższa rozpuszczalność tlenu w chłodnej wodzie). Od stycznia do maja natlenienie warstwy powierzchniowej nadal wzrastało. Wskutek intensywnych procesów fotosyntezy zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej (DO) zmieniła się od 11,7 mg/L do 13,7 mg/L.

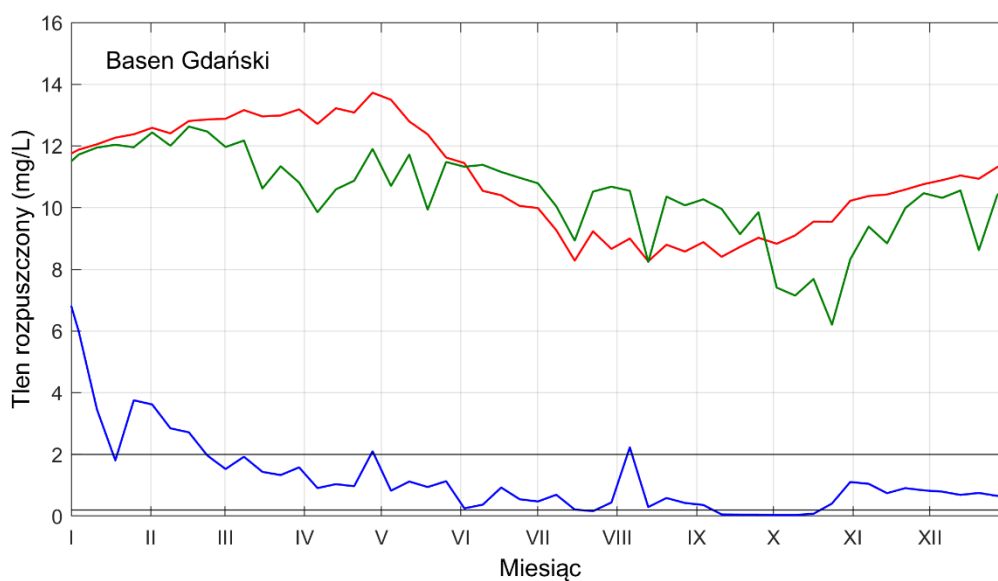
Od maja obserwowany był spadek natlenienia, spowodowany zarówno wzrostem temperatury wody, jak i nasileniem procesów zużycia tlenu. Minimum (8,2 mg/L) przypadło na połowę lipca. Od września natlenienie warstwy powierzchniowej ponownie wzrastało, osiągając 11,5 mg/L pod koniec roku.

W warstwie pośredniej cykl roczny jest mniej wyraźny. Latem występowały okresy wyższego, a jesienią niższego natlenienia niż w warstwie powierzchniowej. Od października do końca roku natlenienie warstwy pośredniej rośnie wskutek mieszania i obniżania się termokliny.

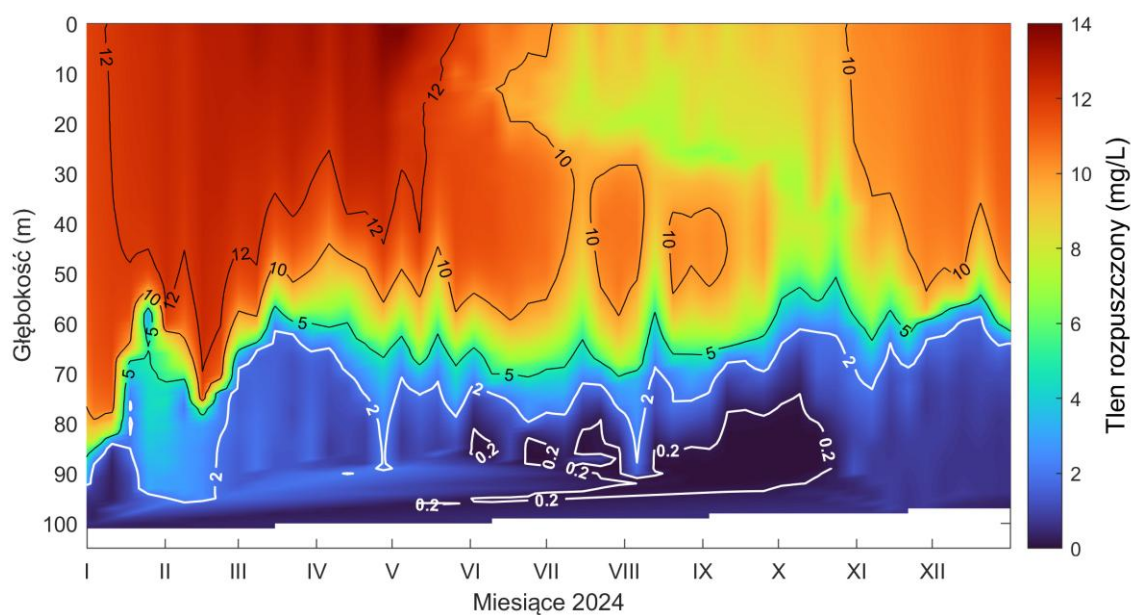
Całkowicie odmienna była sytuacja tlenowa w warstwie głębinowej. Basen Gdański to rejon występowania warunków niskiej zawartości tlenu (hipoksja, $DO < 2$ mg/L) i stref beztlenowych (anoksja, $DO < 0,2$ mg/L). Odświeżanie tej warstwy następuje głównie wskutek dużych wlewów barotropowych z Morza Północnego. Obecnie, w długim okresie braku takich wlewów, wyraźnie widać warunki hipoksji utrzymujące się przez cały rok (Rys. I.31). Od czerwca do października obserwowane były nawet warunki beztlenowe. Wzrost stężenia tlenu (ponad 6 mg/L) w warstwie 80-90 m na początku roku był skutkiem opisanego wcześniej głębokiego mieszania, wywołanego przejściem silnego sztormu.



Rys. I.29. Profile tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej w Basenie Gdańskim w roku 2024. Zaznaczono granice dla strefy niedotlenionej (hipoksja, $DO < 2$ mg/L, linia czarna), beztlenowej (anoksja, $DO < 0,2$ mg/L, linia czerwona).

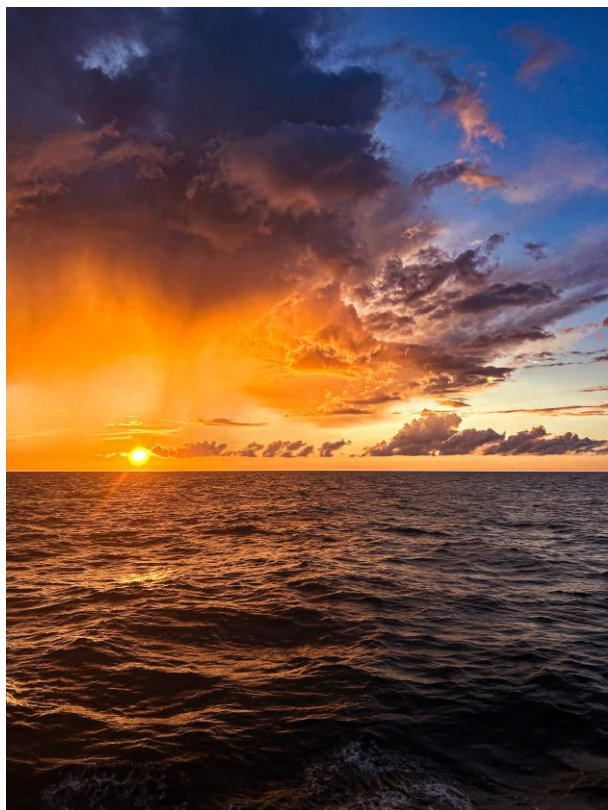


Rys. I.30. Serie czasowe zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębiniowej (80-90 m, linia niebieska). Zaznaczono granice dla strefy niedotlenionej (<2 mg/L), beztlenowej ($<0,2$ mg/L) w roku 2024.



Rys. I.31. Serie czasowa zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024. Białymi izoliniami zaznaczono obszary hipoksji i anoksji.

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 UE 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 różnicowane 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 UE 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. z 2024 r. poz. 1087, 1089, 1473, z 2025 r. poz. 216.).

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 (przyjętej uchwałą Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230) i opracowanie drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2024 roku. Ocenę stanu środowiska za rok 2024 przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; decyzja 2017/848; Rys. II.1) w oparciu o metodyki z obowiązującej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 roku.



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 ocenach stanu środowiska morskiego. Zgodnie z RDSM należą do nich cechy presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10 i D11 oraz 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

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).

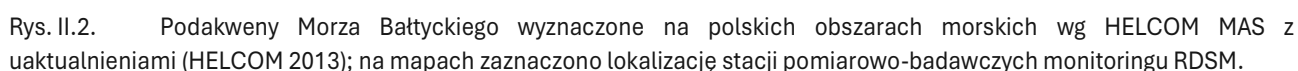


Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*).

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

Nazwa polska	Nazwa angielska
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 2024 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 2024 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (uchwała Rady Ministrów nr 8 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 2024 r. umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu, fitoplanktonu oraz ryb, 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 polskiego indeksu multimetrycznego dla ryb (PMFI), indeksu wielkich ryb LFI oraz wskaźnika wielkości 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 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”.

II.2. Ogólne warunki fizykochemiczne



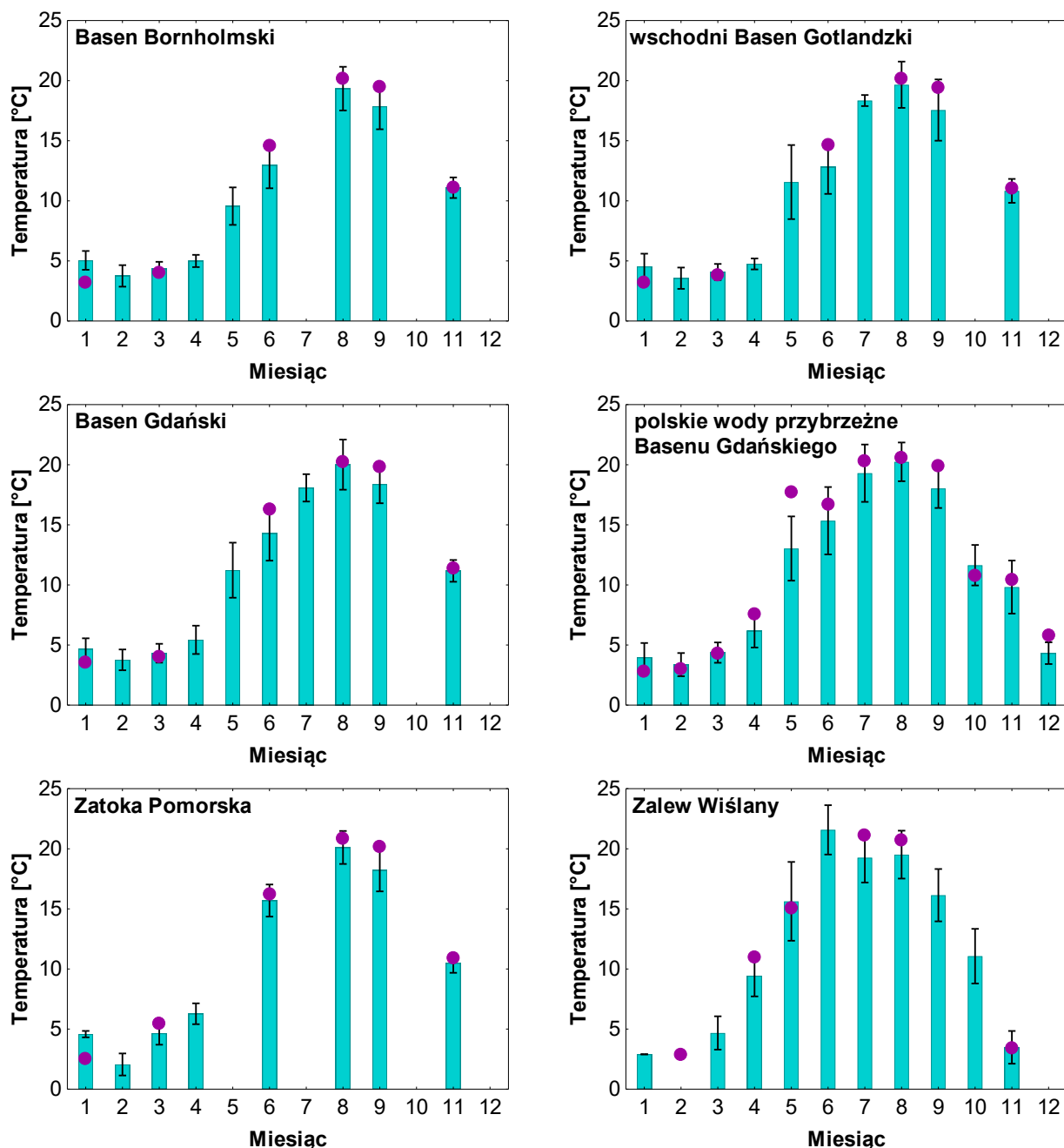
II.2.1. Temperatura wody morskiej

W 2024 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych zmieniały się od 3,2°C do 20,3°C, przy czym w Basenie Bornholmskim i we wschodnim Basenie Gotlandzkim zakres ten obejmował wartości 3,2-20,2°C, a w Basenie Gdańskim 3,6-20,3°C (Rys. II.3). Zakresy te były zbliżone do obserwowanych w roku 2023, w którym temperatura wód powierzchniowych pozostawała w zakresie 3,8°C do 19,8°C, chociaż maksymalne wartości średniej temperatury we wszystkich basenach były nieznacznie wyższe. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego najniższa średnia temperatura wynosiła 2,8°C, natomiast najwyższa odnotowana we wrześniu wyniosła 20,6°C, co oznacza, że była niższa od maksymalnej średniej odnotowanej we wrześniu roku poprzedniego (21,3°C). Podobne zakresy temperatury odnotowano w wodach Zatoki Pomorskiej (2,5-20,9°C) i Zalewu Wiślanego (2,9-20,7°C), co oznacza zakresy zbliżone do tych obserwowanych w roku poprzednim. Najniższe wartości średniej temperatury warstwy powierzchniowej (2,5-5,4°C) przypadły na miesiące od stycznia do marca, natomiast wartości najwyższe wystąpiły w sierpniu (20,2-20,3°C) i były wyższe od obserwowanych w roku ubiegłym (18,4-18,9°C). We wrześniu średnia temperatura wód powierzchniowych basenów morza otwartego pozostawała w zakresie od 19,4-19,8°C, co oznacza wartości zbliżone do roku poprzedniego (18,9-19,8°C). Jednocześnie we wrześniu 2024 roku na stacjach brzegowych w rejonie wsch. Basenu Gotlandzkiego odnotowano wystąpienie zjawiska upwellingu, w wyniku którego średnia temperatura wód powierzchniowych wyniosła 9,9°C (Rys. II.4), a średnia dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego uwzględniająca to zjawisko wyniosła 15,9°C.

W 2024 roku zakresy temperatury obserwowane w obszarach morza otwartego były bardzo zbliżone do zakresów średnich wartości wyznaczonych dla okresu odniesienia (2014-2023), które wynosiły 3,8-19,3°C w Basenie Bornholmskim, 3,6-19,7°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 3,8-20,0°C w Basenie Gdańskim. Podobna charakterystyka obowiązywała w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Zatoki Pomorskiej, w których zakresy temperatury w poprzedzającym dziesięcioleciu wynosiły odpowiedni 3,4-20,2°C i 2,1-20,1°C.

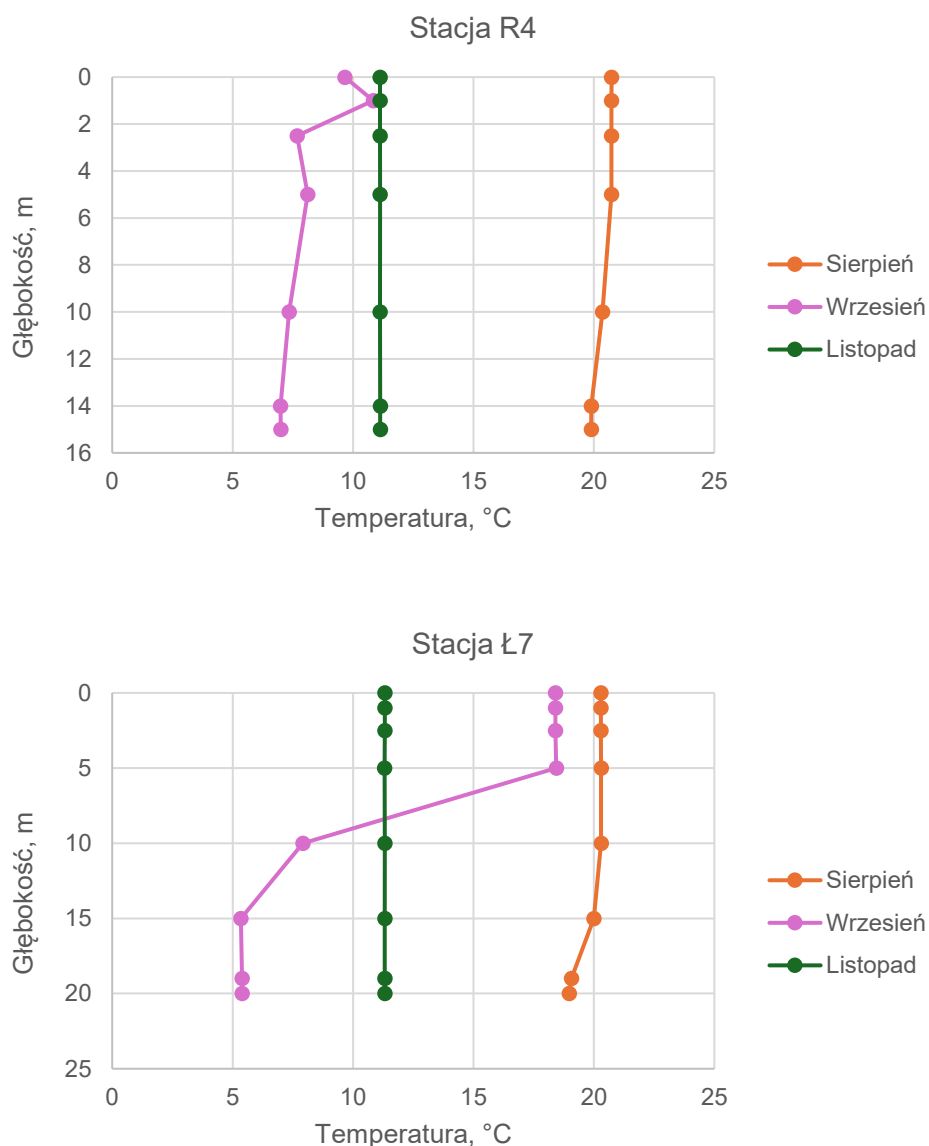
W przypadku Zalewu Wiślanego, średnie wartości temperatury wody powierzchniowej w latach 2014-2023 zmieniły się w zakresie 2,9°C w styczniu do 21,6°C w czerwcu.

We wszystkich obszarach, z wyjątkiem Zalewu Wiślanego wartości średnie temperatury warstwy powierzchniowej wód morskich charakteryzujące styczeń 2024 roku były mniejsze o 1 do 2°C od wartości wyznaczonych dla stycznia w okresie 2014-2023. W przypadku basenów morza otwartego również marzec 2024 charakteryzował się niższą temperaturą od okresu odniesienia, ale różnica ta nie przekraczała 0,4°C. W przypadku pozostałych miesięcy średnia temperatura wód powierzchniowych była wyższa niż w poprzedzającym dziesięcioleciu.



Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2024 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego,

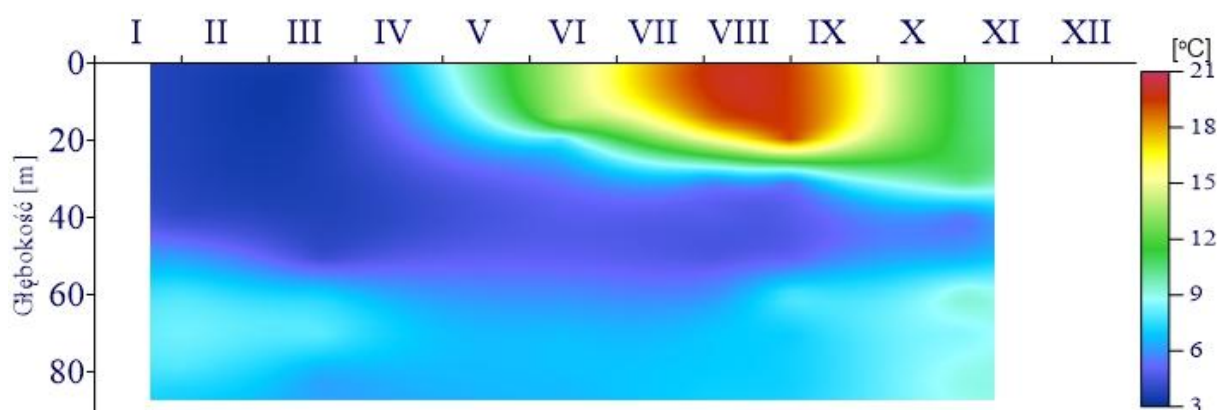
Zatoka Pomorska, Zalew Wiślaný (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2014-2023; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2014-2023; punkty – średnia 2024.



Rys. II.4. Rozkład temperatury wody w kolumnie wody na stacjach R4 i Ł7 w sierpniu, wrześniu i listopadzie 2024 roku – zjawisko upwellingu we wrześniu.

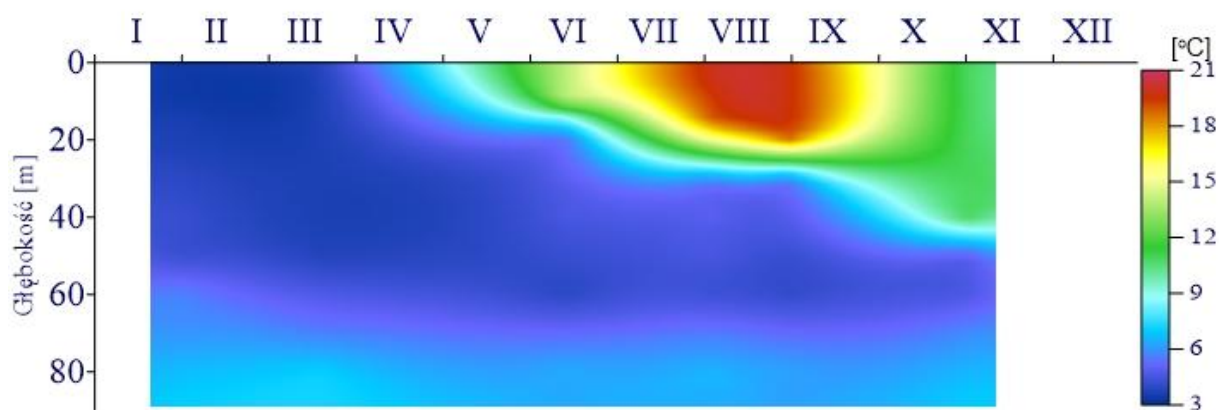
Największy wzrost temperatury odnotowano w czerwcu i wrześniu i wyniósł on odpowiednio 1,6°C w Basenie Bornholmskim, 1,8°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 2°C (czerwiec) i 1,4°C (wrzesień) w Basenie Gdańskim. Biorąc pod uwagę wszystkie obszary największą różnicę pomiędzy 2024 a okresem 2014-2023 odnotowano w maju w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego – 4,7°C. Największe zmiany średniej temperatury wód powierzchniowych Zalewu Wiślanego odnotowano w kwietniu, lipcu i sierpniu, gdzie wzrost wyniósł odpowiednio 1,4°C, 1,9°C i 1,2°C. W zatoce Pomorskiej widocznie cieplejszym w stosunku do okresu 2014-2023 był wrzesień, w którym odnotowano wzrost średniej temperatury wód powierzchniowych o 1,9°C.

Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2024 roku dotyczy warstw do 20 m głębokości (Rys. II.5). W styczniu i marcu na stacji P5C temperatura wody pozostawała niezmienna (3,6-3,7°C) do głębokości 30 m, co oznacza, że była niższa o 1,7°C od obserwowanej w lutym 2023 roku. W styczniu od głębokości 40 m do 70 m wzrastała 4,0°C do 8,3°C na poziomie 80 m i następnie ponownie spadała do 7,2°C na głębokości 84 m. W marcu również maksymalna wartość temperatury (8,1°C) wystąpiła na 70 m, w warstwach najgłębszych nie przekroczyła 6,3°. W czerwcu najwyższe wartości w zakresie 13,6-13,9°C, zbliżone do tych obserwowanych w roku poprzednim, wystąpiły na głębokościach od 0 do 15 m. Na poziomie 20 m temperatura wynosiła 7,5, a najniższe wartości odnotowano na głębokościach 40 i 50 m (4,8°C), poniżej których temperatura utrzymywała się na poziomie 6,7°C i była niższa niż w 2023 roku (8,2-8,6°C). Najwyższą temperaturę na poziomie 19,8°C odnotowano w sierpniu w warstwie do 5 m. Od 10 do 50 m odnotowano spadek od 19,4°C do wartości najniższej 4,5°C i ponowny wzrost w warstwach głębszych do wartości 7,0°C na głębokości 84 m. We wrześniu miąższość warstwy charakteryzującej się najwyższą temperaturą na poziomie 19,3°C wzrosła do 20 m. Na głębokości 30 m temperatura wyniosła 5,7°C, a warstwach głębszych osiągała wartości zbliżone do tych obserwowanych w sierpniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 10,8°C była charakterystyczna dla warstw 0-30 m. Na poziomach 60 i 70 m temperatura wynosiła odpowiednio 9,5°C i 8,5°C, co oznacza spadek o ok. 1°C w stosunku do roku poprzedniego, natomiast od 80 m do dna pozostawała na poziomie 9,0°C.



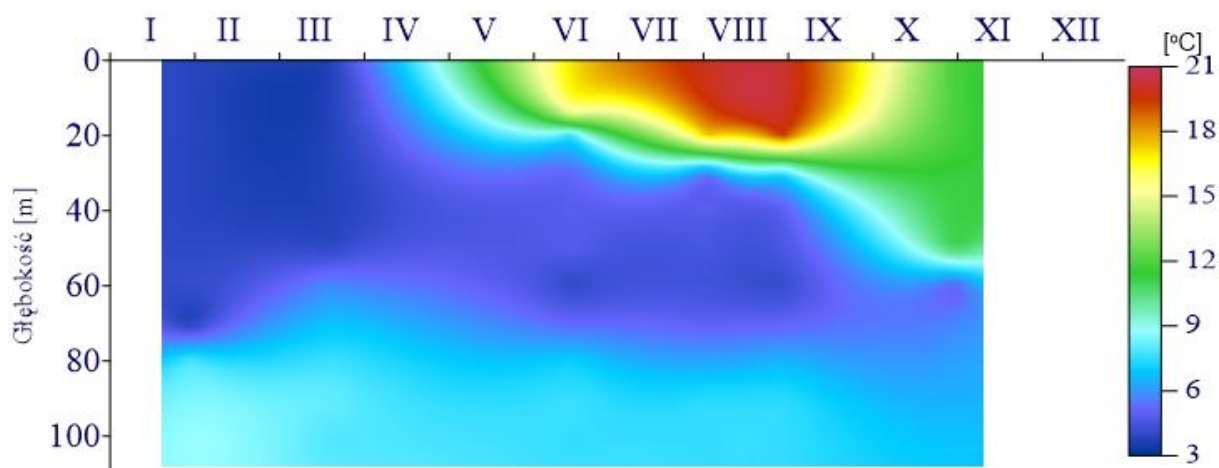
Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.

Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.6) w styczniu i marcu 2024 roku charakteryzowały się zbliżonymi wartościami i rozkładem pionowym jak w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. Do 30 m głębokości wartości temperatury pozostawały w zakresie 3,3-3,9°C, a w marcu charakteryzowały one również warstwy do 50 m. Poniżej obserwowano sukcesywny wzrost do wartości 6,9°C w styczniu i 7,1°C w marcu. W czerwcu w warstwach do 10 m temperatura była na poziomie 13,9°C, w zakresie głębokości od 15 do 60 m spadała od 7,9°C do 3,9°C, a poniżej wzrastała osiągając przy dnie 6,2°C. Temperatura na poziomie 18,9-19,9°C charakteryzowała w sierpniu warstwy od powierzchni do 15 m głębokości, na głębokości 20 m temperatura wynosiła 15,3°C, a od 30 m do dna pozostawała w zakresie od 4,3°C do 6,6°C. We wrześniu wartości w zakresie 18,7-19,6°C charakteryzowały warstwę do 20 m. Pomiędzy 30 a 70 m głębokości pozostawały w zakresie od 4,1°C do 5,7°C, a od 80 m do dna temperatura wynosiła 6,1°C. W listopadzie stała temperatura na poziomie 10,9°C (wyższa o ok 2°C od roku poprzedniego) charakteryzowała warstwy do głębokości 40 m, poniżej której temperatura przyjęła wartości 4,8°C, by w dalszej kolejności wzrosnąć do 6,9°C przy dnie.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.

W styczniu i marcu 2024 roku temperatura w rejonie Basenu Gdańskiego w warstwie od powierzchni do 50 m głębokości była bardzo wyrównana, 3,8°C w styczniu i 3,7°C w marcu (Rys. II.7), co oznacza, że była o ok. 1°C niższa niż w lutym poprzedniego roku. Od 60 m głębokości następował nieznaczny wzrost do wartości 8,3°C i 7,9°C na głębokości 105 m. W czerwcu temperatura na poziomie 16,5°C charakteryzowała warstwę do 10 m, na poziomach 15 m, 20 m i 30 m osiągnęła wartości odpowiednio 14,5°C, 7,3°C i 5,1°. Na głębokościach od 40 do 60 m temperatura utrzymywała się w granicach 4,0-4,8°C, poniżej obserwowano wzrost temperatury do 7,5°C przy dnie. W sierpniu do 15 m i wrześniu do 20 m temperatura była wyrównana na poziomie 20°C. Na 30 m spadła odpowiednio do 5,3°C i 7,2°C. W zakresie głębokości 40-70 m temperatura utrzymywała się na poziomie 5°C, natomiast poniżej odnotowano wzrost do 7,5°C w warstwach najgłębszych. Praktycznie niezmienna temperaturą w zakresie 11,2-11,8°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 50 m w listopadzie, natomiast w warstwach od 60 do 105 m odnotowano temperaturę w zakresie od 4,9°C do 6,8°C.



Rys. II.7. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.

II.2.2. Zasolenie

W 2024 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0-10 m) w wybranych miesiącach mieściło się w wąskim zakresie od 7,19 do 7,57, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała sierpień, a największa styczeń (Rys. II.8). Jedynie w styczniu średnia wartość zasolenia była zbliżona do wartości opisującej wielolecie (różnica wyniosła zaledwie 0,02). W pozostałych miesiącach zasolenie było niższe w stosunku do lat ubiegłych. Największą różnicę (0,38) odnotowano w marcu, w kolejnych miesiącach jej wartość malała (do ok 0,25 w listopadzie).

Biorąc pod uwagę poszczególne miesiące wschodni Basen Gotlandzki (Rys. II.8) charakteryzował się bardzo podobnym, do Basenu Bornholmskiego, rozkładem zasolenia w warstwie powierzchniowej wody. W tym obszarze również najwyższe średnie zasolenie odnotowano w styczniu (7,63) a najniższe w sierpniu (7,14). Odchylenia, względem wielolecia 2014-2023 wyznaczone dla roku 2024, miały taki sam kierunek jak w Basenie Bornholmskim. Od marca do listopada średnie zasolenie wyznaczone dla roku 2024 pozostawało niższe od średnich opisujących okres odniesienia. Różnice pomiędzy porównywanymi okresami były jednak mniejsze niż w przypadku Basenu Bornholmskiego i wyniosły maksymalnie 0,22. Styczeń był natomiast miesiącem, w którym zasolenie było o 0,14 wyższe w porównaniu z okresem 2014-2023. Warto zaznaczyć, że w 2024 roku, maksymalna średnia wartość zasolenia wyznaczona we wschodnim Basenie Gotlandzkim (7,63, styczeń) była wyższa niż maksymalna wartość opisująca zasolenie wody powierzchniowej w Basenie Bornholmskim (7,57, styczeń). Ostatni raz taka sytuacja miała miejsce w roku 2017.

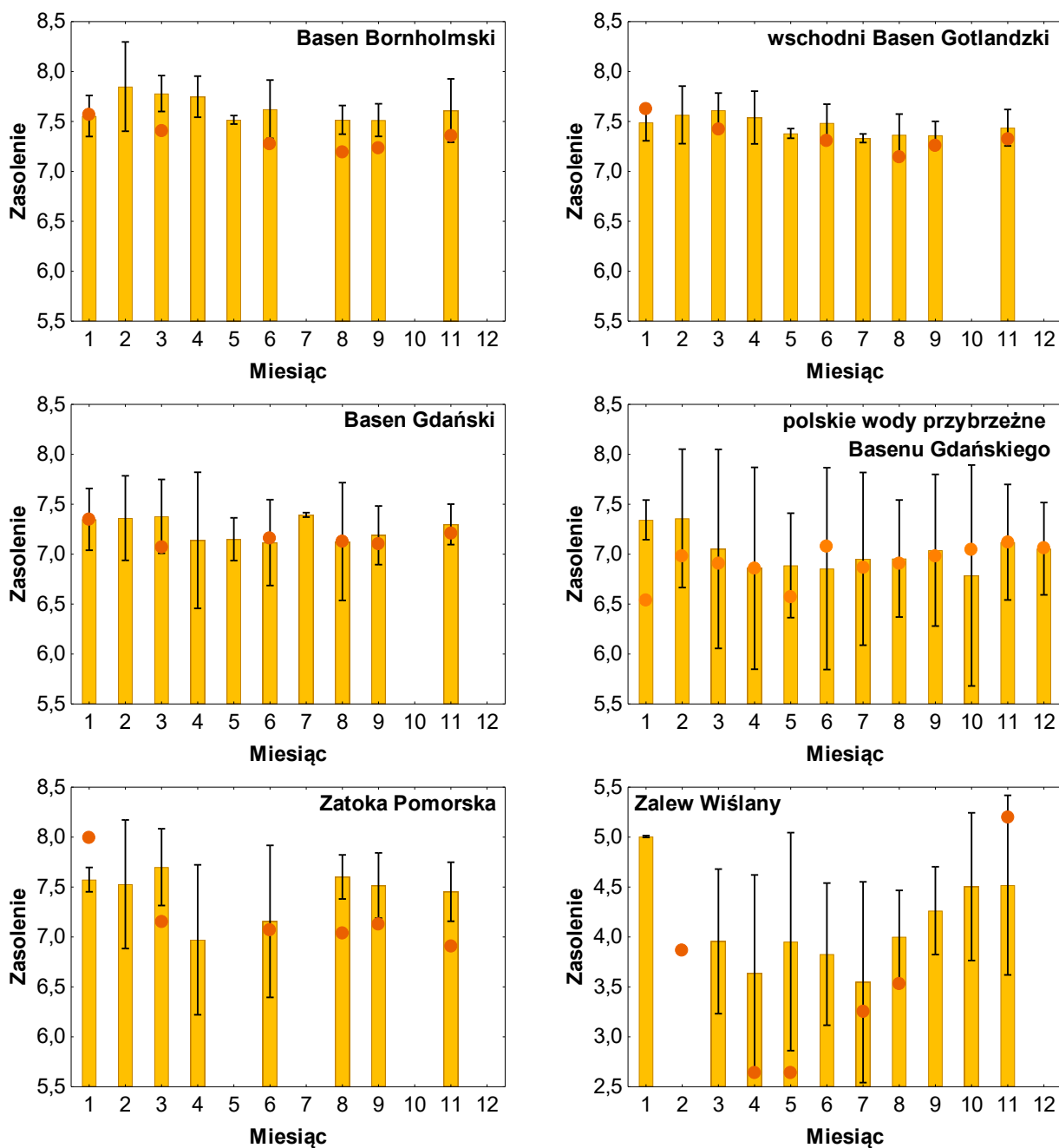
W wodach Basenu Gdańskiego zmierzono niższe średnie wartości zasolenia w porównaniu z wodami dwóch wcześniej omówionych basenów (Rys. II.8). Różnica pomiędzy maksymalną (7,35, styczeń), a minimalną (7,07, marzec) średnią wartością zasolenia w 2024 roku wyniosła 0,28, co czyniło ten akwen obszarem o najmniej zróżnicowanym zasoleniu wody powierzchniowej. Średnia wartość zasolenia w roku 2024 jedynie w marcu odbiegała od średniej dla wielolecia (7,38). W pozostałych miesiącach wartości dla okresu 2014-2023 oraz roku 2024 były zbliżone, różnice nie przekraczały 0,09.

Zasolenie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego było niższe oraz charakteryzowało się szerszym zakresem średnich, przyjmując wartości w przedziale od 6,54 do 7,12 (Rys. II.8). Najniższe średnie zasolenie w roku 2024 zmierzono w styczniu, natomiast miesiącem o najwyższym średnim zasoleniu był listopad. Wartości wyższe o odpowiednio 0,23 i 0,26 w odniesieniu do średniej opisującej wielolecie 2014-2023 charakteryzowały wodę powierzchniową w czerwcu (7,08) i październiku (7,05) 2024 roku. Ujemny kierunek odchylenia względem danych z poprzedzającego dziesięciolecia opisano w pierwszej połowie roku, od stycznia do marca oraz w maju, przy czym największą, wynoszącą 0,80 różnicę zanotowano w styczniu. Średnie zasolenie wody powierzchniowej w kwietniu, od lipca do września oraz w listopadzie i grudniu 2024 roku było porównywalne do wartości średnich opisujących te same miesiące w okresie 2014-2023.

Średnie zasolenie wody powierzchniowej w Zatoce Pomorskiej w czerwcu roku 2024 było porównywalne do wartości średniej dla lat 2014-2023 (Rys. II.8). Listopad był miesiącem, w którym średnie zasolenie w 2024 roku było najniższe (6,90), natomiast miesiącem, w którym woda była najbardziej zasolona był styczeń (8,00). Podobnie jak w wodach Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w 2024 roku, styczeń, oprócz bycia miesiącem o najwyższym zasoleniu, był równocześnie jedynym miesiącem, w którym wartość zasolenia przewyższała średnią wyznaczoną dla wielolecia. Dodatkowo wartość ta była najwyższą średnią wartością odnotowaną w roku 2024 uwzględniając wszystkie opisane obszary.

Zakres wartości zasolenia dla wód powierzchniowych Zalewu Wiślanego zdecydowanie różnił się od wartości opisujących pozostałe obszary (Rys. II.8). Średnie zasolenie wody powierzchniowej w 2024 roku wyniosło od 2,64 (kwiecień i maj) do 5,20 (listopad), dając tym samym największy, spośród omawianych, rozrzut pomiędzy wartością minimalną i maksymalną. Wyznaczona wartość średnia zasolenia wody powierzchniowej dla listopada 2024 roku była o 0,68 wyższa w stosunku do wielolecia 2014-2023. W przypadku maja, wartość ta

była o 1,32 niższa, co stanowiło największą różnicę w stosunku do wartości charakteryzujących wielolecie biorąc pod uwagę wszystkie omawiane obszary. W pozostałych miesiącach średnie z roku 2024 były o 0,29-1,00 niższe od wartości średnich dla tych samych miesięcy w okresie 2014-2023.

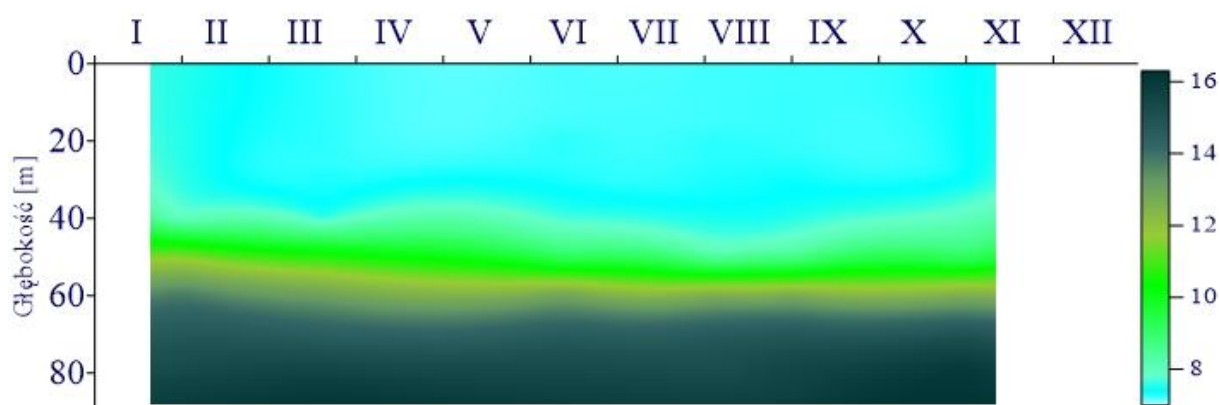


Rys. II.8. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2024 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zatoka Pomorska, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2014-2023; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2014-2023; punkty – średnia 2024.

Na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej (P5C) (Rys. II.9) wartości zasolenia były wyższe niż w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) (Rys. II.10) i Głębi Gdańskiej (P1) (Rys. II.11). Głębokość warstwy wody dobrze wymieszanej sięgała, zależnie od miesiąca 50 (czerwiec, sierpień, wrzesień, listopad) lub 40 m (styczeń, marzec), a opisujące ją wartości pomiarów zasolenia mieściły się w zakresie od 7,19 do

8,48 (Rys. II.9). W obszarze basenu Bornholmskiego zmiany zasolenia w obrębie halokliny zachodziły najgwałtowniej. Największy przyrost wartości zasolenia wraz z głębokością (4,47) miał miejsce w sierpniu w warstwie 50-60 m. Podobnie duży wzrost wartości zasolenia, (o 4,25) odnotowano jeszcze we wrześniu na tej samej głębokości. W pozostałych miesiącach (styczeń, marzec, wrzesień, listopad) największe odnotowane wzrosty zasolenia wraz z głębokością nie przekraczały 3,63/10 m.

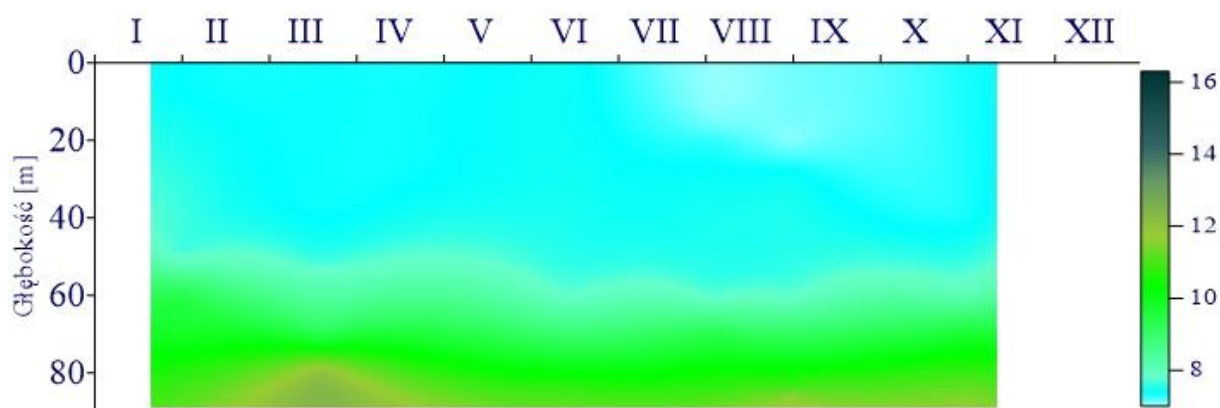
Zasolenie wody w warstwie przydennej, poniżej 80 m głębokości w roku 2024 przyjmowało wartości w przedziale od 15,54 (sierpień) do 16,13 (listopad). Zarejestrowane wyniki pomiarów były podobne do roku 2023, w którym zakres wartości zasolenia wody przy dnie wyniósł 15,59-16,60.



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.

W południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. II.10) najmniejszą miąższość warstwa wody dobrze wymieszanej miała na początku roku (styczeń, marzec), sięgając 50 m głębokości. Zasolenie przyjmowało w tym czasie wartości od 7,33-7,54. W styczniu haloklinę obserwowano w warstwie 50-60 m, natomiast w marcu od głębokości 50 do 70 m zasolenie wody wzrastało w zakresie 7,54-9,19. Jednak największy skok wartości zasolenia (o 2,91) dla marca, zaobserwowano w warstwie 70-80 m. W czerwcu sytuacja była podobna, największa różnica wartości zasolenia wystąpiła pomiędzy 70 a 80 m, przy czym głębokość warstwy wymieszania wzrosła do 60 m. Od powierzchni do głębokości 60 m zasolenie mieściło się w zakresie 7,41-7,76. W drugiej połowie roku (sierpień, wrzesień, listopad), obecność halokliny zaobserwowano w warstwie 60-70 m. Powyżej halokliny zasolenie wody wynosiło od 7,01 (sierpień) do 7,99 (listopad).

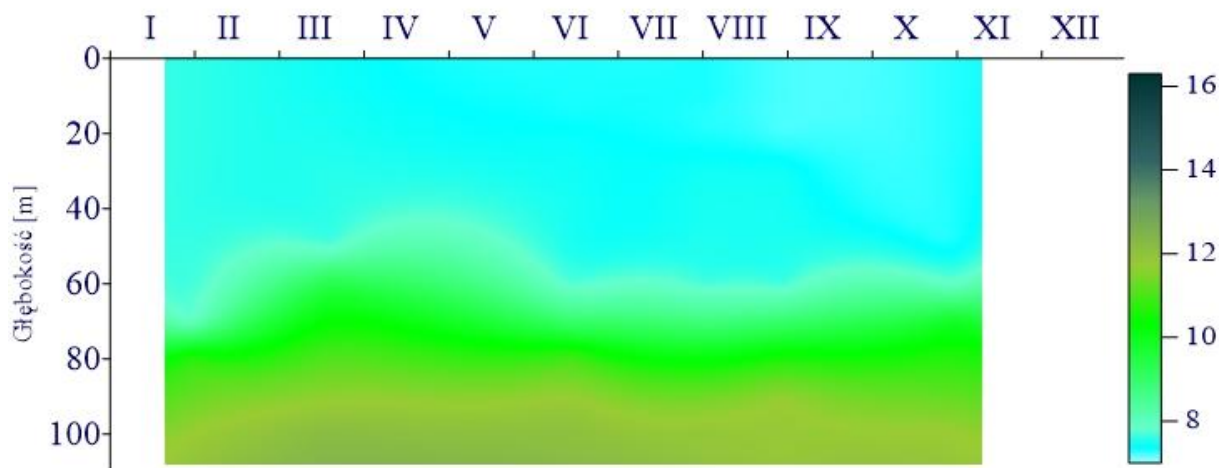
Najbardziej zasolona woda zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości, najwyższe wartości przyjmując w marcu (12,39). W pozostałych miesiącach zasolenie wody naddennej mieściło się w zakresie 10,74-11,67, a najniższą wartość, podobnie jak w Basenie Bornholmskim na stacji P5C, zarejestrowano w sierpniu.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w pód.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.

Na Głębi Gdańskiej (Rys. II.11) zasolenie jednorodnej warstwy wody mieściło się w wąskim zakresie 7,18-7,80. Największą zmianą wartości zasolenia (wzrost o 2,98), charakteryzowała się warstwa wody 70-80 m w styczniu. W marcu haloklina formowała się nieco płycej, poniżej 50 m głębokości. W warstwie 50-60 m zasolenie wzrosło z wartości 7,64 do 9,42. Od czerwca do listopada 2024 roku warstwa wody dobrze wymieszanej sięgała 60 m głębokości. W czerwcu, sierpniu i wrześniu, największe zmiany wartości zasolenia obserwowano w warstwie 70-80 m, przy czym zauważalny, lecz mniej gwałtowny, wzrost zasolenia (o 1,0-1,32/10 m) odnotowano już w warstwie wody 60-70 m.

Woda naddenna, poniżej 100 m głębokości, była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej, natomiast w stosunku do wód południowo wschodniego Basenu Gotlandzkiego, jej zasolenie było nieco wyższe. Wartości maksymalne, były podobne, jednak zakres był węższy dla stacji P1. W całym okresie badań mieściło się w zakresie od 11,78 do 12,30, przy czym najwyższą wartość zmierzono w marcu, a najniższą w listopadzie.



Rys. II.11. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2024 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

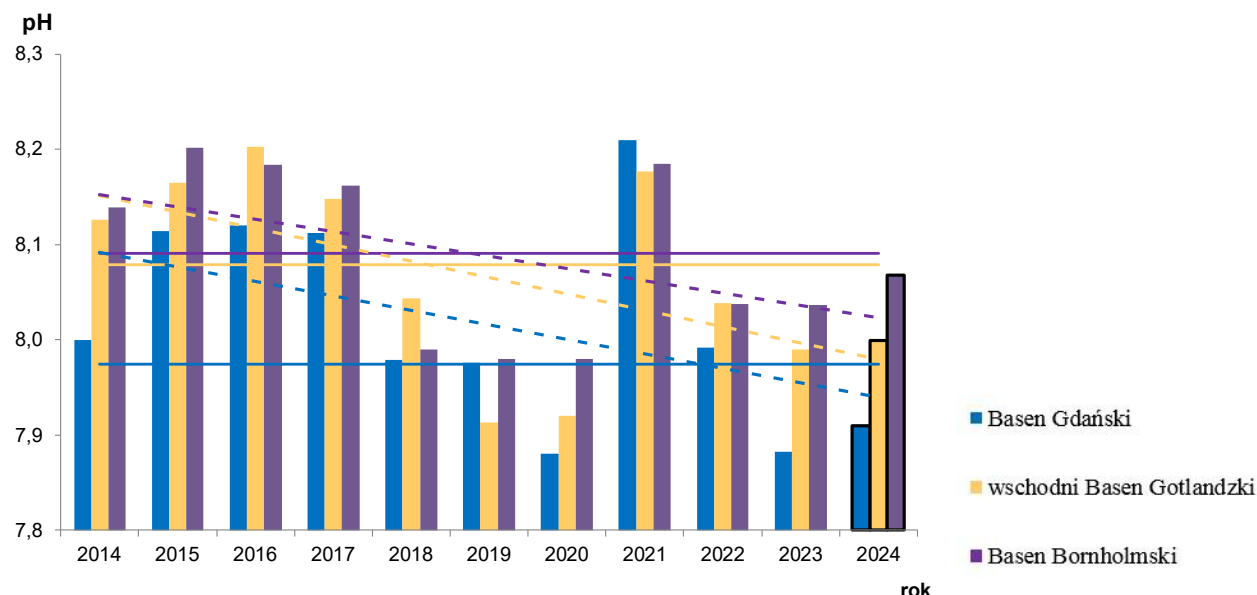
wyniku oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych.

Do analizy zmian pH wody morskiej zostały wykorzystane dane pomiarowe zebrane w latach 2014-2024 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). Woda morską ma odczyn lekko zasadowy. W 2024 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru i w całym zakresie głębokości była niższa od średniej charakteryzującej okres 2014-2023 i wynosiła 8,01. Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2024 r. zmieniały się w granicach od 7,16 do 9,01, a zakres zmienności, był szerszy i przesunięty w stronę wyższych wartości w stosunku do poprzedniego roku (Zalewska, Kraśniewski (red.) 2023). W poszczególnych akwenach średnie wartości pH wody morskiej w 2024 r. były również wyższe od zmierzonych w roku ubiegłym, co wynikało m.in. z zaobserwowanych warunków środowiskowych hydrologicznych a także biologicznych (p. rozdz. II.2.1 i II.4.2). Wartości dla poszczególnych akwenów zestawiono w Tabeli II.2.

Analizując wartości pH zmierzone w 2024 roku w całej kolumnie wody (od powierzchni do dna) na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono nadal utrzymujący się niekorzystny kierunek zmian zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów: w Basenach Bornholmskim, Gdańskim oraz Gotlandzkim tendencja spadkowa pogłębiła się w stosunku do poprzedniego roku. Była to bezpośrednia konsekwencja odnotowania niższych średnich wartości pH w 2024 r. od średniej dekadowej, pomimo, iż średnia opisująca rok oceny była wyższa niż w roku 2023 (Rys. II.12).

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2024 r. w porównaniu z 2023 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

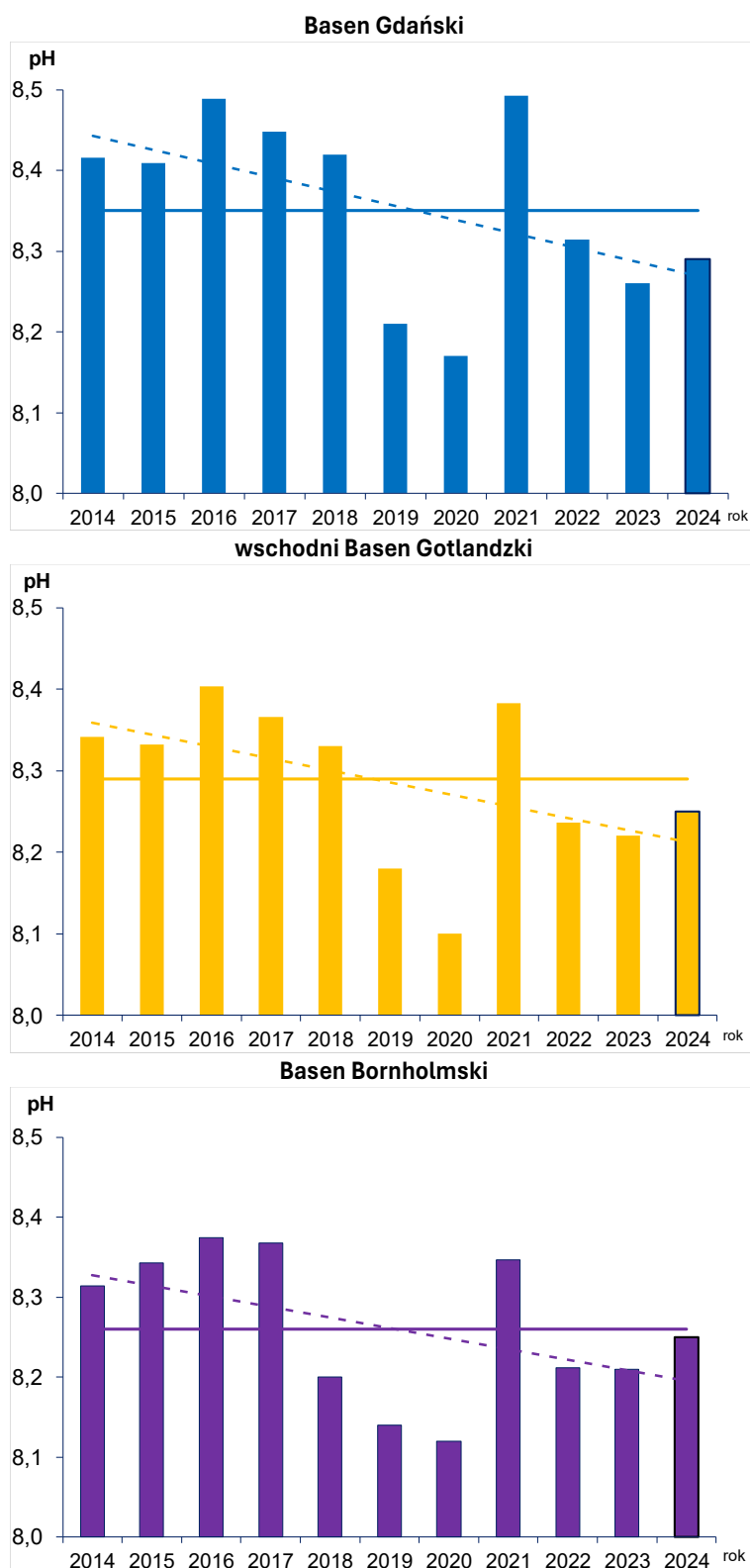
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2023	2024	2023	2024	2023	2024
Basen Gdański	7,15	7,25 ↑	8,65	8,81 ↑	7,88	7,91 ↑
wschodni Basen Gotlandzki	7,20	7,16 ↓	8,57	9,01 ↑	7,99	8,00 ↑
Basen Bornholmski	7,28	7,26 ↓	8,50	8,67 ↑	8,04	8,07 ↑



Rys. II.12. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2014–2024 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2014-2023, linia przerywana – tendencja zmian.

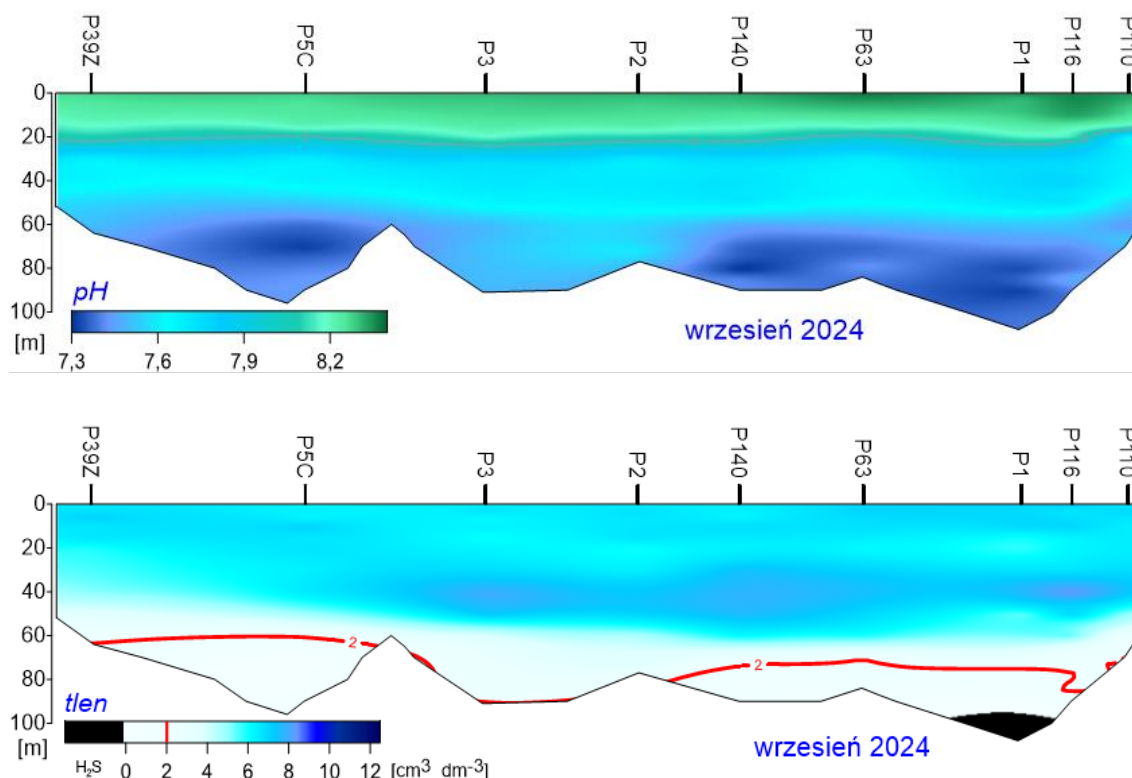
Warstwa powierzchniowa wody morskiej stanowi bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze. Podobne prawidłowości, jak obserwowane dla całej kolumny wody na obszarze objętym badaniami, zaobserwowano w warstwie powierzchniowej morza (0-10 m). Utrzymująca się malejąca

tendencja odczynu wody morskiej w poszczególnych akwenach była bezpośrednim następstwem niższych średnich wartości pH opisujących rok 2024 od średniej z ostatnich dziesięciu lat w warstwie 0-10 m (Rys. II.13).



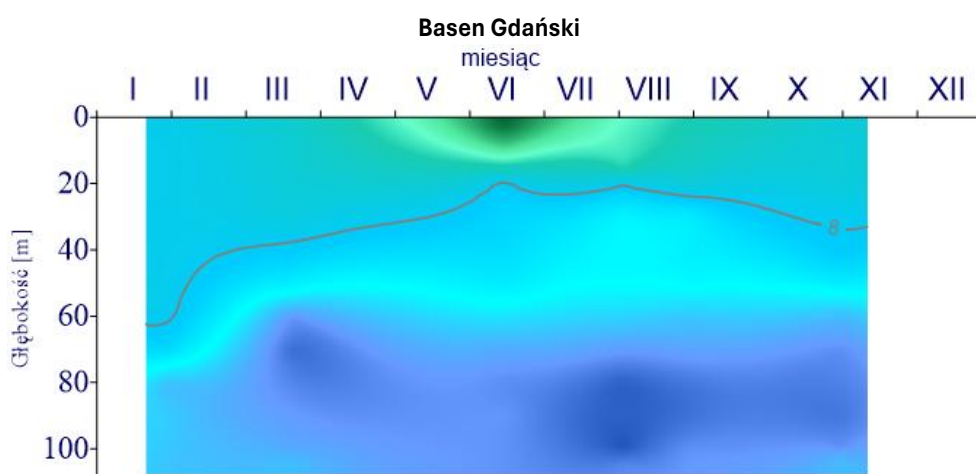
Rys. II.13. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2014-2024 w powierzchniowej warstwie (0-10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2014-2023, linia przerywana – tendencja).

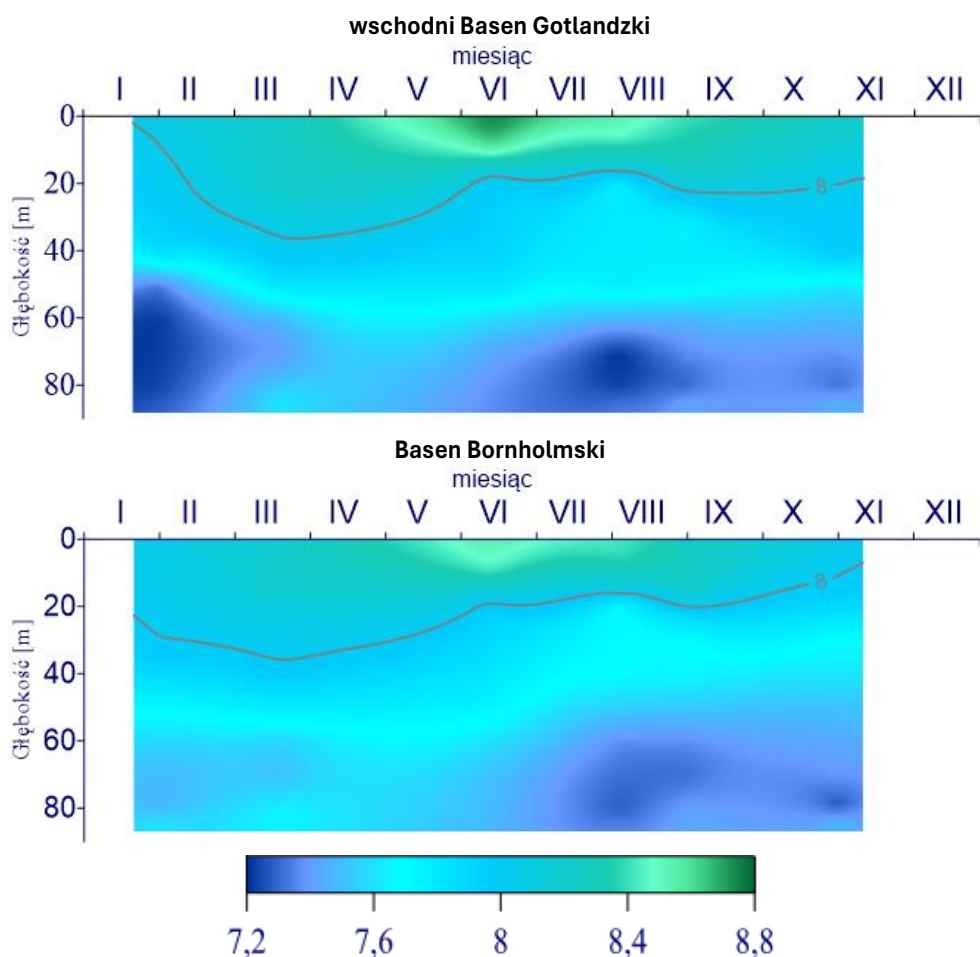
Typowy rozkład pionowy pH wód morskich wykazuje zależność od głębokości: wraz ze wzrostem głębokości odczyn wody maleje (Rys. II.14). W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH i zmiennością przestrzenną i czasową tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).



Rys. II.14. 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 2024r).

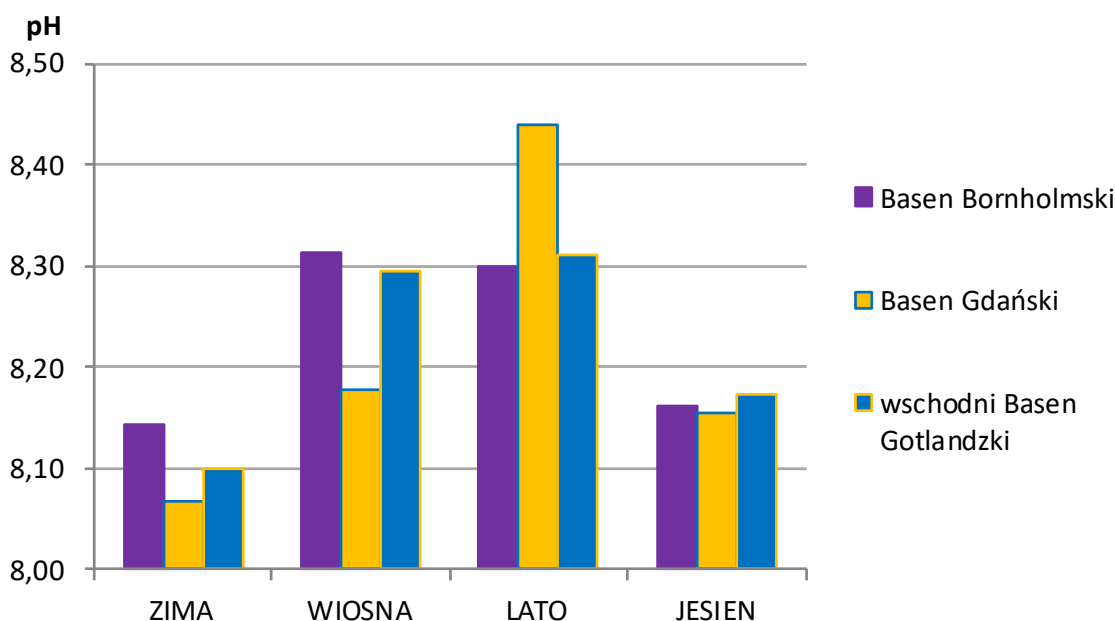
W warstwie powierzchniowej morza notuje się wyższe wartości pH, co związane jest z procesami fizycznymi oraz biologicznymi. Natomiast w głębszych warstwach, poniżej warstwy eufotycznej, obserwuje się zmniejszanie odczynu wody morskiej wynikające m.in. ze zużycia tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej). Taki układ może zostać zakłócony przez naturalne zjawiska zachodzące w morzu np.: wlew z Morza Północnego, upwelling. Rys. II.15 przedstawia typowy spadek pH wraz ze wzrostem głębokości.





Rys. II.15. Izoplety wartości pH w 2024 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 przesylenia wody tlenem oraz podwyższenia odczynu wody morskiej. Najwyższe wartości pH w 2024 r. zanotowano w sezonie letnim, z maksimum w Basenie Gdańskim, pokrywając się z najwyższymi wartościami przesylenia wody tlenem oraz chlorofilu (p. rozdz. II.4.2). Natomiast najniższy odczyn pH, zgodnie z oczekiwaniami, zarejestrowano w okresie zimowym (Rys. II.16).



Rys. II.16. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2024 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – $p\text{CO}_2$

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. $23 \pm 5\%$ 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.

Wielu naukowców z całego świata uważa zakwaszanie oceanów za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich (EEA 2020), 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 .

W sierpniu 2018 roku, został wdrożony w PMS regularny monitoring ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2024 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 parcjalego dwutlenku węgla w wodzie morskiej w 2024 roku w całym rejonie badań w zakresie głębokości 0-10m (warstwa powierzchniowa) zmieniały się w granicach od 982-61 μatm , zakres tych wartości zwiększył się do wartości w stosunku do roku ubiegłego mieszczącego się w granicach od 753 do 104 μatm . W 2024 roku średnie wartości pCO_2 wody morskiej poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku 2023 (Tabela II.3). W Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim odnotowano wzrost wartości maksymalnej pCO_2 , która była wyższa w porównaniu do danych z roku 2023. We wszystkich akwenach odnotowano spadek wartości minimalnej, w Basenie Gdańskim o 40 μatm , największy we Wschodnim Basenie Gotlandzkim o 45 μatm , natomiast w Basenie Bornholmskim o 43 μatm .

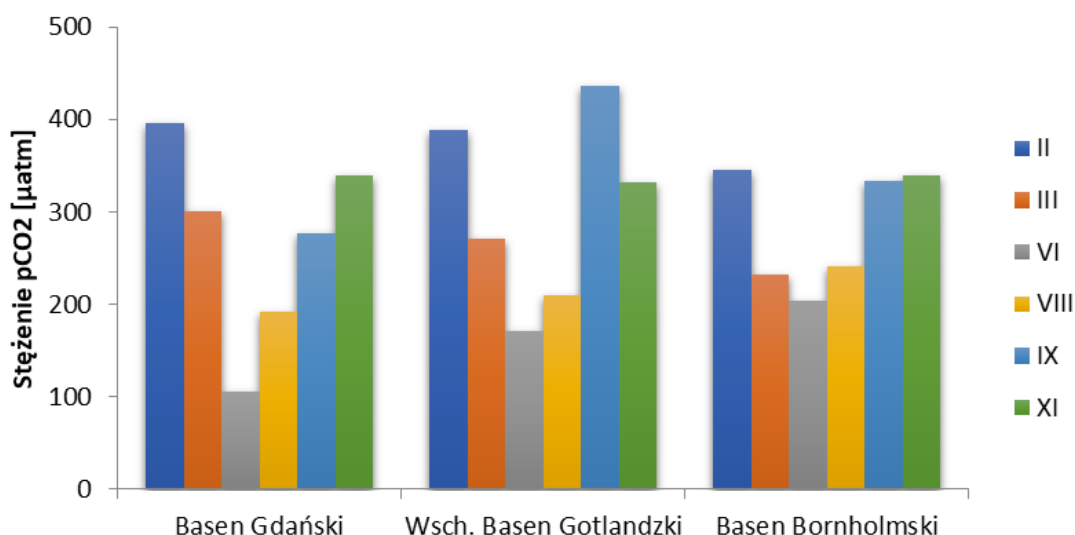
Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2024 r. w porównaniu z 2023 r.

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2023	2024	2023	2024	2023	2024
Basen Gdański	104	64 ↓	566	879 ↑	295	102 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	130	85 ↓	753	982 ↑	335	301 ↓
Basen Bornholmski	140	97 ↓	576	908 ↑	327	282 ↓

Średnie wartości stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w Basenie Bornholmskim w 2024 r., obliczone na podstawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku mieściły się w zakresie od 346 μatm do 204 μatm , przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała czerwiec, a największa luty. W roku ubiegłym najwyższą wartość w Basenie Bornholmskim odnotowano w czerwcu. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 436 μatm do 175 μatm . W akwenie tym we wrześniu odnotowano najwyższą wartość średnią ciśnienia parcjalego w całym okresie badań w roku poprzednim (414 μatm). W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 396 μatm w lutym do 106 μatm w czerwcu (Rys. II.17).

Najwyższą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano we wrześniu we wschodnim Basenie Gotlandzkim i wynosiła 436 μatm i jest wyższa o 83 μatm od tej odnotowanej w czerwcu 2023 roku. W rejonie Basenu Bornholmskiego odnotowano najwyższą wartość, która wynosiła 908 μatm . Wyższą wartość ciśnienia parcjalego odnotowano w roku 2024 w tym samym akwenie i wynosiła ona 982 μatm . W pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 były w zakresie od 472 μatm do 304 μatm . Odnotowano wzrost stężenia ciśnienia parcjalego w porównaniu do roku ubiegłego we wszystkich miesiącach monitoringu ciśnienia parcjalego w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska, Kraśniewski (red.) 2023).

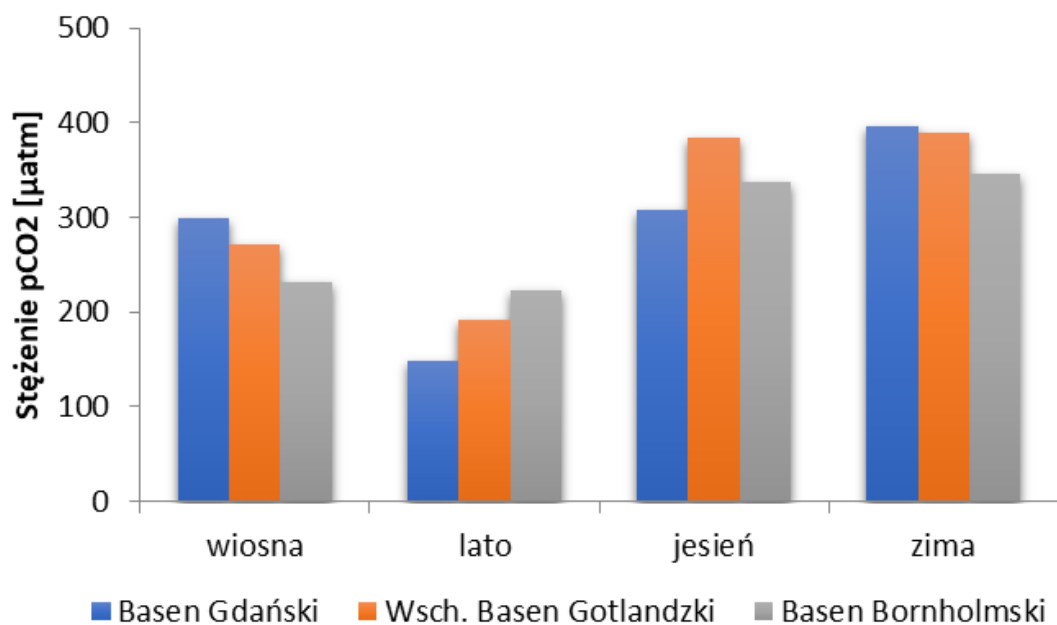
We wrześniu (jesienią), oznaczono najwyższą wartość pCO_2 (982 μatm) ze wszystkich odbytych rejsów badawczych. W roku ubiegłym jedynie w czerwcu (latem), oznaczono najwyższą wartość pCO_2 (753 μatm). Dzieje się tak gdyż w miesiącach ciepłych nadmiar CO_2 zużywany jest przez fitoplankton do procesów życiowych, wtedy też Bałtyk pochłania dwutlenek węgla z atmosfery. Taki stan rzeczy jest w głównej mierze powodowany nasilającą się w ostatnich latach eutrofizacją (Zalewska, Kraśniewski (red.) 2022 i 2023).



Rys. II.17. Wartości średnie pCO_2 w 2024 r. w powierzchniowej warstwie (0-10 m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

Morza i oceany oddziałują w wymianie z atmosferą dwójako, czyli są 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 parcjale pozostaje na niższym poziomie (Kuliński i Pempkowiak 2011). Ta zależność została potwierdzona jesienią i zimą uzyskanymi wynikami w roku 2024 (Rys. II.18.). 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 2024 odnotowano wzrost ciśnienia parcjale w sezonie jesiennym. Wzrost ciśnienia parcjale 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 191 μatm i jest wyższe niż w roku ubiegłym (104 μatm). W sezonie zimowym średnie wartości we wszystkich badanych obszarach były na tym samym poziomie, od 346 μatm do 396 μatm , jak w roku ubiegły. Przetomowym 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 1666 μatm (Zalewska, Kraśniewski (red.) 2022).



Rys. II.18. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 w 2024 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 Produktyności Bielika (MPB)

Monitoring Produktyności 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 ok. 100 kontrolowanych stanowisk. Zazwyczaj w ok. 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.

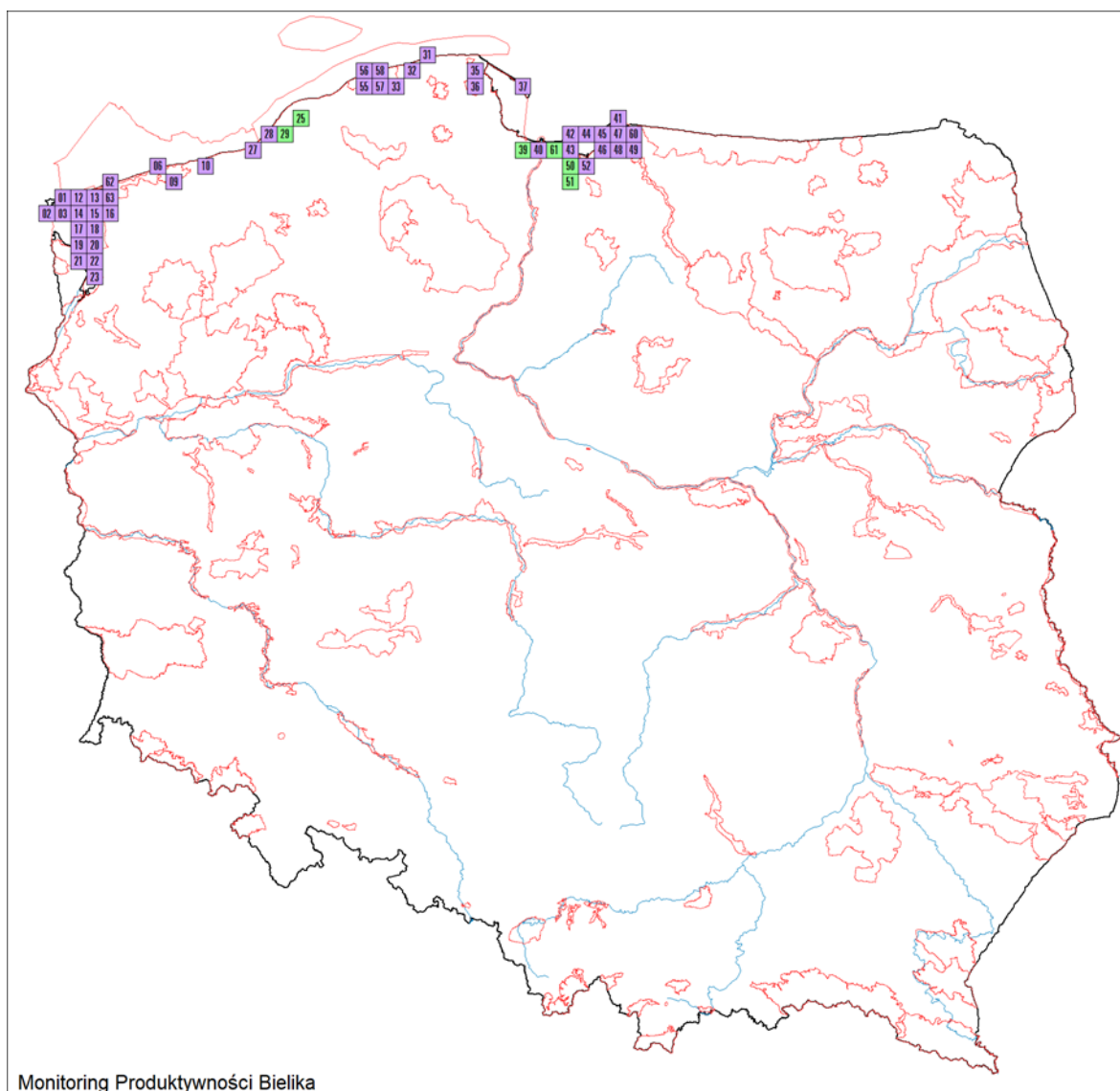
Metody prac terenowych

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 wspinanie się do gniazd i obrączkowanie piskląt.

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

Wszystkie osoby uczestniczące w kontrolach gniazd bielika posiadały zezwolenie właściwych terytorialnie Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska na przebywanie w strefach ochrony wyznaczonych dla tego gatunku. Surowe dane niezbędne do sporządzenia sprawozdania wygenerowano z Portalu MPP. 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.

Badana powierzchnia obejmuje ok. 5900 km² wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W roku 2021 wszystkie badane stanowiska lęgowe w latach 2015-2021 (N=137) dowiązano do siatki powierzchni 10x10 km wyodrębniając w ten sposób 59 powierzchni próbnych. W roku 2024 skontrolowano 111 rewirów bielika w obrębie 50 powierzchni (Rys. II.19).



Monitoring Produktyności Bielika

Rys. II.19. Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2024. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, N=44) oraz poza nimi (kolor zielony, N=6).

Wyniki

W roku 2024 skontrolowano 111 rewirów lęgowych bielika (na 50 powierzchniach), spośród których 102 zasiedlone były przez ptaki (47 powierzchni). W 94 rewirach (85%) ustalono końcowy wynik lęgu, z czego 35 gniazd (37%) skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewo.

Gniazda bielików umieszczone były głównie na sosnach (65 gniazd), a także na olchach (14 gniazd), topolach (8 gniazd), dębach (3 gniazda), bukach (2 gniazda) i świerkach (2 gniazda).

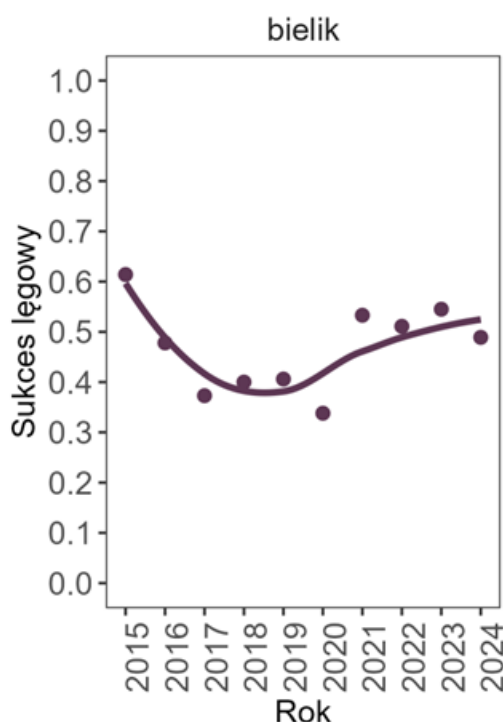
Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu. Analizę parametrów rozrodczych oparto na trzech powszechnie stosowanych wskaźnikach: sukcesie lęgowym, liczbie młodych na gniazdo z sukcesem i liczbie młodych na parę przystępującą do lęgu.

Sukces lęgowy

W 46 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł 48,9% w roku 2024. Od roku 2015 można uznać ten parametr za stabilny. W świetle dostępnych danych na temat przeciętnego sukcesu

lęgowego bielika w Polsce jedynie rok 2015 lokuje się na poziomie średniej krajowej, wynoszącej 66% (baza KOO 1993-2023, dane niepublikowane). W pozostałych latach parametr ten jest w pasie nadmorskim wyraźnie niższy (Rys. II.20). W roku 2024 odnotowano silne przestrzenne zróżnicowanie sukcesu lęgowego – stosunkowo wysoki poziom tego parametru stwierdzono na obrzeżach Zalewu Szczecińskiego, a niski w środkowej i wschodniej części wybrzeża.

Podczas drugiej kontroli stwierdzono straty w 48 gniazdach, z czego w 22 przypadkach miały one miejsce we wczesnej fazie lęgu (składanie lub wysiadywanie jaj). Większości tych strat nie udało się wyjaśnić, jednak w 5 przypadkach znaleziono skorupy jaj wskazujące na drapieżnictwo, w jednym przypadku wykryto niezależone jaja, a dwa gniazda spadły. Pozostałe 26 par prawdopodobnie nie przystąpiło do rozrodu – odnotowano tam odnowione gniazda lub gniazda z ubitą wyściółką, ale bez oznak lęgu. Przyczyny tych zjawisk pozostają nierozpoznane.



Rys. II.20. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2024. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji loess.

Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem lęgowym

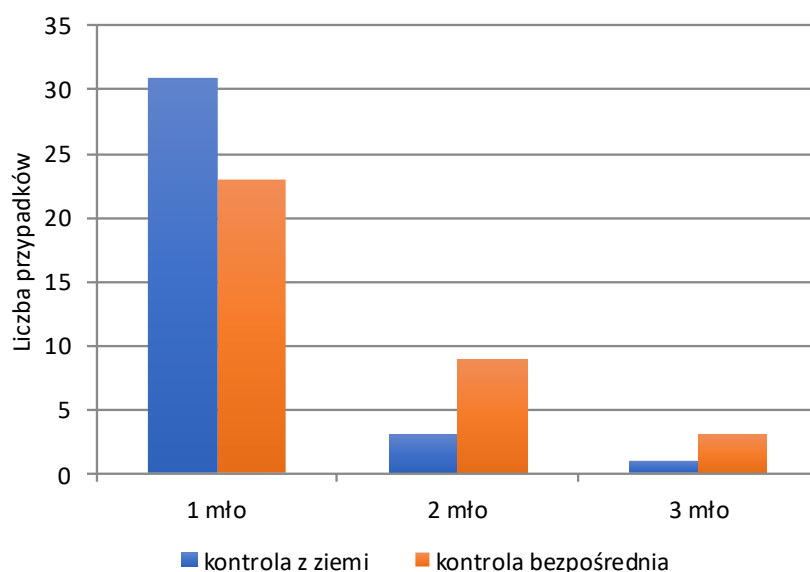
Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono metodą z wykorzystaniem informacji wyłącznie z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 35 gniazd, we wszystkich znajdowały się pisklęta (Tabela II.4). Wcześniej dokonano oceny liczby 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 z dwoma lub trzema pisklętami były znacznie częstsze niż wykazywały obserwacje gniazda z ziemi (Rys. II.21). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił w 2024 roku aż 20% (na 50 piskląt przebywających w gniazdach, z ziemi nie wykryto 10). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wyniosła 1,43 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i

1,14 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.4). W całym okresie badań wartości tego parametru umiarkowanie się zmniejszały ($\lambda=0,9748$, Rys. II.22).

Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w roku 2024 w 35 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

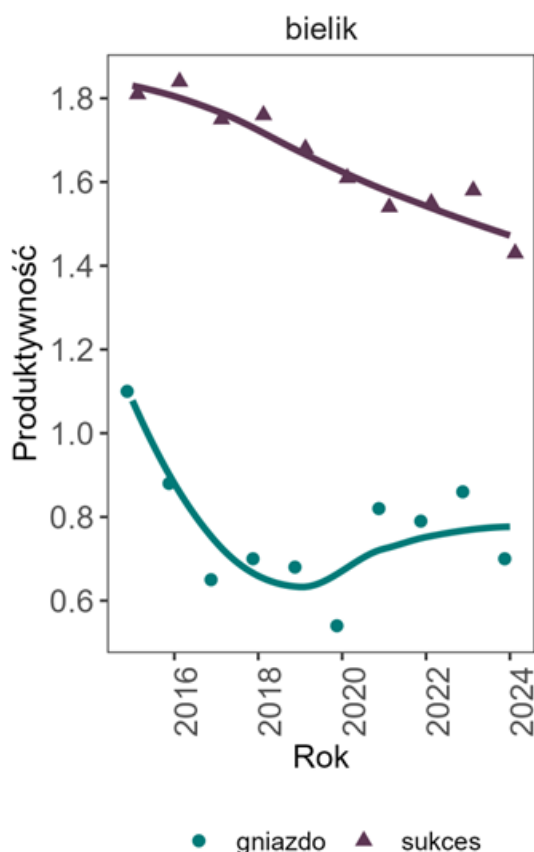
	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	35	35
Liczba piskląt	40	50
Liczba lęgów z 1 pis.	31	23
Liczba lęgów z 2 pis.	3	9
Liczba lęgów z 3 pis.	1	3
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,14	1,43



Rys. II.21. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.

Liczba młodych przeliczona na parę ze znanym wynikiem lęgu

Średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu ze znanym wynikiem lęgu 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 ($1,43 \times 48,9\%$). Produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w 2024 roku wyniosła zatem 0,7, a w całym okresie badań (od roku 2015) wartości tego parametru umiarkowanie się zmniejszały ($\lambda=0,9781$, Rys. II.22).



Rys. II.22. Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w latach 2015-2024 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „loess”.

Podsumowanie

1. W roku 2024 skontrolowano 111 stanowisk lęgowych bielika. W 102 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków.
2. Spośród 94 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 46 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w roku 2024 48,9%, a w całym okresie badań utrzymywał się na stabilnym poziomie.
3. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 35 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,43 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 20% (zaniżenie).
4. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2024 roku wyniosła 0,7.
5. Od roku 2015 odnotowano umiarkowany spadek wartości produkcji młodych w przeliczeniu na parę lęgową oraz na gniazdo z sukcesem.

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 przy morskie 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 Podicipediformes, 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 nielicznie. 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/białogłowa/romańska. Nie rozdzielano też dwóch wyróżnionych w roku 2018 gatunków: gęsi zbożowej i gęsi tundrowej, traktując je łącznie jako gęś zbożową/tundrową.

Tabela II.5. Gatunki podstawowe objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. Uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

Lp.	Gatunki podstawowe	
	Nazwa polska	Nazwa naukowa
1	Bielaczek	<i>Mergellus albellus</i>
2	Czapla siwa	<i>Ardea cinerea</i>
3	Czernica	<i>Aythya fuligula</i>
4	Gagot	<i>Bucephala clangula</i>
5	Głowienka	<i>Aythya ferina</i>
6	Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>
7	Krzyżówka	<i>Anas platyrhynchos</i>
8	Łabędź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>
9	Łabędź niemy	<i>Cygnus olor</i>
10	Łyska	<i>Fulica atra</i>
11	Nurogęs	<i>Mergus merganser</i>
12	Ogorzątka	<i>Aythya marila</i>
13	Perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>
14	Szlachar	<i>Mergus serrator</i>

Tabela II.6. Taksony dodatkowe objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. Uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

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

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 zimy 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 wyróżnianych także jako obiekty Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP). W celu zachowania ciągłości w danych zbieranych od roku 2011 oraz przedstawienia wyników w skali całego kraju, całość zebranych danych przedstawiona jest w ramach MZPWP, natomiast oddzielnie przedstawiono analizę dotyczącą 39 obiektów kontrolowanych w ramach MZPWP.

Organizacja i przebieg prac

W 2024 roku w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych skontrolowano wszystkie 39 obiektów (Rys. II.23). 29 obiektów zlokalizowanych było w granicach obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, a 10 – poza obszarami Natura 2000.



Rys. II.23. Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2024 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000.

Liczebność, struktura gatunkowa i rozpowszechnienie

Ogółem na wszystkich 39 skontrolowanych obiektach stwierdzono 315 536 osobników, powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi, należących do 56 gatunków (mewy srebrzyste i mewy białogłowe, mewy romańskiej w MZPWP w roku 2024 nie stwierdzono, potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą/białogłową/romańską). Również gęś tundrową i gęś zbożową potraktowano łącznie jako gęś zbożowa/tundrowa). W przypadku 310 049 osobników udało się oznaczyć gatunek, a w przypadku 5 487 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej. Stanowiły one tylko 1,8% wszystkich osobników zanotowanych podczas liczenia. Spośród wszystkich zanotowanych ptaków, 5 385 osobników było przelotnych.

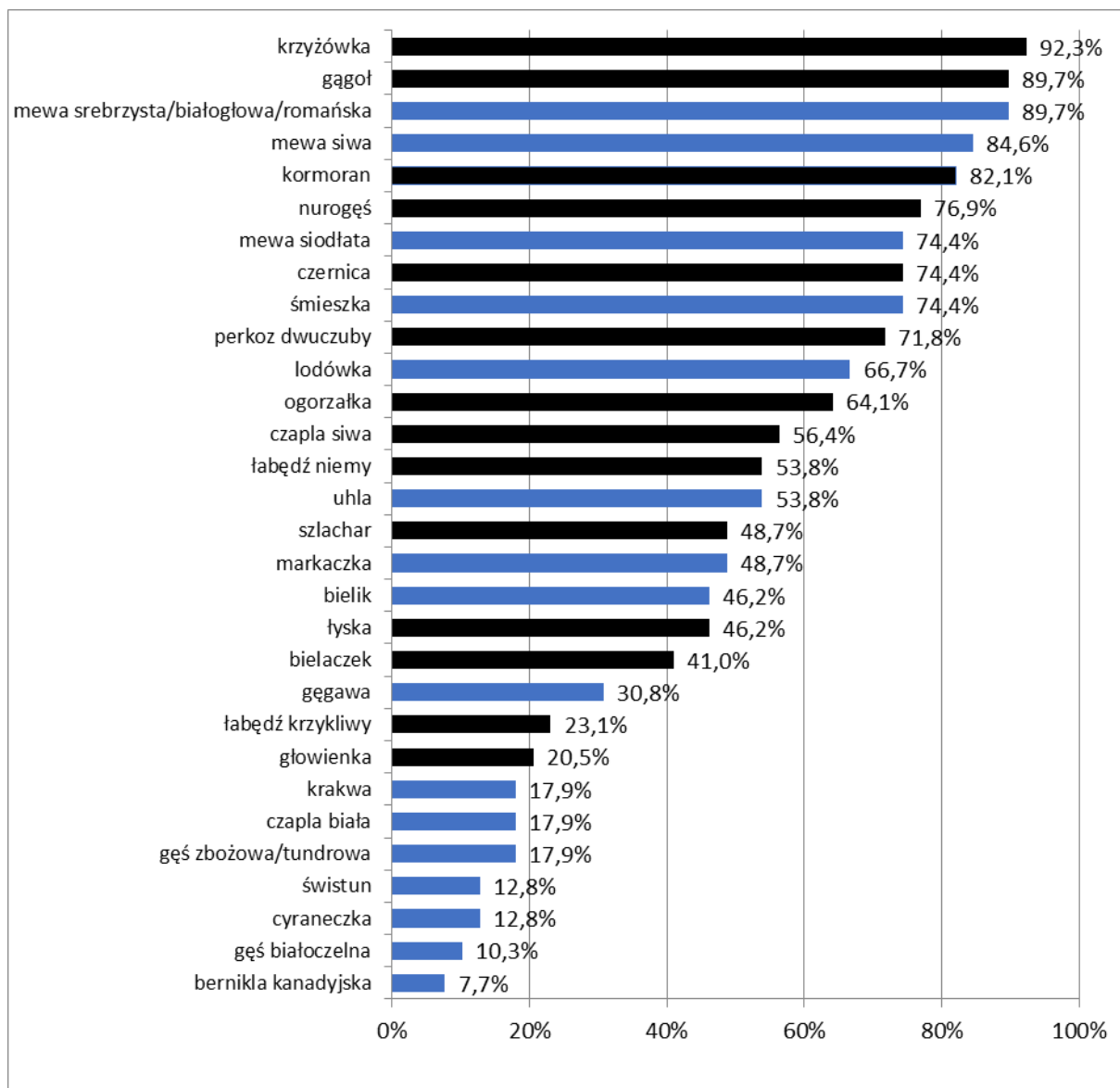
Zanotowano łącznie 310 151 stacjonarnych ptaków, których obecność przeanalizowano w raporcie. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 54 380 os., co stanowiło 17,5% ptaków stacjonarnych, czernica z liczebnością 37 762 os., co stanowiło 12,2% ptaków stacjonarnych, a także gągoł, mewa srebrzysta/białogłowa/romańska i uhla, które stwierdzono odpowiednio w liczbie 30 371, 22 338 i 22 868 os. (9,8%, 7,2% i 7,4% wszystkich ptaków stacjonarnych). Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich stacjonarnych osobników przekroczyły jeszcze kormoran i mewa siwa. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,7% wszystkich stwierdzonych ptaków stacjonarnych (suma osobników 194 515). Do tej grupy należały trzy gatunki z pięciu, których liczebność przekroczyła 20 000 os. (Tabela II.7). W tabeli dodatkowo przedstawiono liczebność ptaków przelatujących (niebranych pod uwagę w trakcie opracowywania danych), a także sumę osobników stacjonarnych 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 2024 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 licznych (dla sumy osobników siedzących i przelatujących).

Nazwa polska	Ptaki stacjonarne	Udział wśród wszystkich stacjonarnych	Ptaki przelatujące	Razem ptaki stacjonarne i przelatujące
krzyżówka	54 380	17,5%	293	54 673
czernica	37 762	12,2%	91	37 853
gągoł	30 371	9,8%	662	31 033
mewa srebrzysta/białogłowa /romańska	22 338	7,2%	1182	23 520
uhla	22 868	7,4%	23	22 891
kormoran	18 157	5,9%	1448	19 605
mewa siwa	15 719	5,1%	181	15 900
łyska	14 996	4,8%	2	14 998
ogorzałka	14 240	4,6%	46	14 286
markaczka	13 542	4,4%	11	13 553
lodówka	12 593	4,1%	267	12 860
śmieszka	10 076	3,2%	449	10 525
nurogęś	9 247	3,0%	96	9 343
gęś zbożowa/tundrowa	6 447	2,1%	97	6 544
łabędź niemy	5 116	1,6%	199	5 315
perkoz dwuczuby	3 465	1,1%	69	3 534
gęgawa	3 063	1,0%	50	3 113

Nazwa polska	Ptaki stacjonarne	Udział wśród wszystkich stacjonarnych	Ptaki przelatujące	Razem ptaki stacjonarne i przelatujące
łabędź krzykliwy	2 428	0,8%	70	2 498
bielaczek	1 877	0,6%	5	1 882
głowienka	1 074	0,3%		1 074
bernikla kanadyjska	891	0,3%		891
szlachar	850	0,3%	35	885
czapla biała	620	0,2%	1	621
czapla siwa	552	0,2%	8	560
mewa siodłata	480	0,2%	46	526
cyraneczka	471	0,2%		471
gęś białoczelna	297	0,1%		297
krakwa	228	0,1%		228
bielik	133	+	12	145
świstun	116	+	1	117
nur rdzawoszyi	17	+	28	45
perkozek	39	+		39
perkoz rogaty	34	+	1	35
edredon	31	+		31
bernikla białolica	28	+		28
biegus morski	27	+		27
nur czarnoszyi	17	+	5	22
kokoszka	20	+		20
zausznik	12	+		12
wodnik	10	+		10
zimirdek	8	+		8
mewa mała	7	+		7
perkoz rdzawoszyi	4	+		4
głuptak		+	3	3
ptaskonos	3	+		3
żuraw	3	+		3
piaskowiec	2	+		2
alka	1	+		1
bąk	1	+		1
błotniak zbożowy	1	+		1
helmiatka	1	+		1
łabędź czarnodzioby	1	+		1
mandarynka	1	+		1
ostrygojad	1	+		1
rożeniec	1	+		1
mewa czarnogłowa		+	1	1
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
kaczka nurkująca nieoznaczona	5 324	1,7%		5 324
kaczka pływająca nieoznaczona	130	+		130
mewa nieoznaczona	30	+		30
nur nieoznaczony			3	3
Suma	310 151	100%	5 385	315 536

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% (>31) skontrolowanych obiektów były krzyżówka (92,3%), gągoł i mewa srebrzysta/białogłowa/romańska (po 89,7%), mewa siwa (84,6%) oraz kormoran (82,1%). Dane o rozpowszechnieniu dla 30 najszerzej rozpowszechnionych gatunków zawiera Rys. II.24. Ten zestaw gatunków o największym rozpowszechnieniu powtarza się co roku, jednak w roku 2024 nieco niższe rozpowszechnienie zanotowano u śmieszki i nurogęsi, jednak i tu wartość tego współczynnika przekroczyła 70%. Wśród gatunków o najmniejszym rozpowszechnieniu znalazły się bernikla kanadyjska, gęś białoczelna, cyraneczka i świstun. Należy jednak zwrócić uwagę, że w przypadku MZPWP wskaźnik rozpowszechnienia jest obliczany na podstawie niewielkiej liczby obiektów, stąd jest on mniej miarodajny niż w przypadku MZPW, który obejmuje cały obszar kraju.



Rys. II.24. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono 30 najbardziej rozpowszechnionych gatunków.

Miejsca największych koncentracji ptaków wodnych

Najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (64 993 os.), na Zatoce Puckiej zewnętrznej (31 516 os.), w Porcie w Gdyni (31 062 os.) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (30 447 os.). Na

siedmiu obiektach, które zgromadziły ponad 10 000 ptaków, przebywało w sumie 68,9% spośród wszystkich ptaków stacjonarnych, stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Prześciowych (Tabela II.8). Należy też zauważyć, że obie części Zatoki Puckiej oraz Port w Gdyni graniczą ze sobą i razem stanowią obszar o bardzo dużym znaczeniu dla awifauny, na którym w 2024 roku przebywało w sumie aż 93 025 zimujących ptaków wodnych.

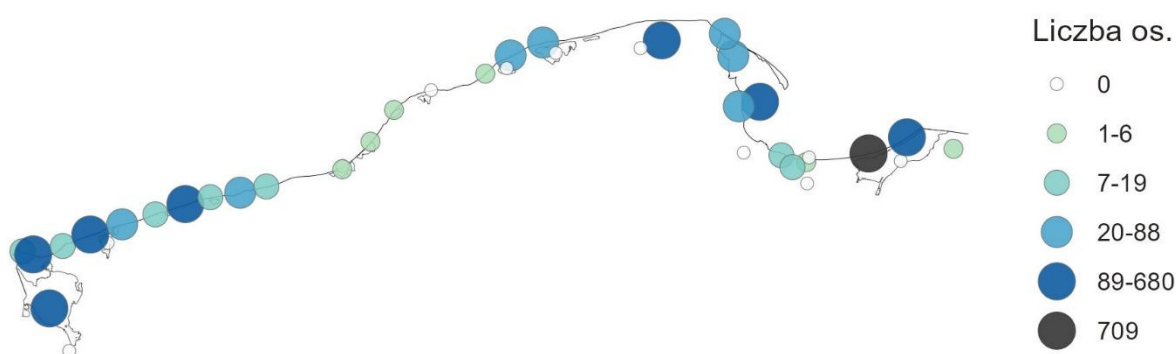
Tabela II.8. Lista obiektów, na których w styczniu 2024 przebywało powyżej 10 000 ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

Kod obiektu	Obiekt	Liczba osobników	% udział w całkowitej liczebności osobników MZPWP
PZ03	Zalew Szczeciński z deltą Świny	64 993	21%
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	31 516	10,2%
PG46	Port w Gdyni	31 062	10%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	30 447	9,8%
PZ04	Zalew Kamieński i rzeka Dziwna	22 177	7,2%
PG35	Wybrzeże Bałtyku: Krynica Morska - Ujście Wisły	18 079	5,8%
PG03	Wiśła: Przegalina - ujście	15 417	5%
Razem		213 691	68,9%

Występowanie ptaków z grupy gatunków podstawowych

Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

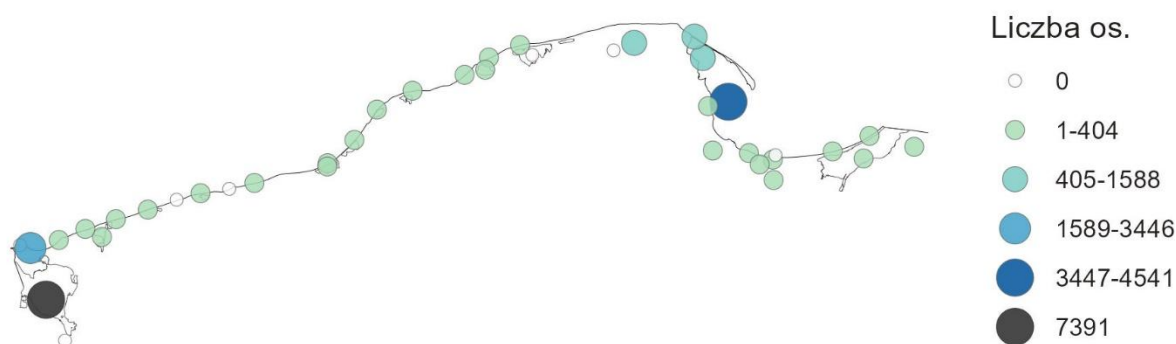
Liczebność perkoza dwuczubego została określona w sumie na 3 465 osobników. Stwierdzono go na 71,8% skontrolowanych obiektów (Rys. II.25). Największe zgrupowania perkozów dwuczubych odnotowano na Pomorzu Gdańskim, gdzie 709 os. stwierdzono na odcinku Wybrzeża Bałtyku: Krynica Morska – Ujście Wisły, 680 os. na Jeziorze Żarnowieckim, 550 os. na odcinku Wybrzeża Bałtyku: granica państwa – Krynica Morska i 431 os. na Zatoce Puckiej zewnętrznej. Zgrupowania powyżej 100 ptaków zaobserwowano jeszcze na czterech obiektach, z których najwięcej ptaków tego gatunku przebywało na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (286 os.). Na pozostałych obiektach jego liczebność wahała się od 1 do 53 os.



Rys. II.25. Wielkość zgrupowań perkoza dwuczubego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Kormoran *Phalacrocorax carbo*

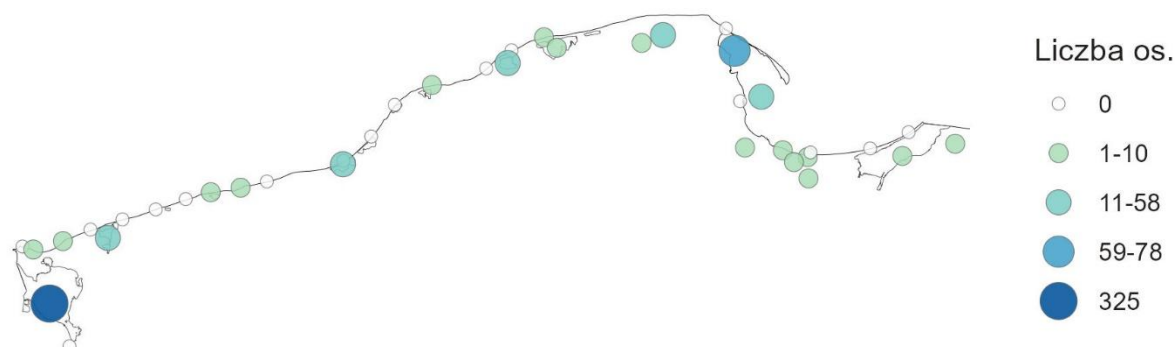
Na skontrolowanych obiektach sumaryczna liczebność kormorana wyniosła 18 157 osobników. Stwierdzono go na 82,1% skontrolowanych obiektów (Rys. II.26). Najwięcej kormoranów, tak jak w poprzednich latach, przebywało na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 7 391 os. Gatunek ten licznie stwierdzono jeszcze na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 4 541 os. i na wybrzeżu Bałtyku między Świnoujściem i Międzyzdrojami – 2 350 os. Powyżej 500 ptaków zaobserwowano też na wybrzeżu Bałtyku między Rozewiem i Kuźnicą – 746 os. Obecne na pozostałych obiektach kormorany występowały w liczbie od 1 do 469 os.



Rys. II.26. Wielkość zgromadzeń kormorana stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Czapla siwa *Ardea cinerea*

Łącznie stwierdzono 552 czaple siwe. Gatunek ten przebywał na 56,4% skontrolowanych obiektów (Rys. II.27). Najwięcej ptaków, tak jak w poprzednim sezonie, zaobserwowano nad Zalewem Szczecińskim z deltą Świny – 325 os. W pozostałych lokalizacjach, na których odnotowano czaplę siwą, liczba osobników była wyraźnie niższa i wynosiła od 1 do 78 os.

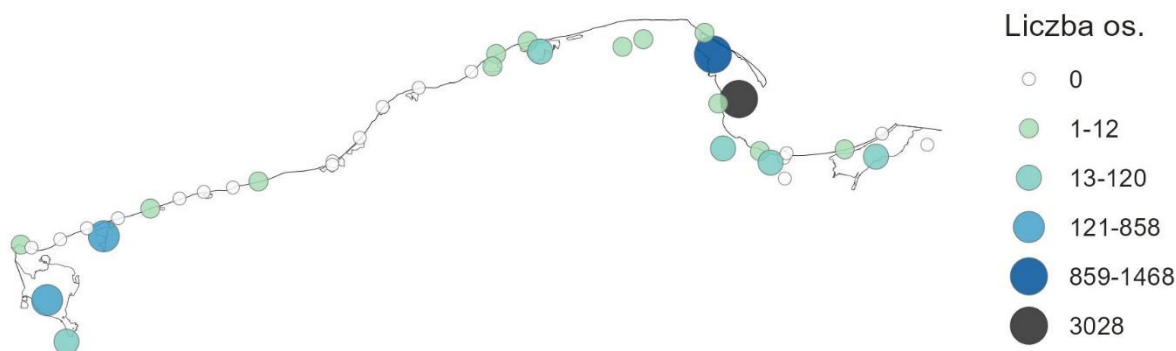


Rys. II.27. Wielkość zgromadzeń czapli siwej stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Łabędź niemy *Cygnus olor*

W sumie stwierdzono 5 116 łabędzi niemych. Gatunek ten spotkano na 53,8% skontrolowanych obiektów (Rys. II.28). Największą jego koncentrację zanotowano na Zatoce Puckiej zewnętrznej, gdzie przebywały 3 028 osobniki. Na sąsiedniej Zatoce Puckiej wewnętrznej zaobserwowano 1 468 os. Powyżej 100 osobników

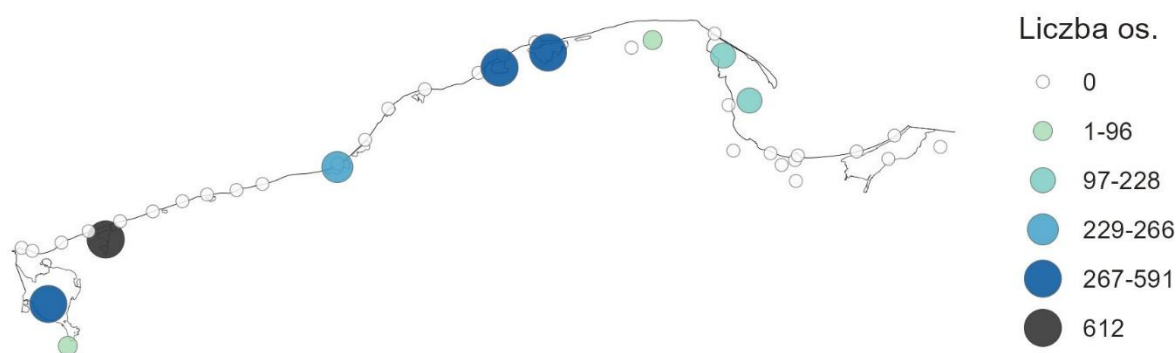
przebywało jeszcze na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 247 os. i na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 198 os. Na pozostałych obiektach liczba osobników łabędzia niemego była wyraźnie niższa i wynosiła od 1 do 41 os.



Rys. II.28. Wielkość zgrupowań łabędzia niemego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

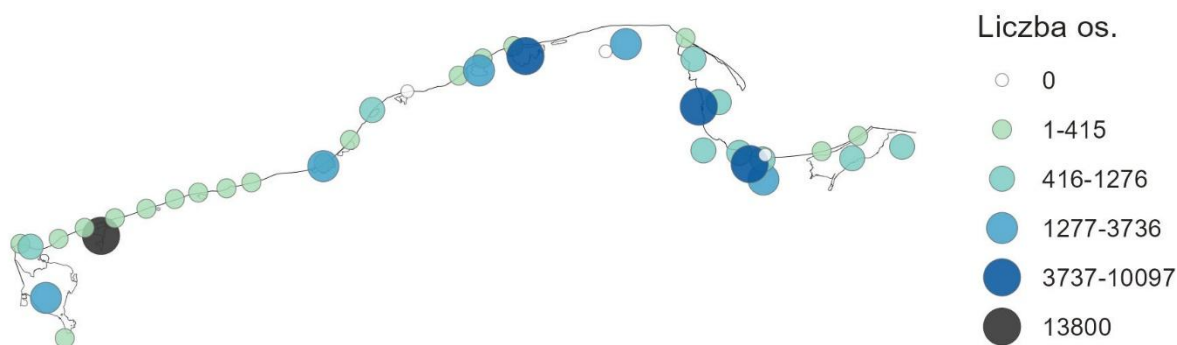
Zaobserwowano w sumie 2 428 łabędzi krzykliwych. Gatunek ten stwierdzony został na 23,1% skontrolowanych obiektów (Rys. II.29). Największe jego koncentracje zanotowano na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 612 os. oraz na Jeziorze Gardno – 591 os. Powyżej 100 osobników zaobserwowano jeszcze na sześciu obiektach, z których najwięcej łabędzi krzykliwych przebywało na Jeziorze Łebsko – 287 os. i na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny – 286 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzono od 3 do 246 ptaków tego gatunku.



Rys. II.29. Wielkość zgrupowań łabędzia krzykliwego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Krzyżówka *Anas platyrhynchos*

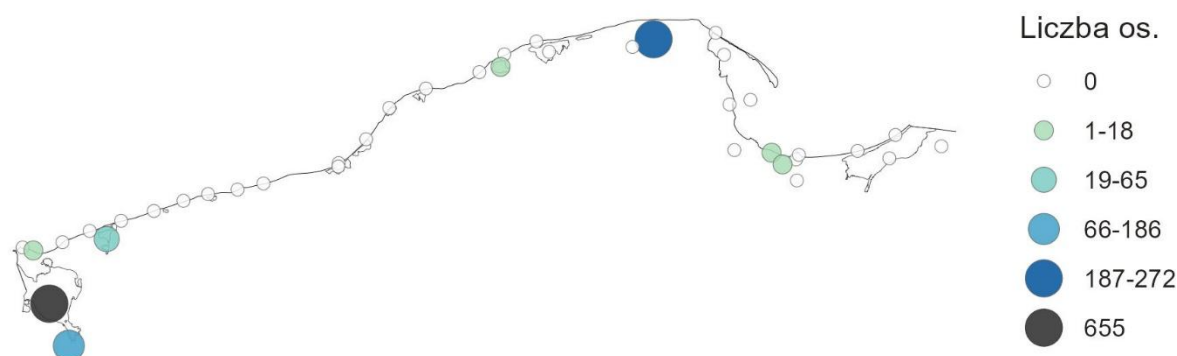
Liczebność krzyżówki wyniosła 54 380 osobników i był to najliczniejszy oraz najszerzej rozpowszechniony gatunek z grupy gatunków podstawowych dla MZPWP. Zaobserwowano ją na 92,3% skontrolowanych obiektów (Rys. II.30). Największe koncentracje krzyżówek widziano na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 13 800 os., w Porcie w Gdyni – 10 097 os., na Martwej Wiśle – 7 031 os., i na Jeziorze Łebsko – 4 680 os. Zgrupowania powyżej 1 tys. os. stwierdzono jeszcze na sześciu obiektach, a na pozostałych gromadziło się od 1 do 684 os.



Rys. II.30. Wielkość zgrupowań krzyżówki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Głowienka *Aythya ferina*

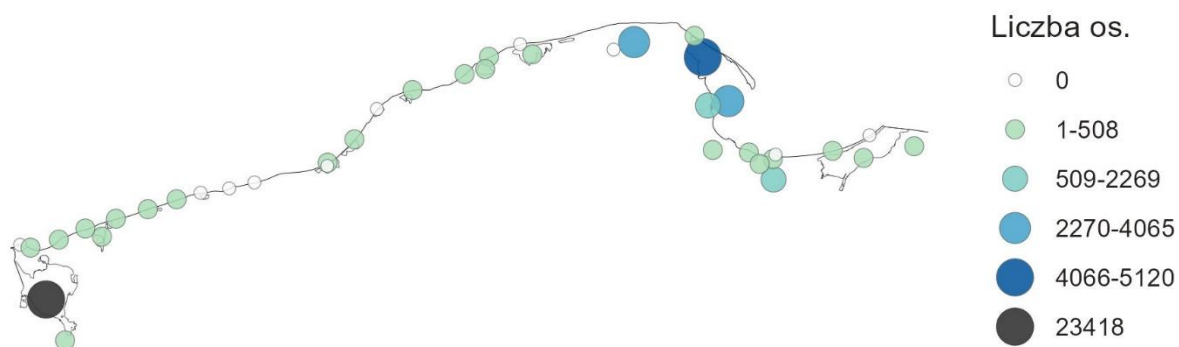
Liczebność głowienki wyniosła 1 074 osobniki. Gatunek ten zaobserwowano na 20,5% skontrolowanych obiektów (Rys. II.31). Najliczniej stwierdzono ją na Zalewie Szczecińskim z Deltą Świny – 655 os., na Jeziorze Żarnowieckim – 272 os. oraz na osadnikach Zakładów Chemicznych Police – 100 os. W pozostałych lokalizacjach, w których odnotowano głowienkę, przebywało od 1 do 30 os.



Rys. II.31. Wielkość zgrupowań głowienki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Czernica *Aythya fuligula*

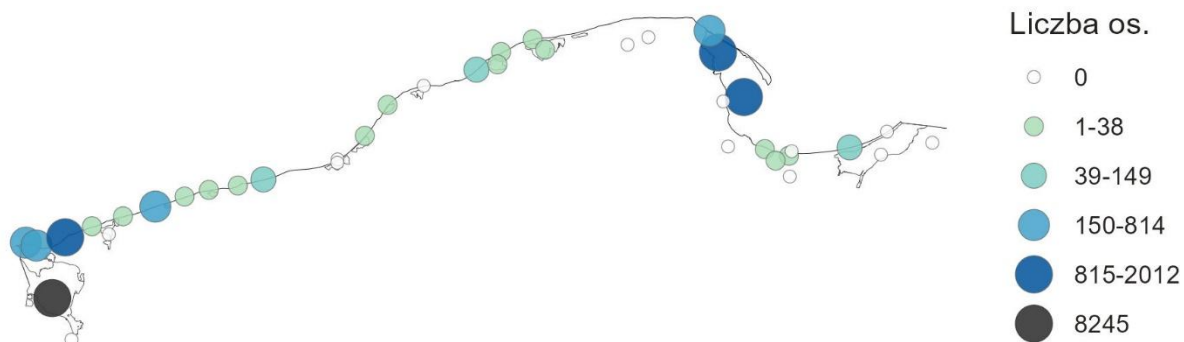
Czernica była w 2024 roku drugim pod względem liczebności gatunkiem ptaka wodnego, który zimował na obiektach MZPWP. Stwierdzono w sumie 37 762 osobników. Jej rozpowszechnienie wyniosło 74,4% (Rys. II.32). Największe koncentracje ptaków tego gatunku widziano na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny – 23 418 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 5 120 os., na Jeziorze Żarnowieckim – 3 010 os. i na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 859 os. Te cztery obiekty zgromadziły w sumie 91,1% czernic stwierdzonych na wszystkich zbiornikach objętych MZPWP. Zgrupowanie powyżej 1000 ptaków obserwowano jeszcze w Porcie Gdynia – 1 679 os. Obecne na pozostałych obiektach czernice występowały w liczbie od 1 do 739 os.



Rys. II.32. Wielkość zgrupowań czernicy stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Ogorzałka *Aythya marila*

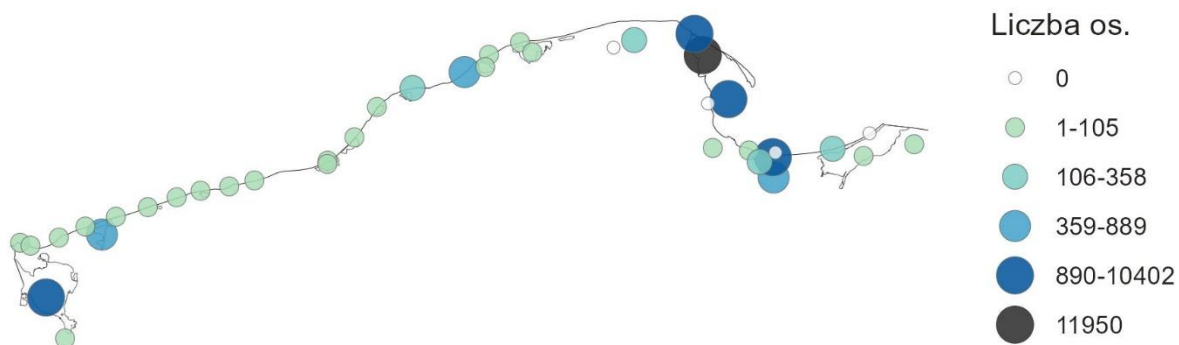
Sumaryczna liczebność ogorzątek wyniosła 14 240 osobników. W 2024 roku spotkano ją na 64,1% skontrolowanych obiektów (Rys. II.33). Ogorzałka, jak co roku, najliczniej była obserwowana na Zalewie Szczecińskim i w Delcie Świny, gdzie przebywało 8 245 os., co stanowiło 57,9% wszystkich ptaków tego gatunku stwierdzonych w MZPWP. Większe zgrupowanie tego gatunku przebywało jeszcze na Zatoce Puckiej wewnętrznej, gdzie stwierdzono 2 012 os., na wybrzeżu Bałtyku między Międzyzdrojami i Wisetką – 1 391 os. oraz na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 1 308 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 320 os.



Rys. II.33. Wielkość zgrupowań ogorzałki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Gągoł *Bucephala clangula*

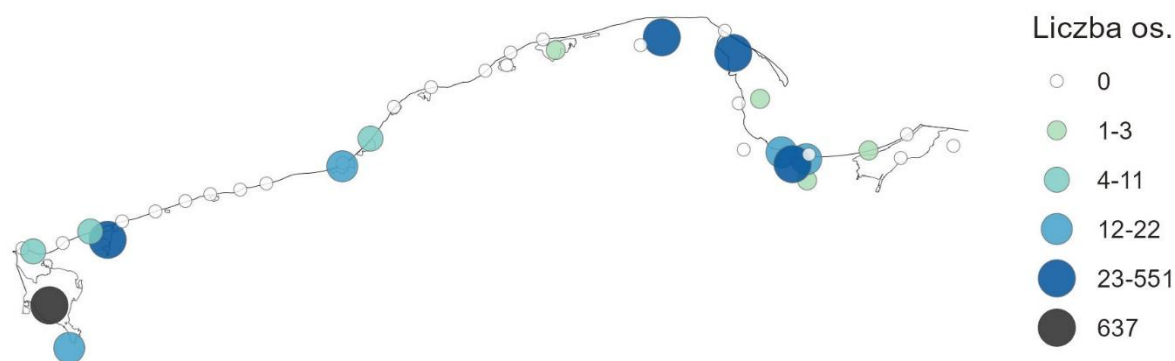
Liczebność gągołów związanych z kontrolowanymi obiektami wyniosła w sumie 30 371 osobników. Odnotowano go na 89,7% skontrolowanych obiektów (Rys. II.34). Największe koncentracje stwierdzono na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 11 950 os., na odcinku Wisły między Przegalnią i ujściem – 10 402 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 103 os., na Wybrzeżu Bałtyku między Rozewiem i Kuźnicą – 1 686 os. oraz na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 1 213 os. W pozostałych lokalizacjach stwierdzano od 1 do 565 os.



Rys. II.34. Wielkość zgrupowań gągoła stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Bielaczek *Mergus albellus*

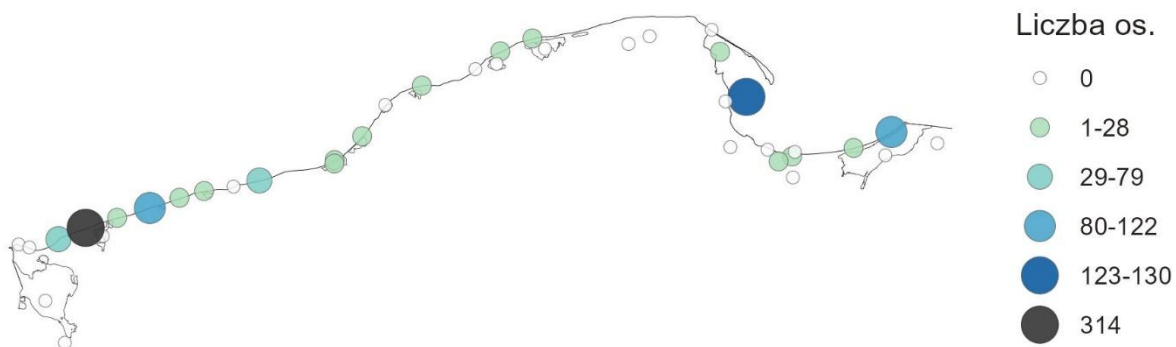
W sumie zaobserwowano 1 877 bielaczków. Obecność tego gatunku odnotowano na 41% skontrolowanych obiektów (Rys. II.35). Największe jego koncentracje, tak jak w ubiegłym roku, występowały na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 637 os., na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 551 os. oraz na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 545 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 28 os.



Rys. II.35. Wielkość zgrupowań bielaczka stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Szlachar *Mergus serrator*

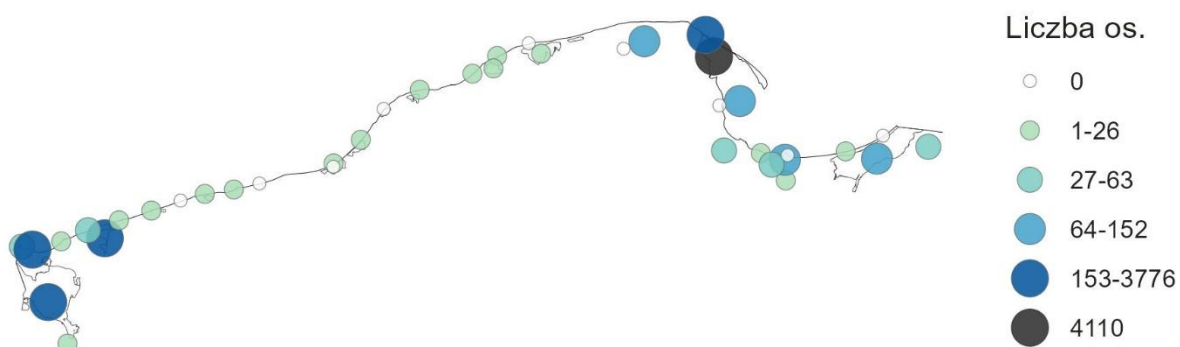
Podczas liczenia w 2024 roku stwierdzono 850 osobników szlachara. Gatunek ten zaobserwowano na 48,7% skontrolowanych obiektów (Rys. II.36). Największe jego koncentracje napotkano na wybrzeżu Bałtyku na odcinku Wisetka–Dziwnów – 314 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 130 os. na odcinku wybrzeża między Pobierowem i Pogorzelicą – 114 os. oraz między granicą państwa i Krynica Morską – 106 os. W pozostałych lokalizacjach obserwowano od 1 do 52 os.



Rys. II.36. Wielkość zgrupowań szlachara stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Nurogęś *Mergus merganser*

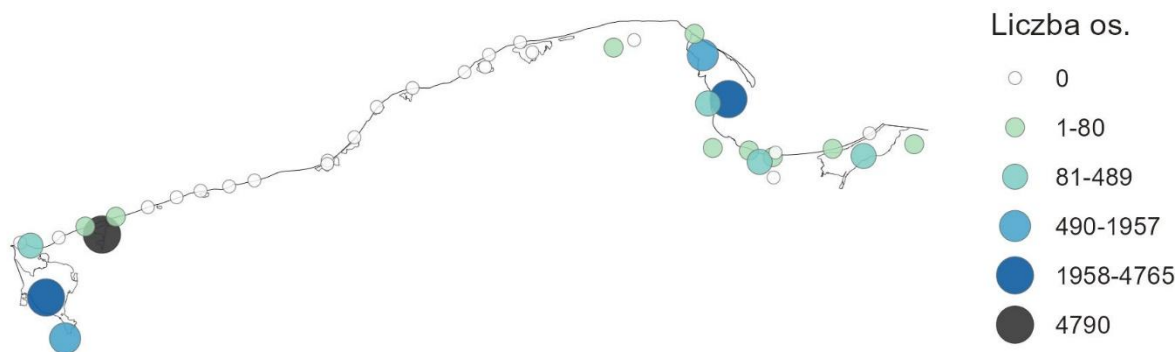
Łącznie zaobserwowano 9 247 os. nurogęsi, a jego rozpowszechnienie wyniosło 76,9% (Rys. II.37). Najliczniej gatunek ten przebywał na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 4 110 os., na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 3 776 os. Powyżej 100 osobników zaobserwowano jeszcze na sześciu obiektach, w tym najwięcej na wybrzeżu Bałtyku między Świnoujściem i Międzyzdrojami – 265 os., i na Zalewie Kamieńskim z rzeką Dziwna – 206 os. Na pozostałych obiektach liczebność nurogęsi wyniosła od 1 do 92 os.



Rys. II.37. Wielkość zgrupowań nurogęsi stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Łyska *Fulica atra*

Łyskę stwierdzono w liczbie 14 996 osobników. Przebywała ona na 46,2% skontrolowanych obiektów (Rys. II.38). Najwięcej ptaków tego gatunku zaobserwowano na Zalewie Kamieńskim i rzece Dziwna – 4 790 os., na Zalewie Szczecińskim i w delcie Świny – 4 765 os., na Zatoce Puckiej zewnętrznej – 2 492 os. oraz na Zatoce Puckiej wewnętrznej – 1 422 os. Pozostałe obiekty gromadziły od 1 do 790 os. łyski.



Rys. II.38. Wielkość zgromadzeń ptaków stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obiekty wydzielone do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) wcześniej były kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW), a 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 (łodówka, markaczka, uhła), które licznie gromadzą się w pasie wód przybrzeżnych. W przypadku trendów zmian liczebności uzyskano istotne wyniki analiz dla wszystkich 17 gatunków. W okresie 14 lat prowadzenia monitoringu, dziewięć gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, krzyżówka, łabędź krzykliwy, tyska, markaczka, ogorzałka i perkoz dwuczuby), pięć – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, łodówka, łabędź niemy i uhła). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 14 lat gwałtownie zmniejsza swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. W tym okresie zmiany liczebności szlachara zostały sklasyfikowane jako trend stabilny (Tabela II.9).

Tabela II.9 Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2024 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 kaczek morskich (łodówka, uhła, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z 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	<i>Mergellus albellus</i>	1,6769	0,2665	0,9837	0,0066	↓
czapla siwa	<i>Ardea cinerea</i>	10,6952	2,5510	1,1357	0,0097	↑↑
czernica	<i>Aythya fuligula</i>	2,2491	0,0999	1,0421	0,0020	↑
gągoł	<i>Bucephala clangula</i>	1,7829	0,1545	1,0319	0,0048	↑
głowienka	<i>Aythya ferina</i>	30,6030	23,4135	1,2132	0,0288	↑↑
kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	5,0417	0,7710	1,1130	0,0077	↑↑
krzyżówka	<i>Anas platyrhynchos</i>	3,4193	0,5616	1,0718	0,0084	↑↑
łodówka	<i>Clangula hyemalis</i>	2,6210	0,5685	1,0546	0,0105	↑
łabędź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>	11,2857	2,6482	1,1289	0,0103	↑↑
łabędź niemy	<i>Cygnus olor</i>	2,1614	0,1522	1,0414	0,0031	↑
tyska	<i>Fulica atra</i>	29,1186	8,0109	1,1524	0,0096	↑↑

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk.licz	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
markaczka	<i>Melanitta nigra</i>	6,4536	1,2338	1,1396	0,0097	↑↑
nurogęs	<i>Mergus merganser</i>	0,8962	0,0867	0,9149	0,0044	↓↓
ogorzałka	<i>Aythya marila</i>	2,4045	0,1617	1,1045	0,0033	↑↑
perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>	2,6469	0,5910	1,0914	0,0114	↑↑
szlachar	<i>Mergus serrator</i>	1,0923	0,2733	1,0233	0,0112	↔
uhla	<i>Melanitta fusca</i>	1,9140	0,2091	1,0379	0,0058	↑

Analiza trendów rozpowszechnienia wykazała, że jedenaście gatunków wykazało umiarkowany wzrost współczynnika rozpowszechnienia (czapla siwa, czernica, głowienka, kormoran, lodówka, łąbądź krzykliwy, łyska, markaczka, ogorzałka, szlachar i uhla). Dla kolejnych pięciu gatunków (bielaczek, gągół, krzyżówka, łąbądź niemy i perkoz dwuczuby) nie stwierdzono kierunkowych zmian, a trend określono jako stabilny. W przypadku nurogęsi trend zmian rozpowszechnienia jest umiarkowanie spadkowy (Tabela II.10).

Tabela II.10. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk. rozp.) otrzymane w 2024 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 z kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – stabilny, ↓ – umiarkowany spadek. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk. rozp	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
bielaczek	<i>Mergellus albellus</i>	0,41	0,9955	0,0088	↔
czapla siwa	<i>Ardea cinerea</i>	0,564	1,0703	0,0115	↑
czernica	<i>Aythya fuligula</i>	0,744	1,0329	0,0097	↑
gągół	<i>Bucephala clangula</i>	0,897	0,9998	0,0023	↔
głowienka	<i>Aythya ferina</i>	0,205	1,0389	0,015	↑
kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	0,821	1,0457	0,0073	↑
krzyżówka	<i>Anas platyrhynchos</i>	0,923	0,9989	0,0054	↔
lodówka	<i>Clangula hyemalis</i>	0,667	1,0115	0,0024	↑
łąbądź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>	0,231	1,0304	0,0113	↑
łąbądź niemy	<i>Cygnus olor</i>	0,538	1,006	0,0102	↔
łyska	<i>Fulica atra</i>	0,462	1,038	0,0119	↑
markaczka	<i>Melanitta nigra</i>	0,487	1,0213	0,0077	↑
nurogęs	<i>Mergus merganser</i>	0,769	0,984	0,0072	↓
ogorzałka	<i>Aythya marila</i>	0,641	1,0604	0,0124	↑
perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>	0,718	1,0082	0,0052	↔
szlachar	<i>Mergus serrator</i>	0,487	1,022	0,0073	↑
uhla	<i>Melanitta fusca</i>	0,538	1,0344	0,008	↑

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 prezimowania (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 wcześniej (Švažas i in. 1994).

Podsumowanie

W roku 2024 skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 315 536 osobników z 56 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Wśród nich odnotowano 310 151 ptaków stacjonarnych. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 54 380 os., co stanowiło 17,5% wszystkich ptaków stacjonarnych, czernica z liczebnością 37 762 os (12,2%) oraz gągoł, mewa srebrzysta/białogłowa/romańska i uhla które stwierdzono odpowiednio w liczbie 30 371, 22 338 i 22 868 os. (odpowiednio 9,8%, 7,2% i 7,4% wszystkich ptaków stacjonarnych). Z pozostałych gatunków jeszcze kormoran i mewa siwa osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu ptaków stacjonarnych. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,7% wszystkich ptaków stacjonarnych. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (krzyżówka, czernica i gągoł), których liczebność przekroczyła 30 tys. os. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były krzyżówka, gągoł, mewa srebrzysta/białogłowa/romańska, mewa siwa i kormoran.

W latach 2011–2024 dziewięć gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, krzyżówka, łabędź krzykliwy, łyska, markaczka, ogorzałka i perkoz dwuczuby), pięć – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, łódówka, łabędź niemy i uhla). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 14 lat gwałtownie zmniejsza swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. W tym okresie zmiany liczebności szlachara zostały sklasyfikowane jako trend stabilny. 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 trzy części Zatoki Puckiej, tzn. Zatoka Pucka wewnętrzna, Port w Gdyni i Zatoka Pucka zewnętrzna, gdzie przebywało odpowiednio 64 993, 30 447, 31 062 oraz 31 516 ptaków. Te cztery obiekty gromadziły w sumie 50,9% 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, mew siwych i mew srebrzystych/białogłowych/romańskich), gdzie znajdują bogate źródło pokarmu antropogenicznego. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Rozpoczęty w roku 2011 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 łódówki, 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 km². 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, uhła), 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		
Lp.	Nazwa polska	Nazwa naukowa
1	alka	<i>Alca torda</i>
2	lodówka	<i>Clangula hyemalis</i>
3	markaczka	<i>Melanitta nigra</i>
4	nur rdzawoszyi	<i>Gavia stellata</i>
5	nur czarnoszyi	<i>Gavia arctica</i>
6	nurnik	<i>Cephus grylle</i>
7	nurzyk	<i>Uria alpe</i>
8	perkoz rogaty	<i>Podiceps auritus</i>
9	perkoz rdzawoszyi	<i>Podiceps grisegena</i>
10	uhła	<i>Melanitta fusca</i>
Gatunki dodatkowe		
11	mewa siodłata	<i>Larus marinus</i>
12	mewa siwa	<i>Larus canus</i>
13	mewa srebrzysta	<i>Larus argentatus</i>
14	perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>
15	śmieszka	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>

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 wyłączonej strefie ekonomicznej: Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (Rys. II.39).



Rys. II.39. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (granatowe 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.39). W grudniu roku 2023 dokonano zmiany w instrukcji prac terenowych wydłużając optymalny termin liczenia na okres od 1 stycznia do 10 lutego. Termin zmieniono ze względu na bardzo zmienne warunki pogodowe panujące na morzu i trudności Wykonawców w poprzednich latach w wykonaniu liczeń w węższych widełkach czasowych. 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 2024.

Pierwszy rejs na 6 transektach wykonano 6 stycznia 2024 roku, dalej w styczniu nastąpił długi okres niesprzyjającej pogody, który trwał aż do 28 stycznia. Między 28 a 30 stycznia miały miejsce kolejne 3 dni

rejsowe na 18 transektach. Kolejny dzień dobrej pogody przypadł na 9 lutego i wówczas wykonano liczenie na 4 transektach. W optymalnym okresie wykonano liczenia na 28 z 56 transektów (Tabela II.12). W lutym także przeważała pogoda uniemożliwiająca prowadzenie liczeń ze statków, jednak wykorzystując pojedyncze dni z mniejszym falowaniem udało się wykonać kolejne liczenia między 14 a 22 lutego. To opóźnienie nie powinno jednak w zasadniczy sposób wpłynąć na uzyskane wyniki, ponieważ w tym czasie wędrówka powrotna ptaków morskich na łęgowska 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	18.02.2024
Wody terytorialne	06.01.2024, 28-30.01.2024, 09.02.2024, 14.02.2024, 18-19.02.2024, 22.02.2024
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	29-30.01.2024

Całkowita długość transektów w roku 2024 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 km² (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 2024 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 55 godzin i 40 minut, z czego na Ławicę Słupską przypadło 4 godziny i 40 minut, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 8 godzin i 15 minut, a na pas wód terytorialnych 42 godziny i 45 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 Odrzańską, 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 2024 roku ogółem stwierdzono 54 592 osobniki ptaków wodnych z 32 gatunków oraz 1 236 os., których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 55 828 osobników ptaków wodnych policzonych podczas 55 godzin i 40 minut rejsów, z czego 25 978 os. z 26 gatunków przebywało w pasie transektu (Tabela II.14). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowiły 2,2% 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 trzech gatunków kaczek morskich: lodówki, uhli i markaczki (Tabela II.14). Z pozostałych gatunków tylko kormoran przekroczył liczebność 1 000 os. odnotowanych podczas liczeń, jednak w ogromnej większości (4 000 os. z 4 197 zanotowanych) były to ptaki siedzące wzdłuż jednego z odcinków transektu BA 1. Natomiast mewa srebrzysta była jedynym gatunkiem z pozostałych, którego sumaryczna liczebność w pasie transektu przekroczyła 100 os.

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 2024 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
lodówka	12 910	24,4	20 499	368,2
uhla	6 988	13,2	17 841	320,5
markaczka	5 545	10,5	10 250	184,1
mewa srebrzysta	183	0,3	590	10,6
kormoran	62	0,1	4 197	75,4
alka	55	0,1	163	2,9
perkoz dwuczuby	43	0,1	87	1,6
perkoz rogaty	40	0,1	49	0,9
nur rdzawoszyi	30	0,1	206	3,7
łabędź krzykliwy	27	0,1	264	4,7
mewa siwa	17	+	77	1,4
edredon	15	+	15	0,3
łabędź niemy	14	+	94	1,7
nur czarnoszyi	13	+	38	0,7
nurzyk	6	+	35	0,6
mewa siodłata	5	+	15	0,3
nurnik	5	+	8	0,1
nurogęś	5	+	7	0,1
szlachar	3	+	52	0,9
krzyżówka	3	+	10	0,2
mewa żółtonoga	2	+	2	+
ohar	2	+	2	+
perkoz rdzawoszyi	2	+	2	+
mewa mała	1	+	3	0,1
śmieszka	1	+	2	+
lodowiec	1	+	1	+
gęgawa			50	0,9
bielaczek			18	0,3
ogorzałka			9	0,2

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
gągoł			2	+
gęś zbożowa			2	+
głuptak			2	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	9	+	495	8,9
kaczka <i>Melanitta</i> nieoznaczona	9	+	139	2,5
gęś nieoznaczona <i>Anser</i> sp.			532	9,6
łabędź nieoznaczony			54	1,0
alka nieoznaczona			15	0,3
kaczka pływająca nieoznaczona			1	+
RAZEM	25 996	49,1	55 828	1 002,8

Trzy najliczniejsze gatunki ptaków morskich: łodówka, uхла i markaczka, stanowiły w sumie aż 89% ptaków o oznaczonym gatunku stwierdzonych w pasie transektów oraz 97,9% spośród wszystkich zaobserwowanych (Tabela II.15). Ponad 100 osobników w pasie transektu zaobserwowano jeszcze w przypadku mewy srebrzystej jednak jej udział w całym ugrupowaniu był niski i wyniósł 1,1%. 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 oznaczonych do gatunku zarejestrowanych podczas liczeń w 2024 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
łodówka	12 910	49,7%	20 499	37,5%
uхла	6 988	26,9%	17 841	32,7%
markaczka	5 545	21,3%	10 250	18,8%
mewa srebrzysta	183	0,7%	590	1,1%
kormoran	62	0,2%	4 197	7,7%
alka	55	0,2%	163	0,3%
perkoz dwuczuby	43	0,2%	87	0,2%
perkoz rogaty	40	0,2%	49	0,1%
nur rdzawoszyi	30	0,1%	206	0,4%
łabędź krzykliwy	27	0,1%	264	0,5%
mewa siwa	17	0,1%	77	0,1%
edredon	15	0,1%	15	0,0%
łabędź niemy	14	0,1%	94	0,2%
nur czarnoszyi	13	0,1%	38	0,1%
nurzyk	6	+	35	0,1%
mewa siodłata	5	+	15	+
nurnik	5	+	8	+
nurogęś	5	+	7	+
szlachar	3	+	52	0,1%
krzyżówka	3	+	10	+

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
mewa żółtonoga	2	+	2	+
ohar	2	+	2	+
perkoz rdzawoszyi	2	+	2	+
mewa mała	1	+	3	+
śmieszka	1	+	2	+
lodowiec	1	+	1	+
gęgawa			50	0,1%
bielaczek			18	+
ogorzałka			9	+
gągół			2	+
gęś zbożowa			2	+
głuptak			2	+
RAZEM	25 978	100%	54 592	100%

W pasie wód terytorialnych zanotowano 8 gatunków z grupy podstawowych dla monitoringu oraz 12 innych gatunków ptaków wodnych. Najliczniejszymi gatunkami były lodówka, uhła i markaczka. Wskaźniki zagęszczenia tych trzech gatunków przekroczyły 10 os./km², a wskaźniki częstości przekroczyły 200 os./godz. rejsu i były wielokrotnie wyższe od czwartego pod względem liczebności gatunku, jakim była mewa srebrzysta (Tabela II.16). Inne gatunki w pasie wód terytorialnych były znacznie mniej liczne. Zwraca jednak uwagę wysoka liczba zaobserwowanych kormoranów, ze wskaźnikiem częstości wielokrotnie wyższym w stosunku do roku poprzedniego (odpowiednio 97,8 i 5,8). Także liczebność nurów była wyjątkowo wysoka. W sumie zaobserwowano 691 osobników. Wśród ptaków o oznaczonym gatunku najliczniej pojawił się nur rdzawoszyi (193 os.).

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 2024 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	7 499	18,3	11 434	267,5
markaczka	4 832	11,8	9 044	211,6
uhła	4 340	10,6	12 460	291,5
mewa srebrzysta	175	0,4	519	12,1
kormoran	55	0,1	4 183	97,8
alka	53	0,1	157	3,7
perkoz dwuczuby	43	0,1	87	2,0
perkoz rogaty	33	0,1	41	1,0
łabędź krzykliwy	27	0,1	264	6,2
nur rdzawoszyi	25	0,1	193	4,5
mewa siwa	17	+	76	1,8
edredon	15	+	15	0,4
łabędź niemy	8	+	71	1,7
nur czarnoszyi	8	+	31	0,7
mewa siodłata	5	+	14	0,3
nurogęś	5	+	7	0,2
krzyżówka	3	+	4	0,1
nurzyk	3	+	23	0,5

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
szlachar	3	+	52	1,2
mewa żółtonoga	2	+	2	+
mewa mała	1	+	3	0,1
ohar	1	+	1	+
śmieszka	1	+	2	+
bielaczek			18	0,4
gągoł			2	+
gęgawa			32	0,7
gęś zbożowa			2	+
głuptak			2	+
nurnik			3	0,1
ogorzałka			9	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	7	+	467	10,9
kaczka <i>Melanitta</i> nieoznaczona	1	+	44	1,0
gęś nieoznaczona <i>Anser</i> sp.			485	11,3
łabędź nieoznaczony			24	0,6
alka nieoznaczona			4	0,1
kaczka pływająca nieoznaczona			1	+
RAZEM	17 162	41,8	39 776	930,4

W Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 9 gatunków z grupy gatunków podstawowych oraz 9 innych gatunków ptaków wodnych. Liczebnie dominowały tu łódówka, uhła i markaczka, osiągając zdecydowanie 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).

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 2024 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
łódówka	5 004	72,5	7 981	967,4
uhła	2 394	34,7	4 989	604,7
markaczka	713	10,3	1 206	146,2
kormoran	7	0,1	14	1,7
perkoz rogaty	7	0,1	8	1,0
łabędź niemy	6	0,1	20	2,4
mewa srebrzysta	6	0,1	45	5,5
nur rdzawoszyi	5	0,1	13	1,6
nur czarnoszyi	4	0,1	6	0,7
perkoz rdzawoszyi	2	+	2	0,2
łodowiec	1	+	1	0,1
ohar	1	+	1	0,1
alka			1	0,1
gęgawa			18	2,2

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
krzyżówka			6	0,7
nurzyk			2	0,2
mewa siodłata			1	0,1
mewa siwa			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
kaczka <i>Melanitta</i> nieoznaczona	8	0,1	95	11,5
nur nieoznaczony	1	+	27	3,3
gęś nieoznaczona <i>Anser</i> sp.			47	5,7
łabędź nieoznaczony			30	3,6
alka nieoznaczona			3	0,4
RAZEM	8 159	118,2	1 4517	1 759,5

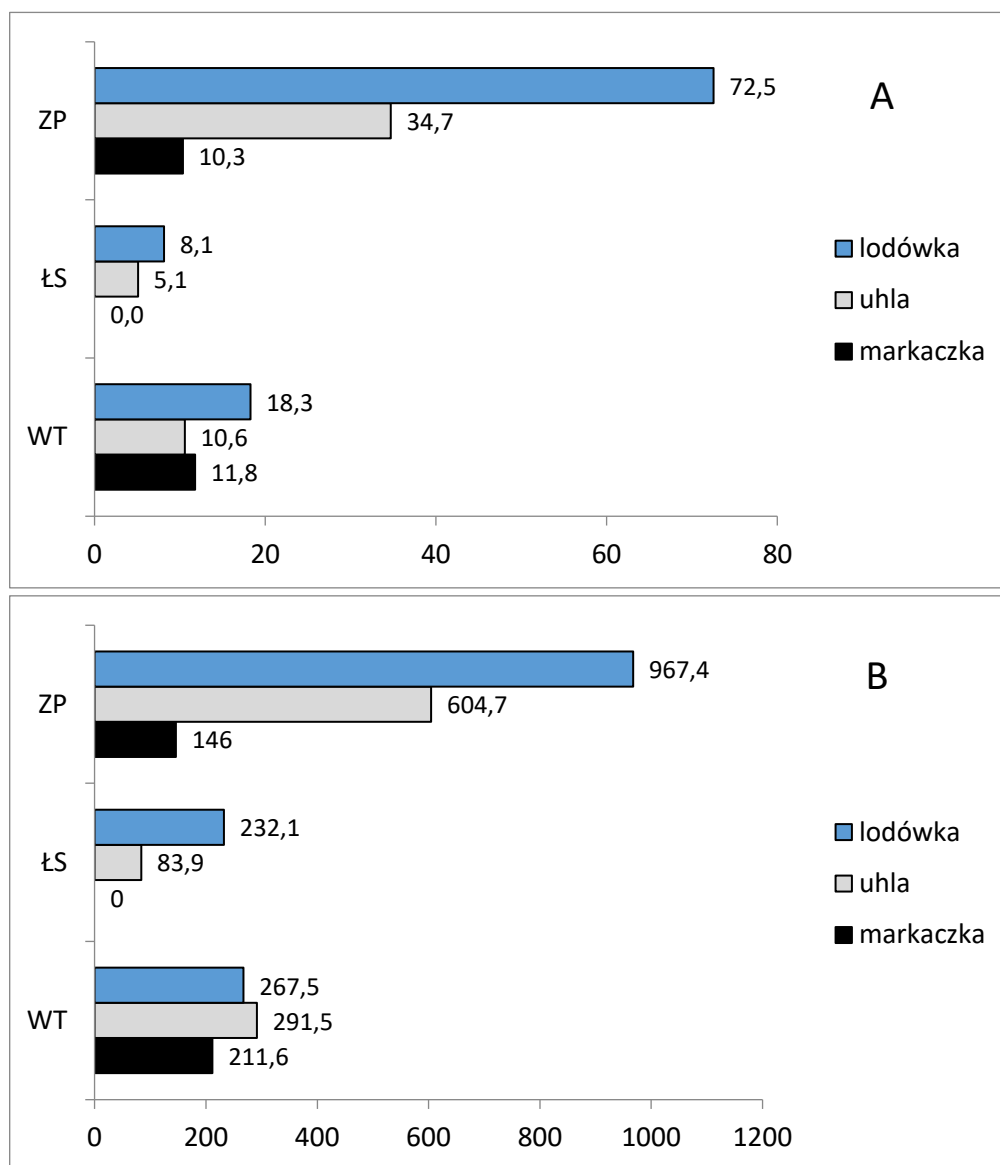
Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność 6 gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych oraz dwóch innych gatunków ptaków wodnych. Łodówka była tutaj najliczniejszym gatunkiem (Tabela II.18). Ławica Słupska była (Durinck i in. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk łodówek na Bałtyku (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 MZPM w pasie transektów zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku. Tak jak w ubiegłych latach na Ławicy Słupskiej stwierdzono najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia i wskaźnika częstości nurnika. Gatunek ten w polskiej strefie Bałtyku występuje w bardzo dużym rozproszeniu, a Ławica Słupska na przełomie lat 80. i 90. XX wieku 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 2024 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
łodówka	407	8,1	1 084	232,1
uhla	254	5,1	392	83,9
nurnik	5	0,1	5	1,1
nurzyk	3	0,1	10	2,1
alka	2	+	5	1,1
mewa srebrzysta	2	+	26	5,6
nur czarnoszyi	1	+	1	0,2
łabędź niemy			3	0,6
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	1	+	1	0,2
alka nieoznaczona			8	1,7
RAZEM	675	13,5	1 535	328,6

Podobnie jak we wszystkich poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: łodówka, uhla i markaczka (Tabela II.14). Łodówka 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, tak jak w ubiegłym roku, gatunkiem o nieco wyższym wskaźniku częstości była uhla (Rys.

II.40). W 2024 roku najwięcej markaczek spotkano na wodach terytorialnych, więc inaczej niż w poprzednich sezonach, gdy gatunek ten najliczniej przebywał na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych. Natomiast na Ławicy Słupskiej, tak jak w ubiegłych dwóch sezonach, nie zaobserwowano ani jednej markaczki (Rys. II.40).



Rys. II.40. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2024 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

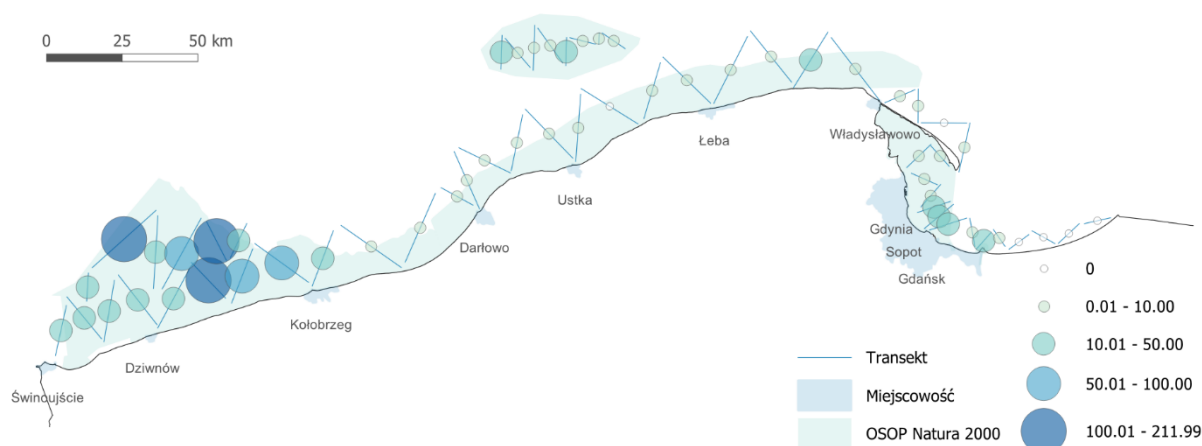
Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka oraz mewa srebrzysta, 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 trzech transektach przekroczyły wartość 100 os./km² (Rys. II.41). Na tym samym akwenie lodówki licznie przebywały także w roku ubiegłym. Na Ławicy Słupskiej lodówka liczniej gromadziła się w zachodniej i centralnej części tego akwenu, gdzie jej wskaźniki przekraczały 10 os./km². W obrębie OSOP Przybrzeżne Wody Bałtyku oraz na Zatoce Gdańskiej, podobnie jak w poprzednim roku, lodówki nie tworzyły bardzo dużych koncentracji. Większe skupienia tego gatunku zaobserwowano wzdłuż trzech transektów na Zatoce Gdańskiej, na wysokości Trójmiasta oraz jednego na zachód od Władysławowa (Rys. II.41).

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). Jednak w roku 2024 jej liczebność na Ławicy Słupskiej była niższa. Na rozległym akwenu 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, choć w roku 2024 jej wskaźniki zagęszczenia na tym akwenu nie przekraczały 50 os./km². Skrajnie nielicznie gatunek ten pojawił się na obszarze wschodnich wód terytorialnych, na wschód od Krynicy Morskiej, pomimo że w ostatnich latach obserwowano wzrost znaczenia tego akwenu dla zimujących lodówek.

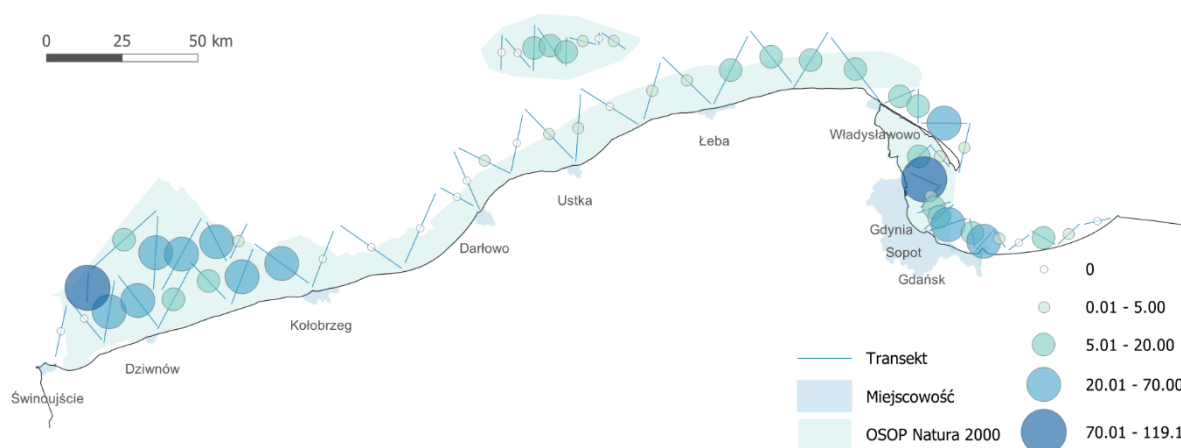


Rys. II.41. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2024 roku.

Uhla *Melanitta fusca*

Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej. Tylko na tych akwenach odnotowano wskaźniki zagęszczenia powyżej 20 os./km², w tym najwyższe powyżej 70 os./km² (Rys. II.42). 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 stwierdzono jedynie między Łebą, a Władysławowem. Na Ławicy Słupskiej zagęszczenia były niskie i nie przekroczyły 20 os./km². W stosunku do lat 2011-2014, gdy uhle na Ławicy Słupskiej spotykano nielicznie, obserwuje się wzrost liczby ptaków tego gatunku na tym akwenu.

Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011-2024 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.

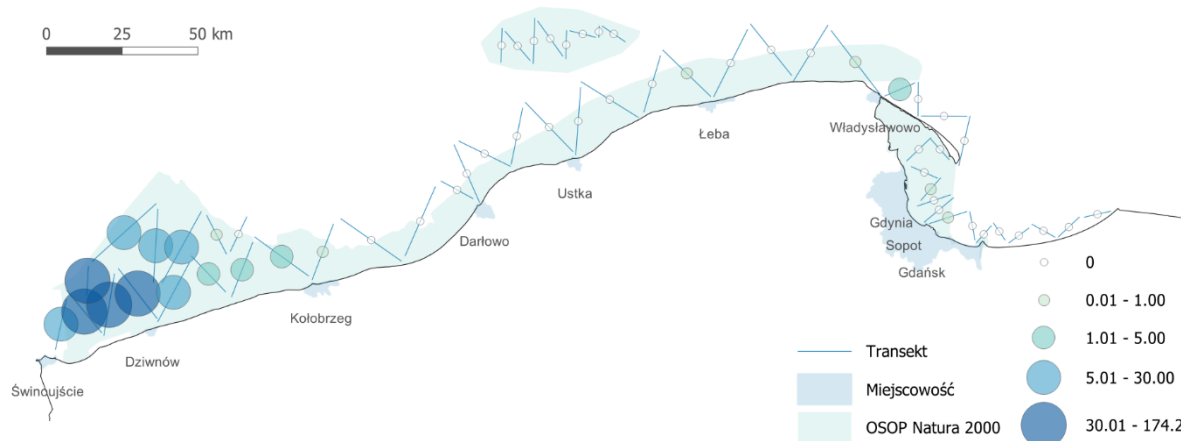


Rys. II.42. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.

Markaczka *Mellanita nigra*

Występowanie markaczek w roku 2024, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.43), gdzie lokalnie, wzdłuż czterech transektów, wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął wartości między 30 i 174 os./km². Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, a tylko lokalnie koło Władysławowa wskaźnik zagęszczenia nieznacznie przekroczył wartość 1 os./km². Na Ławicy Słupskiej gatunku tego, tak jak w poprzednim sezonie, nie stwierdzono wcale.

Wyniki uzyskane w roku 2024 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).

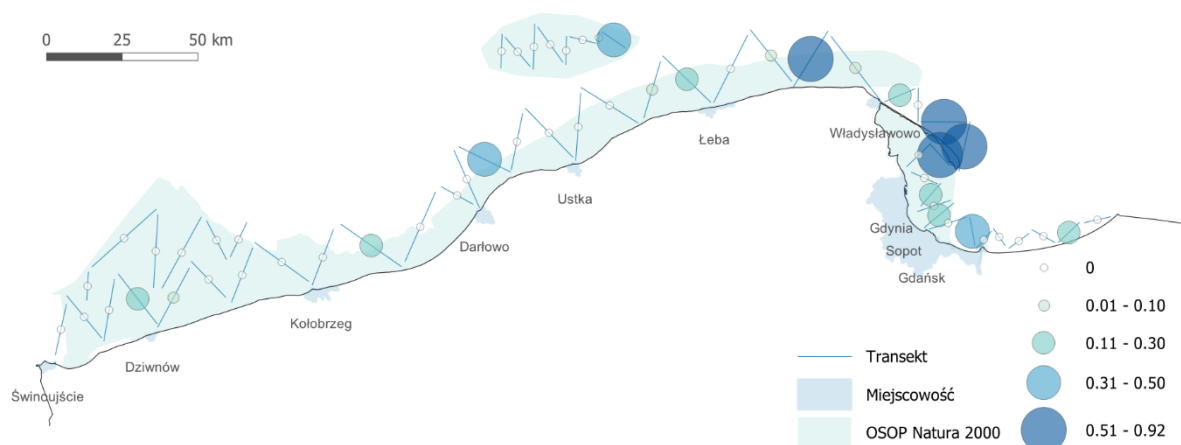


Rys. II.43. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.

Alka *Alca torda*

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na trzech transektach na Zatoce Gdańskiej, koło Helu oraz na zachód od Władysławowa, gdzie zanotowano wysokie jak na ten gatunek zagęszczenia w granicach 0,5-1,0 km² (Rys. II.44). Na zachód od Zatoki Gdańskiej, w pasie wód terytorialnych gatunek ten stwierdzono tylko wzdłuż siedmiu transektów i jednego na Ławicy Słupskiej. Na podstawie wyników z 14 lat monitoringu można stwierdzić, że alka zimą przebywa głównie w rejonie Zatoki Gdańskiej i jest mało liczny gatunkiem

w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się skrajnie rzadko. Na Ławicy Słupskiej jej liczebność podlega znacznym wahaniom.

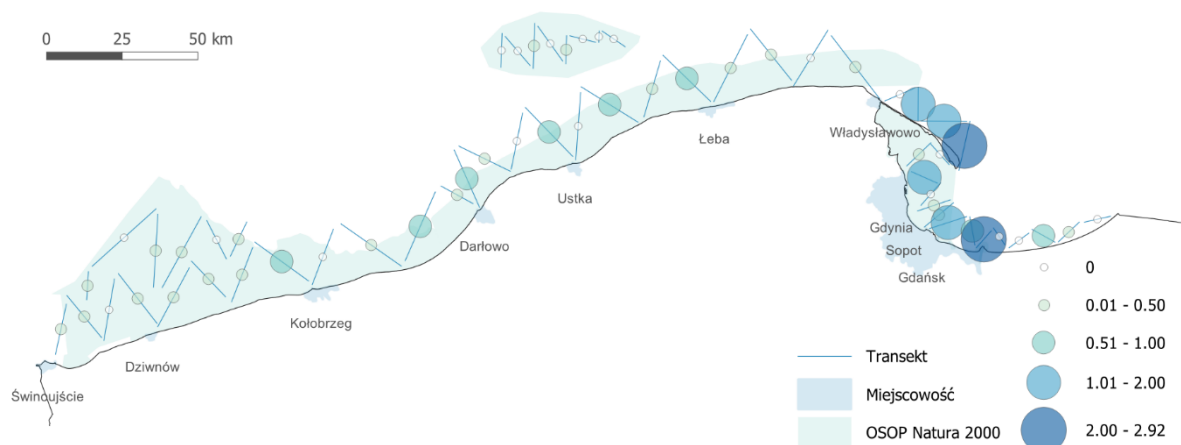


Rys. II.44. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.

Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku. Tak jak w poprzednich latach duże jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie jej wskaźnik zagęszczenia wzdłuż czterech transektów osiągał wartości powyżej 1,0 os./km², a wzdłuż kolejnych dwóch powyżej 2,0 os./km² (Rys. II.45). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji. Wskaźniki jej zagęszczenia powyżej 0,5 os./km² stwierdzono jeszcze wzdłuż sześciu transektów położonych w pasie wód terytorialnych (Rys. II.45).

Liczebność mewy srebrzystej na akwenach położonych z dala od brzegu silnie 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.

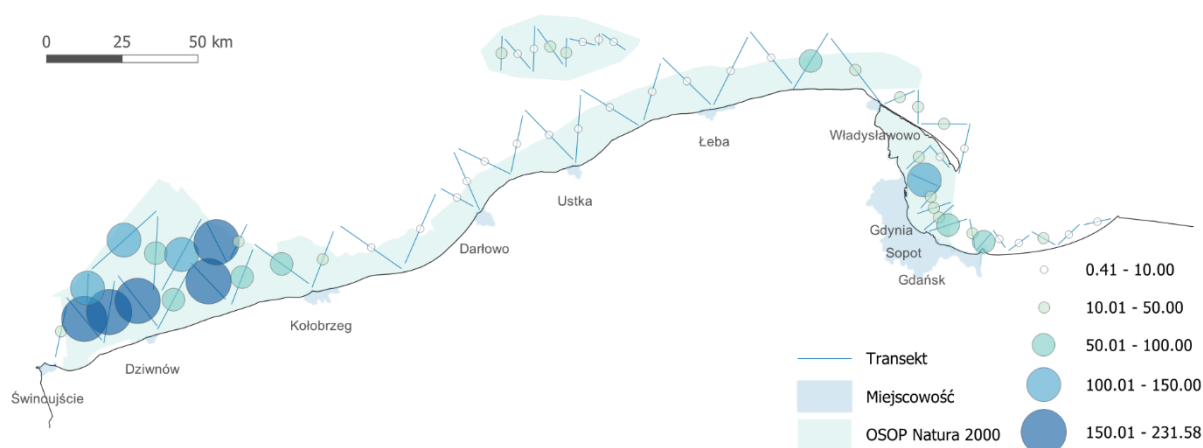


Rys. II.45. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.

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.46).

W roku 2024 zdecydowanie najwięcej ptaków morskich gromadziło się na Zatoce Pomorskiej, a także na Zatoce Gdańskiej. Jednak tylko na Zatoce Pomorskiej wskaźnik zagęszczenia przekraczał 150 os./km², lokalnie osiągając 231,6 os./km² (Rys. II.46). Koncentracje ptaków morskich na Zatoce Gdańskiej były w 2024 roku niższe niż w poprzednich latach. Trudno wskazać na przyczynę tego zjawiska i nie można wykluczyć, że ma ono charakter incydentalny. 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, poza jednym transektem, były niskie. W porównaniu do poprzednich lat znacznie mniej ptaków morskich przebywało na Ławicy Słupskiej.



Rys. II.46. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.

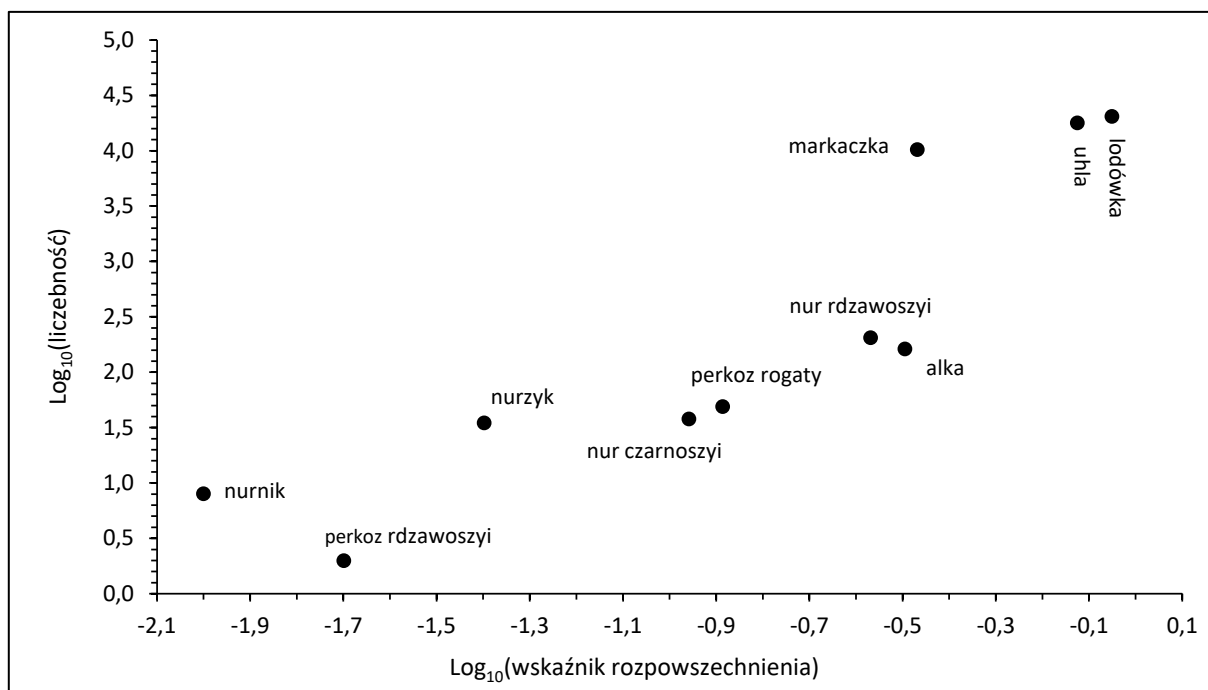
Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

Tak jak w poprzednich latach, gatunkami które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były łódówka, uhlą i mewa srebrzysta. Łódówkę i uhlę stwierdzono odpowiednio na 89% i 75%, a mewę srebrzystą na 66% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.19). Czwartym pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była markaczka, zaobserwowana na 34% transektów. Na 32% skontrolowanych transektów odnotowano obecność alki. Wartości powyżej 20% rozpowszechnienia odnotowano jeszcze u kormorana, nura rdzawoszyjego i perkoza rogatego. Wartość wskaźnika rozpowszechnienia 10% przekroczyły jeszcze trzy gatunki, w tym nur czarnoszyi z grupy gatunków podstawowych (Tabela II.19).

Tabela II.19. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Pominięto taksony o nieoznaczonym gatunku.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia (%)
lodówka	50	89,3
uhła	42	75,0
mewa srebrzysta	37	66,1
markaczka	19	33,9
alka	18	32,1
kormoran	16	28,6
nur rdzawoszyi	15	26,8
perkoz rogaty	13	23,2
nur czarnoszyi	11	19,6
perkoz dwuczuby	9	16,1
mewa siwa	5	8,9
mewa siodłata	4	7,1
nurzyk	4	7,1
łabędź niemy	3	5,4
krzyżówka	2	3,6
łabędź krzykliwy	2	3,6
nurogęs	2	3,6
ohar	2	3,6
edredon	1	1,8
łodowiec	1	1,8
mewa mała	1	1,8
mewa żółtonoga	1	1,8
nurnik	1	1,8
perkoz rdzawoszyi	1	1,8
szlachar	1	1,8
śmieszka	1	1,8

Zależność wskaźnika rozpowszechnienia od liczebności przeanalizowano tylko dla gatunków z grupy podstawowych. Wskaźnik rozpowszechnienia był silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,89$ $p<0,001$) (Rys. II.47). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerszej 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.47. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).

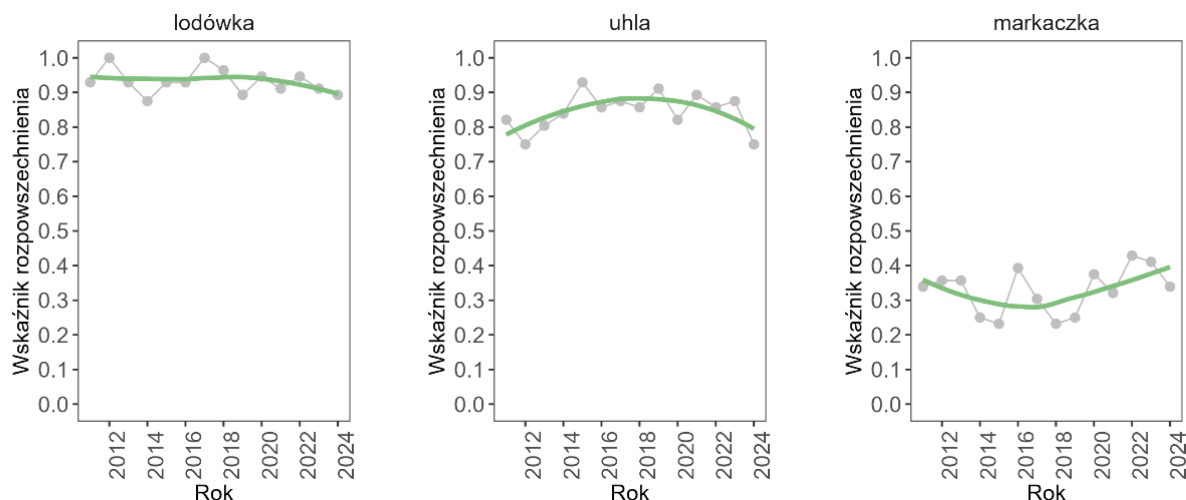
U pięciu gatunków (alka, lodówka, markaczka, mewa srebrzysta i uhlą) zmienność wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni 14 lat trwania monitoringu była niewielka, co skutkowało stabilnym trendem zmian (Tabela II.20). Umiarkowany wzrost tego wskaźnika zanotowano u nura rdzawoszyjego ($\lambda=1,1278$) oraz u nurzyka ($\lambda=1,0854$), co zaznaczyło się już w poprzednich sezonach. Trend zmian rozpowszechnienia nura czarnoszyjego, nurnika oraz perkoza rdzawoszyjego i perkoza rogatego został sklasyfikowany jako nieokreślony (Tabela II.20).

Tabela II.20. Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych i mewa srebrzystej w latach 2011–2024 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: $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\leftrightarrow$ – stabilny, ? – nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

Nazwa polska	Nazwa naukowa	Wsk.rozp.	Trend (λ)	SE λ	Kat. trendu
alka	<i>Alca torda</i>	0,321	1,0037	0,0162	$\leftrightarrow$
lodówka	<i>Clangula hyemalis</i>	0,893	0,9975	0,0092	$\leftrightarrow$
markaczka	<i>Melanitta nigra</i>	0,339	1,0126	0,0153	$\leftrightarrow$
mewa srebrzysta	<i>Larus argentatus</i>	0,661	0,9868	0,0097	$\leftrightarrow$
nur czarnoszyi	<i>Gavia arctica</i>	0,196	0,9720	0,0212	?
nur rdzawoszyi	<i>Gavia stellata</i>	0,268	1,1278	0,0389	$\uparrow$
nurnik	<i>Cephus grylle</i>	0,018	0,9236	0,0357	?
nurzyk	<i>Uria aalge</i>	0,071	1,0854	0,0388	$\uparrow$
perkoz rdzawoszyi	<i>Podiceps grisegena</i>	0,018	0,9823	0,0434	?
perkoz rogaty	<i>Podiceps auritus</i>	0,232	1,0229	0,0226	?
uhlą	<i>Melanitta fusca</i>	0,750	1,0024	0,0098	$\leftrightarrow$

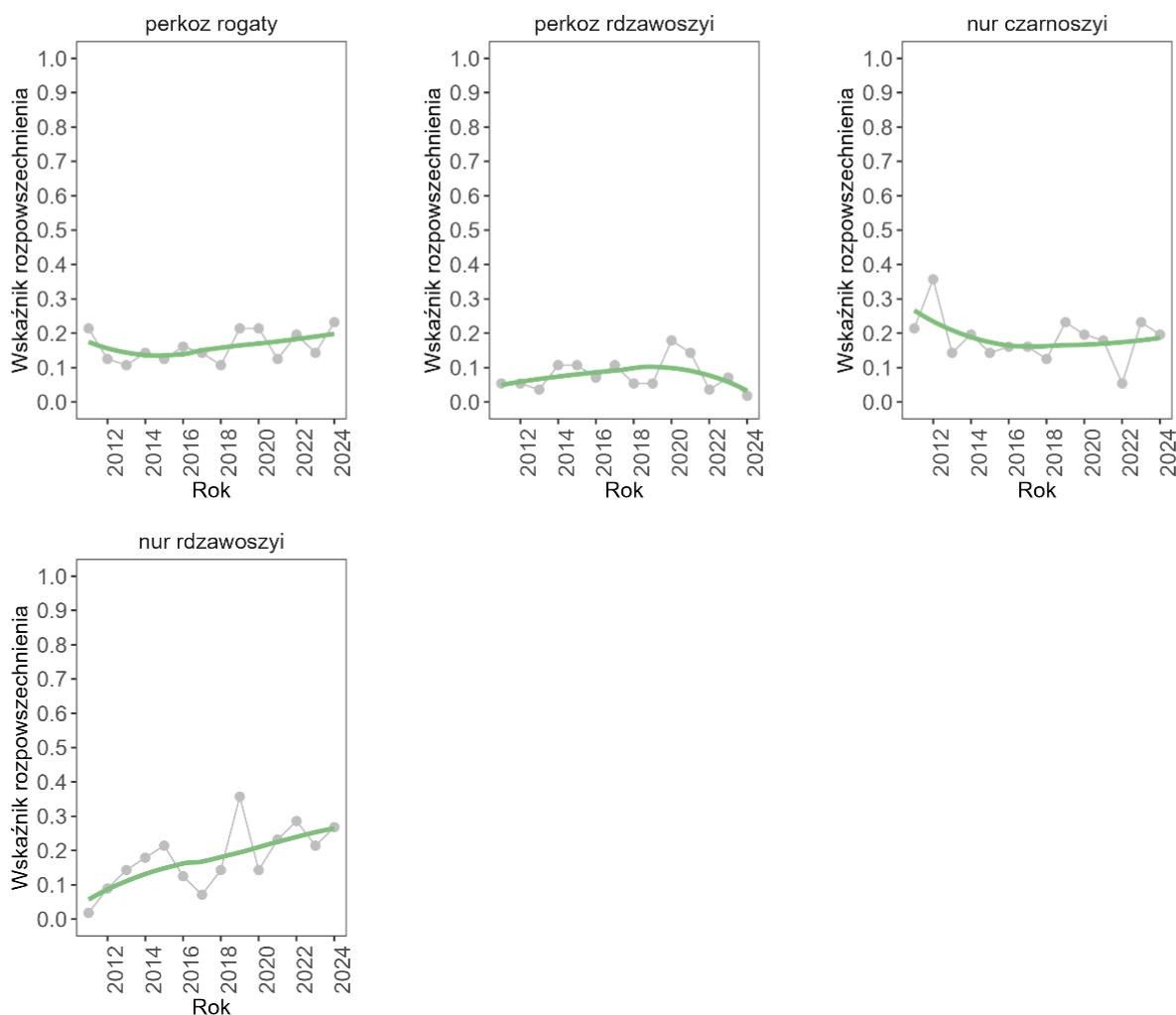
U lodówki wahania współczynnika rozpowszechnienia w ostatnich 4 latach były niewielkie, natomiast u uhli w ostatnim roku zaznaczył się jego wyraźny spadek, który jednak nie przełożył się na zmianę wieloletniego trendu, który został sklasyfikowany u obu tych gatunków jako stabilny (Rys. II.48). Wartości wskaźnika rozpowszechnienia lodówki i uhli przez cały okres trwania monitoringu utrzymują się na wysokim poziomie,

odpowiednio powyżej 0,8 i 0,7. U markaczki są one znacznie niższe i nigdy nie przekroczyły wartości 0,5. Jednak także u tego gatunku wieloletni trend zmian rozpowszechnienia został sklasyfikowany jako stabilny.



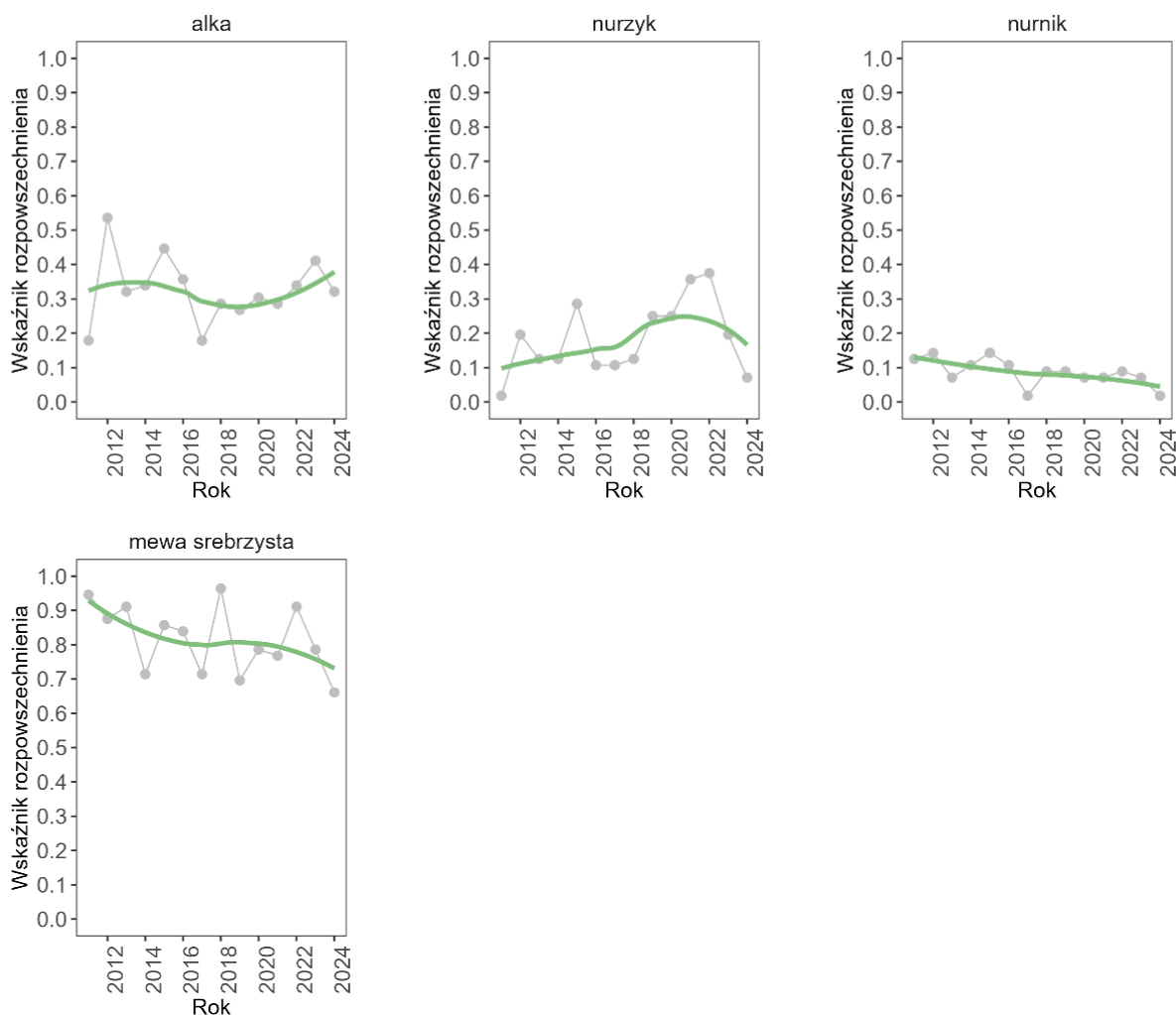
Rys. II.48. Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich licznie zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

U perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjnego i nura czarnoszyjnego zaznaczają się bardzo duże i nieukierunkowane wahania wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Rys. II.49), stąd wieloletni trend rozpowszechnienia tych gatunków został sklasyfikowany jako nieokreślony. Natomiast nur rdzawoszyi jest jednym z dwóch gatunków wykazujących w latach 2011-2024 umiarkowanie wzrostowy trend wskaźnika rozpowszechnienia (Rys. II.49).



Rys. II.49. Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2024. 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, wzrostowy trend wskaźnika rozpowszechnienia. Jednak trzeba zauważyć, że w ostatnich dwóch latach zaznacza się wyraźny spadek jego wartości (Rys. II.50) co jednak nie przełożyło się na zmianę wieloletniego trendu (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.50) z zaznaczającym się jego spadkiem w dwóch ostatnich latach. Jednak na przestrzeni 14 lat gatunek ten wykazuje stabilny trend zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.20).



Rys. II.50. Trendy rozpowszechnienia alki, nurzyka, nurnika i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

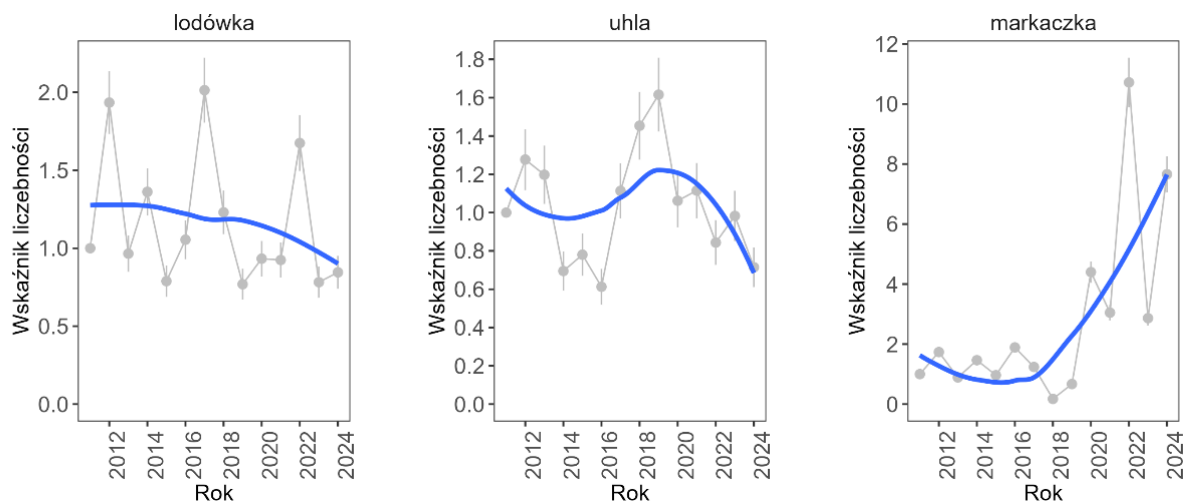
Wartości i trendy wskaźnika liczebności

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011–2024 przeprowadzono dla gatunków z grupy podstawowych (Tabela II.21). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych. Spośród tych gatunków, trzy (markaczka, nur rdzawoszy i nurzyk) wykazują silny trend wzrostu liczebności. U dwóch kolejnych (perkoz rogaty i uhla) trend ten jest stabilny, a czterech (alka, łódówka, nur czarnoszy i nurnik) umiarkowanie spadkowy. U perkoza rdzawoszyjnego kategorii trendu zmian liczebności nie udało się określić.

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 ($SE \lambda$) oraz kategorią trendu (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: $\uparrow\uparrow$ - silny wzrost, $\leftrightarrow$ - trend stabilny, $\downarrow$ - umiarkowany spadek, $\downarrow\downarrow$ - silny spadek, ? - trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.

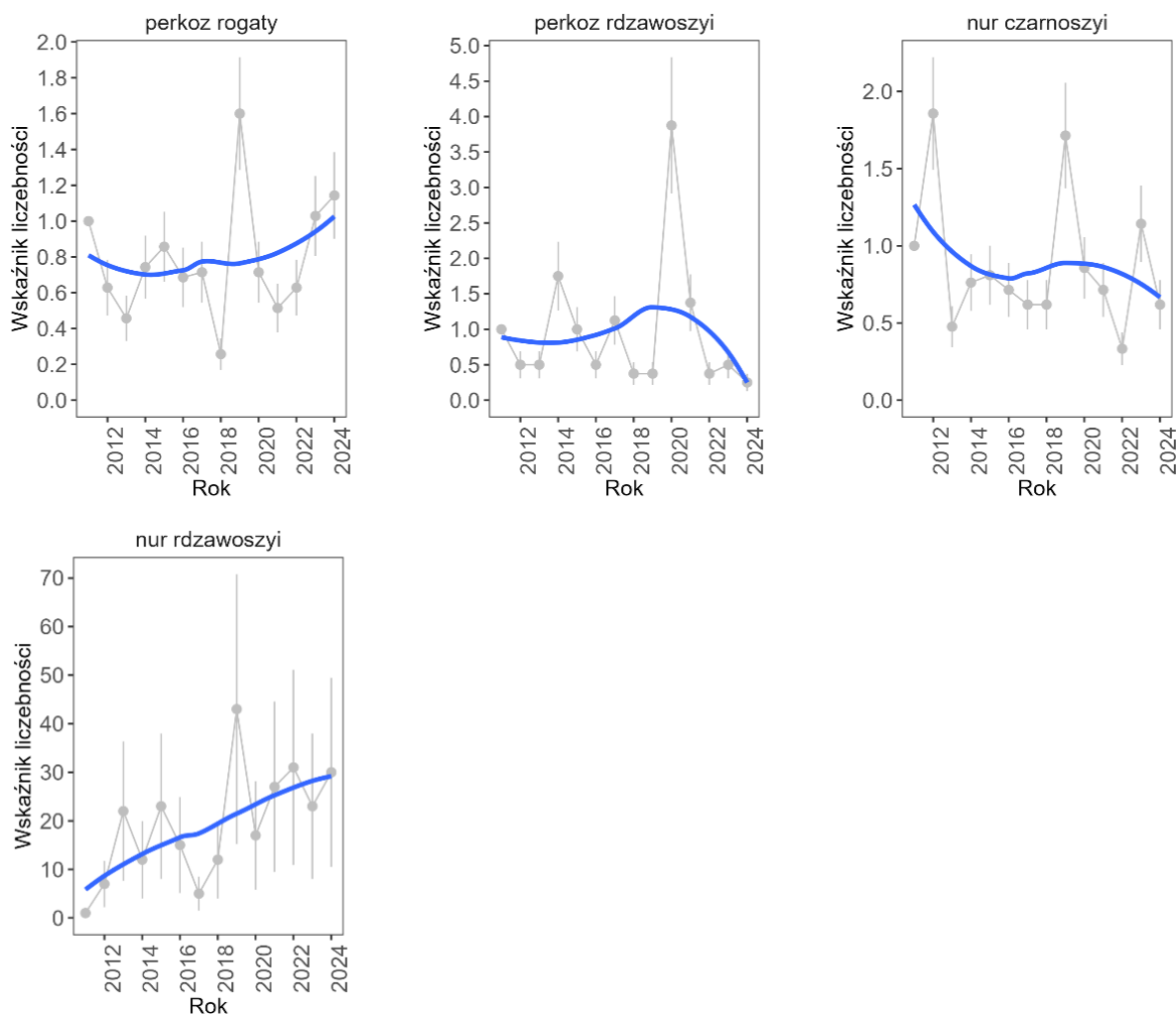
Nazwa polska	Nazwa naukowa	N os.	Wsk. licz	SE	Trend (λ)	$SE \lambda$	Kat. trendu
alka	<i>Alca torda</i>	55	1,0784	0,2800	0,9764	0,0095	$\downarrow$
lodówka	<i>Clangula hyemalis</i>	12910	0,8454	0,1054	0,9772	0,0054	$\downarrow$
markaczka	<i>Melanitta nigra</i>	5545	7,6588	0,5960	1,1461	0,0042	$\uparrow\uparrow$
mewa srebrzysta	<i>Larus argentatus</i>	183	0,1222	0,0187	0,8929	0,006	$\downarrow\downarrow$
nur czarnoszyi	<i>Gavia arctica</i>	13	0,6190	0,1585	0,9733	0,0119	$\downarrow$
nur rdzawoszyi	<i>Gavia stellata</i>	30	30,000	19,4866	1,1627	0,0238	$\uparrow\uparrow$
nurnik	<i>Cephus grylle</i>	5	0,500	0,1525	0,9667	0,0129	$\downarrow$
nurzyk	<i>Uria aalge</i>	6	6,000	4,5170	1,1413	0,0261	$\uparrow\uparrow$
perkoz rdzawoszyi	<i>Podiceps grisegena</i>	2	0,25	0,1237	0,9623	0,0201	?
perkoz rogaty	<i>Podiceps auritus</i>	40	1,1429	0,2415	1,0179	0,0119	$\leftrightarrow$
uhla	<i>Melanitta fusca</i>	6988	0,7149	0,1037	0,9948	0,0064	$\leftrightarrow$

Dwa gatunki ptaków morskich, które najliczniej zimują w polskiej strefie Bałtyku – lodówka i uhla wykazały w ostatnich 14 latach odmienne trendy zmian liczebności. 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 latach 2021 i 2023 zauważalny był znaczny spadek wskaźnika jej liczebności (Rys. II.51). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov i in. 2011, Bellebaum i in. 2014). Brak wyników 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.51. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich licznie zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (loess).

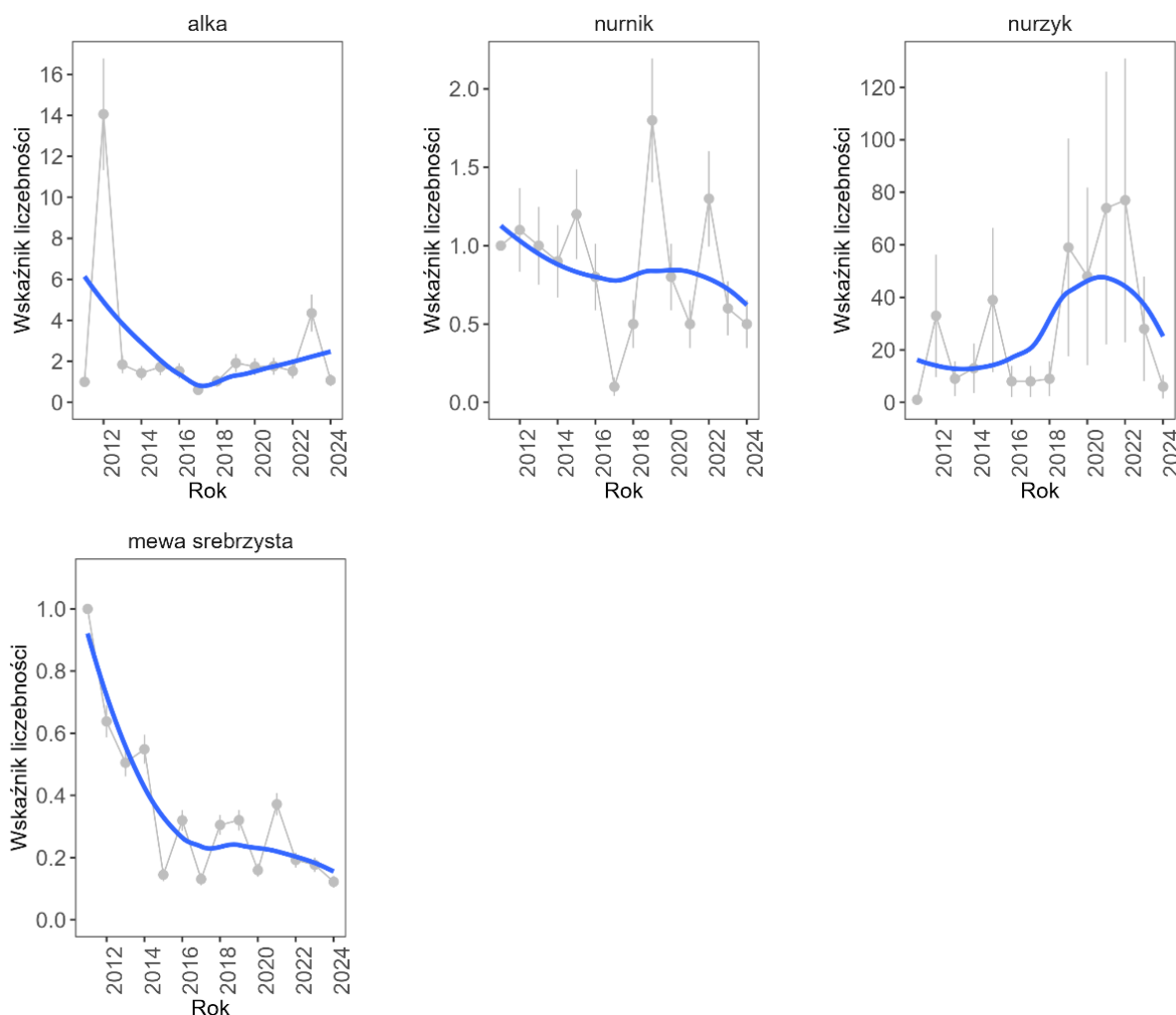
Dla perkoza rogatego trend zmian wskaźnika liczebności jest stabilny, a w przypadku perkoza rdzawoszyjego nieokreślony (Tabela II.21). U obu tych gatunków zaznaczają się znaczne wahania liczby ptaków stwierdzanych podczas liczeń, których maksima przypadają w innych latach (Rys. II.52). Nur czarnoszyi wykazał umiarkowanie spadkowy trend zmian liczebności (Tabela II.21). Gatunek ten wykazał wysokie wartości wskaźnika liczebności w latach 2012, 2019 i 2023, natomiast w ostatnim sezonie odnotowano spadek jego liczebności (Rys. II.52). U nura rdzawoszyjego wahania międzysezonowe wskaźnika liczebności są mniejsze i wieloletni trend wskazuje na silny wzrost liczby ptaków tego gatunku na przestrzeni 14 lat (Rys. II.52, Tabela II.21).



Rys. II.52. Trendy liczebności perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (*loess*).

U alki wyjątkowo 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, a rok później spadek. Na przestrzeni 14 lat trend zmian liczebności alki został określony jako umiarkowanie spadkowy (Tabela II.21, Rys. II.53). Wartości wskaźnika liczebności nurnika były do 2016 roku wyrównane. W kolejnych latach zaznaczył się jeden sezon z wyraźnie mniejszą (2017) i dwa z wyraźnie większą (2019 i 2022) liczbą zaobserwowanych ptaków (Rys. II.52). Przełożyło się na umiarkowanie spadkowy 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, jednak w ostatnich

dwóch latach widoczny jest silny spadek jego liczebności (Rys. II.53). Natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano silny spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Tabela II.21, Rys. II.53). 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.53. Trendy liczebności alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2024. 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

Analizując występowanie ptaków w obrębie OSOP, uwzględniono tylko ptaki siedzące na wodzie, zarówno w pasie transektu, jak i poza nim. Ptaki zauważone w locie zostały pominięte, ponieważ w momencie ich obserwacji nie można było stwierdzić, czy były związane z danym obszarem, czy tylko nad nim przelatywały. Z 56 transektów, wzdłuż których liczone 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. Ponadto jeden z transektów w południowej części Zatoki Gdańskiej (BA 37) znajduje się częściowo w OSOP Ujście Wisły.

W roku 2024 w obrębie OSOP przebywało 94,9% wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta w ostatnich czterech latach podlegała znacznym wahaniom (91% w 2019 i 2020 roku, 89% w 2021 roku, 93% w 2022 roku i 88% w 2023 roku), choć utrzymywała się powyżej 85%. 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 94,9% zaobserwowanych osobników stwierdzono w obrębie OSOP (Tabela II.22). Wynik ten jest zbliżony z poprzednimi sezonami. W tej grupie ptaków najniższy udział ptaków przebywających w OSOP wykazała uhla (86,6%), ponieważ duże zgrupowania tego gatunku stwierdzane są regularnie (także w 2024 roku) na wschód od ujścia Wisły i na wschód od Władysławowa, a więc na akwenach znajdujących się poza morskimi obszarami Natura 2000.

Udział alk (alka, nurzyk i nurnik) przebywających w OSOP wyniósł 73,8% (Tabela II.22). Podobnie jak w przypadku uhli, dużo alk odnotowano na wschód od Władysławowa i w południowej części Zatoki Gdańskiej, a także w jej części zachodniej, a te akweny leżą poza OSOP. Alki gromadzą się w rejonach liczego występowania ryb pelagicznych, których rozmieszczenie jest zmienne sezonowo (Aro 1989).

W 2024 roku tylko 34% zaobserwowanych nurów przebywało w obrębie obszarów Natura 2000 (Tabela II.22). W roku poprzednim było to 42%, dwukrotnie mniej niż w roku 2022. 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 nieco wyższy w porównaniu z nurami i wyniósł 47,6%. Najliczniejszy z nich – perkoz dwuczuby w większości (65 os. poza OSOP w porównaniu do 15 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).

Perkozy dwuczube licznie gromadziły się w południowej części Zatoki Gdańskiej, na wschód od ujścia Wisły, gdzie zaobserwowano w sumie 55 osobników, co stanowiło 84,6% osobników tego gatunku stwierdzonych poza obszarami OSOP.

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 2024 roku udział mew srebrzystych zaobserwowanych w obrębie OSOP był stosunkowo niski i wyniósł 55,6%.

W poprzednich latach znaczna większość, kormoranów obserwowano w obrębie rozległych morskich obszarów Natura 2000 położonych blisko linii brzegowej. W roku 2024 na tych obszarach przebywały wszystkie osobniki tego gatunku. Kormoran bardzo rzadko jest obserwowany z dala od wybrzeży (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021).

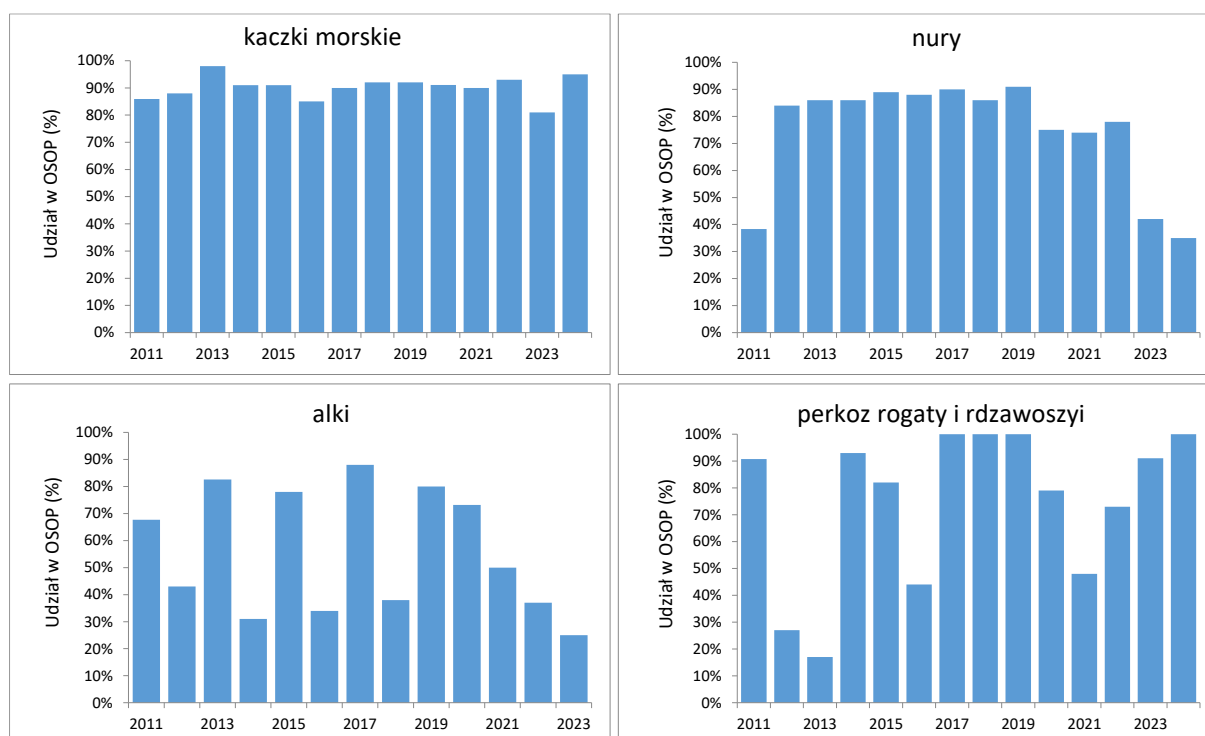
Tabela II.22. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających zimą 2024 w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). W tabeli uwzględniono ptaki stacjonarne zarówno w pasie transektu jak i poza nim.

Gatunek	Os. w OSOP	Os. poza OSOP	Suma osobników	% osobników w OSOP
alka	33	15	48	68,8
edredon	15	0	15	100
kaczka <i>Melanitta</i> nieoznaczona	78	0	78	100
kormoran	4 046	0	4 046	100
krzyżówka	2	0	2	100
lodowiec	1	0	1	100
lodówka	16 647	122	16 769	99,3
łabędź krzykliwy	5	0	5	100
łabędź niemy	12	0	12	100
łabędź nieoznaczony	4	0	4	100
markaczka	8 958	24	8 982	99,7
mewa mała	0	1	1	0
mewa siodłata	7	0	7	100
mewa siwa	1	15	16	6,3
mewa srebrzysta	93	69	162	57,4
nur czarnoszyi	13	1	14	92,9
nur nieoznaczony	4	60	64	6,2
nur rdzawoszyi	18	6	24	75,0
nurnik	5	0	5	100
nurzyk	7	1	8	87,5
perkoz dwuczuby	22	58	80	27,5
perkoz rdzawoszyi	2	0	2	100
perkoz rogaty	44	0	44	100
szlachar	11	0	11	100
uhla	12429	1 327	14 350	86,6
SUMA	42 457	2 293	44 750	94,9
GRUPY PTAKÓW - PODSUMOWANIE				
Kaczki morskie	38 127	2 067	40 194	94,9
Alki	45	16	61	73,8
Nury	36	67	103	34,0
Perkozy	68	58	126	47,6
Mewy	101	85	186	52,7
Inne gatunki	4 080	0	4 080	100,0
SUMA	42 457	2 293	44 750	94,9

Wyniki uzyskane w roku 2024, 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.54). Udział nurów zimujących w obrębie OSOP także był bardzo wysoki i poza trzema 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.54). 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.54). Perkozy notowane są w niewielkiej

liczbie, ponieważ na akwenach morskich, położonych z dala od wybrzeży, 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.54. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.

Podsumowanie

Zimą 2024 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 niż u dwóch pozostałych kaczek morskich. Z innych gatunków z grupy podstawowych żaden nie przekroczył 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków, a najwyższy udział, tak jak w poprzednim sezonie, stwierdzono u alki (0,3%) (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 mewa srebrzysta uzyskała najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia (66%) (Tabela II.19), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,1% (Tabela II.15).

Wyniki liczeń uzyskanych w okresie 14 lat prowadzenia MZPM wskazują, że liczebność markaczek zimujących w polskiej strefie Bałtyku silnie rośnie, liczebność uhli jest stabilna, a lodówka jest jedynym gatunkiem z grupy

kaczek morskich, u którego wystąpił istotny umiarkowany trend spadkowy wskaźnika liczebności. Wzrost liczebności markaczki i stabilna liczebność uhli mogą 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 14 latach silne wahania wskaźnika liczebności (Rys. II.51) spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie całego Bałtyku. Przy obecnym stanie wiedzy trudno jest jednoznacznie wskazać przyczyny tego zjawiska.

W grupie gatunków rybożernych, silny wzrost liczebności zaznaczył się u nura rdzawoszyjnego i nurzyka (Tabela II.21). Natomiast na przestrzeni 14 lat stabilny trend zmian liczebności utrzymuje perkoz rogaty. Umiarkowany trend spadkowy liczebności wykazują alka, nur czarnoszyi i nurnik (Tabela II.21). Rozmieszczenie ichtiofagów na rozległych akwenach zależy od rozmieszczenia ryb pelagicznych, co może tłumaczyć zaobserwowane znaczne, międzysezonowe różnice ich liczebności. Dodatkowo, w przypadku alki, na niską wartość współczynnika trendu ($\lambda=0,9764$, Tabela II.21) duży wpływ ma wyjątkowo wysoka liczebność tego gatunku w roku 2012. Spadkowy trend zmian liczebności ichtiofagów nie musi więc odzwierciedlać rzeczywistego spadku liczebności ich populacji zimujących na Bałtyku, a może być jedynie wynikiem ich wielkoobszarowych przemieszczeń wymuszonych obfitością bazy pokarmowej.

Wzięta pod uwagę w tym opracowaniu mewa srebrzysta jest jedynym gatunkiem, który w okresie 2011-2024, wykazał silny spadek liczebności, która pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu (Rys. II.53). Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w tej części 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 czternastoletnim 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 2024 wykazywało zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Jednak należy zaznaczyć, że w porównaniu do poprzednich sezonów mniej ptaków przebywało na Ławicy Słupskiej i w południowej części Zatoki Gdańskiej. Po czternastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których spotyka się 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). 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.44).

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 OSOP Natura 2000 przebywało aż 94,5% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Podobnie jak w poprzednich latach, najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie także 94,5% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród trzech najliczniejszych gatunków kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (86,6%). Wynik ten 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 Władystawowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Sytuacja ta powtarza się od wielu lat, a w styczniu 1999 roku między granicą państwa i Krynica Morską przebywało około 60-80 tys. uhli (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Są to argumenty za poszerzeniem obszarów objętych ochroną w ramach sieci Natura 2000. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

II.3.1.2 Ryby

Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)

W ocenie stanu/potencjału ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb, zastosowany został Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych. Dla każdej jednolitej części wód powierzchniowych (JCWP) – w rozumieniu ustawy Prawo wodne - wybrano ten sam zestaw wskaźników cząstkowych, jednak przełożenie ich wartości na ocenę jest zależne od wartości zasolenia na punkcie pomiarowym.

Celem niniejszego opracowania jest ocena stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych za rok 2024 z zastosowaniem indeksu PMFI.

Zbiór jednolitych części wód objętych monitoringiem ichtiofauny w poszczególnych latach przedstawia Tabela II.23.

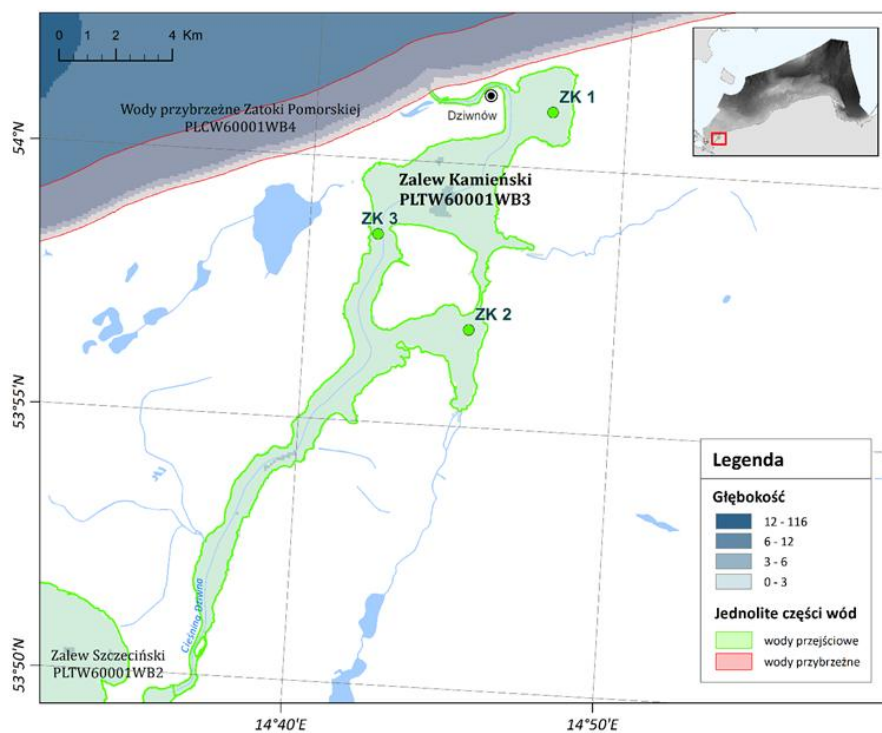
Tabela II.23. Jednolite części wód powierzchniowych objęte monitoringiem diagnostycznym ichtiofauny w poszczególnych latach.

JCWP	Rok prowadzenia monitoringu diagnostycznego ichtiofauny												
	2011	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Zalew Wiśłany	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zatoka Pucka Zewnętrzna	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zalew Pucki	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	X		X	X			X			X			X
Ujście Wisły Przekop	X		X	X			X			X			X
Zalew Szczeciński	X		X	X			X			X			X
Zalew Kamieński	X						X			X			X
Ujście Dziwny	X						X			X			
Ujście Świny	X						X			X			

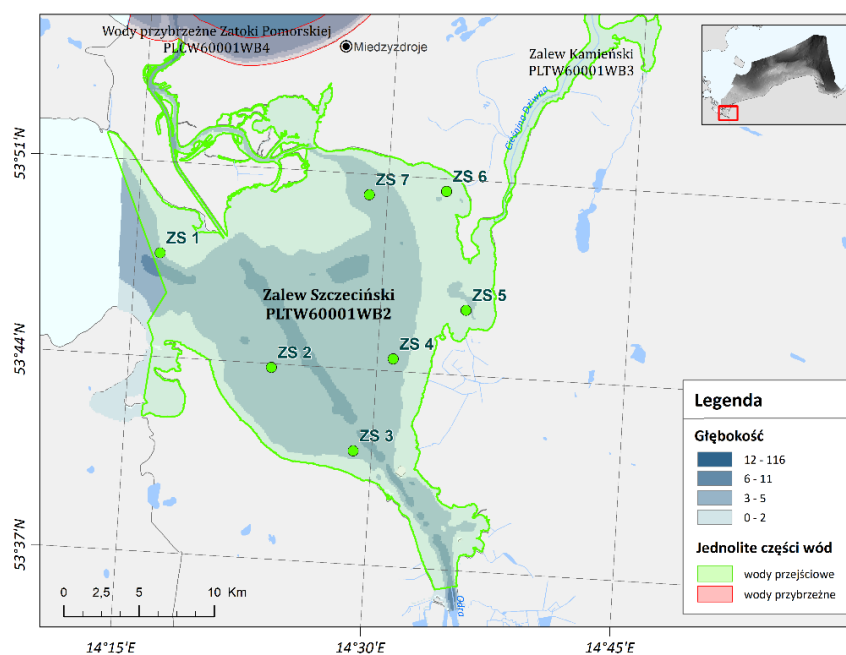
Badania monitoringowe ichtiofauny w ramach realizacji pracy „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2024 roku” zostały wykonane w oparciu o opracowany w 2011 roku program monitoringu diagnostycznego ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualniony w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, przyjętego przez Radę Ministrów w 2021 roku.

Badania ichtiofauny wykonano w oparciu o wskazania i instrukcje zawarte w „Podręczniku do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod” wydanym w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska, Warszawa 2020 r. (<https://www.gios.gov.pl/pl/aktualnosci/716-nowy-podrecznik-do-monitoringu-biologicznych-elementow-jakosci-wod>).

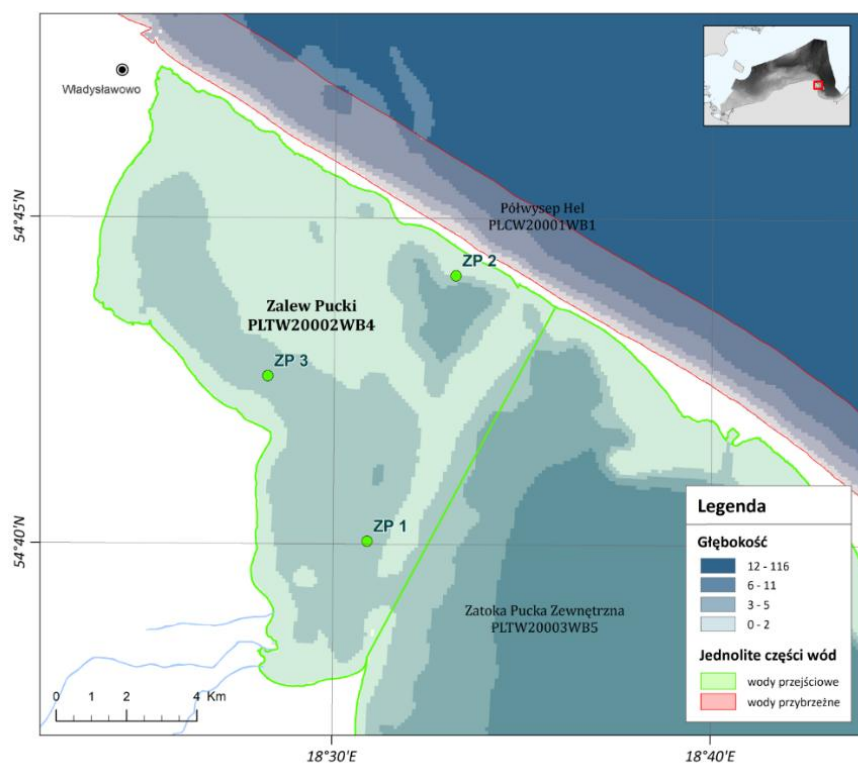
Poniżej, na mapach, przedstawiono punkty monitoringowe wymienionych JCWP (Rys. II.55-Rys. II.61).



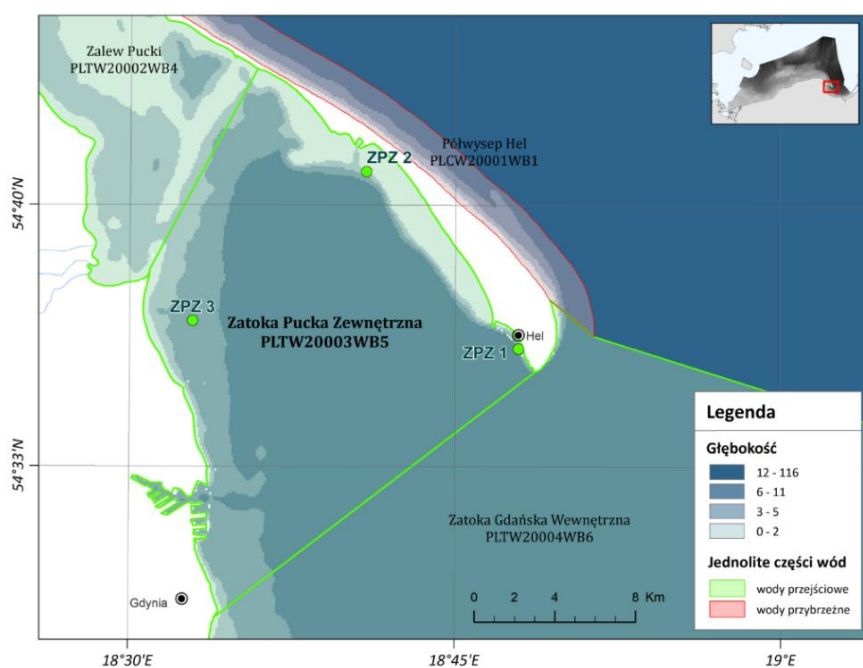
Rys. II.55. Zalew Kamieński –punkty monitoringowe.



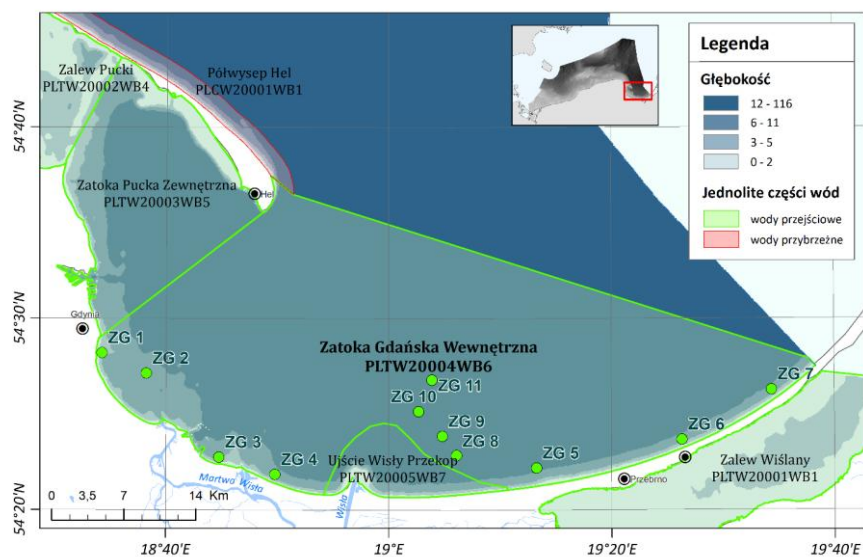
Rys. II.56. Zalew Szczeciński – punkty monitoringowe.



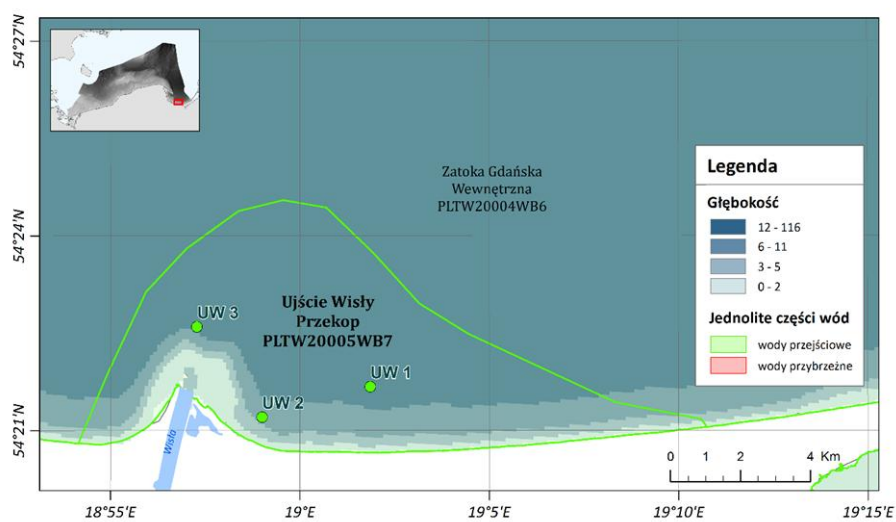
Rys. II.57. Zalew Pucki – punkty monitoringowe.



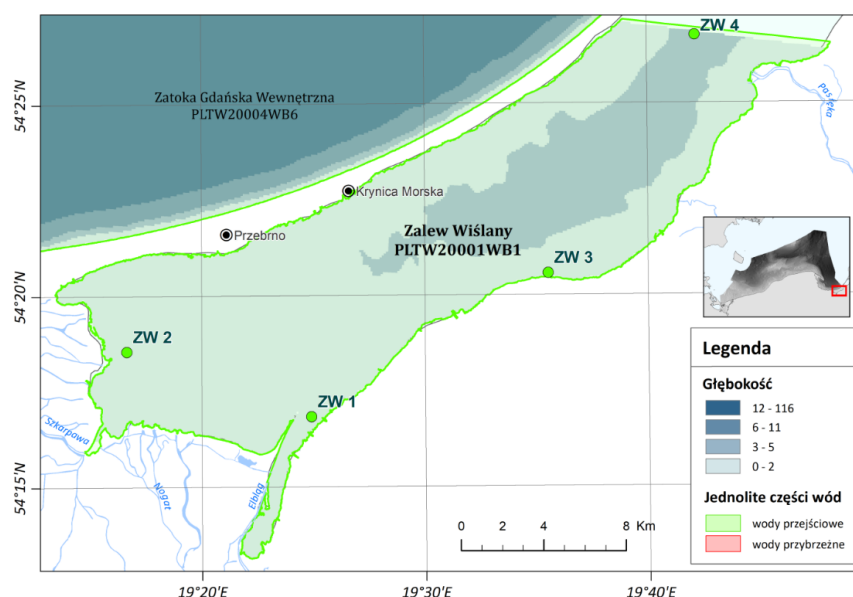
Rys. II.58. Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.



Rys. II.59. Zatoka Gdańska Wewnętrzna – punkty monitoringowe.



Rys. II.60. Uście Wisły przekop – punkty monitoringowe.



Rys. II.61. Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.

Szczegółowe informacje na temat Polskiego Indeksu Multimerycznego dla Ryb zostały podane w dokumencie: Przewodnik do klasyfikacji stanu/potencjału ekologicznego na podstawie wskaźnika PMFI (Polish Multimetric Fish Index), który powstał w ramach zadania 8 umowy nr GIOŚ/122/2022/DMŚ/NFOŚ, zawartej pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – PIB.

Poniżej zostały przedstawione podstawowe założenia PMFI. Indeks obliczany jest na podstawie czterech wskaźników cząstkowych, które opisują skład i różnorodność taksonomiczną oraz liczebność ryb i grup ryb.

Są to:

- Liczba gatunków (z ang. number of species, NS);
- Indeks Shannona (z ang. Shannon Index, SI);
- Liczba gatunków słodkowodnych (z ang. number of freshwater species, NFS);
- Liczebność gatunków obcych (z ang. abundance of alien species, AAS).

Ocenia się, że zestaw wskaźników cząstkowych uwzględnionych w PMFI jest w dobrej równowadze, ponieważ reprezentowane są kombinacje wskaźników opisujących różne aspekty struktury i funkcjonowania zbiorowisk ryb: bogactwo gatunków, różnorodność, typy użytkowania siedliska oraz pochodzenie (Hering et al., 2006).

Aby wyznaczyć powyższe wskaźniki cząstkowe należy przypisać gatunki do poszczególnych grup (gatunki obce i gatunki słodkowodne). Przyporządkowanie gatunków do określonej kategorii wynika z wiedzy eksperckiej o ekologii i biologii poszczególnych ryb. Aby uzyskać końcową ocenę dla poszczególnych JCW należy:

- Wyliczyć wartości dla powyższych wskaźników cząstkowych: NS, SI, NFS, AAS dla każdego z punktów pomiarowych.
- Znaleźć klasę punktową przypisaną do danej wartości wskaźnika korzystając z Tabel od 9 do 12. Wartości wszystkich wskaźników zależą od zasolenia, zatem granice poszczególnych klas dla każdego wskaźnika cząstkowego wyznaczono dla 11 poziomów zasolenia (od 0 do 10 PSU).
- Uśrednić klasę punktową dla wskaźnika cząstkowego pomiędzy punktami pomiarowymi należącymi do tego samego JCW. Uzyskaną średnią należy zaokrąglić w dół do liczby całkowitej.

- Wyznaczyć średnią indeksu PMFI, zaokrągloną (w dół) do wartości całkowitej, na podstawie 4 wskaźników cząstkowych.
- Do powyższej średniej, za pomocą Tabeli 13, dopasować wartości PMFI do Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) oraz stanu/potencjału ekologicznego dla każdego JCWP.

Tabela II.24. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NS (liczba gatunków). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<10,73	≥10,73	≥21,45	≥32,18	≥42,9
1	<10,13	≥10,13	≥20,26	≥30,4	≥40,53
2	<9,57	≥9,57	≥19,14	≥28,71	≥38,28
3	<9,04	≥9,04	≥18,08	≥27,12	≥36,17
4	<8,54	≥8,54	≥17,08	≥25,62	≥34,16
5	<8,07	≥8,07	≥16,14	≥24,21	≥32,27
6	<7,62	≥7,62	≥15,24	≥22,87	≥30,49
7	<7,2	≥7,2	≥14,4	≥21,6	≥28,8
8	<6,8	≥6,8	≥13,6	≥20,41	≥27,21
9	<6,43	≥6,43	≥12,85	≥19,28	≥25,7
10	<6,14	≥6,14	≥12,28	≥18,43	≥24,57

Tabela II.25. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego SI (Indeks Shannona). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<0,72	≥0,72	≥1,44	≥2,16	≥2,88
1	<0,7	≥0,7	≥1,39	≥2,09	≥2,79
2	<0,67	≥0,67	≥1,35	≥2,02	≥2,69
3	<0,65	≥0,65	≥1,3	≥1,95	≥2,6
4	<0,63	≥0,63	≥1,26	≥1,89	≥2,52
5	<0,61	≥0,61	≥1,22	≥1,83	≥2,44
6	<0,59	≥0,59	≥1,19	≥1,78	≥2,37
7	<0,57	≥0,57	≥1,15	≥1,72	≥2,3
8	<0,56	≥0,56	≥1,11	≥1,67	≥2,23
9	<0,54	≥0,54	≥1,08	≥1,62	≥2,15
10	<0,52	≥0,52	≥1,04	≥1,56	≥2,08

Tabela II.26. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NFS (liczba gatunków słodkowodnych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	<4,66	≥4,66	≥9,32	≥13,98	≥18,65
1	<3,81	≥3,81	≥7,62	≥11,43	≥15,23

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
2	<3,14	≥3,14	≥6,27	≥9,41	≥12,54
3	<2,72	≥2,72	≥5,43	≥8,15	≥10,86
4	<2,35	≥2,35	≥4,7	≥7,05	≥9,41
5	<2,04	≥2,04	≥4,07	≥6,11	≥8,14
6	<1,76	≥1,76	≥3,53	≥5,29	≥7,05
7	<1,53	≥1,53	≥3,05	≥4,58	≥6,11
8	<1,32	≥1,32	≥2,64	≥3,97	≥5,29
9	<1,14	≥1,14	≥2,29	≥3,43	≥4,58
10	<0,99	≥0,99	≥1,98	≥2,97	≥3,96

Tabela II.27. Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego AAS (liczebność gatunków obcych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.

	Klasa stanu/potencjału				
	V	IV	III	II	I
	Klasa punktowa				
Zasolenie	1	2	3	4	5
0	>2,62	≤2,62	≤1,96	≤1,31	≤0,65
1	>4,4	≤4,4	≤3,3	≤2,2	≤1,1
2	>8,49	≤8,49	≤6,36	≤4,24	≤2,12
3	>14,4	≤14,4	≤10,8	≤7,2	≤3,6
4	>20,32	≤20,32	≤15,24	≤10,16	≤5,08
5	>26,23	≤26,23	≤19,68	≤13,12	≤6,56
6	>32,15	≤32,15	≤24,11	≤16,07	≤8,04
7	>38,07	≤38,07	≤28,55	≤19,03	≤9,52
8	>43,98	≤43,98	≤32,99	≤21,99	≤11
9	>49,9	≤49,9	≤37,42	≤24,95	≤12,47
10	>55,81	≤55,81	≤41,86	≤27,91	≤13,95

Tabela II.28. Wartości graniczne wskaźnika PMFI oraz Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) dla pięciu klas stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych.

Stan ekologiczny	Potencjał ekologiczny	Klasa stanu	Wartość PMFI	WJE
BARDZO DOBRY	Dobry i powyżej dobrego	I	5	≥0,8
DOBRY		II	4	≥0,6
UMIARKOWANY	Średni	III	3	≥0,4
SŁABY	Słaby	IV	2	≥0,2
ZŁY	Zły	V	1	<0,2

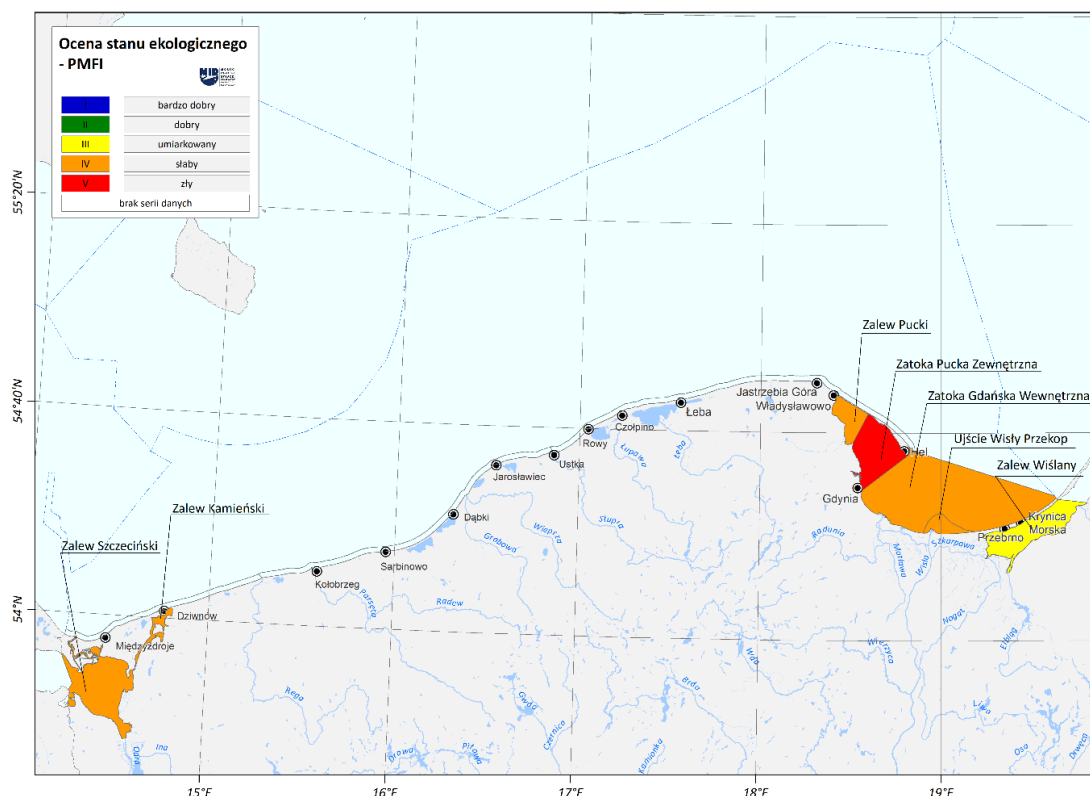
Ocena stanu/potencjału ekologicznego JCWP na podstawie Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb za 2024 rok

Ocena stanu oraz potencjału ekologicznego wód przejściowych została opracowana zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz wykonana na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2024 roku.

Na podstawie danych uzyskanych w 2024 roku dokonano oceny 7 Jednolitych Części Wód Powierzchniowych (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Zalew Wiślan, Tabela II.23) na podstawie Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb. Ocenę stanu/potencjału ekologicznego uzyskano na podstawie wartości dla 4 wskaźników cząstkowych dla poszczególnych stacji pomiarowo-kontrolnych. W 2024 jeden rejon osiągnął stan zły (V Klasa stanu/potencjału – Zatoka Pucka Zewnętrzna. Natomiast pięć JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska Wewnętrzna i Ujście Wisły) stan słaby (IV Klasa stanu/potencjału). Stan umiarkowany (III Klasa stanu/potencjału) został osiągnięty w Zalewie Wiślanym. Wyniki dla poszczególnych wskaźników cząstkowych oraz ocena stanu i potencjału ekologicznego w JCWP objętych monitoringiem w 2024 roku przedstawiono w Tabeli II.29 oraz na Rys. II.62.

Tabela II.29. Wartości Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb (PMFI) i klasa stanu/potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2024 roku. Oznaczenia skrótów: NS – Liczba gatunków /bogactwo gatunkowe/ (z ang. number of species), SI – Indeks Shannona (z ang. Shannon Index), NFS – Liczba gatunków słodkowodnych (z ang. number of freshwater species), AAS – Liczebność gatunków obcych.

Jednolite Części Wód Przejściowych i Przybrzeżnych	Średnia wartość wskaźników cząstkowych dla poszczególnych JCWP				Średnia wartość PMFI	Klasa stanu/ potencjału	Ocena stanu/potencjału ekologicznego na podstawie PMFI
	NS	SI	NFS	AAS			
Zalew Kamieński	1	3	3	4	2	IV	słaby
Zalew Szczeciński	1	2	2	4	2	IV	słaby
Zalew Pucki	1	2	2	3	2	IV	słaby
Zatoka Pucka Zewnętrzna	1	2	1	3	1	V	zły
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	1	2	1	5	2	IV	słaby
Ujście Wisły Przekop	1	1	1	5	2	IV	słaby
Zalew Wiślan	2	3	3	5	3	III	umiarkowany



Rys. II.62. Mapa obrazująca wyniki oceny stanu na podstawie wskaźnika PMFI w 2024 roku.

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 ryb¹. 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 zbiorowisk. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować przegęszczenie populacji i zmniejszeniu średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

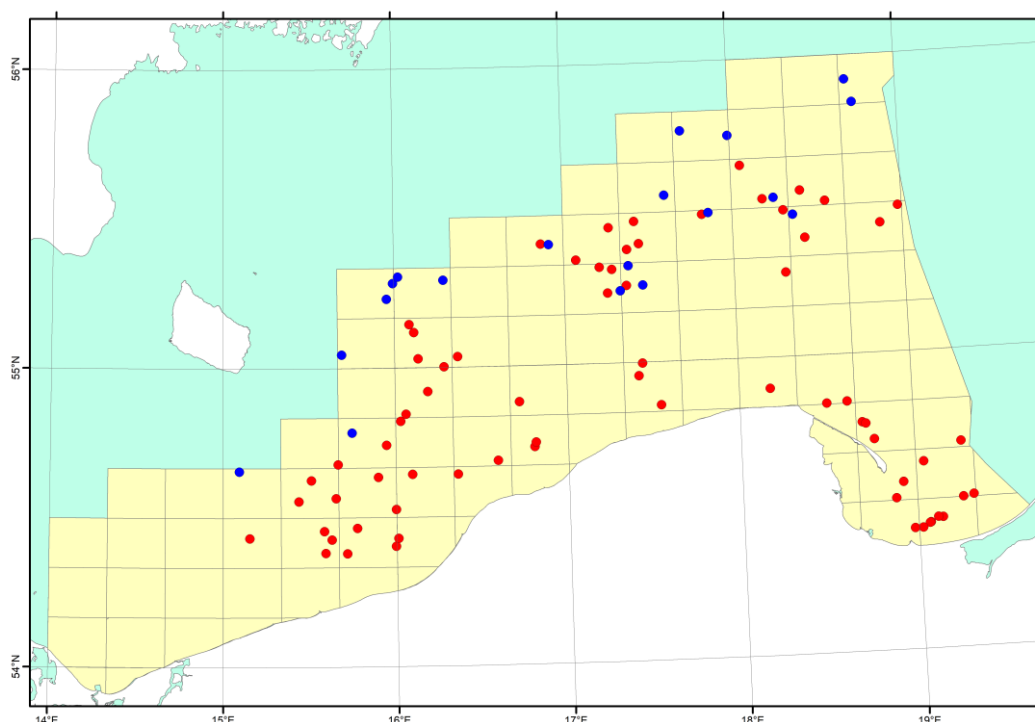
¹ Pojęcie „duże ryby” oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku Polskich Obszarów Morskich „duże ryby” to osobniki powyżej 30 cm l.t

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 drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w zakresie ichtiofauny za lata 2016-2021 opracowanej przez Polskę w 2022 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 jedenastoletnim (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 podobszarowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszarowi 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).

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2024 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 70 stacji polskich oraz 19 stacji duńskich (Rys. II.63).



Rys. II.63. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2024 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (70); ● stacje duńskie (19).

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.

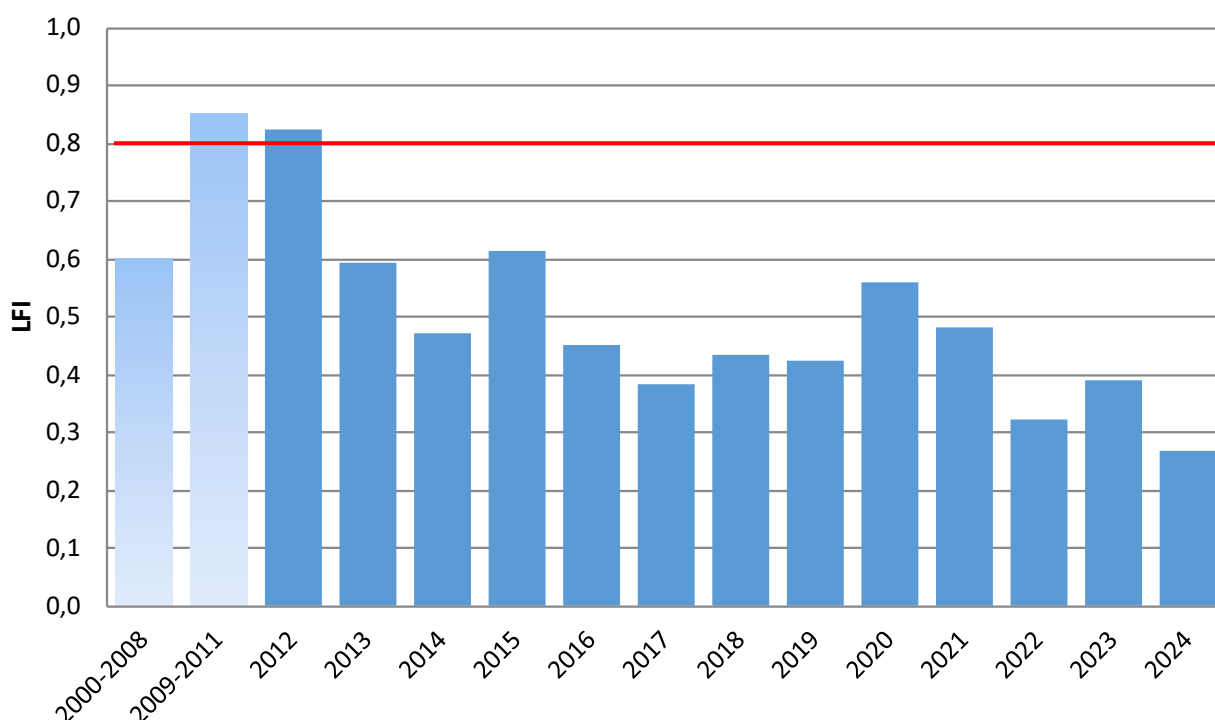
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2024 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)

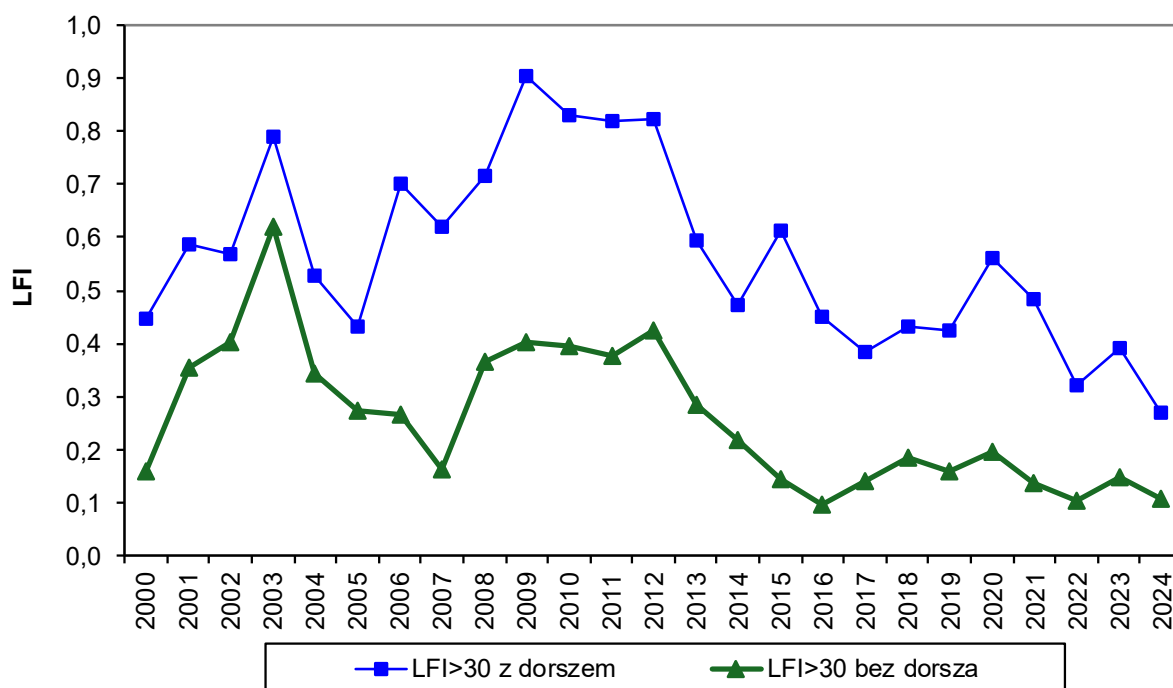
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05) i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2024) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,27 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.64; Rys. II.68, Tabela II.30).



Rys. II.64. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2024 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000-2024 (Rys. II.65). 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.



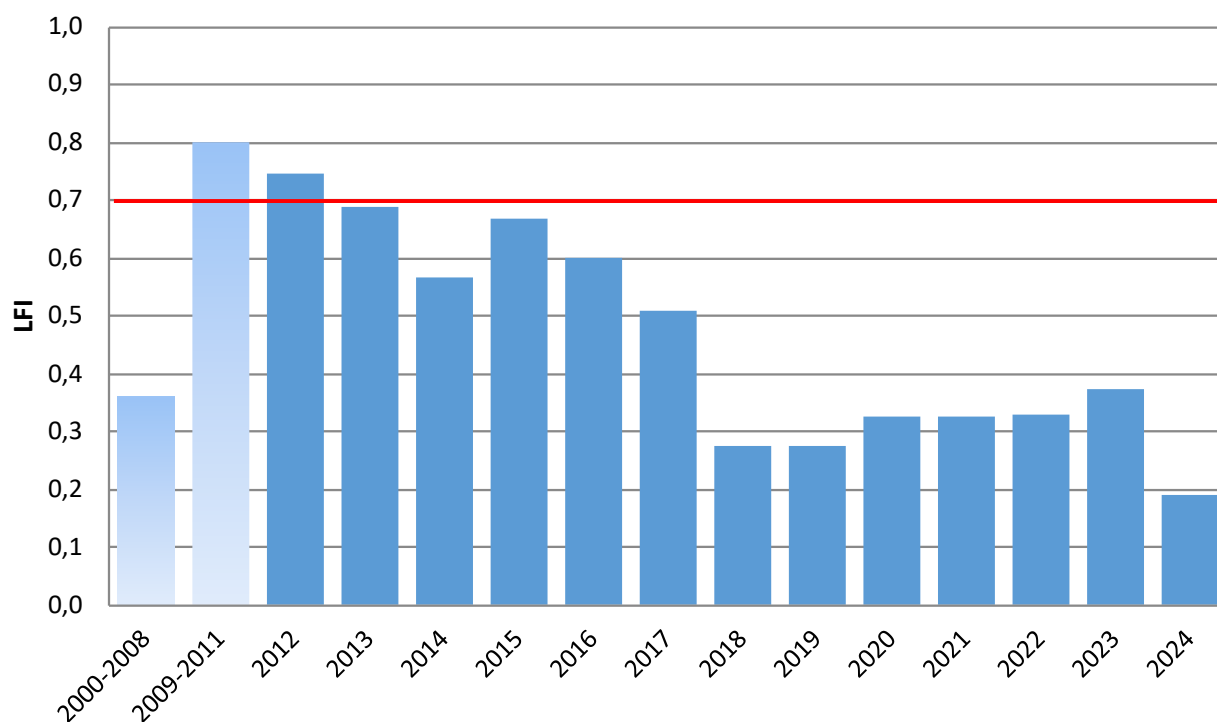
Rys. II.65. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2024 w podobszarze ICES 25.

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący spadek wskaźnika LFI – 0,27. Jest to najniższa wartość, którą odnotowano poczynając od 2000 roku. Już od 2020 roku zaznaczył się trend malejący z wyjątkiem roku 2023, w którym odnotowano niewielki wzrost. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,11. Analiza obu wskaźników wskazuje na zmniejszenie biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji, a w konsekwencji pogorszenie stanu środowiska morskiego. Uzyskana w 2024 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,27 i 0,80).

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

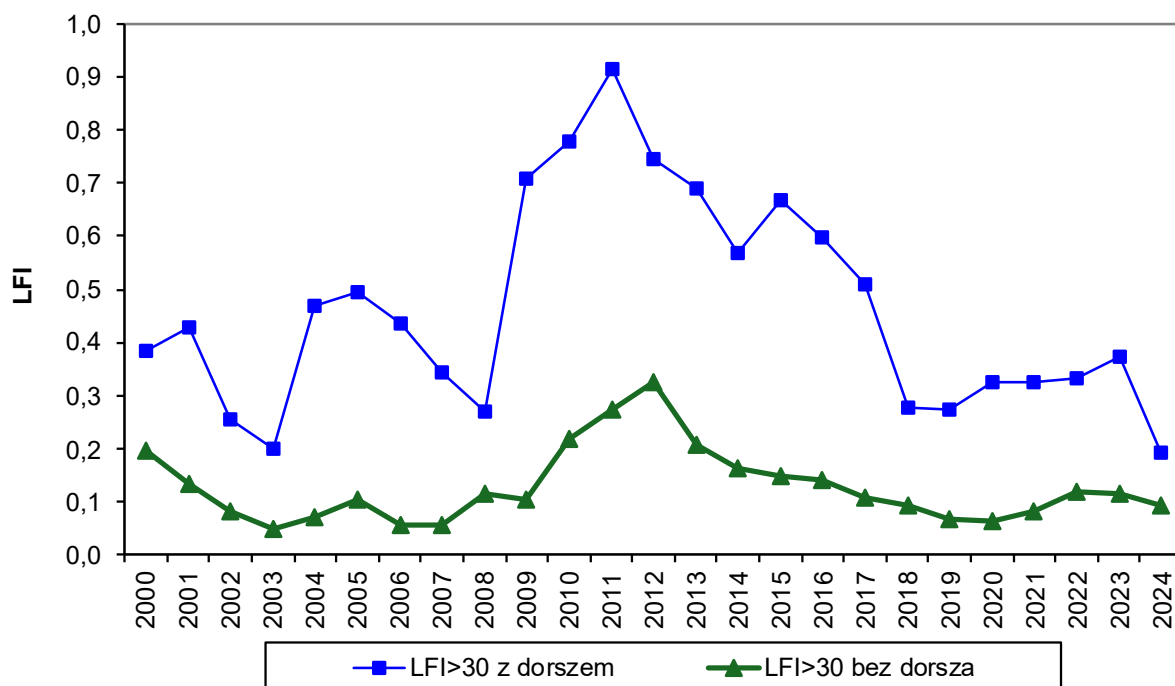
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2024) wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 – 0,19. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu – subGES (Rys. II.66.; Rys. II.68., Tabela II.30).



Rys. II.66. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2024 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

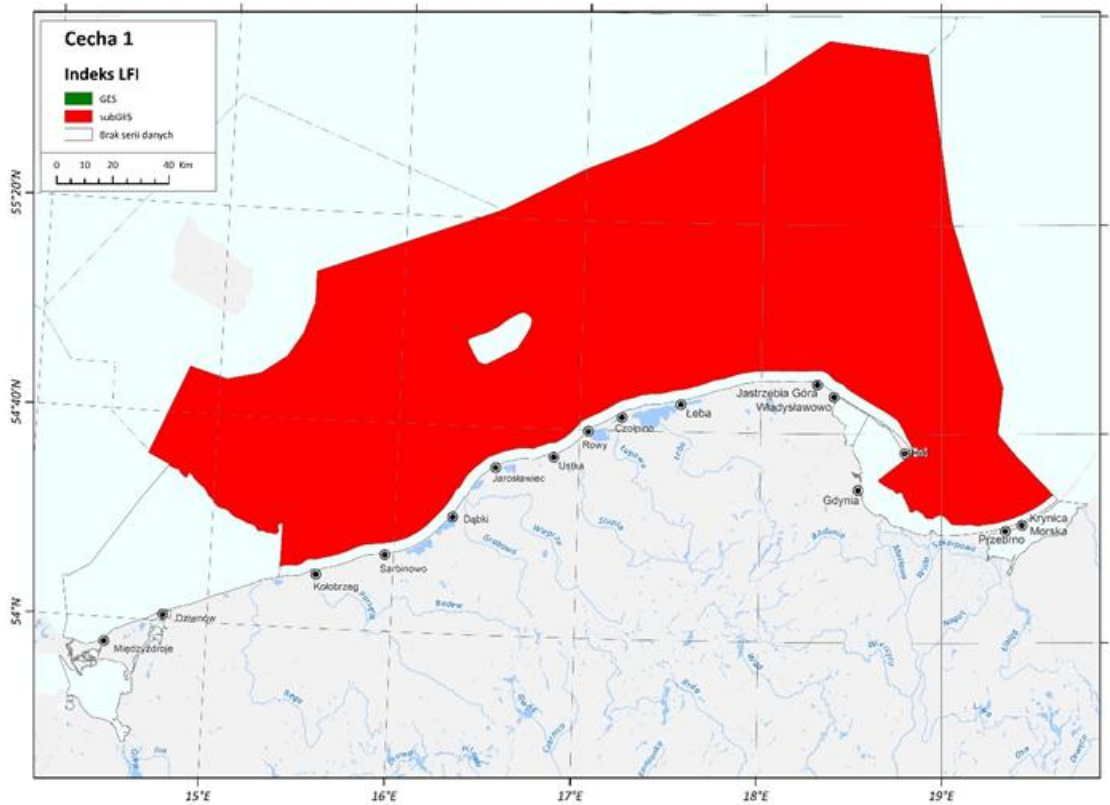
Wykres przedstawiający udział dużych ryb w okresie 2000-2024 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.67) charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciemnoniebieska) oraz po wyłączeniu dorsza (linia zielona). Także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarach morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.67. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2024 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26 odnotowano duży spadek wskaźnika LFI. W przeciągu ostatnich lat utrzymywał się nieznaczny trend rosnący, aż do poziomu 0,37 w 2023 roku, aby w 2024 roku spaść do wartości 0,19. Jest to najniższa obserwowana wartość wskaźnika poczynając od 2000 roku. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji drastycznie się zmniejszył. Tak więc stan środowiska morskiego uległ pogorszeniu. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również się zmniejszyła i wynosi obecnie 0,09. Można więc wyciągnąć wniosek, że biomasa dużych storni również uległa zmniejszeniu. Uzyskana w 2024 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,19 i 0,70).

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



Rys. II.68. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2024 r.

Tabela II.30. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2024.

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

Wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych (L90)

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 jednolite części wód powierzchniowych 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 (ang. Coastal fish size) 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

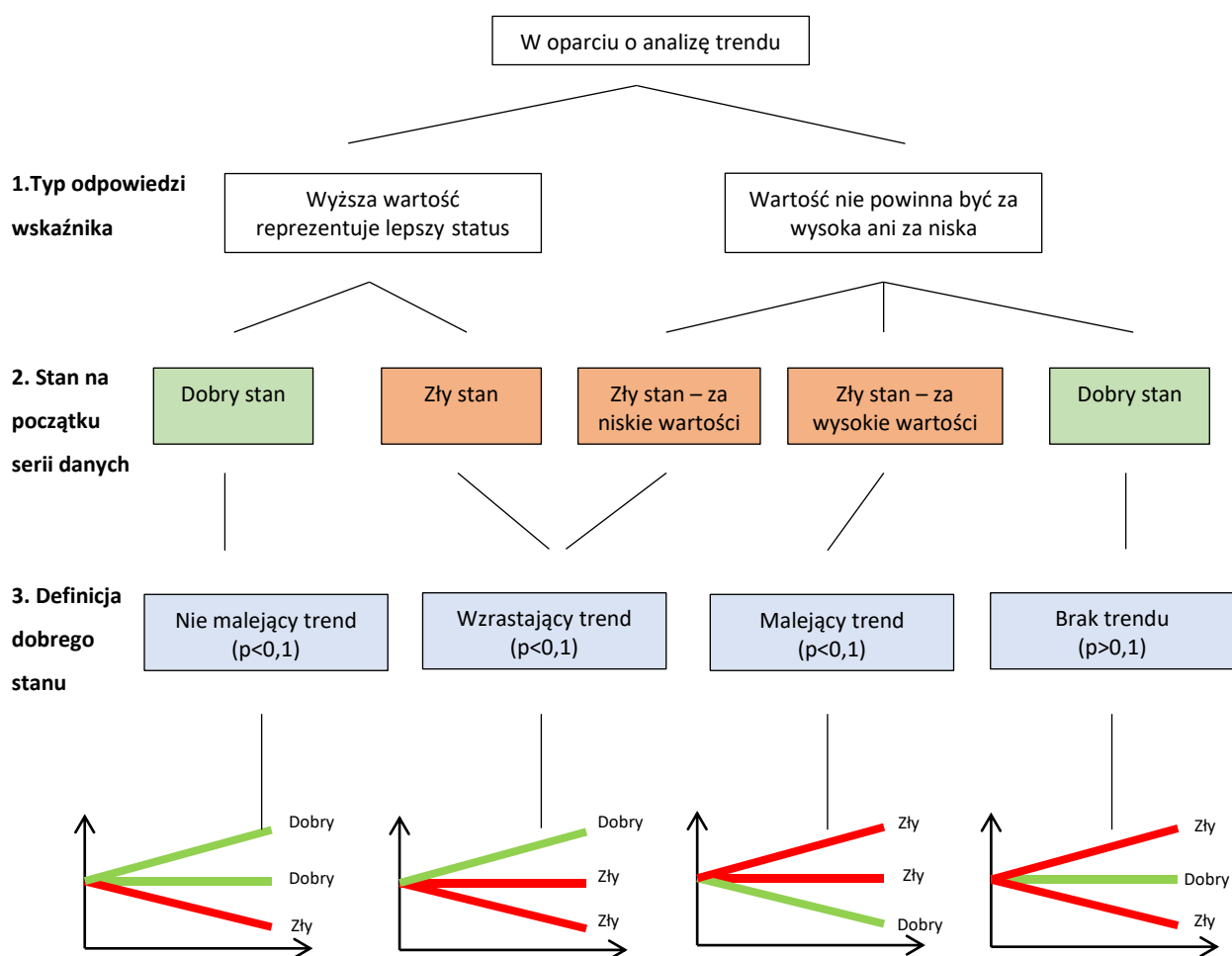
Z definicji, dobry stan środowiska morskiego zostanie osiągnięty, gdy rozkład wielkości ryb przybrzeżnych przekracza ustaloną wartość progową, charakterystyczną dla danego obszaru i gatunku. Zbiorowiska ryb przybrzeżnych w Morzu Bałtyckim mają duże znaczenie ekologiczne i społeczno-gospodarcze. Związane 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 2018).

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. Pojawily 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, tj. w okresie obejmującym dwa cykle zarządzania dyrektywą RDSM, w różnych obszarach monitoringowych w ocenie stanu środowiska wód morskich uwzględnia się analizę trendu zmian L90 w czasie (Rys. II.69). 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.69. 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.69).

Oceny stanu środowiska dla większego obszaru (Sub-basin coastal water) dokonuje się poprzez określenie stanu środowiska na poszczególnych jednostkach monitoringu (assessment units). 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.

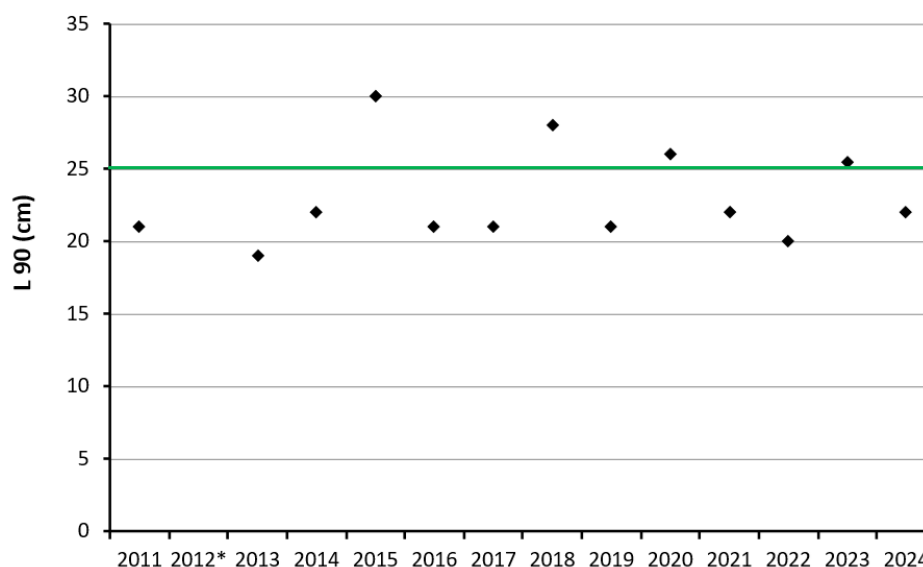
Wartości wskaźników za 2023 rok obliczono w ramach monitoringu stanu środowiska zgodnie z opracowanym w 2011 roku programem diagnostycznego monitoringu ichtiofauny w ramach umowy nr 61/2021/F z dnia 09.12.2010 r., uaktualnionym w 2020 roku w ramach opracowywania aktualizacji Programu Monitoringu Wód 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, 2018). 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

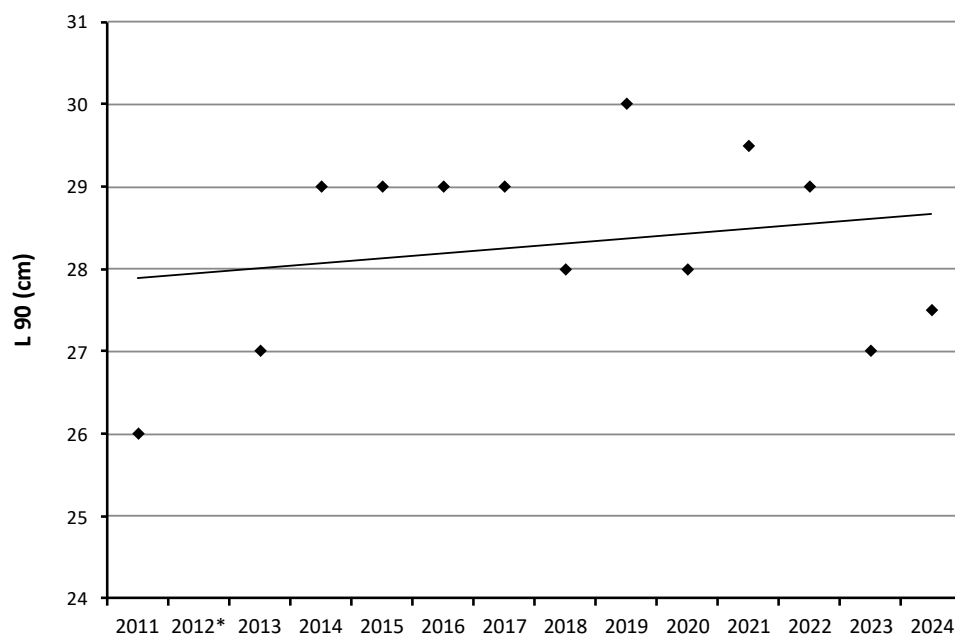
Na przestrzeni 13 lat monitoringu, wartość wskaźnika podlegała fluktuacjom z dominacją wartości poniżej ustalonej wartości progowej (≥ 25 cm). Potwierdza to wyliczona wartość mediany wskaźnika, która na przestrzeni 13 lat monitoringu wyniosła 22 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2024 roku dla Zalewu Puckiego wyniosła 22 cm (Rys. II.70), co wskazuje na **zły stan** środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



Rys. II.70. Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2024, 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 13 lat monitoringu nie obserwuje się istotnego statystycznie trendu wartości wskaźnika ($p > 0,1$) (Rys. II.71). 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.31).

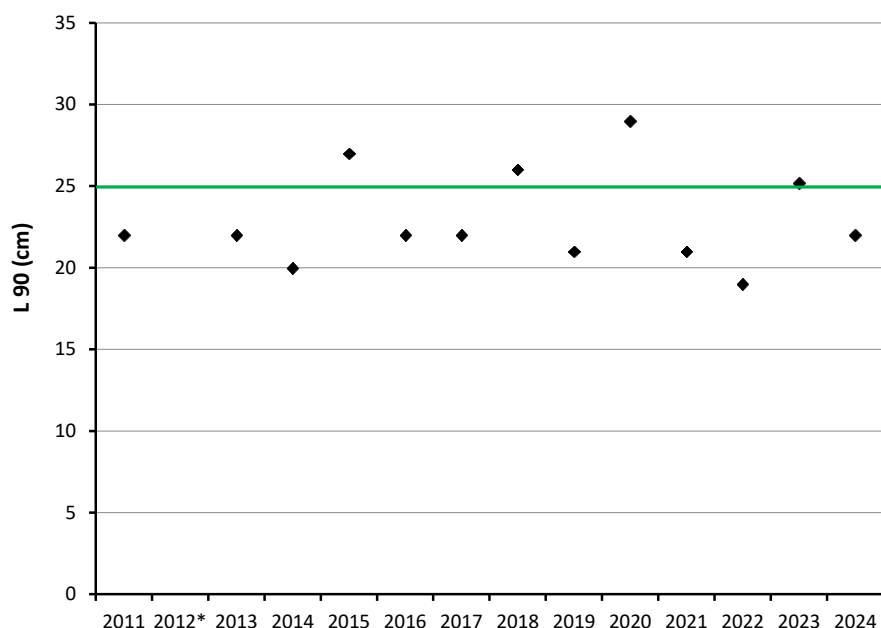


Rys. II.71. Przebieg wartości wskaźnika L90 dla storni w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend ($p = 0,568$) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2024. * brak połowów monitoringowych.

Zatoka Pucka Zewnętrzna

Okoń

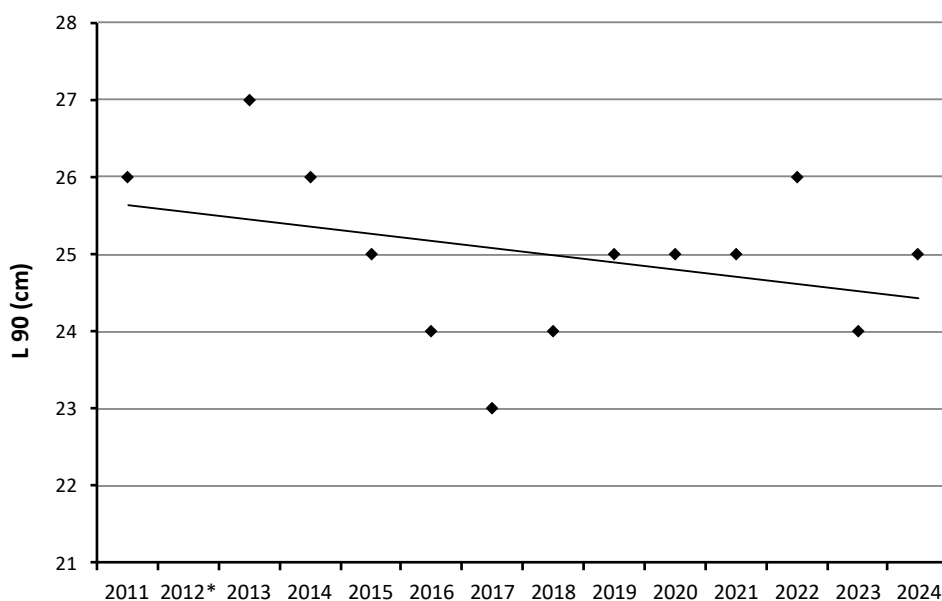
Na przestrzeni 13 lat monitoringu, wartość wskaźnika podlegała fluktuacjom z dominacją wartości zawierających się poniżej ustalonej wartości progowej (≥ 25 cm). Potwierdza to wyliczona wartość mediany wskaźnika, która na przestrzeni 12 lat monitoringu wyniosła 22,0 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2024 roku dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej wyniosła 22 cm (Rys. II.72), co wskazuje na **zły stan** środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



Rys. II.72. Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych

Stornia

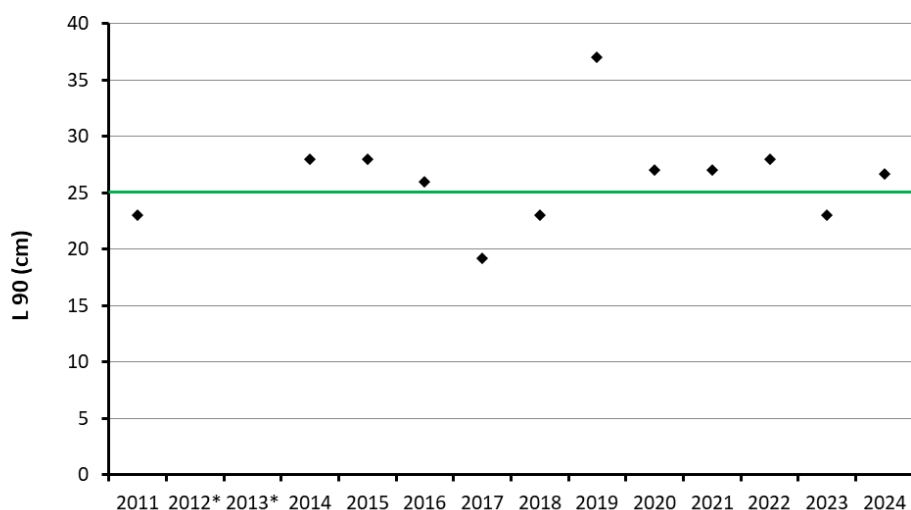
Ocena ekspercka wykazała, iż wartość wskaźnika L90 zaobserwowana w 2011 roku w wodach Zatoki Puckiej Zewnętrznej, jest oznaką dobrego stanu środowiska. Wartość wskaźnika L90 w 2011 roku wyniosła 26 cm. Wymiar ochronny storni w podobszarze ICES 26, zawierającym w sobie wody Zalewu Puckiego wynosi 21 cm (Rozporządzenie Rady EU 2019). Osobniki powyżej wymiaru ochronnego osiągnęły dojrzałość płciową, jak również przystąpiły do tarła przynajmniej raz w cyklu życia. Na podstawie 13 lat monitoringu nie obserwuje się istotnego statystycznie trendu wartości wskaźnika ($p > 0,1$) (Rys. II.73). 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.31).



Rys. II.73. Przebieg wartości wskaźnika L90 dla storni w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nieistotny statystycznie trend ($p = 0,261$) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2024. * brak połowów monitoringowych

Zalew Wiślaný

Na przestrzeni 12 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 12 lat monitoringu wyniosła 26,9 cm. Wartość wskaźnika L90 w 2024 roku dla Zalewu Wiślanego wyniosła 26,7 cm (Rys. II.74), co wskazuje na **dobry stan** środowiska morskiego ocenionego na podstawie ichtiofauny.



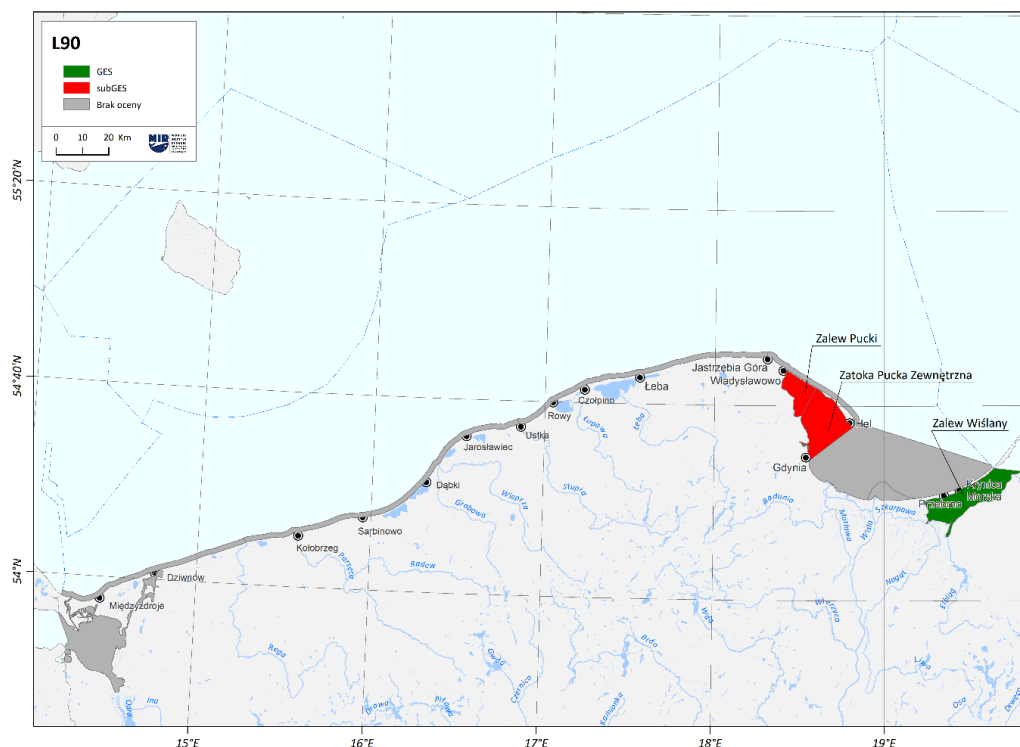
Rys. II.74. Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zalewie Wiślanym, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych

Ocena stanu środowiska za 2024 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 w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za zły, natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako dobry (Tabela II.31, Rys. II.75). W przypadku storni 12-letnia seria danych pozwoliła spełnić założenia metodyczne, w związku z czym dokonano oceny na podstawie analizy trendu. Zarówno w przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej, jak i Zalewu Puckiego stan środowiska oceniono jako zły. Uwzględniając przyjęte założenia metodyczne, końcowa ocena dokonana w oparciu o wskaźnik L90 wskazuje na zły stan środowiska Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz dobry stan w Zalewie Wiślanym.

Tabela II.31. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych w 2024 roku. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska).

Wskaźnik	Zalew Pucki	Zatoka Pucka Zewnętrzna	Zalew Wiślaný
Wielkości ryb przybrzeżnych (okoni)	subGES	subGES	GES
Wielkości ryb przybrzeżnych (stornia)	GES	GES	Nie dotyczy
Ocena końcowa JCWP	subGES	subGES	GES



Rys. II.75. Graficzna ocena dla wskaźnika wielkość ryb przybrzeżnych L90 w 2024 roku.

II.3.2. Siedliska Pelagiczne



II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2024 roku, badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej - stacja P110 w centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości w Zalewie Puckim (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). Lokalizację stacji zamieszczono na rys. II.2.

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 $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$ przynajmniej jednokrotnie w okresie oceny. W 2024 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 2024 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.

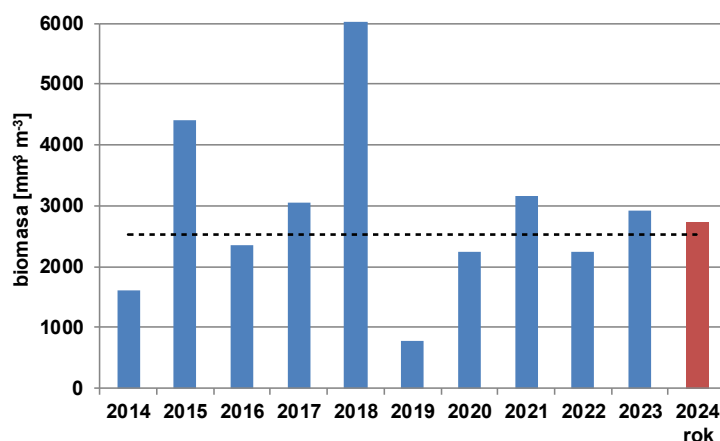
Biomasa fitoplanktonu

Poniżej przedstawiono porównanie średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2014-2023 z wynikami uzyskanymi w 2024 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2014-2023, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. zanotowanej na stacji KW w 2018 roku).

W przypadku stacji zalewowych (st. ZP6 – Rys. II.77, KW – Rys. II.76), ze względu na nieznaczną głębokość, biomasa wyliczana była w całej kolumnie wody, natomiast w wodach otwartych wyniki wyliczano dla warstw 0-10 m (st. B13, K6, P16) oraz 0-20 m (st. Ł7, P1, P110, P140, P5C).

Kierunek zmian fitoplanktonu w 2024 roku był zróżnicowany. W przypadku większości stacji monitoringowych nie zaobserwowano znacznych zmian w stosunku do roku 2023 (KW, ZP6, Ł, P16, B13 i P140). Biomasa fitoplanktonu z lata wzrosła istotnie na stacjach K6, P1 i P5C a na P110 zmalała. 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.

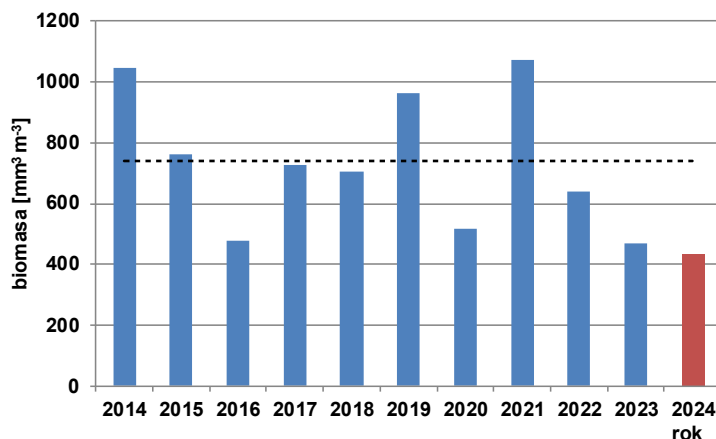
Całkowita biomasa fitoplanktonu w Zalewie Wiślanym (stacja KW) oscylowała w wieloleciu 2014-2023 wokół wartości średniej (Rys. II.76). Wartość średniej biomasy z lata w 2024 roku zasadniczo nie odbiegała od wartości wyliczonej dla roku 2023. Obserwowane od 2020 roku wartości zbliżone są do tych notowanych w okresie 2016-2017 roku.



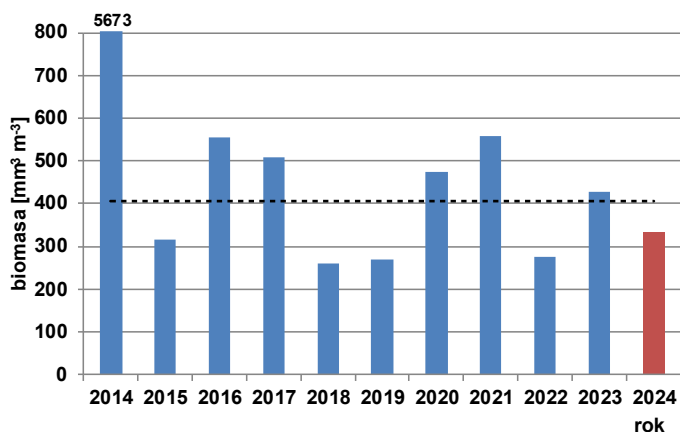
Rys. II.76. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.

Na stacji wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego – ZP6 (Rys. II.77) od roku 2021 obserwowany jest spadek biomasy fitoplanktonu do najniższego poziomu w wieloleciu, przy czym wartość biomasy w 2024 roku była zbliżona do tej z roku 2023. W przypadku stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.78) biomasa fitoplanktonu spadła w stosunku do roku 2023. Wartości biomasy zaobserwowane na obu stacjach w wieloleciu 2014-2023 charakteryzowały się znaczną zmiennością, a w przypadku 2024 r. były niższe od

średniej z wielolecia. Sytuacja ta nie jest nietypowa i wynika ze znacznej dynamiki fitoplanktonu w obszarze Zatoki Gdańskiej i Zalewu Puckiego.



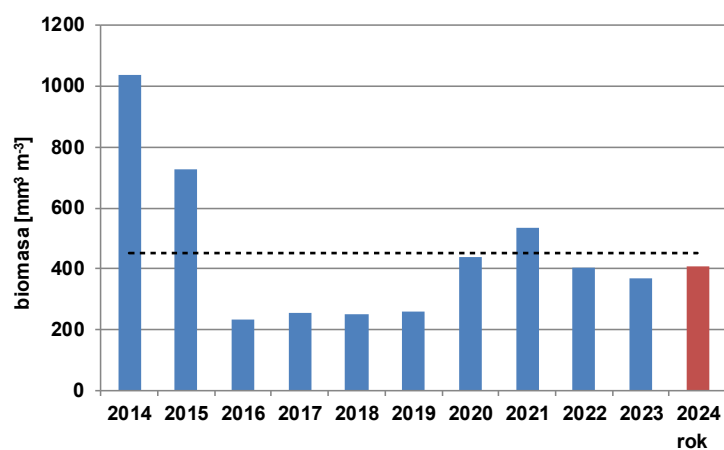
Rys. II.77. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.



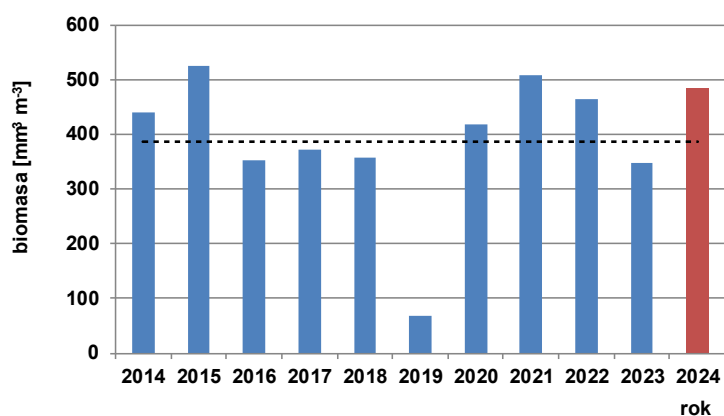
Rys. II.78. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.

Wartości biomasy fitoplanktonu zaobserwowane na stacjach monitoringowych ze strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża są zbliżone na co wskazują podobieństwa w wartościach średnich z wielolecia (Rys. II.79 - Rys. II.81). Spośród stacji z tego rejonu badań biomasa fitoplanktonu osiągnęła w 2024 roku najwyższe wartości na stacji K6 (Rys. II.80) i była zbliżona do wartości notowanych na stacji B13 z rejonu Zatoki Pomorskiej (Rys. II.82). W przypadku obu wymienionych stacji wartości biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich były w 2024 roku wyższe od średniej z wielolecia. Wartości notowane w 2024 roku na stacji P16 z rejonu Ustki (Rys. II.81) oraz Ł7 z okolic Łeby (Rys. II.79) były nieznacznie niższe od wartości średnich z wielolecia. Wszystkie monitorowane stacje charakteryzują się znacznymi fluktuacjami biomasy fitoplanktonu w okresie lata.

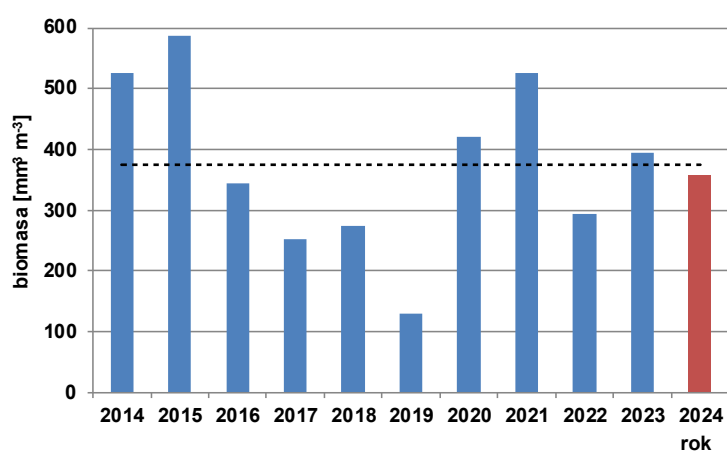
Biomasa fitoplanktonu na stacjach ze strefy płytkowodnej nie odbiegała w 2024 roku od wartości z roku poprzedzającego. Jedynie na stacji K6 zaobserwowano istotny wzrost biomasy w 2024 roku. Notowane wartości nie odbiegają jednak od wyników z wielolecia.



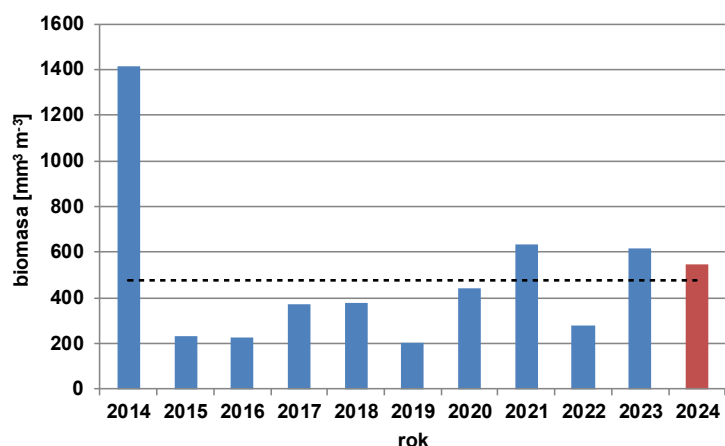
Rys. II.79. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.



Rys. II.80. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.

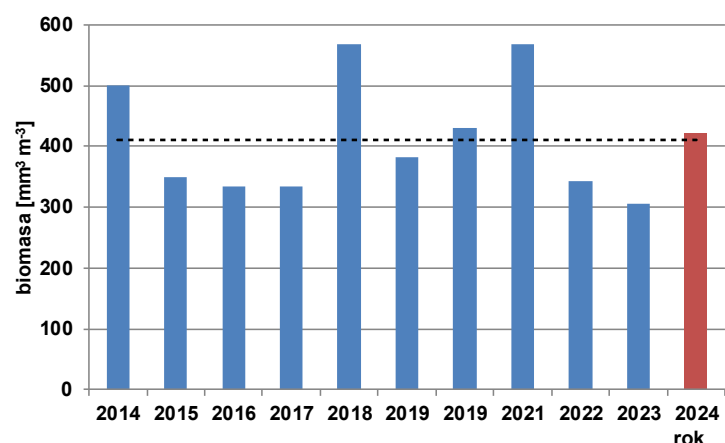


Rys. II.81. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.

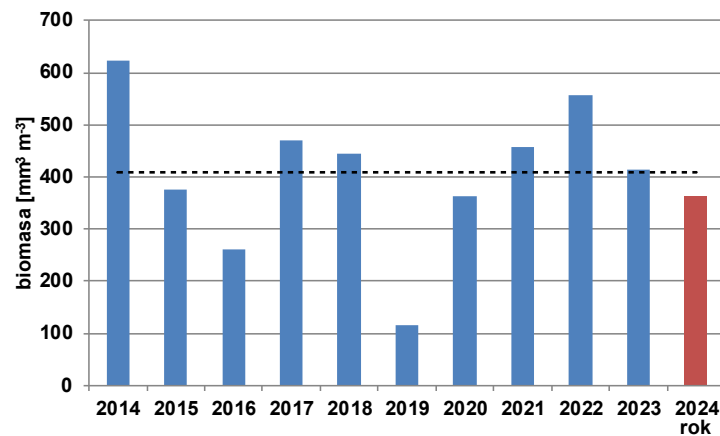


Rys. II.82. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.

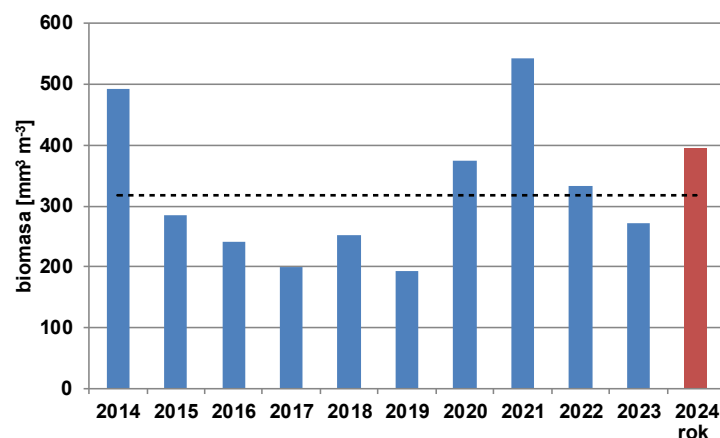
W strefie głębokowodnej otwartego morza biomasa fitoplanktonu była w 2024 roku zbliżona na wszystkich stacjach monitoringowych. Na stacji P1 z rejonu Głębi Gdańskiej (Rys. II.83) oraz P5C z Głębi Bornholmskiej (Rys. II.85) doszło do wzrostu biomasy fitoplanktonu w stosunku do 2023 roku, a w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) zanotowano nieznaczny spadek (Rys. II.84). Na stacjach P1 oraz P5C wartości biomasy były wyższe od średniej z wielolecia, a na P140 biomasa była nieznacznie niższa od średniej dla tego rejonu. Należy jednocześnie zwrócić uwagę, iż średnia z wielolecia dla stacji P5C jest niższa od tych dla pozostałych rejonów strefy głębokowodnej otwartego morza.



Rys. II.83. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.



Rys. II.84. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.



Rys. II.85. 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 2014-2023 oraz w 2024 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w okresie 2014-2023 oraz w 2024 roku ulegała znacznym wahaniom. W 2024 roku biomasa na większości stacji monitoringowych była zbliżona do wartości średnich z wielolecia dla tych stacji. Jedynie w przypadku stacji ZP6 z rejonu Zalewu Puckiego zaobserwowano wartości zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia. 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 $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$ nie było możliwe przeprowadzenie oceny w 2024 roku. Wartość wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego wyliczono z poniższego wzoru.

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

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 Tabeli II.32.

Tabela II.32. Wartości graniczne dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego.

Obszar oceny	Wartość graniczna [$\mu\text{g l}^{-1}$]	Wartość 2024
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 2024 roku nie pozwoliły na przeprowadzenie oceny wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego.

II.3.2.2. Zooplankton

Bałtyk nazywany jest morzem śródlądowym północnej Europy, ponieważ ze wszystkich stron jest otoczony lądem, a z Morzem Północnym łączy go jedynie kilka płytkich cieśnin. Morze Bałtyckie jest najmłodszym akwenem morskim leżącym na Starym Kontynencie i jego początki sięgają ostatniego zlodowacenia plejstocenijskiego wskutek stopienia lądolodu (ok 13-14 tys. lat temu). Linia brzegowa Bałtyku o długości ok. 8100 km jest mocno rozwinięta i urozmaicona. Na wygląd linii brzegowej Bałtyku składa się duża liczba zalewów, zatok, półwyspów oraz wysp i wysepek, szczególnie licznych przy wybrzeżach północnym i zachodnim. 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 km². 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 około 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 Belt, 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 Bałtyku spowodowane jest względnie niskimi temperaturami i związanym z tym mniejszym tempem parowania wody w obszarze szerokości geograficznych akwenu. 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 akwenu.

Zooplankton (gr. ζῷον zōion – "zwierzę"; πλαγκτός planktós – "błąkający się") jest to masa drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących licznie w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. Bałtycki zooplankton jest niestety ubogi w różnorodność w gatunkową. Bioróżnorodność bałtycką charakteryzują

skorupiaki będące przedstawicielami widłonogów (Copepoda), wioślarek (Cladocera), szczepionogów (Mysidacea). Licznie występują wrotki (Rotifera) oraz stadia larwalne ryb, wieloszczetów i mięczaków oraz pierwotniaki. W Bałtyku obserwuje się prawidłowość obniżania 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 badaniem mezozooplanktonu. Prace dotyczą oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. W 2024 r. przeprowadzono badania monitoringowe zooplanktonu 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, P5C, P110. Na stacjach płytkowodnych i zalewowych Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6 użyto małej siatki zooplanktonowej.

W 2024 roku stwierdzono występowanie łącznie 25 taksonów zooplanktonu (Tabela II.33). Najliczniejszą grupą organizmów były gatunki z podgromady Copepoda (widłonogi) oraz z nadrzędu Cladocera (wioślarki) (Tabela II.33). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które zaliczane są do zooplanktonu jedynie podczas niektórych stadiów rozwojowych (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiotów), jak i również ichtioplankton (larwy ryb).

W 2024 roku (Tabela II.33) najbardziej bogatą pod względem różnorodności gatunkowej była stacja Głębi Gdańskiej – P1, gdzie odnotowano 18 taksonów. Porównując do siebie stacje płytkomorskie najbogatszą w gatunki była stacja B13. Najuboższą w gatunki stacją okazała się kolejny rok zalewowa stacja KW – 10. Na stacji K6 i P16 stwierdzono po 12 i 13 gatunków, mniej niż w roku ubiegłym. Stacją głębokomorską, na której oznaczono najmniej gatunków była P5C – 14. Na stacjach P110 i P140 zarejestrowano po 17 taksonów.

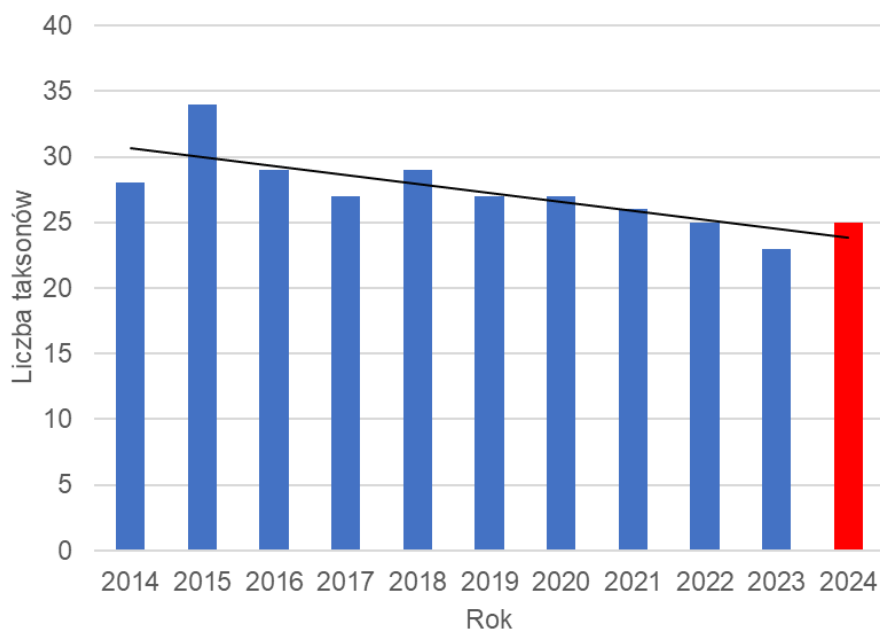
Tabela II.33. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2024 r.

Grupa	Takson	B13	K6	KW	Ł7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
Cladocera	<i>Bosmina coregoni</i>	x		x	x	x	x	X	x	x	x
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			x							x
	<i>Cercopagis pengoi</i>						x	X			
	<i>Evadne nordmanni</i>	x	x		x	x	x	X	x	x	x
	<i>Podon intermedius</i>	x	x		x	x	x	X	x	x	x
	<i>Podon polyphemoides</i>	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
	<i>Acartia bifilosa</i>	x	x	x	x	x	x	X	x	x	x

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
	<i>Acartia longiremis</i>	x	x		x	x	x	X	x	x	x
	<i>Acartia tonsa</i>					x		X			
	<i>Centropages hamatus</i>	x	x		x	x	x	X	x	x	x
	<i>Eurytemora affinis</i>			x							x
	<i>Pseudocalanus sp.</i>	x	x	x		x	x	x	x	x	
	<i>Temora longicornis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Cyclopinae	x									
	Harpacticoidae					x					
	<i>Oithona similis</i>					x				x	
Varia	Fritillaria				x	x	x	x		x	x
	Rotifera	x			x	x	x		x	x	x
	Hydromedusae						x	x			
	Decapoda			x							
	Bivalvia	x	x		x	x	x	x	x	x	x
	Gastropoda	x	x								x
	Polychaeta		x	x	x	x	x	x	x		x
Razem	25	15	12	10	13	18	17	17	13	14	17

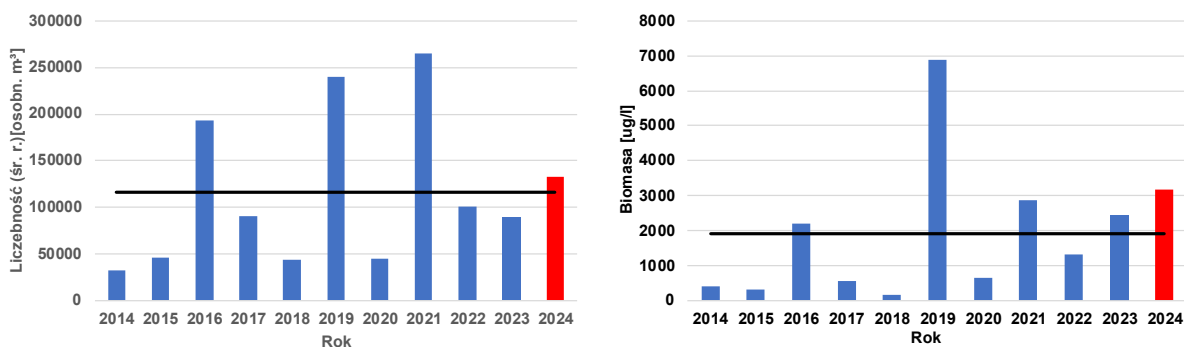
W 2024 r. na wszystkich 10 stacjach występowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Temora longicornis*, stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (Tabela II.33). *Acartia bifilosa* jest gatunkiem kosmopolitycznym o wysokiej zdolności adaptacyjnej przez co dominuje w Bałtyku, skutkiem czego licznie występuje na wszystkich badanych stacjach (Tabela II.33). Na wszystkich stacjach oprócz stacji KW licznie występował gatunek widłonoga *Centropages hamatus*. Na stacji P1 i P140 odnotowano obecność widłonoga *Acartia tonsa* (Tabela II.33). Najczęściej występującym gatunkiem z nadrzędu Cladocera były *Bosmina longispina* oraz *Evadne nordmanni* i *Podon intermedius* (Tabela II.33). Gatunek *Eurytemora affinis* pojawił się tylko na dwóch stacjach – KW i ZP6 i ma to związek z tym, że ten gatunek preferuje słodkie i słonowodne środowisko i często spotykany jest w dolnych partiach wody w deltach i estuariach (Tabela II.33). Słodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2024 r. na stacji zalewowej KW i na stacji ZP6 (Tabela II.33). W 2024 roku na stacji KW nie odnotowano obecności dużej wioślarki *Leptodora kindtii*, której występowanie jest zależne od temperatury wody, mieszania się jej mas, lub czy doszło do intensywnego żerowania drapieżnych gatunków ryb na tym gatunku. (Tabela II.33). W 2024 r. na stacjach P110 i P140 odnotowano obecność dużej, drapieżnej i inwazyjnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. Widłonóg z rzędu Cyclopoida - *Oithona similis* pojawił się na dwóch stacjach – P1, P5C. Każdego roku obserwuje się liczne występowanie *Oithona similis* w Głębi Bornholmskiej – 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 II.33 jako „Varia” głównie stwierdzano obecność stadiów młodocianych małży (Bivalvia) i larw wieloszczetów (Polychaeta). Młodociane osobniki meduz (hydromedusae) zarejestrowano na dwóch stacjach – P110, P140. W 2024 na stacjach B13, K6 i ZP6 odnotowano obecność młodocianych form ślimaków (Gastropoda). Juwenilne stadium skorupiaków należących do Decapoda zaobserwowano jedynie na stacji KW w Zalewie Wiślanym (Tabela II.33).

Na Rys. II.86 przedstawiono zmiany w ilości stwierdzonych taksonów na wszystkich stacjach na tle dziesięciolecia. W roku 2024 stwierdzono 25 taksonów, tyle samo co w roku 2022. Rokiem, w którym zanotowano największą liczbę taksonów był 2015 r. – 34 taksony, a najuboższym 2023 r. – 23 taksony. Zauważalna jest tendencja spadkowa bioróżnorodności na przełomie 10 lat.

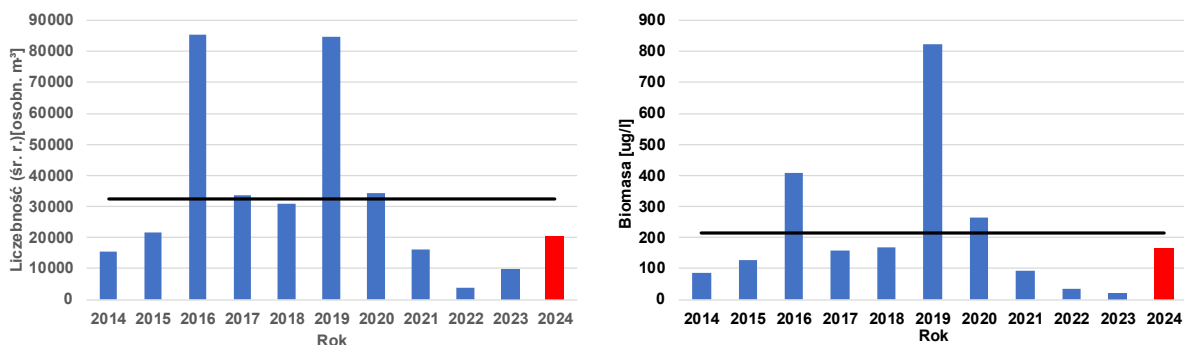


Rys. II.86. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2014-2024 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.

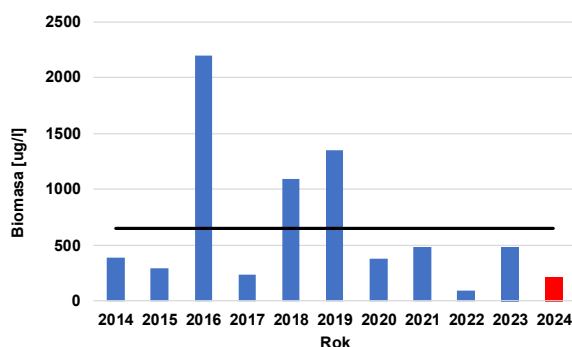
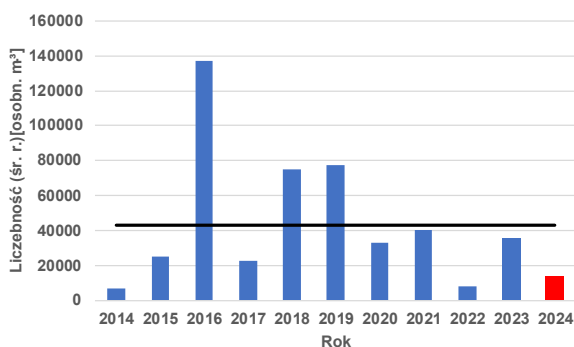
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w latach 2014-2024 (Rys. II.87-Rys. II.96).



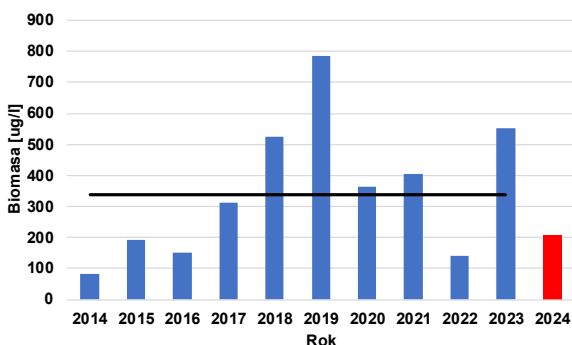
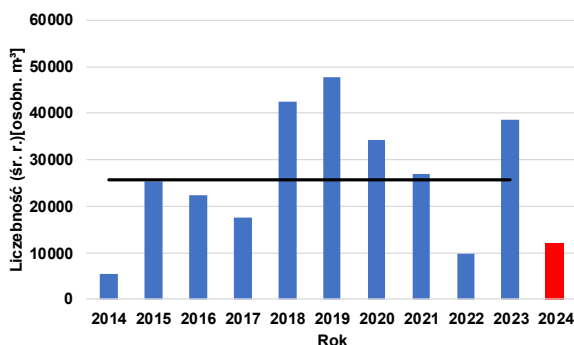
Rys. II.87. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



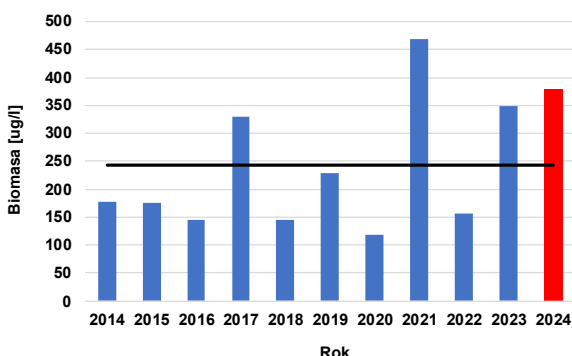
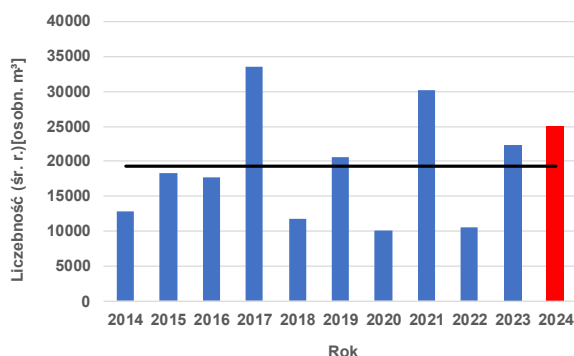
Rys. II.88. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



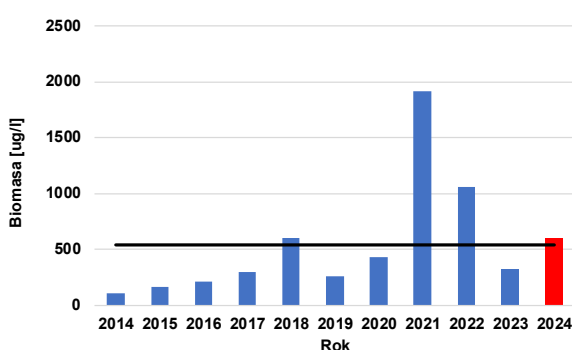
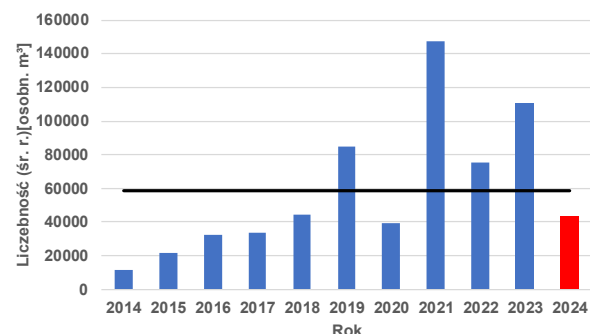
Rys. II.89. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



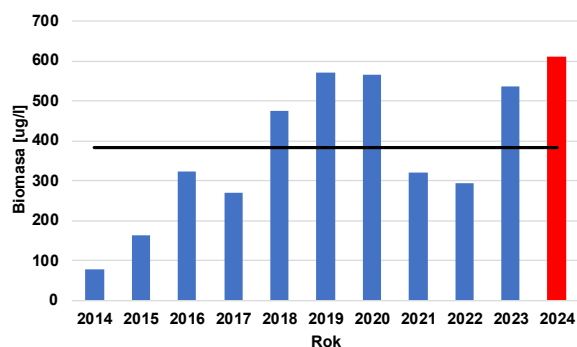
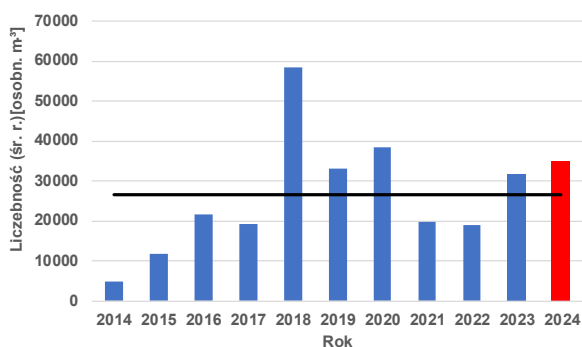
Rys. II.90. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



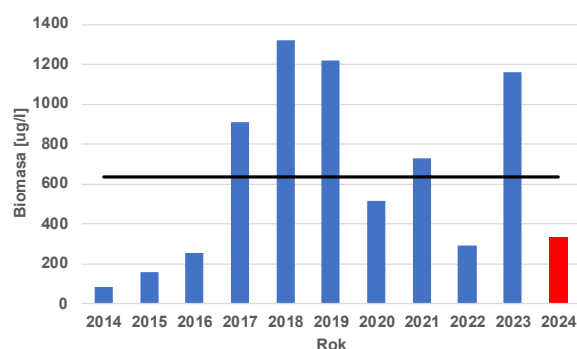
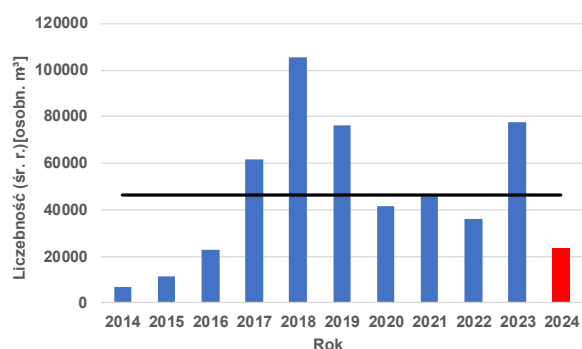
Rys. II.91. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



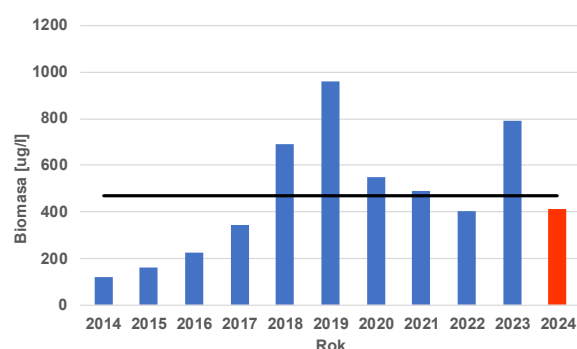
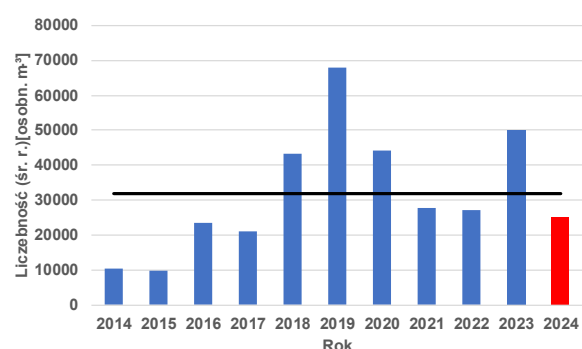
Rys. II.92. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



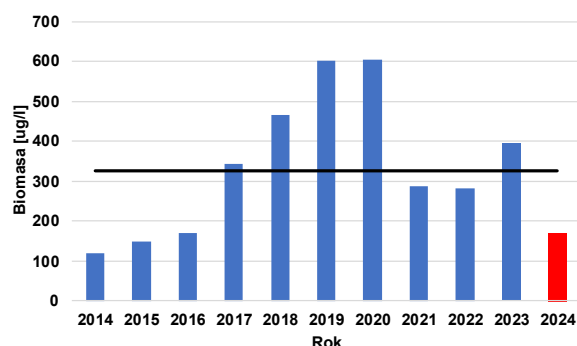
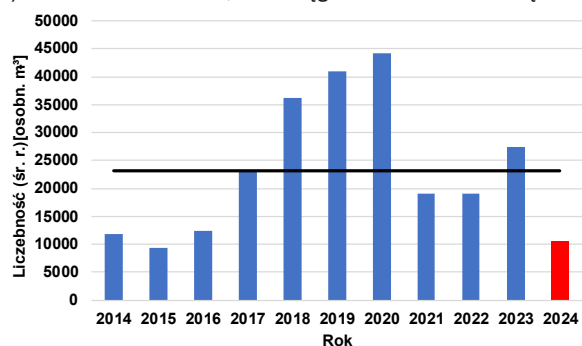
Rys. II.93. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



Rys. II.94. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



Rys. II.95. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pód.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



Rys. II.96. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5Cod 2020 roku) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.

W 2024 roku wyraźny wzrost liczebności i biomasy w stosunku do roku poprzedniego odnotowano na stacji P16 (Rys. II.90). Kolejną stacją, na której był wzrost liczebności i biomasy, była stacja zalewowa KW (Rys. II.87). Najwyższą liczebność zooplanktonu na stacji P16 odnotowano w 2019 r. (Rys. II.90). Liczebność i biomasa zooplanktonu na stacji Zalewu Wiślanego (KW) wykazała najwyższą wartość ze wszystkich stacji (Rys. II.87). Najwyższa liczebność na stacji KW na przestrzeni 10 lat była w 2021 r., a biomasy w 2019 r. Liczebność na stacji z rejonu Zatoki Puckiej (ZP6) wykazała wyraźny wzrost w stosunku do roku 2023 (Rys. II.88). Najwyższą liczebność na stacji ZP6 odnotowano w 2016 i 2019 r., a biomasy w 2019 r. (Rys. II.88). Na płytkowodnych stacjach B13 (Rys. II.92), Ł7 (Rys. II.89) zanotowano wyraźne spadki liczebności i biomasy. Na stacji B13 mimo spadku liczebności nastąpił wzrost biomasy w odniesieniu do roku 2023. W 2021 r. liczebność i biomasa na stacji B13 była najwyższa, a najniższa w 2014 r. Na stacji K6 odnotowano wzrosty liczebności i biomasy w stosunku do roku 2023 (Rys. II.91). W 2016 r. na stacji Ł7 liczebność i biomasa były najwyższe (Rys. II.89). Na stacji głębokomorskiej P1 odnotowano nieznaczny wzrost liczebności (Rys. II.93). Najwyższa liczebność mezozooplanktonu na stacji P1 była w 2018 r., a najwyższa biomasa w 2024 r. W 2024 r. na stacji P110 doszło do bardzo znacznych spadków liczebności i biomasy (Rys. II.94). Najwyższa liczebność i biomasa na stacji P110 była w 2018 r. Tak samo jak na P110 na stacjach P140 i P5C wykazano wyraźne spadki liczebności i biomasy (Rys. II.95-Rys. II.96). Na przestrzeni 10-lecia w 2018 r. liczebność i biomasa na stacji P110 była najwyższa (Rys. II.94). Stacja P5C miała najwyższą liczebność w latach 2018-2020 r., a najniższą w latach 2014-2016 r. i w 2024 r. spadła do podobnego, niskiego poziomu (Rys. II.96). Na wszystkich stacjach głębokomorskich (oprócz P1) liczebność i biomasa spadła poniżej średniej z dziesięciolecia. (Rys. II.87–Rys. II.96).

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.34).

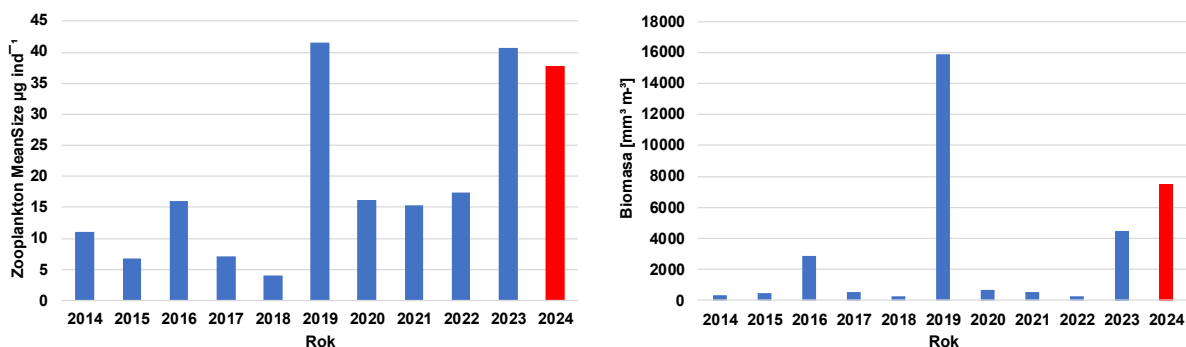
Tabela II.34. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.

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
P5C (Basen Bornholmski)	14,9 ug ind	273 mg m ⁻³
P140 (Wschodni Basen Gotlandzki)	14,1 ug ind	104 mg m ⁻³

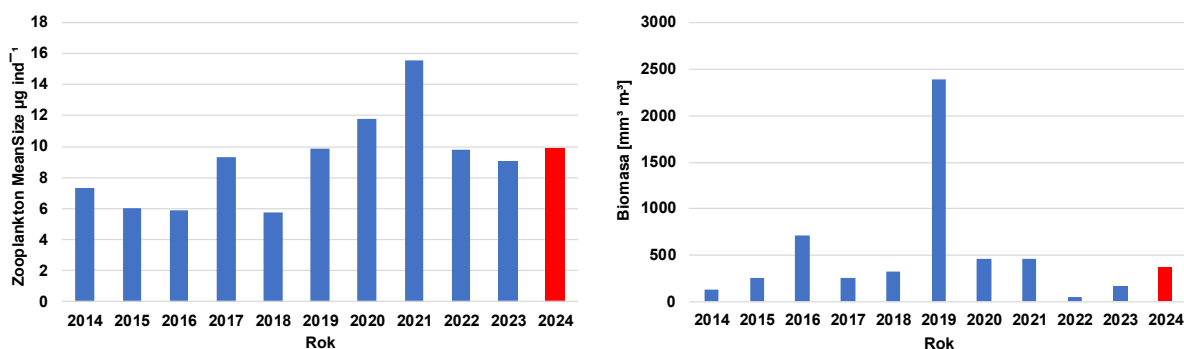
W celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska (GES) obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) oraz całkowitej biomasy wskaźnika MSTs w roku 2024 w odniesieniu do 10 - lecia. bez odniesienia do wartości progowych (Rys. II.97-Rys. II.103).

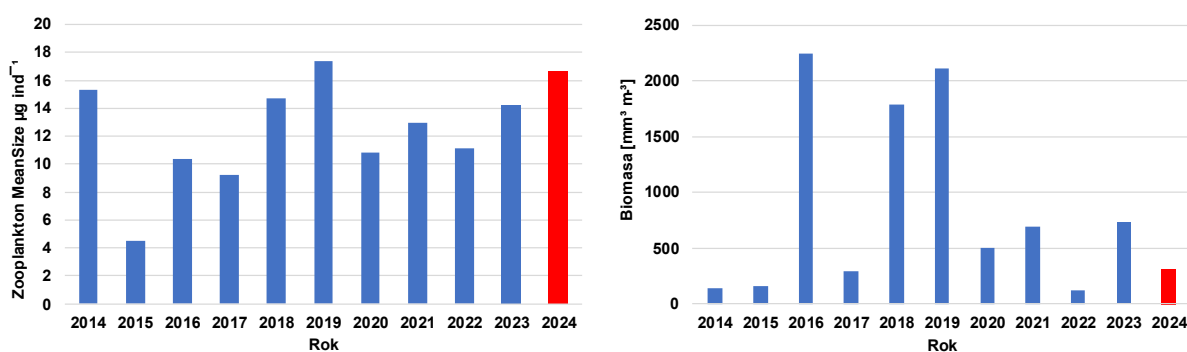
Stacje P1, P140 na podstawie wartości progowych wykazują dobry stan środowiska (GES) (Rys. II.104 i Rys. II.106). Na stacji P5C biomasa zooplanktonu nie osiągnęła wartości progowej (GES) w związku z czym wskaźnik MSTs wskazuje na zły stan środowiska (Rys. II.105).



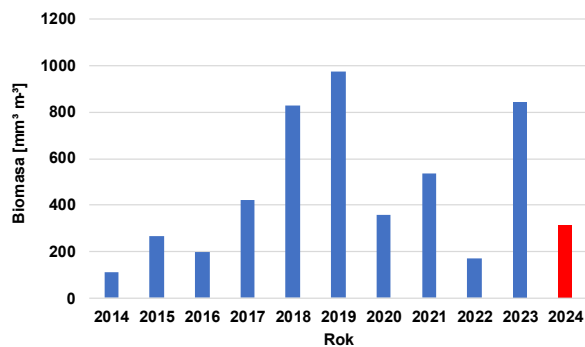
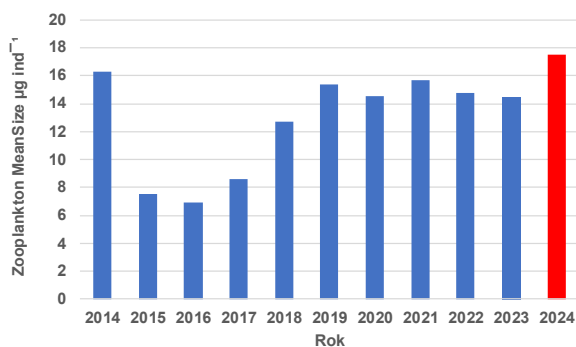
Rys. II.97. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



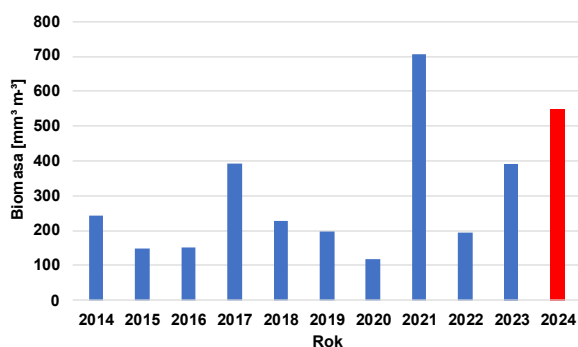
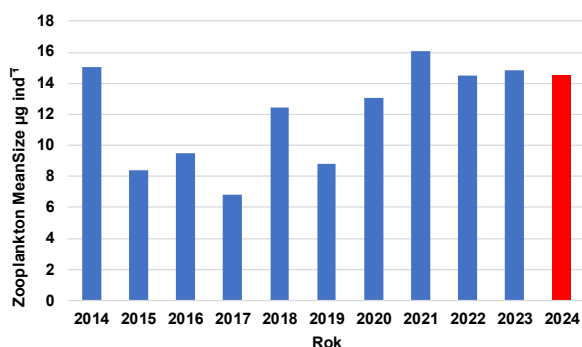
Rys. II.98. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



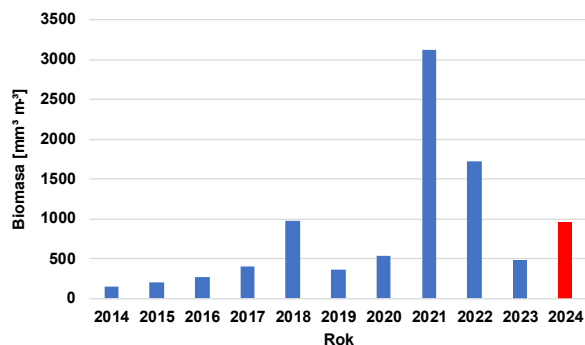
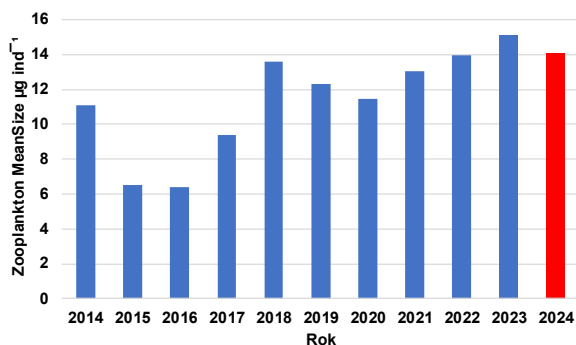
Rys. II.99. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



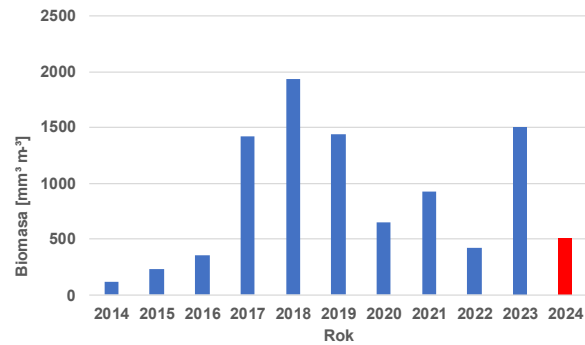
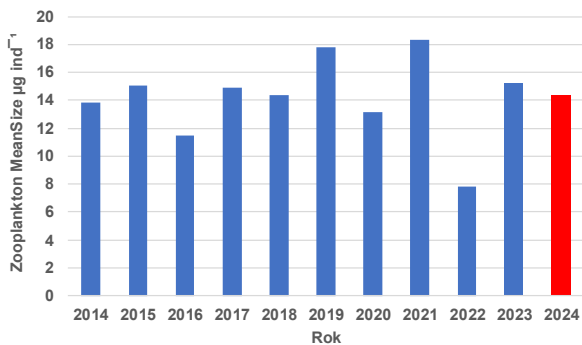
Rys. II.100. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



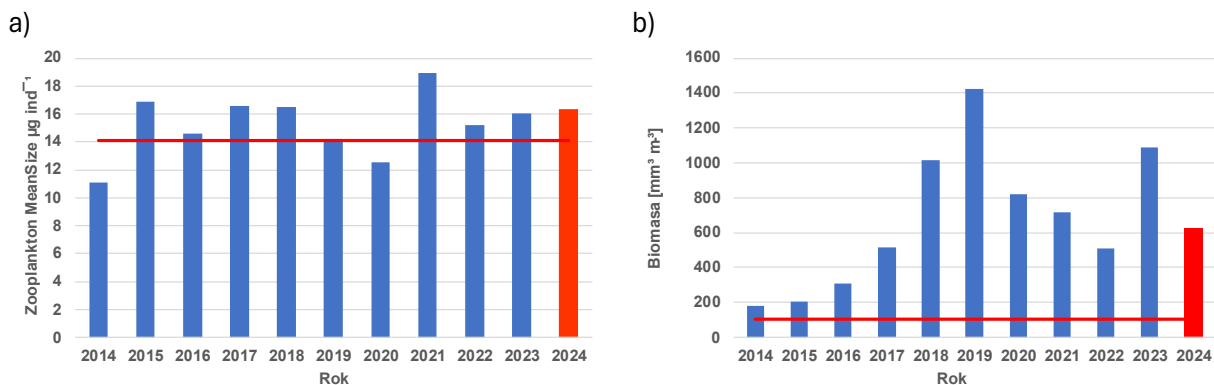
Rys. II.101. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



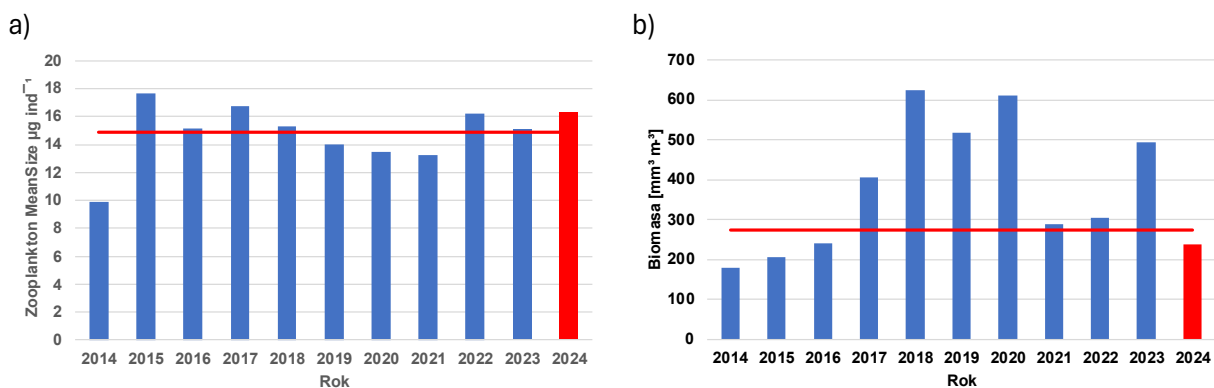
Rys. II.102. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



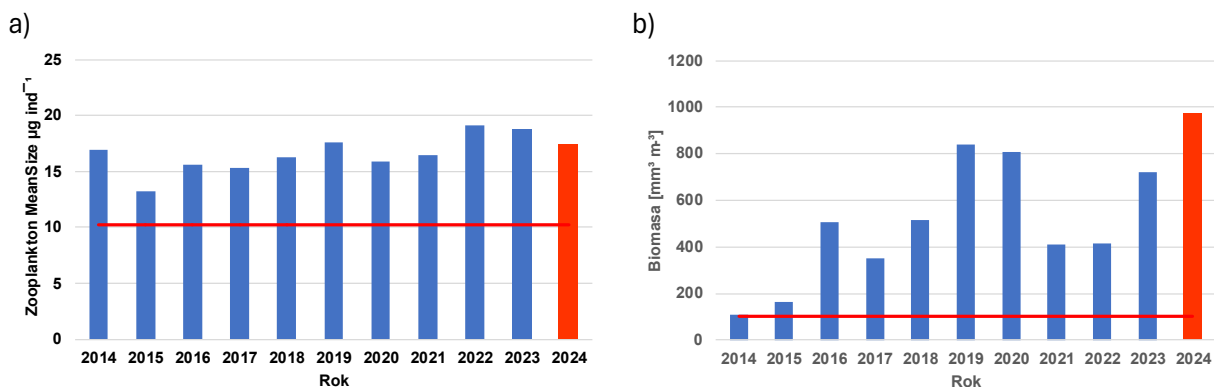
Rys. II.103. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).



Rys. II.104. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2024 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.105. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2014-2024 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.106. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2014-2024 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 2024 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w wybranych rejonach polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Basenu Bornholmskiego. Badania prowadzono w rejonie Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim, a także w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża – na Głazowisku Rowy. Ponadto objęto monitoringiem obszar Ławicy Słupskiej oraz JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (Rys. II.2). Podobnie jak w latach ubiegłych, próbkowanie przeprowadzono w dwóch kluczowych okresach sezonowych: przypadającym na szczyt sezonu wegetacyjnego (obejmującego maj i czerwiec), oraz we wrześniu, gdy produkcja pierwotna makrofitobentosu ulega obniżeniu. W przypadku dwóch stanowisk – Głazowiska Rowu i Ławicy Słupskiej – próbkowanie zostało zrealizowane na początku października, ze względu na niesprzyjające warunki pogodowe uniemożliwiające wcześniejszy pobór próbek. Na podstawie zebranych danych obliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1), który uwzględnia stosunek biomasy gatunków pozytywnych (Tabela II.35) do całkowitej biomasy makrofitów, z jednoczesnym odniesieniem do stopnia pokrycia dna. Wyniki te pozwalają na ocenę zmian zachodzących w ekosystemie:

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

gdzie:

Bp – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (Tabela II.35),

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.

Granice 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.36).

Tabela II.35. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM_1 Taksony pozytywne dla SM_1 (VI, IX).

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

Tabela II.36. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDMS).

Przedział wartości wskaźnika SM_1	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW	wg RDMS
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	I	bardzo dobry	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	II	dobry	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	III	umiarkowany	subGES
$0,2 < SM_1 \leq 0,57$	VI	słaby	
$0 \leq SM_1 \leq 0,2$	V	zły	

W roku 2024, podobnie jak w latach ubiegłych, skład gatunkowy makrofitobentosu w badanych rejonach był względnie stabilny, z dominacją tych samych grup taksonomicznych. Łącznie odnotowano 26 gatunków, przy czym największy udział miały krasnorosty (7 gatunków, 25% składu gatunkowego) oraz zielenice (8 gatunków, 28%). Rośliny naczyniowe stanowiły 19% (5 gatunków), natomiast brunatnice i ramienice były reprezentowane odpowiednio przez 4 (15%) i 2 gatunki (8%). Pod względem liczby gatunków na poszczególnych stanowiskach największe bogactwo gatunkowe zaobserwowano w Klifie Orłowskim (9 gatunków) oraz Jamie Kuźnickiej (8 gatunków), natomiast najmniejszą różnorodność cechował Woliński Park Narodowy (4 gatunki) (Tabela II.37). Pod względem częstości występowania, *Ectocarpus siliculosus*, *Ceramium diaphanum* i *Vertebrata fucoides*

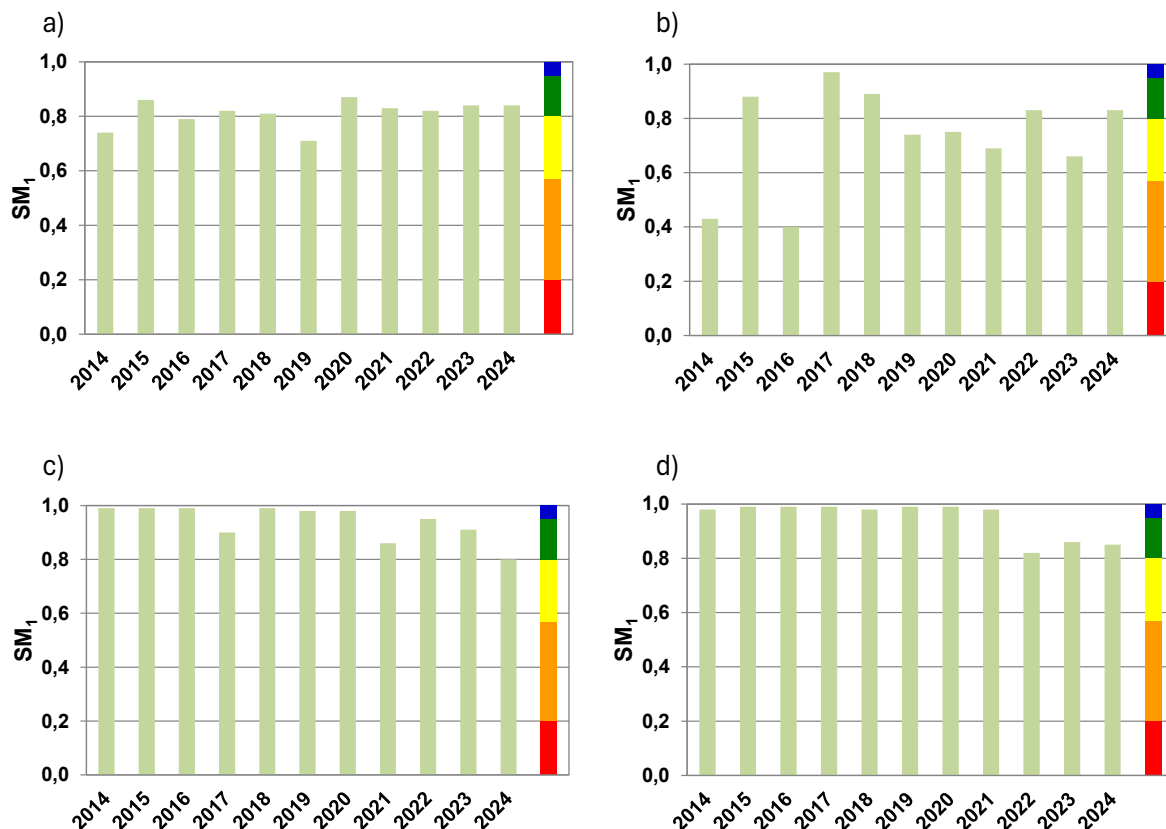
były gatunkami notowanymi na wszystkich stanowiskach. Wśród zielenic najczęściej występowała *Cladophora glomerata*, której obecność odnotowano na 80% stanowisk. Ogólna struktura gatunkowa makrofytobentosu w 2024 roku nie odbiega znacząco od obserwacji z lat ubiegłych i jest determinowana głównie rodzajem dna. Na stanowiskach charakteryzujących się twardym podłożem, takich jak Głazowisko Rowy czy Ławica Słupska, dominowały krasnorosty. Z kolei w bardziej ostoniętych akwenach, takich jak Jama Kuźnicka, większy udział miały ramienice i rośliny naczyniowe.

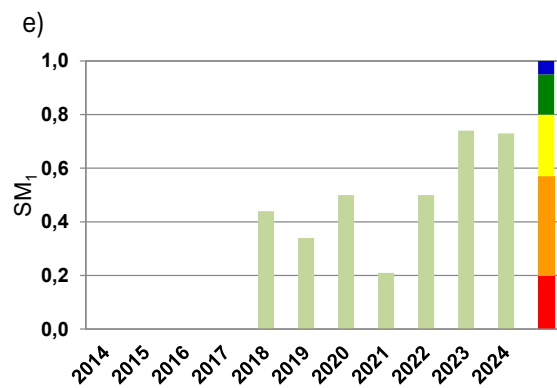
Tabela II.37. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2024 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zielenice						
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+		+	+
2	<i>Cladophora sp.</i>	+	+			
3	<i>Cladophora sericea</i>					+
4	<i>Ulva compressa</i>	+				+
5	<i>Ulva lactuca</i>	+	+			
6	<i>Ulva prolifera</i>	+				
7	<i>Rhizoclonium sp.</i>		+			
8	<i>Spongomorpha aeruginosa</i>				+	
Charophyceae – ramienice						
9	<i>Chara baltica</i>		+			
10	<i>Chara chorda</i>		+			
Phaeophyta-brunatnice						
11	<i>Halosiphon tomentosus</i>				+	
12	<i>Desmarestia viridis</i>					
13	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+	+	+	+
14	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	+				
Rhodophyta-krasnorosty						
15	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+	+	+	+
16	<i>Ceramium virgatum</i>				+	
17	<i>Ceramium tenuicorne</i>			+		
18	<i>Coccotylus truncatus</i>			+	+	
19	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+		+	+	
20	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+	+	+	+
21	<i>Aglaothamnion tenuissimum</i>	+				
Spermatophyta-rośliny nasienne						
22	<i>Myriophyllum spicatum</i>		+			
23	<i>Stuckenia pectinata</i>		+			
24	<i>Zannichellia palustris</i>		+			
25	<i>Zostera marina</i>	+	+			
26	<i>Ruppia spiralis</i>		+			

W 2024 roku, na podstawie wskaźnika SM₁, odnotowano poprawę warunków ekologicznych wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie stan ekologiczny uległ zmianie z umiarkowanego na dobry (Rys. II.107a, Rys. II.107b). Na profilu KO nie stwierdzono istotnych zmian w porównaniu do roku 2023 – stan dobry utrzymuje się na względnie stałym poziomie od 2020 roku. Natomiast na stacji JK wskaźnik SM₁ wzrósł z 0,66 (stan umiarkowany) do 0,83 (stan dobry). Podobnie jak w roku ubiegłym, głównym czynnikiem obniżającym ocenę ekologiczną było masowe występowanie nitkowatych glonów z rodziny Ectocarpaceae w rejonie Jamy

Kuźnickiej. W 2023 roku *Ectocarpus siliculosus* stanowił średnio około 55% całkowitej biomasy makrofytobentosu pobranego z przedziału głębokości 1–4 m. W 2024 roku jego udział w biomacie znacząco zmniejszył się, wynosząc od 10% na głębokości 2 m do maksymalnego udziału 35% na głębokości 3 m. Redukcja udziału brunatnic w całkowitej biomacie przyczyniła się do poprawy wartości wskaźnika SM_1 . W otwartych wodach Basenu Bornholmskiego, w rejonie Ławicy Słupskiej, podobnie jak w poprzednich latach, brunatnice były obecne jedynie w czerwcu. W 2024 roku ich występowanie ograniczyło się do maja i było obserwowane wyłącznie w zachodniej części Ławicy Słupskiej. Udział brunatnic w całkowitej biomacie na tym stanowisku w maju wyniósł 55%, co stanowiło znaczący wzrost w porównaniu do 2023 roku (29%). W konsekwencji, wartość wskaźnika SM_1 uległa obniżeniu, jednak nie wpłynęło to na zmianę klasyfikacji stanu ekologicznego – wskaźnik zmniejszył się z 0,91 (stan dobry) do 0,80 (stan dobry), nadal pozostając powyżej granicznej wartości oddzielającej stan dobry od umiarkowanego (Rys. II.107c). W rejonie Głazowiska Rowy, obejmującym przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego, stan ekologiczny środowiska w 2024 roku nie uległ zmianie i nadal klasyfikowany jest jako dobry (Rys. II.107d). Nieznaczny spadek wartości wskaźnika SM_1 w porównaniu do 2023 roku (z 0,86 do 0,85) wynikał z masowego pojawienia się brunatnicy *Ectocarpus siliculosus* w okresie letnim na jednym z punktów pomiarowych. Podobnie jak w przypadku Ławicy Słupskiej, największy udział brunatnic w całkowitej biomacie odnotowano w zachodnich obszarach badanego głazowiska, gdzie wynosił 49%, podczas gdy w części wschodniej ich udział stanowił jedynie 8%. We wrześniu nie obserwowano występowania brunatnic, jedynie sporadycznie obserwowano pojedyncze nitki zielenic. W polskich wodach przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej, podobnie jak w latach ubiegłych, stan ekologiczny pozostawał słaby, bez istotnych zmian wartości wskaźnika SM_1 , który wynosił 0,74 w 2023 roku oraz 0,73 w 2024 roku (Rys. II.107e). Tak jak w poprzednich latach, w okresie letnim na głębokości 1 m zielenice stanowiły niemal 100% całkowitej biomasy.





Rys. II.107. Ocena stanu makroglonów i okrytozależkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenu 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.36.

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 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.38), zgodnie z Załącznikiem nr 9 i Załącznikiem nr 10 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.

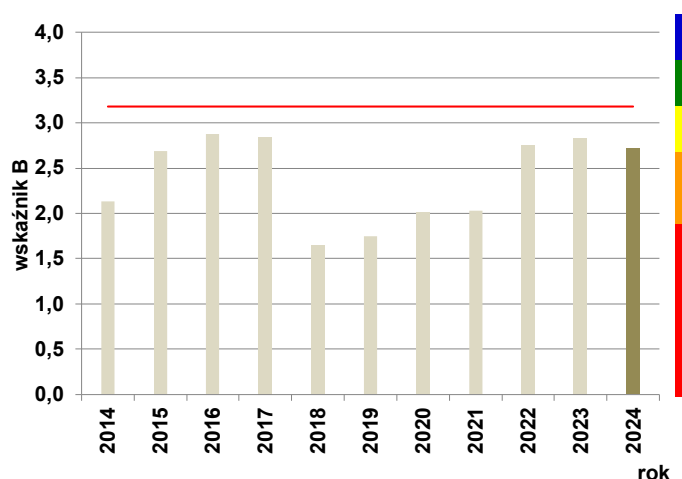
Tabela II.38. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

Przedział wartości wskaźnika B	Klasa	Stan ekologiczny wg RDW	wg RDSM
>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.108 – Rys. II.122) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone na podstawie liczebności makrozoobentosu w 2024 r. na tle zmian w dziesięcioleciu 2014-2023. 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.38).

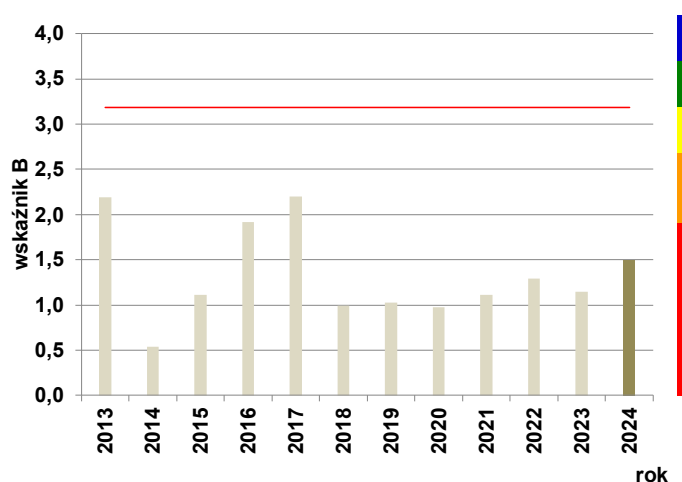
Stan środowiska morskiego podakwenu polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego w zakresie makrozoobentosu określono na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.108), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej, stacji P110 zlokalizowanej w centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.109) oraz stacji ZP6 (Rys. II.110) zlokalizowanej w Zalewie Puckim. W przypadku stacji P104 wyliczona w 2024 roku wartość wskaźnika B (2,72) nie odbiegała znacznie od wartości wyliczonej w 2023 roku (2,83). W związku z powyższym stan makrozoobentou na tej stacji nie uległ w 2024 roku zmianie, a

klasyfikacja wskaźnika wskazuje na stan umiarkowany w rozumieniu RDW, przekładając się na brak osiągnięcia dobrego stanu środowiska wg RDSM (Rys. II.108).



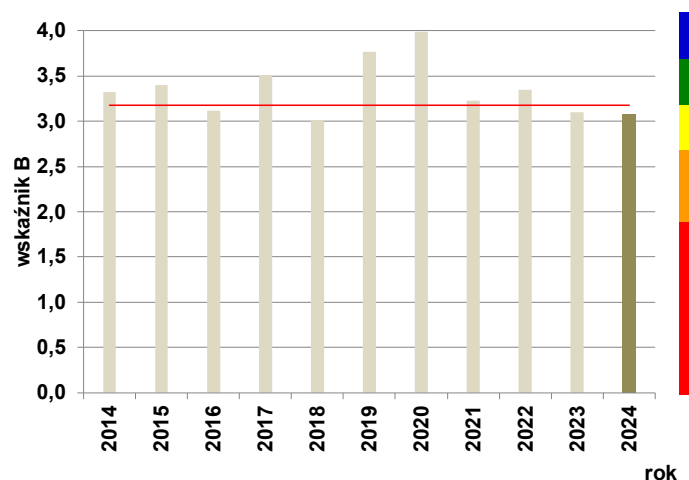
Rys. II.108. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny 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 2014-2023 wartości wskaźnika B sporadycznie przekraczały wartość graniczną dla stanu umiarkowanego RDW (Rys. II.109). Wartości notowane od 2018 roku są do siebie zbliżone i wskazują na zły stan środowiska. Wartość wyliczona dla 2024 roku (1,50) jest wyższa od wartości z roku 2023 (1,15), co jednak nie przełożyło się na zmianę klasyfikacji makrozoobentosu na tej stacji, który wskazuje na zły stan.



Rys. II.109. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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 makrozoobentosu, których bytowanie jest ściśle uzależnione od obecności roślinności podwodnej (Żmudziński 1982, 1994, Warzocha 1994). Jednocześnie znaczne zróżnicowanie podłoża w zakresie roślinności podwodnej powoduje, iż liczebność gatunków jest zmienna na co mogą wskazywać wahania w wartościach wskaźnika B w wieloleciu 2014-2024 (Rys. II.110). Wartość wskaźnika B wyliczona dla 2024 roku (3,08) nie uległa zmianie w stosunku do roku 2023 (3,10) i wskazuje, iż stan makrozoobentosu znajduje się nieznacznie poniżej wartości wskazującej na dobry stan środowiska.

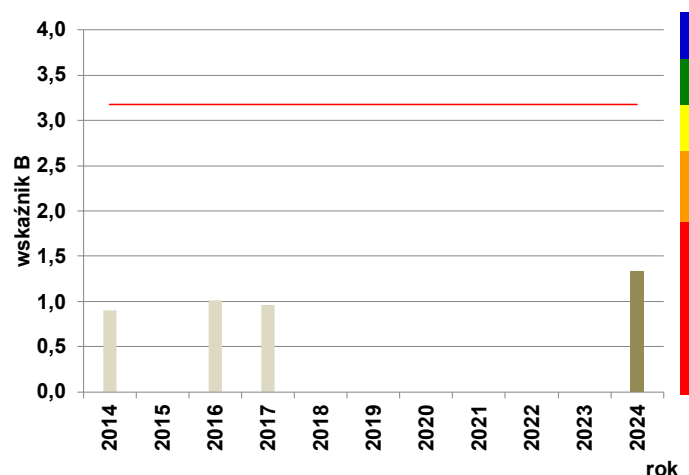


Rys. II.110. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

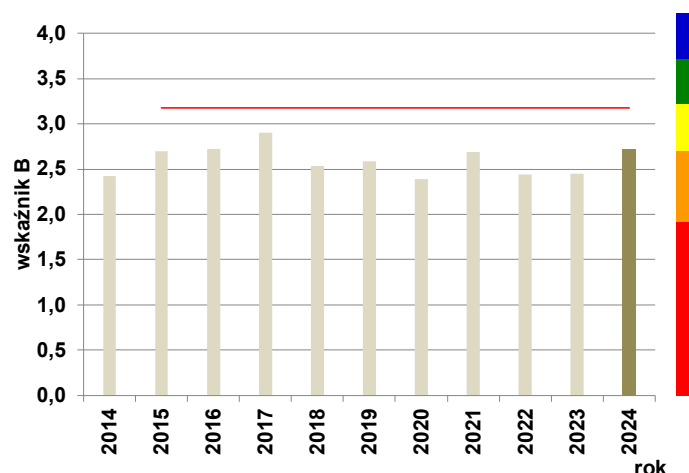
Różnica w warunkach abiotycznych pomiędzy stacjami z rejonu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, które wskazują na zły stan na stacji P110 (wartość wskaźnika 1,50), umiarkowany stan w przypadku stacji P104 (wartość wskaźnika 2,72) oraz ZP6 (3,08). Stan makrozoobentosu na podstawie wskaźnika B w akwenu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2024 roku oceniono jako słaby – IV klasa w systemie oceny RDW, oraz jako stan nieodpowiedni – subGES wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,43), co oznacza brak zmiany w stanie makrozoobentosu w stosunku do 2023 roku.

W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 2 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) (Rys. II.111) oraz w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4) (Rys. II.112). W Głębi Gdańskiej (st. P1), ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych, występują wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych. W 2024 roku po raz pierwszy od 2017 r. zaobserwowano makrozoobentos na tej stacji, przy czym były to pojedyncze osobniki gatunków odpornych na niesprzyjające warunki tlenowe. Wyliczona wartość wskaźnika B (1,32) nie poskutkowała jednak zmianą klasyfikacji stanu, który określono jako zły. Wartości wskaźnika B wyliczone dla stacji ZN4 wskazują na stabilne warunki występujące w tym rejonie. W wieloleciu wskaźnik B oscylował wokół granicy umiarkowanego stanu. Wyliczona w 2024 roku wartość (2,72) wskazuje na stan umiarkowany, nieodpowiedni wg RDSM (subGES).

Podsumowując stan makrozoobentosu w wodach Basenu Gdańskiego określony w oparciu o wyniki z 2 stanowisk głębokowodnych określono jako słaby zgodnie z zasadami RDW (klasa IV), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,02). Stan nie uległ zmianie w stosunku do roku 2023.



Rys. II.111. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.

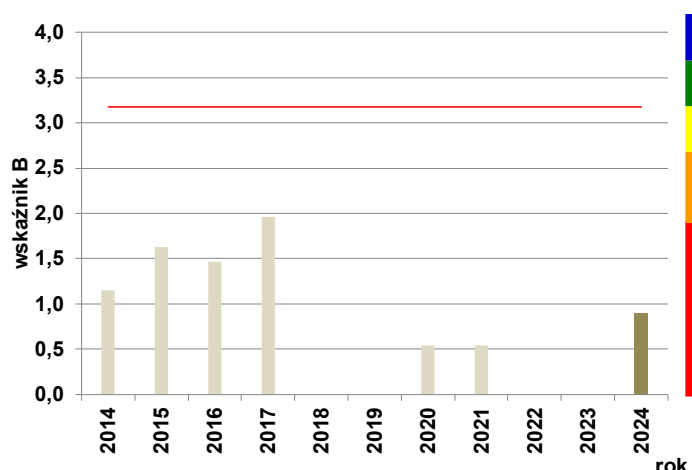


Rys. II.112. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Ocenę stanu makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono w oparciu o wyniki ze stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.113) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.114 i Rys. II.115) oraz stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej. (Rys. II.116). Wartości wskaźnika B wyliczone dla stacji P140 wskazują na zły stan środowiska (Rys. II.113) (wartość wskaźnika B – 0,9), w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.

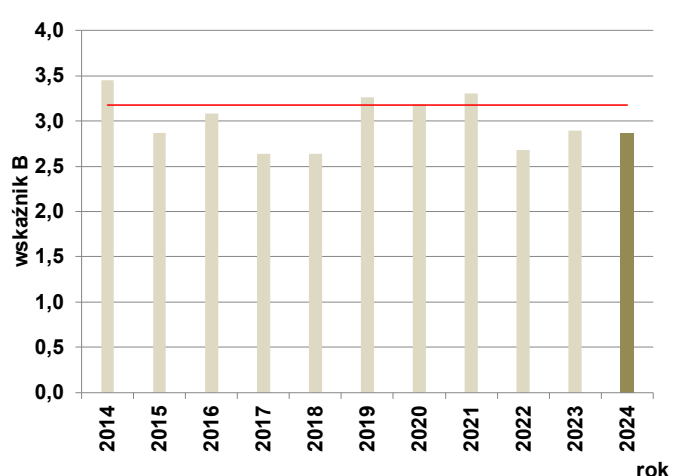
Pozostałe stacje monitorowania fauny dennej w tym akwenie zlokalizowane są w obszarach charakteryzujących się zgoła odmiennymi warunkami bytowania organizmów. Stacje zlokalizowane w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża charakteryzują się występowaniem drobnego piasku (stacja Z) lub podłoża piaszczystego (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.113. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.

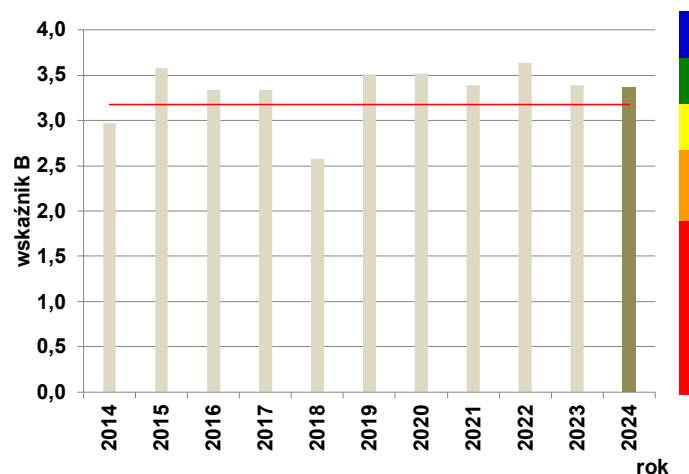
Stan makrozoobentosu na stacji płytkowodnej z okolic Łeby charakteryzuje się fluktuacjami pomiędzy stanem umiarkowanym, a dobrym (st. Ł7, Rys. II.114). W 2024 roku wartości wskaźnika B (2,86) była zbliżona do wartości wyliczonej dla do 2022 roku (2,89) i wskazuje, iż dobry stan nie został osiągnięty (stan umiarkowany wg RDW).



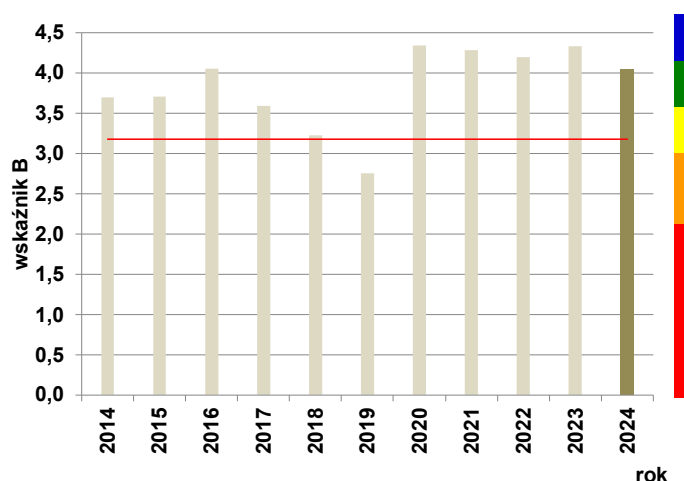
Rys. II.114. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Wartości wskaźnika B wyliczone dla płytkowodnej stacji Z (Rys. II.115) oraz stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej (Rys. II.116) wskazują na dobry stan środowiska. Notowane wartości nie odbiegają znacznie od tych notowanych w 2023 roku i wynoszą odpowiednio 3,36 (st. Z) oraz 4,07 (st. P2). Wartość wskaźnika B na stacji P2 była w 2024 roku nieznacznie niższa od tej dla 2023 roku (4,33), a stan makrozoobentosu określono jako dobry (wg. RDW) (Rys. II.116).

Pomimo zanotowania dobrego stanu makrozoobentosu na stacjach Z oraz P2, ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa III oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,80). W porównaniu do 2023 roku nastąpiła zmiana stanu ze słabego na umiarkowany. Na ostateczną klasyfikację stanu obszaru miały wpływ szczególnie wyniki ze stacji P140.



Rys. II.115. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.



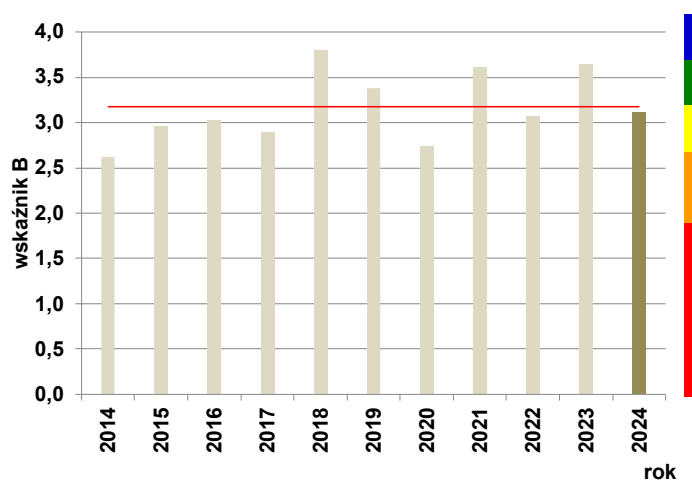
Rys. II.116. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

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 w zachodniej części Rynny 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 liczbę stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.39). W stosunku do 2023 roku wartości wskaźnika B wskazują, iż na stacjach P3 oraz P14B stan makrozoobentosu uległ poprawie, a w przypadku stacji P16 (Rys. II.117) spadł nieznacznie poniżej wartości granicznej. Na pozostałych stacjach nie zaobserwowano znacznych zmian w klasyfikacji stanu. Makrozoobentos na stacji P16 charakteryzuje się znaczną zmiennością w wieloleciu co wpływa na wahania w wartościach wskaźnika B na tej stacji.

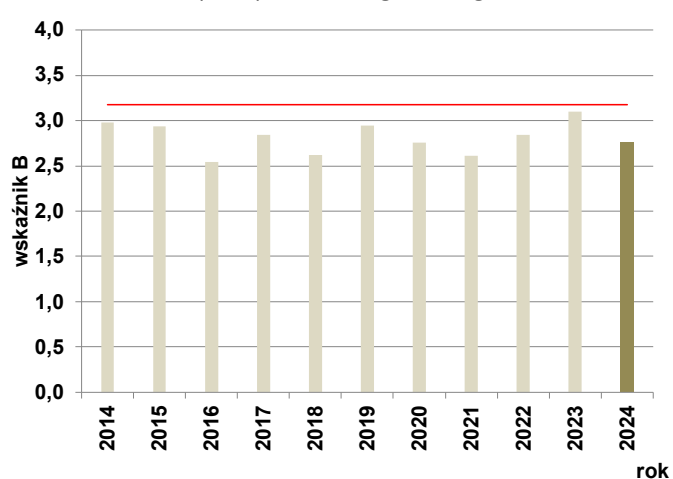
Tabela II.39. Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2024 r.

Stacja	B13	K6B	M3	P16	P3	P5C	P14B
Wskaźnik B	2,92	3,53	2,75	3,12	3,69	1,67	3,22
stan RDW	umiarkowany	dobry	umiarkowany	umiarkowany	dobry	zły	dobry
stan RDSM	subGES	GES	subGES	subGES	GES	subGES	GES



Rys. II.117. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.

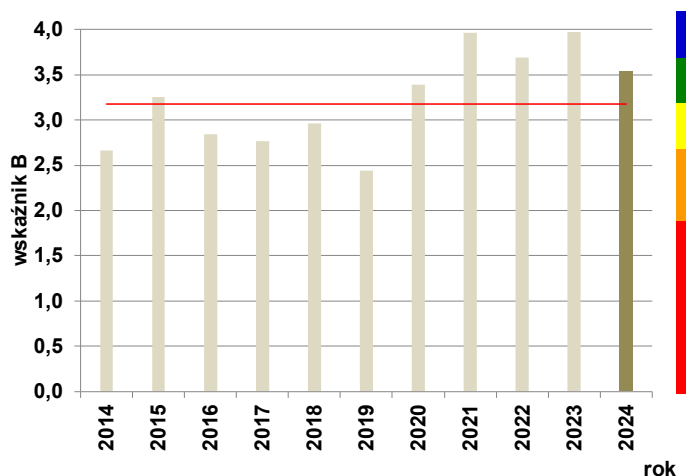
Stan makrozoobentosu na stacji M3 utrzymuje się na poziomie umiarkowanym w wieloleciu 2014-2023 (Rys. II.118). Wartość wyliczona dla 2024 roku (2,75) nie odbiega od tego trendu.



Rys. II.118. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym

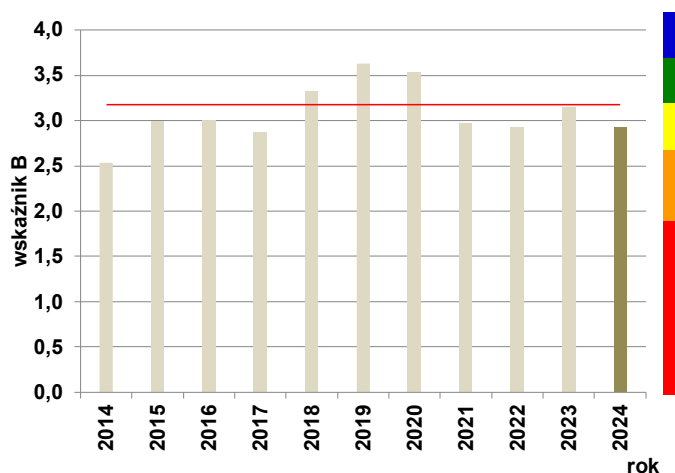
i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Na stacji K6B zaobserwowano wzrost w wyliczonych wartościach wskaźnika B od 2020 roku, co pokrywa się z okresem wspomnianego przesunięcia położenia stacji. W 2024 roku, wskaźnik obniżył wartość, która wskazuje jednak na dobry stan zgodnie z RDW, co skutkowało jednocześnie osiągnięciem GES wg RDSM (Rys. II.119).



Rys. II.119. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.

Wartość wskaźnika B w wodach Zatoki Pomorskiej na stacji B13 (Rys. II.120) nieznacznie spadła w 2024 roku (2,92) w stosunku do 2023 r. (3,14) co nie przełożyło się jednak na zmianę w klasyfikacji stanu makrozoobentosu, który w dalszym ciągu utrzymuje się nieznacznie poniżej granicy GES (stan umiarkowany wg. RDW) co jest sytuacją typową dla wielolecia 2014-2024.



Rys. II.120. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

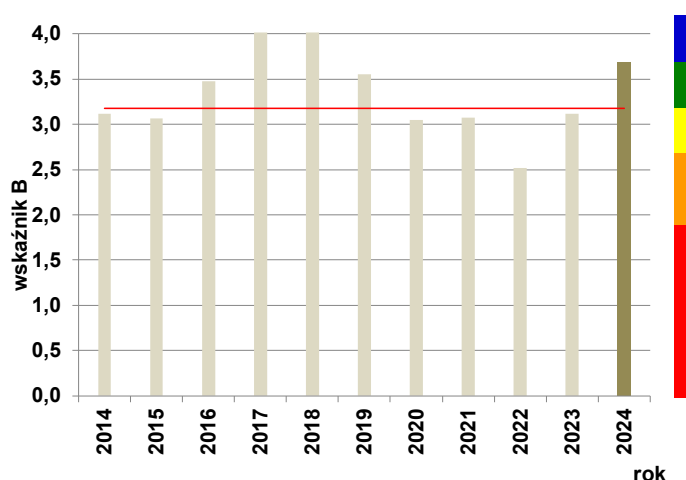
W rejonie zachodniej Ławicy Słupskiej znajduje się stanowisko P14B charakteryzujące się występowaniem osadów piaszczystych oraz nieznaczną głębokością (14 m). W 2024 roku wyliczona wartość wskaźnika B (3,22,

Tabela II.39) dla stacji P14B była wyższa od wartości z 2023 roku (3,13) co przelożyło się na osiągnięcie wartości granicznej dla dobrego stanu w tym obszarze.

Spośród stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód Basenu Bornholmskiego zaobserwowano zróżnicowanie w wartościach wskaźnika B pomiędzy stanowiskami. Najniższe wartości wyliczono dla stacji M3 i B13, wyższe w przypadku stacji P16, P14B i szczególnie K6B (Tabela II.39). W dziesięcioleciu odniesienia 2014-2023, wartości wskaźnika B charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska.

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

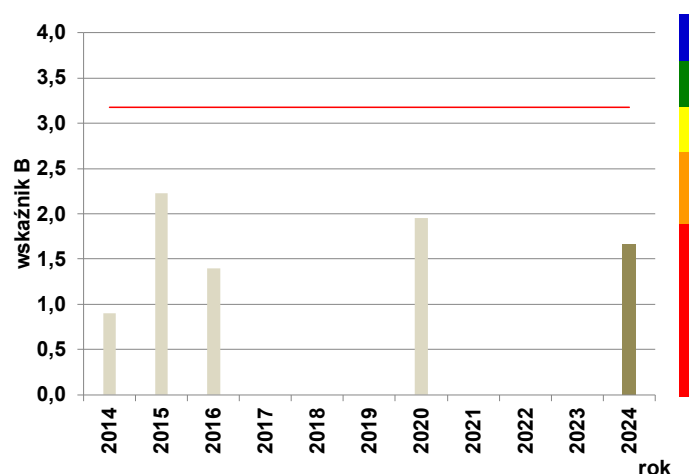
Makrozoobentos w rejonie Rynny Słupskiej (st. P3) osiągnął w 2024 roku dobry stan co miało miejsce ostatnio w 2019 roku (Rys. II.121). Wyliczona w 2024 roku wartość wskaźnika B (3,69) jest znacznie wyższa od wartości wyliczonej w 2023 roku, która wskazywała na umiarkowany stan wg RDW (3,12).



Rys. II.121. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.122), głównie ze względu na różnice w 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 makrozoobentosu w tym rejonie. W wieloleciu 2014-2023 przeważnie nie rejestrowano tu przedstawicieli makrozoobentosu. W 2024 po raz pierwszy od 2020 roku zanotowano przedstawicieli zoobentosu jednak stan określono jako zły wg RDW (wartość wskaźnika B – 1,66) i subGES zgodnie z RDSM (Rys. II.122).

Stan makrozoobentosu w rejonie wód Basenu Bornholmskiego wyliczony w oparciu o wyniki ze wszystkich stanowiska został określony jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,99 co stanowi poprawę w stosunku do roku 2023 (2,87). 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.



Rys. II.122. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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

Stan makrozoobentosu był w 2024 roku zróżnicowany i uzależniony od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku obszarów płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. W obszarach głębi po raz pierwszy od 3 lat zanotowano przedstawicieli makrozoobentosu jednak stan określono jako zły. Spośród wszystkich monitorowanych stacji w przypadku dwóch doszło do poprawy stanu wg RDSM były to stacja P14B oraz P3 z rejonu Basenu Gotlandzkiego. W rejonie środkowego wybrzeża (st. P16; Rys. II.117) doszło do pogorszenia stanu w stosunku do 2023 roku co jest sytuacją odwrotną do roku poprzedniego. Stan makrozoobentosu na pozostałych stacjach monitoringowych nie uległ zmianie. W 2024 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 stan 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 (SM₁) 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.40).

Tabela II.40. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2024 r.

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

W 2024 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.40).

II.4.Cechy presji

II.4.1. Komeracyjnie 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.

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 nieco zmniejszył i w latach 2022-2024 wymienione gatunki stanowiły ok. 94% połowów, w tym szprot 68%, śledź – 19%, stornia – 6%, 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 DCF² (Data Collection Framework). Lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przetłowienia. 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 i (ICES, 2024a, b oraz 2025a, b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy D3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów dobrego stanu środowiska wód morskich (Tabela II.41)

1. D3C1 – **Śmiertelność połowowa** populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest na poziomie lub poniżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny zrównoważony połów (MSY).
2. D3C2 – **Biomasa stada tarłowego** populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest powyżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny zrównoważony połów.
3. D3C3 – **Przekrój wiekowy i wielkościowy** osobników w populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych wskazuje na dobry stan zdrowia populacji.

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

² W ramach DCF Unii Europejskiej realizowany jest program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej. Jest to niezbędny element do realizacji przez Polskę Wspólnej Polityki Rybackiej UE

przybliżenia, np. określonego jako stosunek wielkości połowów do wielkości biomasy stada wyznaczonej w rejsach badawczych.

Kryterium drugie opisywane jest przez wielkość biomasy stada tartowego (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 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

Tabela II.41. Kryteria i wskaźniki dla cechy D3.

Kryterium i wskaźniki	Rodzaj wskaźnika
D3C1 Śmiertelność połowowa - Wielkość śmiertelności połowowej - Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	podstawowy alternatywny
D3C2 Biomasa stada tartowego - Wielkość biomasy stada tartowego - Wskaźnik wielkości biomasy	podstawowy alternatywny
D3C3 Przekrój wiekowy i wielkościowy osobników w populacji - Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych	podstawowy podstawowy

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 przeczności, 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 powiązania 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 przeczności). 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 tartłowego

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych w celach handlowych preferowaną **wielkością referencyjną** biomasy jest biomasa stada tartłowego określona jako $B_{MSYtrigger}$. 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 tartłowego 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 Morskiego Instytutu Rybackiego – Państwowego Instytutu Badawczego zmiana nie jest 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

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, ale bardziej odporny na braki w danych wskaźnik, będący średnią największych osobników obserwowanych w poszczególnych próbach z rejsów badawczych.

Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, L50%

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).

Ocena GES na podstawie stad

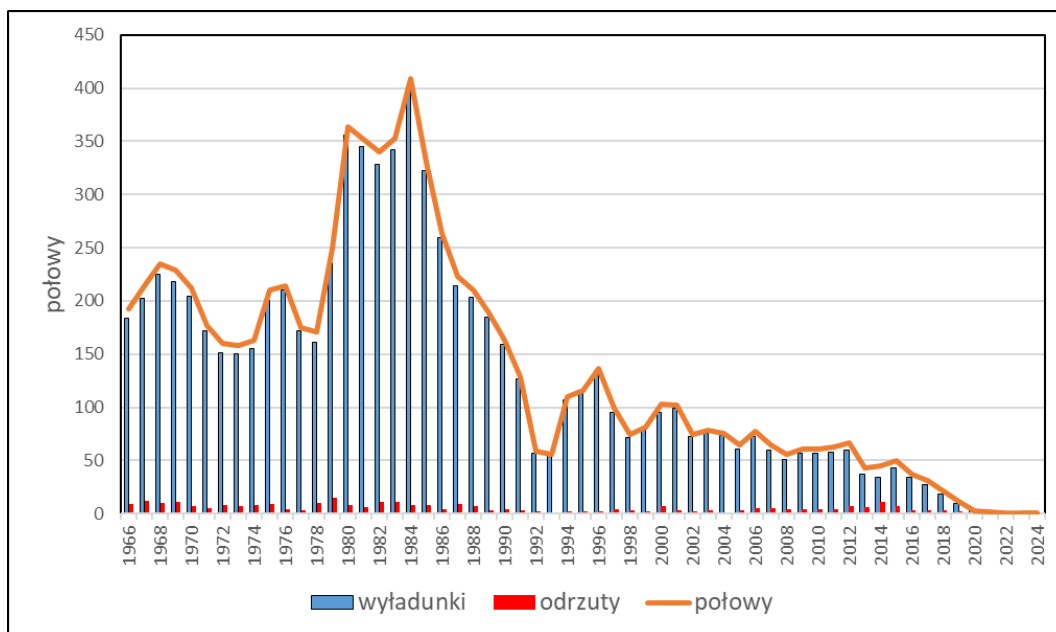
Spośród analizowanych stad zasoby dorsza wschodnio-bałtyckiego (podobszary 24-32), śledzia centralnego Bałtyku (podobszary 25-29 i 32, bez Zatoki Ryskiej) oraz szprota (podobszary 22-32) szacowane są na podstawie modeli analitycznych, zatem można ocenić ich stan za pomocą wskaźników podstawowych kryteriów D3C1 i D3C2. Ponadto w 2024 r. po raz pierwszy przeprowadzono analityczną ocenę zasobów storni w podobszarach 26+28, stąd możliwe jest przedstawienie stada wg kryteriów D3C1 i D3C2. 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 22 tys. ton dorszy (Rys. II.123). Na spadek połowówłożyły 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 stadałożyło 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 2020-2024 spadła niemal do zera. Jednakże w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej i słabej rekrutacji ta niska 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. W roku 2025 nie przeprowadzono nowej oceny stanu zasobów, w przybliżeniu wielkość biomasy stada w 2024 r. była zbliżona do wielkości z roku 2023. Podobnie jak w 2023 roku ukierunkowane połowy nie były możliwe, więc śmiertelność połowowa w 2024 była zbliżona do tej z 2023 r.



Rys. II.123. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzućty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966-2024 wg danych ICES (2025a).

Poniższe opisy kryteriów D3C1 i D3C2 są takie same jak w ocenie za 2023 r., gdyż (jak wspomniano we wstępie) w 2025 roku w ramach ICES nie przeprowadzono oceny zasobów dorsza wschodnio-bałtyckiego. Natomiast opisy kryteriów D3C3 zostały zaktualizowane w oparciu o dane z 2024 r

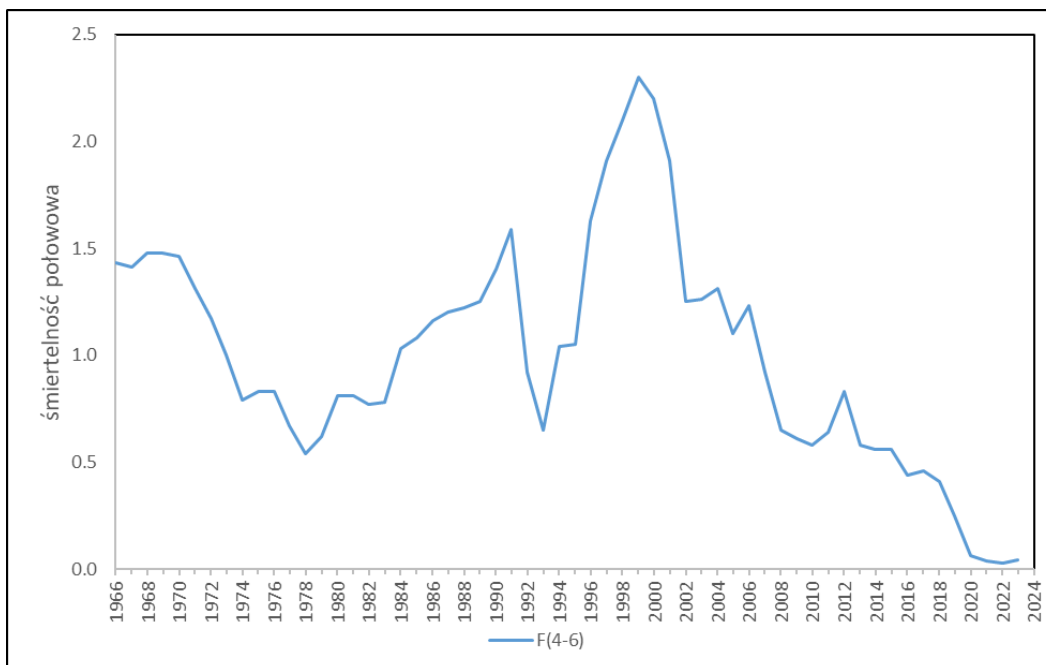
Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

Względna śmiertelność połowowa w okresie 2016-2023 obniżyła się z 0,44 do niemal zera w latach 2021-2023 (Rys. II.124). 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.

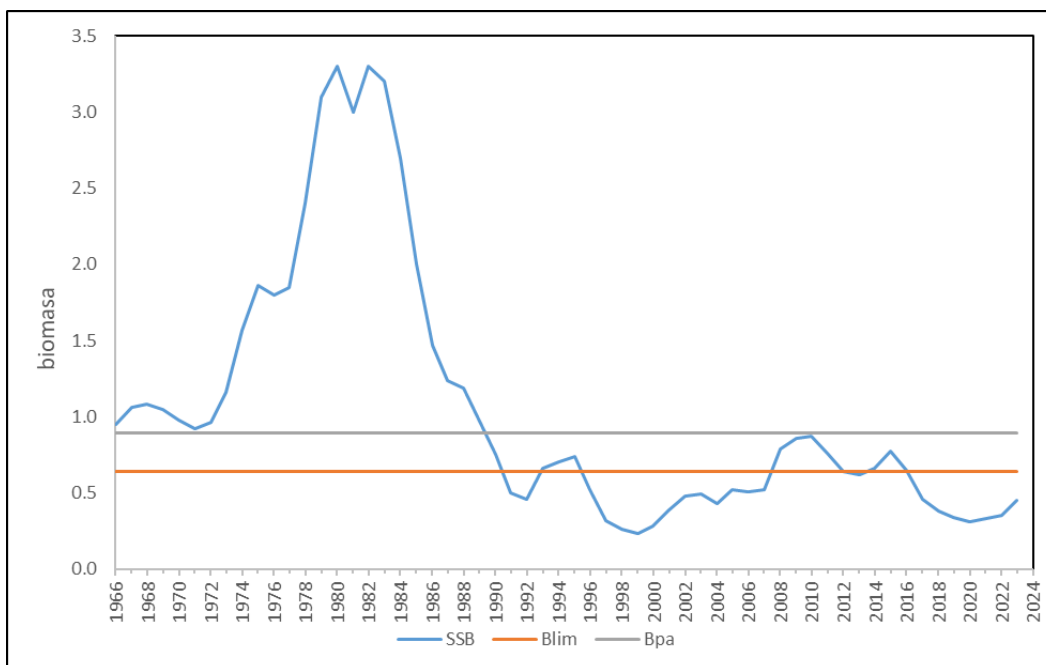
Trzeba jednak zaznaczyć, że śmiertelność połowowa w latach 2020-2024 była prawie zerowa i prawdopodobnie niższa od potencjalnej wartości F_{MSY} .

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W okresie 2015-2020 biomasa stada zmalała o ponad 50% (Rys. II.125), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2022-2023 roku 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 (2023 rok) wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.



Rys. II.124. Dorsz 24-32. Względna śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a, b).

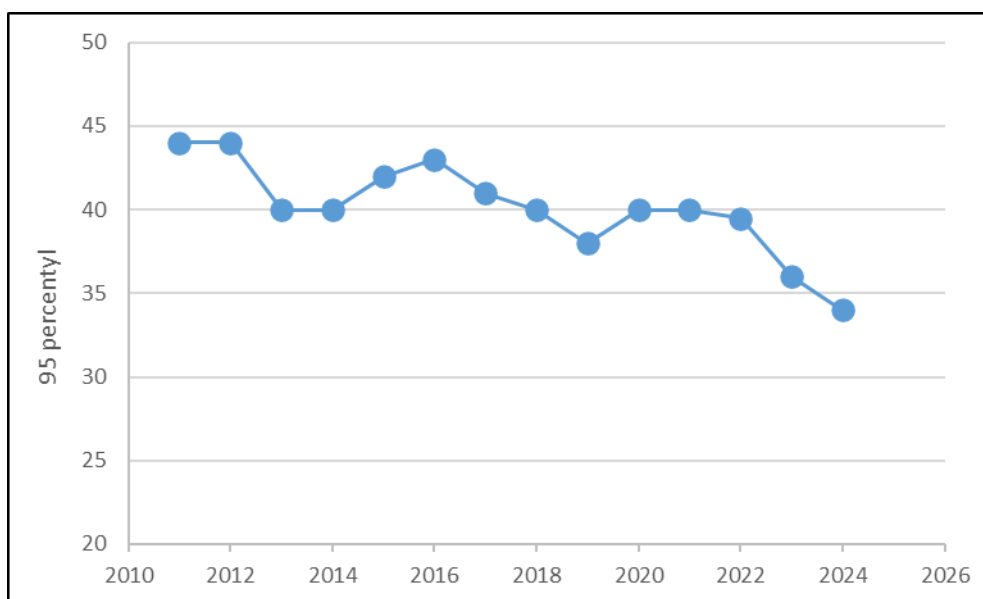


Rys. II.125. Dorsz 24-32. Względna biomasa stada tarłowego w latach 1966-2023 wraz z naniesionymi względnymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2024a, b).

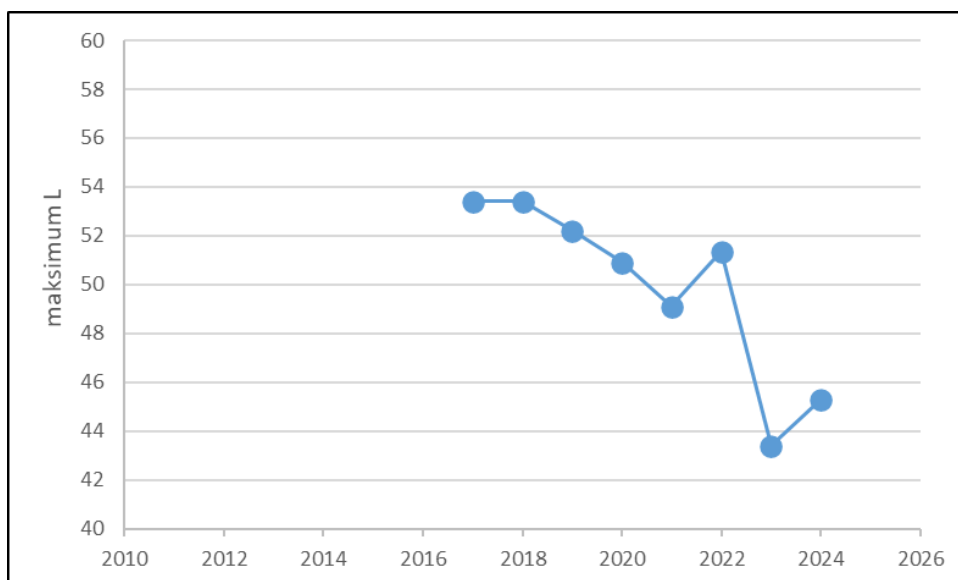
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2024 roku wynosił 34 cm, znacznie mniej niż w latach 2020-2023 (Rys. II.126). Jest to też wartość wyraźnie niższa od średniej wieloletniej (40,1 cm). Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać 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 cm, a w 2024 roku wynosiła jedynie 45,3 cm, będąc o 4,6 cm niższą od średniej wieloletniej (Rys. II.127). 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 bardzo utrudnione).

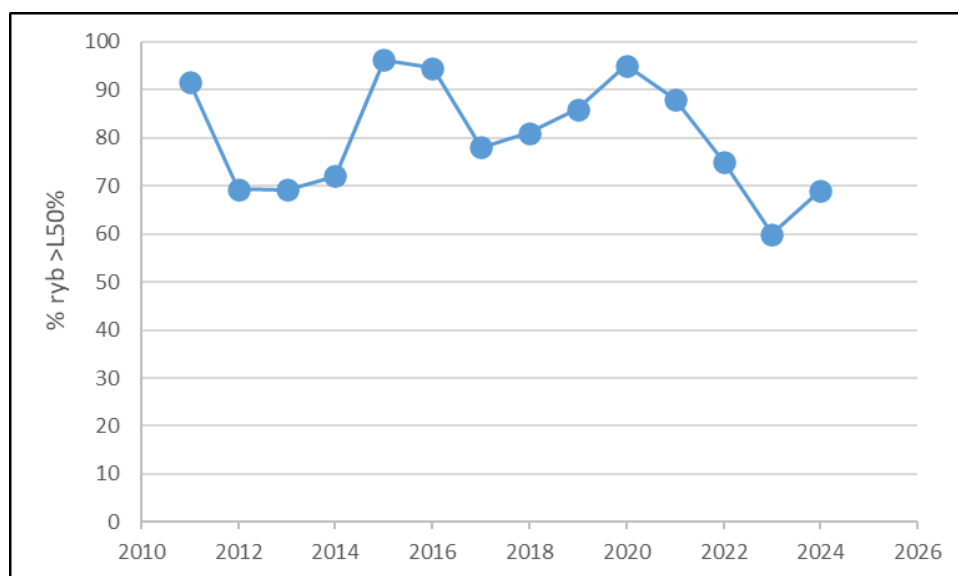
Ze względu na silnie spadające kondycję oraz tempo wzrostu dorsza również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 do 20 cm w 2016 (Köster i in., 2017). Nie uzyskano bieżącej wiarygodnej oceny wartości tej długości na podstawie danych z rejsów badawczych BITS, zatem w porównaniach (jako punkt odniesienia) wzięto L50% z Köster i in. (2017). W 2024 roku frakcja dorszy większych niż L50% wynosiła 69%, 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.128).



Rys. II.126. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.127. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.128. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Podsumowując, dotychczasowe 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

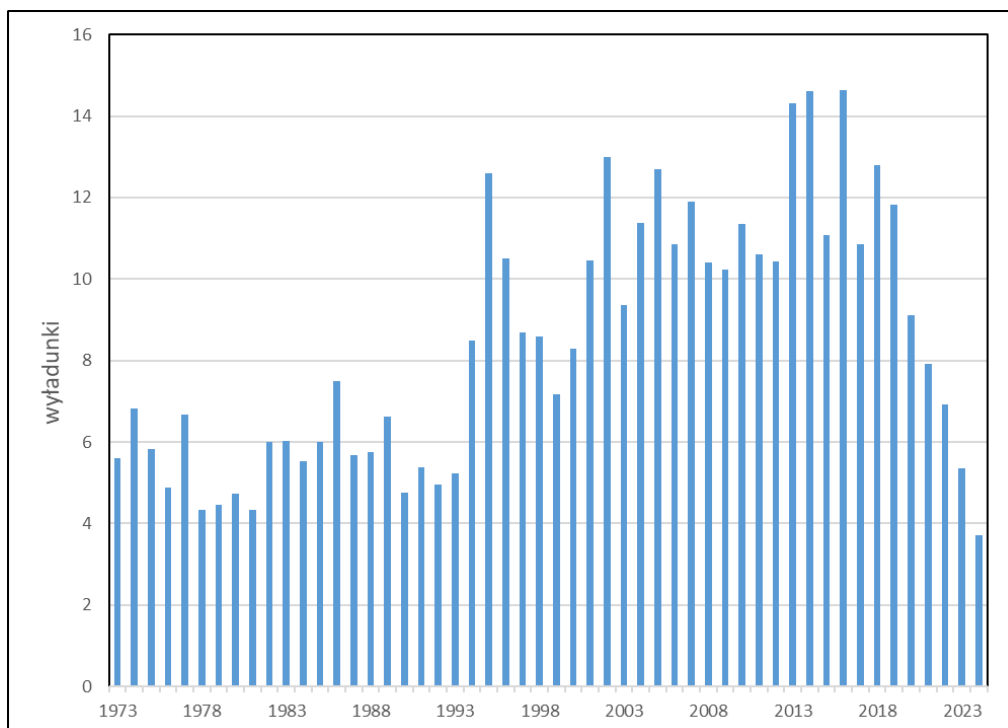
W poprzednich opracowaniach sygnalizowano pewne trudności z oceną stad storni. Obejmowały one głównie:

- 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, jak wspomniano wcześniej, w przypadku storni w podobszarach 26+28 w 2024 roku w ramach ICES przeprowadzono analityczną ocenę stada za pomocą modelu stado-produkcja i obecnie można przedstawić to stado wg kryteriów D3C1 i D3C2. 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.129), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń połowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom, ale w latach 2020-2024 roku uległy obniżeniu. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada – wynosi ona zwykle 30 – 40% wyładunków.



Rys. II.129. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2024 wg danych ICES (2025a).

W 2025 roku nie aktualizowano oceny zasobów storni z podobszarów 24+25 w ramach ICES. Zatem poniższe opisy kryteriów D3C1 i D3C2 są takie same jak w ocenie za 2023 r. Natomiast opisy kryteriów D3C3 zostały zaktualizowane w oparciu o dane z 2024 r.

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

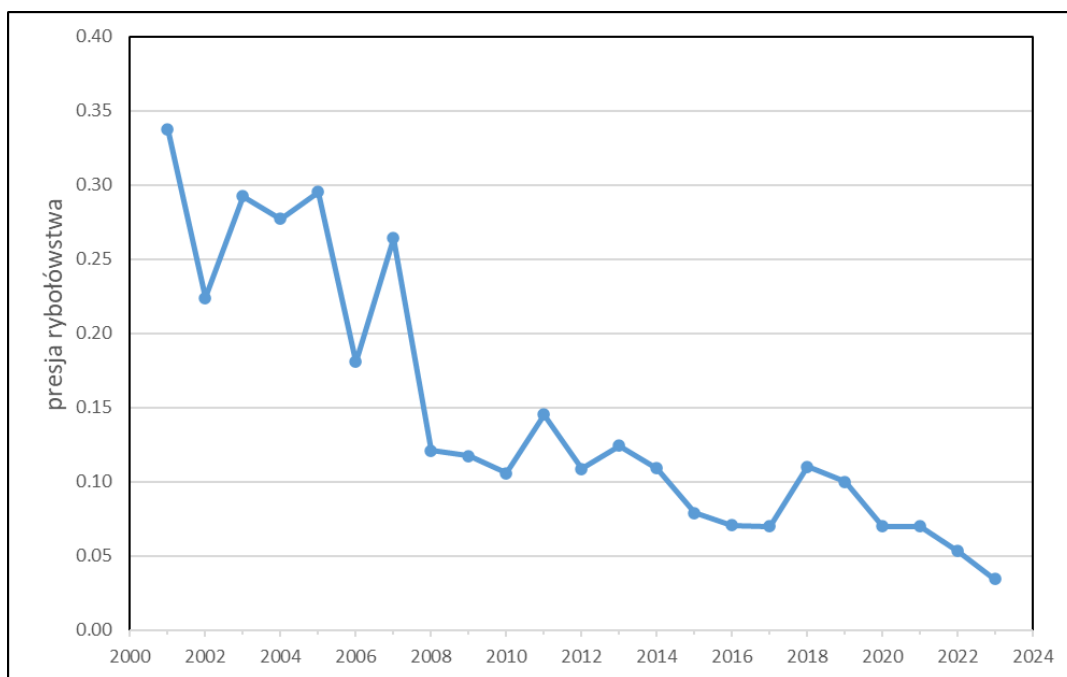
Ze względu na brak analitycznych ocen wielkości śmiertelności połowowej, posłużono się jej wskaźnikiem, obliczanym jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.130). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem wykazuje silny trend malejący, a w 2023 roku wynosiła jedynie ok. 10% wartości z roku 2001.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartowego)

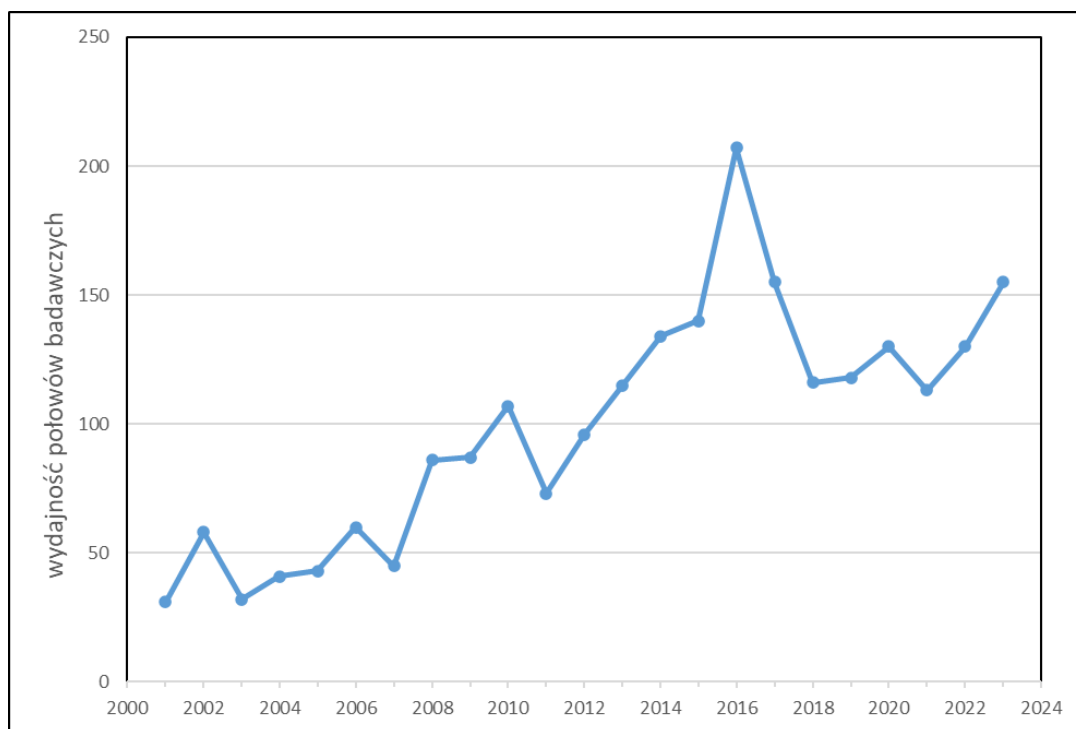
Dynamikę biomasy stada tartowego oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.131); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).

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.130. 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.131. 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).

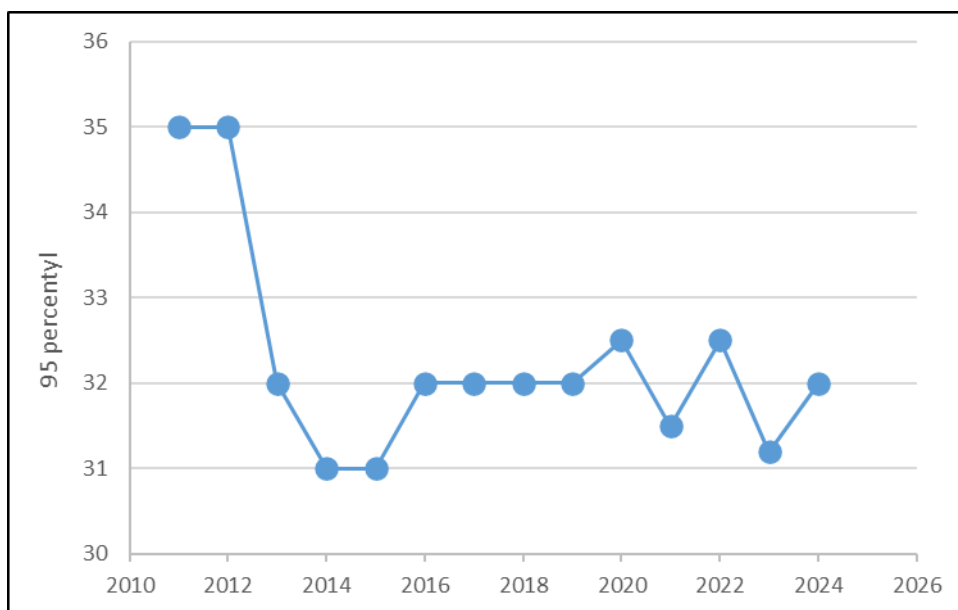
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2024 roku wynosił 32 cm, będąc bliskim średniej wieloletniej (Rys. II.132). 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.

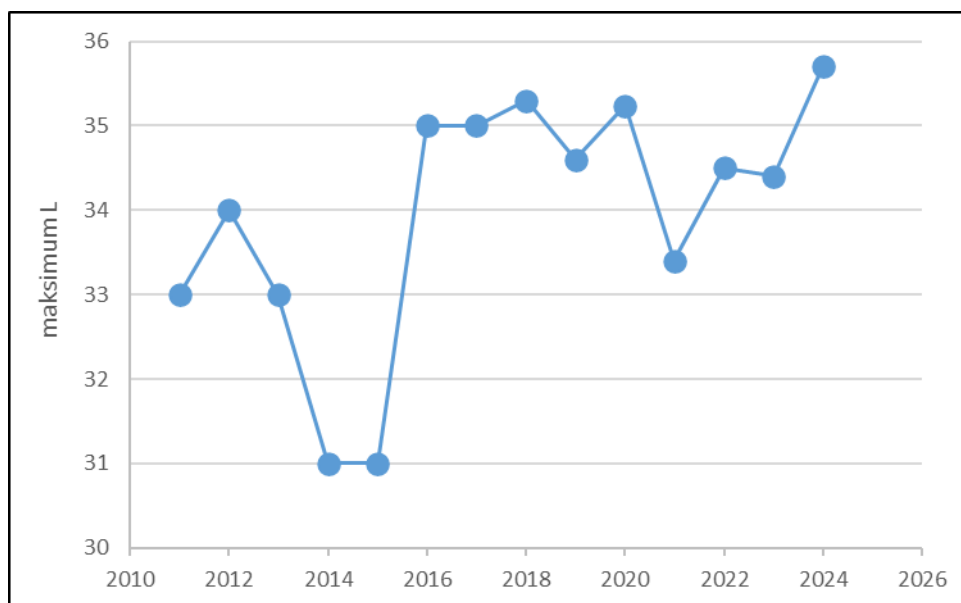
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2024 roku wzrosła do 35,7 cm, przewyższając średnią wieloletnią o prawie 2 cm (Rys. II.133).

Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia długości osiągnięcia 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 przekraczała w 2023 roku średnią wieloletnią, a wskaźnik presji rybołówstwa był niski. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zmiany. To stado prawdopodobnie spełnia założenia GES, ale brak jest punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



Rys. II.132. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.

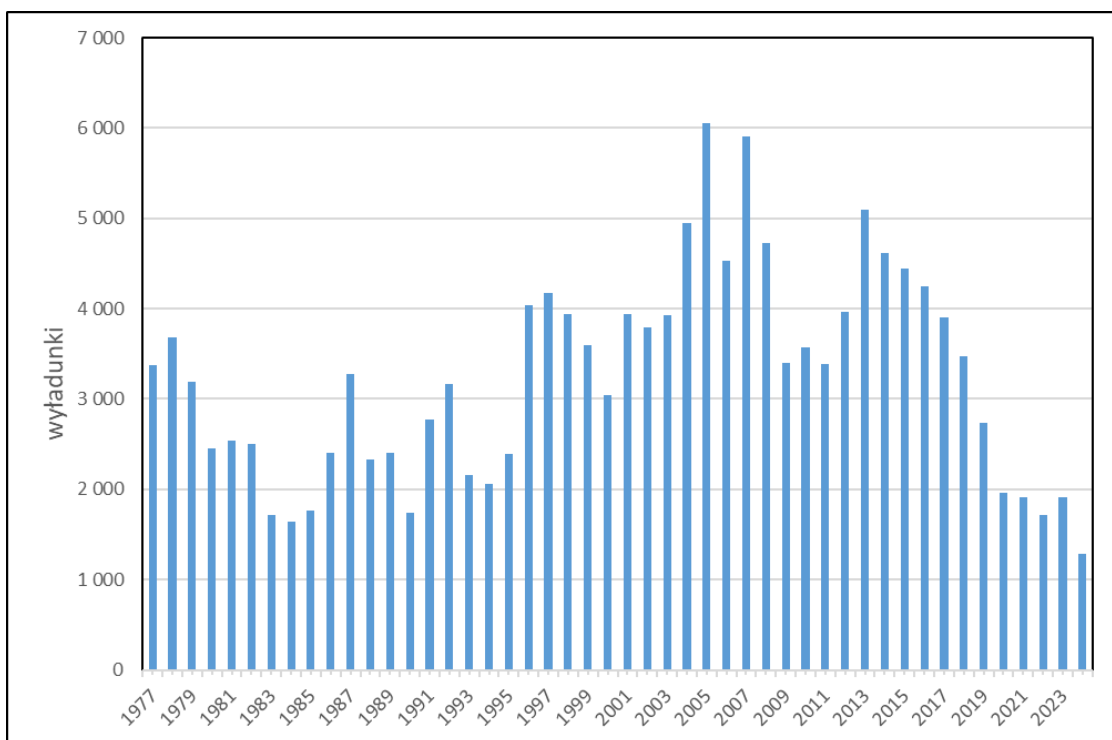


Rys. II.133. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

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.134). 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.



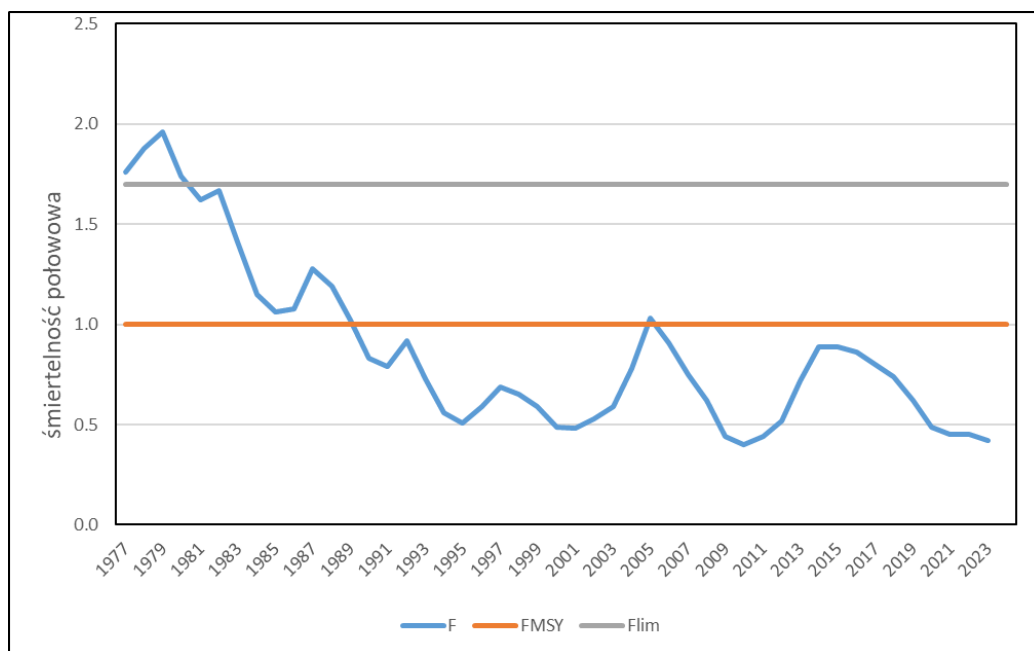
Rys. II.134. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1977-2024 wg danych ICES (2025a).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

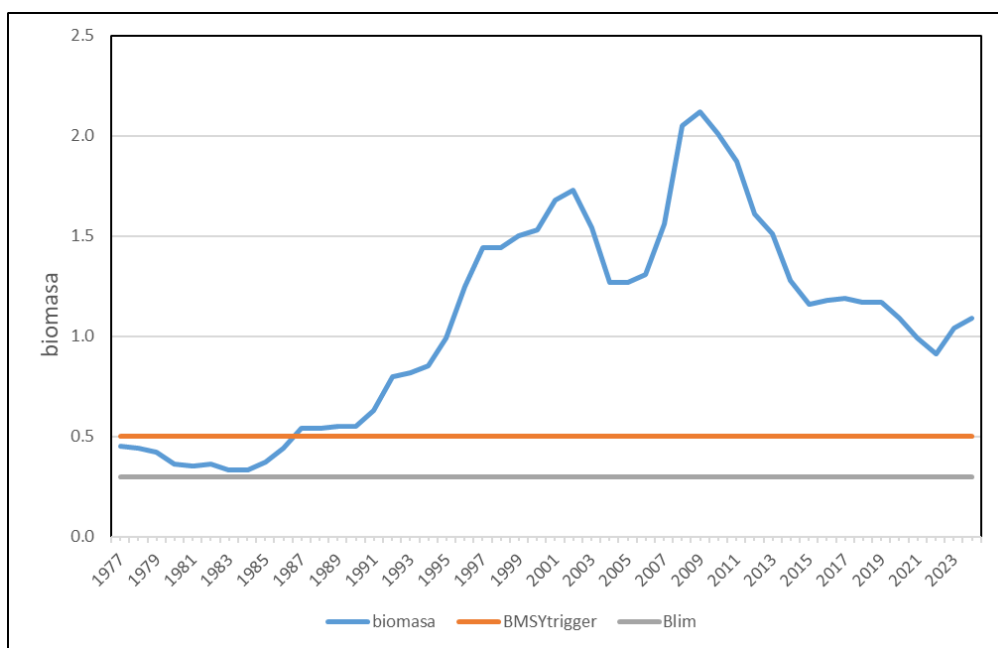
Względna śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w 2023 roku została oceniona na 0,42. Zatem eksploatacja storni w 2023 roku nie przekraczała śmiertelności połowowej prowadzącej do MSY, więc GES w tymże roku został osiągnięty. Podobnie w okresie od lat 90. względna F wahała się w zakresie od ok. 0,5 do F_{MSY} (Rys. II.135), wskazując na osiągnięcie GES w zakresie wielkości śmiertelności połowowej.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tarłowego)

W 2024 roku względna biomasa storni (w stosunku do B_{MSY}) wynosiła 1,09, zatem znacznie przewyższała $B_{MSYtrigger}$ (względny) określony na 0,5, wskazując na osiągnięcie GES w 2024 roku (Rys. II.136). Podobnie w latach poprzednich (od końca lat 80.) biomasa stada przewyższała $B_{MSYtrigger}$.



Rys. II.135. 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.136. Stornia 26 i 28. Względna biomasa stada (w stosunku do B_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} wg danych ICES (2024a, b).

Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości w populacji)

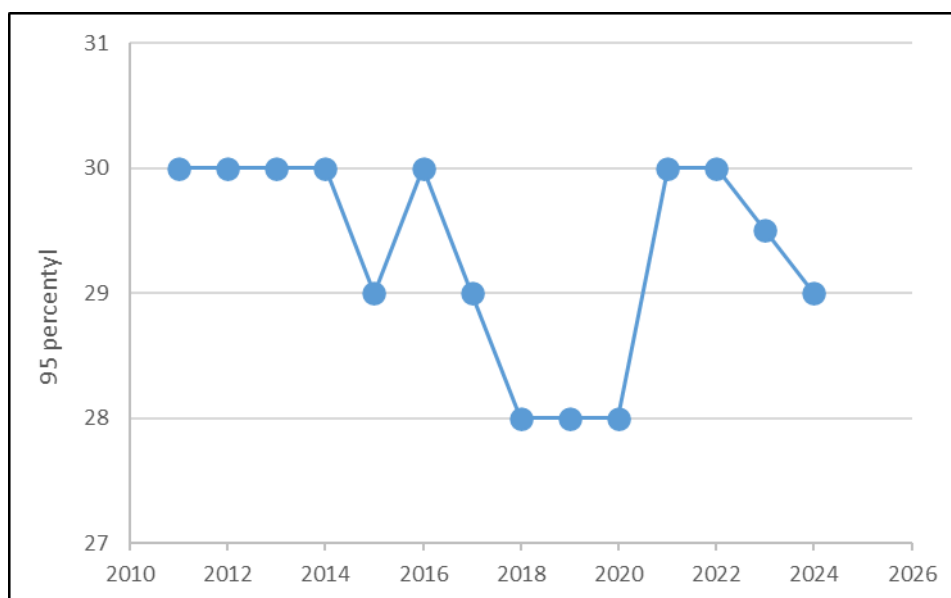
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych obniżył się w 2024 roku (do 29 cm) i był nieco niższy od średniej wieloletniej (Rys. II.137).

Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2024 roku 34,4 cm (Rys. II.138) o 3 cm przekraczała średnią z obserwowanej serii lat.

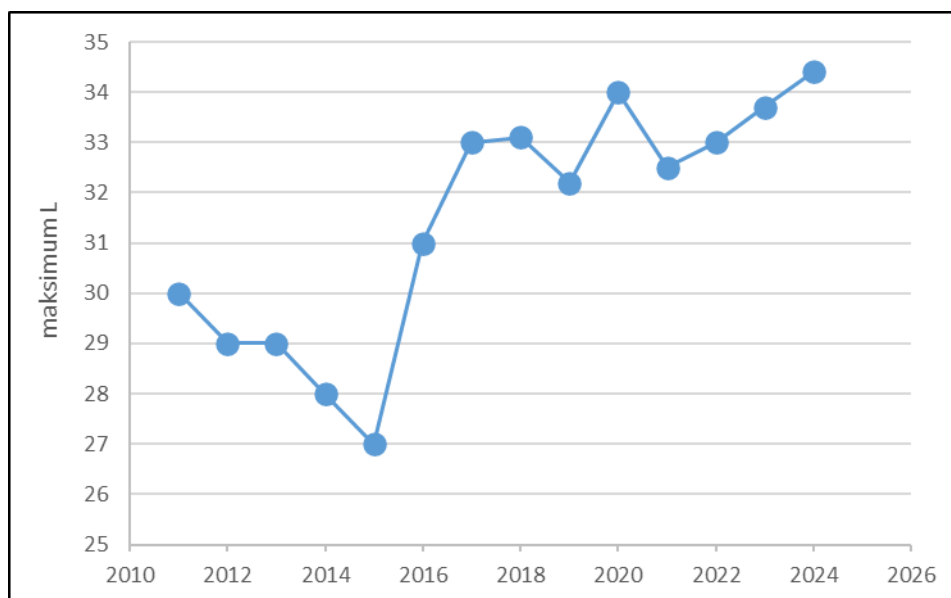
Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młodociane osobniki storni. Stąd brak danych do wiarygodnego obliczenia L50% i frakcji ryb większych od tej długości.

Podsumowując, na podstawie wielkości biomasy i wskaźników alternatywnych można ocenić, że stan stada storni 26+28 jest dobry i w 2024 roku stado spełniało GES w zakresie wielkości biomasy. Natomiast nie wyznaczono w ramach ICES oceny śmiertelności połowowej dla roku 2024, więc nie można określić GES w tym zakresie. Jednakże biorąc pod uwagę trend w śmiertelności połowowej tego stada w ostatnich latach i bardzo małą wielkość śmiertelności, można zakładać, że i w tym przypadku GES jest spełniony. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska.

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.



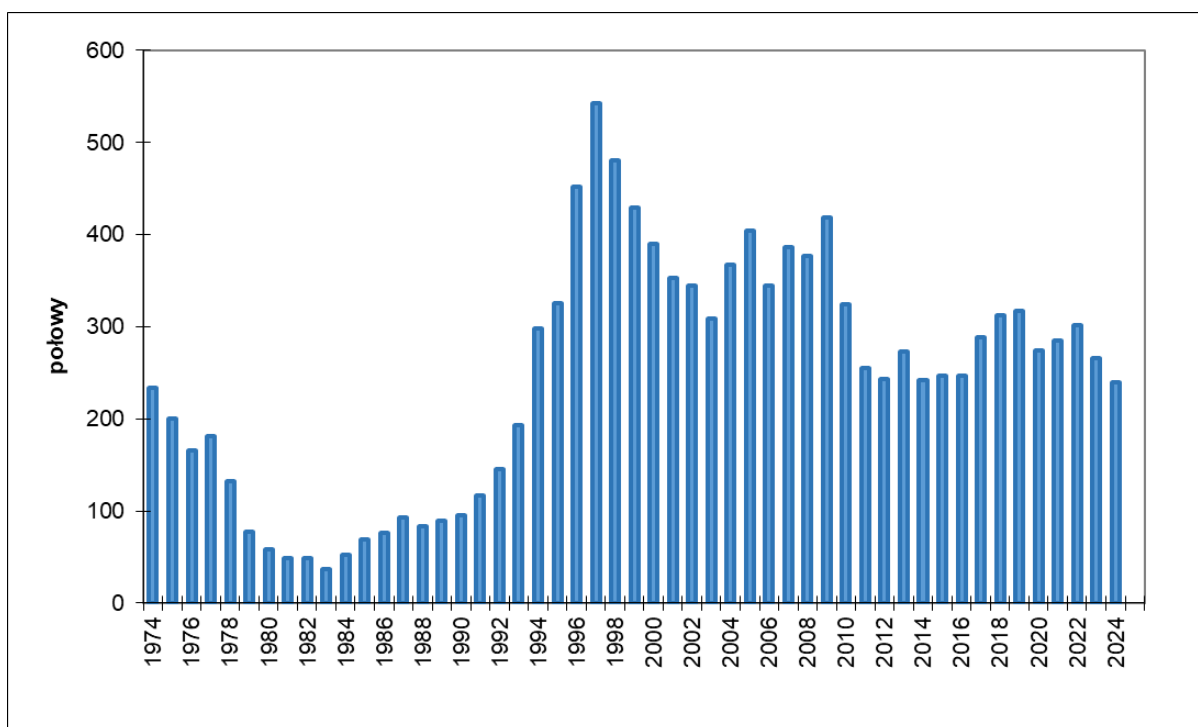
Rys. II.137. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.138. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ubiegłego wieku wzrosły znacząco – z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.139). Następnie połowy obniżyły 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 licznych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek ich biomasy) na śledziowate.



Rys. II.139. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2024 wg danych ICES (2025a, b).

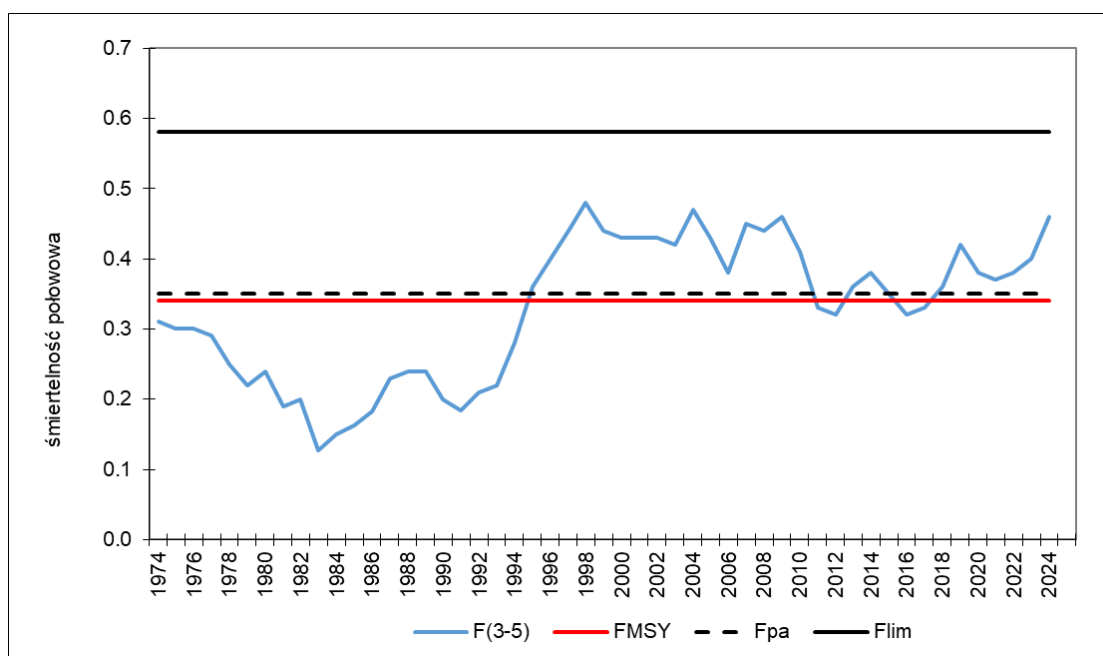
Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające śmiertelność połowową i biomasę stada tartłowego.

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

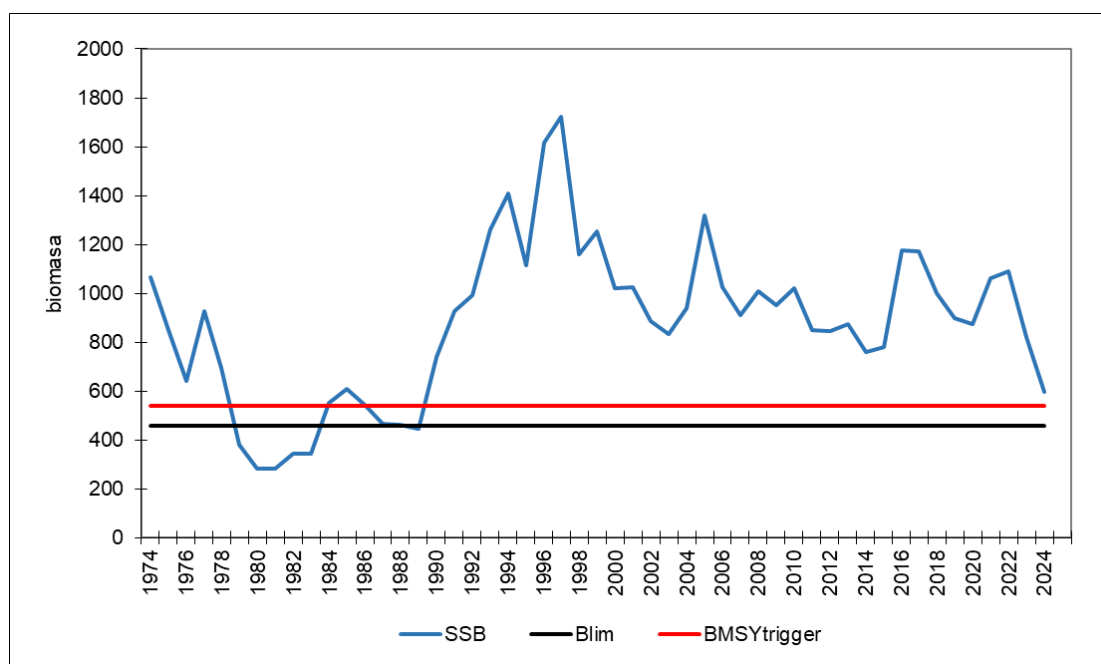
Śmiertelność połowowa w 2024 roku została oceniona na 0,46, wobec wartości $F_{MSY}=0,34$. Dla szprota wyznaczono również $F_{MSYgórne}$ oceniane na 0,35. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,58$, $F_{pa} = 0,35$. Eksploatacja szprota w 2024 r. przekraczała śmiertelność połowową F_{MSY} , $F_{MSYgórne}$ i F_{pa} (Rys. II.140), zatem GES w zakresie śmiertelności połowowej nie został osiągnięty w 2024 r. W kilku poprzednich latach poziom eksploatacji szprotów był bliski lub spełniał GES.

Kryterium D3C2 (biomasa stada tartłowego)

Biomasa szprota od lat 90. przewyższała poziomy referencyjne, fluktuując wokół ok. miliona ton. W roku 2024 SSB spadła do ok. 600 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.141). Zatem GES odnośnie do wielkości biomasy został w 2024 roku osiągnięty.



Rys. II.140. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2025a, b).



Rys. II.141. Szprot 22-32. Biomasa stada tartłowego (tys. ton) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi i $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) danych ICES (2025a, b).

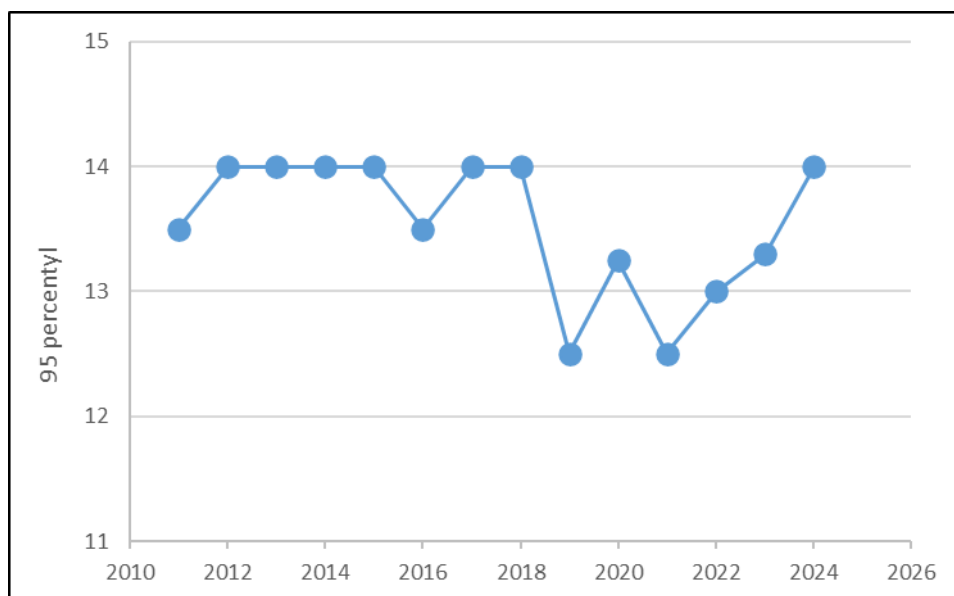
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wzrósł w 2024 roku do 14 cm i przewyższał średnią wieloletnią o 0,5 cm (Rys. II.142). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom.

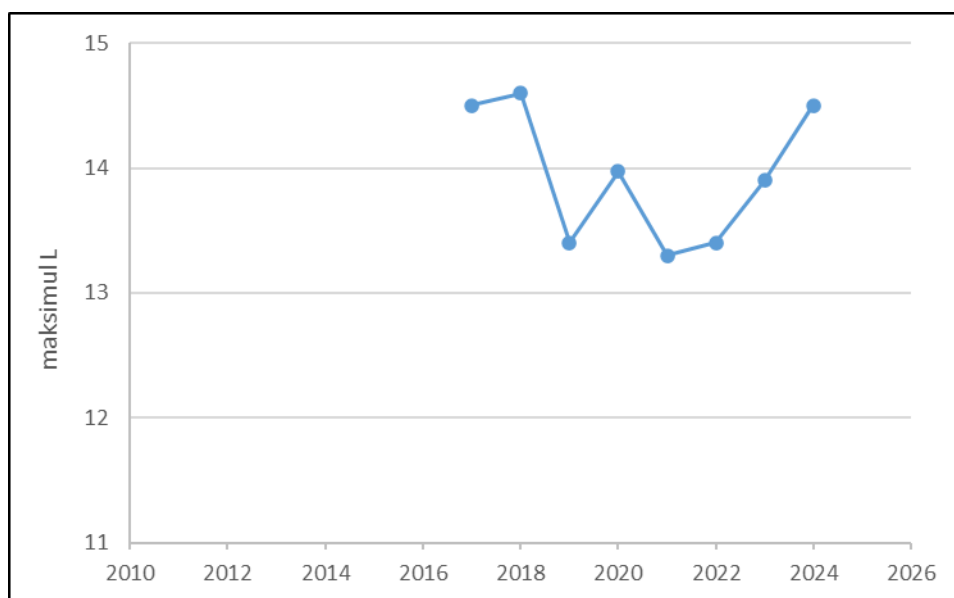
Średnia maksymalna długość odnotowywana w rejsach badawczych w 2024 roku wynosiła 14,5 cm i przewyższała średnią wieloletnią o 0,6 cm (Rys. II.143). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w dłuższej skali czasowej.

W 2024 roku 97% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej. Wskaźnik ten był znacznie wyższy od średniej wieloletniej (Rys. II.144).

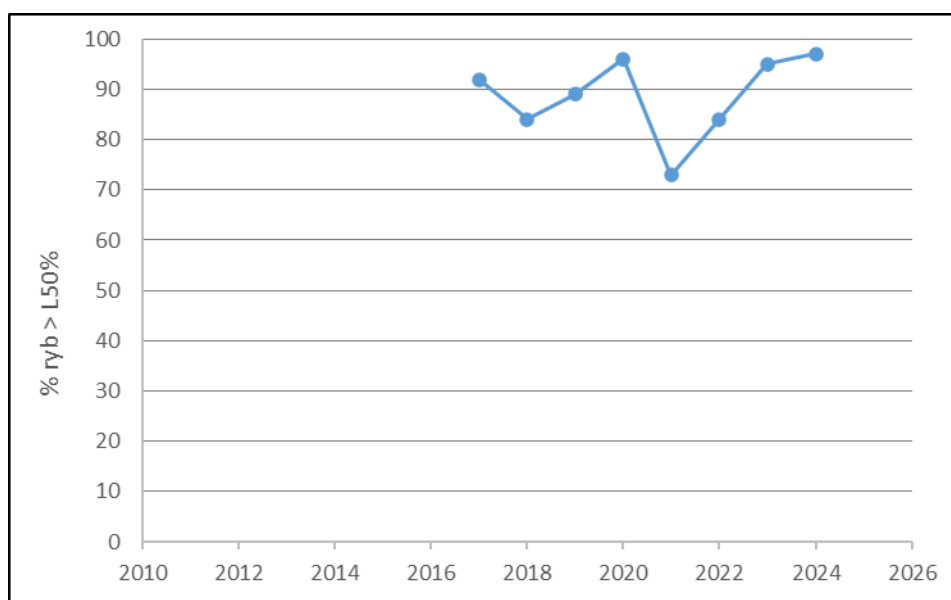
Podsumowując, na podstawie wskaźników podstawowych można ocenić, że stan stada szprot 22-32 jest dobry: biomasa jest wyższa od biomas referencyjnych, mimo że śmiertelność połowowa w umiarkowanym stopniu przekracza F_{MSY} i granice wyznaczone przez zasadę przeczności. Kryteria długościowe nie wskazują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



Rys. II.142. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.143. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

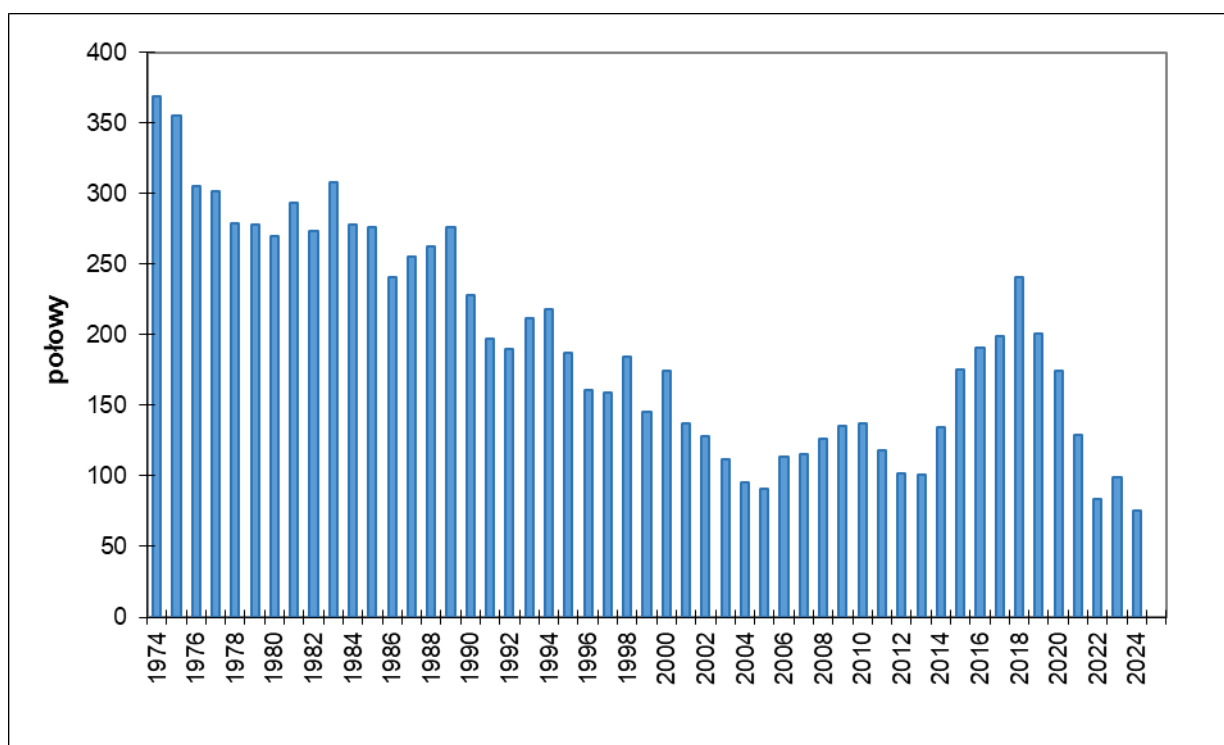


Rys. II.144. Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

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

Wielkość połowów tego stada zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ubiegłego wieku do około 100 tys. ton na przetomie wieków. Następnie połowy wykazywały tendencję wzrostową do 2018 roku, po czym obniżyły się i w 2024 roku złowiono jedynie ok. 75 tys. ton śledzi (Rys. II.145). Na spadek połowów w ubiegłym wieku złożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ubiegłej dekadzie to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już „wyszło” 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 dla śmiertelności połowowej jest wartość jeden – stado spełnia GES, gdy stosunek $F/F_{MSY} < 1$, natomiast w przypadku biomasy stado spełnia GES, gdy stosunek $SSB/B_{MSYtrigger} > 1$.



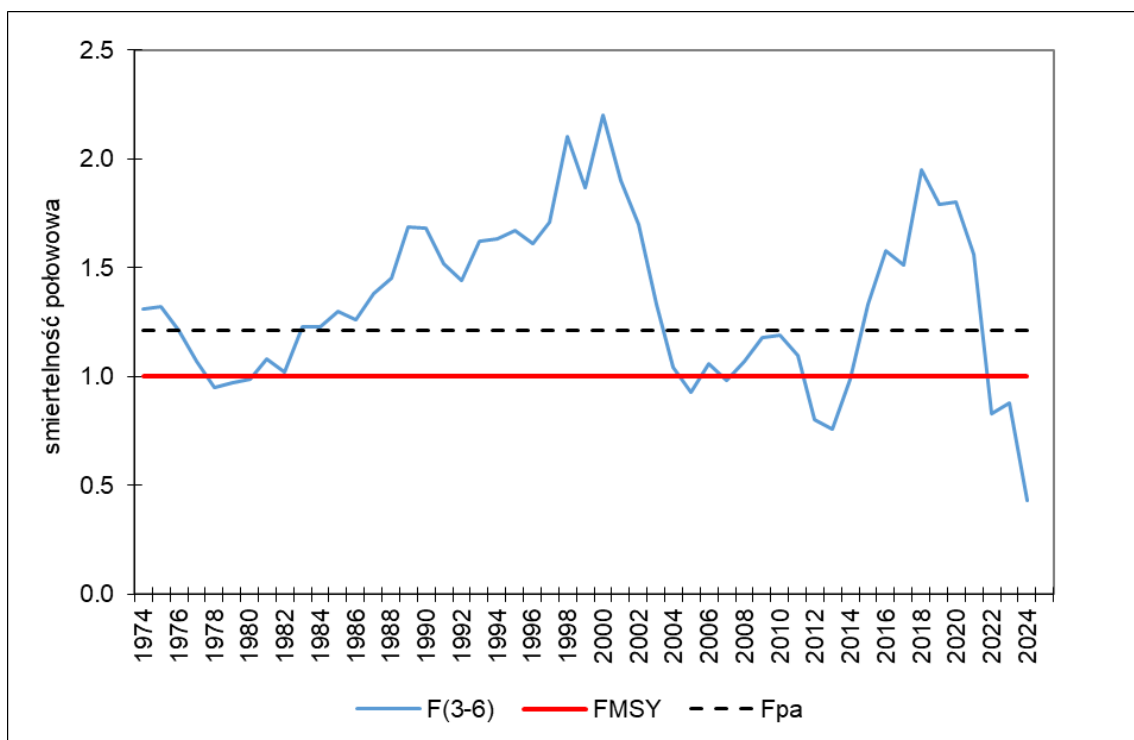
Rys. II.145. Śledź 25-29 i 32. Połowowy (tys. ton) w okresie 1974-2024 wg danych ICES (2025a, b).

Kryterium D3C1 (śmiertelność połowowa)

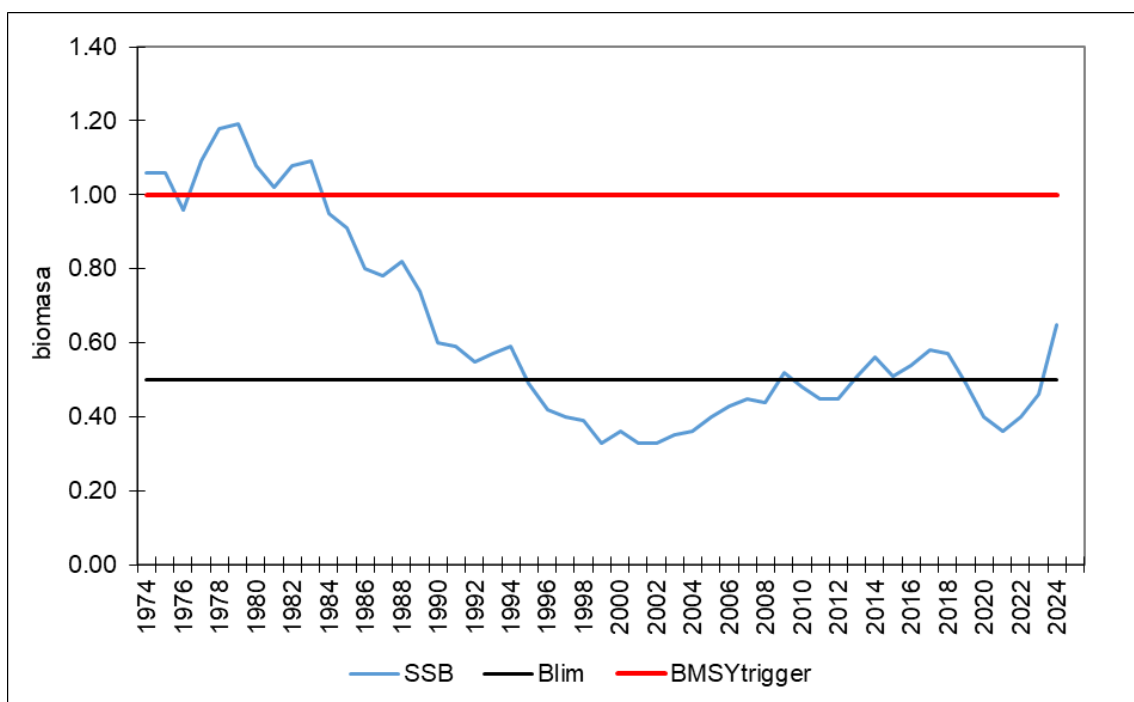
Śmiertelność połowowa (w stosunku do F_{MSY}) w 2024 roku została oceniona na 0,43, wobec wartości $F_{MSY}=1,0$, $F_{MSYgórne}=1,21$ i $F_{pa}=1,21$ (wszystkie wartości w stosunku do F_{MSY}). Zatem eksploatacja śledzia w 2024 roku nie przekraczała śmiertelności połowowej prowadzącej do MSY, więc GES w tymże roku został osiągnięty. W poprzednich kilku latach (do roku 2021) śmiertelność połowowa przekraczała F_{MSY} , $F_{MSYgórne}$ oraz F_{pa} (Rys. II.146).

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 2024 roku wynosiła ok. 65% $B_{MSYtrigger}$ (Rys. II.147), zatem GES pod względem biomasy nie był w 2024 roku osiągnięty. Ponadto biomasa stada tarłowego w latach 2020-2024 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. Pokolenie roku 2022 jest dość dobre i przyczyni się do wzrostu biomasy stada.



Rys. II.146. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do F_{MSY}) śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2025a, b).



Rys. II.147. Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) biomasa stada tarłowego w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2025a, b)).

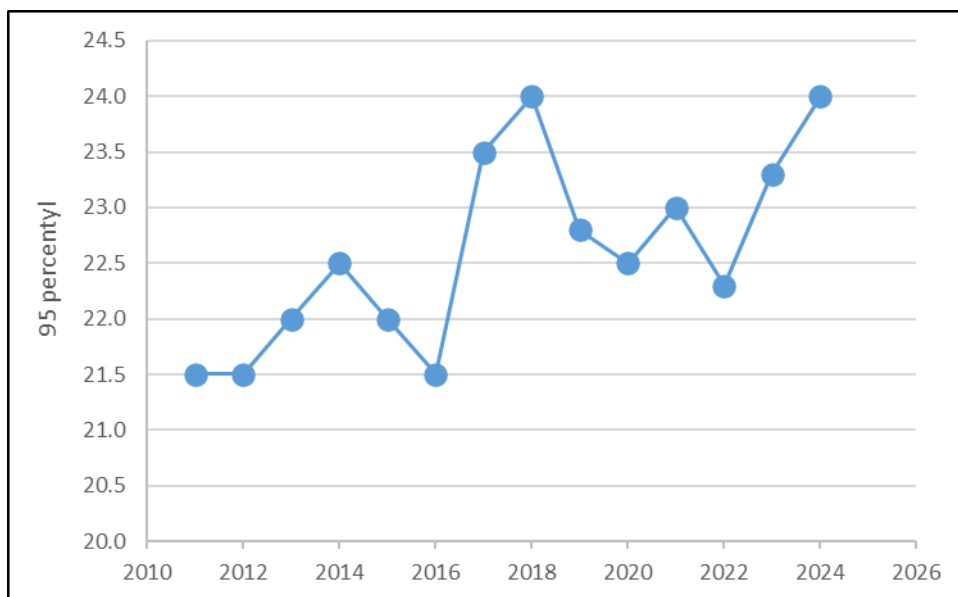
Kryterium D3C3 (rozkład wieku oraz rozkład długości populacji)

W 2024 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił 24 cm – przewyższając o 1,4 cm średnią wieloletnią (Rys. II.148). W 2014 roku urodziło się bardzo liczne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.

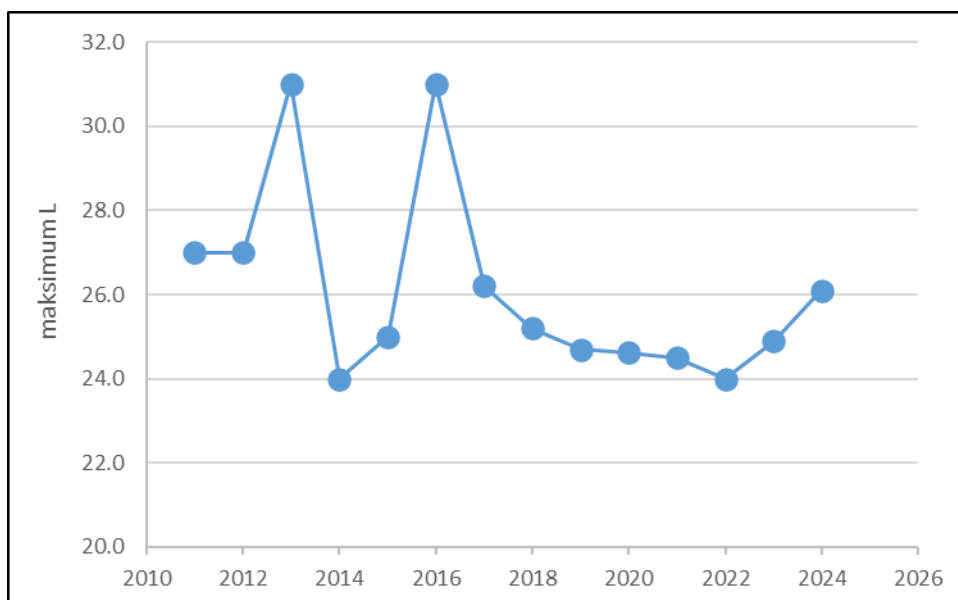
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2024 roku 26,1 cm i była równa średniej wieloletniej (Rys. II.149).

W 2024 roku 84% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.150). W okresie obserwacji wskaźnik ten zmienia się bez wyraźnego trendu wokół średniej ok. 83%.

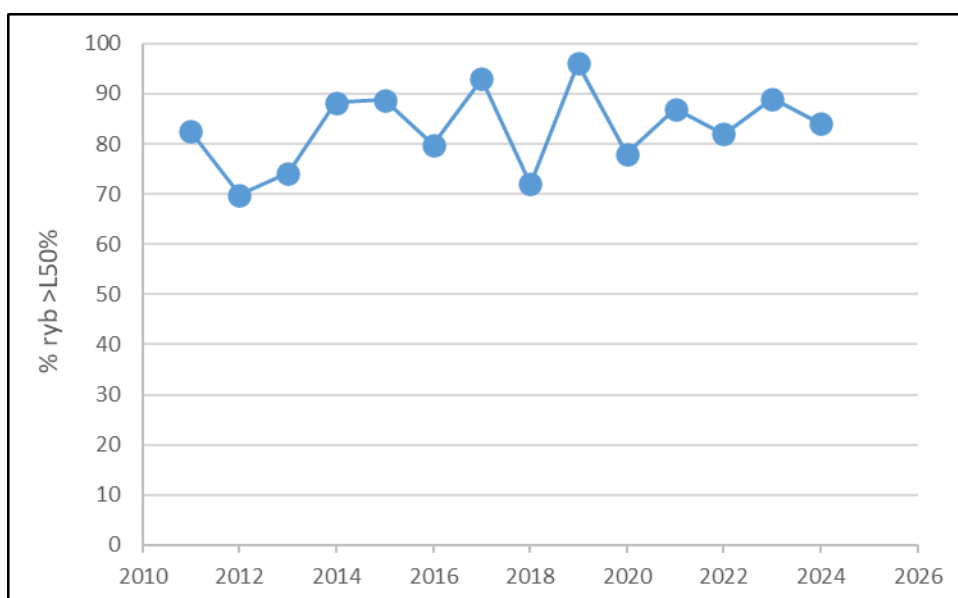
Podsumowując, można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25-29,32 poprawia się: śmiertelność połowowa w latach 2022-2024 była niższa od F_{MSY} , biomasa wyraźnie wzrosła, jednakże od wielu lat jest znacznie niższa od biomasy referencyjnej wymaganej dla GES. Zdaniem MIR-PIB biomasa referencyjna jest ustawiona zbyt wysoko. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące sytuacje. W 2024 r. stado nie spełniało założeń GES w zakresie biomasy, ale spełniało je w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.148. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.149. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.



Rys. II.150. 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

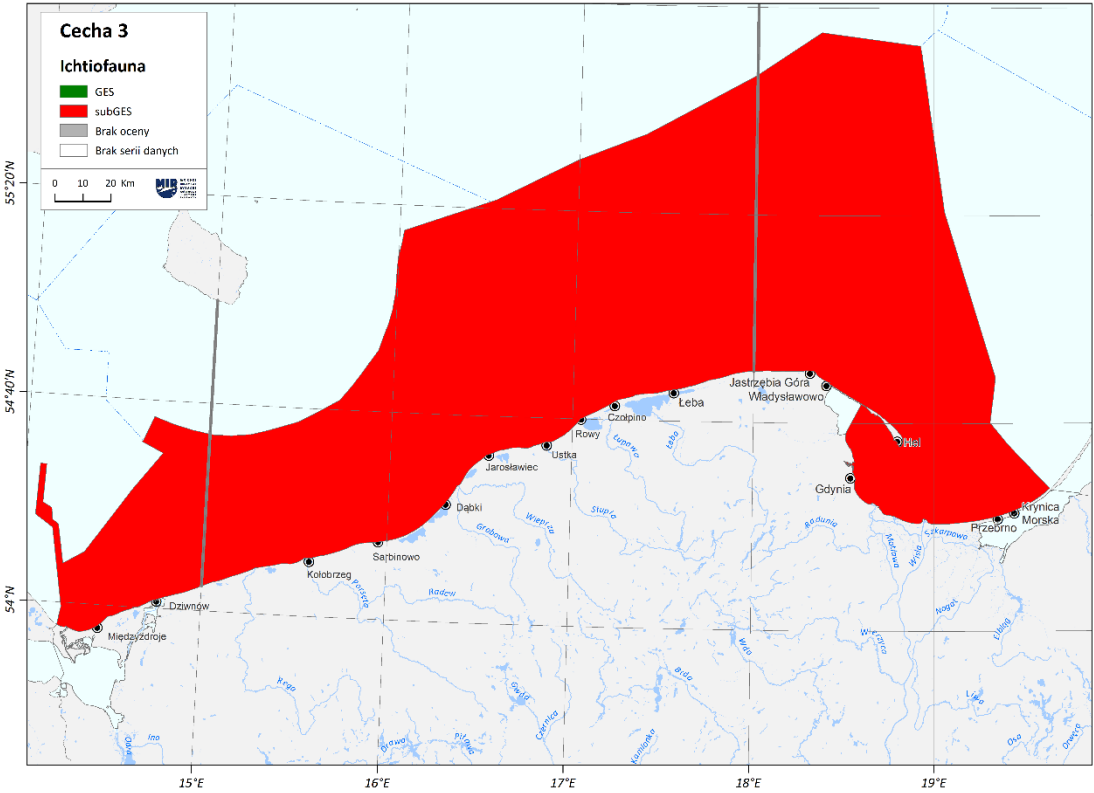
Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały ok. 94% polskich wyładunków w latach 2022-2024.

Ocenę GES za 2024 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. 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 2024 przedstawiono w Tabeli II.42 i na Rys. II.151.

Tabela II.42. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2024 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.

Stado	Kryterium		Ocena
	D3C1	D3C2	
dorsz 24-32	?		
stornia 24-25	?	?	?
stornia 26 i 28	?		?
szprot 22-32			
śledź 25-29 i 32			
Proporcja stad z GES spośród stad ze znanym statusem	1 z 2	2 z 4	0 z 4
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków analizowanych stad (%)	0,21	0,70	0
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	1 z 5	2 z 5



Rys. II.151. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2024 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 biomasy i śmiertelności połowowych w kolejnych ocenach stanu zasobów i w przypadku większych rozbieżności oceny są one 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 tartowego. 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 Europejską 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 2024 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 przezroczystość. Badania te są wykonywane zgodnie z wytycznymi HELCOM COMBINE. W 2024 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.

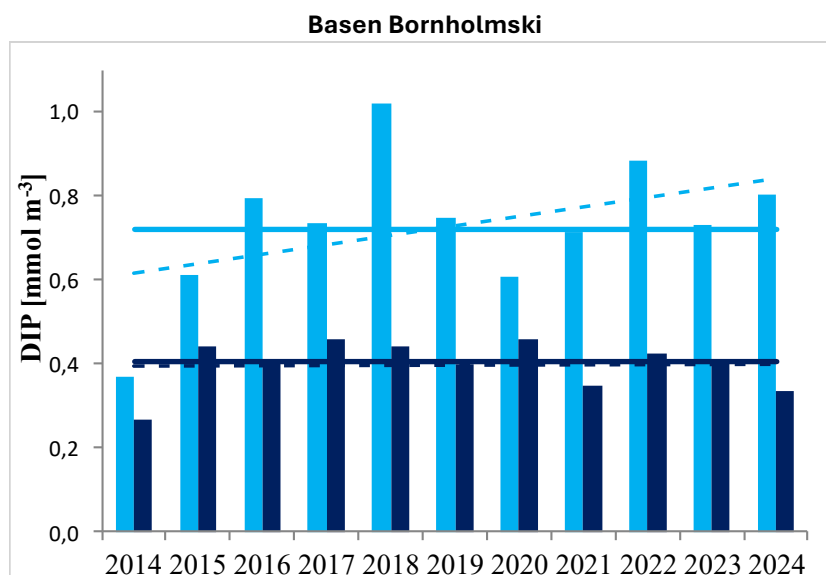
Czynnik i sprawcze

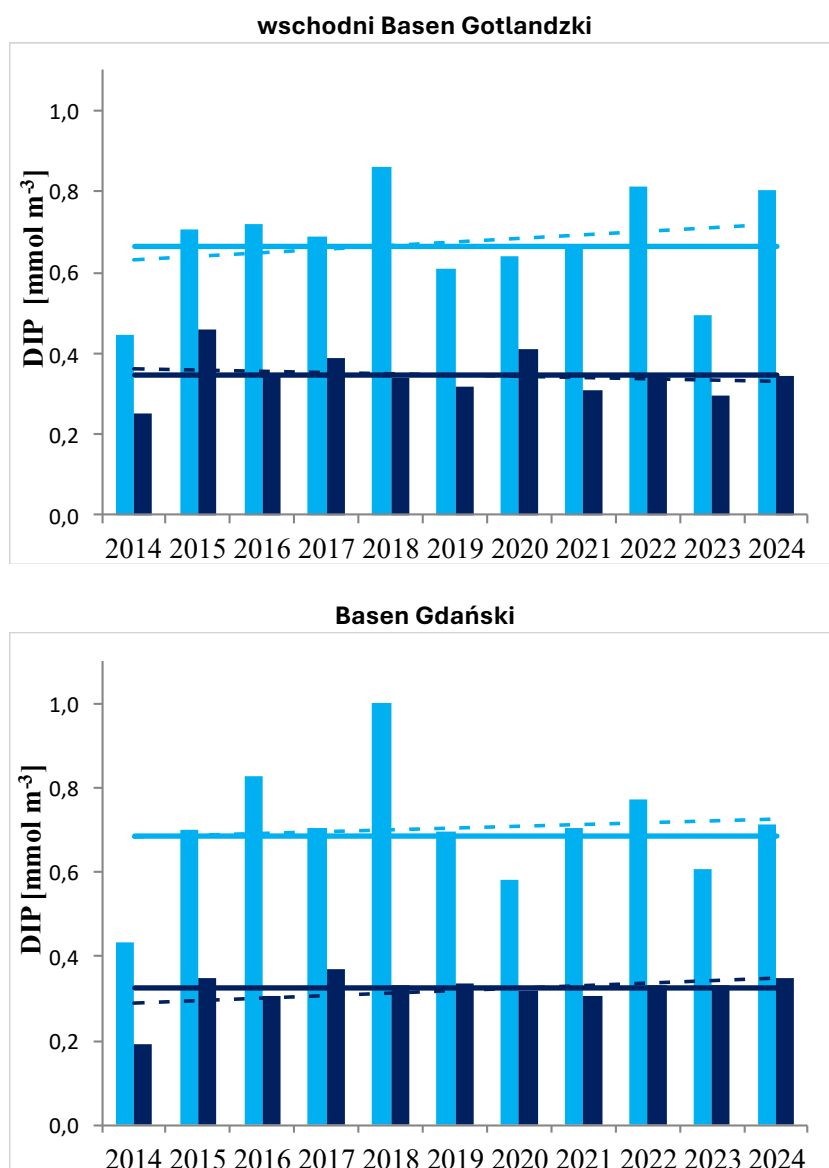
Zawartość substancji pokarmowych w wodzie morskiej jest najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji w Morzu Bałtyckim. Sole te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych 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 przełomie stycznia i lutego 2024 r., przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, zostały wykonane badania stanu środowiska morskiego polskiej EEZ. Analiza wykazała wzrost zawartości fosforanów w miesiącach zimowych w warstwie powierzchniowej 0-10 m poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej zarówno w poprzednim roku jak i średniej z wielolecia 2014-2023. Nadal więc utrzymywała się niekorzystna tendencja obserwowana w ostatnim dziesięcioleciu. Stężenia fosforanów w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2024 r. nadal utrzymywały się na wysokim poziomie (Rys. II.152).

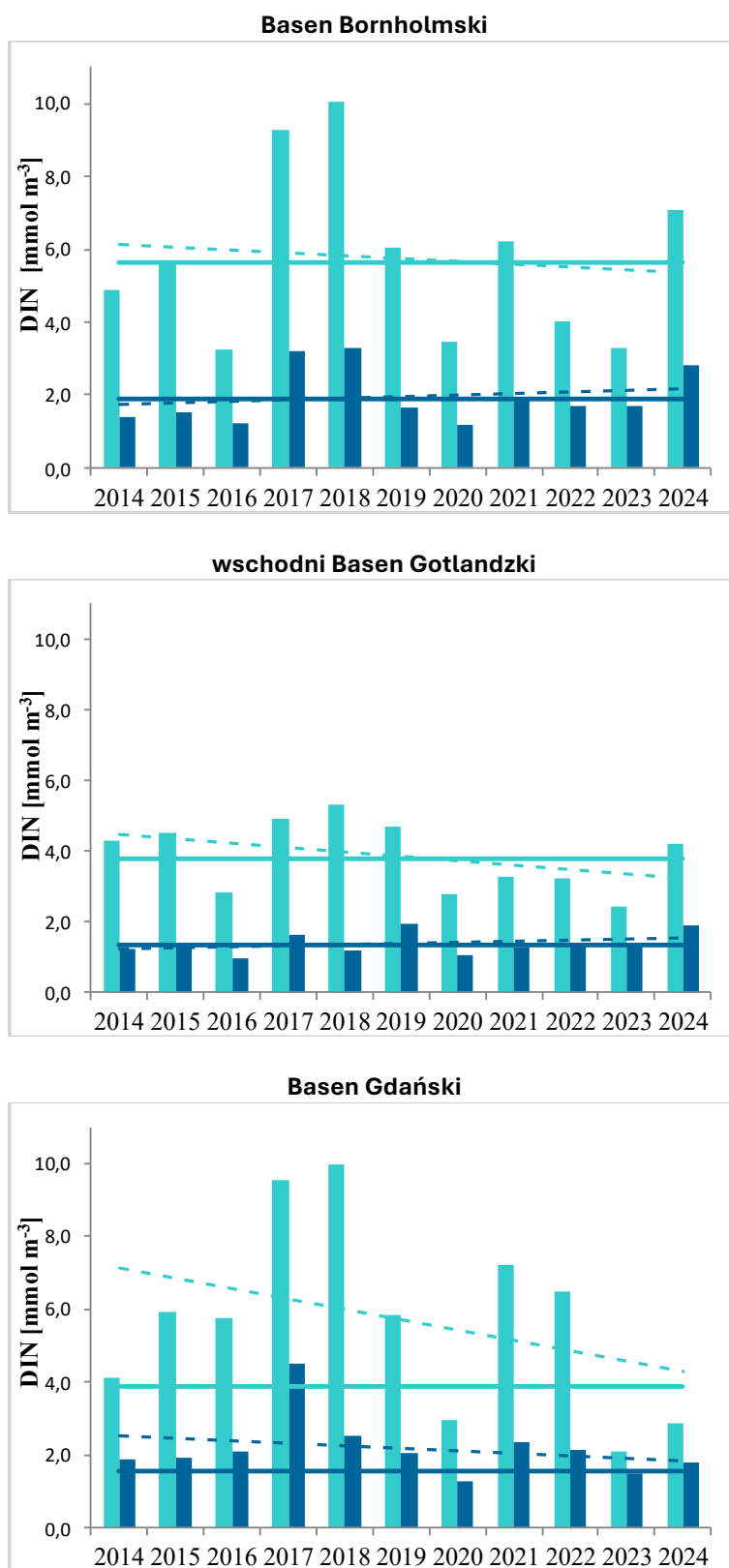
W przypadku średnich rocznych, świadczących o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, również zanotowano niewielki wzrost stężeń tych związków w poszczególnych akwenach w porównaniu z rokiem poprzednim, jednak wzrost ten był niewielki. Wyjątkiem był tu Basen Bornholmski, gdzie zanotowano niewielki spadek. 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 i in., 2016).





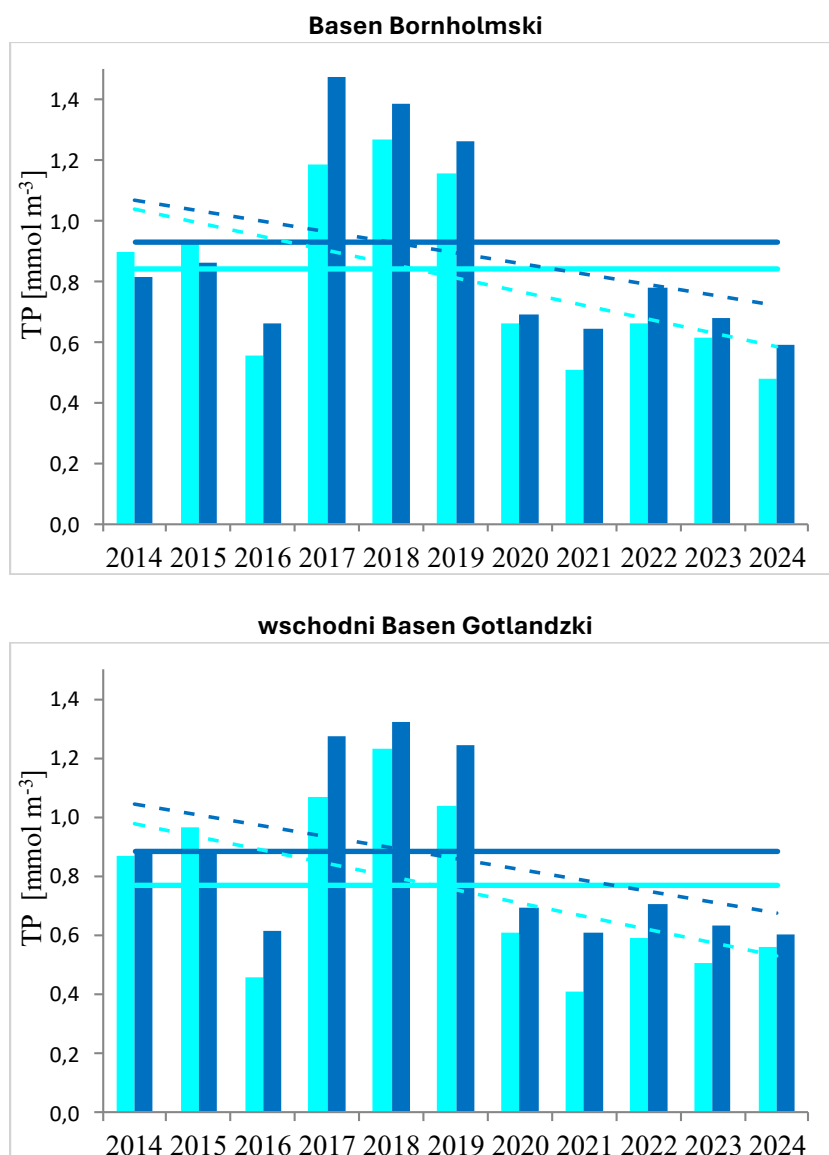
Rys. II.152. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2022, linie przerywane – tendencje.

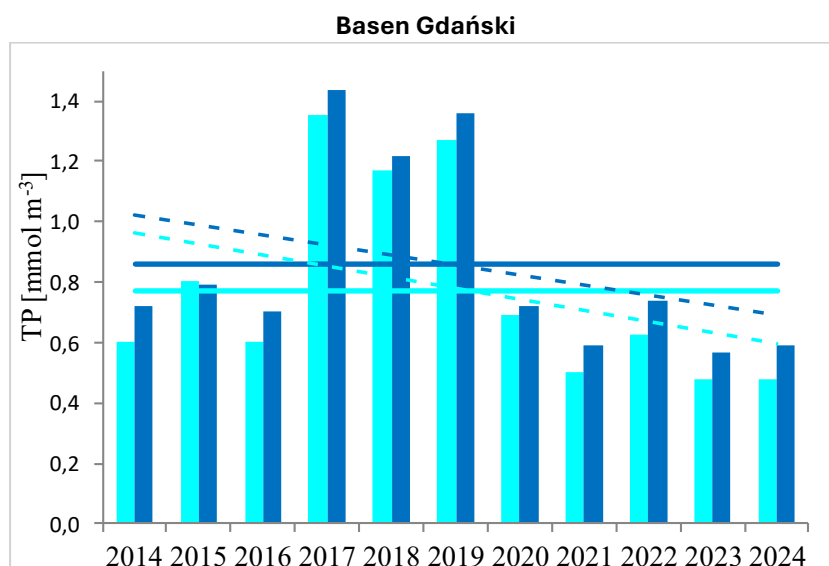
W przypadku azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej morza średnie stężenia tych związków w okresie zimowym 2024 r. były wyższe zarówno w porównaniu z rokiem ubiegłym jak i średnią wieloletnią 2014-2023. Takie zmiany w omawianym roku badań nie zmieniły utrzymującej się pożądanej tendencji spadkowej średnich wartości stężeń azotu nieorganicznego w miesiącach zimowych. Roczne zawartości mineralnych związków azotu z 2024 r. były również wyższe zarówno od średniej z ostatniej dekady, jak i w stosunku do poprzedniego roku, jednak tendencje omawianego wskaźnika na badanym obszarze były niejednoznaczne (Rys. II.153).



Rys. II.153. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.

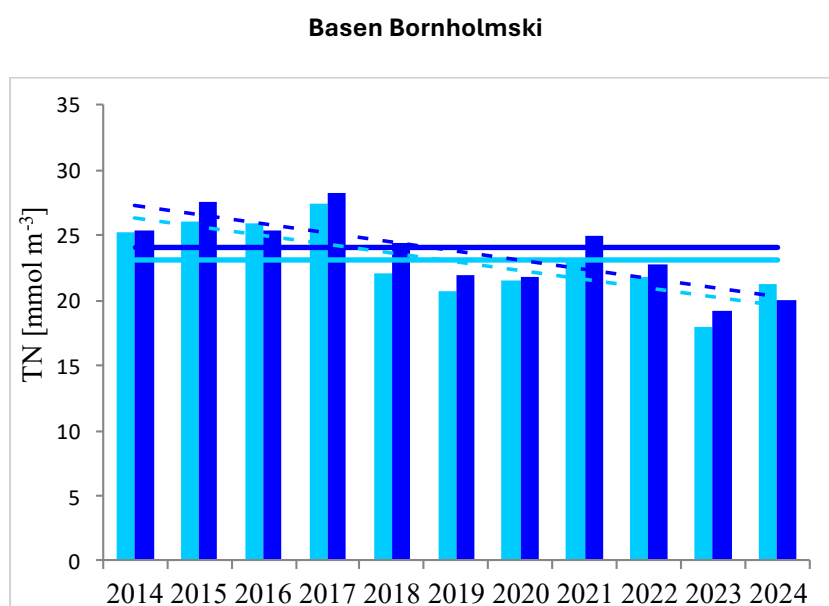
Kolejne wskaźniki eutrofizacji to stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w poszczególnych akwenach polskiej wyłączonej strefy ekonomicznej przedstawiają odpowiednio Rys. II.154 oraz Rys. II.155. Średnie stężenia fosforu całkowitego w warstwie powierzchniowej, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, oscylowały w 2024 r. wokół odpowiednich średnich z poprzedniego roku, jednak nadal były dużo niższe od średniej z ostatniej dekady (Tabela II.43). Pozwoliło to na utrzymanie pozytywnych zmian z przedniego roku i utrzymanie spadkowej tendencji średnich stężeń fosforu całkowitego we wszystkich badanych akwenach w sezonie letnim jak i w odniesieniu do całego roku.

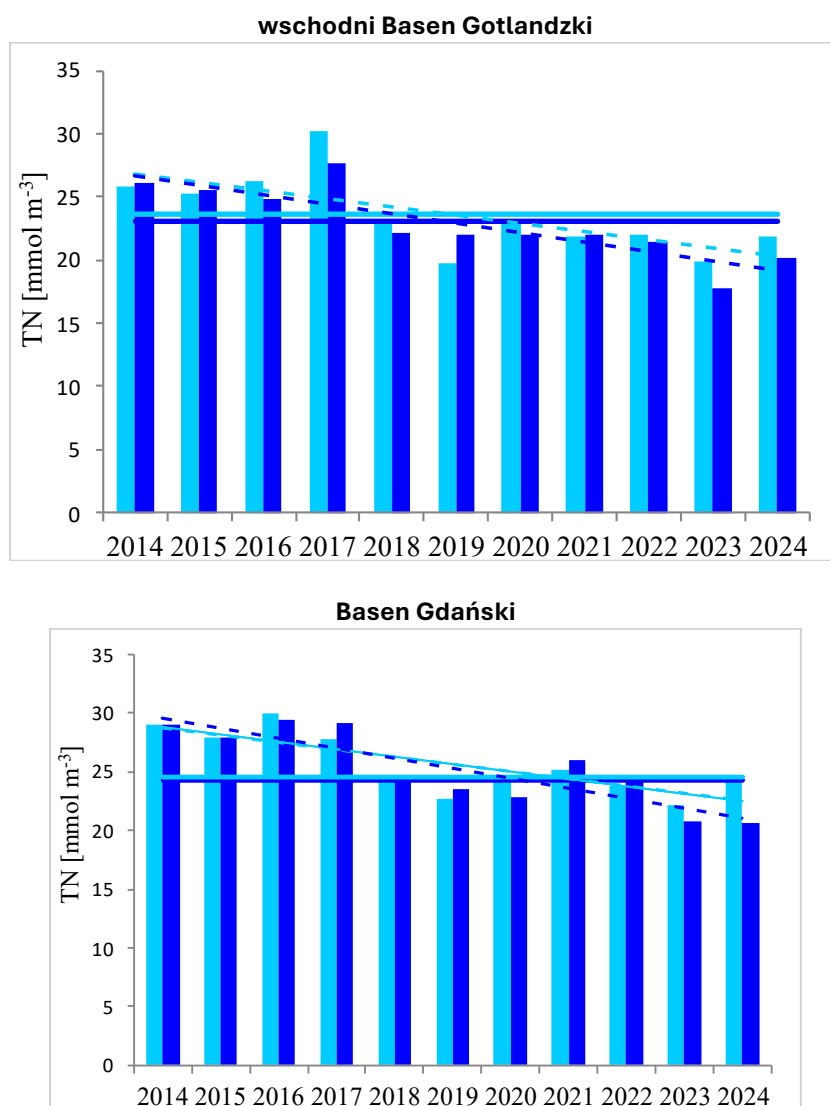




Rys. II.154. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0-10 m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.

W przypadku azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu całorocznym, średnie wartości stężeń były na wyższym poziomie niż w roku poprzednim, natomiast utrzymywały się dużo poniżej średniej wieloletniej 2014-2023. Pozwoliło to na zachowanie pozytywnego kierunku zmian w badanych akwenach: utrzymała się wyraźna tendencja spadkowa obserwowana w poprzednich latach (Rys. II.155).





Rys. II.155. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0-10 m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.

Tabela II.43. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2024 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 2014-2023) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

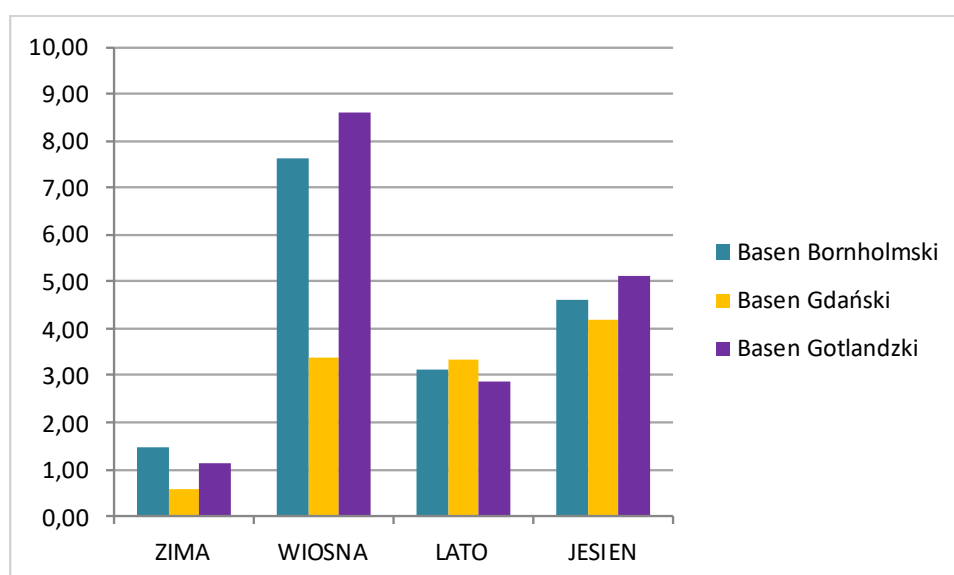
Akwen	okres	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2024	0,80 ↑	7,03 ↑	0,48 ↓	21,24 ↑
	2014-2023	0,72	5,62	0,84	23,15
wschodni Basen Gotlandzki	2024	0,80 ↑	4,19 ↑	0,56 ↑	21,90 ↑
	2014-2023	0,66	3,81	0,77	23,66
Basen Gdański	2024	0,71 ↑	2,87 ↑	0,48	24,51 ↑
	2014-2023	0,68	3,90	0,77	24,60

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 Gotlandzkim (Rys. II.156). Wyjątkiem był tu Basen Gdański, gdzie maksymalna koncentracja chlorofilu została odnotowana w sezonie jesiennym. W wodach badanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu *a* w sezonie letnim były niższe od średnich rocznych (Tabela II.44.). Wynika to z faktu, iż najintensywniejszy zakwit zarejestrowano wiosną.

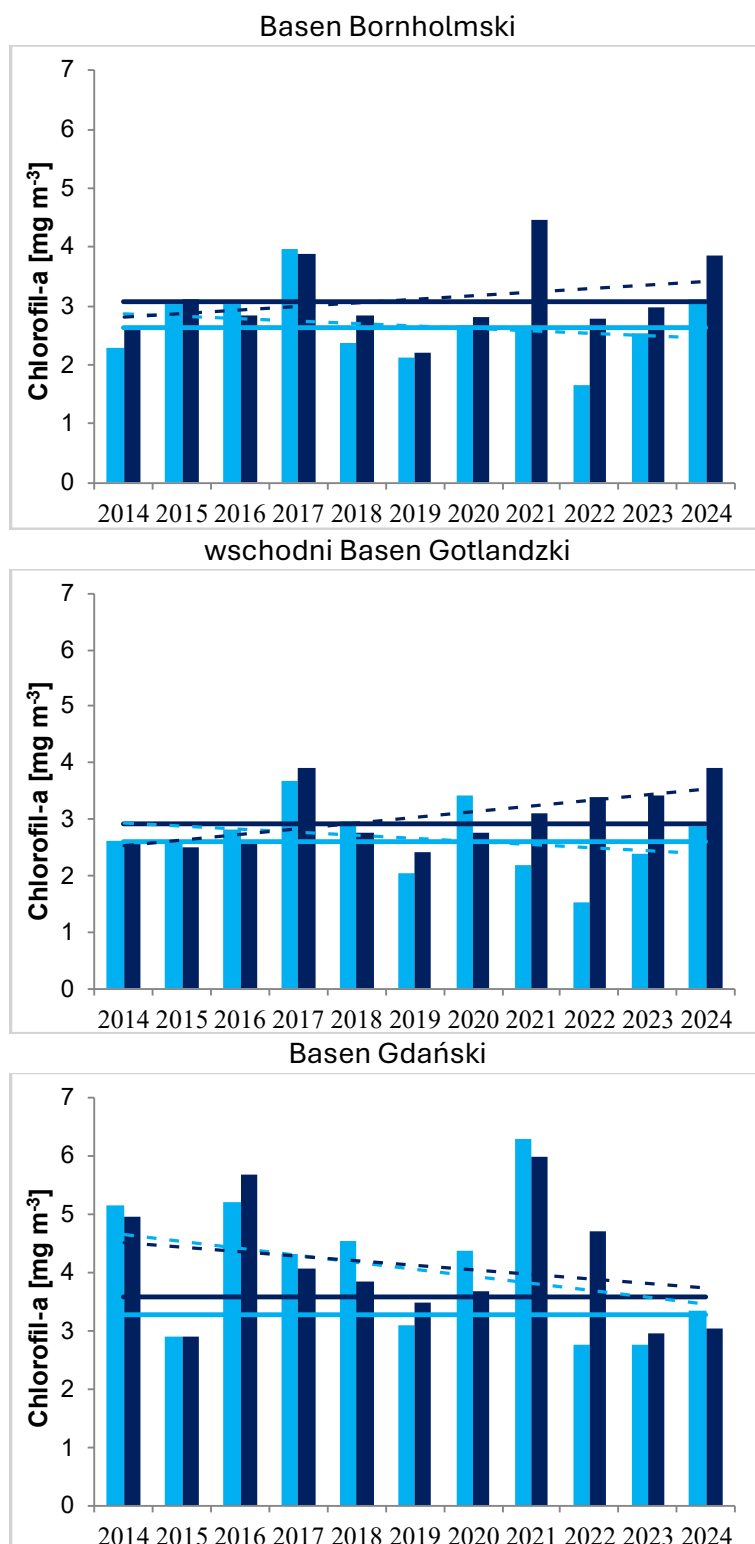


Rys. II.156. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu *a* [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2024 r. (0-10 m).

W 2024 średnie wartości koncentracji chlorofilu *a* w okresie letnim jak i dla całego roku były wyższe zarówno od średniej z poprzedniego roku a także od średniej z ostatnich dziesięciu lat (2014-2023) (Tabela II.44). Pozwoliło to na utrzymanie spadkowej tendencji zmian tylko w Basenie Gdańskim dla obu wskaźników, na pozostałym obszarze badań sytuacja była już niejednoznaczna lub delikatnie negatywna (Rys. II.157).

Tabela II.44. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu *a* w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2024 r.; (średnie z okresu 2014-2023) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

Akwen	okres	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2024	3,11 ↑	3,85 ↑
	2014-2023	2,63	3,06
wschodni Basen Gotlandzki	2024	2,88 ↑	3,91 ↑
	2014-2023	2,60	2,92
Basen Gdański	2024	3,33 ↑	3,03 ↑
	2014-2023	3,28	3,57



Rys. II.157. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, 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.

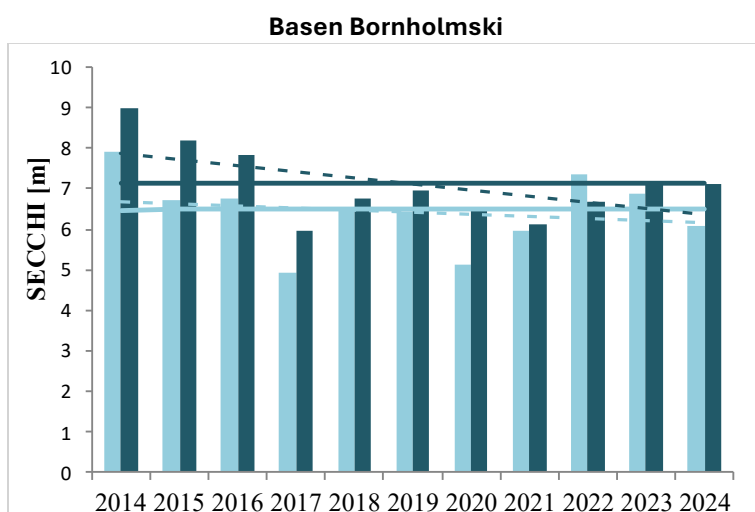
Może też być skutkiem dopływu zawiesiny materii organicznej. Obniżenie przezroczystości może powodować spadek miąższości warstwy eufotycznej, w której odbywa się produkcja pierwotna zarówno fitoplanktonu jak i fitobentosu. Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc głównie z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany wyrażone widzialnością krążka Secchi’ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu a.

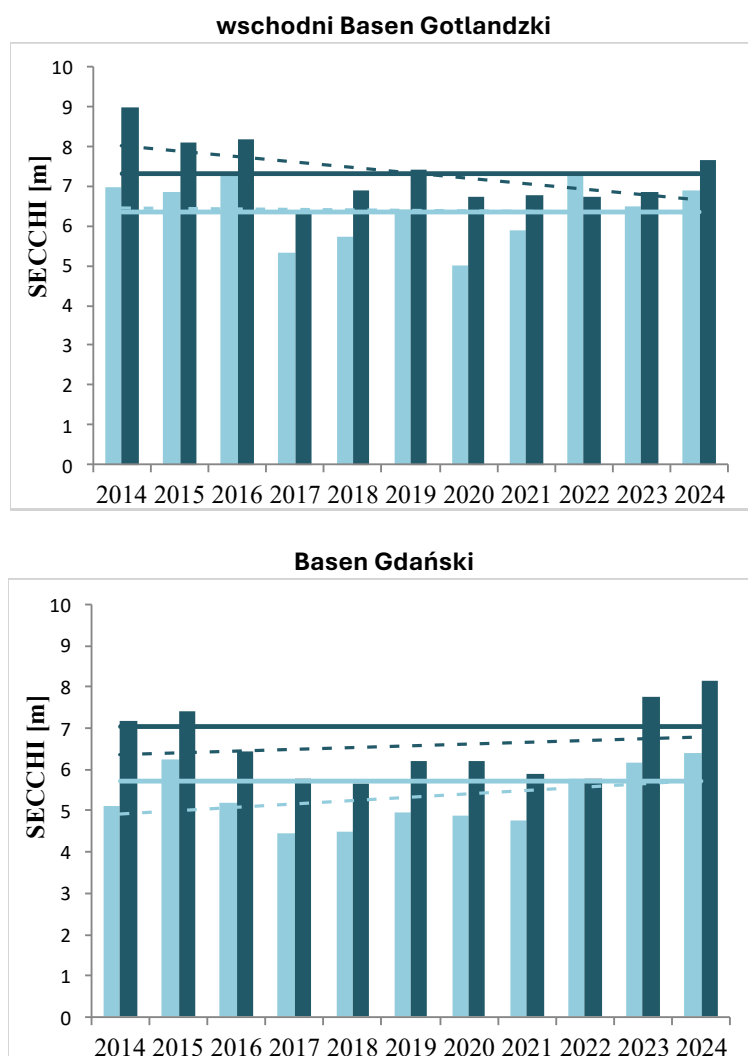
W 2024 r. przezroczystość wody w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich zmieniała się w zakresie od 2,5 do 15 m. Najniższą średnią przezroczystość w sezonie letnim odnotowano w Basenie Bornholmskim, a najwyższą w Basenie Gdańskim (Tabela II.45). W 2024 r. średnie głębokości widzialności krążka Secchi’ego w miesiącach letnich w poszczególnych akwenach były wyższe od średniej z poprzedniego roku oraz wyższe od średniej z ostatniej dekady (oprócz Basenu Bornholmskiego). Taki układ miał bezpośrednie przełożenie na zahamowanie niekorzystnych tendencji zmian tego wskaźnika w obszarze Basenu Bornholmskiego i Gotlandzkiego, a nawet na pojawienie się pozytywnej tendencji jak w Basenie Gdańskim.

Tabela II.45. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2024 r.; (średnie z okresu 2014-2023). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).

Akwen	okres	Secchi (VI-IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2024	6,1 ↓	7,1 ↓
	2014-2023	6,5	7,1
wschodni Basen Gotlandzki	2024	6,9 ↑	7,6 ↑
	2014-2023	6,3	7,3
Basen Gdański	2024	6,4 ↑	8,1 ↑
	2014-2023	5,7	7,3

Średnie całoroczne, czyli wskaźniki uwzględniające wpływ zakwitów wiosennego i jesiennego na głębokość warstwy eufotycznej, były nieznacznie wyższe od średniej z poprzedzającego roku 2023 oraz z ostatnich dziesięciu lat 2014-2023 z wyjątkiem Basenu Gdańskiego. Niestety tylko w Basenie Gdańskim pozwoliło to na odwrócenie negatywnej tendencji zmian. Na pozostałym obszarze badań 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.158).



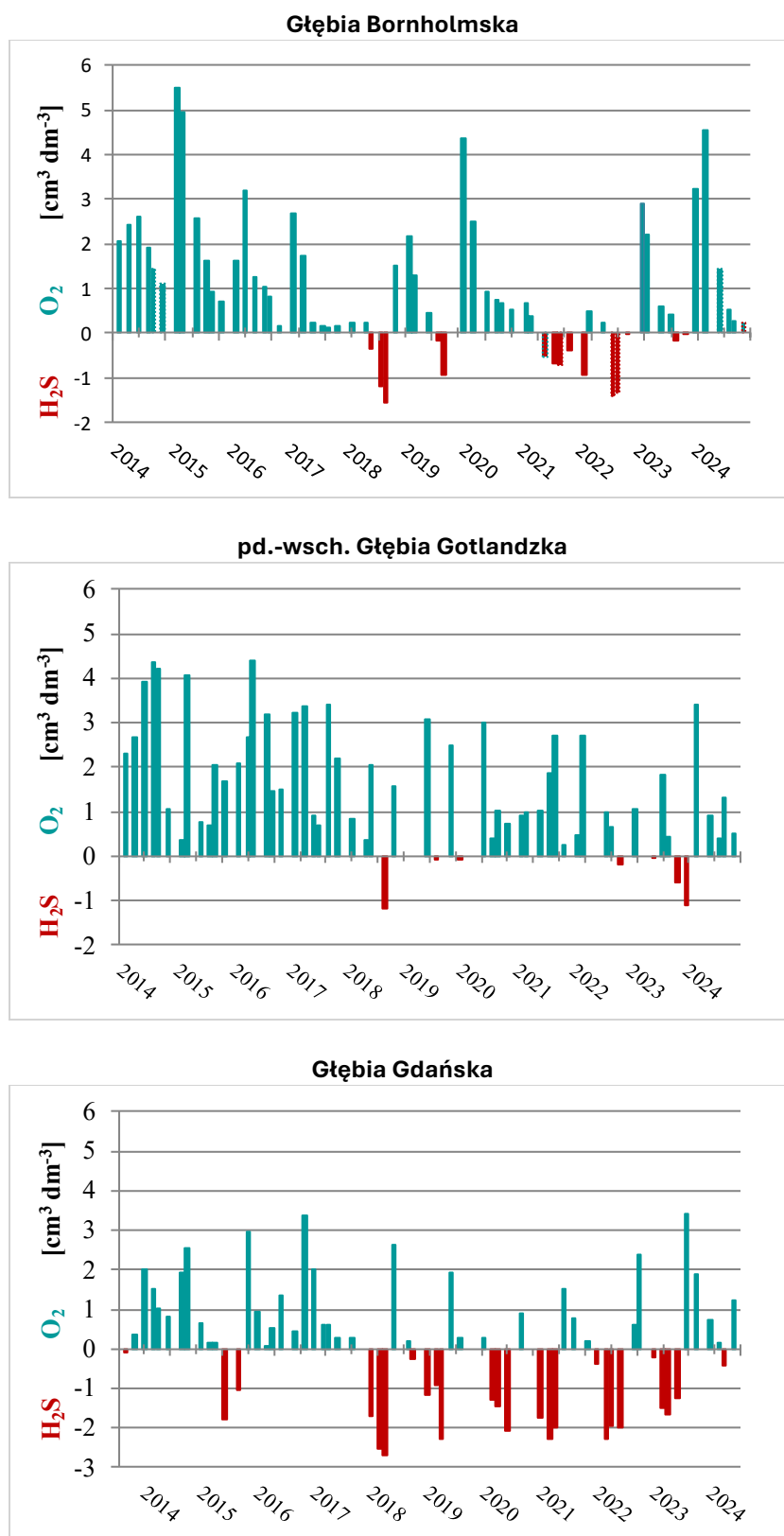


Rys. II.158. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014–2023, linie przerywane – tendencje.

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.159). 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 2014-2023, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.160). 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.159. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2014–2024. siarkowodor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu.

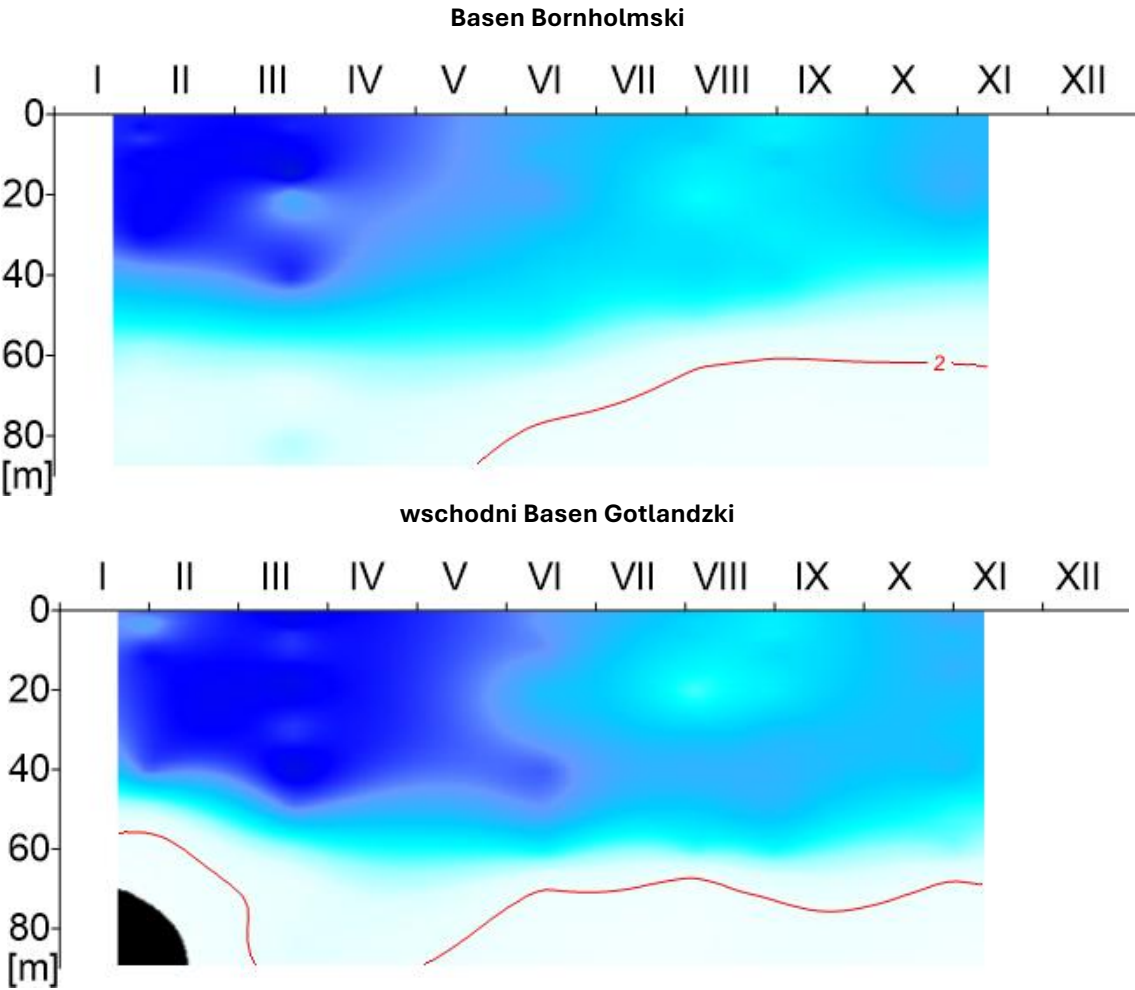
Dzięki dobrej wymianie wód oraz cyrkulacji (brak piknokliny, pojawianie się upwelling'ów), wody przydenne obszarów płytkowodnych były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie nie spadało poniżej

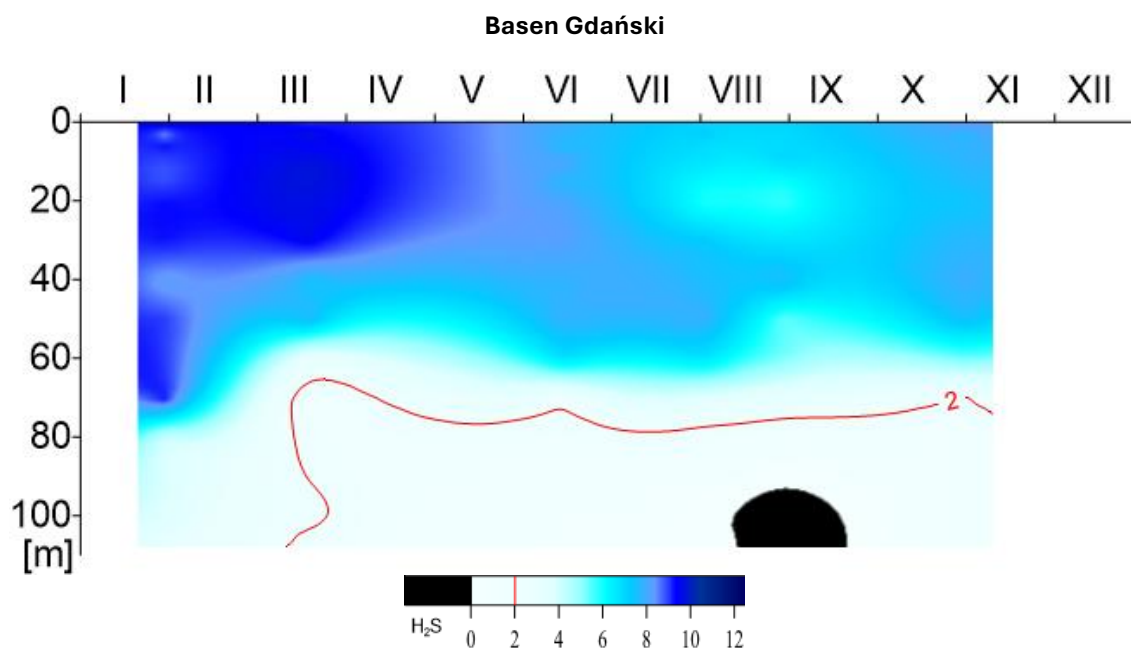
wartości 4,2 cm³ dm⁻³ mimo, iż było niższe niż w roku ubiegłym (Tabela II.46). Jedynie przy dnie Zatoki Pomorskiej odnotowano spadek zawartości tlenu w stosunku do poprzedniego roku do wartości bliskiej zero.

Tabela II.46. Minimalne stężenie tlenu [cm³ dm⁻³] przy dnie w lecie 2024 r. w polskich obszarach morskich (min. 2014-2023).

Akwen	okres	strefa	O ₂ min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2024 2014-2023	głębokowodna	0,26 ↑ -2,70
	2024 2014-2023	plytkowodna	4,47 ↓ 3,78
	2024 2014-2023	Zatoka Pomorska	0,07 ↓ 3,91
wschodni Basen Gotlandzki	2024 2014-2023	głębokowodna	0,31 ↑ -2,20
	2024 2014-2023	plytkowodna	4,98 ↓ 4,00
Basen Gdański	2024 2014-2023	głębokowodna	-0,44 ↑ -2,70
	2024 2014-2023	głębokowodna	0,26 ↑ -2,70

siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu





Rys. II.160. Izoplety stężeń tlenu [$\text{cm}^3 \text{dm}^{-3}$] w 2024 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 2024 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 2024 r. tylko dwa wskaźniki związane z poziomem substancji odżywczych w środowisku morskim osiągnęły wartość docelową RDSM: było to stężenie nieorganicznych związków azotu (DIN) w wodach Basenu Gdańskiego oraz fosforu całkowitego (TP) w wodach całego obszaru badań. 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.47).

Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2024 r. w zakresie eutrofizacji uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe nieorganicznych związku fosforu przekraczających nawet dwukrotnie wartości graniczne. A także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach (aż do pojawienia się siarkowodoru w Basenie Gdańskim), przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni (Rys. II.161-Rys. II.164).

Tabela II.47. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2024 roku (źródło danych PMŚ).

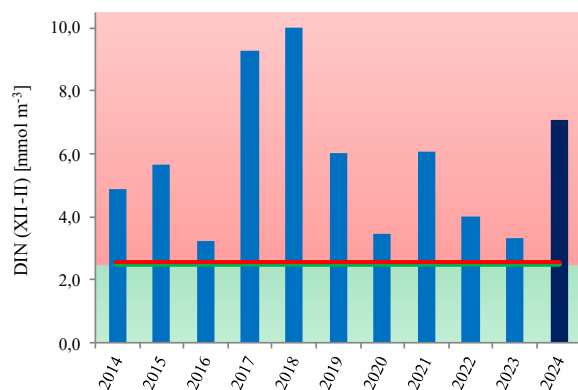
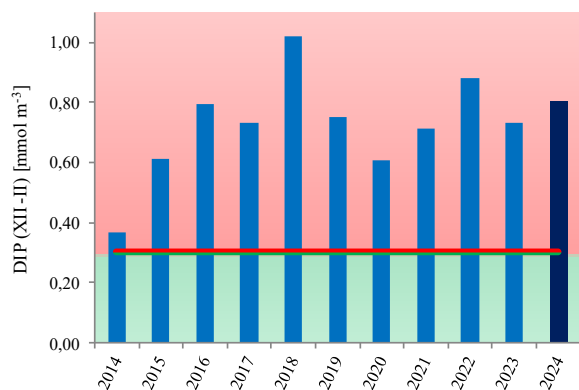
Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy **	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	2,83	2,67	1,39	0,96	1,96	1,73	1,17	1,36	1,42	1,32	1,06	1,19	sub GES (1,96)
polskie wody Basenu Gdańskiego	0,68	1,99	1,1	0,99	1,19	1,51	1,02	1,71	1,41	1,53	1,57	1,55	sub GES (1,55)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,61	2,77	1,22	0,88	1,62	1,51	1,10	2,02	1,54	1,53	1,14	1,34	sub GES (1,62)

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

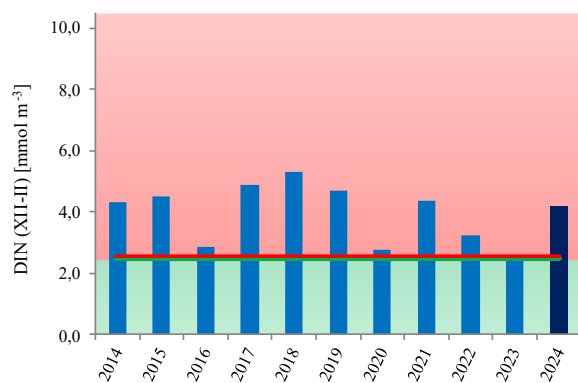
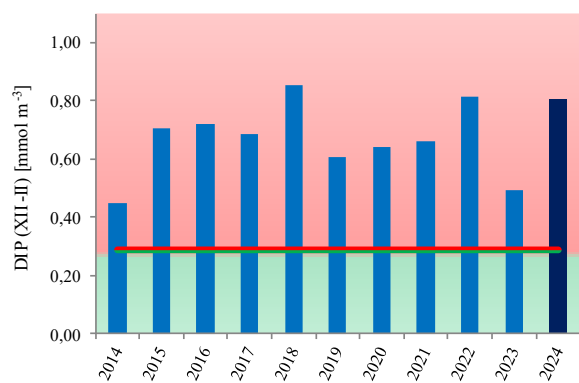
** wartości wyliczone z dostępnych wartości wskaźnika z okresu 2016-2020

GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

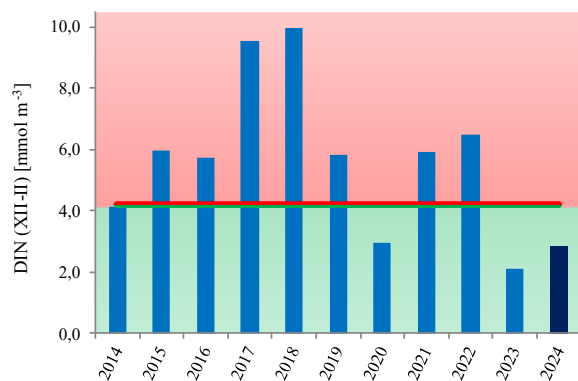
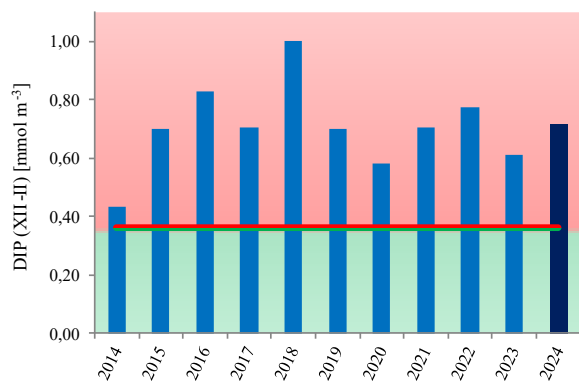
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



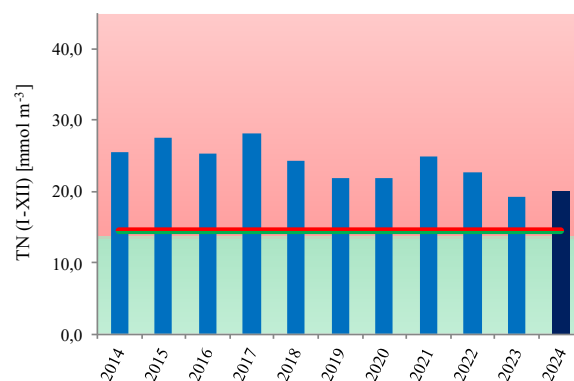
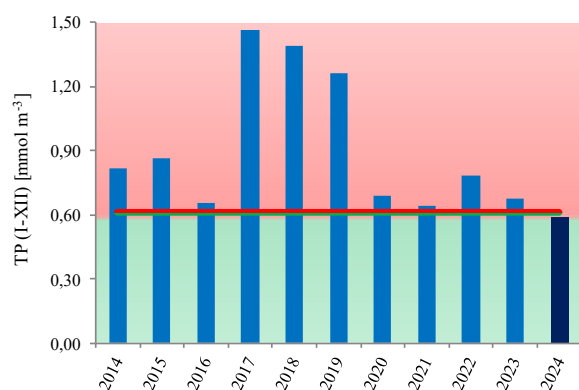
Basen Gdański



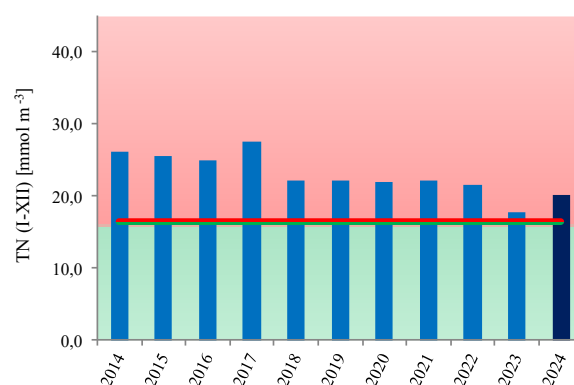
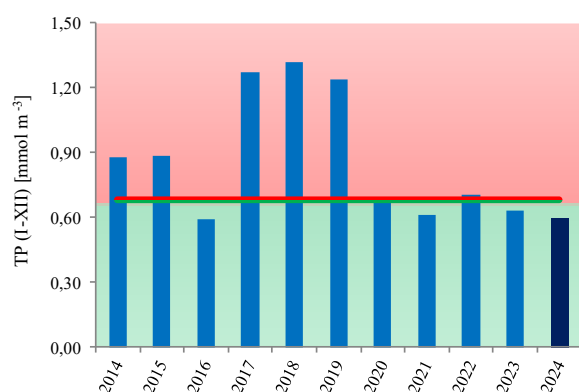
Rys. II.161. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0-10 m, w okresie zimowym w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

TP	TN
----	----

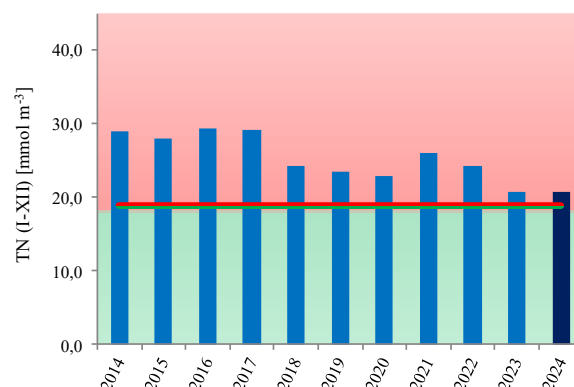
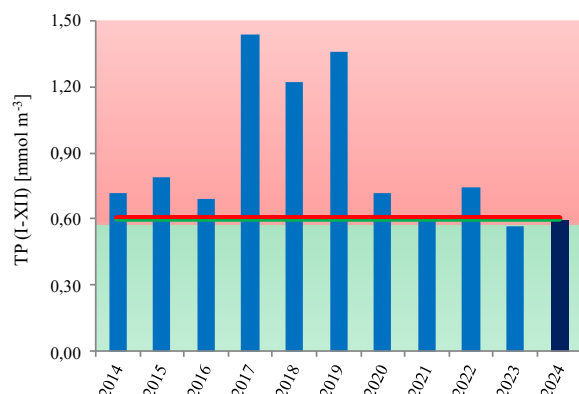
Basen Bornholmski



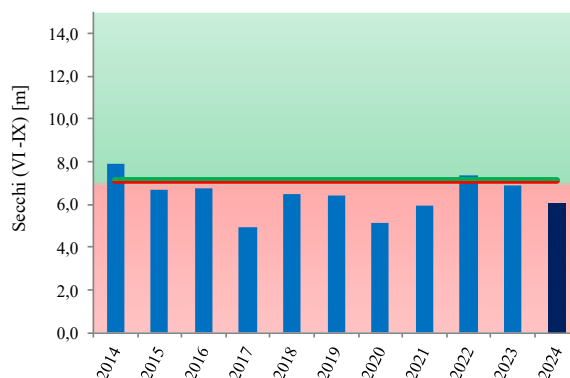
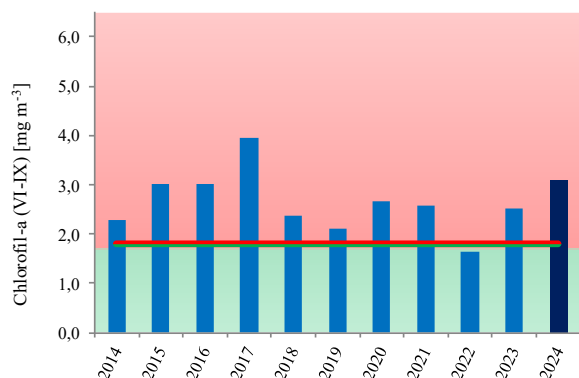
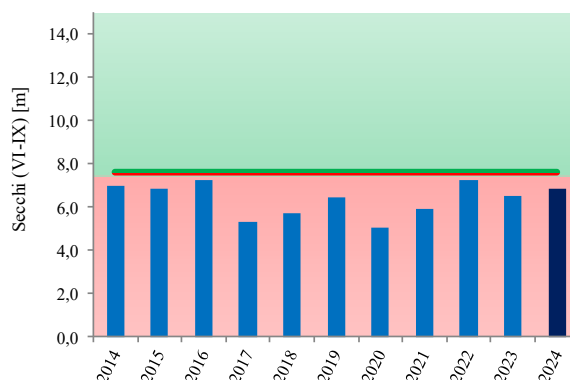
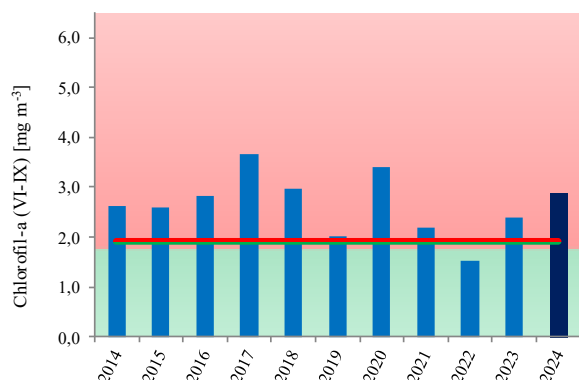
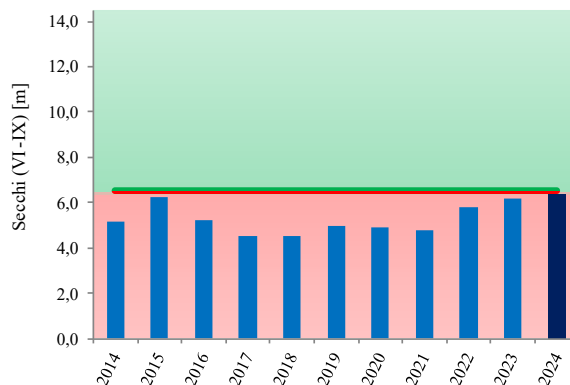
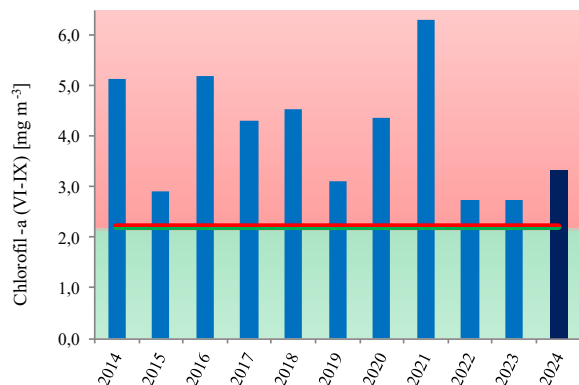
wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.162. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0-10 m w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

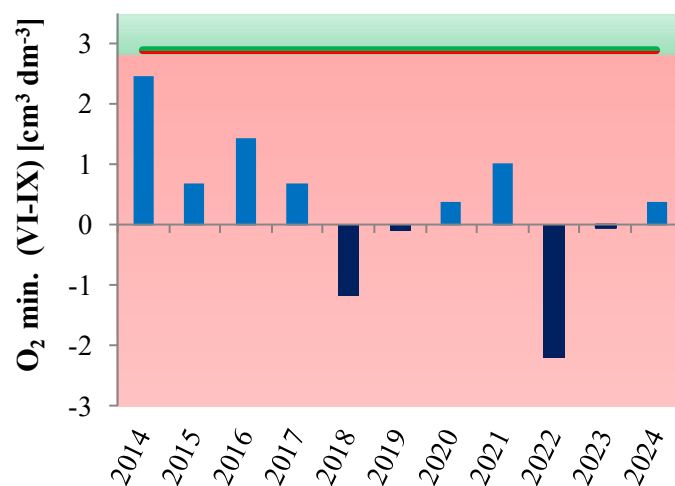
Basen Bornholmski**wschodni Basen Gotlandzki****Basen Gdański**

Rys. II.163. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0-10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

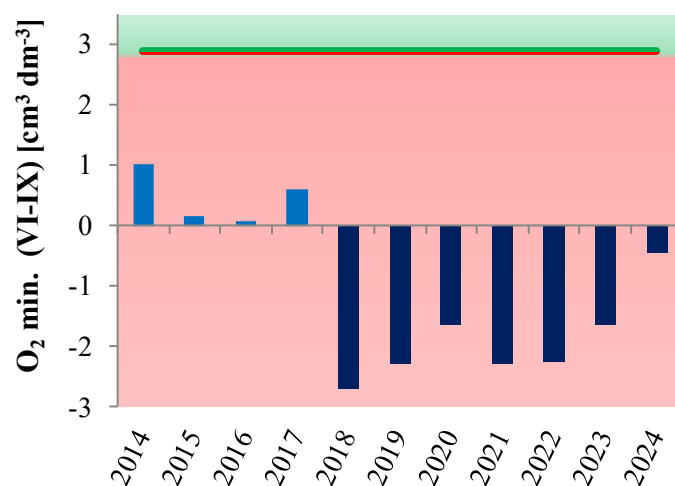
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

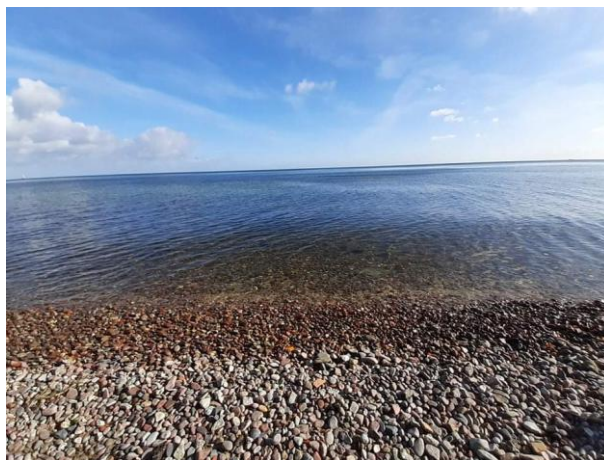


Basen Gdański



Rys. II.164. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2014–2024. 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 2024 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 dyrektywę 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).

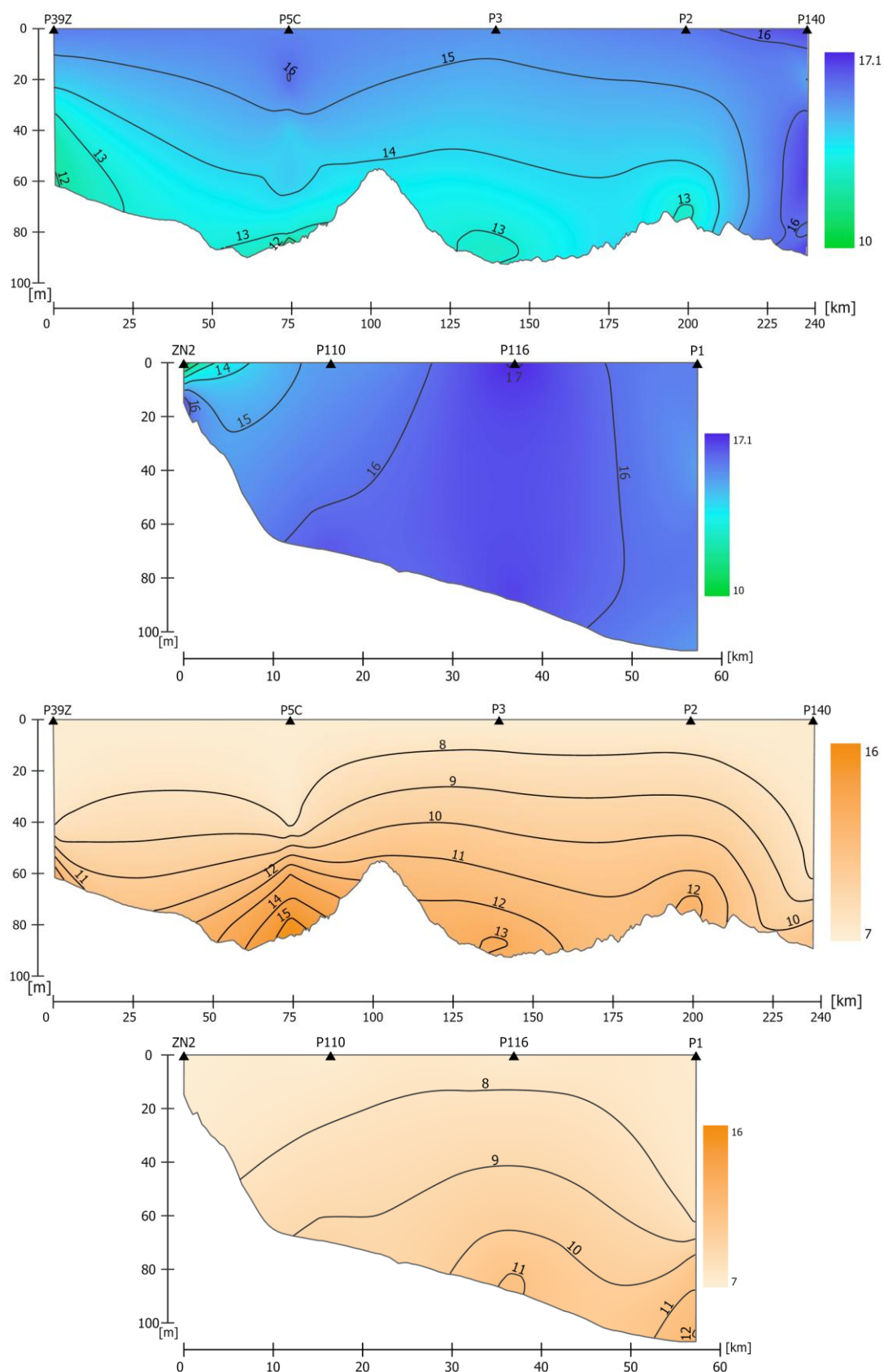
Identyczną metodę oceny zastosowano dla testu mikrojądrowego – wskaźnika kryterium odnoszącego się do efektów szkodliwego oddziaływania substancji zanieczyszczających. Uzyskany wynik odniesiono do wartości rekomendowanej jako docelowa.

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 2024 roku kontynuowano, jak w latach wcześniejszych, monitoring dwóch kluczowych izotopów promieniotwórczych występujących w środowisku morskim Morza Bałtyckiego: cezu-137 (^{137}Cs) oraz strontu-90 (^{90}Sr). Oba te izotopy mają antropogeniczne pochodzenie i wyróżniają się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu – odpowiednio około 30 lat dla cezu-137 i 28 lat dla strontu-90. To właśnie one wpływają głównie na kształtowanie poziomu radioaktywności antropogenicznej w wodach Morza Bałtyckiego. Główne źródła tych radionuklidów to opad promieniotwórczy pochodzący z prób jądrowych prowadzonych głównie w latach 50. i 60. XX wieku oraz awaria reaktora jądrowego w Czarnobylu w 1986 roku. Szacuje się, że około 82% ^{137}Cs i 13% ^{90}Sr obecnych w Morzu Bałtyckim pochodzi z katastrofy czarnobylskiej, natomiast odpowiednio 14% i 81% tych izotopów związane jest z testami broni jądrowej. Na obserwowane zmiany aktywności ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodach Bałtyku wpływają przede wszystkim ich naturalny rozpad promieniotwórczy, procesy sedymentacyjne, wymiana wód z Morzem Północnym, a w niewielkim stopniu również bioakumulacja w organizmach morskich (Saniewski i Zalewska 2018; Zalewska i Lipska 2006; Zalewska i Suplińska 2013). Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2024 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $15,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i były niższe niż w poprzednim roku $16,4 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ 2024) i jednocześnie 40% niższa aktywność od średniej aktywności omawianego izotopu w 2014 roku ($27,3 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny. Aktywność ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku w 2024 roku mieściła się w zakresie od $10,1 \text{ Bq m}^{-3}$ do $17,9 \text{ Bq m}^{-3}$ i wykazywała istotne zróżnicowanie przestrzenne oraz pionowe. Na rozkład izotopu wpływały głównie dwa czynniki: dopływ wód rzecznych – przede wszystkim Wisły – oraz wlewy z Morza Północnego. Wody rzeczne, o niższym zasoleniu, mniejszej gęstości i niższej aktywności ^{137}Cs , rozprzestrzeniają się w powierzchniowej warstwie morza, zwłaszcza w strefach estuariów. Z kolei wody napływające z Morza Północnego (atlantyckie), które są bardziej zasolone, gęstsze i również charakteryzują się niższą aktywnością ^{137}Cs , przemieszczają się przy dnie, penetrując głębsze partie basenów Bałtyku.

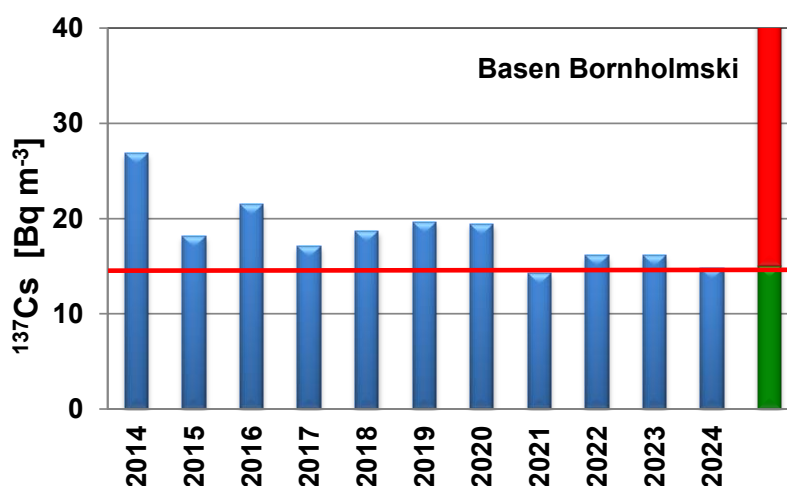


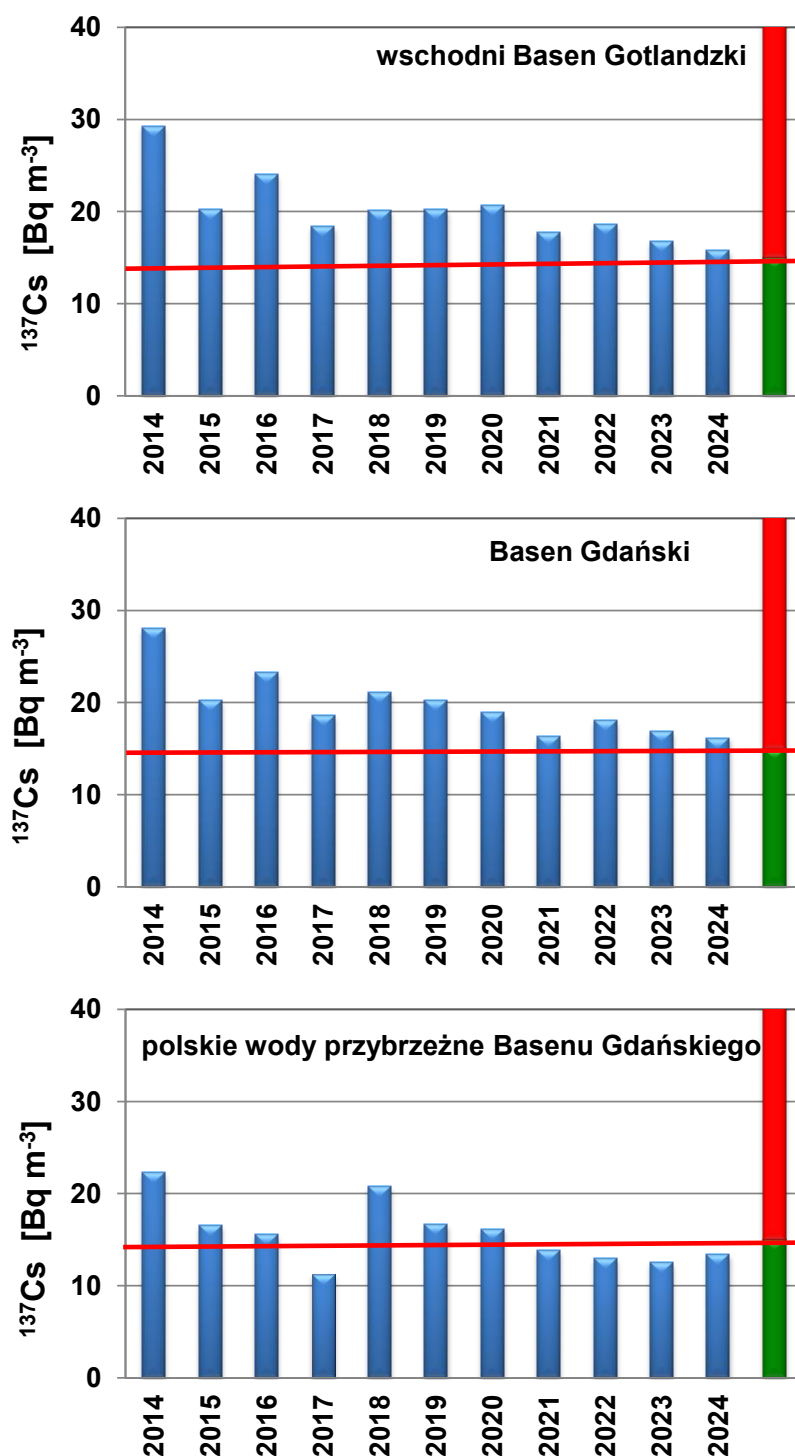
Rys. II.165. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor niebieski) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2024; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W związku z tym w obszarach pod wpływem wód słodkich niższe aktywności obserwuje się bliżej powierzchni, natomiast w rejonach objętych oddziaływaniem głębokich wlewów słonych – w warstwach przydennych. Takie uwarunkowania hydrologiczne wpływają na charakterystyczny pionowy rozkład radionuklidu w różnych regionach.

W rejonie otwartego morza, obejmującym stacje pełnomorskie (P5C, P39Z, P2, P3), odnotowano niższe wartości aktywności ^{137}Cs w warstwie przydennej niż w powierzchniowej. Średnia aktywność wód przydennych wynosiła $12,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i była o około 20% niższa niż w warstwie powierzchniowej ($15,6 \text{ Bq m}^{-3}$). Występowała tu istotna statystycznie ujemna korelacja między zasoleniem a stężeniem ^{137}Cs ($r = -0,76$, $p < 0,05$), co potwierdza wpływ bardziej zasolonych, ubogich w radionuklid wlewów z Morza Północnego na wody głębinowe (rys. Il.153). Odwrotną sytuację zaobserwowano w rejonach estuarialnych, takich jak ujście Wisły (ZN2) oraz Zatoka Pomorska (SW3), gdzie zaznaczał się wyraźny wpływ słodkich wód rzecznych. Ze względu na niższą gęstość, wody te tworzyły powierzchniową warstwę o obniżonej aktywności ^{137}Cs . Na stacji ZN2 aktywność wód powierzchniowych wynosiła $10,1 \text{ Bq m}^{-3}$ i była aż o 60% niższa niż w warstwie przydennej ($16,6 \text{ Bq m}^{-3}$). Na stacji SW3 w Zatoce Pomorskiej aktywność w warstwie powierzchniowej wynosiła $15,6 \text{ Bq m}^{-3}$ i była o 10% niższa niż przy dnie ($17,2 \text{ Bq m}^{-3}$). W tych obszarach niższemu zasoleniu towarzyszyły również niższe wartości aktywności ^{137}Cs , co stanowi odwrotny układ niż w strefie wpływu wlewów atlantyckich (Rys. Il.165).

W 2024 roku najwyższą średnią aktywność ^{137}Cs odnotowano w wodach Basenu Gdańskiego oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdzie wynosiła odpowiednio $16,2 \text{ Bq m}^{-3}$ i $15,8 \text{ Bq m}^{-3}$. Najniższe wartości zarejestrowano natomiast w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego – $13,4 \text{ Bq m}^{-3}$ (Rys. Il.166). Podobnie jak w latach wcześniejszych, również w 2024 roku obserwuje się ogólną tendencję spadkową aktywności ^{137}Cs – średnie wartości we wszystkich analizowanych basenach były niższe niż w roku poprzednim. Jedyny wyjątek stanowiły polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, gdzie średnia aktywność izotopu była nieznacznie wyższa niż w 2023 roku. Biorąc pod uwagę średnie stężenia ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość docelową wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu sprzed awarii elektrowni jądrowej w Czarnobylu w 1986 roku), stwierdzono, że w 2024 roku stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs można uznać za odpowiedni – zgodnie z wymaganiami RDSM – w obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Natomiast w Basenie Gdańskim oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim stan środowiska oceniono jako nieodpowiedni (Rys. Il.166).

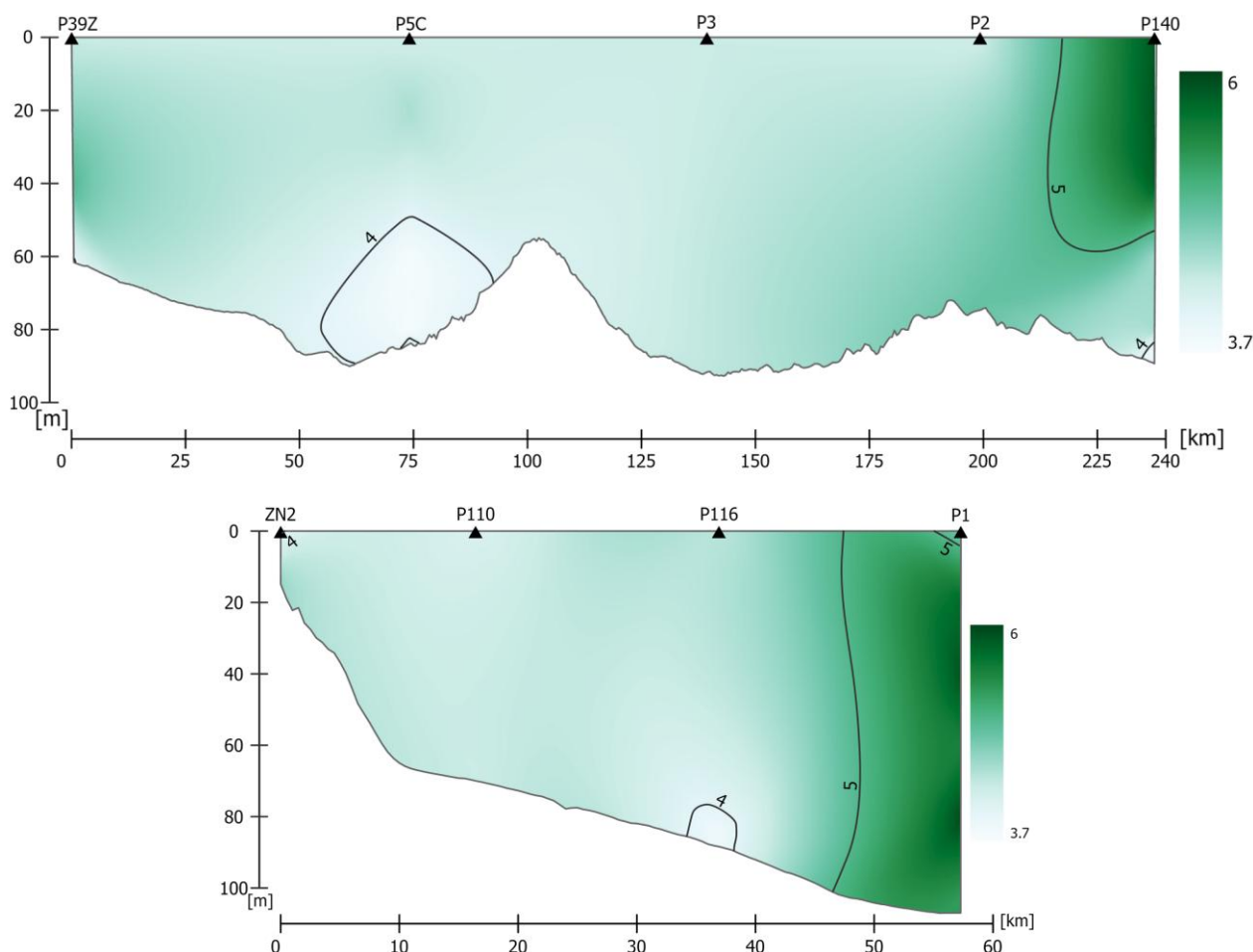




Rys. II.166. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2014-2024, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

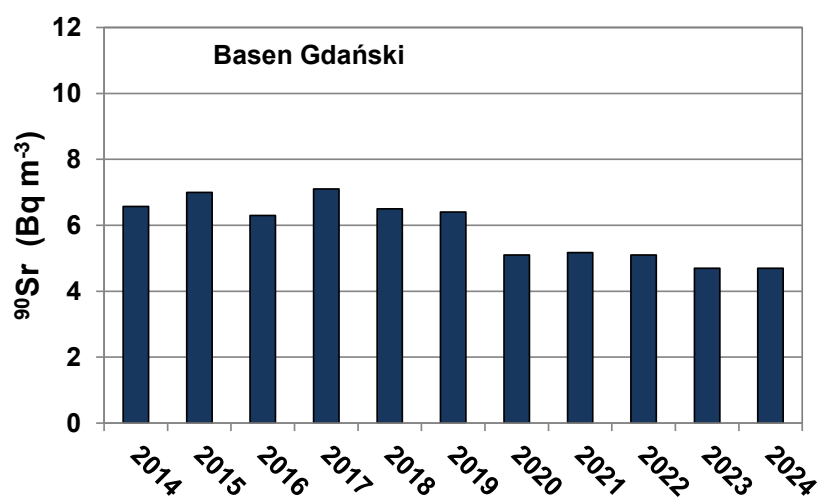
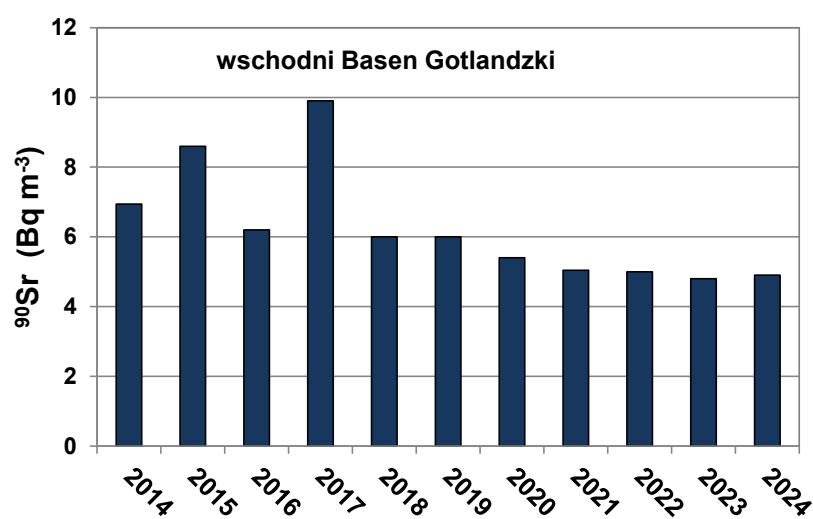
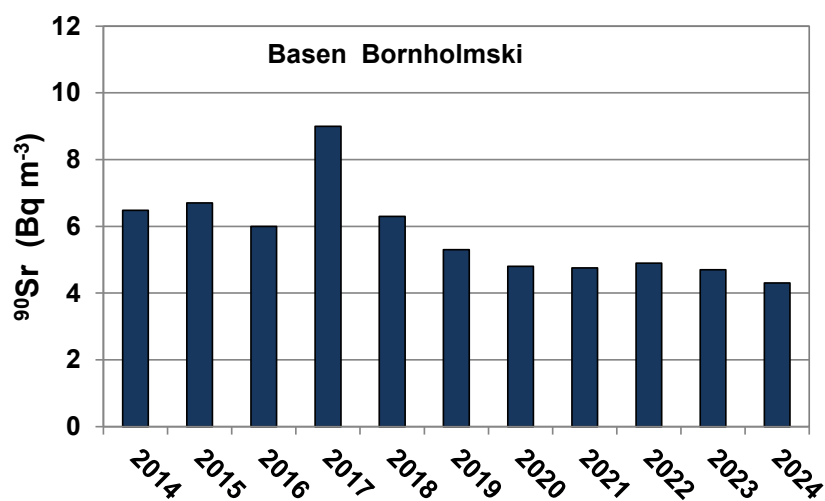
W roku 2024 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła 4,5 Bq m⁻³ i była nieznacznie niższa do obserwowanej w roku poprzednim 4,7 Bq m⁻³. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od 3,7 Bq m⁻³ do 6,0 Bq m⁻³. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , również dla ^{90}Sr obserwowano stratyfikację pionową aktywności, uzależnioną od dopływu słonych wód z Morza Północnego oraz napływu

wód słodkich (Rys. II.167). Na stacjach pełnomorskich (P5C, P39Z, P2, P3) średnia aktywność ^{90}Sr w wodach przydennych była nieco niższa niż w warstwie powierzchniowej, jednak różnice te nie były wyraźne ani statystycznie istotne – w przeciwieństwie do obserwacji dotyczących radiocezu. Znacznie silniejszy wpływ na rozkład aktywności ^{90}Sr odnotowano w rejonie ujścia Wisły, gdzie średnia aktywność wód powierzchniowych była o 15% niższa niż wód przydennych (Rys. II.167).



Rys. II.167. 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 2024; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się istotnych spadków aktywności w perspektywie wieloletniej, choć od 2018 roku widoczny jest niewielki trend spadkowy lub stabilizacja poziomu aktywności. W 2024 roku, podobnie jak w przypadku ^{137}Cs , najniższe średnie aktywności odnotowano w rejonie Basenu Bornholmskiego oraz w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ($4,3 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Nieco wyższe średnie aktywności występowały w Basenie Gdańskim ($4,7 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$) oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim ($4,9 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-3}$). Dane te wskazują, że aktywność ^{90}Sr w południowej części Bałtyku jest stosunkowo wyrównana i nie wykazuje dużych różnic przestrzennych wynikających z lokalnych uwarunkowań hydrologicznych (Rys. II.168).





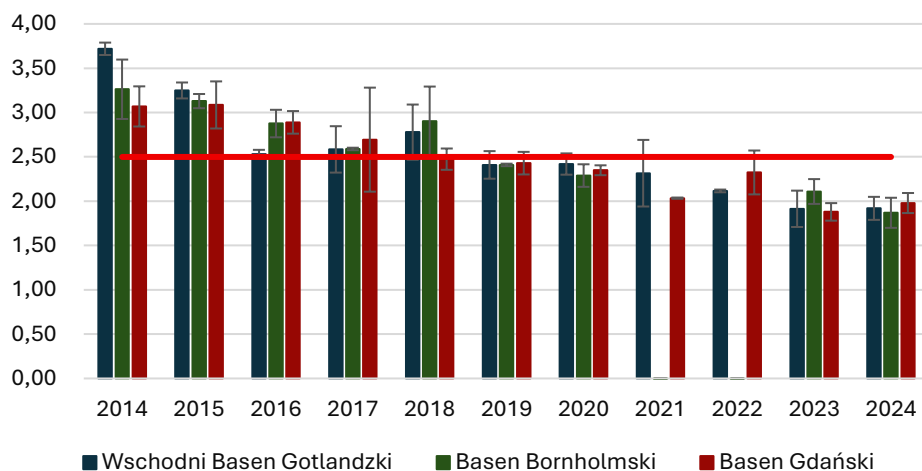
Rys. II.168. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2014-2024, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

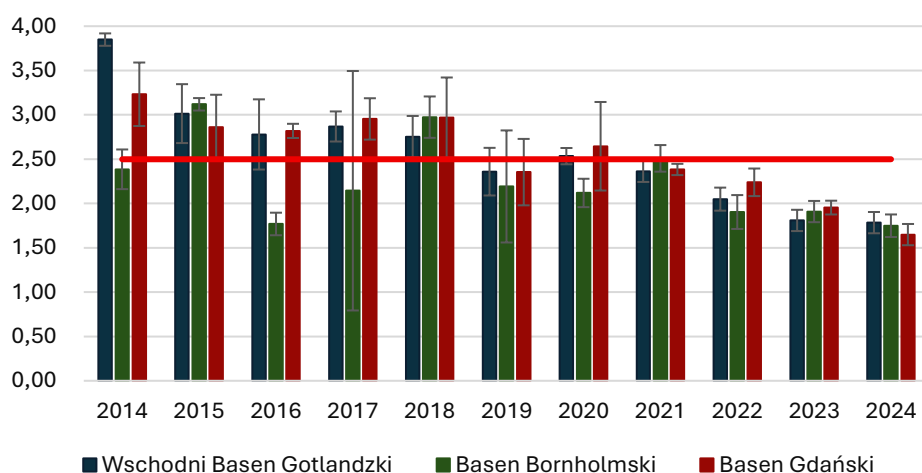
W 2024 roku przeprowadzono oznaczenia ^{137}Cs w rybach, kontynuując wieloletni monitoring skażeń tym izotopem ryb bałtyckich, realizowany przez Centralne laboratorium Ochrony Radiologicznej (finansowany przez Państwową Agencję Atomistyki). Zakres badań obejmował cztery gatunki: szprota, śledzia, dorsza i stornię, gatunki najczęściej konsumowane i popularnie występujące w rejonie Bałtyku Południowego. Próbki ryb pochodziły z trzech obszarów: PL1 ($54^{\circ}35,0'\text{N}$: $19^{\circ}00,0'\text{E}$) należące do Basenu Gdańskiego, PL2 ($54^{\circ}55,0'\text{N}$: $18^{\circ}10,0'\text{E}$) należący do wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz PL4 ($54^{\circ}20,0'\text{N}$: $15^{\circ}30,0'\text{E}$) 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 2024 roku, tak jak i w poprzednich latach, najwyższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszach $2,37 \pm 0,26 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Niższe stężenie ^{137}Cs określono w storniach - $2,15 \pm 0,29 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$, następnie w szprotach - $1,92 \pm 0,12 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ a najniższe w śledziach - $1,74 \pm 0,10 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Obecne wartości stężeń są zbliżone do oznaczonych w roku 2023, wynoszących odpowiednio w dorszu, storni, śledziu i szprocie: $2,61 \pm 0,11 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $2,41 \pm 0,27 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $1,91 \pm 0,08 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $1,94 \pm 0,21 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Powyższe wartości wskazują, że obecnie występują tylko niewielkie różnice w 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 $1,77 \pm 0,13 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$, podczas gdy zakres stężeń w pozostałych próbkach śledzia wynosił $2,04 \div 2,35 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$. 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 ($1,68 \pm 0,10$ i $1,86 \pm 0,10 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$) przy średnim stężeniu $2,54 \pm 0,66 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$, w roku 2017 ($1,19 \pm 0,05 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ przy średnim stężeniu $2,66 \pm 0,74 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ oraz w roku 2019 ($1,47 \pm 0,10 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$) – średnie stężenie $2,28 \pm 0,42 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$. W 2024 roku dobry stan środowiska został osiągnięty w przypadku śledzia, szprota oraz storni we wszystkich trzech akwenach: Basenie Gdańskim, Basenie Bornholmskim oraz Basenie Gotlandzkim. W przypadku dorsza stężenia ^{137}Cs oznaczone w Basenie Gdańskim ($2,35 \pm 0,06 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$) oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim ($2,30 \pm 0,47$

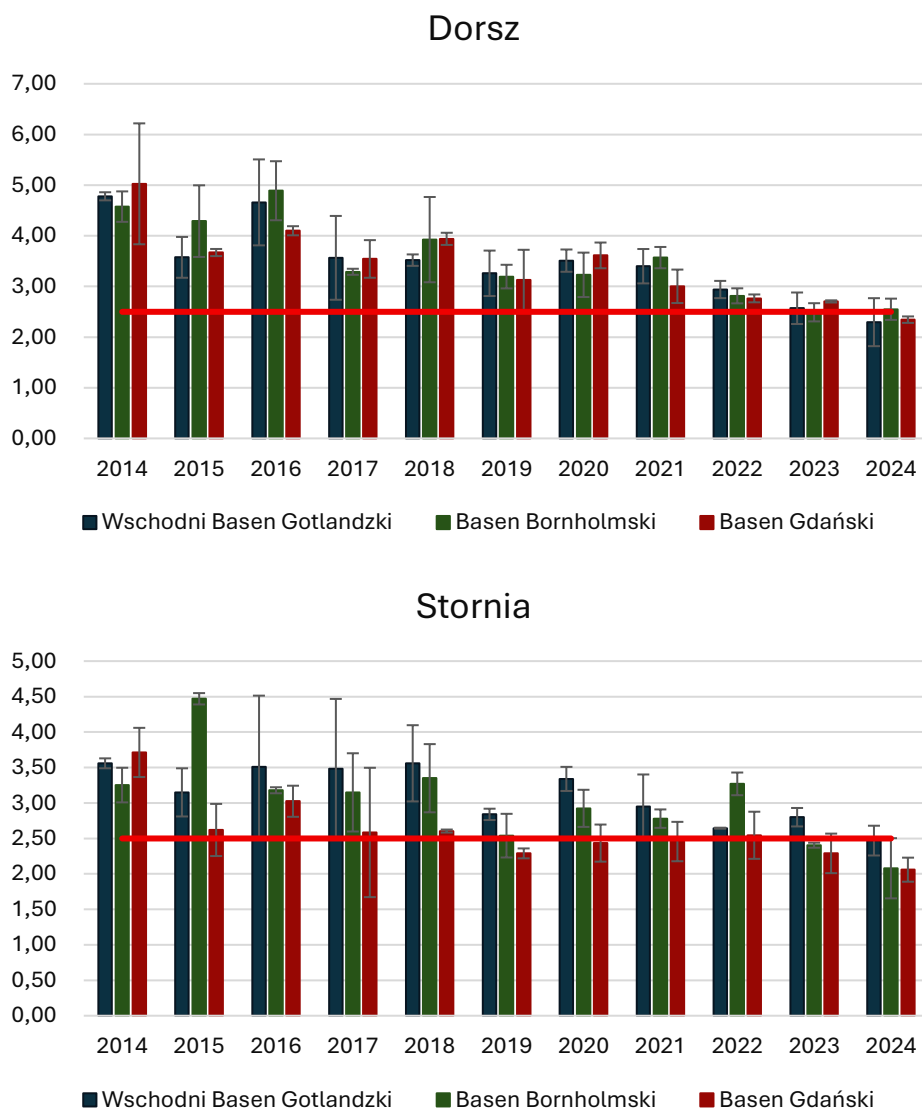
Bq·kg⁻¹ m.m.) osiągnęły wymagany stan, natomiast w rejonie Basenu Bornholmskiego stężenie nieznacznie przekracza granicę i wynosi ono $2,55 \pm 0,21$ Bq·kg⁻¹ m.m. (Rys. II.169).

Szprot



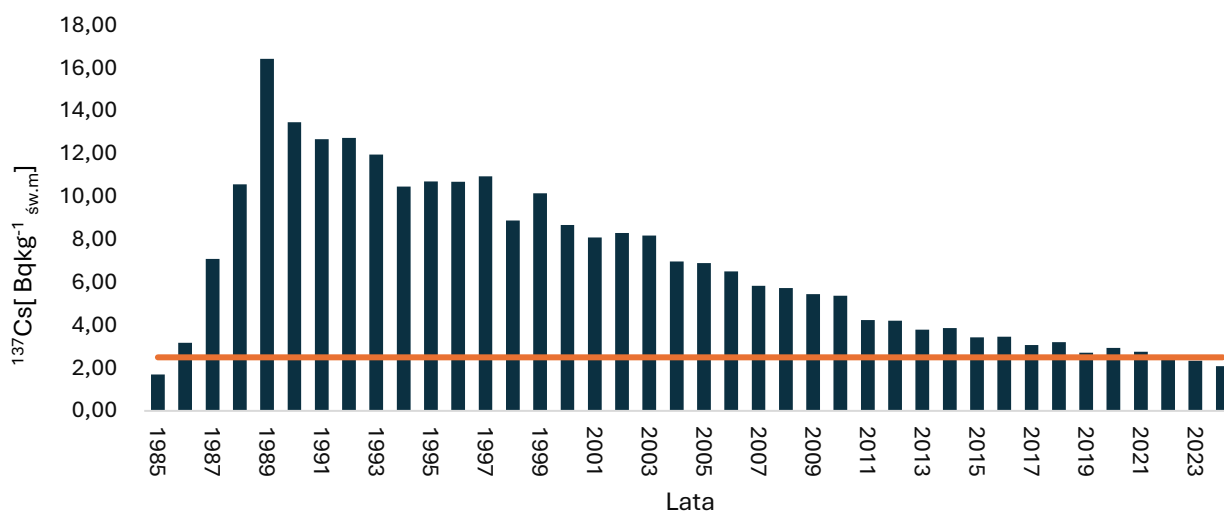
Śledź





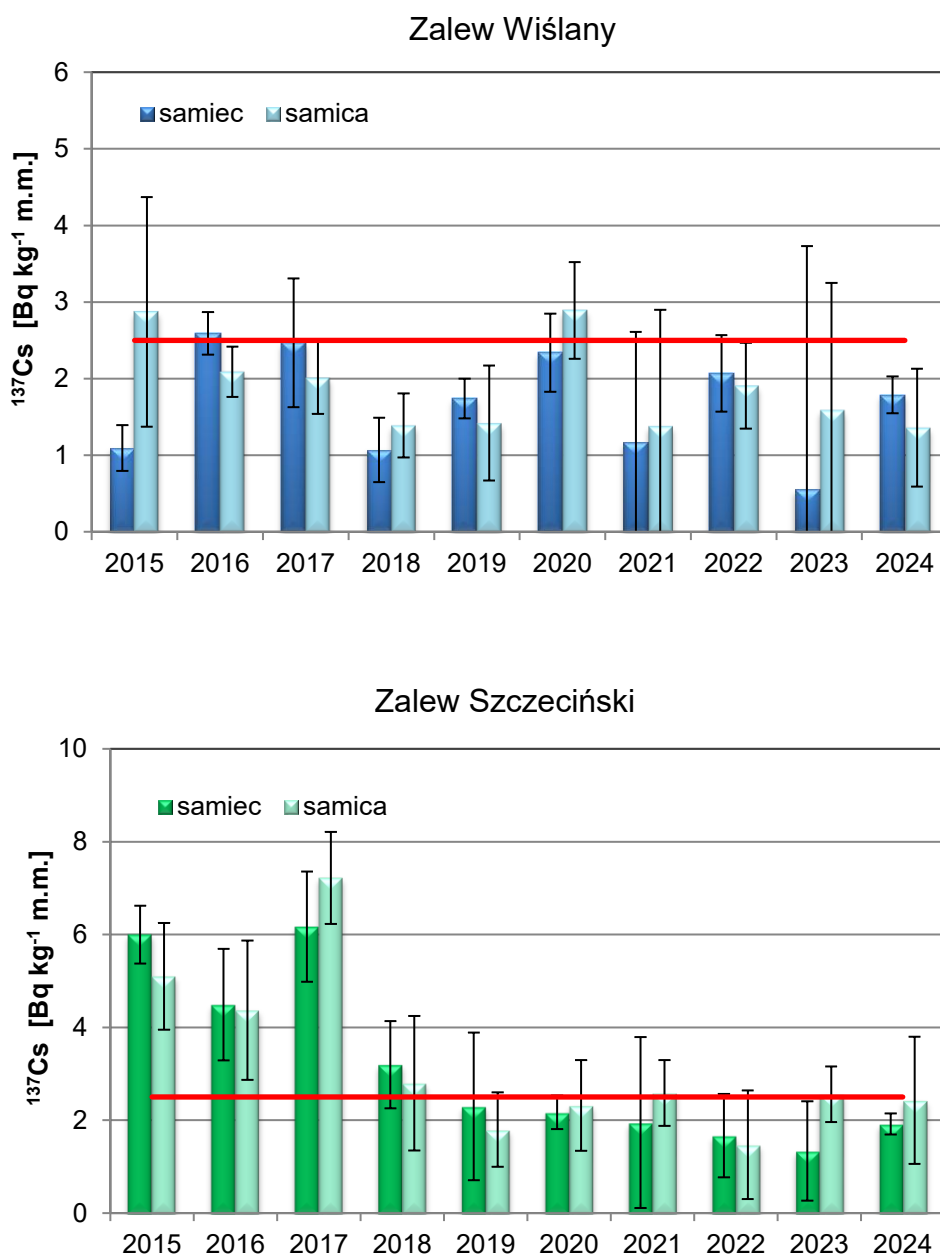
Rys. II.169. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2014-2024; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w roku 2024 wyliczone dla czterech gatunków ryb wynosi $2,05 \pm 0,31 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i jest nieznacznie niższe od określonego w roku 2022 i 2023 wynoszących odpowiednio $2,63 \pm 0,45 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $2,22 \pm 0,35 \text{ Bq} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.170). 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.170. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2024.

W 2024 roku kontynuowano rozpoczęte w 2014 roku analizy mające na celu ocenę stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs – w okoniach (*Perca fluviatilis*) odłowionych z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Aktywność ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego mieściła się w zakresie od 0,65 do 6,30 Bq kg⁻¹ m.m. w przypadku samic oraz od 0,78 do 3,63 Bq kg⁻¹ m.m. w przypadku samców (Rys. II.171). Średnia aktywność izotopu u samców wynosiła 1,92 Bq kg⁻¹ m.m. i była niższa niż u samic – 2,43 Bq kg⁻¹ m.m. W okoniach z Zalewu Wiślanego aktywność ^{137}Cs była wyraźnie niższa niż w rybach z Zalewu Szczecińskiego, co można wiązać z różnicami w zasoleniu tych akwenów. Bioakumulacja radionuklidów zachodzi efektywniej w wodach o niższym zasoleniu, dlatego w Zalewie Wiślanym – cechującym się wyższym zasoleniem niż Zalew Szczeciński – stężenia izotopu w tkankach ryb były niższe (HELCOM, 1995). Aktywność ^{137}Cs w rybach z Zalewu Wiślanego wahała się od 1,15 do 2,65 Bq kg⁻¹ m.m. u samców oraz od 0,48 do 3,03 Bq kg⁻¹ m.m. u samic. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 1,79 Bq kg⁻¹ m.m. dla samców i 1,36 Bq kg⁻¹ m.m. dla samic. Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego wynoszącą 2,5 Bq kg⁻¹ m.m., ustaloną dla śledzi (brak wartości referencyjnej dla okoni), stan środowiska w obu zalewach w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs należy uznać za dobry (Rys. II.171).



Rys. II.171. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2024 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2024 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 władystawowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzewsko-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2024 roku. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dartówka. 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 Tabeli II.48 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 2024 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 wyrażonych w mokrej masie próbek.

Najwyższym stężeniem kadmu w 2024 r. charakteryzuje się wątroba śledzia z Basenu Bornholmskiego (0,273 mg kg⁻¹ m.m.). Na podobnym poziomie kształtowało się stężenie kadmu w wątrobie śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (0,260 mg kg⁻¹ m.m.). Pomiary wykazały, że stężenie kadmu w wątrobie storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego było niższe (0,186 mg kg⁻¹ m.m.) od stężenia w wątrobie śledzia z obu łowisk, natomiast stężenia z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego były prawie dwukrotnie niższe i wynosiły odpowiednio – 0,133 oraz 0,148 mg kg⁻¹ m.m. Stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego było niższe około trzykrotnie (0,104 mg kg⁻¹ m.m.), a w okoni z Zalewu Wiślanego ponad pięciokrotnie niższe – 0,069 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 0,027-0,067 mg kg⁻¹ m.m. Jedynie wyższe wartości stężeń ołowiu w wątrobie odnotowano w przypadku okonia z wód Zalewu Szczecińskiego (0,067 mg kg⁻¹ m.m.) oraz storni z wód Basenu Gdańskiego (0,059 mg kg⁻¹ m.m.). W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się wyższymi stężeniami (0,048-0,059 mg kg⁻¹ m.m.) od stężeń w śledziu (0,019 mg kg⁻¹ m.m.).

Na niższym poziomie co stężenia rtęci w wieloleciu, kształtują się w 2024 r. stężenia w omytku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Gdańskiego. Natomiast obserwowano wzrost stężenia kadmu i ołowiu w tkance omytku na tle wartości z wielolecia (Tabela II.48).

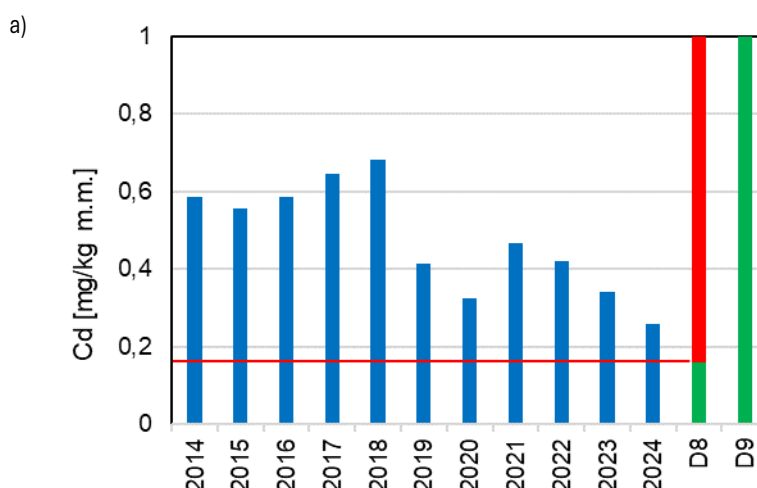
Tabela II.48. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2024 r.; w nawiasach średnia z okresu 2014-2023.

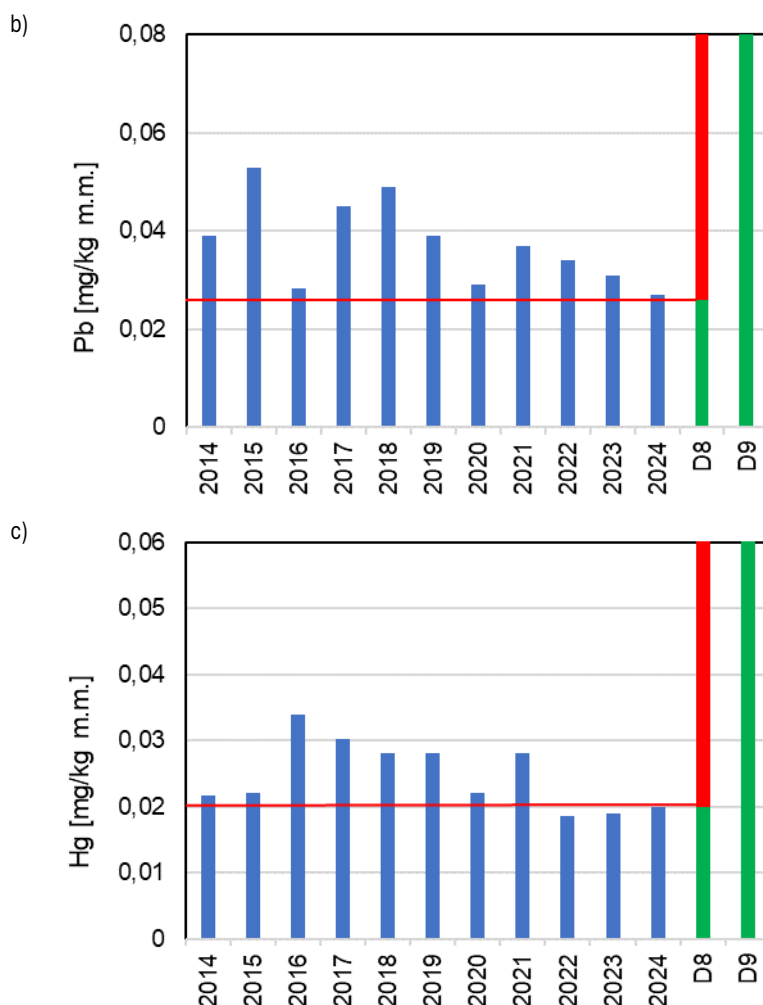
Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg ⁻¹ m.m.]	Pb [mg kg ⁻¹ m.m.]	Hg [mg kg ⁻¹ m.m.]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,260 (0,502)	0,027 (0,038)	0,020 (0,025)
Basen Bornholmski	śledź	0,273 (0,492)	0,046 (0,047)	0,018 (0,025)
	stornia	0,133 (0,192)	0,037 (0,036)	0,056 (0,038)
Basen Gdański	stornia	0,148 (0,182) ¹	0,059 (0,067) ¹	0,053 (0,055) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	0,186 (0,429) ²	0,049 (0,101) ²	0,059 (0,064) ²
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omutek	0,173 (0,160)	0,132 (0,095)	0,005 (0,008)

Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg ⁻¹ m.m.]	Pb [mg kg ⁻¹ m.m.]	Hg [mg kg ⁻¹ m.m.]
Zalew Szczeciński	okoń	0,104 (0,060)	0,067 (0,042)	0,048 (0,051)
Zalew Wiślany	okoń	0,069 (0,137)	0,032 (0,030)	0,049 (0,066)

¹ - średnia wartość stężenia z lat 2016-2023, ² - średnia wartość stężenia z lat 2020-2023

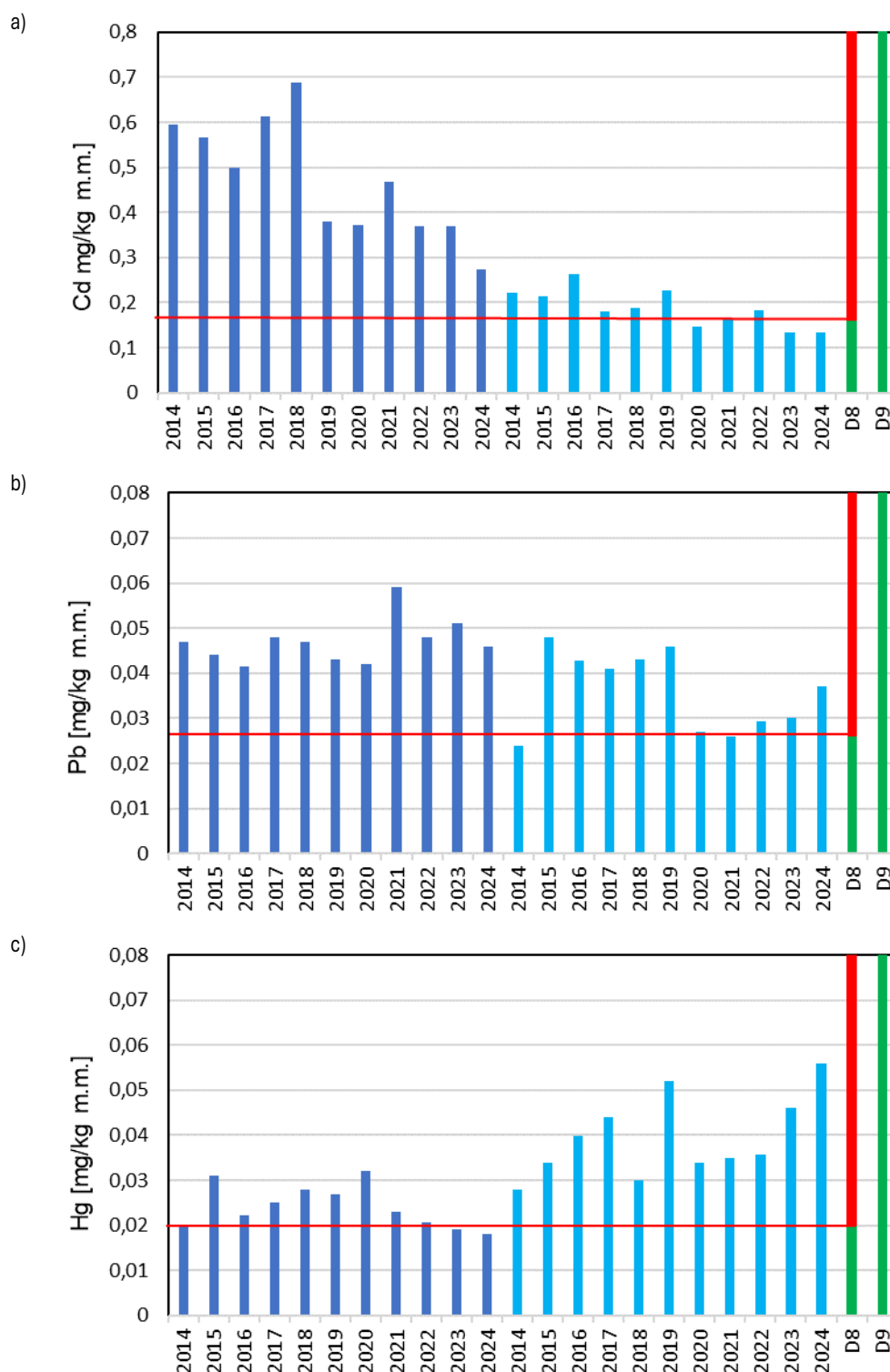
W wątrobach śledzia z łowiska władystawowskiego w okresie 2013-2018 zaobserwowano wzrost stężenia kadmu do poziomu 0,683 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.172a). W okresie 2019-2024 r. notowane są niższe wartości stężeń kadmu w wątroba śledzia (0,260-0,467 mg kg⁻¹ m.m.), przy czym najniższe stężenie kadmu dla tego okresu – 0,324 mg kg⁻¹ m.m. zanotowano w 2020 r., a w 2024 r. zaobserwowano wynik na najniższym poziomie na tle dziesięciolecia (0,260 mg kg⁻¹ m.m.). Stężenie ołowiu w całym okresie 2013-2024 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.172b). W 2024 r. stężenie ołowiu kształtowało się na niższym poziomie co stężenie w wieloleciu – 0,027 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.172c). W 2024 r., tak jak w przypadku kadmu i ołowiu, odnotowano niższą zawartość rtęci od średniego stężenia z poprzedzającego dziesięciolecia. W 2024 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.172. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

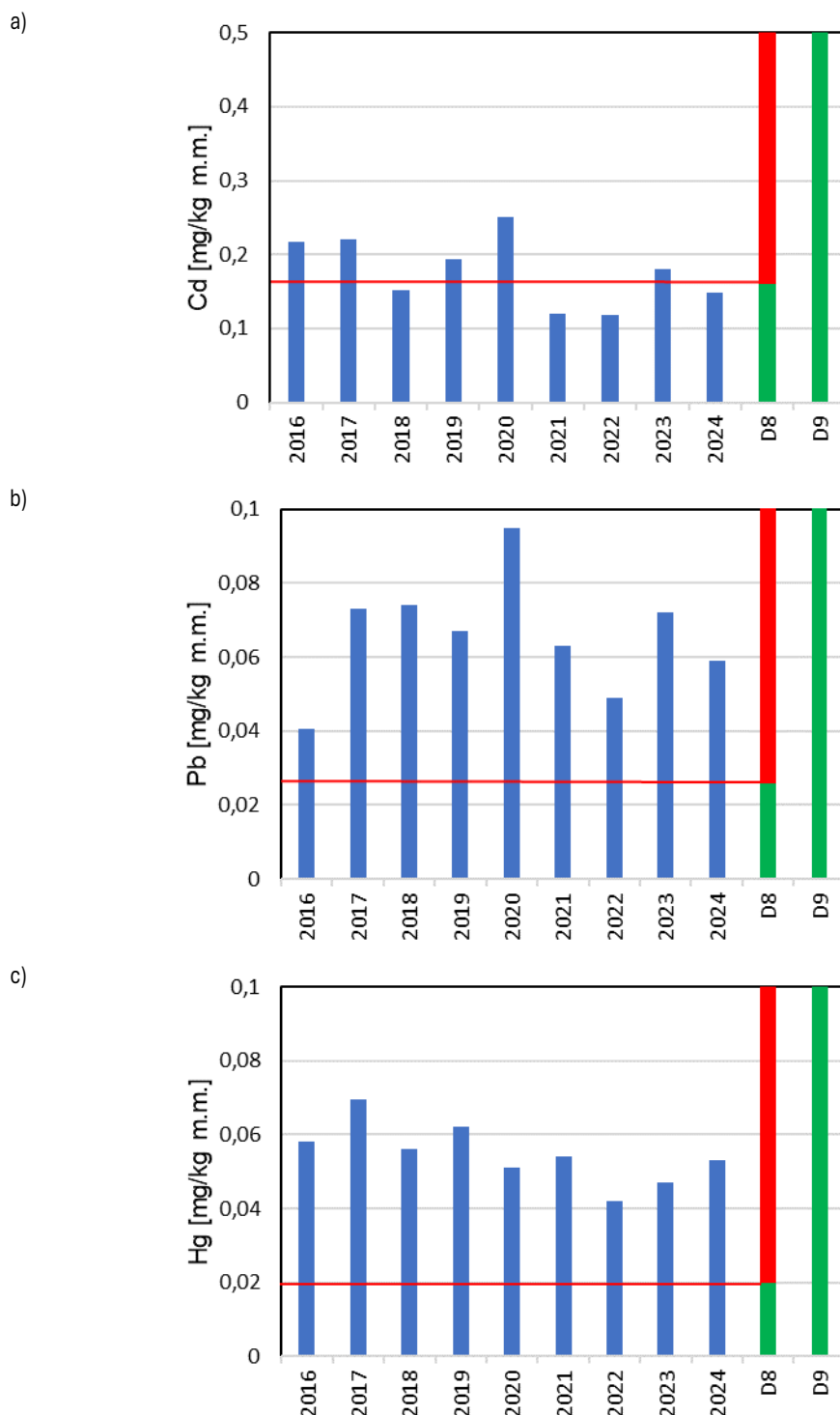
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2014-2024 (Rys. II.173a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w roku 2013 (Rys. II.173b). Poziom rtęci w tkance śledzia z wyjątkiem roku 2014 (0,020 mg kg⁻¹ m.m.) i 2023 (0,019 mg kg⁻¹ m.m.) i 2024 (0,018 mg kg⁻¹ m.m.) w całym okresie 2014-2024 przekraczał wartość graniczną GES/subGES – 0,020 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.173c). Od roku 2020 obserwuje się tendencję spadkową dla koncentracji Hg w mięśniach śledzia. Natomiast w przypadku storni, stężenie rtęci wzrasta od roku 2020. Stężenie kadmu w wątrobie storni z Zatoki Pomorskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w roku 2013, 2020 oraz 2023 i 2024. Stężenie ołowiu w 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 (Rys. II.173). Ponieważ dla wód Basenu Bornholmskiego z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2024 r., cztery przekraczają granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.173. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2014-2024 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2014-2024 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

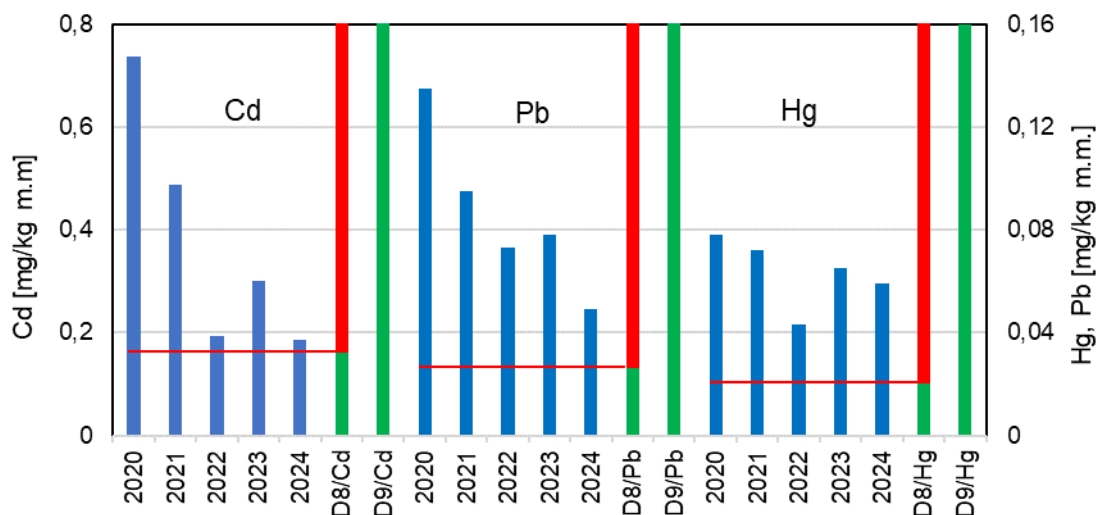
Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska w latach 2018, 2021-2022 oraz w roku 2024 (Rys. II.174a). Stężenie ołowiu w wątrobie (Rys. II.174b) oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej (Rys. II.174c) w całym okresie pomiarów przekraczają

poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód. Nie obserwuje się również wyraźnej tendencji dla metali ciężkich oznaczonych w tym obszarze badań. W 2024 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.



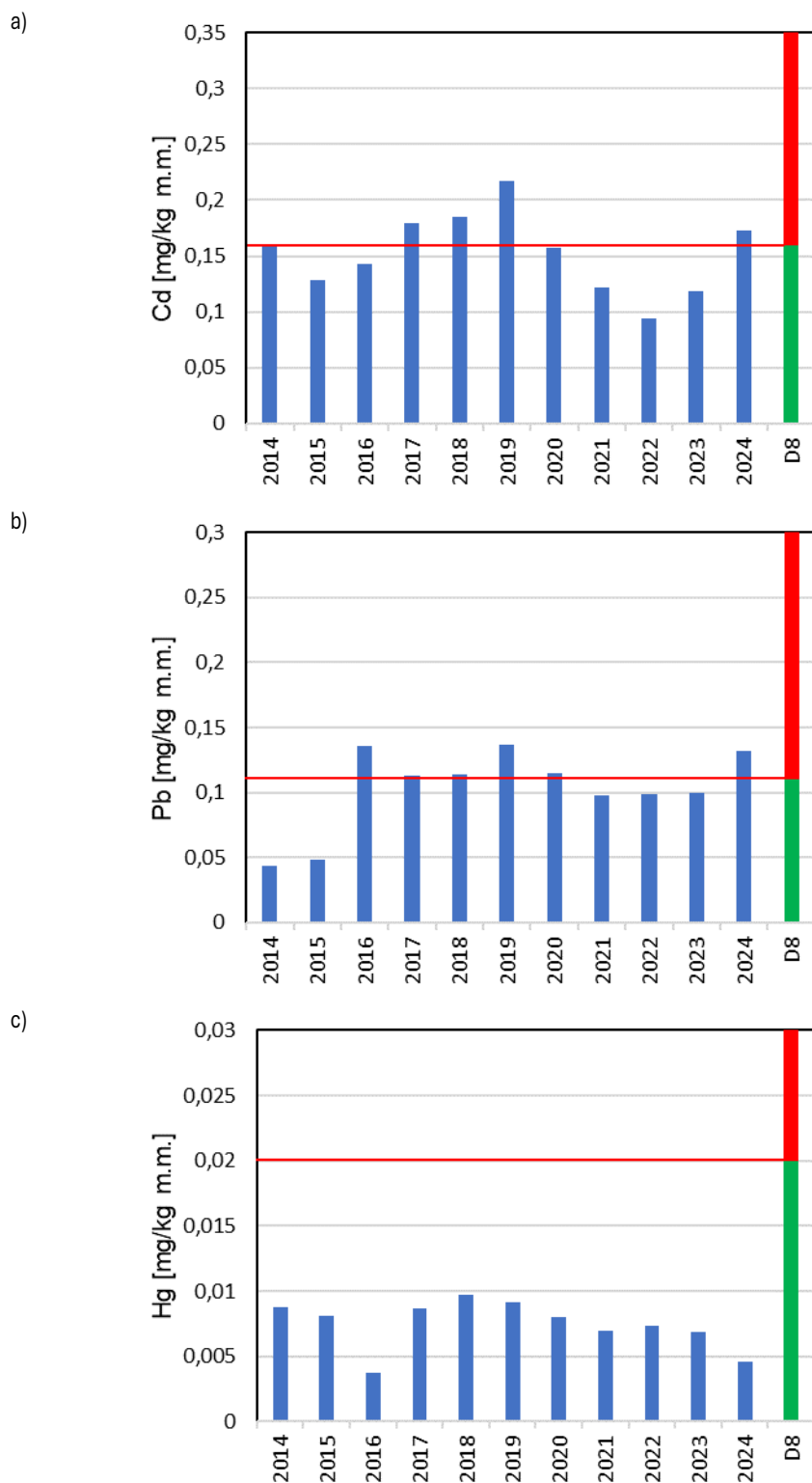
Rys. II.174. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Ocenę wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w 2024 r. wykonano dopiero po raz piąty w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dartówka. 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.175). Jednak były to wartości niższe niż w roku ubiegłym – 2023. Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).



Rys. II.175. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020-2024; 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 (2014-2024) nie przekraczało poziomu określającego dobry stan środowiska ($0,160 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) w latach 2015-2016 i 2020-2023 (Rys. II.176a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2014-2023 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), przy czym stan dobry obserwowano w latach 2014-2015 i 2021-2023 (Rys. II.176b). Jednak w roku 2024 wartość ta została nieznacznie przekroczona. Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej $0,014 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2014 roku do najniższej $0,004 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2016 roku. W roku 2024 oznaczono wartość zbliżoną do roku 2016, która wyniosła $0,005 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się na poziomie właściwym dla dobrego stanu wód (Rys. II.176c). W 2024 r. ze względu na to, iż stężenie rtęci w tkankach małży nie przekroczyły wartości określających dobry stan środowiska, a stężenie kadmu i ołowiu zostało przekroczone nieznacznie powyżej granicy GES, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry – GES.

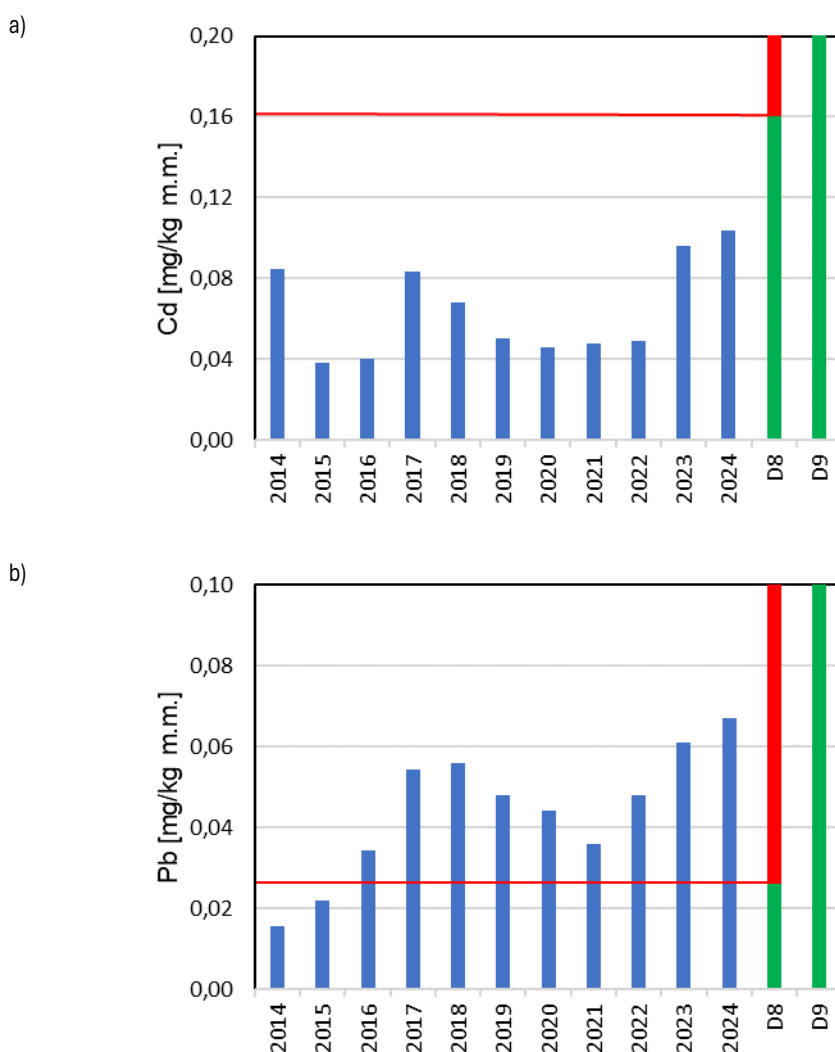


Rys. II.176. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

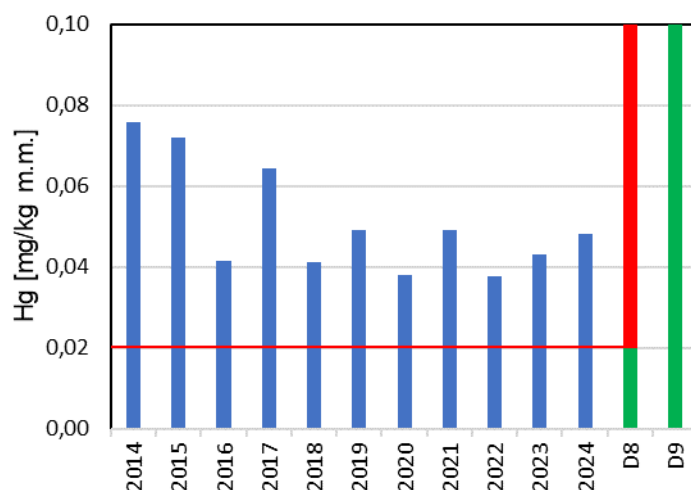
Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odtawianego od roku 2014. Stężenia kadmu w wątrobach okonia

pochodzącego z obu zalewów (wyjątkiem jest okoń z Zalewu Wiślnego w latach 2019-2020) (Rys. II.177a, Rys. II.178a) mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód. Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego w 2024 r. było o 40% niższe od stężenia w okoniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2015 (Rys. II.177b) oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w latach 2014 i 2021-2022 (Rys. II.178b) nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1}$ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia z obu zalewów znacznie przekracza granicę dobrego stanu dla rtęci ($0,020 \text{ mg kg}^{-1}$) w całym okresie pomiarów (Rys. II.177c i Rys. II.178c).

Z uwagi na to, iż w 2024 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia z Zalewu Szczecińskiego, stan wód Zalewu Szczecińskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES. W tkankach okonia z Zalewu Wiślanego, rtęć i ołów przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska. Jednak sumarycznie WS (współczynnik skażenia) wyliczony dla cechy D8 nie przekroczył wartości 1, przez co stan wód Zalewu Wiślanego należy określić jako dobry – GES.

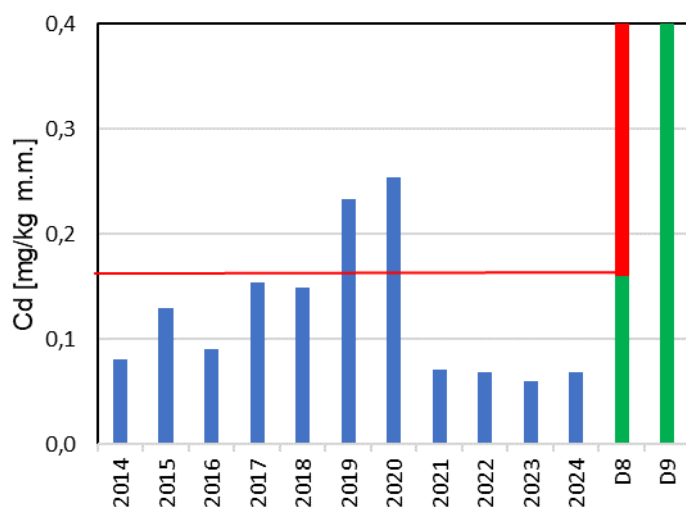


c)

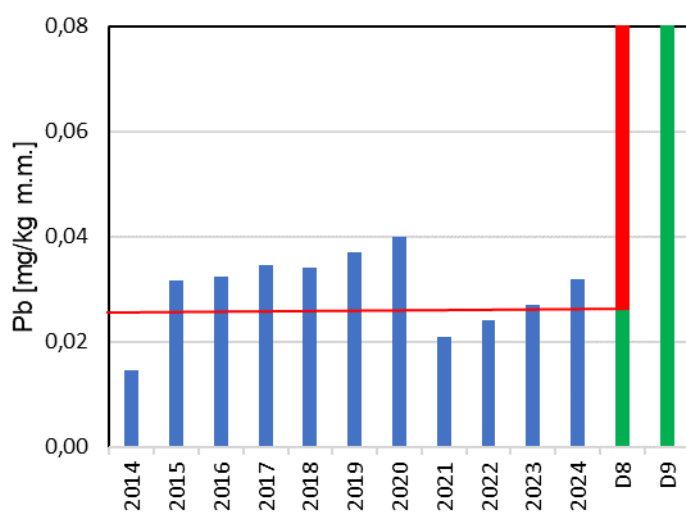


Rys. II.177. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

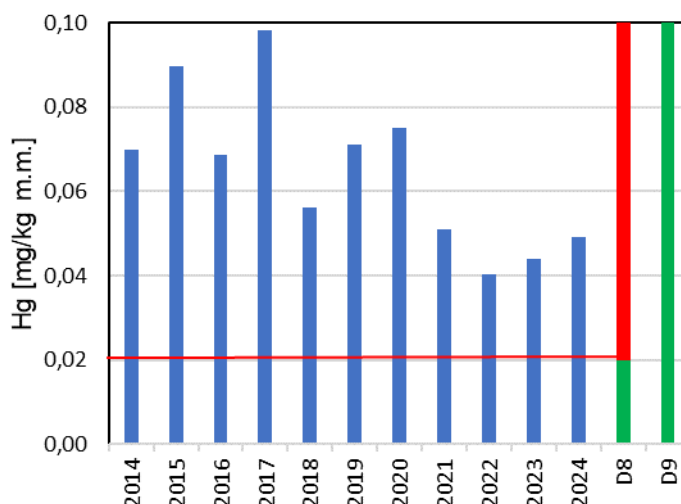
a)



b)



c)



Rys. II.178. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Wiślanego w latach 2014-2024; 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: $1,00 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, $1,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (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.172-Rys. II.175 i Rys. II.177-Rys. II.178). Biorąc pod uwagę powyższe należy stwierdzić, że stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2024 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 2024 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 jedenaście gatunków: sześć reprezentujących makroglony – *Verterbrata fucoides* (poprzednia nazwa *Polysiphonia fucoides*), *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus*, *Halosiphon tomentosus*, *Ceramium rubrum* i *Ceramium diaphanum*, cztery należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata*, *Rupia spiralis* 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*, *R. spiralis*, *S. pectinata* i *Z. palustris* dość licznie wystąpiły w rejonie Jamy Kuźnickiej. Słupki na wykresach (Rys. II.179 – Rys. II.182) 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 2024 roku, największe stężenia rtęci, charakteryzowały, podobnie jak w roku poprzednim, tkanki krasnorostów. Najwyższą wartość równą $77,3 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ zidentyfikowano w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego. Nieco niższą wartość oznaczono w *C. truncatus* ($64,6 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$) w rejonie Ławicy Słupskiej.

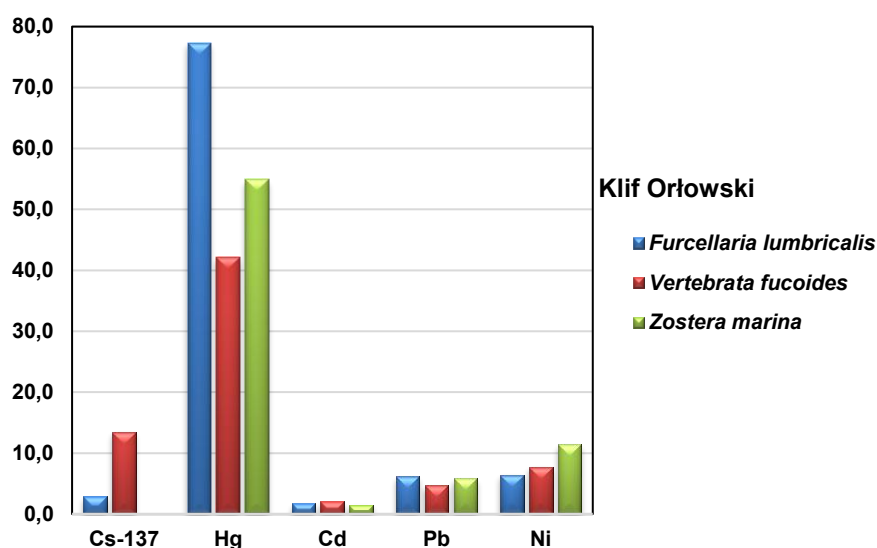
W rejonie Głazowiska Rowy gatunki makrofytobentosu charakteryzowały się podobnymi wartościami stężenia rtęci całkowitej. Stężenia rtęci w tkankach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej były na poziomie średnio $24,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., co może świadczyć o mniejszej presji lądowej w tym rejonie. Podobne poziomy rtęci wystąpiły w gatunkach: *S. pectinata*, *Z. marinai*, *C. baltica* w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Stężenia ołowiu pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. do $16,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w przypadku tkanek wszystkich gatunków. Najwyższymi wartościami ołowiu w tkankach charakteryzowały się organizmy pobrane w rejonie Jamy Kuźnickiej.

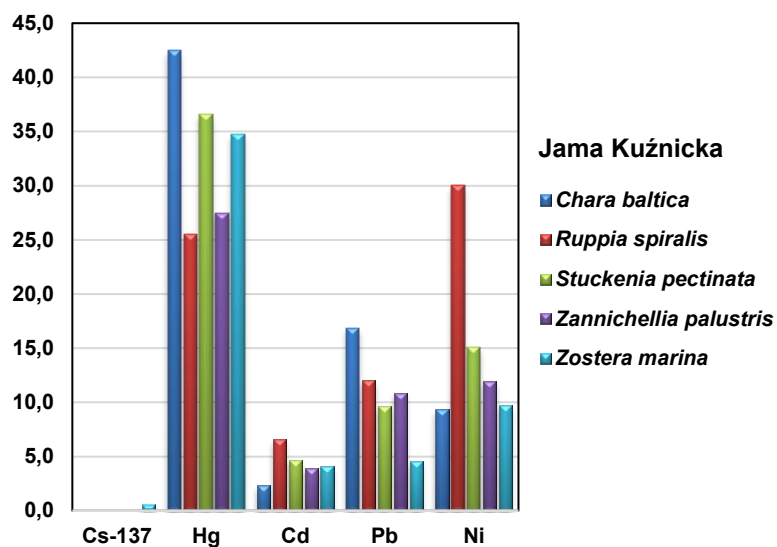
W 2024 roku stężenia kadmu w tkankach roślin makrofytobentosowych były niższe lub na zbliżonym poziomie niż w roku poprzednim. W przypadku krasnorostów pozostawały w zakresie od $1,5$ do $11,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Największa wartość charakteryzowała próbkę *H. tomentosus* pobraną w rejonie głazowiska Rowy ($11,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). Zawartość kadmu w tkankach roślin naczyniowych była na poziomie od $1,1$ do $6,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

W przypadku krasnorostów największe stężenie niklu odnotowano w *R. spiralis* w rejonie Jamy Kuźnickiej (30 mg kg^{-1} s.m.). W przypadku *V. fucoides* stężenia niklu wyniosły $7,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $4,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach. W przypadku *C. diaphanum* poziomy niklu różniły się w zależności od rejonu badań: od $7,9$ do $24,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Głazowiska Rowy i Ławicy Słupskiej odpowiednio. Zawartość niklu w tkankach roślin naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawała na poziomie $9,7$ - $30,0 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m., natomiast w *C. baltica* wyniosła $9,3 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

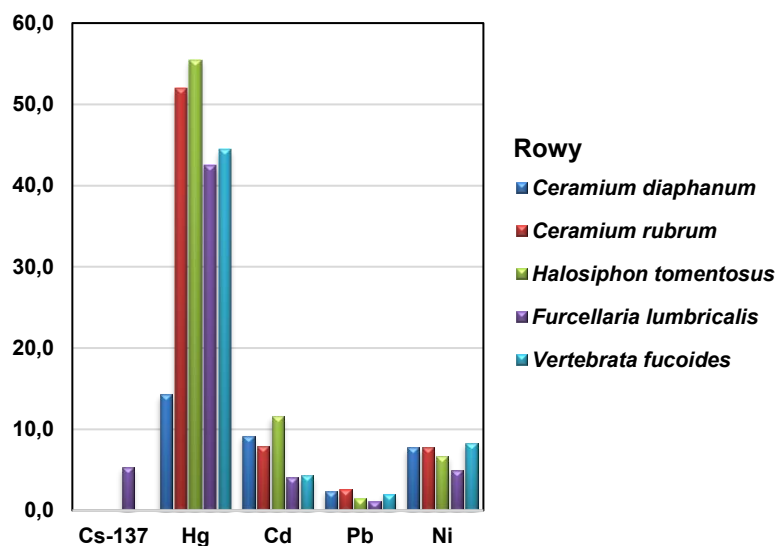
W 2024 roku największa średnia aktywność ^{137}Cs wystąpiła w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego ($13,4 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.) oraz w rejonie Głazowiska Rowy w gatunku *F. lumbricalis* ($5,3 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.).



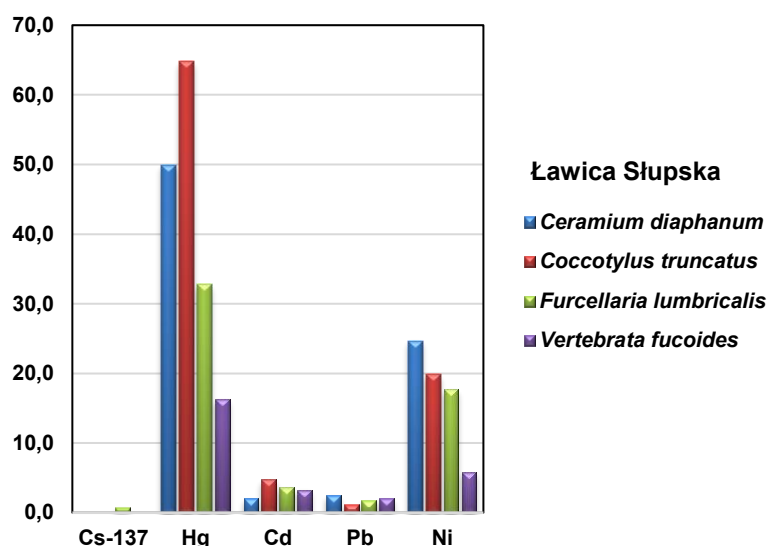
Rys. II.179. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.180. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w pięciu gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

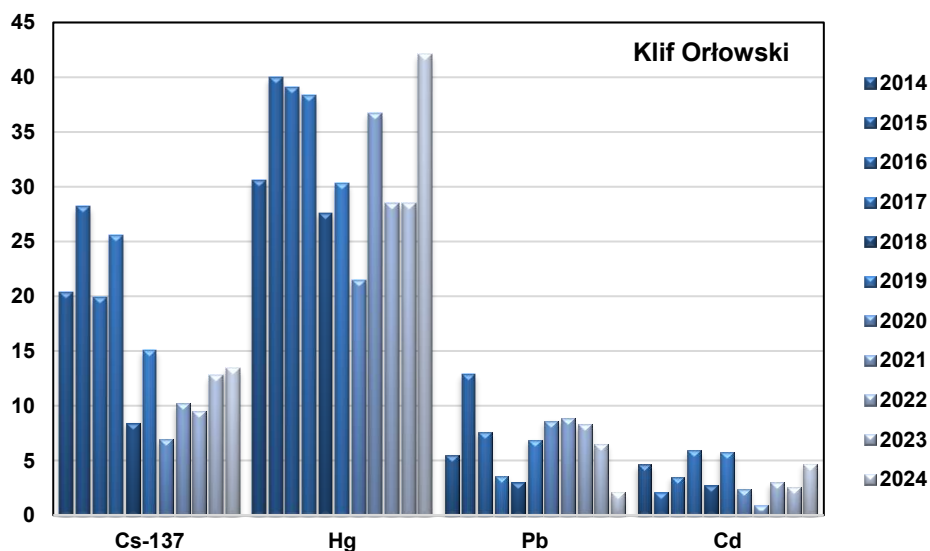


Rys. II.181. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w pięciu gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.182. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

W latach 2014-2024 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach 21,5-42,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku rtęci, 2,1-12,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku ołowiu i 0,9-5,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku kadmu (Rys. II.183). Stężenie rtęci w 2024 roku wyniosło 42,1 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i było najwyższe spośród całego okresu pomiarowego. Stężenie ołowiu w 2024 roku było niższe niż w roku poprzednim i wyniosło 2,1 mg kg^{-1} s.m. Była to również najniższa wartość oznaczona w całym okresie 2014-2024. W 2024 roku stężenie kadmu (24,7 mg kg^{-1} s.m.) było nieznacznie wyższe od odnotowanego w roku 2023. 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 2024 r. wyniosło 13,4 Bq kg^{-1} s.m. Była to aktywność nieznacznie wyższa w porównaniu do roku 2023.



Rys. II.183. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd i Pb [mg kg^{-1} s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2024 (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: rtęci, ołowiu, kadmu, niklu 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 2024 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 2014-2024. Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus 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 władystawowskiego. Ocenę 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.49 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 (*Mytilus edulis*) odłowionych w latach 2014-2024 z wód wszystkich badanych akwenów.

W 2024 r. zaobserwowano wzrost zawartości PBDE w tkankach mięśniowych ryb w 5-ciu badanych akwenach w porównaniu do ubiegłego roku 2023. W polskich wodach Basenu Bornholmskiego osiągnięto najwyższe stężenia 6 kongenerów PBDE na przestrzeni 10 lat badań zarówno w tkankach mięśniowych śledzi jak i storni. Ocenę stanu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2014-2024 (Tabela II.49). W 2024 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano najwyższe stężenie PBDE od 2016 r. wynoszące $0,37 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ W tkankach mięśniowych storni pobranych z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego uzyskano 10-krotny wzrost zawartości sumy 6-ciu PBDE w porównaniu do 2023 r. W 2024 r. zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach ryb odłowionych z Basenu Gdańskiego i Zalewu Wiślanego. Należy zwrócić uwagę na drastyczny wzrost sumy stężeń 6-ciu kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych okoni z Zalewu Szczecińskiego wynoszące $22,7 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ Największy udział w sumie 6PBDE przypada kongenerowi BDE 99 i BDE 100, które uzyskały stężenia $14,96 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ i $4,84 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$ Na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w organizmach odłowionych w 2024

r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za nieodpowiedni (subGES) według RDSM.

Tabela II.49. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów (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 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	ΣPBDE										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,0085	0,9	0,63	0,30	0,32	0,19	0,28	0,23	0,18	0,32	0,11	0,48
Basen Bornholmski	śledź		0,9	0,63	0,23	0,23	0,20	0,24	0,18	0,21	1,13	0,44	1,73
	stornia		0,67	0,45	0,03	0,01	0,02	0,08	0,09	0,11	0,09	0,05	4,93
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	0,12	0,11	0,09	0,18	0,14	0,17	0,23	0,09	0,06
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek		0,71	0,56	0,21	0,13	0,09	0,03	0,15	0,08	0,19	0,10	0,37
Zalew Wiśłany	okoń		0,030	0,020	0,01	0,04	0,004	0,01	0,09	0,13	3,59	0,59	0,12
Zalew Szczeciński	okoń		b.d.	0,040	0,070	0,02	0,01	0,01	0,13	0,12	0,18	0,07	22,7
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	2,43
	omulek		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 2015, 2016 i 2021 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 stornia.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach odtłowionych w 2024 r. z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego (Tabela II.50) stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM.

Tabela II.50. 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 2014-2024; 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										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	167	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318	0,092	0,246	0,016	0,054	0,055	0,023
Basen Bornholmski	śledź		0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120	0,298	0,013	0,037	0,033	0,022
	stornia		0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065	0,132	0,013	0,037	0,016	0,011
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108	0,251	0,013	0,052	0,032	0,016
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek		1,18	0,56	0,672	0,438	0,010	0,260	0,049	<0,004	<0,004	0,013	<0,004
Zalew Wiśłany	okoń		0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074	0,075	0,018	0,019	0,096	0,025
Zalew Szczeciński	okoń		0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096	0,237	0,020	0,003	0,004	0,156
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010	0,023	0,023	0,018
	omulek		0,053	<0,119	0,012	<0,03	0,0008	b.m.	b.d.*	b.d.*	b.d.*	b.d.*	b.d.*

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 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 stornia.

Wartość graniczna między dobrym, a złym stanem środowiska pod względem zanieczyszczenia HBCDD wynosi 167 µg kg⁻¹ m.m.

W 2024 r. zaobserwowano spadek zawartości HBCDD w porównaniu do 2023 r. w 5-ciu badanych akwenach. Wyjątek stanowią okonie odłowione z Zalewu Szczecińskiego, gdzie odnotowano najwyższe stężenie HBCDD od 2014 r. – 0,156 µg kg⁻¹ m.m.

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.51). W 2024 r. odnotowano wzrost zawartości stężeń PFOS w tkance mięśniowej w 5-ciu badanych akwenach, wyjątek stanowiły śledzie z wód Basenu Bornholmskiego, gdzie stężenie zmniejszyło się 20-krotnie w porównaniu do 2023 r. Najwyższe zawartości PFOS zaobserwowano w tkankach okoni odłowionych z wód Zalewu Szczecińskiego wynoszące 1,391 ng g⁻¹ m.m. dający tym samym najwyższe stężenie od 4 lat. Podobnie jak w latach 2014-2023, w 2024 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.51).

Tabela II.51. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).

Akwen	Gatunek	PFOS										
		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649	0,845	1,972	0,603	0,397	0,402	0,564
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783	0,598	0,865	0,278	0,293	0,585	0,028
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335	0,585	0,489	0,201	0,039	0,012	0,547
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	0,937	0,636	0,445	0,676	0,645	0,420	0,070	0,012	0,148
Zalew Wiślany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113	1,037	1,241	0,058	0,147	<0,009	0,357
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844	1,904	1,479	0,240	0,058	<0,009	1,391
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	0,314

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 2024 r. Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzeskodartowskiego 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 Tabeli II.52 zaprezentowano średnie wartości HCB w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach uzyskane w latach 2014-2024 r. Najwyższe zawartości HCB odnotowano w 2014 r. w śledziach odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego. W 2024 w 5-ciu badanych łowiskach (Basen Bornholmski (stornia), Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) nie wykryto zawartości HCB uzyskując wartości poniżej granicy oznaczalności $<0,22$ [ng g⁻¹ m.m.]. W 2024 r. tkanki mięśniowe śledzi z dwóch badanych akwenów uzyskały jedno z wyższych wartości stężeń na przestrzeni 10-cio lecia. Stan wód w roku 2024 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 $<0,769$ ng g⁻¹ m.m. Dodatkowo badania zawartości lindanu oraz heksachlorobenzenu w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2005-2024 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

Tabela II.52. Stężenie heksachlorobenzenu (HCB) w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; 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										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	10	6,55	0,46	0,23	0,27	0,52	0,69	0,39	1,38	1,02	0,14	1,59
Basen Bornholmski	śledź		5,16	0,08	0,24	0,22	0,64	1,15	0,62	1,09	1,99	0,08	0,99
	stornia		<0,04	0,05	0,42	0,12	0,15	0,17	0,17	0,60	0,13	<0,026	<0,22
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	0,26	0,12	0,25	0,2	0,29	2,54	0,62	0,03	0,27
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek		0,01	<0,01	<0,02	2,86	1,03	2,15	0,04	0,18	0,06	<0,026	<0,22
Zalew Wiślany	okoń		<0,04	0,02	0,12	0,13	0,13	0,12	0,08	0,86	0,07	<0,026	<0,22
Zalew Szczeciński	okoń		<0,04	0,18	0,38	0,13	0,13	0,31	0,17	1,59	0,08	<0,026	<0,22
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118	0,010	0,023	0,023	<0,22

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 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 władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzewsko-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, z kolei w 2024 r. uzyskano wartości w zakresie od 0,29 ng g⁻¹ m.m. w tkankach storni z polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego do 8,89 ng g⁻¹ m.m. w tkankach śledzi z wód Basenu Bornholmskiego. Granica dobrego stanu środowiska morskiego względem zanieczyszczenia sumą 6 PCB wynosi aż 75 ng g⁻¹ m.m., zatem otrzymane stężenia sumy 6 PCB w 2024 r. wskazują dobry stan środowiska (GES) – według RDSM. W przypadku analizy zawartości CB 118 w tkankach mięśniowych ryb w 2024 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.53).

Tabela II.53. Stężenie CB 118 w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Granica dobrego stanu	CB 118										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	24	24,14	0,32	0,3	0,94	0,89	0,45	0,39	2,04	5,62	<0,12	1,24
Basen Bornholmski	śledź		29,01	0,17	0,31	0,8	0,4	0,48	0,33	3,38	9,76	<0,12	1,83
	stornia		<0,03	0,09	<0,2	0,62	0,18	0,13	0,11	<3,27	9,57	<0,12	<0,42
Basen Gdański	stornia		b.d.	b.d.	0,34	0,61	0,88	0,18	0,34	3,32	25,7	<0,12	0,98
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omutek		<0,03	<0,02	<0,2	0,81	0,69	1,73	<0,08	<3,27	52,67	<0,12	0,58
Zalew Wiślany	okoń		<0,03	0,22	<0,2	0,68	0,71	0,24	0,31	8,8	25,5	<0,12	<0,42
Zalew Szczeciński	okoń		<0,03	0,12	0,44	0,66	0,32	0,13	0,23	<3,27	20,47	<0,12	<0,42
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,34	<3,27	20,18	<0,12	<0,42

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

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

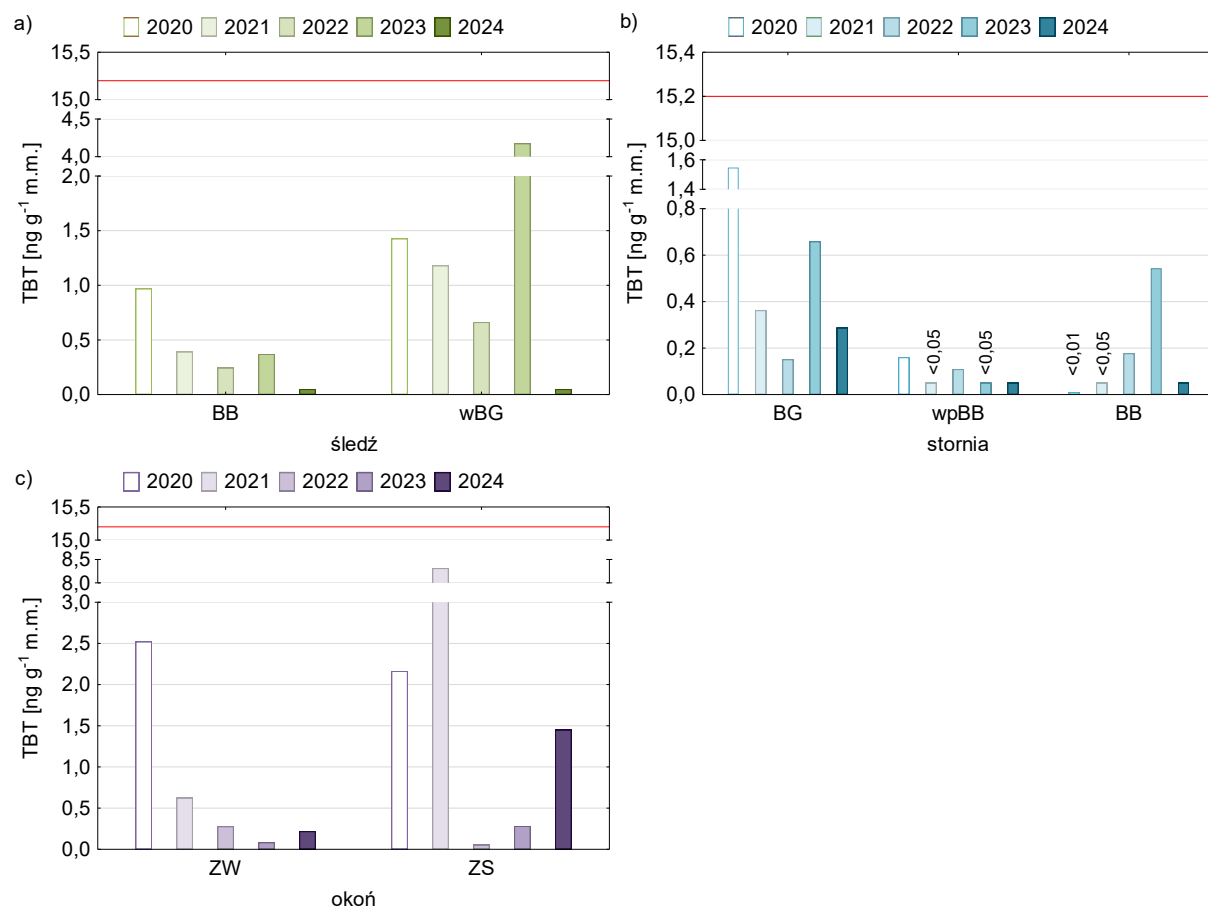
W 2024 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie wartości stężeń 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)perylenu, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omutka jadalnego (*Mytilus edulis*), które odniesiono do wartości, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego (GES) wg RDSM. Wyniki pomiarów wybranych związków (Tabela II.54) pozwoliły na określenie stanu środowiska polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jako dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA. Żadne ze stężeń zmierzonych w tkance omutka w 2024 r. nie przekroczyło wartości granicznej.

Tabela II.54. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2014-2024 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).

WWA	Wartość GES/subGES	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Fluoranten	30,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0	7,6	1,47	3,50	<0,29	1,67
Benzo(k)fluoranten	260,00	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48	9,5	<1,25	<1,19	<1,48	<2,32
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20	4,92	<2	<1,51	<1,33	1,72
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99	<1	2,19	<0,96	<0,62	0,79
Indeno(1,2,3-cd)piren	2,4	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06	<0,1	5,62	2,27	<1,43	<1,18	0,90

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2024 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM, 2009).



Rys. II.184. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych a) śledzia, b) storni, c) okonia w latach 2020-2024; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński; czerwona linia ($15,2 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$) – granica dobrego stanu środowiska (GES) wg RDSM; dla wartości poniżej limitu oznaczalności na wykresie umieszczono wartość limitu.

Ocenę przeprowadzono dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska kołobrzESCO-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 tributyllocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).

Rys. II.184 przedstawia średnie stężenie tributyllocyny (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 2024 r. zaobserwowano spadek stężenia TBT w tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz wód Basenu Bornholmskiego w porównaniu do 2023 r. Również stornie pobrane z wód Basenu Gdańskiego oraz wód Basenu Bornholmskiego wykazały niższe zawartości TBT w porównaniu do ubiegłego roku. Stężenia TBT w tkankach mięśniowych storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego drugi rok z rzędu występowały poniżej limitu oznaczalności. W 2024 r. zaobserwowano wzrost średnich stężeń TBT w tkankach okoni zarówno z wód Zalewu Wiślanego jak i wód Zalewu Szczecińskiego w porównaniu do 2023 r. Otrzymane wartości stężeń tributyllocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich badanych akwenach w 2024 r. 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 2024 roku. Podobnie jak w 2023 roku, w 2024 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.55 oraz Tabela II.56 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej w latach 2014-2024. W latach 2019-2022 monitoring zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami był rozszerzony o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6. W 2024 r. dobry stan środowiska (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia wody diklofenakiem został osiągnięty, w przypadku wszystkich akwenów poddanych ocenie (Tabela II.55.).

Tabela II.55. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; 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	2024
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	<0,03
	SW3		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,627	1,838	<0,04	<0,04	<0,03	<0,03
	P16		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,832	0,538	<0,04	<0,04	<0,03	<0,03
	P5		<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504	0,361	<0,04	<0,04	<0,03	<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	<0,03
	P140		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	1,110	0,309	<0,04	<0,04	<0,03	<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	<0,03
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853	0,592	<0,04	<0,04	b.d.	b.d.
	P 104		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,541	1,425	<0,04	<0,04	<0,03	<0,03

Akwen	Stacja	Wartość GES/ subGES	Diklofenak [ng dm ⁻³]										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	ZN2		9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62	1,030	0,694	<0,04	<0,04	<0,03	<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.

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

W 2024 r. kontynuowano analizy zawartości 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej pobranej na stacjach w czterech ocenianych akwenach Morza Bałtyckiego (Tabela II.56.). 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 EEA2 na stacjach P16 (Basen Bornholmski) oraz ZN2 (obszar polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wskazywały na zły stan środowiska (Tabela II.56). 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 2021-2024, wyniki monitoringu stężeń 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie powierzchniowej wskazują na dobry stan środowiska morskiego (GES) wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

Tabela II.56. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EEA2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

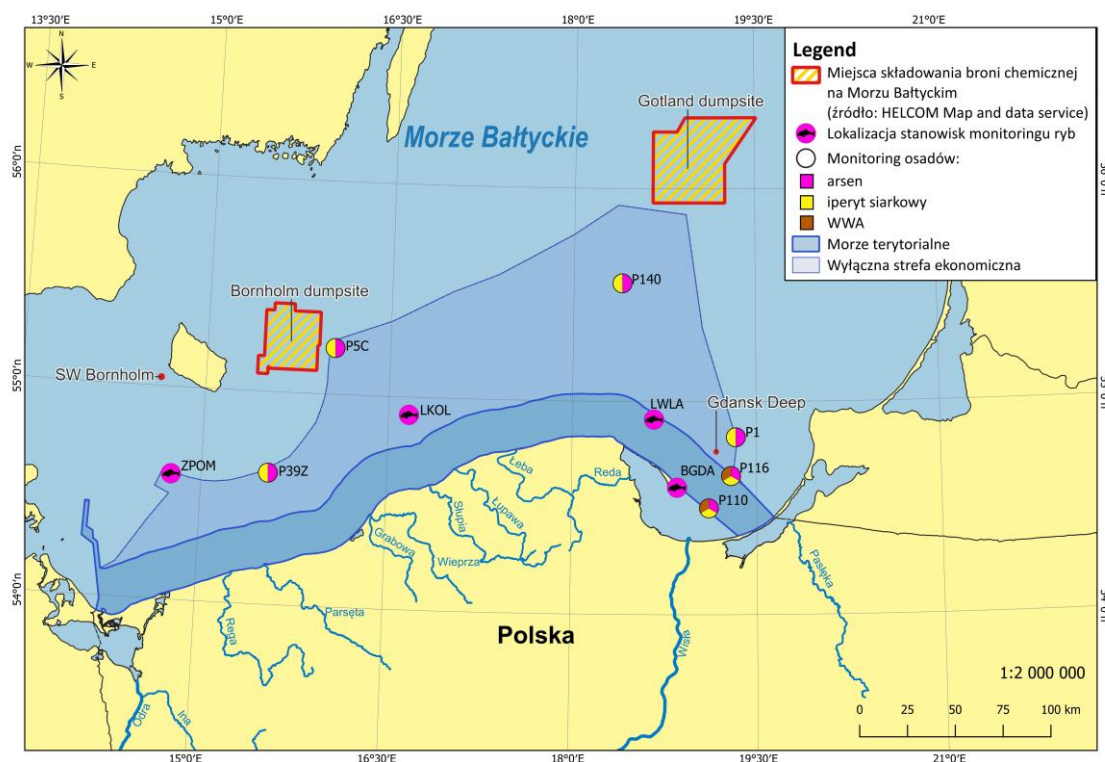
Akwen	Stacja	Wartość GES/ subGES	EEA2 [ng dm ⁻³]										
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<0,03
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<0,03
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<0,03
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<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	<0,03
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<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	<0,03
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	b.d.	b.d.
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	0,03	<0,03
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	<0,6	<0,6	<0,035	<0,035	<0,03	<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.

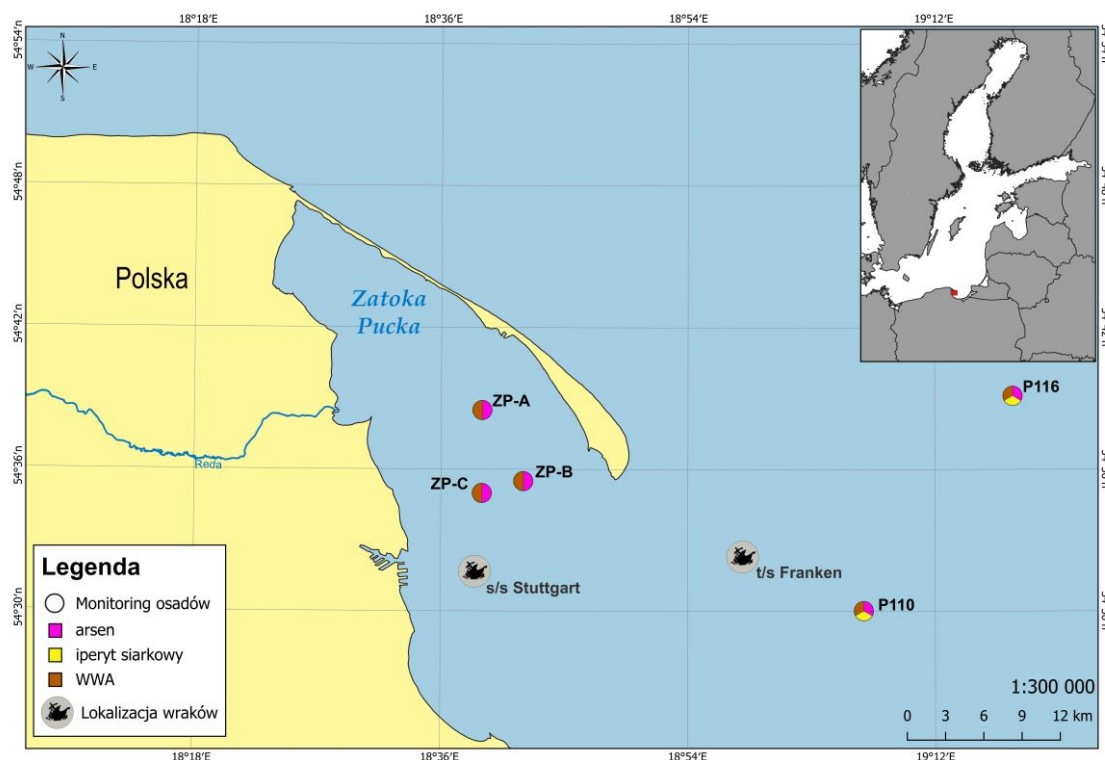
b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku i nie kontynuowano w roku 2023.

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki

W 2024 roku kontynuowano badania rozpoczęte w 2020 roku, mające na celu wykrycie potencjalnych zagrożeń dla stanu środowiska morskiego 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.185). 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 petnomorskich (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 kołobrzescko-dartowskiego i władysławowskiego. Wskaźnikami skażenia wynikającego z wydostającego się z wraków paliwa są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), których analizy w 2024 roku przeprowadzono w osadach dennych pobranych na stacjach w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis) i Zatoce Gdańskiej (P110 i P116).





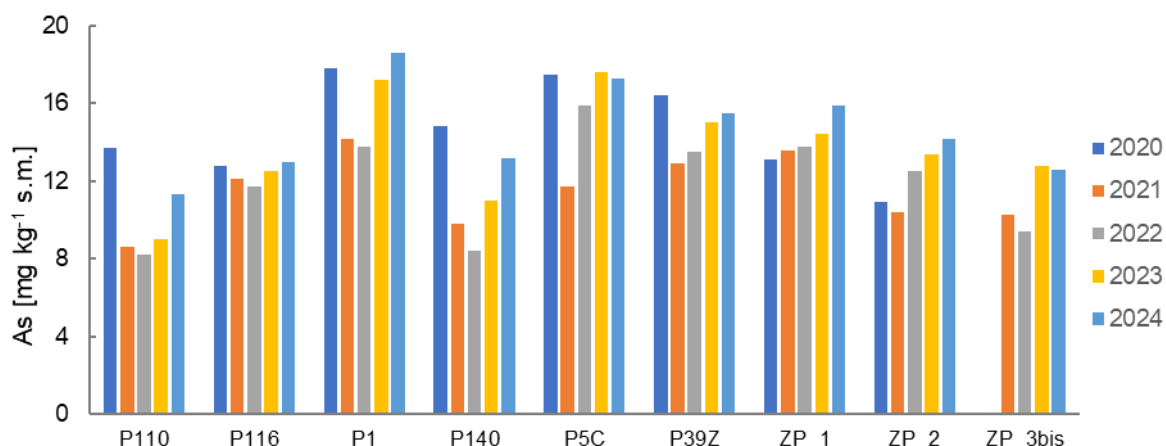
Rys. II.185. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie HELCOM MADS (<https://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html>), 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 2024 roku, stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów (0-1 cm) we wszystkich lokalizacjach pozostawały w zakresie od 11,3 do 18,6 mg kg⁻¹ s.m. (Rys. II.186), mieszcząc się w typowym zakresie stężeń charakterystycznych dla osadów powierzchniowych południowego Bałtyku (<5 do 29 mg kg⁻¹ s.m.) (Uścinowicz, 2011). Najniższe stężenia arsenu wystąpiły na stacjach P110 – 11,3 mg kg⁻¹ s.m. i P116 13,0 mg kg⁻¹ s.m. zlokalizowanych w Basenie Gdańskim oraz na stacji ZP_3bis w Zatoce Puckiej (12,6mg kg⁻¹ s.m.). We wschodnim Basenie Gotlandzkim poziom arsenu był zbliżony (13,2mg kg⁻¹ s.m.). Najwyższe stężenia arsenu wystąpiły w Głębi Gdańskiej – 18,6mg kg⁻¹ s.m. i Głębi Bornholmskiej, na stacji P5C najbardziej zbliżonej do miejsca zatopienia broni chemicznej, odnotowana wartość równa 17,3 mg kg⁻¹ s.m. była zbliżona do obserwowanej w roku poprzednim i zdecydowanie poniżej wartości typowych dla tego obszaru. Na dwóch pozostałych 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 (14,2 i 15,9 mg kg⁻¹ s.m.). We wszystkich lokalizacjach stężenia arsenu były zbliżone do wartości w 2023 roku, przy czym największą zmianę – wzrost o 2,3 mg kg⁻¹ s.m. odnotowano w Basenie Gdańskim na stacji P110.

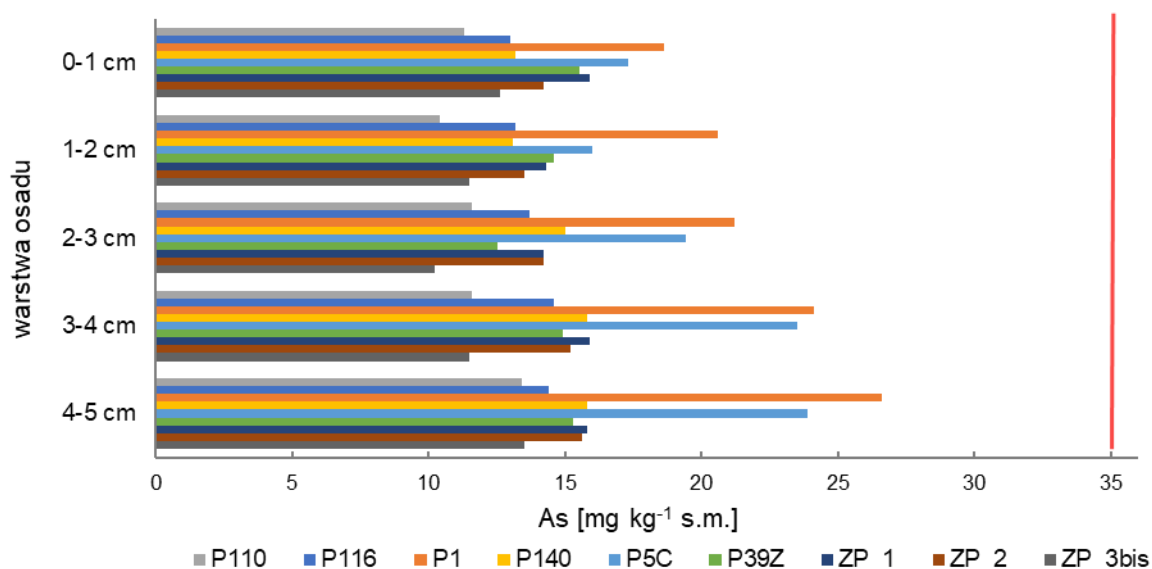
W 2024 roku badania stężeń arsenu przeprowadzono w warstwach osadów od 0 do 5 cm głębokości (Rys. II.187). Obserwowane poziomy stężenie arsenu były zbliżone do tych w roku poprzednim z wyjątkiem Głębi Gdańskiej (P1) i Głębi Bornholmskiej (P5C), gdzie odnotowano wzrost odpowiednio o 5,1 mg kg⁻¹ s.m. i 3,8mg kg⁻¹ s.m. na głębokości 5 cm. Na tych samych stacjach wystąpiły najwyższe stężenia na wszystkich poziomach, pozostawały one odpowiednio w zakresach 18,6 mg kg⁻¹ s.m. do 26,6 mg kg⁻¹ s.m. oraz 17,3 mg

kg⁻¹ s.m. do 23,9 mg kg⁻¹ s.m. Najmniejsze poziomy stężenie arsenu, w zakresie od 11,3 mg kg⁻¹ s.m. do 13,4 mg kg⁻¹ s.m., charakteryzowały rdzeń o miąższości 5 cm w Zatoce Gdańskiej na stacji P110. Podobne wartości wystąpiły w Zatoce Puckiej. We wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) stężenie arsenu wzrastały od powierzchni (13,2 mg kg⁻¹ s.m.) do głębokości 5 cm (15,8 mg kg⁻¹ s.m.). Żadna z wartości zmierzonych w osadach pobranych w 2024 roku nie przekroczyła wartości granicznej 35 mg kg⁻¹ s.m. wyznaczonej dla osadów dennych przez Zalewską i współpracowników (2023).

W 2024 roku, badania zawartości iperytu w osadach dennych przeprowadzono 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.

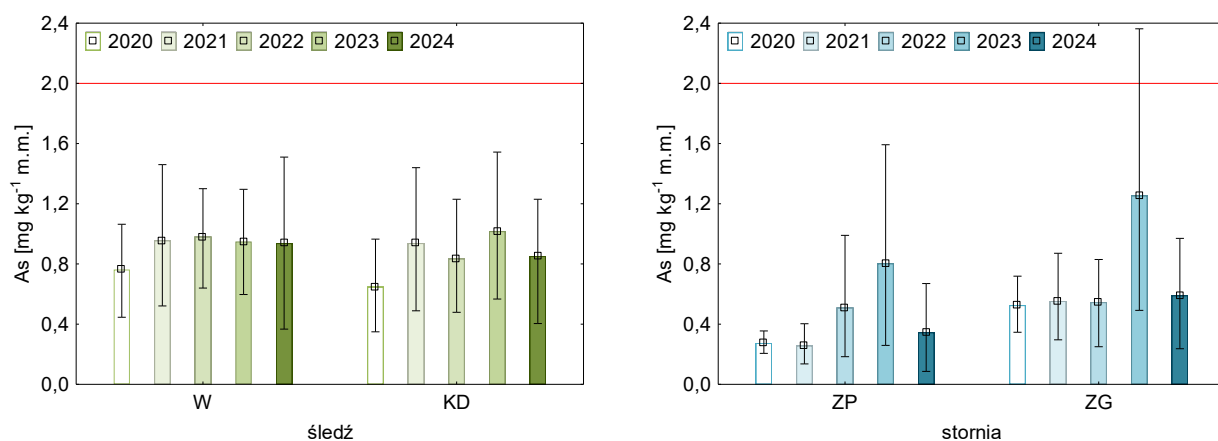


Rys. II.186. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w latach 2020-2024.

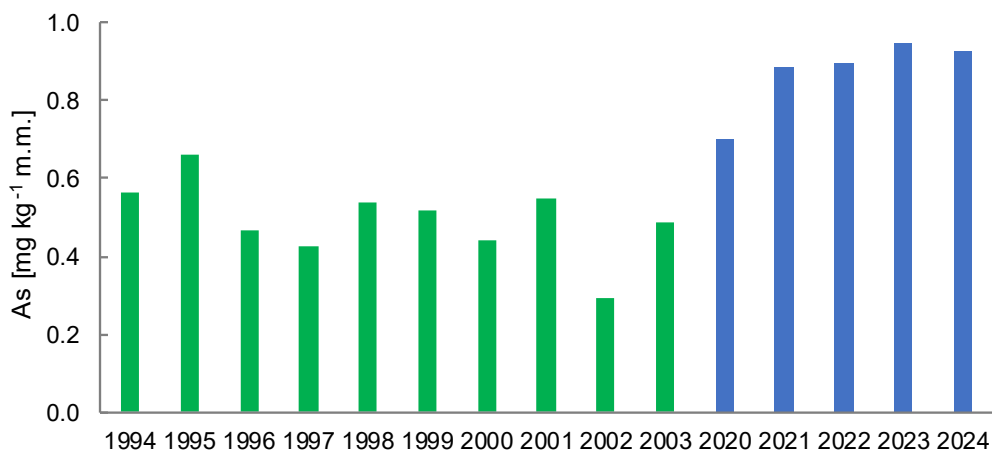


Rys. II.187. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów (0-5 cm) na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3bis), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2024 roku; kolorem czerwonym na wykresie zaznaczono wartość graniczną (35 mg kg⁻¹ s.m.) za Zalewską i in. (2023).

W 2024 roku kontynuowano badania stężeń arsenu w mięśniach dwóch gatunków ryb: śledzi i storni. Średnie stężenia arsenu w śledziu z łowiska władystawowskiego i łowiska kołobrzESCO-dartowskiego wynosiły odpowiednio $0,94 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,92 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$, co oznacza praktyczny brak zmian w stosunku do roku poprzedniego, w którym wynosiły odpowiednio $0,96 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,94 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ (Rys. II.188). Zakres stężeń arsenu w śledziu obejmował wartości $0,37\text{--}1,51 \text{ kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w przypadku łowiska władystawowskiego i $0,40\text{--}1,23 \text{ kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w przypadku łowiska kołobrzESCO-dartowskiego. Średnie stężenie arsenu w storniach zarówno z Zatoki Pomorskiej, jak i Zatoki Gdańskiej były widocznie mniejsze od obserwowanych w roku poprzednim $0,56 \text{ kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,91 \text{ kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i wynosiły odpowiednio $0,28 \text{ kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,57 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$. Stężenie arsenu w żadnej z ryb pobranych w 2024 roku nie przekroczyło wartości granicznej $2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Zalewska i in., 2023). W całym okresie prowadzenia monitoringu, przekroczenie wartości granicznej odnotowano w jednym osobniku storni z Zatoki Gdańskiej w 2023 roku ($2,36 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$; Rys. II.188). Odnosząc uzyskane wyniki do okresu 2020-2023 oraz do danych literaturowych dla okresu 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009) można stwierdzić, że wartość średnia dla śledzia wyliczona na podstawie wszystkich wyników równa $0,93 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2024 roku jest zbliżona do obserwowanej w latach 2021-2023 i nieco wyższa od poziomów w latach poprzednich (Rys. II.189). Jednocześnie jest to wartość zbliżona do stężeń arsenu obserwowanych w innych obszarach Bałtyku ($0,66\text{--}1,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Larsen i Francesconi, 2003)).



Rys. II.188. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020-2024 (W – łowisko władystawowskie, KD – łowisko kołobrzESCO-dartowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąż – zakres wartości, kolorem czerwonym na wykresie zaznaczono wartość graniczną ($2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) za Zalewska i in. (2023)).



Rys. II.189. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020-2024 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.

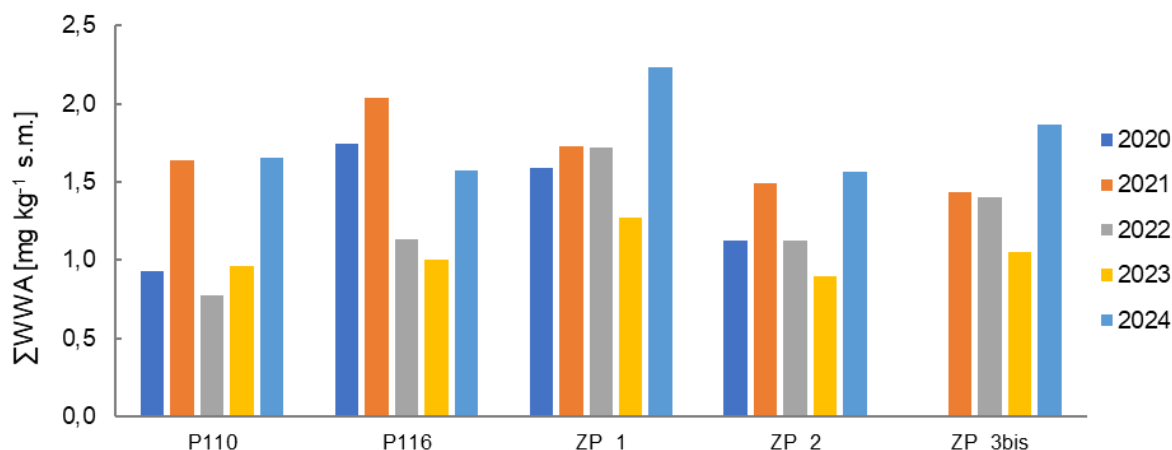
Stężenie Σ WWA w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 cm), pobranych w 2024 roku (Rys. II.190), w obrębie badanych lokalizacji, mieściło się w zakresie 1,57-2,23 mg kg⁻¹ s.m. Średnie stężenie Σ WWA w tej warstwie było nieznacznie wyższe dla stacji zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (1,89 mg kg⁻¹ s.m.) w porównaniu do Zatoki Gdańskiej (1,61 mg kg⁻¹ s.m.). Najwyższe stężenie (2,23 mg kg⁻¹ s.m.) Σ WWA w roku 2024, zmierzono w warstwie powierzchniowej osadu pobranego na stacji ZP_1. W latach 2020 i 2021 maksymalne wartości wyniosły odpowiednio: 1,75 i 2,04 mg kg⁻¹ s.m., obie dotyczyły stacji P116, natomiast od roku 2022 najwyższe wartości Σ WWA w powierzchniowej warstwie osadu mierzone są na stacji ZP_1. W poprzednich latach wyniosły one 1,72 i 1,27 mg kg⁻¹ s.m.

Na wszystkich stacjach stężenie Σ WWA wzrosło w stosunku do roku 2023 (Rys. II.190). Największy, wzrost (z 1,05 do 1,86 mg kg⁻¹ s.m.) odnotowano na stacji ZP_3bis. Najmniejszą zmianę zaobserwowano na stacji P116, choć i w tym przypadku wartość była o ponad połowę wyższa niż w roku 2023 (wzrost 1,01 do 1,58 mg kg⁻¹ s.m.). Należy jednak zaznaczyć, że rok 2023 był dla większości stacji rokiem, w którym odnotowano najniższe wartości stężeń Σ WWA w obrębie większości stacji. Wyjątkiem była stacja P110, tam najniższą wartość zmierzono w roku 2022 (0,78 mg kg⁻¹ s.m.). Na tej stacji stężenie Σ WWA w 2024 roku (1,64 mg kg⁻¹ s.m.) było porównywalne ze stężeniem zmierzonym w roku 2021 (1,65 mg kg⁻¹ s.m.). Na stacji P116 wartości wyższe niż w roku 2024 zmierzono w latach 2020-2021 (1,75 i 2,04 mg kg⁻¹ s.m.). Dla stacji zlokalizowanych w Zatoce Puckiej wartości charakteryzujące rok 2024 są maksymalnymi jakie zmierzono dla każdej z nich w ciągu 5 lat monitoringu (ZP_1: 2,23 mg kg⁻¹ s.m.; ZP_2: 1,57 mg kg⁻¹ s.m.; ZP_3bis: 1,86 mg kg⁻¹ s.m.), przy czym na stacji ZP_2 zbliżoną wartość opisano także dla roku 2021 (1,49 mg kg⁻¹ s.m.).

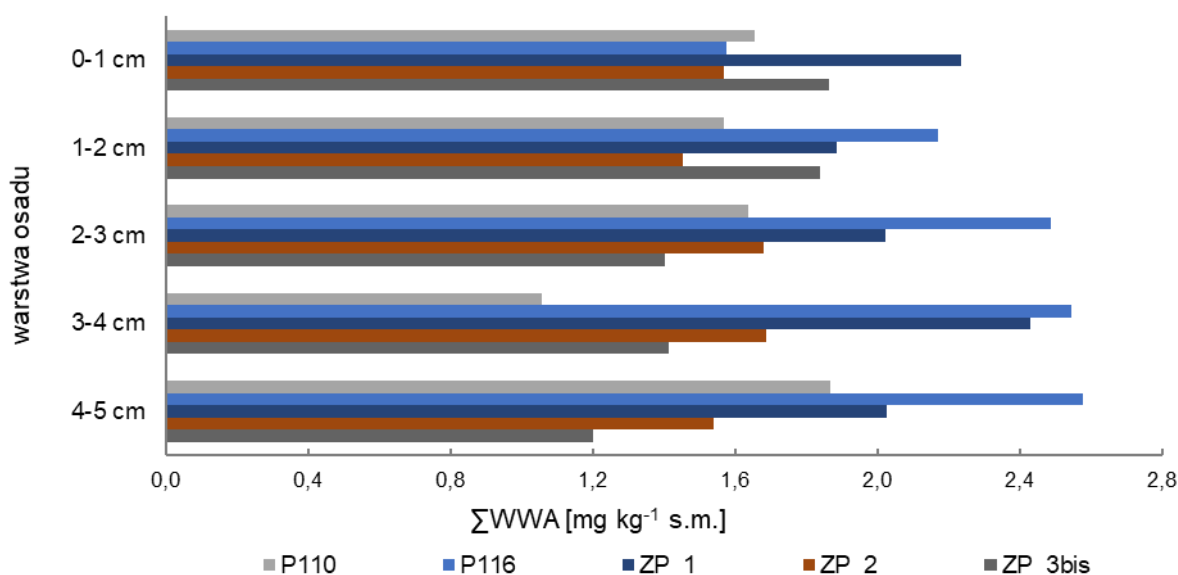
W profilu pionowym (Rys. II.191) wyraźny wzrost stężeń Σ WWA w głąb osadu zaobserwowano na stacji P116. Stężenie Σ WWA w najniższej położonej warstwie 4-5 cm (2,58 mg kg⁻¹ s.m.), było ponad półtora razy wyższe w porównaniu z warstwą 0-1 cm (1,58 mg kg⁻¹ s.m.). Należy zaznaczyć, że od rozpoczęcia prowadzenia monitoringu WWA na tej stacji taka charakterystyka rozkładu zanieczyszczeń powtarza się rokrocznie, zmienia się jedynie zakres mierzonych wartości Σ WWA. Dodatkowo w latach 2021-2023 odnotowywano zarówno spadek wartości stężeń minimalnych charakteryzujących warstwą 0-1 cm (z 2,04 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 wyraźnie niższe wartości stężeń Σ WWA w stosunku do pozostałych warstw (1,57-1,87 mg kg⁻¹ s.m.) odnotowano w warstwie 3-4cm (1,06 mg kg⁻¹ s.m.). W osadach ze stacji ZP_1 warstwą, w której stężenie Σ WWA było najniższe była warstwa 1-2 cm (1,89 mg kg⁻¹ s.m.), natomiast najwyższe wartości zmierzono w warstwie 3-4 cm (2,43 mg kg⁻¹ s.m.). Stacja ZP_2 charakteryzowała się najmniejszą zmiennością w profilu pionowym. Wartości mieściły się w wąskim zakresie od 1,45 do 1,67 mg kg⁻¹ s.m., przy czym, podobnie jak w przypadku ZP_1, minimum, odnotowano w warstwie 1-2 cm natomiast maksimum w warstwie 3-4 cm. W najgłębiej położonej warstwie 4-5 cm Σ WWA wyniosła 1,54 mg kg⁻¹ s.m i była niemal równa Σ WWA w warstwie 0-1 cm (1,57 mg kg⁻¹ s.m.). Stację ZP3_bis wyróżniał spadek wartości stężeń Σ WWA w głąb osadu od wartości 1,86 mg kg⁻¹ w warstwie 0-1 cm do 1,20 mg kg⁻¹ w warstwie 4-5 cm.

Porównanie, otrzymanych w wyniku badań w 2024 roku poziomów Σ WWA (1,06-2,58 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 (Σ 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 ΣWWA zmierzone w 2024 roku, były o rząd wielkości niższe niż najniższe wartości raportowane w przywoływanej literaturze.



Rys. II.190. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 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 2020-2024.



Rys. II.191. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 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 2024 roku.

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne występują w środowisku w postaci mieszanin, a na podstawie proporcji pomiędzy poszczególnymi związkami można wnioskować o źródle ich pochodzenia. W Tabeli II.57 zestawiono wartości wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA mogących wskazywać na pochodzenie petrogeniczne (tj. sytuacje awaryjne (rozlewy olejowe, wycieki paliwa), wycieki z wydobywania 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 benzo(a)antracenu oraz naftalenu do fenantrenu mogą wskazywać na petrogeniczne źródło pochodzenia obecnych w osadach WWA. W prawie wszystkich analizowanych próbkach wartości tych współczynników wynosiły > 1. Wyjątkiem były próbki odpowiadające warstwowi osadu 2-3 oraz 3-4 cm na stacji ZP_3bis, w których wartość współczynnika naftalen/fenantren wyniosła odpowiednio 0,22 i 0,94. 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.57. 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 wskazującą na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3bis
Fenantren/antracen	>10	1,98 (1,37-2,86)	2,47 (1,84-3,44)	2,09 (1,89-2,22)	1,72 (1,36-2,47)	2,21 (1,25-2,77)
Fluoranten/piren	<1	1,40 (1,32-1,45)	1,39 (1,33-1,40)	1,35 (1,34-1,37)	1,35 (1,32-1,38)	1,36 (1,33-1,38)
Chryzen/benzo(a)antracen	>1	1,62 (1,42-2,03)	1,59 (1,50-1,67)	1,37 (1,24-1,57)	1,31 (1,24-1,43)	1,21 (1,17-1,25)
Benzo(a)antracen/ (benzo(a)antracen+chryzen)	<0,2	0,38 (0,33-0,41)	0,39 (0,37-0,40)	0,42 (0,39-0,45)	0,43 (0,41-0,45)	0,45 (0,44-0,46)
Fluoranten/(Fluoranten+piren)	<0,4	0,58 (0,57-0,59)	0,58 (0,57-0,58)	0,58 (0,57-0,58)	0,58 (0,57-0,58)	0,58 (0,57-0,58)
Antracen/(antracen+fenantren)	<0,1	0,35 (0,26-0,42)	0,30 (0,23-0,25)	0,32 (0,31-0,35)	0,38 (0,29-0,42)	0,33 (0,27-0,44)
Indeno(1,2,3-cd)piren/(indeno(1,2,3-d)piren+benzo(g,h,i)perylen)	<0,2	0,56 (0,54-0,57)	0,57 (0,56-0,58)	0,55 (0,54-0,55)	0,55 (0,54-0,55)	0,54 (0,52-0,56)
Naftalen/fenantren	>1	23,55 (1,98-34,94)	12,47 (1,12-21,39)	12,73 (8,67-18,29)	20,66 (15,70-31,30)	4,61 (0,22-10,69)

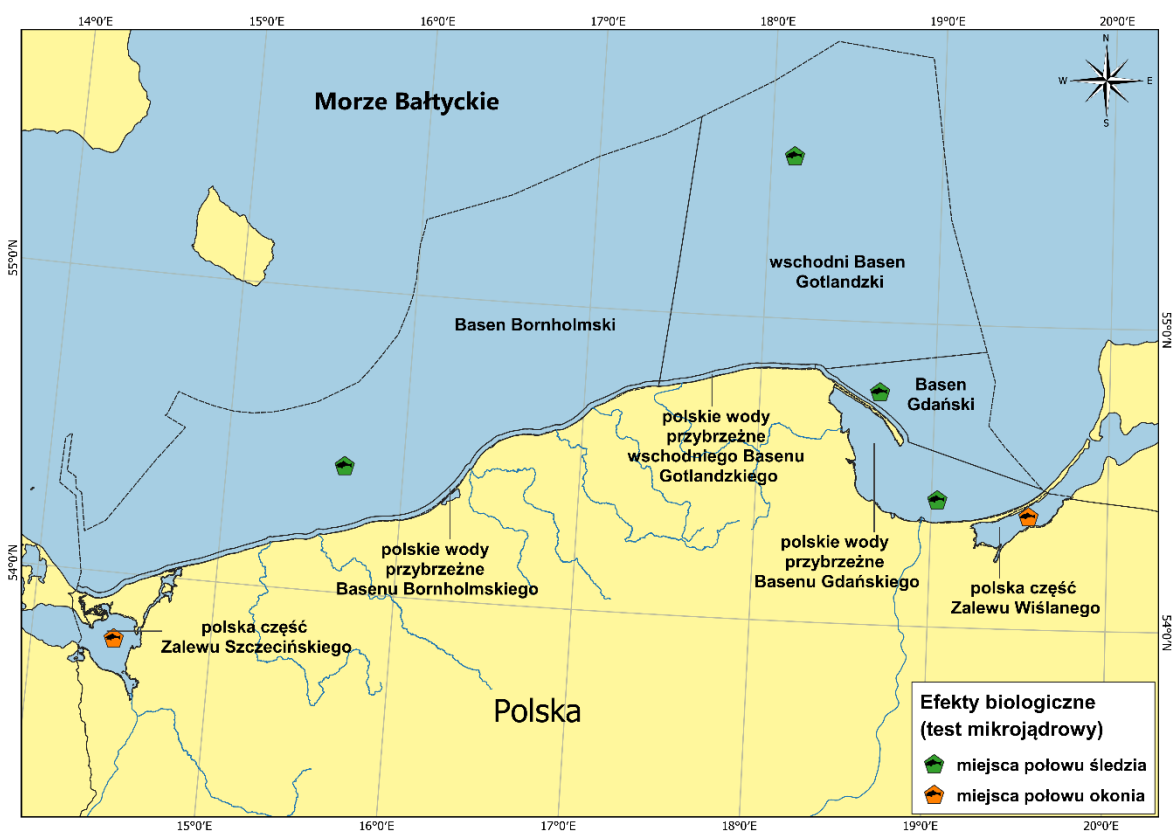
Uzyskane wyniki analiz WWA w powierzchniowych warstwach osadów dennych nie wskazują na wpływ paliwa z wraków na stan ekosystemu w lokalizacjach objętych badaniami.

II.4.3.5. Test mikrojądrowy

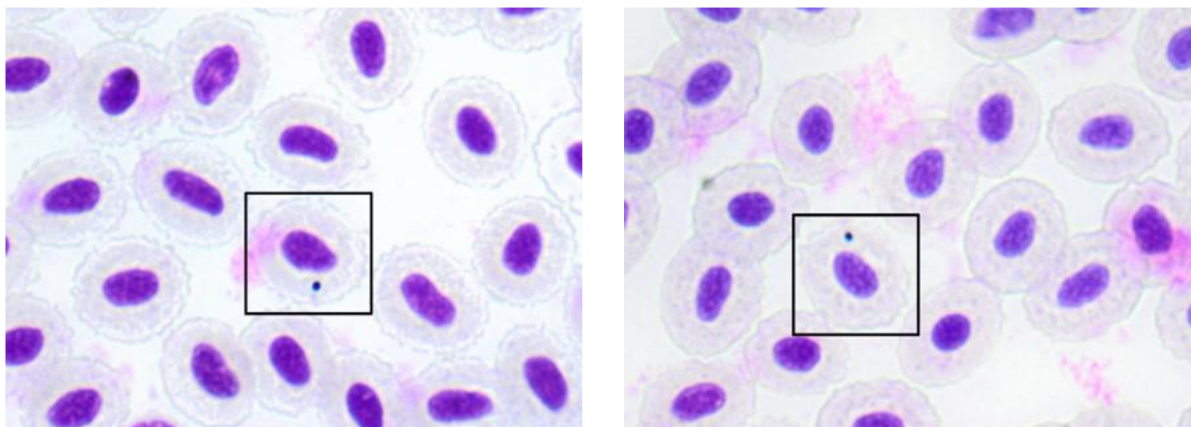
Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cyto-genetycznych na poziomie komórkowym, wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). Został opracowany niezależnie przez Heddle'a w 1973 roku oraz dwa lata później przez Schmidta (Hayashi 2016). Do 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 mikrojąder 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 2024 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 Wiślan (Rys. II.192). 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.193). 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).

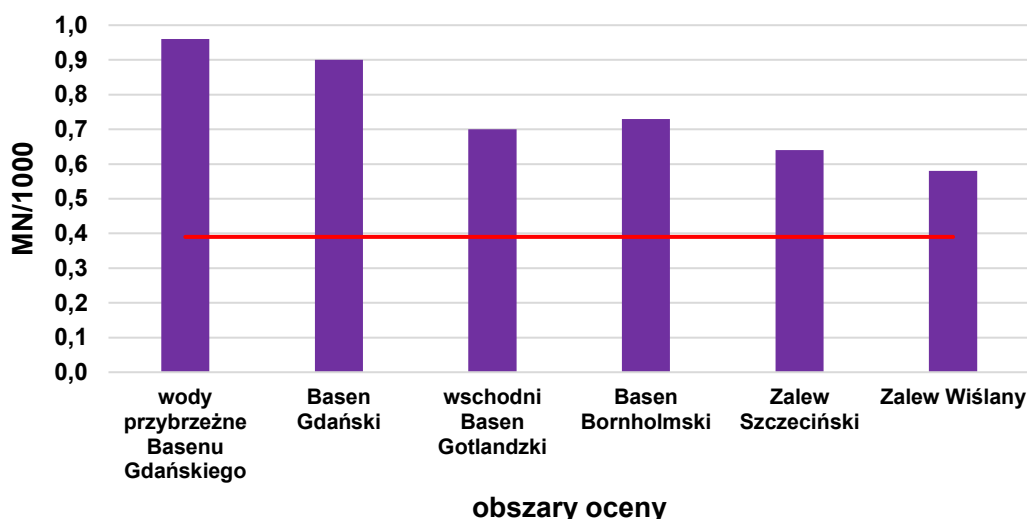


Rys. II.192. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) i okonia (*Perca fluviatilis*) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2024 roku.



Rys. II.193. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami – mikrojądrami (MN).

W roku 2024 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.194). Najwyższe wartości stwierdzono w śledziach odłowionych w rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Basenu Gdańskiego, gdzie liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 0,96 i 0,90 odpowiednio (Tabela II.58). W przypadku wyniku testu MN w krwi okoni z Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego obserwowano najniższą wartość średnią: 0,58 i 0,64, jednak również były to wartości niemieszczące się w granicy dobrego stanu środowiska (Rys. II.194; Tabela II.58). W obszarach morskich, gdzie analizie poddano krew śledzi wartości badanego wskaźnika były niższe w otwartych wodach południowego Bałtyku (wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski) niż w przybrzeżnych (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i Basen Gdański) co mogło mieć związek ze specyfiką osobniczą populacji śledzia w różnych rejonach Morza Bałtyckiego m.in.: długość, masa, płeć, wiek. Otrzymane wyniki w roku 2024 dla Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego wskazują na poprawę jakości środowiska w tych obszarach w porównaniu z rokiem ubiegłym (2023), ale o stwierdzeniu poprawy można dyskutować w aspekcie wieloletnich zmian (Tabela II.58). W próbkach krwi ryb pochodzących z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano liczbę MN/1000 równą 0,96, natomiast wartość (0,90) wyznaczono dla Basenu Gdańskiego (Rys. II.194) i były to wartości wyższe bądź zbliżone do wartości uzyskanych w roku 2023. W konsekwencji od roku 2016 do 2024 granica dobrego stanu środowiska jest przekraczana w tych obszarach. Wynik testu MN w krwi okoni z obu zalewów były na zbliżonym poziomie w roku 2024 (Tabela II.58). Ostatecznie, stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2024 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.

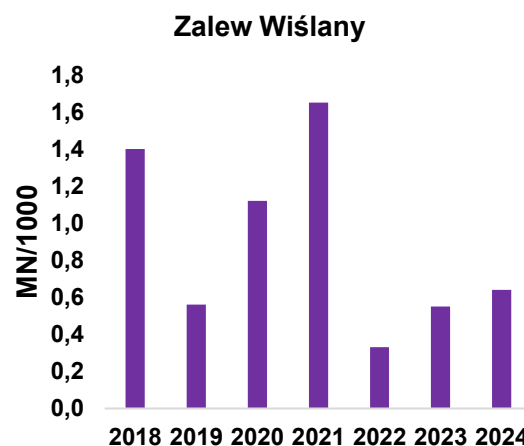
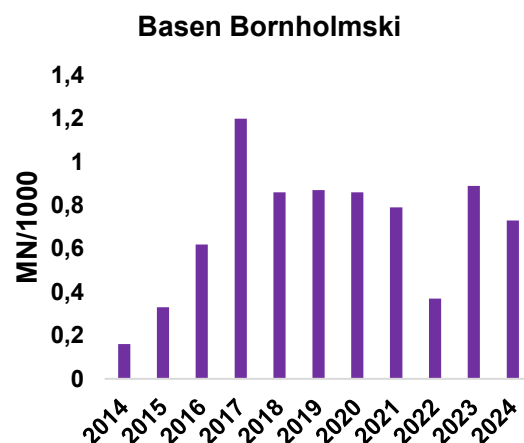
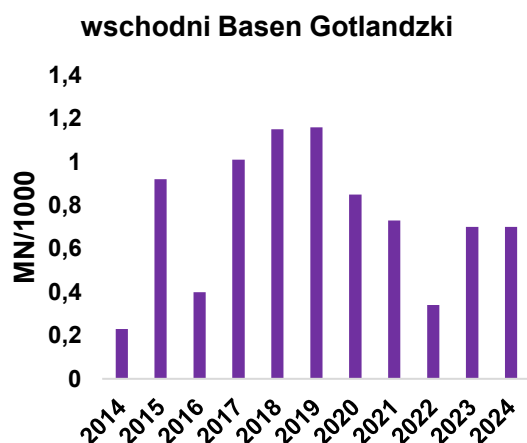
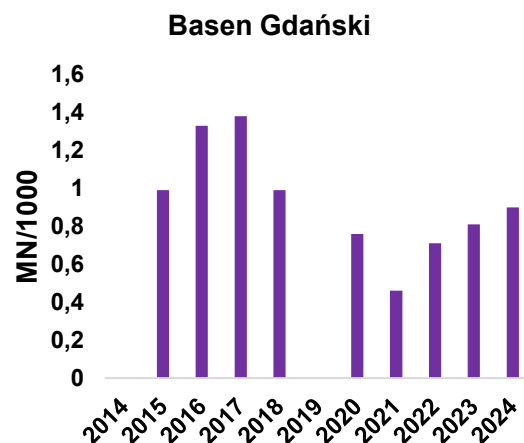
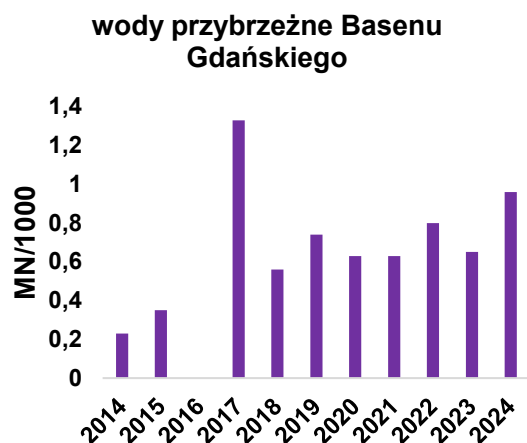


Rys. II.194. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2024 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim.

Tabela II.58. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2024; 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	2024
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,23	0,35	-	1,33	0,56	0,74	0,63	0,63	0,80	0,65	0,96
Basen Gdański	-	0,99	1,33	1,38	0,99	-	0,76	0,46	0,71	0,81	0,90
wschodni Basen Gotlandzki	0,23	0,92	0,40	1,01	1,15	1,16	0,85	0,73	0,34	0,70	0,70
Basen Bornholmski	0,16	0,33	0,62	1,20	0,86	0,87	0,86	0,79	0,37	0,89	0,73
Zalew Szczeciński	-	-	-	-	1,69	0,66	1,03	1,26	1,16	0,52	0,58
Zalew Wiśłany	-	-	-	-	1,40	0,56	1,12	1,65	0,33	0,55	0,64

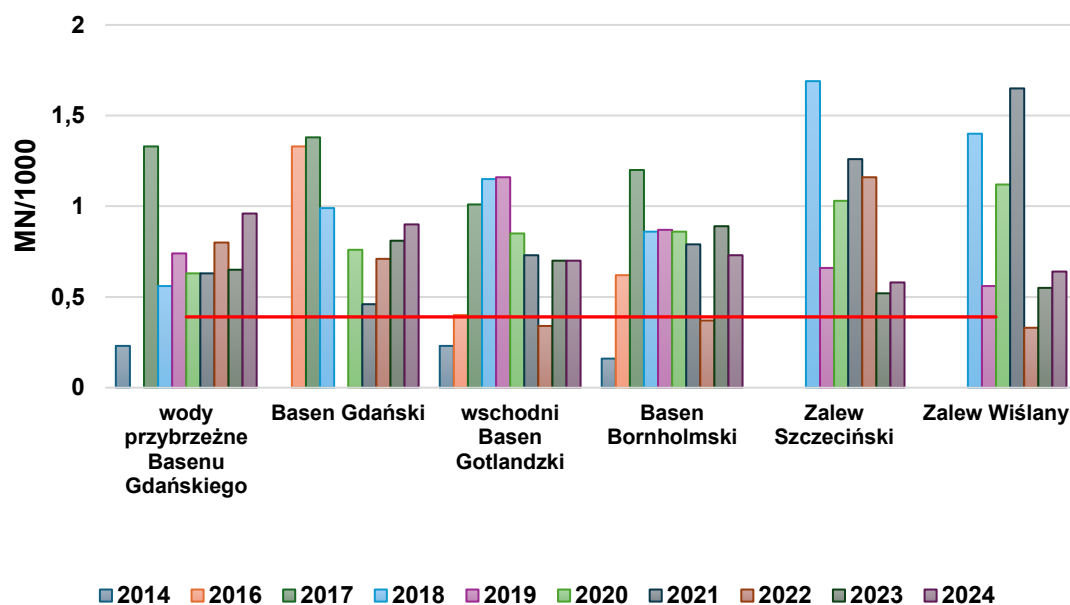
Biorąc pod uwagę cały okres pomiarowy 2014-2024 dla śledzia bałtyckiego, jedynie w przypadku obszaru wschodniego Basenu Gotlandzkiego obserwowana jest tendencja spadkowa występowania mikrojąder w erytrocytach (Rys. II.195). Na przestrzeni 8 lat częstość występowania aberracji spadła o 40%. Basen Gdański oraz Zalew Szczeciński są rejonami, w których w całym okresie pomiarowym wartość dobrego stanu środowiska nie była osiągnięta. W pozostałych trzech obszarach trudno wskazać jednoznaczny kierunek zmian. Biorąc pod uwagę wyniki testu MN w latach 2021-2024 można zaobserwować poprawę stanu środowiska w Szczecińskim (Rys. II.195).



Rys. II.195. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2024.

Podsumowując okres pomiarowy 2014-2024 dla śledzia bałtyckiego oraz okres 2018-2024 dla okoni, wyniki testu MN na genotoksyczność wskazują, iż ryby w strefach przybrzeżnych Morza Bałtyckiego (śledzie) charakteryzują się wyższą liczbą aberracji niż okonie w estuariach Bałtyku (Rys. II.196). 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 2024 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.196. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2024; 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 (Beamont 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 2024 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.197).

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 2024 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 2025 roku i obejmował dziewięć kategorii:

plastiki, drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma, odpady żywnościowe oraz odpady niezidentyfikowane, które przypisano do grupy 'inne'.



Rys. II.197. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2024 r.

W latach 2015-2024, na objętych badaniami odcinkach plaż, łącznie zliczono i zidentyfikowano 126097 sztuk odpadów. Najwięcej z nich znaleziono w roku 2018 i 2016 (20829 i 20322 sztuki). W 2015 r. łączna liczba śmieci wyniosła 17448, w 2019 r. – 15964, W latach 2020, 2023-2024 suma zebranych na plażach odpadów była zbliżona i mieściła się w zakresie 12087-13661 sztuk. Niższą liczbę odpadów odnotowano w 2017 r. (10523 sztuk). Wyraźnie mniej odpadów zebrano również w latach 2021 i 2022 (odpowiednio 7447 i 5518 sztuk), przy czym w roku 2022 badania nie obejmowały sezonu zimowego, co wpływa na zaniżenie tej liczby w stosunku do pozostałych lat. Ponadto na spadek liczby odpadów w tym czasie mogła mieć wpływ pandemia wywołana wirusem Sars-Cov-2. W związku ze zwiększonym ryzykiem zakażenia, zwłaszcza na początku pandemii wprowadzano liczne restrykcje, prowadzące m. in do ograniczenia ruchu turystycznego (np. całkowite zamknięcie plaż, ograniczenie możliwości zakwaterowania w miejscach noclegowych).

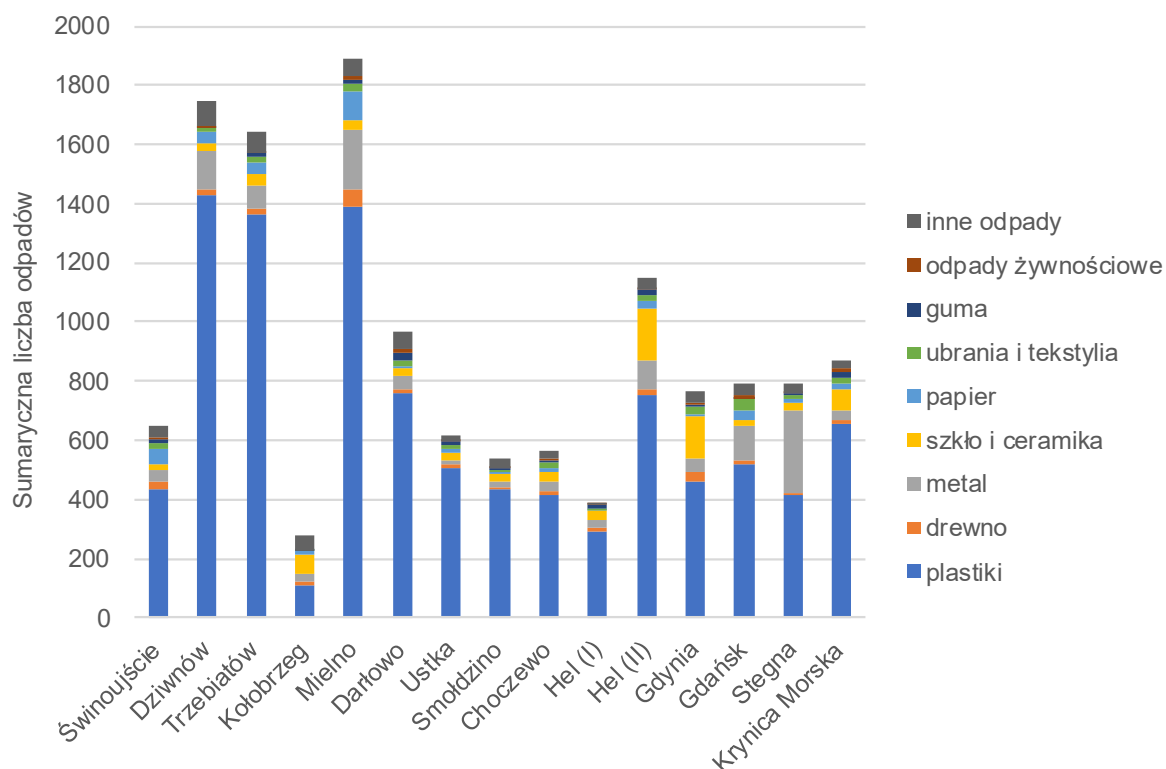
Tworzywa sztuczne rokrocznie stanowią dominującą kategorię odpadów znajdujących na polskim Wybrzeżu. W początkowym okresie monitoringu ich udział systematycznie wzrastał każdego roku, od 57% w roku 2015 do 73% w roku 2019. W 2020 r. po raz pierwszy odnotowano, wynoszący ponad 10% spadek udziału odpadów zaliczanych do tej kategorii. Rok później spadek wyniósł ponad 15%, a odpady z tworzyw sztucznych stanowiły jedynie 44% wszystkich zebranych w 2021 roku śmieci. W roku 2022 pomimo spadku liczby zebranych plastików ich udział w sumarycznej liczbie odpadów wzrósł nieznacznie do 48%. W kolejnych latach wraz ze wzrostem ogólnej liczby odpadów obserwowano ponowny wzrost udziału tworzyw sztucznych w zebranej sumie. W roku 2023 udział plastików był największy w całym okresie badań. Tworzywa sztuczne po raz pierwszy stanowiły ponad ¾ wszystkich pozostawionych na plażach śmieci (77%). Rok później pomimo

wzrostu liczby zebranych odpadów plastikowych (z 9323 do 9921) ich udział w sumie spadł o do poziomu 73%. Na przestrzeni lat dużą zmiennością charakteryzowały się również odpady drewniane. Ich udział w mieścił się w szerokim zakresie od 1%-34%, przy czym najwyższe wartości udziałów (>30%) przypadły na lata 2021-2022, w których sumaryczna ilość odpadów zebranych we wszystkich kategoriach była najniższa. Zarówno dla odpadów zaliczanych do kategorii szkło i ceramika jak i metal udziały w sumarycznej liczbie odpadów nie przekraczały 10%. Biorąc pod uwagę poszczególne lata jedynie, w roku 2021 i 2022 udział odpadów szklanych przewyższał udział metali. W okresie 2015-2024 udział odpadów papierowych zmieniał się w niewielkim zakresie 2,2%-5,8%, najniższą wartość osiągając w roku 2016, zaś najwyższą rok później. Kategoriami odpadów charakteryzującymi się niskim udziałem procentowym były ubrania i tekstylia oraz odpady gumowe. Ich udział w żadnym roku prowadzenia monitoringu nie przekroczył odpowiednio 2,1% i 1,4%.

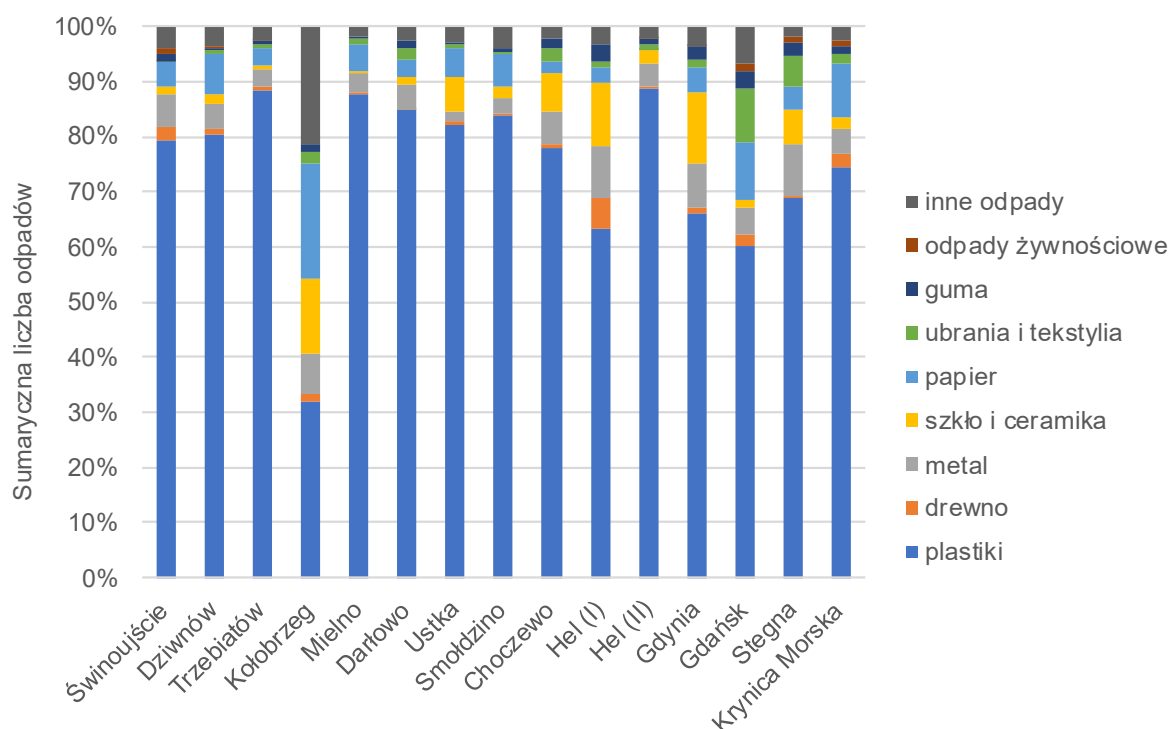
Głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest rok rocznie turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem plaż, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.

Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w dziewięciu kategoriach zebranych w roku 2024 przedstawiono na Rys. II.198. Najwięcej odpadów zebrano na odcinkach Mielno (1892 sztuki), Dziwnów (1748 sztuk) i Trzebiatów (1643 sztuki). Na plażach, w Smołdzinie, Helu (I) i Kołobrzegu liczba znalezionych odpadów była najniższa (odpowiednio: 536; 391 i 276 sztuk). Na pozostałych plażach liczba zebranych odpadów mieściła się w zakresie 566-1148 sztuk (Rys. II.198). Na wszystkich 15 odcinkach kategorią, do której zaliczono najwięcej zebranych odpadów był plastik (Rys. II.198; Rys. II.199).

Charakteryzujący się największą liczbą zebranych w 2024 r. odpadów odcinek położony w Mielnie, w roku 2023 znalazł się na jedenastym miejscu. Zaobserwowano w Mielnie znaczący wzrost udziału procentowego odpadów z tworzyw sztucznych z 59% w 2023 r. do 85% w roku 2024 (Rys. II.199). Ich całkowita liczba pomiędzy rokiem 2023 i 2024 wzrosła z 267 do 1387 sztuk (Rys. II.198). Znaczny spadek o 829 sztuk z kategorii tworzyw sztucznych odnotowano na odcinku Kołobrzeg w porównaniu do 2023 roku. Na 12 z 15 odcinków odnotowano wzrost liczebności odpadów z kategorii metale. Największym wzrostem odpadów z tej kategorii charakteryzował się odcinek w miejscowości Stegna z 57 sztuk (10%) w 2023 roku do 284 sztuk (15%) w 2024. Pomimo wzrostu liczebności odpadów odnotowano spadek odpadów w kategorii papier na 11 odcinkach monitoringu plaż. Udział procentowy odpadów papierowych w roku 2023 wynosił 5,8% (703 sztuki), a w roku 2024 zaledwie 2,8% (379 sztuk) było to spadek o 324 sztuki odpadów. W przypadku odcinka Dziwnów uzyskano największy spadek liczebności odpadów papierowych w 2024 roku. Ich liczebność wyniosła 41 sztuk i była 3 razy mniejsza niż w roku 2023.



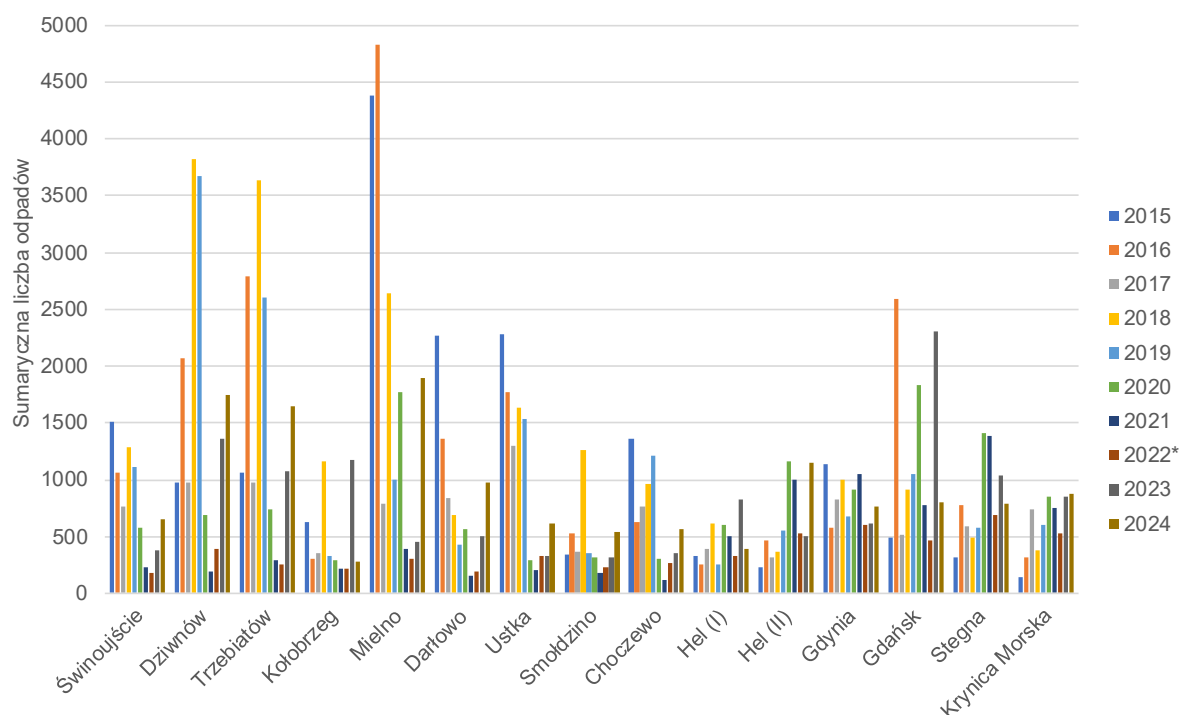
Rys. II.198. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w dziewięciu kategoriach w 2024 roku.



Rys. II.199. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w dziewięciu głównych kategoriach w 2024 roku.

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2024 r. porównano z danymi z lat 2015-2023 (Rys. II.200). W roku 2024, w porównaniu do roku 2023 odnotowano wzrost liczebności odpadów na jedenastu odcinkach, przy czym dla żadnego z nich rok 2024 nie był rokiem z maksymalną liczbą odpadów na danej stacji. Na 4 odcinkach (Kołobrzeg, Hel (I), Gdańsk i Stegna) liczba odpadów była mniejsza, w porównaniu do roku 2023. Najmniejszy spadek (ok. 24%) odnotowano na plaży w Steganie. Na odcinku Hel I liczba odpadów zmalała dwukrotnie, natomiast w Gdańsku i Kołobrzegu spadki były największe i wyniosły odpowiednio 65% i 76%. Tak duża różnica może wynikać z faktu, że w roku 2023 to właśnie odcinek zlokalizowany w Gdańsku był plażą, na której zliczono najwięcej odpadów (2306 sztuk) natomiast Kołobrzeg był rejonem o najmniejszej liczbie odpadów w roku 2024.

Sumarycznie w ciągu 10 lat prowadzenia monitoringu najwięcej odpadów zebrano na plaży w Mielnie (18496 sztuk, z czego prawie 50% w latach 2015-2016), natomiast najmniej w Smołdzinie (4407 sztuk). Plaża w Mielnie była również odcinkiem, na którym w roku 2024 odnotowano najwięcej odpadów (1892 sztuki), przy czym względem roku 2023 był to ponad 3-krotny wzrost.



Rys. II.200. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2024. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień).

Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w dziewięciu głównych kategoriach w latach 2015-2024 przedstawiono na Rys. II.201. Zmienność liczebności w najliczniejszej z kategorii (plastiki) odzwierciedla zmiany w sumarycznej liczbie odpadów zebranych na 15 odcinkach w poszczególnych latach. Najwięcej odpadów plastikowych było obecnych na plażach w 2018 (15113 sztuk). W okresie 2018-2022 liczba odpadów plastikowych malała wynosząc w kolejnych latach 11676, 7618, 3283 sztuki osiągając minimum dla całego okresu badań w roku 2022 (2653 sztuki). W latach 2023-2024 odnotowano ponowny wzrost liczebności plastików. W roku 2023 ich liczba wzrosła ponad 3-krotnie do 9323 sztuk, a rok później nieznacznie do 9921 sztuk.

Podobną do plastików zmiennością charakteryzowały się odpady metalowe. Jednak ich liczebność była znacznie mniejsza i mieściła się w zakresie od 246 sztuk w roku 2022 do 1816 sztuk w roku 2016. Tak jak w

przypadku odpadów plastikowych i w odpadach metalowych odnotowano wzrost liczby odpadów w okresie 2023-2024 najpierw o 369 sztuk, a później o kolejne 590 sztuk (Rys. II.201). Najwięcej odpadów drewnianych zebrano w latach 2015-2016 (Rys. II.201). W latach 2017-2021 ich liczba rosła od 222 do 2529 sztuk. W 2023 roku liczba odnotowanych elementów drewnianych spadła poniżej poziomu z 2017 roku wynosząc 130 sztuk. W 2024 wzrosła dwukrotnie do 288 sztuk. Wzrost liczebności odpadów w strefie brzegowej, w stosunku do roku poprzedzającego (o 320 sztuk) odnotowano w 2024 r. również w kategorii szkło i ceramika, kiedy liczba odpadów wyniosła 749 sztuk (Rys. II.201).

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 sztuki) 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. W roku 2024 odnotowano prawie dwukrotny spadek liczebności odpadów do roku ubiegłego, która wyniosła 379 sztuk.

Najmniej licznymi kategoriami odpadów w latach 2015-2022 były ubrania i tekstylia, guma oraz odpady niesklasyfikowane (odpady inne). Ich liczebność w ciągu ostatnich 2 lat trwania monitoringu odpadów w polskiej strefie brzegowej ulegała zwiększeniu (Rys. II.201). 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. Rok 2024 był również okresem wzrostu liczebności odpadów tej kategorii. Odnotowano wzrost o zaledwie 14 sztuk odpadów w porównaniu do roku ubiegłego.

Liczba odpadów gumowych w latach 2015-2024 nie przekroczyła 200 sztuk a w roku 2021-2022 była mniejsza od 100. W latach 2023 -2024 liczba odpadów była prawie taka sama jak w roku 2020 (153 sztuki) i wynosiła odpowiednio 155 sztuk i 154 sztuki. Natomiast liczebność odpadów niezaklasyfikowanych do żadnej z ośmiu głównych kategorii wzrosła dwudziestokrotnie w roku 2024 porównaniu do roku 2022 i wynosiła 632 sztuki. Była to najwyższa wartość odnotowana w ciągu 10 lat trwania monitoringu.

Wyjątek stanowił rok 2018, kiedy odnotowano rekordowo wysoką liczbę odpadów zaliczanych do kategorii inne – 1498 sztuk (Rys. II.201), 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, zrzuć 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. Prawie trzykrotny wzrost w porównaniu do roku 2022 odnotowano w 2024 roku, gdzie liczba opadów wyniosła 80 sztuk.



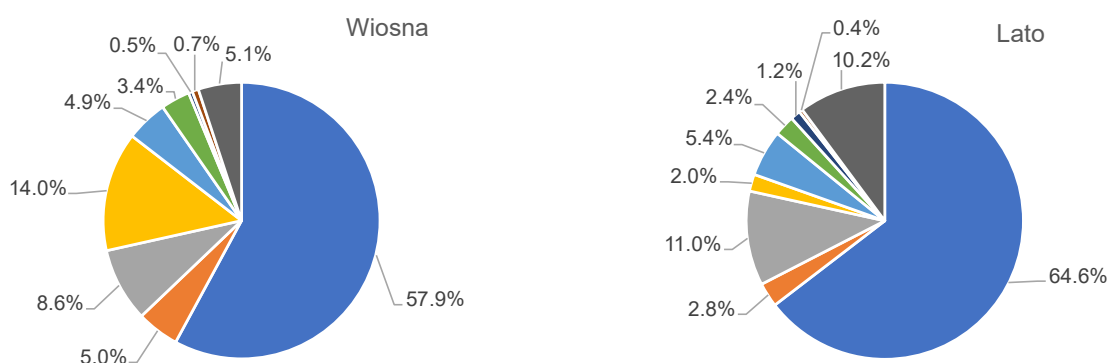
Rys. II.201. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2024 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach).

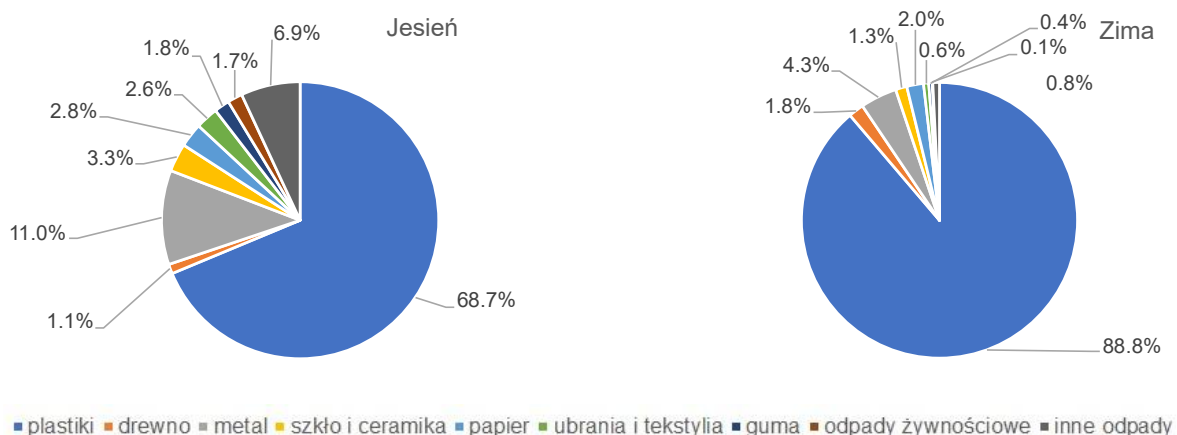
W roku 2024 40% odpadów znaleziono na plażach w okresie zimowym (5585 sztuk). Wiosną i jesienią odpadów zebrano najmniej, ich liczba była zbliżona – 2336 sztuk (17%) i 2651 sztuk (19%). Latem liczba odpadów była nieco wyższa – zebrano 3087 sztuk, co stanowiło około 23% sumy rocznej. Rozkład liczebności odpadów w roku poprzedzającym był odmienny. Odnotowano wtedy wyraźny wzrost liczby odpadów w kolejnych etapach monitoringu od wiosny do jesieni z 2438 do 5897 sztuk, zimą natomiast odnotowano ich najmniejszą ilość (1123 sztuki). W trakcie 10 letniego okresu monitoringu jedynie w roku 2018, tak jak 2024 najczęściej odpadów zebrano w sezonie zimowym (6960 sztuk, 33%).

Zmiany sezonowe liczebności odpadów przedstawiono również poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich (Rys. II.202) reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym pięciu zlokalizowanych w pobliżu rzek (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia, Stegna) oraz plażach wiejskich (Rys. II.203) reprezentowanych przez siedem odcinków.

Aż 68% odpadów spośród odpadów zebranych na plażach w całym okresie 2015-2024 zebrano na plażach o charakterze miejskim. W roku 2024 udział odpadów na plażach miejskich wyniósł 62%. O dominującym, pod względem liczby deponowanych odpadów, charakterze plaż typu miejskiego świadczyć może fakt, 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 oraz 2024, Dziwnów w latach 2018-2019, Gdańsk w roku 2020 i 2023, Gdynia w roku 2021 oraz Stegna w 2022).

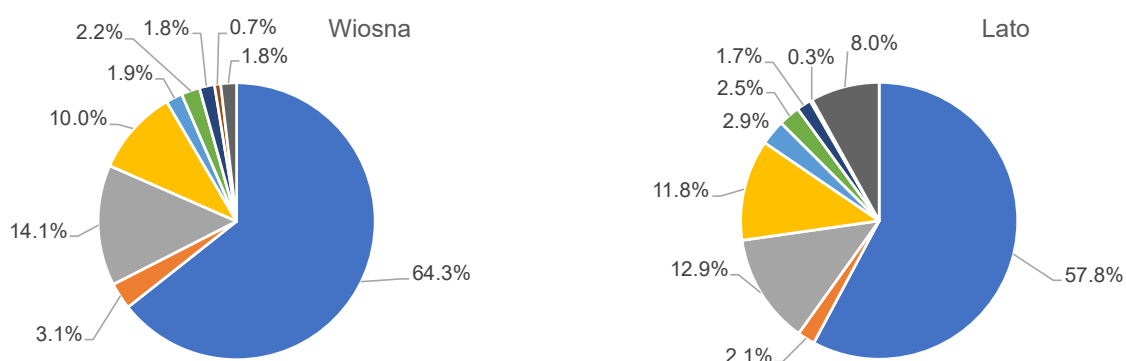
Na plażach miejskich tak jak i w roku ubiegłym (Rys. II.202), odpady plastikowe dominowały w wszystkich sezonach, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 88,8% zimą (3213 sztuk), 68,7% jesienią (1230 sztuk), 64,6% latem (1271 sztuk) i 57,9% wiosną (630 sztuk). Największy udział procentowy odpadów z kategorii szkło i ceramika stwierdzono wiosną (14%, 152 sztuki), z czego 144 sztuki zebrano na odcinku w Gdyni (Rys. II.202). Pomimo wysokiego udziału odpadów z kategorii szkło i ceramika w sezonie wiosennym ich sporą liczbę (59 sztuk) zebrano jesienią, kiedy udział tej kategorii stanowił 3,3% (Rys. II.202). W sezonie letnim i zimowym liczba odpadów szkło i ceramika nie przekroczyła 3%. Znaczny udział odpadów z kategorii metal wynoszący 11% zaobserwowano na plażach o charakterze miejskim latem i jesienią (Rys. II.202), przy czym warto zaznaczyć, że w większości odpadów tej kategorii stanowiły kapsle do butelek, wieczka oraz puszki po napojach, co wskazuje na pochodzenie odpadów związane bezpośrednio z turystyką i rekreacyjnym wykorzystaniem plaż. W trzech sezonach poza zimowym udział odpadów z kategorii inne odpady mieścił się w przedziale od 10,2% do 5,1%. Wiosną odnotowano też bardzo znaczący udział odpadów z kategorii drewno 5 % (54 sztuki). W pozostałych sezonach wartości były niższe. Sumaryczny udział odpadów zaliczanych do pozostałych kategorii (papier, ubrania i tekstylia, guma, odpady żywieniowe na plażach miejskich wahał się w zależności od sezonu od 0,4% do 5,4% (Rys. II.202).

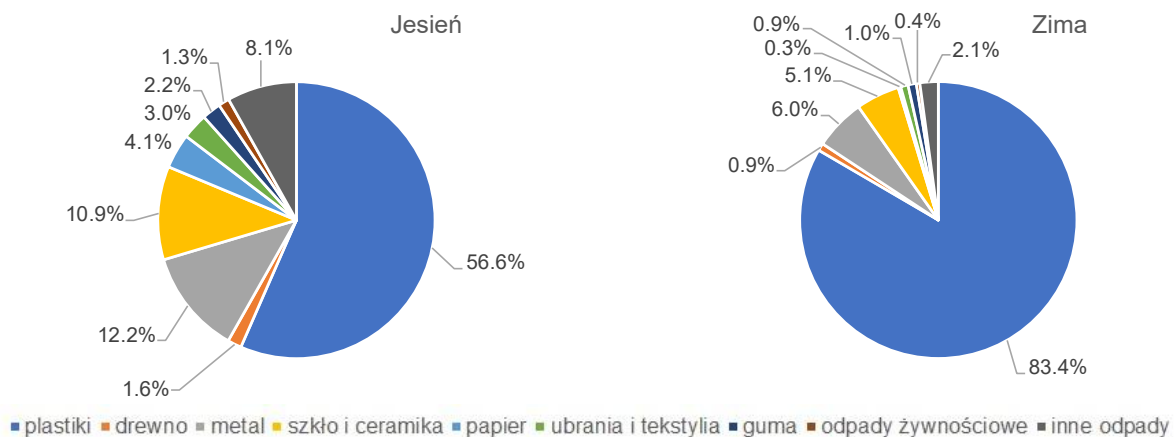




Rys. II.202. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2024 roku.

Podobnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.203) dominującym rodzajem odpadów we wszystkich czterech porach roku były elementy plastikowe. Ich udział mieścił się w zakresie od 56,6% (jesień) do 83,4% (zima). W roku 2024 odnotowano znacznie większy udział procentowy odpadów metalowych na plażach wiejskich, który przekroczył ponad 14% i wynosił od 14,1% wiosną do 6% zimą. Jesienią i latem wartości wynosiły 12,2% i 12,9% (Rys. II.203). Udział odpadów drewnianych w poszczególnych etapach monitoringu na stacjach zlokalizowanych w obszarach wiejskich był znacznie większy niż w roku ubiegłym i każdorazowo utrzymywał się na poziomie 5,1-11,8%. 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 udział odpadów z kategorii szkło i ceramika, który był znacząco niższy niż na plażach miejskich, udział ich stanowił 3,1% (39 sztuk) jesienią udział procentowy był niższy o 1,5%. W sezonie zimowym wartości były niższe. Znaczny udział odpadów z kategorii „inne odpady” wynoszący 8 % i 8,1% zaobserwowano na plażach wiejskich w sezonie letnim a także jesiennym. W pozostałych sezonach wartości były niższe i nie przekraczały 3%. Odpady zaliczane do pozostałych kategorii (papier, ubrania i tekstylia, guma oraz odpady żywnościowe) odnotowano we wszystkich sezonach nie wykazywały dużego zróżnicowania na przestrzeni roku ubiegłego.





Rys. II.203. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2024 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.59). Najliczniej występującymi odpadami były niedopałki papierosów i filtry. Ich liczebność w roku 2024 wyniosła 1408 sztuk co stanowi 14,1% najliczniej występujących odpadów. W roku 2023 zarówno ich liczba jak i udział były zdecydowanie wyższe (3670 sztuk, 40,7%). W całym okresie prowadzenia monitoringu niedopałki papierosów jedynie dwukrotnie nie znalazły się na pierwszym miejscu wśród najliczniej występujących rodzajów - w roku 2021 i 2022 zajęły odpowiednio trzecią i czwartą pozycję, stanowiąc jedynie 6 i 8% analizowanych top 20.

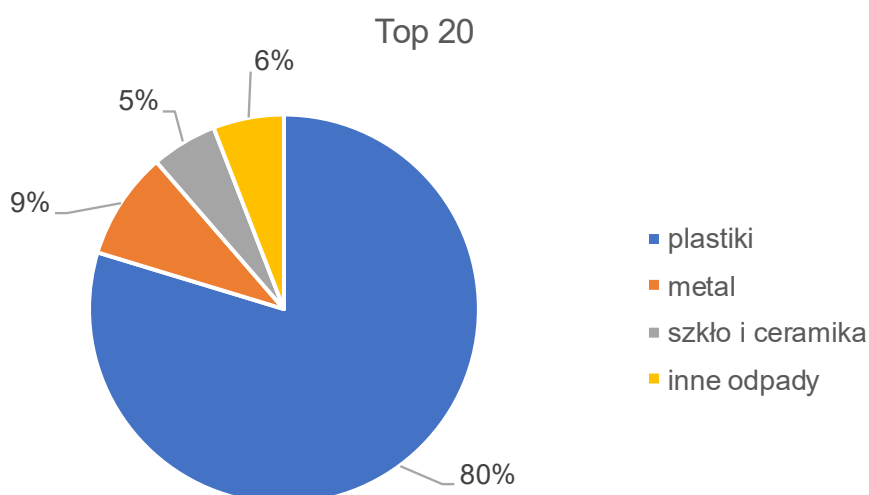
Kolejne pozycje na liście z udziałem wynoszącym około 10% zajęły opakowania po słodyczach /chipsach; kawałki polistyrenu 2,5 cm > < 50 cm oraz plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach. W roku 2023 wymienione rodzaje zajęły odpowiednio trzecie (578 sztuk, 6%), szóste (344 sztuki, 4%) i drugie (596 sztuk, 7%) miejsce. Nowymi rodzajami odpadów, które pojawiły się w roku 2024 na liście najliczniej odnotowywanych były odpowiednio: puszki po napojach; sztucze, tacki, słomki, mieszadła; zabawki i pukawki; butelki po napojach >0,5 l oraz sznurki przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm). Tym samym z listy top 20 zniknęły obecne w roku 2023 fragmenty papieru; inne części papierowe; plastikowe opakowania zbiorcze i ich kawałki; małe plastikowe torby i ich kawałki oraz torby na zakupy i ich kawałki.

Tabela II.59. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2024.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	plastiki	niedopałki papierosów i filtry	1408	14,1%
2	plastiki	opakowania po słodyczach/chipsach	1020	10,2%
3	plastiki	kawałki polistyrenu 2,5 cm > < 50cm	943	9,4%
4	plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach	913	9,1%
5	różne	inne odpady	588	5,9%
6	plastiki	kawałki plastiku 2,5 cm > < 50cm	570	5,7%
7	szkło i ceramika	butelki (kawałki butelek)	547	5,5%
8	plastiki	patyczki po lizakach	528	5,3%
9	plastiki	inne plastiki	488	4,9%
10	metal	kapsle od butelek, wieczka	453	4,5%
11	metal	puszki po napojach	442	4,4%
12	plastiki	sztucze, tacki, słomki, mieszadła	418	4,2%

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
13	plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywy po chemikaliach, detergentach	266	2,7%
14	plastiki	zabawki i pukawki	261	2,6%
15	plastiki	butelki po napojach > 0,5 l	244	2,4%
16	plastiki	patyczki do uszu	208	2,1%
17	plastiki	arkusze, opakowania przemysłowe, folie z tworzywa sztucznego	181	1,8%
18	plastiki	kawałki polistyrenu 0-2,5 cm	180	1,8%
19	plastiki	sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm)	175	1,7%
20	plastiki	kawałki plastiku 0-2,5 cm	169	1,7%

Odpady zaliczone do top 20 reprezentowały jedynie cztery z dziewięciu kategorii (Rys. II.204). Najliczniej występującą kategorią odpadów w byłty tworzywa sztuczne z udziałem 80%, co stanowiło niewielki, 3% spadek w stosunku do roku 2023 i prawie dwukrotny wzrost w stosunku do roku 2022, w którym odpady plastikowe, ze względu na dużą liczbę odpadów drewnianych (41%) stanowiły jedynie 42%. Zarówno w roku 2023 jak i 2024 odpadów drewnianych nie odnotowano wśród odpadów zaliczanych do dwudziestu najliczniej występujących rodzajów. W roku 2024, zmianą w stosunku do roku 2023, był brak odpadów papierowych wśród kategorii do których zaliczane są najliczniej występujące odpady. Udział odpadów metalowych, będących drugą najliczniejszą kategorią w roku 2024, wzrósł o ok. 3% wynosząc 9%. Odpady zaliczane do kategorii inne odpady oraz szkło i ceramika stanowiły odpowiedni 6 i 5%, przy czym wzrost udziału tych kategorii względem roku 2023 nie przekroczył 2%.



Rys. II.204. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2024 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka w wyróżnionym obszarze. W 2024 roku największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (21,4/100m), co oznacza widoczny wzrost w stosunku do roku poprzedniego (14,7/100m) (Tabela II.60). W polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego również odnotowano wzrost liczebności odpadów plastikowych z 6,6/100m do 10,6/100m.

Jedynie w przypadku Basenu Gdańskiego odnotowano widoczny spadek odpadów z plastikowych 21,3/100m w 2023 do 12,9 w 2024. W 2024 roku średnio dwukrotnie wzrosła częstotliwość pojawiania się odpadów drewnianych, ale w żadnym z obszarów nie przekroczyła 1. 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 średnią 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.60).

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 2024 roku na polskim wybrzeżu wyniosła 60. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na polskim wybrzeżu.

Tabela II.60. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2024 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	21,4	10,6	12,9
drewno		1	0,6	0,2	0,5
metal		1	2,0	0,7	2,5
szkło i ceramika		1	0,8	0,7	1,9
papier/karton		1	0,9	0,3	0,4
ubrania i tekstylia		1	0,4	0,3	0,5
guma		1	0,3	0,2	0,3
odpady żywnościowe		-	0,5	0,2	0,3
inne odpady		-	1,4	0,7	0,8
suma		9	27,8	13,8	19,8
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	18,7		

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 D11 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 ciągłego w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Monitoring i ocena stanu środowiska realizowane są w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Od roku 2018 w ramach realizacji monitoringu środowiska morskiego Polskich Obszarów Morskich, prowadzony jest w sposób ciągły pomiar dźwięku podwodnego na sześciu stacjach (Rys. II.210).

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, 2023a). Dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej (RDSM) wymaga zgłaszania impulsowych źródeł hałasu podwodnego, które

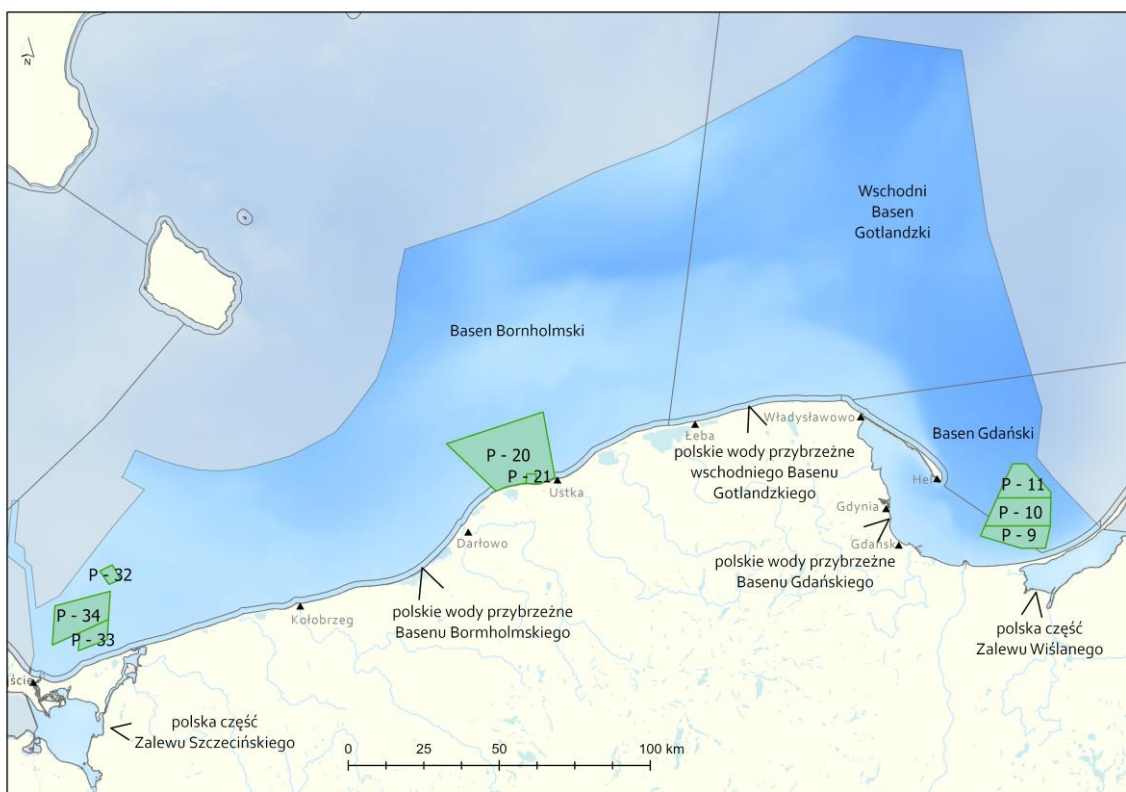
spełniają kryteria: a) częstotliwość poniżej 10 kHz oraz b) mogą mieć szkodliwy wpływ na życie w morzu. Informacje o hałasie impulsowym na terenie Morza Bałtyckiego zbierane są w bazie danych ICES (<https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/impulsive-noise.aspx>).

Ocena stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich Bałtyku pod względem podwodnych dźwięków impulsowych w 2024 roku wykonana została w oparciu o dane z działalności wojskowej, z wykorzystania urządzeń do badań dna morskiego przez Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy oraz z przebudowy ostróg w rejonie Mrzeżyna i Rogowa związanej z wbijaniem pali przekazanych przez Urząd Morski w Szczecinie.

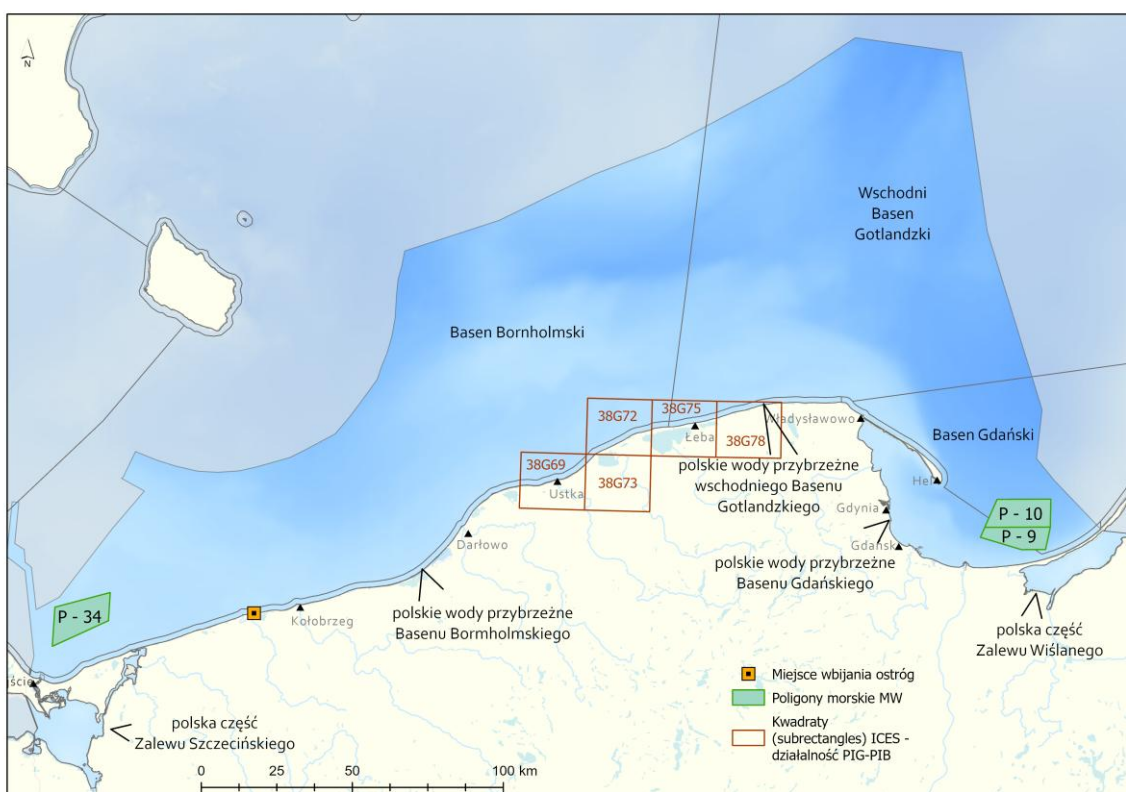
Dane odnośnie dźwięków impulsowych pozyskane z Ministerstwa Obrony Narodowej dotyczą działalności wojskowej na ośmiu poligonach morskich na Bałtyku (P-9, P-10, P-11, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34) – z 2024 roku. Działalność wojskowa w 2024 na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: szkolenia kwartalnego i z niszczenia przedmiotów niebezpiecznych - szkolenia GNM oraz zadań broni podwodnej. 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 subbottom 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 zostały przeprowadzone zgodnie z wytycznymi zawartymi w dokumencie autorstwa Dekelinga i in. (2014). Wytyczne te obejmują pięć różnych kategorii hałasu impulsowego. Klasyfikacja poziomu źródła hałasu impulsowego w 2024 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.61). W przypadku eksplozji dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do źródła hałasu, 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 μ Pa m. Na podstawie otrzymanych informacji przyjęto, że subbottom 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 μ Pa, nie podano energii 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 μ Pa.

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.205). Badania dna morskiego wykonywane przez PIG – PIB odbywały się między Ustką a Lubiawem, w obrębie wschodniego Basenu Gotlandzkiego i wschodniej części Basenu Bornholmskiego, natomiast wbijanie ostróg odbywało się na zachód od Kołobrzegu w obszarze Basenu Bornholmskiego (Rys. II.206).



Rys. II.205. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2014–2024.

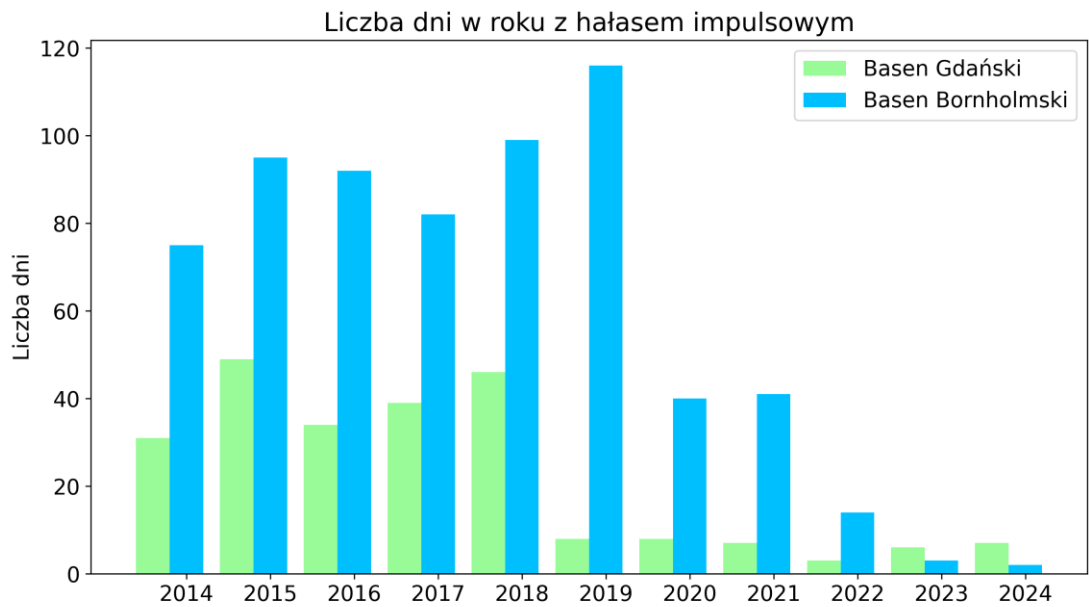


Rys. II.206. Lokalizacja aktywności generujących antropogeniczne dźwięki impulsowe w Polskich Obszarach Morskich w 2024 roku.

Tabela II.61. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego wg Dekeling i in. (2014).

Poziom eksplozji	Ilość ładunku [TNT]	Poziom źródła systemu sonarowego	Poziom źródła, zaokrąglony do najbliższego decybelu [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	210 g – 2,1 kg	Niski	201-210	Niski	290-2.8 MJ
Średni	2,1 kg – 21 kg	Średni	211-220	Średni	2.81-28 MJ
Wysoki	21 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 2024 charakteryzował się taką samą liczbą dni z hałasem jak rok 2023 (9), 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 2023. Od roku 2020 wyraźnie widać zmniejszenie liczby dni z hałasem impulsowym w Basenie Bornholmskim, a od roku 2019 w Basenie Gdańskim (Rys. II.207).



Rys. II.207. Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanego przez działalność wojskową (2014 – 2024) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.

Rozpatrując udział różnych typów działalności generującej hałas impulsowy, uwzględniając także poziom bardzo niski, na 78 dni z tego typu dźwiękami w 2024 roku prawie 76% 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 9% dni, a prawie 13% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie (Tabela II.62).

Tabela II.62. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2024 roku.

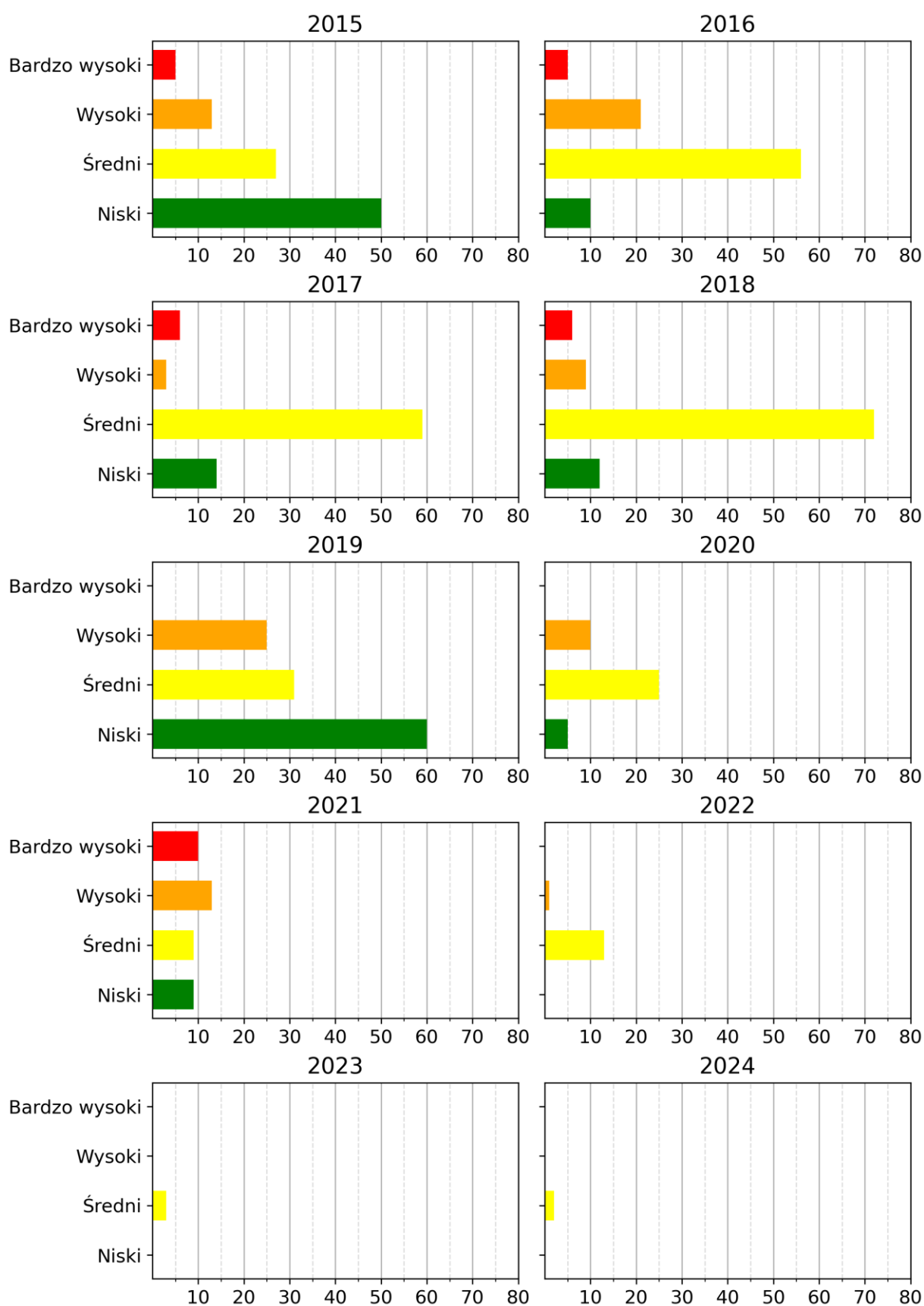
Basen	Rodzaj działalności generującej hałas impulsowy	Liczba dni z hałasem impulsowym	Procent dni z hałasem impulsowym
Bornholmski	Działalność wojskowa	2	2,6
Bornholmski	Pałowanie - przebudowa ostróg *	59	75,6
Gdański	Działalność wojskowa	7	9,0
wschodni Basen Gotlandzki	Badania sejsmoakustyczne *	3	3,8
Wschodni Basen Gotlandzki / Bornholmski	Badania sejsmoakustyczne *	7	9,0

* źródło hałasu na poziomie bardzo niskim nie uwzględnione na wykresach

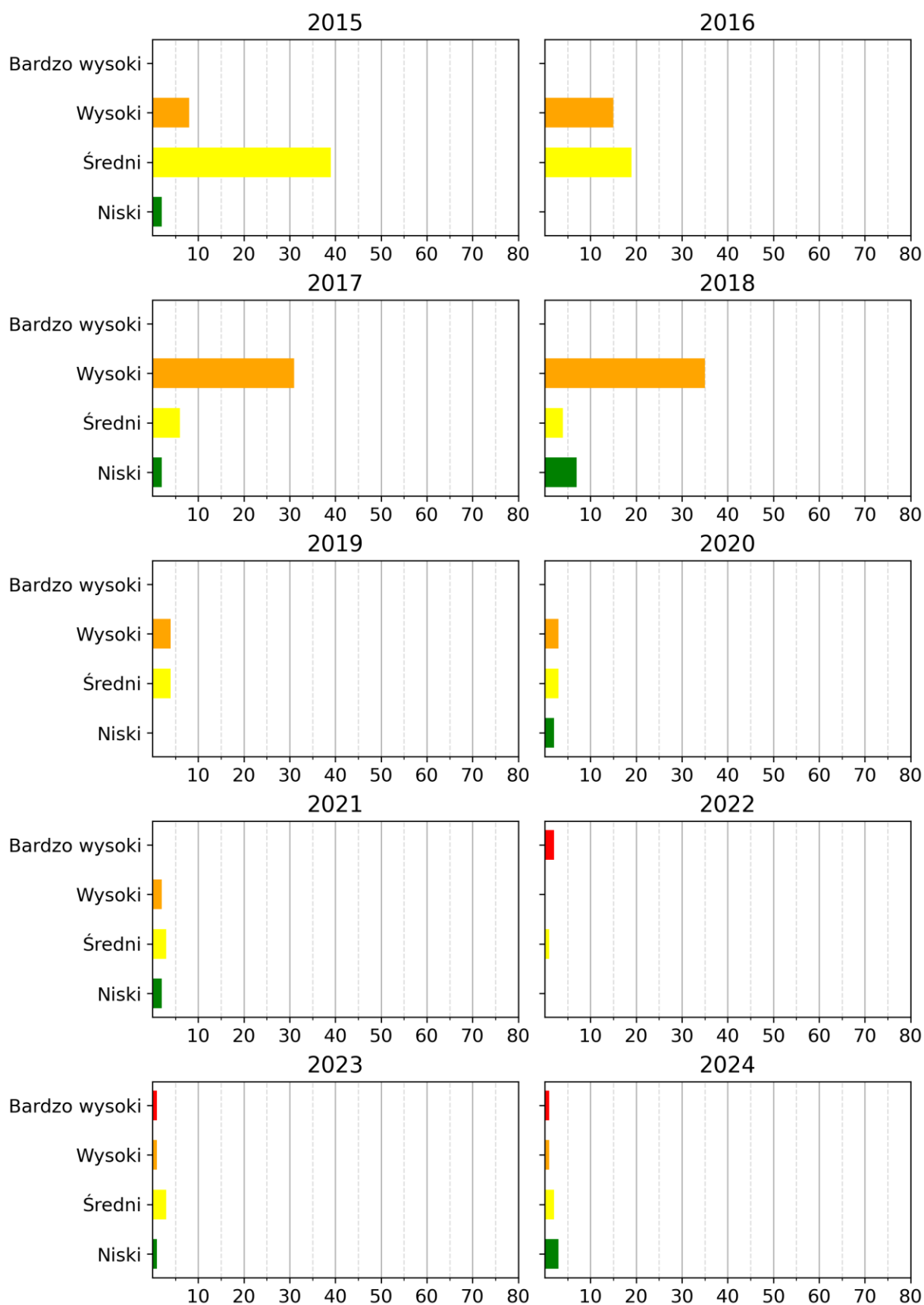
W Basenie Bornholmskim w 2024 roku odnotowano 59 dni występowania hałasu bardzo niskiego związanego z przebudową zniszczonych ostróg w rejonie Mrzeżyna i Rogowa prowadzonymi przez Urząd Morski w Szczecinie (nie uwzględniono na wykresie), oraz 2 dni z hałasem impulsowym związanym ze szkoleniem kwartalnym wojska, podczas których sumarycznie generowano hałas na średnim poziomie, co oznacza spadek o 1 dzień względem 2023 roku. Nie występowały dźwięki wywołane eksplozjami poziomu wysokiego (21kg – 210 kg) oraz bardzo wysokiego poziomu w tym basenie (Rys. II.208). Na terenie tego basenu wykonywane były pomiary sejsmoakustyczne przez maksymalnie 7 dni. Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 68 dni, czyli dokładnie o 7 więcej niż w 2023 roku. Duża liczba dni w Basenie Bornholmskim od 2023 roku nie jest wywołana 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 źródła hałasu impulsowego od niskiego do bardzo wysokiego. Hałas o poziomie bardzo wysokim występował jeden dzień, w trakcie realizacji zadań broni podwodnej i wynikał z sumowania pojedynczych ładunków, których detonacja generowała hałas na wysokim poziomie. Zanotowano także jeden dzień z hałasem na wysokim poziomie podczas niszczenia przedmiotów niebezpiecznych oraz 2 dni na poziomie średnim także związany z tym rodzajem działalności wojskowej, natomiast poziom niski zarejestrowano podczas trzech dni niszczenia przedmiotów niebezpiecznych (Rys. II.209).

W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2024 roku odnotowano od 3 do 10 dni z hałasem podwodnym na bardzo niskim poziomie podczas badań dna urządzeniem subbotom profiler. Ze względu na brak dokładnej lokalizacji pomiarów w poszczególnych dniach, nie jest pewne, ile dni wykonywano pomiary we wschodnim Basenie Gotlandzkim, a ile w Basenie Bornholmskim. We wschodnim Basenie Gotlandzkim we wcześniejszych latach nie notowano działalności wojskowej a innych źródeł hałasu niezidentyfikowano.



Rys. II.208. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2015-2024.

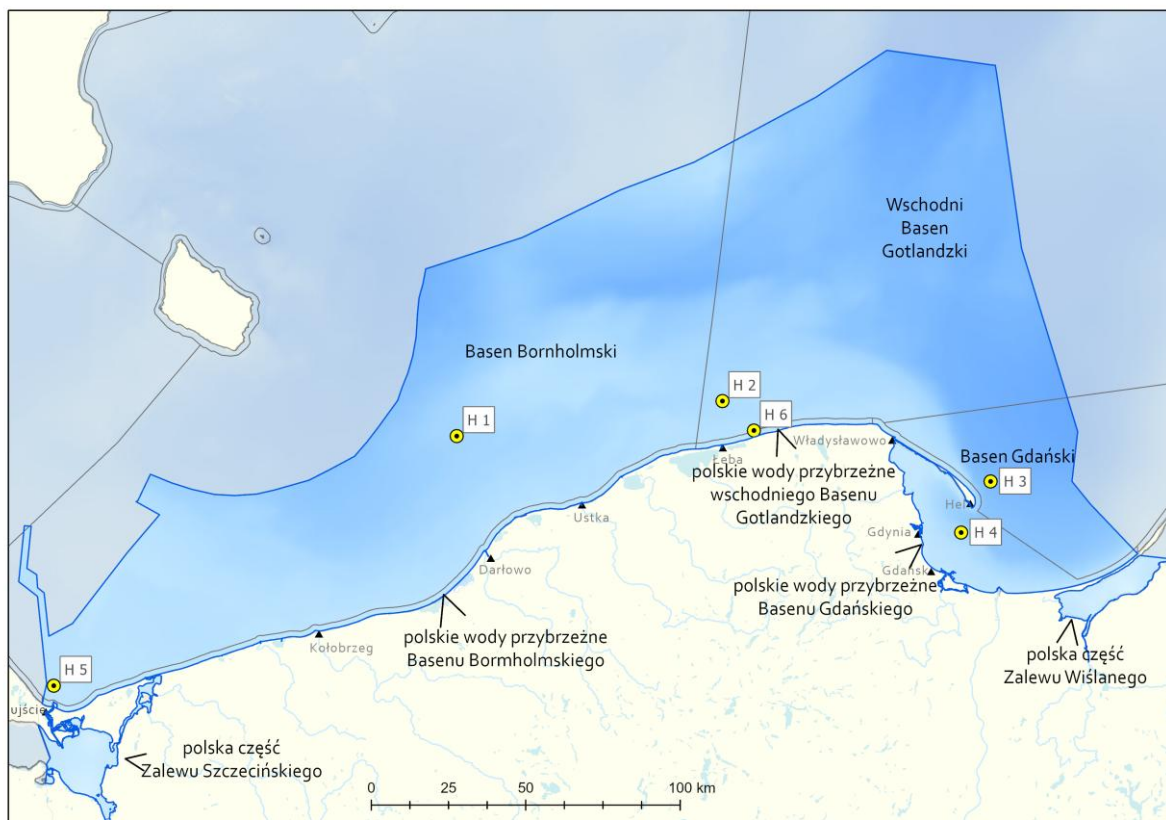


Rys. II.209. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2015-2024.

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.210). 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 2024 roku monitoring ciągłych dźwięków podwodnych rozpoczął się w styczniu i trwał do końca grudnia, jednak na stacji 3, położonej w Basenie Gdańskim pomiary uzyskano jedynie w styczniu, ze względu na utratę sprzętu i danych z późniejszego okresu. Okrasy braku danych na pozostałych stacjach wynikały z trudności z podjęciem sprzętu i braku odpowiednich warunków pogodowych w wymaganym okresie.



Rys. II.210. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2024 roku.

Rejestracja dźwięku podwodnego przeprowadzona została w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz. Tabela II.63 zawiera specyfikacje dotyczące hydrofonów na poszczególnych stacjach.

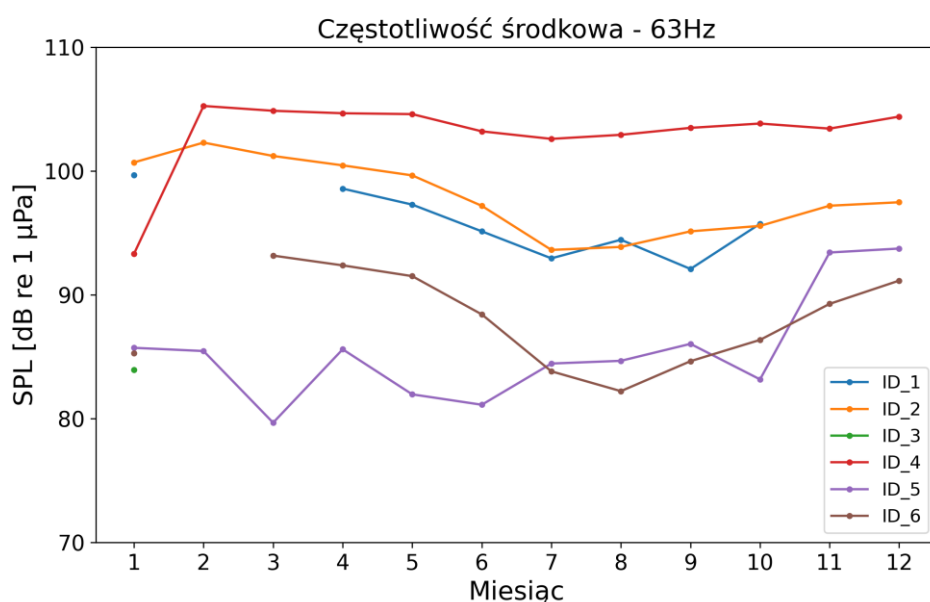
Tabela II.63. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2024 roku.

nr stacji	głębokość	urządzenie
Stacja_1	45	SoundTrap600HF
Stacja_2	28	SoundTrap600HF
Stacja_3	84	SM3M
Stacja_4	32	SM3M / SoundTrap600HF
Stacja_5	12	SoundTrap600HF
Stacja_6	15	SM3M / SoundTrap600HF

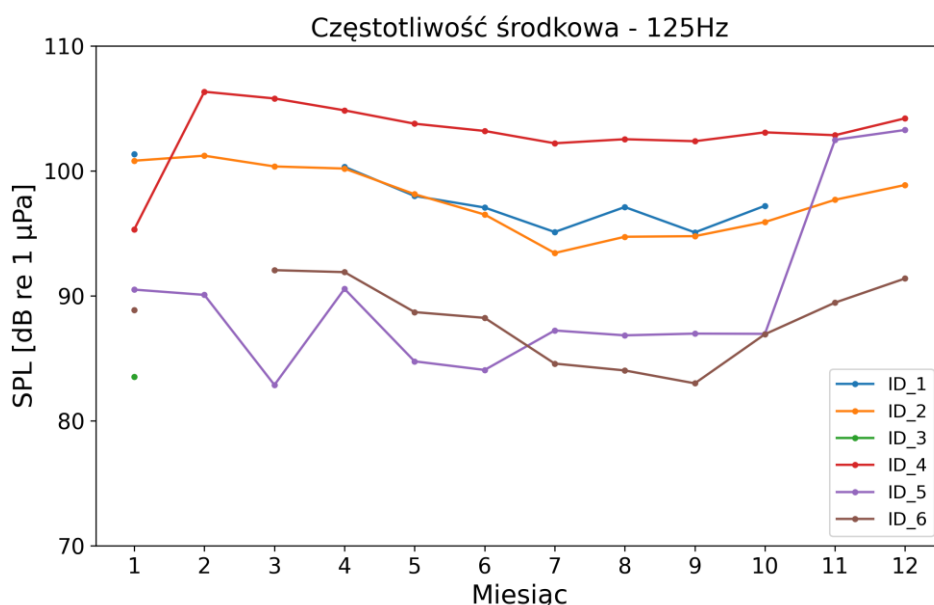
Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzone zostały w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL – Sound Pressure Level) w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy. W przetwarzaniu ciągłych nagrań dźwięków podwodnych wykorzystano skrypt, którego wynikiem są średnie poziomy ciśnienia akustycznego (SPL re 1 μ Pa) 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 przetomie miesięcy w roku 2024 w zakresie częstotliwości w paśmie 1/3 oktawy z wartościami środkowymi 63 Hz oraz 125 Hz wskazuje, że

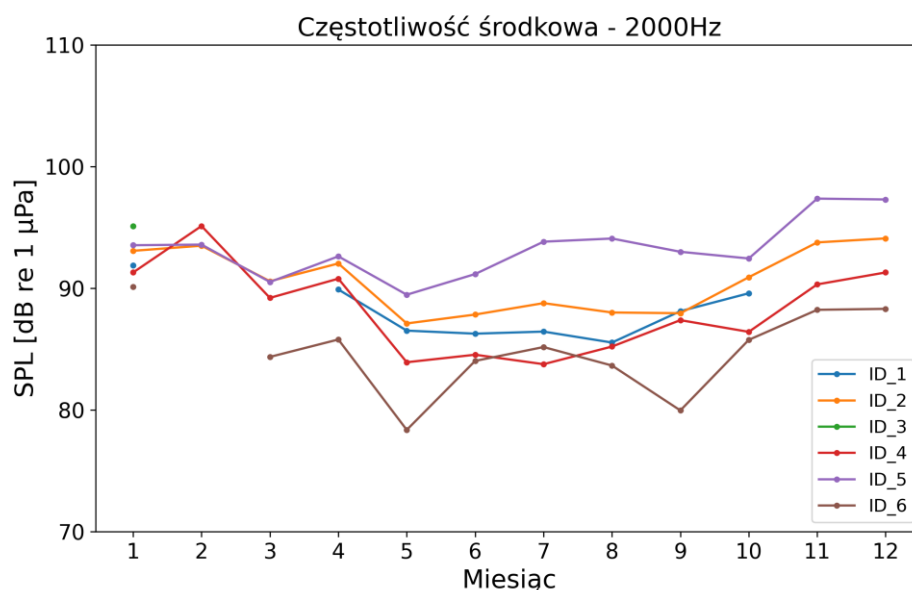
najniższe wartości hałasu podwodnego w skali roku notowane są na dwóch stacjach, tj. stacji nr 5 oraz stacji nr 6 a wyraźnie wyższe na stacjach nr 1, 2 i 4, przy czym na stacji nr 4 czyli w Basenie Gdańskim zarejestrowano najwyższe poziomy ciśnienia akustycznego, a niska wartość w styczniu wynika z bardzo krótkiego czasu rejestracji dźwięków w tym miesiącu – 4 pierwszych dni roku (Rys. II.211., Rys. II.212.) Stacja nr 3 posadowiona była najgłębiej ze wszystkich stacji pomiarowych - na głębokości 84 m i wartości ciśnienia uzyskane w styczniu wskazują na niski poziom hałasu, co związane może być z dużą głębokością. W przypadku stacji z numerami 5 oraz 6, niskie wartości wynikać mogą z tłumienia fal akustycznych w obszarach płytkich, w tym przypadku na obu stacjach głębokości osiągają odpowiednio 12 m i 15 m (Tabela II.63). Stacja nr 6 wykazuje spadek ciśnienia akustycznego w miesiącach letnich i wzrost w miesiącach zimowych, 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.213.).



Rys. II.211. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 r.



Rys. II.212. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 r.



Rys. II.213. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 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 natężeń 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 2024 na poszczególnych stacjach pomiarowych przedstawiono poniżej (Tabela II.64 – Tabela II.69).

Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	99,7	85,6	120,1	101,4	91,9	117,7	91,9	81,7	98,4
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	78,5	119,0	100,3	85,8	118,4	89,9	79,9	103,2
V	97,3	77,1	119,0	98,0	80,6	118,1	86,5	71,9	101,9
VI	95,1	75,7	116,7	97,1	79,0	116,4	86,3	69,5	98,1
VII	92,9	74,0	117,7	95,1	76,4	116,5	86,4	69,0	97,2
VIII	94,4	74,8	118,0	97,1	77,3	117,3	85,5	68,6	97,5
IX	92,1	75,6	117,2	95,1	79,5	116,0	88,1	75,6	97,2
X	95,7	78,0	117,1	97,2	82,8	115,9	89,6	76,6	98,2
XI	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
XII	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych

Tabela II.65. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	100,7	89,0	119,0	100,8	92,4	116,7	93,07	85,14	99,63
II	102,3	90,3	119,6	101,2	92,9	116,0	93,49	85,29	100,24
III	101,2	89,1	119,9	100,4	91,7	117,6	90,57	82,96	101,53
IV	100,5	85,1	126,5	100,2	87,1	127,8	92,03	78,23	112,95
V	99,6	84,0	119,5	98,1	84,4	117,7	87,1	70,97	101,96
VI	97,2	83,9	116,6	96,5	84,5	115,2	87,83	70,78	99,77
VII	93,6	77,3	116,1	93,4	80,2	115,0	88,77	73,44	100,19
VIII	93,9	76,4	116,5	94,7	79,6	115,7	88	73,04	100,42
IX	95,1	78,8	116,7	94,8	80,5	115,4	87,94	72,9	98,18
X	95,6	79,9	115,9	95,9	82,2	115,1	90,9	76,15	100,08
XI	97,2	82,2	116,8	97,7	84,2	114,8	93,76	79,89	101,13
XII	97,5	87,4	117,3	98,9	90,3	116,0	94,09	84,75	101,43

Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	83,9	69,4	99,8	83,5	74,6	96,6	95,1	86,1	100,0

Tabela II.67. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	93,3	82,5	117,1	95,3	86,2	116,2	91,3	78,9	99,0
II	105,3	89,8	126,3	106,3	91,0	124,5	95,1	84,6	108,6
III	104,9	88,8	125,7	105,8	91,2	124,2	89,2	76,9	105,6
IV	104,7	89,0	125,1	104,8	89,5	123,7	90,8	77,3	106,4
V	104,6	88,2	125,1	103,8	87,6	123,2	83,9	70,9	105,1
VI	103,2	88,3	124,6	103,2	87,2	122,4	84,5	70,9	104,2
VII	102,6	88,0	123,5	102,2	87,4	120,9	83,8	70,8	102,2
VIII	102,9	90,9	123,8	102,5	88,3	121,3	85,2	71,2	103,6
IX	103,5	88,8	124,8	102,4	88,3	121,9	87,4	72,3	100,7
X	103,8	88,9	125,5	103,1	88,9	122,5	86,4	72,4	101,0
XI	103,4	90,4	125,2	102,9	89,1	122,6	90,3	77,1	104,1
XII	104,4	91,4	125,2	104,2	91,4	122,9	91,3	81,5	104,9

Tabela II.68. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	85,7	73,0	114,7	90,5	77,1	118,8	93,5	81,7	110,6
II	85,5	72,4	116,6	90,1	75,5	120,6	93,6	80,7	112,1
III	79,7	72,0	115,1	82,9	72,1	118,3	90,5	70,4	111,5
IV	85,6	73,3	117,6	90,6	76,9	121,4	92,6	78,5	114,1
V	82,0	72,1	116,8	84,8	71,1	120,0	89,5	75,7	112,5
VI	81,1	71,9	116,2	84,1	70,6	120,1	91,2	75,2	113,2
VII	84,4	72,2	116,4	87,2	71,5	121,2	93,8	77,5	115,5
VIII	84,7	72,8	116,4	86,8	75,4	120,5	94,1	79,1	114,5
IX	86,0	73,4	116,1	86,97	75,33	118,8	92,99	81,8	111,88
X	83,2	72,4	116,3	87,0	73,0	119,3	92,4	79,5	111,9
XI	93,4	72,9	117,5	102,5	76,5	121,0	97,4	82,6	112,7
XII	93,7	75,9	116,8	103,3	83,7	119,6	97,3	90,9	111,0

Tabela II.69. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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	85,3	74,9	102,2	88,9	81,3	101,6	90,1	80,7	94,1
II	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
III	93,2	80,2	109,5	92,1	83,3	105,0	84,4	75,5	94,4
IV	92,4	78,2	108,9	91,9	79,4	104,9	85,8	73,5	93,4
V	91,5	76,1	109,5	88,7	75,2	104,6	78,4	67,9	89,1
VI	88,4	76,8	105,2	88,2	76,3	102,6	84,0	68,9	93,7
VII	83,8	73,5	104,0	84,6	72,7	102,1	85,2	70,6	95,0
VIII	82,2	73,3	102,4	84,0	72,5	101,5	83,6	71,1	93,9
IX	84,6	74,0	104,0	83,0	72,0	100,0	80,0	68,4	92,2
X	86,4	74,4	104,7	86,9	73,7	102,3	85,8	72,5	94,9
XI	89,3	76,5	106,6	89,5	77,8	104,0	88,2	75,7	95,6
XII	91,1	79,6	108,1	91,4	81,6	104,4	88,3	79,7	96,0

b.d. – brak danych

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 2024 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników wyznaczonych dla poszczególnych cech. Dane uzyskane w 2024 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 przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii, niniejsza publikacja przedstawia wyniki badań przeprowadzonych w omawianym roku. Ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu ustalonych na poziomie europejskim nie przeprowadzono oceny ilościowej stanu środowiska morskiego w zakresie cechy D11.

III.1 Ocena stanu jednolitych części wód powierzchniowych na podstawie monitoringu wykonanego w latach 2019-2024

Wody przejściowe i przybrzeżne stan ekologiczny

Klasyfikację stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych opracowano dla wszystkich, wyznaczonych jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych (11 jcwp), w oparciu o zweryfikowane dane monitoringowe z lat 2019-2024. 54,6% jcwp osiągnęło słaby stan ekologiczny, pozostałe 45,4% zły stan ekologiczny. Żadna jcwp nie uzyskała co najmniej dobrego stanu wód (Rys. III.1).

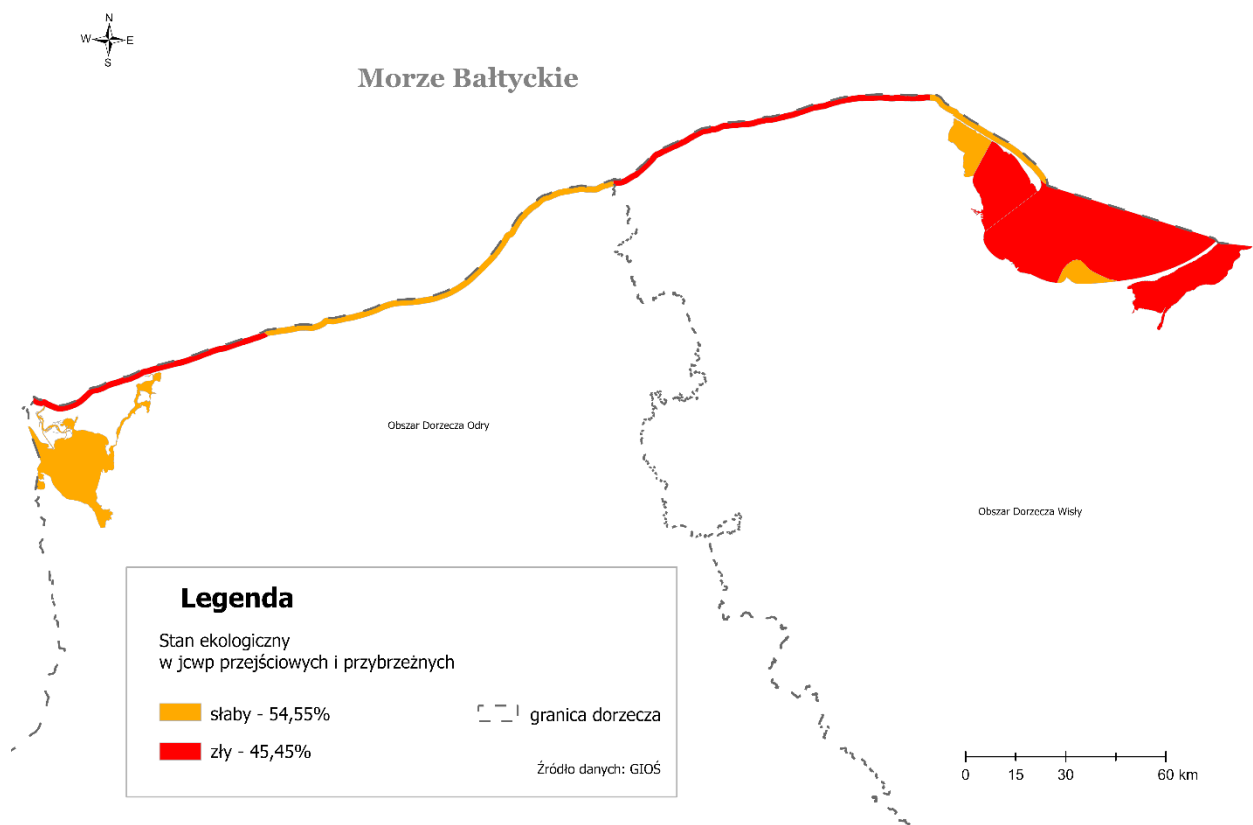
Wskaźnikami biologicznymi najczęściej przekraczającymi dopuszczalne normy środowiskowe były indeks B, przedstawiający stan makrobezkręgowców bentosowych oraz chlorofil a, opisujący stan fitoplanktonu. W odniesieniu do indeksu B 2 z 11 jcwp przypisano klasę II, a 9 na 11 jcwp nie spełniło kryteriów dobrego stanu wód. Natomiast w przypadku chlorofilu a 3 na 11 jcwp spełniły kryteria dobrego stanu wód i były w stanie dobrym lub bardzo dobrym, 8 na 11 jcwp sklasyfikowano poniżej stanu dobrego. Ichtyofauna oceniana jest wyłącznie w wodach przejściowych. W latach 2019-2024 wszystkie 7 jcwp otrzymały klasy nieodpowiadające dobremu stanowi wód.

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość wód. W 6 na 11 jcwp dla wskaźnika nie zostały spełnione warunki określone dla dobrego stanu wód. Najniższą średnią wartością przezroczystości wód charakteryzował się jcwp Zalew Wiślany (0,34 m), najwyższą natomiast jcwp Zatoka Pucka Zewnętrzna (4,63 m).

Stężenia związków biogennych przekroczyły wartości graniczne dla dobrego stanu wód we wszystkich jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych, przy czym wskaźnikami decydującymi o niedotrzymaniu wartości granicznych stanu dobrego najczęściej były: azot azotanowy, azot ogólny, azot mineralny i fosfor ogólny. W przypadku azotu azotanowego i ogólnego 10 na 11 jcwp sklasyfikowano poniżej stanu dobrego, natomiast w odniesieniu do azotu mineralnego i fosfor ogólnego 9 na 11 jcwp uzyskało stan poniżej dobrego.

Najkorzystniejsza sytuacja dotyczyła fosforu fosforanowego. Tylko w 3 jcwp stężenia przekroczyły wartości graniczne dobrego stanu, natomiast w 8 na 11 jcwp odpowiadały I lub II klasie jakości wód.

Spośród specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych we wszystkich jcwp monitorowano 5 wskaźników, dla których zostały określone normy środowiskowe (arsen, chrom sześciowartościowy, cynk, miedź, węglowodory ropopochodne – indeks olejowy) oraz 1 wskaźnik nienormowany (srebro). W tym zakresie wszystkie 11 jcwp cechowały się stanem co najmniej dobrym.

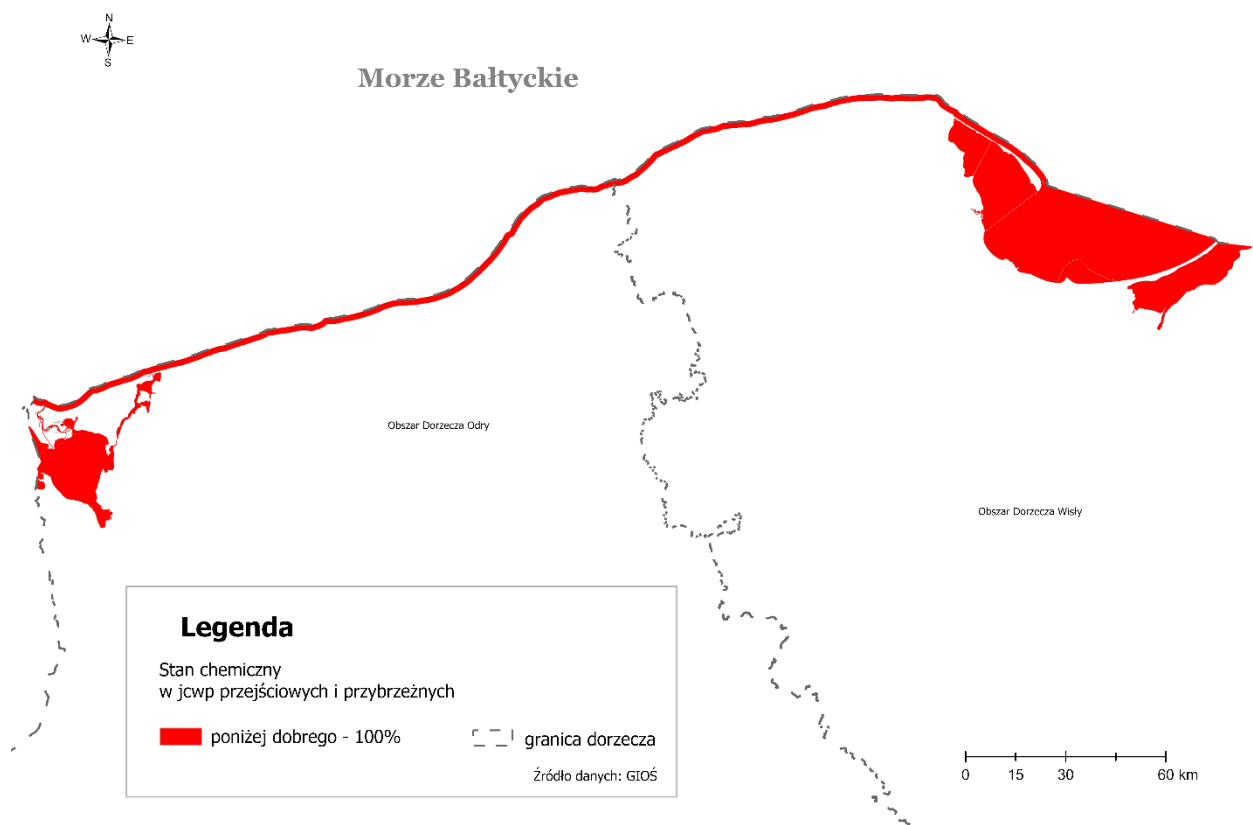


Rys. III.1. Stan ekologiczny w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.

Wody przejściowe i przybrzeżne stan chemiczny

Klasyfikację stanu chemicznego wykonano dla wszystkich jcwp przejściowych i przybrzeżnych w oparciu o wyniki badań monitoringowych wskaźników chemicznych charakteryzujących występowanie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego, w tym substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej i innych substancji zanieczyszczających.

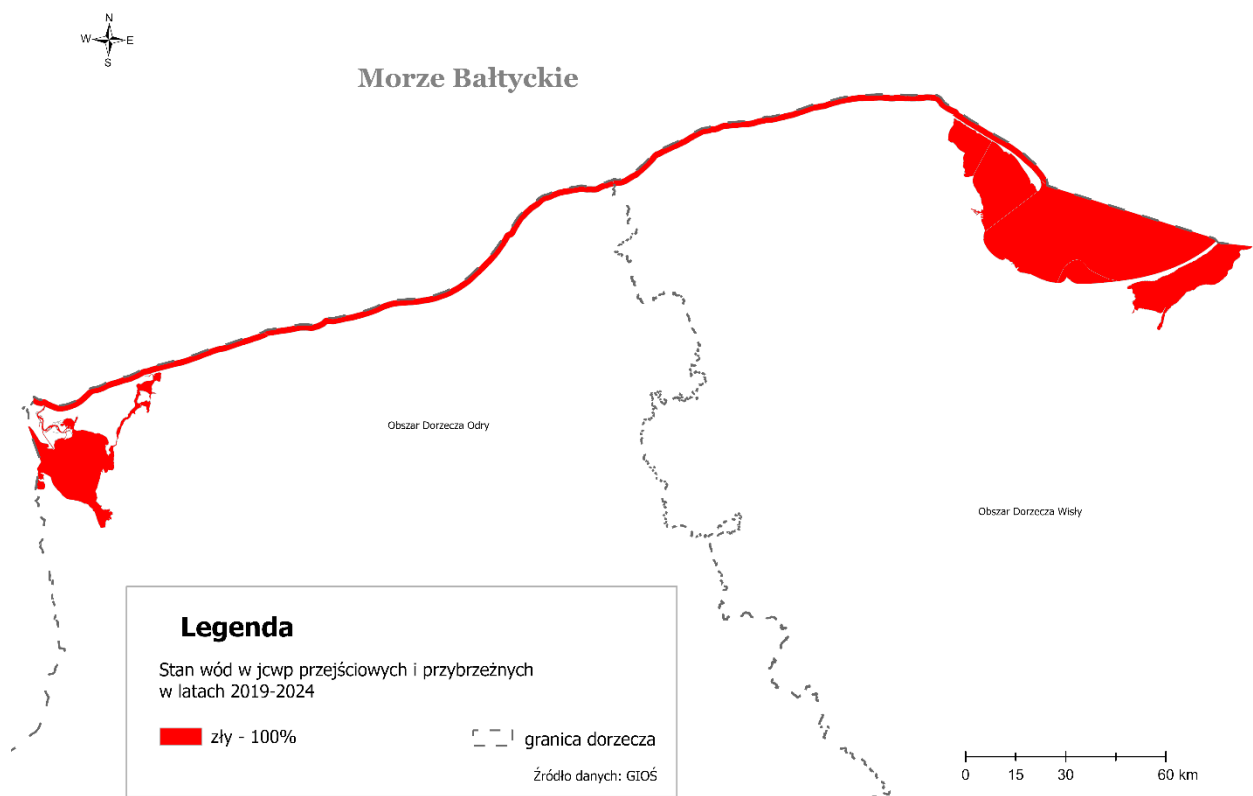
Wszystkie jcwp sklasyfikowano poniżej stanu dobrego (Rys. III.2). Wskaźnikami decydującymi o złej ocenie stanu chemicznego były difenyletery bromowane (9 jcwp), rtęć (10 jcwp) i heptachlor (10 jcwp) badane w organizmach wodnych (biota) oraz benzo(a)piren (7 jcwp), benzo(g,h,i)perylen (7 jcwp) i cypermetryna (4 jcwp) badane w wodzie.



Rys. III.2. Stan chemiczny w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.

Wody przejściowe i przybrzeżne stan jcwp

Ocenę stanu jednolitych części wód powierzchniowych wykonano dla wszystkich 11 jcwp przejściowych i przybrzeżnych. W oparciu o klasyfikację stanu ekologicznego i stanu chemicznego stan jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych oceniono jako zły (Rys. III.3) .



Rys. III.3. Stan jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.

Porównanie ocen stanu wód wykonanych w latach: 2014-2019, 2016-2021, 2019-2024 – przykłady poprawy stanu wód lub klasyfikacji wskaźników w badanych jcwp

Wody przejściowe i przybrzeżne województwa pomorskiego

W najnowszej ocenie za lata 2019-2024 nastąpiła poprawa stanu ekologicznego (ze złego na słaby stan ekologiczny) wód przejściowych i przybrzeżnych dla dwóch jcwp w porównaniu do poprzedniej oceny. Wynika to z faktu polepszenia się stanu makrobezkręgowców bentosowych na jcwp Ujście Wisły Przekop oraz fitoplanktonu na jcwp Półwysep Hel.

Dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej zauważalna jest poprawa stanu fitoplanktonu, który osiągnął 1 klasę oraz stanu makroglonów, które osiągnęły 2 klasę. Poprawa fitoplanktonu wpłynęła na lepszą przezroczystość oraz nasycenie wód tlenem. Dla jcwp Zalew Pucki polepszeniu uległy makroglony.

Na podstawie corocznie wykonanych klasyfikacji wskaźników i grup wskaźników za lata 2022, 2023, 2024 zauważalne jest polepszenie stanu – fitoplanktonu (jcwp Zatoka Pucka Zewnętrzna, Ujście Wisły Przekop, Półwysep Hel), makroglonów i okrytozależkowych (jcwp Zalew Pucki) oraz ichtiofauny (jcwp Zalew Pucki).

W aktualnej ocenie nie występuje przekroczenie dla cypermetryny badanej w wodzie na jcwp Zatoka Pucka Zewnętrzna (przekroczenie wystąpiło w klasyfikacji za rok 2022).

Warto też zwrócić uwagę na poprawę wartości dla substancji badanych w biocie – difenyletery bromowane oraz heptachlor na jcwp Zalew Pucki, gdzie obecnie nie zostało odnotowane przekroczenie.

Wody przejściowe i przybrzeżne województwa zachodniopomorskiego

Z uwagi na zmianę od roku 2022 przebiegu granic jcwp przybrzeżnych (jcwp Wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (PLCW60001WB4) i jcwp Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (PLCW60001WB3) nie ma możliwości bezpośredniego porównania oceny stanu wód za lata 2019-2024 z poprzednimi ocenami. Grupa wskaźników dających się porównać dla tych jcwp jest grupa elementów chemicznych (grupa 4.1). Wyniki, na podstawie których dokonywano klasyfikacji tych wskaźników uzyskano z badań prowadzonych w obecnych punktach reprezentatywnych, które w poprzedniej sieci były punktami reprezentatywnym dla nieistniejących już dziś jcwp. W 2022 roku zmieniony został też status jcwp przejściowej Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2), z silnie zmienionej części wód na naturalną część wód i dla tej jcwp porównano stan ekologiczny z oceny za lata 2019-2024 z potencjałem ekologicznym z poprzednich ocen.

W przypadku elementów biologicznych nastąpiła poprawa stanu fitoplanktonu z klasy 3 (lata 2014-2019) na klasę 2 (lata 2016-2021 i 2019-2024) dla jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2) i jcwp Zalew Kamieński (PLTW60001WB3).

Nastąpiła również poprawa przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2) oraz jcwp Zalew Kamieński (PLTW60001WB3) i zmiana klasyfikacji wskaźnika w ocenie za lata 2019-2024 względem ocen za lata 2014-2019 i 2016-2021, ze stanu poniżej dobrego na dobry. W obydwu jcwp zmieniła się również klasyfikacja odczynu pH z dobrego na stan bardzo dobry. Zmiany te można wiązać z poprawą stanu fitoplanktonu dla tych jcwp w ocenie za lata 2019-2024 w porównaniu do ocen wcześniejszych. W jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2) poprawa klasyfikacji nastąpiła również dla innych wskaźników fizykochemicznych: ogólny węgiel organiczny i fosfor fosforanowy, z klasyfikacji poniżej dobrego w latach 2014-2019 na dobry w latach 2016-2021 i 2019-2024.

W jcwp Zalew Kamieński (PLTW60001WB3) poprawa klasyfikacji w ocenach za lata 2016-2021 i 2019-2024, w porównaniu z oceną za lata 2014-2019, nastąpiła w przypadku fosforu fosforanowego, ze stanu poniżej dobrego na bardzo dobry. Dodatkowo w jcwp Zalew Kamieński stwierdzono poprawę klasyfikacji dla tlenu rozpuszczonego (z klasy dobrej w latach 2016-2021, na klasę bardzo dobrą w latach 2019-2024) i odczynu pH (z klasy dobrej w latach 2014-2019 i 2016-2021, na klasę bardzo dobrą w latach 2019-2024).

Stan elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2) i jcwp Zalew Kamieński (PLTW60001WB3) utrzymywał się w ocenach za lata 2014-2019, 2016-2021 i 2019-2024 w stanie dobrym.

Dla wskaźnika rtęć i jej związki, oznaczanego w wodzie, dla jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2) i jcwp Zalew Kamieński (PLTW60001WB3) w ocenie za lata 2019-2024 nie odnotowano przekroczenia środowiskowej normy jakości, jak miało to miejsce w ocenie za lata 2016-2021. W przypadku wskaźnika kwas perfluorooktanosulfonowy (PFOS), oznaczanego w wodzie jedynie w jcwp Zalew Szczeciński (PLTW60001WB2), w ocenach za lata 2016-2021 i 2019-2024 nie odnotowano przekroczeń środowiskowej normy jakości.

Klasyfikacja wód przejściowych i przybrzeżnych za okres 2019-2024 jest dostępna w pliku „Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024 – tabela” na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska pod adresem https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/TRANSITIONAL_WATERS/107.

Ocena opisowa wód przejściowych i przybrzeżnych jest dostępna pod adresem https://wody.gios.gov.pl/pjwp/publication/TRANSITIONAL_WATERS/107 w pliku „Ocena stanu rzek, jezior, wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024 – raport”.

III.2. Podsumowanie oceny stanu środowiska wód morskich w 2024 przeprowadzonej zgodnie z wymaganiami RDSM

Cechy stanu

Grupy gatunków

Ptaki

Bielik

W roku 2024 skontrolowano 111 stanowisk lęgowych bielika. W 102 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków. Spośród 94 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 46 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w roku 2024 48,9%, a w całym okresie badań utrzymywał się na stabilnym poziomie. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 35 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,43 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł aż 20% (zaniżenie). Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2024 roku wyniosła 0,7. Od roku 2015 odnotowano umiarkowany spadek wartości produkcji młodych w przeliczeniu na parę lęgową oraz na gniazdo z sukcesem.

Zimujące ptaki wód przejściowych

W roku 2024 skontrolowano wszystkie 39 obiektów wchodzących w skład MZPWP, na których stwierdzono w sumie 315 536 osobników z 56 gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Wśród nich odnotowano 310 151 ptaków stacjonarnych. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były krzyżówka z liczebnością 54 380 os., co stanowiło 17,5% wszystkich ptaków stacjonarnych, czernica z liczebnością 37 762 os (12,2%) oraz gągoł, mewa srebrzysta/białogłowa/romańska i uhła które stwierdzono odpowiednio w liczbie 30 371, 22 338 i 22 868 os. (odpowiednio 9,8%, 7,2% i 7,4% wszystkich ptaków stacjonarnych). Z pozostałych gatunków jeszcze kormoran i mewa siwa osiągnęły ponad 5% udziału w całym ugrupowaniu ptaków stacjonarnych. Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 62,7% wszystkich ptaków stacjonarnych. Do tej grupy należały trzy najliczniejsze gatunki (krzyżówka, czernica i gągoł), których liczebność przekroczyła 30 tys. os. Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów były krzyżówka, gągoł, mewa srebrzysta/białogłowa/romańska, mewa siwa i kormoran.

W latach 2011-2024 dziewięć gatunków wykazało silny wzrost liczebności (czapla siwa, głowienka, kormoran, krzyżówka, łabędź krzykliwy, łyska, markaczka, ogorzałka i perkoz dwuczuby), pięć – wzrost umiarkowany (czernica, gągoł, lodówka, łabędź niemy i uhła). U bielaczka trend jest umiarkowanie spadkowy, a jedynym gatunkiem, który na przestrzeni 14 lat gwałtownie zmniejszyła swoją liczebność na obszarze objętym MZPWP jest nurogęś. W tym okresie zmiany liczebności szlachara zostały sklasyfikowane jako trend stabilny. 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 trzy części Zatoki Puckiej, tzn. Zatoka Pucka wewnętrzna, Port w Gdyni i Zatoka Pucka zewnętrzna, gdzie przebywało odpowiednio 64 993, 30 447, 31 062 oraz 31 516 ptaków. Te cztery obiekty gromadziły w sumie 50,9% 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, mew siwych i mew srebrzystych/białogłowych/romańskich), gdzie znajdują bogate

źródło pokarmu antropogenicznego. Tak jak w ubiegłych sezonach, znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym.

Ptaki morskie

Zimą 2024 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 niż u dwóch pozostałych kaczek morskich. Z innych gatunków z grupy podstawowych żaden nie przekroczył 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków, a najwyższy udział, tak jak w poprzednim sezonie, stwierdzono u alki (0,3%). Alka od wielu lat jest czwartym pod względem liczebności gatunkiem z grupy podstawowych, co potwierdziło się także w tym roku. Z grupy gatunków dodatkowych mewa srebrzysta uzyskała najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia (66%), a jej udział wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków osiągnął 1,1%.

Wyniki liczeń uzyskanych w okresie 14 lat prowadzenia MZPM wskazują, że liczebność markaczek zimujących w polskiej strefie Bałtyku silnie rośnie, liczebność uhli jest stabilna, a lodówka jest jedynym gatunkiem z grupy kaczek morskich, u którego wystąpił istotny umiarkowany trend spadkowy wskaźnika liczebności. Wzrost liczebności markaczki i stabilna liczebność uhli mogą 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 14 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.

W grupie gatunków rybożernych, silny wzrost liczebności zaznaczył się u nura rdzawoszyjnego i nurzyka. Natomiast na przestrzeni 14 lat stabilny trend zmian liczebności utrzymuje perkoz rogaty. Umiarkowany trend spadkowy liczebności wykazują alka, nur czarnoszy i nurnik. Rozmieszczenie ichtiofagów na rozległych akwenach zależy od rozmieszczenia ryb pelagicznych, co może tłumaczyć zaobserwowane znaczne, międzysezonowe różnice ich liczebności. Dodatkowo, w przypadku alki, na niską wartość współczynnika trendu ($\lambda=0,9764$) duży wpływ ma wyjątkowo wysoka liczebność tego gatunku w roku 2012. Spadkowy trend zmian liczebności ichtiofagów nie musi więc odzwierciedlać rzeczywistego spadku liczebności ich populacji zimujących na Bałtyku, a może być jedynie wynikiem ich wielkoobszarowych przemieszczeń wymuszonych obfitością bazy pokarmowej.

Wzięta pod uwagę w tym opracowaniu mewa srebrzysta jest jedynym gatunkiem, który w okresie 2011-2024, wykazał silny spadek liczebności, która pozostaje na bardzo niskim poziomie w porównaniu do pierwszych czterech lat monitoringu. Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w tej części 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 czternastoletnim 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 2024 wykazywało zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach (Chodkiewicz i in. 2016, 2018, Wardecki i in. 2021). Jednak należy zaznaczyć, że w porównaniu do poprzednich sezonów mniej ptaków przebywało na Ławicy Słupskiej i w południowej części Zatoki Gdańskiej. Po czternastu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których spotyka się 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 uhlia 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 uhlia 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). 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 zbliżony 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 OSOP Natura 2000 przebywało aż 94,5% ze wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas liczenia. Podobnie jak w poprzednich latach, najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie także 94,5% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród trzech najliczniejszych gatunków kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhlia (86,6%). Wynik ten 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. Sytuacja ta powtarza się od wielu lat, a w styczniu 1999 roku między granicą państwa i Krynica Morską przebywało około 60-80 tys. uhlia (Tomiałojć i Stawarczyk 2003). Są to argumenty za poszerzeniem obszarów objętych ochroną w ramach sieci Natura 2000. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

Ryby

Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)

Ocena stanu oraz potencjału ekologicznego wód przejściowych została opracowana zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz wykonana na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2024 roku.

Na podstawie danych uzyskanych w 2024 roku dokonano oceny 7 JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Ujście Wisty Przekop, Zalew Wiślany) na podstawie Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb.

W 2024 jeden rejon osiągnął stan zły (V Klasa stanu/potencjału – Zatoka Pucka Zewnętrzna). Natomiast pięć JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Zalew Pucki, Zatoka Gdańska Wewnętrzna i Ujście Wisty) stan słaby (IV Klasa stanu/potencjału). Stan umiarkowany (III Klasa stanu/potencjału) został sięgnięty w Zalewie Wiślanym. W żadnym z ocenianych obszarów wskaźnik PMFI nie osiągnął dobrego stanu środowiska (Rys. III.4).



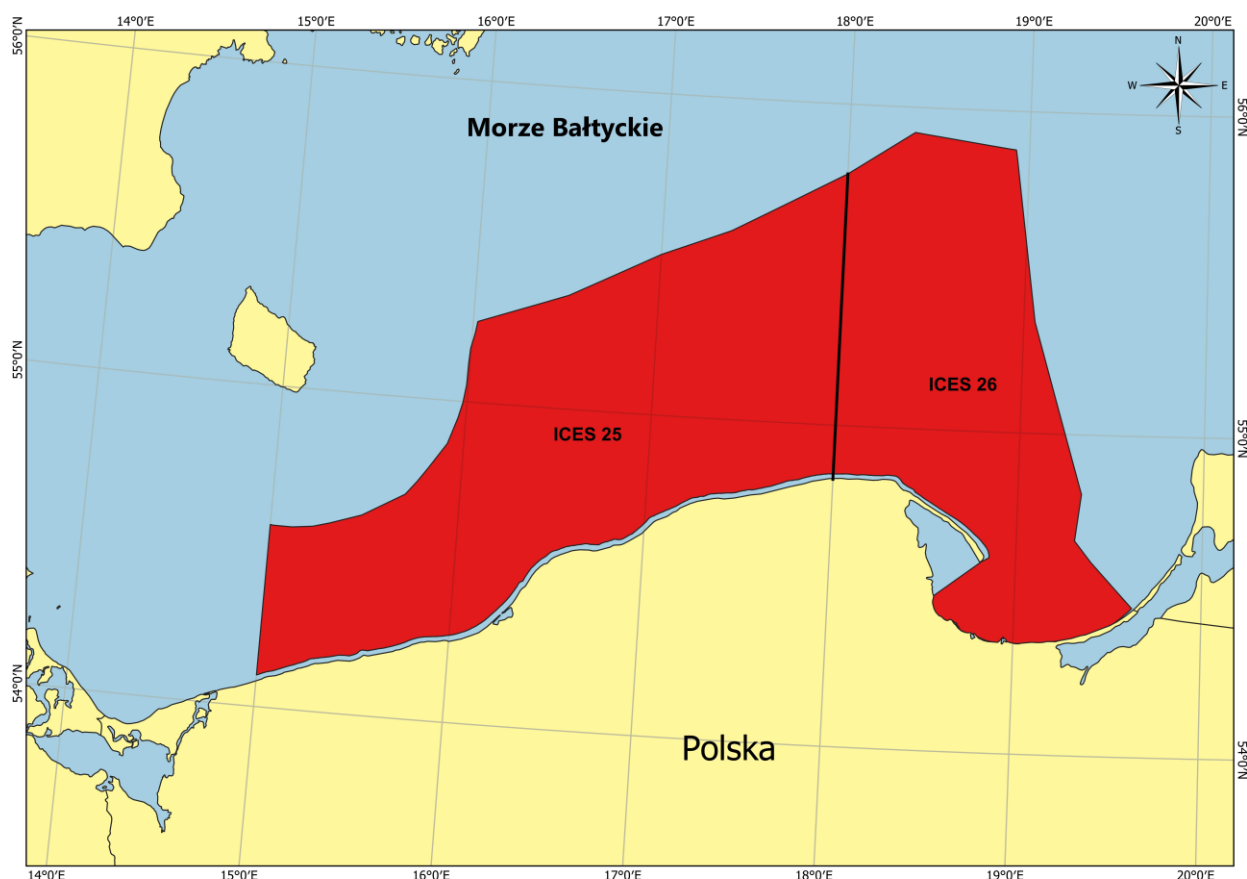
Rys. III.4. Ocena wskaźnika PMFI w 2024 roku.

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący spadek wskaźnika LFI – 0,27. Jest to najniższa wartość, którą odnotowano poczynając od 2000 roku. Już od 2020 roku zaznaczył się trend malejący z wyjątkiem roku 2023, w którym odnotowano niewielki wzrost. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również zmalała i wynosi obecnie 0,11. Analiza obu wskaźników wskazuje na zmniejszenie biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji, a w konsekwencji pogorszenie stanu środowiska morskiego. Uzyskana w 2024 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,27 i 0,80).

W podobszarze ICES 26 odnotowano duży spadek wskaźnika LFI. W przeciągu ostatnich lat utrzymywał się nieznaczny trend rosnący, aż do poziomu 0,37 w 2023 roku, aby w 2024 roku spaść do wartości 0,19. Jest to najniższa obserwowana wartość wskaźnika poczynając od 2000 roku. Na tej podstawie możemy wnioskować, że udział biomasy dużych dorszy w populacji drastycznie się zmniejszył. Tak więc stan środowiska morskiego uległ pogorszeniu. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również się zmniejszyła i wynosi obecnie 0,09. Można więc wyciągnąć wniosek, że biomasa dużych storni również uległa zmniejszeniu. Uzyskana w 2024 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,19 i 0,70).

Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach ICES (Rys. III.5).



Rys. III.5. Ocena wskaźnika LFI w obszarach ICES w 2024 roku.

Wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych (L90)

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 okoni, stan środowiska w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za zły, natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako dobry.

W przypadku storni 12-letnia seria danych pozwoliła spełnić założenia metodyczne, w związku z czym dokonano oceny na podstawie analizy trendu. Zarówno w przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej, jak i Zalewu Puckiego stan środowiska oceniono jako zły.

Uwzględniając przyjęte założenia metodyczne, końcowa ocena dokonana w oparciu o wskaźnik L90 wskazuje na zły stan środowiska Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz dobry stan w Zalewie Wiślanym (Rys. III.6).



Rys. III.6. Ocena wskaźnika wielkości ryb przybrzeżnych (L90) w 2024 roku.

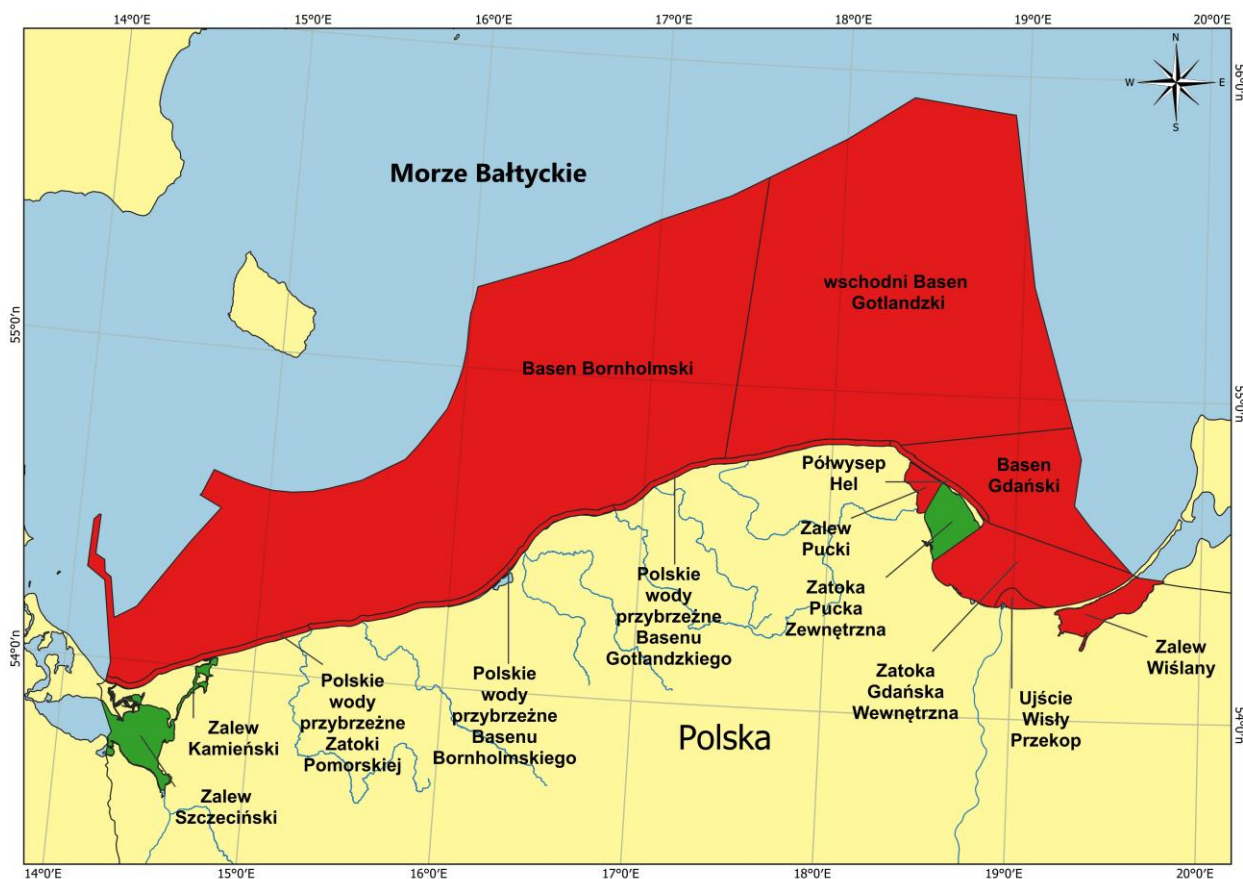
Siedliska pelagiczne

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 zakwitów wiosennego nie było możliwe przeprowadzenie oceny wymienionego wskaźnika w 2023 roku.

Chlorofil *a*

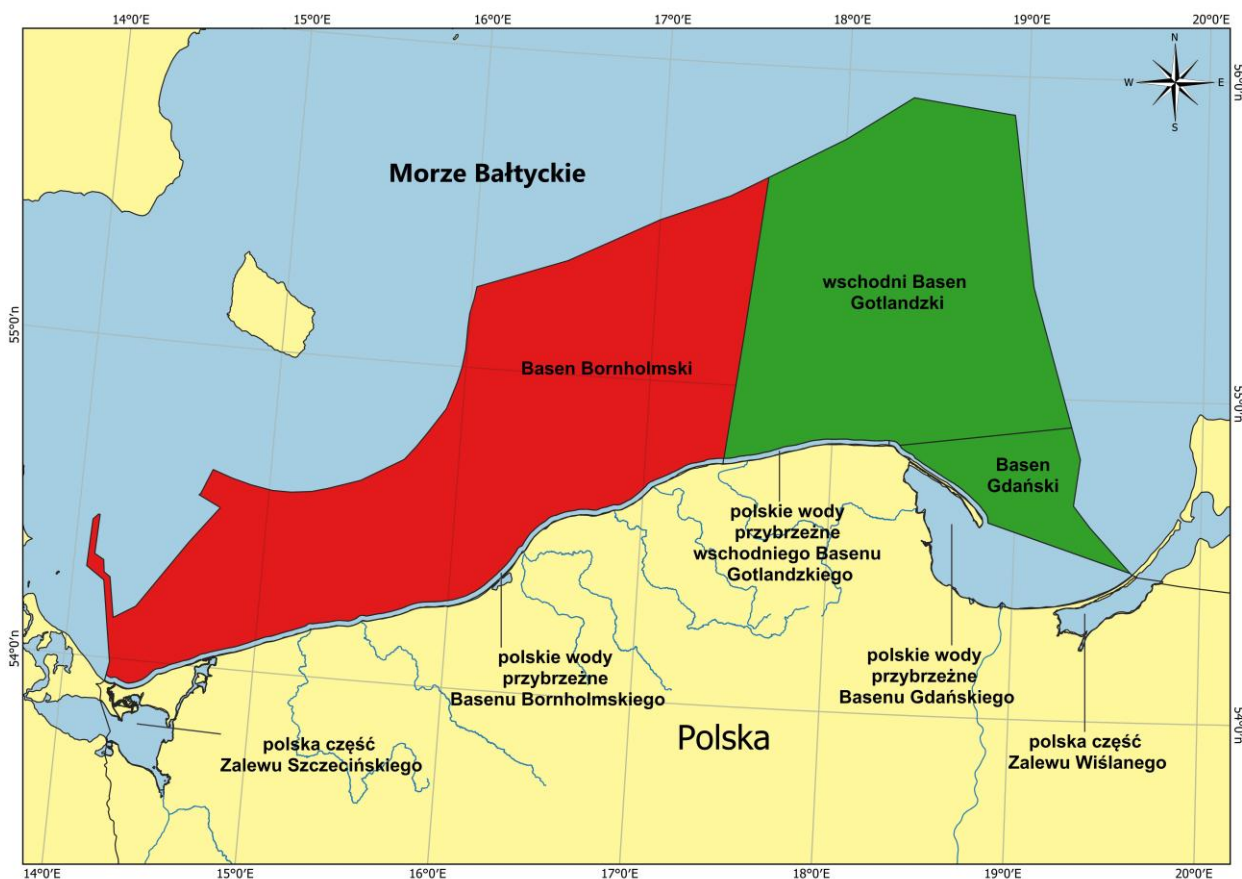
Zgodnie z oceną eutrofizacji oraz w uzupełnieniu o ocenę w JCWP przejściowych i przybrzeżnych stężenia chlorofilu *a* przekroczyły wartości progowe w większości ocenianych obszarów. Jedynie w obszarach JCWP Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński oraz Zatokę Pucką Zewnętrzną dobry stan środowiska (GES) został osiągnięty w zakresie chlorofilu *a* (Rys. III.7).



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu – chlorofil *a* – w 2024 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). Stan zooplanktonu w rejonie Basenu Gdańskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego określono jako dobry (GES), natomiast w Basenie Gotlandzkim ze względu na brak osiągnięcia wartości progowej dla biomasy stan zooplanktonu określony jako subGES (Rys. III.8).

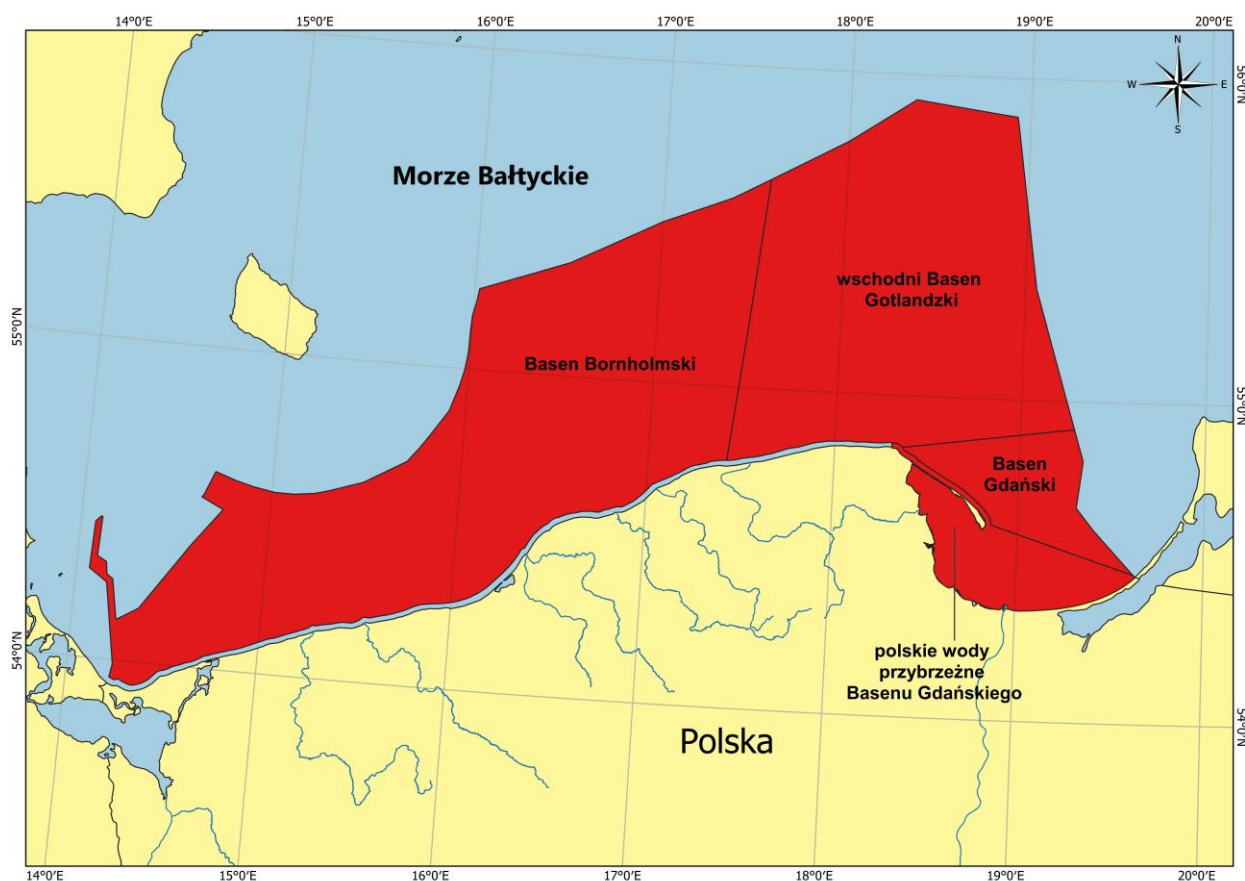


Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2024 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Stan makrozoobentosu był w 2024 roku zróżnicowany i uzależniony od specyfiki monitorowanych obszarów. W przypadku obszarów płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku obszarów głębi wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. W obszarach głębi po raz pierwszy od 3 lat zanotowano przedstawicieli makrozoobentosu jednak stan określono jako zły. Spośród wszystkich monitorowanych stacji w przypadku dwóch doszło do poprawy stanu wg RDSM były to stacja P14B oraz P3 z rejonu Basenu Gotlandzkiego. W rejonie środkowego wybrzeża (st. P16) doszło do pogorszenia stanu w stosunku do 2023 roku co jest sytuacją odwrotną do roku poprzedniego. Stan makrozoobentosu na pozostałych stacjach monitoringowych nie uległ zmianie. W 2024 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 stan 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.9).



Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu – w 2024 roku.

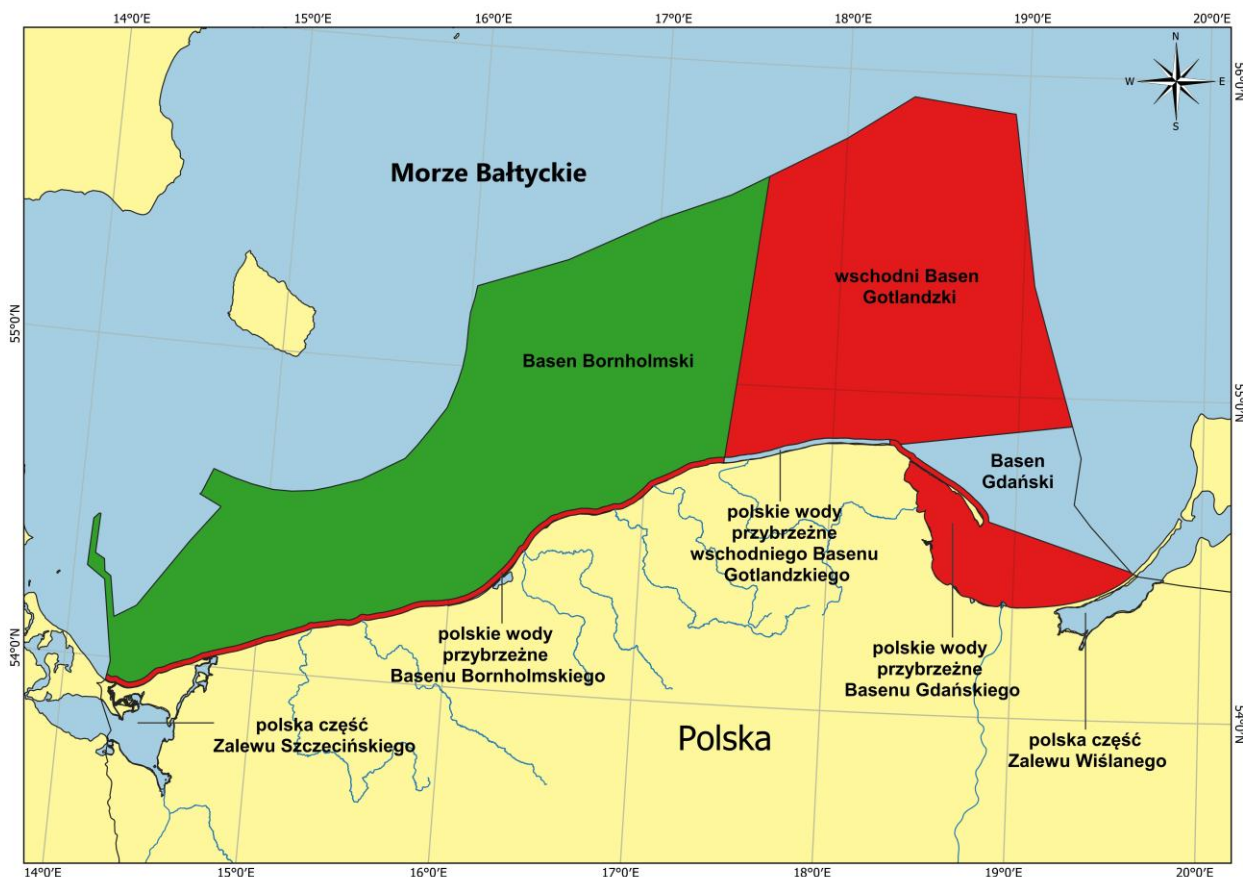
Makrofitobentos

W roku 2024 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 2024 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 stan makrofitów określony na podstawie wskaźnika SM_1 , oceniono jako dobry (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 2024 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.40, Rys. III.10).



Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych – cecha D6 – w 2024 r.

Cechy presji

Gatunki obce

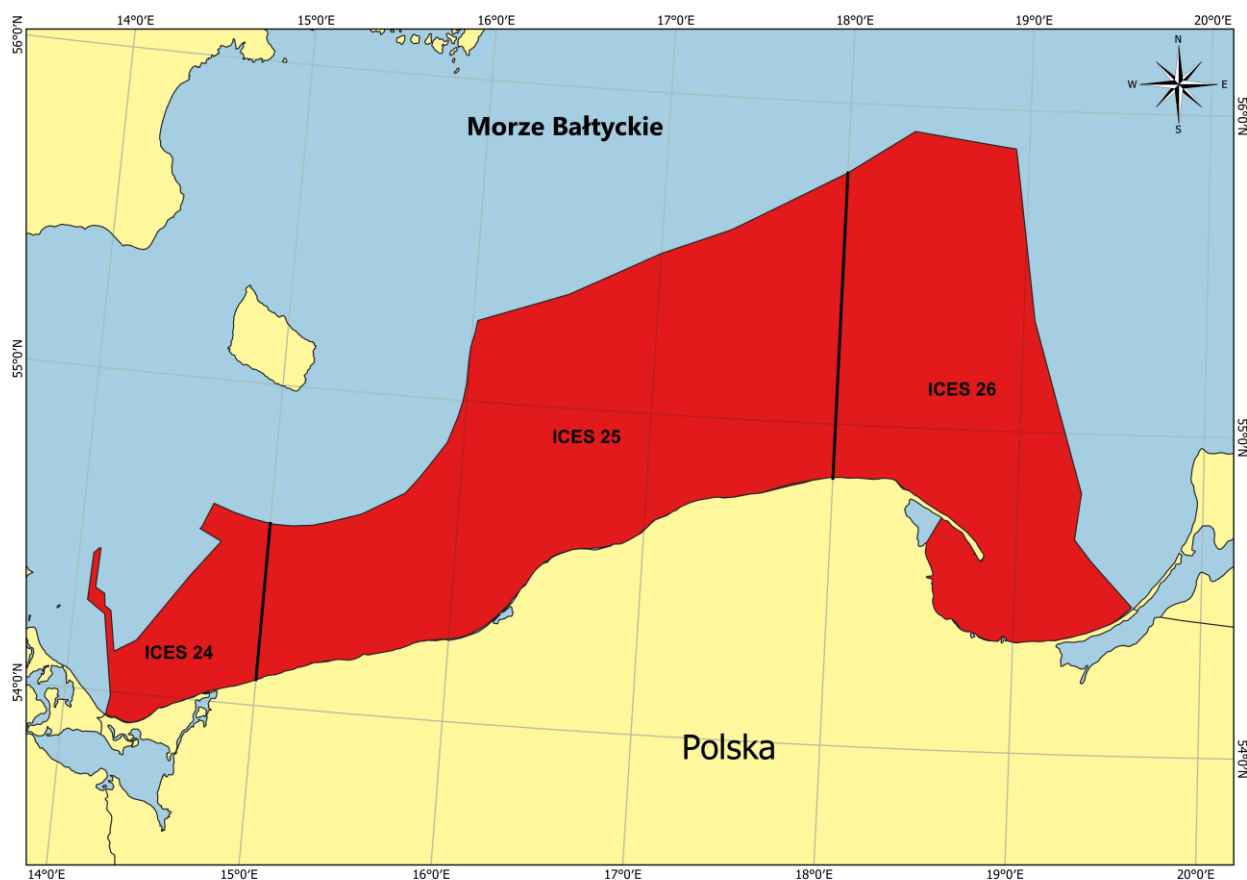
W danych monitoringowych z 2024 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych. Ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie przeprowadzono oceny gatunków obcych w 2024 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. 94% polskich wyładunków w latach 2022-2024.

Ocenę GES za 2024 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. 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 2024 przedstawiono na Rys. III.11.



Rys. III.11. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 - w 2024 r.

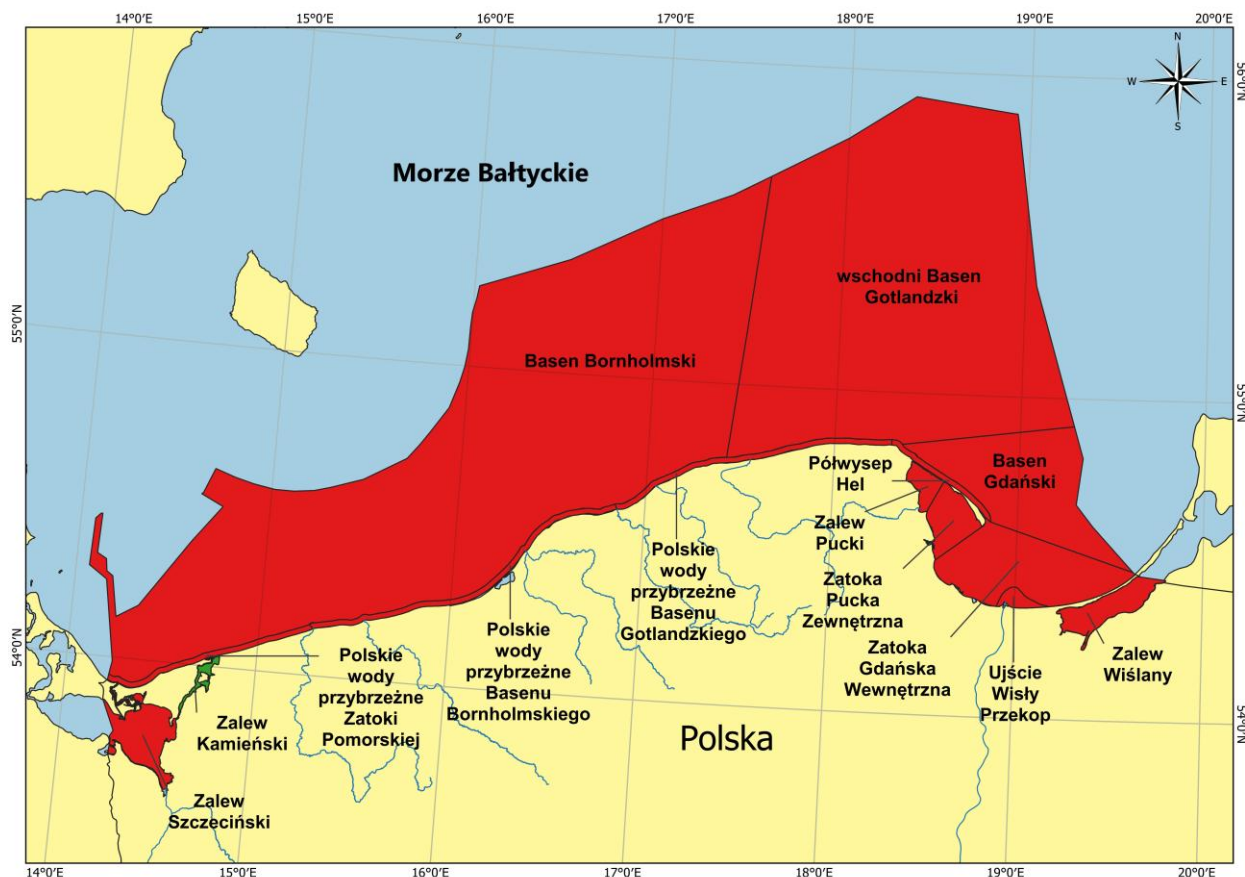
Eutrofizacja

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 2024 r. tylko dwa wskaźniki związane z poziomem substancji odżywczych w środowisku morskim osiągnęły wartość docelową RDSM: było to stężenie nieorganicznych związków azotu (DIN) w wodach Basenu Gdańskiego oraz fosforu całkowitego (TP) w wodach całego obszaru badań. 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.12).

Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znacznie podwyższone stężenia zimowe nieorganicznych związków fosforu przekraczające nawet dwukrotnie wartości graniczne. Także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach (aż do pojawienia się siarkowodoru w Basenie Gdańskim), przyczyniły się do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni.

Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w zakresie eutrofizacji wskazuje na dobry stan jedynie w wód Zalewu Kamieńskiego. W pozostałych JCWP dobry stan nie został osiągnięty. W 5 JCWP (Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej, Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Ujście Wisły Przekop) za brak osiągnięcia dobrego stanu w zakresie eutrofizacji odpowiadały wysokie stężenia substancji biogennych (głównie azotu mineralnego) w przypadku 3 JCWP (Zalew Wiślany, Półwysep Hel, Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego) odpowiadały stężenia chlorofilu a i ograniczona przezroczystość wody morskiej. W przypadku wód Zalewu Szczecińskiego i Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej o ostatecznym stanie oceny decydowały warunki tlenowe.



Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji – cecha D5 – w 2024 r.

Substancje niebezpieczne

W 2024 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 i rtęci 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.

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

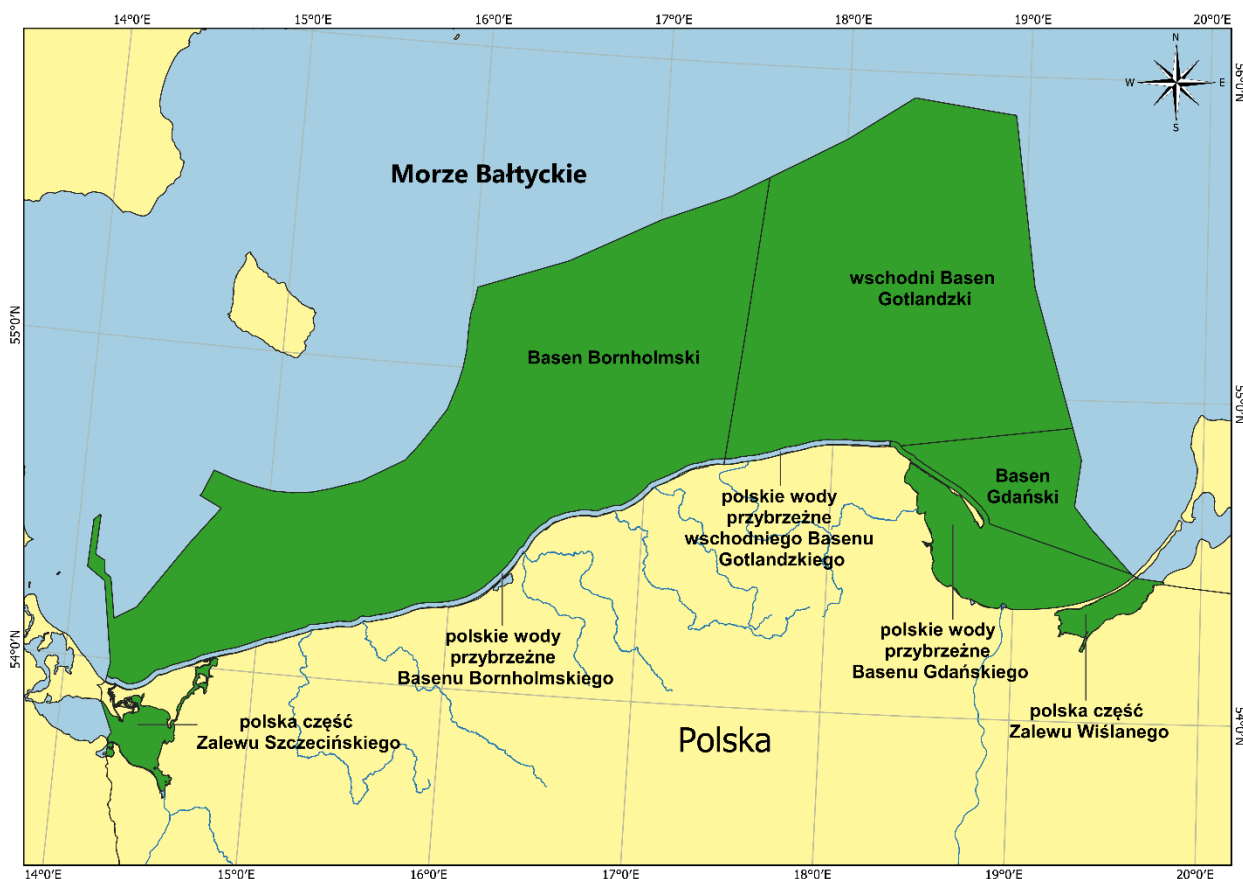
części wód przejściowych i przybrzeżnych (RDW). W zakresie metali uwzględniono miedź, cynk, chrom sześciowartościowy, chrom ogólny, kadm, ołów, rtęć oraz nikiel. W zakresie trwałych zanieczyszczeń uwzględniono bromowane difenyloetery (PBDE), heksachlorobutadien (HCBd), pentachlorofenol (PCP), bezo(a)piren, benzo(ghi)perylene, trichlorometan (chloroform), tetrachlorometan, tetrachloroetylen (PER), heptachlor i epoksyd heptachloru, dichlorfos, aklonifen i cypermetrynę.

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 zasilła ocenę opisaną powyżej.

Radionuklidy

W 2024 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 okoni (Rys. III.13).



Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs – cecha D8 - w 2024 r.

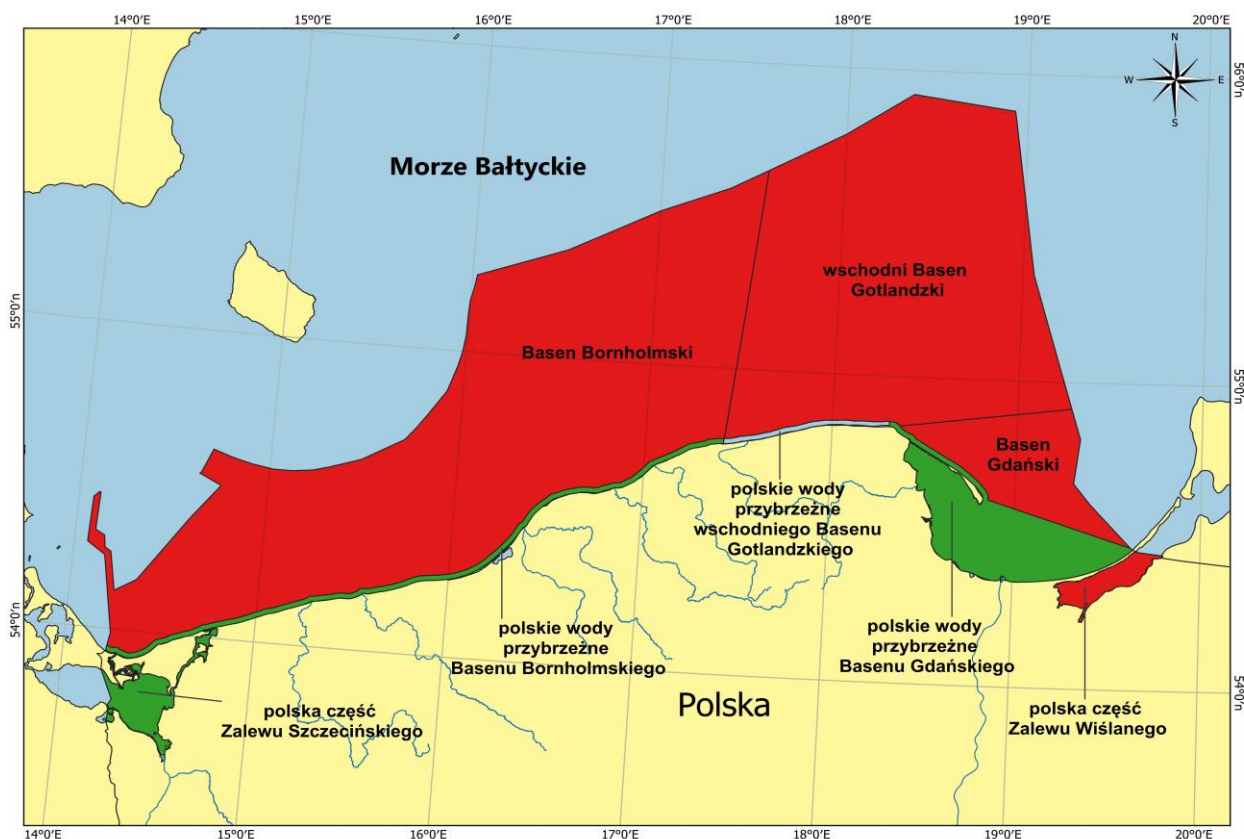
Metale ciężkie

W 2024 roku stan środowiska w zakresie stężeń trzech metali ciężkich: rtęci – Hg, ołowiu – Pb i kadmu – Cd w obszarach morza otwartego uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.14). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia Hg, Pb i Cd w śledziu przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,24. Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i storni oraz roślin makrofitobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,33. 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) przekraczały wartości progowe, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 1,95. W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofitobentosowych oraz wodzie (Hg, Pb, Cd, Ni). We wszystkich matrycach stężenia metali pozostawały poniżej wartości progowych. Tylko w przypadku omułka jadalnego wartości progowe zostały przekroczone dla kadmu i ołowiu. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,41 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, dla której żaden z trzech elementów (Hg, Pb i Cd) nie spełniał warunków dobrego stanu, w roślinach makrofitobentosowych, w przypadku których stężenia wszystkich metali wskazują na dobry stan środowiska oraz wodzie, dla której spośród sześciu badanych parametrów (Cu, Zn, Cr, Cr(VI), Cd, Hg, Ni) żaden nie

przekroczył wartości progowych. Ostatecznie zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 0,66 wskazując na dobry stan środowiska.

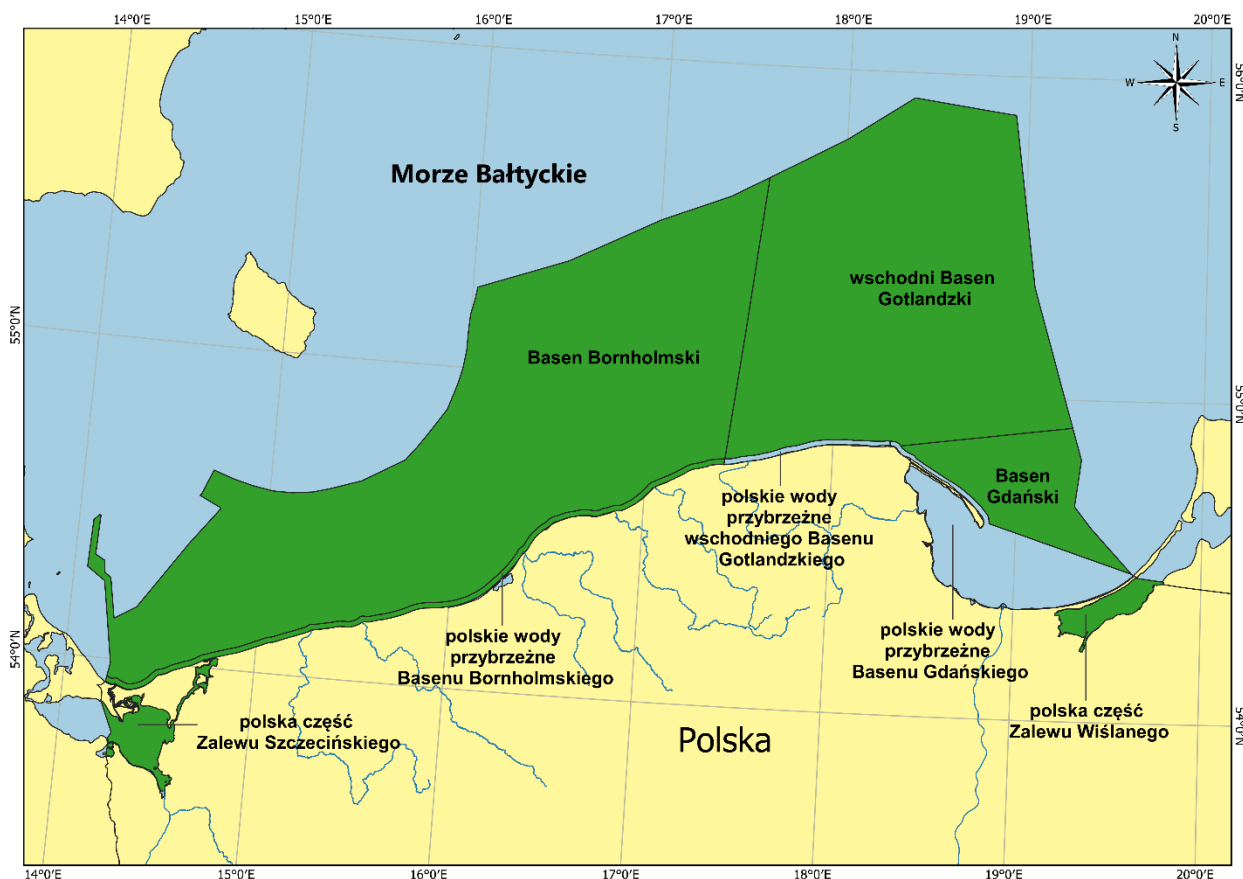
W przypadku Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego, ocenę w 2024 roku przeprowadzono na podstawie wyników badań metali ciężkich (Hg, Pb, Cd) w okoniu. W przypadku Zalewu Wiślanego, warunków dobrego stanu nie spełniały stężenia Hg i Pb w rybach. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,35 wskazując na nieosiągnięcie dobrego stanu środowiska.

W przypadku Zalewu Szczecińskiego do oceny oprócz stężeń metali ciężkich w okoniu włączono wyniki pomiarów stężeń metali (Cu, Zn, Cr, Cr(VI), Cd, Hg, 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 0,67 wskazując na osiągnięcie dobrego stanu środowiska.



Rys. III.14. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2024 r.

W 2024 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.15).



Rys. III.15. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2024 r.

Trwałe zanieczyszczenia organiczne

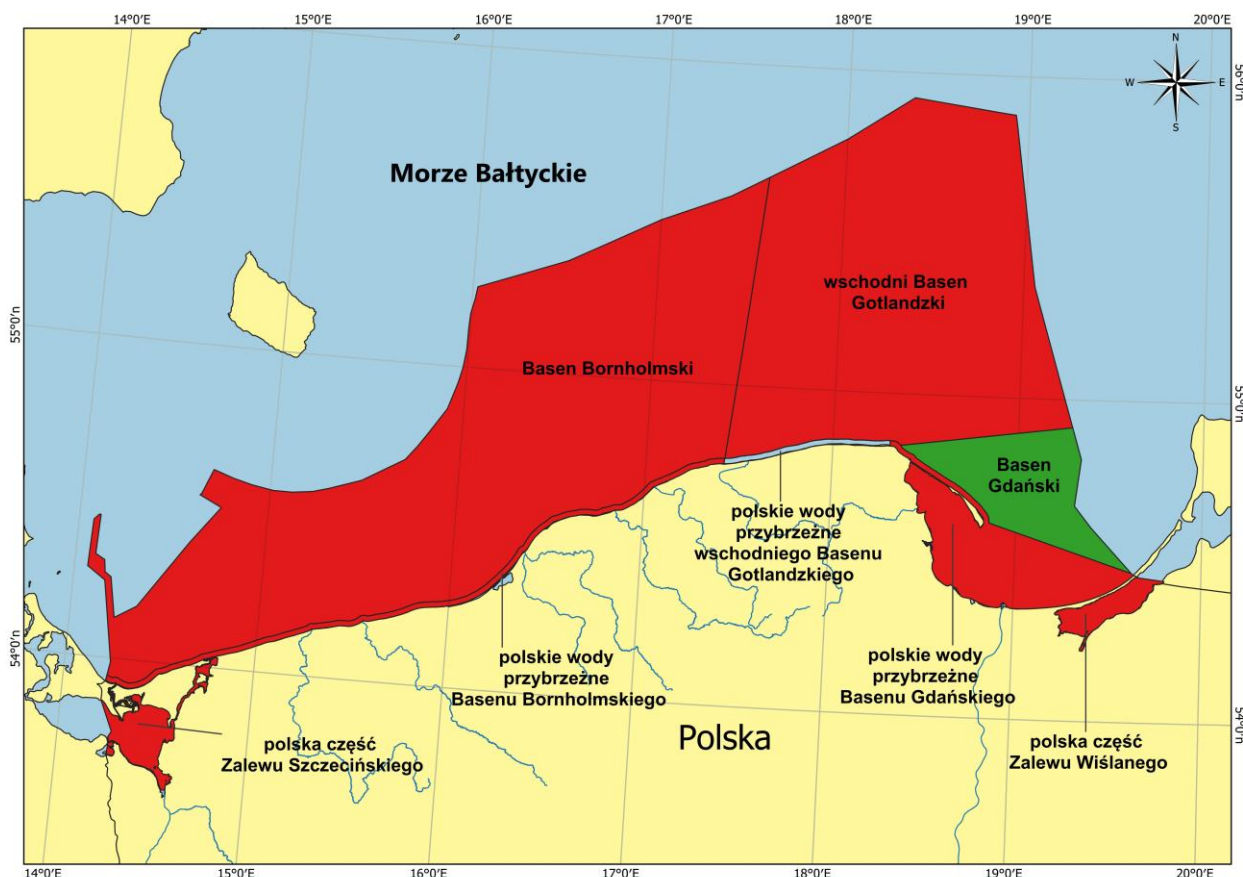
Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy D8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem wybranych związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych, polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, heksachlorobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli - CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118), tributyllocyny - 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). Ponadto wykorzystano również wyniki analiz, substancji priorytetowych w wodzie (uwzględniono bromowane difenyloetery - suma 6 PBDE, heksachlorobutadien, pentachlorofenol, bezo(a)piren, benzo(ghi)perylene, trichlorometan (chloroform), tetrachlorometan, tetrachloroetylen, heptachlor i epoksyd heptachloru i cypermetrynę w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, bromowane difenyloetery - suma 6 PBDE, bezo(a)piren, benzo(ghi)perylene, heptachlor i epoksyd heptachloru, dichlorfos, aklonifen i cypermetrynę w polskich wodach

przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego bezo(a)piren, benzo(ghi)perylen, heptachlor i epoksyd heptachloru w Zalewie Wiślanym oraz bromowane difenyletery – suma 6 PBDE, heptachlor i epoksyd heptachloru, dichlorfos i cypermetrynę w Zalewie Szczecińskim).

We wszystkich obszarach objętych oceną, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (Rys. III.16), co wynika przede wszystkim ze znacznie podwyższonych stężeń PBDE w organizmach ryb i omułka w stosunku do wartości progowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE, która została określona w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. W 2024 r. zaobserwowano również znaczny wzrost wartości stężeń metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) w żółci ryb, co wpłynęło na podwyższenie wskaźnika skażeń. Stężenia pozostałych substancji w organizmach pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu.

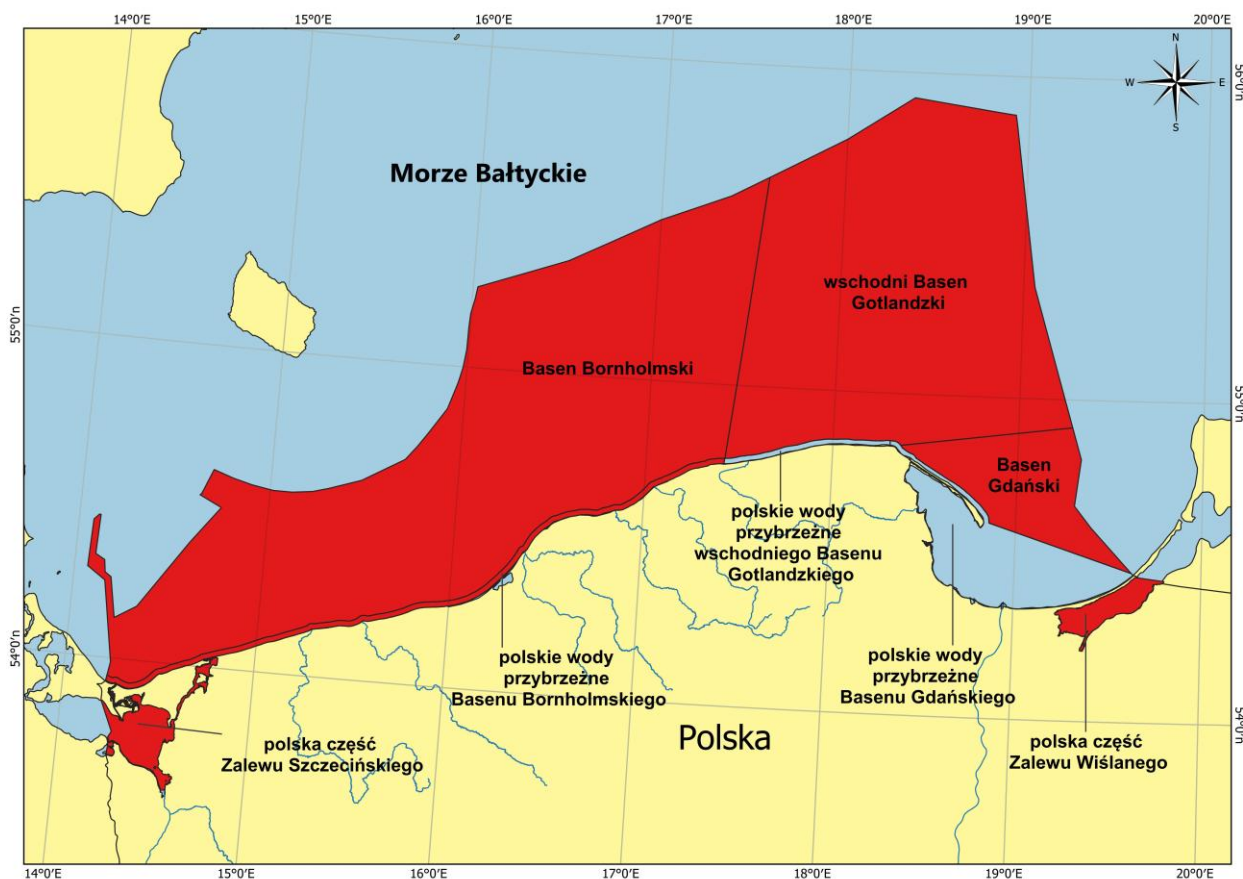
W wodzie przekroczenia wartości progowych odnotowano dla benzo(a)pirenu w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz Zalewie Wiślanym. Co więcej, w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Wiślanym, również podwyższone stężenie benzo(g,h,i)peryleny w wodzie nie pozwoliło na określenie stanu środowiska jako dobry. Dotyczy to również stężeń cypermetryny w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Szczecińskim.

Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 7,56 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 39,99 w Basenie Bornholmskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska. Zintegrowane współczynniki skażenia w polskich wodach przybrzeżnych basenów: Bornholmskiego i Gdańskiego wyniosły odpowiednio 18,99, i 2,21. W Zalewie Wiślanym zintegrowany wskaźnik skażenia wyniósł 1,45 natomiast w Zalewie Szczecińskim aż 192,63. W wodach Basenu Gdańskiego ze względu na zdecydowanie niższe sumaryczne stężenie kongenerów PBDE i stężenia pozostałych substancji pozostające zdecydowanie poniżej wartości progowej zintegrowany wskaźnik skażenia osiągnął wartość 0,68, co wskazuje na dobry stan środowiska w zakresie TZO w tym obszarze (Rys. III.16).



Rys. III.16. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2024 r.

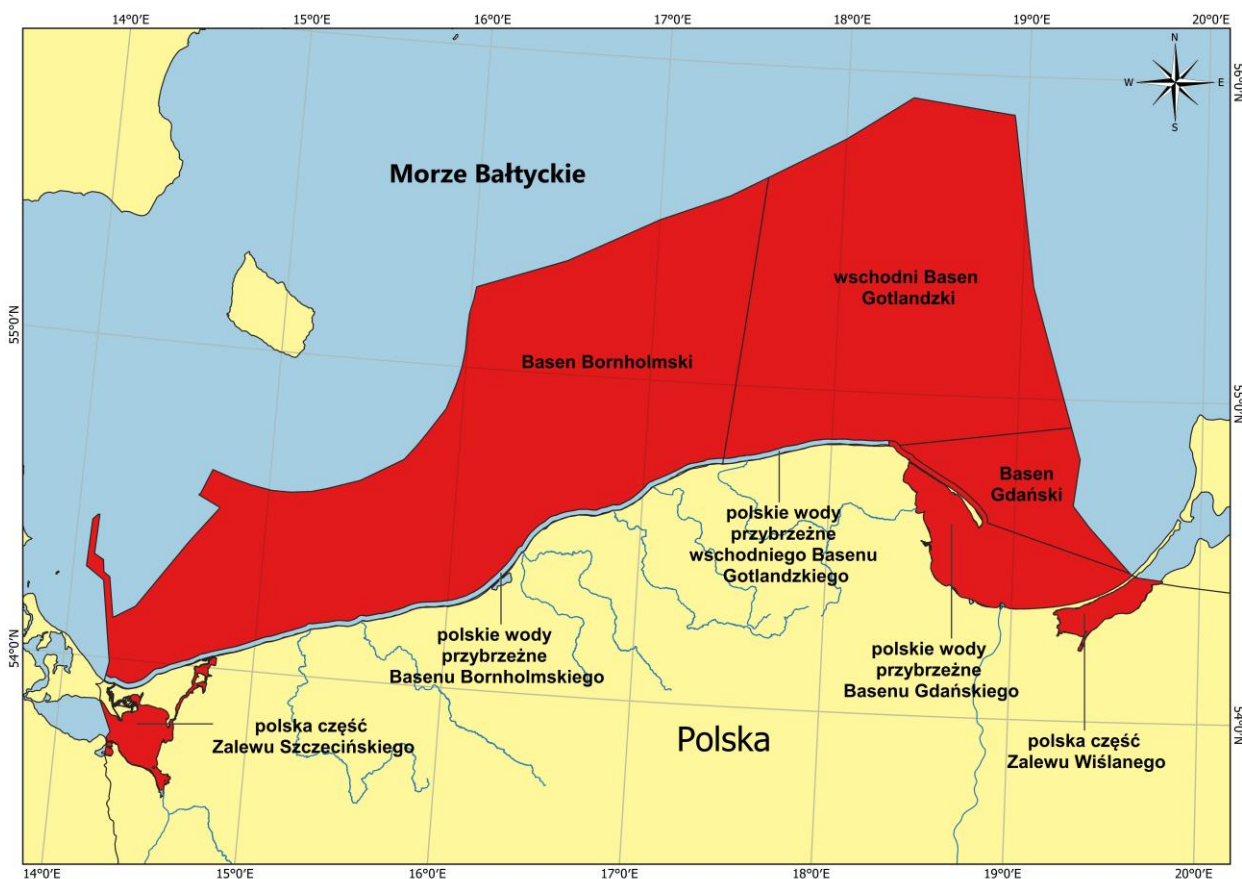
W 2024 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych difenylesterów – 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), tributyllocyny (kation TBT) w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrożnej 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 $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$), nieodpowiedni stan środowiska został stwierdzony we wszystkich sześciu obszarach objętych tymi wskaźnikami: wschodnim Basenie Gotlandzkim (WS=9,52), Basenie Bornholmskim (WS=65,32), Basenie Gdańskim (WS=1,12), polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (WS=47,73), Zalewie Szczecińskim (WS=446,65) oraz Zalewie Wiślanym (WS=1,42) (Rys. III.17).



Rys. III.17. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2024 r.

Test mikrojądrowy

W 2024 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.18). W 2024 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.18).

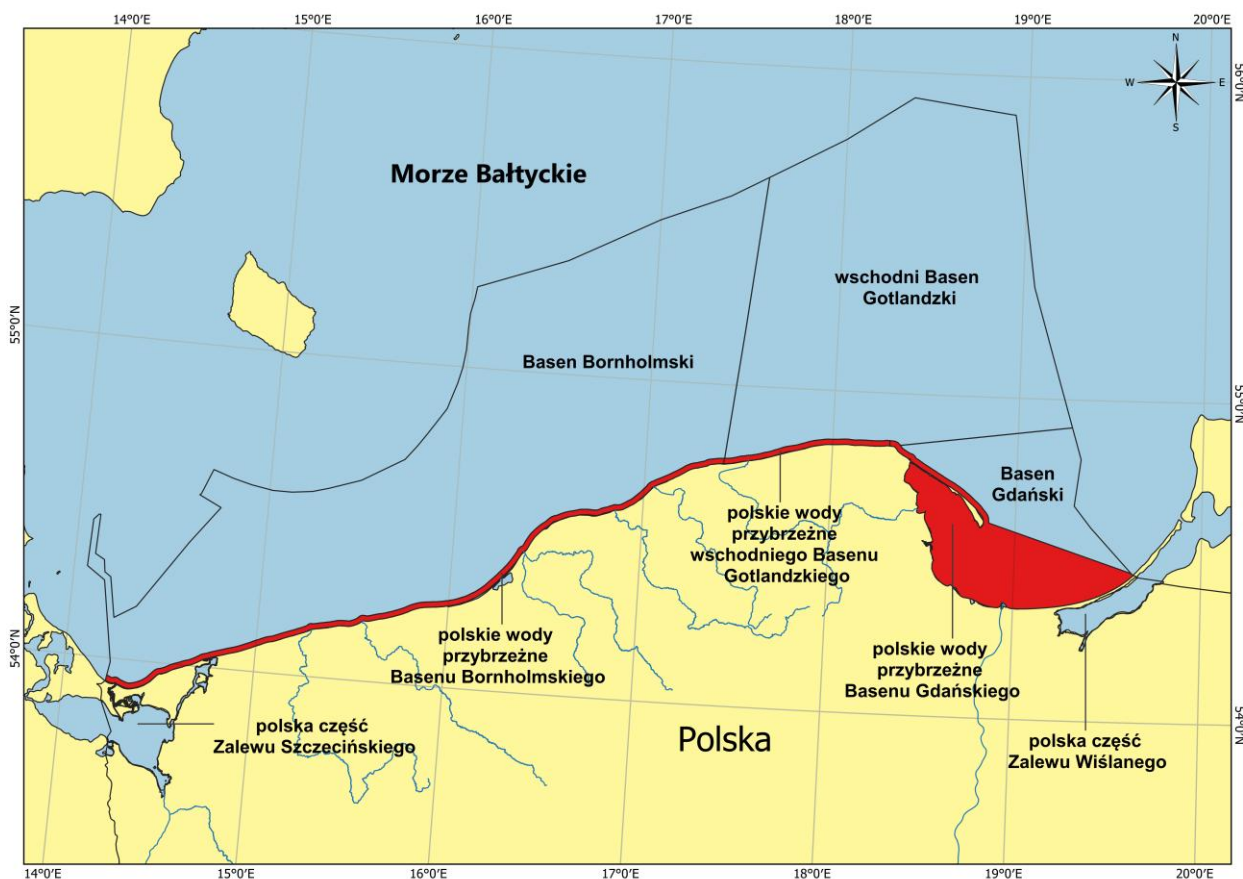


Rys. III.18. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego – cecha D8 – w 2024 r.

Odpady w środowisku morskim

W 2024 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 (27,8 odpadów/100 m), polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (13,8 odpadów/100 m) oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (19,8 odpadów/100 m) nie spełniały kryterium pozwalającego na osiągnięcie dobrego stanu środowiska w oparciu o wartości krajowe (9 odpadów/100 m) (Rys. III.19).

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 2024 roku 60. 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 2024 roku 18,7/100 m.



Rys. III.19. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży – cecha D10 – w 2024 r.

Hałas podwodny

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 natężeń 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.

Dźwięki impulsowe

Z perspektywy wielolecia, uwzględniając co najmniej niski poziom hałasu, rok 2024 charakteryzował się taką samą liczbą dni jak rok 2023 (9), 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 2023. 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, uwzględniając także poziom bardzo niski, na 78 dni z tego typu dźwiękami w 2024 roku prawie 76% 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 9% dni, a prawie 13% dni wynika z badań akustycznych dna morskiego generujących hałas na bardzo niskim poziomie.

Podsumowanie

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2024 roku, w odniesieniu do polskich obszarów wyznaczonych akwenów HELCOM, które są oceniane zgodnie z RDSM przedstawiono w Tabeli 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 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 2024 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 – PMFI								
	Ryby – LFI								
	Ryby –L90								
	Zooplankton								
	Makrozoobentos								
	Chlorofil <i>a</i>								
D6		b.d.			n.d.			b.d.	b.d.
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

- Beamont, 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.
- Blejwas, I., 2019. Genotoxic compounds found in food. Vol. 74, No. 3/4, 74-88.
- Bolund, E. (in prep.) An approach for deriving threshold values of the size distribution for data-limited coastal fish species in the Baltic Sea.
- 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.
- 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., Sigraay 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 Baltyku, nr 1, 2015; 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
- 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., 2016. Hypoxic and anoxic regions in the Baltic Sea, 1969–2015. *Meereswiss. Ber.*, Warnemünde, 100

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

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

Hayashi, M., 2016. The micronucleus test—most widely used in vivo genotoxicity test—. *Genes and environment*, 38(1), 18.

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.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy

HELCOM, 2015, 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, 2018. Status of coastal fish communities in the Baltic Sea during 2011–2016 – the third thematic assessment. *Baltic Sea Environment Proceedings* N° 161

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, 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 (WKBALPEL). 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.

ICES, 2025a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 7:61. 684 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.29099786>

ICES, 2025b. Report of the ICES Advisory Committee, 2025. ICES Advice 2025.

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

Klobučar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, *Mytilus 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.

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-Dowgiatto 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

Krzywiński 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.

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-Pastuszek E., Zalewska E., Krzywiński 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. 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., Staniszevska J., Bzoma S. 2007. Liczebność oraz struktura gatunkowa i wiekowa mew *Laridae* w regionie Zatoki Gdańskiej w okresie pozalęgowym. *Not. Orn.* 48: 67-81.
- Merchel M., Walczowski W., Rak D., Wieczorek P., 2024. The use of Argo floats as virtual moorings for monitoring the South Baltic Sea, *Oceanologia*, 66 (1), 99-110, <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2024.01.002>.
- 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.
- 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-Dowgiatto L. (red.), 2006, *Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głązowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym*. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiatto L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzyński 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_Assessment_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 for assessments of ecological status of coastal fish communities. *ICES Journal of Marine Science*, 80: 2478–2489.
- 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.
- 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.
- Tomiałoć L., Stawarczyk T. 2003. Awifauna Polski. Rozmieszczenie, liczebność i zmiany. PTPP „pro Natura”, Wrocław.
- 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., 2018. Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), *Oceanologia* 60(3), 256-263
- 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.
- 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.
- 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.
- Uścinowicz Sz., (red.), 2011. *Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego*, Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa
- Walczowski, W., Merchel, M., Rak, D., Wieczorek, P., & Goszczko, I., 2020. Argo floats in the southern Baltic Sea. *Oceanologia*, 62(4), 478-488, <https://doi.org/10.1016/j.oceano.2020.07.001>.
- 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 makrofytobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., Krzywiński 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., Kraśniewski W., (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., Kraśniewski W., (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., Kraśniewski W., (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., Kraśniewski W., (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 2022.
- Zalewska T., Kraśniewski W., (red.), 2023, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2022 na tle dziesięciolecia 2011-2020. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2023.
- Zalewska T., Kraśniewski W., (red.), 2024, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2023 na tle dziesięciolecia 2011-2020. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2024.
- Zalewska T., Grajewska A., Danowska B., Rybka-Murat M., Saniewski M., Iwaniak M., 2023. Warning system for potential releases of chemical warfare agents from dumped munition in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 191: 114930.
- 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 2014-2023 (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023).	7
Rys. I.2.	Średnia prędkość i dominujący kierunek wiatru w 2024 roku (obliczone na podstawie Hersbach i in., 2023).	7
Rys. I.3.	Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w okresie 2014-2023.	9
Rys. I.4.	Rozkład prędkości i kierunku wiatru z brzegowych i morskich stacji pomiarowych w 2024 roku.	10
Rys. I.5.	Maksymalny zasięg zlodzenia całego Bałtyku w zimie 2023/24.	15
Rys. I.6.	Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2013/14 – 2023/24.	16
Rys. I.7.	Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	17
Rys. I.8.	Rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	17
Rys. I.9.	Różnica średniej wysokości fali znacznej charakteryzującej wielolecie 2014-2023 a średnią z 2024 roku w obszarze południowego Bałtyku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	18
Rys. I.10.	Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	19
Rys. I.11.	Rozkład przestrzenny średniego okresu fali w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	19
Rys. I.12.	Różnica średniego okresu fali charakteryzującego wielolecie 2014-2023 oraz 2024 rok w obszarze południowego Bałtyku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	20
Rys. I.13.	Najwyższa wartość wysokości fali maksymalnej (Hmax) w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	21
Rys. I.14.	Najwyższa wartość wysokości fali maksymalnej (Hmax) w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	21
Rys. I.15.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	22
Rys. I.16.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	23
Rys. I.17.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	24
Rys. I.18.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 30 metrów w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	24
Rys. I.19.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w okresie 2014-2023. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	25
Rys. I.20.	Średnia prędkość prądów powierzchniowych i ich dominujący kierunek na głębokości 50 metrów w 2024 roku. Na podstawie Copernicus Marine Product, 2024.	25
Rys. I.21.	Rozkład kierunku i prędkości prądów morskich uzyskanych z pomiarów ekspedycyjnych w 2024 roku na głębokości poniżej 30 m.	27
Rys. I.22.	Trasa pływaka WMO 1902683 w Basenie Gdańskim w roku 2024.	28
Rys. I.23.	Profile temperatury w Basenie Gdańskim w roku 2024.	29
Rys. I.24.	Serie czasowe temperatury wody morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębinowej (80-90 m, linia niebieska) w roku 2024.	30

Rys. I.25.	Seria czasowa temperatury wody na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024.	30
Rys. I.26.	Profile zasolenia w Basenie Gdańskim w roku 2024.	31
Rys. I.27.	Serie czasowe zasolenia wody morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębinowej (80-90 m, linia niebieska) w roku 2024.	32
Rys. I.28.	Seria czasowa zasolenia na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024.	32
Rys. I.29.	Profile tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej w Basenie Gdańskim w roku 2024. Zaznaczono granice dla strefy niedotlenionej (hipoksja, $DO < 2$ mg/L, linia czarna), beztlenowej (anoksja, $DO < 0,2$ mg/L, linia czerwona).	33
Rys. I.30.	Serie czasowe zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej w warstwie powierzchniowej (0-10 m, linia czerwona), pośredniej (40-50 m, linia zielona) i głębinowej (80-90 m, linia niebieska). Zaznaczono granice dla strefy niedotlenionej (< 2 mg/L), beztlenowej ($< 0,2$ mg/L) w roku 2024.	34
Rys. I.31.	Seria czasowa zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie morskiej na przekroju pionowym w obszarze Basenu Gdańskiego w roku 2024. Białymi izoliniami zaznaczono obszary hipoksji i anoksji.	34
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).	37
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.	38
Rys. II.3.	Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2024 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); słupki – średnia 2014-2023; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2014-2023; punkty – średnia 2024.	41
Rys. II.4.	Rozkład temperatury wody w kolumnie wody na stacjach R4 i Ł7 w sierpniu, wrześniu i listopadzie 2024 roku – zjawisko upwellingu we wrześniu.	42
Rys. II.5.	Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	43
Rys. II.6.	Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	44
Rys. II.7.	Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	44
Rys. II.8.	Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2024 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); słupki – średnia 2014-2023; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2014-2023; punkty – średnia 2024.	46
Rys. II.9.	Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	47
Rys. II.10.	Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	48
Rys. II.11.	Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2024 r.	48
Rys. II.12.	Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2014–2024 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2014-2023, linia przerywana – tendencja zmian.	49

Rys. II.13.	Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2014-2024 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2014-2023, linia przerywana – tendencja).....	50
Rys. II.14.	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 2024r).	51
Rys. II.15.	Izoplety wartości pH w 2024 w głębiach polskich obszarów morskich.	52
Rys. II.16.	Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2024 r.	53
Rys. II.17.	Wartości średnie pCO ₂ w 2024 r. w powierzchniowej warstwie (0-10 m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.	55
Rys. II.18.	Sezonowe zmiany średnich wartości pCO ₂ w 2024 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.....	56
Rys. II.19.	Rozmieszczenie powierzchni skontrolowanych w ramach MPB w roku 2024. Wyróżniono powierzchnie w OSOP Natura 2000 (kolor fioletowy, N=44) oraz poza nimi (kolor zielony, N=6).	58
Rys. II.20.	Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015-2024. Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji <i>loess</i>	59
Rys. II.21.	Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.	60
Rys. II.22.	Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w latach 2015-2024 („gniazdo”). Linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji „ <i>loess</i> ”.....	61
Rys. II.23.	Rozmieszczenie obiektów (ciemnoniebieskie linie) kontrolowanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w 2024 roku. Kolorem czerwonym zaznaczono granice OSOP Natura 2000.	64
Rys. II.24.	Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków (oś dolna – wynik wyrażony w %). Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono 30 najbardziej rozpowszechnionych gatunków.	67
Rys. II.25.	Wielkość zgrupowań perkoza dwuczubego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	68
Rys. II.26.	Wielkość zgrupowań kormorana stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.....	69
Rys. II.27.	Wielkość zgrupowań czapli siwej stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	69
Rys. II.28.	Wielkość zgrupowań łabędzia niemego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	70
Rys. II.29.	Wielkość zgrupowań łabędzia krzykliwego stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	70
Rys. II.30.	Wielkość zgrupowań krzyżówki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.....	71
Rys. II.31.	Wielkość zgrupowań głowienki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	71
Rys. II.32.	Wielkość zgrupowań czernicy stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.....	72
Rys. II.33.	Wielkość zgrupowań ogorzałki stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.....	72
Rys. II.34.	Wielkość zgrupowań gągoła stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	73
Rys. II.35.	Wielkość zgrupowań bielaczka stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	73
Rys. II.36.	Wielkość zgrupowań szlachara stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.....	74
Rys. II.37.	Wielkość zgrupowań nurogęsi stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	74
Rys. II.38.	Wielkość zgrupowań łyski stwierdzona w ramach MZPWP w styczniu 2024 roku.	75

Rys. II.39.	Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (granatowe linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.	79
Rys. II.40.	Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2024 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.	86
Rys. II.41.	Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2024 roku.	87
Rys. II.42.	Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.	88
Rys. II.43.	Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.	88
Rys. II.44.	Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.	89
Rys. II.45.	Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.	89
Rys. II.46.	Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w roku 2024.	90
Rys. II.47.	Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).	92
Rys. II.48.	Trendy rozpowszechnienia trzech gatunków kaczek morskich licznie zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	93
Rys. II.49.	Trendy rozpowszechnienia perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>). .	94
Rys. II.50.	Trendy rozpowszechnienia alki, nurzyka, nurnika i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat. Zieloną linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	95
Rys. II.51.	Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich licznie zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	96
Rys. II.52.	Trendy liczebności perkoza rogatego, perkoza rdzawoszyjego, nura czarnoszyjego i rdzawoszyjego, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	97
Rys. II.53.	Trendy liczebności alki, nurnika, nurzyka i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2024. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji regresji lokalnej (<i>loess</i>).	98
Rys. II.54.	Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.	101
Rys. II.55.	Zalew Kamieński –punkty monitoringowe.	105
Rys. II.56.	Zalew Szczeciński – punkty monitoringowe.	105
Rys. II.57.	Zalew Pucki – punkty monitoringowe.	106
Rys. II.58.	Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.	106
Rys. II.59.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna – punkty monitoringowe.	107
Rys. II.60.	Ujście Wisły przekop – punkty monitoringowe.	107
Rys. II.61.	Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.	108

Rys. II.62.	Mapa obrazująca wyniki oceny stanu na podstawie wskaźnika PMFI w 2024 roku.	112
Rys. II.63.	Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2024 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (70); ● stacje duńskie (19).	113
Rys. II.64.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2024 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.	114
Rys. II.65.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2024 w podobszarze ICES 25.	115
Rys. II.66.	Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2024 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.	116
Rys. II.67.	Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2024 w podobszarze ICES 26.	116
Rys. II.68.	Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2024 r.	117
Rys. II.69.	Drzewo do oceny zbiorowisk ryb przybrzeżnych w oparciu o analizę trendu.	119
Rys. II.70.	Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych	121
Rys. II.71.	Przebieg wartości wskaźnika L90 dla storni w Zalewie Puckim, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nie istotny statystycznie trend ($p = 0,568$) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2024. * brak połowów monitoringowych.	122
Rys. II.72.	Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych	123
Rys. II.73.	Przebieg wartości wskaźnika L90 dla storni w Zatoki Puckiej Zewnętrznej, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Linia wyznacza nieistotny statystycznie trend ($p = 0,261$) wartości wskaźnika L90 na przestrzeni lat 2011-2024. * brak połowów monitoringowych	124
Rys. II.74.	Przebieg wartości wskaźnika L90 dla okonia w Zalewu Wiślanego, na przestrzeni lat 2011-2024, na podstawie badań monitoringowych. Zieloną poziomą linią zaznaczono wartość progową dla okonia (≥ 25 cm). * brak połowów monitoringowych	124
Rys. II.75.	Graficzna ocena dla wskaźnika wielkość ryb przybrzeżnych L90 w 2024 roku.	125
Rys. II.76.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	127
Rys. II.77.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	128
Rys. II.78.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	128
Rys. II.79.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	129
Rys. II.80.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	129
Rys. II.81.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	129
Rys. II.82.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	130
Rys. II.83.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	130
Rys. II.84.	Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.	131
Rys. II.85.	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 2014-2023 oraz w 2024 r.	131

Rys. II.86.	Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2014-2024 r na wszystkich monitorowanych stacjach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.	135
Rys. II.87.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	135
Rys. II.88.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	135
Rys. II.89.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	136
Rys. II.90.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	136
Rys. II.91.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	136
Rys. II.92.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	136
Rys. II.93.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	137
Rys. II.94.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	137
Rys. II.95.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach płd.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	137
Rys. II.96.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 do 2020 roku oraz P5Cod 2020 roku) w latach 2014-2024; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	137
Rys. II.97.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Wiślanym (st. KW) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	139
Rys. II.98.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	139
Rys. II.99.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	139
Rys. II.100.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	140
Rys. II.101.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	140
Rys. II.102.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	140
Rys. II.103.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (MeanSize) oraz całkowitej biomasy wyliczone dla wód centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2014-2024 w sezonie letnim (VI-IX).	140
Rys. II.104.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2014-2024 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	141
Rys. II.105.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2014-2024 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	141

Rys. II.106. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2014-2024 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	141
Rys. II.107. Ocena stanu makroglonów i okrytożalążkowych 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.36.	146
Rys. II.108. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	148
Rys. II.109. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	148
Rys. II.110. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	149
Rys. II.111. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	150
Rys. II.112. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	150
Rys. II.113. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.....	151
Rys. II.114. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	151
Rys. II.115. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	152
Rys. II.116. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW..	152
Rys. II.117. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	153
Rys. II.118. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	153
Rys. II.119. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	154
Rys. II.120. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	154
Rys. II.121. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	155
Rys. II.122. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2024 r. (ciemny słupek) na tle wielolecia 2014-2023 (słupki jasne) 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.	156
Rys. II.123. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1966-2024 wg danych ICES (2025a).	162
Rys. II.124. Dorsz 24-32. Względna śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2023 wg danych ICES (2024a, b).	163
Rys. II.125. 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).	163
Rys. II.126. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych. .	164
Rys. II.127. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	165
Rys. II.128. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość ($L_{50\%}$) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	165
Rys. II.129. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2024 wg danych ICES (2025a).	166
Rys. II.130. 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).	167
Rys. II.131. 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).	168
Rys. II.132. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	169
Rys. II.133. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych. ..	169
Rys. II.134. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1977-2024 wg danych ICES (2025a).	170
Rys. II.135. 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).	171
Rys. II.136. Stornia 26 i 28. Względna biomasa stada (w stosunku do B_{MSY}) w latach 1977-2023 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} wg danych ICES (2024a, b).	171
Rys. II.137. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	172
Rys. II.138. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	173
Rys. II.139. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2024 wg danych ICES (2025a, b).	173
Rys. II.140. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2025a, b).	174

Rys. II.141.	Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi i $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) danych ICES (2025a, b).....	175
Rys. II.142.	Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	176
Rys. II.143.	Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	176
Rys. II.144.	Szprot 22- 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	177
Rys. II.145.	Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2024 wg danych ICES (2025a, b).	178
Rys. II.146.	Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do F_{MSY}) śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi F_{MSY} i F_{pa} wg danych ICES (2025a, b).	179
Rys. II.147.	Śledź 25-29 i 32. Względna (w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) biomasa stada tarłowego w latach 1974-2024 wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi (też w stosunku do $B_{MSYtrigger}$) wg danych ICES (2025a, b)).	179
Rys. II.148.	Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	180
Rys. II.149.	Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych....	181
Rys. II.150.	Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	181
Rys. II.151.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2024 roku.	182
Rys. II.152.	Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2022, linie przerywane – tendencje.	186
Rys. II.153.	Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.	187
Rys. II.154.	Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0-10 m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.	189
Rys. II.155.	Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0-10 m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.	190
Rys. II.156.	Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [$mg\ m^{-3}$] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2024 r. (0-10 m).	191
Rys. II.157.	Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.	192
Rys. II.158.	Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2014-2023 oraz w 2024 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2014-2023, linie przerywane – tendencje.	194
Rys. II.159.	Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2014-2024. siarkowodór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu.	195
Rys. II.160.	Izoplety stężeń tlenu [$cm^3\ dm^{-3}$] w 2024 w głębiach polskich obszarów morskich.	197
Rys. II.161.	Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0-10 m, w okresie zimowym w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	199

Rys. II.162. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0-10 m w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	200
Rys. II.163. Zmiany koncentracji chlorofilu <i>a</i> w warstwie 0-10 m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2014-2024 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	201
Rys. II.164. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2014–2024. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).	202
Rys. II.165. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ¹³⁷ Cs (kolor niebieski) 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 2024; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).	205
Rys. II.166. Średnie stężenia promieniotwórcze ¹³⁷ Cs w wodzie morskiej w latach 2014-2024, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; stupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	207
Rys. II.167. 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 2024; odległość wyrażona w km (dolna oś pozioma).	208
Rys. II.168. Średnie stężenia promieniotwórcze ⁹⁰ Sr w wodzie morskiej w latach 2014-2024, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.	210
Rys. II.169. Średnie stężenia promieniotwórcze ¹³⁷ Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2014-2024; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.	212
Rys. II.170. Średnie stężenia promieniotwórcze ¹³⁷ Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985-2024.	213
Rys. II.171. Stężenia ¹³⁷ Cs w okoniach (<i>Perca fluviatilis</i>) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2024 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	214
Rys. II.172. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg ⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	217
Rys. II.173. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg ⁻¹ m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2014-2024 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2014-2024 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ..	218
Rys. II.174. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg ⁻¹ m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ..	219
Rys. II.175. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg ⁻¹ m.m.] z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2020-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	220
Rys. II.176. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg ⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.	221
Rys. II.177. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [mg kg ⁻¹ m.m.] z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.	223

Rys. II.178. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Wiślanego w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji. ...	224
Rys. II.179. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	225
Rys. II.180. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w pięciu gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	226
Rys. II.181. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w pięciu gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	226
Rys. II.182. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2024 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).	227
Rys. II.183. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd i Pb [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w <i>V. fucooides</i> w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2024 (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26).	227
Rys. II.184. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych a) śledzia, b) storni, c) okonia w latach 2020-2024; BG – Basen Gdański, BB – Basen Bornholmski, wBG – wschodni Basen Gotlandzki, wpBB – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, ZW – Zalew Wiślany, ZS – Zalew Szczeciński; czerwona linia ($15,2 \text{ ng g}^{-1} \text{ m.m.}$) – granica dobrego stanu środowiska (GES) wg RDSM; dla wartości poniżej limitu oznaczalności na wykresie umieszczono wartość limitu.	233
Rys. II.185. 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 HELCOM MADS (https://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html), lokalizacja zatopienia wraków na podstawie http://divingbaltic.pl/ - t/s Franken ($18^{\circ} 57' 58,90''$, $54^{\circ} 32' 18,60''$), s/s Stuttgart ($18^{\circ} 36' "E$, $54^{\circ} 33' "N$)). ...	237
Rys. II.186. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych (0-1 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 latach 2020-2024.	238
Rys. II.187. 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 2024 roku; kolorem czerwonym na wykresie zaznaczono wartość graniczną ($35 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) za Zalewska i in. (2023).	238
Rys. II.188. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w latach 2020-2024 (W – łowisko władystawowskie, KD – łowisko kołobrzESCO-darłowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska, punkt – średnia, wąs – zakres wartości, kolorem czerwonym na wykresie zaznaczono wartość graniczną ($2 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) za Zalewska i in. (2023)).	239
Rys. II.189. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w latach 2020-2024 odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009).	239
Rys. II.190. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$]) 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 2020-2024.	241
Rys. II.191. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \text{ s.m.}$]) 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 2024 roku.	241

Rys. II.192. Lokalizacja miejsca pobierania osobników śledzia bałtyckiego (<i>Clupea harengus</i>) i okonia (<i>Perca fluviatilis</i>) do analiz krwi z zastosowaniem testu mikrojądrowego (MN) w 2024 roku.	243
Rys. II.193. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze południowego Bałtyku w 2024 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z aberracjami – mikrojądrami (MN).	244
Rys. II.194. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2024 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym, a nieodpowiednim.	245
Rys. II.195. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia i okonia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2024.	246
Rys. II.196. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2024; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	247
Rys. II.197. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2024 r.	249
Rys. II.198. Sumaryczna liczba odpadów (z trzech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w dziewięciu kategoriach w 2024 roku.	251
Rys. II.199. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w dziewięciu głównych kategoriach w 2024 roku.	251
Rys. II.200. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2024. *dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień).	252
Rys. II.201. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w ośmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2024 (*dane dla trzech sezonów (wiosna, lato, jesień) UWAGA: różne skale na wykresach.	254
Rys. II.202. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2024 roku.	256
Rys. II.203. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2024 roku.	257
Rys. II.204. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występującym rodzajom odpadów w 2024 roku.	258
Rys. II.205. Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2014–2024.	262
Rys. II.206. Lokalizacja aktywności generujących antropogeniczne dźwięki impulsowe w Polskich Obszarach Morskich w 2024 roku.	262
Rys. II.207. Liczba dni występowania hałasu impulsowego na co najmniej niskim poziomie wywołanego przez działalność wojskową (2014 – 2024) w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim.	263
Rys. II.208. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2015-2024.	265
Rys. II.209. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów źródła hałasu impulsowego (co najmniej niski) zarejestrowanego na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2015-2024.	266
Rys. II.210. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku, na których prowadzony był ciągły monitoring dźwięków podwodnych w 2024 roku.	268
Rys. II.211. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 r.	269
Rys. II.212. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 r.	270
Rys. II.213. Rozkład czasowy mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy w 2024 r.	270

Rys. III.1.	Stan ekologiczny w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.	276
Rys. III.2.	Stan chemiczny w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.	277
Rys. III.3.	Stan jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2019-2024.	278
Rys. III.4.	Ocena wskaźnika PMFI w 2024 roku.	283
Rys. III.5.	Ocena wskaźnika LFI w obszarach ICES w 2024 roku.	284
Rys. III.6.	Ocena wskaźnika wielkości ryb przybrzeżnych (L90) w 2024 roku.	285
Rys. III.7.	Stan środowiska morskiego w zakresie fitoplanktonu – chlorofil <i>a</i> – w 2024 r.	286
Rys. III.8.	Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2024 r.	287
Rys. III.9.	Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu – w 2024 roku.	288
Rys. III.10.	Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych – cecha D6 – w 2024 r.	289
Rys. III.11.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny w obszarach ICES – cecha D3 - w 2024 r.	290
Rys. III.12.	Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji – cecha D5 – w 2024 r.	291
Rys. III.13.	Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ¹³⁷ Cs – cecha D8 - w 2024 r.	293
Rys. III.14.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2024 r.	294
Rys. III.15.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2024 r.	295
Rys. III.16.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2024 r.	297
Rys. III.17.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2024 r.	298
Rys. III.18.	Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego – cecha D8 – w 2024 r.	299
Rys. III.19.	Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży – cecha D10 – w 2024 r.	300

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 2024 oraz w wieloleciu 2014-2023.	11
Tabela I.3.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2024 r. i w wieloleciu 2014-2023.	12
Tabela I.4.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2024 r. i w wieloleciu 2014-2023.	13
Tabela I.5.	Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2023/24 (x – brak lodu).	14
Tabela II.1.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (<i>op.cit.</i>).	38
Tabela II.2.	Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2024 r. w porównaniu z 2023 r. (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).	49
Tabela II.3.	Ekstremalne i średnie wartości pCO ₂ w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2024 r. w porównaniu z 2023 r.	54
Tabela II.4.	Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w roku 2024 w 35 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.	60
Tabela II.5.	Gatunki podstawowe objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. Uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.	63
Tabela II.6.	Taksony dodatkowe objęte Monitoringiem Zimujących Ptaków Wodnych. Uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.	63
Tabela II.7.	Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2024 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 licznych (dla sumy osobników siedzących i przelatujących).	65
Tabela II.8.	Lista obiektów, na których w styczniu 2024 przebywało powyżej 10 000 ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.	68
Tabela II.9.	Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2024 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 kaczek morskich (łodówka, uhła, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z 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.	75
Tabela II.10.	Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk. rozp.) otrzymane w 2024 roku dla 14 gatunków z grupy podstawowych i 3 morskich kaczek (łodówka, uhła, markaczka) na podstawie wyników MZPWP. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian wskaźnika rozpowszechnienia (Trend.λ) wraz z kategorią (Kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↑ – umiarkowany wzrost, ↔ – stabilny, ↓ – umiarkowany spadek. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.	76
Tabela II.11.	Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe	78
Tabela II.12.	Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.	80

Tabela II.13.	Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach. ...	80
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 2024 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	81
Tabela II.15.	Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników oznaczonych do gatunku zarejestrowanych podczas liczeń w 2024 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	82
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 2024 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	83
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 2024 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	84
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 2024 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	85
Tabela II.19.	Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Pominęto taksony o nieoznaczonym gatunku.	91
Tabela II.20.	Wskaźniki rozpowszechnienia (Wsk.rozp.) dla gatunków z grupy podstawowych i mewy srebrzystej w latach 2011–2024 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: $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\leftrightarrow$ – stabilny, ? – nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.	92
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: $\uparrow\uparrow$ - silny wzrost, $\leftrightarrow$ - trend stabilny, $\downarrow$ - umiarkowany spadek, $\downarrow\downarrow$ - silny spadek, ? – trend nieokreślony. Gatunki uszeregowano alfabetycznie wg nazwy polskiej.	96
Tabela II.22.	Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających zimą 2024 w obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). W tabeli uwzględniono ptaki stacjonarne zarówno w pasie transektu jak i poza nim.	100
Tabela II.23.	Jednolite części wód powierzchniowych objęte monitoringiem diagnostycznym ichtiofauny w poszczególnych latach.	104
Tabela II.24.	Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NS (liczba gatunków). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	109
Tabela II.25.	Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego SI (Indeks Shannona). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	109
Tabela II.26.	Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego NFS (liczba gatunków słodkowodnych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	109
Tabela II.27.	Granice klas stanu ekologicznego dla wskaźnika cząstkowego AAS (liczebność gatunków obcych). Granice klas wyznaczono uwzględniając obserwowany poziom zasolenia.	110

Tabela II.28.	Wartości graniczne wskaźnika PMFI oraz Wskaźnika Jakości Ekologicznej (WJE) dla pięciu klas stanu/potencjału ekologicznego wód przejściowych.	110
Tabela II.29.	Wartości Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb (PMFI) i klasa stanu/potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2024 roku. Oznaczenia skrótów: NS – Liczba gatunków /bogactwo gatunkowe/ (z ang. number of species), SI – Indeks Shannona (z ang. Shannon Index), NFS – Liczba gatunków słodkowodnych (z ang. number of freshwater species), AAS – Liczebność gatunków obcych.	111
Tabela II.30.	Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2024.	117
Tabela II.31.	Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych w 2024 roku. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska).	125
Tabela II.32.	Wartości graniczne dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego (kolor zielony stan dobry osiągnięty, kolor czerwony stan dobry nieosiągnięty).	132
Tabela II.33.	Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2024 r.	133
Tabela II.34.	Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.	138
Tabela II.35.	Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku SM ₁ Taksony pozytywne dla SM ₁ (VI, IX).	143
Tabela II.36.	Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM ₁ , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).	143
Tabela II.37.	Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2024 r.	144
Tabela II.38.	Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).	147
Tabela II.39.	Wyniki oceny wskaźnika B na stacjach zlokalizowanych w wodach Basenu Bornholmskiego w 2024 r.	153
Tabela II.40.	Ocena cechy D6 wg RDSM w 2024 r.	157
Tabela II.41.	Kryteria i wskaźniki dla cechy D3.	159
Tabela II.42.	Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w roku 2024 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.	182
Tabela II.43.	Średnie stężenia [mmol m ⁻³] w 2024 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 2014-2023) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).	190
Tabela II.44.	Średnie zawartości [mg m ⁻³] chlorofilu <i>a</i> w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2024 r.; (średnie z okresu 2014-2023) (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).	191
Tabela II.45.	Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2024 r.; (średnie z okresu 2014-2023). (strzałkami oznaczono kierunek zmian w stosunku do poprzedniego roku).	193
Tabela II.46.	Minimalne stężenie tlenu [cm ³ dm ⁻³] przy dnie w lecie 2024 r. w polskich obszarach morskich (min. 2014-2023).	196
Tabela II.47.	Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2024 roku (źródło danych PMŚ).	198
Tabela II.48.	Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg ⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2024 r.; w nawiasach średnia z okresu 2014-2023.	215

Tabela II.49. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).	229
Tabela II.50. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).	229
Tabela II.51. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).	230
Tabela II.52. Stężenie heksachlorobenzenu (HCB) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).	231
Tabela II.53. Stężenie CB 118 w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).	232
Tabela II.54. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (<i>Mytilus edulis</i>) z polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2014-2024 kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry - GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony).	233
Tabela II.55. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony – brak w tabeli).	234
Tabela II.56. Stężenie 17 α -etynyloestradiolu (EEA2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).	235
Tabela II.57. 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).	242
Tabela II.58. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2024; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM: stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).	245
Tabela II.59. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2024.	257
Tabela II.60. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów w 2024 roku (kolor zielony - wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony - wyniki przekraczające wartości progowe.	259
Tabela II.61. Skala poziomów źródła hałasu impulsowego wg Dekeling i in. (2014).	263
Tabela II.62. Procent dni dla każdego rodzaju działalności generującej hałas impulsowy uwzględnionej w 2024 roku.	264
Tabela II.63. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego w 2024 roku.	268
Tabela II.64. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	271
Tabela II.65. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	271

Tabela II.66. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	271
Tabela II.67. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	272
Tabela II.68. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	272
Tabela II.69. Statystyki – mediana, percentyl 5% (Q 5% - dolny) i percentyl 95% (Q 95% - górny) dla poziomu hałasu (SPL) w 2024, 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.	273
Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2024 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES, b.d. – brak danych, n.d. – wskaźnik nie ma zastosowania).	302