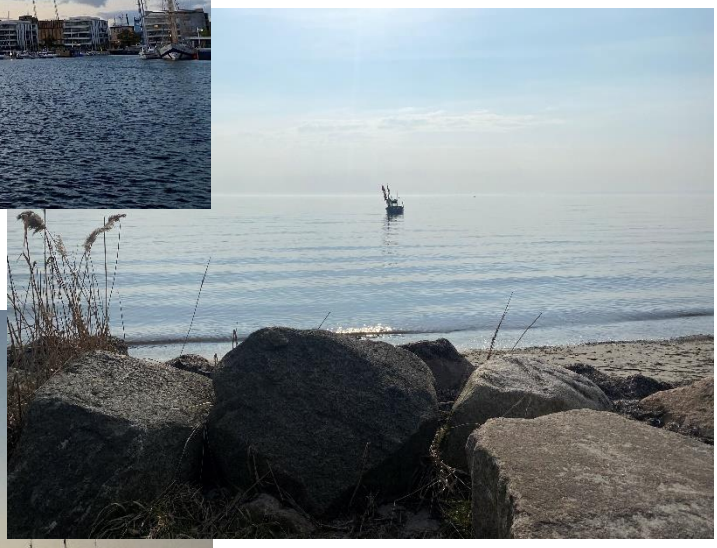
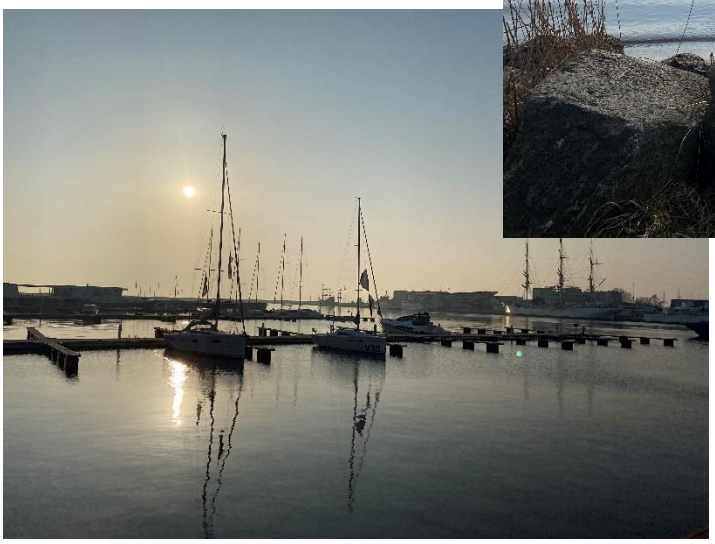
DRUGA AKTUALIZACJA WSTĘPNEJ OCENY STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH





Sfinansowano ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej

Warszawa 2024

NA PODSTAWIE ART. 151 UST. 1 USTAWY – PRAWO WODNE (Dz. U. z 2023 r. poz. 1478, z późn. zm.) GŁÓWNY INSPEKTOR OCHRONY ŚRODOWISKA OPRACOWUJE WSTĘPNĄ OCENĘ STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH I PRZEPROWADZA JEJ AKTUALIZACJE (ART.151 UST. 13)

KOORDYNACJA I NADZÓR MERYTORYCZNY

GŁÓWNY INSPEKTORAT OCHRONY ŚRODOWISKA
DEPARTAMENT MONITORINGU ŚRODOWISKA, GIOŚ

Małgorzata Marciniewicz-Mykieta
Magdalena Kamińska, Edyta Jurkiewicz-Gruszecka

ZESPÓŁ AUTORSKI KONSORCJUM:

Kierownik pracy: Dr hab. inż. Tamara Zalewska

INSTYTUT METEOROLOGII I GOSPODARKI WODNEJ – PAŃSTWOWY INSTYTUT BADAWCZY

Mgr Wojciech Kraśniewski
Dr hab. inż. Tamara Zalewska
Mgr Michał Iwaniak
Mgr Beata Danowska
Dr Agnieszka Grajewska
Mgr inż. Agnieszka Wochna
Mgr Patryk Sapiega
Dr Michał Saniewski
Mgr Marta Rybka-Murat
Mgr Natalia Drgas
Mgr Kamil Wawryniuk
Dr inż. Joanna Maciak
Mgr Violetta Koszuta
Mgr Bartłomiej Wilman
Mgr Ewa Wiktorowicz
Mgr inż. Beata Kowalska

UNIWERSYTET MORSKI w GDYNI – INSTYTUT MORSKI

Dr inż. Monika Michałek (Koordynator zespołu)
Dr Diana Dziaduch
Mgr Anna Barańska
Dr Marcin Kalarus
Mgr Tomasz Kuczyński
Dr Piotr Pieckiel

Drugą aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich przygotowano na podstawie opracowań finansowanych przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej i wykonanych na zalecenie GIOŚ

Opracowania w zakresie awifauny

Konsorcjum: Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków i Muzeum i Instytut Zoologii Polskiej Akademii Nauk

Dr Dominik Marchowski
Mgr inż. Tomasz Chodkiewicz
Prof. dr hab. Włodzimierz Meissner
Dr Szymon Bzoma
Mgr inż. Szymon Beuch
Zdzisław Cenian
Dr hab. Przemysław Chylarecki (prof. MiIZ)

Opracowania w zakresie ichtiofauny

Morski Instytut Morski – Państwowy Instytut Badawczy

Dr Piotr Margoński
Dr Joanna Całkiewicz
Prof. dr hab. Jan Horbowy
Dr Marzenna Pachur
Dr inż. Adam Lejk
Mgr inż. Łukasz Dziemian
Dr Szymon Smoliński
Dr inż. Tomasz Wandzel
Mgr Katarzyna Spich

Opracowania w zakresie ssaków morskich

Dr Michał Malinga
Mgr Anna Barańska

Rozdział 1.5 w zakresie mapowania siedlisk
przygotowano w ramach umowy GIOS/ZP/108/2022/DMŚ/B pn. „Mapowanie siedlisk dennych polskich obszarów morskich (POM) z wykorzystaniem metody mozaikowego sonarowania dna w latach 2021-2023” z dnia 10 czerwca 2022 roku.
Dr Radosław Opioła

Wkład ministra właściwego ds. gospodarki wodnej w zakresie DRUGIEJ AKTUALIZACJI I ANALIZY DOMINUJĄCYCH PRESJI I ODDZIAŁYWAŃ NA WODY MORSKIE

został opracowany przez zespół autorski w składzie:

Mgr Urszula Sadowska – Kierownik projektu
Inż. Katarzyna Banaszak
Mgr Olga Brocławik
Mgr inż. Monika Gajda
Mgr inż. Agnieszka Hobot
Mgr Piotr Kwiatkowski
Lic. Monika Mazur

Wkład ministra właściwego ds. gospodarki morskiej w zakresie DRUGIEJ AKTUALIZACJI ANALIZY SPOŁECZNO-EKONOMICZNEJ

został opracowany przez zespół autorski w składzie:

Mgr Urszula Sadowska – Kierownik projektu
Inż. Katarzyna Banaszak
Mgr inż. Agnieszka Hobot
Dr hab. inż. Krzysztof Berbeka, prof. UJ

Analiza wykorzystania kryteriów podstawowych i drugorzędnych

Analizę wykorzystania kryteriów podstawowych i drugorzędnych przeprowadzono dla każdej z 11 cech stanu. Podobnie jak w przypadku rekomendacji dotyczących sposobu przeprowadzenia oceny zgodnie z art. 8 RDSM analiza została przeprowadzona oddzielnie dla każdej z cech. Tabela 1 zawiera informacje na temat kryteriów podstawowych, które nie są przewidziane do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich natomiast Tabela 2 zestaw kryteriów drugorzędnych przewidzianych do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich.

Tabela 1. WYKAZ KRYTERIÓW PODSTAWOWYCH, KTÓRE NIE ZOSTANĄ WYKORZYSTANE W OCENIE Z UZASADNIENIEM

Cecha	Kryterium	Element ekosystemu	Uzasadnienie
D1	D1C1	ryby	Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium
	D1C4	ryby	Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium
	D1C5	ryby	Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium
	D1C5	foka szara i morświn	Brak wskaźników oraz uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium
D3	D3C1	stado dorsza	Brak referencyjnych wartości wskaźnika wyznaczonych na poziomie ICES
	D3C1	stada storni	Brak referencyjnych wartości wskaźnika uzgodnionych na poziomie ICES, brak analitycznej oceny stanu zasobów
	D3C2	stada storni	Brak referencyjnych wartości wskaźnika uzgodnionych na poziomie ICES, brak analitycznej oceny stanu zasobów
	D3C3	wszystkie stada ryb	Brak metodologii i referencyjnych wartości wskaźnika uzgodnionych na poziomie ICES
D4	D4C1	-	Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium.
	D4C2	-	Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium.
D10	D10C2		Brak uzgodnionych regionalnie metod oceny kryterium i brak wartości progowych wyznaczonych na poziomie UE

Tabela 2. WYKAZ KRYTERIÓW DRUGORZĘDNYCH, KTÓRE ZOSTANĄ WYKORZYSTANE W OCENIE Z UZASADNIENIEM

Cecha	Kryterium	Uzasadnienie
D1	D1C3 - foka szara	Wykorzystanie kryterium wynika z ustaleń regionalnych (HOLAS 3). Wypracowano wartości progowe w zakresie obu wskaźników spełniających kryterium tj. 'Stan reprodukcji foki szarej' oraz 'Stan odżywienia fok'
	D1C3 – ptaki	Wypracowano wskaźnik 'Produktywności bielika' oraz wartości progowe
D4	D4C4 – ptaki	Wypracowano wskaźnik 'Produktywności bielika' oraz wartości progowe
D5	D5C3	Uwzględnienie kryterium w ocenie wód otwartego morza wynika z uzgodnionej na szczeblu regionalnym i przyjętej w ocenie metodyki oceny eutrofizacji. Ocena zostanie przeprowadzona z wykorzystaniem wskaźnika regionalnego o statusie wstępny – 'Indeks zakwitów sinic (CyaBI)'.
	D5C4	Uwzględnienie kryterium w ocenie wód otwartego morza wynika z uzgodnionej na szczeblu regionalnym i przyjętej w ocenie metodyki oceny eutrofizacji. Ocena zostanie przeprowadzona z wykorzystaniem wskaźnika regionalnego o statusie podstawowy – 'Przezroczystość wody morskiej'

Cecha	Kryterium	Uzasadnienie
	D5C6	Uwzględnienie kryterium w wodach przejściowych i przybrzeżnych w oparciu o wskaźnik RDW. Zastosowanie wskaźnika wynika z metodyki regionalnej i konieczności harmonizacji oceny RDSM z RDW (wykorzystanie przyjętych wskaźników oceny RDW w ocenie RDSM).
	D5C7	Uwzględnienie kryterium w wodach przejściowych i przybrzeżnych w oparciu o wskaźnik RDW. Zastosowanie wskaźnika wynika z metodyki regionalnej i konieczności harmonizacji oceny RDSM z RDW (wykorzystanie przyjętych wskaźników oceny RDW w ocenie RDSM).
	D5C8	Uwzględnienie kryterium w wodach przejściowych i przybrzeżnych w oparciu o wskaźnik RDW. Zastosowanie wskaźnika wynika z metodyki regionalnej i konieczności harmonizacji oceny RDSM z RDW (wykorzystanie przyjętych wskaźników oceny RDW w ocenie RDSM).
D7	D7C1	Kryterium oceniane w wodach CW i TW w oparciu o opracowany krajowy wskaźnik 'Indeks jakości hydromorfologicznej (HQI)' na potrzeby klasyfikacji stanu hydromorfologicznego jednolitych części wód powierzchniowych .
D8	D8C2	Włączenie kryterium do drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska morskiego wynika z możliwości wykorzystania wyników regularnych badań monitoringowych efektów biologicznych substancji niebezpiecznych za pomocą testu mikrojądrowego (zastosowanie krajowe) oraz oceny wskaźnika 'Produktywności bielika' przeprowadzonej na poziomie regionalnym.

Spis treści

WSTĘP 1

ANALIZA PODSTAWOWYCH CECH I WŁAŚCIWOŚCI WÓD MORSKICH I OBECNEGO STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH 6

1. CHARAKTERYSTYKA EKOSYSTEMU MORSKIEGO W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH 7

1.1 Warunki fizyczno-geograficzne południowego Bałtyku 7

1.2 Warunki hydrologiczne i hydrodynamiczne południowego Bałtyku 12

Poziom morza 12

Prądy morskie 15

Falowanie wiatrowe 17

Mieszanie wód 21

Zlodzenie 23

1.3 Charakterystyka fizykochemiczna południowego Bałtyku 27

Temperatura wody morskiej 27

Zasolenie 31

Odczyn wody morskiej (równowaga kwasowo-zasadowa) 36

Warunki tlenowe 40

Poziomy substancji biogennych 41

Przezroczystość wód 45

Chlorofil a 48

1.4 Charakterystyka siedlisk i gatunków południowego Bałtyku 51

1.5 Mapowanie siedlisk bentosowych jako element charakterystyki wód morskich 81

1.6 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na obecność gatunków obcych 85

1.7 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zanieczyszczenia substancjami niebezpiecznymi 87

1.8 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na skutki dopływu substancji biogennych 93

1.9 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zanieczyszczenia odpadami 96

1.10 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na wpływ hałasu 106

1.11 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zmiany fizyczne dna morskiego 109

2. OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH WÓD MORZA BAŁTYCKIEGO 112

2.1 Wstęp 112

Terminologia 125

2.2 CECHY STANU 126

Cecha D1 – **Ssaki** – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego 128

Cecha D1 – **Ptaki** – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego 134

Cecha D1 – **Ryby** – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego 141

Cecha D6 – **Siedliska bentosowe** – Utrzymanie integralności dna morskiego na poziomie zapewniającym ochronę struktury i funkcji ekosystemów bentosowych oraz brak negatywnego wpływu na te ekosystemy 150

Cecha D1 – **Siedliska pelagiczne** – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego 175

Cecha D4 – Występowanie elementów morskiego łańcucha pokarmowego w ilościach i zróżnicowaniu na poziomie zapewniającym różnorodność gatunków i utrzymanie ich pełnej zdolności reprodukcyjnej 184

2.3 CECHY PRESJI 189

Cecha D2 – Utrzymanie gatunków obcych wprowadzanych do ekosystemów morskich w wyniku działalności człowieka na poziomie niepowodującym negatywnych zmian w tych ekosystemach 189

Cecha D3 – Utrzymanie populacji wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach komercyjnych w bezpiecznych granicach biologicznych oraz rozmieszczenie populacji tych ryb i skorupiaków ze względu na ich wiek i liczebność, świadczące o jej dobrym stanie 195

Cecha D5 – Ograniczona do minimum eutrofizacja wywołana przez działalność człowieka, w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak straty w różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód 209

Cecha D7 – Stała zmiana właściwości hydrograficznych niepowodująca negatywnego wpływu na ekosystemy morskie 233

Cecha D8 – Utrzymanie stężenia substancji zanieczyszczających na poziomie niepowodującym zanieczyszczenia wód morskich 236

Cecha D9 – Utrzymanie poziomów substancji zanieczyszczających w rybach oraz skorupiakach i mięczakach przeznaczonych do spożycia przez ludzi, nieprzekraczających poziomów określonych w normach lub przepisach dotyczących poziomów tych substancji 308

Cecha D10 – Utrzymanie właściwości i ilości odpadów na poziomie niepowodującym szkód w środowisku wód morskich, wodach przejściowych i wodach przybrzeżnych 328

Cecha D11 – Utrzymanie energii wprowadzanej do wód morskich, w tym podmorskiego hałasu, na poziomie niepowodującym negatywnego wpływu na środowisko wód morskich 331

2.4 Podsumowanie oceny 338

SPIS RAPORTÓW WSKAŹNIKOWYCH 350

ANALIZA DOMINUJĄCYCH PRESJI I ODZIAŁYWAŃ NA WODY MORSKIE, W TYM PRESJI ANTROPOGENICZNYCH 352

3. ANALIZA DOMINUJĄCYCH PRESJI I ODZIAŁYWAŃ NA WODY MORSKIE, W TYM PRESJI ANTROPOGENICZNYCH 353

3.1 Podsumowanie i wnioski 353

Presje lądowe 353

Presje rybackie 356

Presje morskie 357

3.2 Aktualizacja zestawień dominujących presji antropogenicznych na wody morskie 360

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie 360

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej 373

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie 385

3.3 Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego 407

Metodyka 407

Analiza dominujących presji i oddziaływań obejmująca skutki kumulacyjne i synergiczne 413

Załącznik 1 Tabelaryczne zestawienie presji 419

ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA MORSKIEGO 444

4. ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA MORSKIEGO 445

4.1 Analiza dostępnych materiałów, przyjęte założenia metodyczne 445

4.1.1 Wstęp 445

4.1.2 Kompatybilność sekcji wg PKD oraz sektorów analizy 445

4.1.3 Dostępność serii danych w wymaganym horyzoncie analizy 447

4.2 Charakterystyka obszaru badań 448

4.2.1 Określenie zakresu obszaru badawczego 448

4.2.2 Określenie wskaźników 449

4.3 Identyfikacja i opis sektorów wykorzystujących wody morskie 450

4.3.1 Żegluga morska 450

4.3.2 Porty morskie 457

4.3.3 Przemysł stoczniowy 486

4.3.4 Rybołówstwo morskie 493

4.3.5 Turystyka i rekreacja morska 499

4.3.6 Morski przemysł wydobywczy 502
4.3.7 Sektor komunalny 505
4.3.8 Rolnictwo 508
4.3.9 Energetyka odnawialna - farmy wiatrowe 515
4.3.10 Morska turystyka wrakowa 518
4.3.11 Działalność militarna 521
4.3.12 Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne 522
4.3.13 Presja lub działalność wynikająca ze zmienionego załącznika III do dyrektywy RDSM. 525
4.4 Analiza użytkowania wód morskich (Marine Water Accounting Approach) 526
4.4.1 Określenie korzyści ekonomicznych dla sektorów wykorzystujących wody morskie 526
4.4.2 Identyfikacja i próba określenia ilościowego presji generowanych przez badane sektory 532
4.5 Koncepcja usług ekosystemowych (Ecosystem Services Approach) 533
4.5.1 Identyfikacja świadczeń ekosystemowych na obszarach morskich, przy wykorzystaniu analiz stanu i analiz presji i oddziaływań 534
4.5.2 Identyfikacja oraz próba szacunku ilościowego korzyści osiągniętych usług ekosystemowych przy wykorzystaniu metod szacowania właściwych dla dóbr rynkowych i nierynkowych 538
4.5.3 Identyfikacja wskaźników i presji wywierających wpływ na świadczenia ekosystemowe 543
4.6 Analiza kosztów degradacji środowiska wód morskich 547
4.6.1 Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku, oraz punktu odniesienia (Scenariusz Business as Usual, BAU) 548
4.6.2 Opis luk pomiędzy scenariuszami 558
4.6.3 Opis skutków dla dobrobytu człowieka wyrażony w wartościach monetarnych albo ilościowo albo jakościowo 565
4.7 Podsumowanie i wnioski 567
Załącznik 2 Dane Wyjściowe do agregacji zatrudnienia wg zadanych sektorów 570
SPIS LITERATURY I WYKAZ AKTÓW PRAWNYCH 571
SPIS RYSUNKÓW 588
SPIS TABEL 594

Spis skrótów

Skrót	Rozwinięcie
AIS	System Automatycznej Identyfikacji (ang. Automatic Identification System)
AOX	umowna miara zawartości chloro-, bromo- i jodopochodnych związków organicznych w wodzie lub ściekach w przeliczeniu na chlor
aPMWM	Aktualizacja programu monitoringu wód morskich
aPOWM	Aktualizacja Programu Ochrony Wód Morskich
BAU	scenariusz Business as Usual
BEAT	narzędzie (skrypt) wykorzystywane przez HELCOM w opracowywaniu ocen zintegrowanych (ang. HELCOM Biodiversity Assessment Tool)
BHT	ogólne typy siedlisk bentosowych wymienione w Decyzji Komisji 2017/848
BSAP	Bałtycki Plan Działania (HELCOM). Program, mający na celu przywrócenie dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego (https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf)
BSII	Indeks oddziaływań na Morze Bałtyckie (ang. Baltic Sea Impact Index)
BSPI	Indeks presji na Morze Bałtyckie (ang. Baltic Sea Pressure Index)
BSCh	bojowe środki chemiczne
BZT	biochemiczne zapotrzebowanie na tlen
CW	wody przybrzeżne (ang. coastal waters)
Decyzja Komisji 2017/848	Decyzja Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE
Dyrektywa 2008/56/WE (RDSM)	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dyrektywa ramowa w sprawie strategii morskiej)
Dyrektywa 2013/39/EU	Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniająca dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej
Dyrektywa 2017/845	DYREKTYWA KOMISJI (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zmieniająca dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich
EEA	Europejska Agencja Środowiska (ang. European Environment Agency)
EMEP	Europejski Program Monitoringu i Oceny (ang. European Monitoring and Evaluation Programme)
EUNIS	Europejski system informacji o przyrodzie, ang. European Union Nature Information System
GDP	produkt krajowy brutto (ang. Gross Domestic Product)
GDPpc	produkt krajowy brutto na osobę (ang. Gross Domestic Product per capita)
GES	Dobry stan środowiska (ang. Good Environmental Status)
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
GUS	Główny Urząd Statystyczny
HEAT 3.0	narzędzie (skrypt) wykorzystywane przez HELCOM w opracowywaniu oceny zintegrowanej eutrofizacji, ang. HELCOM Eutrophication Assessment Tool

Skrót	Rozwinięcie
HELCOM	Komisja Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku, znana również jako Komisja Helsińska, organizacja międzynarodowa proklamowana przez tzw. konwencję helsińską z 1974 roku jako jej organ wykonawczy (ang. The Baltic Marine Environment Protection Commission)
HOLAS 2 (HOLAS II)	Druga holistyczna ocena stanu Morza Bałtyckiego (ang. The second HELCOM Holistic Assessment of the Baltic Sea Environment)
HOLAS 3	Trzecia holistyczna ocena stanu Morza Bałtyckiego (ang. The third HELCOM Holistic Assessment of the Baltic Sea Environment)
ICES	Międzynarodowa Rada Badań Morza (ang. International Council for the Exploration of the Sea)
IMGW-PIB	Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy
IOŚ	Inspekcja Ochrony Środowiska
IOUG	Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego
JCWP	jednolite części wód powierzchniowych
KE	Komisja Europejska
Konwencja Helsińska	Konwencja o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego, sporządzona w Helsinkach dnia 9 kwietnia 1992 r. zastępująca konwencję helsińską z 1974 r.
KOBiZE	Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami
KPOŚK	Krajowy Program Oczyszczania Ścieków Komunalnych
MAS	Strategia Monitoringu i Oceny HELCOM (ang. HELCOM Monitoring and Assessment Strategy)
MFW	morska farma wiatrowa
MIR – PIB	Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy w Gdyni
MON	Ministerstwo Obrony Narodowej
mowdk	miejsca okazjonalnie wykorzystywane do kąpieli
MRU	morska jednostka raportowa (ang. marine reporting unit)
MSY	maksymalny podtrzymywalny połów, ang maximum sustainable yield
NACE	statystyczna klasyfikacja działalności gospodarczych w Unii Europejskiej (fr. Nomenclature statistique des Activités économiques)
NIK	Najwyższa Izba Kontroli
OOAO	zasada przeprowadzenia zintegrowanej oceny polegająca na tym, iż parametr/wskaźnik/element/kryterium w najgorszym stanie decyduje o ostatecznej klasyfikacji oceny. (ang. one-out-all-out)
OHT	inne typy siedlisk (ang. other habitat types)
PCA	analiza głównych składowych (ang. principal component analysis)
PGW WP	Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie
PKB	Produkt Krajowy Brutto
PKD	Polska Klasyfikacja Działalności
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
PMWM	Program Monitoringu Wód Morskich
POM	polskie obszary morskie
PPP, PPS	parytet siły nabywczej (ang purchasing power parity (scheme))
PRTR	Krajowy Rejestr Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń
PSSE	powiatowa stacja sanitarno-epidemiologiczna
Przewodnik do przeprowadzenia oceny z Art. 8 RDSM	European Commission, 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022
RM z 13.08.2021 (Dz.U. z 2021 r. poz. 1475)	ROZPORZĄDZENIE MINISTRA INFRASTRUKTURY z dnia 25 czerwca 2021 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych

Skrót	Rozwinięcie
	części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych
RDW	Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej
SMIOUG	Stacja Morska Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego
subGES	Stan poniżej dobrego
TW	wody przejściowe, ang. transitional waters
TZO	trwałe zanieczyszczenia organiczne
Ustawa Prawo wodne (ustawa PW)	Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. - Prawo wodne (Dz. U. z 2023 r. poz 1478, z późn. zm.)
UE	Unia Europejska
WTP	skłonność do ponoszenia wydatków

WSTĘP

Morze Bałtyckie stanowi unikalny ekosystem i jest dobrem ogólnym, nadrzędnym, niepodlegającym podziałom i granicom administracyjnym. Jest jednym z mórz w obszarach europejskich i cechuje je niezwykła wrażliwość na wszelkie presje, szczególnie te związane z działalnością człowieka zarówno w obszarach morskich, jak i lądowych. Presje te wynikają ze znaczenia gospodarczego Morza Bałtyckiego w zakresie transportu morskiego, rybołówstwa, turystyki regionalnej oraz rozwoju energetyki wiatrowej. Coraz większą presją jest zmiana klimatu, która pociąga za sobą zmiany w charakterystyce obszarów morskich, wpływa na zachodzące tam procesy i tym samym funkcjonowanie ekosystemu Morza Bałtyckiego.

Dlatego też, aby zapewnić szeroko rozumiany dobry stan środowiska Morza Bałtyckiego z jednoczesną możliwością gospodarczego wykorzystania obszarów morskich z zachowaniem zasady zrównoważonego rozwoju, konieczne jest wdrożenie odpowiedniej polityki ekologicznej, obejmującej w pierwszym rzędzie działania mające na celu zabezpieczenie potrzeb ekosystemowych.

Działania na rzecz poprawy i utrzymania dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego są nie tylko wymogiem formalnym, ale też celem warunkującym zrównoważone czerpanie z zasobów ekosystemu morskiego przez człowieka. Ramy formalne osiągnięcia tego celu określa dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 r. (Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008) ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego (dalej: **ramowa dyrektywa w sprawie strategii morskiej**, RDSM lub dyrektywa 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. zmieniającą dyrektywę Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich (dalej: dyrektywa 2017/845), poprzez przyjęcie nowej wersji załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE. RDSM zakłada osiągnięcie **dobrego stanu środowiska (Good Environmental Status - dalej: GES)** w obrębie europejskich wód morskich.

Dobry stan środowiska morskiego według RDSM oznacza **„…taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia”.**

RDSM nakłada na państwa członkowskie UE obowiązek opracowania odpowiedniej strategii, która ma gwarantować osiągnięcie dobrego stanu środowiska w obszarach morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Na strategię składają się:

- ocena stanu środowiska wód morskich;
- zdefiniowanie właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich;
- określenie celów środowiskowych;
- opracowanie programu monitorowania, który ma gwarantować pozyskiwanie odpowiednich informacji umożliwiających przeprowadzenie oceny w pełnym zakresie;
- opracowanie i wdrożenie programu ochrony wód morskich, który ma uruchamiać odpowiednie działania zmierzające do poprawy stanu środowiska.

Dyrektywa nakłada obowiązek aktualizacji wszystkich elementów w cyklu 6-letnim.

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 2023 r. poz. 1478, z późn. zm.). Zgodnie z art. 151. ust. 1. ustawy Prawo wodne wstępną ocenę stanu środowiska wód morskich opracowuje

właściwy organ Inspekcji Ochrony Środowiska w uzgodnieniu z ministrem właściwym do spraw gospodarki morskiej, ministrem właściwym do spraw rybołówstwa oraz ministrem właściwym do spraw gospodarki wodnej.

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 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 jej aktualizacji, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 roku (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230).

Aktem wykonawczym do RDSM jest decyzja Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylająca decyzję Komisji (UE) 2010/477/UE (dalej: Decyzja Komisji 2017/848).

Aby ocena była całościowa i spójna we wszystkich obszarach morskich Unii Europejskiej (w regionie), Decyzja Komisji 2017/848 zdefiniowała obszary tematyczne, które muszą być uwzględnione w strategiach opracowanych przez państwa członkowskie poprzez wprowadzenie jedenastu wskaźników opisowych (cech) odpowiadających charakterystyce stanu (cechy D1, D4 i D6 (kryterium D6C4 oraz D6C5) dotyczące elementów ekosystemu: ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe) oraz charakterystyce presji (cechy D2, D3, D5, D6 (kryterium D6C1, D6C2 oraz D6C3), D7, D8, D9, D10 i D11) (Rysunek 1).

Dla każdej cechy zostały ustalone kryteria, na podstawie których przeprowadzana jest ocena. Decyzja Komisji 2017/848 wprowadza podział kryteriów na podstawowe, które muszą być wykorzystane w ocenie oraz kryteria drugorzędne, których wykorzystanie musi znaleźć swoje uzasadnienie. Ewentualne odstąpienie od wykorzystania kryteriów podstawowych w uzasadnionych przypadkach, wymaga przedstawienia Komisji Europejskiej uzasadnienia w ramach powiadomienia sporządzonego zgodnie z art. 9 ust. 2 lub art. 17 ust. 3 dyrektywy 2008/56/WE. Kryteria drugorzędne są wykorzystywane do uzupełnienia kryteriów podstawowych lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium. O zastosowaniu kryterium drugorzędnego decyduje każde z państw członkowskich, o ile w Decyzji Komisji 2017/848 nie określono inaczej. Tak więc rezygnacja z danego kryterium drugorzędnego powinna być poprzedzona oceną ryzyka nieosiągnięcia dobrego stanu środowiska dla tego kryterium bądź kryteriów podstawowych.

Dla poszczególnych kryteriów zostały opracowane wskaźniki odnoszące się do określonych parametrów i właściwości opisujących stan środowiska i presje. Dla zapewnienia spójności, w dokumencie zachowano konwencję symboli dla cech i kryteriów za wersją anglojęzyczną dyrektywy 2008/56/WE, tj. D – dla cechy, C – dla kryterium. Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody zostały określone w załączniku (Załącznik I RDSM; Decyzja Komisji 2017/848).

Rysunek 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. – M.P. 230)

Jednym z obowiązkowych elementów oceny stanu środowiska wód morskich oraz jej aktualizacji jest określenie stanu środowiska w odniesieniu do zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich. Na podstawie przeprowadzonej oceny stan środowiska morskiego określa są jako dobry - **GES** lub poniżej dobrego – **subGES**.

Ocena poszczególnych cech według przyjętych kryteriów może być dokonana na dwa sposoby w zależności od dostępności danych i informacji:

- ilościowo – na podstawie wskaźników w odniesieniu do wartości progowych;
- jakościowo/opisowo – na podstawie oceny eksperckiej, jeśli dla danego wskaźnika nie została ustalona wartość progowa na poziomie europejskim lub regionalnym.

Wartości progowe dla wskaźników opisujących poszczególne kryteria i stanowiących bazę całej oceny ustalane są na poziomie europejskim, regionalnym lub krajowym.

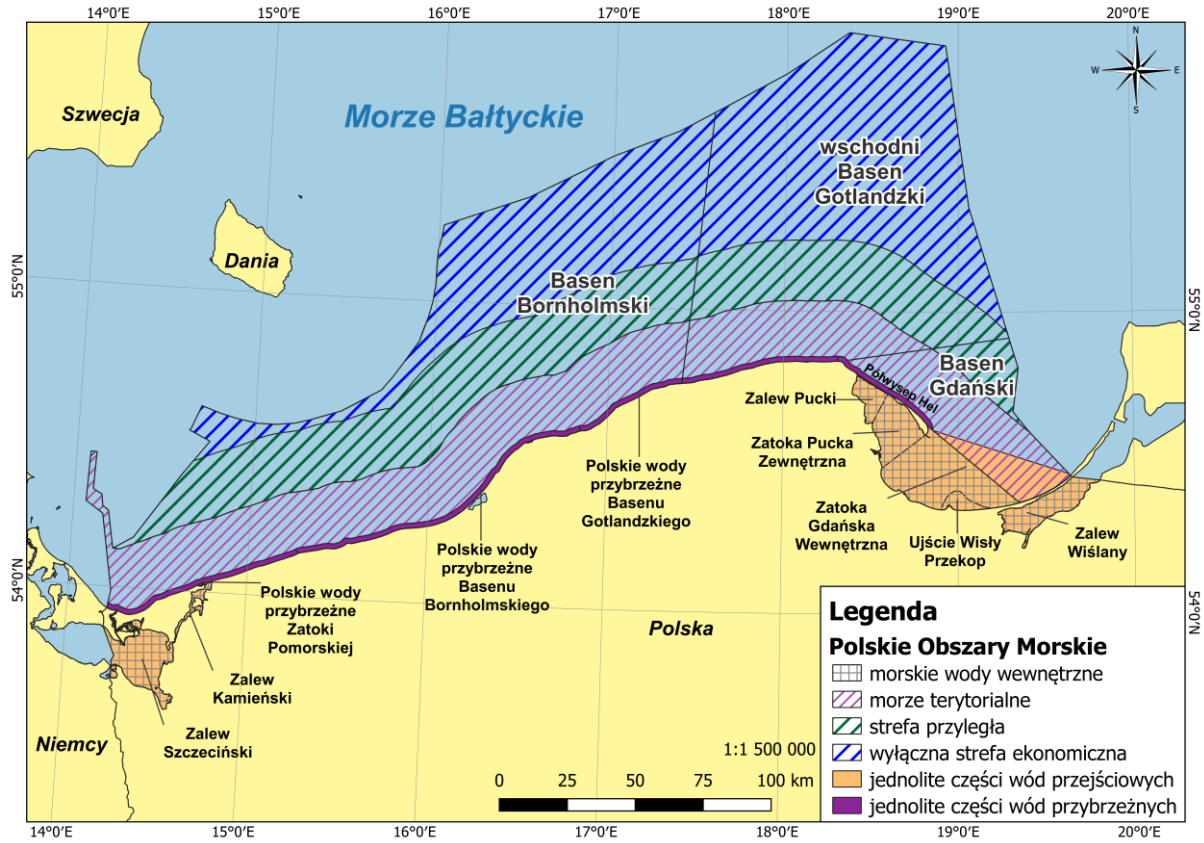
Niniejsze opracowanie prezentuje **drugą aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska polskich wód morskich** wykonaną zgodnie z wytycznymi ramowej dyrektywy w sprawie strategii morskiej wskazanymi w artykułach 8 i 17 w powiązaniu z artykułami 9, 10, 11 i 13 oraz zgodnie z zapisami art. 150 ustawy Prawo wodne. Uwzględnia ona elementy wskazane w art. 8 ust. 1 lit. a), b) i c) RDSM oraz w art. 150 ust. 1 ustawy Prawo wodne, zgodnie z którym wstępna ocena stanu środowiska wód morskich zawiera:

1. analizę podstawowych cech i właściwości wód morskich i obecnego stanu środowiska wód morskich, obejmującą w szczególności charakterystykę:
    a) grup gatunków ptaków, ssaków, gadów i ryb morskich dla regionu Morza Bałtyckiego, zawierającą przestrzenne i czasowe zróżnicowanie dla danego gatunku lub populacji danego gatunku w zakresie:
        i. rozmieszczenia, liczebności lub biomasy;
        ii. struktury pod względem wielkości, wieku i płci;
        iii. wskaźników płodności, przeżycia i śmiertelności lub obrażeń;
        iv. zachowania, w tym przemieszczania się i migracji;
        v. siedliska i gatunku, biorąc pod uwagę zakres i przydatność;
        vi. składu gatunkowego danej grupy ptaków, ssaków, gadów lub ryb morskich;
    b) ogólnych typów siedlisk w słupie wody (siedlisk pelagicznych) i na dnie morskim (siedlisk bentosowych) lub innych typów siedlisk, z uwzględnieniem związanych z nimi biocenoz w całym regionie Morza Bałtyckiego dla każdego typu siedliska w zakresie:
        i. rozmieszczenia siedliska i jego zasięgu, a w przypadku, gdy jest to możliwe – również objętości siedliska;
        ii. zmian przestrzennych i czasowych składu gatunkowego, liczebności lub biomasy;
        iii. struktury wielkościowej i wiekowej gatunku danego siedliska – w przypadku, gdy jest to możliwe do określenia;
        iv. charakterystyki fizycznej, hydrologicznej i chemicznej;
        v. stężenia chlorofilu „a" oraz częstotliwości i zasięgu przestrzennego zakwitu planktonu – w przypadku siedlisk pelagicznych.
    c) struktury, funkcji i procesów ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych, obejmującą właściwości fizyczne, hydrologiczne, chemiczne, biologiczne oraz funkcje i procesy zawierające przestrzenne i czasowe zmiany w zakresie:
        i. temperatury i zlodzenia wody;
        ii. hydrologii – układy falowania i prądów morskich, wypływanie wód głębinowych, mieszanie wody, czas wymiany wody, dopływ wody słodkiej, poziom morza;
        iii. batymetrii;
        iv. zmętnienia wody – ładunki mułu lub osadów, przezroczystość wody, rozchodzenia się dźwięku;
        v. substratu i morfologii dna morskiego;
        vi. zasolenia wody, substancji biogennych – azotu lub fosforu, węgla organicznego, gazów rozpuszczonych – pCO_2, O_2, a także poziomu pH;
        vii. powiązań między siedliskami i gatunkami ptaków, ssaków, gadów i ryb morskich;
        viii. struktury biocenoz pelagiczno-bentosowych;
        ix. produktywności ekosystemów.
2. analizę dominujących presji i oddziaływań na wody morskie, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, obejmującą skutki kumulacyjne i synergiczne oraz uwzględniającą odpowiednie oceny wykonywane na podstawie przepisów ustawy oraz przepisów odrębnych;
3. analizę ekonomiczną i społeczną użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich.

Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opiera się na zestawie wskaźników umożliwiających uzyskanie informacji ilościowej i jakościowej o stanie środowiska polskich wód morskich w zakresie wszystkich jedenastu cech i obejmuje lata 2016-2021.

Realizując wymóg skoordynowanych działań w ramach aktualizacji oceny wstępnej Polska ma obowiązek współpracy w rejonie Morza Bałtyckiego w zakresie przeprowadzenia oceny holistycznej stanu środowiska wód morskich. Dlatego druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich uwzględnia również ustalenia w zakresie wskaźników, metod i obszarów oceny oraz bazującą na nich ocenę stanu środowiska morskiego przeprowadzoną na poziomie regionalnym w ramach współpracy koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (Komisja Helsińska – HELCOM), która z udziałem ekspertów z państw nadbałtyckich przygotowała trzecią holistyczną ocenę stanu środowiska Morza Bałtyckiego (HOLAS 3). Takie podejście gwarantuje spójność regionalną uwzględniającą wytyczne wynikające z RDSM.

Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich przeprowadzona została w polskich obszarach morskich ograniczonych granicą polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej (Rysunek 2). Ocena obejmuje również wody przybrzeżne i przejściowe, które objęte są działaniami realizowanymi w ramach Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającej ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (ramowa dyrektywa wodna – RDW, 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r.).



Rysunek 2. Obszary objęte drugą aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

ANALIZA PODSTAWOWYCH CECH I WŁAŚCIWOŚCI WÓD MORSKICH I OBECNEGO STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH

1. CHARAKTERYSTYKA EKOSYSTEMU MORSKIEGO W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH

1.1 Warunki fizyczno-geograficzne południowego Bałtyku

Morze Bałtyckie liczy około 12 tysięcy lat i jest najmłodszym morzem pochodzenia polodowcowego na Ziemi. W stosunkowo krótkiej historii Morza Bałtyckiego następowały liczne zmiany zarówno poziomu wód, jak również poziomu zasolenia powodowane cofaniem się lądolodu Skandynawskiego. W trakcie topnienia lądolodu Skandynawskiego, Bałtyk tracił i ponownie uzyskiwał połączenie z wodami oceanu. Działalność lądolodu miała także istotny wpływ na obecną rzeźbę dna, a także wybrzeży morza.

Część północna dna morza jest misą wyżłobioną przez lądolód skandynawski w prekambryjskim, skalistym podłożu tarczy bałtyckiej; brzegi morza są tu skaliste i bardzo urozmaicone. Część południowa dna Bałtyku jest olbrzymią moreną denną; brzegi są tu piaszczyste, czasem klifowe (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999).

Morze Bałtyckie jest śródlądowym półzamkniętym i stosunkowo płytkim szelfowym zbiornikiem wodnym o ograniczonej wymianie wód z Morzem Północnym, ale pozostającym pod jego wpływem. Umowna granica Bałtyku przebiega pomiędzy cieśninami Skagerrak i Kattegat wzdłuż linii łączącej północny kraniec Półwyspu Jutlandzkiego ze szwedzką wyspą Tjörn. Przy tak wyznaczonej granicy powierzchnia morza wynosi ponad 415 tys. km^2. Obecnie długość linii brzegowej morza liczy ponad 15 tys. km, natomiast w granicach Polski 590 km (Rysunek 1.1).

Biorąc pod uwagę szczególną konfigurację linii brzegowej Bałtyku, należy on do obiektów hydrograficznych wyjątkowo zróżnicowanych. W obrębie morza znajduje się wiele akwenów i głęboko wcinających się w ląd zatok, które różnią się pod względem zasilania wodami śródlądowymi i w różnym stopniu poddawane są wpływom morza otwartego. Wszystko to sprawia, że nie można traktować Bałtyku jako jednego basenu, ponieważ każdy jego akwen stanowi niemal odrębny obiekt hydrograficzny.

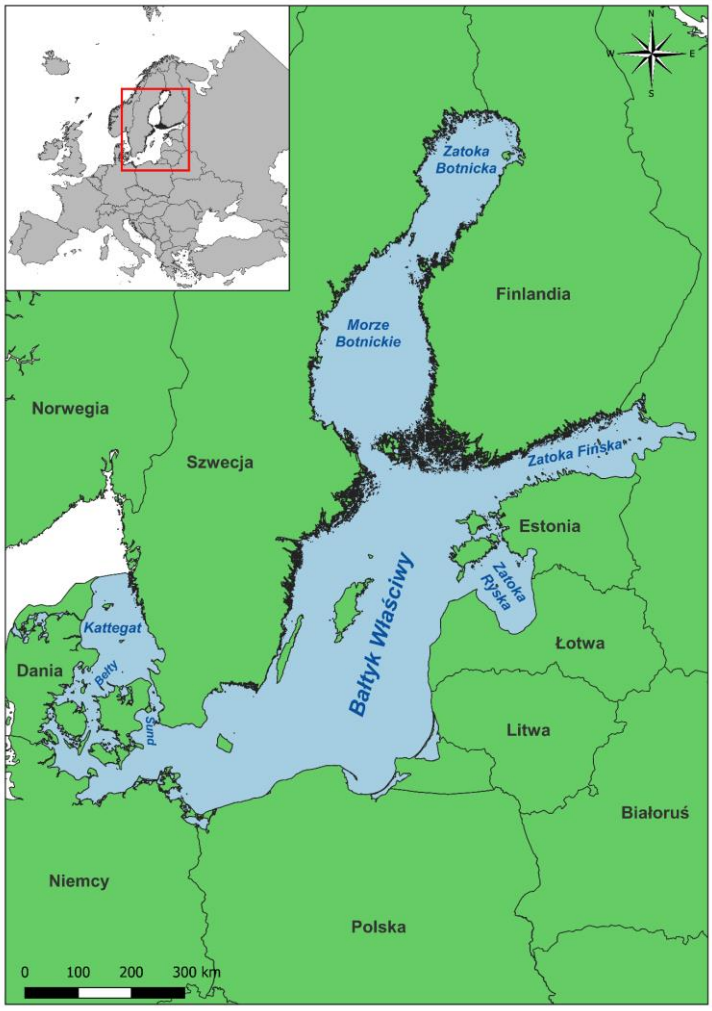
Już od dziesięcioleci podział Bałtyku na charakterystyczne regiony był przedmiotem badań specjalistów z dziedziny hydrografii i oceanografii. W roku 1986 podczas prac nad bilansem wodnym Morza Bałtyckiego w ramach Międzynarodowego Programu Hydrologicznego pod auspicjami UNESCO przyjęto umowny podział na siedem podstawowych regionów, a także określono ich granice, powierzchnie i pojemności. Podział ten przedstawiono w poniższej tabeli (Tabela 1.1).

Biorąc pod uwagę ukształtowanie brzegów Morza Bałtyckiego, to najbardziej zróżnicowane są kamieniste wybrzeża Skandynawii, gdzie przeważają wybrzeża szkierowe i wybrzeża fiordowe. W przybrzeżnym krajobrazie Polski, Litwy i Łotwy występuje najczęściej typ wybrzeża niskiego, klifowego a także mierzejowo-zalewowego. Średnia głębokość Bałtyku wynosi około 52 m przez co zaliczane jest do mórz płytkich. Największa głębokość wynosi 459 m (Głębia Landsort) na północny zachód od Gotlandii. Wąskie i płytkie Cieśniny Duńskie stanowią istotną przeszkodę w swobodnej wymianie wód Bałtyku z wodami oceanicznymi. Ponadto morze zasilane jest przez około 250 rzek. Zlewisko Morza Bałtyckiego zajmuje powierzchnię ponad 1,7 mln km^2 co stanowi blisko 17% powierzchni Europy (Tabela 1.2).

Tabela 1.1 Charakterystyczne dane dotyczące Morza Bałtyckiego i jego regionów

Lp.	Region	Powierzchnia zlewiska [km²]	Powierzchnia morza [km²]	Pojemność morza [km³]	Głębokość maksymalna [m]	Głębokość średnia [m]
1.	Zatoka Botnicka	269 950	36 260	1 481	146	40,8
2.	Morze Botnickie	229 700	79 257	4 889	294	61,7
	Suma 1-2	499 650	115 517	6 370	-	55,1
3.	Zatoka Fińska	419 200	29 498	1 098	123	37,2
4.	Zatoka Ryska	127 400	17 913	406	51	22,7
5.	Bałtyk Właściwy	568 973	209 930	13 045	459	62,1
	Suma 1-5	1 615 223	372 858	20 919	-	56,1
6.	Cieśniny Duńskie Sund i Bełty	27 360	20 121	287	38	14,3
	Suma 1-6	1 642 583	392 979	21 206	-	54,0
7.	Kattegat	78 650	22 287	515	109	23,1
	Suma 6-7	106 010	42 408	802	-	18,9
	Morze Bałtyckie	1 721 233	415 266	21 721	459	52,3

Źródło: HELCOM 1986



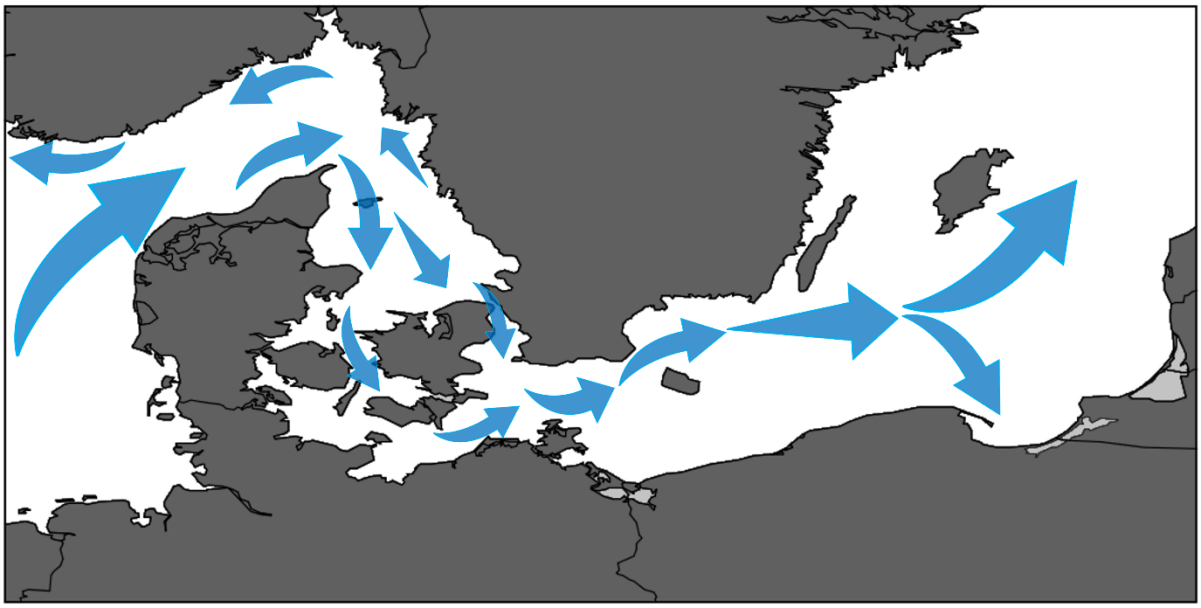
Rysunek 1.1. Morze Bałtyckie wraz z wydzielonymi regionami

Tabela 1.2. Największe rzeki uchodzące do Morza Bałtyckiego

Lp.	Nazwa Rzeki	Państwo	Powierzchnia zlewni [km²]	Długość rzeki [km]
1.	Göta	Norwegia, Szwecja	50 200	756
2.	Kemijoki	Finlandia	51 100	500
3.	Dźwina	Rosja, Białoruś i Łotwa	87 900	1 020
4.	Niemen	Białoruś, Litwa i Rosja	97 900	937
5.	Odra	Polska, Niemcy, Czechy	118 015	854
6.	Wisła	Polska	183 176	1 047
7.	Newa	Rosja	281 600	74
	Razem 1-7		869 891	
	Całe morze Bałtyckie		1 729 500	

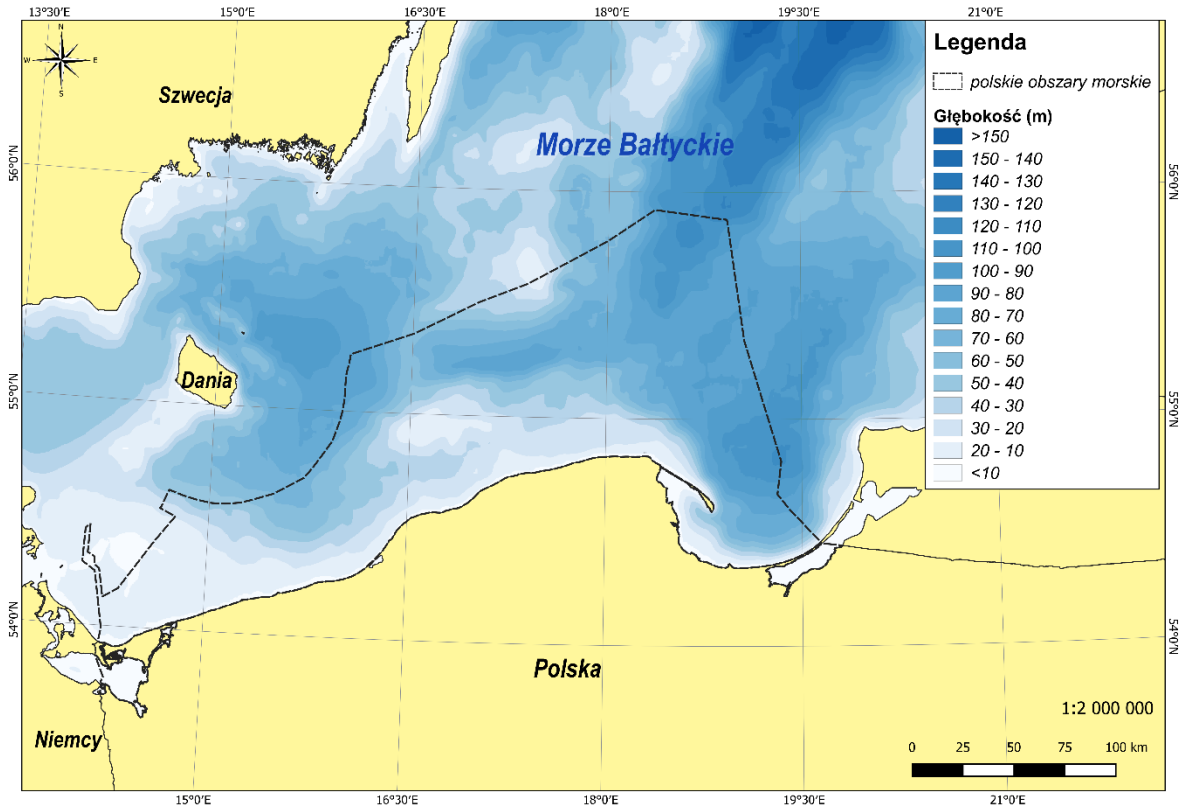
Źródło: The seven biggest rivers in the Baltic Sea region, Baltic Marine Environment Protection Commission – HELCOM 2018c

Bałtyk zaliczany jest do największych na świecie mórz słonawych, w którym średnie zasolenie waha się od 7 do 8. Wynika to zarówno ze znacznego dopływu słodkich wód rzecznych, jak i ograniczonej wymiany wód. Wymiana wód w Bałtyku odbywa się średnio co 30 lat, a jedynym mechanizmem umożliwiającym tą wymianę są wlewy wód oceanicznych z Morza Północnego. Bałtyk łączy się z Morzem Północnym płytkimi i wąskimi cieśninami. Wymiana wód odbywa się nad płytkimi progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Bełcie (głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego. Największe wlewy z Morza Północnego zdarzają się podczas silnych zachodnich wiatrów, wtedy przez Cieśniny Duńskie, z zachodu na wschód transportowane są słone masy wodne. Trasa przepływu słonej wody przydennej z zachodu na wschód przebiega przez strefę polską. Po minięciu Cieśnin Duńskich woda wpływa do Basenu Arkońskiego, następnie przez Bramę Bornholmską – cieśninę pomiędzy Bornholmem a południową Szwecją do Głębi Bornholmskiej. Dalej woda przydenna może płynąć tylko przez Rynnę Słupską, oddzieloną od Głębi Bornholmskiej progiem o minimalnej głębokości około 60 m. Po drugiej stronie Rynny głębie Gdańska i Gotlandzka przyjmują słoną i natlenioną wodę (Rysunek 1.2). Zasolenie Bałtyku zmienia się wraz z odległością od Cieśnin Duńskich. Najmniejszy stopień zasolenia obserwowany jest w Zatoce Botnickiej i Fińskiej (1-2), największy natomiast na granicy Skagerraku i Kattegatu (20). Znaczące wlewy mają charakter epizodyczny i gwałtowny a ich wielkość zależy od pozostałych warunków środowiskowych. W obszarze cieśnin obserwowano zwykle 5-7 wlewów na dekadę, jednak od lat ’80 XX wieku zjawisko ustało. Po tym okresie, istotny wpływ miały wlewy z 1993, 2003, 2011 oraz 2014. Wlew z 2011 roku wpłynął na warunki termohalinowe polskich wód przydennych oraz odnowienie wód Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego. Jesienią 2014 roku rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego (198 km^3). Wymiana wód i wlewy do Morza Bałtyckiego to procesy, które wpływają na jakość wód i ekosystemy tego morza. Napływająca, dobrze natleniona i słona woda wypiera wtedy starą i pozbawioną tlenu wodę zalegającą na dnie. Pomiędzy wodami powierzchniowymi o małym zasoleniu, ale dobrym stopniu wymieszania i natlenienia, a wodami głębinowymi o zasoleniu dochodzącym do 20 tworzy się bariera zwana haloklina, która utrudnia mieszanie się tych wód i przyczynia do słabego natlenienia wód głębinowych. Powoduje to, że w największych głębiach Bałtyckich mamy do czynienia z całkowitym zużyciem tlenu i wytwarzaniem się toksycznego dla morskiej fauny siarkowodoru.



Rysunek 1.2. Trasa wód wlewowych w Bałtyku Południowym (źródło: opracowanie własne na podstawie: Binczewska i in. 2017, Qiao i in. 2021)

W obrębie polskich obszarów morskich (POM) znajdują się następujące, główne elementy morfologiczne dna, patrząc od zachodu: część Ławicy Odrzanej i Basenu Bornholmskiego o głębokości 105 m oraz Rynna Słupska o głębokości 65 m, oddzielona od tego ostatniego progiem poprzecznym utrudniającym ruch wód przydennych napływających z Morza Północnego. W części środkowej znajduje się Ławica Słupska, a na wschodzie południowa część Basenu Gotlandzkiego oraz Basen Gdański o głębokości 118 m (Rysunek 1.3).



Rysunek 1.3. Batymetria POM

Linię brzegową POM tworzą trzy makroregiony Pobrzeże Szczecińskie, Pobrzeże Koszalińskie i Pobrzeże Gdańskie. Szerokość pasa polskiego przybrzeża wynosi od kilku do kilkudziesięciu kilometrów, natomiast długość wynosi około 500 km. Na kształt rzeźby pobrzeża największy wpływ miały oddziaływania zlodowaceń plejstoceńskich, a także działalność wód morskich i rzecznych. W polskim krajobrazie przybrzeżnym dominują wybrzeża wydmowe i klifowe.

Około 80% długości polskiego wybrzeża zajmują wydmy, usytuowane równolegle do brzegu których wysokość wzrasta wraz z oddalaniem się od linii brzegowej i plaży. Wydmy powstały na akumulacyjnych odcinkach wybrzeża wskutek nanoszonego przez wiatr i fale piasku. Ich wysokość i rozmiar uwarunkowane są topografią terenu, siłą i kierunkiem wiatru, a także obecnością roślinności zdolnej do zatrzymywania piasku. Przykładem najbardziej okazałych są wydmy Półwyspu Helskiego i Mierzei Wiślanej, a także ruchome wydmy zlokalizowane na Mierzei Łebskiej.

Formy wybrzeża wysokiego – klify zajmują obecnie blisko 65 km polskiego wybrzeża. Występują na wyspie Wolin, w rejonach wybrzeża środkowego, a także nad zalewami Szczecińskim i Wiślanym. Ich długość wynosi od 0,5 do 10 km, natomiast wysokość od 95 m na wyspie Wolin do około 6 m w okolicach Bagicza w rejonie wybrzeża środkowego. Zbudowane są głównie z utworów glacjalnych akumulowanych przez lądolód w postaci moren czołowych. Powstały na skutek abrazji, czyli oddziaływania fal morskich, które podcinają brzeg, tworząc w nim zagłębienia określane jako nisze abrazyjne. Zlokalizowane są w miejscach, gdzie wysoczyzny morenowe usytuowane są w bliskim zasięgu fal morskich.

Charakterystyczną cechą polskiego wybrzeża są również mierzeje i kosy stanowiące zarazem przykład brzegu niskiego. Powstają na skutek przemieszczania przez prądy przybrzeżne i falowanie materiału piaszczystego wzdłuż brzegu. Najbardziej wyróżnia się tu Mierzeja Helska, Wiślana oraz wspomniana wcześniej Mierzeja Łebska.

Czynniki fizyczno-geograficzne powodują, że Bałtyk jest morzem o znacznie utrudnionym dopływie wód pochodzenia oceanicznego i jednocześnie pozostaje pod znacznym dopływem wód rzecznych. Pod względem społeczno-gospodarczym zlewisko Morza Bałtyckiego znajduje się pod wpływem 9 wysoko uprzemysłowionych i rolniczo rozwiniętych państw.

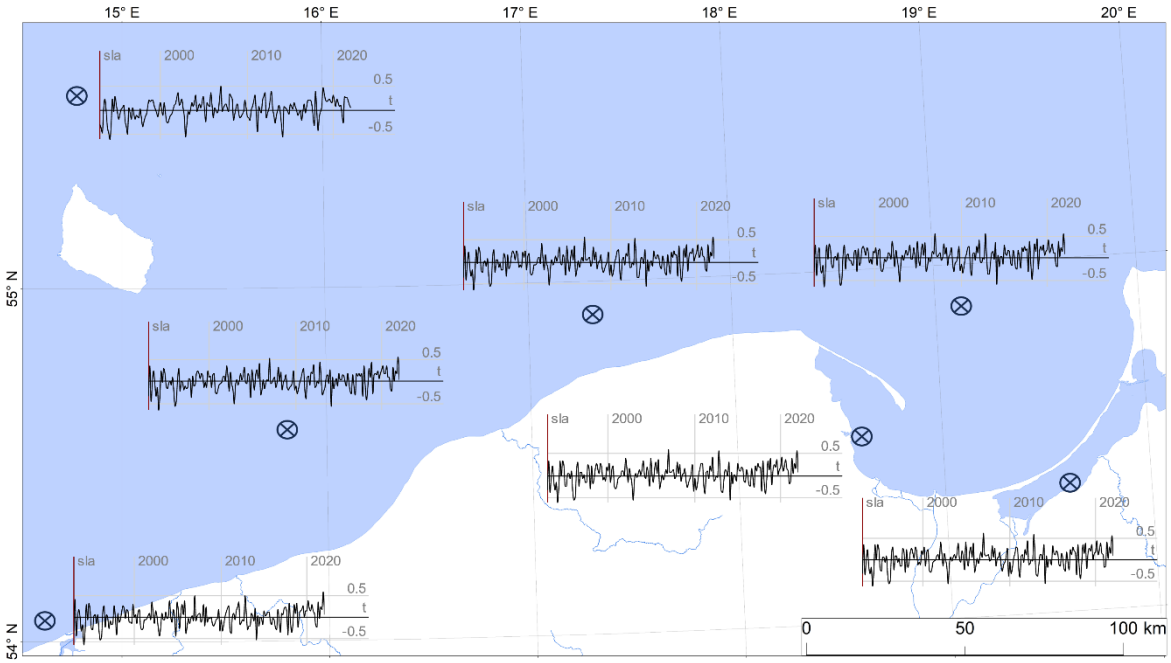
Polska będąca jednym z największych państw w zlewni Morza Bałtyckiego ma znaczny udział w ilości ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych rzekami do wód południowego Bałtyku. Niemal cały obszar powierzchni Polski (99,7%) należy do zlewiska Morza Bałtyckiego.

Głównymi czynnikami odpowiedzialnymi za dopływ zanieczyszczeń do Morza Bałtyckiego są czynniki antropogeniczne takie jak rolnictwo (odpływ biogenów ze źródeł rozproszonych), przemysł, oraz komunalne oczyszczalnie ścieków, które stanowią dominujące źródło punktowe i są następstwem postępującej urbanizacji zlewiska Bałtyku. Wśród innych źródeł zanieczyszczeń wskazać należy także żeglugę morską, odwierty w dnie morza, rybołówstwo, turystykę, a także pozostałości po II wojnie światowej w postaci zatopionej broni chemicznej.

1.2 Warunki hydrologiczne i hydrodynamiczne południowego Bałtyku

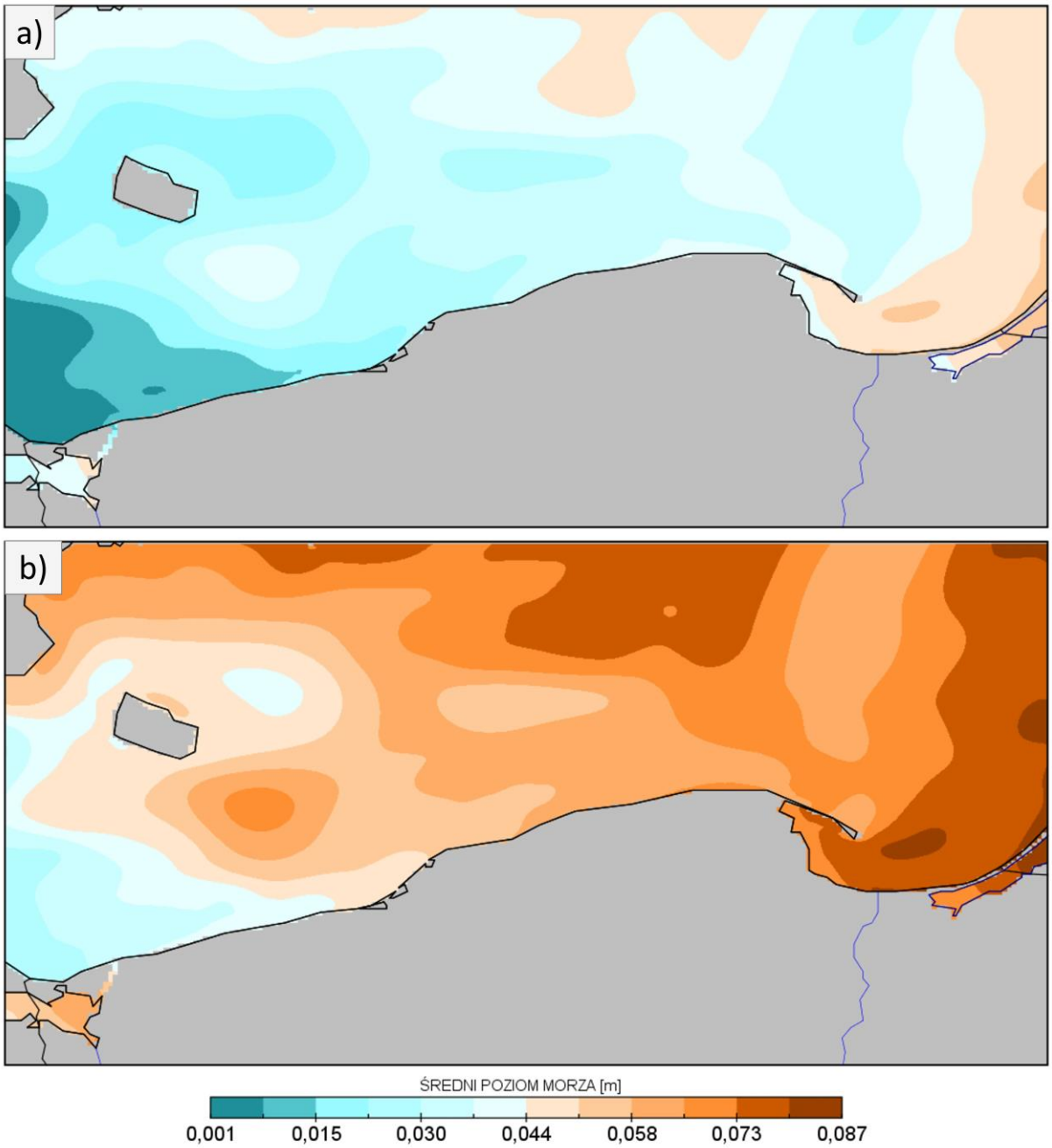
Poziom morza

Poziom morza jest ważnym parametrem hydrodynamicznym wpływającym zarówno na inne składowe środowiska morskiego jak i bezpieczeństwo obszarów nadmorskich. Zmiany poziomów morza warunkowane są głównie przez ruchy izostatyczne Ziemi (wypiętrzanie się płyt litosfery) oraz ruchy eustatyczne (topnienie i cielenie się lodowców). Pod względem zmian izostatycznych południowy Bałtyk charakteryzuje się niskimi zmianami (0-1 m), w porównaniu do północnych części Morza Bałtyckiego, gdzie zmiana wywołana zanikiem lądolodu i tym samym odciążeniem astenosfery może sięgać 8-9 m (Rosentau i in. 2012). Ponadto Morze Bałtyckie połączone z Morzem Północnym i Oceanem Atlantyckim w obszarze, w którym na skutek współczesnej zmiany klimatu, dochodzi do cielenia się lodowców i wzrostu poziomu morza (Stanisławczyk i in. 2010). Do scharakteryzowania zmian poziomu morza wykorzystano dane modelowe z reanalizy (CMEMS 2023b) o rozdzielczości przestrzennej 2 × 2 km oraz rozdzielczości czasowej 1h. Poziom morza jest dynamicznym parametrem, którego wahania, w latach 1998-2021 sięgają do 0,5 m wzrostu i spadku (Rysunek 1.4).



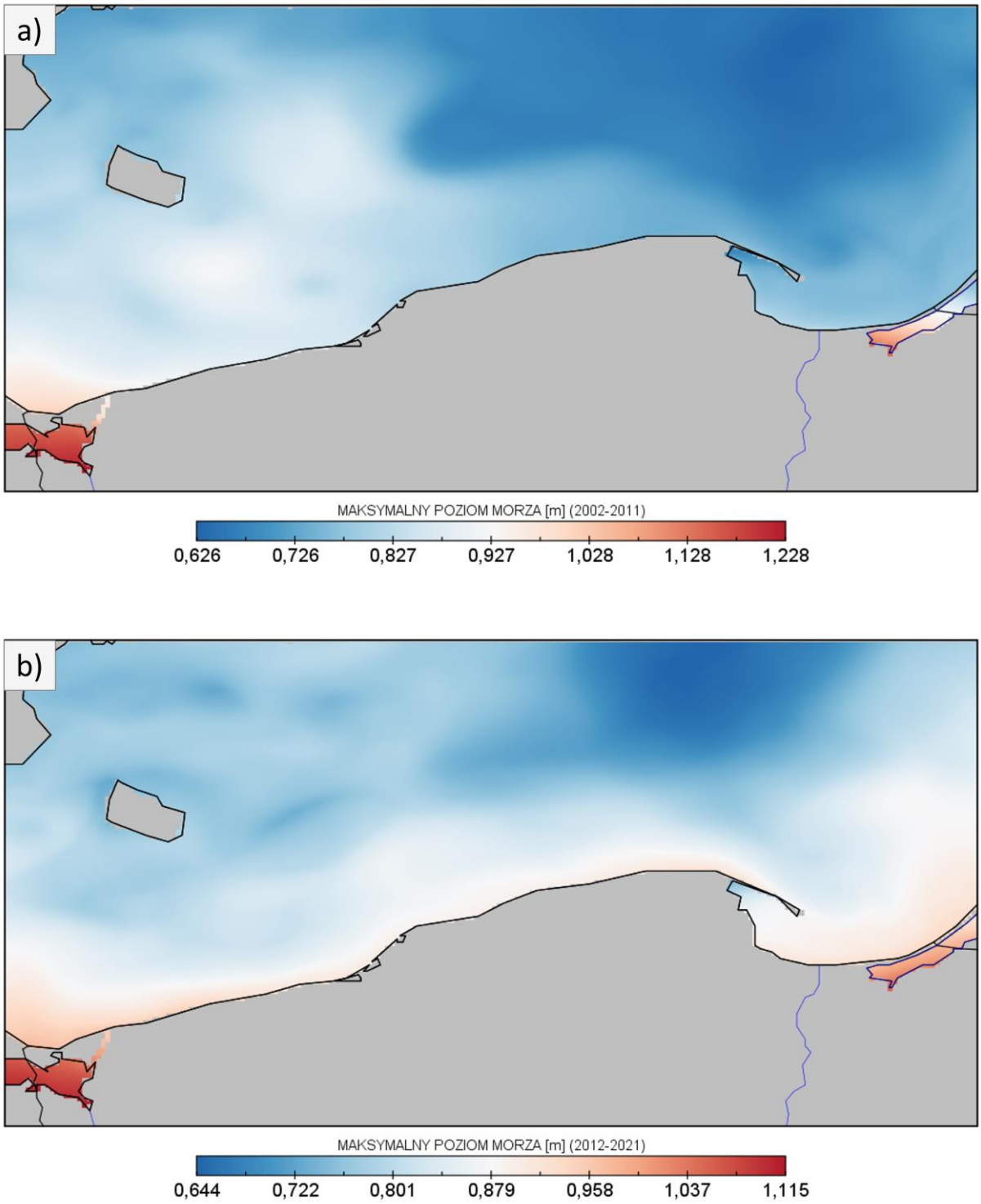
Rysunek 1.4. Średni poziom morza (sla) [m] w wybranych punktach w obszarze południowego Bałtyku w odniesienia do układ „Stary Amsterdam” (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b)

Średni poziom morza w wieloleciu 2002-2011 (Rysunek 1.5a) jest znacząco mniejszy od średniego poziomu morza w okresie 2012-2021 (Rysunek 1.5b). W okresie 2002-2011 najwyższe średnie wartości poziomu morza wynosiły ok. 0,05 m i obejmowały wschodnią i północną część polskiego wybrzeża. W okresie 2012-2021 najwyższe średnie wartości wynosiły ok. 0,08 m i obejmowały również północno-wschodnie obszary południowego Bałtyku. Najmniejszymi wartościami charakteryzowała się Zatoka Pomorska, gdzie średni poziom morza nie przekraczał 0,015 m w okresie 2002-2011 oraz 0,030 m w latach 2012-2021 (Rysunek 1.5).



Rysunek 1.5. Średni poziom morza południowego Bałtyku w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b)

Maksymalne wartości poziomu morza obserwowane w latach 2002-2011 przekraczały 1 metr w Zalewie Wiślanym oraz Zalewie Szczecińskim i Zatoce Pomorskiej. Wschodnia część polskiego wybrzeża charakteryzowała się maksymalnymi wartościami przekraczającymi 0,6 m, zaś zachodnia – 0,9 m (Rysunek 1.6a). W latach 2012-2021 zmienił się rozkład najwyższych obserwowanych wartości poziomu morza, tj. najwyższe wartości powyżej 1 m obejmowały poza Zalewem Wiślanym i Zalewem Szczecińskim również wody przybrzeżne polskiego wybrzeża. Pozostała część, poza Basenem Gotlandzkim, charakteryzowała się wartościami 0,8-0,9 m (Rysunek 1.6b).



Rysunek 1.6. Maksymalny obserwowany poziom morza w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b)

Do zbliżonych wniosków można dojść po analizie wartości poziomów morza zaobserwowanych na wodowskazach IMGW-PIB, zlokalizowanych wzdłuż polskiego wybrzeża. Według danych zgromadzonych w bazie, na Wybrzeżu Zachodnim, w Świnoujściu średni poziom morza w okresie 2002-2011 wynosił 504 cm (od 500 cm w roku 2003 do 513 cm w roku 2007). Natomiast w okresie późniejszym 2012-2021 średni poziom morza wynosił 507 cm (od 497 cm w roku 2014 do 514 cm w roku 2017). Podobnie na Wybrzeżu Środkowym, na stacji w Ustce – średni poziom morza w okresie 2002-2011 wynosił 507 cm (od 503 cm w

roku 2003 do 518 cm w roku 2007), natomiast w okresie 2012-2021 średni poziom morza w Ustce był wyższy i wynosił 509 cm (od 499 cm w roku 2014 do 519 cm w roku 2017). W obu analizowanych okresach średni poziom morza na Wybrzeżu Zachodnim był niższy niż na Wybrzeżu Wschodnim. Na stacji w Gdańsku Porcie Północnym usytuowanej nad Zatoką Gdańską średni poziom morza w okresie 2002-2011 wynosił 514 cm (od 508 cm w roku 2010 do 524 cm w roku 2007). Natomiast w okresie 2012-2021 zanotowano średni poziom morza równy 511 cm, nieco niższy niż w poprzednim okresie, ale nadal wyższy niż zaobserwowany w tym okresie średni poziom morza na Wybrzeżu Zachodnim i Środkowym.

Maksymalny poziom morza zaobserwowany wzdłuż polskiego wybrzeżom był zbliżony, na Wybrzeżu Zachodnim w Świnoujściu w okresie 2002-2011 wynosił 640 cm (zanotowany w roku 2002), natomiast w okresie 2012-2021 642 cm (2017 r.). Na Wybrzeżu Środkowym, na stacji w Ustce w okresie 2002-2011 maksymalny poziom wyniósł 640 cm (w roku 2004) natomiast w okresie 2012-2021 był wyższy i wyniósł 646 cm (w roku 2017). Na Wybrzeżu Wschodnim natomiast w okresie 2002-2011 najwyższy poziom osiągnął 644 cm (w roku 2004), a w okresie 2012-2021, 642 cm (w roku 2012).

Przeanalizowano częstość występowania poziomów wody powyżej stanów ostrzegawczych i alarmowych w okresie 2011-2021 na stacjach: Świnoujście, Ustka i Gdańsk Port Północny. W okresie 2012-2021 stan ostrzegawczy najczęściej przekraczany był na wybrzeżu wschodnim 2, 56% wszystkich pomiarów, najrzadziej na Wybrzeżu Środkowym w Ustce (0,45%), (Tabela 1.3). Podobnie stan alarmowy w w/w okresie również najczęściej osiągany był na Wybrzeżu Wschodnim (0,52%), a najrzadziej w Ustce na Wybrzeżu Środkowym (0,07%). Wzdłuż całego wybrzeża przekroczenia stanów ostrzegawczych najczęściej odbywały się w miesiącu styczniu, odpowiednio: 8,55% w Gdańsku Porcie Północnym, 2,055% w Świnoujściu oraz 1,91% w Ustce oraz w miesiącach: w grudniu, w Gdańsku Porcie Północnym (7,01%), Ustce (1,12%), oraz w listopadzie, w Świnoujściu (1,77%). Nie zanotowano przekroczeń stanów ostrzegawczych w miesiącach letnich od maja do sierpnia, z wyjątkiem stacji w Gdańsku Porcie Północnym, gdzie pojawiły się wysokie poziomy w lipcu (0,07%) oraz w sierpniu (0,16%).

Tabela 1.3. Częstości przekroczenia stanów ostrzegawczych i alarmowych wzdłuż wybrzeża

Stan	Okres	Stacja		
		Świnoujście	Ustka	Gdańsk Port Północny
Ostrzegawczy	2012- 2021	0,64	0,45	2,56
Alarmowy	2012- 2021	0,32	0,07	0,52

Wzdłuż całego wybrzeża przekroczenia stanów alarmowych najczęściej miały miejsce w styczniu (Tabela 1.4), najczęściej na Wybrzeżu Wschodnim (2,8%) oraz na Wybrzeżu Zachodnim (1,72%), najrzadziej na Wybrzeżu Środkowym (0,74%). Nie zanotowano występowania stanów alarmowych i powyżej w miesiącach letnich od maja do sierpnia.

Tabela 1.4. Częstości przekroczenia stanów alarmowych w latach 2012-2021 w poszczególnych miesiącach

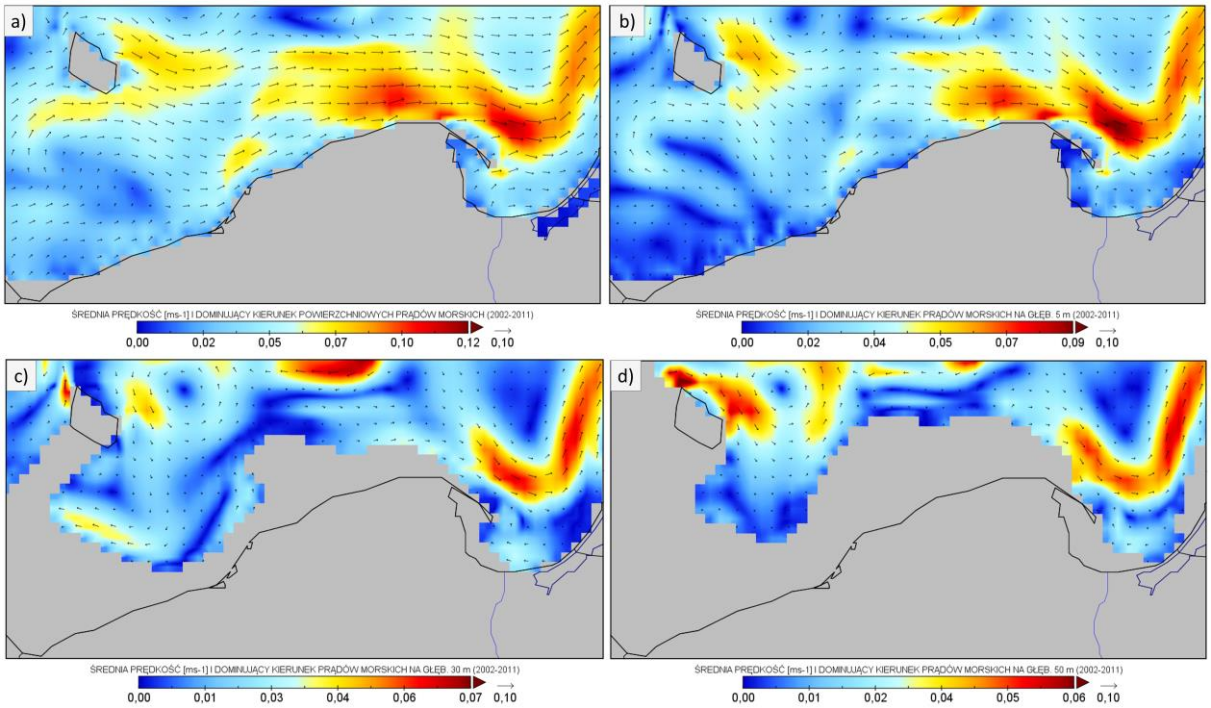
Stacja	Poziom alarmowy	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Świnoujście	580	1,72	0,25	0,05						0,01	1,1	0,29	0,35
Ustka	600	0,74									0,03		0,11
Gdańsk Port Północny	570	2,8	0,81	0,01						0,01	1,0	0,31	1,23

Prądy morskie

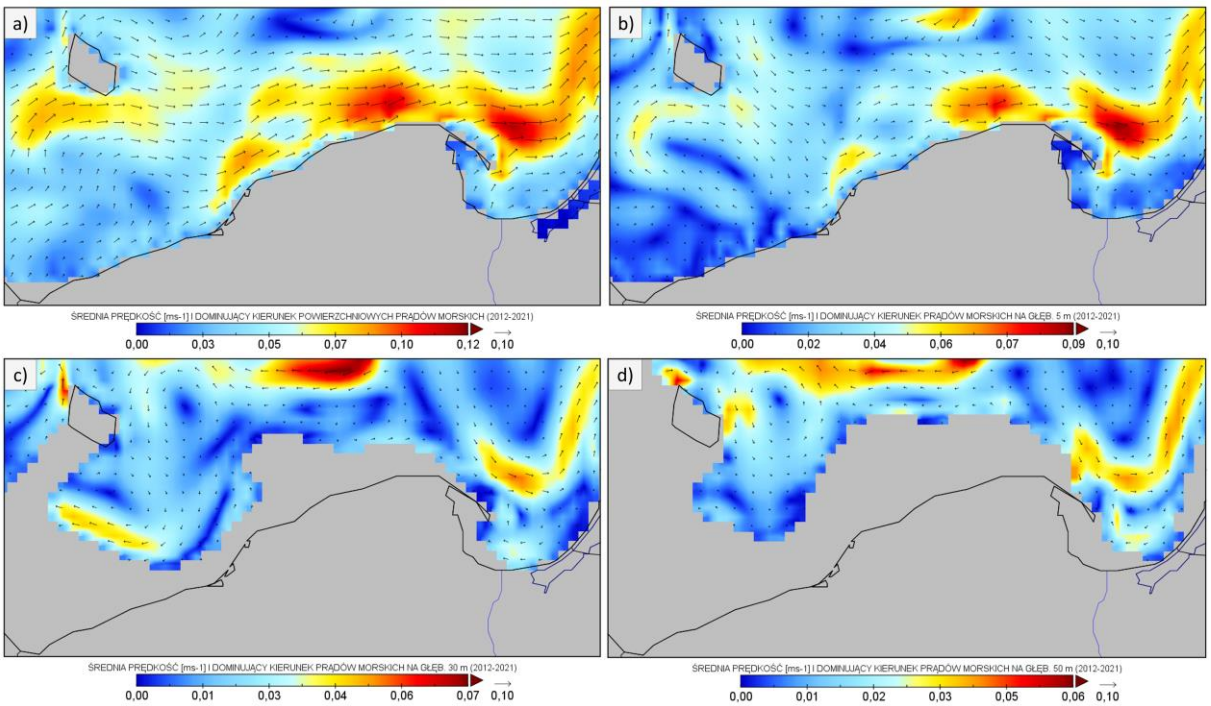
Przemieszczanie się wód w Morzu Bałtyckim jest warunkowane przez siły anemobaryczne i siły wewnętrzne wynikające z niejednorodnej gęstości wody. Morze Bałtyckie charakteryzuje się występowaniem lokalnych prądów morskich i wśród nich wyróżnia się: powierzchniowe prądy wody opadowej płynące na zachód, głębinowy prąd wody słonej łączący wody Morza Północnego z Morzem

Bałtyckim oraz dryfy przydenne, które powodować mogą transport rumowiska skalnego, w szczególności piasku i tworzenie się mierzei u południowych wybrzeży. Do oceny warunków hydrodynamicznych wykorzystano dane modelowe z reanalizy Copernicus (CMEMS 2023b) o rozdzielczości przestrzennej 2 km × 2 km i czasowej: dobowe. Południowy Bałtyk charakteryzuje się niewielkimi wartościami prędkości prądów morskich, zwykle nieprzekraczającymi 1 m s^{-1}, zaś maksymalne ich wartości obserwowane są w środkowej części polskiego wybrzeża oraz w zachodniej części na odcinku brzegu Jarosławiec – Kołobrzeg, gdzie wartości te mogą osiągać 1,4 m s^{-1} (Suchandt i in. 2014). Średnia prędkość prądów powierzchniowych, w zależności od akwenów, wynosi od 0,002 do 0,12 m s^{-1}. Zarówno w wieloleciu 2002-2011 jak i 2012-2021 rozkład prędkości i kierunków prądów były do siebie zbliżone, a najwyższe wartości, tj. 0,10-0,12 m s^{-1} występowały w środkowej części wybrzeża oraz w obszarze Głębi Gdańskiej. Najniższymi wartościami charakteryzował się Zalew Wiślany i Zalew Pucki (Rysunek 1.7a; Rysunek 1.8a). Wraz z głębokością prędkość prądów maleje. Maksymalne prędkości obserwowane w latach 2002-2011 na głębokościach: 5 m, 30 m oraz 50 m wynosiły odpowiednio 0,09 m s^{-1} (Rysunek 1.7b), 0,07 m s^{-1} (Rysunek 1.7c) oraz 0,06 m s^{-1} (Rysunek 1.7d).

Warunki prędkości i kierunku prądów morskich w okresie 2012-2021 pozostają zbliżone do tych obserwowanych we wcześniejszym dziesięcioleciu. Prądy charakteryzujące się najwyższymi prędkościami, tj. 0,12 m s^{-1} w warstwie powierzchniowej (Rysunek 1.8a), 0,09 m s^{-1} na głębokości 5 m (Rysunek 1.8b), 0,07 m s^{-1} na głębokości 30 m (Rysunek 1.8c) oraz 0,06 m s^{-1} na głębokości 50 m (Rysunek 1.8d). Wykazują one przebieg równoleżnikowy, wzdłużbrzegowy. W obszarze południowego Bałtyku dominują prądy propagujące z zachodu na wschód wzdłuż wybrzeża , zaś w Zatoce Gdańskiej mają one charakter wielokierunkowy, mieszany (Rysunek 1.8).



Rysunek 1.7. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich: powierzchniowych (a), na głębokości 5 metrów (b), na głębokości 30 m (c), na głębokości 50 m (d) w okresie 2002-2011 (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b)



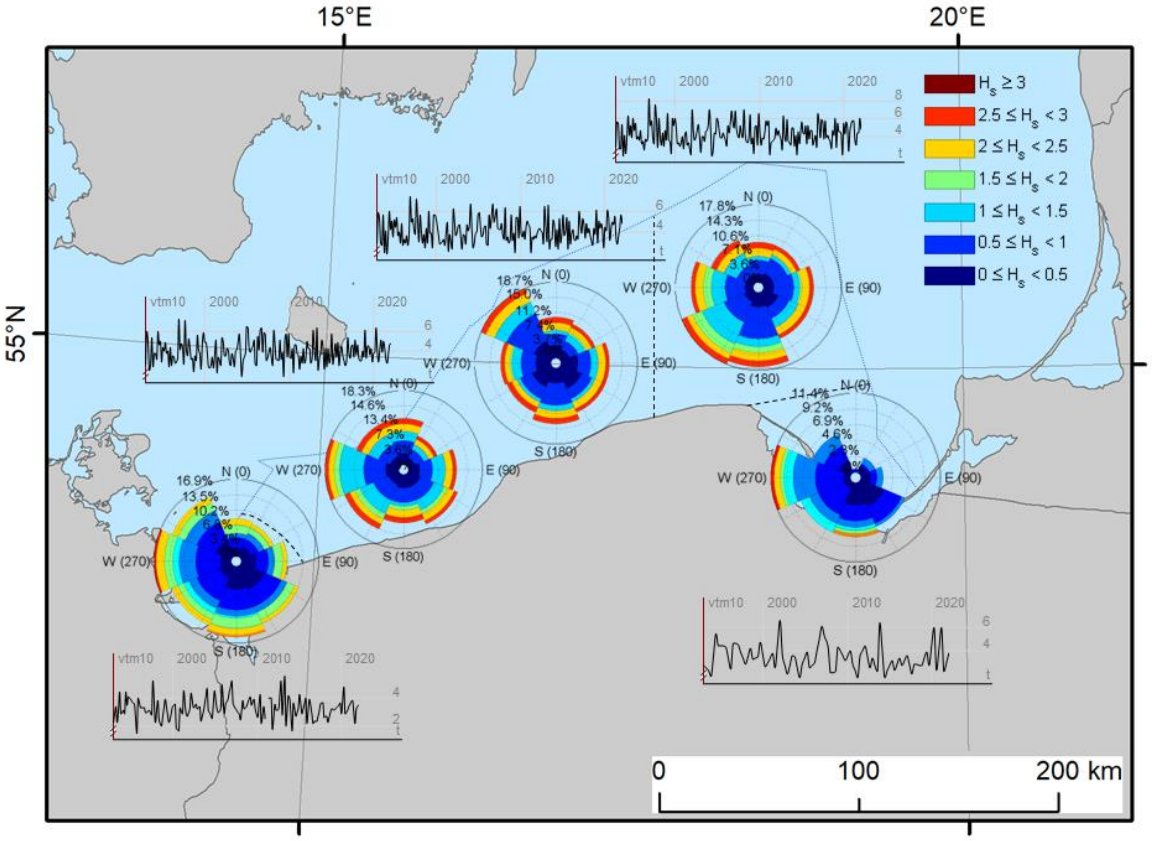
Rysunek 1.8. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich: powierzchniowych (a), na głębokości 5 metrów (b), na głębokości 30 m (c), na głębokości 50 m (d) w okresie 2012-2021 (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b)

Falowanie wiatrowe

Falowanie w rejonie południowego Bałtyku, podobnie jak w przypadku innych mórz i oceanów, jest zależne od różnych czynników, takich jak siła wiatru, czas trwania oddziaływania silnego wiatru na powierzchnię morza, długość trajektorii wiatru (tzw. rozbieg fali), głębokość dna oraz ukształtowanie geomorfologiczne dna morskiego i wybrzeża. Falowanie wiatrowe odnosi się do tworzenia się fal na powierzchni wody w wyniku działania wiatru. Południowy Bałtyk oraz polskie wybrzeże położone są w obszarze o intensywnej wymianie powietrza wynikającej ze ścierania się ze sobą czterech mas: polarnomorskiego, polarnokontynentalnego, zwrotnikowego i arktycznego. Ponadto obszar ten pozostaje w zasięgu głównych systemów barycznych, kontrolujących przepływ powietrza nad kontynentem: Niż Islandzki, Wyż Azorski oraz zimowych wyżów i letnich niżów znad Rosji. Obszar południowego Bałtyku charakteryzuje się dominacją wiatrów z kierunków S-SW-W, których wieloletnia częstość występowania przekracza 50%. W sezonie sztormowym, zwłaszcza od grudnia do marca, przeważają wiatry południowo-zachodnie (30%), południowe (22%) i zachodnie (20%) (Miętus i in. 2004). W zależności od akwenu i okresu analizy, średnia roczna prędkość wiatru Morza Bałtyckiego wynosi 6-8 m s^{-1}, a miesięczne wartości odbiegają od niego nawet o 1,5 m s^{-1} (Alari 2013). Występujące coraz częściej silne wiatry są wynikiem między innymi ocieplenia klimatu. Zmiany klimatyczne spowodowały przesunięcie głównych kierunków niżów północnoatlantyckich, które wcześniej przechodziły przez Niemcy i zatrzymywały się w obszarze Alp, teraz zaś przesunęły się na wschód i przechodzą nad Polską. Sztormy na południowym Bałtyku są stosunkowo powszechne, zwłaszcza w okresie jesienno-zimowym, kiedy warunki atmosferyczne mogą być bardziej gwałtowne. Te silne sztormy są zwykle spowodowane interakcją różnych układów atmosferycznych, takich jak niż atmosferyczny, ciepły front i zimny front.

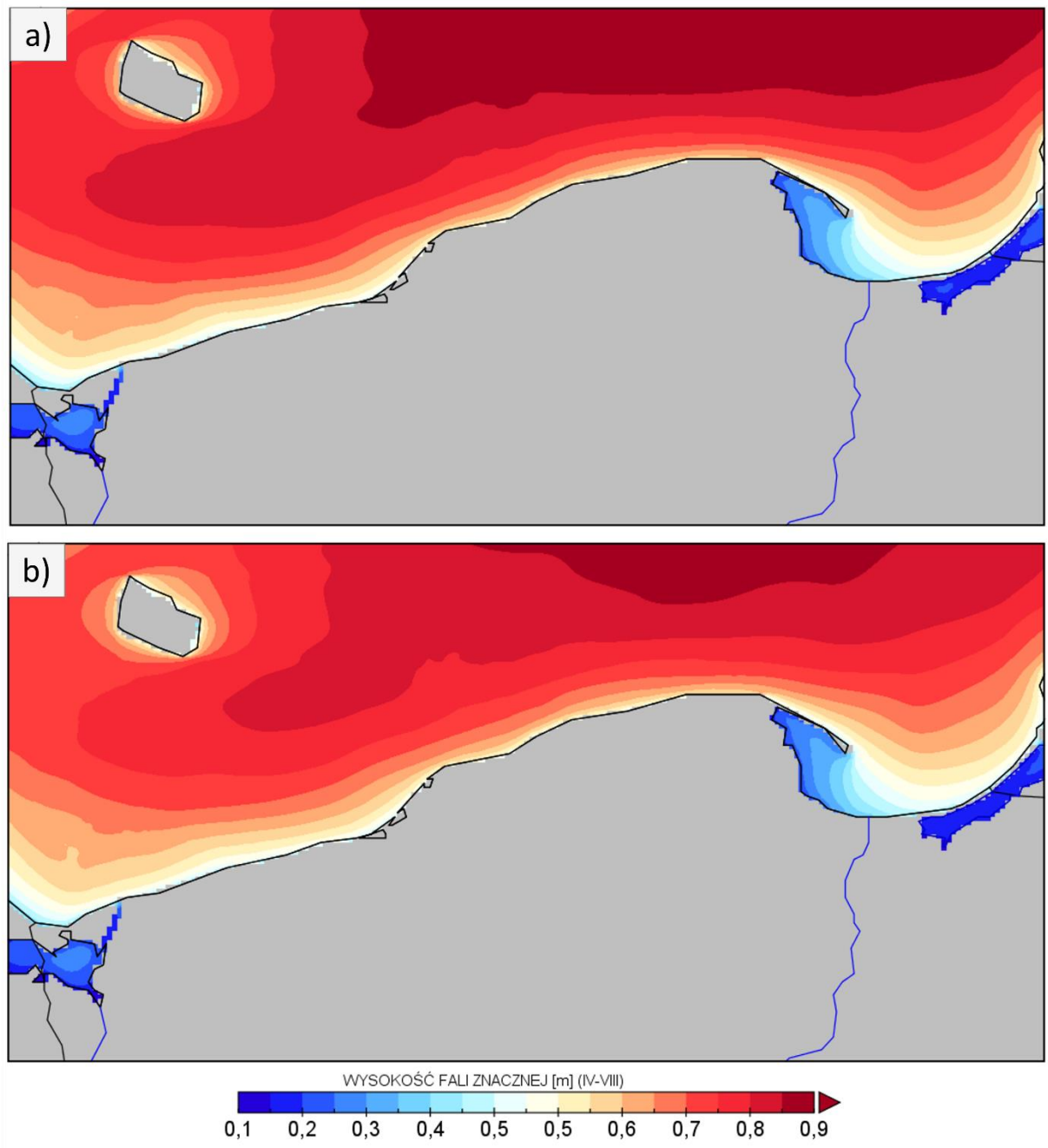
W ocenie warunków falowania wiatrowego wykorzystano dane modelowe z reanalizy (CMEMS 2023c) o rozdzielczości przestrzennej 2 × 2 km i rozdzielczości czasowej 1 h. Najwyższym udziałem fal sztormowych, tj. > 2,5 m charakteryzuje się Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski (Räämet i in. 2010).

W Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej największy udział mają fale z przedziału od 0,5 do 1 m. Średni okres fali jest silnie powiązany z wysokością fali, tzn. jego wyższe wartości występują na otwartych, nieograniczonych wodach Basenu Gotlandzkiego i Bornholmskiego (3-8 s). W Zatoce Pomorskiej ze względu na płycizny oraz w Zatoce Gdańskiej ze względu na naturalną barierę, jaką jest Półwysep Helski średni okres fali waha się w przedziale 2-6 sekund (Rysunek 1.9).



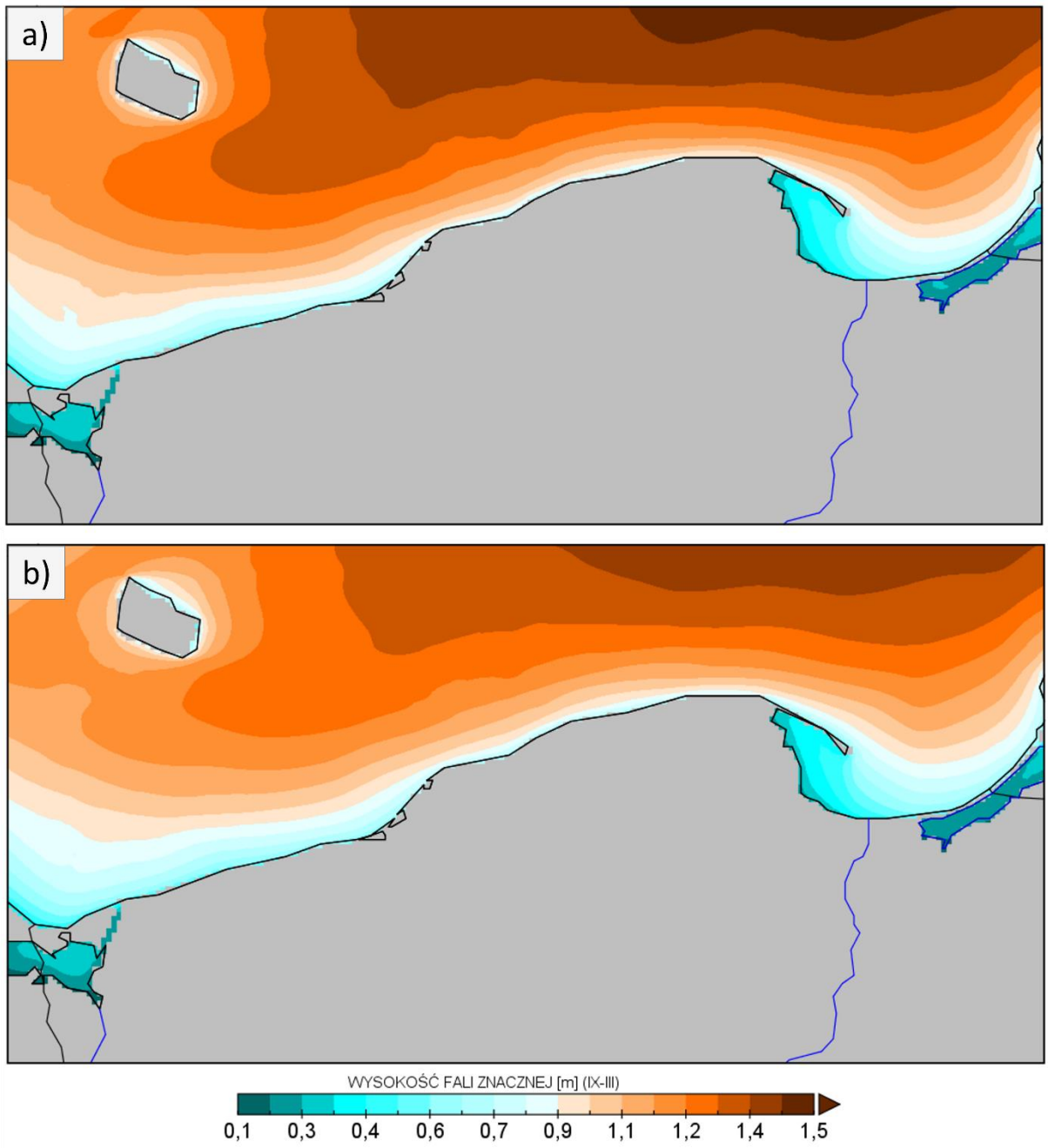
Rysunek 1.9. Wysokość fali znacznej (Hs), kierunek propagacji fali oraz średni okres fali (vtm10) w wybranych basenach południowego Bałtyku w okresie 2002-2021

Celem identyfikacji zmian pomiędzy dwoma dziesięcioleciami, tj. 2002-2011 oraz 2012-2021 zestawiono i porównano rozkład przestrzenny wysokości fali znacznej w sezonie bezsztormowym, tj. IV-VIII (Rysunek 1.10) oraz sezonie sztormowym, tj. IX-III (Rys. 1.2.9). Rozkład wysokości fali znacznej w sezonie bezsztormowym w obydwu okresach jest zbliżony, jednak w części otwartych wód Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego zauważalny jest w wieloleciu 2012-2021 mniejszy zasięg najwyższych średnich wartości wysokości fali znacznej, tj. > 0,85 m (Rysunek 1.10b) w porównaniu do poprzedzającego dziesięciolecia (Rysunek 1.10a). Pozostałe akweny, takie jak Zatoka Pomorska i Gdańska charakteryzują się średnimi wartościami wysokości fali znacznej nieprzekraczającymi 0,5 m.



Rysunek 1.10. Wysokość fali znacznej podczas okresu bezsztormowego w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b)

Sezon sztormowy, który obejmuje okres od września do marca, charakteryzuje się wyższymi maksymalnymi wartościami wysokości fali znacznej o ok. 66% w porównaniu do sezonu bezsztormowego (Rysunek 1.10; Rysunek 1.11). Średnie wartości wysokości fali znacznej w Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej osiągają 0,9 m wysokości. W okresie 2002-2011 maksymalne wartości wysokości fali znacznej, występujące w północnej części analizowanego obszaru, przekraczają 1,5 m (Rysunek 1.11a), zaś w 2012-2021 nie przekraczają 1,45 m (Rysunek 1.11b).

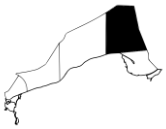
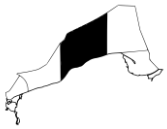


Rysunek 1.11. Wysokość fali znacznej podczas okresu sztormowego w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b)

Do scharakteryzowania warunków falowania w okresie 2002-2022 wykorzystano średnie wartości wysokości fali znacznej wyznaczone dla wybranych obszarów oraz sumaryczny czas trwania sztormu (Tabela 1.5). Warunki sztormowe zostały zdefiniowane jako 5 st. skali Douglasa, co odpowiada wysokościom fali znacznej przekraczającej 2,5 m Czas trwania sztormu został wyrażony w godzinach jego trwania. Najwyższymi średnimi wysokościami fali znacznej charakteryzowała się zachodnia część Basenu Bornholmskiego (2013: 1,5 m) oraz płd-zachodnia część Basenu Gotlandzkiego (2015; 2019-2022: 1,5-1,9 m). We wschodniej części Basenu Bornholmskiego wartości te nie przekraczały 1,3 m, zaś w Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej najwyższe wartości wynosiły odpowiednio 1,1 m (2019, 2020) oraz 0,8 (2002). Najdłuższej trwające sztormy występowały w zachodniej części Basenu Bornholmskiego (2008: 738 h; 2010: 687 h) oraz w płd-zach. części Basenu Gotlandzkiego (2008: 699 h; 2007: 675 h). We wschodniej części

Basenu Bornholmskiego wartości te były niższe i plasowały się w przedziale 135-378 h, zaś w Zatoce Gdańskiej najdłużej trwające sztormy miały miejsce w 2003 (117 h) a w Zatoce Pomorskiej w 2009 (27 h).

Tabela 1.5. Średnia wysokość fali znacznej (H_s) oraz sumaryczny czas trwania sztormu (T_{SZTORM}) w basenach południowego Bałtyku w okresie 2002-2022

Basen	zachodnia część Basenu Bornholmskiego		płd.-zachodnia część Basenu Gotlandzki		wschodnia część Basenu Bornholmskiego		Zatoka Gdańska		Zatoka Pomorska	
										
Parametr	**Hs [m]**	**T_{sztorm} [h]**	**Hs [m]**	**T_{sztorm} [h]**	**Hs [m]**	**T_{sztorm} [h]**	**Hs [m]**	**T_{sztorm} [h]**	**Hs [m]**	**T_{sztorm} [h]**
2002	1,5	576	1,6	495	1,3	297	0,9	42	0,8	21
2003	1,3	537	1,3	567	1,2	318	0,9	117	0,7	6
2004	1,4	519	1,5	570	1,3	279	1,0	57	0,7	15
2005	1,5	462	1,5	450	1,2	240	0,7	15	0,5	0
2006	1,2	357	1,3	303	1,2	135	0,8	33	0,7	15
2007	1,5	675	1,7	675	1,2	378	0,9	72	0,7	12
2008	1,3	738	1,5	699	1,2	348	0,8	72	0,6	12
2009	1,5	378	1,6	387	1,3	249	1,0	48	0,7	27
2010	1,2	687	1,1	432	1,0	360	0,6	12	0,6	6
2011	1,4	570	1,5	636	1,3	294	1,0	42	0,6	3
2012	1,2	435	1,2	492	0,9	270	0,9	33	0,6	3
2013	1,7	462	1,4	435	0,9	204	0,8	60	0,7	24
2014	1,2	399	1,3	378	1,1	186	0,7	30	0,7	3
2015	1,5	657	1,7	615	1,3	357	0,9	87	0,6	6
2016	1,4	567	1,2	549	1,3	300	0,8	69	0,7	18
2017	1,3	618	1,3	561	1,1	345	0,9	87	0,6	3
2018	1,1	465	1,3	408	1,1	177	0,9	24	0,6	0
2019	1,2	444	1,6	468	1,0	246	1,1	54	0,6	3
2020	1,3	558	1,7	591	1,0	357	1,1	78	0,6	3
2021	1,5	657	1,8	615	1,3	357	0,9	87	0,6	6
2022	1,3	542	1,9	587	1,2	311	1,0	77	0,6	5

Mieszanie wód

Morze Bałtyckie jest akwenem płytkim, półzamkniętym, z ograniczonym kontaktem z oceanem, a jednocześnie znacznym dopływem wód słodkich. W efekcie powstaje silna stratyfikacja wód, tj. w kolumnie wody występują warstwy o odmiennych właściwościach, co utrudnia mieszanie się wód w pionie. Stratyfikacja wód ma swoje konsekwencje w utrudnionej wymianie substancji chemicznych (biogenów, tlenu), pędu i energii, wpływa więc na cały ekosystem Bałtyku. Czynniki wywołujące mieszanie się wód w Morzu Bałtyckim to głównie wlewy z Morza Północnego, dopływ wód słodkich oraz oddziaływanie atmosfery – przez wiatr (falowanie oraz sporadycznie upwelling), a także przez wymianę ciepła, co prowadzi do konwekcji.

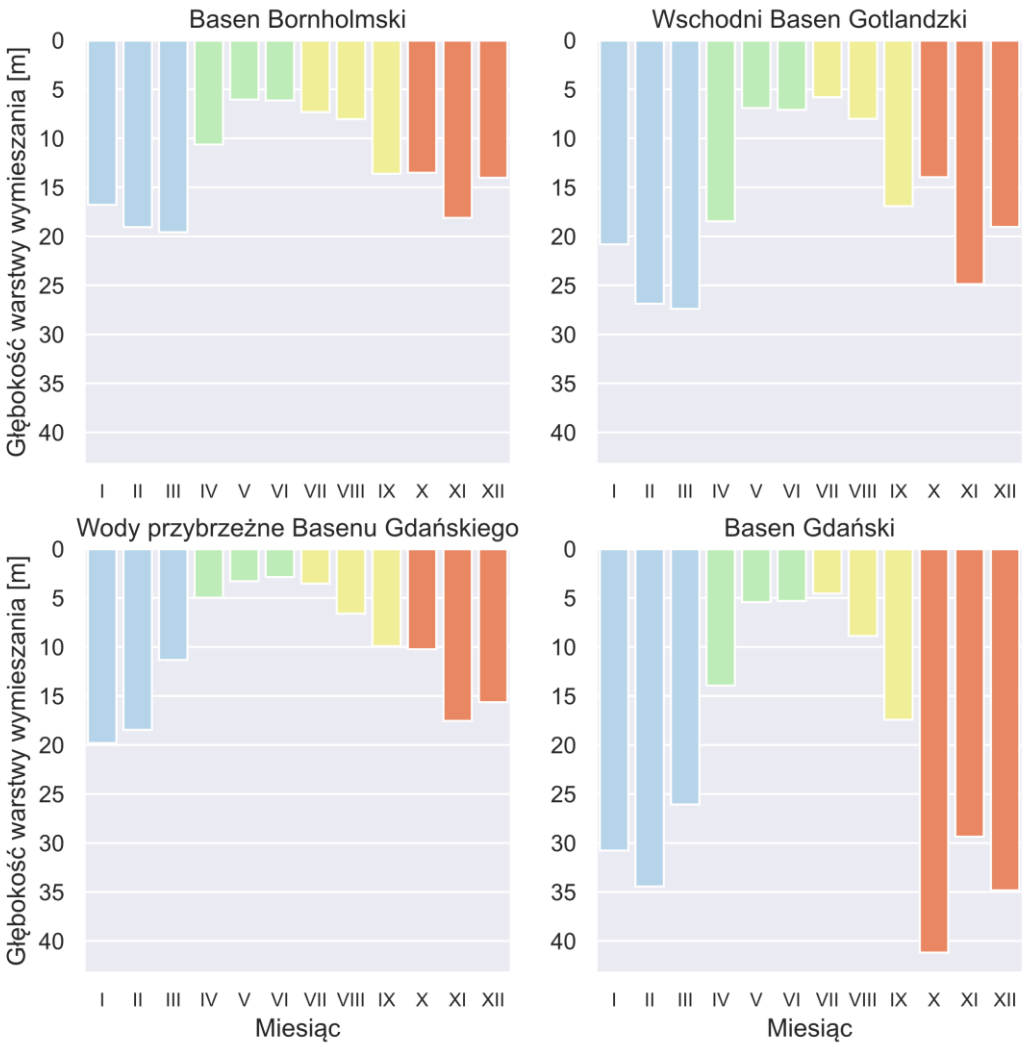
W Bałtyku Środkowym przez cały rok występuje stała haloklina na około 60 metrach głębokości i w miesiącach jesienno-zimowych górna warstwa wymieszana sięga halokliny. W ciepłych miesiącach tworzy się sezonowa termoklina na około 20 metrach w wyniku ogrzewania górnych warstw, która narasta w połowie kwietnia i zanika pod koniec grudnia. Podczas maksymalnego ocieplenia powierzchni głębokość powierzchniowej warstwy wymieszania jest mniejsza niż 10 m. (Reissmann i in. 2009)

Na podstawie danych z wieloletnich pomiarów (1988-2022) temperatury i zasolenia w kolumnie wody realizowanych w IMGW-PIB wyznaczono sezonowe zmiany głębokości powierzchniowej warstwy wymieszania w POM (Rysunek 1.12) i poszczególnych basenach (Rysunek 1.13).

Największe głębokości warstwy wymieszania występują od października do marca, kiedy występuje także największe zróżnicowanie tej wartości. Wiosną zaczyna się tworzyć termoklina ograniczająca głębokość warstwy wymieszania, której wartość średnia od maja do sierpnia utrzymuje się poniżej 10 m. W miesiącach tych niewielkie jest też zróżnicowanie występujących wartości głębokości powierzchniowej warstwy wymieszania. Od września głębokość warstwy wymieszania zwiększa się (Rysunek 1.12).

Rysunek 1.12. Średnia miesięczna oraz rozkład zmienności głębokości warstwy wymieszania w poszczególnych miesiącach w POM (na podstawie danych pomiarowych IMGW – PIB i PMŚ)

Rozpatrując poszczególne baseny w POM zaznacza się różnica między obszarami płytkimi i głębokimi. Charakterystyka sezonowa z minimalnymi wartościami głębokości warstwy wymieszania późną wiosną i latem oraz maksymalnymi późną jesienią i zimą pojawia się we wszystkich basenach jednak wartości charakteryzujące poszczególne akweny są różne. Wyraźnie większe wartości średniej miesięcznej głębokości warstwy wymieszania rejestrowane są w obszarze Basenu Gdańskiego obejmującego Głębię Gdańską. W miesiącach jesiennych w tym akwenie średnie miesięczne głębokości warstwy wymieszania osiągają ponad 30 m. Jednocześnie w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego występują najmniejsze wartości, od maja do lipca, poniżej 5 metrów (Rysunek 1.13).

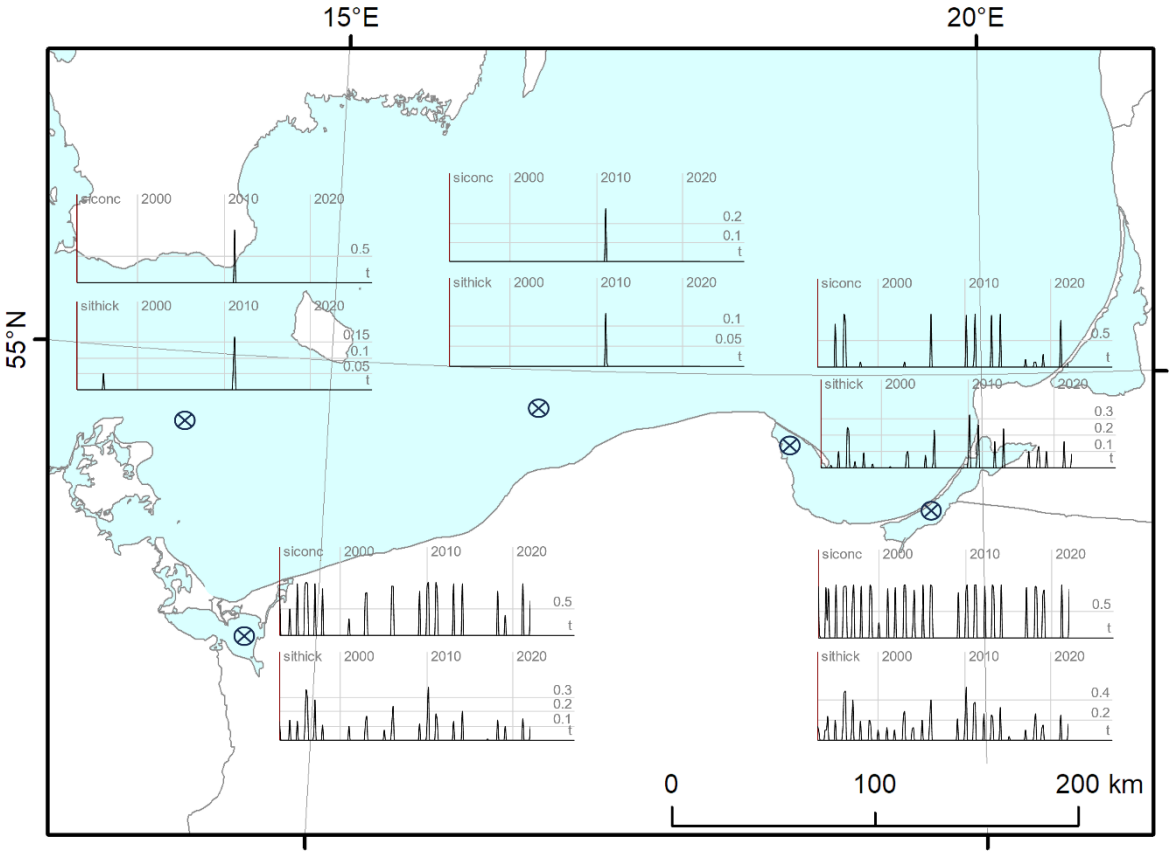


Rysunek 1.13. Średnia miesięczna głębokość warstwy wymieszania w poszczególnych akwenach POM (na podstawie danych pomiarowych IMGW – PIB i PMŚ)

Zlodzenie

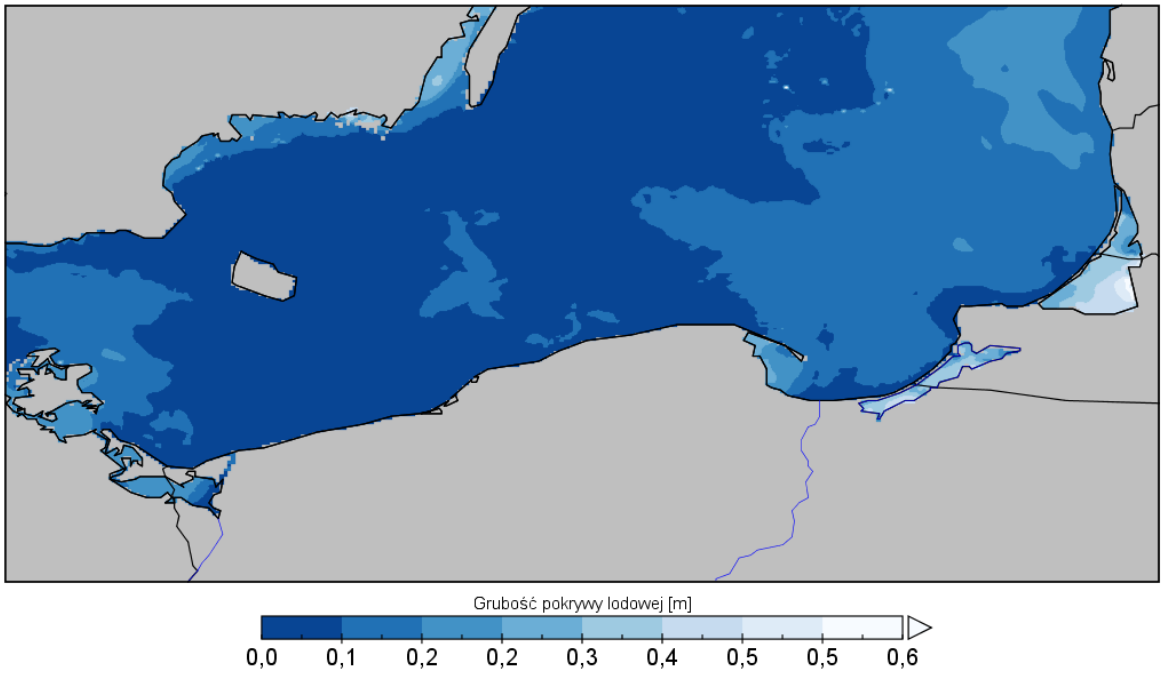
Zlodzenie powierzchni morza jest naturalnym procesem występującym w strefie klimatu subpolarnego i umiarkowanego morskiego. Częstość występowania zjawisk lodowych na południowym Bałtyku jest niewielka a długość sezonu lodowego coraz krótsza. W polskiej strefie przybrzeżnej zlodzenie pojawia się tylko podczas umiarkowanych i surowych zim. Najczęściej obserwowanymi formami zlodzenia są początkowe postacie lodu oraz kra i lód naniesiony z rzek. Kluczowe znaczenie warunkujące obecność pokrywy lodowej, poza warunkami termicznymi powietrza i wody, ma ukształtowanie wybrzeża i dna morskiego (Vihma i in. 2009). Największy stopień zlodzenia, obejmujący zarówno zasięg, miąższość oraz frakcję pokrywy lodowej występuje w półzamkniętych i zamkniętych częściach akwenów, tj. Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zalew Pucki (IMGW 2023). Ograniczona ekspozycja na działanie fal, prądów morskich i ograniczone mieszanie mas wodnych sprzyja powstawaniu lodu. W celu scharakteryzowania zasięgu, frakcji oraz miąższości pokrywy lodowej wykorzystano dane modelowe z reanalizy (CMEMS 2023b) o rozdzielczości przestrzennej 2 × 2 km oraz rozdzielczości czasowej 1h. W okresie 1998-2021 najczęściej pokrywa lodowa

tworzyła się w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rysunek 1.14). Z nieco mniejszą częstotliwością pokrywa lodowa tworzyła się w półzamkniętej, wewnętrznej części Zatoki Gdańskiej, tj. Zalewie Puckim. W pozostałej części południowego Bałtyku zlodzenie jest obserwowane efemerycznie i stosunkowo rzadko, na co wpływ ma współczesna zmiana klimatu i wzrost średniej wartości temperatury wody.



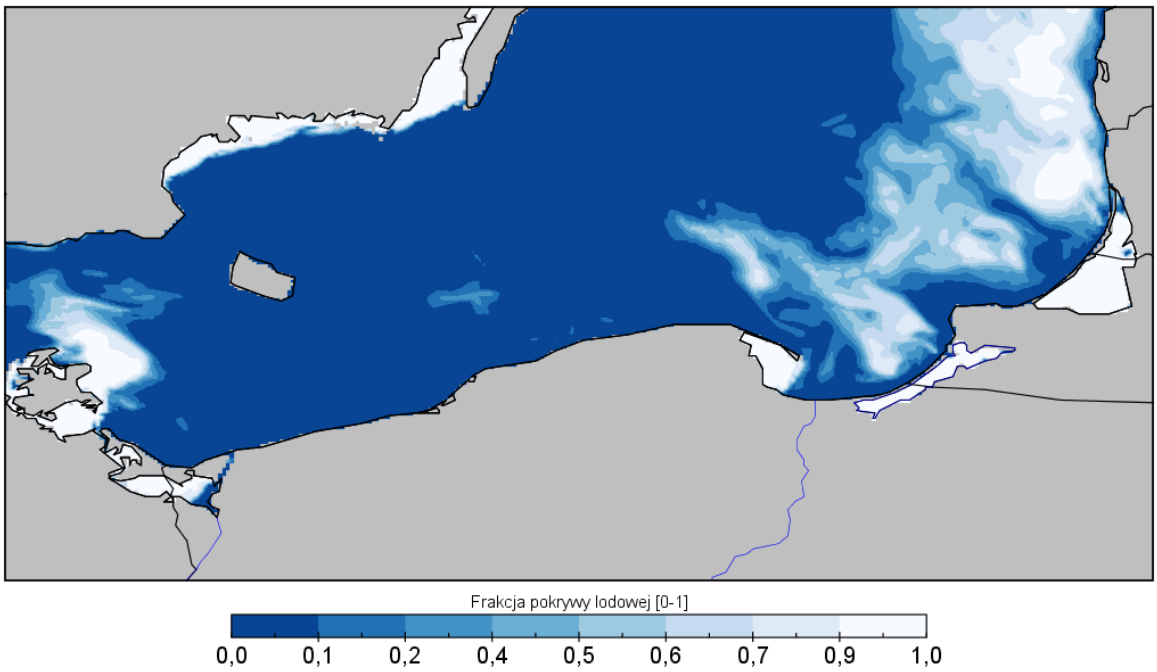
Rysunek 1.14. Frakcja (siconc) oraz grubość (sithick) pokrywy lodowej w latach 1998-2021

Mimo że w wieloleciu 1998-2021 pokrywa lodowa tworzyła się głównie w obszarach akwenów zamkniętych i półzamkniętych, w lutym 2011 roku swoim zasięgiem objęła wody otwartego morza, tj. wschodnią i zachodnią część południowego Bałtyku oraz lokalnie niewielkie skupiska pokrywy w środkowej jego części (Rysunek 1.15). Największą miąższością pokrywy lodowej charakteryzował się Zalew Kuroński (0,5-0,6 m) oraz Zalew Wiślany (0,4-0,55 m).



Rysunek 1.15. Grubość pokrywy lodowej (0-1) w dniu wystąpienia największego zasięgu pokrywy lodowej, tj. 28.02.2011 r

Frakcja pokrywy lodowej, gdzie 0 wskazuje na obszar wolny od lodu a wartość 1 charakteryzuje lód stały zmurszały, miała charakter i zasięg zbliżony do grubości pokrywy lodowej. Pozostałe frakcje charakteryzują stopień zlodzenia i sposób rozmieszczenia lodu, tj. 0,1 – pojedyncze kry, 0,2 – bardzo luźna kra, 0,3 – luźna kra, 0,4 – zwarta kra, 0,5 – bardzo zwarta kra, 0,6 całkowicie zwarta/zespojona kra, 0,7 – lód stały z krą na zewnątrz, 0,8 – lód stały, 0,9 – kanał w bardzo zwartej lub całkowicie zwartej krze. Największa frakcja lodu w dniu 28 lutego 2011 roku występowała w Zalewie Kurońskim, Zalewie Wiślanym, wewnętrznej części Zatoki Gdańskiej, częściowo w Zalewie Szczecińskim oraz południowo-zachodniej części Niecki Arkońskiej i południowym wybrzeżu Szwecji. Zwarta kra i bardzo zwarta kra - lód dryfujący (frakcja 0,4-0,5) występowała częściowo w obszarze Głębi Gdańskiej oraz lokalnie w obszarze Ławicy Słupskiej (Rysunek 1.16).



Rysunek 1.16. Frakcja pokrywy lodowej (0-1) w dniu wystąpienia największego zasięgu pokrywy lodowej, tj. 28.02.2011

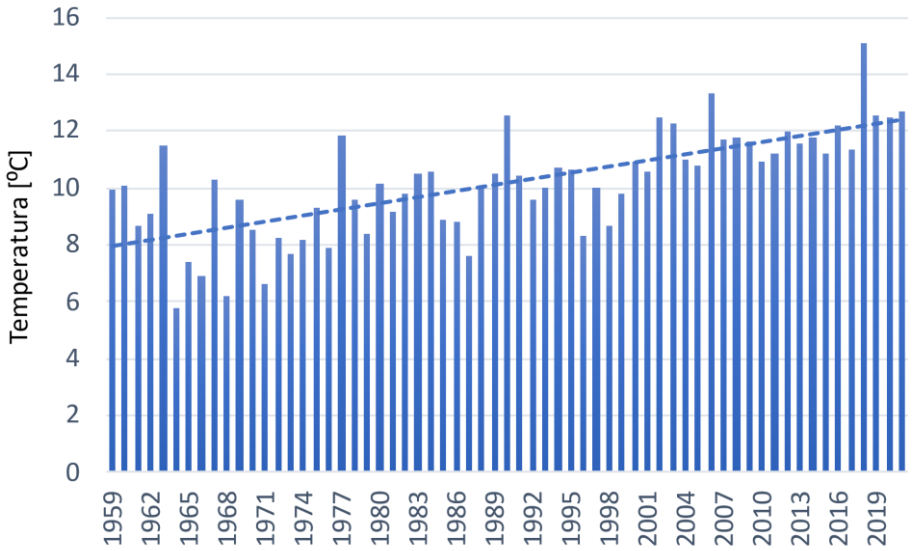
Jednym ze wskaźników zlodzenia wzdłuż wybrzeża południowego Bałtyku jest tzw. suma chłodu ("cold sum") suma temperatur powietrza w sezonie zimowym. Analiza warunków zlodzenia zim z okresu 2011-2022, wykazała, że najłagodniejsza była zima sezonu 2019/2020, a najbardziej surowa – zima z sezonu 2012/2013.

W porcie w Świnoujściu najwięcej dni z lodem zaobserwowano w latach 2002/03, 2009/10 oraz 2010/11, około 90 dni. W Ustce było podobnie – w sezonie 2002/03 94 dni, w sezonie 2009/10 93 dni oraz w sezonie 2010/11 92 dni. W porcie w Gdańsku warunki zlodzenia były łagodniejsze, największą liczbę dni z lodem równą 65 zanotowano w sezonie 2010/11.

1.3 Charakterystyka fizykochemiczna południowego Bałtyku

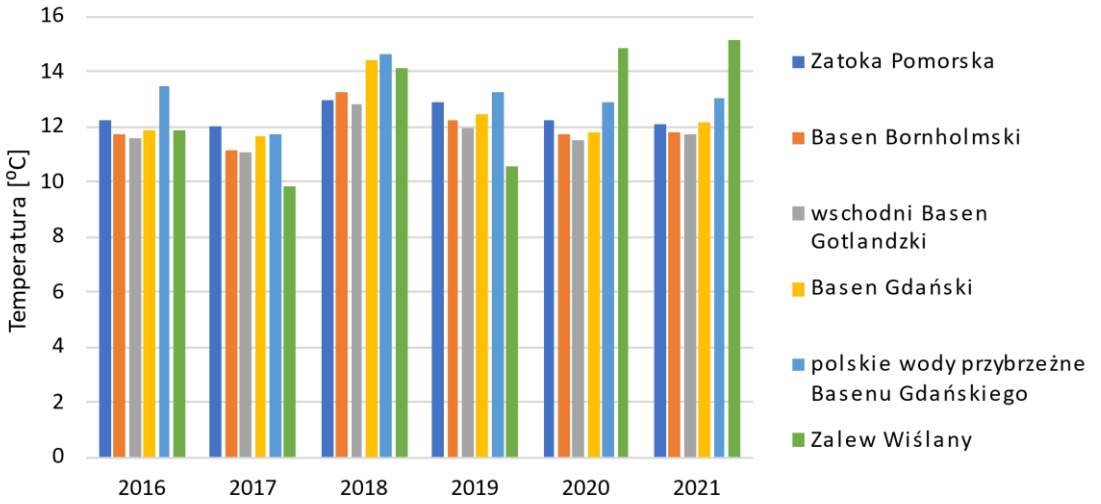
Temperatura wody morskiej

Temperatura wody morskiej jest parametrem silnie powiązanym z warunkami meteorologicznymi, ze szczególnym uwzględnieniem temperatury powietrza. Ma to szczególne znaczenie w warunkach udokumentowanej zmiany klimatu, której najbardziej widocznym odwzorowaniem jest wzrost temperatury powietrza. To znajduje odzwierciedlenie w zmianach temperatury wody morskiej. W latach 1959-1999 średnia roczna temperatura wody powierzchniowej zasadniczo nie przekraczała 10°C (Rysunek 1.17). Wyjątek stanowiły lata 1977 ze średnią 11,9°C i 1990 ze średnią 12,6°C. Od 2000 roku średnia roczna temperatura wody powierzchniowej w każdym roku była powyżej 10°C i biorąc pod uwagę cały okres analizy, od 1959 do 2021 roku, obserwowany wzrost temperatury wody powierzchniowej może dochodzić do 0,7°C na dekadę.



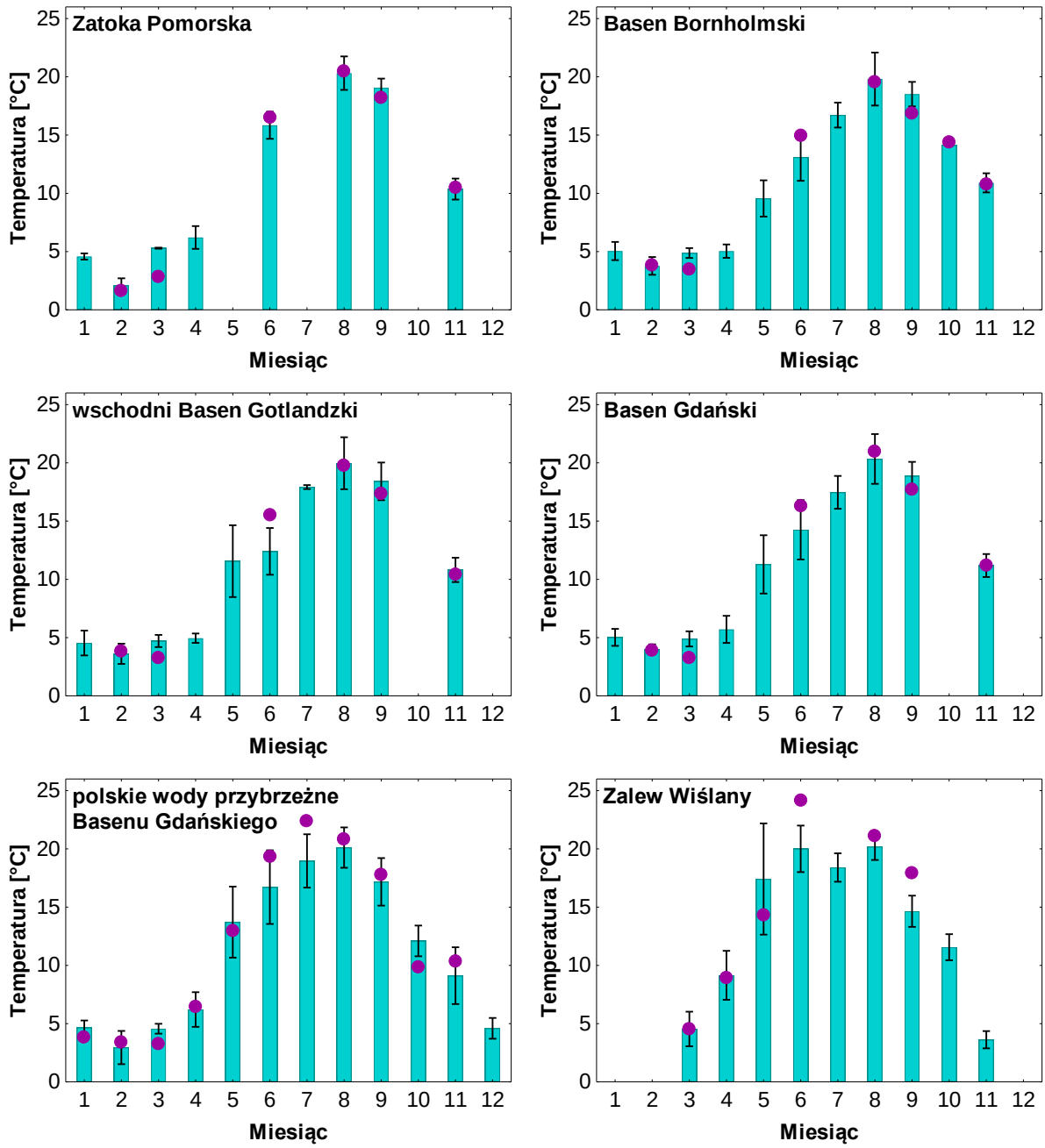
Rysunek 1.17. Średnia roczna temperatura w warstwie powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 1959-2021 w południowym Bałtyku

Biorąc pod uwagę okres oceny 2016-2021 i podział południowego Bałtyku na poszczególne baseny najwyższymi średnimi rocznymi wartościami temperatury wody powierzchniowej w okresie 2016-2021 charakteryzowały polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (Rysunek 1.18). Najchłodniejszym rokiem w tym obszarze z temperaturą równą 11,8°C był 2017, natomiast najcieplejszym był 2018 z temperaturą 14,6°C. Bardzo zbliżone wartości charakteryzowały w roku 2018 obszary Basenu Gdańskiego (14,4°C) i Zalewu Wiślanego (14,1°C). W przypadku tego ostatniego akwenu zaskakująco wysoką temperaturę odnotowano w dwóch ostatnich latach, odpowiednio 14,8°C w 2020 i 15,2°C w 2021. Średnia roczna temperatura wody powierzchniowej w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, z wyjątkiem roku 2018, pozostawała w wąskim zakresie 11-12°C w okresie 2016-2021. W rejonie Zatoki Pomorskiej temperatura również była na zbliżonym poziomie w okresie 6 lat (12,1-12,9°C).



Rysunek 1.18. Średnia roczna temperatura warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 2016-2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany

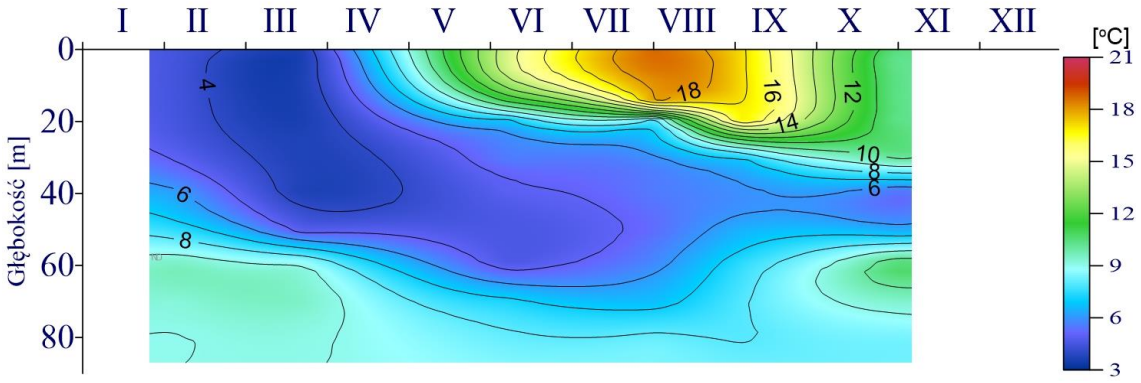
W 2021 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w bardzo zbliżonych zakresach: 3,5-19,6°C w Basenie Bornholmskim, 3,2-19,8°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 3,2-20,9°C w Basenie Gdańskim (Rysunek 1.19). Zakresy te były widocznie szersze od obserwowanych w roku 2020, w którym temperatura wód powierzchniowych pozostawała w zakresie od 5,2°C do 18,4°C i zbliżone do roku 2019 (3-20°C). Oznacza to, że w okresie zimowym warstwy powierzchniowe miały niższą temperaturę niż w roku 2020, przy jednocześnie wyższych wartościach obserwowanych latem. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego najniższa średnia temperatura była zbliżona do pozostałych obszarów i wynosiła 3,3°C, natomiast najwyższa odnotowana w lipcu wyniosła 22,4°C. W przypadku wszystkich obszarów najmniejsze wartości charakteryzowały marzec, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu i wrześniu w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, natomiast maksymalne wartości w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano w lipcu i sierpniu. Biorąc pod uwagę wartości średniej temperatury wód powierzchniowych w okresie odniesienia (2016-2020), to wartości minimalne były charakterystyczne dla lutego we wszystkich obszarach. Wartości najwyższe występowały w tych samych miesiącach, co w roku 2021. Temperatura w lutym 2021 roku, w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego była wyższa od średniej z wielolecia (odpowiednio o 0,1°C, 0,2°C i 0,5°C), w marcu natomiast we wszystkich obszarach odnotowano wartości niższe w porównaniu z okresem 2016-2020, średnio o 1,4°C. Największe różnice pomiędzy wartościami średnimi charakteryzującymi rok 2021 a średnimi wyznaczonymi dla okresu 2016-2020 w poszczególnych obszarach wystąpiły w czerwcu, wskazując na wyjątkowy wzrost temperatury wody powierzchniowej. W Basenie Bornholmskim temperatura w czerwcu była o 1,9°C wyższa od średniej z wielolecia, we wschodnim Basenie Gotlandzkim o 3,1°C, w Basenie Gdańskim o 2°C, a w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego o 2,6°C. Największą różnicę zaobserwowano w Zalewie Wiślanym, tam temperatura w czerwcu 2021 roku wzrosła o 4,2°C w stosunku do wielolecia 2016-2020. W sierpniu, październiku i listopadzie temperatura wody powierzchniowej w Basenie Bornholmskim była bardzo zbliżona do średniej dla okresu 2016-2020. Podobna sytuacja miała miejsce w we wrześniu i listopadzie we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim.



Rysunek 1.19. Temperatura wody warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2016-2020; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2016-2020; punkty – średnia 2021

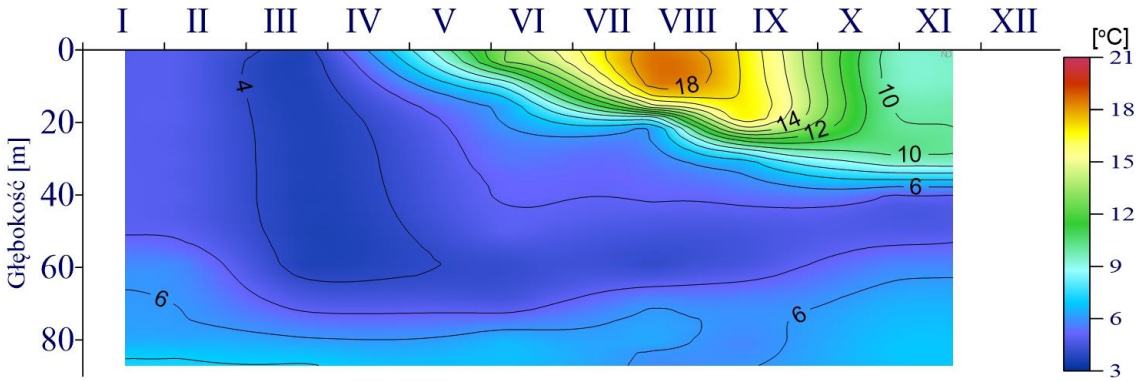
Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2021 roku dotyczy warstwy do 30-40 m głębokości (Rysunek 1.20). W lutym temperatura wody pozostawała na zbliżonym poziomie 4,4-4,9°C do głębokości 30 m, co oznacza, że była o około 1°C niższa od obserwowanej w styczniu 2020 roku. W warstwie od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 6,2-9,0°C. W marcu warstwa do 40 m głębokości charakteryzowała się temperaturą niższą niż w styczniu (3,6°C), następnie jej wartość wzrosła do 4,6°C na głębokości 50 m, poniżej której była już na stałym poziomie około 9°C. W czerwcu najwyższa temperatura na poziomie 14,4°C wystąpiła w warstwie do 5 m, poniżej odnotowano systematyczny spadek do 5,6°C na głębokości 30 m. Warstwy 40-60 m charakteryzowały się

temperaturą na poziomie 4,6°C, a poniżej temperatura pozostawała w zakresie 7,2-8,3°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 17-18°C odnotowano w sierpniu i wrześniu, przy czym miąższość warstwy charakteryzującej się taką temperaturą wzrosła z 15 m w sierpniu do 20 m we wrześniu. W sierpniu temperatura warstwy na głębokościach 30-60 m utrzymywała się na poziomie 5,5°C, natomiast od 70 m pozostawała w zakresie 6,6-8,4°C. Zbliżony zakres temperatury (6,5-8,1°C) charakteryzował warstwę od 50 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 10,2°C była charakterystyczna dla warstwy 0-30 m. Na poziomach 40 i 50 m temperatura wynosiła odpowiednio 5,2°C i 6,2°C, natomiast od 60 m do dna zmieniała się w zakresie od 10,8°C do 8,2°C.



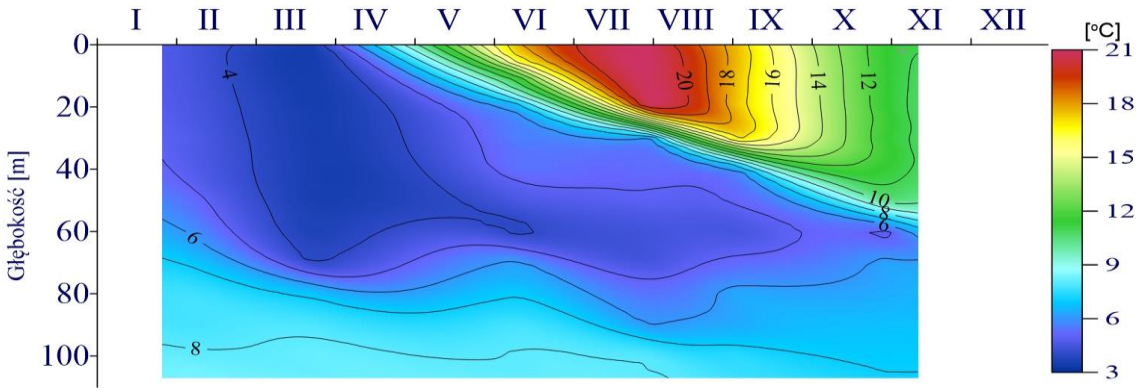
Rysunek 1.20. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rysunek 1.21) w lutym i marcu 2021 roku wykazują mniejszą zmienność niż w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. Warstwy do głębokości 50 m w lutym i 60 m w marcu charakteryzowały się temperaturą na poziomach odpowiednio 4,7°C i 3,7°C. Poniżej tych głębokości temperatura wrastała do wartości 7,0°C przy dnie. W czerwcu w warstwie do 2,5 m temperatura była na poziomie 13°C, na głębokości 5 m wynosiła 11,3°C, w zakresie głębokości od 10 do 70 m spadała od 8,0°C do 4,4°C, a poniżej była na stałym poziomie 6,5°C. Temperatura zbliżona do 18,5°C wystąpiła w sierpniu w warstwie do 10 m, na 15 m głębokości wynosiła 15,6°C, a od 20 m do dna pozostawała w stosunkowo wąskim zakresie od 4,0°C do 6,0°C. We wrześniu stała wartość temperatury (16,8°C) wystąpiła do 20 m, poniżej tej głębokości warunki termiczne były zbliżone do obserwowanych w sierpniu. W listopadzie stała temperatura na poziomie 9,5°C charakteryzowała warstwy do głębokości 10 m, następnie nieznacznie wzrosła do 10°C na głębokościach od 15 do 30 m. Od 40 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 4,7-6,8°C.



Rysunek 1.21. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

W 2021 roku sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie Basenu Gdańskiego (Rysunek 1.22) miały podobny przebieg jak w Basenie Bornholmskim. W lutym temperatura pozostawała na zbliżonym poziomie (4,4-4,8°C) do głębokości 40 m, poniżej której następował nieznaczny wzrost od 6°C na głębokości 60 m do 8,3°C na głębokości 105 m. W marcu bardzo wyrównana temperatura na poziomie 3,5°C charakteryzowała warstwę od 0 do 70 m. Poniżej tej głębokości temperatura wzrastała od 6,8°C do 8,1°C przy dnie. W czerwcu temperatura na poziomie 17°C charakteryzowała warstwy do 5 m, na 10 m i 15 m spadła do wartości odpowiednio 11,7°C i 9°C, na głębokościach od 20 do 60 m obserwowano dalszy spadek temperatury od 6,3°C do 3,8°C, natomiast poniżej występowały wartości od 6,2°C do 8,0°C. W sierpniu, do 20 m temperatura była równa 20,9°C, we wrześniu wyrównane wartości na poziomie 17,5°C występowały do 30 m, poniżej tych głębokości temperatura w obydwu miesiącach pozostawała w granicach od 4,4°C do 8,0°C. Stałą temperaturą na poziomie 11°C charakteryzowała się warstwa od 0 do 50 m w listopadzie, natomiast w warstwie od 60 do 105 m pozostawała w zakresie od 6,2°C do 7,0°C.



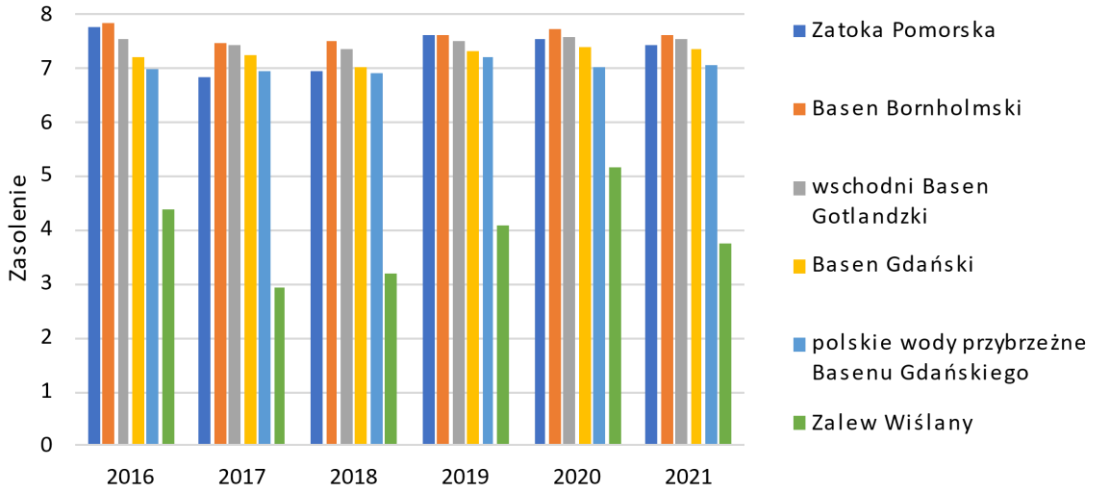
Rysunek 1.22. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

Zasolenie

Bałtyk jest morzem słonawowodnym. Wartość zasolenia wody w tym akwenie zależy od ilości dostającej się do niego słonej wody pochodzenia oceanicznego, dopływu wody słodkiej (dopływ rzeczny, spływ powierzchniowy), oraz krążenia wody w atmosferze (opady, parowanie z powierzchni morza). Około 80% spływu rzecznego i około 85% opadów netto (opad pomniejszony o parowanie) zasila Morze Bałtyckie w słodką wodę w obszarze Zatoki Botnickiej, Fińskiej i Ryskiej (HELCOM 2010a). Dopływ wody słonej do Morza Bałtyckiego odbywa się jedynie poprzez wąskie połączenie z Morzem Północnym w rejonie Cieśnin Duńskich. Powolne, wymuszane różnicą gęstości wód w obu akwenach, przesączanie słonych wód nazywamy wlewami baroklinowymi (Mohrholz 2018). Ilość transportowanej w ten sposób wody jest niewielka. Znacznie większe ilości wysoko zasolonej wody dostają się do Bałtyku podczas wlewów barotropowych. Do ich wystąpienia dochodzi przy specyficznym układzie barycznym i cyrkulacji atmosferycznej, najczęściej zimą i wczesną wiosną. Długotrwałe wiatry południowo-wschodnie powodują obniżenie poziomu morza poprzez wypływ wody powierzchniowej z Bałtyku. Następująca nagle gwałtowna zmiana kierunku wiatru na zachodni powoduje kompensacyjny napływ wody słonej (Mohrholz i in. 2015; Lehman i in. 2022). Podczas takiego wlewu znaczne ilości słonej, dobrze natlenionej wody przelewają się przez Cieśniny Duńskie i wpływają do Basenu Arkońskiego. Ze względu na różnice gęstości, słona woda zapada się pod wodę bałtycką i rozpływa po dnie morza. Tak przedostaje się do Basenu Bornholmskiego skąd Rynną Słupską dociera do kolejnych części Bałtyku Właściwego – Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego (Mohrholz i in. 2015, Walczowski i in. 2020). Ostatni duży wlew miał miejsce zimą 2014 roku i był trzecim co do wielkości wlewem od 1880 r. (Mohrholz i in. 2015).

Zasolenie wód powierzchniowych Bałtyku maleje od granicy z Morzem Północnym w kierunku północno-wschodnim, wynosząc od 20 w rejonie Kattegatu do 2 w Zatoce Fińskiej i Botnickiej (HELCOM 2010a). Zasolenie wykazuje też zmienność w profilu pionowym kolumny wody. Wyróżniamy dwie niemieszające się ze sobą warstwy wody – powierzchniową i głębinową. Woda powierzchniowa jest dobrze wymieszana i natleniona, jej zasolenie jest stosunkowo niskie, a temperatura charakteryzuje się sezonową zmiennością. Wody głębinowe są gęstsze, bardziej zasolone o mniejszej zmienności w zakresie temperatury. Od wód znajdujących się powyżej oddziela je haloklina – warstwa, w której następuje gwałtowny skok zasolenia. Bariera ta utrudnia mieszanie się wód, przez co w wodach przydennych na skutek procesów rozkładu materii organicznej może dochodzić do wyczerpywania zapasów tlenu (HELCOM 2010a). Wystąpienie wlewów jest jedynym sposobem na wzbogacenie wód przydennych w życiodajny tlen, co oznacza, że częstotliwość występowania tych zjawisk w dużej mierze kontroluje warunki środowiskowe poniżej trwałej halokliny (Mohrholz 2018). Zasolenie warstwy głębinowej spada wraz ze wzrostem odległości od Morza Północnego zgodnie z kierunkiem rozpływu wód opisanym powyżej. Najniższe zasolenie wód przydennych (<3,5) odnotowuje się w Zatoce Botnickiej.

Zasolenie wody powierzchniowej polskich obszarów morskich jest parametrem charakteryzującym się dużą stabilnością. Średnie roczne zasolenie w poszczególnych akwenach nie wykazywało dużego zróżnicowania w okresie 2016-2021 (Rysunek 1.23). Rozkład średnich wartości zasolenia reprezentujących baseny: Bornholmski, wschodni Gotlandzki, Gdański oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego był podobny. Każdego roku najbardziej zasolonym akwenem był Basen Bornholmski (7,48-7,84). Niższe zasolenie obserwowano kolejno we wschodnim Basenie Gotlandzkim (7,36-7,58), Basenie Gdańskim (7,01-7,39) oraz polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (6,90-7,21). Mniejszą regularnością charakteryzowało się średnie roczne zasolenie Zatoki Pomorskiej (Rysunek 1.23). W latach 2016 (7,76) i 2019 (7,62) było zbliżone do wartości zarejestrowanych dla Basenu Bornholmskiego, w latach 2017-2018 (odpowiednio 6,84 i 6,94) wykazywało największe podobieństwo do zasolenia polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Pod koniec okresu oceny (2020-2021) zasolenie wód Zatoki Pomorskiej było jednocześnie niższe niż we wschodnim Basenie Gotlandzkim i wyższe niż w Basenie Gdańskim (7,56 i 7,44). W najszerszym zakresie (2,94-5,18) średnie zasolenie w warstwie powierzchniowej wody zmieniało się na obszarze Zalewu Wiślanego (Rysunek 1.23), przy czym najwyższą średnią wartością charakteryzował się rok 2020 (5,18), zaś najniższą rok 2017 (2,94). Zasolenie Zalewu Wiślanego było też widocznie niższe od zasolenia w pozostałych obszarach.



Rysunek 1.23. Średnie roczne zasolenie warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 2016-2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany

Wody Zatoki Pomorskiej (Rysunek 1.24) pod względem zasolenia w 2021 r. charakteryzowały się najmniejszym zróżnicowaniem. Różnica pomiędzy najwyższą (7,55; czerwiec) a najniższą (7,31; wrzesień) wartością wyniosła 0,24. Jednocześnie w tym obszarze rok 2021 był dosyć zróżnicowany względem okresu 2016-2020. W lutym, czerwcu i listopadzie wartości były wyższe niż w okresie odniesienia (odpowiedni o 0,13; 0,47 i 0,12). W marcu, sierpniu i wrześniu różnice (0,21-0,25) charakteryzował kierunek przeciwny względem wartości średnich dla okresu 2016-2020.

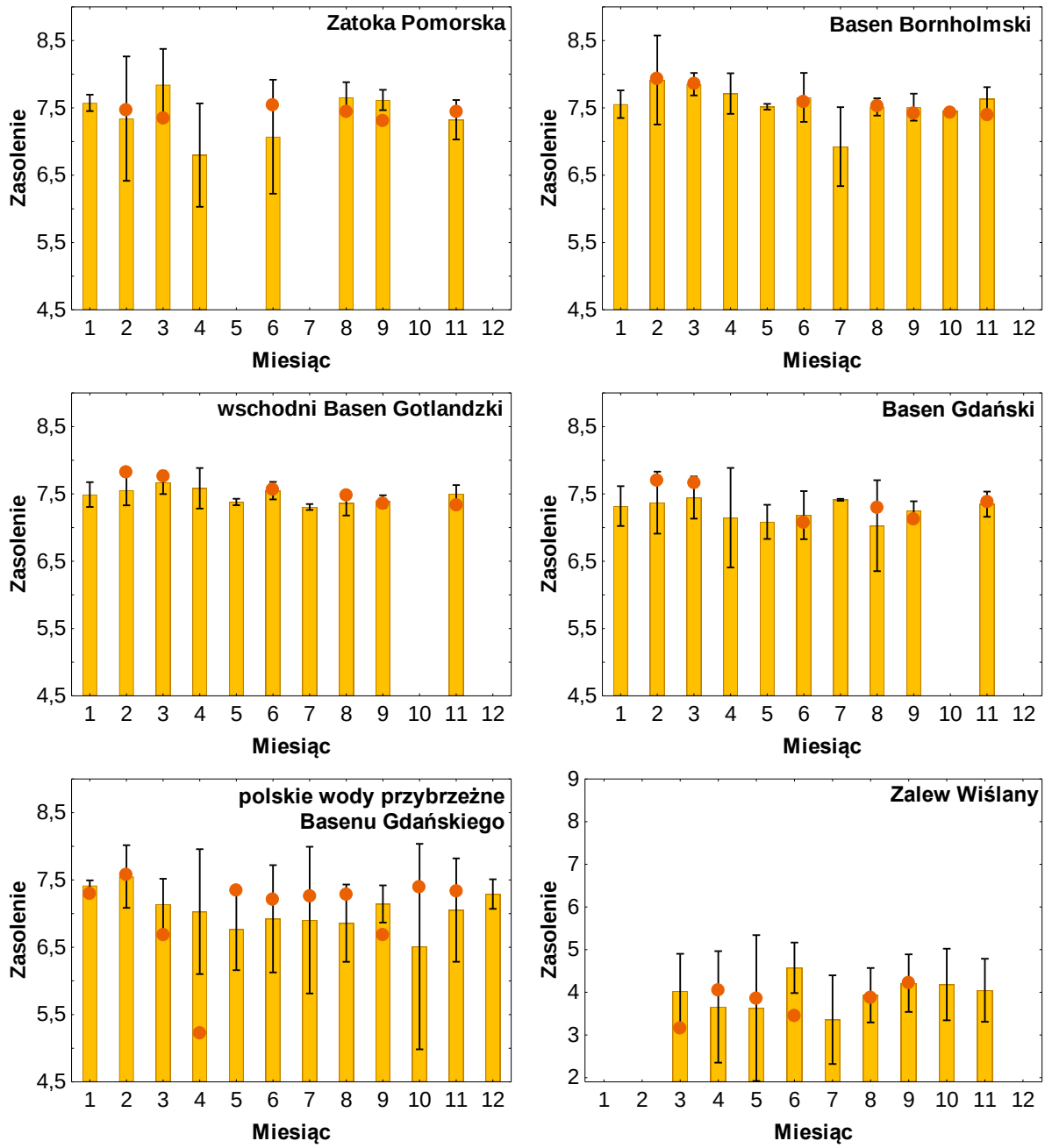
W 2021 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0-10 m) mieściło się w zakresie od 7,39 do 7,94, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała listopad, a największa luty (Rysunek 1.24). Spośród wszystkich wyróżnionych akwenów, dane opisujące zasolenie w Basenie Bornholmskim były najbardziej zbliżone do danych z wielolecia 2016-2020. Największą różnicę pomiędzy rokiem 2021, a okresem odniesienia zanotowano dla listopada, a wyniosła ona 0,24. W pozostałych przypadkach była mniejsza niż 0,1.

Wschodni Basen Gotlandzki (Rysunek 1.24) na przestrzeni roku 2021 był akwenem, dla którego zasolenie wód powierzchniowych mieściło się w przedziale od 7,33 do 7,83. Podobnie jak w Basenie Bornholmskim listopad i luty były miesiącami, w których wyliczona średnia wartość zasolenia była odpowiednio najniższa i najwyższa. Jedynie we wrześniu i listopadzie średnie zasolenie warstwy powierzchniowej morza przyjmowało wartości niższe niż wyliczone dla wielolecia, przy czym różnice te nie były duże, odpowiednio 0,03 i 0,17. W pozostałych miesiącach dane dla roku 2021 były wyższe, a zakres wartości różnic pomiędzy rokiem 2021, a okresem 2016-2020 mieścił się w przedziale od 0,01 do 0,27.

W wodach Basenu Gdańskiego (Rysunek 1.24) różnica pomiędzy maksymalną (7,70; luty), a minimalną (7,08; czerwiec) średnią wartością zasolenia w 2021 roku wyniosła 0,63. Większość wartości średnich wyznaczonych na podstawie pomiarów przeprowadzonych w 2021 roku wykazywała dodatni kierunek odchyleń względem lat 2016-2020. W lutym (7,70), marcu (7,66), sierpniu (7,30), oraz listopadzie (7,39), wyniki były od 0,04 do 0,33 wyższe niż we wcześniejszym okresie.

Zasolenie w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego charakteryzowało się najszerszym zakresem wartości średniego zasolenia dla roku 2021, przyjmując wartości w przedziale od 5,23 do 7,58 (Rysunek 1.24). Miesiącem o najwyższym średnim zasoleniu, podobnie jak w przypadku pozostałych trzech obszarów (Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański), był luty. Najniższa z wartości, opisująca średnie zasolenie wody powierzchniowej w kwietniu (5,23), była o 1,81 niższa niż wartość średnia dla tego samego miesiąca w wieloleciu 2016-2020. W styczniu (7,30), marcu (6,68) oraz wrześniu (6,68) wartość średnia dla roku 2021 wykazała podobny kierunek odchyleń od średniej dla lat 2016-2020. W pozostałych miesiącach zasolenie w roku 2021 było o od 0,03 do 0,88 wyższe od okresu poprzedzającego.

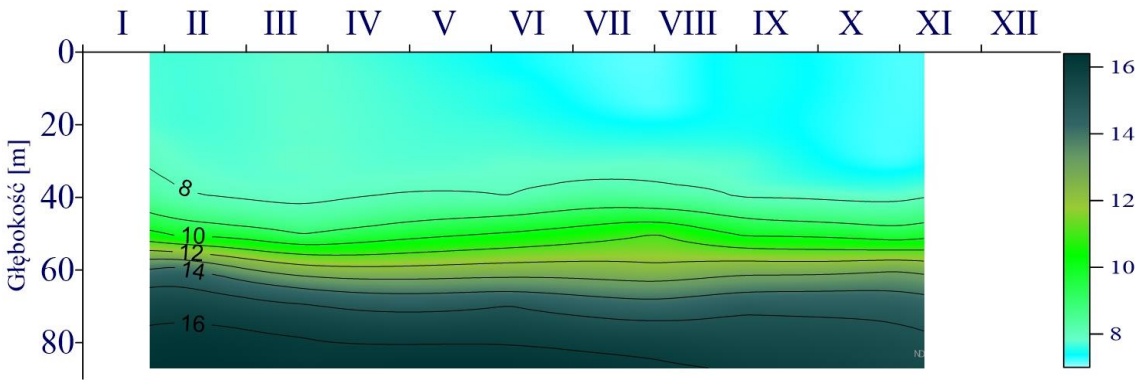
Najniższym zasoleniem charakteryzowały się wody Zalewu Wiślanego. Parametr przyjmował wartości w przedziale od 3,15 (marzec) do 4,22 (wrzesień). Największe różnice w zasoleniu pomiędzy rokiem 2021, a okresem 2016-2020 odnotowano w marcu i czerwcu. Średnie wartości dla roku 2021 były odpowiednio o 0,88 i 1,12 niższe w stosunku do średnich opisujących wielolecie. Niższe w odniesieniu do okresu poprzedzającego średnie wartości zasolenia odnotowano też dla sierpnia 2021 roku. Wartość różnicy była jednak znacznie mniejsza, wyniosła jedynie 0,06. W kwietniu i maju średnie zasolenie było wyższe, odpowiednio o 0,39 i 0,22, niż w okresie 2016-2020. We wrześniu różnice pomiędzy porównywanymi okresami były bardzo niewielkie, średnie zasolenie przyjęło wartość 4,21 (wielolecie) i 4,22 (rok 2021).



Rysunek 1.24. Zasolenie wody warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2016-2020; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2016-2020; punkty – średnia 2021

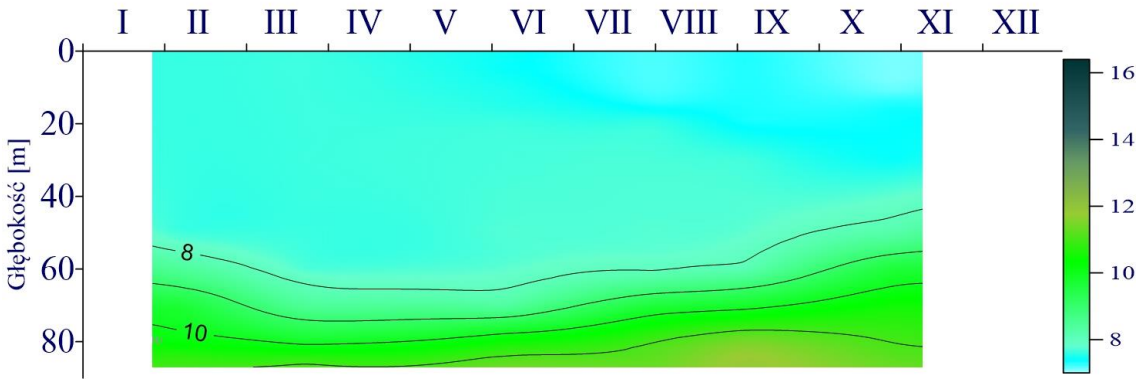
W rejonie Głębi Bornholmskiej (Rysunek 1.25) wartości zasolenia były wyższe niż w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rysunek 1.26) i Głębi Gdańskiej (Rysunek 1.27). W 2021 roku haloklina na Głębi Bornholmskiej formowała się na głębokości 40 m. Woda nad halokliną charakteryzowała się zasoleniem w zakresie od 7,15 do 8,35. Wyrównane wartości zasolenia do 40 m głębokości odnotowano w marcu (7,79-7,87), w pozostałych miesiącach niewielki wzrost zasolenia w głąb kolumny wody rozpoczynał się w warstwie 15-30 m. Największy przyrost wartości zasolenia wraz z głębokością (4,64) miał miejsce w lutym w warstwie 50-60 m.

Woda o najwyższym zasoleniu zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości. Mierzony parametr na przestrzeni roku 2021 przyjmował wartości w przedziale od 15,44 (listopad) do 16,38 (luty). Zarejestrowane wyniki pomiarów były niższe w porównaniu do roku 2020, w którym zasolenie w tej warstwie w styczniu przekroczyło 17.



Rysunek 1.25. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

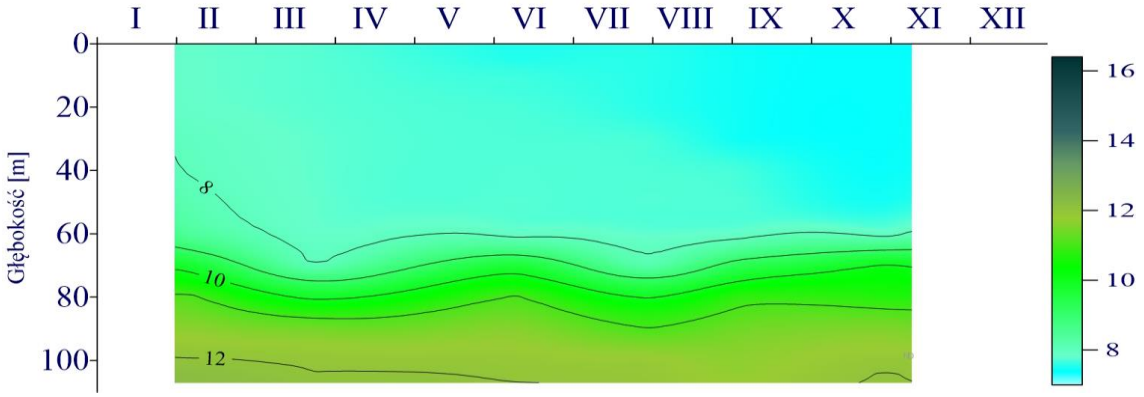
W pierwszej połowie roku, w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim głębokość warstwy wody dobrze wymieszanej sięgała, zależnie od miesiąca 50 m (styczeń) lub 60 m (marzec, czerwiec), a opisujące ją wartości pomiarów zasolenia mieściły się w zakresie od 7,59 do 7,77 (Rysunek 1.26). Głębiej zasolenie wody gwałtownie rosło, największy wzrost (o 2,21) odnotowano w czerwcu pomiędzy 70 a 80 m głębokości. Przy dnie zasolenie wody było najwyższe i utrzymywało się na poziomie 10,89-11,13. Nieco odmienny był rozkład zasolenia w kolumnie wody w drugiej połowie roku. W sierpniu i wrześniu haloklina tworzyła się na głębokości 60 m, jednak w obu przypadkach w warstwie wody nad halokliną zaobserwowano niewielki skok wartości zasolenia wynoszący 0,37 (warstwa 15-20 m sierpień) i 0,36 (warstwa 20-30 m, wrzesień) oddzielający od siebie warstwy o zasoleniu pozostającym odpowiednio w zakresie 7,18-7,27 i 7,64-7,94 oraz 7,28-7,30 i 7,66-8,08. W listopadzie zasolenie wód powierzchniowych było najniższe w skali roku. Do głębokości 10 m wynosiło 7,07, następne w warstwie 15-50 m wzrastało od wartości 7,08 do 8,21. Największy wzrost zasolenia (o 1,45) zaobserwowano w warstwie 60-70 m. Poniżej tej głębokości obserwowane zmiany zachodziły mniej gwałtownie, przy dnie zasolenie osiągało najwyższą wartość (11,15).



Rysunek 1.26. Zmiany zasolenia w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

Na Głębi Gdańskiej (Rysunek 1.27) głębokości, poniżej których obserwowano widoczny wzrost zasolenia wykazywały nieznaczne zróżnicowanie biorąc pod uwagę poszczególne miesiące. W lutym,

czerwcu, wrześniu oraz listopadzie haloklina tworzyła się w warstwie poniżej 60 m głębokości, zaś w marcu i sierpniu nieco głębiej – poniżej 70 m. Wartości zasolenia warstwy dobrze wymieszanej mieściły się w granicach 7,38-8,38. Największą zmianą wartości zasolenia (wzrost o 2,33), charakteryzowała się warstwa wody 60-70 m w listopadzie. Woda naddenna była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej, natomiast w stosunku do wód południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego jej zasolenie było wyższe. W całym okresie badań mieściło się w zakresie od 11,67 do 12,22, przy czym najwyższą wartość zmierzono w styczniu, a najniższą we wrześniu.



Rysunek 1.27. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022)

Odczyn wody morskiej (równowaga kwasowo-zasadowa)

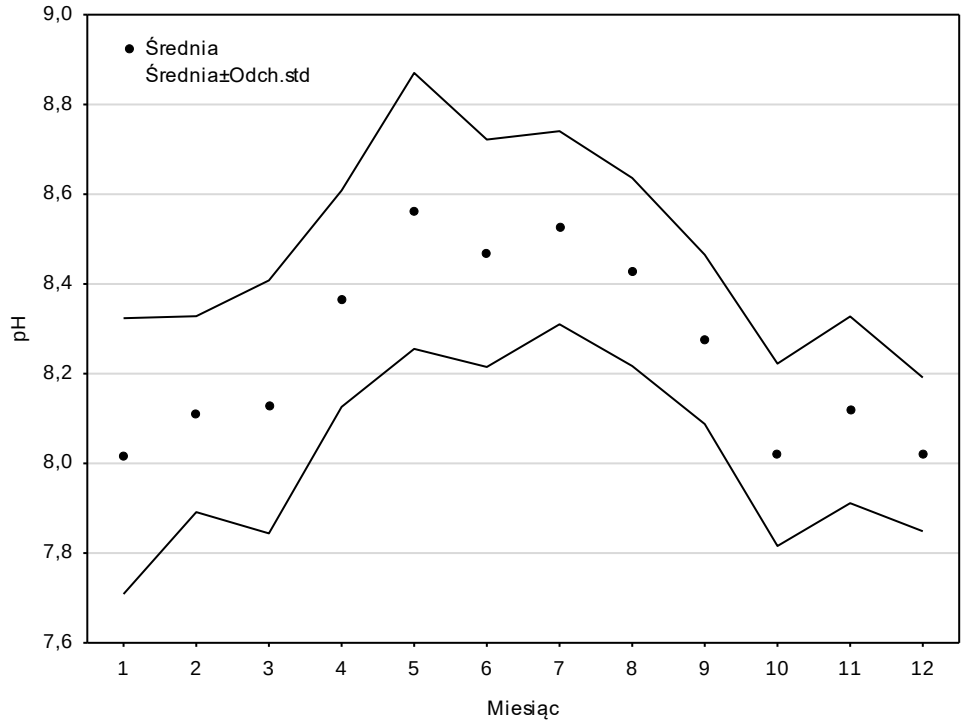
Odczyn wody morskiej wynikający ze stężenia jonów hydroniowych opisany w 14 stopniowej skali (pH) i zazwyczaj jest lekko zasadowy (alkaliczny). Parametr ten wykorzystywany jest do oceny zakwaszenia wód oceanicznych. Jest to proces, w którym pH wód maleje na skutek wzrostu dwutlenku węgla (CO_2) w atmosferze i jego absorpcji przez wody oceaniczne. Wzrost stężenia CO2 w atmosferze spowodowany jest w głównej mierze działalnością człowieka (IPCC 2018). Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze wzrosło z około 277 ppm w 1750 r. (Joos i Spahni 2008) do 407 ppm w 2018 r. (Dlugokencky i Tans 2019). Ponieważ stężenie tego gazu pozostaje w równowadze pomiędzy wodą i powietrzem, wzrost ciśnienia parcjalnego CO_2 w powietrzu powoduje równocześnie wzrost poziomu CO_2 w wodach. Szacuje się, że od początku rewolucji przemysłowej oceany mogły pochłonąć około 30-40% antropogenicznej emisji CO_2 (Havenhand 2012, Khatiwala i in. 2013). Spowodowało to spadek średniego pH otwartych oceanów o 0,1 jednostki (Omstedt i in. 2010). Opierając się na przyszłych scenariuszach emisji CO_2, wartość pH w wodach oceanów może zostać obniżona o dalsze 0,35 jednostki w ciągu najbliższych 100 lat (Cao i in. 2007, IPCC 2007). Zjawisko spadku pH w wodach powierzchniowych otwartych oceanów jest dość przewidywalne (Doney i in. 2009). Natomiast w obszarach przybrzeżnych i w zbiornikach śródlądowych wpływ atmosferycznego CO_2 na pH może być maskowany przez lokalne procesy eutrofizacji i remineralizacji, co w konsekwencji prowadzi do większej zmienności pH, a przewidywanie zmian jest znacznie bardziej złożone (Omstedt i in. 2010).

W latach 1959-2022 średnia wartość pH w Morzu Bałtyckim wynosiła 8,06. Najwyższą średnią wartością charakteryzowały się wody Zatoki Pomorskiej (8,23), a najniższą wody Basenu Bornholmskiego (8,03) (Tabela 1.6).

Tabela 1.6. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach południowego Bałtyku w latach 1959-2022 (w nawiasach podano nazwy stacji monitoringu PMŚ)

Akwen	Min	Max	Średnia
Basen Bornholmski (P16, P3, P39, P39Z, P5, P5C)	6,64	8,99	8,03
Basen Gdański (K, P1, P110, P116)	6,63	9,74	8,04
wschodni Basen Gotlandzki (Ł7, P2, P63, R4)	6,58	9,38	8,08
Zatoka Pucka (P104)	6,69	9,6	8,11
Zatoka Pomorska (B13, B15)	7,03	9,23	8,23

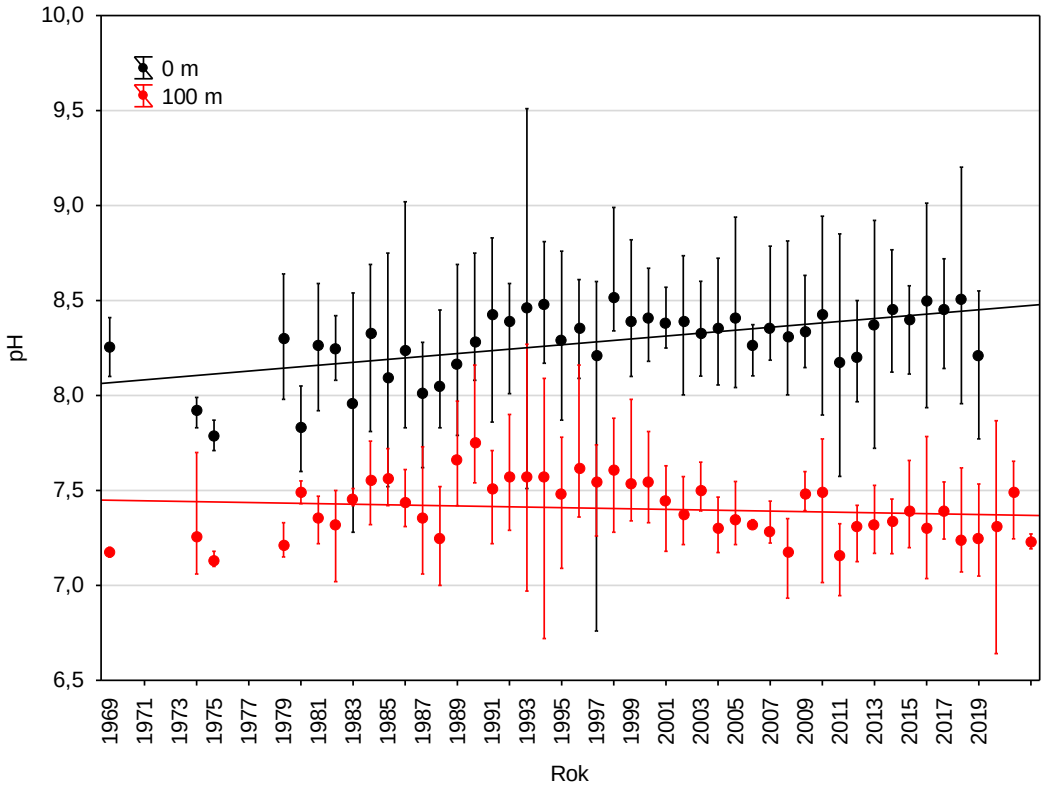
We wszystkich akwenach, uwzględniając wartości pH w całej kolumnie wody nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian pH. Średniorocznie do Morza Bałtyckiego wpływa ponad 445 km^3 wód rzecznych z okolicznych terenów, które są głównym źródłem składników pokarmowych, takich jak węgiel, azot i fosfor. Dlatego w wyniku wysokiej produkcji pierwotnej spowodowanej eutrofizacją dobowe i sezonowe wahania pH wód powierzchniowych Bałtyku są znaczne (Rysunek 1.28). Czynnikiem kontrolującymi zmianę pH w wodzie jest stężenie tlenu, które w dużym stopniu uzależnione jest od produkcji pierwotnej. Dlatego parametry takie jak temperatura, dopływ substancji biogenicznych oraz dopływ wód słodkich i słonych mają ogromy wpływ na wartość pH w wodach południowego Bałtyku. Wzrost produkcji pierwotnej na skutek eutrofizacji zwiększa zużycie CO_2 w procesie fotosyntezy co prowadzi do wzrostu pH w warstwach powierzchniowych(Borges i Gypsens 2010, Cai i in. 2011, Melzner i in. 2013, Omstedt i in. 2009). Proces ten jest szczególnie widoczny w warstwie eufotycznej 0-10 m, gdzie najwyższe średnie wartości pH obserwujemy w okresie maj-sierpień, czyli w okresie największej produkcji pierwotnej (Rysunek 1.28). W okresie zimowym średnie wartości pH w wodzie powierzchniowej są niższe średnio o 0,5 od obserwowanych w okresie letnim.



Rysunek 1.28. Średnie miesięczne wartości pH w wodzie powierzchniowej 0-10 m w wodach południowego Bałtyku w oparciu o dane z okresu 1959-2022

W latach 1959-2022, we wszystkich basenach obserwowano istotny statystycznie wzrost wartości pH w wodach powierzchniowych: 0,0088 rok^{-1} we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 0,0079 rok^{-1} w Basenie

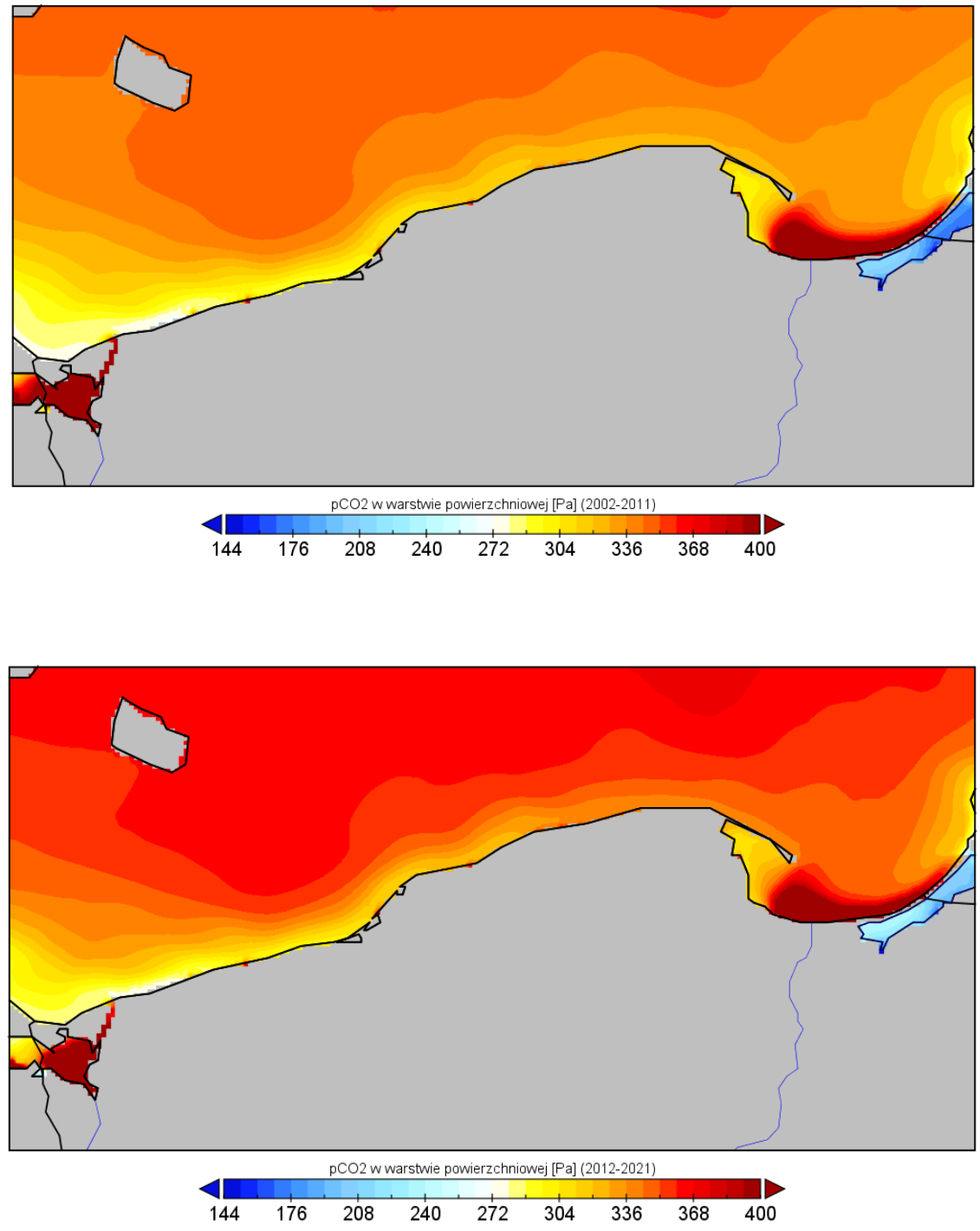
Gdańskim, 0,0039 rok^{-1} w Basenie Bornholmskim, 0,0051 rok^{-1} w Zatoce Pomorskiej. W obszarze Zatoki Puckiej zmiany miały podobny charakter, ale nie były istotne statystycznie. Fitoplankton odpowiada za około połowę globalnej produktywności pierwotnej, dlatego po szczycie wegetacji obumarły fitoplankton ulega rozkładowi w wodach przydennych prowadząc do pojawienia się warunków beztlenowych w Morzu Bałtyckim, a tym samym spadku wartości pH (Rysunek 1.29). Sytuacja ta przekłada się bezpośrednio na wartości pH, w przypadku których obserwowany jest wzrost w warstwach powierzchniowych i spadek głównie od głębokości poniżej 70 m. W trzech basenach charakteryzujących się wystarczającą głębokością, aby występowała stratyfikacja wód najwyższy spadek pH obserwowany był właśnie na granicy górnej warstwy halokliny w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego -0,0106 rok^{-1} na głębokości 70 m, w Basenie Gdańskim -0,0076 rok^{-1} na głębokości 70 m i w obrębie Basenu Bornholmskiego -0,0049 rok^{-1} na głębokości 50 m. W pozostałych dwóch basenach będących znacznie płytszymi największe spadki pH występowały w wodach przydennych, jednakże w Zatoce Pomorskiej nie obserwowano korelacji istotnej statystycznie. Głównym czynnikiem kontrolującym zmiany pH w wodach południowego Bałtyku jest temperatura. Wydłużenie okresu wegetacji powoduje, że w wodach powierzchniowych fitoplankton zużywa większe ilości CO_2, co ogranicza wzrost kwasowości wód. Jednocześnie w warstwach afotycznych rozkład martwej materii przyczynia się do zwiększenia procesu zakwaszenia wód co jest widoczne na stacjach głębokowodnych (Rysunek 1.29).



Rysunek 1.29. Zmiana średnich wartości pH (min-max) w rejonie Głębi Gdańskiej

Do oceny właściwości kwasowo-zasadowych wody morskiej wykorzystano dane modelowe z reanalizy Copernicus (CMEMS 2023a) o rozdzielczości przestrzennej 2 km × 2 km i czasowej: dobowe. Analiza rozkładu przestrzennego średnich wartości stężenie parcjalnego dwutlenku węgla (pCO_2) wieloleciu 2002-2011 jest znacząco niższa od średnich wartości pCO_2 w okresie 2012-2021 (Rysunek 1.30). W okresie 2012-2021 najwyższe średnie wartości wynosiły około 368 (Pa) i obejmowały również północno-wschodnie obszary południowego Bałtyku. Najmniejszymi wartościami charakteryzowała się Zatoka Pomorska, gdzie

średnia wartość stężenia pCO_2 nie przekraczała 272 (Pa) w okresie 2002-2011 oraz 304 (Pa) w latach 2012-2021. Maksymalne wartości dwutlenku węgla w analizowanym obszarze, które przekraczały wartości powyżej 400 (Pa) odnotowano w Zalewie Szczecińskim oraz w ujściu Wisły.



Rysunek 1.30. Rozkład przestrzenny średnich wartości stężenia parcjalnego dwutlenku węgla (pCO_2) w latach 2002-2022

W latach 2019-2022 średnia wartość pCO_2 w Morzu Bałtyckim w warstwie powierzchniowej wynosiła 352 µatm. Najwyższą średnią wartością charakteryzowały się wody Basenu Gdańskiego (500 µatm), a

najniższą wody Basenu Bornholmskiego (452 µatm) (Tabela 1.7). Nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmiany pCO_2 w latach.

Tabela 1.7. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 [µatm] w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w wodach południowego Bałtyku w latach 2019-2022 (w nawiasach podano nazwy stacji monitoringu PMŚ)

Akwen	Min	Max	Średnia
Basen Bornholmski (P16, P3, P39, P39Z, P5, P5C, K6,M3, P14,P16)	33	2550	452
Basen Gdański (K, P1, P110, P116,ZN4)	73	4402	500
wschodni Basen Gotlandzki (Ł7,P140, P2, P63, R4,Z)	67	3710	461

Największe zawartości CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego wartości pCO_2 mieściły się w zakresie od 183 do 530 µatm, w Basenie Gdańskim od 148 do 573 µatm i w obrębie Basenu Bornholmskiego od 165 do 946 µatm natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjalne pozostaje na niższym poziomie. 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.

Warunki tlenowe

Jednym z pośrednich skutków eutrofizacji Morza Bałtyckiego jest osłabienie warunków tlenowych, szczególnie w obszarach głębokowodnych, w których występuje stała stratyfikacja wód utrudniająca wymianę wód przydennych, charakteryzujących się niskimi stężeniami tlenu z bardziej natlenionymi wodami powierzchniowymi. Pomimo, iż występowanie deficytów tlenowych jest naturalnym zjawiskiem występującym w obszarach o ograniczonej wymianie wód, to już zasięg przestrzenny i czas trwania okresów beztlenowych może być determinowany wzmożoną produkcją wynikającą z nadmiernego dopływu biogenów do obszarów morskich. Występowanie deficytów tlenowych prowadzi do ograniczenia zasięgu występowania organizmów morskich co wpływa na funkcjonowanie całej sieci troficznej.

W związku z powyższym stężenia tlenu w warstwie przydennej są istotnym elementem oceny stanu środowiska wód morskich.

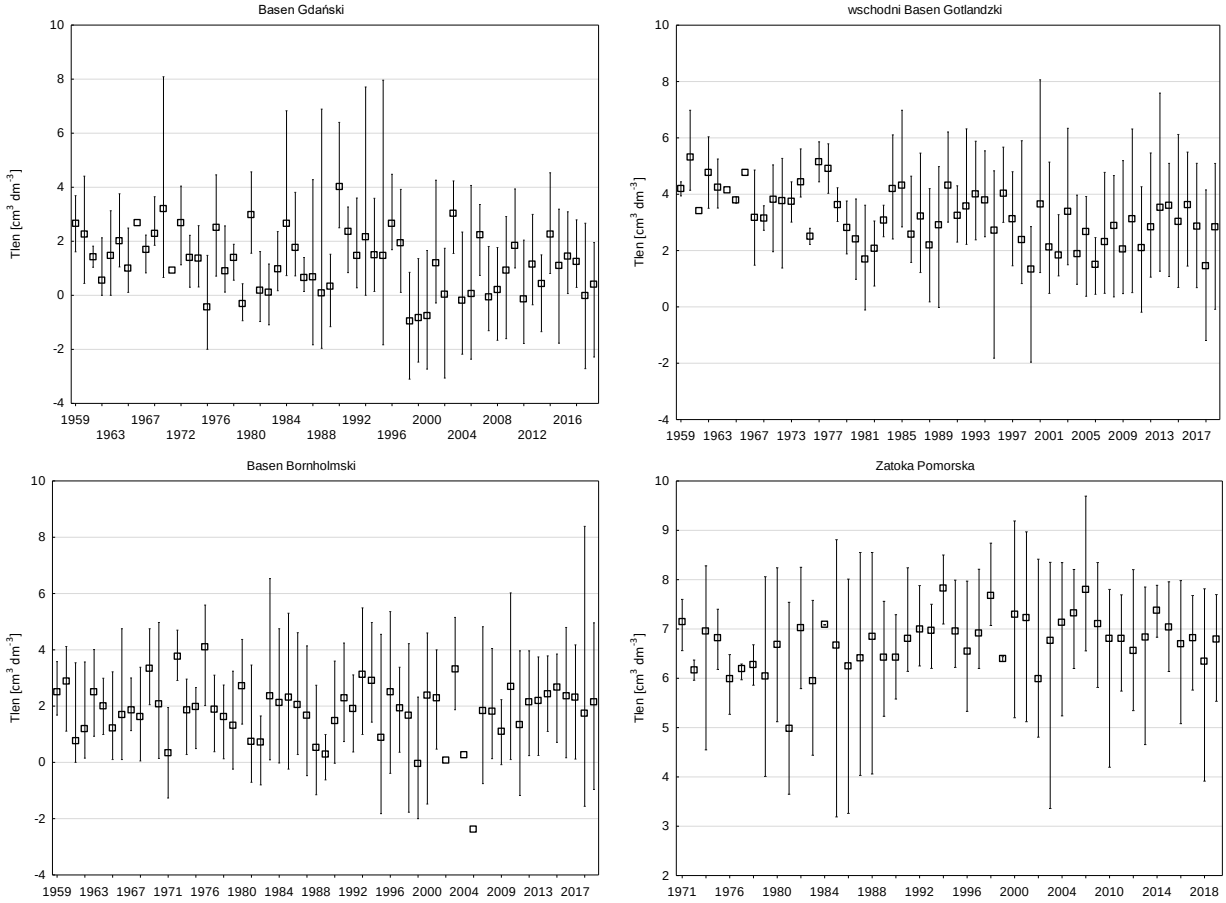
Obszary POM charakteryzują się występowaniem sprzyjających warunków tlenowych w wodach przydennych w obszarach płytkowodnych, gdzie nie dochodzi do stałej stratyfikacji w kolumnie wody oraz do występowania niekorzystnych warunków w wodach przydennych w obszarach położonych na głębokościach >60 metrów, gdzie okresami dochodzić może do występowania deficytów tlenowych lub nawet braku tlenu.

W celu scharakteryzowania zmienności warunków tlenowych przy dnie przeprowadzono analizę danych monitoringowych z okresu 1959-2018 dla wybranych akwenów w POM z miesięcy VI-XI, kiedy to deficyty tlenu są największe. Biorąc pod uwagę zmienność wieloletnią stężeń tlenu przy dnie w strefie płytkowodnej nie obserwuje się pogorszenia warunków tlenowych przy dnie. Notowane np. w rejonie Zatoki Pomorskiej stężenia wskazują na występowanie korzystnych warunków i jedynie w sporadycznych przypadkach notowano wartości poniżej 4 $cm^3\ dm^{-3}$ (Rysunek 1.31).

W przypadku obszarów głębokowodnych sytuacja przedstawia się odmiennie. Najmniej sprzyjającymi warunkami tlenowymi w wodach przydennych charakteryzuje się obszar Basenu Gdańskiego, w obrębie którego występuje m.in. Głębia Gdańska. Jest to obszar charakteryzujący się najniższymi stężeniami tlenu przy dnie, w którym zauważalny jest sukcesywny spadek stężenia tlenu w okresie 1959-2018, dodatkowo począwszy od połowy lat 70-tych w rejonie tym regularnie występuje siarkowodór. Jest to obszar, który charakteryzuje się zdecydowanie najgorszymi warunkami tlenowymi nad dnem w POM (Rysunek 1.31).

Obszar głębokowodny Basenu Bornholmskiego również charakteryzuje się nieznacznym trendem spadkowym stężeń tlenu nad dnem, w rejonie tym również pojawiają się okresy z deficytem tlenowym, a nawet siarkowodór. Szczególnie widoczny spadek zauważalny jest w rejonie Głębi Bornholmskiej, a notowane w tym rejonie wartości średnie oscylują wokół 2 cm^3 dm^{-3}.

Stężenia tlenu przy dnie notowane w rejonie głębokowodnym wschodniego Basenu Gotlandzkiego są wyższe od tych notowanych w pozostałych obszarach głębokowodnych otwartego morza, przy czym tu również obserwuje się spadek wartości tlenu w wieloleciu. Minimalne wartości tlenu nad dnem bardzo rzadko spadają poniżej 0, a siarkowodór występuje w tym obszarze sporadycznie (Rysunek 1.31).



Rysunek 1.31. Zmiany stężeń tlenu (cm^3 dm^{-3}) w miesiącach VI-XI przy dnie w obszarach otwartego morza w latach 1959-2018 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max)

Poziomy substancji biogennych

Głównymi parametrami wykorzystywanymi do oceny stopnia eutrofizacji Morza Bałtyckiego są poziomy biogenów w warstwie powierzchniowej (0-10 m). Formy rozpuszczone azotu (DIN) i fosforu (DIP - tożsame ze stężeniem PO_4) charakteryzuje zmienność sezonowa spowodowana ich wykorzystaniem przez organizmy fitoplanktonowe i fitobentosowe do wzrostu. Dlatego też do określenia dostępnej puli tych związków stosuje się ich zimowe stężenia (z miesięcy XII-II), kiedy wzrost roślinności podwodnej jest minimalny. Zasoby formy całkowitych azotu i fosforu nie podlegają znacznym wahaniom w trakcie roku , w związku z czym charakteryzowane są w oparciu o wyniki pomiarów z całego roku.

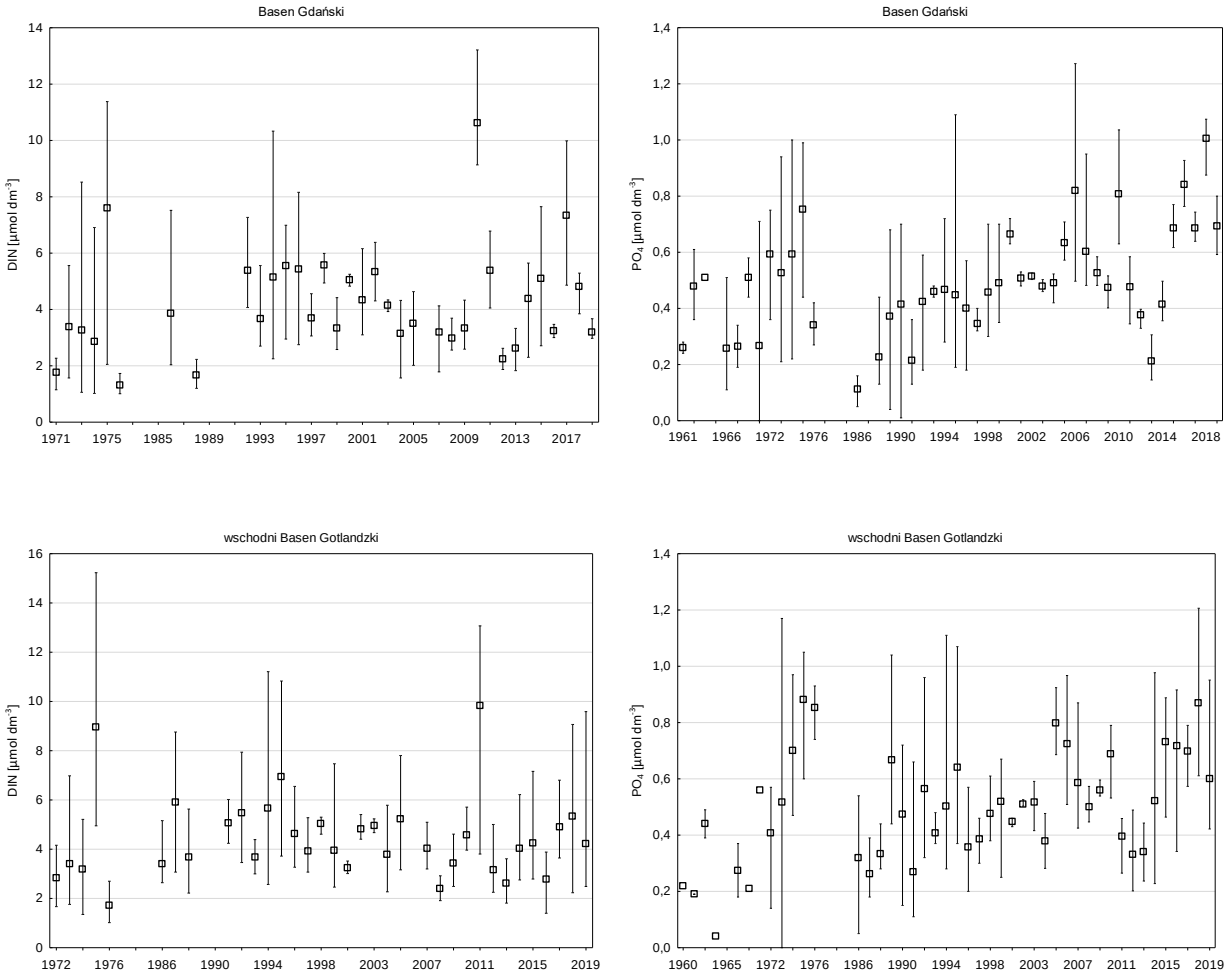
W celu określenia charakterystyki środowiska POM w zakresie stężeń substancji biogennych przeprowadzono analizę zmienności parametrów w okresie 1960-2019 w akwenach oceny. Zakres czasowy danych był różny w różnych akwenach.

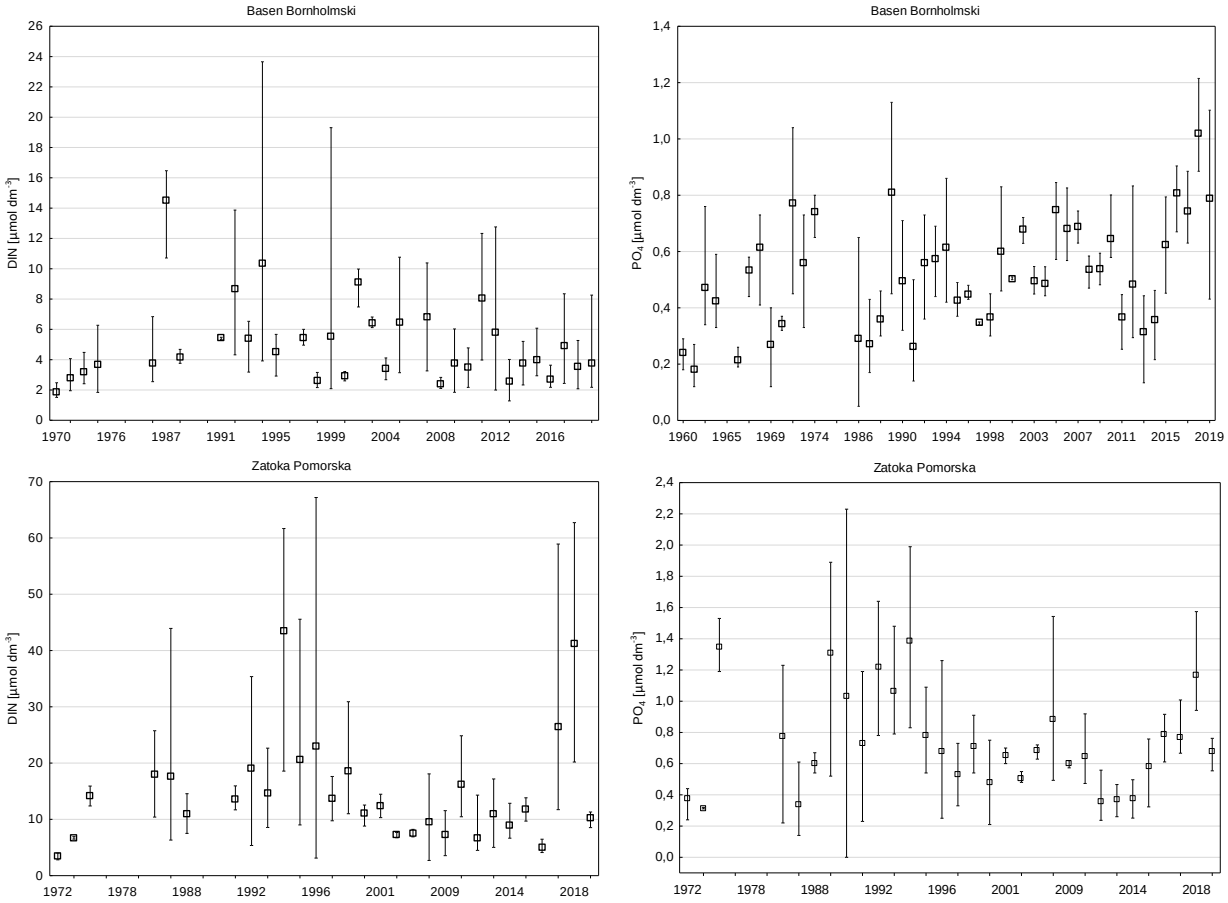
Formy rozpuszczone azotu i fosforu

W przypadku rozpuszczonych form azotu (DIN) w żadnym z obszarów otwartego morza nie zaobserwowano istotnych statystycznie trendów w notowanych zimowych stężeniach (Rysunek 1.32). Stężenia notowane w wodach Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego są zbliżone i oscylują w granicach 4 µmol dm^{-3}. Wody Zatoki Pomorskiej charakteryzują się zdecydowanie wyższymi stężeniami DIN.

W zakresie rozpuszczonych form fosforu (PO_4) nie obserwuje się znacznych różnic w stężeniach pomiędzy obszarami w POM (Rysunek 1.32). W odniesieniu do trendów długoterminowych zaobserwowano wzrost stężeń w rejonie Basenu Bornholmskiego wskazujący na pogarszanie się warunków w zakresie tego wskaźnika. W wodach Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego zaobserwować można podwyższone stężenia pod koniec serii pomiarowej tj. w okresie 2015-2019.

Obszary Zatoki Pomorskiej i Basenu Gdańskiego charakteryzuje znaczna zmienność w notowanych stężeniach form rozpuszczonych azotu i fosforu pomiędzy poszczególnymi latami, która wynika najprawdopodobniej ze zmienności w poziomie dopływu biogenów wprowadzanych z rzek Odry i Wisły do tych basenów.

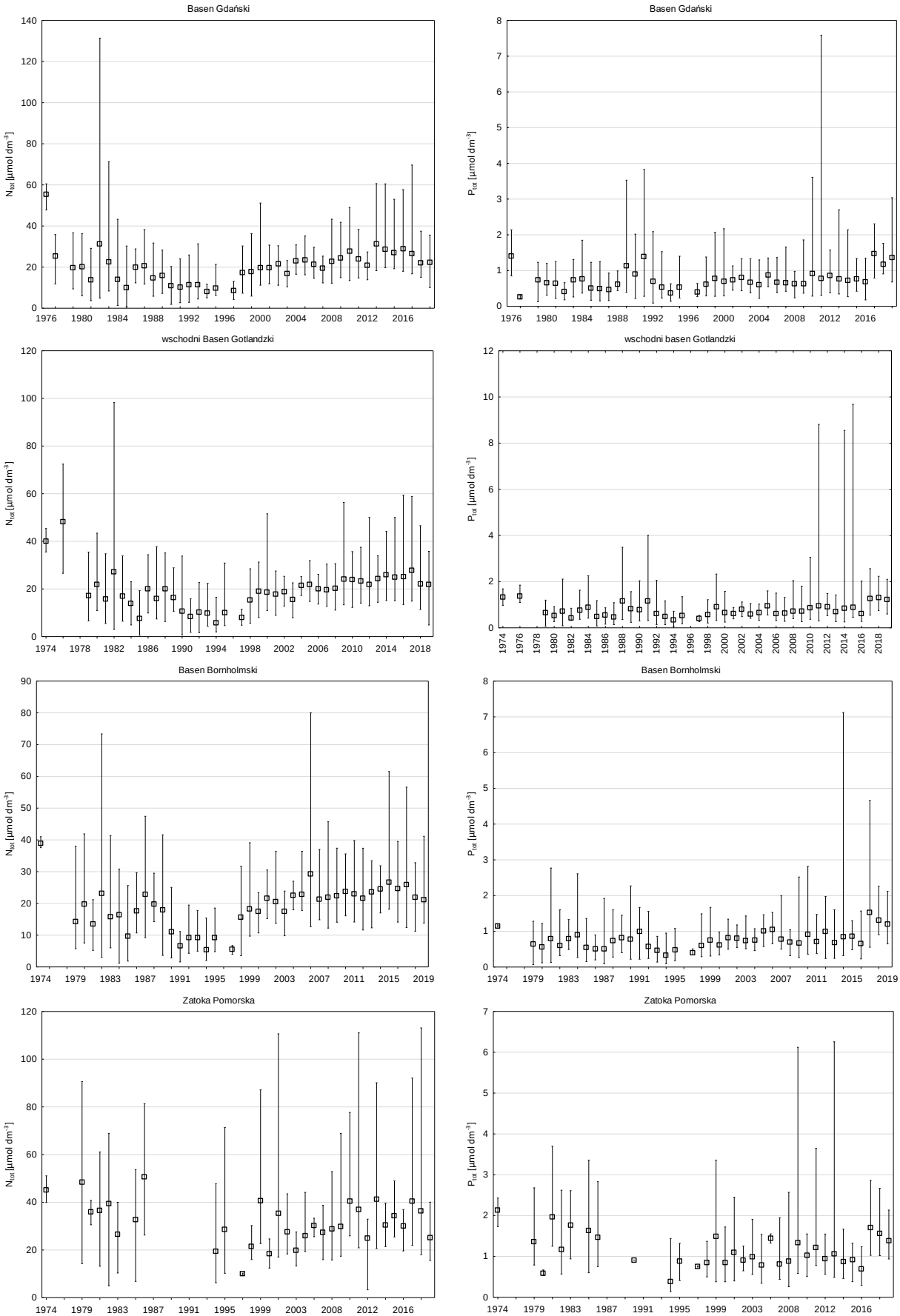




Rysunek 1.32. Zmiany stężeń (µmol dm^{-3}) rozpuszczonych form nieorganicznych azotu (DIN) i fosforu (PO_4) z miesięcy zimowych (XII-II) w obszarach otwartego morza w latach 1960-2019 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max)

Formy całkowite azotu i fosforu

W zakresie form całkowitych azotu zaobserwować można wzrost stężeń zaczynający się w latach 90-tych we wszystkich analizowanych obszarach (Rysunek 1.33). Stężenia fosforu całkowitego wzrastały począwszy od lat 90-tych w wodach Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w pozostałych obszarach otwartego morza nie zaobserwowano istotnych statystycznie trendów. Podobnie jak miało to miejsce w przypadku rozpuszczonych form nieorganicznych w okresie od 2017 roku notowane są wyższe stężenia form fosforu całkowitego. Notowane w wodach Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego stężenia form całkowitych azotu i fosforu w wodach powierzchniowych są nieznacznie niższe niż obserwowane w rejonie Zatoki Pomorskiej (Rysunek 1.33).



Rysunek 1.33. Zmiany stężenia (µmol dm^{-3}) z całego roku całkowitych form azotu (Ntot) i fosforu (Ptot) w obszarach otwartego morza w latach 1974-2019 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max)

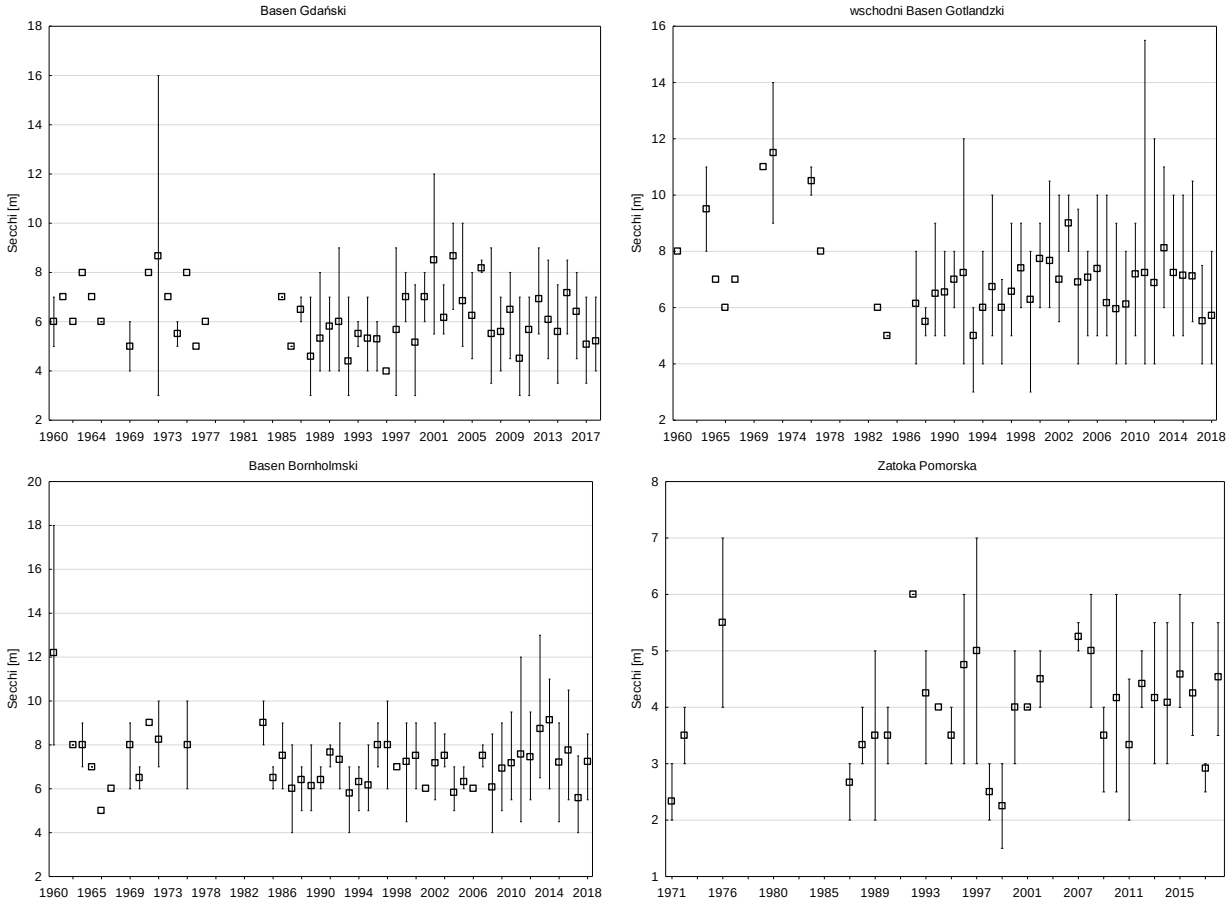
Przezroczystość wód

Przezroczystość wody morskiej jest jednym z podstawowych wskaźników wykorzystywanych w monitoringu i ocenie wód morskich jako parametr odzwierciedlający zmiany trofii wód morskich wynikające z nadmiernego dopływu substancji biogennych. Nadmiar substancji biogennych prowadzi do zwiększenia liczebności organizmów fitoplanktonowych, co w znacznym stopniu ogranicza propagację światła w toni wodnej. Innymi słowy spadek przezroczystości świadczy o zwiększonej trofii zbiornika wodnego.

Zgodnie z aktualnymi opracowaniami Komisji Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM), przezroczystość wody morskiej traktowana jest jako parametr wchodzący w skład grupy tzw. pośrednich skutków eutrofizacji, czyli jest wskaźnikiem zmian środowiska wynikającym z dopływu substancji biogennych do morza, których nadmiar wpływa na wzmożony rozwój organizmów fitoplanktonowych, co w konsekwencji wpływa na pogorszenie się warunków świetlnych (ograniczenie przezroczystości wody morskiej). W związku z faktem wiązania przezroczystości wody morskiej z rozwojem fitoplanktonu, jej zmienność koreluje z rocznym cyklem wegetacyjnym. Aktualne badania nad przezroczystością wód Morza Bałtyckiego wskazują na dodatkowy czynnik mający wpływ na właściwości optyczne wody morskiej, którym jest tzw. chromoforowa rozpuszczona materia organiczna (ang. CDOM), będąca jednym z głównych czynników odpowiedzialnych za absorbcję światła w rejonie Morza Bałtyckiego. Pomimo, iż oba z powyższych czynników powodują rozpraszanie promieni świetlnych w kolumnie wody to ich pochodzenie jest różne. Ograniczanie przezroczystości przez organizmy fitoplanktonowe zachodzi na skutek ich nadmiernego wzrostu powodowanego m.in przez substancje biogenne, czyli jest skutkiem eutrofizacji morza, natomiast dopływ materii organicznej do Morza Bałtyckiego może wynikać z naturalnych procesów np. dopływu rzecznego z obszarów zalesionych tak jak ma to miejsce we wschodniej części morza. Niezależnie od źródła czynników ograniczających właściwości optyczne wody morskiej, cykl jej zmienności w ciągu roku jest niezmienny i charakteryzuje się wysokimi wartościami przezroczystości wody w miesiącach zimowych, kiedy brak jest wzmożonego dopływu wód roztopowych oraz brak rozwoju fitoplanktonu. Wiosną (kwiecień, maj) głównie na skutek wzrostu temperatury oraz dopływu wód roztopowych pojawiają się zakwity fitoplanktonu (głównie zimnolubnych gatunków okrzemek) co wpływa na ograniczenie przezroczystości, które postępuje dalej aż do miesięcy letnich, kiedy wzmożone zakwity fitoplanktonu powodują ograniczanie widzialności w kolumnie wody.

Biorąc pod uwagę jedynie polskie dane *in-situ* przeprowadzono analizę zmienności w wieloleciu 1960-2018, która wskazała, iż przezroczystość wody morskiej w rejonach otwartego morza nie ulega znacznym zmianom. W przypadku wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wartości średnie z pojedynczych lat na początku serii danych były zdecydowanie wyższe od tych notowanych obecnie, jednakże począwszy od połowy lat 80tych nie obserwuje się zauważalnego trendu w odniesieniu do tego parametru (Rysunek 1.34). W pozostałych obszarach wód otwartego morza sytuacja jest podobna.

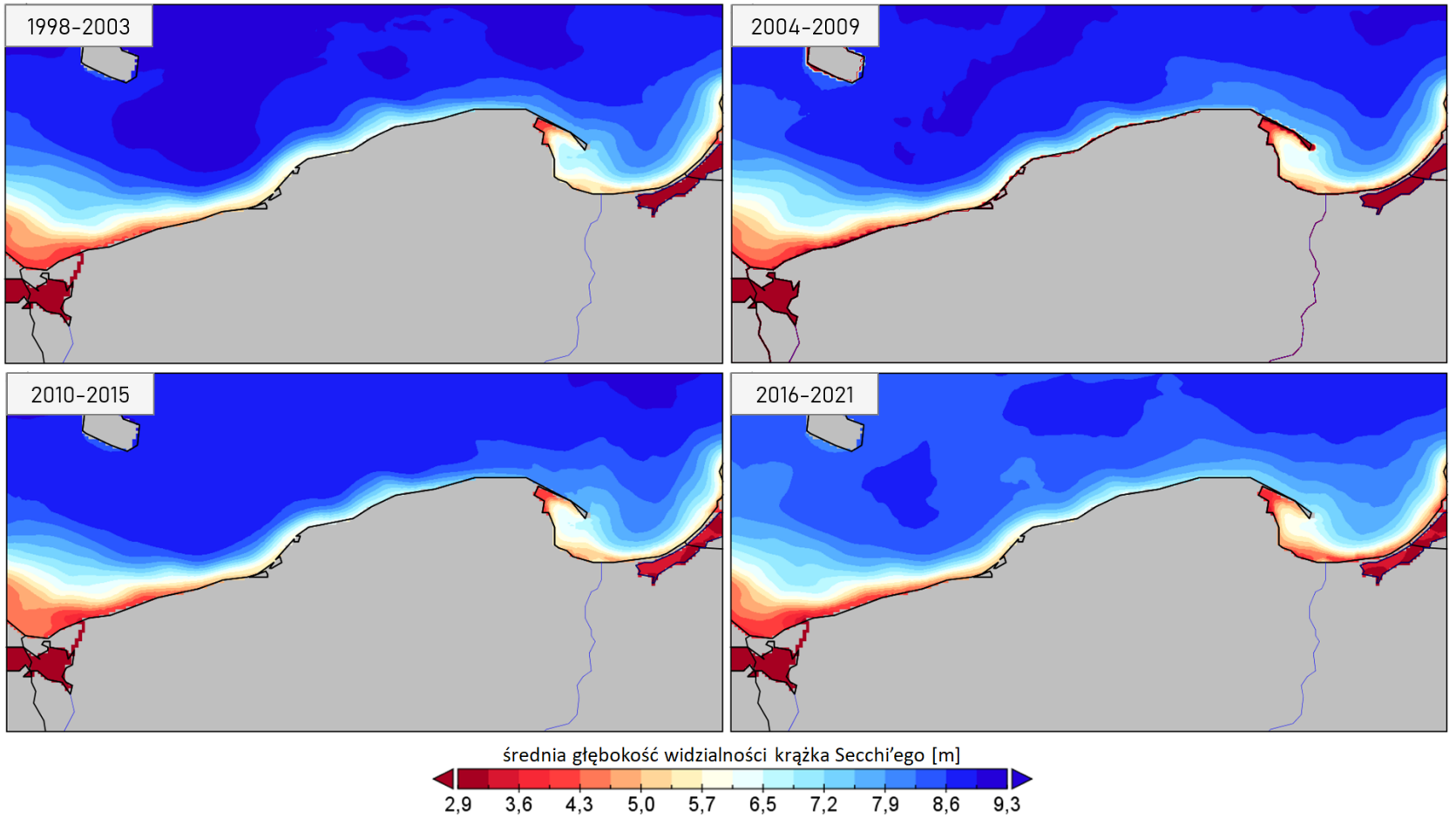
Biorąc pod uwagę zróżnicowanie przestrzenne największe wartości przezroczystości wody morskiej notowane są w obszarach oddalonych od brzegu, a najniższe w obszarach wód znajdujących się pod bezpośrednim wpływem wód rzecznych (np. Zatoka Pomorska, Zatoka Gdańska). W obszarach głębokowodnych gorszymi warunkami widzialności w kolumnie wody charakteryzuje się obszar wód Basenu Gdańskiego co wskazuje, iż znajduje się on pod częściowym wpływem wód Zatoki Gdańskiej.



Rysunek 1.34. Rozkład przezroczystości wody morskiej (m) w miesiącach VI-IX w wieloleciu 1960-2018 w wybranych obszarach otwartego morza (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max)

Analiza zmienności danych *in-situ* została uzupełniona o mapy z uśrednionymi wartościami wskaźnika dla okresów 6-letnich począwszy od 1998 roku a na 2021 kończąc. Mapki zostały sporządzone w oparciu o dane modelowe z reanalizy Copernicus (CMEMS 2023a) o rozdzielczości przestrzennej 2 km × 2 km i czasowej: dobowe.

Analiza rozkładu przestrzennego przezroczystości z okresu lata wskazuje na znaczne ograniczenie widzialności w kolumnie wody w obszarach przybrzeżnych, a szczególnie w wodach Zatoki Pomorskiej i Zatoki Gdańskiej. Zmienność przezroczystości w obszarach otwartego morza była na przestrzeni wielolecia 1998-2021 mniej zróżnicowana, przy czym w okresie 2016-2021 obserwowane jest największe jej ograniczenie. (Rysunek 1.35).

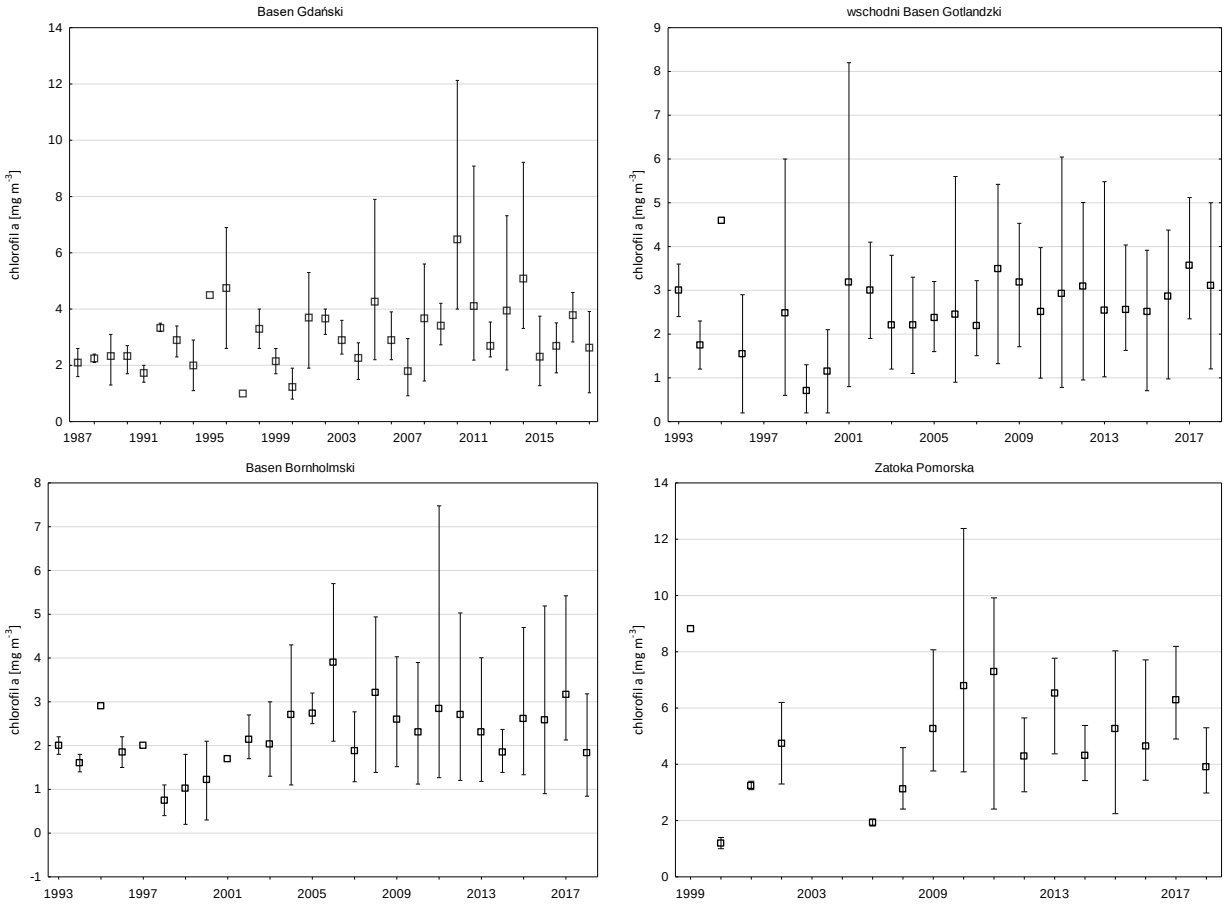


Rysunek 1.35. Rozkład przestrzenny średnich wartości przezroczystości z lata (VI-IX) w okresach sześcioletnich w latach 1998-2021

Chlorofil a

Chlorofil a, związek występujący w chloroplastach komórek roślinnych, który w odróżnieniu od innych barwników fotosyntetycznych występuje we wszystkich fotosyntetyzujących glonach, uważany jest za jeden z kluczowych parametrów pozwalających w prosty sposób na oszacowanie biomasy fitoplanktonu, gdyż zwiększona biomasa fitoplanktonu prowadzi do wyższych stężeń chlorofilu a w wodzie morskiej. W związku z powyższym najwyższe stężenia tego barwnika notowane są w okresach, w których biomasa fitoplanktonu jest najwyższa, czyli wiosną (wiosenny zakwit okrzemek i bruzdnic) oraz w okresie lata, kiedy to dostępna pula substancji biogenicznych, wyższa temperatura oraz nasłonecznienie sprawiają, iż rozwój glonów (szczególnie sinic) jest najbardziej intensywny. Dlatego też stężenia chlorofilu a w miesiącach VI-IX uważane są za jeden z kluczowych elementów monitoringu wód morskich, wskazujący na stopień wzrostu organizmów planktonowych spowodowany wpływem eutrofizacji środowiska.

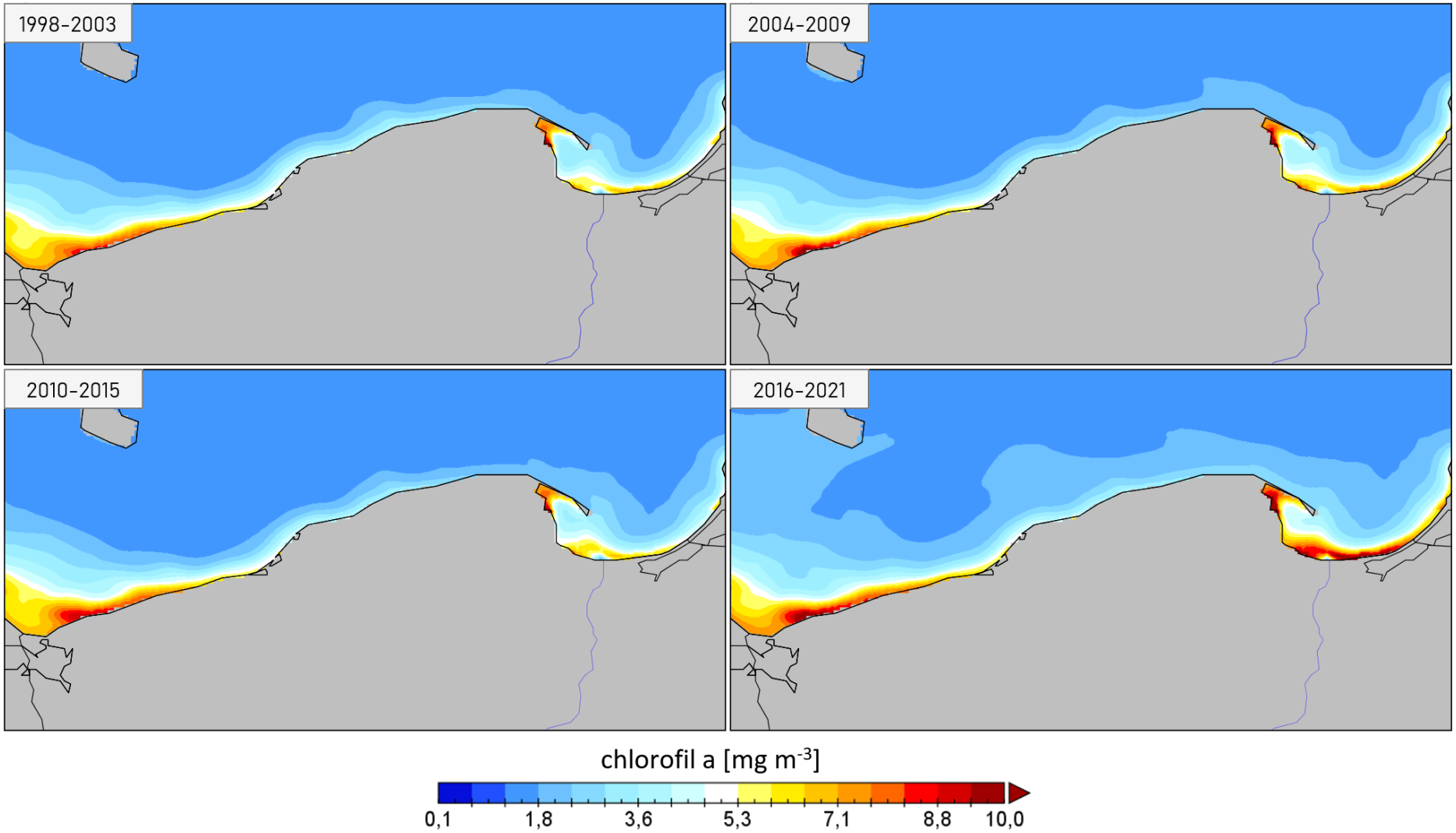
W celu zobrazowania charakterystyki zmienności chlorofilu a w kolumnie wody przeprowadzono analizę dostępnych danych monitoringowych z miesięcy VI-IX z warstwy wody 0-10 z okresu 1987-2018, która nie wykazała istotnych statystycznie trendów w żadnym z obszarów otwartego morza w POM (Rysunek 1.36). Notowane w wodach Zatoki Pomorskiej stężenia chlorofilu a w wodzie powierzchniowej są wyższe od stężeń notowanych w pozostałych obszarach otwartego morza (Rysunek 1.36).



Rysunek 1.36. Zmienność stężeń chlorofilu a w miesiącach VI-IX w wieloleciu 1987-2018 w wybranych akwenach otwartego morza (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max)

Analiza zmienności danych *in-situ* została uzupełniona o mapy z uśrednionymi wartościami wskaźnika dla okresów 6-letnich począwszy od 1998 roku a na 2021 kończąc. Mapki zostały sporządzone w oparciu o dane modelowe z reanalizy Copernicus (CMEMS 2023a) o rozdzielczości przestrzennej 2 km × 2 km i czasowej: dobowe.

Analiza rozkładu przestrzennego chlorofilu a z okresu lata wskazuje na występowanie wyższych stężeń w obszarach płytkowodnych, a szczególnie w wodach Zatoki Pomorskiej i Zatoki Gdańskiej. Począwszy od okresu 1998-2003 obserwowany jest wzrost zasięgu obszarów o wyższych stężeniach w strefie płytkowodnej, a notowane stężenia również są wyższe. W okresie 2016-2021 obserwowane były najwyższe stężenia chlorofilu a w wieloleciu 1998-2021 (Rysunek 1.37).



Rysunek 1.37. Rozkład przestrzenny średnich wartości stężeń chlorofilu a z lata (VI-IX) w okresach sześcioletnich w latach 1998-2021

1.4 Charakterystyka siedlisk i gatunków południowego Bałtyku

Ssaki morskie

W Morzu Bałtyckim występuje pięć gatunków ssaków morskich: foka szara (*Halichoerus grypus*), foka pospolita (*Phoca vitulina*), foka obrączkowana (*Pusa hispida*), morświn (*Phocoena phocoena*) oraz wydra europejska (*Lutra lutra*), (HELCOM 2023a). W 2015 r. zaproponowano polskie nazwy fok: szarytka morska (*Halichoerus grypus*) oraz nerpa obrączkowana (*Pusa hispida*) (Cichocki i in. 2015).

Ssaki morskie odgrywają ważną rolę w funkcjonowaniu sieci troficznej, ale jak wszystkie szczytowe drapieżniki są wrażliwe zarówno na presje, jak i zmiany zachodzące na wszystkich poziomach troficznych. Ekspozycja na skumulowane presje czyni ssaki morskie ważnymi wskaźnikami stanu ekosystemu Bałtyku.

W latach siedemdziesiątych **wydry** zniknęły z wybrzeży Morza Bałtyckiego, a główną przyczyną spadku liczebności było zanieczyszczenie środowiska. W latach 80. XX wieku wydry notowano jedynie na niewielkich, rozproszonych obszarach w Szwecji. Od tego czasu populacja zaczęła się odbudowywać. Wydra europejska jest uznawana za gatunek ssaka wrażliwego na przyłowy, który powinien wymagać większej uwagi w przyszłych ocenach. Liczebność wydry w Morzu Bałtyckim nie jest jednak monitorowana, rzadko raportuje się również przyłowy. W związku z tym, ze względu na brak danych, ocena wydry dla HOLAS 3 nie była możliwa do wykonania (HELCOM 2023a).

Znaczny spadek liczebności populacji bałtyckiej pozostałych gatunków ssaków nastąpił na przełomie XIX i XX wieku, głównie za sprawą polowań (HELCOM 2018a) oraz silnej presji ze strony zanieczyszczeń chemicznych środowiska morskiego (Helle 1980). Jedynie liczebność populacji foki szarej znajduje się obecnie powyżej poziomu referencyjnego (ang. Limit Reference Level – LRL), określonego na poziomie 10 tysięcy osobników (HELCOM 2018a). W 2021 r. liczebność fok szarych w rejonie Morza Bałtyckiego wyniosła 42 000. Zakładając, że zliczone na wyleżyskach osobniki stanowią 70% populacji, całkowitą populację szacuje się na 60 000 fok (HELCOM 2023a).

Dane historyczne nie dają możliwości dokładnego określenia liczebności ssaków morskich w POM przed okresem gwałtownego spadku populacji foki szarej i morświna, ale wiadomo, że gatunki te były stałymi i licznymi składowymi fauny w ówczesnej polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Przyłowów morświna w latach 20-tych i 30-tych. ubiegłego wieku był na poziomie kilkuset osobników rocznie, foki były także odławiane w znacznych ilościach w tym okresie. Dane te pochodzą z rejestru wypłacanych odszkodowań rybackich. Nie ma danych na temat ssaków morskich z okresu powojennego, a pierwsza informacja o przyłowie morświna została przedstawiona w latach 50-tych ubiegłego wieku (Ropelewski 1952, Pawliczka i in. 2013).

Spośród trzech gatunków fok bałtyckich, jedynie **foka szara** jest regularnie notowana na całym polskim wybrzeżu (Gójska i Pawliczka 2012, Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2018, Moczarska (red.) 2020, Aktualizacja wstępnej oceny… 2018). Natomiast jej stałym miejscem występowania są piaszczyste łachy w rejonie ujścia Wisły Przekop, gdzie od 2007 r. utrzymuje się jedyne w POM wyleżysko, czyli haul-out (miejsce, w którym foki wychodzą na ląd by odpocząć między okresami żerowania, w celu kojarzenia się w pary i rozrodu oraz linienia) na którym foka szara jest obserwowana przez cały rok (Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2018, Hylla-Wawryniuk 2017, Galatius i in. 2020).

Od 2010 r. rejon ten jest pod stałą obserwacją kamer w ramach wspólnych projektów wsparcia ochrony ssaków morskich realizowanego przez WWF Polska, Stację Morską im. Krzysztofa Skóry Uniwersytetu Gdańskiego (SMIOUG) oraz Fundację Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego (FRUG) (Pawliczka 2011, Hylla-Wawryniuk 2017). Stado to jest częścią populacji foki szarej w Bałtyku, a jego liczebność od 2014 roku przekracza 100 sztuk (Hylla-Wawryniuk 2017, Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2018, Malinga 2019b i c, Malinga 2022a).

Należy przy tym podkreślić, że zarówno obserwacje przy pomocy kamer, jak i obserwacje brzegu i piaszczystych łach przez obserwatorów (w przypadku bazy danych WWF są to tzw. „raporty") nie mają

charakteru Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) i nie są w pełni zgodne z metodyką HELCOM zalecaną do monitoringu foki szarej (HELCOM 2018b).

Liczebność fok przebywających na łachach w Ujściu Wisły w okresie linienia jest bardzo zmienna. Dotychczas najwyższą liczbę fok – 832 sztuki, odnotowano w 2022 roku (Malinga 2022a, Michałek i in. 2023). W tabeli (Tabela 1.8) zaprezentowano maksymalne liczebności fok notowane od 2016 r., czyli od początku trwania monitoringu w ramach PMŚ, prowadzonego zgodnie z przewodnikiem metodycznym (Malinga i in. 2018).

Tabela 1.8. Wyniki obserwacji foki szarej w okresie linienia w latach 2016-2022 (źródło: Opioła i in. 2018a, Malinga 2022b)

Rok monitoringu	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Maksymalna liczba osobników	120	232	171	429	190	406	832

Foka szara nie rozradza się na polskim wybrzeżu. Dotychczas jedynie raz, w 2016 r., zaobserwowano matkę karmiącą szczenię. Pomimo licznych zgłoszeń o obserwacjach młodych fok pokrytych lanugo na całym polskim wybrzeżu, poza przypadkiem z 2016 r., szczenięciu nigdy nie towarzyszyła matka. Świadczy to o tym, że młode foki przypływają z innego rejonu Bałtyku, gdzie przychodzą na świat (Aktualizacja wstępnej oceny… 2018, Podgórski i Pawliczka 2020, Michałek i in. 2023).

Pozostałe gatunki fok: pospolita i obrączkowana są monitorowane w miejscach stałego występowania, które znajdują się poza POM.

Obszar występowania **foki pospolitej** w Bałtyku ogranicza się do jego zachodnich rejonów, gdzie tworzy dwie metapopulacje: południowo-zachodniego Bałtyku i Kattegatu oraz Kalmarsund (HELCOM 2013b, Aktualizacja wstępnej oceny… 2018). Na polskim wybrzeżu zdarzają się jedynie pojedyncze, przypadkowe obserwacje tego gatunku (Hylla-Wawryniuk 2017, Opioła i in. 2018a, Malinga i in. 2018). Dotychczas na polskim wybrzeżu nie stwierdzono wyleżyska (ang. haul-out) foki pospolitej, czyli miejsca okresowego lub stałego jej występowania. W ramach prowadzonego w latach 2016-2022 monitoringu, jedynie w 2016 r. i 2022 r. zaobserwowano po jednym osobniku tego gatunku w rejonie ujścia Wisły Przekop (Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło L. (red.) 2018, Malinga i in. 2018, Opioła i in. 2018a, Malinga 2019a, Malinga 2022a).

W przypadku **nerpy obrączkowanej** obszar stałego jej bytowania to północny Bałtyk: Zatoka Botnicka oraz Morze Archipelagowe, Zatoka Fińska, Zatoka Ryska i wody przybrzeżne Estonii (Harkonen i in. 2014, HELCOM 2013a, Aktualizacja wstępnej oceny… 2018), a monitoring gatunku odbywa się wyłącznie na lodzie pokrywającym akweny morskie (HELCOM 2018b). W polskiej części Bałtyku w ostatniej dekadzie odnotowano około 30 obserwacji tego gatunku (baza WWF), natomiast podczas monitoringu gatunków i siedlisk morskich prowadzonego w latach 2016-2022 nie odnotowano żadnego osobnika foki obrączkowanej (Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło (red.) 2018, Opioła i in. 2018a, Malinga 2022b).

Morświn jest jedynym przedstawicielem waleni występującym w Morzu Bałtyckim (GDOŚ 2015). Zagęszczenie tego gatunku w Bałtyku wykazuje tendencję spadkową z zachodu na wschód (Koschinski 2001, Gillespie i in. 2005, Loos 2009, Teilmann i in. 2008, Sveegaard i in. 2011).

Liczebność populacji gatunku można oszacować wyłącznie poprzez monitoring akustyczny. Przeprowadzone w ramach programu LIFE projekty SCANS (ang. Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea) - SCANS I oraz SCANS II (Hammond i in. 2002, SCANS II 2008), nie dały jednoznacznej odpowiedzi na pytania dotyczące, z jednej strony liczebności populacji bałtyckiej morświna, a z drugiej - trendów liczebności tej populacji i zmian w niej zachodzących (Aktualizacja wstępnej oceny… 2018, Malinga i in. 2018).

Dotychczas jedyne dane dotyczące występowania i rozmieszczenia morświnów oraz ich liczebności w Morzu Bałtyckim, pozyskano w ramach kompleksowego monitoringu akustycznego gatunku w latach 2011-

2013 (SAMBAH 2017). Wyniki wykazały, że w północno-wschodnim Bałtyku populacja liczyła szacunkowo 491 morświnów (tzw. populacja bałtycka), (Amundin i in. 2022). Najnowsze szacunki wykazały, że w części południowo-zachodniej populacja liczy 17 301 morświnów (populacja z Morza Bełtów), (Unger i in. 2021). Jednocześnie wykazano, że w okresie od maja do sierpnia, czyli w okresie trwającego okresu rozrodczego, następuje separacja przestrzenna dwóch, wcześniej opisywanych w literaturze subpopulacji gatunku (Wang i Berggren 1997, Verfuß i in. 2007). Subpopulacja Bałtyku właściwego koncentruje się w tym czasie na południowy wschód od Olandii (rejon Ławicy Centralnej), podczas gdy subpopulacja Bałtyku zachodniego pozostaje skoncentrowana na akwenach na zachód od wyspy Bornholm (SAMBAH 2017).

Rezultaty otrzymane w ramach tego projektu, pozwoliły na wyznaczenie dwóch stanowisk (Ławica Stilo i Zatoka Pomorska) do prowadzenia monitoringu w ramach PMŚ w POM (Opioła i in. 2016, Aktualizacja wstępnej oceny… 2018). Analiza zebranych w ramach monitoringu danych wykazała istotne różnice występowania morświna pomiędzy tymi obszarami – na stanowisku Zatoka Pomorska stwierdzono dziesięciokrotnie więcej dni pozytywnej detekcji (średnio 4,56 DPD) niż na stanowisku Ławica Stilo (średnio 0,32 DPD). Jednocześnie wykazano, że obecność morświnów na obu obszarach charakteryzuje się sezonowością – na Zatoce Pomorskiej maksymalne wartości DPD odnotowano w miesiącach letnich, podczas gdy na Ławicy Stilo w okresie wiosennym (Malinga i in. 2018 za Opioła i in. 2018b).

Morświny występują przede wszystkim w wodach przybrzeżnych, gdzie żerują nurkując do 2 minut (Teilmann i in. 2008). Poza czynnikami środowiskowymi, takimi jak głębokość, odległość od brzegu, temperatura czy zlodzenie obszarów morskich, dostępność bazy pokarmowej wydaje się najważniejszym czynnikiem wpływającym na rozmieszczenie i występowanie tego gatunku w Morzu Bałtyckim (GDOŚ 2015). Jednocześnie natężenie hałasu podwodnego jest istotnym czynnikiem antropopresji, skutkującym takimi zjawiskami jak maskowanie i zagłuszanie echolokacji morświnów, poprzez przepłaszanie i ograniczanie dostępu do optymalnych siedlisk i żerowisk, aż do utraty słuchu i ostatecznie śmierci zwierząt (ibidem).

Najważniejszą presją na morświna jest przyłów (przypadkowa śmierć w sieciach rybackich), którą uznaje się za główną przyczynę wysokiej śmiertelności tych zwierząt w Morzu Bałtyckim. Innymi bezpośrednimi zagrożeniami dla gatunku są presje pochodzenia antropogenicznego, w tym: chemiczne zanieczyszczenie wód morskich, zanieczyszczenie hałasem (impulsowym i ciągłym) oraz intensywny ruch jednostek pływających, skutkujący z jednej strony wzrostem hałasu ciągłego, a z drugiej mogący powodować kolizje ze zwierzętami. Ponadto, pośrednie zagrożenia wynikające z ocieplenia klimatu, skutkują między innymi zmianami w strukturze troficznej, a tym samym ograniczeniami dostępności do bazy pokarmowej. Sposobem na zminimalizowanie przyłowu jest stosowanie na sieciach rybackich urządzeń emitujących dźwięki odstraszające morświny, tzw. pingerów. Do działań ochronnych można zaliczyć również stosowanie systemów redukcji hałasu podwodnego w przypadkach realizacji w obszarach morskich inwestycji generujących nadmierny hałas (Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło (red.) 2018).

Ptaki

Ptaki są powszechnie uznawane za dobre wskaźniki stanu całego środowiska przyrodniczego, czy "zdrowia" ekosystemów a monitoring tego elementu środowiska jest jednym z zasadniczych elementów Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzonego przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska. Programy realizowane na obszarach morskich tj.

- monitoring ptaków wodnych zimujących na obszarze wód przejściowych (MZPW, MZPWP);
- monitoring ptaków wodnych zimujących na wodach otwartych (offshore) (MZPM);
- monitoringi ptaków lęgowych w tym monitoring kormorana (MKO), rybitwy czubatej (MRC), produktywności bielika (MPB), ptaków wybrzeża i rzek (MPWR)]

pozwalają na wypełnienie odpowiednich części raportu do Komisji Europejskiej z wdrażania RDSM. Monitoring prowadzony jest w ramach dyrektywy ptasiej (Dyrektywa 2009/147/WE).

Celem **Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP)** jest określenie liczebności najliczniejszych gatunków ptaków wodnych, przebywających w Polsce zimą na zbiornikach przymorskich oraz w strefie przybrzeżnej Bałtyku. W latach 2011-2021 oraz w okresie raportowania RDSM 2016-2021 wśród ptaków zimujących na polskich wodach przejściowych dominowały trendy wzrostowe, które stwierdzono u 10 gatunków (Tabela 1.9).

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM) obejmuje liczenia ptaków wodnych zimujących na otwartych obszarach morskich. Liczebność 29 gatunków na transektach badanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich zestawiono w Tabela 1.10, przedstawiono również wartości zerowe. Uzyskane dane pozwoliły na oszacowanie zmian liczebności dla 11 gatunków.

Tabela 1.9. Zmiany liczebności 29 gatunków ptaków na obiektach MZPWP w latach 2011-2021. W tabeli nie uwzględniono ptaków w locie. Dodatkowe powierzchnie liczone w MZPWP od roku 2021 są uwzględnione w osobnej kolumnie oznaczonej gwiazdką, nie brano ich pod uwagę przy obliczeniu trendów. Gatunki uszeregowano alfabetycznie, pogrubiono trendy wzrostowe w okresie raportowania RDSM 2016-2021

Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2021*	Trend 11-21	Trend 16-21
bielaczek	1077	3928	1580	4168	3170	1024	1518	2117	2091	990	2139	2150	umiarkowany spadek	nieokreślony
birginiak	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0		
cyraneczka	0	189	13	167	30	100	329	394	434	1321	350	368		
czernica	16254	30793	28248	32592	28044	4435	31293	31106	44286	28760	25145	25626	umiarkowany wzrost	**silny wzrost**
edredon	63	193	69	158	50	113	86	36	9	4	14	14	silny spadek	silny spadek
gągoł	16729	10649	14840	17208	19032	19932	20646	8990	22909	14776	19465	19925	stabilny	nieokreślony
głowienka	34	825	142	2118	1196	446	1431	961	705	2421	3068	3077	silny wzrost	**silny wzrost**
kormoran	3502	3576	5164	8231	5016	10966	6321	6715	9432	12326	16439	16810	silny wzrost	**silny wzrost**
krzyżówka	11232	29013	8325	16386	13037	6292	12103	22065	16875	19270	26499	36994	umiarkowany wzrost	**silny wzrost**
lodówka	4267	3751	6006	9343	17201	8652	18619	5747	14902	9928	10870	11225	silny wzrost	nieokreślony
łabędź czarnodzioby	0	4	0	12	0	10	0	0	0	3	5	5		
łabędź krzykliwy	215	458	1088	763	486	533	822	2218	982	469	2857	2862	silny wzrost	**silny wzrost**
łabędź niemy	2345	2746	6445	6557	3678	9055	7164	4960	7384	2638	9274	9357	silny wzrost	umiarkowany spadek
łyska	481	11184	10359	24191	5526	6617	9913	7685	18731	22658	25866	28300	silny wzrost	**silny wzrost**
markaczka	2059	4547	2003	2038	5842	1675	8792	4499	9119	3892	7345	7569	silny wzrost	**silny wzrost**
mewa siodłata	762	634	438	542	628	502	458	403	588	695	702	767	stabilny	**umiarkowany wzrost**
mewa siwa	2676	6645	3754	3980	4540	2445	1985	2540	2826	1832	2244	6748	silny spadek	nieokreślony
mewa srebrzysta sensu lato	19845	25144	12998	15022	13388	13742	10666	8687	14162	13375	12726	19404	umiarkowany spadek	nieokreślony
nur czarnoszyi	0	28	7	20	32	18	128	79	25	14	19	20		
nur rdzawoszyi	2	27	15	5	133	40	242	89	13	108	30	34		
nurogęś	10205	10585	33134	21271	12750	18441	14445	8607	6222	3828	9004	9093	silny spadek	silny spadek
ogorzałka	5916	13170	3068	31356	6600	1670	14317	18396	30546	22383	13413	13413	silny wzrost	**silny wzrost**
perkoz dwuczuby	942	734	860	3507	2580	2545	3124	2821	3066	3559	2389	2636	silny wzrost	nieokreślony
perkoz rdzawoszyi	1	0	1	0	3	0	0	4	3	2	5	5		
perkoz rogaty	19	15	4	10	10	4	8	7	13	10	5	18	nieokreślony	nieokreślony
rożeniec	1	0	1	1	0	0	0	19	5	6	0	0		
szlachar	721	1255	918	584	959	1094	743	707	970	1807	1998	2137	umiarkowany wzrost	**silny wzrost**
świstun	7	33	1	26	24	1	6	208	132	312	852	862		
uhla	3820	5634	3133	2727	15262	6902	11208	4079	6565	8972	6607	29282	umiarkowany wzrost	nieokreślony

Tabela 1.10. Zmiany liczebności 29 gatunków ptaków na obiektach MZPM w latach 2011-2021. Pogrubiono trendy wzrostowe w okresie raportowania RDSM 2016-2021

Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Trend 11-21	Trend 16-21
rożeniec	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
cyraneczka	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
świstun	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0		
krzyżówka	0	7	0	1	0	0	0	29	6	0	0		
głowienka	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
czernica	0	0	0	1	0	0	0	0	0	3	0		
ogorzałka	0	0	0	1	0	0	0	0	0	40	3		
gągoł	29	3	0	0	0	13	0	0	0	0	0		
lodówka	15270	29532	14737	20788	12043	16103	30743	18784	11741	14246	14116	umiarkowany spadek	umiarkowany spadek
łabędź czarnodzioby	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
łabędź krzykliwy	0	0	0	0	0	0	0	16	3	0	0		
łabędź niemy	0	31	0	4	0	1	0	20	18	2	2		
łyska	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0		
nur czarnoszyi	21	39	10	16	17	15	13	13	36	18	15	nieokreślony	nieokreślony
nur rdzawoszyi	1	7	22	12	23	15	5	12	43	17	27	silny wzrost	**silny wzrost**
mewa siwa	1498	956	757	822	217	479	196	457	480	239	557	silny spadek	nieokreślony
mewa srebrzysta sensu lato	132	28	46	4	15	16	408	205	45	44	11	stabilny	silny spadek
mewa siodłata	25	38	21	27	23	25	5	6	33	14	32	umiarkowany spadek	**umiarkowany wzrost**
uhla	9775	12482	11707	6794	7626	5989	10883	14208	15794	10380	10900	umiarkowany wzrost	**umiarkowany wzrost**
markaczka	724	1256	644	1060	699	1368	896	126	485	3185	2207	umiarkowany wzrost	**silny wzrost**
bielaczek	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
nurogęś	749	2	7	26	0	9	2	4	5	0	0		
szlachar	13	12	8	23	4	13	17	4	7	7	1	silny spadek	silny spadek
kormoran	20	19	43	219	52	282	61	128	48	62	89	silny wzrost	silny spadek
perkoz rogaty	35	22	16	26	30	24	25	9	56	25	18	nieokreślony	nieokreślony
perkoz rdzawoszyi	8	4	4	14	8	4	9	3	3	31	11	nieokreślony	**silny wzrost**
perkoz dwuczuby	219	167	96	71	129	112	70	152	97	78	76	umiarkowany spadek	nieokreślony
birginiak	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
edredon	251	29	31	18	9	82	22	3	9	253	19	umiarkowany spadek	nieokreślony

Monitoring Produktywności Bielika (MPB) obejmuje monitoring znanych stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* na polskim wybrzeżu Bałtyku w pasie o szerokości 10 km od linii brzegowej na lądzie.

W latach 2016-2021 skontrolowano wynik lęgu w 69-92 gniazdach bielika. Sukces lęgowy był w tym okresie bardzo podobny i wynosił średnio 42%. Najwyższe wartości odnotowano w latach 2016 i 2021 – odpowiednio 49 i 53%. Średnia wielkość lęgu (uzyskana zarówno przez kontrolę z ziemi, jak i z wnętrza gniazda) wynosiła 1,59 pisklęcia, natomiast średnia produktywność – 0,67 pisklęcia (Tabela 1.11).

Tabela 1.11. Parametry produktywności bielika w POM obliczone w ramach MPB w latach 2016-2021

Rok	Liczba sprawdzonych gniazd	Sukces lęgowy	Wielkość lęgu (wnętrze gniazda)	Wielkość lęgu (z ziemi)	Wielkość lęgu (wszystkie)	Produktywność	Produktywność (wszystkie)
2016	70	49%	1,84	1,47	1,68	0,89	0,81
2017	75	37%	1,74	1,22	1,57	0,65	0,59
2018	70	40%	1,76	1,71	1,75	0,70	0,70
2019	69	41%	1,68	1,44	1,61	0,68	0,65
2020	71	34%	1,61	1,00	1,46	0,54	0,49
2021	92	53%	1,54	1,29	1,47	0,82	0,78

Celem **Monitoringu Kormorana (MKO)** jest ocena liczebności krajowej populacji kormorana *Phalacrocorax carbo*, w tym liczebności populacji nadmorskiej gatunku, gniazdującej w pasie wybrzeża w zasięgu 10 km od linii brzegowej Bałtyku. W ramach prac terenowych wykazywano raczej stabilną liczebność populacji gatunku oscylującą w latach 2016-2019 na poziomie 13035-14815 par. Niższe liczebności stwierdzono w dwóch ostatnich sezonach – 2020 i 2021, kiedy odnotowano odpowiednio 10806 i 8721 par.

Zasadniczym celem **Monitoringu Rybitwy Czubatej (MRC)** jest określenie liczebności krajowej populacji lęgowej gatunku. Krajowa populacja lęgowa rybitwy czubatej ograniczona jest do 1-2 stanowisk, gdzie stwierdzane liczebności dynamicznie fluktuują w zależności od dostępności odpowiednich siedlisk oraz presji drapieżników w danym sezonie. W latach 2016-2021 liczba par lęgowych gatunku wahała się od 2 w roku 2020 do 770 w 2016 roku.

Celem **Monitoringu Ptaków Wybrzeża i Rzek (MPWR)** jest uzupełnienie danych o rozmieszczeniu oraz określenie liczebności krajowych populacji ohara, ostrygojada, sieweczki obrożnej, mewy siwej i rybitwy białoczelnej, śledzenie długoterminowych zmian liczebności populacji lęgowych ohara, ostrygojada, sieweczki obrożnej, mewy siwej, rybitwy białoczelnej oraz dwóch gatunków dodatkowych: sieweczki rzecznej i rybitwy rzecznej oraz wskazanie przyczyn zmian liczebności wszystkich rejestrowanych gatunków. Monitoring mewy siwej, ohara, rybitwy białoczelnej i sieweczki obrożnej rozpoczął się w 2020 roku.

Najrzadszym gatunkiem z tej grupy była mewa siwa, stwierdzona jedynie w 2021 roku na dwóch stanowiskach w łącznej liczbie 4 par. Ohar, rybitwa białoczelna i sieweczka obrożna zasiedlały w latach 2020-2021 strefę wybrzeża w zbliżonych liczebnościach, odpowiednio 51-68, 10-27 i 65-73 par (Tabela 1.12).

Tabela 1.12. Liczba par 6 gatunków ptaków w POM na obiektach MPWR, MKO, MRC w latach 2016-2021. Gatunki uszeregowano alfabetycznie

Gatunek	2016	2017	2018	2019	2020	2021
kormoran	13459	14815	13770	13035	10806	8721
mewa siwa					0	4
ohar					51	68
rybitwa białoczelna					10	27
rybitwa czubata	770	41	200	130	2	77
sieweczka obrożna					65	73

Liczebność ptaków zimujących

Analizie poddano 22 gatunki ptaków obecne w okresie zimowym zarówno w strefie przybrzeżnej jak i na otwartym morzu. Do tego celu wykorzystano dane dotyczące liczebności ptaków z dwóch programów monitoringu: MZPM i MZPWP. Najliczniej zimującym gatunkiem na obszarze Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej była lodówka, średnia liczebność dla okresu 2011-2021 wyniosła 365027 osobników natomiast dla okresu 2016-2021 – 387292, a następnie uhla, liczebność dla okresu 2011-2021 wyniosła 242481 a dla okresu 2016-2021 – 271185. Te dwa gatunki były jednocześnie najliczniejszymi ptakami wodnymi w ramach MZPM i MZPWP. Te dwa gatunki stanowią łącznie 75% liczebności całego zgrupowania ptaków nurkujących wodnych na polskich wodach morskich oraz wodach przejściowych (Tabela 1.13).

Tabela 1.13. Szacowane liczebności ptaków wodnych w obrębie Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w okresie 2011-2021

Rok	Łącznie	CH	MF	MN	AT	CG	GA	GS	GSP	MS	MM	PHC	PA	PG	PC	SM	UA	MA	AM	AFU	AFE	BC	FU
2011	485738	228042	147431	13288	743	146	233	17	553	1151	25546	4934	535	118	4422	3739	15	1543	8448	23575	15	20438	808
2012	947231	541286	234178	28871	13022	200	747	163	186	1891	14428	4744	420	73	4019	784	599	5276	25560	41676	1127	13457	14525
2013	724383	288676	227139	14936	1791	248	200	439	249	1376	49542	8250	311	79	2843	594	171	4873	54807	45287	20	20159	2393
2014	629995	269862	118256	19005	978	160	240	167	125	1188	28511	14288	470	249	2502	320	231	5632	68743	52187	2789	22371	21721
2015	911558	363678	313178	24034	3156	430	653	1002	179	1423	17372	8348	1080	291	6892	355	1399	4207	74640	47691	2089	25269	14192
2016	622482	322134	144606	26676	1896	192	383	412	195	1771	23973	21365	583	96	7345	1968	192	1319	32239	4944	187	25296	4712
2017	995505	557259	218315	38937	891	230	602	812	1349	1192	18305	9503	728	891	6421	7388	1380	1684	53323	39683	796	25765	10052
2018	1026619	478438	361480	9157	1328	125	431	420	125	1043	12757	12100	235	80	7574	75	226	3321	47784	64923	1209	11995	11792
2019	852609	278358	356220	22864	2157	396	832	967	352	1519	8662	16046	1250	70	6207	211	1297	2844	36327	59237	940	30873	24980
2020	736777	313371	230061	71724	1899	170	336	476	972	2014	3869	14252	542	662	5220	5388	1021	998	14898	28785	2421	15040	22658
2021	932331	374194	316428	66256	2290	127	408	732	280	2875	12124	24678	482	287	5462	502	1883	2867	17884	34168	4103	26567	37733
średnia 11-21	**805930**	**365027**	**242481**	**30522**	**2741**	**220**	**460**	**510**	**415**	**1586**	**19554**	**12592**	**603**	**263**	**5355**	**1939**	**765**	**3142**	**39514**	**40196**	**1427**	**21566**	**15052**
średnia 16-21	**861054**	**387292**	**271185**	**39269**	**1744**	**207**	**499**	**636**	**545**	**1736**	**13282**	**16324**	**637**	**348**	**6371**	**2589**	**1000**	**2172**	**33742**	**38623**	**1609**	**22589**	**18655**

Skróty nazw gatunkowych: CH – lodówka, MF – uhla, MN – markaczka, AT – alka, CG – nurnik, GA – nur czarnoszyi, GS – nur rdzawoszyi, GSP – nur nieoznaczony, MS – szlachar, MM – nurogęś, PHC – kormoran, PA – perkoz rogaty, PG – perkoz rdzawoszyi, PC – perkoz dwuczuby, SM – edredon, UA – nurzyk, MA – bielaczek, AM – ogorzałka, AFU – czernica, AFE – głowienka, BC – gągoł, FU – łyska.

Zagrożenia

Liczebność populacji ptaków wodnych zimujących na Morzu Bałtyckim jest ograniczana poprzez szereg czynników antropogenicznych, wśród których najważniejsze to:

- śmiertelność w wyniku przyłowu;
- śmiertelność spowodowana wyciekami substancji ropopochodnych;
- śmiertelność spowodowana polowaniami;
- zmniejszenie powierzchni dostępnych siedlisk wskutek płoszenia przez jednostki pływające i obiekty infrastruktury;
- zmiany dostępności pokarmu wynikające z rybackiej eksploatacji populacji ryb;
- eutrofizacja wód wpływająca na strukturę i funkcjonowanie sieci troficznej.

Wśród antropogenicznych oddziaływań powodujących straty w populacjach poszczególnych ptaków wodnych, poważny problem stanowi śmiertelność (w wyniku utonięcia) w sieciach połowowych. Szacunki dotyczące liczby ptaków przypadkowo łowionych w rybołówstwie są niepewne, ale prawdopodobnie wynoszą 100 000-200 000 ptaków rocznie w skali całego Bałtyku (Žydelis i in. 2009) i około 20 000 ptaków rocznie na wodach polskich Bałtyku (Marchowski 2021). Co bardziej istotne, nawet daleko mniej intensywny przyłów może wciąż obejmować do 5% kaczek morskich obecnych na zimowisku (Bellebaum i in. 2013), co przekłada się na szybkie spadki liczebności ich populacji.

Ponadto w niektórych krajach nadbałtyckich, w ramach polowań zabija się dużą liczbę kaczek morskich, w szczególności edredonów i gągołów (Mooij 2005, Skov i in. 2011). Chociaż liczba wycieków ropy na Morzu Bałtyckim zmniejszyła się, nadal dochodzi do zaoliwienia upierzenia, a w konsekwencji do hipotermii i ostatecznie do śmierci ptaków dotkniętych tym oddziaływaniem (Larsson i Tydén 2005, Žydelis i in. 2006). Ptaki giną także w wyniku spożycia zanieczyszczeń (Broman i in. 1990, Rubarth i in. 2011, Pilarczyk i in. 2012).

Niektóre gatunki ptaków wodnych są podatne na utratę siedlisk spowodowaną działalnością człowieka, co może zmniejszyć zdolność miejsca zimowania do utrzymywania dużej populacji ptaków. Stwierdzono, że unikanie przybrzeżnych farm wiatrowych wpływa na rozmieszczenie przestrzenne nurów i lodówek (Petersen i in. 2011, Dierschke i in. 2016). Gatunki te, podobnie jak inne kaczki morskie, unikają również szlaków żeglugowych (Bellebaum i in. 2006). W przypadku bentofagów, dodatkowa utrata siedlisk spowodowana jest fizycznym uszkadzaniem dna morskiego, spowodowanym zarówno przez połowy jak i wydobycie.

Należy zauważyć, że wszystkie wyżej wymienione czynniki mają skumulowany wpływ na populacje ptaków wodnych, nie tylko w sezonie zimowym, ale również lęgowym (np. wpływając na sukces lęgowy). Z drugiej strony, ptaki wodne zimujące na Bałtyku mogą podlegać presjom na obszarach lęgowisk i podczas migracji (OSPAR/HELCOM/ICES 2017).

Populacje lęgowych ptaków, których liczebność ocenia się w ramach kryterium D1C2 są eksponowane na szereg niekorzystnych czynników i presji o źródłach zarówno antropogenicznych, jak i naturalnych. Najważniejsze z nich obejmują:

- efektywna utrata siedlisk w wyniku nasilonej obecności ludzkiej;
- obniżony sukces lęgowy spowodowany płoszeniem przez ludzi;
- eutrofizacja wód wpływająca na strukturę i funkcjonowanie sieci troficznej;
- utrata siedlisk w wyniku rozbudowy infrastruktury;
- utrata siedlisk w wyniku zarastania przybrzeżnych łąk;
- wysokie straty lęgów i osobników dorosłych spowodowane działaniem drapieżników;
- wysokie straty w lęgach spowodowane katastrofalnymi sztormami lub wezbraniami.

Wiodącym czynnikiem utraty siedlisk ptaków gniazdujących na plażach nadmorskich jest intensywne użytkowanie rekreacyjne terenów nadbrzeżnych przez ludzi. Tereny intensywnie i licznie penetrowane przez ludzi są postrzegane przez ptaki jako siedliska nie nadające się do gniazdowania, gdyż człowiek traktowany jest jako drapieżnik (Frid i Dill 2002, Beale, Monaghan 2004). W efekcie, gniazdowanie kluczowych gatunków ptaków jest z reguły ograniczone do fragmentów wybrzeża chronionych jako rezerwaty, gdzie presja ludzka bywa nieco niższa. Jednak powszechne naruszanie zakazów wstępu do rezerwatów powoduje obniżenie udatności lęgów również na tych terenach. Naziemne lęgi są rozdeptywane przez ludzi i psy, a niepokojenie inkubujących ptaków zwiększa ekspozycję lęgów na drapieżnictwo wron i mew oraz ekspozycję na możliwe przegrzanie jaj i piskląt.

Sukces lęgowy ptaków morskich jest w wielu miejscach krytycznie niski z uwagi na bardzo wysokie straty w lęgach spowodowane drapieżnictwem norki amerykańskiej (gatunek inwazyjny) i lisa, lokalnie także wrony siwej. Działanie drapieżników ułatwia fakt koncentracji lęgów ptaków na niewielkich, ograniczonych obszarach, które są obiektem nasilonej penetracji drapieżników.

Zmiany siedliskowe związane z zarastaniem nadmorskich łąk słonoroślowych są czynnikiem szybkiej utraty siedlisk lęgowych ptaków siewkowych (np. biegusa zmiennego). Zaniechanie wypasu bydła lub wykaszania łąk prowadzi do szybkiego zarastania tych habitatów przez trzcinę, wspomaganego przez rosnącą eutrofizację wód (Herrmann 2011, MBZ (monitoring biegusa zmiennego – dane niepubl.)).

Na **produktywność bielika** oddziałuje kilka antropogenicznych czynników, które wpływają na liczbę piskląt w gnieździe i sukces lęgowy. Są to: dostępność pokarmu, zanieczyszczenia chemiczne, drapieżnictwo, pogoda, niepokojenie przez człowieka w pobliżu miejsc gniazdowych, kolizje oraz celowe otrucia (HELCOM 2015).

Ryby

Skład gatunkowy ichtiofauny Morza Bałtyckiego jest determinowany przez wiele czynników. Jednym z najbardziej istotnych jest niskie zasolenie i jego przestrzenny gradient (Demel 1975, HELCOM 2006a, HELCOM 2006b) który rośnie od praktycznie wysłodzonej Zatoki Botnickiej w kierunku południowym i zachodnim do Cieśnin Duńskich gdzie w rejonie Kattegatt zasolenie jest już zbliżone do oceanicznego. Brakiczny charakter w połączeniu ze stosunkowo niedawnym ukształtowaniem się Morza Bałtyckiego w obecnej formie, które nastąpiło po ustąpieniu ostatniego zlodowacenia, około 13 tys. lat temu (Björck 1995), nie pozwoliły na wytworzenie się struktury gatunkowej ryb charakterystycznej wyłącznie dla Bałtyku, jak stało się w przypadku ichtiofauny innych słonawych mórz w rejonie ponto-kaspijskim. Zespoły ryb obecnie zasiedlające Morze Bałtyckie są rezultatem jego naturalnej kolonizacji przez euryhalinowe gatunki z rejonu Atlantyckiego oraz śródlądowych refugiów jak również antropogenicznego przemieszczania gatunków obcych. Powoduje to obecność ryb zarówno typowo morskich, słodkowodnych jak i dwuśrodowiskowych obejmujących aż 242 gatunki, z czego w basenach: Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w granicach których zawierają się polskie obszary morskie jest to od 82 do 104 gatunków (HELCOM 2020). Przy czym ryb uznawanych za stały element ichtiofauny w POM jest około 66 gatunków (Tabela 1.14).

Tabela 1.14**.** Charakterystyka ichtiofauny POM (opracowanie własne na podstawie HELCOM 2020). Występowanie: R – rezydentalny, X - obecny, T – pojawiający się. Charakter gatunku: M - morski, F - słodkowodny, D – dwuśrodowiskowy, P-C – ponto-kaspijski. Grupa: C – przybrzeżne, P – pelagiczne, B – demersalne, Pa - pasożytnicze

Lp.	Nazwa gatunkowa	Występowanie			Charakter gatunku	Grupa
		Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański		
1.	Babka czarna, *Gobius niger*	R	R	R	M	C
2.	Babka czarnoplamka, *Gobiusculus flavescens*	R	R	R	M	C
3.	Babka krągła (bycza), *Neogobius melanostomus*	R	R	R	P-C*	C
4.	Babka łysa, *Babka gymnotrachelus*			T	P-C*	C
5.	Babka mała, *Pomatoschistus minutus*	R	R	R	M	C
6.	Babka piaskowa, *Pomatoschistus microps*	R	R	R	M	C
7.	Babka szczupła, *Neogobius fluviatilis*			T	P-C*	C
8.	Belona, *Belone belone*	R	R	R	M	P
9.	Boleń, *Leuciscus aspius*	T	T	T	F	C
10.	Certa, *Vimba vimba*	X	X	X	D	C
11.	Cierniczek, *Pungitius pungitius*	R	R	R	F/M	C
12.	Ciernik, *Gasterosteus aculeatus*	R	R	R	F/M	C
13.	Ciosa, *Pelecus cultratus*	T	T	X	D	P
14.	Dennik, *Liparis liparis*	T	R	R	M	B
15.	Dobijak, *Hyperoplus lanceolatus*	R	R	R	M	C
16.	Dorsz, *Gadus morhua*	R	R	R	M	B/P
17.	Gładzica, *Pleuronectes platessa*	R	R	R	M	B
18.	Iglicznia, *Syngnathus typhle*	R	R	R	M	C
19.	Jazgarz, *Gymnocephalus cernua*	R	T	X	F	C
20.	Jaź, *Leuciscus idus*	X	X	X	F	C
21.	Jesiotr bałtycki, *Acipenser oxyrinchus*	X	T	X	D	B
22.	Karaś srebrzysty, *Carassius gibelio*		T	R	F	C
23.	Krąp, *Blicca bjoerkna*	R	R	R	F	C
24.	Kur diabeł, *Myoxocephalus scorpius*	R	R	R	M	C
25.	Kur głowacz, *Taurulus bubalis*	R	R	T	M	C
26.	Kur rogacz, *Myoxocephalus quadricornis*	T	R	T	M	C
27.	Leszcz, *Abramis brama*	R	R	R	F	C
28.	Lin, *Tinca tinca*	X	X	X	F	C
29.	Lipień, *Thymallus thymallus*			T	F	C
30.	Lisica, *Agonus cataphractus*	X	T	R	M	B
31.	Łosoś atlantycki, *Salmo salar*	X	X	X	D	P
32.	Makrela, *Scomber scombrus*	X	T	T	M	P
33.	Miętus, *Lota lota*	X	T	T	F	C
34.	Minóg morski, *Petromyzon marinus*	X	T	T	D	Pa
35.	Minóg rzeczny, *Lampetra fluviatilis*	X	X	X	D	Pa
36.	Motela, *Enchelyopus cimbrius*	R	R	R	M	B/P
37.	Nagład, *Scophthalmus rhombus*	R	T	T	M	B
38.	Okoń, *Perca fluviatilis*	R	R	R	F	C

Lp.	Nazwa gatunkowa	Występowanie			Charakter gatunku	Grupa
		Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański		
39.	Ostropłetwiec, *Pholis gunnellus*	R	R	T	M	B
40.	Ostrosz, *Trachinus draco*	T			M	C
41.	Parposz, *Alosa fallax*	X	X	X	D	P
42.	Płoć, *Rutilus rutilus*	R	R	R	F	C
43.	Pocierniec, *Spinachia spinachia*	R	R	T	M	C
44.	Pstrąg tęczowy, *Oncorhynchus mykiss*	T	T	T	NA-P*	C
45.	Rozpiór, *Ballerus ballerus*	X	T		F	C
46.	Sandacz, *Sander lucioperca*	R	X	R	F	C
47.	Sapa, *Abramis sapa*			X	F	C
48.	Sieja wędrowna, *Coregonus maraena*	X	R	X	D	C
49.	Skarp, *Scophthalmus maximus*	R	R	R	M	B
50.	Stornia, *Platichthys flesus*	R	R	R	M	B
51.	Stynka, *Osmerus eperlanus*	R	X	X	D	P
52.	Sum, *Silurus glanis*	X	T	T	F	C
53.	Szczupak, *Esox lucius*	R	X	R	F	C
54.	Szprot, *Sprattus sprattus*	R	R	R	M	P
55.	Śledź, *Clupea harengus*	R	R	R	M	P
56.	Tasza, *Cyclopterus lumpus*	R	R	R	M	B
57.	Taśmiak długi, *Lumpenus lampretaeformis*	R	T	T	M	B
58.	Tobiasz, *Ammodytes tobianus*	R	R	R	M	C
59.	Troć wędrowna, *Salmo truttam. trutta*	X	X	X	D	C/P
60.	Ukleja, *Alburnus alburnus*	R	R	R	F	C
61.	Węgorz europejski, *Anguilla anguilla*	X	X	X	D	C
62.	Węgorzyca, *Zoarces viviparus*	R	R	R	M	B
63.	Wężynka, *Nerophis ophidion*	R	R	R	M	C
64.	Witlinek, *Merlangius merlangus*	X	T	T	M	B/P
65.	Wzdręga, *Scardinius erythrophthalmus*	R	T	X	F	C
66.	Zimnica, *Limanda limanda*	R	T	T	M	B

*Gatunek obcy

Największą różnorodność gatunkową można zaobserwować w składzie **ichtiofauny strefy przybrzeżnej,** co wynika z występujących tu różnych typów siedlisk (Gibson i in. 1993, Harris i in. 2001, Repecka 2003, Sellesla i Amara 2007), które są miejscem żerowania, rozrodu i podrostu narybku dla wielu gatunków ryb (Demel 1975, Zander 1990, Skóra 1993, Szymelfenig 1998). Polska strefa przybrzeżna w zdecydowanej większości jest mało urozmaicona i ma charakter piaszczystego litoralu zasiedlanego przez typowe dla tego siedliska gatunki morskie jak: tobiasz *A. tobianus*, dobijak *H. lanceolatus*, drobne ryby babkowate: babka mała *P. minutus*, babka piaskowa *P. microps* oraz płastugi: stornia *P. flesus*, skarp *S. maximus*, gładzica *P. platessa*. Z gatunków słodkowodnych najliczniej występuje okoń *P. fluviatilis*. Zdecydowanie bardziej zróżnicowany skład gatunkowy ichtiofauny strefy przybrzeżnej stwierdzany jest w miejscach występowania roślinności i w rejonach dna kamienistego. Rybami silnie związanymi z roślinnością są takie gatunki jak: wężynka *N. ophidion*, igliczna *S. typhle*, babka czarna *G. niger*, jak również, w mniejszym stopniu, ryby ciernikowate: ciernik *G. aculeatus* i cierniczek *P. pungitius*. Ponadto, flora podwodna w strefie przybrzeżnej stanowi podstawowy substrat dla tarła ryb typowych dla strefy otwartego morza jak np.: śledź

C. harengus czy belona *B. belone*. Natomiast gatunki typowe dla rejonów dna kamienistego jak również antropogenicznych siedlisk związanych z infrastrukturą umocnień brzegowych i portów to: obcy gatunek z rejonu ponto-kaspijskiego babka krągła *N. melanostomus*, oraz rodzime kur diabeł *M. scorpius* czy węgorzyca *Z. viviparus*. Bogactwo gatunkowe ichtiofauny zwiększa się również w ujściach rzek, gdzie do typowego składu gatunkowego otwartego wybrzeża dochodzą gatunki słodkowodne, żyjące w estuariach jak: płoć *R. rutilus*, jaź *L. idus*, boleń *L. aspius*, sandacz *S. lucioperca* oraz pojawiające się okresowo ryby dwuśrodowiskowe (Radke i in. 2010) jak: troć *S. trutta*, stynka, *O. eperlanus*, certa *V. vimba*. Miejscem w POM w którym występuje kompleks tych wszystkich typów siedlisk w strefie przybrzeżnej jest rejon Zatoki Gdańskiej, w szczególności jej zachodnia część, obejmująca Zatokę Pucką. Z tego względu obszar ten charakteryzuje się najwyższą różnorodnością gatunkową występującej tu ichtiofauny. Główną cechą Zatoki Puckiej, istotną dla kształtowania się występujących tu zespołów ryb jest występowanie rozległych płycizn z łąkami podwodnymi tworzonymi przez roślinność naczyniową, oraz kamienisk porośniętych makroglonami (Zaucha i Matczak (red.) 2015). W rejonie Zatoki Gdańskiej znajduje się również estuarium Wisły, które jest jednym z najistotniejszych na polskim wybrzeżu obszarów dla ryb wędrownych odbywających tutaj migracje rozrodcze: łososia *S. salar*, troci *S. trutta*, parposza *A. fallax*, minoga rzecznego *L. fluviatilis*, certy *V. vimba* czy też reintrodukowanego jesiotra *O. oxyrinchus* oraz katadromicznego węgorza *A. anguilla*. Ponadto w wodach słonawych, estuariowych - w pobliżu ujść dużych rzek obserwowane są zwykle duże koncentracje młodych ryb śledziowatych (Gąsowska (red.) 1962, Whitehead 1985, Grygiel 1999, Froese i Pauly (red.) 2011). Podobnie ma to miejsce w rejonie Zatoki Pomorskiej, gdzie obok wędrówek ryb dwuśrodowiskowych do dorzecza Odry obserwuje się intensywną migrację ichtiofauny słodkowodnej z estuariowych wód Zalewu Szczecińskiego (Mutko (red.) 1994, Radziejewska i Schernewski 2008) oraz wędrownej formy siei *C. maraena*. Gatunek ten występuje również na środkowym wybrzeżu w rejonie Jeziora Łebsko i w Zatoce Puckiej gdzie są realizowane zarybienia wspierające lokalne populacje. Jednak populacja siei wędrownej odbywająca tarło w Zalewie Szczecińskim jest najliczniejsza.

W przeciwieństwie do strefy przybrzeżnej charakteryzującej się bogatym w gatunki zespołem ryb, **ichtiofauna strefy pelagicznej otwartego morza** jest kształtowana tylko przez kilka typowo morskich taksonów, które jednak tworzą bardzo liczne populacje i dominują w biomasie ogółu ryb jak: śledź *C. harengus* i szprot *S. sprattus*. Są to ławicowe gatunki żywiące się planktonem, które same stanowią podstawowy pokarm dla drapieżnych ryb takich jak: łosoś *S. salar* czy też belona *B. belone* oraz rzadszych parposza *A. fallax* i makreli *S. scombrus*. W okresie zimowym duże ławice w głębokowodnym pelagialu formują również cierniki *G. aculeatus.* Ze względu na pionowe uwarstwienie Morza Bałtyckiego i związaną z tym stratyfikację zasolenia, które rośnie w kierunku dna, głębokowodne obszary otwartego morza o zasoleniu powyżej 10-12, są istotnymi tarliskami dla ryb morskich tradycyjnie klasyfikowanych jako związane z siedliskami demersalnymi: dorsza *G. morhua* (Cardinale i Svedang 2011, Nissling i Westin 1997) i ryb flądrowatych: storni *P. flesus* i gładzicy *P. platessa* (Nissling i in. 2002). Gatunki te mają ikrę pelagiczną, wymagającą wyższego zasolenia by zachowywała neutralną pływalność. Obecność warstwy wody o odpowiednim zasoleniu i natlenieniu nazywanej „wodą dorszową" jest kluczowe dla rozrodu tych ryb i ma znaczenie limitujące wielkość rekrutacji nowych pokoleń.

Z tego względu, że wiele gatunków wykorzystuje różne siedliska i strefy wód w ciągu swojego cyklu życiowego, trudno w przypadku Morza Bałtyckiego wyodrębnić jednoznacznie **zespół ryb demersalnych**. W przypadku większości płastug które prowadzą typowo przydenny tryb życia, samo tarło i rozwój larw odbywa się w toni wód otwartych a następnie stadia młodociane najliczniej zasiedlają strefę przybrzeżną. Natomiast dorsz oprócz tarła pelagicznego też często żeruje na ławicach ryb śledziowatych w otwartej toni. Jako typowe gatunki bałtyckich ryb związane ze względnie głębokowodnymi siedliskami dennymi można wskazać mniej liczne gatunki jak: dennik *L. liparis*, ostropłetwiec *P. gunnellus,* lisica *A. cataphractus* czy rzadki relikt poglacjalny taśmiak długi *L. lampretaeformis*. Również tasza *C. lumpus* jest typowo związana

z siedliskami dennymi jednak szczególnie w okresie zimowym i wiosną jest też często spotykana w strefie przybrzeżnej gdzie odbywa tarło na dnie kamienistym.

Siedliska bentosowe

W ocenie stanu siedlisk bentosowych klasyfikacji podlega makrozoobentos i fitobentos (zgodnie z wymogami Decyzji Komisji 2017/848 na podstawie klasyfikacji siedlisk EUNIS (ang. *European Union Nature Information System*) wskazanymi w powyższej Decyzji, zmodyfikowanej na potrzeby RDSM (Evans i in. 2016)). Siedlisko rozumiane jest jako zespół czynników abiotycznych, które dominują w określonej przestrzeni i wpływają na rozwój flory i fauny, ich populację lub biocenozę. Siedliska bentosowe są rozróżniane poprzez obecność charakterystycznych zespołów gatunków w określonej przestrzeni, na rozpoznanym rodzaju osadu i o znanych parametrach fizykochemicznych. W słonawym Bałtyku większość gatunków stanowią organizmy o dużej tolerancji na warunki środowiska, jednak ich liczebność może być zmienna w wieloletnich cyklach. Ocena stanu siedlisk morskich jest niezbędna do oceny stopnia degradacji środowiska.

Makrozoobentos (makrofauna denna) tworzy zespół zwierząt bezkręgowych o rozmiarach powyżej 1 mm. W jego skład wchodzą organizmy żyjące na powierzchni osadów dennych (epifauna), jak i w głębi osadu (infauna). W większości są to gatunki osiadłe o długim (przynamniej rocznym) cyklu życiowym. Charakter makrozoobentosu, tj. jego skład taksonomiczny, liczebność i biomasę kształtują przede wszystkim czynniki fizyczno-chemiczne środowiska morskiego. Do najważniejszych czynników naturalnych zaliczyć należy zasolenie, zawartość tlenu w warstwie wody przy dnie oraz rodzaj osadów dennych. W skład bałtyckiego makrozoobentosu wchodzą gatunki morskie, słonawowodne, a nawet słodkowodne, głównie małże (Bivalvia), skorupiaki (Crustacea), wieloszczety (Polychaeta), skąposzczety (Oligochaeta) i ślimaki (Gastropoda). Na podłożu twardym ponadto pojawiają się często organizmy poroślowe, jak mszywioły (Bryozoa) czy jamochłony (Hydrozoa). Bezkręgowce bentosowe mogą być czułym bioindykatorem środowiska, gdyż różnorodność taksonomiczna, liczebność, biomasa oraz wrażliwość poszczególnych taksonów tworzących zespół organizmów bentosowych świadczy o jakości ekologicznej dna morskiego (Żmudziński 1990, Andrulewicz i in. 1998, Warzocha i in. 2009, Michaud i in. 2006, Węsławski 2009, Osowiecki i in. 2012, Szaniawska 2018).

Zasolenie w POM mieści się w dolnej strefie przedziału wód mezohalinowych (5-18) i wynosi 7-9 w warstwie wody nad haloklinią oraz powyżej 13 w warstwie przydennej głębi południowobałtyckich. Większość bezkręgowców dennych południowego Bałtyku to gatunki euryhalinowe odznaczające się dużą tolerancją na zmiany zasolenia. Najbardziej odporny pod tym względem jest rogowiec bałtycki (*Macoma balthica*), który zasiedla prawie cały obszar Bałtyku. Wąskim zakresem tolerancji odznaczają się tzw. gatunki reliktowe preferujące wyższe zasolenie i zasiedlające głębsze i zimniejsze obszary dna: małże astarta północna *Astarte borealis* i astarta zachodnia *A. elliptica*, skorupiak podwój wielki *Saduria entomon* oraz priapulidy *Priapulus caudatus* i *Halicryptus spinulosus*. Organizmy preferujące niskie zasolenie (np. ślimaki z rodziny Hydrobiidae, rozdepka rzeczna *Theodoxus fluviatilis*, błotniarka jajowata *Radix labiata* oraz kiełże *Gammarus duebeni* i *G. zaddachi*) zasiedlają najczęściej rejony ujść rzecznych i zalewy.

Nasycenie tlenem przydennej warstwy wody jest istotnym czynnikiem limitującym występowanie makrozoobentosu. W strefie dna płytkiego (0-25 m) falowanie, przydenne i powierzchniowe prądy wody oraz mieszanie pionowe powodują, że woda nad dnem i osady są dobrze nasycone tlenem. Na dnie głębszym, poniżej halokliny, która w POM występuje na głębokości około 50-70 m, temperatura wody jest niższa niż w warstwie powierzchniowej, zaś zasolenie i gęstość wody są większe. Ponieważ mieszanie się przydennych mas wody z dobrze natlenionymi wodami powierzchniowymi jest utrudnione, jedynym źródłem tlenu nad dnem są wlewy natlenionej, słonej wody z Morza Północnego. Jednak w wyniku procesu mineralizacji materii organicznej opadającej z warstwy prześwietlonej (eufotycznej) dochodzi z czasem do wyczerpania tlenu rozpuszczonego w wodzie (Feistel, Günter, Wasmund (red.) 2008). W wyniku

beztlenowego rozkładu materii organicznej wytwarzany jest toksyczny siarkowodór. Niedostatek tlenu (hipoksja) lub jego brak (anoksja) dotyczy przede wszystkim rejonów głębi południowobałtyckich znajdujących się w granicach POM – Gdańskiej, Bornholmskiej oraz w mniejszym stopniu południowego stoku Głębi Gotlandzkiej. Muliste dno tych głębi i rejonów dna poniżej halokliny pozbawione jest najczęściej życia makroskopowego. Po wlewach, do czasu wyczerpania tlenu, zasiedlają je najbardziej odporne na jego deficyt, oportunistyczne gatunki wieloszczetów skoloplos *Scoloplos armiger* i złotorunka bałtycka *Bylgides sarsi* oraz skorupiak – podwój wielki *Saduria entomon*.

Dynamika wód jest czynnikiem kształtującym zoocenozy denne w strefie przybrzeżnej otwartego morza. Intensywne prądy wody w tej strefie nie sprzyjają masowej kolonizacji makrozoobentosu. Fauna denna jest uboga pod względem jakościowym i ilościowym. Typowym przedstawicielem makrozoobentosu zasiedlającym przemieszczane prądami ławice piasku jest drobny skorupiak batyporeja *Bathyporeia pilosa*.

Rodzaj osadu w głównej mierze kształtuje strukturę gatunkową makrozoobentosu. W granicach POM, w zależności od miejsca i głębokości, występują iły i muły, piaski, żwiry oraz lokalnie skupiska kamieni. Dno płytszych rejonów w pobliżu południowych brzegów oraz południowobałtyckich ławic – Pomorskiej, częściowo Słupskiej i Środkowej ma charakter piaszczysty. W głębszych miejscach występują miękkie muły. Na pograniczu piasków i mułów (od 20 do 70 m) występuje cała gama osadów przejściowych, od piasków ilastych do zapiaszczonych mułów. Miejscami występują skupiska kamieni, bądź też zalega glina ze żwirem. Dno muliste, zwłaszcza w osłoniętych zatokach i obszarach przyujściowych rzek, zasobne jest w rozdrobnioną i częściowo rozłożoną materię roślinną zwaną detrytusem.

Każdy rodzaj osadu dna morskiego zasiedla charakterystyczny dla niego zespół organizmów bezkręgowych. Typowymi mieszkańcami płytkiego dna piaszczystego są: drobny skorupiak batyporeja *Bathyporeia pilosa*, wieloszczet pygospio *Pygospio elegans* oraz małż - sercówka *Cerastoderma glaucum*. Wraz ze wzrostem głębokości oraz koncentracji materii organicznej w osadach rośnie udział gatunków preferujących dno piaszczysto-muliste. Należą do nich małże rogowiec bałtycki *Limecola balthica* i małgiew piaskołaz *Mya arenaria*, skorupiaki z rodzaju *Corophium* i pośródek pospolity *Diastylis rathkei*. Dno kamieniste zasiedlają gatunki trwale przytwierdzone do powierzchni kamieni: omułek *Mytilus trossulus*, pąkla *Amphibalanus improvisus* i siatecznik bałtycki *Einhornia crustulenta*. Gatunki te zaliczane są do grupy tzw. gatunków siedliskotwórczych, gdyż tworzą siedliska dla innych gatunków, np.: kiełży, ślimaków i wypławków.

W historii badań zoobentosu południowego Bałtyku wykonano kilka projektów badawczych, w wyniku których przedstawiono rozkład powierzchniowy dominujących gatunków i zespołów zoobentosu. Do ważniejszych zaliczyć należy wyniki badań przeprowadzonych w latach 1948-1954 przez Demela i Mańkowskiego (1951) oraz Demela i Mulickiego (1954). W ich wyniku powstały mapy rozmieszczenia gatunków dominujących i rozkładu biomasy makrozoobentosu. W latach 1956-1957 Mulicki i Żmudziński (1969) badając ponownie rozkład biomasy makrozoobentosu stwierdzili po raz pierwszy obecność dużych powierzchniowo „pustyń bentosowych" (obszarów azoicznych) w rejonie Głębi Bornholmskiej i Głębi Gdańskiej. Stan deficytów tlenowych lub braku tlenu na dnie południowobałtyckich głębi, a także w wodach poniżej halokliny (około 60 m) w Morzu Bałtyckim zmieniał się na przestrzeni ostatnich lat. Od wczesnych lat 90-tych XX w., zawartość tlenu w wodach o głębokości poniżej 65 m zaczęła stopniowo spadać powodując długotrwałe okresy stagnacji (tzw. dług tlenowy) oraz pojawienie się jonów amonowych. Po silnym wlewie natlenionych wód w 2014 r., ponownie w Bałtyku Właściwym dług tlenowy osiągnął najwyższy poziom. Zasięg długu tlenowego objął również płytsze, subhalinowe wody w zachodnich i północnych basenach Morza Bałtyckiego, prowadząc do pojawiającej się okresowo hipoksji nawet w wodach przybrzeżnych. Obecnie, osiągnięcie wartości stężenia tlenu 2 cm^3dm^{-3} we wszystkich wodach poniżej 65 m głębokości, możliwe by było wraz z wlewem 22 mln ton wody natlenionej, czyli 11-krotnie większej objętości wody niż miało to miejsce podczas wlewu w 1993 roku (Rolff i in. 2022).

Kolejne badania makrozoobentosu obejmujące swym zakresem obszar POM przeprowadził w latach 1978-1983 Warzocha (1995). Autor przedstawił opis struktury i klasyfikację zespołów makrofauny dennej i na tej podstawie wyszczególnił pięć dominujących zespołów fauny dennej w Południowym Bałtyku: *Macoma balthica-Mya arenaria* na dnie piaszczystym; *Mytilus edulis* (*trossulus*)-*Gammarus salinus* na dnie kamienistym*; Macoma balthica-Saduria entomon* oraz *Astarte borealis-Astarte eliptica* na dnie piaszczysto-mulistym*; Scoloplos armiger-Macoma balthica* w najgłębszych, mulistych obszarach POM.

Przekrojowe prace dotyczące rozmieszczenia, liczebności i biomasy makrofauny dennej dna miękkiego obejmującego POM w wodach otwartych zostały przedstawione również w pracach Laine (2003) oraz Gogina i in. (2016).

Makrofitobentos (makroflora denna, makrofity) to rośliny podwodne o rozmiarach co najmniej kilku milimetrów. Zalicza się do nich:

- makroglony, do których należą zielenice, brunatnice i krasnorosty. Porastają one twarde podłoże (głazy, otoczaki i podwodne konstrukcje) natomiast niektóre gatunki przytwierdzają się do dna miękkiego za pomocą chwytników (ramienice) lub zalegają na dnie w postaci mat (nitkowate brunatnice);
- rośliny naczyniowe – wodne rośliny występujące na dnie piaszczystym, przytwierdzone systemem korzeniowym (trawa morska, rdestnice) (Brzeska i Opioła 2020).

Rośliny podwodne występują wyłącznie w prześwietlonych rejonach wód, tak więc ich rozmieszczenie ogranicza się do strefy eufotycznej (Schiewer (red.) 2008, Kautsky i in. 2017). W polskiej strefie Bałtyku maksymalny zasięg występowania makroglonów przytwierdzonych do dna twardego wynosi 22 m, natomiast roślin zakorzenionych w dnie piaszczystym - 8 m (Grupa Doradcza SMDI 2015a, 2015b, Feistel, Günter, Wasmund (red.) 2008, Michałek i in. 2020, Brzeska i Kruk-Dowgiałło 2017, dane PMŚ, Kruk-Dowgiałło (red.) 2000a).

Makrofity w granicach POM w formie zbiorowisk występują w kilku rejonach tj. na dwóch obszarach dna twardego: głazowiska Ławicy Słupskiej i głazowiska Rowy, zajmujących łącznie 147 km^2, na dnie mieszanym (piaszczysto-kamienistym): w wodach przybrzeżnych klifu orłowskiego w Gdyni (Zatoka Pucka Zewnętrzna) oraz wodach przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej (Woliński Park Narodowy), a także na dnie miękkim: w Zatoce Puckiej i w zalewach.

Głazowisko Ławicy Słupskiej obejmuje północno-zachodnią część Ławicy Słupskiej, zlokalizowaną w zakresie głębokości 8-20 m, około 46 km na północ od miejscowości nadbrzeżnej Ustka. Powierzchnia głazowiska wynosi 143,31 km^2 i stanowi 17,7% powierzchni całego obszaru chronionego Natura 2000 Ławica Słupska PLC990001. Głazowisko jest jednym z trzech stanowisk siedliska 1170 Rafy w POM (Michałek i in. 2020, SDF obszaru PLC990001, Barańska i in. 2018). Rzeźba dna jest bardzo urozmaicona, wyróżniająca obszar głazowiska spośród innych rejonów południowego Bałtyku (Janowski i in. 2021). Charakterystycznym elementem morfologicznym są ciągi wzniesień zbudowane przeważnie z bloków skalnych i głazów, odpornych na erozję (Kruk-Dowgiałło i in. 2011). Twarde dno oraz stosunkowo duża przezroczystość wody stwarzają dogodne warunki rozwoju różnorodnych gatunkowo zespołów bentosowych, wśród których występują cenne przyrodniczo w ekosystemie morskim tzw. gatunki siedliskotwórcze (Andrulewicz i in. 2004, Brzeska 2009, Kruk-Dowgiałło i in. 2011). Należą do nich gatunki krasnorostów: widlik *Furcellaria lumbricalis*, rozróżka *Ceramium diaphanum* (oba objęte ochroną gatunkową) i rurecznica *Vertebrata fucoides* oraz małż - omułek *Mytilus trossulus*. W wielu miejscach głazowiska Ławicy Słupskiej rozwijają się gatunki makroglonów rzadkie nie tylko w POM, np. liściak *Coccotylus truncatus*, *Desmarestia viridis*, rodomela *Rhodomela confervoides*, ale także w skali całego Bałtyku Właściwego, np. *Delesseria sanguinea* (Kruk-Dowgiałło i in. 2011, dane PMŚ, Michałek i in. 2020).

Głazowisko Rowy usytuowane jest w strefie przybrzeżnej środkowego wybrzeża Polski, na głębokości od 2 do 18 m, około 1,5 km na północ od miejscowości Rowy. Obowiązująca mapa – EUSeaMap nie zawiera informacji o lokalizacji głazowiska Rowy, które zidentyfikowano w POM w 1996 r. (Kruk-Dowgiałło (red.)

2000b). W kolejnych latach kompleksowo badano zespoły organizmów bentosowych na dnie twardym (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło (red.) 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, Barańska i in. 2016, Barańska i in. 2021), a od 2010 roku makroglony objęte są regularnym monitoringiem w ramach PMŚ (dane PMŚ). Głazowisko Rowy obejmuje niewielki fragment Słowińskiego Parku Narodowego, położone jest ponadto w obrębie obszaru Natura 2000 Ostoja Słowińska (PLH220023), gdzie stanowi przedmiot ochrony – siedlisko 1170 Rafy (SDF obszaru PLH220023, Barańska i in. 2018). Dno w rejonie głazowiska stanowi obszar platformy abrazyjnej z licznymi głazami i polami otoczaków tworzącymi zwarty bruk abrazyjny. Na jego powierzchni rozwijają się bogate gatunkowo i obfite ilościowo zespoły organizmów bentosowych. Dominują gatunki krasnorostów, takie jak *V. fucoides* i *F. lumbricalis*, sporadycznie występują gatunki rzadkie w POM, takie jak brunatnica *Sphacelaria cirrosa* i krasnorost rozróżka *Ceramium tenuicorne* (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, dane PMŚ).

Wyjątkowy pod względem przyrodniczym jest również rejon kamienisto-piaszczystego dna w wodach przybrzeżnych u podnóża klifu orłowskiego w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, monitorowany w ramach PMŚ od 2002 roku, a nieuwzględniony na obowiązującej mapie EUSeaMap. Wśród osadów występują tutaj piaski średnio- i gruboziarniste oraz rozporoszone na dnie liczne kamienie i głazy (Uścinowicz i Zachowicz 1992, Osowiecki i Żmudziński (red.) 2000), nie tworzące rozległych i zwartych struktur kamienistych, tak jak w przypadku głazowiska Rowy czy głazowiska Ławicy Słupskiej. W klasyfikacji EUNIS zawartej w Decyzji Komisji 2017/848 nie istnieje siedlisko cechujące się tego typu osadami. Jest ono natomiast wymienione w klasyfikacji siedlisk bałtyckich (HELCOM 2013c) i wskazuje, że obszary cechujące się różnorodnością typów osadu, przy braku zdecydowanej dominacji jednego z nich, zaliczane są do rejonów dna mieszanego (Baltic photic mixed substrate). Obszar ten objęty jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 (Klify i Rafy Kamienne Orłowa PLH220105), a kamienisko zajmujące powierzchnię 104 ha (Michałek i in. 2022) tworzy siedlisko 1170 Rafy i wraz z typowymi taksonami makroglonów stanowi przedmiot ochrony (SDF obszaru PLH220105). Rejon wód przybrzeżnych klifu orłowskiego jest jedynym miejscem w Zatoce Puckiej, w którym zidentyfikowano stanowisko przytwierdzonej formy chronionego krasnorostu widlika *F. lumbricalis*, rzadkie w POM gatunki brunatnic *S. cirrosa*, *Protohalopteris radicans* oraz rzadki gatunek krasnorostu rozróżka *Ceramium virgatum*. Roślinność tego rejonu rozmieszona jest strefowo, wzdłuż określonych izobat. Wpływ na taki rozkład mają zróżnicowane warunki świetlne panujące na poszczególnych głębokościach. Płytsza strefa, do około 2 m głębokości zdominowana jest przez zielenice, głównie z rodzaju Ulva i Cladophora, rozwijające się przede wszystkim latem. Nieco głębiej, w pasie 4 m, zielenice wypierane są przez brunatnice oraz krasnorosty. Ta ostatnia grupa makroglonów dominuje na większych głębokościach, do 8 m (Osowiecki i Żmudziński (red.) 2000). Na poletkach dna piaszczystego, w zakresie głębokości od około 1,7 do 4,0 m, występują łąki podwodne, tworzone głównie przez objętą ochroną trawę morską *Zostera marina* (Osowiecki i Żmudziński (red.) 2000, Kruk-Dowgiałło i in. 2009, dane PMŚ).

W strefie przybrzeżnej Wolińskiego Parku Narodowego również znajduje się obszar dna kamienisto-piaszczystego. Bliskość klifowego brzegu sprawia, że urozmaicone dno wyróżnia ten rejon na tle większości dna piaszczystej strefy brzegowej (Gruszka i Chojnacki 2008, Chojnacki i Gruszka 2008). Od 2018 roku stanowisko jest objęte monitoringiem makrofitów w ramach PMŚ. Poza zielenicami z rodzaju Ulva i Cladophora, notowane są krasnorosty – rurecznica *V. fucoides* oraz objęta ochroną ścisłą rozróżka *C. diaphanum* (dane PMŚ, Gruszka i Chojnacki 2008).

Za najbardziej różnorodny i unikalny rejon pod względem występowania gatunków makrofitów w polskich obszarach morskich uznaje się Zatokę Pucką, a szczególnie jej wewnętrzną część (Zalew Pucki) oraz strefę przybrzeżną części zewnętrznej (Zatoka Pucka Zewnętrzna) (Ciszewski i in. 1962, Klekot 1980, Kruk-Dowgiałło 1991, Michałek i in. 2021, dane PMŚ). Poza największą w polskiej strefie Bałtyku liczbą chronionych gatunków makrofitów, występują tutaj również gatunki rzadkie. Charakterystyczną cechą akwenu jest porastająca piaszczyste obszary dna roślinność naczyniowa, tworząca jedno-, dwu- lub trójgatunkowe łąki podwodne (Klekot 1980, Kruk-Dowgiałło (red.) 2000a, Kruk-Dowgiałło i Szaniawska 2008,

Ecosystem approach… 2004-2009, Kruk-Dowgiałło i Brzeska 2009, Osowiecki i in. 2009, Michałek i Kruk-Dowgiałło (red.) 2014, Dąbrowska i in. 2016). W latach 60-tych ubiegłego wieku prawie całe dno akwenu było porośnięte łąkami. Obecnie zajmują one mniejsze powierzchnie i mają charakter płatowato-kępkowy (Kruk-Dowgiałło (red.) 2000a). Największe pod względem zajmowanej powierzchni dna są łąki zamętnicy błotnej *Zannichellia palustris* i rdestnicy grzebieniastej *Potamogeton pectinatus*. Natomiast najcenniejszym i jednocześnie najbardziej zagrożonym komponentem łąk podwodnych jest trawa morska *Zostera marina*, objęta ścisłą ochroną. Na przestrzeni ostatnich 50 lat powierzchnia jej występowania drastycznie się zmniejszyła. Jednak z badań prowadzonych przez Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego oraz Instytut Oceanologii PAN, opublikowanych w pracy *Distribution and extent od benthic habitats in Puck Bay (Gulf of Gdansk)* (Sokołowski i in. 2021) wynika, że od 2009 roku można zaobserwować pewne zwiększenie powierzchni łąk podwodnych *Z. marina.* Z pozostałych gatunków roślin notowanych w Zalewie Puckim objętych ochroną na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 roku *w sprawie ochrony gatunkowej roślin* (Dz.U. 2014 poz. 1409) wymienia się: ramienicę bałtycką *Chara baltica*, rozsochę morską *Tolypella nidifica* i krynicznika włosowatego *Nitella capillaris* (Michałek i in. 2021).

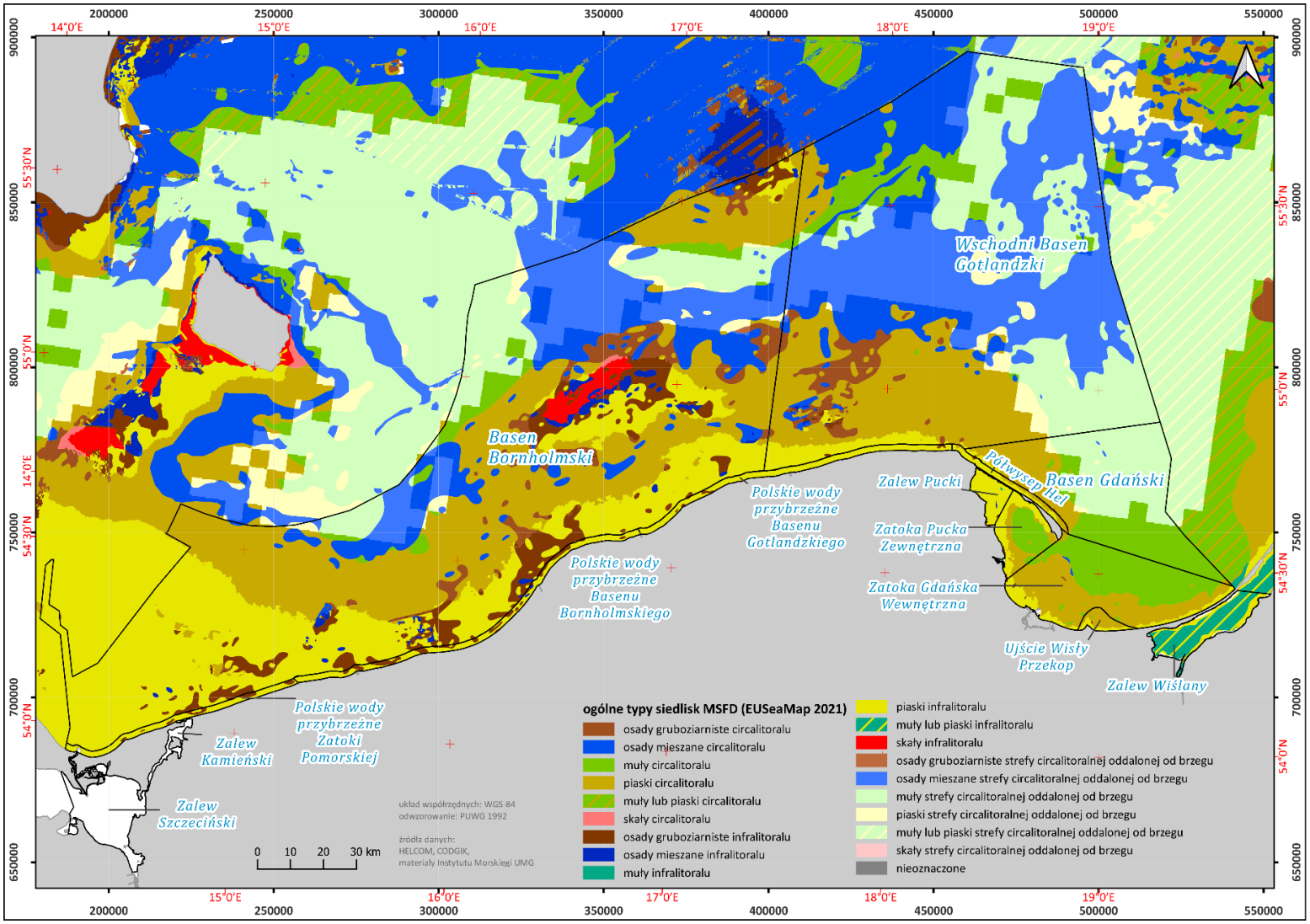
Roślinność podwodna występująca na dnie miękkim notowana jest także w zalewach: Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim. Generalnie jest słabo rozwinięta ze względu na niewielką przezroczystość wody (od 0,4 do 1 m) i silne falowanie (Zalewska-Gałosz 2010). Większość obszaru dna Zalewu Wiślanego zajmują osady mulisto-ilaste w centralnej części, natomiast w strefie przybrzeżnej przeważają osady piaszczyste, zwłaszcza we wschodniej, brzeżnej partii zalewu oraz przy brzegu południowym – Wysoczyzny Elbląskiej oraz przy brzegu północnym – Mierzei Wiślanej (Olenycz i Barańska (red.) 2014). Również dno w przybrzeżnej strefie Zalewów: Szczecińskiego i Kamieńskiego jest piaszczyste, natomiast w głębszych rejonach – muliste (Ławicki (red.) 2012). Brzegi zalewów porastają zbiorowiska roślinności naczyniowej charakterystyczne dla zbiorników słodkowodnych. W pasie roślin wynurzonych dominuje roślinność szuwarowa wykształcona w postaci rozległych i zwartych fitocenoz. Najczęstszymi jej elementami są szuwary trzcinowe (zespół trzciny pospolitej *Phragmitetum australis*) i oczeretowe (zespół oczeretu jeziornego *Scirpetum lacustris*), rozpowszechnione są także inne zbiorowiska ze związku *Phragmition*, a także fitocenozy ze związku *Magnocaricion*. W bardziej zacisznych miejscach osłoniętych przed falowaniem dogodne warunki rozwojowe znajdują zbiorowiska nymfeidów reprezentowane m.in. przez grążel żółty *Nuphar lutea*, grzybienie białe *Nymphaea alba*, a także grzybieńczyk wodny *Limnanthemum nymphoides*. Rośliny te tworzą własne fitocenozy i stanowią także element fitocenoz szuwarowych. Wśród roślin zanurzonych dominują takie gatunki jak rdestnice Potamogeton sp., wywłócznik kłosowy *Myriophyllum spicatum* czy rogatek sztywny *Ceratophyllum demersum*. Znacznie rzadszym elementem roślinności w zalewach są ramienice Characeae i tworzone przez nie fitocenozy (tzw. „łąki ramienicowe"), (Nagengast i Warzocha 2004). W Zalewie Wiślanym obserwuje się wpływ zasolenia, czego konsekwencją jest największy, w porównaniu do innych zalewów, udział gatunków słonawowodnych (Zalewska-Gałosz 2010) niewystępujących w Zalewie Szczecińskim i Kamieńskim (Nagengast i Warzocha 2004).

Podstawę klasyfikacji ogólnych typów siedlisk stanowi Mapa EUSeaMap (https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/), która bazuje na **klasyfikacji siedlisk EUNIS** (ang. European Union Nature Information System). Klasyfikacja ta powstała z inicjatywy Europejskiej Agencji Środowiska (EEA, ang. European Environment Agency) i dla potrzeb oceny siedlisk bentosowych odnosi się do 3. i 4. poziomu, a więc charakterystyki abiotycznej środowiska: typ substratu dna morskiego w podziale na strefę litoralną i circalitoralną wraz ze związanymi z nimi zespołami organizmów (makrozoobentos, makrofity). Zgodnie z definicją zastosowaną w opracowaniu Evans i in. (2016) strefa infralitoralna charakteryzuje się wystarczającą ilością światła do wzrostu roślin naczyniowych, takich jak *Zostera* spp. oraz zielenic. Zasięg występowania tej strefy ograniczony jest penetracją światła do 1%. W strefie circalitoralnej nie ma

wystarczającej ilości światła, aby mogły występować w niej rośliny naczyniowe i zielenice, lecz jest odpowiednia dla brunatnic i krasnorostów.

W 2015 roku rozpoczęto rewizję klasyfikacji siedlisk EUNIS, której pierwsze wyniki opublikowano w 2019 roku. W 2021 roku klasyfikację uzupełniono o powiązania z Załącznikiem 1 do dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG) oraz Europejskiej Czerwonej Listy Siedlisk. Zaktualizowana wersja została opublikowana w marcu 2022 roku i stanowi podstawę do klasyfikacji siedlisk bentosowych w niniejszym opracowaniu.

Na Rysunek 1.38 przedstawiono zasięg ogólnych typów siedlisk w obszarach oceny w POM. W Tabela 1.15 oraz Tabela 1.16 zestawiono charakterystykę BHT w obszarach oceny.



Rysunek 1.38. Ogólne typy siedlisk (mapa EUSeaMap 2021, www.emodnet-seabedhabitats.eu) w obszarach oceny POM (otwarte baseny, wody przybrzeżne i przejściowe)

Tabela 1.15. Ogólne typy siedlisk bentosowych wraz z ich powierzchnią w obrębie obszarów oceny otwartego morza w POM

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny [km²]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska (Evans i in. 2016)	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km²]
Basen Gdański	1667,59	muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	783,76
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	0,59
		muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,43
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	21,20
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	0,03
		piaski infralitoralu	MB53	17,02
		muły circalitoralu	MC63	497,45
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,41
		osady mieszane circalitoralu	MD43	4,78
		piaski circalitoralu	MC53	341,93
wschodni Basen Gotlandzki	10894,97	osady gruboziarniste strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD33	0,87
		muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	2257,05
		muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,05
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	16,94
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	256,21
		piaski infralitoralu	MB53	227,99
		osady mieszane infralitoralu	MB43	4,88
		muły lub piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53 lub MD63	0,16
		muły circalitoralu	MC63	623,78
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	351,94
		osady mieszane circalitoralu	MC43	1488,32
		osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD43	3512,40
		piaski infralitoralu	MC53	2154,33
Basen Bornholmski	14923,69	osady gruboziarniste strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD33	7,61
		muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	1115,89
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	871,73
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	215,69
		piaski infralitoralu	MB53	4254,58
		osady mieszane infralitoralu	MB43	175,91
		skały circalitoralu	MC13	10,20
		skały infralitoralu	MB13	158,17
		muły circalitoralu	MC63	346,22
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	562,58
		osady mieszane circalitoralu	MC43	1101,95

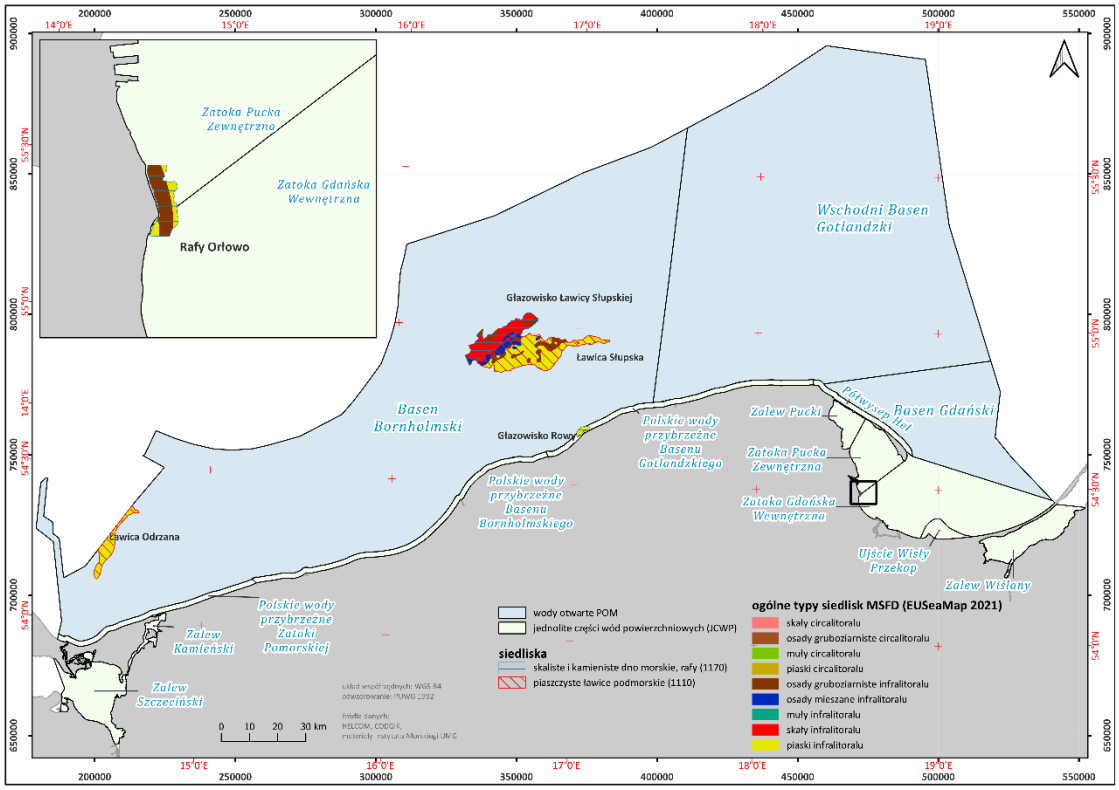
Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny [km²]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska (Evans i in. 2016)	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km²]
		osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD43	1445,24
		piaski circalitoralu	MC53	4657,96

Tabela 1.16. Ogólne typy siedlisk bentosowych wraz z ich powierzchnią w obrębie obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych w POM

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny [km²]	Ogólny typ podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska (Evans i in. 2016)	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km²]
Zalew Wiślany	301,20	muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,0003
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	222,16
		piaski infralitoralu	MB53	51,43
		piaski circalitoralu	MC53	0,01
Zalew Szczeciński	408,29	nieoznaczony w Emodnet	?	?
Zalew Kamieński	43,50	nieoznaczony w Emodnet	?	?
Zalew Pucki	111,45	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	2,51
		piaski infralitoralu	MB53	107,55
		osady mieszane infralitoralu	MB43	0,70
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,08
		muły infralitoralu	MB63	0,52
Zatoka Pucka Zewnętrzna	286,55	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	2,03
		piaski infralitoralu	MB53	90,99
		osady mieszane infralitoralu	MB43	0,06
		muły circalitoralu	MC63	119,85
		muły infralitoralu	MB63	0,24
		piaski circalitoralu	MC53	69,04
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	1196,46	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	1,30
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	0,03
		piaski infralitoralu	MB53	100,59
		muły circalitoralu	MC63	566,16
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	1,21
		osady mieszane circalitoralu	MC43	2,84
		piaski circalitoralu	MC53	519,60
Ujście Wisły Przekop	64,80	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	0,33
		piaski infralitoralu	MB53	19,09
		muły circalitoralu	MC63	0,51
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,13
		piaski circalitoralu	MC53	44,46

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny [km²]	Ogólny typ podstawie klasyfikacji EUNIS wg Decyzji Komisji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska (Evans i in. 2016)	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km²]
Półwysep Hel	81,27	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	1,11
		piaski infralitoralu	MB53	49,21
		piaski circalitoralu	MC53	29,52
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	187,66	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	6,98
		piaski infralitoralu	MB53	176,35
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,01
		piaski circalitoralu	MC53	0,76
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	221,74	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	52,97
		piaski infralitoralu	MB53	164,64
		osady mieszane infralitoralu	MB43	1,84
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,003
		piaski circalitoralu	MC53	0,69
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	138,83	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	19,35
		piaski infralitoralu	MB53	116,58
		piaski circalitoralu	MC53	0,27

Ocena siedlisk bentosowych w POM za wielolecie 2016-2021 została wykonana nie tylko na podstawie krajowych wskaźników w obrębie ogólnych typów siedlisk (BHT), ale pod uwagę zostały również wzięte oceny wykonywane w ramach **innych typów siedlisk (OHT, ang. other habitat types)** w POM, wyspecyfikowanych w dyrektywie siedliskowej (DS). W ocenie zostały uwzględnione te OHT, których stan powiązany jest ze stanem siedlisk bentosowych. W niniejszej ocenie siedlisk bentosowych nie zostało wzięte pod uwagę siedlisko Duże, płytkie zatoki (1160), ponieważ jego specyficzna struktura i funkcjonowanie opiera się na szeregu uwarunkowań nie powiązanych z cechami D1 oraz D6 (np. antropogenizacja strefy brzegowej, stan szuwaru trzcinowego, gatunki typowe ichtiofauny czy stan ekologiczny wód obejmujący siedliska pelagiczne). Na rysunku (Rysunek 1.39) przedstawiono granice OHT w poszczególnych obszarach oceny w POM.



Rysunek 1.39. Inne typy siedlisk (OHT) w poszczególnych obszarach oceny w POM

Charakterystykę poszczególnych OHT przedstawia Tabela 1.17.

Tabela 1.17. Charakterystyka OHT uwzględnionych w drugiej aktualizacji oceny siedlisk bentosowych na tle obszarów oceny i ogólnych typów siedlisk w POM

Obszar oceny	Inny typ siedliska OHT	Nazwa siedliska	Ogólny typ siedlisk EUNIS 2021	Uwagi
Basen Bornholmski	1110 - Piaszczyste ławice podmorskie	Ławica Słupska	piaski infralitoralu, osady gruboziarniste infralitoralu	-
	1110 - Piaszczyste ławice podmorskie	Ławica Odrzana	piaski infralitoralu	-
	1170 - Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy	Głazowisko Ławicy Słupskiej	skały infralitoralu	-
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	1170 - Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy	Głazowisko Rowy	skały infralitoralu*	*typ siedliska wynikający z literatury (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Barańska i in. 2018, Aktualizacja wstępnej oceny… 2018, Michałek i in. 2022) oraz wiedzy eksperckiej, a nie z mapy EUSeaMap 2021 (www.emodnet-seabedhabitats.eu), na której w tym miejscu wskazane są osady gruboziarniste infralitoralu lub piaski infralitoralu
Zatoka Pucka Zewnętrzna/Zatoka Gdańska wewnętrzna	1170 - Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy	Rafy Orłowo	osady mieszane infralitoralu*	

Należy zwrócić uwagę na fakt, że obowiązująca mapa EUSeaMap 2021 (www.emodnet-seabedhabitats.eu) nadal nie wskazuje na właściwy ogólny typ siedliska (skały infralitoralu) w zakresie Głazowiska Rowy czy Rafy Orłowo, ponieważ na mapie widnieją piaski lub osady gruboziarniste infralitoralu.

Siedlisko Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy (1170) charakteryzuje się wysoką różnorodnością taksonomiczną roślin i zwierząt, rozmieszczonych strefowo w zależności od głębokości. W polskich obszarach morskich ma ono postać głazowisk z nagromadzeniami otoczaków i głazów o różnej wielkości (Barańska, Opioła, Kruk-Dowgiałło (red.) 2018, Opioła i in. 2016, Opioła i in. 2018a, Michałek i in. 2020). Dotychczas zidentyfikowano trzy stanowiska występowania głazowisk. Jedno z nich położone jest w strefie otwartego morza, w północno-zachodniej części Ławicy Słupskiej. Dwa pozostałe stanowiska zlokalizowane są w strefie przybrzeżnej: na środkowym wybrzeżu w rejonie miejscowości Rowy oraz w obrębie Zatoki Puckiej w rejonie Klifu Orłowskiego, gdzie poza naturalnymi, rozmieszczonymi na dnie piaszczystym, zwałowiskami otoczaków i głazów wybudowane zostały kamienne progi podwodne, które obok swojej podstawowej funkcji związanej z ochroną brzegu morskiego również tworzą siedlisko. Charakterystycznymi dla siedliska Rafy gatunkami zespołu poroślowego są makroglony, głównie krasnorosty: rurecznica *Vertebrata fucoides* (dawniej: *Polysiphonia fucoides*) oraz objęte ochroną gatunkową widlik *Furcellaria lumbricalis* i rozróżka *Ceramium diaphanum,* a także bezkręgowce denne, między innymi: omułek *Mytilus trossulus* oraz kiełże z rodzaju Gammarus (Barańska, Opioła, Kruk-Dowgiałło (red.) 2018, Barańska i in. 2018).

W polskich obszarach morskich kryterium siedliska **Piaszczyste ławice podmorskie (1110),** poza obszarem Ławicy Słupskiej, spełnia Ławica Odrzana. Siedlisko 1110 to nieregularnie ukształtowane wypłycenia stale zanurzone pod wodą, utworzone głównie z osadów piaszczystych. Siedlisko charakteryzuje się dużym stopniem naturalności. Najczęściej w jego obrębie brak jest roślinności dennej, z wyjątkiem glonów porastających leżące na piasku pojedyncze otoczaki lub agregacje omułka zalegające na dnie. Charakterystyczne są natomiast zespoły bezkręgowców dennych o dużej różnorodności z typowymi gatunkami dla całego piaszczystego dna sublitoralu, takimi jak: batyporeja *Bathyporeia pilosa, Pygospio elegans,* sercówka bałtycka *Cerastoderma glaucum*. Umowną granicę siedliska stanowi izobata 20 m (Barańska, Opioła, Kruk-Dowgiałło (red.) 2018, Opioła i in. 2016 i 2018a, Michałek i in. 2018, Michałek i in. 2020).

Dominującymi **presjami oddziałującymi na siedliska bentosowe** są presje antropogeniczne pochodzenia morskiego powodujące zakłócenia fizyczne, a nawet utratę fizyczną dna morskiego oraz eutrofizacja będąca następstwem presji antropogenicznych pochodzenia lądowego, a także pośrednio – zmiany klimatu.

Zakłócenia fizyczne dna morskiego wpływają negatywnie na siedliska bentosowe, jednak po zaprzestaniu oddziaływania czynników powodujących presję, siedlisko może powrócić do stanu sprzed oddziaływania negatywnego wpływu w zależności od wrażliwości zespołów bentosowych. Do działalności mogących powodować zakłócenia dna morskiego należą przede wszystkim trałowanie denne, a także akwakultura, transport morski, pogłębianie i składowanie urobku, wydobywanie piasku i żwiru. Następstwem fizycznego (mechanicznego) zniszczenia naturalnych zbiorowisk bentosu oraz ich zwiększonej śmiertelności są zmiany strukturalne siedliska. W przypadku przekroczenia dla danych gatunków progów wrażliwości (odporności i wytrzymałości), dochodzi do utraty fizycznej, czyli trwałej zmiany dna morskiego, rozumianego jako utrata dna morskiego (substratu), jak i utrata funkcji siedliska. Za działalności mogące powodować straty fizyczne dna przyjęto: posadowienie konstrukcji morskich, takich jak fundamenty farm wiatrowych, fundamenty platform na dnie oraz rurociągów i kabli w dnie morskim, jak również sztuczne zasilanie brzegów, pogłębianie i składowanie urobku, wydobywanie piasku i żwiru. Największy skumulowany wpływ presji występuje głównie w rejonie południowego Bałtyku, gdzie dochodzi do istotnego wpływu połowów narzędziami wleczonymi na organizmy bentosowe. Prowadzą one do długotrwałych skutków na siedliska bentosowe, szczególnie tych zdominowanych przez gatunki długowieczne, głównie małże (HELCOM 2023c). Informacje przestrzenne na temat utraty siedlisk bentosowych z zastosowaniem regionalnego

narzędzia HELCOM SPIA (Spatial Pressure and Impact Assessment) przedstawiają zasięgi trwałych zmian naturalnych siedlisk bentosowych. Wartość długotrwałej, fizycznej utraty dna morskiego w Morzu Bałtyckim wynosi mniej niż 1% w skali regionalnej dla okresu oceny 2016-2021 (HELCOM 2023c). Maksymalna część ogólnego typu siedliska (ang. BHT– broad habitat types) w obszarze oceny, która może zostać pod wpływem negatywnych skutków oddziaływań wraz z utratą siedliska to mniej niż 25% w stosunku do jego naturalnego zasięgu (wyrażonego w km^2). Maksymalna część ogólnego typu siedliska (BHT) w obszarze oceny, która może zostać utracona to mniej niż 2% w stosunku do jego naturalnego zasięgu (wyrażonego w km^2) (MSFD Common Implementation Strategy 2023).

Eutrofizacja to kolejny czynnik wpływający negatywnie na strukturę zbiorowisk bentosu. Z powodu presji związanej z wprowadzeniem do wód substancji biogennych, a także poprzez zwiększoną zawartość materii organicznej w wodzie, ostatecznie może dojść do niedoborów tlenu (hipoksja), czy jego braku (anoksja) w wodach przydennych. Nadmiar materii organicznej oraz niedobór tlenu w wodzie przydennej są czynnikami niekorzystnymi dla zachowania naturalnych zasięgów siedlisk bentosowych oraz zapewnienia integralności, funkcjonowania i zachowania struktury siedlisk bentosowych. W reakcji na zwiększone stężenia substancji biogennych w wodzie, jednoroczne gatunki makrofitów zwiększają swoją biomasę i powierzchnię pokrywania dna, kosztem pozytywnych gatunków makrofitów, powodując między innymi zmniejszanie przezroczystości wody, zacienianie, czy deficyty tlenowe w wodach naddennych, a nawet występowanie siarkowodoru w osadach dennych w wyniku ich masowego rozkładu. Takie zmiany stanu środowiska niekorzystnie wpływają na rozwój wieloletnich i wrażliwych gatunków makrofitów. Najważniejszym czynnikiem wpływającym na możliwość przeżycia fauny dennej w warunkach opisywanego tu oddziaływania jest dostęp do rozpuszczonego w wodzie tlenu. Niedotlenienie i braki tlenowe powodują zniszczenie siedlisk bentosowych i eliminację makrofauny dennej na rozległych obszarach oraz poważnie zakłócają produktywność sieci troficznych. Skład gatunkowy zoobentosu zmienia się wraz z pogarszaniem się warunków tlenowych na korzyść mniejszych i/lub tolerancyjnych gatunków kosztem zmniejszenia całkowitej biomasy i różnorodności zbiorowisk makrofauny dna miękkiego wraz z zanikaniem wrażliwych i długowiecznych gatunków zoobentosu o dużych rozmiarach, głównie małży. W Morzu Bałtyckim wskaźnikiem eutrofizacji jest 'Dług tlenowy' określający deficyt tlenu dla strefy głębszej niż 60 m (HELCOM 2023h).

Zmiany klimatu powodujące niekorzystne skutki w środowisku Morza Bałtyckiego zachodzą jako złożony proces i mogą przebiegać w różny sposób w różnych regionach. Niemniej, w Morzu Bałtyckim wiele gatunków bentosowych żyje na granicy możliwości swojego występowania, dlatego nawet niewielkie wahania temperatury i zasolenia mogą wpływać na istotne zmiany w liczebności, biomasie i rozmieszczeniu przestrzennym siedlisk bentosowych (HELCOM/Baltic Earth 2021).

Siedliska pelagiczne

Siedliska pelagiczne są niezwykle istotne dla funkcjonowania ekosystemu Morza Bałtyckiego. To głównie w nich zachodzi produkcja pierwotna fitoplanktonu, będąca podstawą morskiej piramidy troficznej. Mikroskopijny fitoplankton stanowi następnie bazę pokarmową dla zooplanktonu, którym z kolei odżywiają się organizmy z wyższych poziomów troficznych, w tym wiele gatunków ryb.

Spośród siedlisk pelagicznych, w wodach otwartych POM, zgodnie z wytycznymi regionalnymi, w ramach RDSM monitorowane jest siedlisko szelfowe. Monitoring ten obejmuje zarówno fitoplankton jak i zooplankton.

Fitoplankton to podstawowa grupa producentów pierwotnych w ekosystemach morskich. Struktura taksonomiczna fitoplanktonu oraz jego sukcesja sezonowa są silnie uwarunkowane czynnikami środowiskowymi, takimi jak: dostępność światła, temperatura, zasolenie, pH, dwutlenek węgla czy dostępność substancji biogenicznych (Klais i in. 2011, 2017, Wasmund i in. 2011). Fitoplankton Morza Bałtyckiego, w tym w POM, stanowią głównie okrzemki (Diatomophyceae) i bruzdnice (Dinophyceae),

ponadto w okresie letnim duże znaczenie mają również sinice (Cyanobacteria). Natomiast grupami najmniej znaczącymi pod względem liczebności, jak i biomasy są planktonowe kryptofity (Cryptophyceae) oraz zielenice (Chlorophyceae) (Klais i in. 2011, Wasmund i in. 2011).

W strukturze gatunkowej fitoplanktonu występuje wyraźna zmienność sezonowa. Wiosną wyraźnie zaznacza się dominacja okrzemek z gatunków *Skeletonema marinoi*, *Pauliella taeniata* czy *Chaetoceros wighamii,* a także bruzdnica *Peridiniella catenata*. Okres letni to czas dominacji sinic: *Aphanizomenon flos-aquae* i *Nodularia spumigena* wraz z różnymi kryptofitami. Natomiast jesienią ponownie wzrasta znaczenie okrzemek, tym razem gatunków: *Coscinodiscus granii* i *Thalassiosira baltica* oraz *kryptofitu Plagioselmis prolonga* (Jaanus i in. 2011, Klais i in. 2011, 2013). Okresy występowania poszczególnych grup fitoplanktonu związane są z ich wymaganiami środowiskowymi.

Cykl roczny fitoplanktonu jest podobny na całym obszarze Bałtyku i uwarunkowany stężeniem substancji odżywczych (Wasmund i in. 2011, Wasmund 2017). Podczas wiosennego zakwitu okrzemki szybko osiągają wysoką biomasę (dominują w czasie, gdy woda jest stosunkowo chłodna, ale bogata w substancje biogeniczne), stanowią one pokarm dla organizmów zooplanktonowych, te zaś są bezpośrednim źródłem pożywienia dla wyższych poziomów troficznych, np. ryb. Ponadto okrzemki ze względu na właściwości sedymentacyjne są również pokarmem dla wielu organizmów bentosowych (Heiskanen 1998, Fleming i Kaitala 2006, Kownacka 2017). Natomiast bruzdnice licznie pojawiają się, kiedy temperatura wody jest wyższa, jednak zawiera już znacznie mniej substancji odżywczych (Pastuszak i in. 2016). Podczas zakwitów bruzdnic licznie występuje również zaliczany do fitoplanktonu orzęsek (Ciliophora) *Mesodinium rubrum*, którego liczebność w Zatoki Gdańskiej wzrasta od lat 90-tych XX wieku (Hansen i Fenchel 2006, Ameryk i Gromisz 2012). W okresie letnim w Bałtyku pojawiają się zakwity sinic (Cyanophyceae). Są one zjawiskiem naturalnym, jednak w wyniku eutrofizacji w wielu regionach Bałtyku stały się bardziej intensywne i pojawiają się z większą częstością, szczególnie od końca lat 80-tych XX w. (Mazur i Pliński 2003, Mazur-Marzec i in. 2012, Kahru i Elmgren 2014). Jednym z głównych komponentów tych zakwitów jest toksyczny gatunek *Nodularia spumigena* (Nehring 1993, Sipiä i in. 2001). Ten jak i inne toksyczne gatunki sinic mogą wpływać niekorzystnie na zooplankton (Sellner i in. 1994, Engström i in. 2000, Sopanen i in. 2009) oraz na inne gatunki fitoplanktonu (Suikkanen i in. 2004, 2005), a także na ryby i inne organizmy (Nehring 1993, Sipiä i in. 2001, Mazur-Marzec i in. 2006, Mazur-Marzec i in. 2012). Kiedy przeważająca część biomasy sinic, wytworzona podczas zakwitu, opada na dno morza, następuje potencjalnie zwiększenie niedotlenienia wód przydennych w obszarach głębokowodnych (Conley i in. 2011). Oznacza to, że masowe zakwity sinic wywierają negatywny wpływ na różnorodność biologiczną zarówno zbiorowisk pelagicznych, jak i bentosowych. Przyczyną wzrostu intensywności zakwitów sinic w znacznej mierze jest wzbogacenie środowiska morskiego w substancje odżywcze w wyniku działalności antropogenicznej, a szczególnie nieproporcjonalny wzrost zawartości fosforu. W okresie jesiennym następuje kolejny zakwit okrzemek, który wraz z zimowym brakiem produkcji umożliwiają pełne zregenerowanie zapasu substancji odżywczych w strefie eufotycznej (Klais i in. 2013, Pastuszak i in. 2016).

Pomimo występowania dość powtarzalnych trendów w zmienności sezonowej bałtyckiego fitoplanktonu, należy nadmienić, że badania długookresowe wskazują na występowanie znaczącej stopniowej zmiany składu letnich zbiorowisk fitoplanktonu. Proces ten następuje bez wyraźnego związku ze znanymi trendami eutrofizacji. Chociaż proces ten nie wydaje się być związany z występowaniem konkretnej grupy czy gatunku, to nie ulega wątpliwości, że dzisiejsze zbiorowisko gatunków fitoplanktonu w Morzu Bałtyckim nie jest już takie samo jak kilkadziesiąt lat temu i grupa ta znajduje się w stanie ciągłej zmiany (Olli i in. 2011).

Zooplankton to planktonowe organizmy zwierzęce odgrywające niezwykle istotną rolę w przepływie materii oraz energii między producentami podstawowymi, czyli fitoplanktonem oraz konsumentami wyższych rzędów, m.in. rybami. Organizmy zooplanktonowe często klasyfikuje się ze względu na wielkość, w przypadku mezozooplanktonu są to organizmy o wielkości ciała od 0,2 do 2,0 mm.

W polskich obszarach morskich holoplankton, czyli organizmy zwierzęce całe życie spędzające w toni wodnej reprezentowane są głównie przez skorupiaki, jak widłonogi (Copepoda) i wioślarki (Cladocera), a także wrotki (Rotifera). Z kolei organizmy czasowo przebywające w toni wodnej – meroplankton, stanowią stadia larwalne wieloszczetów, skorupiaków i mięczaków. Struktura taksonomiczna mezozooplanktonu w POM jest względnie uboga, co wynika ze stosunkowo niewielkiego zasolenia wynoszącego w tej części Bałtyku od około 7,0 do 7,5. W POM notuje się zazwyczaj kilkanaście regularnie występujących gatunków, podczas gdy w południowo-zachodnim rejonie Bałtyku, gdzie zasolenie wynosi powyżej 10 ich liczba wynosi około 30. Za większość biomasy mezozooplanktonu w POM odpowiadają głównie gatunki euryhalinowe morskie: widłonogi *Temora longicornis*, *Pseudocalanus acuspes* oraz gatunki z rodzaju Acartia, a także wioślarki: *Bosmina (Eubosmina) coregoni*, *Evadne nordmanni* i *Pleopsis polyphaemoides*. Sezonowo, istotnym elementem mezozooplanktonu morza Bałtyckiego są także wrotki, gatunki z rodzajów Synchaeta masowo pojawiające się zazwyczaj w maju oraz Keratella występujące pod koniec lata (Wiktor 1990). W rejonach ujść dużych rzek i w strefie przybrzeżnej, spotykane są także euryhalinowe gatunki słodkowodne, np. słodkowodne wrotki i wioślarki (Chojnacki 1984, Koszteyn 1985, Wiktor 1990).

Kolejnym parametrem środowiska, który ma duże znaczenie w kształtowaniu struktury taksonomicznego oraz ilościowego (liczebność i biomasa) mezozooplanktonu jest temperatura wody, której sezonowe wahania wynikają głównie ze zmian temperatury powietrza. Zmiany temperatury wody wpływają bezpośrednio na skład mezozooplanktonu – w okresie zimowym licznie pojawiają się taksony zimnolubne, takie jak widłonóg *Pseudocalanus acuspes* i ogonica *Fritillaria borealis*, natomiast w lecie licznie występują ciepłolubne wioślarki, szczególnie *Bosmina (Eubosmina) coregoni* (Mańkowski 1978, Chojnacki 1984). Temperatura wody wpływa na skład mezozooplanktonu także w sposób pośredni, ponieważ determinuje ona rozwój fitoplanktonu stanowiącego bazę pokarmową tych organizmów. W okresie wiosennym i letnim, kiedy zasoby fitoplanktonu zwiększają się, wzrasta również liczebność i biomasa żerujących na nim wrotków i wioślarek (Chojnacki 1984, Wiktor 1990). Sezonowe zmiany składu taksonomicznego i ilościowego mezozooplanktonu są najwyraźniejsze w wodach płytkich, a w obszarach głębokich powyżej warstwy termokliny, gdzie wahania temperatury są największe. Wpływ na strukturę taksonomiczną tej grupy mają również lokalne uwarunkowania i zdarzenia epizodyczne. Pierwszy z tych czynników to dopływ wód słodkich wnoszonych przez rzeki i lokalny spadek zasolenia wód morskich, którego wynikiem jest obecność w wodach morskich gatunków słodkowodnych, np. wioślarek i wrotków. Drugi czynnik to wlewy wód słonych z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie, co prowadzić może do pojawienia się w POM gatunków słonowodnych, takich jak *Oithona similis* (Krzymiński (red.) 2017).

Na stan siedlisk pelagicznych mają wpływ przede wszystkim presje antropogeniczne, z czego najważniejsza jest eutrofizacja. Ponadto presję na siedliska pelagiczne wywierają również wprowadzanie do środowiska niebezpiecznych substancji, a także naturalne i spowodowane przez człowieka zmiany klimatu.

Fitoplankton jest pod znaczącym wpływem czynników związanych z eutrofizacją oraz żerowaniem organizmów zooplanktonowych, a także, pośredni wpływ ma również drapieżnictwo na wyższych poziomach troficznych. W mniejszym stopniu ta grupa jest narażona na działanie substancji niebezpiecznych. Na strukturę zbiorowisk fitoplanktonu wpłyną także zmiany klimatyczne - zakłada się, że zakwity bruzdnic będą się zwiększać, a zakwity okrzemek słabnąć, co spowoduje zmianę zbiorowisk i siedlisk pelagicznych. Bezpośrednie relacje nie są jeszcze w pełni poznane.

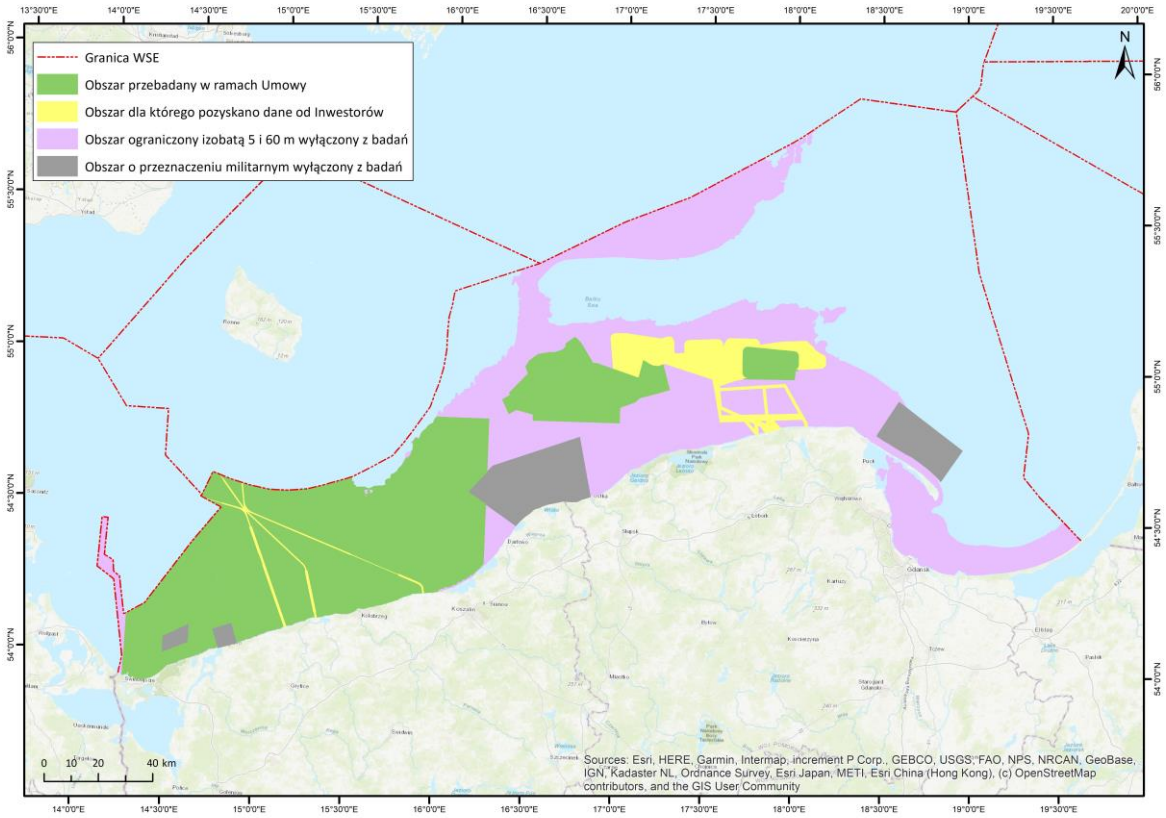
Roślinożerny zooplankton jest pośrednio dotknięty eutrofizacją poprzez zmiany w produkcji podstawowej i składzie fitoplanktonu oraz bezpośrednio przez drapieżnictwo. Ponadto zmiany klimatyczne są istotnym czynnikiem napędzającym przebudowę struktury zooplanktonu. W mniejszym stopniu na zooplankton mogą również oddziaływać substancje niebezpieczne oraz gatunki inwazyjne. Eutrofizacja może prowadzić do zwiększenia liczebność roślinożernego zooplanktonu ze względu na zwiększoną dostępność pożywienia. Z drugiej strony jednak drapieżnictwo ryb zmniejszy liczebność dużego zooplanktonu, prowadząc do spadku jego średniej wielkości i spadku biomasy.

1.5 Mapowanie siedlisk bentosowych jako element charakterystyki wód morskich

Mapowanie siedlisk dennych polskich obszarów morskich (POM) z wykorzystaniem metody mozaikowego sonarowania dna w latach 2021-2023

W latach 2022-2023 przeprowadzono badania geofizyczne siedlisk dennych, których celem było określenie aktualnego zasięgu typu siedlisk dennych, występujących w polskich obszarach morskich.

Obszar badań geofizycznych obejmował obszar południowego Bałtyku w granicach polskich obszarów morskich. Z badań wyłączone były obszary płytsze niż 5 m i głębsze niż 60 m oraz obszary stanowiące poligony wojskowe. Łącznie badaniami geofizycznymi objęto około 8600 km^2, z czego obszary, z których pozyskano dane od inwestorów (planujących budowę farm wiatrowych, stanowiły 1063 km^2 (Rysunek 1.40).

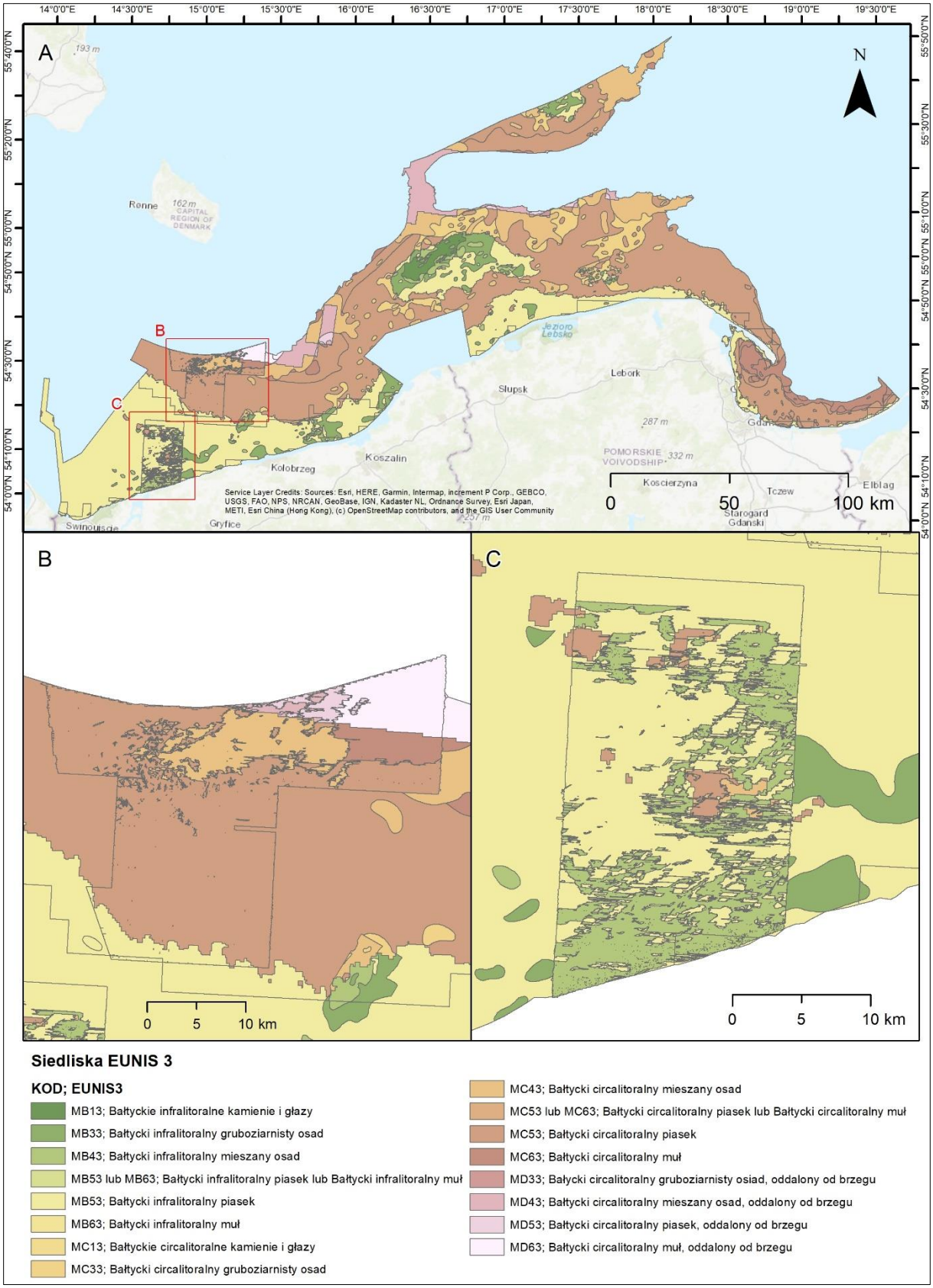


Rysunek 1.40. Obszar badań geofizycznych w ramach monitoringu siedlisk dennych

Delimitacja siedlisk dennych obejmuje obszary badań geofizycznych zrealizowanych w ramach monitoringu oraz tych, dla których pozyskane zostały dane batymetryczne i sonarowe umożliwiające przygotowanie cyfrowego modelu dna i obrazu mozaiki sonarowej (np.: obszary związane z inwestycjami infrastrukturalnymi, w tym m.in. obszary planowanych morskich farm wiatrowych).

Badania geofizyczne były realizowane za pomocą echosondy wielowiązkowej oraz sonaru bocznego. Wyniki badań geofizycznych wykorzystano do przygotowania jednolitych zbiorów – cyfrowego modelu dna oraz obrazu mozaiki sonarowej. W ramach monitoringu wykonano również badania makrozoobentosu, makrofitów oraz osadów dennych.

Na podstawie opracowanych map sonarowych i batymetrycznych oraz wyników modelowania warunków abiotycznych została przeprowadzona delimitacja siedlisk dennych zgodnie z klasyfikacją EUNIS na 3. poziomie (EUNIS, https://www.europa.eea.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification) na całym obszarze badawczym (Rysunek 1.41).



Rysunek 1.41. Mapy siedlisk dennych zgodnie z klasyfikacją EUNIS, poziom 3. A – mapa przedstawiająca cały obszar badawczy, sporządzona na podstawie wyników badań oraz predykcyjnej mapy siedlisk EUSeaMap (2021); B, C – wybrane fragmenty obszaru badań obejmujące delimitację siedlisk dennych na podstawie wyników badań

Natomiast na podstawie klasyfikacji EUNIS na 5. poziomie zostaną zaproponowane siedliska wraz z lokalizacją stacji do badania integralności dna morskiego w polskich obszarach morskich zgodnie z RDSM.

Według HELCOM (HELCOM 2023j) jakość map siedlisk dennych może być czynnikiem ograniczającym ocenę stanu środowiska morskiego. Jednocześnie wskazano, że kluczowe znaczenie dla przyszłych ocen w zakresie cechy D6 Integralność dna morskiego ma opracowanie map obrazujących delimitację siedlisk dennych, zarówno na poziomie krajowym, jak i regionalnym.

Na biotopy bentosowe w Morzu Bałtyckim negatywnie wpływa szereg działań antropogenicznych, powodujących fizyczne zaburzenia dna morskiego. W konsekwencji może to prowadzić do fizycznej lub funkcjonalnej utraty lub zmiany w obszarach biotopów. Aby wykorzystać wskaźnik HELCOM Skumulowany wpływ presji fizycznych na biotopy bentosowe (CumI), który ocenia przestrzenne mapowanie presji oraz przeprowadzenie predykcyjnej oceny ich zagregowanego potencjalnego wpływu na siedliska denne, należy odnieść się do rzeczywistych, naturalnych zasięgów ogólnych typów siedlisk. W związku z powyższym, wyniki monitoringu są niezbędne do wykorzystania w ocenie stopnia zmian siedliska w kontekście całkowitej powierzchni siedliska lub całkowitej utraty siedliska. Dzięki temu kryterium D6C5, które określa zakres negatywnych skutków oddziaływań na stan typów siedlisk, zostanie wypełnione poprzez połączenie w ocenie integralności dna morskiego zarówno wskaźników stanu odnoszących się do ogólnych typów siedlisk, jak i wpływających na nie presji w odniesieniu do rzeczywistych granic wyznaczonych siedlisk.

Obecna ocena wskaźnika CumI uwzględnia obszary:

- połowów rybackich realizowanych za pomocą włoków dennych;
- marikultury;
- wydobycia i usuwania osadów dennych (np. w wyniku pogłębiania i składowania);
- ułożenia rurociągów i kabli;
- obecności konstrukcji morskich (platformy i farmy wiatrowe);
- realizacji działań związanych z ochroną wybrzeża;
- żeglugi.

Największe skumulowane oddziaływania wymienionych presji fizycznych występuje zazwyczaj w południowej części Morza Bałtyckiego oraz w cieśninie Kattegat, gdzie dominują presje rozległe przestrzennie, takie jak połowy włokiem dennym. Trałowanie denne może mieć długotrwały wpływ na biotopy, zwłaszcza te zdominowane przez długowieczną faunę denną. Również wydobywanie i usuwanie osadów stanowi znaczącą presję fizyczną na dno morskie. Lokalnie, na obszarach przybrzeżnych torów wodnych, erozja dna spowodowana żeglugą może mieć wpływ na osady denne. Presje takie jak ochrona wybrzeża ograniczają się do bardzo wąskich odcinków lub punktów linii brzegowej i występują w całym regionie Morza Bałtyckiego.

W polskich obszarach morskich na chwilę obecną nie występują wszystkie wskazane oddziaływania. Niemniej, w związku z intensywnym rozwojem projektów związanych z budową i eksploatacją farm elektrowni wiatrowych oraz z wzrostem zainteresowania marikulturami można przyjąć, że w najbliższych latach presja na siedliska denne będzie rosła.

W związku z powyższymi uwarunkowaniami istnieje istotna potrzeba poprawy harmonizacji i regularnego gromadzenia odpowiednich danych dotyczących działalności człowieka w obszarach morskich. Zharmonizowany monitoring jest istotny nie tylko dla wskaźnika CumI, ale także do oceny pozostałych wskaźników oceniających stan siedlisk bentosowych.

Realizacja pracy pn. „Mapowanie siedlisk dennych polskich obszarów morskich (POM) z wykorzystaniem metody mozaikowego sonarowania dna w latach 2021-2023” umożliwiła rzeczywistą delimitację siedlisk dennych i umożliwi zaktualizowanie obowiązującej mapy EUSeaMap (https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/) w polskich obszarach morskich, w odróżnieniu od dotychczas

wykorzystywanych danych modelowych. Wyniki pracy umożliwią dokładne określenie zasięgów presji antropogenicznych na biotopy denne, jak również zaprojektowanie badań monitoringowych w przyszłych programach Państwowego Monitoringu Środowiska. Dane pozyskane w ramach pracy zostaną w pełni wykorzystane w kolejnym 6-letnim cyklu oceny stanu środowiska morskiego zgodnie z założeniami RDSM.

1.6 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na obecność gatunków obcych

Opracowano na podstawie raportu regionalnego HOLAS 3 w zakresie gatunków obcych (HELCOM 2023e).

Gatunki nierodzime są to organizmy, których obecność nie jest związana z naturalnym rozprzestrzenianiem zasięgu ich występowania, a jest spowodowana celową bądź też przypadkową introdukcją w środowisku na skutek działalności człowieka. Głównym sposobem introdukcji gatunków obcych jest ich transport w wodach balastowych statków przemieszczających się pomiędzy portami całego świata i to właśnie obszary portów są najbardziej narażone na napływ gatunków obcych stanowiąc tzw. „hot spots", czyli miejsca kluczowe z punktu widzenia introdukcji gatunków. Dodatkowymi drogami introdukcji gatunków obcych są również kanały systemów rzecznych, które umożliwiają napływ gatunków np. z Morza Kaspijskiego. Pomimo, iż do Bałtyku dociera wiele gatunków obcych, ich ostateczną zdolność do osiedlania i rozprzestrzeniania się może ograniczać niskie zasolenie i zakres temperatury charakterystyczny dla Morza Bałtyckiego (Holopainen i in. 2016). Po pierwotnej introdukcji gatunku do nowego obszaru, może on zwiększać swój zasięg występowania, a tempo rozprzestrzeniania zależy od jego tolerancji na warunki środowiskowe, czy też jego zdolności reprodukcyjnych. W przypadku części z wprowadzonych gatunków obcych może dochodzić do ich nieograniczonego wzrostu, co w konsekwencji prowadzi do zaburzenia struktury sieci pokarmowej. Takie gatunki nazywamy inwazyjnymi, gdyż wpływają one w znacznym stopniu na gatunki i siedliska naturalnie występujące w danym obszarze. Jednakże nie wszystkie gatunki obce to gatunki inwazyjne i często trudno jest określić ich jednoznaczny wpływ na ekosystem.

Introdukcje inwazyjnych gatunków obcych stanowią poważne zagrożenie dla ekosystemów morskich. Gatunki inwazyjne mają wpływ na kwestie ekologiczne, ekonomiczne oraz zdrowie publiczne w skali globalnej (Ruiz i in. 1997, Mack i in. 2000, Lockwood i in. 2007, Ojaveer i Kotta 2014). Gatunki nierodzime mogą prowadzić do poważnych zmian w strukturze i dynamice ekosystemów morskich i negatywnie oddziaływać na możliwość ich użytkowania przez człowieka.

Jedynie niewielka część z gatunków obcych to gatunki inwazyjne, które potencjalnie mogą negatywnie oddziaływać na środowisko morskie. To właśnie ocena gatunków, które potencjalnie mają największy negatywny wpływ na środowisko jest najważniejsza zarówno z punktu widzenia zmian stanu środowiska morskiego, lecz również z punktu widzenia zarządzania środowiskiem morskim.

Wpływ ekologiczny gatunków obcych w rejonie Morza Bałtyckiego został opisany jednie dla 43 gatunków (Zaiko i in. 2011), co stanowi mniej niż 50% gatunków obcych zaobserwowanych w morzu. Do największego wpływu gatunków inwazyjnych dochodzi w rejonach przybrzeżnych oraz zatokach, w obszarach otwartego morza wpływ ten jest umiarkowany.

W sumie w rejonie Morza Bałtyckiego zaobserwowano 220 gatunków obcych/kryptogenicznych (informacja z bazy AquaNIS, stan na dzień 7.10.2022). Za 60% introdukcji odpowiada transport morski oraz naturalne rozprzestrzenianie się gatunków z obszarów ze sobą sąsiadujących. Ze względu na znaczną niepewność związaną z wektorami rozprzestrzeniania się gatunków nierodzimych utrudnione jest przeprowadzenie dogłębnej analizy nowych introdukcji do i wewnątrz Morza Bałtyckiego.

Ekologiczny wpływ obejmuje zmiany w siedliskach i zbiorowiskach organizmów oraz zmiany w funkcjonowaniu sieci troficznej, a w ekstremalnych przypadkach utratę gatunków rodzimych (Galil 2007). Ekonomiczne skutki obejmują wpływ od strat finansowych w rybołówstwie po rosnące koszty związane z koniecznością oczyszczania systemów ujęcia oraz odprowadzania wody czy też powierzchni ulegających zarastaniu (Black (red.) 2001, Williams i in. 2010). Wpływ na zdrowie społeczeństwa może być związany z pojawieniem się gatunków toksycznych i patogenów. Wpływ gatunków nierodzimych, w szczególności w połączeniu z innymi presjami może być znaczny i jednocześnie trudny do przewidzenia.

Gatunki obce mogą mieć też pozytywne skutki poprzez chociażby zwiększanie zysków z rybołówstwa, poprawę przezroczystości wody morskiej poprzez jej filtrację lub poprawę warunków tlenowych przy dnie (Reise i in. 2021).

Istotnym jest rozdzielenie kwestii naturalnego rozprzestrzeniania się gatunków nierodzimych od wprowadzania związanego z działalnością człowieka. W sytuacji, gdy nie ma możliwości określenia czy gatunek został wprowadzony poprzez działalność człowieka, czy też naturalnie rozprzestrzenił się z miejsca pierwotnej introdukcji nazywa się go gatunkiem kryptogenicznym (CS).

Zgodnie z Minchin i in. (2008) można wyróżnić 9 głównych kategorii dróg rozprzestrzeniania się gatunków w środowisku morskim. Są to: transport morski, kanały, dzikie połowy, hodowla organizmów, handel ozdobami oraz żywym pokarmem, rekreacja, badania i kształcenie, kontrola biologiczna oraz zakłócenia naturalnego przepływu wody. W rejonie morza Bałtyckiego w ostatnich 60 latach następował wzrost w przypadkowych introdukcjach gatunków obcych spowodowany wzrostem transportu morskiego oraz rozwojem nowych ścieżek nawigacyjnych. Do introdukcji dochodziło w tym okresie głównie poprzez kadłuby oraz wody balastowe statków (Olenin i in. 2009). Poza transportem morskim jako jeden z głównych wektorów introdukcji uważa się akwakultury (Wolff i Reise 2002).

Rozprzestrzenianiu się gatunków nierodzimych sprzyja również stawianie konstrukcji na morzu takich jak np. turbiny wiatrowe, na mocowaniu których dochodzić może do zasiedlania przez organizmy morskie.

Czynnikiem wpływającym na występowanie gatunków nierodzimych jest zmiana klimatu, która prowadzi do poszerzenia zasięgu występowania gatunków co może wpływać na większą liczbę introdukcji w przyszłości.

Ponieważ usunięcie gatunków już zadomowionych w danym środowisku jest bardzo trudne do wykonania, jedynym sposobem walki z gatunkami obcymi jest profilaktyka skupiająca się na ograniczeniu dróg ich introdukcji poprzez między innymi wprowadzanie procedur mających na celu minimalizację ryzyka wprowadzenia gatunków np. w portach i marinach.

Istotnym z punktu widzenia oceny wpływu na ekosystem Morza Bałtyckiego jest też wdrożenie odpowiedniego monitoringu, który pozwoli na rzetelne określenie skali problemu jaki stanowią gatunki obce w obszarach morskich w tym wpływu jaki wywierają one na zasiedlane ekosystemy.

1.7 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zanieczyszczenia substancjami niebezpiecznymi

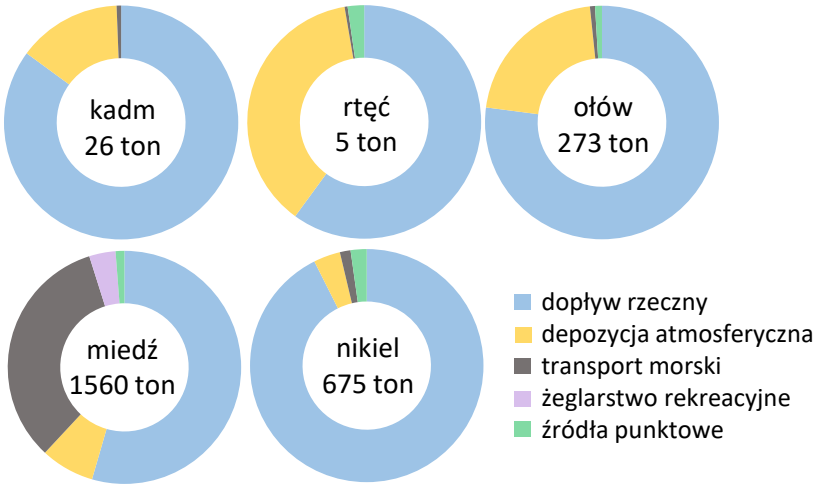
Wiele cech charakteryzujących Morze Bałtyckie sprzyja, zwiększonej względem innych wód morskich, podatności jego ekosystemu na zanieczyszczenia substancjami niebezpiecznymi. Bałtyk jest przede wszystkim stosunkowo niewielkim i płytkim zbiornikiem wodnym. Ten śródlądowy akwen o średniej głębokości wynoszącej około 52 m zajmuje powierzchnię nieco ponad 415 tys. km2. Co ważniejsze, obszar zlewni Bałtyku ponad czterokrotnie przekracza jego powierzchnię i jest zasiedlony przez około 85 mln mieszkańców (HELCOM 2010a). Największe zagrożenie dla ekosystemu Bałtyku stanowią substancje szkodliwe pochodzenia antropogenicznego. Stały dopływ tych substancji z terenu wielokrotnie większego od obszaru samego zbiornika, często gęsto zaludnionego, na którym znajdują się tereny zurbanizowane, przemysłowe i rolnicze, przyczynia się do występowania w tym obszarze zwiększonej presji wywieranej przez człowieka na ekosystem.

Dopływ substancji szkodliwych do środowiska morskiego odbywa się za pośrednictwem spływu rzecznego (m.in. ścieki przemysłowe i komunalne, odprowadzane również bezpośrednio do wód Bałtyku) oraz depozycji atmosferycznej, przy czym zanieczyszczenia trafiające do Morza Bałtyckiego poprzez transport atmosferyczny mogą pochodzić z obszarów leżących poza granicami zlewni. Ograniczona wymiana wód poprzez wąskie połączenie z Morzem Północnym w rejonie Cieśnin Duńskich sprawia, że dostające się do Bałtyku substancje szkodliwe mają niewielkie szanse na opuszczenie zbiornika. Zatrzymane w ten sposób toksyny, w zależności od zastanych warunków, swoich właściwości i formy w jakiej zostały dostarczone, mogą pozostawać w wodzie, ulegać dalszym transformacjom, być deponowane w osadach lub zostać włączone w obieg wzdłuż łańcucha troficznego.

Do substancji niebezpiecznych szczególnie istotnych z punktu widzenia ekosystemu Morza Bałtyckiego należy zaliczyć metale ciężkie (np. kadm, rtęć, ołów, miedź, nikiel, arsen), związki organiczne (trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO), farmaceutyki) oraz radionuklidy. Większość z nich charakteryzuje się długim okresem trwałości w środowisku, wysoką toksycznością i zdolnością do kumulacji w tkankach żywych organizmów (z ang. ubiquitous persistent, toxic, bioacumulative – uPTB). Ich obecność w środowisku morskim może wpływać na różnorodność biologiczną i funkcjonowanie całego ekosystemu, przyczyniając się do ogólnego pogorszenia stanu zdrowia organizmów morskich poprzez zaburzenia pracy układu nerwowego, hormonalnego, rozrodczego czy odpornościowego. Efektem biomagnifikacji, czyli procesu wzrostu stężenia zanieczyszczenia na wyższych poziomach troficznych, któremu mogą ulegać wybrane ksenobiotyki, jest wzrost toksyczności substancji szkodliwych, a najbardziej narażonymi na ich działanie stają się organizmy drapieżne stojące na szczycie łańcucha pokarmowego. Obecność zanieczyszczeń w środowisku morskim zwiększa też prawdopodobieństwo przekroczenia norm ustalonych dla produktów pochodzenia morskiego przeznaczonych do spożycia, co może bezpośrednio zagrażać zdrowiu ludzi.

Metale ciężkie – kadm, rtęć i ołów są jednymi z głównych zanieczyszczeń środowiska stanowiąc poważne zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Do ekosystemu Bałtyku ich znaczne ilości zostały wprowadzone w wyniku działań antropogenicznych. Wszystkie trzy pierwiastki zostały umieszczone przez Światową Organizację Zdrowia (WHO) na liście dziesięciu substancji najbardziej zagrażających życiu i zdrowiu ludzi. Nie są znane żadne procesy, w których organizm wykorzystywałby je do prawidłowego funkcjonowania. Metale te mają działanie toksycznie nawet w niewielkich dawkach. Ponadto, z czasem ulegają kumulacji w tkankach i narządach. Rtęć oraz ołów mogą pokonywać barierę biologiczną krew-mózg. Wraz z krwią mogą także przenikać przez łożysko, stanowiąc tym samym zagrożenie dla prawidłowego rozwoju już w okresie prenatalnym. Międzynarodowa Agencja Badań nad Rakiem (IARC) zaklasyfikowała kadm do grupy związków rakotwórczych dla ludzi (grupa 1). Ołów oraz rtęć (metylortęć) uznano odpowiednio za prawdopodobnie i możliwie rakotwórcze (grupa 2A i 2B).

Pomimo szkodliwego oddziaływania na środowisko omawiane metale znajdują szerokie zastosowanie w różnych sektorach gospodarki. Rtęć wykorzystywana jest w przemyśle chloro-alkalicznym, kadm w metalurgii natomiast ołów stosowany jest np. do produkcji akumulatorów i baterii lub jako pigment w farbach i barwnikach. Głównym źródłem kadmu, rtęci i ołowiu jest jednak wydobycie i spalanie paliw kopalnych. Ich średnioroczny dopływ do Morza Bałtyckiego wynosi odpowiednio 26, 5 i 273 t (Ytreberg i in. 2022). Największe ładunki tych metali doprowadzane są do wód Bałtyku za pośrednictwem rzek. Transport atmosferyczny największe znaczenie ma w przypadku rtęci, tą drogą doprowadzane jest prawie 40% jej całkowitego ładunku (Rysunek 1.42). Zdecydowanie mniejsze znaczenie mają źródła punktowe i transport morski, ich sumaryczny udział nie przekracza 3%. W transporcie atmosferycznym duży udział mogą mieć metale wyemitowane w dużej odległości od miejsca depozycji. Przykładowo, w latach 1996-2000 ładunek rtęci, ołowiu i kadmu pochodzący spoza obszaru zlewni Bałtyku był większy niż połowa całkowitej ich emisji na tym terenie (HELCOM 2010a).



Rysunek 1.42. Średnie roczne ładunki wybranych metali ciężkich dostarczanych do wód Morza Bałtyckiego z podziałem na źródła (na podstawie Ytreberg i in. 2022)

Od lat 90. w Europie zaobserwowano znaczną redukcję ładunków metali wprowadzanych do środowiska. Przyczyną obniżenia emisji była restrukturyzacja przemysłu, która miała miejsce na początku lat 90. na terenie Polski, Litwy, Łotwy, Estonii i Rosji, a także rozpowszechnienie czystszych technologii produkcji (HELCOM 2010a). Największy spadek odnotowano w przypadku ołowiu (emisja w roku 2006 była o 86% niższa w porównaniu z rokiem 1990), co jest efektem wprowadzenia do użycia benzyny bezołowiowej (HELCOM 2010a). W przypadku rtęci wprowadzono również szereg regulacji prawnych zakazujących jej stosowania. Przykładem może być wycofanie ze sprzedaży termometrów rtęciowych oraz np. zaprzestanie produkcji środków ochrony roślin zawierających rtęć.

Istnieją jednak dowody na to, że sam spadek emisji może nie być wystarczającym czynnikiem prowadzącym do spadku stężeń metali w różnych elementach środowiska morskiego. Szacuje się, że w powierzchniowych warstwach gleby magazynowane jest 75% rtęci pochodzącej z atmosfery (Wang i in. 2003). Procesy wymywania rtęci z gleb mogą być stymulowane przez deszcze i roztopy. Wzrost częstości występowania intensywnych opadów będzie więc sprzyjał remobilizacji rtęci, mogąc prowadzić do zwiększenia ładunku rtęci odprowadzonego z lądu do rzek (Gębka i in. 2020). Wzbogacona w rtęć zawiesina wraz z wodami rzecznymi może być doprowadzana do strefy brzegowej morza, gdzie stanowiąc pokarm dla organizmów stojących u podstawy łańcucha pokarmowego może ponownie zostać włączona w obieg (Jędruch i in. 2017, 2018, 2020). Również ekstremalne zjawiska takie jak powodzie mogą przyczyniać się do wzrostu ładunku rtęci dostarczanej do Morza Bałtyckiego. Przykładem może być powódź z 2010 roku,

podczas której w ciągu 31 dni wody Wisły wniosły do Zatoki Gdańskiej aż 1,2 tony rtęci, co stanowiło 75% całkowitego ładunku dostarczonego przez tę rzekę w ciągu całego roku (Saniewska i in. 2014). Ponadto Bałtyk jest jednym z najszybciej ocieplających się mórz marginalnych na świecie (Meier i in. 2022). Uważa się, że zmiany klimatu prowadzące do wzrostu temperatury wody mogą mieć wpływ na strukturę sieci troficznej, co w konsekwencji może skutkować wzrostem stężeń rtęci w tkankach ryb (Jędruch i in. 2023).

Miedź i nikiel to metale śladowe, zaliczane do mikroelementów. W niewielkich dawkach są niezbędne do prawidłowego funkcjonowania organizmu, przy wyższych stężeniach stają się toksyczne. Zarówno miedź jak i nikiel wchodzą w skład enzymów w organizmach roślin i zwierząt. Miedź bierze udział procesach fotosyntezy i oddychania. Uczestniczy też między innymi w przesyłaniu impulsów nerwowych oraz syntezie związków wpływających na czynność serca i ciśnienie tętnicze krwi. Nikiel zwiększa aktywność hormonalną i bierze udział w metabolizmie lipidów. Oba metale mają duże znaczenie gospodarcze. Miedź znajduje zastosowanie przede wszystkim w przemyśle elektrochemicznym i elektromagnetycznym. Wykorzystywana jest zwłaszcza do wyrobu przewodów elektrycznych, a także transformatorów, elektromagnesów czy układów scalonych. Większość światowej produkcji niklu przeznaczona jest na dodatki stopowe do stali w celu nadania jej właściwości nierdzewnych.

Do wód Bałtyku ponad 90% niklu (625 ton) dostarczane jest za pośrednictwem rzek (Rysunek 1.42). Spływ rzeczny odpowiada też za ponad 50% ładunku miedzi (Rysunek 1.42). W przypadku miedzi uwagę zwraca jednak, duży w stosunku do innych metali, udział transportu morskiego (518 ton) i żeglugi rekreacyjnej (57 ton) w ogólnym ładunku doprowadzonego do morza metalu. Przekracza on prawie pięciokrotnie szacowany dopływ z depozycji atmosferycznej (116 ton) (Rysunek 1.42).

Obecnie tlenek miedzi (często w połączeniu z tlenkiem cynku) jest dominującym biocydem w farbach przeciwporostowych (Amara i in. 2018). To właśnie farby przeciwporostowe odpowiadają za 98% miedzi pochodzącej z żeglugi morskiej i rekreacyjnej. Udział łodzi rekreacyjnych w emisji miedzi jest o rząd wielkości niższy w porównaniu z żeglugą morską, jednak emisja z sektora wypoczynkowego koncentruje się podczas sezonu letniego i występuje głównie we wrażliwych obszarach przybrzeżnych, co lokalnie może nadawać jej większego znaczenia (Ytreberg i in. 2022).

Tempo uwalniania miedzi z farb przeciwporostowych może wynosić od 2 do 66 $\mu g/cm^2$ dziennie (Jalkanen i in. 2021). Badania Lagerström i współpracowników (2020) sugerują, że większość powłok przeciwporostowych używanych w żegludze w środowisku słonawowodnym uwalnia miedź w ilościach przekraczających dawkę skutecznie zapobiegającą porastaniu. Autorzy udowodnili brak różnic w efektywnym działaniu produktów, różniących się pod względem ilości uwalnianego metalu nawet kilkukrotnie i zalecają stosowanie produktów wolniej uwalniających miedź, w celu skutecznej redukcji ładunku dostającego się do wód.

Głównym antropogenicznym źródłem arsenu jest wydobycie i spalanie paliw kopalnych, ponadto arsen wykorzystywany jest przy produkcji półprzewodników, środków do konserwacji drewna, czy pestycydów (Kalia i Khambholja 2015). W pierwszej połowie XX wieku związki arsenoorganiczne były również używane do produkcji broni chemicznej wykorzystywanej na masową skalę podczas I i II Wojny Światowej. W Morzu Bałtyckim istnieją 3 oficjalne obszary, na których po zakończeniu konfliktów zbrojnych dokonano zatopienia broni zawierającej bojowe środki trujące (BŚT). Pierwszy znajduje się w rejonie Małego Bełtu, kolejne w Basenie Bornholmskim oraz na Głębi Gotlandzkiej (Knobloch i in. 2013). Potwierdzono również obecność broni na dnie w obszarach oddalonych od wyznaczonych miejsc zatopienia. Część ładunku została prawdopodobnie usunięta za burtę podczas transportu w rejon docelowego zrzutu. Materiały przed zatonięciem mogły dryfować po powierzchni morza oddalając się od wskazanych miejsc, w innych przypadkach mogło dojść do przemieszczenia zdeponowanej na dnie broni wskutek trałowania przez statki (Bełdowski i in. 2016, Vaninen i in. 2020). W ostatnim czasie odkryto też wcześniej nieudokumentowane składowiska w obszarach Głębi Gdańskiej i Rynnie Słupskiej (Bełdowski i in. 2014, Bełdowski i in. 2016). Szacuje się, że wraz z zatopioną bronią, zatopiono około 15 tys. ton BŚT (Vanninen i in. 2020).

Wśród wszystkich zatopionych BŚT największy udział ma iperyt siarkowy. Do substancji arsenoorganicznych należą natomiast clark I (difenylochloroarsyna), clark II (difenylocyjanoarsyna), adamsyt (difenyloaminochlorarsyna), luizyt (2-chlorowinylodichloroarsyna) i dick (etylodichloroarsyna). Do niektórych typów broni chemicznej dodawano też olej arsynowy (mieszanka technicznego clarku I, fenylodichloroarsyny, trifenyloarsyny i trichlorku arsenu). Wśród pozostałych BŚT należy również wymienić α-chloroacetofenon i cyjanowodór.

Wraz z upływem czasu znacząco wzrasta ryzyko korozji osłon i pojemników oraz prawdopodobieństwo uwolnienia toksycznych związków wchodzących w skład zatopionej broni. Z tego względu coraz częściej wymienione obszary traktowane są jako potencjalne miejsce wycieku mogące punktowo stanowić źródło toksycznych substancji. Zagrożenie wynikające z obecności zatopionej broni chemicznej dla ekosystemu morskiego w znaczniej mierze zależy również od przemian jakim poddane są substancje w określonych warunkach fizykochemicznych. W przypadku hydrolizy związków arsenoorganicznych mogą powstawać związki, które w dalszym ciągu wykazują toksyczność (Glasby 1997). Aktualne badania przeprowadzone w Polskiej Wyłącznej Strefie Ekonomicznej Morza Bałtyckiego (Zalewska i in. 2023) nie wykazały podwyższonych poziomów stężeń arsenu mogących sugerować potencjalne uwolnienia związków arsenoorganicznych z zatopionej broni chemicznej.

Zanieczyszczenie środowiska związkami z grupy trwałych zanieczyszczeń organicznych stało się problemem globalnym, ze względu na łatwość przenoszenia tych związków drogą atmosferyczną w miejsca dalekie od źródeł emisji. Rozwój przemysłu chemicznego, w tym zwiększona produkcja materiałów syntetycznych oraz szerokie zastosowanie w wielu sektorach gospodarki (rolnictwo, przemysł, transport, ochrona zdrowia) powoduje wszechobecność tych związków w środowisku. Od lat 60. do wzrostu stężenia tych substancji w bałtyckim ekosystemie, przyczynił się m.in. dopływ związków chloroorganicznych pochodzących z przemysłu celulozowo-papierniczego, uwolnienia z pól uprawnych będące następstwem stosowania pestycydów zawierających (dziś wycofane z użycia) endosulfan, heksachlorobenzen (HCB) czy dichlorodifenylotrichloroetan (DDT), a także nieprawidłowa gospodarka komunalna (dopływ zanieczyszczeń ze ściekami, utylizacja odpadów poprzez spalanie odpadów w zbyt niskich temperaturach). Obecnie, produkcja, stosowanie, a także import i eksport większości przedstawionych poniżej związków z grupy TZO jest przedmiotem Konwencji Sztokholmskiej w sprawie trwałych zanieczyszczeń organicznych, której celem jest ograniczenie ich emisji do środowiska.

Dioksyny (polichlorowane dibenzo-p-dioksyny (PCDD) i polichlorowane dibenzofurany (PCDF)) to specyficzna grupa związków, których produkcja nigdy nie była intencjonalna. Ich naturalnym źródłem mogą być pożary czy wybuchy wulkanów, za emisje antropogeniczną odpowiada przede wszystkim większość procesów spalania oraz wybrane procesy przemysłowe. Ważnym źródłem dioksyn może być też niekontrolowane spalanie odpadów komunalnych w zbyt niskich temperaturach. Obecnie depozycja atmosferyczna jest najważniejszym źródłem dopływu PCDD/PCDF do Morza Bałtyckiego. Dokładne źródła emisji nie są jednak do końca znane. Prawdopodobnie silny wpływ na ładunek dioksyn dostających się do Bałtyku ma transport atmosferyczny spoza obszaru zlewni – z południowo-zachodniej i południowej Europy (HELCOM 2010b).

Polichlorowane bifenyle (PCB) to syntetyczne substancje chemiczne, które nie występują naturalnie w środowisku. PCB są stosowane jako plastyfikatory, izolatory i środki zmniejszające palność. Ich źródłem w środowisku mogą być, niewłaściwie przechowywane odpady, wycieki z transformatorów, kondensatorów i układów hydraulicznych. W latach 70. zaobserwowano silny negatywny wpływ zanieczyszczenia PCB na rozmnażanie bałtyckich drapieżników. Wysokie stężenia PCB w środowisku powiązano z zaburzeniami rozrodu fok szarych powodującymi spadek populacji tych zwierząt. Od połowy lat 80. wraz z obniżeniem emisji związków do środowiska sytuacja uległa poprawie (HELCOM 2010a, b).

Związki bromowane – heksabromocyklododekan (HBCDD) i polibromowane difenyloetery (PBDE) są szeroko stosowane jako środki zmniejszające palność. HBCDD jest wykorzystywany głównie w przemyśle

budowlanym jako dodatek do materiałów izolacyjnych (polistyren ekspandowany, polistyren ekstrudowany, pianki termoizolacyjne) lub powłoka zwiększająca ognioodporność tekstyliów. PBDE w większym stopniu wykorzystywane są w przedmiotach codziennego użytku – zmniejszają palność tworzyw sztucznych, tekstyliów i sprzętu elektronicznego (HELCOM 2010b). Związki perfluorowane w tym kwas perfluorooktanosulfonowy (PFOS) i kwas prefluorooktanowy (PFOA) są obecnie stosowane w pianach gaśniczych. Możliwość nadania dzięki nim właściwości plamoodpornych materiałom (odporność na tłuszcze i wodę), pozwala na wykorzystanie ich w przemyśle tekstylnym np. do produkcji odzieży wodoodpornej, dywanów czy tapicerek. Rozważając więc prawdopodobne źródła dopływu tych substancji należy szczególnie zwrócić uwagę na ich możliwe uwolnienia z różnego rodzaju przedmiotów codziennego użytku, produktów i materiałów. Dla przykładu z mebli, przy których produkcji, w celu zmniejszenia palności materiałów, wykorzystano PBDE, podczas 10 letniego okresu użytkowania ulatnia się około 0,39-0,54% tych związków (EU-RAR 2000). Oszacowano, że uwolnienia z produktów są główną przyczyną obecności substancji bromowanych (PBDE i HBCDD) oraz związków perfluorowanych (PFOS) w Morzu Bałtyckim (HELCOM 2010b). Jednak w większości, tego rodzaju dopływ jest trudny do oszacowania, a wszelkie wyliczenia obarczone są dużą niepewnością. Transport HBCDD i PBDE odbywa się głównie drogą atmosferyczną natomiast PFOS dociera do Bałtyku głównie poprzez rzeki. Źródłami punktowymi tych związków mogą być składowiska odpadów, zakłady produkcyjne czy miejsca stosowania piany gaśniczej zawierającej PFOS.

Do grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA) zaliczane jest ponad 200 związków organicznych. Antropogeniczne źródła WWA obejmują bezpośrednie uwalnianie z produktów ropopochodnych (źródła petrogeniczne) oraz wszelkiego rodzaju niecałkowite spalanie paliw kopalnych (węgiel, ropa, gaz) czy spalanie drewna i odpadów (źródła pirogenicze). Do środowiska morskiego wprowadzane są jako mieszaniny wielu związków, głównie poprzez emisje ze zużycia paliwa i działalności morskiej oraz wycieki substancji petrochemicznych (np. rozlewy olejowe, działalność wydobywcza, wycieki z zatopionych wraków). WWA mogą ulegać kumulacji w osadach. Szczególnie dużą trwałość wykazują w warunkach beztlenowych. Obszarami o podwyższonej koncentracji tych związków mogą być porty i mariny. Bezkręgowce (małże i skorupiaki) mogą kumulować WWA, natomiast u większości kręgowców WWA są dość szybko metabolizowane. Wykazano jednak, że związki powstające podczas degradacji, mogą mieć szkodliwy wpływ na ryby.

Zanieczyszczenie środowiska morskiego związkami cynoorganicznymi jest doskonałym przykładem tego jak niebezpieczną właściwością w przypadku substancji toksycznych jest ich trwałość. W latach 60. XX wieku tributylocyna (TBT) i trifenylocyna (TPT) zostały składnikiem farb przeciwporostowych. Pomimo aktualnego zakazu stosowania produktów zawierających TBT i TPT wprowadzonego po stwierdzeniu ich silnie negatywnego oddziaływania na organizmy wodne (Rozporządzenie (WE) nr 782/2003), odporność tych związków na degradację spowodowała, że ładunek organicznej cyny dostarczony do środowiska w przeszłości, nadal może stanowić pulę biodostępną w ekosystemach morskich. Obecnie głównym źródłem związków cynoorganicznych jest uwalnianie z osadów, szczególnie w obszarach portowych i na szlakach żeglugowych. Do uwalniania zanieczyszczeń z osadów mogą się także przyczyniać sztormy. Depozycja tych substancji w osadach powoduje, że największe zagrożenie stanowią one dla organizmów dennych. Najbardziej znanym skutkiem negatywnego oddziaływania tributylocyny na organizmy morskie jest efekt imposex powodujący bezpłodność u niektórych gatunków ślimaków poprzez wpływ na ich żeńskie narządy rozrodcze. O silnych właściwościach TBT o charakterze endokrynnie aktywnym wpływającym na gospodarkę hormonalną świadczy też maskulinizacja zaobserwowana u ryb (Shimasaki i in. 2003, WHO-IPCS 1999a, b). U ssaków TBT może oddziaływać na układ odpornościowy czyniąc organizm bardziej podatnym na infekcje (HELCOM 2010a).

Kolejną grupą związków organicznych, będących potencjalnym zagrożeniem dla ekosystemu Morza Bałtyckiego są farmaceutyki**.** Związki osiągające w środowisku poziomy umożliwiające ich wykrycie reprezentują m. in. środki przeciwbólowe, antybakteryjne, przeciwpasożytnicze, a także antydepresanty czy

hormonalne leki antykoncepcyjne. Ze względu na szerokie zastosowanie farmaceutyki oraz ich metabolity są dostarczane do środowiska w sposób ciągły. Wydalane przez ludzi, trafiają do oczyszczalni ścieków komunalnych skąd, bezpośrednio lub transportowane rzekami, docierają do wód Bałtyku. Obecność farmaceutyków w ściekach może być również wynikiem nieprawidłowej gospodarki odpadami, wskutek której leki niezużyte lub przeterminowane zamiast trafiać do punktów zbioru usuwane są w domowych zlewach i toaletach. Bezpośrednim źródłem tych substancji w środowisku morskim są też akwakultury, w których do pokarmu dla zwierząt dodawane są różnego rodzaju środki lecznicze. W wodach powierzchniowych, jednym z najczęściej wykrywanych związków zaliczanych do grupy aktywnych składników farmaceutycznych (active pharmaceutical ingredients, API) jest diklofenak (UNESCO i HELCOM 2017, Graumnitz i Jungman 2021). Diklofenak to syntetyczny farmaceutyk z grupy niesteroidowych leków przeciwzapalnych (NLPZ), wykorzystywany powszechnie ze względu na szerokie spektrum działania – przeciwreumatyczne, przeciwzapalne, przeciwbólowe oraz przeciwgorączkowe. Według HELCOM (2022) diklofenak obecny jest w wodach odprowadzanych z oczyszczalni ścieków w rejonie Morza Bałtyckiego w 99% przypadków.

Cez 137 (Cs-137) i stront 90 (Sr-90) uważane są za najbardziej niebezpieczne izotopy antropogeniczne ze względu na długi okres półtrwania wynoszący odpowiednio 30 i 28 lat (IAEA 2005). Szacuje się, że głównym źródłem Cs-137 w Morzu Bałtyckim była awaria elektrowni w Czarnobylu, która dostarczyła do Bałtyku 82% całego zdeponowanego ładunku. Kolejnymi źródłami, których udział wyniósł odpowiednio 14% i 4% były testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypadała na lata 50. i 60. XX wieku oraz zrzuty z zakładów przerobu paliwa jądrowego w Sellafield na północno-zachodnim wybrzeżu Anglii i La Hague na północno-zachodnim wybrzeżu Francji (HELCOM 1995, 2003, 2009; Nielsen i in. 1999). Udział Sr-90 z uwolnienia w Czarnobylu w stosunku do całkowitej ilości obecnej w Morzu Bałtyckim wynosił około 13%. W przypadku strontu głównym źródłem do Bałtyku były testy atmosferyczne broni jądrowej (81%). Najmniejszy ładunek podobnie jak w przypadku cezu pochodził z zakładów przerobu paliwa jądrowego (6%).

Aktywność Cs-137 w Morzu Bałtyckim od lat 90. ulega ciągłemu spadkowi. Na zmianę aktywności Cs-137 w środowisku morskim oprócz głównego czynnika jakim jest rozpad promieniotwórczy, wpływają procesy sedymentacji, wymiana wód z Morzem Północnym, dopływy wód słodkich oraz w niewielkim stopniu procesy biokumulacji w organizmach fauny i flory morskiej (Cs-137 wykazuje podobne właściwości chemiczne do potasu, co sprawia, że jak on, może być kumulowany w tkankach miękkich). Aktywność izotopu obniża się więc szybciej niż wynikałoby to z fizycznego okresu połowicznego rozpadu. Jego efektywny czas półtrwania wynosi 9 lat (Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013). W przeciwieństwie do izotopu Cs-137 nie obserwuje się trendów spadkowych dla aktywności radionuklidu Sr-90, która od końca lat 90. utrzymuje się na podobnym poziomie (Saniewski i Zalewska 2018). Spowodowane jest to różnymi właściwościami chemicznymi obydwu izotopów. Cs-137 jest szybko absorbowany przez materię organiczną, a jego mobilność w glebie jest 10 razy mniejsza niż Sr-90 co sprawia, że jego dopływ wraz z rzekami będzie znacząco niższy niż Sr-90. Szacuje się, że w latach 2005-2011 ładunek Sr-90 wniesiony wodami Wisły był prawie 3 razy wyższy w stosunku do ładunku Cs-137, mimo iż to dla izotopu Cs-137 obserwowane są w glebie wyższe aktywności (Saniewski i Zalewska 2018).

1.8 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na skutki dopływu substancji biogennych

Opracowano na podstawie raportu regionalnego HOLAS 3 w zakresie eutrofizacji (HOLAS 2023h)

Nadmiar substancji biogennych, docierających do środowiska morskiego rzekami i z atmosfery, jest główną siłą napędową procesu eutrofizacji. Wyższe poziomy biogenów w wodzie morskiej sprzyjają wzrostowi mikroskopijnych glonów ¬ fitoplanktonu i akumulacji materii organicznej w ekosystemie. Zwiększone ilości materii organicznej zmniejszają przezroczystość wody i zwiększają konsumpcję tlenu w kolumnie wody oraz przy dnie morskim poprzez procesy oddychania i rozkładu. W rezultacie niedobór tlenu może powodować tworzenie lub dalsze rozprzestrzenianie się obszarów hipoksji (o niskim poziomie tlenu) lub anoksji (beztlenowych), co może prowadzić do uduszenia fauny dennej. Niskie stężenia tlenu w strefie przydennej wzmagają uwalnianie fosforanów z osadów, które stają się dodatkowym źródłem biogenów w środowisku. Wzrost stężenia fosforanów sprzyja rozwojowi sinic nawet wtedy, gdy stężenie rozpuszczonego azotu nieorganicznego w środowisku morskim jest niskie, ponieważ cyjanobakterie mogą pozyskiwać azot w postaci gazowej (N_2) pochodzący np. z atmosfery. Wszystkie te zmiany mają wpływ na obieg biogenów, skład gatunkowy, a w konsekwencji na interakcje w sieci pokarmowej. Przykładowo warunki eutroficzne faworyzują występowanie gatunków oportunistycznych glonów w środowisku morskim.

Nadmiar biogenów prowadzi do zmian w składzie gatunkowym glonów oraz powstawania szkodliwych zakwitów, zwiększonego zmętnienia oraz sedymentacji materii organicznej, która w konsekwencji prowadzi do wyczerpania zasobów tlenu, co ma z kolei negatywny wpływ na siedliska bentosowe. Eutrofizacja wiązana jest ze zmianami w składzie gatunkowym kluczowych grup troficznych w Morzu Bałtyckim. Poza producentami pierwotnymi oraz fauną denną dochodzi również do negatywnego oddziaływania na jakość siedlisk, odżywanie oraz strukturę sieci troficznej ryb strefy przybrzeżnej oraz ptaków morskich. Podczas gdy eutrofizacja w sposób bezpośredni wpływa na fitoplankton, zooplankton to wyższe grupy troficzne znajdują się pod wpływem pośrednim, a ich reakcja na wpływ eutrofizacji może być opóźniona w czasie lub może być słabsza. Dodatkowo dochodzi do pokrywania się presji eutrofizacyjnej z innymi występującymi w Morzu Bałtyckim, takimi jak substancje niebezpieczne, gatunki nierodzime, czy zmiany klimatu. Zwłaszcza te ostatnie mogą prowadzić do intensyfikacji procesu eutrofizacji poprzez zwiększenie stratyfikacji i dalszą degradację warunków tlenowych w strefie naddennej spowodowaną wewnętrznym zasilaniem w biogeny.

Zakwity fitoplanktonu są naturalnym zjawiskiem występującym w ekosystemie Morza Bałtyckiego, gdzie wiosną dominują zakwity bruzdnic i okrzemek, a późnym latem zdolnych do wiązania azotu z atmosfery sinic. Odchylenie od normalnego cyklu zakwitów (takie jak zbyt wysoka lub zbyt niska biomasa lub brak niektórych dominujących grup) jest wskaźnikiem naruszenia stanu środowiska. Eutrofizacja doprowadziła również do występujących częściej i w bardziej intensywnej postaci zakwitów sinic latem.

Przy ocenie zooplanktonu jako wskazujące na dobry stan środowiska uwzględnia się znaczne ilości osobników o dużych rozmiarach. W latach 2016-2021 obserwowany jest negatywny trend zmniejszania się rozmiarów osobniczych w części basenów Morza Bałtyckiego co wynikać może z wpływu eutrofizacji, ale również z wyjadania przez wyższe poziomy troficzne, a także zmiany warunków środowiskowych w zakresie obniżonego zasolenia, podwyższonej temperatury i hipoksji w strefie głębokowodnej.

Eutrofizacja ma również wpływ na siedliska bentosowe, głównie poprzez wpływ na osłabienie warunków tlenowych w obszarach głębokowodnych prowadzące do występowania warunków hipoksji a nawet anoksji. Występowanie obszarów z deficytami tlenu ogranicza występowanie fauny bentosowej co ma znaczenie dla produktywności całej sieci troficznej. Hipoksja prowadzi do ograniczenia występowania i wyniszczenia makrofauny w obszarach o znacznym zasięgu i w znaczny sposób zaburzyła bentosowe sieci troficzne. W konsekwencji występowania niekorzystnych warunków dochodzi do zmian w strukturze

gatunków makrozoobentosu w kierunku występowania mniejszych organizmów bądź organizmów tolerancyjnych co prowadzi do spadku całkowitej biomasy i różnorodności makrozoobezkręgowców dna miękkiego.

Szkodliwy rozwój eutrofizacji został po raz pierwszy uznany za wielkoskalową presję na Morze Bałtyckie na początku lat 80-tych XX wieku i częściowo przypisano ją wprowadzaniu substancji odżywczych przez człowieka (HELCOM 1987, 2009a).

Nadmierny dopływ azotu i fosforu do Morza Bałtyckiego wzrósł od lat 50. do końca lat 80. ubiegłego wieku (Gustafsson i in. 2012), zwiększając intensywność wpływu eutrofizacji na ekosystem (Larsson i in. 1985, Bonsdorff i in. 1997, Andersen i in. 2017). Chociaż istnieje kilka dróg, którymi biogeny mogą dotrzeć do Morza Bałtyckiego, największe dopływy azotu i fosforu pochodzą z rzek. Dopływ atmosferyczny azotu stanowi około jednej trzeciej całkowitego dopływu i wynika z procesów spalania związanych z żeglugą, transportem drogowym, produkcją energii i rolnictwem. Dopływ atmosferyczny fosforu jest niewielki i stanowi źródło tła, które szacuje się jako roczną stałą wartość na poziomie 5 kg km^{-2}. Aby przeciwdziałać wpływowi człowieka na środowisko morskie w zakresie eutrofizacji uzgodniono w Deklaracji Ministerialnej HELCOM z 1988 roku działania mające na celu zmniejszenie dopływu biogenów o 50% (HELCOM 1988), a jednym z celów Bałtyckiego Planu Działań (BSAP) z 2007 r. jest osiągnięcie stanu Morza Bałtyckiego wolnego od eutrofizacji (HELCOM 2007). Wraz z aktualizacją Bałtyckiego Planu Działania (HELCOM 2021a) postępy krajów w osiąganiu ich udziału w alokacji celów redukcji biogenów oceniane są oddzielnie w oparciu o system maksymalnych dopuszczalnych ładunków z krajów do każdego z basenów Morza Bałtyckiego. Zgodnie z najnowszą oceną dopływu substancji biogennych, porównując okres referencyjny (1997-2003) do 2020 r. ładunki azotu i fosforu zmniejszyły się w prawie wszystkich basenach Morza Bałtyckiego (HELCOM 2023f). Chociaż niektóre baseny osiągnęły cel w zakresie dopływu substancji biogennych, nie osiągnięto jeszcze tego celu w pełnej skali Morza Bałtyckiego. Całkowity dopływ azotu do Morza Bałtyckiego wyniósł w 2020 r. 858 905 t (12% mniej w porównaniu z okresem referencyjnym), a całkowity dopływ fosforu 26 389 t (28% mniej). Większość spadku dopływu fosforu całkowitego wynika ze zmniejszonego dopływu do Zatoki Fińskiej, Zatoki Ryskiej i Bałtyku Właściwego. Największe względne spadki dopływu azotu i fosforu w ostatnich dziesięcioleciach dotyczyły źródeł bezpośrednich, które obecnie stanowią odpowiednio tylko 3% i 4% całkowitych ładunków (HELCOM 2023f). Naturalne źródła stanowią około jednej piątej rozpuszczonego dopływu azotu i fosforu do Morza Bałtyckiego. Począwszy od lat 80. ubiegłego wieku dopływ substancji biogennych do Morza Bałtyckiego zmniejszył się, a w niektórych basenach doszło do znacznych redukcji. Przykładowo dopływy azotu drogą wodną znajdują się obecnie na poziomie tych z lat 60-tych, a fosforu na poziomie z lat 50-tych XX wieku.

Powiązanie eutrofizacji z oddziaływaniami i presjami

W odniesieniu do eutrofizacji w skali regionalnej, opracowano dwa wskaźniki odnoszące się do dwóch najistotniejszych źródeł dopływu biogenów do Morza Bałtyckiego - rolnictwa i ścieków.

Rolnictwo jest ważną działalnością gospodarczą, która stanowi jednocześnie największe źródło dopływu biogenów do Morza Bałtyckiego, które przyczynia się do wprowadzania 70-90% azotu i 60-80% fosforu oraz blisko połowy źródeł azotu wprowadzanych z wodą, z czego znaczna ilość pochodzi z nawozów sztucznych i obornika.

Do znacznego dopływu biogenów w rolnictwie dochodzi w momencie wykorzystania nawozów nieorganicznych lub obornika w celu zwiększenia wzrostu upraw. Ta część substancji biogennych, która nie zostanie wchłonięta w glebę lub przyswojona przez uprawy może dołączać się do dopływu do Morza Bałtyckiego. Proces ten zachodzi szczególnie w rejonach o znacznym zagęszczeniu hodowli zwierząt, gdzie dochodzi do problemów z efektywnym wykorzystaniem zasobów obornika. W oparciu o tę wiedzę bilanse substancji biogennych z rolnictwa zostały wytypowane jako wskaźnik wpływu określający potencjalne ryzyko nadmiaru bądź deficytu biogenów na gruntach rolnych i są one kluczowym wskaźnikiem zrównoważonej

produkcji rolnej. Bilans biogenów określany jest jako różnica pomiędzy wprowadzaniem (zużycie nawozów, wprowadzanie obornika i inne źródła) i odpływem biogenów (przyswojenie w procesie produkcji upraw i pastwisk) w rolnictwie.

Bilanse biogenów w rejonie Morza Bałtyckiego pozostają na stabilnym poziomie w ostatnim dziesięcioleciu, jednakże obserwuje się jednocześnie trendy krajowe w tym zakresie (HELCOM 2023g). We wszystkich krajach bałtyckich występuje nadmiar fosforu na hektar, a najwyższe wartości notowane są w Danii, co wynika ze znacznej produkcji obornika w tym kraju. W przypadku Niemiec i Litwy obserwowane są trendy malejące w nadmiarze azotu. Dania, Niemcy i Polska charakteryzują się najwyższym poziomem nadwyżek azotu na hektar razem z wysokim poziomem hodowli zwierząt i produkcji rolnej. Bilanse fosforu charakteryzują się bardziej zróżnicowanymi trendami z występującym nadmiarem i ubytkiem. Niemcy, Estonia, Litwa i Szwecja wykazały ubytek fosforu, z czego największy ubytek wykazała Estonia.

Uzdatnianie wody w oczyszczalniach ścieków okazało się być jedną z bardziej skutecznych metod poprawy stanu Morza Bałtyckiego, która jest jednocześnie najbardziej odpowiednim i opłacalnym działaniem (HELCOM 2023b) Kraje członkowskie HELCOM poczyniły znaczne kroki w zakresie oczyszczania ścieków i wiele miast w regionie poprawiło gospodarki ściekami spełniając jednocześnie wymagania tzw. Dyrektywy Ściekowej.

1.9 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zanieczyszczenia odpadami

Odpady stanowią obecnie jedno z najpoważniejszych zagrożeń dla ekosystemu morskiego i tym samym jedno z najpoważniejszych wyzwań w kontekście przywrócenia dobrego stanu środowiska. Zgodnie z definicją: *odpady morskie składają się z przedmiotów, które zostały wytworzone lub wykorzystane przez ludzi i celowo porzucone lub przypadkowo zagubione w morzu i na plażach, w tym takie materiały transportowane do środowiska morskiego rzekami z lądu, z oczyszczalni ścieków lub z atmosfery* (Galgani i in. 2010).

Odpadami morskimi są zarówno odpady gromadzone na plażach, które mogą przedostawać się do wód morskich, odpady gromadzone na dnie oraz odpady pływające. Szczególnie problematyczne są mikroodpady, których usunięcie z ekosystemu morskiego jest niemożliwe. Dominujące są mikroodpady plastikowe charakteryzujące się wyjątkową trwałością. Wyróżnia się mikroodpady pierwotne, które pochodzą najczęściej z przemysłu i produktów, w których są wykorzystywane mikrodrobiny oraz wtórne, które powstają w wyniku rozpadu odpadów plastikowych.

Szkodliwe oddziaływania odpadów na organizmy morskie wynika z ich (i) połykania, w przypadku ryb, ssaków i ptaków, co może wpływać negatywnie na procesy fizjologiczne, w tym zaburzenia funkcjonowania układów np. pokarmowego, rozrodczego, metabolicznego zaburzenia i oddziaływania na poziomie komórkowym, (ii) zaplątanie, m.in. w sieci, co powoduje tzw. przyłów, (iii) toksyczności związków uwalnianych.

Aby możliwe było określenie skali problemu konieczne było podjęcie badań w zakresie liczebności i rodzaju materiału odpadów. W tym celu, wynikającym również z implementacji RDSM, w rejonie południowego Bałtyku uruchomiono regularne badania monitoringowe odpadów, na plażach, odpadów pływających, odpadów na dnie i mikroodpadów. Regularne badania odpadów na plażach prowadzone są od 2015 roku, mikroodapdów od 2018, natomiast odpady na dnie zliczane są przy okazji monitoringu.

Odpady na plaży

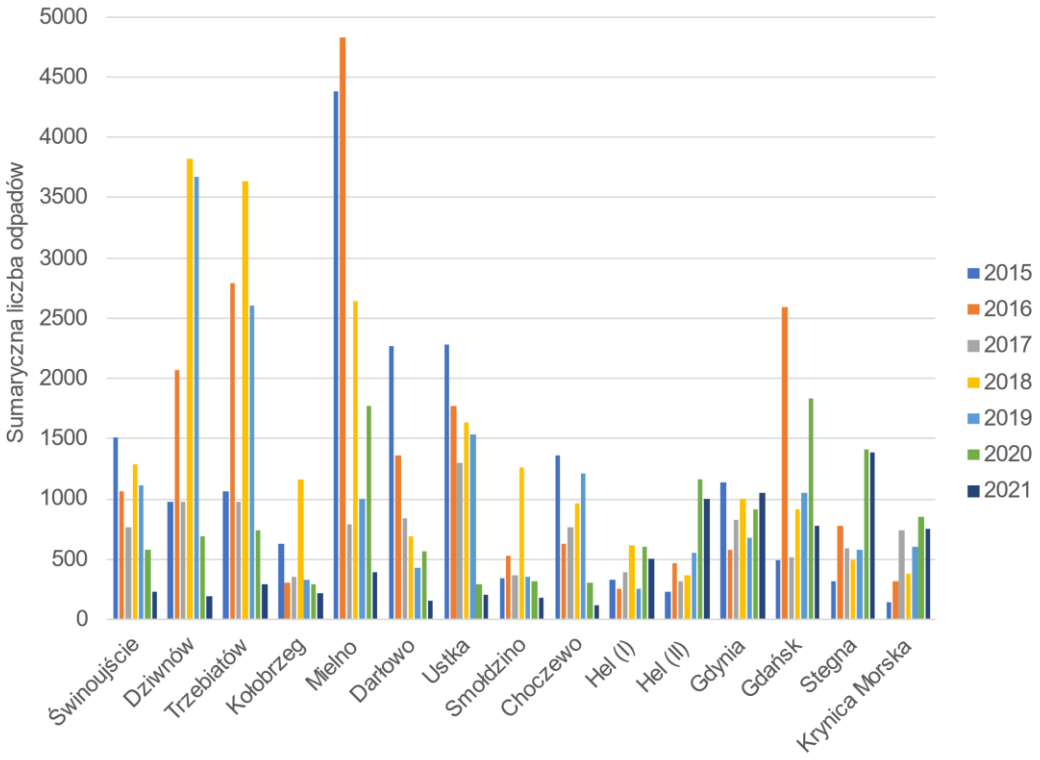
Monitoring odpadów prowadzony jest na 15 odcinkach o długości 1 km reprezentujących zarówno plaże miejskie, jak i wiejskie (Rysunek 1.43). Na każdym odcinku przeprowadza się zliczanie i identyfikację wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości - od linii wody do granicy plaży. Odpady przypisane są do siedmiu głównych kategorii: plastiki, drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma. Odpady niezidentyfikowane przypisano do grupy ‘inne’. Badania prowadzone są cztery razy w roku: wiosną, latem, jesienią i zimą.

W okresie prowadzenia monitoringu odpadów na polskim Wybrzeżu (2015-2021) najmniej odpadów zebrano w roku 2021-7447 sztuk oraz w roku 2017-10523 sztuki. Największą liczbę odpadów zliczono w roku 2018 (20829 sztuk). Od 2018 r. odnotowywany jest spadek liczby odpadów w każdym kolejnym roku badań. W 2019 r. sumaryczna liczba odpadów wyniosła 15964 sztuki, w roku 2020 spadła do 12298 sztuk, natomiast w roku 2021 liczba odpadów była niższa o 4851 sztuk w porównani do roku ubiegłego. Należy zaznaczyć, że na spadek liczby odpadów przez ostanie dwa lata mogła mieć wpływ sytuacja epidemiczna związana z wystąpieniem pandemii koronawirusa Sars-Cov-2.

Rysunek 1.43. Lokalizacja badań odpadów na plażach (źródło: GIOŚ 2022, aPMWM)

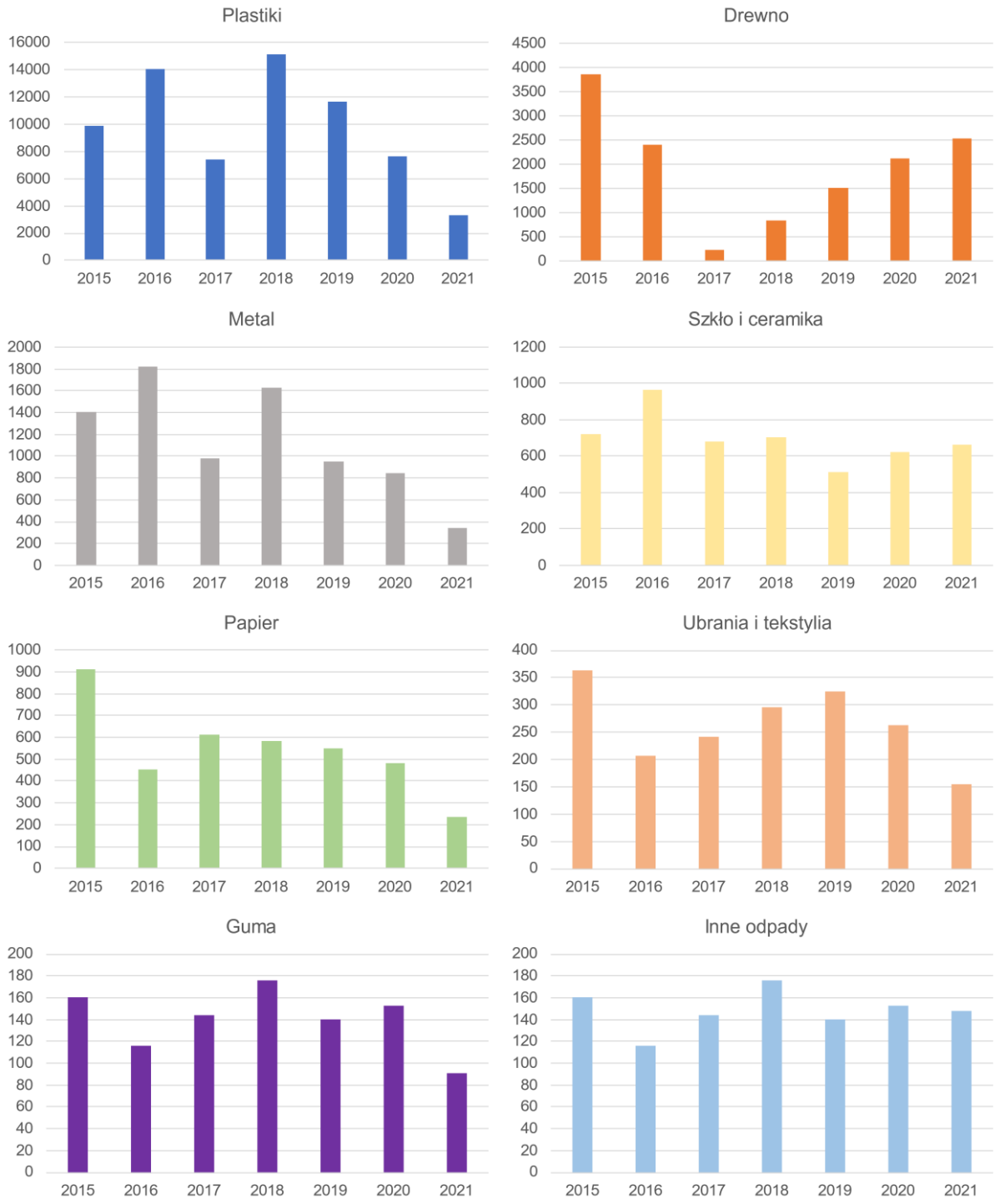
Porównanie sumarycznej liczby odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w okresie 2015-2021 (Rysunek 1.44) wykazało, że w roku 2021 odnotowano wzrost liczebności odpadów jedynie w Gdyni, natomiast na pozostałych czternastu plażach liczba odpadów była mniejsza w porównaniu do roku 2020. W całym okresie prowadzenia monitoringu najwięcej odpadów (4832 sztuki) zebrano w Mielnie w 2016 r., zaś najmniej w Choczewie w roku 2021 (114 sztuk). Maksymalna liczba odpadów odnotowana w 2021 r. w Stegnie (1385 sztuk) była mniejsza tylko o 21 od liczby w roku 2020. Od roku 2018 obserwuje się spadek sumarycznej liczby odpadów na sześciu odcinkach: Świnoujście, Dziwnów, Trzebiatów, Kołobrzeg, Ustka oraz Smołdzino, przy czym największy spadek w tym czasie dotyczył liczby odpadów zebranych w Dziwnowie (z 3817 do 193 sztuk). Sumarycznie najmniejszą liczbę odpadów zebrano na odcinku Hel (I) – jedynie 2934 sztuki w ciągu 7 lat trwania monitoringu.

Sumaryczna liczba odpadów przypisanych do poszczególnych kategorii zidentyfikowanych na wszystkich odcinkach różni się w poszczególnych latach (Rysunek 1.45). Najmniej odpadów plastikowych zliczono w 2021 r. (3287 sztuk), natomiast maksymalną wartość odnotowano trzy lata wcześniej (15113 sztuk). Od 2018 roku liczba odpadów z tworzyw sztucznych sukcesywnie maleje. Podobną do plastików zmiennością charakteryzowały się odpady metalowe. Jednak ich liczebność była znacznie mniejsza i mieściła się w zakresie od 340 do 1816 sztuk. W przypadku odpadów drewnianych, od 2018 roku obserwuje się wzrost ich liczebności. W przypadku pozostałych kategorii liczba odpadów w omawianym okresie utrzymywała się na mniej więcej zbliżonym poziomie, przy czym pierwszy rok badań w 2015 r. charakteryzował się największą liczebnością odpadów z kategorii: papier oraz ubrania i tekstylia, a najmniejszą liczebnością odpadów z kategorii: papier, ubrania i tekstylia oraz guma charakteryzował się rok 2021.

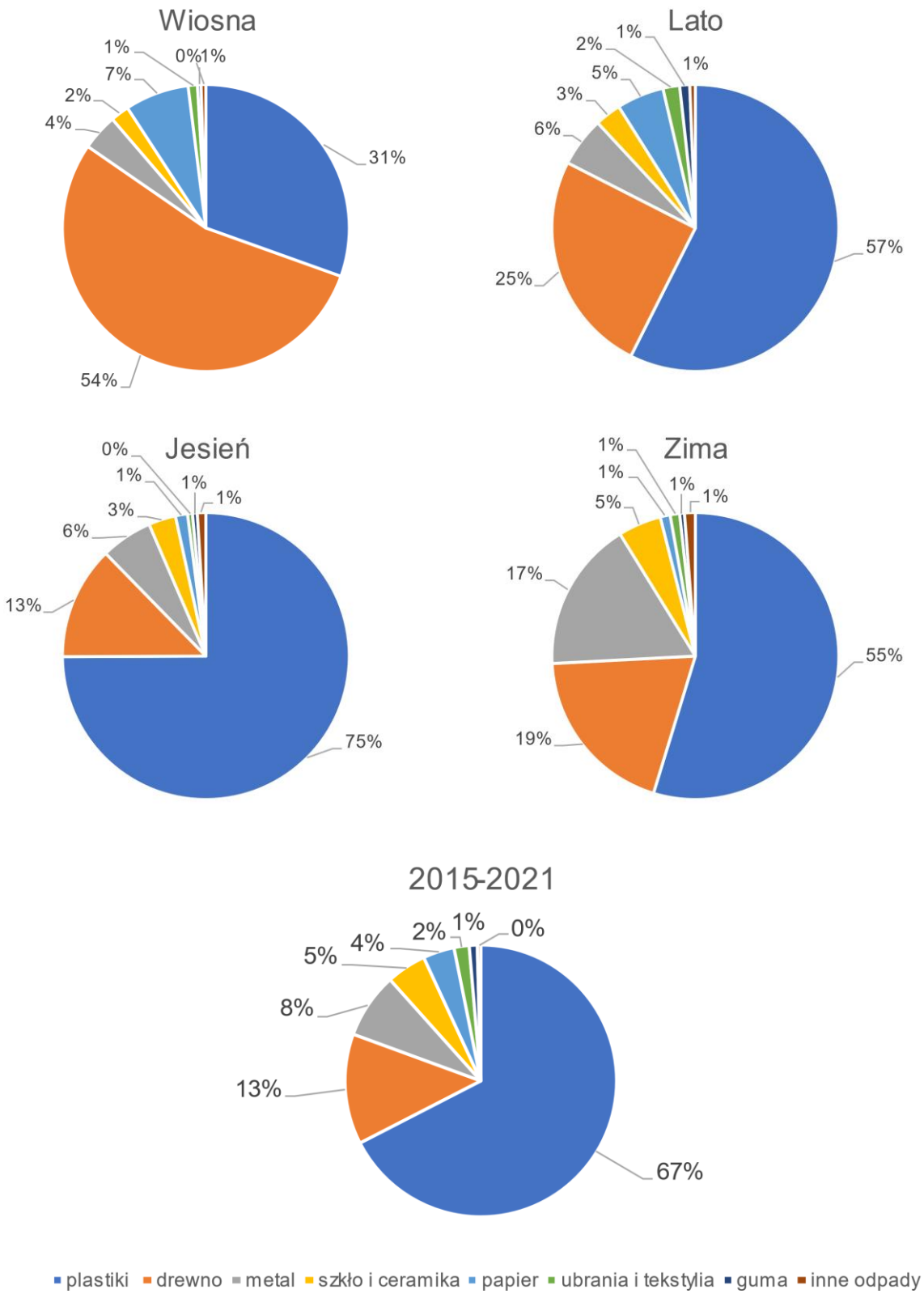


Rysunek 1.44. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2021 (źródło: GIOŚ 2022)

Biorąc pod uwagę cały okres 2015-2021, udział poszczególny kategorii odpadów w poszczególnych sezonach ulegał nieznacznym zmianom, ale dominującą frakcją były odpady plastikowe z wyjątkiem okresu wiosennego, w którym udział plastików był na poziomie 31%, a dominującą frakcja z udziałem 54% było drewno, co może mieć związek z wpływem okresów sztormowych (Rysunek 1.46). Udział plastików latem wyniósł 57%, zimą 55%, natomiast największym udziałem na poziomie 75% charakteryzował się okres jesienny. W tych trzech sezonach, drugą pod względem liczebności kategorią były odpady drewniane. Na trzecim miejscu były odpady metalowe z największym udziałem zimą (17%) z wyjątkiem wiosny, kiedy liczebność odpadów papierowych (7%) była większa od metalowych (4%). Udział pozostałych kategorii nie przekraczał 5%. Nie uwzględniając poszczególnych sezonów, udział odpadów plastikowych w okresie 2015-2021 wyniósł 67%, drewnianych 17%, metalowych 8%, szklanych 5%, papierowych 4%, tekstylnych 2% i gumowych 1%.



Rysunek 1.45. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2021; UWAGA: różne skale na wykresach (źródło: GIOŚ 2022)



Rysunek 1.46. Udział poszczególnych kategorii odpadów w sezonach i w całym okresie 2015-2021

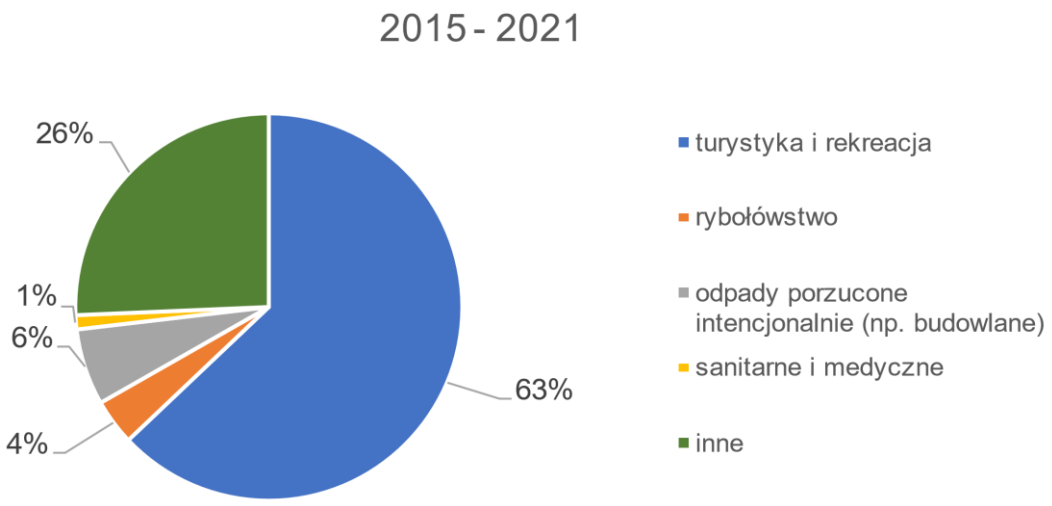
Wśród dwudziestu najbardziej licznie występujących rodzajów odpadów w okresie 2015-2021 na pierwszym miejscu znajdują niedopałki papierosów z udziałem na poziomie 36% (Tabela 1.18). Na kolejnych

miejscach znajdują się odpady drewniane o różnych wymiarach, kapsle i wieczka od butelek oraz kawałki butelek.

Tabela 1.18. 20 najbardziej licznych rodzajów odpadów w okresie 2015-2021

Rodzaj odpadu	***Liczba odpadów***	***Udział procentowy w TOP 20***
niedopałki papierosów i filtry	27013	36,3
inne drewno > 50 cm	4607	6,2
kapsle od butelek, wieczka	4329	5,8
inne drewno < 50 cm	4143	5,6
butelki (kawałki butelek)	3371	4,5
inne drewno	2995	4,0
opakowania po słodyczach/chipsach	2877	3,9
butelki po napojach > 0,5 l	2873	3,9
plastikowe zakrętki/pokrywki po napojach	2523	3,4
kawałki plastiku 2,5 cm > < 50 cm	2297	3,1
puszki po napojach	2006	2,7
małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	1992	2,7
sztućce, tacki, słomki, mieszadła	1986	2,7
kawałki plastiku 0-2,5 cm	1744	2,3
butelki po napojach <= 0,5 l	1733	2,3
fragmenty papieru	1721	2,3
kapsle, pokrywy, pierścienie	1694	2,3
słomki, mieszadła	1578	2,1
parafina/wosk	1446	1,9
patyczki po lizakach	1415	1,9

Analiza źródeł pochodzenia odpadów gromadzonych na plażach wykazała, że aż 63% odpadów pochodzi z turystyki i rekreacji, co jest zgodne z danymi literaturowymi obejmującymi okres 2015-2019 (Zalewska i in. 2021). 4% odpadów pochodzi z działalności rybackiej, 6% odpadów to odpady porzucone intencjonalnie (np. odpady budowalne) i 1% to odpady sanitarne. W przypadku 26% odpadów nie jest możliwe jednoznaczne wskazanie źródła.



Rysunek 1.47. Udział poszczególnych źródeł odpadów w latach 2015-2021

Odpady na dnie

Dane w zakresie odpadów zdeponowanych na dnie gromadzone są podczas rejsów monitoringowych w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich. Jednak takie pomiary z użyciem włoków dennych umożliwiających zbieranie danych w zakresie odpadów nie są prowadzone w całym Bałtyku. Inne pomiary i obserwacje z tym związane mają charakter pilotażowy. W ramach współpracy regionalnej koordynowanej przez Sekretariat HELCOM został opracowany wskaźnik w zakresie odpadów gromadzonych na dnie i ma on status wskaźnika wspomagającego na tym etapie (pre-core). Wynika to z braku pełnej bazy danych oraz braku uzgodnionych metod oceny. Przestrzenny rozkład gęstości odpadów zgromadzonych na dnie wyrażony jako masa lub liczba odpadów na km^2 w odniesieniu do różnych kategorii został opracowany na podstawie modelowania. Roboczo przyjęto, że brak wzrostu liczby odpadów zaliczanych do plastików i innych odpadów, szkła, metalu, oraz odpadów z rybołówstwa w latach 2015-2021 można uznać za dobry stan środowiska.

Wstępna ocena wykazała osiągnięcie dobrego stanu środowiska w zakresie odpadów zaliczanych do szkła, metalu oraz odpadów z rybołówstwa w oparciu o liczbę odpadów, natomiast dobry stan bazujący na masie odpadów plastikowych i innych nie został osiągnięty.

Odpady pływające

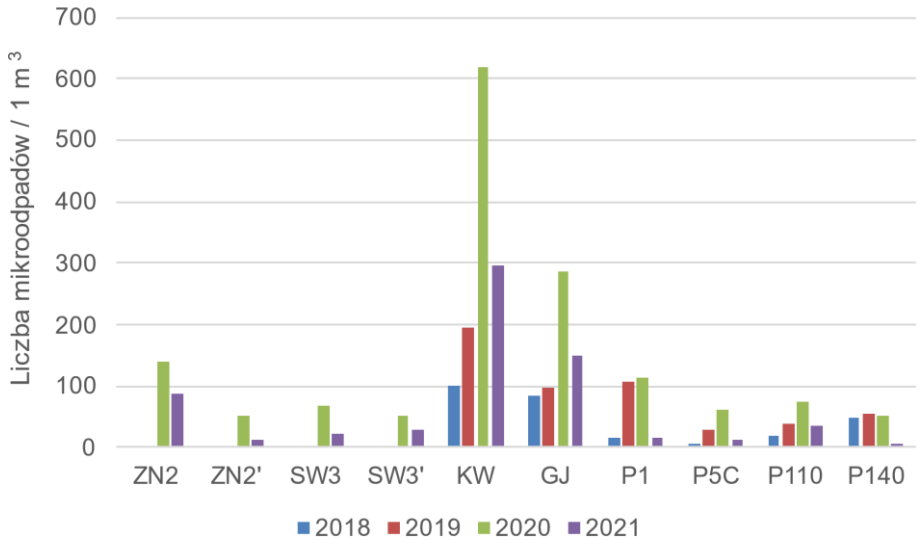
Badania odpadów pływających prowadzone są od 2018 roku poprzez obserwacje prowadzone podczas rejsów w ośmiu lokalizacjach w terminach zbliżonych do terminów monitorowania odpadów na plażach. Podczas 4 lat prowadzenia obserwacji tylko kilkukrotnie zaobserwowano pojedyncze odpady. W związku z tym należy uznać, że odpady pływające nie wnoszą istotnego wkładu w zanieczyszczenie rejonu południowego Bałtyku.

Mikroodpady

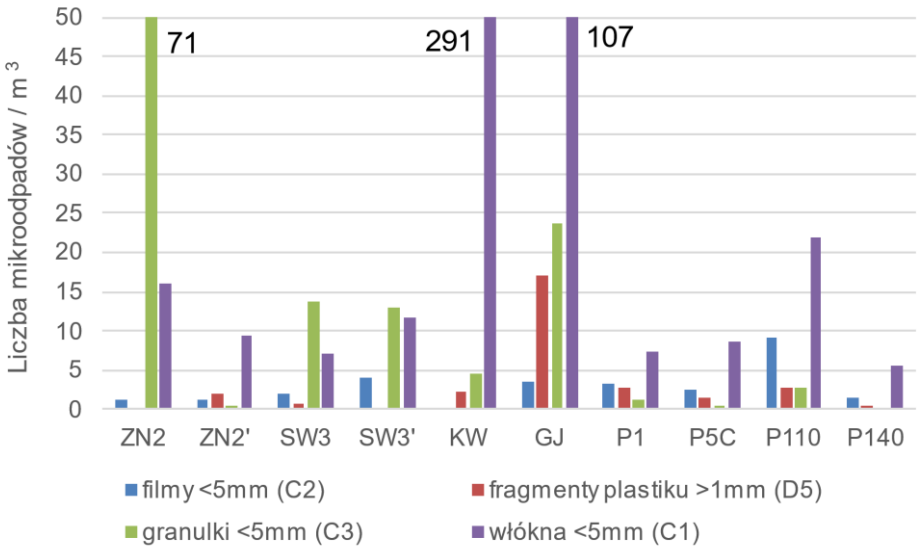
Badania mikroodpadów prowadzone regularnie w południowym Bałtyku od 2018 roku wykazały obecność mikrocząstek zarówno w wodzie morskiej, jak i osadach dennych. Badania prowadzono początkowo na sześciu stacjach zlokalizowanych w Basenie Bornholmskim (P5C), wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140), Basenie Gdańskim (P110, P1) oraz Zalewach Wiślanym (KW) i Szczecińskim (GJ). W 2020 roku badania zostały rozszerzone o cztery lokalizacje znajdujące się u ujść Wisły (ZN2, ZN2') i Odry (SW3, SW3') w celu wykrycia potencjalnego wpływu dopływu rzecznego na transport mikrocząstek do wód morskich.

Największą liczebnością mikrocząstek w wodzie charakteryzowały się stacje zlokalizowane w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym, przy czym najbardziej widoczne jest to w ostatnich dwóch latach (Rysunek 1.48). W 2020 roku największa liczba mikrocząstek, wynosząca 618/m^3 wystąpiła w Zalewie Wiślanym, podczas gdy w Zalewie Szczecińskim była o połowę niższa. Również w 2021 r. wspominane lokalizacje charakteryzowały się największą liczebnością, z tą różnicą, że liczebności mikrocząstek były na poziomach o połowę mniejszych. Maksymalna liczba mikrocząstek na stacjach w rejonie morza otwartego była na poziomie 100/m^3. Stosunkowo niską liczebnością mikrocząstek charakteryzowały się lokalizacje w pobliżu ujść rzek, co może mieć związek z wynoszeniem lekkich mikrocząstek plastikowych w rejony morza otwartego. Dominującą postacią mikroodpadów w wodzie morskiej, szczególnie w rejonie Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego, ale również na stacjach głębokowodnych są włókna. W przypadku obszarów ujściowych są to granulki, co potwierdzałoby teorię o transporcie lżejszych odpadów w kierunku obszarów pełnomorskich (Rysunek 1.49).

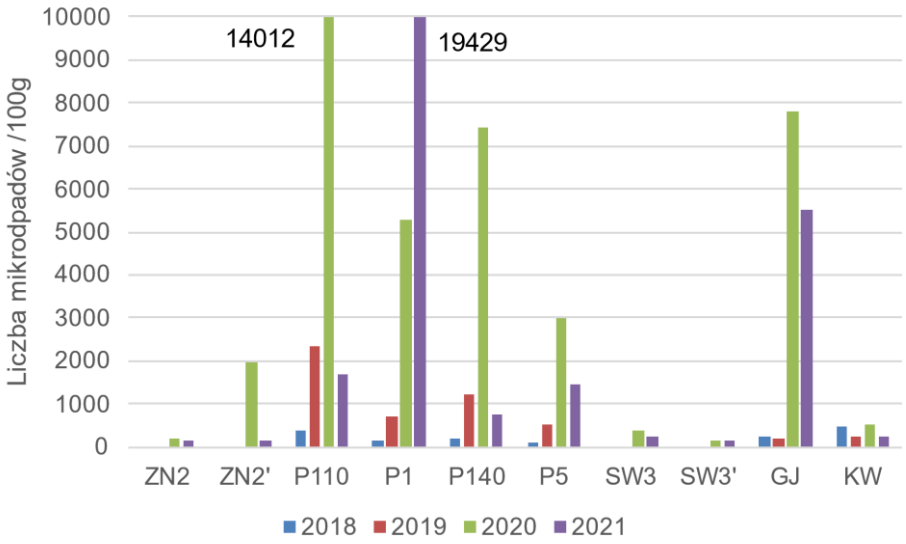
Pomimo innej jednostki odniesienia, liczebność mikroodapdów w osadach wydaje się być znacznie większa niż w wodzie morskiej. Ma związek z tym, że osady stanowią ostateczny rezerwuar, gdzie deponowane są zanieczyszczenia, w tym również mikroodpady. Najbardziej licznie mikroodpady występują w Basenie Gdańskim, gdzie liczba odpadów wyniosła odpowiednio 14012/100g na stacji P110 w 2020 r. i 19429/100g na stacji P1 w 2021 r. (Rysunek 1.50). W 2020 roku, liczba odpadów w 100 g osadu we wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) wyniosła 7438, podczas gdy w 2021 r. spadła do 775. W przypadku Głębi Bornholmskiej liczebność wynosiła odpowiednio 2982 w 2020 r. i 1453 w 2021 r. Dużą liczebnością mikroodpadów charakteryzują się również osady Zalewu Szczecińskiego osiągając w dwóch ostatnich latach wartości odpowiednio 7814 i 5523, w przeciwieństwa do osadów Zalewu Wiślanego, gdzie maksymalna liczebność odnotowana w 2020 roku wyniosła 513/100g osadu. Stosunkowo niską zawartością mikrodrobin charakteryzowały się osady z obszarów ujściowych, co może być związane z efektem wynoszenia mikrodrobin z wodami rzek do obszarów pełnomorskich. Dominującą formą mikroodapdów w osadach są granulki sferoidalne a na drugim miejscu znajdują się włókna (Rysunek 1.51)



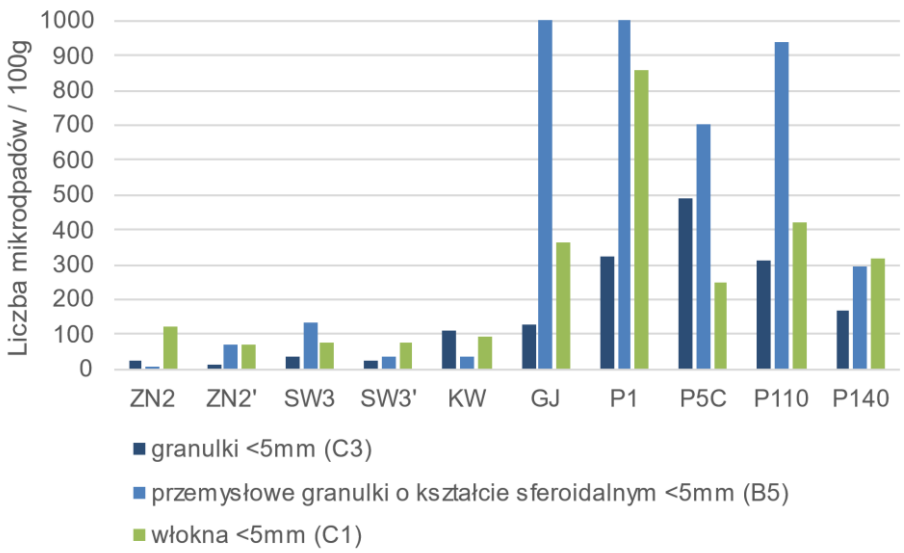
Rysunek 1.48. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej w wybranych lokalizacjach w okresie 2018-2021



Rysunek 1.49. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej przypisanych do określonego rodzaju w 2021 roku



Rysunek 1.50. Liczba mikrocząstek w osadach dennych w wybranych lokalizacjach w okresie 2018-2021



Rysunek 1.51. Liczba mikrocząstek w osadach dennych przypisanych do określonego rodzaju w 2021 roku

1.10 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na wpływ hałasu

Morze Bałtyckie jest obszarem z jednymi z najbardziej ruchliwych szlaków żeglugowych na świecie, a na jego brzegu zlokalizowane są jedne z największych miast w Europie północnej. Ponadto na tym obszarze prowadzi się szeroki zakres prac budowlanych na morzu i innych działań człowieka. Rosnący poziom hałasu może być problematyczny dla gatunków, których aktywność w większości cyklu życiowego opiera się na dźwięku. Hałas może zakłócać zachowanie, maskować ważne sygnały i zmniejszać wrażliwość słuchu tymczasowo lub trwale u danego osobnika (Richardson i in. 1995; Southall i in. 2007). Powodując zaburzenia u pojedynczych osobników, wpływ hałasu może potencjalnie obniżyć ich kondycję, co może prowadzić do zmniejszonej liczebności następnego pokolenia, a tym samym wpływać na populację.

W polskich obszarach morskich występuje wiele gatunków zwierząt wrażliwych na hałas podwodny, są to zarówno ssaki morskie: morświny i foki, jak i ryby (z gatunków komercyjnych dorsz i śledź, ale i wiele innych) oraz bezkręgowce.

Hałas jest ogólnie definiowany jako niepożądany dźwięk, który zakłóca i maskuje ważne z biologicznego punktu dźwięki (Richardson i in. 1995). Hałas można podzielić na dwie kategorie: hałas ciągły i hałas impulsowy, choć częściowo się one pokrywają. Dźwięk impulsowy charakteryzuje się krótkim czasem trwania i szybkim wzrostem intensywności. Dźwięk ciągły może być stały, zmienny lub powoli zmieniający się w długim przedziale czasu. Każdy z tych typów związany jest z innymi aktywnościami człowieka i może mieć odmienny wpływ na zwierzęta morskie (HELCOM 2019).

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 podwodny stanowi znaczącą presję na środowisko morskie ze względu na jego stałą obecność i rozległy zasięg przestrzenny w całym słupie wody w obszarach otwartego morza. Najbardziej istotnymi źródłami hałasu impulsowego w wodzie są eksplozje, wbijanie pali, badania sejsmiczne i sonary niskiej częstotliwości. Mimo, że hałas taki nie utrzymuje się w środowisku, może szkodzić gatunkom morskim, jeśli nie zostaną podjęte środki w celu złagodzenia niekorzystnych oddziaływań(HELCOM 2023i).

Charakterystyka propagacji dźwięku

Fala dźwiękowa to rozchodzące się wahania ciśnienia spowodowane lokalnymi ruchami cząstek w sprężystym ośrodku, takim jak powietrze lub woda. Kiedy cząstki ośrodka są przemieszczane, na przykład na skutek dźwięku wydanego przez urządzenie lub nawołującą rybę, tworzą się lokalne obszary niskiego i wysokiego ciśnienia, w których gęstość cząstek odpowiednio wzrasta i maleje. Wahania te, które mogą być mierzone jako ruchy cząstek lub wahania ciśnienia, oddalają się od źródła dźwięku z prędkością zależną od rodzaju ośrodka (ok. 1500 m/s w wodzie). Gdy dźwięk przemieszcza się przez ośrodek, ulega tłumieniu i zniekształceniu. Intensywność dźwięku maleje wraz ze wzrostem obszaru, na którym rozprzestrzenia się energia dźwięku. Energia dźwięku jest również pochłaniana przez ośrodek. W wodzie morskiej pochłanianie zależy od częstotliwości, przy czym wyższe częstotliwości są pochłaniane bardziej niż niższe, ale wraz ze spadkiem zasolenia zmniejsza się zależność pochłaniania dźwięku od jego częstotliwości. W wewnętrznych częściach Morza Bałtyckiego wyższe częstotliwości nie są zatem tłumione tak szybko, jak w cieśninie Kattegat i Morzu Bełtów (Andersson i Johansson 2013 za: HELCOM 2019). Innym efektem zmniejszającym tłumienie dźwięku w Morzu Bałtyckim jest tworzenie się kanałów dźwiękowych, co jest typowym zjawiskiem w stratyfikowanych zbiornikach wodnych, takich jak Bałtyk (Klusek i Lisimenka 2016).

Oddziaływanie na zwierzęta

Dźwięk może oddziaływać na organizmy morskie na kilka sposobów. W przypadku hałasu ciągłego o niskiej częstotliwości szczególne znaczenie ma ograniczenie zasięgu skutecznej komunikacji akustycznej

między osobnikami 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. Zakres wpływu głośnych, impulsowych dźwięków obejmuje efekty behawioralne (odstraszanie, niepokojenie), wpływ na układy słuchowe (tymczasowa i trwała utrata słuchu), obrażenia fizjologiczne, a w skrajnych przypadkach śmierć.

Skala oddziaływania w dużej mierze zależy od odległości zwierzęcia od źródła dźwięku, przy czym wpływ jest tym większy, im bliżej źródła znajduje się zwierzę. Urazy i trwałe przesunięcie progu słuchu występują tylko najbliżej źródła dźwięku, tymczasowe przesunięcie progu słuchu, reakcje behawioralne i stres mogą również wystąpić dalej, wraz z maskowaniem, a najdalej od źródła zwierzę jest w stanie wykryć dźwięk. Bezwzględne odległości wpływu dźwięku i poszczególnych typów oddziaływań zależne są od gatunku i jego wrażliwości na dźwięk. Wraz ze wzrostem poziomu hałasu zwierzętom coraz trudniej jest wykryć ważne sygnały (maskowanie) i coraz trudniej jest uniknąć sygnałów hałasu, takich jak hałas spowodowany wbijaniem pali (HELCOM 2019).

Gatunki zwierząt w Bałtyku wrażliwe na hałas podwodny

Morświn, foka pospolita, foka obrączkowana i foka szara określone zostały jako bardzo wrażliwe na dźwięki w szerokim zakresie częstotliwości. Morświny są szczególnie wrażliwe na zakłócenia spowodowane hałasem impulsowym, jednak hałas ciągły również może okazać się problemem w niektórych przypadkach (Dyndo i in. 2015), jednocześnie jedno z największych na świecie zagęszczeń morświnów znajduje się w Morzu Bełtów, w którym obecne są bardzo ruchliwe szlaki żeglugowe (Sveegaard i in. 2011). Istnieje również ryzyko negatywnych długoterminowych skutków fizjologicznych reakcji na stres spowodowanych hałasem, zarówno impulsowym, jak i ciągłym.

Hałas ciągły może mieć wpływ na trzy gatunki fok, szczególnie w okresie godowym, a zwłaszcza w przypadku fok pospolitych i obrączkowanych, ponieważ komunikacja podwodna może odgrywać kluczową rolę w ich zachowaniach godowych. Hałas impulsowy może mieć również wpływ poprzez wywoływanie reakcji zaskoczenia, ostatecznie powodując zachowania awersyjne i prawdopodobnie negatywne długoterminowe skutki fizjologicznych reakcji na stres (HELCOM 2019).

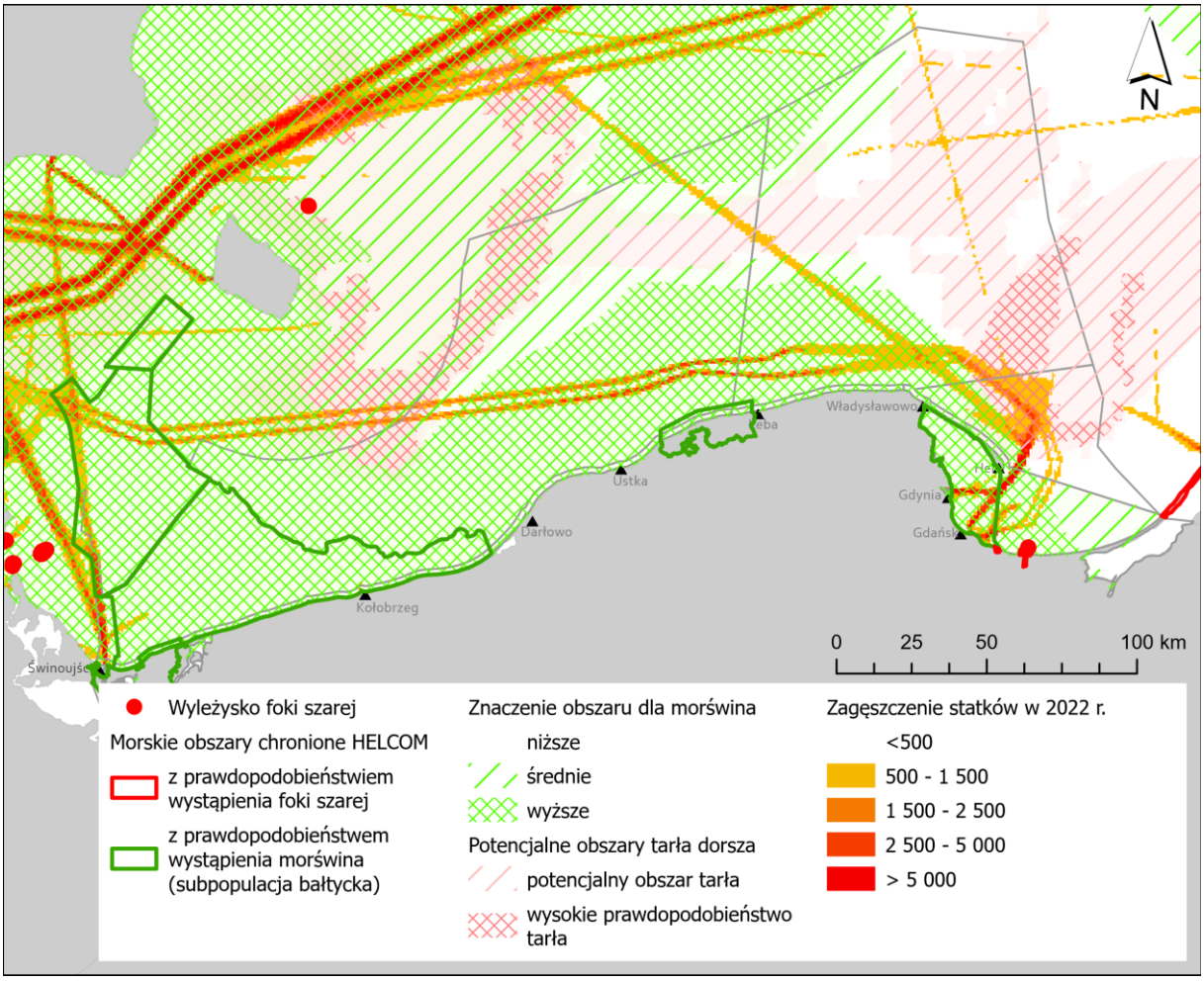
Dorsze i śledzie są wrażliwe na dźwięki w znacznie węższym zakresie częstotliwości niż ssaki morskie, jednak na niższych częstotliwościach, gdzie hałas antropogeniczny ma znaczący udział. Zarówno dorsz, jak i miętus mogą być podatne na maskowanie przez ciągły hałas w okresie tarła, gdzie dźwięki komunikacyjne prawdopodobnie odgrywają ważną rolę (Cott i in. 2014). Ponadto dorsz i śledź są wrażliwe na zakłócenia podczas migracji, gdzie zarówno ciągły, jak i impulsowy hałas może wpływać na wzorce ruchu, na przykład poprzez powodowanie barier akustycznych, a także podczas tarła, gdzie hałas może powodować zakłócenia ważnych zachowań. Dorsz i śledź są poławiane komercyjnie w Bałtyku, a dorsz jest wymieniony jako gatunek wrażliwy na czerwonej liście gatunków zagrożonych HELCOM (2013).

Szprot jest ważnym komercyjnie gatunkiem w Bałtyku. Wrażliwość słuchowa szprota nie została jeszcze zbadana. Wykorzystanie czułości słuchu śledzia jako przybliżenia słuchu szprota wydaje się uzasadnionym założeniem przy rozważaniu wpływu hałasu na szprota. Hawkins i in. (2014) wykazali, że ławice dzikich szprotów reagują na dźwięk naśladujący hałas wbijania pali, co może mieć konsekwencje dla przetrwania poszczególnych szprotów, ponieważ rozbicie ławicy czyni je bardziej podatnymi na drapieżnictwo, a także zwiększa zużycie energii.

W przypadku innych gatunków ryb bałtyckich, a także większości bałtyckich bezkręgowców, niewiele wiadomo o tym, jak słyszą i wykorzystują dźwięk, mimo że w przypadku zdecydowanej większości gatunków dźwięk najprawdopodobniej odgrywa rolę w jakiejś części cyklu życia (Popper i in. 2001, Tolimieri i in. 2000).

Obszary wrażliwe na hałas w POM

Na podstawie publikacji HELCOM (2019) oraz danych m.in. przygotowanych do oceny regionalnej HOLAS3 udostępnianych przez HELCOM Map and data service przygotowano mapę obszarów wrażliwych na hałas, na które nałożono zagęszczenie statków (Rysunek 1.52). Obszary wrażliwe na hałas w zasięgu POM w zachodniej i środkowej części do 100 km od brzegu związane są z występowaniem morświnów. W Zatoce Gdańskiej znajduje się wyleżysko fok szarych (haul-out), a także znajduje się obszar chroniony z prawdopodobieństwem wystąpienia morświna. Na wschodzie na granicy polskich obszarów morskich znajduje się obszar wysokiego prawdopodobieństwa wystąpienia tarła dorsza, podobnie jak na północnym zachodzie w granicach POM w okolicach Bornholmu.



Rysunek 1.52. Obszary wrażliwe na hałas z obecnością statków w 2022 r. na podstawie danych udostępnianych przez HELCOM Map and data service: HELCOM MPAs, Harbour porpoise importance map 2016-2021, Potential spawning areas for cod (PBS EFH), Population trends and abundance of seals - Grey seal 2018 data, HELCOM AIS Shipping density maps

W obszarze POM pod względem hałasu ciągłego najbardziej obciążony jest Basen Gdański, gdzie prowadzą tory wodne do portów w Gdyni i Gdańsku. Jednocześnie obszar ten jest ważny dla fok, a potencjalnie i morświnów, a w zewnętrznej części jest obszar o wysokim prawdopodobieństwie tarła dorsza.

We wschodnim Basenie Gotlandzkim trasy statków nakładają się na obszar ważny dla bałtyckiej populacji morświna, podobnie jak w sąsiadującym obszarze Basenu Bornholmskiego. Morze Bałtyckie jest obszarem z intensywnym ruchem statków i dużą aktywnością człowieka, więc, by zachować dobry stan środowiska, wymagane jest, by ta aktywność miała jak najmniejszy wpływ na środowisko morskie.

1.11 Charakterystyka podatności ekosystemu południowego Bałtyku na zmiany fizyczne dna morskiego

Do zmian fizycznych dna morskiego dochodzi na skutek presji fizycznych na dno morskie. Dwa główne typy presji to straty fizyczne oraz zakłócenia fizyczne dna morskiego.

Działalność człowieka na morzu może prowadzić do czterech typów presji fizycznych na dno morskie:

- abrazji – zdejmowania substratu bez usuwania osadów;
- usuwania – transferu substratu z dala od dna morskiego (np. ekstrakcja, pogłębianie kanałów nawigacyjnych, czyszczenie wokół instalacji);
- składowania urobku – akumulacji osadu na wierzchu istniejącego substratu;
- utrwalania – przykrywania oryginalnie występującego osadu sztucznymi strukturami lub innych materiałem pochodzenia zewnętrznego.

Pierwsze trzy typy presji prowadzą do zakłóceń dna morskiego i mogą przy znacznej intensywności i trwałości presji prowadzić do utraty fizycznej dna. Utrwalanie prowadzi do strat fizycznych dna.

Utrata dna określana jest jako trwała zmiana jednego z następujących typów:

- utrwalanie naturalnego substratu przez sztuczne struktury lub materiał pochodzenia zewnętrznego;
- utrata biogenicznego substratu;
- zmiana dna na poziomie 2 EUNIS (np. z piasku na muł), lub zmiana morfologii czy też substratu na bardziej szczegółowym poziomie jeżeli jest ona istotna i udokumentowana;

Za trwałą zmianę uważa się wystąpienie jednego z następujących warunków:

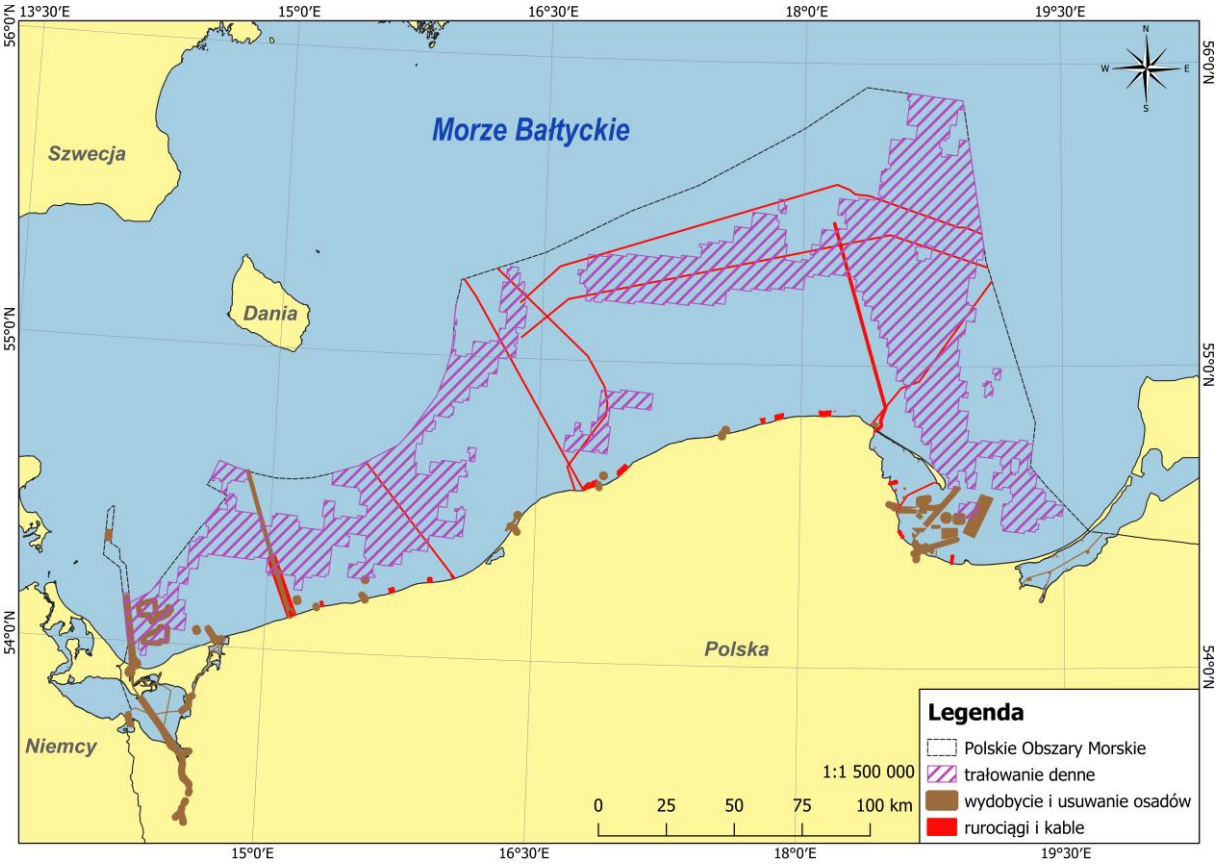
- kiedy odwrócenie zmian możliwe jest jedynie poprzez aktywną interwencję człowieka (np. transplantacje kęp roślinności, koralowców itp., poprzez usunięcie sztucznych struktur itp.);
- kiedy naturalne tempo odbudowy przekracza 12 lat,
- kiedy naturalne tempo odbudowy jest nieznane lub nieudokumentowane ale uważa się że będzie trwać ponad 12 lat.

Wszystkie pozostałe presje fizyczne na dno morskie, które nie wiążą się ze stratami fizycznymi dna należy klasyfikować jako zakłócenia dna. Presje te nie prowadzą do trwałych zmian, gdyż w momencie zaprzestania występowania presji dochodzi do naturalnej odbudowy bez konieczności interwencji ludzkiej.

Główne typy presji fizycznych na dno morskie w Polskich Obszarach Morskich

Obszary otwartego morza

Zakres trwałych zmian w obszarach otwartego morza jest znikomy i ograniczony przestrzennie. W obszarach tych to presje związane z zakłócaniem dna wywołują największy wpływ na siedliska bentosowe. Głównymi działalnościami w obszarach otwartego morza wpływającymi na zakłócanie dna morskiego są trałowanie denne, wydobycie i usuwanie osadów (składowanie urobku bagrowanego, kotwicowiska pogłębianie torów wodnych) oraz rurociągi i kable morskie. Wymienione działania wpływają na ukształtowanie oraz strukturę geologiczną dna morskiego, co w konsekwencji prowadzi do dysfunkcji oraz zanikania ekosystemów bentosowych. Ponadto, działania takie jak pogłębianie torów wodnych czy też składowanie urobku bagrowanego przyczyniają się do zwiększonego zmętnienia wody co ogranicza dostępność światła niezbędnego w procesie fotosyntezy i ma wpływ na rozwój fitoplanktonu, który stanowi podstawę łańcucha pokarmowego w środowisku morskim. Lokalizację presji antropogenicznych w polskich obszarach morskich przedstawiono na poniższej mapie (Rysunek 1.53).



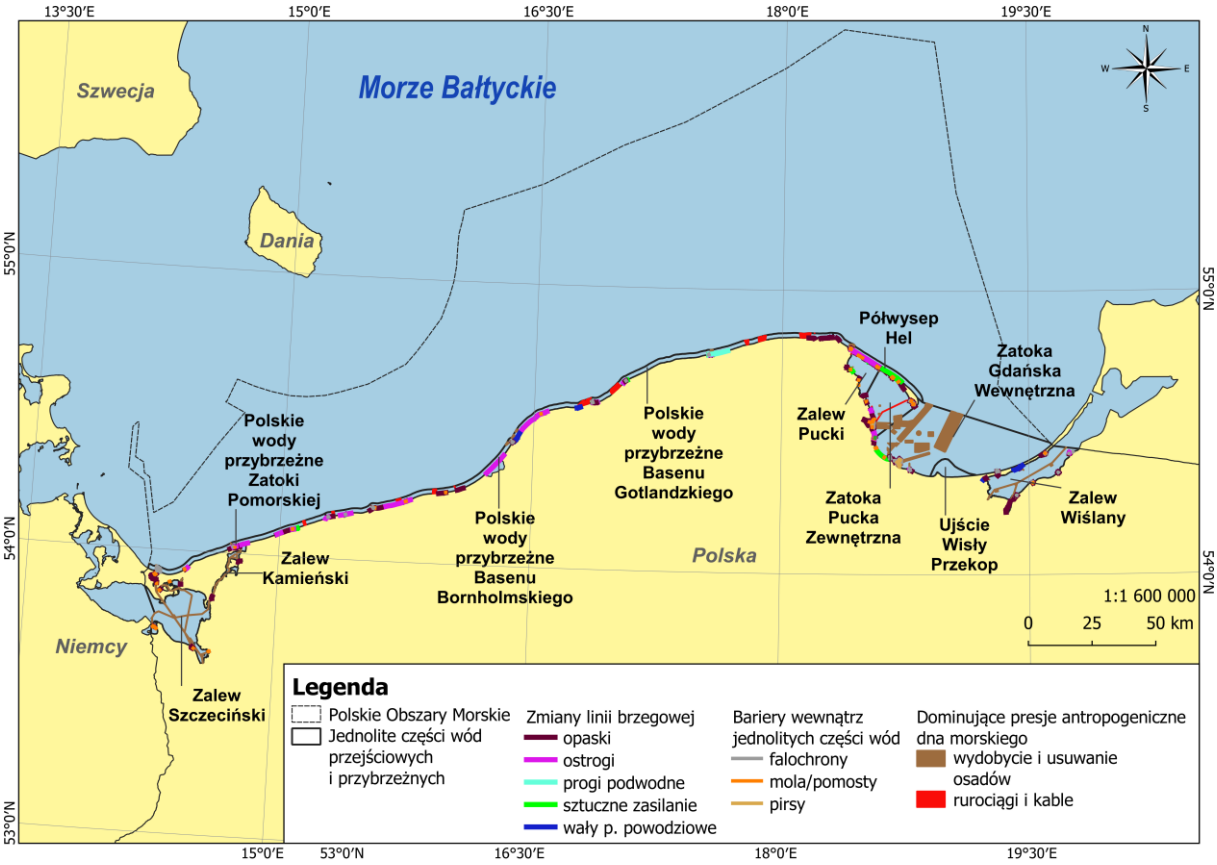
Rysunek 1.53. Dominujące presje antropogeniczne związane ze zmianami fizycznymi dna morskiego w polskich obszarach morskich (źródło: HELCOM 2023j, System Informacji Przestrzennej Administracji Morskiej (SIPAM, https://sipam.gov.pl/zasoby-gis/dane-gis/), UM Gdynia, UM Szczecin)

Obszary wód przejściowych i przybrzeżnych

Do głównych struktur i działalności wpływających na straty fizyczne dna morskiego oraz linii brzegowej w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych należą: opaski brzegowe, sztuczne zasilanie brzegów, wały przeciwpowodziowe, progi, ostrogi. Zakłócenia dna wywołane są w głównej mierze przez pogłębianie torów wodnych i składowanie urobku bagrowanego. Obszary przybrzeżne są miejscem występowania siedlisk wielu gatunków oraz wywierają duży wpływ na różnorodność morskiej fauny i flory. Dlatego też antropogeniczne zmiany linii brzegowej zakłócając funkcjonowanie ekosystemów mogą wywierać głęboki wpływ na ekologię przejściowych i przybrzeżnych wód Bałtyku.

Do konstrukcji stanowiących bariery, które mogą wpływać na przepływ wód w obszarach przybrzeżnych i tym samym wpływać na transport osadów należą: pirsy, falochrony, progi podwodne, pomosty, mola, inne budowle osłonowe/blokujące. Konstrukcje te mogą także utrudniać swobodne przemieszczanie się ryb. Może to prowadzić w konsekwencji do pogorszenia stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych Bałtyku.

Na poniższej mapie (Rysunek 1.54) przedstawiono lokalizacje sztucznych struktur wzdłuż linii brzegowej oraz budowli hydrotechnicznych stanowiących bariery wewnątrz jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych polskich obszarów morskich.



Rysunek 1.54. Lokalizacja sztucznych struktur wzdłuż brzegów polskich obszarów morskich (źródło: System Informacji Przestrzennej Administracji Morskiej (SIPAM, https://sipam.gov.pl/zasoby-gis/dane-gis/), UM Gdynia, UM Szczecin)

2. OCENA STANU ŚRODOWISKA POLSKICH WÓD MORZA BAŁTYCKIEGO

2.1 Wstęp

Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich została opracowana dla wszystkich jedenastu cech i obejmuje okres 2016-2021. Ocena uwzględnia kryteria, z podziałem na podstawowe i drugorzędne wskazane w Decyzji Komisji 2017/848 oraz przypisane im elementy kryteriów zdefiniowane jako elementy tworzące ekosystem, w tym elementy biologiczne (gatunki, siedliska i ich społeczności) i elementy presji na środowisko morskie (elementy biologiczne i fizyczne, odpady i energia).

Listę elementów kryteriów podlegających ocenie w ramach drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich zestawiono w tabeli poniżej w Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Elementy oceny oraz kryteria zgodne z RDSM

Właściwości i presje	Cecha	Element kryteriów	Kryteria
Komponenty ekosystemu (istotne dla oceny zgodnej z art. 8 RDSM)	D1 Ptaki	Gatunki/Grupy funkcyjne ptaków	D1C1, D1C2, D1C3**, D1C4**, D1C5**
	D1 Ssaki	Gatunki ssaków	D1C1, D1C2, D1C3, D1C4, D1C5**
	D1 Ryby	Gatunki/grupy gatunków ryb	D1C1**, D1C2, D1C3, D1C4**, D1C5**
	D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	D3C1, D3C2, D3C3
	D1 Siedliska pelagiczne	Ogólne typy siedlisk pelagicznych	D1C6
	D6 integralność dna morskiego/D1 Siedliska bentosowe	Ogólne typy siedlisk bentosowych	D6C3, D6C4, D6C5
		Inne typy siedlisk	D6C3**, D6C4**, D6C5
-	D4/D1 Ekosystemy, w tym sieć pokarmowa	Grupy troficzne ekosystemu	D4C1*, D4C2*, D4C3*, D4C4*
Presje i wpływ na środowisko morskie (istotne dla oceny zgodnej z art. 8 RDSM)	D2 Gatunki obce	Nowo wprowadzone gatunki obce	D2C1
		Zadomowione gatunki obce	D2C2**, D2C3**
	D5 Eutrofizacja	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN), azot całkowity (TN), rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP), fosfor całkowity (TP)	D5C1
		Chlorofil a	D5C2
		Szkodliwe zakwity planktonu (np. sinic) w słupie wody	D5C3
		Granica strefy eufotycznej (przejrzystość) słupa wody	D5C4
		Stężenie rozpuszczonego tlenu	D5C5
		Oportunistyczne glony makroskopowe siedlisk bentosowych	D5C6
		Skupiska makrofitów	D5C7
		Zbiorowiska makrofauny siedlisk bentosowych	D5C8
	D7 Warunki hydrograficzne	Zmiany warunków hydrograficznych	D7C1
		Ogólne typy siedlisk bentosowych	D7C2**
	D8 Substancje zanieczyszczające	Substancje zanieczyszczające - wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPBT)	D8C1
		Substancje zanieczyszczające – inne niż wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (non-uPBT)	D8C1
		Gatunki / Ogólne typy siedlisk	D8C2

Właściwości i presje	Cecha	Element kryteriów	Kryteria
		Znaczące zanieczyszczenia o charakterze nagłym z udziałem substancji zanieczyszczających	D8C3
		Gatunki	D8C4**
		Ogólne typy siedlisk	D8C4**
	D9 Substancje zanieczyszczające w pożywieniu pochodzenia morskiego	Substancje zanieczyszczające w rybach przeznaczonych do spożycia przez ludzi	D9C1
	D10 Odpady	Odpady w środowisku	D10C1
		Mikroodpady w środowisku	D10C2
		Odpady i mikroodpady w organizmach	D10C3
		Gatunki	D10C4
	D11 Dźwięk podwodny	Dźwięk impulsowy w wodzie	D11C1
		Ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości w wodzie	D11C2
	Presje fizyczne	Straty fizyczne dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C1**
		Fizyczne zakłócenia dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C2**

* ocena ma charakter opisowy
** kryteria nieocenione

Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich bazuje na wskaźnikach wytypowanych regionalnie i na poziomie krajowym. Wskaźniki te opisują poszczególne elementy ekosystemu i są podstawą oceny kryteriów i cech. Tabela 2.2 przedstawia listę wskaźników wykorzystanych w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wraz z przypisaniem do cech.

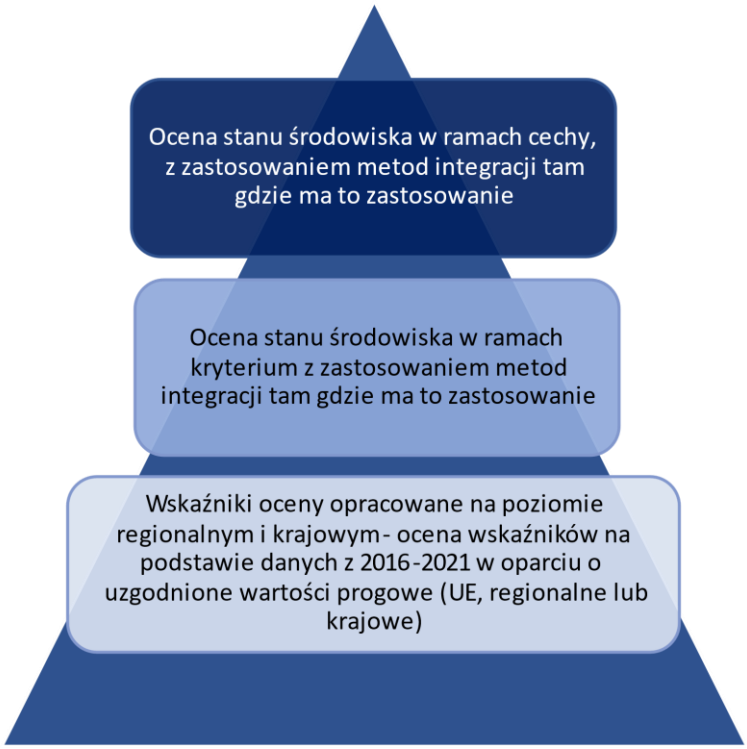
Pierwszy poziom drugiej aktualizacji wstępnej oceny wód obejmuje oceny poszczególnych wskaźników opisujące czy dobry stan został osiągnięty, czy nie. Tam, gdzie ma to zastosowanie, co wynika z rekomendacji Komisji Europejskiej i ustaleń w ramach współpracy regionalnej koordynowanej przez Komisję Helsińską, przeprowadzono integrację ocen na poziomie kryterium lub cechy (Rysunek 2.1).

W ocenie wykorzystano dane z okresu 2016-2021 pochodzące z monitoringu polskich obszarów morskich realizowanego w ramach RDSM i monitoringu obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnie z RDW, będących elementem Państwowego Monitoringu Środowiska oraz wszelkie dostępne dane, które mogą zasilić ocenę wskaźników wytypowanych do oceny, pozyskane od organów administracji rządowej i samorządowej, państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej i państwowej służby hydrogeologicznej oraz instytutów badawczych zgodnie z zapisami art. 149 ustawy Prawo wodne.

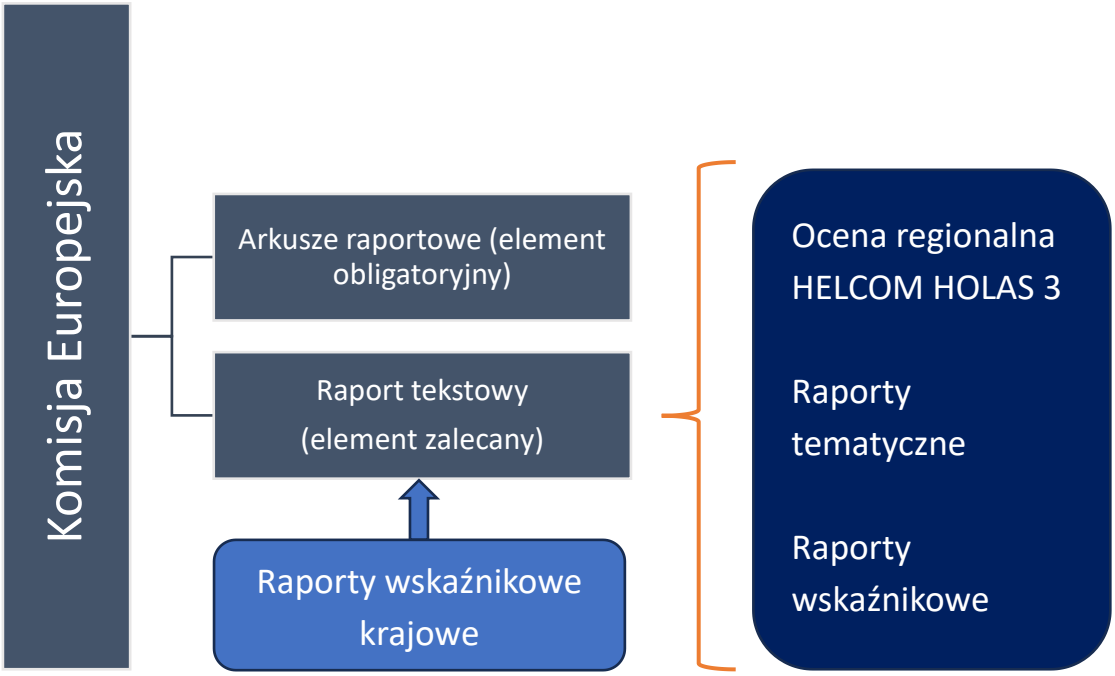
Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich składała się z raportu tekstowego, którego integralnym elementem są raporty wskaźnikowe opracowane dla każdego wskaźnika wykorzystanego w ocenie lub wskaźnika wspomagającego ocenę (Rysunek 2.2). Treść zawarta w opracowaniach jest podstawą zaraportowania drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich do Komisji Europejskiej w wymaganych formatach arkuszy raportowych.

Druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w obszarach pozostających pod jurysdykcją Polski odnosi się do oceny regionalnej (holistyczna ocena stanu środowiska Bałtyku HELCOM HOLAS 3) poprzez:

1. przeniesienie oceny regionalnej dla danego wskaźnika,
2. przeniesienie oceny regionalnej wskaźnika/kryterium/cechy z rozszerzeniem (uzupełnieniem) o krajowe dane i wskaźniki;
3. przeniesienie oceny regionalnej wskaźnika/kryterium/cechy z wykorzystaniem danych krajowych;
4. wykonanie oceny dla danego wskaźnika/kryterium/cechy w oparciu o metodykę odnoszącą się do polskich obszarów morskich, opracowaną w Polsce.



Rysunek 2.1. Schemat przeprowadzenia drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich



Rysunek 2.2. Schemat opracowania drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w powiązaniu z oceną regionalną i schematem raportowania

Tabela 2.2. Zestaw wskaźników wykorzystanych w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

Grupa wskaźników	Wskaźnik wykorzystany w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich	Załącznik	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
Wskaźniki stanu	Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara	1	x										
	Rozmieszczenie fok bałtyckich - foka szara	2	x										
	Stan reprodukcji foki szarej**	3	x			x							
	Stan odżywienia fok**	4	x			x							
	Liczebność morświna	5	x										
	Rozmieszczenie morświna	6	x										
	Liczebność kluczowych grup troficznych ichtiofauny**	7				x							
	Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny	8	x		x								
	Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)	9	x		x								
	Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)**	10	x			x							
	Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu**	11	x			x	x						
	Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1)	12					x	x					
	Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach (ESMIz)	13					x	x					
	Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)**	14				x	x	x					
	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	15	x										
	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	16	x										
Wskaźnik stanu i presji fizycznych	Wskaźnik skumulowanego wpływu na siedliska bentosowe (CumI)	17						x					
Wskaźnik stanu i presji związanych z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	18	x				x						
	Dług tlenowy	19					x	x					
	Produktywność bielika**	20				x				x			
Wskaźnik stanu i presji związanych z wprowadzaniem i eksploatacją gatunków	Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych	21	x										
	Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych	22	x										
	Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)	23			x								
	Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)	24			x								
	Wskaźnik wielkości ryb (LFI)	25	x										
	Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)	26	x										
	Biomasa stada tarłowego (dorsz)	27			x								

Grupa wskaźników	Wskaźnik wykorzystany w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich	Załącznik	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
	Biomasa stada tarłowego (szprot)	28			x								
	Biomasa stada tarłowego (śledź)	29			x								
Wskaźniki presji związanych z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	30					x						
	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	31					x						
	Azot całkowity (TN)	32					x						
	Fosfor całkowity (TP)	33					x						
	Chlorofil a	34					x						
	Przezroczystość wody morskiej	35					x						
	Tlen w obszarach płytkowodnych	36					x						
	Kadm	37								x	x		
	Ołów	38								x	x		
	Rtęć	39								x	x		
	Miedź	40								x			
	Nikiel	41								x			
	Arsen	42								x	x		
	Heksabromocyklododekan (HBCDD)	43								x	x		
	Bromowane difenyloetery (PBDE)	44								x	x		
	Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	45								x	x		
	Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany	46								x	x		
	Heksachlorobenzen (HCB)	47								x			
	Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity	48								x			
	Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	49								x	x		
	Diklofenak	50								x			
	Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	51								x	x		
	Substancje priorytetowe	52								x			
	Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	53								x			
	Test mikrojądrowy	54								x			
	Zewnętrzne zmiany chorobowe u ryb bałtyckich*	55								x			
	Rozlewy olejowe	56								x			

Grupa wskaźników	Wskaźnik wykorzystany w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich	Załącznik	D1	D2	D3	D4	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
	Odpady na plaży	57										x	
	Dźwięk impulsowy	58											x
	Dźwięk ciągły	59											x
Wskaźnik presji związanych z wprowadzaniem i eksploatacją gatunków	Introdukcje nowych gatunków obcych	60		x									
Wskaźnik presji fizycznych	Indeks jakości hydromorfologicznej (HQI)	61							x				

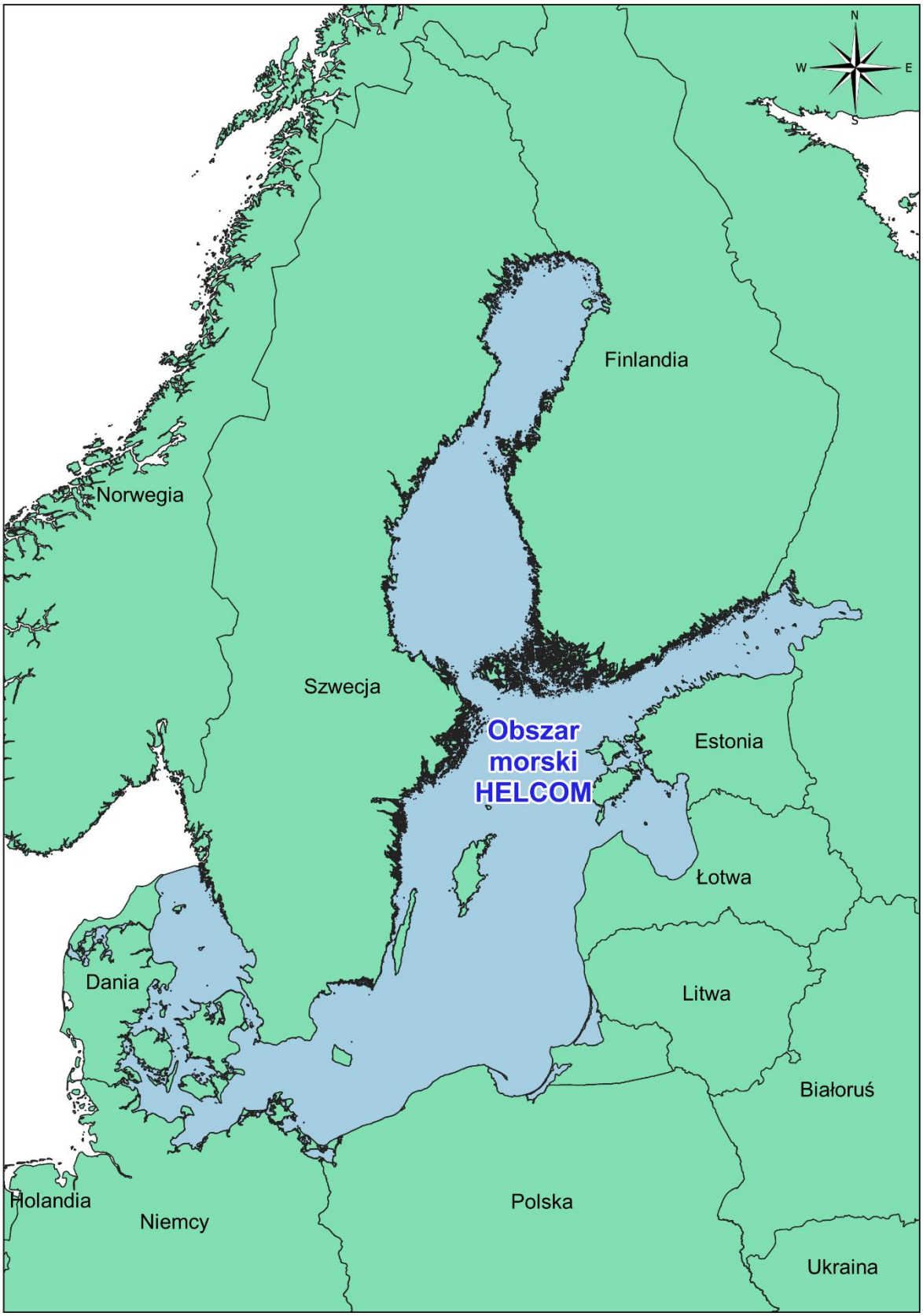
*wskaźnik opisowy aktualnie nie zasila oceny cechy D8
** wskaźnik aktualnie nie zasila oceny cechy D4

Zgodnie z RDSM oraz Decyzją Komisji 848/2017 na Państwa Członkowskie został nałożony obowiązek sporządzenia oceny stanu środowiska w określonej skali geograficznej, aby zagwarantować spójność i umożliwić porównanie ocen. Obszary oceny określone były dla poszczególnych wskaźników na podstawie ustalonego regionalnie podziału Morza Bałtyckiego (HELCOM 2013).

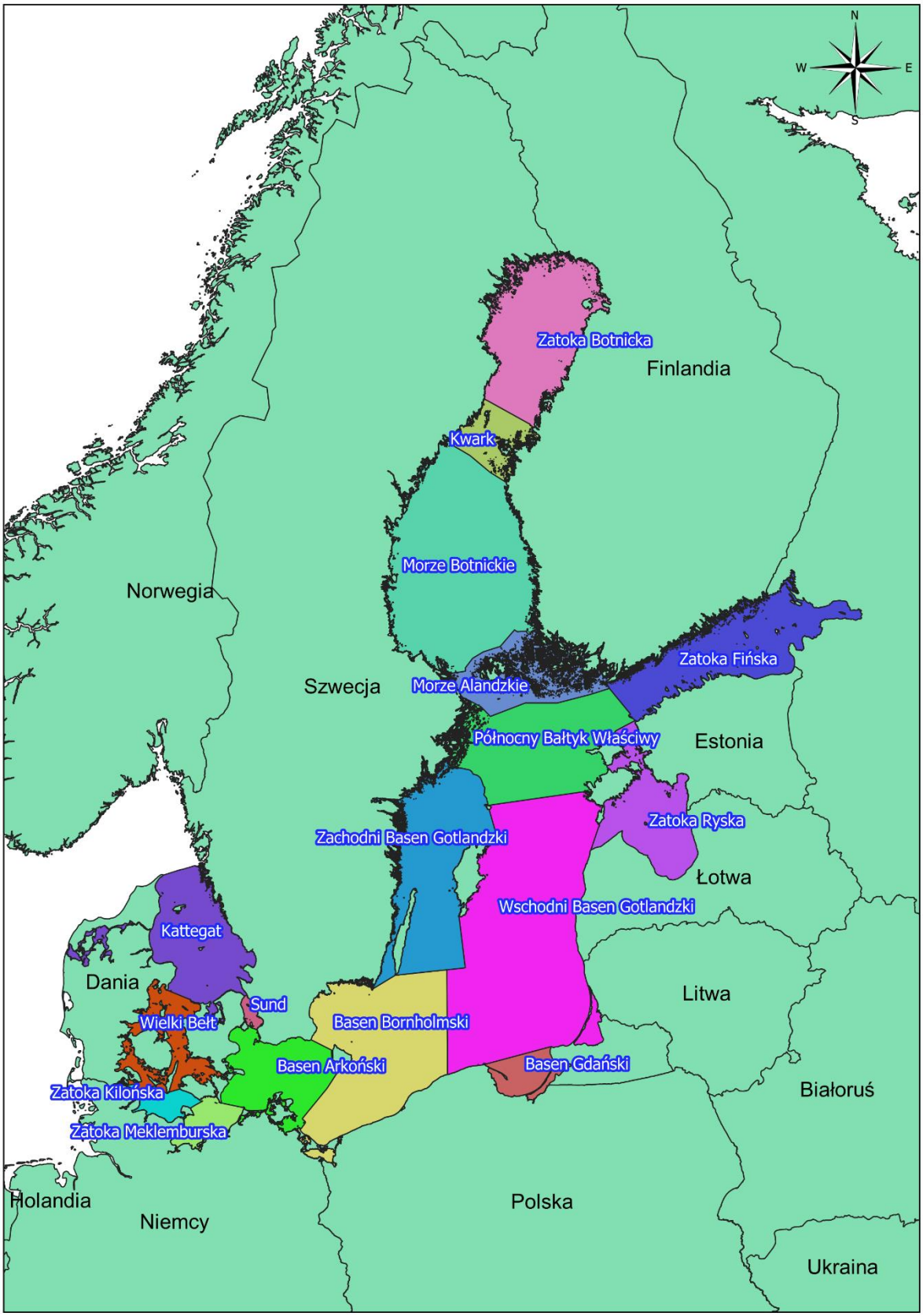
W ramach współpracy regionalnej w Morzu Bałtyckim zostały wydzielone obszary oceny według opracowanego podziału hierarchicznego w 4-stopniowej skali:

1. brak podziału: oceniany jest cały obszar Morza Bałtyckiego (poziom L1) (Rysunek 2.3);
2. podział na 17 podakwenów w obrębie Morza Bałtyckiego (poziom L2) (Rysunek 2.4);
3. podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na obszary obejmujące wody przybrzeżne (poziom L3) (Rysunek 2.5);
4. podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych (JCWP wg Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE – RDW) (poziom L4a) (Rysunek 2.6);
5. podział na potrzeby oceny eutrofizacji na 19 podakwenów otwartego morza oraz na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych (JCWP wg Ramowej Dyrektywy Wodnej 2000/60/WE – RDW) (poziom L4b) (Rysunek 2.7).

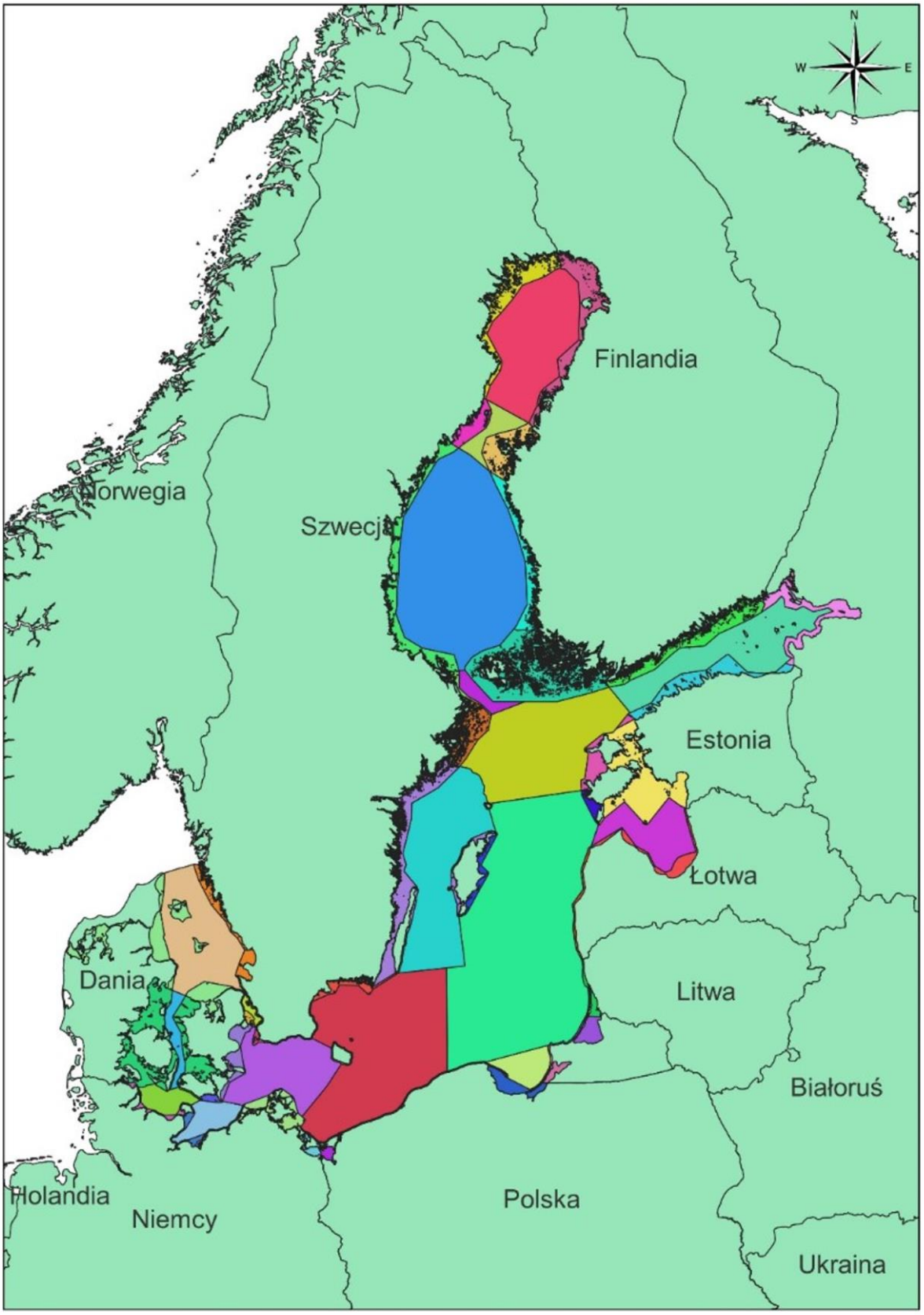
Poszczególne wskaźniki, elementy ekosystemu i cechy są oceniane w różnych skalach podziału Morza Bałtyckiego, których zastosowanie wynika ze specyfiki stosowanych wskaźników oceny oraz ocenianych elementów środowiska morskiego.



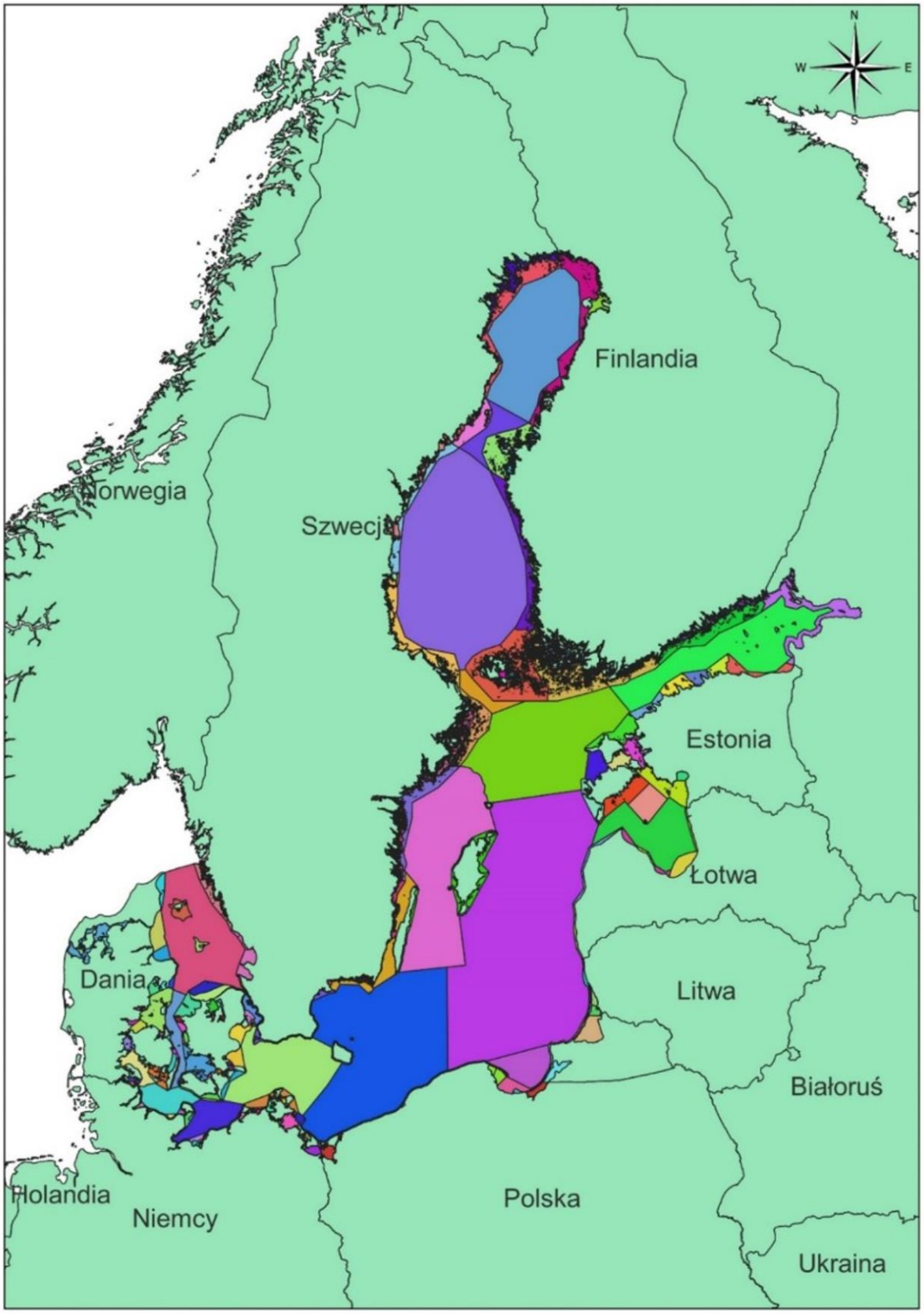
Rysunek 2.3. Poziom L1 podziału obszarów oceny HOLAS 3



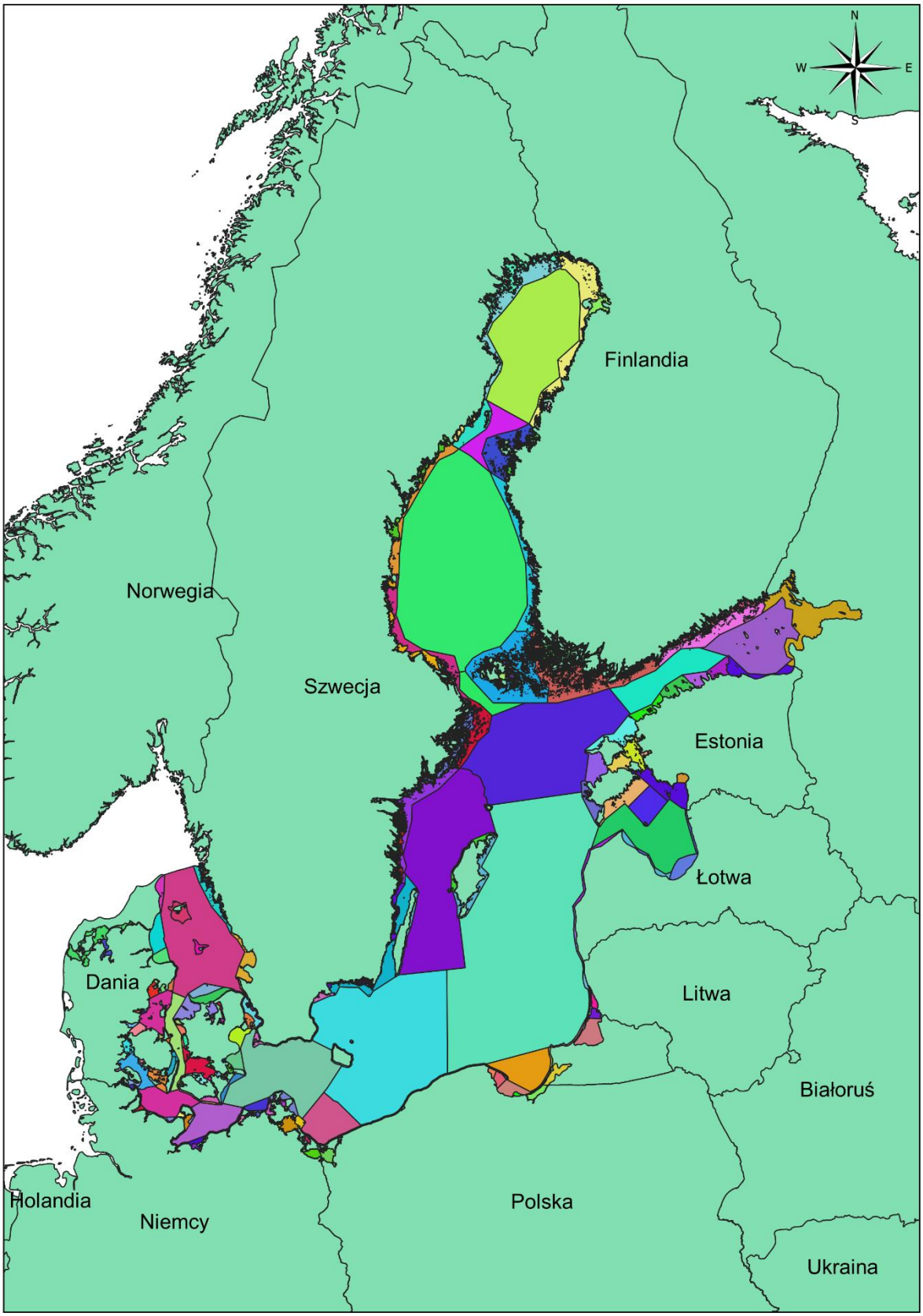
Rysunek 2.4. Poziom L2 podziału obszarów oceny HOLAS 3



Rysunek 2.5. Poziom L3 podziału obszarów oceny HOLAS 3



Rysunek 2.6. Poziom L4a podziału obszarów oceny HOLAS 3



Rysunek 2.7. Poziom L4b podziału obszarów oceny HOLAS 3

Tabela 2.3. Wykaz obszarów przeprowadzenia drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich

Kod morskiej jednostki raportowej (MRU)	Nazwa morskiej jednostki raportowej (MRU)	Powierzchnia [km^2]
Poziom L1		
BAL-POL-MS-001	polskie obszary morskie	30527,36
Poziom L2		
L2-SEA-007-POL	Basen Bornholmski z wodami przybrzeżnymi	15813,00
L2-SEA-008-POL	Basen Gdański z wodami przybrzeżnymi	3710,00
L2-SEA-009-POL	wschodni Basen Gotlandzki z wodami przybrzeżnymi	11004,00
L2-SEA-007-POL_1	Basen Bornholmski z wodami przybrzeżnymi bez wód Zalewu Szczecińskiego	15363,00
L2-SEA-008-POL_1	Basen Gdański z wodami przybrzeżnymi bez wód Zalewu Wiślanego	3408,00
Poziom L3		
L3-SEA-007-POL*	Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych	14924,00
L3-SEA-008-POL*	Basen Gdański bez wód przybrzeżnych	1668,00
L3-SEA-009-POL*	wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych	10895,00
L3-22-POL	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	108,00
L3-24-POL	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	2043,00
L3-26-POL	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	890,00
L3-24-POL_1	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego bez wód Zalewu Wiślanego	1740,00
L3-26-POL_1	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego bez wód Zalewu Szczecińskiego	440,00
L3-SEA-007A-POL*	Basen Bornholmski z wyłączeniem Zatoki Pomorskiej i strefy przybrzeżnej	12772,12
L3-SEA-007B-POL*	Zatoka Pomorska z wyłączeniem strefy przybrzeżnej	2150,53
Poziom L4		
L4-POL-020	Zalew Szczeciński	408,00
L4-POL-021	Zalew Kamieński	43,50
L4-POL-022	Zalew Pucki	111,48
L4-POL-023	Zatoka Pucka Zewnętrzna	286,64
L4-POL-024	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	1195,35
L4-POL-025	Ujście Wisły Przekop	64,79
L4-POL-026	Zalew Wiślany	301,20
L4-POL-027	Półwysep Hel	81,27
L4-POL-028	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	187,66
L4-POL-029	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	138,83
L4-POL-030	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	221,74
FAO		
BAL-POL-FAO27-3D24	polska część obszaru FAO 27.3.D.24	2747,83
BAL-POL-FAO27-3D25	polska część obszaru FAO 27.3.D.25	16157,56
BAL-POL-FAO27-3D26	polska część obszaru FAO 27.3.D.26	11386,20
BAL-POL-FAO27-3D25_1	polska część obszaru FAO 27.3.D.24 bez Zalewu Szczecińskiego	2398,77
BAL-POL-FAO27-3D26_1	polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	11200,16
BAL-POL-FAO27-3D25_2	polska część obszaru FAO 27.3.D.25 – LFI	14868,345
BAL-POL-FAO27-3D26_2	polska część obszaru FAO 27.3.D.26 – LFI	10329,882
AWIFAUNA		
AVI_POL_1	polskie wody przybrzeżne, w tym Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany	3038,38
AVI_POL_2_GG	Grupa Gotlandzka	14711,535
AVI_POL_2_BG	Grupa Bornholmska	15812,97

* Obszary basenów uwzględniane również w ocenie na poziomie L4

Terminologia

W drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich zastosowano terminologię wynikającą bezpośrednio z zapisów RDSM oraz Decyzji Komisji 2017/848 oraz wynikającą z uzgodnionych metod oceny. Dla ułatwienia i w celu jednoznacznej interpretacji wyników drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich poniżej zamieszczono wyjaśnienia stosowanych terminów:

Wskaźnik - w niniejszej ocenie element środowiska (biotyczny, abiotyczny) lub presji, mogący mieć charakter grupowy wraz z jego charakterystyką, również ilościową, poddawany ocenie, dla którego opracowano raport wskaźnikowy.

Obszar oceny - wydzielony obszar, w którym przeprowadzana jest ocena komponentów ekosystemu bądź presji. Obszar oceny wynika z jej skali i dla celów raportowych RDSM wyniki oceny danego obszaru raportowane są dla określonej jednostki raportowej, tzw. MRU.

Agregacja - połączenie danych i/lub informacji na temat oceny w czasie i przestrzeni dla pojedynczego aspektu oceny (np. kryterium ocen).

Integracja - połączenie informacji płynących z oceny różnych jej aspektów (np. połączenie informacji z dwóch różnych kryteriów lub wskaźników).

2.2 CECHY STANU

Zestaw wszystkich kryteriów oceny cechy D1 w zakresie gatunków ssaków, ptaków i ryb wymienionych w Decyzji Komisji 2017/848 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny oraz kryteriami oceny zestawiono w poniższej tabeli (Tabela 2.4).

Tabela 2.4. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D1 w zakresie gatunków ssaków, ptaków i ryb zgodny z RDSM

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Gatunki ptaków, ssaków, gadów oraz gatunki ryb i głowonogów nieeksploatowanych w celach handlowych, którym grozi przypadkowy przyłów w danym regionie lub podregionie. Państwa członkowskie ustanawiają wykaz gatunków w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej, zgodnie z obowiązkami określonymi w art. 25 ust. 5 rozporządzenia (UE) nr 1380/2013 w odniesieniu do działań związanych z gromadzeniem danych, a także przy uwzględnieniu wykazów gatunków w tabeli 1D załącznika do decyzji wykonawczej Komisji (UE) 2016/1251.	D1C1	Współczynnik śmiertelności na gatunek z przyłowów znajduje się poniżej poziomu, który zagraża gatunkom, więc jest zapewniona jego długoterminowa żywotność. Państwa członkowskie określają wartości progowe dla współczynnika śmiertelności na gatunek z przyłowów poprzez współpracę na szczeblu regionalnym lub podregionalnym.	Skala oceny: Jak stosowane do oceny odpowiednich gatunków lub grup gatunków w ramach kryteriów D1C2-D1C5. Zastosowanie kryteriów: Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: — współczynnik śmiertelności na gatunek oraz czy została osiągnięta ustalona wartość progowa. Niniejsze kryterium ma przyczynić się do oceny odpowiednich gatunków na podstawie kryterium D1C2.
Grupy gatunków jeśli są obecne w danym regionie lub podregionie. Państwa członkowskie ustanawiają zbiór gatunków reprezentatywnych dla każdego gatunku, wybranych zgodnie z kryteriami określonymi w „specyfikacjach dotyczących wyboru gatunków i siedlisk” poprzez współpracę na szczeblu regionalnym lub podregionalnym. Obejmuje on ssaki i gady wymienione w	D1C2	Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność. Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla każdego gatunku w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej, biorąc pod uwagę naturalne wahania wielkości populacji i współczynników śmiertelności pochodzące z D1C1, D8C4 i D10C4 oraz innych istotnych presji. W odniesieniu do gatunków objętych Dyrektywą Rady 92/43/EWG, wartości te są zgodne z wartościami dla właściwej populacji odniesienia	Skala oceny: Stosuje się istotną z ekologicznego punktu widzenia skalę w następujący sposób: — dla głęboko nurkujących zębowców, fiszbinowców, ryb głębinowych: region, — dla ptaków, małych zębowców, gatunków pelagicznych i dennych ryb szelfowych: region lub podrejony Morza Bałtyckiego i Morza Czarnego; podregion dla północno-wschodniego Atlantyku oraz Morza Śródziemnego, — dla fok, żółwi, głowonogów: region lub podrejony Morza Bałtyckiego; podregion dla północno-wschodniego Atlantyku oraz Morza Śródziemnego, — dla ryb przybrzeżnych: podrejon regionu lub podregionu,

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
załączniku II do Dyrektywy Rady 92/43/EWG i może obejmować dowolne inne gatunki, takie jak wymienione w prawodawstwie unijnym (inne załączniki do Dyrektywy Rady 92/43/EWG, Dyrektywy 2009/147/WE lub w rozporządzeniu (UE) nr 1380/2013) oraz w umowach międzynarodowych, takich jak regionalne konwencje morskie.		ustanowionymi przez odpowiednie państwa członkowskie zgodnie z Dyrektywą Rady 92/43/EWG.	— dla ryb i głowonogów eksploatowanych w celach handlowych: jak stosowane w na podstawie cechy D3. Zastosowanie kryteriów: Stan każdego z gatunków należy oceniać indywidualnie, na podstawie kryteriów wybranych do stosowania, które powinny być używane do wskazania zakresu, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdej grupy gatunków dla każdego ocenianego obszaru, w następujący sposób: a) oceny te powinny wyrażać wartości dla każdego z zastosowanych kryteriów w podziale na gatunki oraz czy osiągają one wartości progowe; b) ogólny stan gatunków objętych Dyrektywą Rady 92/43/EWG oceniany jest przy użyciu metody przewidzianej w tej dyrektywie. Ogólny stan gatunków eksploatowanych w celach handlowych oceniany jest na podstawie cechy D3. W odniesieniu do innych gatunków, ogólny stan oceniany jest przy użyciu metody uzgodnionej na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej; c) ogólny stan grup gatunków oceniany jest przy użyciu metody uzgodnionej na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.
	D1C3 (podstawowe dla ryb i głowonogów eksploatowanych w celach handlowych i drugorzędne dla innych gatunków)	Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych. Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla szczególnych cech każdego gatunku w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej, biorąc pod uwagę negatywne skutki dla ich zdrowia wynikające z D8C2, D8C4 oraz inne istotne presje.	
	D1C4 (podstawowe dla gatunków objętych załącznikami II, IV lub V do Dyrektywy Rady 92/43/EWG i drugorzędne w odniesieniu do innych gatunków)	Zasięg gatunków i, w stosownych przypadkach, struktura jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe dla każdego z gatunków w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej. W odniesieniu do gatunków objętych Dyrektywą Rady 92/43/EWG, wartości te są zgodne z wartościami dla właściwego zasięgu odniesienia ustanowionymi przez odpowiednie państwa członkowskie zgodnie z Dyrektywą Rady 92/43/EWG.	
	D1C5 (podstawowe dla gatunków objętych załącznikami II, IV i V do Dyrektywy Rady 92/43/EWG i drugorzędne w odniesieniu do innych gatunków)	Siedlisko gatunku posiada niezbędny zakres i warunki umożliwiające wspieranie różnych etapów w historii życia danego gatunku.	

Cecha D1 – Ssaki – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego

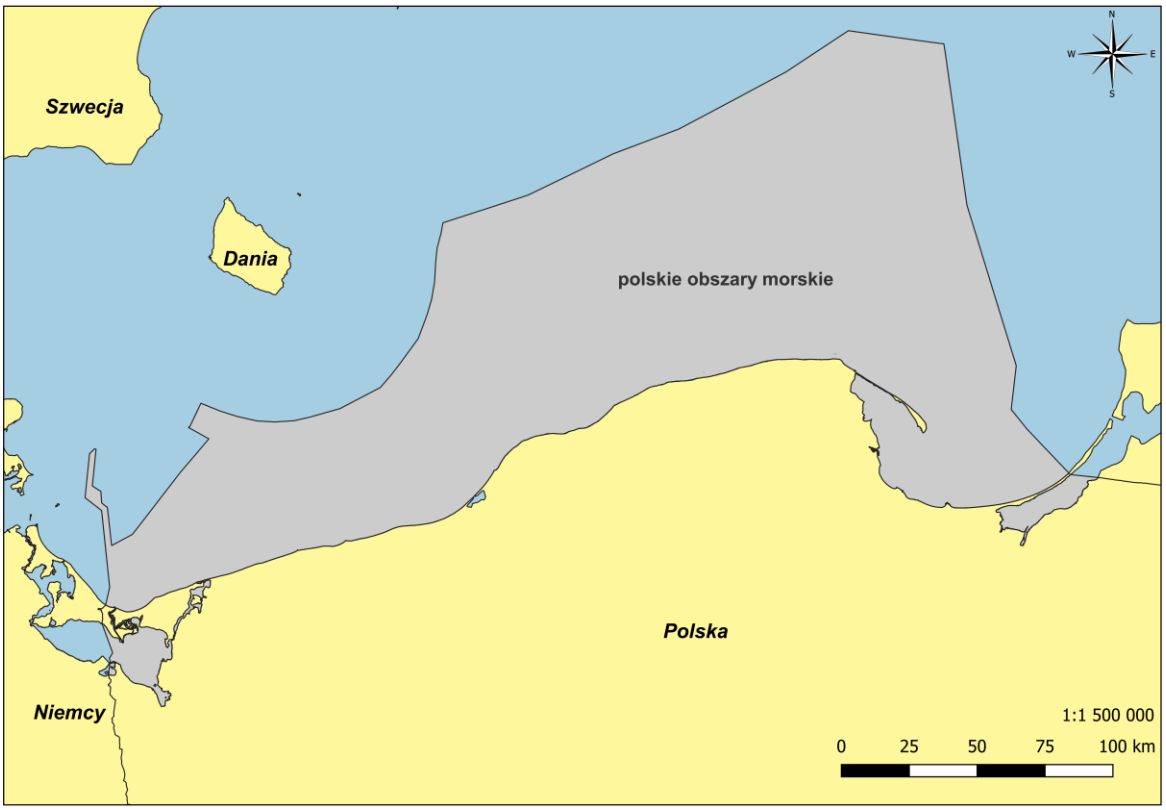
Elementami oceny są dwa gatunki ssaków: foka szara oraz morświn.

Oceną krajową nie objęto foki pospolitej, która w granicach POM nie tworzy miejsc stałego występowania oraz foki obrączkowanej, sporadycznie odnotowywanej na polskim wybrzeżu.

Ocena ssaków morskich w zakresie cechy D1 jest wykonana dla kryteriów D1C1, D1C2, D1C3 i D1C4 w przypadku foki szarej oraz D1C1, D1C2 i D1C4 w przypadku morświna. Obejmuje lata 2016-2021.

Ocena obu gatunków odnosi się do poziomu L1 (HELCOM 2013)., tj. do całego obszaru Morza Bałtyckiego, przy czym w przypadku morświna wyróżnia się dwie populacje gatunku tj. populację zachodnią (Morza Bełtów) oraz populację Bałtyku Właściwego, której ocena jest tożsama z oceną krajową.

W przełożeniu na ocenę krajową obszarem oceny zarówno dla foki szarej, jak i morświna, są polskie obszary morskie (Rysunek 2.8).



Rysunek 2.8. Obszar oceny ssaków morskich – foki szarej i morświna

Metoda oceny stanu

Foka szara

Zgodnie z przyjętym systemem oceny dla ssaków morskich, ocena jest wykonywana dla każdego gatunku lub populacji osobno, z uwzględnieniem tzw. przesłanek ekologicznych tj. dla całego Morza Bałtyckiego (bez podziału na akweny). Jednocześnie w oparciu o te same przesłanki wykonana ocena dla Morza Bałtyckiego zostaje przyjęta przez kraje wykonujące ocenę. Tym samym ostateczna ocena (zaakceptowana przez wszystkie kraje) dla foki szarej, staje się oceną krajową.

Należy podkreślić, że przyjęta ocena dla całego akwenu Morza Bałtyckiego, opiera się na danych pochodzących z poszczególnych krajów, w których prowadzony jest monitoring gatunku zgodnie z zasadami zapisanymi w ramach przewodników HELCOM do monitoringu gatunków fok. W przypadku Polski, okres aktualnej oceny obejmuje dane pochodzące z Państwowego Monitoringu Środowiska realizowanego od roku 2016. Informacje dotyczące liczebności stada oraz rozrodu są co roku przekazywane do HELCOM i zasilają tym samym bazę danych dla populacji foki szarej z rejonu Morza Bałtyckiego, niezbędną w celu wykonania oceny dla całej populacji.

Ocena końcowa wykonywana jest na podstawie ocen pięciu wskaźników w oparciu o zasadę OOAO – czyli decyduje najgorsza wartość wskaźnika.

Morświn

W przypadku morświna ocena jest wykonywana dla populacji zachodnio-bałtyckiej (populacja Morza Bełtów) oraz dla populacji Bałtyku właściwego, z uwzględnieniem tzw. przesłanek ekologicznych tj. dla całego Morza Bałtyckiego (bez podziału na akweny). Jednocześnie, jak w przypadku fok, ocena dla Morza Bałtyckiego jest przeniesiona przez kraje jako podstawa wykonania oceny krajowej. Ocena populacji z Morza Bełtów została oparta głównie na wynikach badań morświna na akwenie leżącym poza polskimi obszarami morskimi (POM) (Gilles i in. 2022, HELCOM 2023d). W związku z tym właściwą oceną morświna dla POM jest ocena wykonana dla populacji Bałtyku właściwego. Tym samym ostateczna ocena (zaakceptowana przez wszystkie kraje) dla morświna populacji Bałtyku właściwego, staje się oceną krajową.

Aktualna ocena populacji Bałtyku właściwego oparta jest na bazie danych literaturowych oraz opracowań regionalnych, w dużej mierze historycznych. Związane jest to przede wszystkim z faktem, że pomimo realizacji monitoringu morświna przez niektóre kraje członkowskie HELCOM, to nie obejmują one swoim zasięgiem całego akwenu na których występuje oceniana populacja. Jedyne dane „wielkoskalowe" tj. obejmujące zarówno populację Bałtyku zachodniego jak i Bałtyku właściwego pochodzą z projektu SAMBAH, który (w zakresie pozyskania danych) zrealizowano w latach 2011-2013, a jego kolejna edycja jest dopiero planowana.

Końcowa ocena wykonywana jest na podstawie ocen trzech wskaźników w oparciu o zasadę OOAO – czyli decyduje najgorsza wartość wskaźnika.

Ocena stanu przeprowadzana jest na podstawie wskaźników wymienionych w poniższej tabeli (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Wskaźniki zastosowane w ocenie elementu ekosystemu ssaki za lata 2016-2021 w polskich obszarach morskich

Element oceny	Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
FOKA SZARA	Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych	D1C1	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 21
	Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara	D1C2	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 1
	Stan reprodukcji foki szarej	D1C3	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 3
	Stan odżywienia fok	D1C3	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 4
	Rozmieszczenie fok bałtyckich - foka szara	D1C4	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 2
MORŚWIN	Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych	D1C1	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 21
	Liczebność morświna	D1C2	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 5
	Rozmieszczenie morświna	D1C4	BAL-POL-MS-001 polskie obszary morskie	Regionalny	Załącznik 6

Podsumowanie oceny wskaźnikowej

Szczegółowe informacje dotyczące poszczególnych wskaźników zamieszczono w raportach wskaźnikowych (Załączniki: 1−6 oraz 21).

Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara

Liczebność foki szarej (około 60 000 sztuk) przekroczyła próg poziomu referencyjnego (LRL) wynoszący 10 000. Pomimo, że populacja gatunku wciąż rośnie, to została oceniona poniżej docelowego poziomu referencyjnego (TRL), dla którego próg wynosi 7% rocznego wzrostu. Szacowany roczny wzrost w okresie 2003-2021 wyniósł 5,1%. Zatem foka szara osiągnęła dobry stan pod względem liczebności, ale nie osiągnęła dobrego stanu pod względem trendu liczebności populacji. Przy podejściu, jakie jest stosowane do oceny gatunków ssaków morskich, OOAO (decyduje najniższa ocena), wskaźnik 'Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara' nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES). Wiarygodność oceny wskaźnika oceniono jako średnią. Wynika to z trudności w interpretacji, czy populacja jest poniżej, czy już na poziomie ustalonego TRL.

Rozmieszczenie fok bałtyckich - foka szara

Rozmieszczenie miejsc linienia

W większości obszaru Morza Bałtyckiego, foki szare obserwuje się na wszystkich historycznych obszarach linienia na lądzie. Jednak w południowo-zachodnim zasięgu występowania, niektóre historyczne miejsca linienia nie są wykorzystywane. W ramach oceny HOLAS 2 obszary Bałtyku zostały ocenione oddzielnie pod kątem rozmieszczenia. W bieżącej ocenie, populacja foki szarej została oceniana jako jedna jednostka (populacja) obejmująca cały Bałtyk. W związku z tym bałtyckie foki szare nie osiągnęły dobrego stanu środowiska pod względem występowania miejsc linienia.

Rozmieszczenie miejsc rozrodu

Oczekuje się, że foki szare będą korzystać z historycznych miejsc rozrodu. Nie ma jednak skoordynowanego monitoringu takich miejsc w całym Bałtyku. Wiadomo, że foka szara nie zajęła jeszcze

części dostępnych stanowisk w Cieśninie Sund, Wielkim Bełcie, Zatoce Meklemburskiej, Basenie Arkońskim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim i Kattegat. Monitoring populacji występującej na lodzie nie jest prowadzony. W rezultacie bałtyckie foki szare nie osiągnęły dobrego stanu środowiska pod względem rozmieszczenia miejsc rozrodu.

Ocena zasięgu występowania

Zasięg występowania obejmuje cały akwen Morza Bałtyckiego, a foki szare mają swobodny dostęp do żerowisk. Pomimo braku monitoringu obecności fok na morzu, ocena w HOLAS 3 została wykonana na podstawie danych zebranych z satelitarnych urządzeń śledzących, które pokazywały zachowanie i trasy migracji fok na morzu. Na podstawie tych danych stwierdzono, że foki szare żerują oraz migrują w całym akwenie Morza Bałtyckiego, chociaż wzdłuż wybrzeży Łotwy i Litwy nie występują żadne wyleżyska. Chociaż nie ma danych pokazujących przemieszczanie się fok szarych we wszystkich basenach, nie można stwierdzić ze istnieją bariery dla ich swobodnego przemieszczania się między żerowiskami i wyleżyskami. W związku z tym zasięg występowania foki szarej osiągnął dobry stan.

Ogólna ocena populacji osiągnęła próg jedynie dla zasięgu występowania, a dla rozmieszczenia miejsc rozrodu i linienia nie osiągnęła stanu dobrego. W rezultacie wskaźnik nie osiągnął dobrego stanu środowiska.

Wiarygodność oceny rozmieszczenia bałtyckich fok szarych była wysoka.

Stan reprodukcji foki szarej

Ogólny stan oceniono na podstawie łącznego zestawienia wskaźnika ciąż (widoczny płód w okresie ciąży) oraz wskaźnika urodzeń tj. samic po porodzie (ciało białe i blizna łożyskowa powstające w okresie połogu). Foka szara nie osiągnęła dobrego stanu w Morzu Bałtyckim pod względem stanu reprodukcji w okresie oceny. Zagregowany wskaźnik ciąż osiągnął wartość progową jedynie w 2017 i 2018 r., ogólnie wartość progowa 90% nie została osiągnięta.

Wiarygodność oceny wskaźnika uznano za średnią, gdyż pomimo, że zakres czasowy jest wystarczający, monitoring został przeprowadzony jedynie częściowo zgodnie z wytycznymi.

Stan odżywienia fok

Ocena stanu odżywienia fok szarych wskazuje, że dobry stan nie został osiągnięty. Ocenę oparto na danych pozyskanych ze 140 młodych osobników w wieku od 1 do 3 lat, zebranych od sierpnia do października w ramach fińskich i szwedzkich programów monitoringu. Średnioroczna grubość tłuszczu przez cały okres oceny nie osiągnęła wyznaczonej wartości progowej. Różnica w stosunku do wartości progowej jest większa w przypadku fok przyłowionych (8 mm poniżej ustalonego progu 35 mm), a w niektórych latach (2018−2019) również proponowany próg 25 mm nie był osiągany. Średnia roczna grubość tkanki tłuszczowej upolowanych fok w okresie oceny wahała się między 32−39 mm i prawdopodobnie nie uległa zmniejszeniu ani wzrostowi na przestrzeni ostatnich 15 lat. Średnia grubość tłuszczu była niższa niż w okresie referencyjnym, tj. 2002−2004, na podstawie którego ustalono próg (40 mm), co poskutkowało brakiem osiągnięcia dobrego stanu środowiska.

Obecna ocena została przeprowadzona na ograniczonym zbiorze danych dotyczących fok szarych, jednakże kryteria zostały dobrze zdefiniowane, w związku z czym zmienność pod względem sezonowości, zmiany zależne od wieku i przyczyny śmierci zostały zminimalizowane, co z kolei zwiększyło wiarygodność oceny.

Liczebność morświna

Ocena liczebności morświna przeprowadzana została oddzielnie dla dwóch populacji, tj. populacji Morza Bełtów oraz populacji Bałtyku Właściwego, w przypadku której ocena została przeniesiona na ocenę krajową. W oparciu o niską liczebność w połączeniu z drastycznym zmniejszeniem występowania opartym

na danych historycznych, stwierdzono, że liczebność morświna Bałtyku Właściwego nie osiągnęła stanu dobrego.

Wiarygodność oceny liczebności populacji morświna Bałtyku Właściwego jest wysoka.

Rozmieszczenie morświna

Na podstawie czasoprzestrzennego rozkładu skompilowanych zapisów historycznych można stwierdzić, że morświn na początku XX wieku powszechnie występował na całym Bałtyku. Zmniejszenie zasięgu, skutkujące nieregularnymi obserwacjami i bardzo nielicznymi odnotowanymi martwymi zwierzętami w Zatoce Botnickiej i Zatoce Fińskiej w obecnych czasach, prawdopodobnie nastąpiło około połowy XX wieku. Gatunek był regularnie odnotowywany do lat 30-tych włącznie, ale z powodu różnych czynników, nie było możliwe dokładniejsze określenie, kiedy dokładnie doszło do zmniejszenia zasięgu występowania. Z tego też względu, ocena rozmieszczenia morświna w Bałtyku Właściwym nie osiągnęła stanu dobrego.

Wiarygodność oceny jest wysoka.

Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych

Wykonanie kompleksowej oceny przyłowu ssaków morskich było trudne do wykonania z uwagi na brak danych dotyczących przyłowu oraz nakładu połowowego. Ssaki morskie zostały ocenione na poziomie populacji. Na podstawie dostępnych danych, żaden z czterech gatunków ssaków morskich (foka obrączkowana, foka pospolita, foka szara i morświn) nie osiągnął dobrego stanu. Jakość i liczba danych dotyczących przyłowów fok była niska w regionie Morza Bałtyckiego, tak więc ocena została wykonana przede wszystkim w oparciu o liczbę upolowanych zwierząt.

Ogólna wiarygodność jest niska, co wynika z szacunkowego podejścia do oceny tego wskaźnika z uwagi na brak wiarygodnych danych.

Podsumowanie oceny zintegrowanej

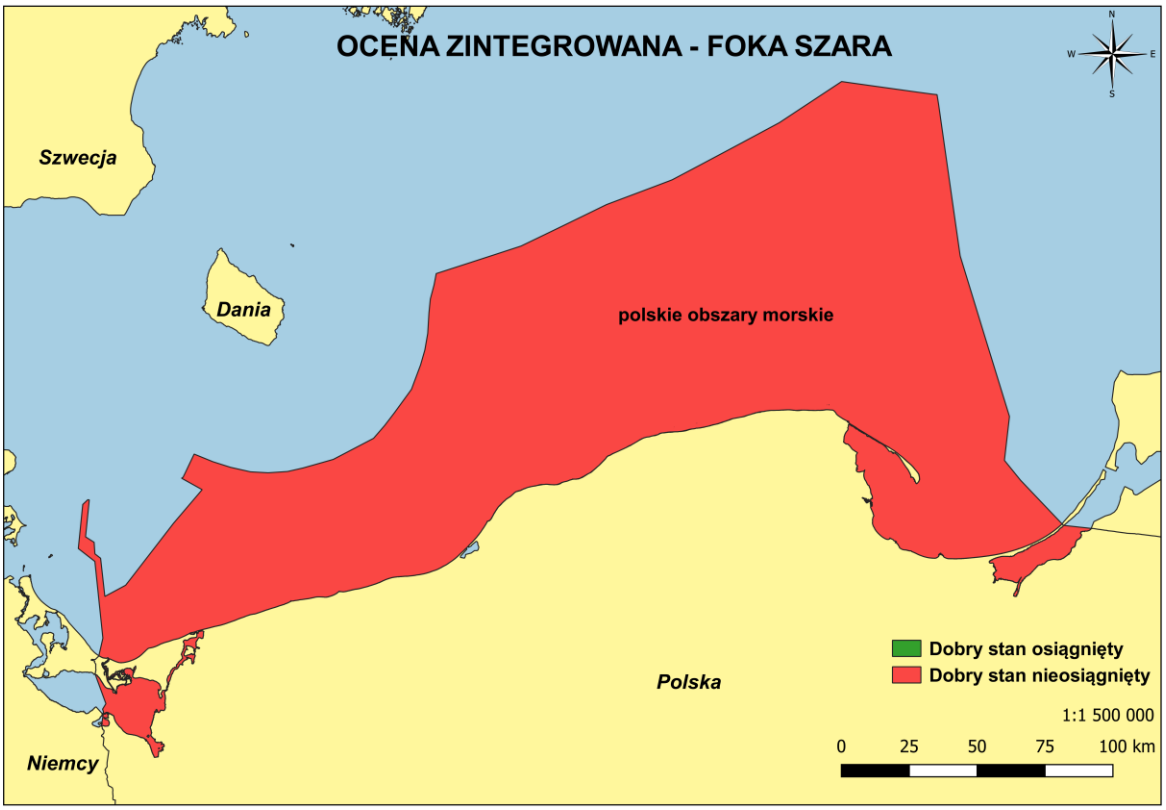
Foka szara

Ocena końcowa wykonywana jest na podstawie ocen pięciu wskaźników w oparciu o zasadę OOAO – czyli decyduje najniższa wartość wskaźnika. Tym samym ocena dla foki szarej wyniosła: subGES, czyli foka szara nie osiągnęła stanu dobrego. Wiarygodność oceny oszacowano jako wysoką.

Zestawienie wyników oraz ocenę końcową przedstawiono w Tabela 2.6 oraz na Rysunek 2.9.

Tabela 2.6. Zestawienie ocen wskaźników oraz ocena krajowa foki szarej

Nazwa wskaźnika	Ocena		Wiarygodność	
	wskaźnika	końcowa	wskaźnika	końcowa
Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych	subGES	subGES	niska	wysoka
Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara	subGES		średnia	
Stan reprodukcji foki szarej	subGES		średnia	
Stan odżywienia fok	subGES		średnia	
Rozmieszczenie fok bałtyckich - foka szara	subGES		wysoka	



Rysunek 2.9. Zintegrowana ocena foki szarej

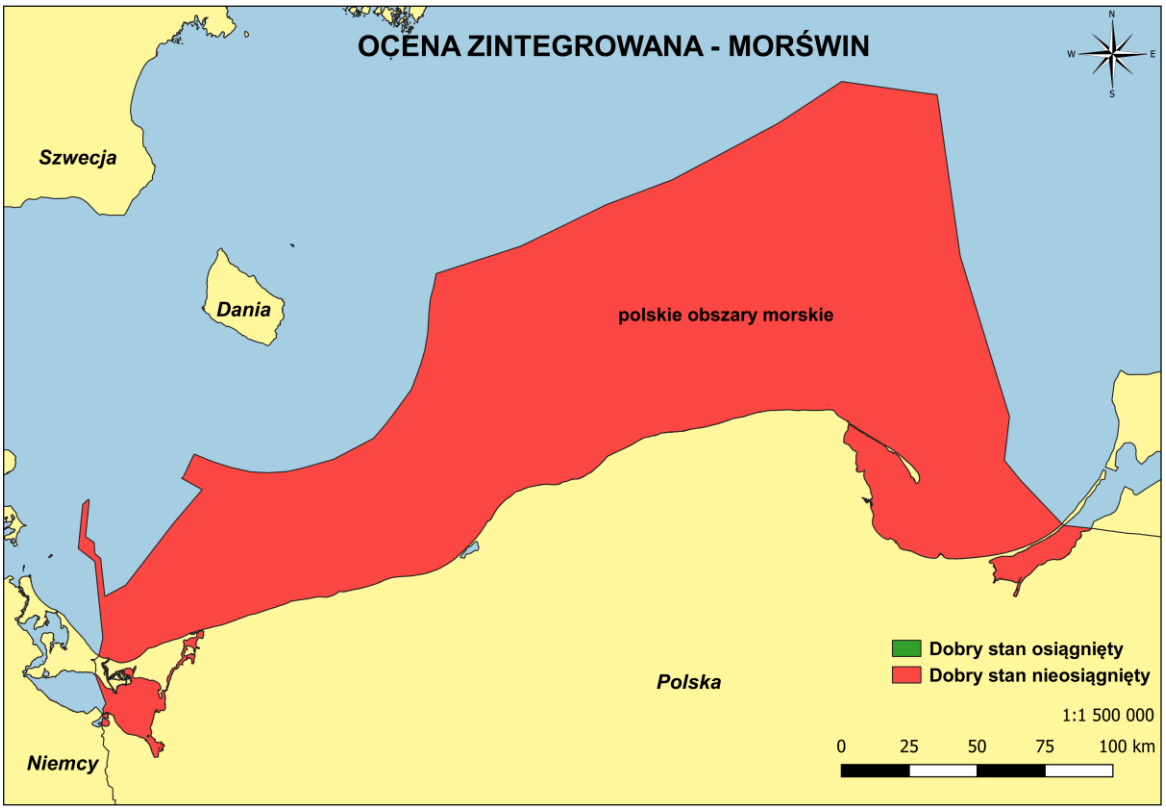
Morświn

Końcowa ocena wykonywana jest na podstawie ocen trzech wskaźników w oparciu o zasadę OOAO – czyli decyduje najniższa wartość wskaźnika. Tym samym ocena dla morświna wyniosła: subGES, czyli morświn nie osiągnął stanu dobrego. Wiarygodność oceny oszacowano jako niską.

Zestawienie wyników oraz ocenę końcową przedstawiono w Tabela 2.7. oraz na Rysunek 2.10.

Tabela 2.7. Zestawienie ocen wskaźników oraz ocena krajowa morświna

Nazwa wskaźnika	Ocena		Wiarygodność	
	wskaźnika	końcowa	wskaźnika	końcowa
Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych	subGES	subGES	niska	niska
Liczebność morświna	subGES		wysoka	
Rozmieszczenie morświna	subGES		wysoka	



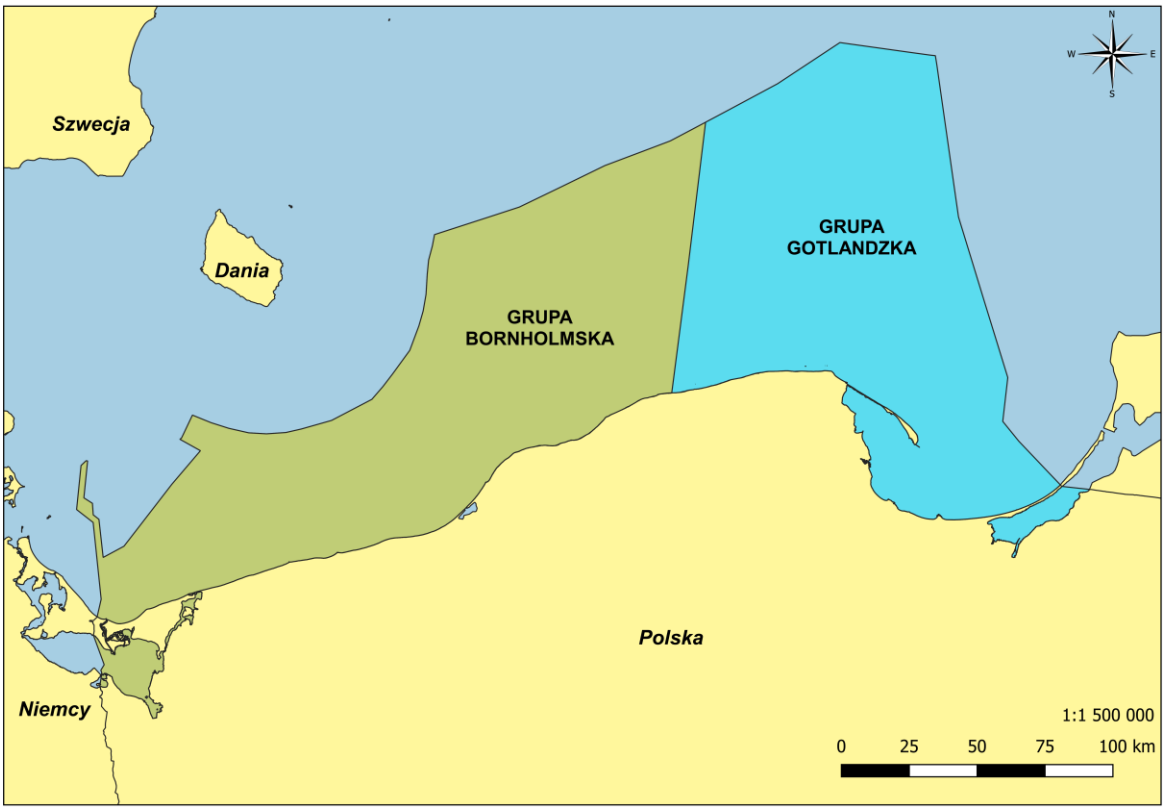
Rysunek 2.10. Zintegrowana ocena morświna

Cecha D1 – Ptaki – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego

Ocena awifauny w zakresie cechy D1 jest wykonana jest dla kryteriów D1C1 i D1C2 i obejmuje lata 2016-2021.

Elementami oceny są następujące grupy funkcyjne ptaków: ptaki roślinożerne, ptaki żywiące się bentosem, ptaki żerujące w kolumnie wody, ptaki brodzące oraz ptaki żerujące na powierzchni.

Obszary oceny wskazano na Rysunek 2.11.



Rysunek 2.11. Obszary oceny awifauny w POM

Metoda oceny stanu

Ocena stanu przeprowadzana jest na podstawie 3 wskaźników (Tabela 2.8).

Tabela 2.8. Wskaźniki zastosowane w ocenie elementu ekosystemu ptaki za lata 2016-2021 w POM

Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	D1C1, D1C2	AVI_POL_2_GG Grupa Gotlandzka AVI_POL_2_BG Grupa Bornholmska	Regionalny	Załącznik 15
Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	D1C1, D1C2	AVI_POL_2_GG Grupa Gotlandzka AVI_POL_2_BG Grupa Bornholmska	Regionalny	Załącznik 16
Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych	D1C1, D1C2	AVI_POL_2_GG Grupa Gotlandzka AVI_POL_2_BG Grupa Bornholmska	Regionalny	Załącznik 22

Podsumowanie oceny wskaźnikowej

Szczegółowe informacje dotyczące poszczególnych wskaźników zamieszczono w raportach wskaźnikowych (Załącznik 15, 16, 22).

Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych

Wskaźnik zimujących ptaków wodnych ocenia stan liczebności zimujących ptaków wodnych w regionie na podstawie danych z monitoringu. Uznaje się, że zimujące ptaki wodne odzwierciedlają dobry stan, gdy spadki liczebności co najmniej 75% monitorowanych gatunków są mniejsze niż 30% (gatunki składające więcej niż jedno jajo rocznie) lub 20% (gatunki składające jedno jajo rocznie) w stosunku do stanu wyjściowego w okresie referencyjnym 1991-2000.

Ocenę stanu przeprowadzono dla poszczególnych gatunków, które następnie integrowano do poziomu ekologicznych grup funkcyjnych. Oceny stanu w ramach wskaźnika dokonuje się poprzez agregację rocznych wartości indeksu poszczególnych gatunków.

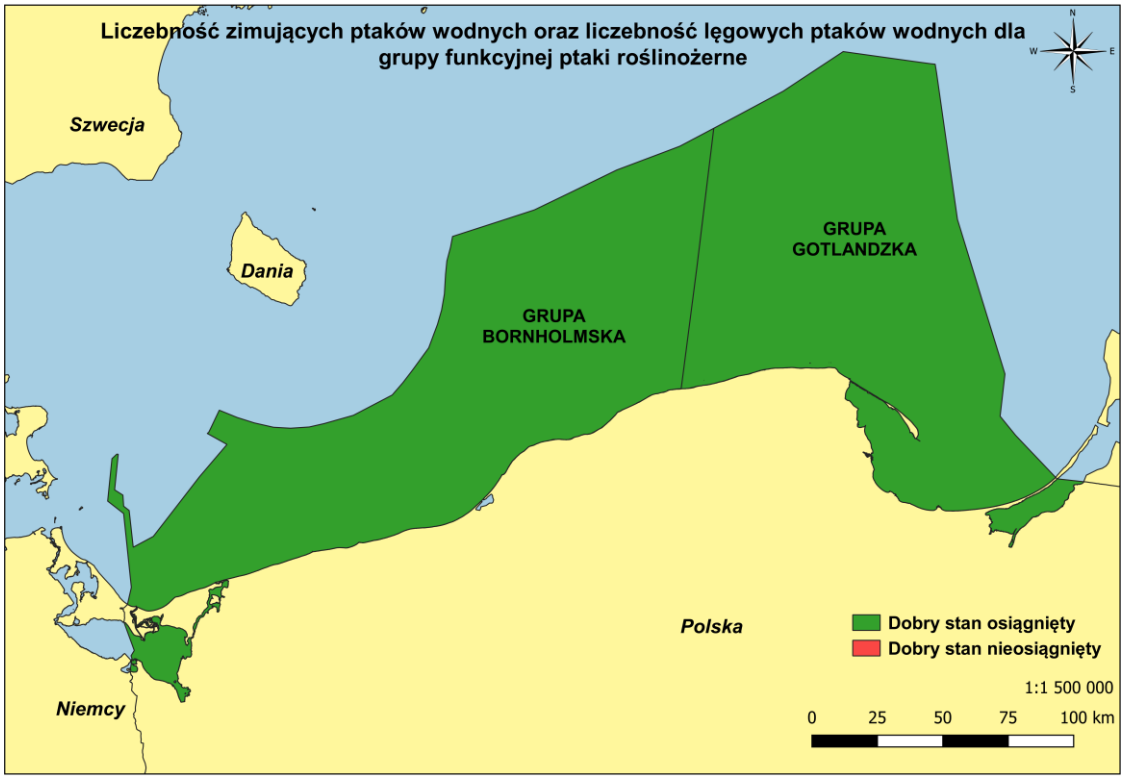
Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych

Wskaźnik ten ocenia stan liczebności lęgowych ptaków wodnych w regionie na podstawie danych z monitoringu. Uznaje się, że lęgowe ptaki wodne odzwierciedlają dobry stan, gdy spadki liczebności co najmniej 75% monitorowanych gatunków są mniejsze niż 30% (gatunki składające więcej niż jedno jajo rocznie) lub 20% (gatunki składające jedno jajo rocznie) w stosunku do stanu wyjściowego w okresie referencyjnym 1991-2000.

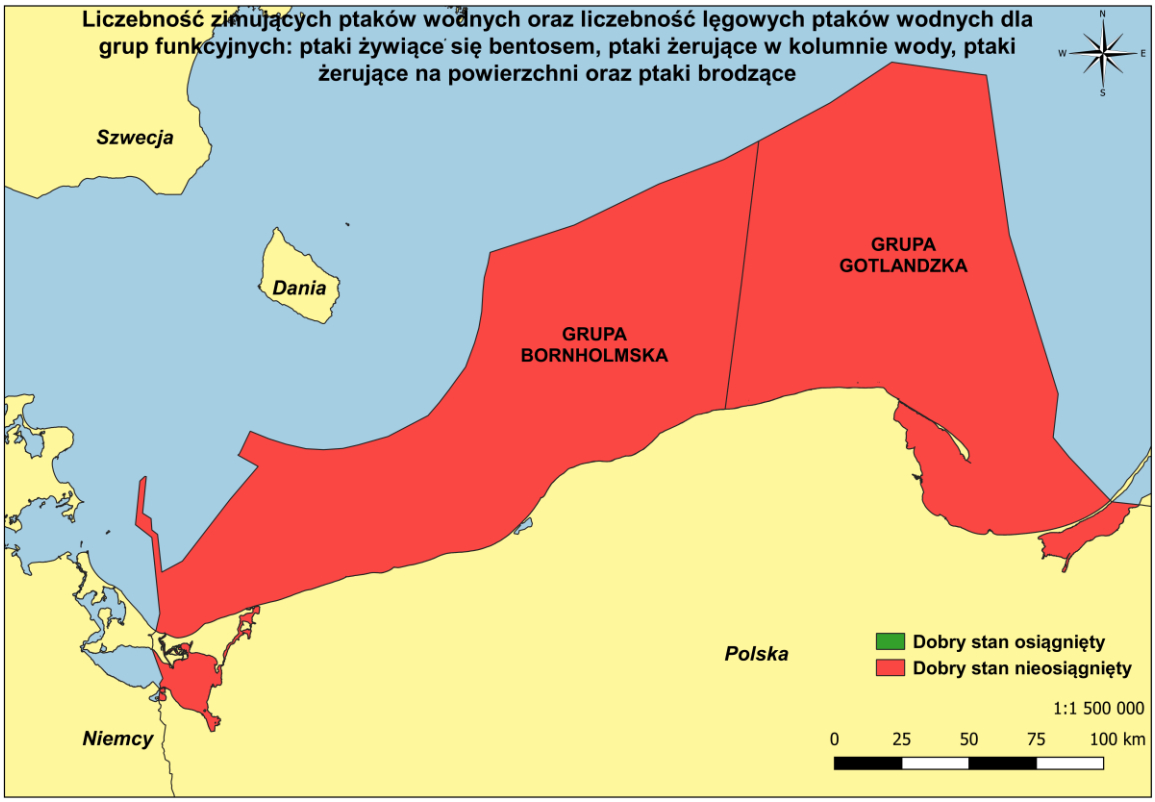
Ocenę stanu przeprowadzono dla poszczególnych gatunków, które następnie integrowano do poziomu ekologicznych grup funkcyjnych. Ocenę stanu w ramach wskaźnika dokonuje się poprzez agregację rocznych wartości indeksu poszczególnych gatunków.

Poniższe mapy obrazują wyniki zintegrowanej oceny ptaków łączącej populacje lęgowe i zimujące. Spośród grup funkcyjnych ptaków jedynie ptaki roślinożerne osiągnęły dobry stan (Rysunek 2.12), żadna z pozostałych ocenianych grup tj. ptaków żywiących się bentosem, żerujących w kolumnie wody, żerujących na powierzchni oraz brodzących nie osiągnęła dobrego stanu (Rysunek 2.13).

Wiarygodność oceny oszacowano jako wysoką.



Rysunek 2.12. Ocena 'Wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych' oraz 'Wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych' – dla grupy funkcyjnej ptaki roślinożerne

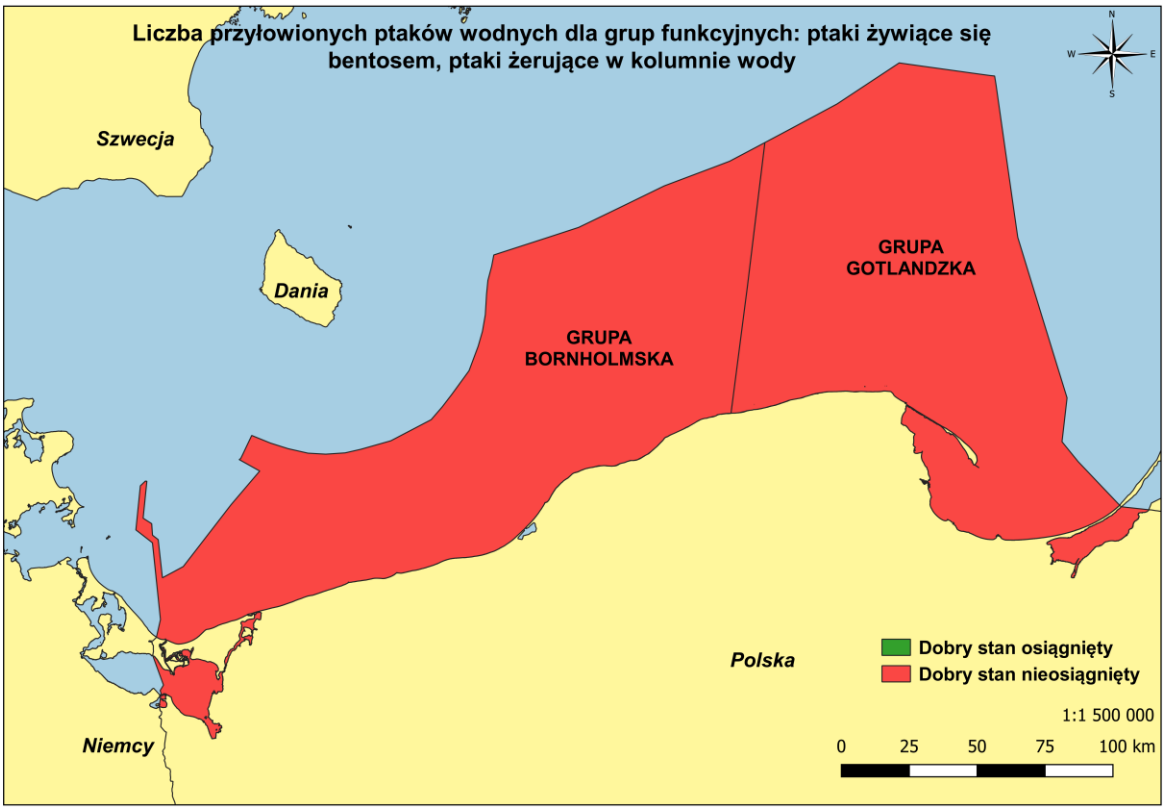


Rysunek 2.13. Ocena 'Wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych' oraz 'Wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych' – dla grup funkcyjnych: ptaki żywiące się bentosem, ptaki żerujące w kolumnie wody, ptaki żerujące na powierzchni oraz ptaki brodzące

Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych

Powszechny brak wystarczających danych dotyczących zarówno wskaźników przyłowu, jak i nakładu połowowego utrudnia kompleksową ocenę przyłowu ptaków wodnych. W obrębie całego Morza Bałtyckiego w ramach oceny HELCOM HOLAS 3 (HELCOM 2023d) ptaki wodne zostały ocenione w skali geograficznej podobszarów (grup), przy czym oceny były dostępne łącznie dla 11 gatunków w czterech grupach w tym dla Grupy Bornholmskiej i Grupy Gotlandzkiej. W żadnym przypadku nie osiągnięto progu dobrego stanu. Wyniki tego wskaźnika pokazują, że znaczna śmiertelność spowodowana przyłowem w narzędziach połowowych jest powszechna wśród ptaków wodnych w Morzu Bałtyckim. Oprócz pilnych środków mających na celu złagodzenie problemu, potrzebny jest monitoring, aby obserwować skutki przyłowu. Informacje na temat nakładu połowowego i przyłowu ptaków wodnych nie są w wielu rejonach rejestrowane i zgłaszane w sposób umożliwiający pełne wykorzystanie wskaźnika. Podstawowe problemy z jakością danych skutkują ogólnie niską wiarygodnością oceny, ponieważ na przykład nawet przekroczenie wartości progowych może nie oznaczać pełnego zrozumienia ogólnej presji. Dla obszarów grup Bornholmskiej i Gotlandzkiej oraz dla POM dostępność danych pozwoliła oszacować wiarygodność oceny na poziomie średnim.

Rysunek 2.14 obrazuje brak osiągnięcia dobrego stanu dla ptaków nurkujących w ramach wskaźnika liczby przyłowionych ptaków wodnych.



Rysunek 2.14. Ocena wskaźnika 'Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych' – dla grup funkcyjnych: ptaki żywiące się bentosem, ptaki żerujące w kolumnie wody

Podsumowanie oceny zintegrowanej

Polska Wyłączna Strefa Ekonomiczna położona jest w obrębie dwóch jednostek raportowania HELCOM, które również są jednostkami raportowania w ramach RDSM – MRU, na poziomie sub-regionalnym. W związku z położeniem wód polskich w obrębie dwóch jednostek raportowania przyjęto następującą zasadę: wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę (OOAO, czyli w przypadku wystąpienia dla jednego parametru oceny poniżej stanu dobrego (subGES) w analizowanym okresie, następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES. Lista gatunków podlegających ocenie w ramach RDSM została stworzona według zasady, że zgłoszenie niezmienionych wyników regionalnych (HOLAS 3) będzie obowiązywało tylko gatunki występujące na terenie Polski i polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej. Zatem, mimo że np. w ocenie regionalnej ptaków lęgowych dla Grupy Bornholmskiej znajdują się np. mewa siodłata, mewa żółtonoga, rybitwa wielkodzioba, rybitwa popielata czy alka, nie zostały one uwzględnione w ocenie krajowej.

Podsumowanie zawiera zagregowaną ocenę wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych, zimujących ptaków wodnych oraz przyłowu ptaków wodnych (Tabela 2.9). Ocena grup funkcyjnych gatunków obejmuje zarówno gatunki/populacje lęgowe, jak i zimujące. Do oceny wykorzystano tylko kryteria podstawowe D1C1 dla niektórych gatunków oraz D1C2 dla wszystkich gatunków. Kryteria drugorzędne nie były oceniane. Oceniane kryteria podstawowe dla poszczególnych obszarów Grupa Bornholmska (GB) i Grupa Gotlandzka (GG) zostały zintegrowane zgodnie z zasadą OOAO.

Tabela 2.9. Ocena grup funkcyjnych gatunków ptaków. „Z" - przy gatunku oznacza populację zimującą; „L" – populację lęgową; kolor zielony – dobry stan osiągnięty; kolor czerwony dobry stan nie osiągnięty; kolor szary – kryterium nie zostało ocenione; kolor biały – brak możliwości oceny zintegrowanej z uwagi na brak danych o ocenie kryterium/kryteriów; białe tło „ND" nie dotyczy, dla gatunków, dla których kryterium przyłowu nie jest oceniane; przyłów: kolor czerwony bez gwiazdki – ocena na podstawie metody 2 opisanej w opracowaniu HELCOM (2023d), kolor czerwony z gwiazdką – ocena na podstawie metody 3 opisanej w opracowaniu HELCOM (2023d), * - ocena dokonana metodą 3 wskaźnika przyłowu HOLAS 3 (HELCOM 2023d) dla gatunków na czerwonej liście HELCOM; ** - metoda 3 dla gatunków na czerwonej liście IUCN (IUCN 2023)

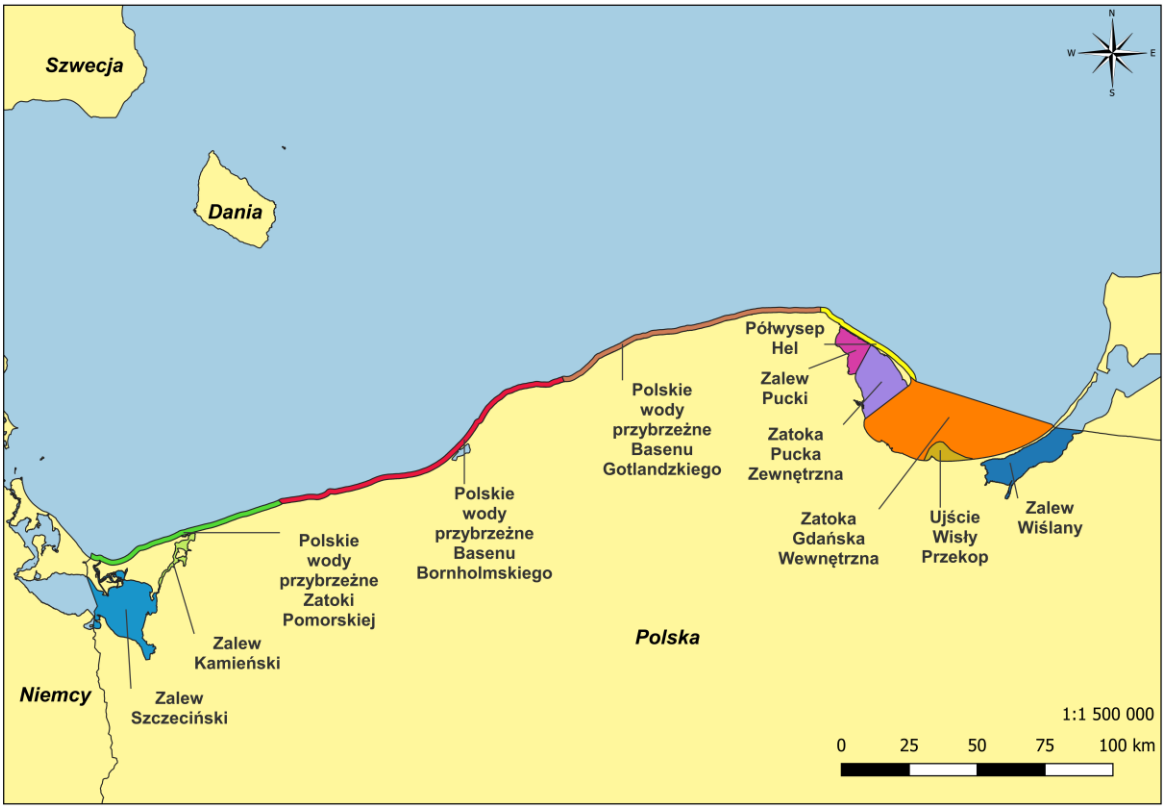
Grupa funkcyjna	Gatunek	Kryterium D1C1 przyłów GB	Kryterium D1C2 liczebność GB	Ocena zbiorcza dla GB	Kryterium D1C1 przyłów GG	Kryterium D1C2 liczebność GG	Ocena zbiorcza dla GG	Ocena zbiorcza dla POM	Ocena zintegrowana dla grupy funkcyjnej w POM
Żywiące się bentosem	Ogorzałka Z								subGES
	Lodówka Z								
	Uhla Z								
	Markaczka Z								
	Czernica Z								
	Głowienka Z	**			**				
	Gągoł Z								
	Edredon Z	*			*				
	Czernica L	ND			ND				
Żerujące w kolumnie wody	Bielaczek Z								subGES
	Nurogęś Z								
	Szlachar Z	*			*				
	Perkoz dwuczuby Z								
	Perkoz rdzawoszyi Z	*			*				
	Perkoz rogaty Z	*			*				
	Nur rdzawoszyi Z	*			*				
	Nur czarnoszyi Z	*			*				
	Kormoran Z								
	Nurogęś L	ND			ND				
	Perkoz dwuczuby L	ND			ND				
	Kormoran L	ND			ND				
Brodzące	Cyraneczka Z	ND			ND				subGES
	Ohar L	ND			ND				
	Ostrygojad L	ND			ND				
	Szablodziób L	ND			ND				
	Sieweczka obrożna L	ND			ND				
Roślinożerne	Łabędź niemy Z	ND			ND				GES
	Łabędź krzykliwy Z	ND			ND				
	Łabędź czarnodzioby Z	ND			ND	ND	ND		
	Świstun Z	ND			ND	ND	ND		
	Krzyżówka Z	ND			ND				
	Rożeniec Z	ND			ND	ND	ND		
	Łyska Z	ND			ND				
	Łabędź niemy L	ND			ND				
	Gęgawa L	ND			ND				

Grupa funkcyjna	Gatunek	Kryterium D1C1 przyłów GB	Kryterium D1C2 liczebność GB	Ocena zbiorcza dla GB	Kryterium D1C1 przyłów GG	Kryterium D1C2 liczebność GG	Ocena zbiorcza dla GG	Ocena zbiorcza dla POM	Ocena zintegrowana dla grupy funkcyjnej w POM
Żerujące na powierzchni	Mewa siodłata Z	ND			ND				subGES
	Mewa siwa L	ND			ND				
	Mewa srebrzysta L	ND			ND				
	Rybitwa białoczelna L	ND			ND				
	Rybitwa czubata L	ND			ND				
	Rybitwa rzeczna L	ND			ND				

Cecha D1 – Ryby – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego

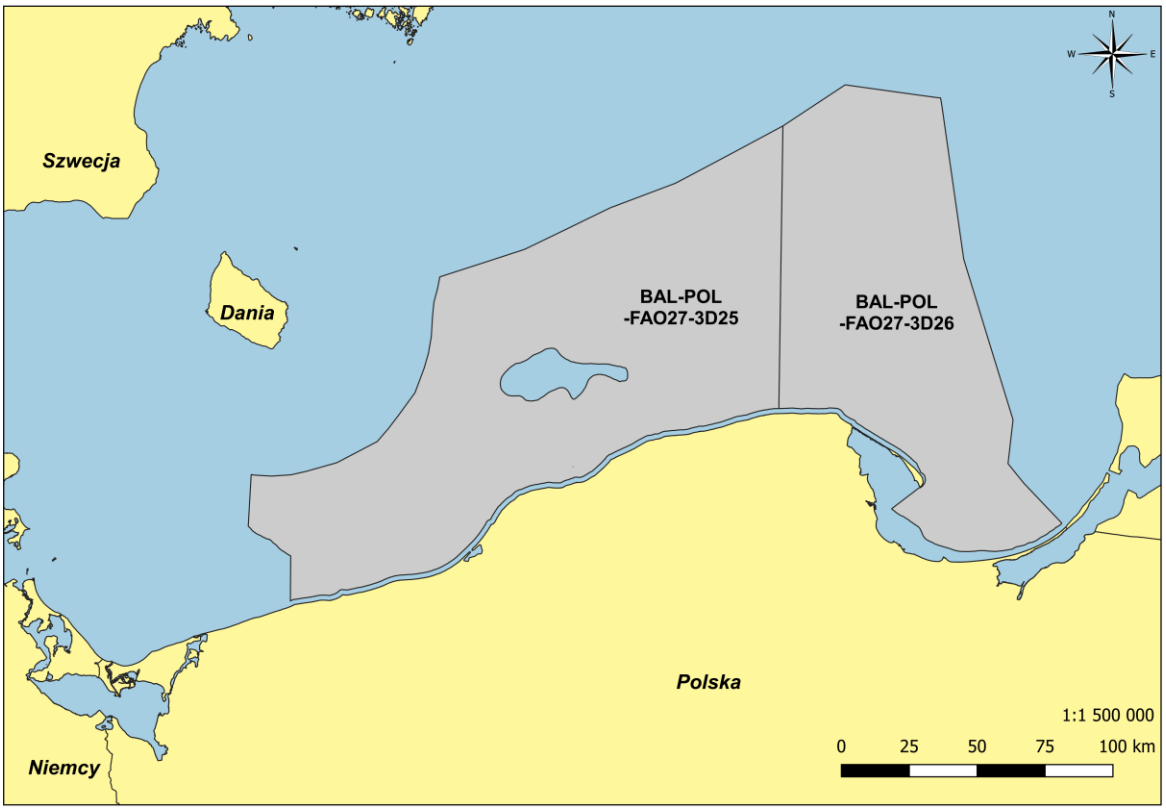
Ocena ryb w zakresie cechy D1 jest wykonana dla kryteriów D1C2 i D1C3 obejmuje lata 2016-2021. Elementami oceny w ramach cechy D1 są gatunki następujących grup ryb: ryby przybrzeżne (zgodnie z HELCOM są to wody przejściowe i przybrzeżne w POM), gatunki denne ryb szelfowych.

Na Rysunek 2.15 zaznaczono obszary oceny ryb wód przybrzeżnych.



Rysunek 2.15. Obszary oceny gatunków ryb wód przybrzeżnych w zakresie cechy D1

W celu przeprowadzenia oceny gatunków dennych ryb szelfowych zastosowano podział na podobszary ICES (Rysunek 2.16). Oceny dokonano na podstawie danych zebranych w dwóch podobszarach ICES 25 (BAL-POL-FAO27-3D-25) i 26 (BAL-POL-FAO27-3D-26) ograniczonych do POM.



Rysunek 2.16. Obszary oceny gatunków dennych ryb szelfowych w zakresie kryterium D1C3

Metoda oceny stanu

Ocena stanu przeprowadzana jest na podstawie czterech wskaźników (Tabela 2.10).

Tabela 2.10. Wskaźniki zastosowane w ocenie ichtiofauny w POM w zakresie cechy D1

Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
Polski indeks multimetryczny dla ryb PMFI	D1C2	L4-POL-025 Ujście Wisły przekop, L4-POL-021 Zalew Kamieński, L4-POL-022 Zalew Pucki, L4-POL-020 Zalew Szczeciński, L4-POL-026 Zalew Wiślany, L4-POL-024 Zatoka Gdańska Wewnętrzna, L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	Krajowy	Załącznik 26
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny	D1C2	L4-POL-026 Zalew Wiślany, L4-POL-022 Zalew Pucki, L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	Regionalny	Załącznik 8
Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)	D1C3	L4-POL-022 Zalew Pucki, L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna, L4-POL-026 Zalew Wiślany	Regionalny	Załącznik 9
Wskaźnik wielkości ryb LFI	D1C3	BAL-POL-FAO27-3D25_2 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL-POL-FAO27-3D26_2 polska część obszaru FAO 27.3.D.26	Regionalny	Załącznik25

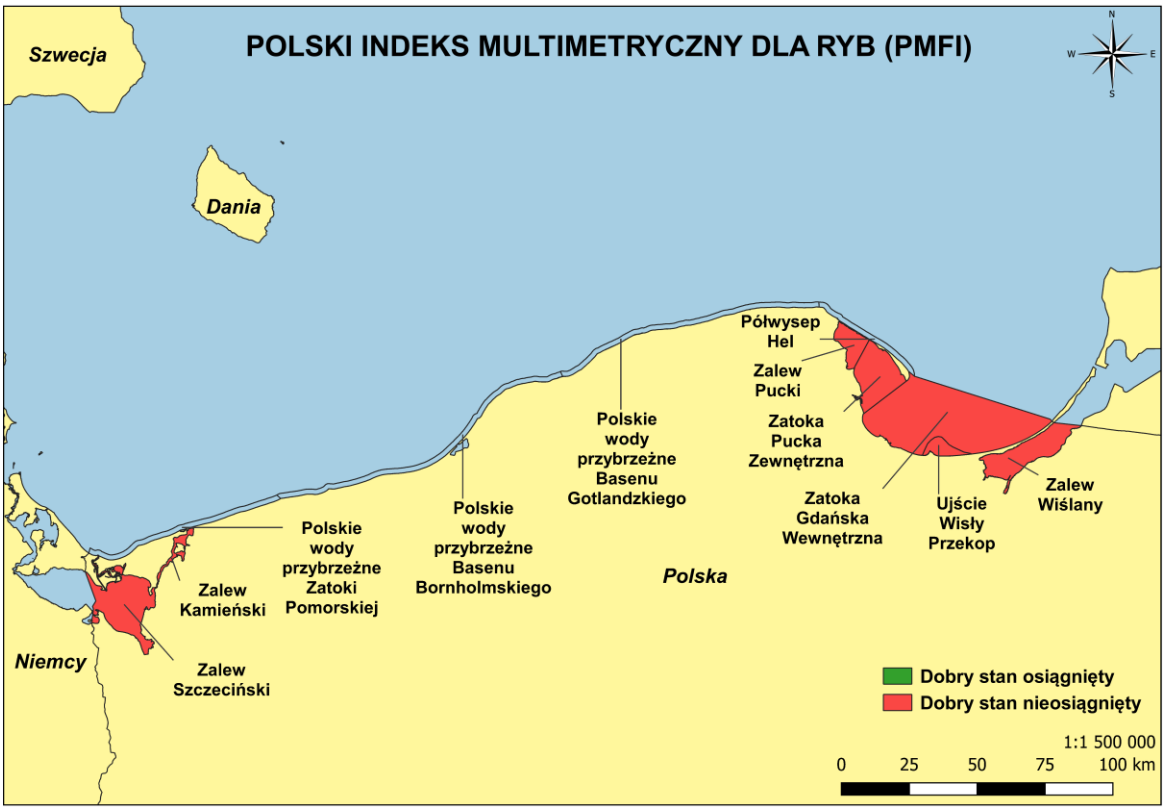
Podsumowanie oceny wskaźnikowej

Szczegółowe informacje dotyczące poszczególnych wskaźników zamieszczono w raportach wskaźnikowych (Załącznik 8, 9, 25 i 26).

Polski indeks multimetryczny dla ryb (PMFI)

Zintegrowana ocena wartości wskaźnika 'Polski Indeks Multimeryczny dla Ryb (PMFI)' wraz z oceną łączną według ramowej dyrektywy wodnej (RDW) oraz dyrektywy ramowej ws. strategii morskiej (RDSM) wskazuje, że we wszystkich ocenianych JCWP na przestrzeni lat 2016-2021 wartość wskaźnika PMFI waha się od 1 do 3 co odpowiada złemu do umiarkowanego stanowi /potencjałowi ekologicznemu (klasa stanu/potencjału: V-III) (Tabela 2.11, Rysunek 2.17). W żadnym z JCWP wskaźnik PMFI nie wskazuje na poprawę lub pogorszenie oceny. Zwraca uwagę fakt, że zastosowanie wskaźnika PMFI przedstawia dość stabilną ocenę stanu poszczególnych JCWP, także tych w których możliwe było zebranie danych jedynie w dwóch latach, co jednak znacząco obniża wiarygodność oceny w tych przypadkach.

Wiarygodność oceny przy wykorzystaniu wskaźnika PMFI określono na podstawie czterech parametrów, tj.: dokładność, zakres czasowy i zakres przestrzenny oceny oraz rodzaj zastosowanej metodyki. Wiarygodność pod względem dokładności oceny została określona jako średnia - chociaż wyniki prezentują relatywnie klarowną ocenę stanu, to obserwowano pewną zmienność w analizowanym okresie. Pod względem zakresu czasowego oceny, wiarygodność oceniono na wysoką szczególnie dla trzech obszarów JCWP (Zalew Wiślany, Zalew Pucki i Zatoka Pucka Zewnętrzna), gdzie dane zbierane były w każdym roku. Niska wiarygodność oceny została przypisana pozostałym JCWP, ze względu na kompletność danych - dostępne były jedynie dane z dwóch lat. Pod względem zakresu przestrzennego oraz poprawności metodycznej wiarygodność oceny była wysoka, ponieważ dane zostały zebrane ze wszystkich stacji monitoringowych (reprezentatywnych dla danego obszaru) i zgodnie z uzgodnioną metodyką. Brakuje wciąż metodyki, która pozwoliłaby uśrednić wiarygodność oceny zintegrowanej.



Rysunek 2.17. Ocena stanu według RDSM na podstawie wskaźnika PMFI

Tabela 2.11. Wartość Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2016-2021. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w okresie 2016-2021: czerwony – zły, pomarańczowy – słaby, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych oraz ocena potencjału ekologicznego: zły – czerwono-ciemnoszare pasy równej szerokości, słaby – pomarańczowo-ciemnoszare pasy równej szerokości, średni – żółto-ciemnoszare pasy równej szerokości, dobry i powyżej dobrego – zielono-ciemnoszare pasy równej szerokości

Obszar oceny (MRU)	PMFI						Średnia z okresu 2016-2021	Ocena łączna wg RDW	Ocena łączna wg RDSM	Wiarygodność
	2016	2017	2018	2019	2020	2021				
L4-POL-025 Ujście Wisły przekop			2			2	2,00			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - niska Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4-POL-021 Zalew Kamieński			3			3	3,00			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - niska Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4-POL-022 Zalew Pucki	1	2	2	1	2	2	1,67			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - wysoka Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4-POL-020 Zalew Szczeciński			2			2	2,00			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - niska Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4-POL-026 Zalew Wiślany	2	3	2	2	3	3	2,50			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - wysoka Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4-POL-024 Zatoka Gdańska Wewnętrzna			2			2	2,00			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - niska Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka
L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	2	2	1	2	2	2	1,83			Dokładność oceny - średnia Zakres czasowy - wysoka Zakres przestrzenny - wysoka Metodyka - wysoka

Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny

Wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny' odzwierciedla skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością połowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym.

Ocena stanu środowiska morskiego za lata 2016-2021 w oparciu o wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny' została wykonana w trzech jednolitych częściach wód (JCW): Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Wiślany na podstawie analizy trendu. W przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego stan środowiska morskiego został oceniony na dobry (GES). Natomiast stan środowiska morskiego Zalewu Puckiego został oceniony jako zły (subGES) (Tabela 2.12, Rysunek 2.18). Wiarygodność oceny stanu środowiska wód otwartych w oparciu o liczebność gatunków kluczowych należy uznać za wysoką.

Tabela 2.12. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny'

Wskaźnik	L4-POL-022 Zalew Pucki	L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	L4-POL-026 Zalew Wiślany
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny (okoń)	GES	GES	GES
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny (stornia)	subGES	GES	Nie dotyczy*
Ocena końcowa JCW	subGES	GES	GES
Wiarygodność	wysoka	wysoka	wysoka

* stornia nie podlega ocenie w Zalewie Wiślanym

Rysunek 2.18. Ocena wskaźnika 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny' w POM

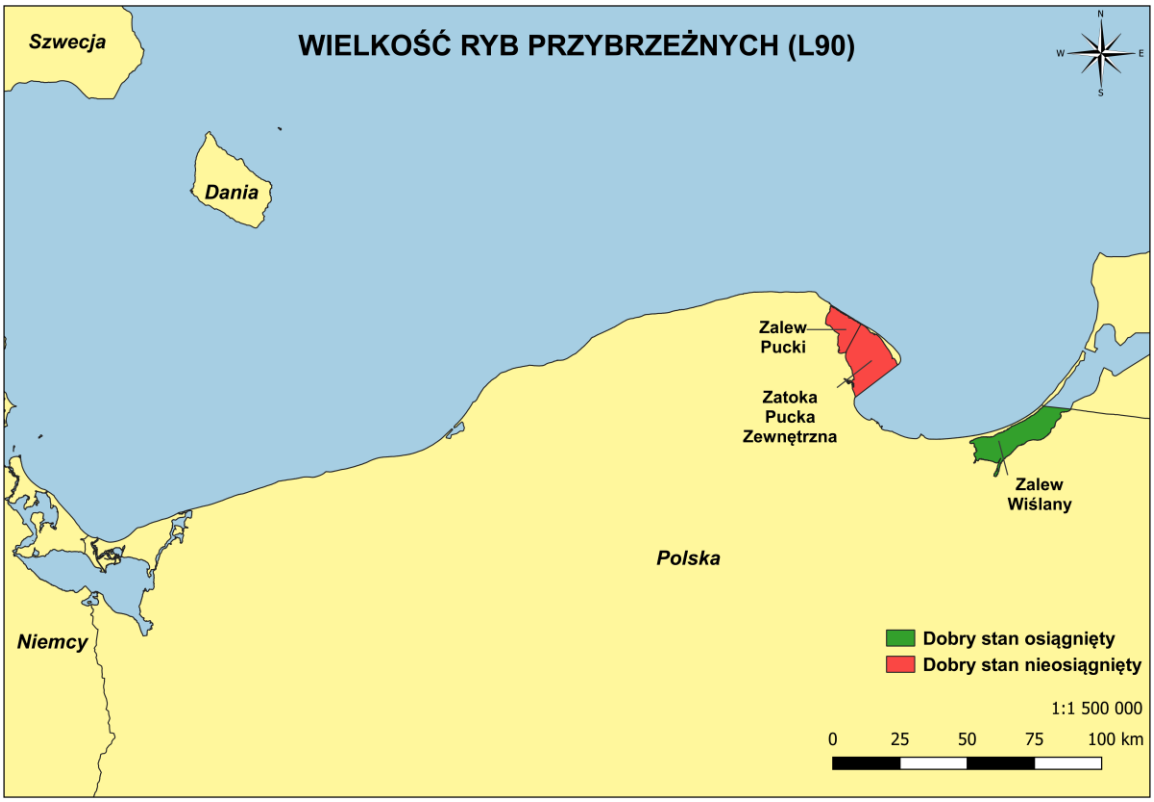
Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)

Ocena stanu środowiska morskiego za lata 2016-2020 w oparciu o wskaźnik 'Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)' została wykonana w ramach HOLAS 3 przez HELCOM dla całego Bałtyku. W polskiej części obejmuje ona trzy jednolite części wód powierzchniowych zlokalizowane w obrębie Basenu Gdańskiego: Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Wiślany. Oceną objęte zostały ryby z gatunków: okoń i stornia -za wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie oceny dokonano jedynie na podstawie okonia. W przypadku oceny opartej na okoniu, wyznaczono wartość progową dla wskaźnika, na podstawie której stan środowiska wód morskich w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za zły (subGES), natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako dobry (GES). W przypadku storni zbyt krótka seria danych nie pozwoliła spełnić założeń metodycznych, czyli dokonać oceny na podstawie analizy trendu. W celu przedstawienia zintegrowanej oceny dla Basenu Gdańskiego, uwzględniającej różne gatunki oraz lokalizacje zastosowano metodę OOAO (HELCOM 2018). Należy zaznaczyć, że obecna ocena za okres 2016-2020 jest pierwszą, dokonaną w oparciu o wskaźnik wielkości ryb przybrzeżnych (Tabela 2.13, Rysunek 2.19)

Tabela 2.13. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Wielkość ryb przybrzeżnych'. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska)

Wskaźnik	L4-POL-022 Zalew Pucki	L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	L4-POL-026 Zalew Wiślany
Wielkość ryb przybrzeżnych (okoń)	subGES	subGES	GES
Wielkość ryb przybrzeżnych (stornia)	Brak oceny	Brak oceny	Nie dotyczy*
Ocena końcowa JCWP	subGES	subGES	GES

* stornia nie podlega ocenie w Zalewie Wiślanym



Rysunek 2.19. Ocena wskaźnika 'Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)' w POM

Wskaźnik wielkości ryb (LFI)

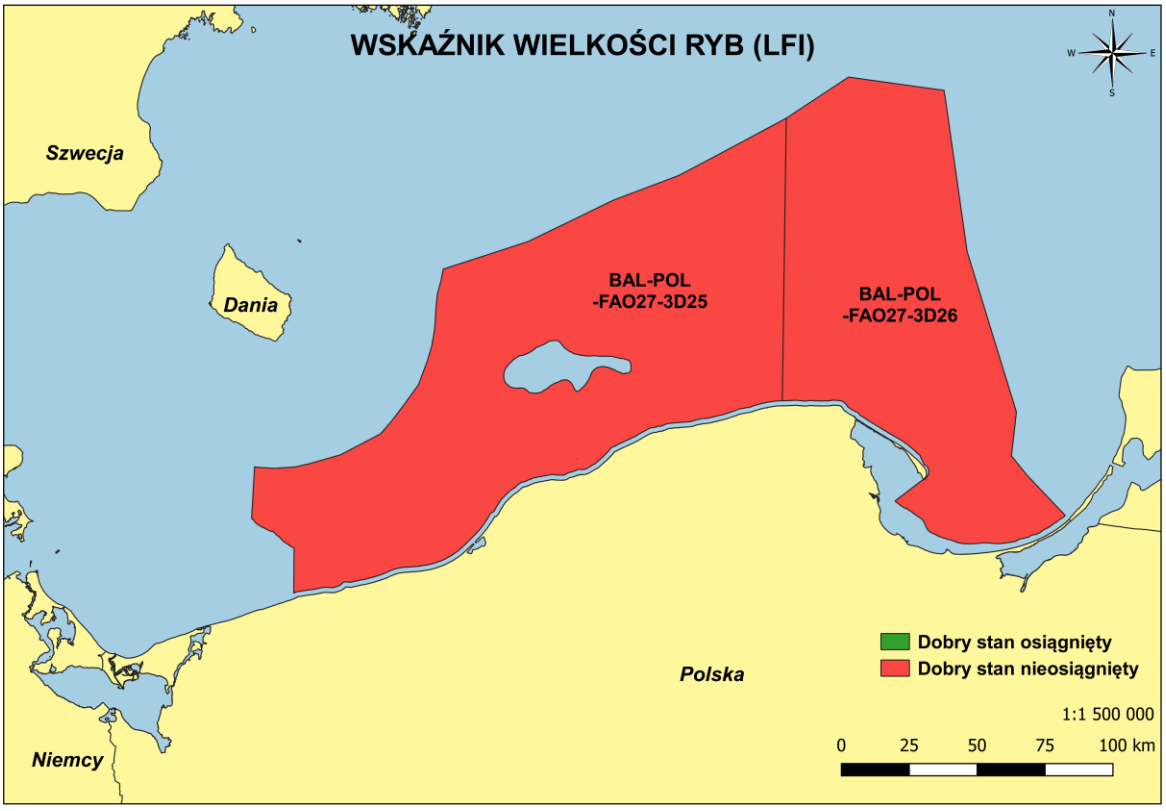
'Wskaźnik wielkości ryb (LFI)' wyraża się w biomasie wybranych gatunków ryb demersalnych osiągających długość powyżej 30 cm. Uwzględnia 5 gatunków ryb: dorsza, witlinka, stornię, gładzicę i skarpia (Psuty i inni, 2012).

W okresie 2016-2021 stan środowiska wód morskich w obszarach obejmujących POM oceniono jako zły - subGES. Oceny dokonano oddzielnie dla podobszaru ICES 26 i 25 (BAL-POL-FAO27-3D25 Polska część obszaru FAO 27.3.D.25 i BAL-POL-FAO27-3D26 Polska część obszaru FAO 27.3.D.26). W obu podobszarach wartość wskaźnika LFI była poniżej wyznaczonych wartości progowych (Tabela 2.14, Rysunek 2.20).

Porównując 2 okresy oceny 2011-2016 oraz 2016-2021, w odniesieniu obszarów obejmujących POM, stwierdzono dalsze pogorszenie stanu środowiska, a co z tego wynika zmniejszenie biomasy dużych ryb na całym badanym obszarze POM. W okresie 2016-2021 odnotowano również zmniejszenie udziału biomasy dużych ryb płaskich w populacji. Wiarygodność oceny stanu środowiska wód otwartych w oparciu o wskaźnik LFI należy uznać za wysoką. Zastrzeżenie można mieć jedynie do przyjętych obecnie wartości progowych pomiędzy dobrym, a złym stanem środowiska. Mają one charakter tymczasowy i mogą ulec zmianie.

Tabela 2.14. Ocena według wskaźnika LFI dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach 2016-2021

Podobszar ICES	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Ocena łączna za okres 2016-2021	Wiarygodność
BAL-POL-FAO27-3D26 Polska część obszaru FAO 27.3.D.26	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	wysoka
BAL-POL-FAO27-3D25 Polska część obszaru FAO 27.3.D.25	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES	wysoka



Rysunek 2.20. Ocena 'Wskaźnika wielkości ryb (LFI)' w POM

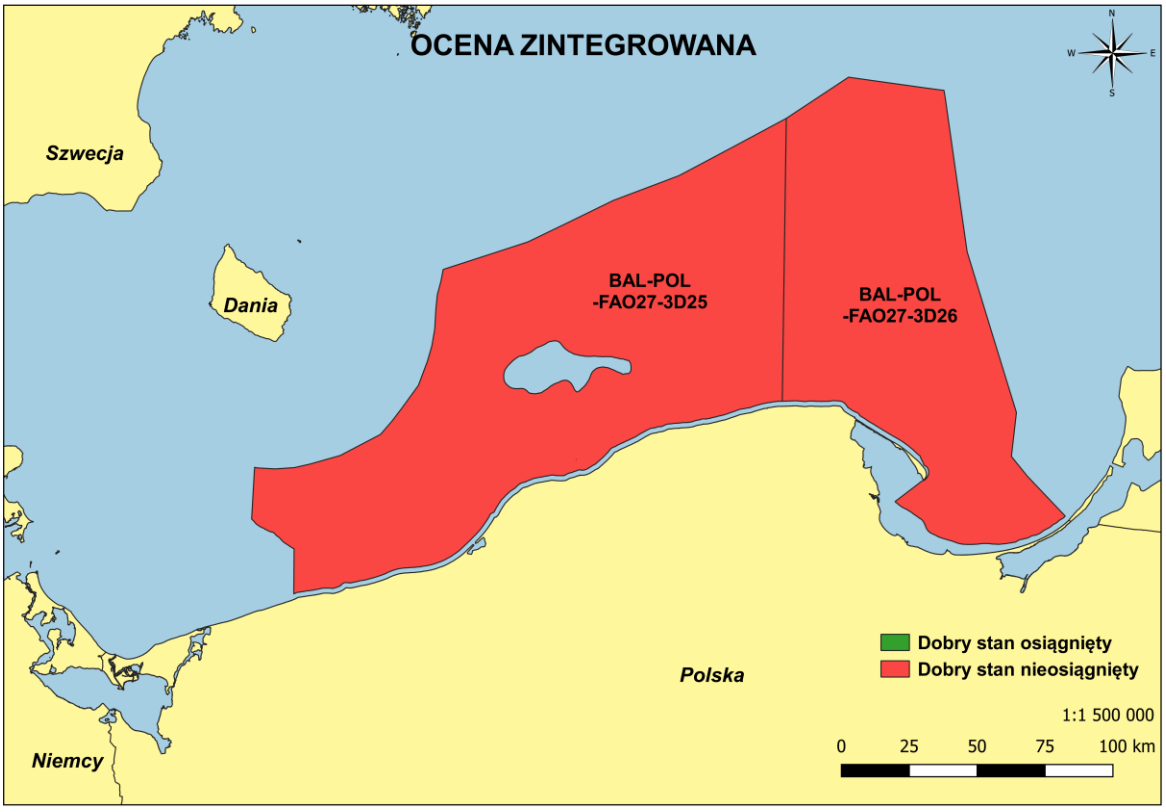
Podsumowanie oceny zintegrowanej

W Tabela 2.15 oraz na Rysunek 2.21 i Rysunek 2.22 zestawiono informacje dotyczące oceny zintegrowanej. Ocenę zintegrowaną stanu środowiska morskiego wykonano w siedmiu podobszarach w strefie przybrzeżnej i dwóch podobszarach w części otwartej POM. Stan środowiska morskiego strefy przybrzeżnej oceniano na podstawie dwóch wskaźników, natomiast strefy otwartej na podstawie jednego. Integracja oceny w ramach D1 Ryby została przeprowadzona na zasadzie OOAO. Ocena zbiorcza stanu środowiska morskiego POM za okres 2016-2021 na podstawie zbiorowisk ichtiofauny wskazuje na brak dobrego stanu środowiska subGES.

Tabela 2.15. Zintegrowana ocena stanu środowiska morskiego w strefie przybrzeżnej i otwartego morza na podstawie D1 dla ryb za lata 2016-2021. Kolor zielony - dobry stan środowiska; czerwony - dobry stan środowiska nie został osiągnięty, biały – brak oceny

	Obszar oceny	D1C2		D1C3	Ocena zbiorcza strefy przybrzeżnej	D1C3	Ocena zbiorcza otwartego morza
		PMFI	Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny	L90		LFI	
Strefa przybrzeżna	L4-POL-025 Ujście Wisły przekop						
	L4-POL-021 Zalew Kamieński						
	L4-POL-022 Zalew Pucki						
	L4-POL-020 Zalew Szczeciński						
	L4-POL-026 Zalew Wiślany						
	L4-POL-024 Zatoka Gdańska Wewnętrzna						
	L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna						
Strefa otwartego	BAL-POL-FAO27-3D25 Polska część obszaru FAO 27.3.D.25						
	BAL-POL-FAO27-3D26 Polska część obszaru FAO 27.3.D.26						

Rysunek 2.21. Ocena zintegrowana ichtiofauny strefy przybrzeżnej w zakresie cechy D1



Rysunek 2.22. Ocena zintegrowana dla ichtiofauny strefy otwartego morza w ramach cechy D1

Cecha D6 – Siedliska bentosowe – Utrzymanie integralności dna morskiego na poziomie zapewniającym ochronę struktury i funkcji ekosystemów bentosowych oraz brak negatywnego wpływu na te ekosystemy

Prezentowana ocena siedlisk bentosowych dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach 3 oceny holistycznej HELCOM HOLAS 3. Nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej wersji przewodnika do oceny art. 8 RDSM (EU 2022), dzięki czemu zachowana jest zgodność metodologii oceny w regionie Morza Bałtyckiego we współpracy Polski (Głównego Inspektora Ochrony Środowiska) z Komisją Helsińską (HELCOM). Ocena siedlisk bentosowych i integralności dna morskiego zachodzi w ramach oceny cech D1 oraz D6 w oparciu o ocenę ogólnych typów siedlisk (BHT, ang. broad habitat types). W zakresie oceny wskaźników stanu (wskaźniki krajowe) wykorzystano dane pochodzące z realizacji Programu Państwowego Monitoringu Środowiska w okresie od 01.01.2016 do 31.12.2021 roku, natomiast w zakresie wskaźników presji – wykorzystano również dane przekazywane przez inne państwa członkowskie (wskaźniki regionalne – HELCOM). Główną różnicą w metodzie oceny siedlisk bentosowych w stosunku do aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego zaraportowanej w 2018 roku jest nie tylko wykonanie oceny dla ogólnych typów siedlisk w morskich jednostkach raportowych (MRU), ale również uwzględnienie presji fizycznych jako mających potencjalnie największy wpływ na stan siedlisk bentosowych.

Zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848 cecha D6 – integralność dna morskiego ze względu na charakteryzujące ją kryteria właściwe jednocześnie do oceny stanu siedlisk bentosowych, jak i presji fizycznych, zaliczana jest do cech stanu i presji. Dla oceny siedlisk bentosowych i integralności dna morskiego w ramach cech D1 oraz D6 wytypowano pięć kryteriów, z których wszystkie mają charakter podstawowy.

Ocena kryteriów D6C1 oraz D6C2 wymaga raportowania dla całości obszaru dna morskiego w POM.

Ocena kryteriów D6C3, D6C4 oraz D6C5, w odniesieniu do wartości progowych, przeprowadzana jest dla:

- ogólnych typów siedlisk (BHT) wymienionych w Tabeli 2 Decyzji Komisji 2017/848;
- innych typów siedlisk (dodatkowych typów siedlisk), które państwa członkowskie mogą wyznaczyć do oceny, np. siedliska z dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG). Inne typy siedlisk oceniane są oddzielnie. Ocena stanu ochrony siedliska jest równoważna z oceną kryterium D6C5.

Zestaw wszystkich kryteriów oceny siedlisk bentosowych wymienionych w Decyzji Komisji 2017/848 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny oraz wybranymi kryteriami zestawiono w Tabela 2.16.

Tabela 2.16. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D6 zgodnie z RDSM

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Straty fizyczne dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C1		Zasięg przestrzenny i rozkład strat fizycznych (trwała zmiana) naturalnego dna morskiego.	Skala oceny: Jak stosowana w przypadku oceny ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cech 1 i 6. Zastosowanie kryteriów: Wyniki oceny kryterium D6C1 (rozkład i oszacowanie rozmiarów strat fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryteriów D6C4 i D7C1.
Fizyczne zakłócenia dna morskiego (w tym obszary w paśmie pływów).	D6C2		Zasięg przestrzenny i rozkład presji fizycznych zakłóceń dna morskiego.	
Ogólne typy siedlisk bentosowych lub	D6C3		Zasięg przestrzenny każdego typu siedliska, na które wywierany jest	

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
inne typy siedlisk, jak stosowane w przypadku cech D1 i D6.			negatywny wpływ poprzez zmianę jego struktury biotycznej i abiotycznej i jej funkcji (np. w formie zmian w składzie gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, rozmiaru struktury gatunków) poprzez fizyczne zakłócenia. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe dla negatywnych skutków zakłóceń fizycznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	Wyniki oceny kryterium D6C2 (rozkład i oszacowanie zakresu presji zakłóceń fizycznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D6C3. Wyniki oceny kryterium D6C3 (oszacowanie zasięgu negatywnych skutków zakłóceń fizycznych na typ siedliska w każdym ocenianym obszarze) wnoszą wkład w ocenę kryterium D6C5.
	D6C4		Zakres utraty typu siedliska wynikający z oddziaływań antropogenicznych nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze. Państwa członkowskie ustalają maksymalny dopuszczalny zakres utraty siedlisk, w stosunku do całkowitego naturalnego zasięgu typu siedliska, poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	Skala oceny: Podrejon regionu lub podregionu odzwierciedlający biogeograficzne różnice w składzie gatunków i ogólnym typie siedliska. Zastosowanie kryteriów: Jedna ocena na typ siedliska, przy zastosowaniu kryteriów D6C4 i D6C5 będzie służyć do oceny zarówno siedlisk bentosowych na podstawie cechy D1, jak i integralności dna morskiego na podstawie cechy D6. Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) dla D6C4 szacunkowy odsetek i zakres utraty na typ siedliska, oraz czy osiągnęło ono zbiór wartości zakresu; b) dla D6C5 szacunkowy odsetek i zakres negatywnych skutków, w tym odsetek utraty w lit. a), na typ siedliska, oraz czy osiągnęło ono zbiór wartości zakresu; c) ogólny stan typu siedliska, z zastosowaniem metody uzgodnionej na szczeblu unijnym na podstawie lit. a) i b), oraz wykaz ogólnych typów siedlisk w ocenianym obszarze, które nie zostały ocenione.
	D6C5		Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk, w tym zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury i jej funkcji (np. jej typowego składu gatunków, a także ich względnej liczebności, braku szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, struktury rozmiarów gatunku), nie przekracza określonego odsetka naturalnego	

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
			zasięgu siedliska w ocenianym obszarze. Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla negatywnych skutków na stan każdego typu siedliska, zapewniając zgodność z powiązanymi wartościami określonymi w cechach D2, D5, D6, D7 i D8 w ramach współpracy na szczeblu unijnym, biorąc pod uwagę specyfikę regionalną lub podregionalną. Państwa członkowskie ustalają maksymalny dopuszczalny zakres tych negatywnych skutków w stosunku do całkowitego naturalnego zasięgu typu siedliska, poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej lub podregionalnej.	

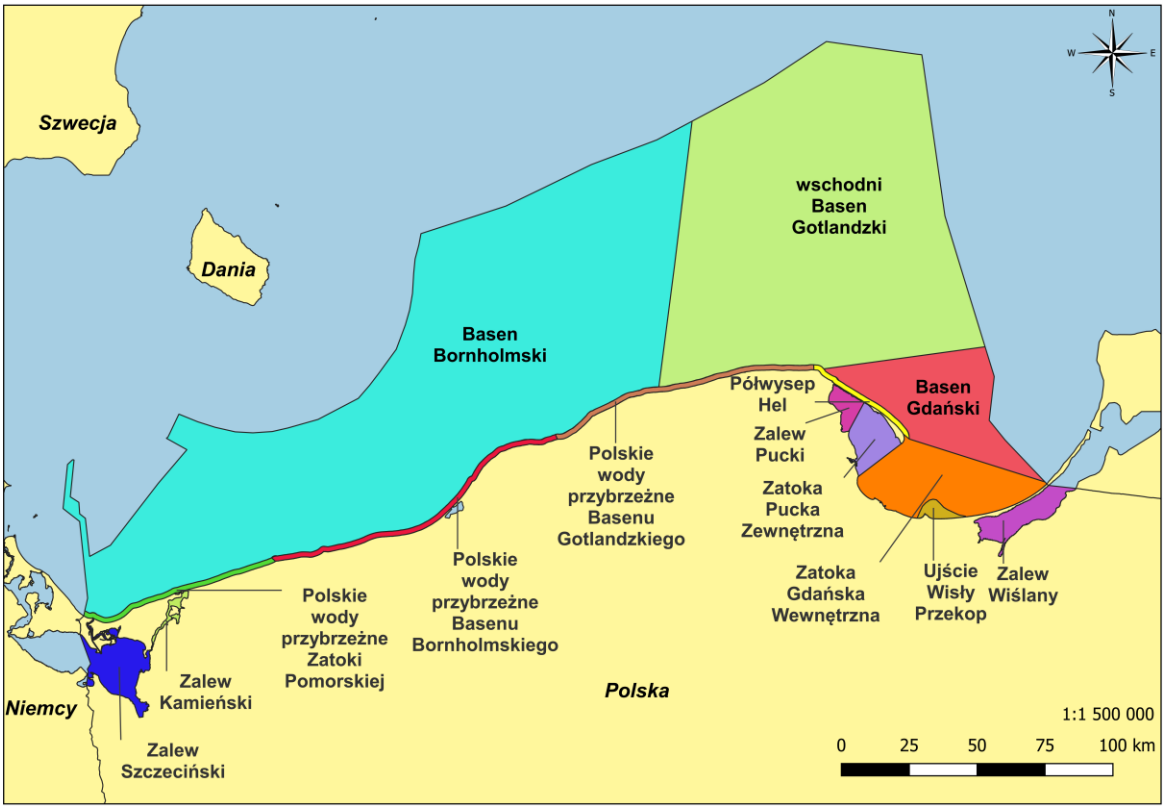
Strata fizyczna dna (oceniana w ramach kryterium D6C1) jest to trwałe pokrywanie naturalnego rodzaju osadów dennych strukturami sztucznymi lub innym materiałem obcym, utrata podłoża biogenicznego, zmiana typu dna na poziomie 2 EUNIS (np. z piasku na muł) lub bardziej szczegółowa zmiana w morfologii lub w osadzie. Trwała zmiana (utrata fizyczna dna) zachodzi, gdy naturalne tempo odbudowy siedliska przekracza 12 lat lub gdy naturalne tempo odbudowy siedliska jest nieznane/nieudokumentowane, ale przewiduje się, że będzie przekraczać 12 lat lub gdy odwrócenie zmiany możliwe jest jedynie na skutek ludzkiej interwencji, np. poprzez przenoszenie traw morskich lub usuwanie sztucznych konstrukcji. Natomiast, abrazja (naruszanie powierzchni dna bez usuwania osadów), usuwanie osadów dennych (transfer osadów z dala od powierzchni dna, np. ekstrakcja, pogłębianie torów nawigacyjnych), składowanie urobku na powierzchni istniejących osadów, skutkują zakłóceniami fizycznymi (D6C2). W ich przypadku dojdzie do samoistnej odbudowy naturalnego siedliska w przypadku usunięcia źródła presji.

Kryterium D6C1 powinno zapewnić wkład w postaci strat fizycznych dna morskiego do oceny kryterium D6C4 (wpływ na ogólne typy siedlisk), natomiast kryterium D6C2 powinno zapewnić wkład w postaci zasięgu fizycznych zakłóceń dna do oceny kryterium D6C3 (wpływ na ogólne typy siedlisk). Następnie, kryteria D6C3 oraz D6C4 powinny zostać wykorzystane w ocenie kryterium D6C5, które uwzględnia również ocenę innych presji (nie fizycznych) i ich wpływu na stan siedlisk bentosowych. Dobry stan środowiska (GES) jest osiągnięty dla danego typu siedliska, gdy kryteria D6C3, D6C4 oraz D6C5 osiągną zakładaną granicę dobrego stanu.

W sytuacji, gdy pełna ocena kryterium D6C5 nie jest możliwa (np. w przypadku braku informacji na temat wskaźników opisujących jakość siedliska), do oceny stanu ogólnego typu siedliska mogą zostać wykorzystane kryteria D6C3 oraz D6C4.

Maksymalna część ogólnego typu siedliska w obszarze oceny, która może zostać pod wpływem negatywnych skutków oddziaływań wraz z utratą siedliska to mniej niż 25% w stosunku do jego naturalnego zasięgu (wyrażonego w km^2). Maksymalna część BHT w obszarze oceny, która może zostać utracona to mniej niż 2% w stosunku do jego naturalnego zasięgu (wyrażonego w km^2) (MSFD Common Implementation Strategy 2023). Zaproponowane powyżej wartości progowe (przestrzenne) w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk nie zostały jednak zatwierdzone na poziomie EU w czasie prac nad HOLAS 3 i nie zostały uwzględnione w ocenie HOLAS 3 ani nie zostały przedstawione w postaci zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych (HELCOM 2023a). Zatem w niniejszej, krajowej ocenie siedlisk bentosowych, wyniki wskaźnika CumI (wpływ presji fizycznych) oraz utrata siedlisk (na podstawie narzędzie SPIA – Spatial Pressure and Impact Assessment), zostały przedstawione jako informacja dodatkowa, wpływająca na stan siedlisk bentosowych.

Ocena siedlisk bentosowych została przeprowadzona na 4. poziomie HELCOM (HELCOM 2013), dla 14 obszarów oceny, tj. dla 11 jednolitych części wód zgodnie z podziałem obowiązującym od 2022 roku oraz dla 3 głębokowodnych basenów otwartego morza (Tabela 2.3). Podział polskiej strefy Bałtyku na krajowe obszary oceny oraz obszary HELCOM przedstawiono na Rysunek 2.23. Wyniki oceny w wodach przejściowych i przybrzeżnych zostały przypisane do wszystkich siedlisk znajdujących się w obszarze danej JCWP. Wyniki oceny w akwenach otwartego morza zostały przypisane do ogólnych typów siedlisk zgodnie z reprezentatywnością stacji monitoringowych, z których dane zostały wykorzystane do wyliczenia poszczególnych wskaźników oceny.



Rysunek 2.23. Obszary oceny siedlisk bentosowych w POM

Ocena wskaźnikowa

Zestaw wskaźników zastosowanych w ocenie siedlisk bentosowych w ocenie krajowej za lata 2016−2021 wraz z przypisaniem do kryteriów oceny oraz źródłem danych przedstawiono w Tabela 2.17.

Tabela 2.17. Wskaźniki zastosowane w ocenie siedlisk bentosowych za lata 2016-2021 w polskiej strefie Bałtyku

Wskaźnik zastosowany w krajowej ocenie siedlisk bentosowych	Kryterium oceny	Skala oceny	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)	D5C8, D6C5	oceniany w skali 4 dla BHT w akwenach otwartego morza oraz dla JCWP przybrzeżnych (CW) oraz przejściowych (TW)	krajowy	Załącznik 14
Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1)	D5C6, D5C7, D6C5		krajowy	Załącznik 12
Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach (ESMIz)	D5C7, D6C5	oceniany w skali 4 dla zalewów	krajowy	Załącznik 13
Wskaźnik skumulowanego wpływu na siedliska bentosowe (CumI)	D6C3, D6C5	oceniany w skali 2 dla BHT w akwenach otwartego morza	regionalny	Załącznik 17
Dług tlenowy	D5C5, D6C5	oceniany w skali 2 dla obszarów otwartego morza poniżej 60 m głębokości (jedynie dla obszarów POM, dla których nie został obliczony wskaźnik B)	regionalny	Załącznik 19

Ocena wskaźnika B

Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego wykonana z zastosowaniem wskaźnika B dla 14 obszarów oceny w POM wykazała, że dwa podakweny otwartego morza, tj. wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski oraz dwa JCWP – Zalew Pucki oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego, charakteryzowały się dobrym stanem środowiska. W pozostałych obszarach oceny w POM stwierdzono stan poniżej dobrego (subGES) (Rysunek 2.24). Wiarygodność oceny siedlisk bentosowych w oparciu o ocenę wskaźnika B jest wysoka dla każdego ocenianego ogólnego typu siedlisk (Załącznik 14).

Rysunek 2.24. Ocena stanu siedlisk bentosowych dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B w obszarach oceny w POM przy uwzględnieniu ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza (kolor niebieski – obszar nieoceniony)

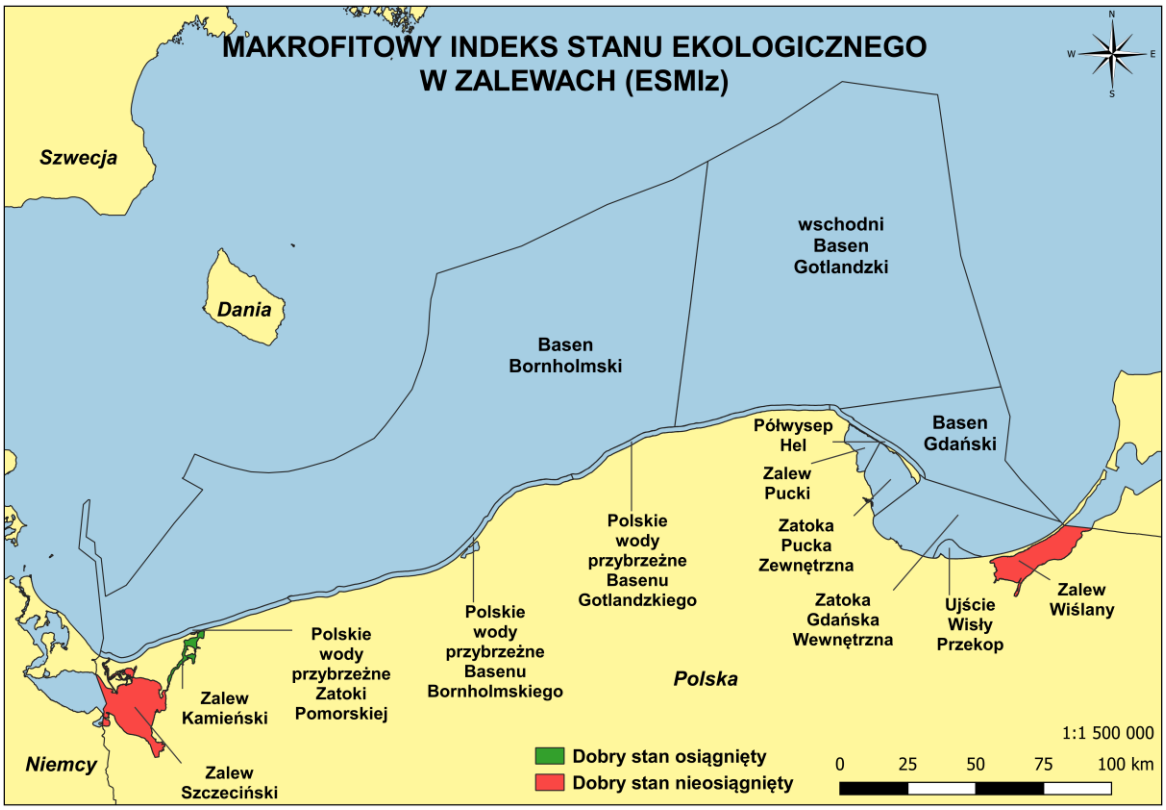
Ocena wskaźnika SM_1

Ocena stanu z zastosowaniem wskaźnika SM_1 wykonana została dla 5 obszarów oceny w POM i wykazała, że dwa podakweny, tj. Basen Bornholmski (głazowisko Ławicy Słupskiej) oraz Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (głazowisko Rowy), charakteryzowały się dobrym stanem środowiska. Od 2018 r. makrofity monitorowane są również na terenie Wolińskiego Parku Narodowego (obszar oceny: Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej). Ich stan określany jest poniżej dobrego – subGES i z uwagi na charakter oraz warunki panujące w tym obszarze, najprawdopodobniej nigdy nie ulegnie poprawie. Ze względu na brak kamienistego podłoża makroglony pobierane są ze sporadycznie występujących kamieni, dodatkowo głębokości stacji sprzyjają jedynie dominacji zielenic w biomasie. Pozostałe dwa akweny, zlokalizowane w Zatoce Puckiej (Zalew Pucki i Zatoka Pucka Zewnętrzna), również osiągnęły stan poniżej dobrego, (Rysunek 2.25). Wiarygodność oceny siedlisk bentosowych w oparciu o ocenę wskaźnika SM_1 jest wysoka dla każdego ocenianego ogólnego typu siedlisk (Załącznik 12).

Rysunek 2.25. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM_1 w POM

Ocena wskaźnika ESMIz

Na Rysunek 2.26 przedstawiono ocenę stanu siedlisk bentosowych na podstawie wartości wskaźnika ESMIz dla wielolecia 20160-2021. Po raz pierwszy ocenę za pomocą wskaźnika ESMIz wykonano w 2016 roku. W 2020 r. w dwóch obszarach oceny badanych JCWP, tj. w Zalewach Szczecińskim i Wiślanym, ocena ESMIz wykazała stan poniżej dobrego – subGES. Natomiast Zalew Kamieński, po uwzględnieniu dodatkowego czynnika jakim jest występowanie ramienic, osiągnął stan dobry – GES, (Rysunek 2.26). Wiarygodność oceny siedlisk bentosowych w oparciu o ocenę wskaźnika ESMIz jest wysoka w każdym ocenianym zalewie (Załącznik 13).

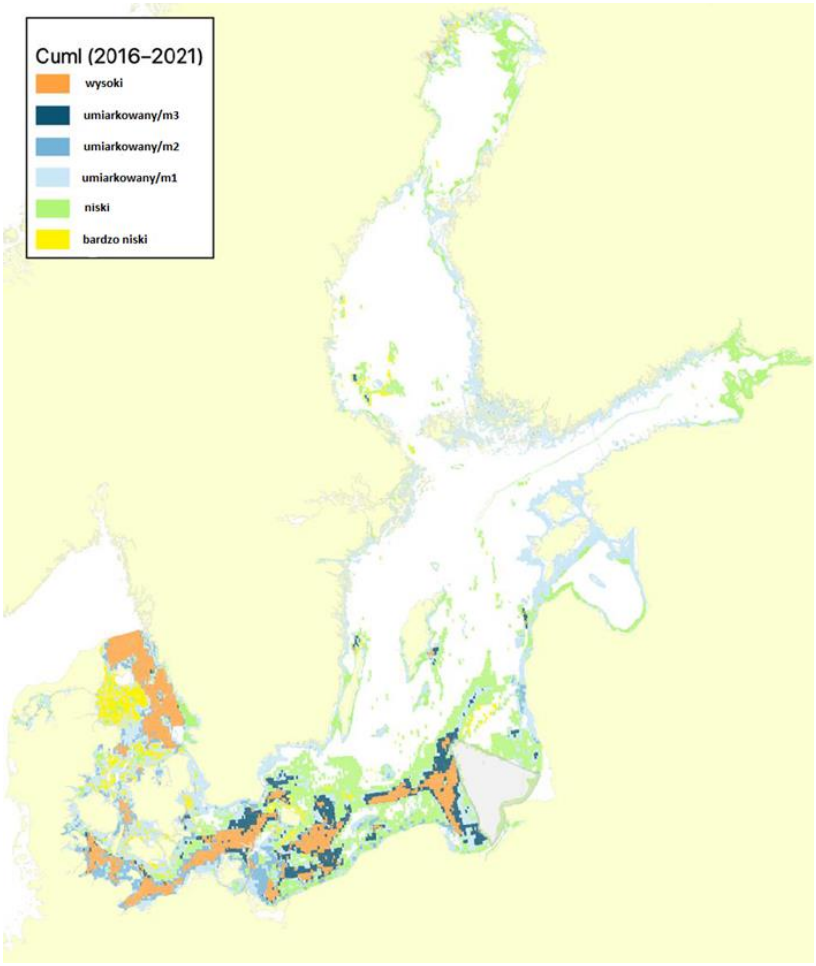


Rysunek 2.26. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika ESMIz w zalewach

Ocena wskaźnika CumI

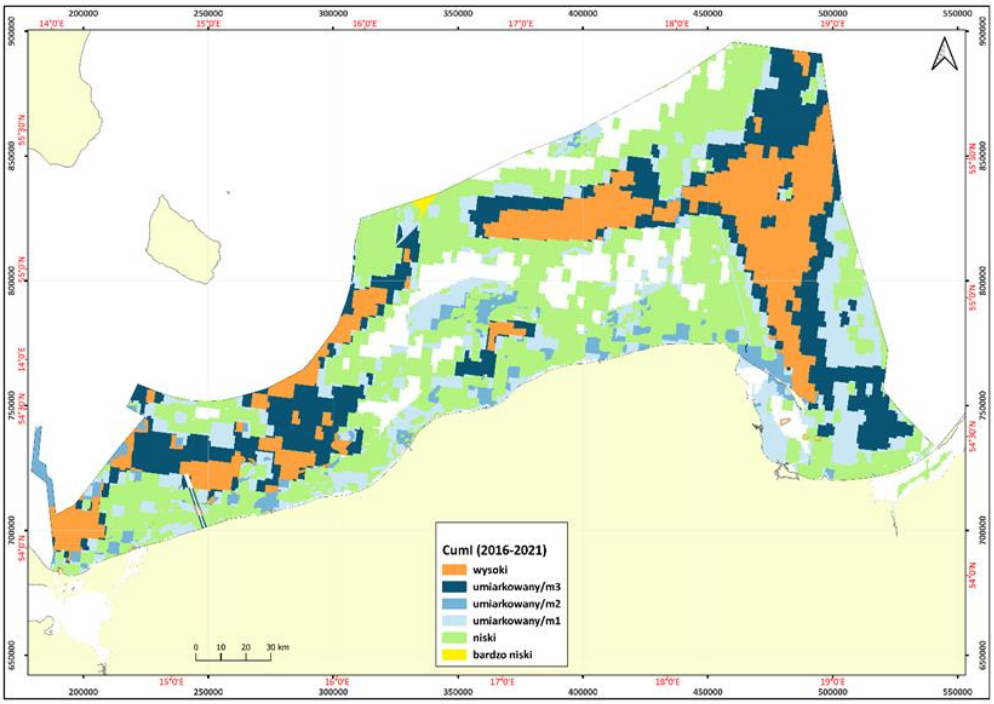
Największy skumulowany wpływ presji fizycznych występuje w południowym Bałtyku (m.in. na obszarze POM), co związane jest przede wszystkim z presją trałowania dennego (Rysunek 2.27). Trałowanie denne powoduje pogorszenie stanu siedlisk bentosowych, przy czym ma szczególnie negatywny wpływ na biotopy zdominowane przez długo żyjącą faunę denną. Wyniki wskaźnika CumI wskazują, że POM znajduje się potencjalnie pod wpływem niskim aż do wysokiego. Umiarkowany i wysoki poziom wpływu występuje przede wszystkim w obszarach głębszych otwartego morza (powyżej 20 m głębokości), co jest w głównej mierze powiązane z działalnością rybacką. Płytsze obszary wód przybrzeżnych znajdują się pod mniejszym wpływem, co wynika w szczególności z braku występowania w tych rejonach połowów komercyjnych narzędziami wleczonymi oraz braku składowania urobku, które są częstsze w obszarach wód głębszych.

W skali całego Morza Bałtyckiego wszystkie 18 ogólne typy siedlisk bentosowych (BHT, ang. *broad habitat types*) wykorzystane w ocenie wskaźnika znajdują się pod potencjalnym wpływem presji fizycznych (Rysunek 2.28). Jednak w przypadku niektórych z BHT, przekroczenie wartości progowej (stan między niskim a umiarkowanym) jest bardzo nieznaczne. Także w przypadku 10 z 18 BHT większość ich obszaru nie podlega wpływom presji fizycznych. W Basenach: Gdańskim, wschodnim Gotlandzkim oraz Bornholmskim najwyższe wartości wskaźnika CumI (wysoki wpływ) dotyczą około 20-40% obszarów siedliska piasków strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu (Załącznik 17).



Rysunek 2.27. Wyniki oceny skumulowanego wpływu presji fizycznych na siedliska bentosowe w rejonie Morza Bałtyckiego w okresie 2016-2021 (kolor szary – obszar należący do obwodu kaliningradzkiego, z którego nie ma danych; kolor biały – brak wpływu)

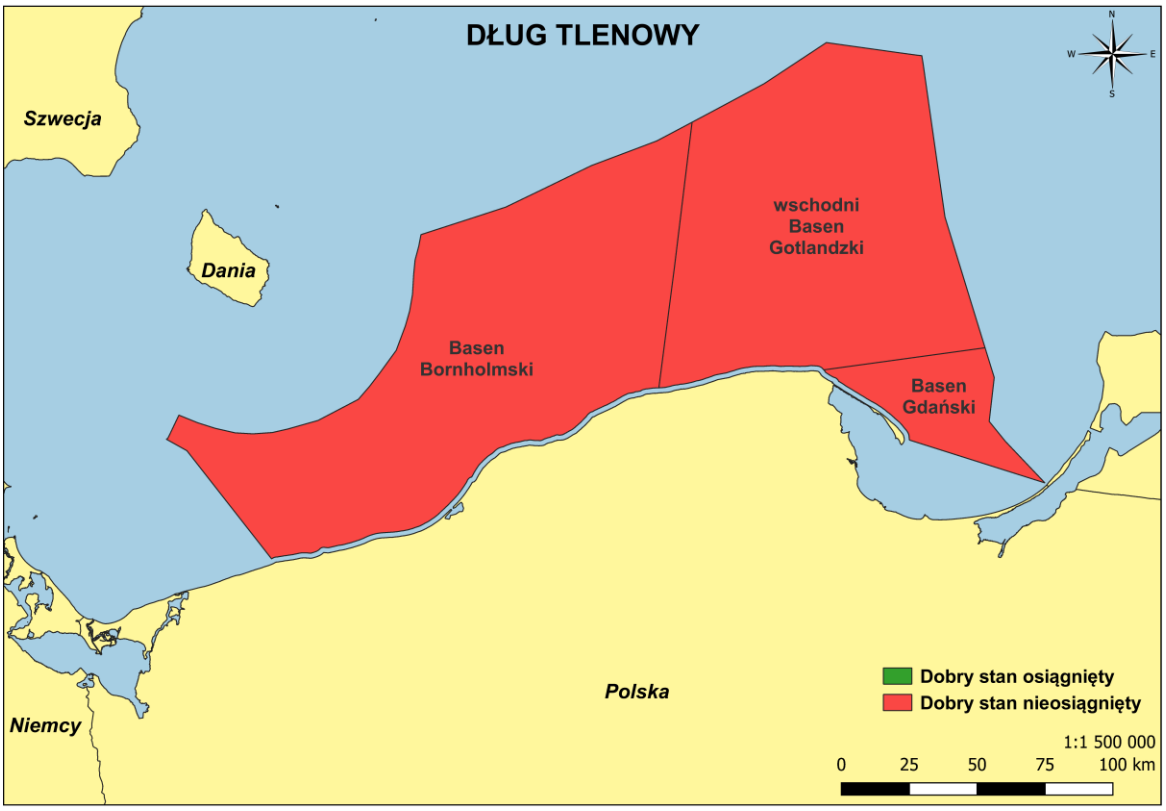
Szczegółową mapę przedstawiającą wyniki skumulowanego wpływu presji fizycznych na siedliska bentosowe w POM w okresie 2016-2021 przedstawiono poniżej (Rysunek 2.28).



Rysunek 2.28. Wyniki oceny skumulowanego wpływu presji fizycznych na siedliska bentosowe w rejonie Morza Bałtyckiego w okresie 2016-2021 (kolor biały – brak wpływu)

Ocena wskaźnika 'Dług tlenowy'

Szczegółowa ocena wskaźnika 'Dług tlenowy' została przedstawiona w Załączniku 19. W żadnym z ocenianych obszarów nie zaobserwowano wartości długu tlenowego, niższych od wartości progowej, co wskazuje na stan poniżej dobrego we wszystkich obszarach oceny (Rysunek 2.29). Poziomy wskaźnika wahały się pomiędzy latami w okresie bieżącej oceny, osiągając nieznacznie większy poziom długu tlenowego w latach 2018 i 2020 i niższy w 2017 i 2019. Dług tlenowy jest bardziej nasilony w Bałtyku Właściwym (Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki) niż w Basenie Bornholmskim. Wiarygodność oceny wskaźnika jest została określona jako wysoka we wszystkich ocenianych obszarach.



Rysunek 2.29. Ocena wskaźnika 'Dług tlenowy' w obszarach otwartego morza

Ocena zintegrowana

W niniejszej ocenie siedlisk bentosowych, składowa oceny stanu jest przedstawiona oddzielnie od składowej presji/wpływu oraz utraty siedliska, tożsamo jak w ocenie HOLAS 3 (HELCOM 2023a). Zatem w ocenie siedlisk bentosowych, wyniki wskaźnika CumI (wpływ presji fizycznych) oraz utrata siedlisk (na podstawie narzędzie SPIA), są przedstawione oddzielnie.

Ocena ogólnych typów siedlisk

Ocena siedlisk bentosowych i integralności dna morskiego w ramach cech D1 oraz D6 przeprowadzana jest dla ogólnych typów siedlisk (BHT) z uwzględnieniem 3 składowych elementów podlegających ocenie:

- składowej oceny stanu;
- składowej oceny presji/wpływu (brak integracji, oddzielne wyniki);
- składowej odnoszącej się do utraty siedliska (brak integracji, oddzielne wyniki).

<u>Wody otwartego morza</u>

W ramach składowej oceny stanu oceniane są:

- wskaźnik stanu – makrozoobentosu B;
- wskaźnik eutrofizacyjny – 'Dług tlenowy'.

W ramach składowej presji/wpływu oceniany jest:

- wskaźnik skumulowanego wpływu na siedliska bentosowe CumI.

Natomiast, osobno przedstawiono informację odnoszącą się do utraty siedlisk, która pochodzi z narzędzia regionalnego HELCOM SPIA.

Zgodnie z zaproponowanym regionalnie sposobem przeprowadzenia oceny siedlisk bentosowych w wodach otwartego morza w procesie zawarto następujące założenia:

1. Podstawowa ocena stanu siedlisk bentosowych wynika z oceny wskaźnika B. W przypadku obszarów głębszych niż 60 m, dla ogólnych typów siedlisk, tam gdzie nie został obliczony wskaźnik B (m.in. obszary siedlisk z rejonu Rynny Słupskiej, stanowiącej istotny z punktu widzenia bioróżnorodności obszar siedlisk w POM), oceniany jest wskaźnik Dług tlenowy. Ze względu na różnice w reprezentatywności przestrzennej, wyniki obu wskaźników nie są ze sobą agregowane.
2. Wyniki wskaźnika stanu makrozoobentosu są reprezentatywne jedynie dla ogólnych typów siedlisk dna miękkiego w obszarach ocen (tj. nie dla obszarów dna twardego-kamienistego).
3. Wyniki oceny wylicza się jako wartości znormalizowane. Do integracji co najmniej dwóch wskaźników w obszarze oceny, należy stosować wartości znormalizowane wskaźników do jednakowej skali (0-1). W celu uzyskania wartości wskaźnika w przedziale od 0 do 1, należy przeprowadzić jego normalizację uwzględniającą wartości minimalne i maksymalne danego wskaźnika oraz uwzględnienie wartości granicznej stosowanej w narzędziu BEAT równej 0,6 (HELCOM 2023a). W przypadku wskaźników stanu wiąże się to z koniecznością zastosowania metody normalizacji zaprezentowanej w tabeli (Tabela 2.18).

Tabela 2.18. Metoda normalizacji wskaźników stanu

Wartość wskaźnika	Normalizacja
jeśli wartość wskaźnika (2016–2021) < wartość progowa	$0{,}6 \times \frac{[\text{wartość wskaźnika } 2016-2021]-[\text{wartość min.}]}{[\text{wartość progowa}-\text{wartość min.}]}$
jeśli wartość wskaźnika (2016–2021) > wartość progowa	$0{,}6+\frac{0{,}4 \times [\text{wartość wskaźnika } 2016-2021]-[\text{wartość progowa}]}{[\text{wartość progowa}-\text{wartość min.}]}$

1. W obszarach, gdzie dla oceny dostępny jest pojedynczy wskaźnik - ocena tego wskaźnika pozostaje jako wynik końcowy.
2. Ocena potencjalnego wpływu presji fizycznych na stan siedlisk bentosowych bazować będzie na wynikach oceny wskaźnika CumI, która z postaci odwzorowań przestrzennych (siatka grid) zostanie zagregowana do poziomu obszarów ocen. Wyniki oceny wskaźnika CumI dostępne są również na poziomie zagregowanych obszarów (poligonów), w przypadku których każdy poligon może reprezentować wybraną część BHT, która znajduje się pod wpływem określonej działalności antropogenicznej. Wskaźnik CumI określa zasięg przestrzenny zakłóceń dna w postaci 6 różnych poziomów wpływu (od bardzo niskiego do wysokiego). Każdy wpływ powyżej niskiego, tj. umiarkowany (m1, m2 oraz m3) oraz wysoki, interpretowany jest jako prowadzący do negatywnych oddziaływań na siedliska bentosowe. Granica pomiędzy wpływem niskim i umiarkowanym określa wartość graniczną określającą negatywny wpływ, ale nie w odniesieniu do GES/subGES w rozumieniu RDSM. Wyniki wskaźnika CumI zostaną podane łącznie jako wartości numeryczne (całkowita powierzchnia wszystkich ogólnych typów siedlisk w danej jednostce oceny będących pod wpływem – od niskiego do wysokiego) w stosunku do całkowitej powierzchni jednostki oceny oraz w odniesieniu do poszczególnych ogólnych typów siedlisk.
3. Dodatkowo, w ocenie siedlisk bentosowych zostaną przedstawione wartości dla utraty siedlisk, w stosunku do obszarów oceny jak i ogólnych typów siedlisk.
4. Zintegrowana ocena siedlisk bentosowych zostanie przedstawiona w formie tabelarycznej oraz graficznej w postaci map, w przypadku składowej stanu - w odniesieniu do wartości

progowych. Przedstawiona informacja zawierać będzie również obszar zakłócony i/lub utracony dla każdego BHT w każdej jednostce oceny. Informacja ta nie będzie się jednak odnosić się do definicji GES w rozumieniu RDSM.

Wody przejściowe i przybrzeżne

W wodach przejściowych i przybrzeżnych do oceny wykorzystuje się wskaźniki zgodne z RDW:

- wskaźnik stanu makrozoobentosu B;
- wskaźnik stanu makrofitów SM_1;
- makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMIz.

W obrębie wód przejściowych i przybrzeżnych oceny wskaźników stanu nie są agregowane, w związku z czym przeprowadza się oddzielną ocenę dla ogólnych typów siedlisk bentosowych dna miękkiego z wykorzystaniem wskaźnika B oraz w jednym przypadku integracji ze wskaźnikiem SM_1 (Zalew Pucki) oraz dla ogólnych typów siedlisk bentosowych dna twardego zlokalizowanych w obszarach głazowiska Ławicy Słupskiej i głazowiska Rowy, a także siedliska bentosowego dna mieszanego (rejon Klifu Orłowskiego oraz Wolińskiego Parku Narodowego) przy użyciu jedynie wskaźnika SM_1.

W ocenie siedlisk bentosowych w wodach przejściowych i przybrzeżnych należy znormalizować wartość wskaźnika B w przypadku wystąpienia integracji z wartością wskaźnika SM_1 zgodnie z metodą zaprezentowaną w tabeli (Tabela 2.18). Jeśli do oceny stanu w danym obszarze oceny wykorzystano co najmniej dwa wskaźniki, wyliczono dla nich wartości znormalizowane i wykonano ich integrację, to wynik takiej zintegrowanej oceny należy sklasyfikować w sposób następujący (Tabela 2.19).

Tabela 2.19. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych – znormalizowany w przypadku integracji wskaźników

Wartość graniczna znormalizowana	Wynik znormalizowany	Status „zintegrowanej oceny bioróżnorodności" – siedliska bentosowe
≥ 0,6	0,6-1,0	dobry – GES
< 0,6	0-0,59	poniżej dobrego – subGES

Ocena stanu siedlisk bentosowych w zalewach: Szczecińskim, Kamieńskim i Wiślanym jest przeprowadzona za pomocą wskaźnika B oraz oddzielnie za pomocą wskaźnika ESMIz bez uwzględnienia integracji między tymi wskaźnikami. Makrofity w zalewach związane są z występującymi tam piaskami infralitoralu, dlatego wskaźnik ESMIz oceniający stan środowiska w zalewach na podstawie makrofitów nie może być zintegrowany ze wskaźnikiem B oceniającym stan dna miękkiego na podstawie makrozoobentosu w tych samych obszarach oceny, który związany jest przede wszystkim z mułami infralitoralu.

Inne typy siedlisk

Ocenę innych typów siedlisk przeprowadzono zgodnie z metodyką waloryzacji stanu siedlisk wskazaną w dyrektywie siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG). Monitorowane siedlisko może znajdować się w stanie właściwym (FV), niezadawalającym (U1) lub złym (U2). Na potrzeby niniejszej oceny RDSM, autorzy opracowania przyjęli, że stan FV=GES, natomiast stan U1 i U2=subGES.

Struktura oceny zintegrowanej

Strukturę zintegrowanej oceny w POM dla siedlisk bentosowych podano w Tabela 2.20.

Tabela 2.20. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021

Obszar oceny		Oceniany element kryterium	Wskaźnik zastosowany w ocenie siedlisk bentosowych	Status wskaźnika	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami (jeśli w obszarze oceny występują 2 wskaźniki)	Ocena wieloletnia
Podział M. Bałtyckiego na akweny - 4. poziom wg HELCOM	**Podakweny w POM**						
wody otwarte	Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski – dno miękkie	BHT na podstawie reprezentatywności stacji monitoringowych	B	krajowy	1	brak integracji	Wynik stanu siedliska na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika w odniesieniu do wartości progowych (GES/subGES)
	Basen Bornholmski – dno twarde	BHT reprezentatywne dla obszaru	SM_1	krajowy	1		
	Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski	BHT położone poniżej 60 m głębokości, ale w obszarach nie objętych monitoringiem makrozoobentosu	Dług tlenowy	regionalny	1		
		Wszystkie BHT w obrębie obszarów oceny	CumI	regionalny	-		Wynik wpływu/presji na siedliska bentosowe bez odniesienia do wartości progowych, ze wskazaniem wartości numerycznych (km^2; %) w stosunku do BHT i/lub obszarów oceny
wody przejściowe i przybrzeżne	7 jednolitych części wód – dno miękkie	Wszystkie BHT dna miękkiego w JCWP	B	krajowy	1	brak integracji	Jeśli ocena niezintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika w odniesieniu do wartości progowych (GES/subGES); Jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji uśrednionej znormalizowanych wartości wskaźników w odniesieniu do wartości progowych (GES/subGES)
	Zalew Pucki – dno miękkie	Wszystkie BHT dna miękkiego w JCWP	SM_1	krajowy	0,5	średnia ważona	
			B	krajowy	0,5		
	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński – dno miękkie	BHT reprezentatywne dla ocenianego obszaru	ESMIz	krajowy	1	brak integracji	
			B	krajowy	1		
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	BHT reprezentatywne dla ocenianego obszaru	SM_1	krajowy	1		
	Zatoka Pucka Zewnętrzna – dno mieszane	BHT reprezentatywne dla ocenianego obszaru	SM_1	krajowy	1		
	Polskie przybrzeżne wody Zatoki Pomorskiej – dno mieszane	BHT reprezentatywne dla ocenianego obszaru	SM_1	krajowy	1		

Ocena zintegrowana za lata 2016-2021

Zintegrowana ocena siedlisk bentosowych została przeprowadzona oddzielenie dla ogólnych typów siedlisk bentosowych i oddzielnie dla innych typów siedlisk z dyrektywy siedliskowej. W części obszaru ocenianego ogólnego typu siedliska, w której występuje również siedlisko z dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG), o ostatecznej ocenie tego obszaru decyduje ocena siedliskowa.

Ogólne typy siedlisk

Zgodnie z przyjętą metodą, ocenę stanu siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2016−2021 przedstawiono w podziale na ogólne typy siedlisk oddzielnie dla wód otwartego morza (Tabela 2.21) i dla jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych (Tabela 2.22). Na ocenę wód otwartego morza składają się wyniki wskaźników krajowych makrozoobentosu B oraz makrofitów SM_1, a także wyniki regionalnego wskaźnika Dług tlenowy oceniane w ramach składowej stanu. Ocena jest uzupełniona o wyniki regionalnego wskaźnika CumI oraz informacje o utracie ogólnych typów siedlisk z narzędzia SPIA. W obrębie wód przejściowych i przybrzeżnych ocena została przeprowadzona w oparciu o wskaźniki makrofitów (SM_1 oraz ESMIz) jedynie dla reprezentatywnych typów siedlisk. W pozostałych przypadkach pozostałych typów siedlisk jako reprezentatywna w danej JCWP jest ocena wskaźnika B.

Tabela 2.21. Wyniki zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w obszarach otwartego morza w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021. Minusy w komórkach oznaczają brak stacji monitoringowej w danym BHT lub nie dotyczy w przypadku wskaźnika 'Dług tlenowy' (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony)

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska (BHT) EUNIS 2021	Kod BHT (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Ocena wskaźnika Dług tlenowy	Wiarygodność	Ocena wskaźnika Cuml (w 6-stopniowej skali wpływu: bardzo niski, niski, umiarkowany m1, umiarkowany m2 umiarkowany m3, wysoki) Wpływ:	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% powierzchni siedliska]	Powierzchnia utraty siedliska [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% powierzchni siedliska]
Basen Gdański	1667,59	muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	783,76	0,33	-	-	wysoka	od niskiego do wysokiego	677,20	86,40	0,00	0,00
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	0,59	-	-	-		umiarkowany/m2	0,59	100,00	0,54	91,53
		muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,43	-	-	0,27		od niskiego do umiarkowanego m1	0,02	4,65	0,00	0,00
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	21,20	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	21,14	99,72	0,00	0,00
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	0,03	-	-	-		niski	0,00	0,00	0,00	0,00
		piaski infralitoralu	MB53	17,02	-	-	-		od niskiego do umiarkowanego m3	294,42	86,11	3,11	18,27
		muły circalitoralu	MC63	497,45	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	460,67	92,61	0,00	0,00
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,41	-	-	-		od umiarkowanego m2 do wysokiego	0,41	100,00	0,00	0,00
		osady mieszane circalitoralu	MD43	4,78	-	-	0,27		brak	brak	brak	brak	brak
		piaski circalitoralu	MC53	341,93	2,64	-	-		od niskiego do wysokiego	294,42	86,11	7,83	2,29
wschodni Basen Gotlandzki	10894,97	osady gruboziarniste strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD33	0,87	-	-	0,27		wysoki	0,51	58,62	0,00	0,00
		muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	2257,05	0,75	-	-		od niskiego do wysokiego	1767,11	78,29	67,75	3,00

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska (BHT) EUNIS 2021	Kod BHT (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Ocena wskaźnika Dług tlenowy	Wiarygodność	Ocena wskaźnika CumI (w 6-stopniowej skali wpływu: bardzo niski, niski, umiarkowany m1, umiarkowany m2 umiarkowany m3, wysoki) Wpływ:	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% powierzchni siedliska]	Powierzchnia utraty siedliska [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% powierzchni siedliska]
		muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,05	-	-	0,27		niski	0,00	0,00	0,00	0,00
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	16,94	-	-	-		od umiarkowanego m1 do umiarkowanego m2	16,38	96,69	0,00	0,00
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	256,21	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	251,05	97,99	10,39	4,06
		piaski infralitoralu	MB53	227,99	3,15	-	-		od niskiego do wysokiego	82,78	36,31	0,00	0,00
		osady mieszane infralitoralu	MB43	4,88	-	-	-		niski	0,00	0,00	0,00	0,00
		muły lub piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53 lub MD63	0,16	-	-	-		od umiarkowanego m3 do wysokiego	0,00	0,00	-0,00	0,00
		muły circalitoralu	MC63	623,78	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	276,78	44,37	41,93	6,72
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	351,94	-	-	0,27		od umiarkowanego m1 do wysokiego	188,95	53,69	0,00	0,00
		osady mieszane circalitoralu	MC43	1488,32	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	165,07	11,09	21,68	1,46
		osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD43	3512,40	3,71	-			od niskiego do wysokiego	2972,16	84,62	215,73	6,14
		piaski circalitoralu	MC53	2154,33	-	-	0,27		od niskiego do wysokiego	292,55	13,58	74,74	3,47
Basen Bornholmski	17784,55	osady gruboziarniste strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD33	7,61	-	-	0,37		umiarkowany m1	5,61	73,72	0,00	0,00
		muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD63	1115,89	0,53	-	-		od niskiego do wysokiego	778,52	69,77	66,11	5,92

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska (BHT) EUNIS 2021	Kod BHT (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Ocena wskaźnika Dług tlenowy	Wiarygodność	Ocena wskaźnika CumI (w 6-stopniowej skali wpływu: bardzo niski, niski, umiarkowany m1, umiarkowany m2 umiarkowany m3, wysoki) Wpływ:	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% powierzchni siedliska]	Powierzchnia utraty siedliska [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% powierzchni siedliska]
		osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	871,73	-	-	-		od umiarkowanego m1 do wysokiego	799,12	91,67	25,24	2,90
		piaski strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD53	215,69	-	-	0,37		od niskiego do wysokiego	98,34	45,59	15,25	7,07
		piaski infralitoralu	MB53	4254,58	3,23	-	-		od niskiego do wysokiego	2147,70	50,48	97,65	2,30
		osady mieszane infralitoralu	MB43	175,91	-	-	-		od niskiego do wysokiego	66,32	37,70	7,47	4,25
		skały circalitoralu	MC13	10,20	-	-	-		umiarkowany m1	0,06	0,59	1,9	18,63
		skały infralitoralu	MB13	158,17	-	0,99	-		od umiarkowanego m1 do umiarkowanego m2	144,17	91,15	13,53	8,55
		muły circalitoralu	MC63	346,22	-	-	0,37		od niskiego do wysokiego	287,27	82,97	22,72	6,56
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	562,58	-	-	0,37		od umiarkowanego m1 do wysokiego	191,03	33,96	12,19	2,17
		osady mieszane circalitoralu	MC43	1101,95	-	-	0,37		od bardzo niskiego do wysokiego	408,29	37,05	52,04	4,72
		osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD43	1445,24	3,58	-			od bardzo niskiego do wysokiego	794,17	54,95	119,24	8,25
		piaski circalitoralu	MC53	4657,96	2,72	-			od niskiego do wysokiego	2092,61	44,93	182,48	3,92

Tabela 2.22. Wyniki zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych wód przejściowych i przybrzeżnych w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021 (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony)

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska EUNIS 2021	Kod (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Zintegrowana ocena między wskaźnikiem B i SM_1	Ocena wskaźnika ESMIz	Wiarygodność	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% obszaru]	Powierzchnia utraty [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% obszaru]
Zalew Wiślany	301,20	muły lub piaski circalitoralu	MC53 lub MC63	0,0003	1,28	-	-	-	wysoka	1,37	0,45	5,06	1,85
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	222,16		-	-	subGES					
		piaski infralitoralu	MB53	51,43		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	0,01		-	-	-					
Zalew Szczeciński	408,29	muły infralitoralu*	MB63	-	1,78	-	-	-		0,00	0,00	11,73	2,87
		piaski infralitoralu*	MB53	-	-	-	-	subGES					
Zalew Kamieński	43,50	muły infralitoralu*	MB63	2,26	-	-	-			0,00	0,00	2,64	6,07
		piaski infralitoralu*	MB53	-	-	-	-	GES					
Zalew Pucki	111,45	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	2,51	0,53**	0,45**	0,49**	-		30,72	27,56	5,73	5,14
		piaski infralitoralu	MB53	107,55				-					
		osady mieszane infralitoralu	MB43	0,70				-					
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,08				-					
		muły infralitoralu	MB63	0,52				-					
Zatoka Pucka Zewnętrzna	286,55	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	2,03	1,80	-	-	-		176,74	61,68	11,8	4,11
		piaski infralitoralu	MB53	90,99		-	-	-					
		osady mieszane infralitoralu	MB43	0,06		-	-	-					
		muły circalitoralu	MC63	119,85		-	-	-					
		muły infralitoralu	MB63	0,24		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	69,04		-	-	-					

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska EUNIS 2021	Kod (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Zintegrowana ocena między wskaźnikiem B i SM_1	Ocena wskaźnika ESMIz	Wiarygodność	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% obszaru]	Powierzchnia utraty [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% obszaru]
		osady mieszane infralitoralu*	MB4	-	-	0,74	-	-					
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	1196,46	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	1,30	1,97	-	-	-		615,77	51,47	48	4,01
		muły lub piaski infralitoralu	MB53 lub MB63	0,03		-	-	-					
		piaski infralitoralu	MB53	100,59		-	-	-					
		muły circalitoralu	MC63	566,16		-	-	-					
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	1,21		-	-	-					
		osady mieszane circalitoralu	MC43	2,84		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	519,60		-	-	-					
Ujście Wisły Przekop	64,80	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	0,33	2,48	-	-	-		19,08	29,44	0,00	0,00
		piaski infralitoralu	MB53	19,09		-	-	-					
		muły circalitoralu	MC63	0,51		-	-	-					
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,13		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	44,46		-	-	-					
Półwysep Hel	81,27	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	1,11	2,87	-	-	-		67,33	82,85	12,77	15,71
		piaski infralitoralu	MB53	49,21		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	29,52		-	-	-					
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	187,66	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	6,98	3,69	-	-	-		86,95	46,33	10,45	5,56
		piaski infralitoralu	MB53	176,35		-	-	-					
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,01		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	0,76		-	-	-					

Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru [km^2]	Ogólny typ siedliska EUNIS 2021	Kod (Evans i in. 2016)	Powierzchnia BHT [km^2]	Ocena wskaźnika B	Ocena wskaźnika SM_1	Zintegrowana ocena między wskaźnikiem B i SM_1	Ocena wskaźnika ESMIz	Wiarygodność	Powierzchnia zakłócona [km^2]	Powierzchnia zakłócona [% obszaru]	Powierzchnia utraty [km^2]	Powierzchnia utraty siedliska [% obszaru]
		skały infralitoralu*	MB1	-	-	0,99	-	-					
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	221,74	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	52,97	2,96	-	-	-		68,08	30,70	22,66	10,21
		piaski infralitoralu	MB53	164,64		-	-	-					
		osady mieszane infralitoralu	MB43	1,84		-	-	-					
		osady gruboziarniste circalitoralu	MC33	0,003		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	0,69		-	-	-					
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	138,83	osady gruboziarniste infralitoralu	MB33	19,35	2,81	-	-	-		67,10	48,33	23,61	17,00
		piaski infralitoralu	MB53	116,58		-	-	-					
		piaski circalitoralu	MC53	0,27		-	-	-					
		osady mieszane infralitoralu*	MB1	-	-	0,35	-	-					

*typ siedliska na podstawie literatury

**wartość znormalizowana wskaźnika

Inne typy siedlisk

Zgodnie z metodyką waloryzacji stanu siedlisk wskazaną w dyrektywie siedliskowej monitorowane siedlisko może znajdować się w stanie właściwym (FV), niezadawalającym (U1) lub złym (U2). Zgodnie z zapisami przewodnika do oceny z art. 8 RDSM (Komisja Europejska 2022) w przypadku oceny innych typów siedlisk rekomendowane jest wykorzystanie stanu ochrony siedliska wynikającego z oceny dyrektywy siedliskowej (Dyrektywa Rady 92/43/EWG). Na potrzeby niniejszej oceny RDSM, autorzy opracowania przyjęli, że stan FV=GES, natomiast stan U1 i U2=subGES.

W tabelach (Tabela 2.23 i Tabela 2.24) zawarto oceny siedlisk Piaszczyste ławice podmorskie (1110) oraz Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy (1170) w POM, a na Rysunek 2.30 przedstawiono zaadaptowanie tej oceny do wymogów oceny siedlisk bentosowych zgodnie z RDSM. W przypadku siedliska 1110 ocena na podstawie badań wykonanych zarówno w roku 2016, jak i 2021 wykazała stan właściwy (FV) (Barańska, Opioła i Kruk-Dowgiałło (red.) 2018, Barańska i in. 2022). Zatem ocena dla wielolecia dla siedliska 1110 na obu stanowiskach osiągnęła stan GES (Tabela 2.23). Siedlisko 1170 również oceniono na podstawie badań przeprowadzonych w roku 2016 (wszystkie stanowiska oceniono na stan właściwy – FV) oraz w 2021 r. (dwa stanowiska oceniono na FV, a stanowisko Klif Orłowski nie było objęte monitoringiem) (ibidem). Na tej podstawie ocena dla wielolecia dla siedliska 1170 na trzech stanowiskach osiągnęła stan GES (Tabela 2.24). Wiarygodność tej oceny ocenioną jako wysoką (Tabela 2.23, Tabela 2.24).

Tabela 2.23. Ocena stanu siedliska Piaszczyste ławice podmorskie (1110) w POM

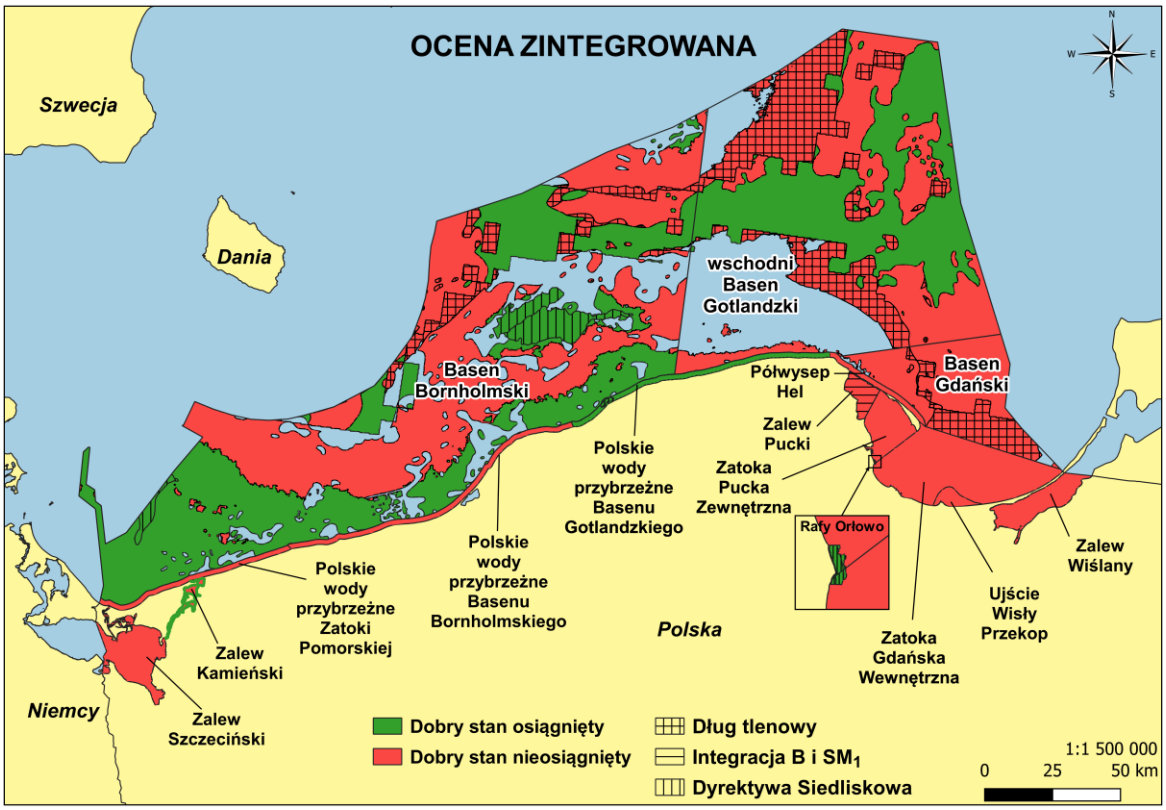
Parametr/wskaźnik		Ocena dla wielolecia 2016–2021				Wiarygodność
		Ławica Odrzana		Ławica Słupska		
		2016	2021	2016	2021	
Powierzchnia		FV	FV	FV	FV	-
Specyficzna struktura i funkcje		FV	FV	FV	FV	-
1.	Gatunki typowe makrozoobentosu	FV	FV	FV	FV	-
2.	Stan osadów dennych	FV	FV	FV	FV	-
Perspektywy ochrony		FV	FV	FV	FV	-
Ocena ogólna zgodnie z DS		**FV**	**FV**	**FV**	**FV**	**-**
Ocena stanu zgodnie z RDSM		**GES**		**GES**		**wysoka**

Tabela 2.24. Ocena stanu siedliska Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy (1170) w POM

Parametr/wskaźnik		Ocena dla wielolecia 2016–2021					Wiarygodność
		Głazowisko Ławicy Słupskiej		Głazowisko Rowy		Rafy Orłowo	
		2016	2021	2016	2021	2016	
Powierzchnia		FV	FV	FV	FV	FV	-
Specyficzna struktura i funkcje		FV	FV	FV	FV	FV	-
1.	Taksony typowe fauny poroślowej i fitofilnej	FV	FV	FV	FV	FV	-
2.	Taksony typowe makroglonów	FV	FV	FV	FV	FV	-
Perspektywy ochrony		FV	FV	FV	FV	FV	-
Ocena ogólna zgodnie z DS		**FV**	**FV**	**FV**	**FV**	**FV**	**-**
Ocena stanu zgodnie z RDSM		**GES**		**GES**		**GES**	**wysoka**

Rysunek 2.30. Ocena stanu siedlisk bentosowych dna miękkiego (siedlisko 1110) i dna twardego (siedlisko 1170) na podstawie oceny stanu ochrony siedlisk (DS) zaadaptowanej do oceny zgodniej z RDSM w obszarach oceny w POM

Przedstawienie oceny stanu siedlisk bentosowych w oparciu o składową oceny stanu w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk wraz z oceną innych typów siedlisk (wynikających z dyrektywy siedliskowej - Dyrektywa Rady 92/43/EWG) w wodach otwartych oraz wodach przejściowych i przybrzeżnych POM zobrazowano na poniższej mapie (Rysunek 2.31).



Rysunek 2.31. Zintegrowana ocena stanu siedlisk bentosowych w oparciu o składową ocen stanu wraz z oceną innych typów siedlisk w POM

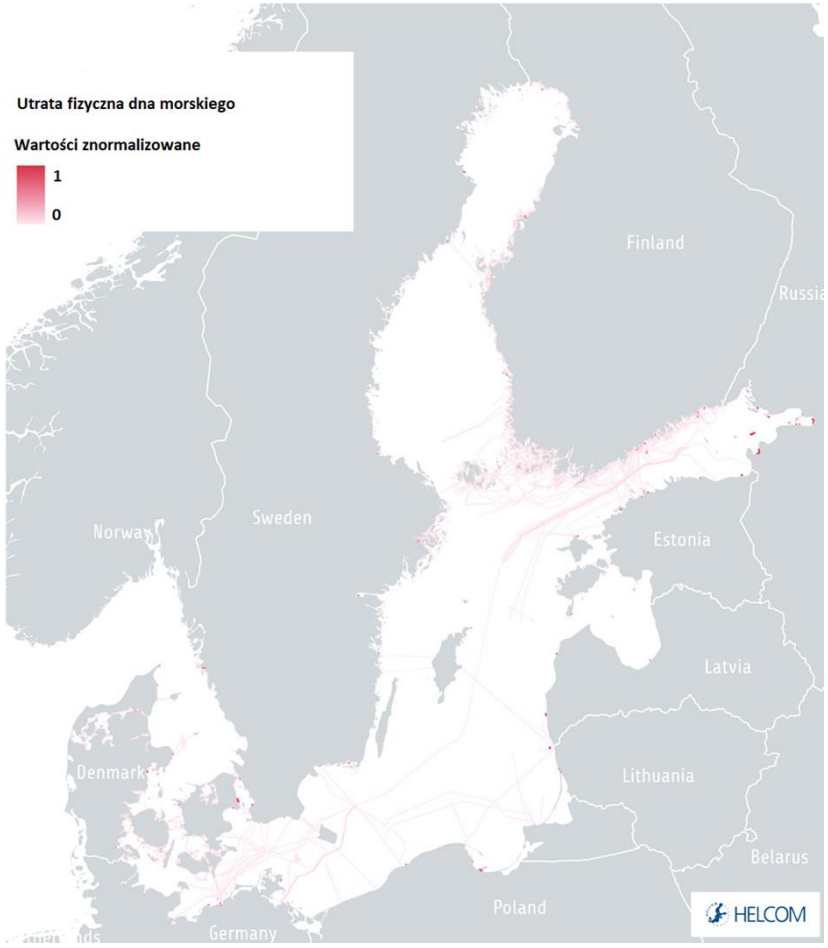
Skumulowany wpływ na siedliska bentosowe

Skumulowany wpływ presji fizycznych na siedliska bentosowe został przedstawiony na Rysunek 2.28. Najwyższy skumulowany wpływ antropogenicznych presji fizycznych w stopniu wysokim i umiarkowanym w POM występuje zwłaszcza w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim w obszarach głębszych otwartego morza (powyżej 20 m głębokości), co jest spowodowane głównie przez trałowanie denne. Płytsze obszary wód przybrzeżnych znajdują się pod mniejszym wpływem, co wynika w szczególności z braku występowania w tych rejonach połowów komercyjnych narzędziami wleczonymi oraz braku składowania urobku, które są częstsze w obszarach wód głębszych. W Basenach: Gdańskim, wschodnim Gotlandzkim oraz Bornholmskim najwyższe wartości wskaźnika CumI (wysoki wpływ) dotyczą około 20-40% obszarów siedliska piasków strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu. Lokalnie, na przybrzeżnych torach wodnych do portów (Zatoka Pomorska, Basen Gdański), transport morski wywiera negatywny wpływ na osady dna morskiego. Natomiast presja wynikająca z ochrony brzegów morskich jest ograniczona jedynie do bardzo wąskich odcinków lub punktów wybrzeża i występuje w całym regionie Morza Bałtyckiego.

Utrata siedlisk

Informacja o utracie siedlisk dla POM została opracowana na podstawie raportu HELCOM Thematic assessment of spatial distribution of pressure and impacts 2016-2021 (HELCOM 2023c). Rysunek 2.32 przedstawia utratę siedlisk w znormalizowanych jednostkach pomiędzy 0 a 1, w oparciu o narzędzie SPIA, biorąc pod uwagę następujące działalności antropogeniczne:

- mosty i inne konstrukcje;
- kable;
- struktury ochrony brzegów morskich oraz przeciwpowodziowe;
- połowy narzędziami wleczonymi;
- porty morskie;
- ekstrakcja piasków i żwiru;
- akwakultura;
- składowanie osadów;
- porty jachtowe;
- platformy wiertnicze;
- gazociągi;
- modyfikacje cieków wodnych;
- morskie farmy wiatrowe.



Rysunek 2.32. Warstwy presji (czerwony kolor) z narzędzie SPIA wskazujące obszary utraty siedlisk w Morzu Bałtyckim

Cecha D1 – Siedliska pelagiczne – Utrzymanie różnorodności biologicznej; jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego

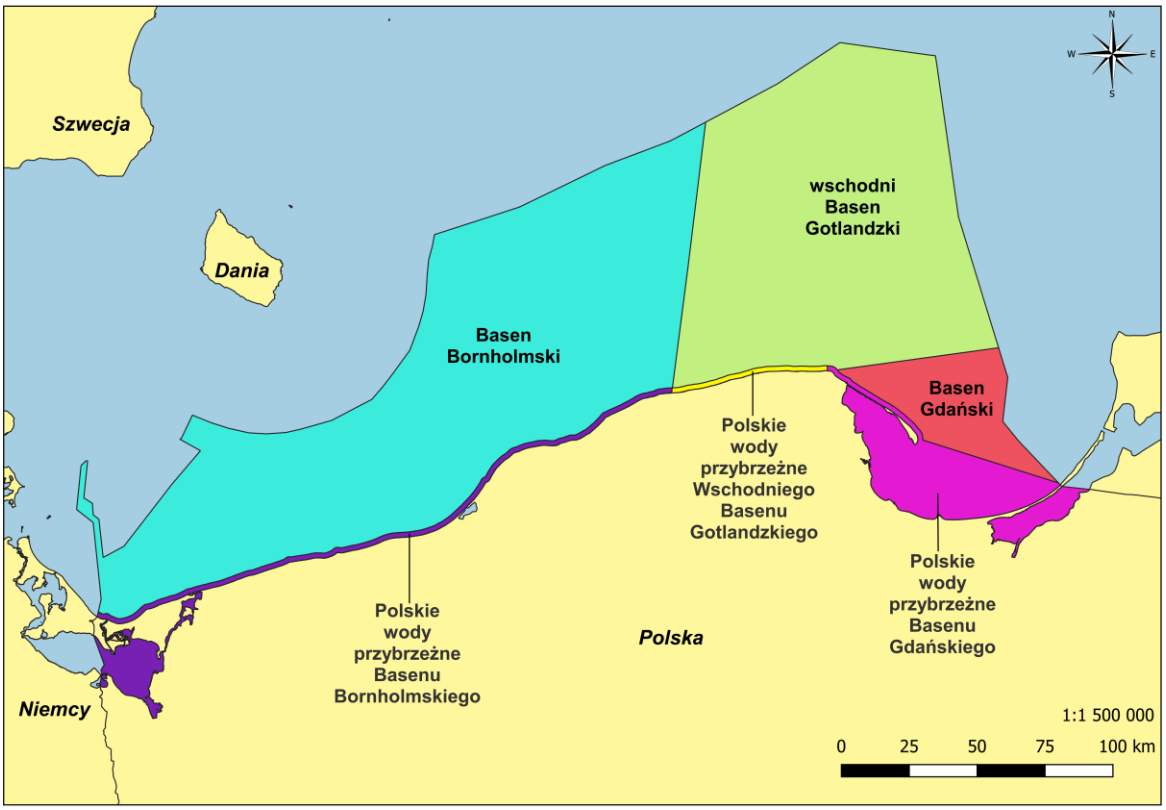
Zintegrowana ocena siedlisk pelagicznych w zakresie cechy D1 wykonywana jest dla kryterium D1C6. Ocena ta jest przeprowadzana na szczeblu regionalnym, a niniejszy raport prezentuje metodykę integracji oraz wyniki oceny w obszarach POM.

Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 oraz ustaleniami regionalnymi w ramach kryterium D1C6 elementami oceny są ogólne typy siedlisk pelagicznych a ocenę stanu siedlisk pelagicznych dla cechy D1 przeprowadza się dla jednego kryterium podstawowego (D1C6) (Tabela 2.25).

Tabela 2.25. Kryteria oceny siedlisk pelagicznych

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Ogólne typy siedlisk pelagicznych (zmienne zasolenie, przybrzeżne, szelfowe i oceaniczne/poza szelfem), jeżeli występuje w regionie lub podregionie i inne typy siedlisk określone w akapicie drugim. Państwa członkowskie mogą wybrać w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej dodatkowe typy siedlisk zgodnie z kryteriami określonymi w „specyfikacjach dotyczących wyboru gatunków i siedlisk”.	D1C6		Stan typu siedliska, w tym jego struktura biotyczna i abiotyczna oraz jej funkcje (np. jej typowy skład gatunków, a także ich względna liczebność, brak szczególnie delikatnych lub wrażliwych gatunków lub gatunków zapewniających kluczową funkcję, rozmiar struktury gatunków) nie odniósł szkody z powodu oddziaływań antropogenicznych. Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla określenia stanu każdego typu siedliska, zapewniając zgodność z powiązanymi wartościami określonymi we cechach D2, D5 i D8 w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	Skala oceny: Podrejon regionu lub podregionu, jak stosowany w przypadku ocen ogólnych siedlisk bentosowych, odzwierciedlający biogeograficzne różnice w składzie gatunków i typie siedliska. Zastosowanie kryteriów: Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) szacunkowy odsetek i zakres każdego typu ocenionych siedlisk, które osiągnęły określoną wartość progową; b) wykaz ogólnych typów siedlisk na ocenianym obszarze, które nie zostały ocenione.

Ocena siedlisk pelagicznych została przeprowadzona na poziomie L3 HELCOM (HELCOM 2013). W obszarze POM wiąże się to z oceną 3 akwenów otwartego morza, oraz 3 zagregowanych obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych (Rysunek 2.33).



Rysunek 2.33. Obszary oceny siedlisk pelagicznych w POM

Zgodnie z ustaleniami regionalnymi aktualizacja oceny przeprowadzana jest dla okresu 2016-2021.

Do oceny siedlisk pelagicznych w ramach cechy D1 stosuje się kryterium D1C6, w ramach którego oceniane są trzy wskaźniki: 'Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)', 'Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu' i 'Indeks zakwitów sinic (CyaBl)' (Tabela 2.2).

Metoda oceny stanu

Ocena stanu siedlisk pelagicznych przeprowadzana jest na podstawie 3 wskaźników należących do składowej oceny stanu/bioróżnorodności: Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS), Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu i Indeks zakwitów sinic (CyaBl) (Tabela 2.26). Poza tym, do pomocy w interpretacji, na podstawie 2 wskaźników: 'Chlorofil a' i 'Przezroczystość wody morskiej' obliczana jest składowa presji eutrofizacyjnej.

Tabela 2.26 Wskaźniki zastosowane w ocenie siedlisk pelagicznych w POM

Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)	D4C3 D1C6	L2-SEA-007-POL Basen Bornholmski z wodami przybrzeżnymi, L2-SEA-008-POL Basen Gdański z wodami przybrzeżnymi, L2-SEA-009-POL wschodni Basen Gotlandzki z wodami przybrzeżnymi	Regionalny	Załącznik 10
Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu	D4C1 D1C6 D5C3	L3-SEA-007-POL Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych, L3-SEA-008-POL Basen Gdański bez wód przybrzeżnych,	Regionalny	Załącznik 11

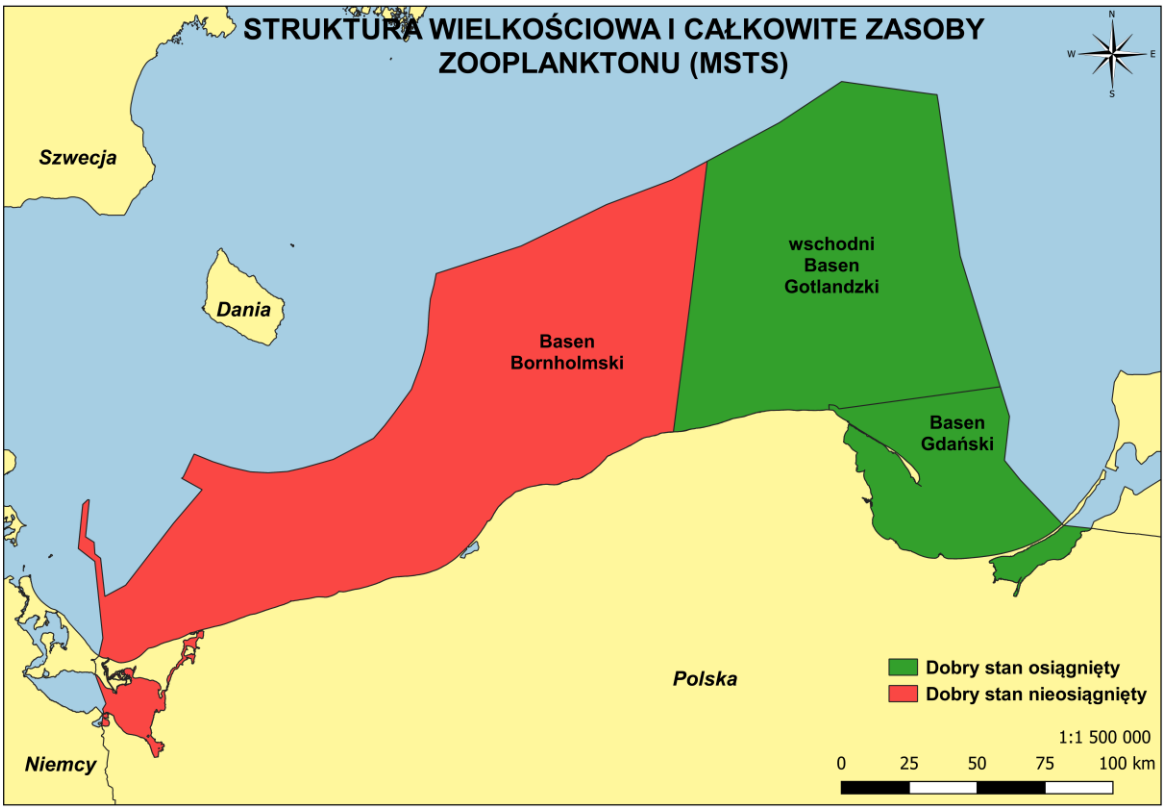
Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy - numer załącznika
		L3-SEA-009-POL wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych, L3-22-POL polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego, L3-24-POL polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, L3-26-POL polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego		
Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	D1C6 D5C3	L3-SEA-007A-PL Basen Bornholmski z wyłączeniem Zatoki Pomorskiej I strefy przybrzeżnej, L4-SEA-007B-POL Zatoka Pomorska z wyłączeniem strefy przybrzeżnej, L3-SEA-008-POL Basen Gdański bez wód przybrzeżnych, L3-SEA-009-POL wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych	Regionalny	Załącznik 18

Szczegółowe informacje dotyczące poszczególnych wskaźników zamieszczono w raportach wskaźnikowych (Załącznik 10, 11, 18).

Wskaźnik struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)

Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS) jest wskaźnikiem oceniającym stan struktury organizmów zooplanktonowych. Wskaźnik ten uwzględnia średnią wielkość organizmów zooplanktonowych (*mean size – MS*) oraz całkowitą liczebność lub biomasę (*Total Stock – TS*). Celem jest ocena struktury pelagicznej sieci troficznej, ze szczególnym uwzględnieniem niższych poziomów troficznych. MSTS testuje osiągnięcie wartości progowych uwzględniając równocześnie oba parametry.

Na potrzeby zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych wykorzystana została ocena tego wskaźnika przeprowadzona na poziomie regionalnym w ramach HOLAS 3. W przypadku POM stan dobry, spełnienie obu kryteriów, został osiągnięty dla dwóch obszarów oceny: Basenu Gdańskiego z wodami przybrzeżnymi i wschodniego Basenu Gotlandzkiego z wodami przybrzeżnymi. Jedynie ocena dla Basenu Bornholmskiego z wodami przybrzeżnymi wskazuje na stan poniżej dobrego (Rysunek 2.34).



Rysunek 2.34. Ocena wskaźnika 'Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)'

Wskaźnik sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu

Wskaźnik ten ocenia stan środowiska na podstawie odstępstw sukcesji dominujących grup w zespole fitoplanktonowym od struktury sukcesji ustalonej dla okresu referencyjnego. Naturalna sukcesja dominujących grup funkcyjnych w cyklu sezonowym wskazuje na zdrową strukturę zespołów fitoplanktonowych. Natomiast wystąpienie odchyleń, takich jak zbyt wysoka lub niska biomasa, czy brak lub pojawienie się niektórych grup dominujących w nietypowych porach roku, mogą świadczyć o pogorszeniu się stanu środowiska.

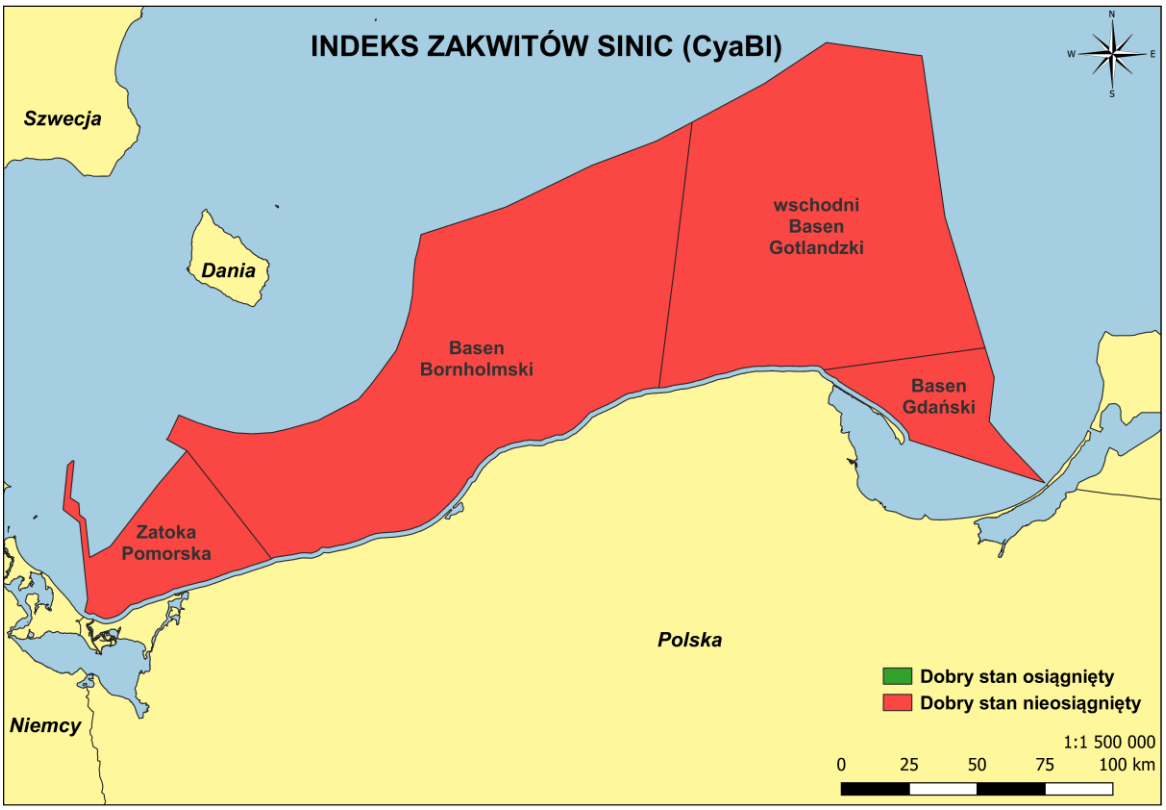
Ocena tego wskaźnika została przeprowadzona na poziomie regionalnym w ramach HOLAS 3. W przypadku POM jedynie dla Basenu Gdańskiego bez wód przybrzeżnych osiągnięty został stan dobry, w przypadku pozostałych trzech ocenianych obszarów stan jest poniżej dobrego. Natomiast w dwóch pozostałych obszarach przybrzeżnych ze względu na brak wyznaczonych wartości progowych ocena nie została przeprowadzona (Rysunek 2.35).

Rysunek 2.35. Ocena wskaźnika 'Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu'

Wskaźnik indeks zakwitów sinic (CyaBI)

Indeks zakwitów sinic (CyaBI) jest wskaźnikiem oceniającym wzrost zakwitów sinic reagującym negatywnie na wzrost eutrofizacji, tj. jego niskie wartości wskazują na zwiększoną eutrofizację. Wskaźnik opiera się na dwóch parametrach: powierzchniowej akumulacji sinic (CSA) oraz biomasie sinic. Znormalizowana wartość progowa jest ustalana dla każdego parametru dla każdej jednostki oceny, następnie są one uśredniane aby otrzymać ogólną wartość progową. Jeżeli któryś z parametrów nie ma zastosowania lub nie jest dostępny dla określonej jednostki oceny, wówczas ogólna wartość progowa wyznaczana jest tylko z jednego parametru. Wskaźnik wskazuje na stan dobry gdy jego znormalizowane wartości są wyższe niż wartości progowej. Przy czym wartości progowe nie zostały jeszcze ostatecznie uzgodnione w ramach HELCOM.

Ocena tego wskaźnika została przeprowadzona na poziomie regionalnym w ramach HOLAS 3. W przypadku POM w żadnym z obszarów oceny nie został osiągnięty stan dobry (Rysunek 2.36).

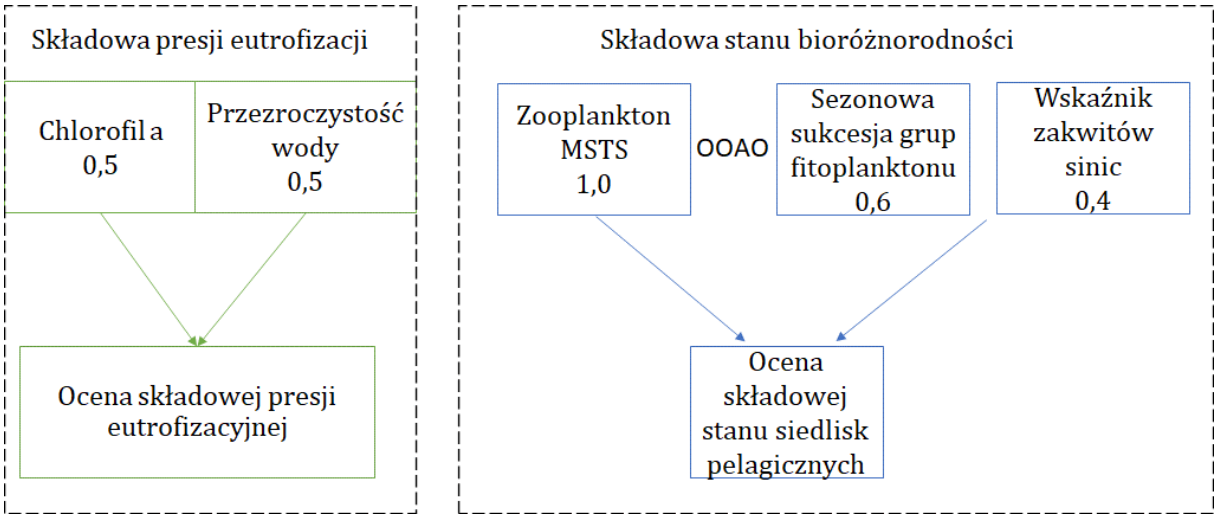


Rysunek 2.36. Ocena wskaźnika 'Indeks zakwitów sinic (CyaBI)'

Ocena zintegrowana

Metodyka oceny została opracowana na szczeblu regionalnym (HOLAS 3). Ocenę siedlisk pelagicznych przeprowadza się dla dwóch elementów składowych: oceny stanu/bioróżnorodności, oraz presji eutrofizacyjnej (Rysunek 2.37). W ramach składowej stanu oceniane są wskaźnik zooplanktonu: 'Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)', oraz wskaźniki fitoplanktonu: 'Sezonowa sukcesja grup fitoplanktonu' oraz 'Indeks zakwitów sinic (CyaBI)'. Natomiast w ramach składowej presji wykorzystywane są wskaźniki eutrofizacyjne: 'Chlorofil a' oraz 'Przezroczystość wody morskiej'.

Wyniki oceny obu składowych uwzględniane są w taki sposób, iż składowa presji eutrofizacyjnej stanowi element interpretacyjny wyników oceny zintegrowanej składowej stanu/bioróżnorodności.



Rysunek 2.37. Schemat przeprowadzenia zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w narzędziu HELCOM BEAT przedstawiający integrowane składowe oraz współczynniki wagowe przypisane stosowanym wskaźnikom (liczby w ramkach) w zintegrowanej ocenie siedlisk pelagicznych przeprowadzanej w ramach HOLAS 3

Integracja wskaźników bioróżnorodności/stanu

Ocena fitoplanktonu przeprowadzana jest na podstawie dwóch wstępnych wskaźników regionalnych HELCOM: 'Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu' oraz 'Indeks zakwitów sinic (CyaBI)'. Integracja obu wymienionych wskaźników została przeprowadzona z zastosowaniem średniej ważonej, biorąc pod uwagę, iż wskaźnik CyaBI jest w głównej mierze wskaźnikiem stosowanym w ocenie eutrofizacji jego waga została obniżona.

Stan zooplanktonu oceniany jest na podstawie podstawowego wskaźnika HELCOM – 'Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)'. Ponieważ zarówno fitoplankton jak i zooplankton są istotnymi elementami składowymi zdrowego siedliska pelagicznego i jedna grupa organizmów nie może zastąpić drugiej, wartości wskaźników fitoplanktonu i zooplanktonu nie są uśredniane. Zabieg ten podyktowany jest również przesłanką, iż uśrednianie wyników wskaźników fitoplanktonu i zooplanktonu mogłoby umożliwiać kompensację stanu subGES jednej z grup stanem GES innej grupy, co w przypadku tych elementów ekosystemu nie jest wskazane. W związku z powyższym w ramach zintegrowanej oceny składowej bioróżnorodności siedlisk pelagicznych stosuje się integrację wskaźnika MSTS ze wskaźnikami fitoplanktonu na zasadzie OOAO (One Out All Out), zgodnie z którą o ostatecznej klasyfikacji oceny zintegrowanej decyduje ocena komponentu w najgorszym stanie. Podejście takie jest spójne ze stosowanym w ramach RDW do oceny biologicznych elementów jakości.

Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych jest przeprowadzana na poziomie L3 HELCOM tj. zgodnie ze Strategią Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013), co wiąże się z koniecznością przetransponowania wyników wskaźników MSTS oraz CyaBI z poziomu 2 na poziom 3. Integracja wskaźników została przeprowadzona z zastosowaniem narzędzia BEAT. Ocena wskaźników MSTS oraz CyaBI nie została przeniesiona na obszar wód przybrzeżnych, gdyż wymienione wskaźniki są reprezentatywne dla obszarów otwartego morza. W związku z tym w wodach przybrzeżnych nie jest oceniany stan zooplanktonu a stan fitoplanktonu bazuje jedynie na wskaźniku 'Sezonowa sukcesja grup fitoplanktonu' (Tabela 2.27).

Tabela 2.27. Struktura zintegrowanej oceny wskaźników składowej stanu/bioróżnorodności w ramach zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w latach 2016-2021

Obszar oceny w POM	Wskaźnik	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami	Ocena końcowa stanu siedlisk pelagicznych
Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych, Basen Gdański bez wód przybrzeżnych, wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych	Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)	1,0	-	OOAO pomiędzy wskaźnikami fitoplanktonu i zooplanktonu (najniższy wynik decyduje o ocenie końcowej)
	Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu	0,6	średnia ważona	
	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	0,4		
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego, polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu	1	-	wynik na podstawie klasyfikacji wskaźnika w obszarze oceny

Składowa presji eutrofizacyjnej

Ze względu na to, że wskaźniki 'Chlorofil a' oraz 'Przezroczystość wody morskiej (Secchi)' są typowymi wskaźnikami eutrofizacji, a ich ocena nie jest łączona z oceną składowej bioróżnorodności ich szczegółowy opis znajduje się w rozdziale poświęconym opisowi cech D5. Włączenie informacji związanej z presją eutrofizacji pozwala na uwzględnienie zapisów Decyzji Komisji 2017/848 odnoszących się do oceny cechy D5, które mówią, iż „wyniki tych ocen wnoszą również wkład w oceny siedlisk gatunków pelagicznych w ramach cechy 1 w następujący sposób: rozkład i szacunkowy zasięg obszaru (jako odsetek (%)), który podlega eutrofizacji w słupie wody (co wskazuje, czy progi wartości dla kryteriów D5C2, D5C3 i D5C4, kiedy są one stosowane, zostały osiągnięte)."

Ocena zintegrowana za lata 2016-2021

Zintegrowana ocena siedlisk pelagicznych została przeprowadzona na szczeblu regionalnym w ramach HOLAS 3. W przypadku obszarów POM w żadnym z czterech ocenianych akwenów nie został osiągnięty stan dobry, w dwóch obszarach nie przeprowadzono oceny ze względu na brak wartości wskaźników (Tabela 2.28, Rysunek 2.38).

Tabela 2.28. Wyniki oceny wskaźników oraz oceny zintegrowanej siedlisk pelagicznych w latach 2016-2021 w POM (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony)

Obszary oceny w POM	KOD MRU	Zooplankton	Fitoplankton		Zintegrowana ocena stanu	Wiarygodność zintegrowanej oceny stanu
		MSTS	Sezonowa sukcesja grup fitoplanktonu	CyaBI		
Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych	L3-SEA-007-POL					średnia
Basen Gdański bez wód przybrzeżnych	L3-SEA-008-POL					średnia
wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych	L3-SEA-009-POL					wysoka
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	L3-24-POL	Brak oceny		Brak oceny		wysoka

Obszary oceny w POM	KOD MRU	Zooplankton	Fitoplankton		Zintegrowana ocena stanu	Wiarygodność zintegrowanej oceny stanu
		MSTS	Sezonowa sukcesja grup fitoplanktonu	CyaBI		
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	L3-22-POL	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	L3-26-POL	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny	Brak oceny

Rysunek 2.38. Zintegrowana ocena siedlisk pelagicznych w POM

Ocena wiarygodności dla zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych została przeprowadzona na szczeblu regionalnym w ramach HOLAS 3. W przypadku obszarów POM dla dwóch ocenianych akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego bez wód przybrzeżnych i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena wiarygodności była na poziomie wysokim. Natomiast dla dwóch pozostałych: Basenu Bornholmskiego bez wód przybrzeżnych i Basenu Gdańskiego bez wód przybrzeżnych wiarygodność została oceniona na poziom średni (Tabela 2.28).

Cecha D4 – Występowanie elementów morskiego łańcucha pokarmowego w ilościach i zróżnicowaniu na poziomie zapewniającym różnorodność gatunków i utrzymanie ich pełnej zdolności reprodukcyjnej

Zestaw wszystkich kryteriów oceny cechy D4 wymienionych w Decyzji Komisji 2017/848 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny oraz kryteriami oceny zestawiono w poniższej tabeli (Tabela 2.29).

Tabela 2.29. Zestaw kryteriów oceny cechy D4

Elementy kryteriów	**Kryterium podstawowe**	**Kryterium drugorzędne**	**Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848**	**Standardy metodologiczne**
Grupy troficzne ekosystemu. Państwa członkowskie sporządzają wykaz grup troficznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	D4C1		Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	Skala oceny: Poziom regionalny dla Morza Bałtyckiego i Morza Czarnego; poziom na szczeblu podregionalnym dla północno-wschodniego Atlantyku i Morza Śródziemnego. Podrejony mogą być stosowne w odpowiednich przypadkach.
	D4C2		Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
		D4C3	Rozkład wielkości osobników w grupie troficznej nie został naruszony ze względu na oddziaływania antropogeniczne. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
		D4C4 (do stosowania w ramach wsparcia dla kryterium D4C2, w razie potrzeby)	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływania antropogeniczne. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	

Wśród kryteriów oceny cechy D4 znajdują się dwa kryteria podstawowe D4C1 oraz D4C2 odnoszące się odpowiednio do różnorodności organizmów w grupie troficznej oraz równowagi w liczebności organizmów pomiędzy grupami troficznymi oraz dwa kryteria drugorzędne D4C3 oraz D4C4 odnoszące się do produktywności grup troficznych.

Zgodnie z przewodnikiem do przeprowadzenia oceny z art. 8 RDSM elementami oceny sieci troficznych są organizmy lub grupy organizmów przypisane do poziomów troficznych, które powinny reprezentować przynajmniej początek, środek i koniec łańcucha pokarmowego.

W konsekwencji braku wystarczających danych, wskaźników i wiedzy na temat złożonych zależności w łańcuchu troficznym, niemożliwe jest przeprowadzenie oceny sieci troficznych w sposób ilościowy.

W opracowaniu „HOLAS 3. Thematic Assessment Report on Biodiversity" (HELCOM 2023a) autorzy wymieniają następujące przyczyny braku możliwości przeprowadzenia ilościowej oceny cechy D4:

- brak danych i wskaźników uzgodnionych regionalnie;
- istniejące wskaźniki tylko częściowo odnoszą się do kluczowych aspektów sieci troficznych i dotyczą głównie siedlisk pelagicznych, ryb (z ograniczeniem tylko do wód przybrzeżnych) i ssaków morskich, podczas gdy brakuje wskaźników obejmujących ptaki morskie i bentosożerne czy siedliska bentosowe, które bezpośrednio odzwierciedlałyby zmiany zachodzące w sieciach troficznych; nie ma zatem zachowania pełnej struktury grup troficznych;
- większość funkcjonujących wskaźników regionalnych odnosi się do oceny określonych gatunków lub grup taksonomicznych bez nawiązania do różnorodności biologicznej w obrębie grupy troficznej, rozkładu wielkości organizmów czy produktywności ekosystemów;
- wskaźniki regionalne nie uwzględniają mechanizmów funkcjonowania sieci troficznej, produktywności, interakcji pokarmowych między poszczególnymi poziomami troficznymi ani przepływu energii, a więc nie spełniają wszystkich kryteriów RDSM w zakresie D4 wymienionych w Tabela 2.29;
- obecnie zbierane dane w wydzielonych obszarach oceny nie są odpowiednie do oceny sieci troficznych;
- istniejące dane pochodzące z różnych programów monitoringowych, mogące posłużyć do wykorzystania ich do przeprowadzenia oceny, nie są zsynchronizowane przestrzennie i czasowo;
- zastosowanie okresu oceny wynoszącego 6 lat może być zbyt krótkim przedziałem czasu do wykrycia niektórych zmian zachodzących w sieciach troficznych.

W związku z brakiem oceny ilościowej sieci troficznych, wsad tematyczny dotyczący cechy D4 ma charakter opisowy. Prezentowane poniżej założenia do oceny cechy D4 zostały opracowane w ramach projektu HOLAS 3 i obejmują przegląd dostępnej wiedzy. W sposób syntetyczny pokazano również wyniki testowania narzędzi oceny sieci troficznych w wybranych obszarach Morza Bałtyckiego

Wskaźniki o potencjalnym znaczeniu dla oceny cechy D4

Dotychczas nie zostały w skali regionalnej opracowane wskaźniki dedykowane specyficznie ocenie cechy D4. Część ze wskaźników stosowanych jest w ocenie innych cech (np. D1, D3), odnosząc się do kwestii związanych z produktywnością gatunków lub grup gatunków (Tabela 2.30).

Tabela 2.30 prezentuje wyniki oceny wskaźników regionalnych HELCOM o potencjalnym znaczeniu dla oceny cechy D4, jednak bez możliwości prezentacji tych wyników jako pełnej ilościowej oceny cechy D4 w ujęciu ekosystemowym.

Tabela 2.30. Zestaw zaproponowanych wskaźników do oceny poszczególnych kryteriów cechy D4 wraz z oceną tych wskaźników za okres 2016-2021. Wskaźniki są wykorzystywane w ocenie różnorodności biologicznej przez HELCOM w wydzielonych basenach Morza Bałtyckiego, w tym w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, wchodzących w obszar POM. Kolor zielony – wartość progowa wskaźnika osiągnięta. Kolor czerwony – wartość progowa wskaźnika nieosiągnięta. Kolor żółty – wartość progowa wskaźnika osiągnięta częściowo (albo w wodach przybrzeżnych albo otwartego morza) a nie dla całego obszaru oceny. Kolor biały – obszar nieoceniony

Wskaźnik	Grupy troficzne	Kryterium	Basen Bornholmski*	wschodni Basen Gotlandzki*	Basen Gdański
Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu	Producenci pierwotni – fitoplankton	D4C1, D4C2			
Wskaźnik Dia/Dino	Producenci pierwotni – fitoplankton	D4C2			
Indeks zakwitów sinic	Producenci pierwotni – fitoplankton	D4C4			
Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu	Producenci drugiego rzędu – zooplankton	D4C1, D4C2, D4C3			
Liczebność kluczowych grup funkcyjnych ryb wód przybrzeżnych	Planktonożercy/ Drapieżnicy pod-szczytowi – ryby	D4C2			
Stan odżywienia fok**	Drapieżnicy szczytowi - ssaki	D4C4			
Stan reprodukcji fok**	Drapieżnicy szczytowi - ssaki	D4C4			

* ocena sporządzona z danych pochodzących ze stacji znajdujących się również poza POM
** ocena sporządzona na poziomie regionalnym (Bałtyk)

W ramach krajowej oceny stanu środowiska dokonano ponadto oceny dwóch wskaźników, które w przyszłości mogłyby zasilić ocenę cechy D4: 'Liczebność kluczowych grup troficznych ichtiofauny' oraz 'Produktywność bielika', zgodnie z założeniem, że dla zrozumienia funkcjonowania sieci troficznych, wymagane byłoby w przyszłości włączenie do oceny wskaźników oraz modeli, które odzwierciedlałyby produktywność, przepływ energii, a tym samym odporność i stabilność ekosystemu w jednostce czasu.

Ocenę sieci troficznych sugeruje się przeprowadzać możliwie w jak największej skali, biorąc pod uwagę specyfikę basenów Morza Bałtyckiego, a więc na poziomie regionalnym, tak aby uwzględnić zmiany w ujęciu ekosystemowym, wykraczającym poza stosowne podziały lokalne.

Poniżej przedstawiono przykłady zastosowania testowanych modeli w wybranych obszarach Morza Bałtyckiego.

Przykłady zintegrowanej analizy trendów sieci troficznych w wybranych basenach: Morze Botnickie

W ramach prac testowych zbadano możliwość zastosowania zintegrowanej analizy trendów do oceny zmian w bioróżnorodności grup troficznych oraz zmian całkowitej biomasy pomiędzy grupami troficznymi, za pomocą metody analizy głównych składowych (ang. *principal component analysis*, PCA). Prace testowe prowadzono dla obszaru Morza Botnickiego z uwagi na posiadanie wieloletnich zbiorów danych (lata 1979-2021) dla tego obszaru, których celem było pilotażowe przetestowanie potencjalnych metod do opracowania oceny oraz wykorzystania ich w skali długoterminowej w pracach HELCOM. Za pomocą tej metody wykazano zależności pomiędzy grupami troficznymi a różnymi zmiennymi środowiskowymi, spełniających kryteria D4C1 i D4C2. Jedne z głównych zmienności, które zaobserwowano na przełomie lat wykazały zmniejszający się udział bruzdnic (Dinophyta) i euglenin (Euglenophyta) oraz zwiększający się udział okrzemek i sinic. Zmiany te skorelowane były ze zmniejszającym się zasoleniem i zwiększeniem się zasobów fosforu (DIP), co przekłada się na główne zmiany zachodzące w podstawie łańcucha troficznego

składającego się z producentów. Wyniki te opisują jedynie wstępne obserwacje zachodzących zmian w łańcuchach troficznych Morza Botnickiego. Jednocześnie metoda ta nie prowadzi obecnie w kierunku wytworzenia wskaźnika, czy do określenia wartości progowych.

Przykłady wyników modelowania Ecopath z Ecosim (EwE)

W ramach testowania oceny sieci troficznych przeprowadzonej z wykorzystaniem modelu EwE w obszarze Zachodniego Morza Bałtyckiego zastosowano różne wskaźniki o szerokim znaczeniu ekologicznym, które przestawiono w poniższej tabeli (Tabela 2.31).

Tabela 2.31. Zestaw wskaźników oceny cechy D4 w modelu EwE

Symbol wskaźnika	Nazwa wskaźnika	Znaczenie ekologiczne	Źródło wskaźnika
H	Indeks różnorodności Shannona (ang. Shannon's index of diversity)	Indeks informuje o zróżnicowaniu grup troficznych w ekosystemie. Im wyższa wartość H, tym większe zróżnicowanie grup troficznych. Wyższe wartości H odzwierciedlają wyższy poziom różnorodności biologicznej i dlatego są postrzegane jako cecha pozytywna.	Shannon 1948 [1]
MTLC	Średnia dla poziomu troficznego połowu (ang. Mean trophic level of catches)	MTLC oblicza się jako średnia ważona dla poziomu troficznego grup ryb (dorsz, śledź, szprot i ryby płaskie w modelu dla Bałtyku Zachodniego). Waga odzwierciedla względny udział biomasy w całkowitym połowie. MTLC spada, gdy wzrasta eksploatacja zasobów ryb.	Pauly et al. 1998 [2]
FCI	Całkowity obieg energii (ang. Finn cycling index)	FCI określa ilościowo ułamek całkowitego transferu energii generowanego w obiegu. W ujęciu ogólnym zwiększenie stopnia obiegu sprzyja stabilności sieci troficznej, ale istnieją wyjątki, np. eutrofizacja.	Finn 1976 [3]
A/DC	A/DC (ang. Relative ascendenci)	A/DC wyraża ułamek energii przetworzonej przez ekosystem. Wzrost A/DC obserwuje się, gdy w przekazywaniu energii przeważa kilka elementów, co może wskazywać na istniejące stresory w ekosystemie.	Ulanowicz 1986 [4]
R	R (ang. Internal pathway redundancy)	R określa ilościowo stopnie swobody przepływu energii w ekosystemie. Wzrost tego wskaźnika wiąże się z mniejszą wydajnością transferu energii. Jednak wyższe wartości R są pozytywnym aspektem, ponieważ zwiększają stabilność i odporność sieci pokarmowej.	Ulanowicz 1986 [4]
CF	Przepływ węgla pomiędzy stadami ryb i drapieżników szczytowych do detrytusu (ang. Carbon flows from fish stocks and top predators to detritus)	Wskaźnik oblicza się jako przepływ netto węgla do detrytusu. Wyższe wartości CF są związane z wyższym potencjałem sekwestracji węgla (tj. potencjalnym udziałem stad ryb i szczytowych drapieżników w pokładach węgla).	Scotti et al. 2022 [5]

[1] Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. The Bell System Technical Journal 27, 379-423.
[2] Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres Jr, F., 1998. Fishing down marine food webs. Science 279, 860-863.
[3] Finn, J.T., 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. Journal of Theoretical Biology 56, 363-380.
[4] Ulanowicz, R.E., 1986. Growth and Development. Ecosystem Phenomenology. Springer Verlag, New York.
[5] Scotti M, S Opitz, L MacNeil, A Kreutle, C Pusch and R Froese (2022a) Ecosystem-based fisheries management increases catch and carbon sequestration through recovery of exploited stocks: The western Baltic Sea case study. Frontiers in Marine Science 9:879998.

Wyniki testowania w opracowaniu źródłowym przedstawiono w postaci tekstowej oraz graficznej, nie będą one w tym miejscu powielane (HELCOM 2023a). Podsumowując, model uwzględnia duże podobszary

ICES 22 i 24, co spełnia wymagania o objęciu jednocześnie jak największej powierzchni oceny o podobnym charakterze ekologicznym. W modelu udało się uwzględnić zmienności w obiegu węgla wraz ze stanem wybranych grup troficznych ze wszystkich głównych poziomów troficznych oraz wskaźnikiem bioróżnorodności Shannon'a. Uwzględnia on również dane o głównych gatunkach komercyjnych ryb, stanowiących kluczowe składniki ekosystemu, jak śledź, szprot i dorsz, co istotnie zwiększa wiarygodność modelu. Ponadto uwzględniono fokę szarą, będącą na szczycie łańcucha troficznego. Zaplanowano testowanie o dodatkowe obszary Bałtyku

Powiązanie z presją

W celu wsparcia wyników oceny i powiązania jej z celami dla zarządzania ekosystemami przeprowadzono analizę wpływu presji antropogenicznej, eutrofizacji, zanieczyszczeń, rybołówstwa (przełowienia), przyłowów, introdukcji gatunków obcych, wpływu czynników klimatycznych. Za główny czynnik wpływający bezpośrednio na produkcję pierwotną, stanowiącą pierwszy poziom sieci troficznej wyszczególniono eutrofizację, która wypływa na wiele procesów zachodzących w Morzu Bałtyckim. Za kolejną ważną presję wpływającą na wyższe poziomy sieci troficznej uznano rybołówstwo. Skupiono się tu na przykładzie dorsza. Na przełomie ostatnich dziesięcioleci obserwowano istotny wpływ rybołówstwa na poziom biomasy ogólnej tego gatunku w Morzu Bałtyckim. Jednocześnie ma to wpływ na wszystkie inne gatunki ryb. Kolejnym ważnym czynnikiem oznaczono zmiany klimatyczne, w tym wzrost temperatury wody morskiej. Czynnik ten ma najbardziej złożony wypływ na funkcjonowanie poszczególnych grup troficznych. Ostatecznie, przywołano również wzrastające tempo rozprzestrzeniania się gatunków obcych w basenie Morza Bałtyckiego, co niejednokrotnie prowadzi do nieoczekiwanych wyników tej presji. Wiele przykładów takiego rozprzestrzeniania się wiąże się z wypieraniem rodzimych gatunków i poważnymi zmianami w sieciach troficznych, m.in. przytoczono przykłady inwazji gatunków takich jak: zooplanktonu, wioślarki kaspijskiej *Cercopagis pengoi* czy małża, racicznicy zmiennej *Dreissena polymorpha*.

2.3 CECHY PRESJI

Cecha D2 – Utrzymanie gatunków obcych wprowadzanych do ekosystemów morskich w wyniku działalności człowieka na poziomie niepowodującym negatywnych zmian w tych ekosystemach

W ramach cechy D2 oceniany jest poziom gatunków obcych w środowisku morskim.

Gatunki obce są to organizmy, których obecność nie jest związana z naturalnym rozprzestrzenianiem zasięgu ich występowania, a jest spowodowana celową bądź też przypadkową ich introdukcją w środowisku na skutek działalności człowieka. Głównym sposobem introdukcji gatunków obcych jest ich transport w wodach balastowych statków przemieszczających się pomiędzy portami całego świata i to właśnie obszary portów są najbardziej narażone na napływ gatunków obcych stanowiąc tzw. „hot spots", czyli miejsca kluczowe z punktu widzenia introdukcji gatunków. Dodatkowymi drogami introdukcji gatunków obcych są również kanały systemów rzecznych, które umożliwiają introdukcję gatunków np. z Morza Kaspijskiego. Pomimo, iż do Bałtyku dociera wiele gatunków obcych, ich ostateczną zdolność do osiedlania i rozprzestrzeniania się może ograniczać niskie zasolenie i zakres temperatur charakterystycznych dla Morza Bałtyckiego (Holopainen i in. 2016). Po pierwotnej introdukcji gatunku do nowego obszaru, może on zwiększać swój zasięg występowania, a tempo rozprzestrzeniania zależy od tolerancji gatunku na warunki środowiskowe, czy też jego zdolności reprodukcyjnych. W przypadku części z wprowadzonych gatunków obcych może dochodzić do ich nieograniczonego wzrostu, co w konsekwencji prowadzi do zaburzenia struktury sieci pokarmowej. Takie gatunki nazywamy inwazyjnymi, gdyż wpływają one w znacznym stopniu na gatunki i siedliska naturalnie występujące w danym obszarze. Jednakże nie wszystkie gatunki obce to gatunki inwazyjne i często trudno jest określić ich jednoznaczny wpływ na ekosystem.

Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 w ramach cechy D2 oceniane powinny być dwa elementy ekosystemu (Tabela 2.1):

- nowo wprowadzone gatunki obce - gatunki, o których obecności na obszarze nie było wiadomo w poprzednim okresie oceny;
- zadomowione gatunki obce - oznaczają gatunki, o których obecności na obszarze było wiadomo w poprzednim okresie oceny.

W związku z brakiem uzgodnionych, na szczeblu europejskim i regionalnym, metod oceny wpływu zadomowionych gatunków nierodzimych, element ten nie jest uwzględniany w ocenie cechy D2.

Zestaw kryteriów oceny cechy D2 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny z Decyzji Komisji 2017/848 zestawiono w Tabela 2.32.

Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 ocenę cechy D2 przeprowadza się dla jednego kryterium podstawowego (D2C1) odnoszącego się do nowych introdukcji gatunków nierodzimych oraz dla dwóch kryteriów drugorzędnych D2C2, D2C3.

W związku z faktem, iż kryterium D2C1 odnosi się do nowych introdukcji gatunków nierodzimych dla tego kryterium nie uzgadnia się regionalnie listy elementów podlegających ocenie. W ramach kryterium D2C1 raportuje się wszystkie gatunki nierodzime, kryptogeniczne i podejrzane, które pojawiły się po raz pierwszy w obszarach wód nawet, jeżeli wektory rozprzestrzeniania się wyżej wymienionych gatunków nie są znane. W celu określenia czy gatunek jest gatunkiem nowo wprowadzonym, we współpracy krajowych ekspertów, przedstawicieli Regionalnych Konwencji Morskich, grup eksperckich KE została sporządzona lista gatunków obcych notowanych dotychczas w wodach morskich. Wyżej wymieniona lista zawiera gatunki nierodzime zanotowane w wodach danego kraju do 2012 roku (Tsiamis i in. 2021).

Kryterium D2C2 odnosi się do zadomowionych gatunków obcych, szczególnie inwazyjnych gatunków obcych, które obejmują gatunki z wykazu inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z art. 4 ust. 1 rozporządzenia (UE) nr 1143/2014, które w znacznym stopniu przyczyniają się do negatywnych oddziaływań na niektóre gatunki lub siedliska. Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 kryterium D2C2 (kwantyfikacja gatunków obcych) podaje się w podziale na oceniane gatunki i wnosi ono wkład w kryterium D2C3 (niekorzystny wpływ gatunków obcych). Lista zadomowionych gatunków obcych podlegających ocenie powinna zostać uzgodniona w ramach współpracy regionalnej.

Kryterium D2C3 wymaga ustalenia grup gatunków lub siedlisk, które znajdują się pod potencjalnym wpływem gatunków obcych, w tym gatunków inwazyjnych stwarzających zagrożenie dla Unii.

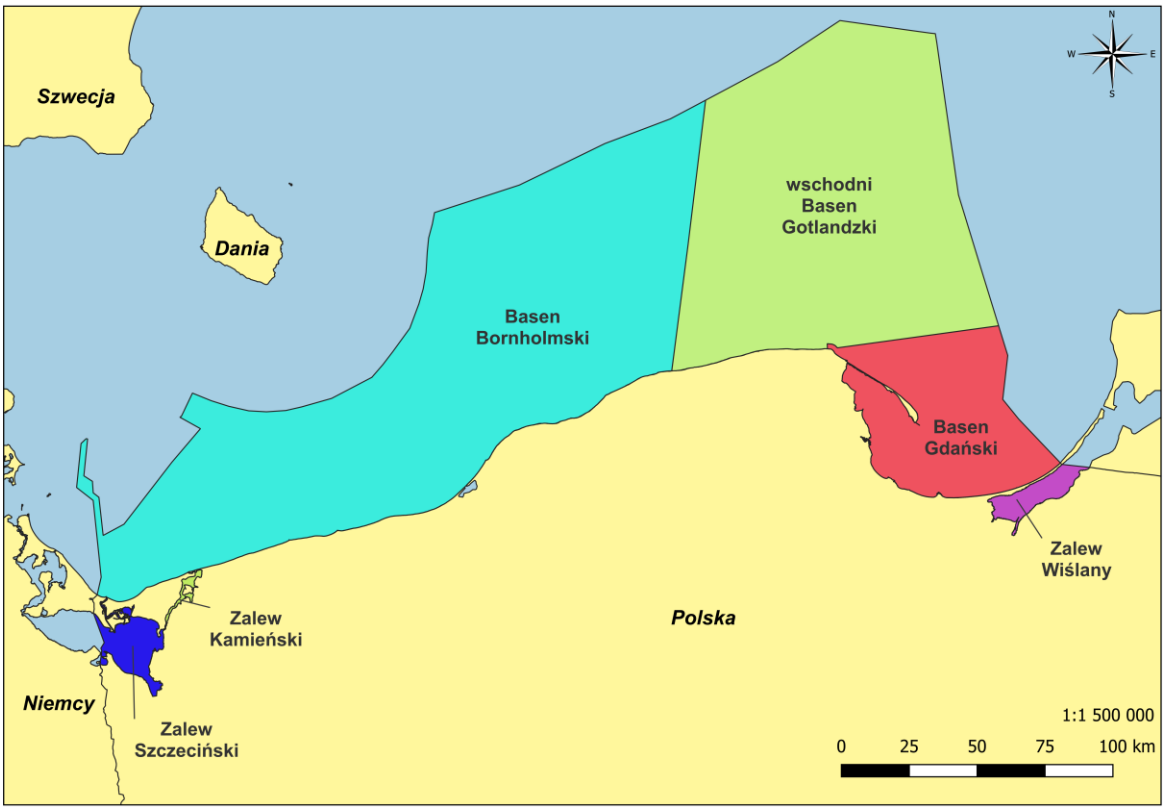
W związku z faktem, iż do tej pory nie została uzgodniona, na szczeblu UE, czy też regionalnym (HELCOM), metoda oceny kryteriów D2C2 oraz D2C3 ocena cechy D2 została przeprowadzona jedynie dla kryterium D2C1.

Tabela 2.32. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D2 zgodnie z RDSM

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Nowo wprowadzone gatunki obce	D2C1		Liczba gatunków obcych nowo wprowadzonych w wyniku działalności człowieka do środowiska naturalnego w okresie oceny (6 lat) mierzonym od roku referencyjnego, zgodnie ze wstępną oceną zgodnie z art. 8 ust. 1 dyrektywy 2008/56/WE, jest ograniczana do minimum i w miarę możliwości zmniejszona do zera. Państwa członkowskie określają wartości progowe dla liczby nowo wprowadzanych gatunków obcych poprzez współpracę na szczeblu regionalnym lub podregionalnym.	Skala oceny: Podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe. Zastosowanie kryteriów: Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: — liczba gatunków obcych nowo wprowadzonych w wyniku działalności człowieka podczas sześcioletniego okresu oceny oraz wykaz tych gatunków.
Zadomowione gatunki obce, szczególnie inwazyjne gatunki obce, które obejmują odnośne gatunki w wykazie inwazyjnych gatunków obcych uznanych za stwarzające zagrożenie dla Unii zgodnie z art. 4 ust. 1 rozporządzenia (UE) nr 1143/2014 i gatunki mające znaczenie dla zastosowania kryterium D2C3 Państwa członkowskie sporządzają ten wykaz w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.		D2C2	Duża liczebność oraz rozmieszczenie przestrzenne zadomowionych gatunków obcych, a w szczególności gatunków inwazyjnych, znacznie przyczyniających się do niekorzystnych skutków dla poszczególnych grup gatunków lub ogólnych typów siedlisk.	Skala oceny: Jak stosowana w przypadku oceny odpowiednich grup gatunków lub ogólnych typów siedlisk w ramach cech D1 i D6. Zastosowanie kryteriów: Kryterium D2C2 (kwantyfikacja gatunków obcych) podaje się w podziale na oceniane gatunki i wnosi ono wkład w kryterium D2C3 (niekorzystny wpływ gatunków obcych). Kryterium D2C3 odzwierciedla odsetek na grupę gatunków i zasięg w podziale na oceniane ogólne typy siedlisk, które są

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Grupy gatunków i ogólne typy siedlisk, które są zagrożone przez gatunki obce, wybrane spośród tych, które są stosowane w przypadku cech D1 i D6. Państwa członkowskie sporządzają ten wykaz w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.		D2C3	Odsetek grup gatunków lub przestrzenny zasięg ogólnych typów siedlisk, które są niekorzystnie zmienione ze względu na gatunki obce, a zwłaszcza inwazyjne gatunki obce. Państwa członkowskie ustalają wartości progowe dla niekorzystnych zmian grup gatunków i ogólnych typów siedlisk ze względu na gatunki obce, w drodze współpracy na szczeblu regionalnym lub podregionalnym.	niekorzystnie zmienione, w ten sposób przyczyniając się do ich oceny na podstawie cech D1 i D6.

Ocena cechy D2 została przeprowadzona na poziomie L2 podziału HELCOM (HELCOM 2013), co wiąże się z oceną 3 akwenów otwartego morza wraz z wodami przybrzeżnymi oraz dla 3 jednolitych części wód przejściowych (Rysunek 2.39).



Rysunek 2.39. Obszary oceny cechy D2

Zgodnie z ustaleniami regionalnymi aktualizacja oceny przeprowadzana jest dla okresu 2016-2021, w związku z czym rok 2016 jest oceniany zarówno w poprzedniej ocenie (2011-2016) jak i bieżącej.

Do oceny cechy D2 stosuje się kryterium D2C1, w ramach którego oceniany jest jeden wskaźnik 'Introdukcje nowych gatunków obcych' (Załącznik 60; Tabela 2.2).

Metodyka oceny została opracowana na szczeblu regionalnym (HOLAS 3) i na potrzeby niniejszego raportu została zmodyfikowana w zakresie informacji wykorzystanych w ocenie, w celu prezentacji introdukcji nowych gatunków obcych w wodach krajowych. Głównym parametrem wykorzystanym w ramach wymienionego wskaźnika do oceny POM w ramach cechy D2 jest liczba nowych introdukcji gatunków obcych na skutek działalności człowieka w jednostce oceny w latach 2016-2021. Introdukcja nowych gatunków obcych to podstawowy parametr określający jak wiele nowych gatunków obcych zostało zanotowanych w jednostkach oceny w związku z działalnością człowieka. Dane dla potrzeb oceny pochodzą z PMŚ zarówno z obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnych z RDW, jak również obszarów otwartego morza i z monitoringu i prac badawczych prowadzonych w portach morskich i marinach oraz innych projektów badawczych zaraportowanych do bazy AquaNIS, która stanowi podstawowe źródło zweryfikowanych danych do przeprowadzenia oceny.

Wartością graniczną dobrego stanu środowiska jest brak nowych introdukcji gatunków obcych w jednostce oceny.

Wiarygodność oceny

Zgodnie z metodyką regionalną w obszarach, w których stwierdzono nowe introdukcje ocena wiarygodności jest wysoka, ze względu na obecność rzetelnych, opublikowanych informacji na temat przypadków rejestracji nowych gatunków nierodzimych. Informacje o występowaniu gatunków obcych w tych akwenach pochodzą z PMŚ lub z monitoringu portów, również przeprowadzonego w ramach projektu HELCOM BALSAM. Monitoring był prowadzony zgodnie z metodyką HELCOM. Monitoring portów był prowadzony zgodnie z wytycznymi "Guidelines for non-indigenous species monitoring by extended Rapid Assessment Survey (eRAS)". W obszarach, w których nie stwierdzono nowych introdukcji ocena wiarygodności została obniżona w związku z prawdopodobieństwem potencjalnego niewykrycia gatunków wynikającego braku dedykowanych badań monitoringowych.

Ocena cechy D2

W latach 2016-2021 w polskiej strefie wód Morza Bałtyckiego zanotowano 6 nowo introdukowanych gatunków obcych (Tabela 2.33). Introdukcje miały miejsce w rejonie Zatoki Gdańskiej oraz Zalewu Szczecińskiego i dotyczyły w przeważającej części obszarów portów w Gdańsku, Gdyni oraz Szczecinie.).

Tabela 2.33. Lista gatunków nowych introdukcji gatunków obcych w POM w latach 2016-2021

Lp.	Gatunek	Przynależność taksonomiczna	Miejsce obserwacji	Data pierwszej obserwacji w POM	Prawdopodobny wektor introdukcji
1	Babka łysa *Babka gymnotrachelus*	ichtiofauna	Port w Gdańsku, Gdyni, Pucku oraz Helu	2021	Rozprzestrzenianie z rejonu Morza Czarnego kanałami rzeki Dniepr.
2	*Boccardiella ligerica*	makrozoobentos	Zalew Pucki	2017	Wody balastowe statków, zarastanie kadłubów statków
3	*Callinectes sapidus*	makrozoobentos	Ujście rzeki Duńczyca w pobliżu jeziora Dąbie oraz Portu w Szczecinie.	2018	Transport w wodach balastowych
4	*Chelicorophium robustum*	makrozoobentos	Port w Szczecinie	2018	Brak informacji
5	*Eurytemora carolleeae*	zooplankton	Zalew Szczeciński	2019	Brak informacji
6	*Palaemon longirostris*	makrozoobentos	Port w Gdyni	2018	Brak informacji

Granica dobrego stanu środowiska dla wskaźnika wynosi brak nowych introdukcji gatunków nierodzimych w okresie przeprowadzania oceny w związku z czym wskaźnik został zaklasyfikowany jako poniżej stanu dobrego w jednostkach oceny, w których stwierdzono występowanie tych gatunków. Rejonom, w których nie stwierdzono nowych introdukcji przypisano osiągnięcie dobrego stanu (Tabela 2.34, Rysunek 2.40).

Dodatkowo w 2014 roku stwierdzono wystąpienie gatunku wieloszczeta *Sinelobus vanhaareni*, który został po raz pierwszy zaobserwowany w porcie w Gdyni oraz w wodach Zalewu Puckiego, również w 2014 roku, jednakże ze względu na proces identyfikacji oraz publikacji informacji nie został on uwzględniony w ocenie w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. W/w gatunek nie wchodzi jednakże do oceny cechy D2 w drugiej aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich.

Tabela 2.34. Wartość progowa, ilość nowych introdukcji oraz stan cechy D2 w okresie 2016-2021 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

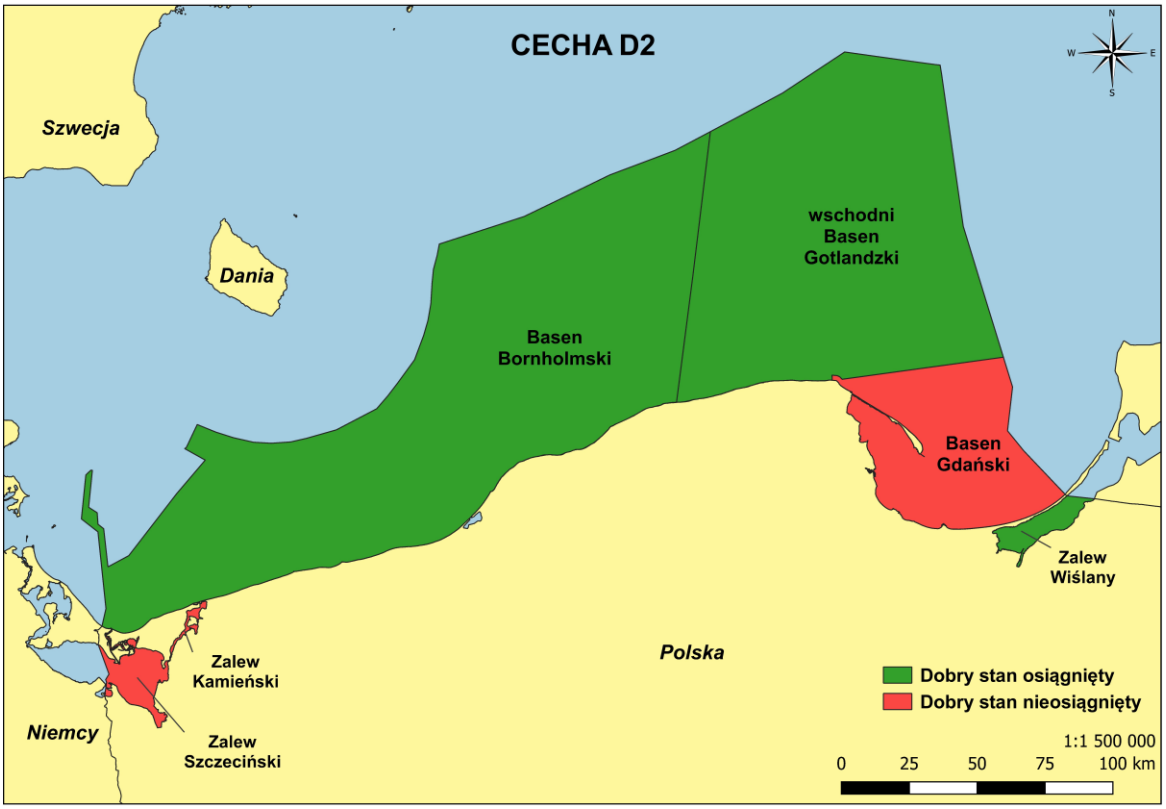
Obszar oceny	Wartość progowa	Ilość nowych introdukcji w okresie 2016-2021	Stan środowiska
Basen Gdański	0 nowych introdukcji	3	
Zalew Wiślany		0	
Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński		3	
Basen Bornholmski		0	
wschodni Basen Gotlandzki		0	

Trend w ocenie

Tabela 2.35 przedstawia zmiany wartości wskaźnika 'Nowe introdukcje gatunków nierodzimych' wyrażonych w postaci liczby nowo zaobserwowanych gatunków obcych w jednostce oceny pomiędzy aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich za lata 2011-2016 oraz drugą aktualizacją wstępnej oceny w latach 2016-2021. W przypadku wód Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego stan nie uległ zmianie (utrzymał się stan dobry). W przypadku wód Basenu Gdańskiego zaobserwowano mniej introdukcji niż w okresie 2011-2016, jednak stan dobry w tym akwenie nie został osiągnięty. W wodach Zalewu Szczecińskiego zaobserwowano wzrost liczby notowanych gatunków nierodzimych wskazujący na pogorszenie stanu, natomiast w wodach Zalewu Wiślanego stan wskaźnika uległ poprawie z poniżej dobrego na dobry, ze względu na brak zaobserwowanych nowych introdukcji gatunków w tym obszarze.

Tabela 2.35. Porównanie ocen stanu środowiska w zakresie cechy D2 w latach 2011-2016 i 2016-2021 w obszarach oceny (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Aktualizacja wstępnej oceny (2011-2016)		Druga aktualizacja wstępnej oceny (2016-2021)		Kierunek zmian: ↗ poprawa stanu ↘ pogorszenie stanu = bez zmian
Obszar oceny	Liczba nowych introdukcji	Obszar oceny	Liczba nowych introdukcji	
Basen Gdański	4	Basen Gdański	3	↗ (nadal poniżej dobrego stanu)
Zalew Wiślany	1	Zalew Wiślany	0	↗ (Zmiana z poniżej dobrego na dobry)
Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński	1	Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński	3	↘ (nadal poniżej dobrego stanu)
Basen Bornholmski	0	Basen Bornholmski	0	= (nadal dobry stan)
wschodni Basen Gotlandzki	0	wschodni Basen Gotlandzki	0	= (nadal dobry stan)



Rysunek 2.40. Wyniki zintegrowanej oceny cechy D2 w latach 2016-2021

Wiarygodność oceny

Wiarygodność oceny cechy D2 w obszarach, w których zidentyfikowano nowe gatunki obce uznano za wysoką ze względu na obecność rzetelnych opublikowanych informacji na temat przypadków rejestracji nowych gatunków nierodzimych. Wiarygodność oceny Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Zalewu Wiślanego zgodnie z metodyką regionalną uznano za umiarkowaną ze względu na potencjalne prawdopodobieństwo braku identyfikacji nowych introdukcji. Informacje o występowaniu gatunków obcych w tych akwenach pochodzą z PMŚ oraz z monitoringu portów, prowadzonego w ramach odmiennych projektów. Monitoring PMŚ był prowadzony zgodnie z metodyką HELCOM. Monitoring portów był prowadzony zgodnie z wytycznymi “Guidelines for non-indigenous species monitoring by extended Rapid Assessment Survey (eRAS)”.

Cecha D3 – Utrzymanie populacji wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach komercyjnych w bezpiecznych granicach biologicznych oraz rozmieszczenie populacji tych ryb i skorupiaków ze względu na ich wiek i liczebność, świadczące o jej dobrym stanie

Zestaw wszystkich kryteriów oceny cechy D3 wymienionych w Decyzji Komisji 2017/848 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny oraz kryteriami oceny zestawiono w Tabela 2.36

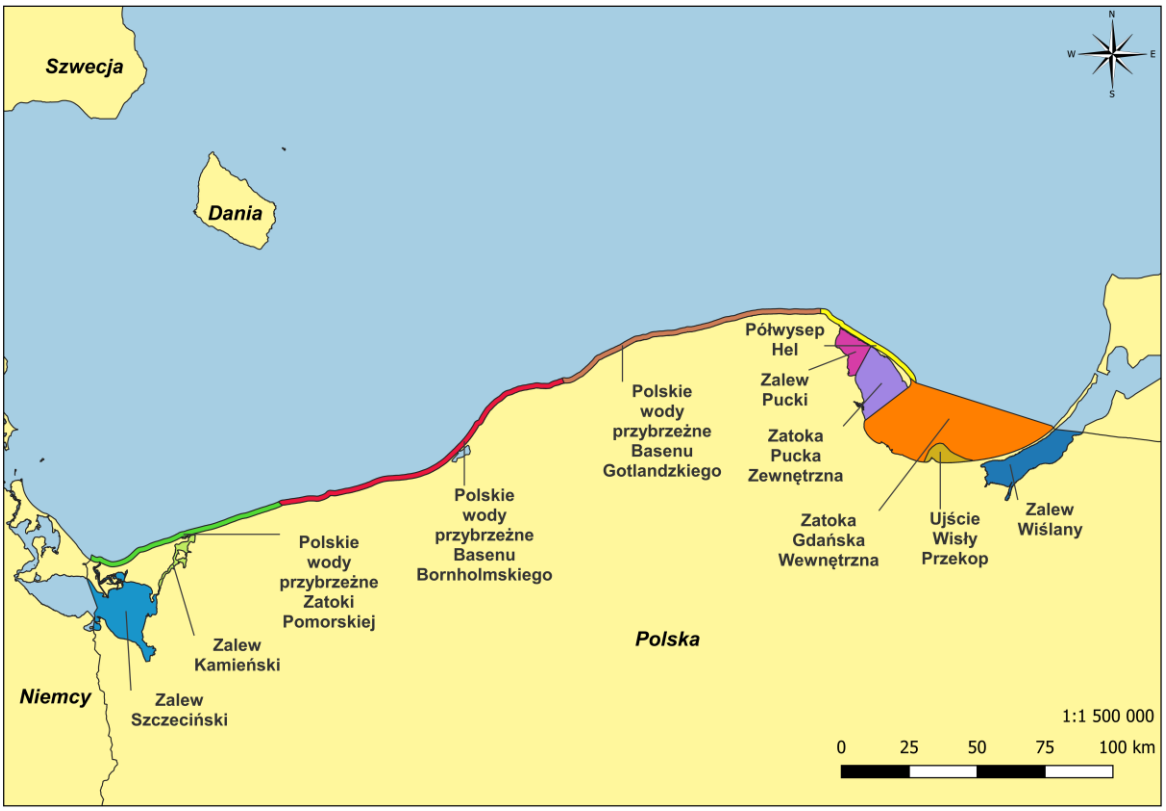
Tabela 2.36. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D3 zgodnie z RDSM

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Eksploatowane w celach handlowych ryby i skorupiaki. Państwa członkowskie w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej ustanawiają wykaz ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych, zgodnie z kryteriami ustanowionymi w „specyfikacjach”.	D3C1		Wskaźnik śmiertelności połowowej populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest na poziomie lub poniżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny podtrzymywalny połów (MSY). Należy skonsultować się z odpowiednimi organami naukowymi zgodnie z art. 26 rozporządzenia (UE) nr 1380/2013.	Skala oceny: Populacje każdego z gatunków są oceniane w skali istotnej pod względem ekologicznym w każdym regionie lub podregionie, zgodnie z ustaleniami odpowiednich organów naukowych, o których mowa w art. 26 rozporządzenia (UE) nr 1380/2013, na podstawie określonych skupisk obszarów Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES), geograficznych podobszarów Generalnej Komisji Rybołówstwa Morza Śródziemnego (GFCM) i łowisk Organizacji Narodów Zjednoczonych ds. Wyżywienia i Rolnictwa (FAO) na potrzeby makaronezyjskiego regionu biogeograficznego. Zastosowanie kryteriów: Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) ocenione populacje, wartości osiągnięte dla każdego kryterium oraz czy poziomy dla D3C1 i D3C2 oraz wartości progowe dla D3C3 zostały osiągnięte, a także ogólny stan populacji na podstawie zasad dotyczących włączenia kryteriów uzgodnionych na szczeblu Unii; b) populacje gatunków eksploatowanych w celach handlowych na ocenianym obszarze, które nie zostały ocenione. Wyniki ocen tych populacji wniosą również wkład do ocen w oparciu o cechy D1 i D6, jeśli gatunki te są istotne dla oceny poszczególnych grup gatunków i typów siedlisk bentosowych.
	D3C2		Biomasa stada tarłowego populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych jest powyżej poziomów pozwalających wytworzyć maksymalny podtrzymywalny połów. Należy skonsultować się z odpowiednimi organami naukowymi zgodnie z art. 26 rozporządzenia (UE) nr 1380/2013.	
	D3C3		Przekrój wiekowy i wielkościowy osobników w populacji gatunków eksploatowanych w celach handlowych wskazuje na dobry stan zdrowia populacji. Powinno się to wiązać z wysokim odsetkiem starych/dużych osobników i ograniczonymi niekorzystnymi skutkami eksploatacji dla różnorodności genetycznej. Państwa członkowskie w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej ustalają wartości progowe dla każdej populacji gatunków zgodnie z opinią naukową otrzymaną na podstawie art. 26 rozporządzenia (UE) nr 1380/2013.	

Ocena w zakresie cechy D3 jest wykonana w ramach trzech kryteriów: D3C1 i D3C2, D3C3 i obejmuje lata 2016-2021 w związku z czym rok 2016 jest oceniany zarówno w poprzedniej ocenie (2011-2016) jak i bieżącej.

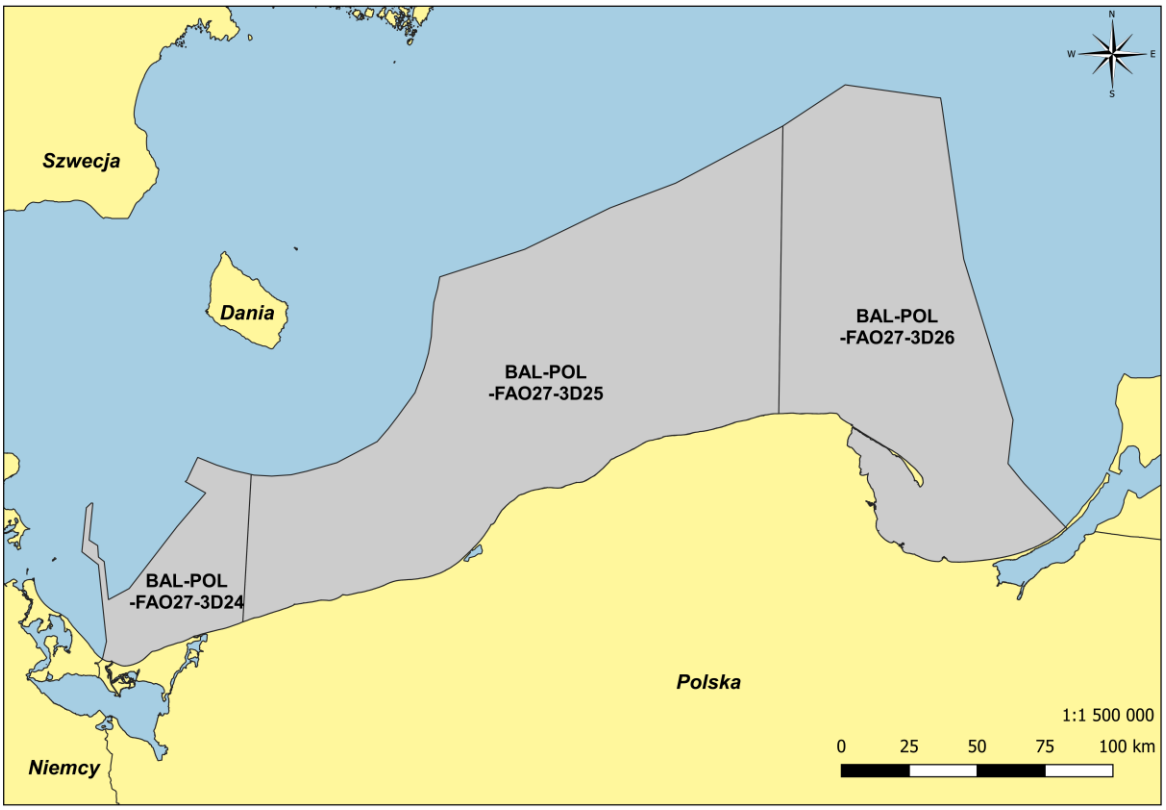
Elementami oceny w ramach cechy D3 są gatunki następujących grup ryb: ryby przybrzeżne; gatunki denne ryb szelfowych i gatunki pelagiczne ryb szelfowych.

Obszar oceny ryb wód przybrzeżnych (wody przybrzeżne zgodnie z HELCOM obejmują w POM wody przejściowe i przybrzeżne zgodnie z RDW) wskazano na Rysunek 2.41.



Rysunek 2.41. Obszary oceny gatunków ryb wód przybrzeżnych w zakresie cechy D3

W celu przeprowadzenia oceny gatunków dennych ryb szelfowych zastosowano podział na podobszary ICES (Rysunek 2.42). Oceny środowiska morskiego w ramach cechy D3 dokonano na podstawie danych z połowów wykonanych w następujących podobszarach ICES 24 (BAL-POL-FAO27-3D-24), ICES 25 (BAL-POL-FAO27-3D-25) i 26 (BAL-POL-FAO27-3D-26).



Rysunek 2.42. Obszary oceny gatunków dennych ryb szelfowych i gatunków pelagicznych ryb szelfowych w zakresie cechy D3

Ocena stanu przeprowadzana jest na podstawie siedmiu wskaźników (Tabela 2.37).

Tabela 2.37. Wskaźniki zastosowane w ocenie ichtiofauny w POM w zakresie cechy D3

Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy – numer załącznika
Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)	D3C1	BAL-POL-FAO27-3D24_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.24 bez Zalewu Szczecińskiego, BAL-POL-FAO27-3D25 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL-POL-FAO27-3D26_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	Regionalny	Załącznik 23
Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)	D3C1	BAL-POL-FAO27-3D25 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL_POL_FAO27-3D26_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	Regionalny	Załącznik 24
Biomasa stada tarłowego (dorsz)	D3C2	BAL-POL-FAO27-3D24_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.24 bez Zalewu Szczecińskiego, BAL-POL-FAO27-3D25 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL-POL-FAO27-3D26_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	Regionalny	Załącznik 27
Biomasa stada tarłowego (szprot)	D3C2	BAL-POL-FAO27-3D24_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.24 bez Zalewu Szczecińskiego, BAL-POL-FAO27-3D25 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL-POL-FAO27-3D26_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	Regionalny	Załącznik 28

Nazwa wskaźnika	Kryterium oceny	Obszar oceny (kod i nazwa morskiej jednostki raportowej MRU)	Status wskaźnika	Raport wskaźnikowy – numer załącznika
Biomasa stada tarłowego (śledź)	D3C2	BAL-POL-FAO27-3D25 polska część obszaru FAO 27.3.D.25, BAL_POL_FAO27-3D26_1 polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego	Regionalny	Załącznik 29
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny	D3C2	L4-POL-026 Zalew Wiślany, L4-POL-022 Zalew Pucki, L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	Regionalny	Załącznik 8
Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)	D3C3	L4-POL-026 Zalew Wiślany, L4-POL-022 Zalew Pucki, L4-POL-023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	Regionalny	Załącznik 9

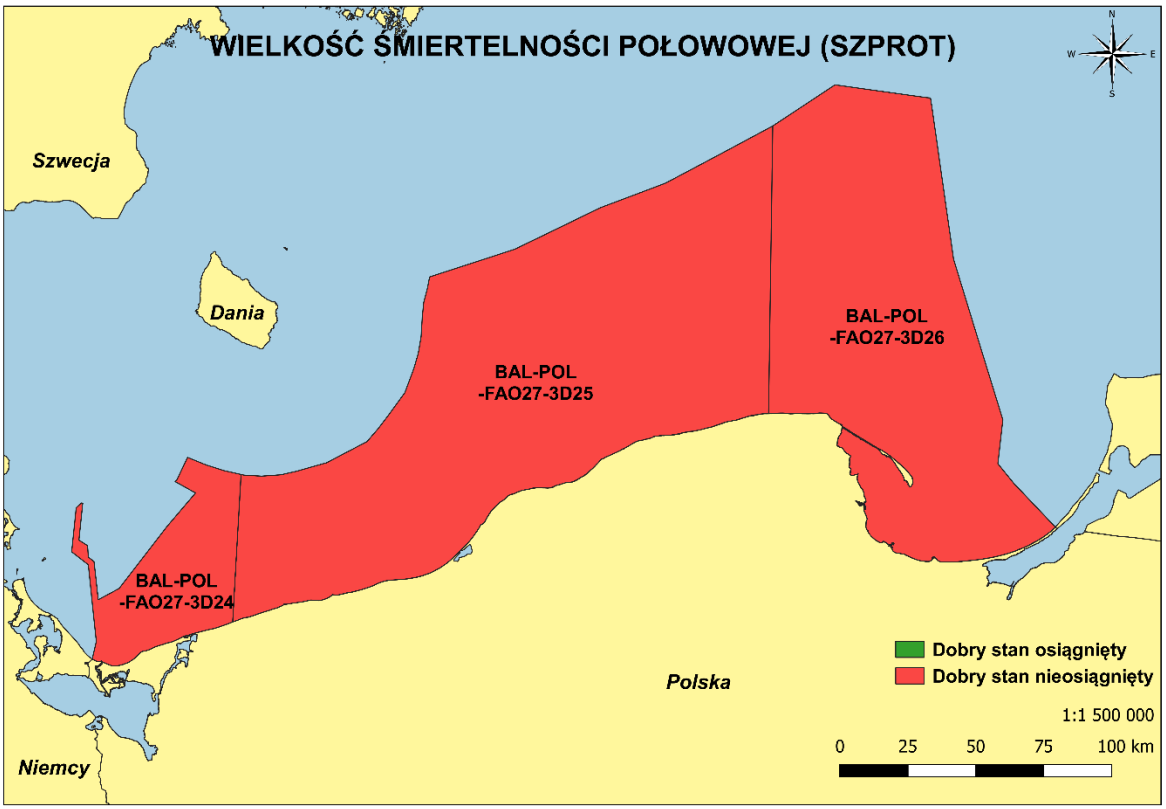
Szczegółowe informacje dotyczące poszczególnych wskaźników zamieszczono w raportach wskaźnikowych (Załącznik 8, 9, 23, 24, 27,28 i 29).

Wielkość śmiertelności połowowej

Ramowa dyrektywa w sprawie strategii morskiej (RDSM), jako jeden ze swoich celów (cecha D3) wskazuje, że populacje wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych powinny utrzymywać się w bezpiecznych biologicznie granicach, wykazując przy tym strukturę wiekową i skład wielkościowy populacji świadczący o dobrym zdrowiu stad. Jednym z mierników osiągania tego celu jest wielkość śmiertelności połowowej (F) eksploatowanego stada w stosunku do wartości referencyjnej. Wartość referencyjna F jest zwykle definiowana jako taka, która prowadzi do maksymalnych zrównoważonych połowów i jest oznaczana jako F_{MSY}. Wielkości F i F_{MSY} są wyznaczane w ramach prac Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES).

- Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)

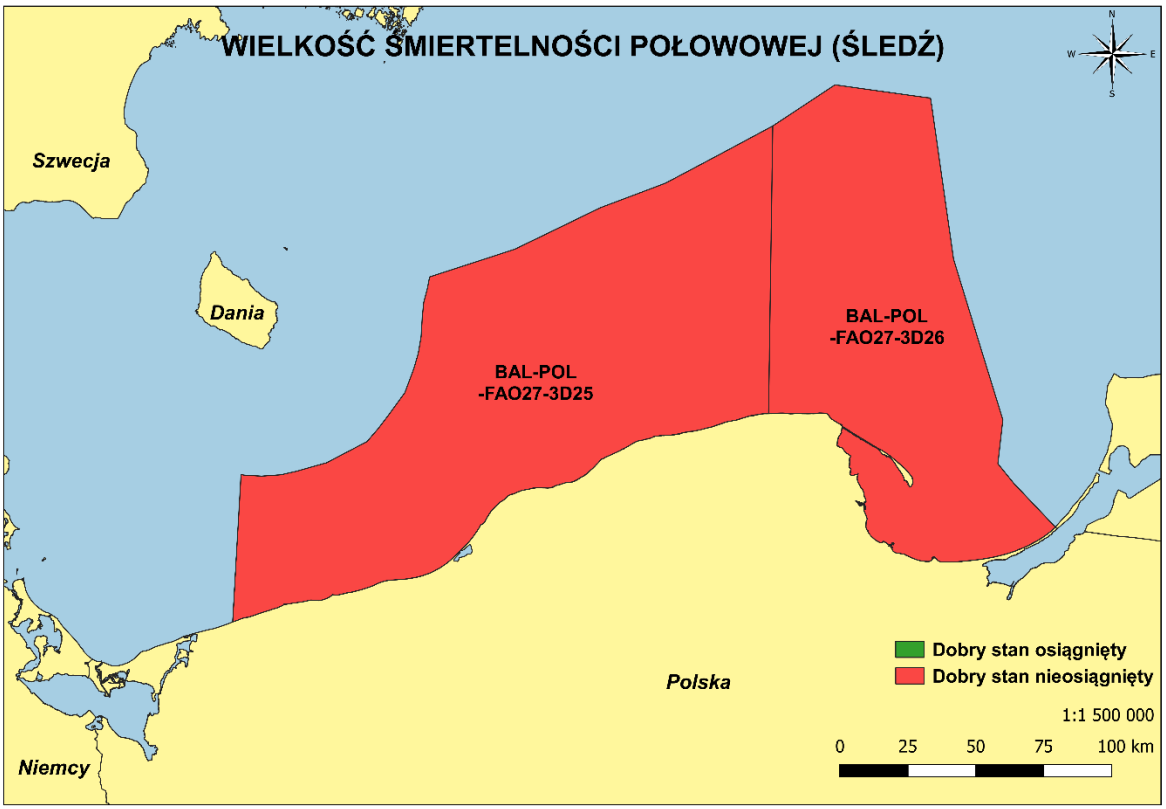
Śmiertelność połowowa szprota w podobszarach 22-32 w latach 2016-2021 ulegała niewielkim zmianom, w granicach 0,34-0,42. Zaktualizowane w 2020 roku wartości referencyjne w ramach zasady MSY i określone zasadą przezorności wynoszą: FMSY=0,31, F_{lim} = 0,63, F_{pa} = 0,41. Dodatkowo wyznaczono $F_{MSYgórne}$ równe 0,41. Eksploatacja szprota w okresie oceny mieściła się w granicach zasady przezorności i $F_{MSYgórne}$ (z wyjątkiem roku 2021, gdzie obie wartości są nieznacznie przekroczone), ale przekraczała śmiertelność połowową F_{MSY}. Zatem stado nie spełniało założeń GES odnośnie śmiertelności połowowej (Rysunek 2.43).



Rysunek 2.43. Wynik oceny wskaźnika 'Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)'

- Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)

Śmiertelność połowowa śledzia w podobszarach 25-29,32 w latach 2016-2021 podlegała znacznym zmianom – najpierw wzrosła z 0,36 do 0,5, potem zmalała do 0,39. W każdym z lat była to wartość wyższa od wartości F_{MSY} wynoszącej 0,21 i $F_{MSYgórne}$= 0,27. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: F_{lim} = 0,59, F_{pa} = 0,32. Zatem eksploatacja śledzia nie tylko przekraczała śmiertelność połowową prowadzącą do MSY (w tym $F_{MSYgórne}$), a także mogła nie mieścić się w granicach zasady przezorności (F była większa od F_{pa}). Zatem stado nie spełniało założeń GES odnośnie śmiertelności połowowej (Rysunek 2.44).



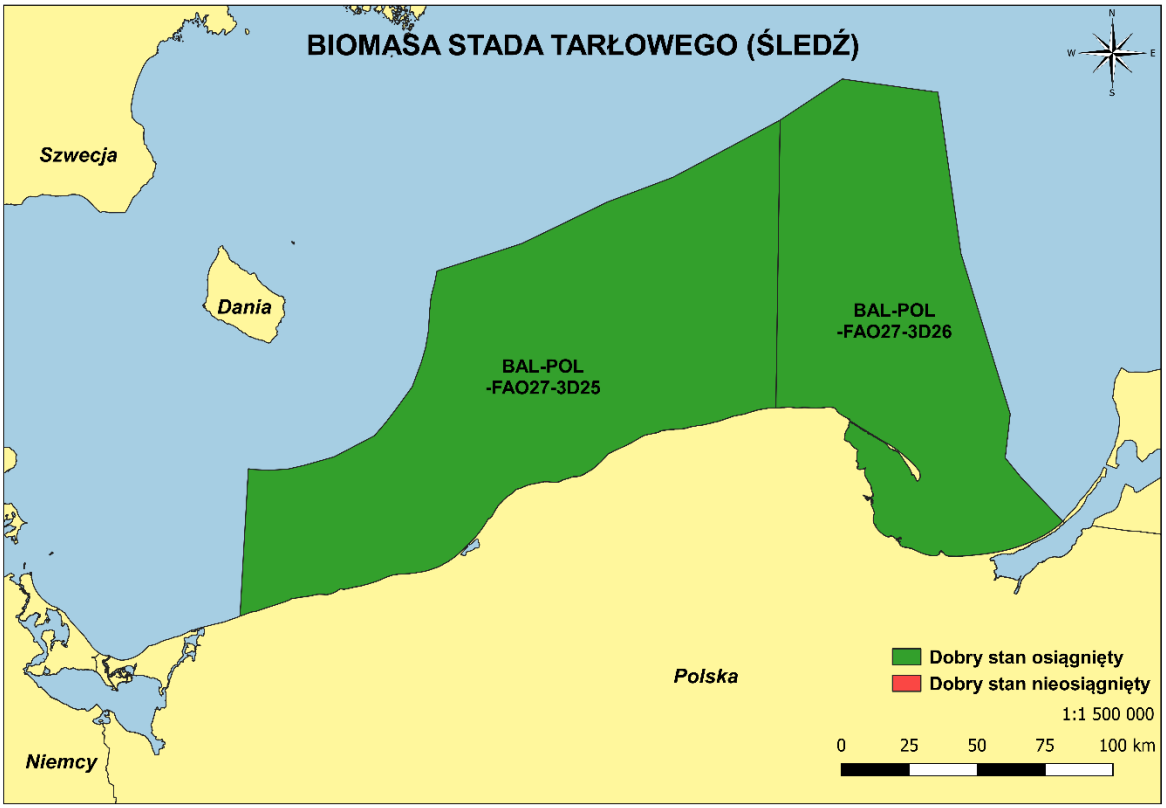
Rysunek 2.44. Wynik oceny wskaźnika 'Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)'

Biomasa stada tarłowego

Ramowa dyrektywa w sprawie strategii morskiej (RDSM), jako jeden ze swoich celów (cecha D3) wskazuje, że populacje wszystkich ryb i skorupiaków eksploatowanych w celach handlowych powinny utrzymywać się w bezpiecznych biologicznie granicach, wykazując przy tym strukturę wiekową i skład wielkościowy populacji świadczący o dobrym zdrowiu stad. Jednym z mierników osiągania tego celu jest wielkość biomasy tarłowej eksploatowanego stada (SSB) w stosunku do wartości referencyjnej. Wartość referencyjna SSB jest zwykle definiowana jako zbliżona do poziomu, który prowadzi do maksymalnych zrównoważonych połowów i jest oznaczana jako $B_{MSYtrigger}$. Wielkości SSB i $B_{MSYtrigger}$ są wyznaczane w ramach prac Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES).

- Biomasa stada tarłowego (śledź)

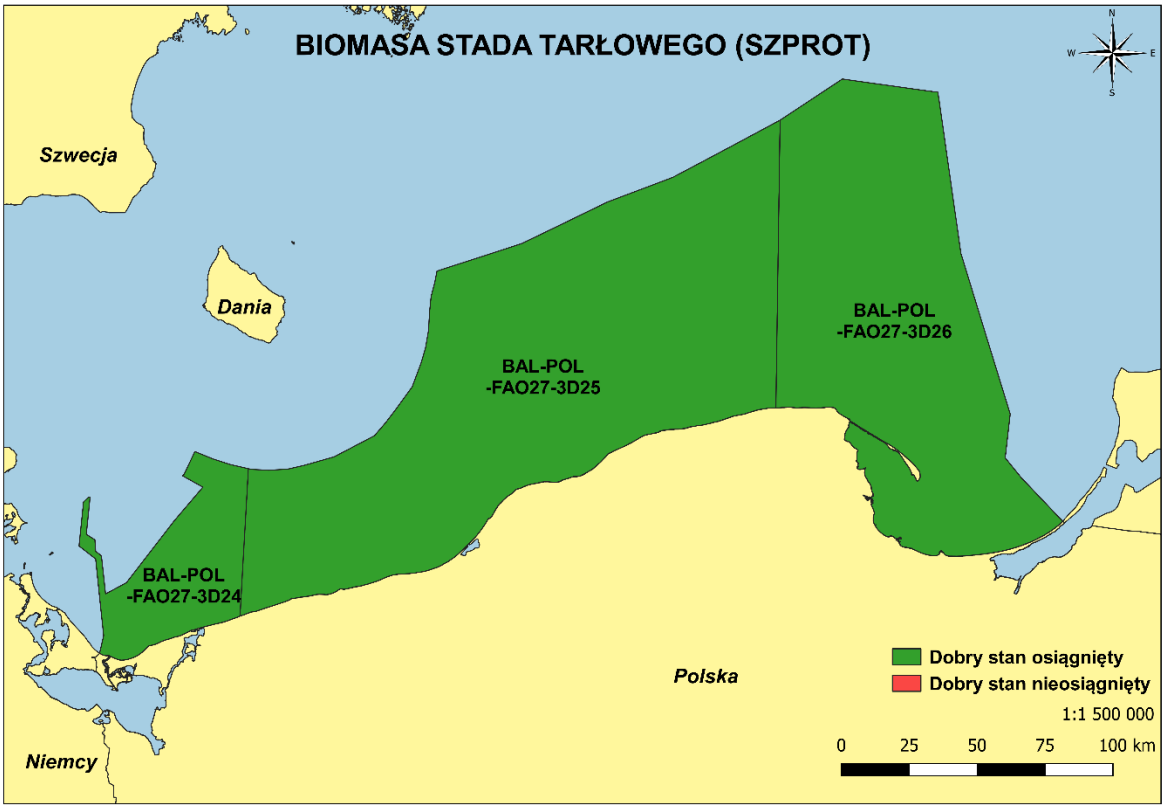
W latach 2016-2021 biomasa śledzi w podobszarach 25-29, 32 malała z poziomu ok. 600 tys. ton do ok. 390 tys. ton. W okresie 2016-2018 jej wartości były wyższe od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$ (460 tys. ton), ale w latach 2020-2021 biomasa obniżyła się poniżej wartości referencyjnej. Jednocześnie biomasa tarłowa stada była nadal wyższa od B_{lim}, wynoszącej 330 tys. ton. Biorąc pod uwagę cały okres 2016-2021, średnia wielkość biomasy wynosiła 492 tys. ton, więc była większa od $B_{MSYtrigger}$. Zatem w skali okresu 2016-2021 GES w zakresie biomasy stada tarłowego został osiągnięty (Rysunek 2.45).



Rysunek 2.45. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (śledź)'

- Biomasa stada tarłowego (szprot)

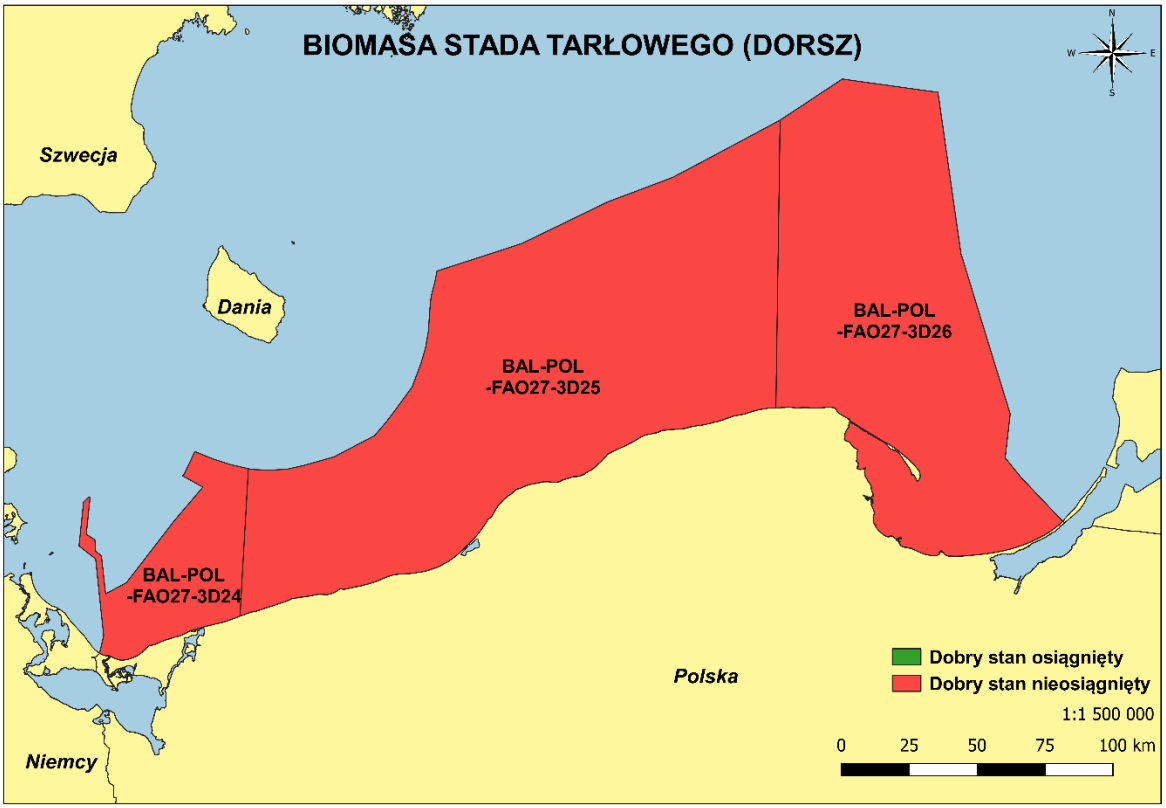
W okresie 2016-2021 biomasa szprota w podobszarach 22-32 w niewielkim stopniu obniżała się z ok. 1100 tys. ton do 800-900 tys. ton. Wyższa biomasa na początku okresu to wynik zasilenia stada bardzo liczebnym pokoleniem 2014 roku. Oceny SSB w całym okresie znacznie przewyższają wartość referencyjną $B_{MSYtrigger}$ (określoną na podstawie Bpa na 570 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim}, wynoszące odpowiednio 570 i 410 tys. ton. Zatem stado spełniało założenia GES odnośnie biomasy stada tarłowego (Rysunek 2.46).



Rysunek 2.46. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (szprot)'

- Biomasa stada tarłowego (dorsz)

W okresie 2016-2021 biomasa stada w podobszarach 24-32 zmalała o blisko 50%, głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2017-2021 SSB była niższa nie tylko od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$, ale i od B_{lim} ocenianej na ok. 120 tys. ton. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej granicy określającej GES (Rysunek 2.47). Jednakże podstawową przyczyną obecnego złego stanu stada nie jest presja rybołówstwa, lecz warunki środowiskowe, w tym słaba rekrutacja i wysoka śmiertelność naturalna dorszy.



Rysunek 2.47. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (dorsz)'

Ocena strefy otwartej morza (wskaźnik śmiertelności połowowej i biomasa stada tarłowego)

Na podstawie cechy D3 oceniono stan otwartej strefy środowiska morskiego Morza Bałtyckiego w okresie 2016-2021 i porównano te oceny do ocen odpowiadających okresom 2005-2010 i 2011-2016. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada dostarczały ponad 90% polskich wyładunków w latach 2016-2021.

Ocenę GES za okres 2016-2021 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 śledzia w podobszarach 25-29,32. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium śmiertelności połowowej. 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 spełniało kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełniało, ale nie można tego formalnie wykazać.

Podsumowanie ocen dla okresu 2016-2021 przedstawiono w Tabela 2.38. Wiarygodność i precyzja ocen wskaźnika śmiertelność połowowa dla stad szprota i śledzia jest wysoka. Podobnie, wiarygodność i precyzja ocen wskaźnika biomasa stada tarłowego dla stad dorsza, szprota i śledzia została określona jako wysoka.

Tabela 2.38. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w okresie 2016-2021. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony - dobry stan nie został osiągnięty, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny

Stado	2016-2021			Wiarygodność
	Kryterium		Ocena zintegrowana	
	D3C1	D3C2	GES	
dorsz 24-32	?			Wysoka
stornia 24-25	?	?	?	
stornia 26 i 28	?	?	?	
szprot 22-32		GES		Wysoka
śledź 25-29 i 32		GES		Wysoka
Proporcja stad z GES*/	0 z 2	2 z 3	0 z 3	
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków (%)	0	80	0	
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	2 z 5	2 z 5	

*/ spośród stad ze znanym statusem

Strefa przybrzeżna

Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny

Wskaźnik liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny odzwierciedla skutki zmian wywołanych rybołówstwem i związaną z nim śmiertelnością połowową, dostępnością i jakością siedlisk oraz eutrofizacją, jak również naturalnymi procesami zachodzącymi w łańcuchu pokarmowym.

Ocena stanu środowiska morskiego strefy przybrzeżnej za lata 2011-2021 w oparciu o wskaźnik liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny została wykonana w trzech jednolitych częściach wód (JCW): Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Wiślany na podstawie analizy trendu. W przypadku Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego stan środowiska morskiego został oceniony na dobry (GES). Natomiast stan środowiska morskiego Zalewu Puckiego został oceniony jako zły (subGES) (Tabela 2.39, Rysunek 2.48). Wiarygodność oceny stanu środowiska wód otwartych w oparciu o liczebność gatunków kluczowych należy uznać za wysoką.

Tabela 2.39. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny'

Wskaźnik	L4-POL-022 Zalew Pucki	L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	L4-POL-026 Zalew Wiślany
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny (okoń)	GES	GES	GES
Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny (stornia)	subGES	GES	Nie dotyczy*
Ocena końcowa JCWP	subGES	GES	GES
Wiarygodność	Wysoka	Wysoka	Wysoka

* stornia nie podlega ocenie w Zalewie Wiślanym

Rysunek 2.48. Ocena wskaźnika ‘Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny’ w zakresie cechy D3

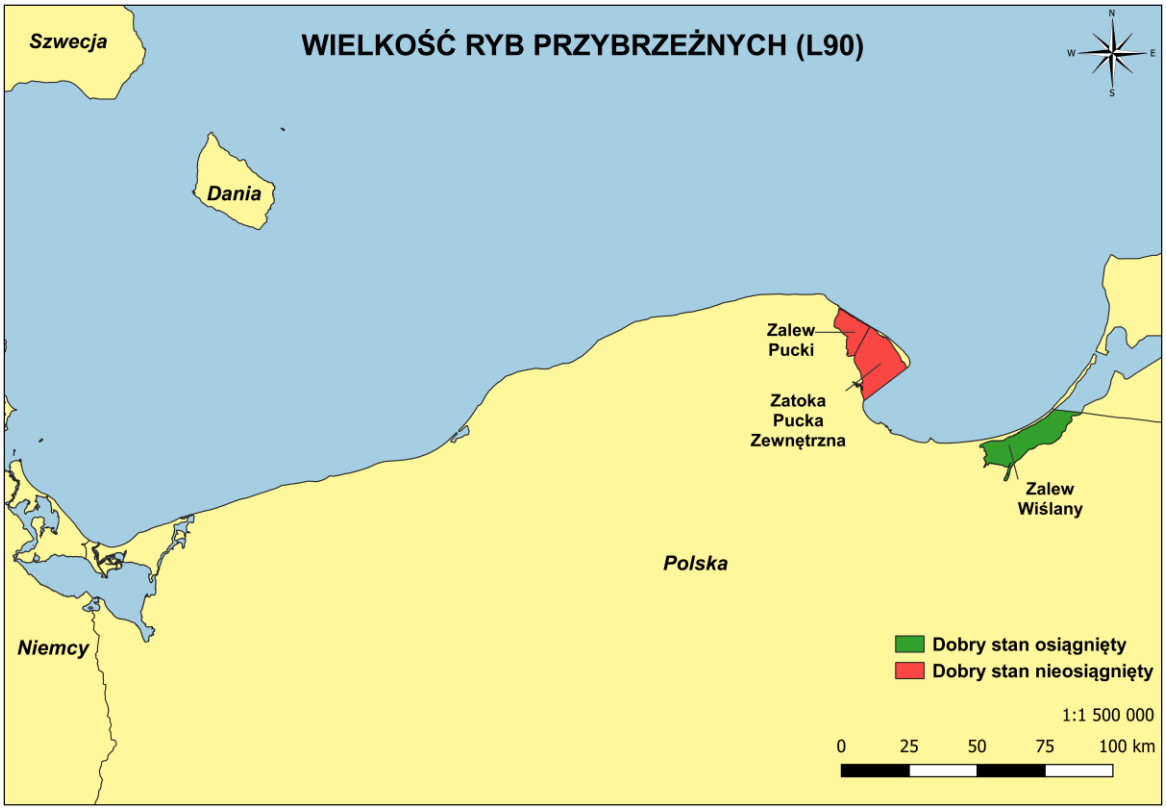
Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)

Ocena stanu środowiska morskiego za lata 2016-2020 w oparciu o wskaźnik ‘Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)’ została wykonana w ramach HOLAS 3 przez HELCOM dla całego Bałtyku. W polskiej części obejmuje ona trzy jednolite części wód (JCW) zlokalizowane w obrębie Basenu Gdańskiego: Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zalew Pucki oraz Zalew Wiślany. Oceną objęte zostały ryby z gatunków: okoń i stornia - za wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie oceny dokonano jedynie na podstawie okonia. W przypadku oceny opartej na okoniu, wyznaczono wartość progową dla wskaźnika, na podstawie której stan środowiska wód morskich w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim uznano za zły (subGES), natomiast stan środowiska w Zalewie Wiślanym oceniono jako dobry (GES). W przypadku storni zbyt krótka seria danych nie pozwoliła spełnić założeń metodycznych, czyli dokonać oceny na podstawie analizy trendu. W celu przedstawienia zintegrowanej oceny dla Basenu Gdańskiego, uwzględniającej różne gatunki oraz lokalizacje zastosowano metodę OOAO. Wyniki oceny zamieszczono w Tabela 2.40 i na Rysunek 2.49). Należy zaznaczyć, że obecna ocena za okres 2016-2020 jest pierwszą, dokonaną w oparciu o wskaźnik Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)’.

Tabela 2.40. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)'. Kolor czerwony – subGES (dobry stan środowiska nie został osiągnięty), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska)

Wskaźnik	L4-POL-022 Zalew Pucki	L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna	L4-POL-026 Zalew Wiślany
Wielkość ryb przybrzeżnych (okoń)	subGES	subGES	GES
Wielkość ryb przybrzeżnych (stornia)	Brak oceny	Brak oceny	Nie dotyczy*
Ocena końcowa JCW	subGES	subGES	GES

* stornia nie podlega ocenie w Zalewie Wiślanym



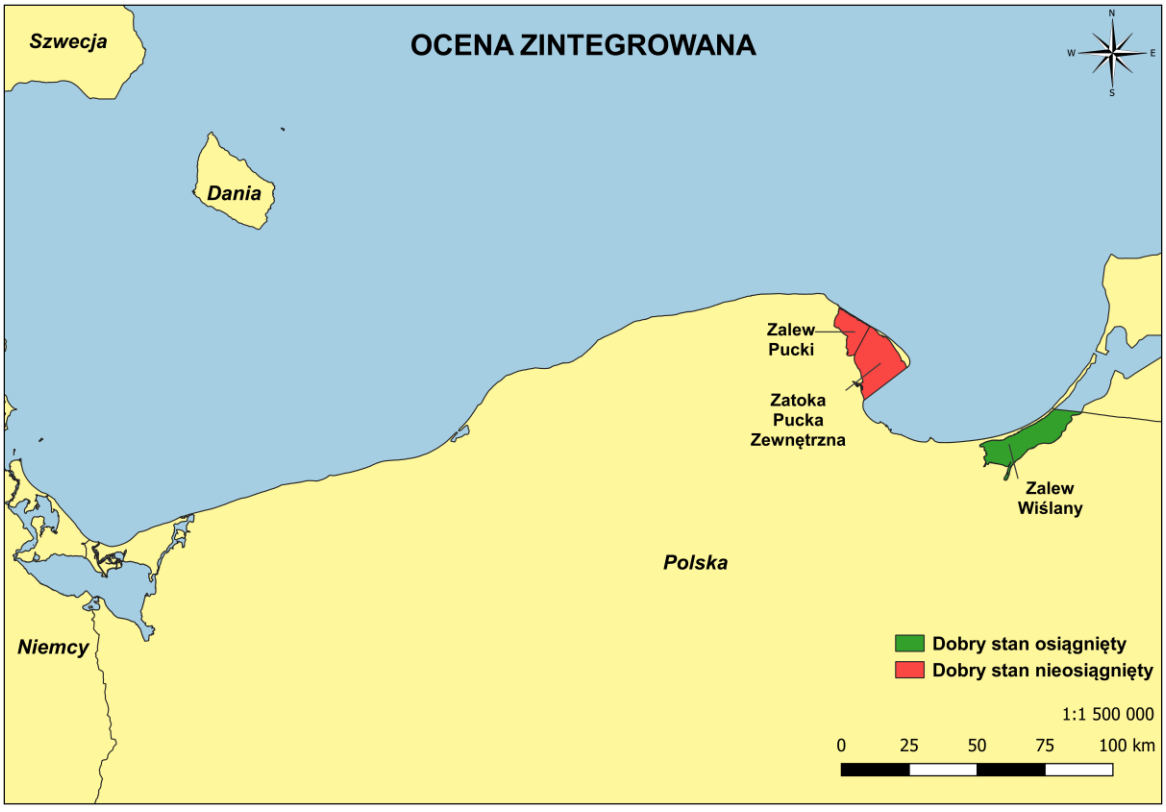
Rysunek 2.49. Ocena stanu środowiska morskiego w ramach wskaźnika L90

Podsumowanie oceny zintegrowanej dla ryb otwartego morza i strefy przybrzeżnej

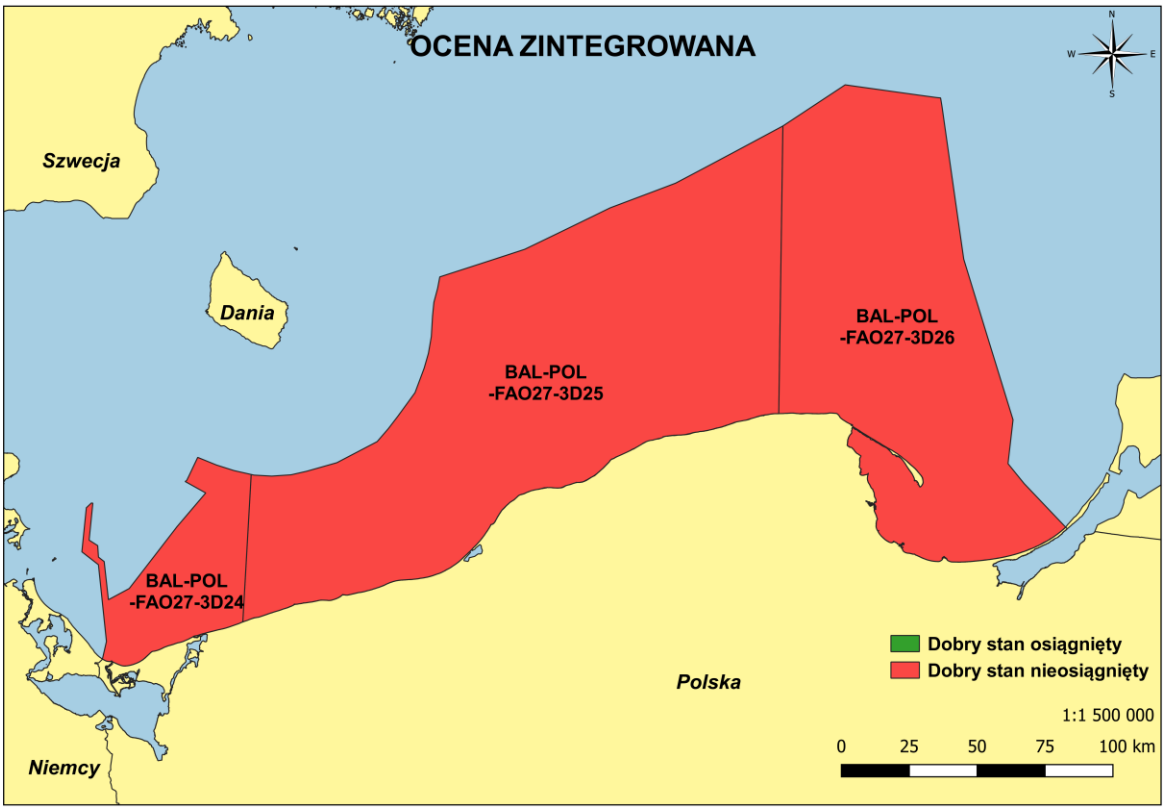
W poniższej tabeli (Tabela 2.41) i na rysunkach (Rysunek 2.50, Rysunek 2.51) zestawiono informacje dotyczące oceny zintegrowanej. Integracja oceny w ramach D3 Ryby została przeprowadzona na zasadzie OOAO. Ocena zbiorcza stanu środowiska morskiego POM za okres 2016-2021 na podstawie zbiorowisk ichtiofauny wskazuje na brak dobrego stanu środowiska subGES.

Tabela 2.41. Zintegrowana ocena stanu ichtiofauny strefy przybrzeżnej i otwartego morza w zakresie cechy D3 za lata 2016-2021. Kolor zielony – dobry stan środowiska; czerwony – dobry stan środowiska nie został osiągnięty, szary – dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny

Obszar oceny		D3C2	D3C3	Ocena zbiorcza strefy przybrzeżnej	D3C1	D3C2	Ocena zbiorcza otwartego morza
		Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny	L90		Śmiertelność połowowa	Biomasa stada tarłowego	
Strefa przybrzeżna	L4-POL-022 Zalew Pucki						
	L4-POL-026 Zalew Wiślany						
	L4 -POL 023 Zatoka Pucka Zewnętrzna						
Strefa otwartego morza	Dorsz 24-32						
	Stornia 24-25						
	Stornia 26 i 28						
	Szprot 22-32						
	Śledź 25-29 i 32						



Rysunek 2.50. Ocena zintegrowana ichtiofauny wód przybrzeżnych w zakresie cechy D3



Rysunek 2.51. Ocena zintegrowana ichtiofauny strefy otwartego morza w zakresie cechy D3

Cecha D5 – Ograniczona do minimum eutrofizacja wywołana przez działalność człowieka, w szczególności jej niekorzystne skutki, takie jak straty w różnorodności biologicznej, degradacja ekosystemu, szkodliwe zakwity glonów oraz niedobór tlenu w dolnych partiach wód

Ocena eutrofizacji została przeprowadzona w oparciu o regionalnie uzgodnioną metodykę i ma na celu określenie zmian jakie zachodzą w środowisku morskim spowodowanych w głównej mierze wpływem substancji biogennych na ekosystem. Ocena cechy D5 w obszarach otwartego morza przeprowadzona została na szczeblu regionalnym (HELCOM 2023h), a niniejszy raport prezentuje metodykę i wyniki oceny w obszarach POM.

W wodach przejściowych i przybrzeżnych ocena przeprowadzona została zgodnie z metodyką regionalną z wykorzystaniem wskaźników krajowych RDW.

Wybór elementów oceny został przeprowadzony w ramach współpracy regionalnej. W obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych elementy oceny są zbieżne z tymi stosowanymi w ocenie RDW.

Zakres i ilość elementów oceny cechy D5 jest zbieżny z zakresem kryteriów z Decyzji Komisji 2017/848 (Tabela 2.1).

Zestaw kryteriów oceny cechy D5 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny z Decyzji Komisji 2017/848 zestawiono w Tabela 2.42.

Kryteria oceny cechy D5 wynikające z Decyzji Komisji 2017/848 podzielić można na 3 grupy odzwierciedlające występujące zależności przyczynowo skutkowe pomiędzy czynnikami presji a skutkami eutrofizacji. Są to:

- czynniki wpływające na eutrofizację: kryterium D5C1 w ramach którego określany jest poziom biogenów w kolumnie wody;
- skutki bezpośrednie eutrofizacji: kryteria D5C2, D5C3 w ramach, których określany jest bezpośredni wpływ biogenów na środowisko morskie (poprzez zwiększoną produkcję pierwotną);
- pośrednie skutki eutrofizacji: D5C4, D5C5, D5C6, D5C7, D5C8 które wskazują na wpływ zwiększonej produkcji pierwotnej.

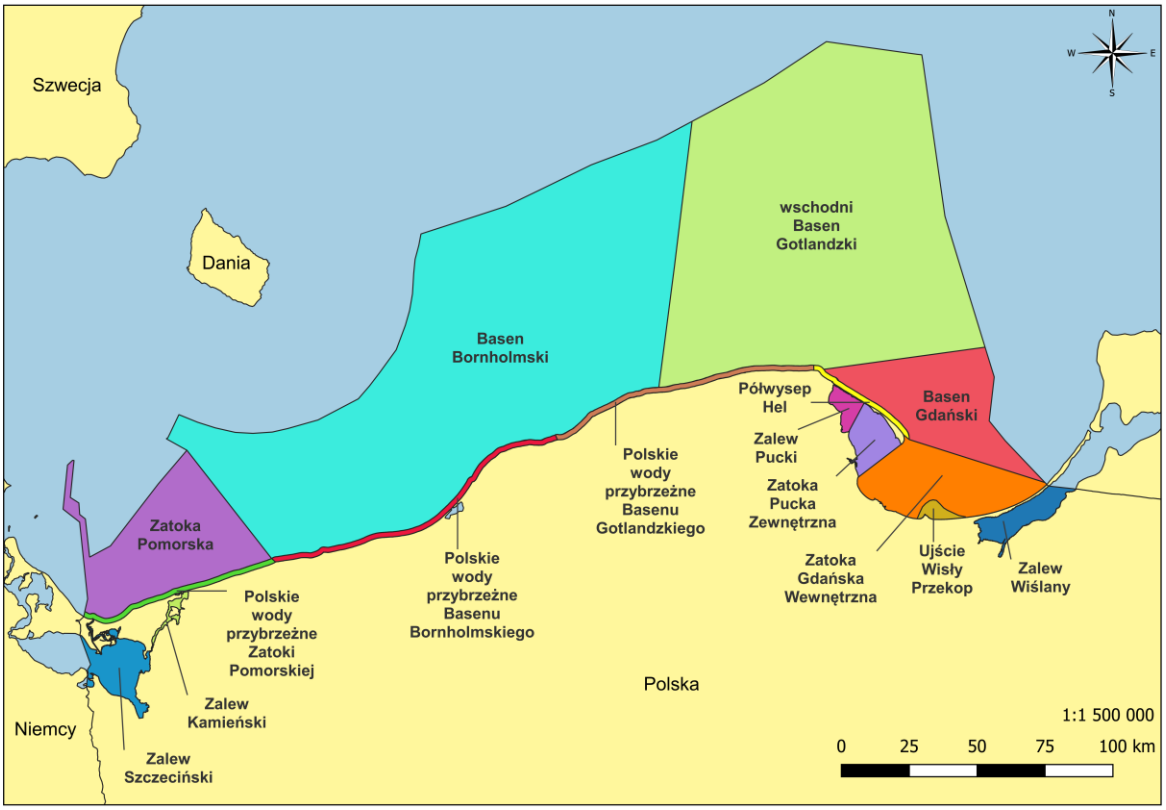
Tabela 2.42. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D5 zgodnie z RDSM

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Składniki pokarmowe w słupie wody: rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN), azot całkowity (TN), rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP), fosfor całkowity (TP). W obrębie wód przybrzeżnych, jak stosowane na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Poza wodami przybrzeżnymi, państwa członkowskie mogą zdecydować, na poziomie regionalnym lub podregionalnym, by nie używać jednego lub kilku z tych składników odżywczych.	D5C1		Stężenia składników odżywczych nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki eutrofizacji. Wartości progowe są następujące: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	Skala oceny: — w obrębie wód przybrzeżnych, jak stosowane na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. — poza wodami przybrzeżnymi podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe. Zastosowanie kryteriów: Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się w następujący sposób: a) wartości uzyskane dla każdego zastosowanego kryterium oraz szacunkowy zasięg ocenianego obszaru, na którym ustalone wartości progowe zostały osiągnięte; b) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, kryteria te są stosowane zgodnie z wymogami dyrektywy 2000/60/WE w celu stwierdzenia, czy jednolita część wód podlega eutrofizacji c) poza wodami przybrzeżnymi szacunkowy zasięg obszaru (jako odsetek (%), który nie podlega eutrofizacji (jak wskazują wyniki wszystkich zastosowanych kryteriów, zintegrowanych w sposób uzgodniony w miarę
Chlorofil a w słupie wody	D5C2		Stężenia chlorofilu a nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych. Wartości progowe są następujące: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Szkodliwe zakwity planktonu (np. sinic) w słupie wody		D5C3	Liczba, zasięg przestrzenny i czas trwania szkodliwych zakwitów planktonu nie są na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe dla tych poziomów w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Granica strefy eufotycznej (przejrzystość) słupa wody		D5C4	Granica strefy eufotycznej (przejrzystość) słupa wody nie została obniżona, w związku ze wzrostem ilości glonów zawieszonych w toni wodnej, do	

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
			poziomu, który wskazuje na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych. Wartości progowe są następujące: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	możliwości na szczeblu unijnym, a co najmniej na szczeblu regionalnym lub podregionalnym). Poza wodami przybrzeżnymi stosowanie kryteriów drugorzędnych jest uzgadniane na poziomie regionalnym lub podregionalnym. Wyniki tych ocen wnoszą również wkład w oceny siedlisk gatunków pelagicznych w ramach cechy D1 w następujący sposób: — rozkład i szacunkowy zasięg obszaru (jako odsetek (%)), który podlega eutrofizacji w słupie wody (co wskazuje, czy progi wartości dla kryteriów D5C2, D5C3 i D5C4, kiedy są one stosowane, zostały osiągnięte). Wyniki tych ocen wnoszą również wkład w oceny siedlisk bentosowych w ramach cech 1 i 6 w następujący sposób: — rozkład i szacunkowy zasięg obszaru (jako odsetek (%)), który podlega eutrofizacji na dnie morskim (co wskazuje, czy progi wartości dla kryteriów D5C4, D5C5, D5C6, D5C7 i D5C8 kiedy są one stosowane, zostały osiągnięte).
Stężenie rozpuszczonego tlenu na dnie słupa wody	D5C5 (można je zastąpić przez D5C8)		Stężenie rozpuszczonego tlenu nie zostało obniżone do poziomu, który wskazuje na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych dla siedlisk bentosowych (w tym powiązanych gatunków fauny i flory oraz gatunków mobilnych) lub inne skutki eutrofizacji. Wartości progowe są następujące: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Oportunistyczne glony makroskopowe siedlisk bentosowych		D5C6	Liczebność oportunistycznych glonów makroskopowych nie znajduje się na poziomach, które wskazują na negatywne skutki nadmiaru substancji biogennych. Wartości progowe są następujące: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Skupiska makrofitów (wieloletnich wodorostów morskich i gatunków trawy morskiej np. morszczynowców,		D5C7	Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie lub głębokość dystrybucji skupisk makrofitów osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych	

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
zostery i *Posidonia oceanica*) siedlisk bentosowych			skutków nadmiaru substancji biogennych, w tym poprzez zmniejszenie przejrzystości wody w następujący sposób: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) jeżeli to kryterium będzie się odnosiło do wód poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	
Zbiorowiska makrofauny siedlisk bentosowych		D5C8 (z wyjątkiem sytuacji, kiedy jest stosowane zamiast D5C5)	Skład gatunkowy i względne rozpowszechnienie skupisk makrofauny osiągają wartości, które wskazują na brak negatywnych skutków nadmiaru substancji biogennych i organicznych, w następujący sposób: a) w odniesieniu do wód przybrzeżnych, wartości dla bentosowych biologicznych elementów jakości ustanowione zgodnie z dyrektywą 2000/60/WE; b) poza wodami przybrzeżnymi, wartości spójne z wartościami dla wód przybrzeżnych na podstawie dyrektywy 2000/60/WE. Państwa członkowskie ustanawiają te wartości w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	

Ocenę cechy D5 przeprowadzono zgodnie z przyjętą w ramach HOLAS 3 regionalną metodyką oceny eutrofizacji. Ocena w POM przeprowadzona została na poziomie L4b podziału Morza Bałtyckiego (HELCOM 2013) (Rysunek 2.7) tj. w 4 basenach otwartego morza (Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański) oraz w JCWP przejściowych i przybrzeżnych zgodnych z RDW (Rysunek 2.7, Rysunek 2.52).



Rysunek 2.52. Obszary oceny cechy D5

Zgodnie z ustaleniami regionalnymi aktualizacja oceny przeprowadzana jest dla okresu 2016-2021. W związku z czym rok 2016 jest oceniany zarówno w poprzedniej o cenie (2011-2016) jak i bieżącej.

Ze względu na specyfikę stosowanych wskaźników, zakres ocenianych kryteriów jak i zakres wykorzystanych danych sposób przeprowadzenia oceny cechy D5 przedstawiono oddzielenie dla obszarów otwartego morza oraz oddzielnie dla JCWP przejściowych i przybrzeżnych.

Obszary otwartego morza

W obszarach otwartego morza ocena cechy D5 przeniesiona została w całości z opracowania regionalnego (HELCOM 2023h), gdzie przeprowadzona została dla 5 kryteriów oceny RDSM: D5C1, D5C2, D5C3, D5C4 oraz D5C5 w oparciu o 9 uzgodnionych regionalnych wskaźników HELCOM (Tabela 2.43). Wskaźniki zostały zintegrowane i ocenione w ramach 3 grup kryteriów: poziomów biogenów, skutków bezpośrednich i skutków pośrednich eutrofizacji (Tabela 2.43). Ocena regionalna przeprowadzona została z wykorzystaniem narzędzia do oceny eutrofizacji HELCOM HEAT 3.0 (HEAT HOLAS 3).

Podstawą przeprowadzenia oceny cechy D5 w obszarach otwartego morza są zweryfikowane dane krajów członkowskich HELCOM zaraportowane do bazy ICES. Zgodnie z przyjętą metodyką regionalną oceny cechy D5 do oceny poszczególnych akwenów wykorzystuje się dane wszystkich krajów współdzielących dany

obszar. W konsekwencji wyniki oceny poszczególnych akwenów otwartego morza są traktowane jako reprezentatywne dla wód wszystkich krajów dzielących dany akwen.

Tabela 2.43. Wskaźniki wykorzystane w ocenie cechy D5 w obszarach otwartego morza

Lp	Grupa kryteriów	Wskaźnik	Raport wskaźnikowy - numer załącznika	Kryterium
1	Poziomy biogenów	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	30	D5C1
2		Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	31	
3		Azot całkowity (TN)	32	
4		Fosfor całkowity (TP)	33	
5	Skutki bezpośrednie	Chlorofil a	34	D5C2
6		Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	18	D5C3
7	Skutki pośrednie	Przezroczystość wody morskiej	35	D5C4
8		Dług tlenowy	19	D5C5
9		Tlen w obszarach płytkowodnych	36	

Obszary wód przejściowych i przybrzeżnych

W obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych ocenę cechy D5 przeprowadzono w oparciu o metodykę regionalną stosowaną w obszarach otwartego morza z wykorzystaniem wskaźników jakości wód powierzchniowych zgodnych z RDW. Wyniki oceny w/w wskaźników zostały uwzględnione w raportach wskaźników regionalnych zgodnie z tabelą (Tabela 2.44). Ocenę przeprowadzono dla obowiązującego od 2022 roku podziału wód przejściowych i przybrzeżnych na JCWP.

W odróżnieniu do oceny wód otwartego morza w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych ocenę przeprowadza się dla 7 kryteriów oceny RDSM. Wskaźniki są integrowane i oceniane w ramach 3 grup kryteriów: poziomów biogenów, skutków bezpośrednich i skutków pośrednich eutrofizacji. Ze względu na brak wskaźników oceny, w ocenie wód przejściowych i przybrzeżnych nie podlega ocenie kryterium D5C3 (odnoszące się do szkodliwych zakwitów fitoplanktonu), w związku z czym grupa kryteriów 'Skutki bezpośrednie' oceniana została jedynie w oparciu o wskaźnik 'Chlorofil a' (Tabela 2.44).

W porównaniu do obszarów otwartego morza w ocenie skutków pośrednich eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych stosowane są dodatkowo wskaźniki oceny stanu makrofitów, oceniane w ramach kryteriów D5C6 i D5C7 oraz wskaźnik makrozoobentosu oceniany w ramach kryterium D5C8 (Tabela 2.44, Rysunek 2.54).

Tabela 2.44. Przypisanie wskaźników jakości wód powierzchniowych do wskaźników i kryteriów oceny eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych

Lp	Grupa kryteriów	Wskaźnik oceny	Wskaźnik jakości wód powierzchniowych	Raport wskaźnikowy - numer załącznika	Kryterium
1	Poziomy biogenów	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Azot mineralny	30	D5C1
2		Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Fosfor fosforanowy (V) (ortofosforanowy)	31	
3		Azot całkowity (TN)	Azot ogólny	32	
4		Fosfor całkowity (TP)	Fosfor ogólny	33	
5	Skutki bezpośrednie	Chlorofil a	Chlorofil a	34	D5C2
6	Skutki pośrednie	Tlen w obszarach płytkowodnych	Tlen rozpuszczony (O_2)	36	D5C5

Lp	Grupa kryteriów	Wskaźnik oceny	Wskaźnik jakości wód powierzchniowych	Raport wskaźnikowy - numer załącznika	Kryterium
7		Przezroczystość wody morskiej	Przezroczystość – widzialność krążka Secchiego	35	D5C4
8		Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1) Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów ($ESMI_Z$)	Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1) Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów ($ESMI_Z$)	12 13	D5C6, D5C7
9		Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)	Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)	14	D5C8

Ocena przeprowadzana jest w oparciu o roczne wartości wskaźników jakości wód powierzchniowych wyliczane w oparciu o wyniki pomiarów pozyskiwane w ramach monitoringu prowadzanego w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnie z RDW.

Metoda oceny cechy D5

Obszary otwartego morza

Dla każdego wskaźnika w obszarze oceny z wartości rocznych obliczana jest średnia wartość znormalizowana (ang. „scaled ecological quality ratio" (EQRS)) wskaźnika z okresu 2016-2021 jako średnia ze znormalizowanych wartości rocznych. Wartość EQRS jest to wyskalowana, w zakresie 0-1, wartość wskaźnika EQR (ang. ecological quality ratio) opisująca stosunek wartości zmierzonej do wartości progowej (Tabela 2.48). Wskaźnik EQR wylicza się z uzgodnionych wartości progowych zgodnie z przedstawioną procedurą:

- Dla wskaźników o pozytywnej reakcji na presję eutrofizacyjną (jakość wskaźnika wzrasta wraz ze wzrostem stopnia eutrofizacji) wartość EQR wylicza się zgodnie ze wzorem:

$$EQR = \frac{Wartość\ najwyższa\ [BEST]}{Wartość\ zmierzona\ [ES]}, \text{ gdzie}$$

$$Wartość\ najwyższa\ [BEST] = \frac{Wartość\ graniczna\ [ET]}{(1+\frac{ACDEV}{100})}, \text{ gdzie}$$

ACDEV – dopuszczalne odchylenie specyficzne dla każdego wskaźnika wykorzystywanego w ocenie.

- Dla wskaźników o negatywnej reakcji na presję eutrofizacyjną (jakość wskaźnika maleje ze wzrostem eutrofizacji) wartość EQR w wylicza się zgodnie ze wzorem:

$$EQR = \frac{Wartość\ zmierzona\ [ES]}{Wartość\ najwyższa\ [BEST]}, \text{ gdzie}$$

$$Wartość\ najwyższa\ [BEST] = \frac{Wartość\ graniczna\ [ET]}{(1-\frac{ACDEV}{100})}, \text{ gdzie}$$

ACDEV – dopuszczalne odchylenie specyficzne dla każdego wskaźnika wykorzystywanego w ocenie.

Wartości EQR zostały następnie normalizowane do postaci wartości EQRS mieszczącej się w zakresie 0-1, w celu zapewnienia porównywalności wyników stosowanych wskaźników. Wyniki oceny regionalnej prezentowane są w postaci klas przypisanych wyskalowanym zakresom EQRS (Tabela 2.45).

Tabela 2.45. Sposób klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w oparciu o wartości EQRS

Zintegrowana ocena eutrofizacji (EQRS)		Wynik w postaci odległości od GES
powyżej 0,6 (GES)	0,8-1	Bardzo dobra
	0,6-0,8	Dobra
Poniżej 0,6 (subGES)	0,4-0,6	Umiarkowana
	0,2-0,4	Słaba
	0,0-0,2	Zła

Wartość EQRS większa od 0,6 traktowana jest jako dobry stan w rozumieniu RDSM.

Wartości wyliczonych współczynników EQRS wskaźników zostały następnie uśredniane w ramach poszczególnych grup kryteriów z zastosowaniem współczynników wagowych (Tabela 2.46).

Tabela 2.46. Współczynniki wagowe wskaźników oceny eutrofizacji w obszarach otwartego morza

Obszar oceny	Poziomy biogenów				Skutki bezpośrednie		Skutki pośrednie		
	DIN	TN	DIP	TP	Chlorofil a	CyaBl	Dług tlenowy	Tlen w obszarach płytkowodnych	Przezroczystość wody morskiej
Basen Bornholmski	25	25	25	25	66	34	66	-	34
Zatoka Pomorska	25	25	25	25	66	34	-	80	20
Basen Gdański	20	20	30	30	66	34	66	-	34
wschodni Basen Gotlandzki	25	25	25	25	66	34	66	-	34

Poziomy biogenów (kryterium D5C1)

W ramach kryterium D5C1 oceniany jest poziom substancji biogenicznych w morzu w oparciu o 4 wskaźniki podstawowe HELCOM (Tabela 2.43). Wartości tak wyliczonych współczynników EQRS wskaźników są następnie uśredniane z zastosowaniem współczynników wagowych (Tabela 2.46). Tak wyliczona wartość stanowi wynik oceny kryterium D5C1 oraz oceny grupy kryteriów ‘Poziomy biogenów’.

Skutki bezpośrednie eutrofizacji (kryterium D5C2 oraz D5C3)

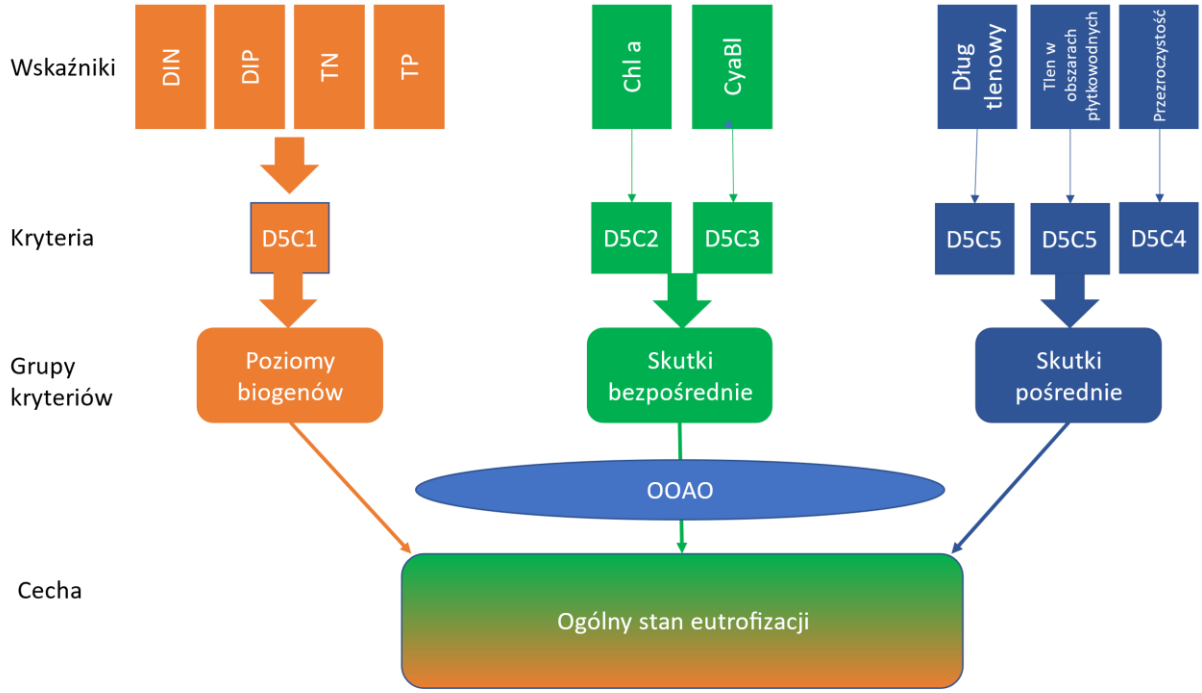
Do oceny skutków bezpośrednich eutrofizacji wykorzystywane są dwa wskaźniki regionalne: ‘Chlorofil a’ oraz ‘Index zakwitów sinic’. Pierwszy ze wskaźników ocenia kryterium D5C2, drugi D5C3. Wyniki wskaźników w postaci wartości EQRS są następnie uśredniane z zastosowaniem współczynników wagowych (Tabela 2.46). Tak wyliczona wartość stanowi wynik oceny grupy kryteriów ‘Skutki bezpośrednie eutrofizacji’.

Skutki pośrednie eutrofizacji (kryterium D5C4 oraz D5C5)

Do oceny skutków bezpośrednich eutrofizacji wykorzystywane są trzy wskaźniki regionalne: ‘Przezroczystość wody morskiej‘, ‘Dług tlenowy’ oraz „Tlen w obszarach płytkowodnych’. Pierwszy ze wskaźników ocenia kryterium D5C4, pozostałe dwa kryterium D5C5. Wyniki wskaźników w postaci wartości EQRS są następnie uśredniane z zastosowaniem współczynników wagowych (Tabela 2.46). Tak wyliczona wartość stanowi wynik oceny grupy kryteriów ‘Skutki bezpośrednie eutrofizacji’.

Zintegrowana ocena eutrofizacji

O ostatecznym stanie eutrofizacji danego obszaru oceny decyduje grupa kryteriów w najgorszym stanie zgodnie z zasadą OOAO (Rysunek 2.53).



Rysunek 2.53. Schemat oceny eutrofizacji w wodach otwartego morza

Ocenę wiarygodności przeprowadza się w ramach cechy D5 zarówno na poziomie pojedynczych wskaźników, jak i zintegrowanej oceny eutrofizacji.

Ocenę wiarygodności przeprowadza się w 3 krokach:

1. Wiarygodność wskaźników oceny.

Wiarygodność wskaźników oceny eutrofizacji jest wyliczana z następujących parametrów:

- Ogólna wiarygodność czasowa odnosząca się do ilości obserwacji wykorzystanych do ocen rocznych w okresie oceny;
- Specyficzna wiarygodność czasowa odnosząca się do dostępności danych w określonych okresach oceny (zima, sezon wegetacyjny), określana jest na podstawie liczby brakujących miesięcy w danym roku;
- Specyficzna przestrzenna wiarygodność odnosząca się do % udziału komórek grid, w których dokonywano pomiarów do całkowitej ilości komórek grid w jednostce oceny,
- Wiarygodność precyzji oceny wskaźników

Ocena wiarygodności przeprowadzana została w narzędziu HEAT w oparciu o wartość zmierzoną, wartość progową oraz błąd standardowy danego wskaźnika w obszarze oceny w oparciu o funkcje dystrybucji normalnej. Wyliczony poziom wiarygodności jest bezpośrednio wykorzystywany jako prawdopodobieństwo prawidłowej klasyfikacji w zakresie stanu dobrego lub poniżej dobrego. Granice klas dla wiarygodności precyzji pochodzą z narzędzia BEAT co ma na celu zapewnienie jak największej harmonizacji podejść oceny tego aspektu wiarygodności. W przypadku, gdy nie jest możliwe określenie odchylenia standardowego, liczby obserwacji oraz błędu standardowego nie jest możliwe określenie

wiarygodności precyzji klasyfikacji wskaźnika w sposób ilościowy. Istnieje jednakże możliwość określenia tego aspektu oceny na podstawie oceny eksperckiej w sposób jakościowy.

2. Wiarygodność grup kryteriów jest wyliczana na podstawie średniej ważonej wiarygodności poszczególnych wskaźników wchodzących w skład danej grupy kryteriów. Współczynniki wagowe są tożsame z tymi stosowanymi do zintegrowanej oceny wskaźników;
3. Ostateczna ocena wiarygodności wyliczana jest jako średnia z wiarygodności grup kryteriów. Wszystkie grupy kryteriów mają tą samą wagę, a grupy kryteriów dla których nie ma wskaźników są ignorowane.

Ostateczne ocena wiarygodności w obszarze oceny mieści się w zakresie 0-100% i grupuje się ją w 3 klasy: wysoka wiarygodność (100-75%), umiarkowana wiarygodność (74-50%) i niska wiarygodność (<50%) (Tabela 2.47).

Tabela 2.47. Ostateczne wartości klas oceny wiarygodności akwenów otwartego morza

Ocena wiarygodności	Wiarygodność w procentach
Wysoka	≥ 75
Średnia	≥ 50 do < 75
Niska	< 50

Tabela 2.48. Regionalnie uzgodnione wskaźniki i wartości progowe rekomendowane do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich w zakresie cechy D5 w obszarach otwartego morza w POM

Kryterium Oceny	Wskaźnik HELCOM	Typ wskaźnika	Grupa kryteriów	Obszar oceny	Źródło danych	Wartość progowa	Jednostka wartości progowej	Źródło wartości progowej
D5C1	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Regionalny	Poziomy biogenów	Basen Bornholmski	HELCOM, RDSM	1,8	µmol l^{-1}	HOLAS 3
				wschodni Basen Gotlandzki		2,6	µmol l^{-1}	
				Basen Gdański		4,2	µmol l^{-1}	
				Zatoka Pomorska		5,5	µmol l^{-1}	
	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Regionalny		Basen Bornholmski		0,28	µmol l^{-1}	
				wschodni Basen Gotlandzki		0,29	µmol l^{-1}	
				Basen Gdański		0,36	µmol l^{-1}	
				Zatoka Pomorska		0,4	µmol l^{-1}	
	Azot całkowity (TN)	Regionalny		Basen Bornholmski		16,05	µmol l^{-1}	
				wschodni Basen Gotlandzki		16,5	µmol l^{-1}	
				Basen Gdański		18,8	µmol l^{-1}	
				Zatoka Pomorska		23,8	µmol l^{-1}	
	Fosfor całkowity (TP)	Regionalny		Basen Bornholmski		0,55	µmol l^{-1}	
				wschodni Basen Gotlandzki		0,45	µmol l^{-1}	
				Basen Gdański		0,6	µmol l^{-1}	
				Zatoka Pomorska		0,74	µmol l^{-1}	
D5C2	Chlorofil a	Regionalny	Skutki bezpośrednie eutrofizacji	Basen Bornholmski		1,55	µg l^{-1}	
				wschodni Basen Gotlandzki		2,2	µg l^{-1}	
				Basen Gdański		1,9	µg l^{-1}	
				Zatoka Pomorska		2,86	µg l^{-1}	
D5C3	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	Regionalny		Basen Bornholmski		0,83	wartość znormalizowana wskaźnika	
				wschodni Basen Gotlandzki		0,89		
				Basen Gdański		0,77		
				Zatoka Pomorska		0,81		
D5C4	Przezroczystość wody morskiej	Regionalny		Basen Bornholmski		7,1	m	
				wschodni Basen Gotlandzki		6,5	m	

Kryterium Oceny	Wskaźnik HELCOM	Typ wskaźnika	Grupa kryteriów	Obszar oceny	Źródło danych	Wartość progowa	Jednostka wartości progowej	Źródło wartości progowej
			Skutki pośrednie eutrofizacji	Basen Gdański		7,6	m	
				Zatoka Pomorska		7,1	m	
D5C5	Dług tlenowy	Regionalny		Basen Bornholmski		6,37	mg l^{-1}	
				wschodni Basen Gotlandzki		8,66	mg l^{-1}	
				Basen Gdański		8,66	mg l^{-1}	
	Tlen w obszarach płytkowodnych	Regionalny		Zatoka Pomorska		6	mg l^{-1}	

Obszary wód przejściowych i przybrzeżnych

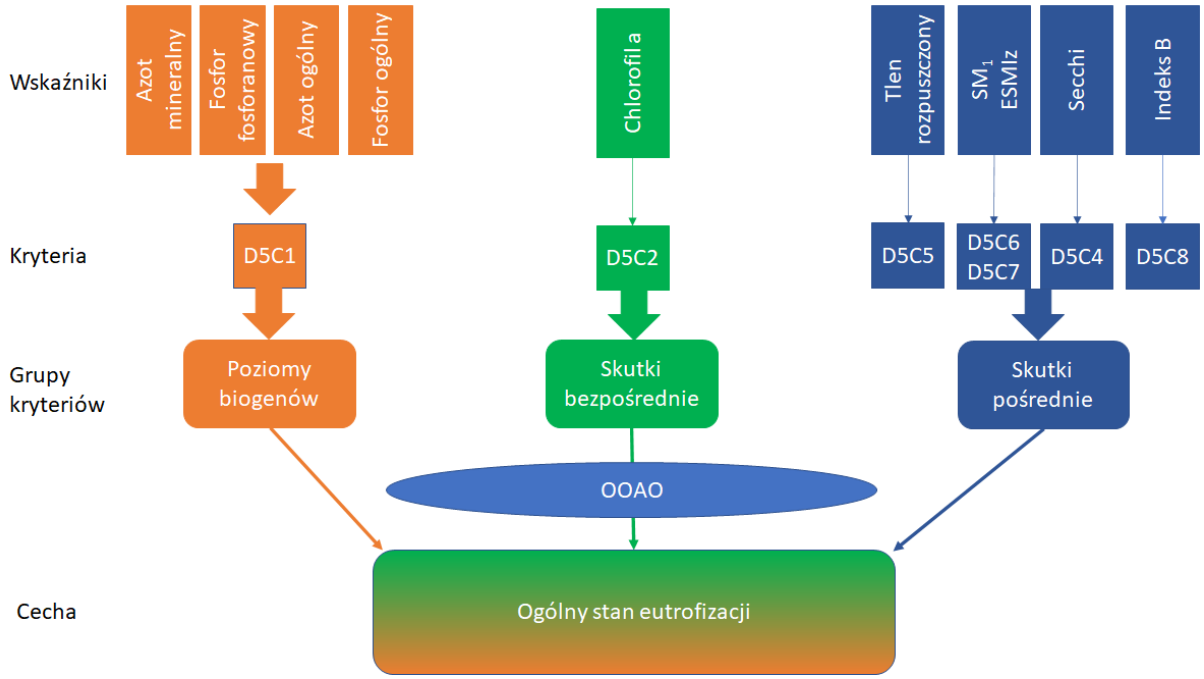
Wartości wskaźników jakości wód powierzchniowych wykorzystywanych w ocenie eutrofizacji wylicza się jako średnie wartości EQRS z wartości rocznych z okresu 2016-2021.

Normalizację wskaźników jakości wód powierzchniowych do postaci EQRS przeprowadza się w oparciu o wartości zmierzone i wartości progowe (Tabela 2.50) wskaźników zgodnie z metodyką przyjętą w ocenie obszarów otwartego morza.

Wartości EQRS większe lub równe 0,6 wskazują na dobry stan środowiska.

Wartości wyliczonych współczynników EQRS wskaźników są następnie uśredniane w ramach poszczególnych grup kryteriów. Wskaźnikom wchodzącym w skład tej samej grupy kryteriów nadano równe współczynniki wagowe, co oznacza, iż wyniki oceny każdej z grup kryteriów w wodach przejściowych i przybrzeżnych otrzymywane są poprzez zwykłe uśrednianie wyników ocen wskaźników.

O ostatecznym stanie eutrofizacji decyduje grupa kryteriów w najgorszym stanie zgodnie z zasadą OOAO (Rysunek 2.54).



Rysunek 2.54. Schemat oceny eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych

Ocenę wiarygodności przeprowadza się na poziomie pojedynczych wskaźników, jak i zintegrowanej oceny eutrofizacji.

Ostateczne ocena wiarygodności w obszarze oceny mieści się w zakresie 0-100% i grupuje się ją w 3 klasy: wysoka wiarygodność (100-75%), średnia wiarygodność (74-50%) i niska wiarygodność (<50%).

Ze względu na specyfikę danych dostępnych do oceny wskaźników w wodach przejściowych i przybrzeżnych (roczne wartości wskaźników dla JCWP), ocenę wiarygodności przeprowadzono w oparciu o ocenę ekspercką biorąc pod uwagę aspekty związane wiarygodnością czasową wskaźników odnosząca się do ilości obserwacji (ocen rocznych) w ocenie wskaźnika (Tabela 2.49).

Tabela 2.49. Ocena wiarygodności oceny wskaźników eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych

Ocena wiarygodności	Liczba ocen rocznych w okresie oceny
Wysoka	4 – 6
Średnia	2 – 3
Niska	1

Wiarygodność grup kryteriów jest wyliczana na podstawie średniej ważonej wiarygodności poszczególnych wskaźników wchodzących w skład danej grupy kryteriów. Współczynniki wagowe są tożsame z tymi stosowanymi do zintegrowanej oceny wskaźników.

Jeżeli do oceny danej grupy kryteriów wzięto pod uwagę pojedynczy wskaźnik obniżono wartość oceny wiarygodności o 1 klasę.

Ostateczna ocena wiarygodności wyliczona została jako średnia z wiarygodności grup kryteriów. Wszystkie grupy kryteriów mają tą samą wagę.

Tabela 2.50. Krajowe wskaźniki i wartości progowe rekomendowane do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich w wodach przejściowych i przybrzeżnych w zakresie cechy D5

Wskaźnik	**Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)**		**Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)**		**Azot całkowity (TN)**		**Fosfor całkowity (TP)**		**Chlorofil a**		**Przezroczystość wody morskiej**		**Tlen w obszarach płytkowodnych**	**Wskaźnik stanu makrofitów (SM1)**	**Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów (ESMIz)**	**Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)**
Nazwa wykorzystanego wskaźnika krajowego	**Azot mineralny**		**Fosfor fosforanowy (V) (ortofosforanowy)**		**Azot ogólny**		**Fosfor ogólny**		**Chlorofil a**		**Przezroczystość – widzialność krążka Secchiego**		**Tlen rozpuszczony**	**Indeks SM_1**	**Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów (ESMIz)**	**Indeks B**
Jednostka	mgN l^{-1}		mg $P\text{-}PO_4$ l^{-1}		mgN l^{-1}		mgP l^{-1}		µg l^{-1}		m		mg l^{-1}	-	-	-
Sezon oceny	rok	I-III	rok	I-III	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	rok	VI-IX	VI-IX	-	-	-
Zalew Wiślany	0,38	-	0,045	-	0,98	-	0,12	-	23,2	-	1	-	4,2	-	0,123	3,18
Zalew Szczeciński	1,05	-	0,09	-	1,9	-	0,15	-	20	-	1,1	-	4,2	-	0,123	3,18
Zalew Kamieński	1,05	-	0,09	-	1,9	-	0,15	-	20	-	1,1	-	4,2	-	0,123	3,18
Zalew Pucki	0,026	-	0,003	-	0,3	-	0,03	-	2	-	1,5	-	4,2	0,8	-	3,18
Zatoka Pucka Zewnętrzna	-	0,15	-	0,018	-	0,4	-	0,035	-	3,76	-	3,6	4,2	0,8	-	3,18
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	-	0,15	-	0,018	-	0,4	-	0,035	-	3,76	-	3,6	4,2	0,8	-	3,18
Ujście Wisły Przekop	-	0,225	-	0,035	-	0,4	-	0,045	-	5,5	-	2,8	4,2	-	-	3,18
Półwysep Hel	-	0,1	-	0,015	-	0,3	-	0,03	-	1,9	-	5,9	4,2	-	-	3,18
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	-	0,1	-	0,015	-	0,3	-	0,03	-	1,9	-	5,9	4,2	0,8	-	3,18
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	-	0,1	-	0,015	-	0,3	-	0,03	-	1,9	-	5,9	4,2	-	-	3,18
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	-	0,23	-	0,024	-	0,4	-	0,038	-	3,15	-	4,1	4,2	0,8	-	3,18

- wskaźnik nie ma zastosowania w danej JCWP

Wyniki oceny zintegrowanej

Obszary otwartego morza

Tabela 2.51 przedstawia średnie wartości wskaźników eutrofizacji z okresu 2016-2021. Tabela 2.52 zawiera wyliczone, wyskalowane wartości wskaźników eutrofizacji w obszarach otwartego morza oraz wyniki oceny zintegrowanej cechy D5. Z wszystkich ocenianych wskaźników jedynie 'Tlen w obszarach płytkowodnych' osiągnął wartości wskazujące na osiągnięcie dobrego stanu w akwenie Zatoka Pomorska. W przypadku pozostałych wskaźników wyliczone wartości wskazują na nieosiągnięcie dobrego stanu. W konsekwencji w obszarach otwartego morza dobry stan nie został osiągnięty dla żadnej z grup kryteriów przez co stan cechy D5 określono jako poniżej dobrego (Tabela 2.52, Rysunek 2.55 - Rysunek 2.58). Grupą kryteriów charakteryzującą się największymi odstępstwami od wartości progowej były poziomy biogenów co miało największy wpływ na wyniki oceny zintegrowanej, jedynie w wodach Basenu Gdańskiego o ostatecznej ocenie cechy D5 decydowały wskaźniki z grupy pośrednich skutków eutrofizacji.

Wiarygodność oceny

Ostateczną wiarygodność zintegrowanej oceny eutrofizacji określono jako wysoką we wszystkich akwenach otwartego morza z wyjątkiem Zatoki Pomorskiej, gdzie zintegrowana ocena charakteryzowała się średnim poziomem wiarygodności. Na średnią wiarygodność oceny w Zatoce Pomorskiej wpływ miała średnia wiarygodność oceny poziomu biogenów oraz skutków pośrednich eutrofizacji. W przypadku pozostałych obszarów wysoką wiarygodnością wszystkich grup kryteriów charakteryzowały się obszary Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego. W przypadku wód Basenu Gdańskiego średnią wiarygodność miała ocena poziomu biogenów, a pozostałe grupy kryteriów charakteryzowała wysoka wiarygodność (Tabela 2.53).

Tabela 2.51. Średnie wyniki wskaźników oceny cechy D5 w obszarach otwartego morza za lata 2016-2021

Akwen	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Azot całkowity (TN)	Fosfor całkowity (TP)	Chlorofil a	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	Przezroczystość wody morskiej	Dług tlenowy	Tlen w obszarach płytkowodnych
	Poziomy biogenów				Skutki bezpośrednie		Skutki pośrednie		
	XII-II	XII-II	rok	rok	VI-IX	20.06 - 31.08	VI-IX	rok	VII-XI
	µmol l^{-1}	µmol l^{-1}	µmol l^{-1}	µmol l^{-1}	µg l^{-1}		m	mg l^{-1}	EQRS
Basen Bornholmski	4,16	0,71	22,13	0,96	2,37	0,61	6,33	8,43	-
Wschodni Basen Gotlandzki	4,20	0,67	25,28	0,82	2,99	0,44	5,72	13,29	-
Basen Gdański	6,64	0,74	25,70	1,01	3,73	0,45	4,80	13,29	-
Zatoka Pomorska	28,31	0,79	39,30	1,20	4,21	0,43	3,20	-	0,72

- wskaźnik nie ma zastosowania w danym akwenie

Tabela 2.52. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQRS) w obszarach otwartego morza w latach 2016-2021 Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Akwen	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Azot całkowity (TN)	Fosfor całkowity (TP)	Poziomy biogenów	Chlorofil a	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	Skutki bezpośrednie	Przezroczystość wody morskiej	Dług tlenowy	Tlen w obszarach płytkowodnych	Skutki pośrednie	Zintegrowana ocena eutrofizacji
	XII-II	XII-II	rok	rok		VI-IX	20.06 - 31.08		VI-IX	rok	VII-XI		OOAO
	EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	Średnia z EQRS	EQRS	EQRS	Średnia z EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	Średnia z EQRS	
Basen Bornholmski	0,16	0,14	0,34	0,23	0,22	0,30	0,46	0,38	0,44	0,37	-	0,41	0,22
Wschodni Basen Gotlandzki	0,31	0,15	0,28	0,20	0,23	0,28	0,32	0,30	0,25	0,27	-	0,26	0,23
Basen Gdański	0,36	0,18	0,35	0,32	0,30	0,32	0,38	0,35	0,23	0,27	-	0,25	0,25
Zatoka Pomorska	0,14	0,20	0,27	0,25	0,21	0,49	0,36	0,42	0,12	-	0,72	0,42	0,21

- wskaźnik nie ma zastosowania w danym akwenie

Tabela 2.53. Ocena wiarygodności cechy D5 w obszarach otwartego morza

Akwen	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Azot całkowity (TN)	Fosfor całkowity (TP)	Poziomy biogenów	Chlorofil a	Indeks zakwitów sinic (CyaBI)	Skutki bezpośrednie	Przezroczystość wody morskiej	Dług tlenowy	Tlen w obszarach płytkowodnych	Skutki pośrednie	Zintegrowana ocena eutrofizacji
	XII-II	XII-II	rok	rok	Średnia z EQRS	VI-IX	20.06 - 31.08	Średnia z EQRS	VI-IX	rok	VII-XI	Średnia z EQRS	Średnia z grup kryteriów
Basen Bornholmski	97	94	89	89	92	91	79	87	81	100	-	94	91
Wschodni Basen Gotlandzki	81	81	89	89	85	82	81	82	67	100	-	89	85
Basen Gdański	61	61	67	67	64	82	71	78	68	100	-	89	77
Zatoka Pomorska	60	51	56	56	56	81	70	77	65	-	50	53	62

- wskaźnik nie ma zastosowania w danym akwenie

Obszary wód przejściowych i przybrzeżnych

Tabela 2.54 przedstawia średnie wartości wskaźników eutrofizacji z okresu 2016-2021. Tabela 2.55 zawiera wyliczone, wyskalowane wartości wskaźników eutrofizacji w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych oraz wyniki oceny grup kryteriów. Wyniki oceny zintegrowanej cechy D5 w wodach przejściowych i przybrzeżnych przedstawia Tabela 2.56.

W odniesieniu do poziomu biogenów wartości wskaźników wskazujące na osiągnięcie dobrego stanu wyliczono dla obszarów JCWP Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński oraz Zatoka Pucka Zewnętrzna (Rysunek 2.55).

Skutki bezpośrednie eutrofizacji były oceniane w oparciu o pojedynczy wskaźnik 'Chlorofil a', który osiągnął dobry stan jedynie w wodach JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna (Rysunek 2.56). Ta grupa kryteriów decydowała o ostatecznej ocenie wszystkich JCWP (Tabela 2.56) przy czym jedynie w JCWP Zalew Kamieński miało to wpływ na nieosiągnięcie dobrego stanu w zakresie cechy D5.

Skutki pośrednie eutrofizacji były grupą wskaźników, gdzie wyliczono najwyższe wartości wyskalowane wskaźników oceny, w związku z czym grupa ta nie miała decydującego (negatywnego) wpływu na ocenę zintegrowaną. W grupie tej wyskalowane wartości wskazujące na osiągnięcie dobrego stanu środowiska wyliczono dla JCWP Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna i Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (Rysunek 2.57).

Ostatecznie jedynie w JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna osiągnięty został dobry stan w zakresie cechy D5 (Rysunek 2.58).

Ocena wiarygodności

Wiarygodność oceny cechy D5 w JCWP przejściowych i przybrzeżnych określono na podstawie analizy dostępności danych i została ona określona jako wysoka we wszystkich analizowanych grupach kryteriów za wyjątkiem skutków bezpośrednich eutrofizacji, które ocenione zostały w oparciu o pojedynczy wskaźnik, w związku z czym obniżono wartość wiarygodności tej grupy do poziomu średniego. Ostateczna wiarygodność oceny cechy D5 w wodach przejściowych i przybrzeżnych określona została jako wysoka (Tabela 2.57).

Tabela 2.54. Średnie wyniki wskaźników oceny cechy D5 w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych za lata 2016-2021

Akwen	Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)	Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)	Azot całkowity (TN)	Fosfor całkowity (TP)	Chlorofil a	Przezroczystość wody morskiej	Tlen w obszarach płytkowodnych	Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1)	Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów ($ESMI_Z$)	Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)
	Poziomy biogenów				Skutki bezpośrednie	Skutki pośrednie				
	$mg\ l^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$mg\ l^{-1}$	$\mu g\ l^{-1}$	m	$mg\ l^{-1}$	EQRS	EQRS	
Zalew Wiślany	0,42	0,30	1,58	0,129	69,57	0,4	4,92	-	0,2	1,28
Zalew Szczeciński	0,77	0,062	1,68	0,142	29,04	1,3	6,05	-	0,4	1,78
Zalew Kamieński	0,73	0,053	1,71	0,147	23,64	1,4	5,97	-	0,6	2,26
Zalew Pucki	0,039	0,01	0,58	0,044	4,24	2,2	8,56	0,54	-	3,28
Zatoka Pucka Zewnętrzna	0,035	0,01	0,50	0,054	3,83	4,2	7,17	0,58	-	1,80
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	0,23	0,015	0,53	0,047	6,48	3,6	6,81	-	-	1,97
Ujście Wisły Przekop	0,96	0,020	0,62	0,055	9,6	2,3	7,3	-	-	2,48
Półwysep Hel	0,091	0,020	0,52	0,043	3,06	4,6	8,28	-	-	2,87
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	0,18	0,014	0,54	0,035	5,81	4,3	8,63	0,99	-	3,69
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	0,31	0,024	0,43	0,034	4,49	3,6	7,80	-	-	2,96
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	0,55	0,025	0,62	0,049	6,97	2,8	7,09	0,35	0,20	2,81

- wskaźnik nie ma zastosowania w danej JCWP

Tabela 2.55. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQRS) dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021 (źródło danych PMŚ). Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Akwen	**Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)**	**Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)**	**Azot całkowity (TN)**	**Fosfor całkowity (TP)**	**Poziomy biogenów**	**Chlorofil a**	**Skutki bezpośrednie**	**Przezroczystość wody morskiej**	**Tlen w obszarach płytkowodnych**	**Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1)**	**Makrofitowy indeks stanu ekologicznego dla zalewów ($ESMI_2$)**	**Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)**	**Skutki pośrednie**
	EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	Średnia z EQRS	EQRS	Średnia z EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	EQRS	Średnia z EQRS
Zalew Wiślany	0,62	0,88	0,26	0,56	0,58	0,12	0,12	0,12	0,77	-	0,2	0,11	0,30
Zalew Szczeciński	0,86	0,91	0,73	0,67	0,79	0,36	0,36	0,84	0,93	-	0,4	0,15	0,58
Zalew Kamieński	0,87	0,89	0,72	0,66	0,79	0,52	0,52	0,89	0,85	-	0,6	0,16	0,63
Zalew Pucki	0,47	0,11	0,20	0,34	0,28	0,22	0,22	1	1	0,54	-	0,65	0,80
Zatoka Pucka Zewnętrzna	1	0,97	0,44	0,31	0,68	0,60	0,60	0,8	1	0,58	-	0,15	0,63
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	0,58	0,73	0,39	0,41	0,53	0,33	0,33	0,6	0,95	-	-	0,17	0,57
Ujście Wisły Przekop	0,30	0,91	0,30	0,47	0,50	0,27	0,27	0,37	0,99	-	-	0,27	0,54
Półwysep Hel	0,70	0,69	0,26	0,39	0,51	0,34	0,34	0,30	1	-	-	0,45	0,58
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	0,53	0,66	0,27	0,57	0,51	0,16	0,16	0,24	1	0,99	-	0,84	0,77
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	0,21	0,33	0,39	0,53	0,37	0,20	0,20	0,18	1	-	-	0,50	0,56
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	0,32	0,62	0,34	0,44	0,43	0,24	0,24	0,27	0,96	0,35	0,20	0,43	0,50

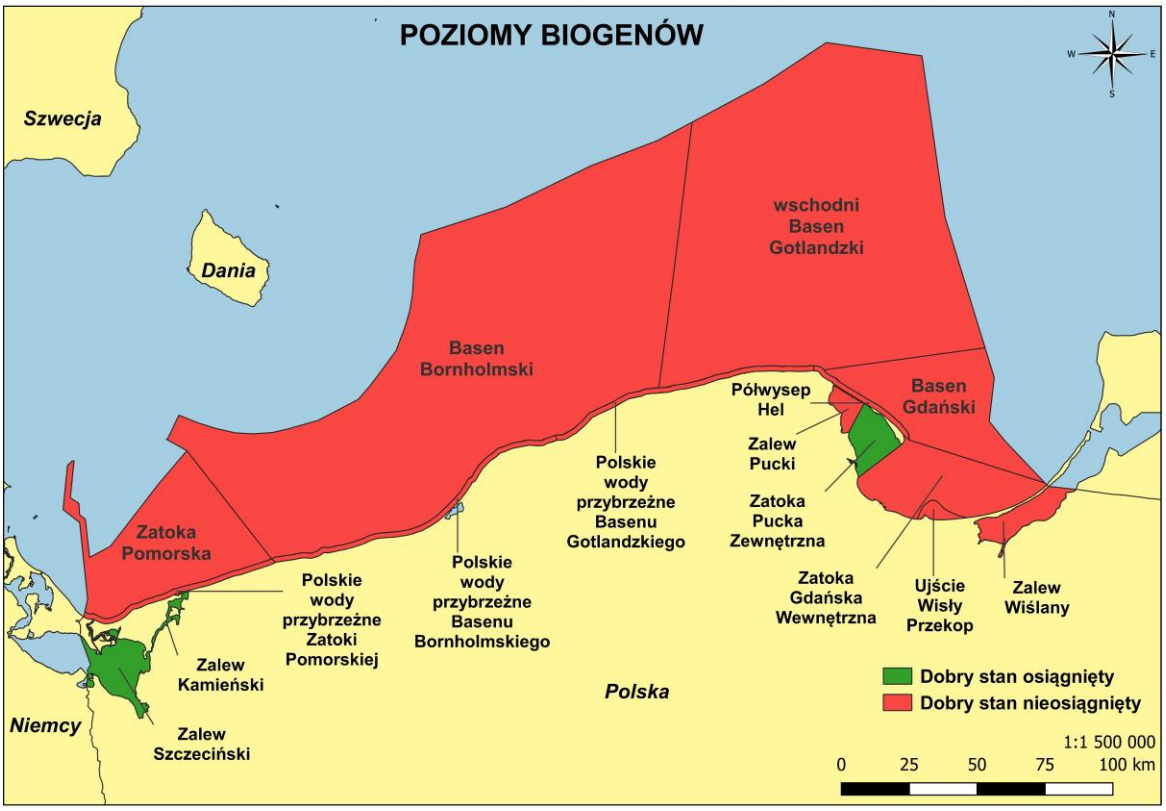
- wskaźnik nie ma zastosowania w danej JCWP

Tabela 2.56. Zintegrowana ocena eutrofizacji (cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021. Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

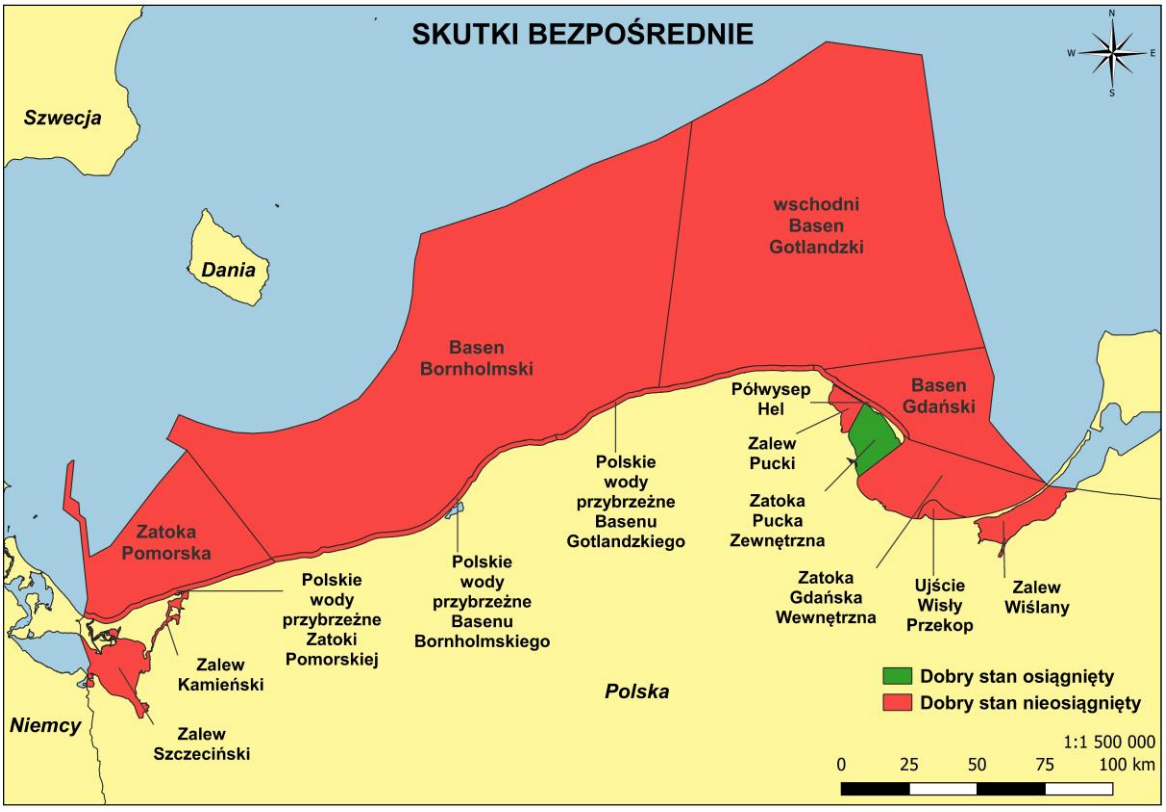
Akwen	Poziomy biogenów	Skutki bezpośrednie	Skutki pośrednie	Zintegrowana ocena eutrofizacji
	Średnia z EQRS	Średnia z EQRS	Średnia z EQRS	OOAO
Zalew Wiślany	0,58	0,12	0,30	0,12
Zalew Szczeciński	0,79	0,36	0,58	0,36
Zalew Kamieński	0,79	0,52	0,63	0,52
Zalew Pucki	0,28	0,22	0,80	0,22
Zatoka Pucka Zewnętrzna	0,68	0,60	0,63	0,60
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	0,53	0,33	0,57	0,33
Ujście Wisły Przekop	0,50	0,27	0,54	0,27
Półwysep Hel	0,51	0,34	0,58	0,34
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	0,51	0,16	0,77	0,16
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	0,37	0,20	0,56	0,20
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	0,43	0,24	0,50	0,24

Tabela 2.57. Wiarygodność zintegrowanej oceny eutrofizacji (cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021

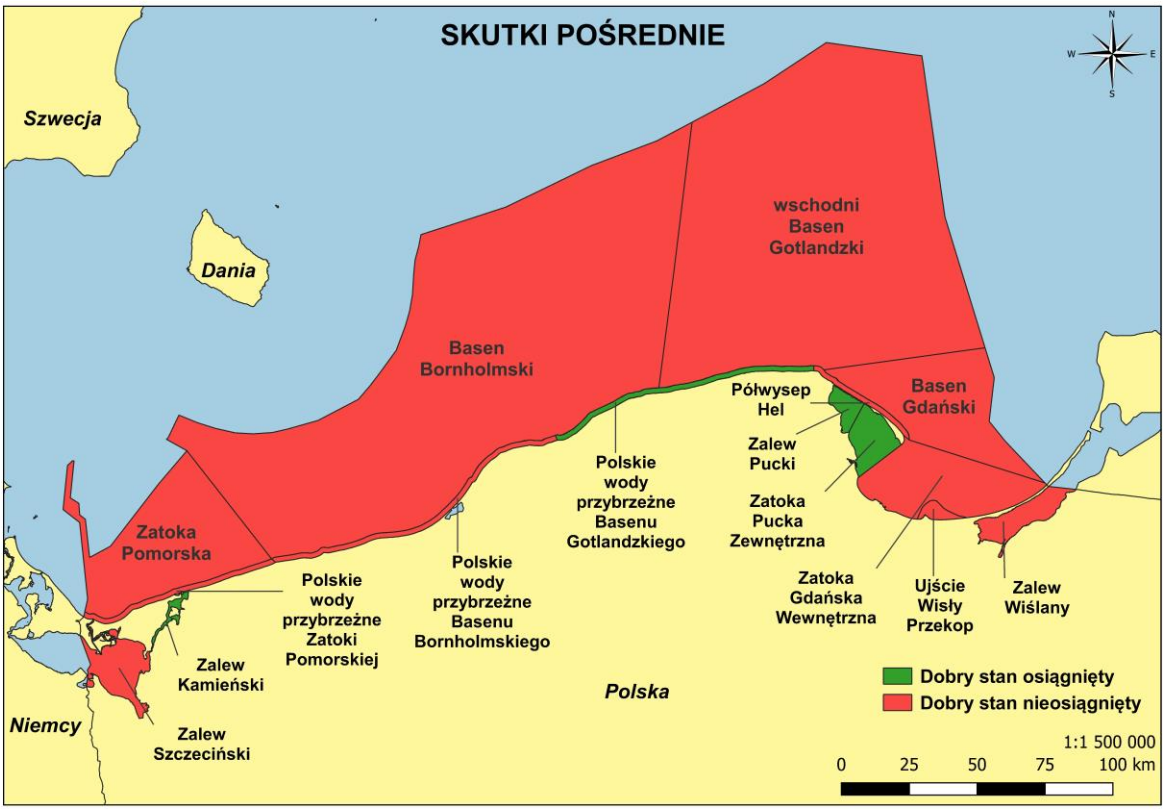
Akwen	Poziomy biogenów	Skutki bezpośrednie	Skutki pośrednie	Zintegrowana ocena eutrofizacji
Zalew Wiślany	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Zalew Szczeciński	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Zalew Kamieński	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Zalew Pucki	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Zatoka Pucka Zewnętrzna	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Ujście Wisły Przekop	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Półwysep Hel	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	wysoka	średnia	wysoka	wysoka
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	wysoka	średnia	wysoka	wysoka



Rysunek 2.55. Ocena poziomu biogenów w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021



Rysunek 2.56. Ocena skutków bezpośrednich eutrofizacji w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021



Rysunek 2.57. Ocena skutków pośrednich eutrofizacji w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021

Rysunek 2.58. Zintegrowana ocena cechy D5 w POM w latach 2016-2021

Cecha D7 – Stała zmiana właściwości hydrograficznych niepowodująca negatywnego wpływu na ekosystemy morskie

Zestaw kryteriów oceny cechy D7 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny oraz kryteriami z Decyzji Komisji 2017/848 przedstawia Tabela 2.58. Oba kryteria oceny cechy D7 to kryteria drugorzędne. Odnośnymi presjami wpływającymi zamianę warunków hydrograficznych są:

- straty fizyczne (spowodowane stałą zmianą substratów dna morskiego lub jego morfologii lub ekstrakcją substratów dna morskiego);
- Zmiany warunków hydrologicznych.

Tabela 2.58. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D7 zgodnie z RDSM

Elementy kryteriów	**Kryterium podstawowe**	**Kryterium drugorzędne**	**Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848**	**Standardy metodologiczne**
Zmiany hydrograficzne dna morskiego i słupa wody (w tym obszary w paśmie pływów).		D7C1	Zasięg przestrzenny i rozkład trwałych zmian warunków hydrograficznych (np. zmian aktywności fal, prądów, zasolenia, temperatury) dna morskiego i słupa wody związanych w szczególności z fizyczną utratą naturalnego dna morskiego.	Skala oceny: Jak stosowana w przypadku oceny ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach cech 1 i 6. Zastosowanie kryteriów: Wyniki oceny kryterium D7C1 (rozkład i oszacowanie zasięgu zmian hydrograficznych) są wykorzystywane do oceny kryterium D7C2. Wyniki oceny kryterium D7C2 (oszacowanie zasięgu negatywnych skutków na typ siedliska w każdym ocenianym obszarze) wnoszą wkład w ocenę kryterium D6C5.
Ogólne typy siedlisk bentosowych lub inne typy siedlisk, jak stosowane dla cech 1 i 6.		D7C2	Zasięg przestrzenny każdego negatywnie dotkniętego siedliska bentosowego (właściwości fizyczne i hydrograficzne oraz związane z nimi zbiorowiska biologiczne) ze względu na stałe zmiany warunków hydrograficznych. Państwa członkowskie ustanawiają wartości progowe dla negatywnych skutków trwałych zmian warunków hydrograficznych w ramach współpracy regionalnej lub podregionalnej.	

Elementami oceny cechy D7 są:

- Zmiany hydrograficzne dna morskiego i słupa wody dla kryterium D7C1;
- ogólne typy siedlisk bentosowych lub inne typy siedlisk dla kryterium D7C2.

W związku z brakiem uzgodnionych regionalnych oraz krajowych metod oceny cechy D7 w obszarach otwartego morza nie ma możliwości przeprowadzenia oceny cechy D7 dla tych obszarów.

W wodach przejściowych i przybrzeżnych ocena cechy D7 przeprowadzona została jedynie dla kryterium D7C1 w oparciu o autorski wskaźnik krajowy 'Indeks jakości hydromorfologicznej (HQI)' (Załącznik 61, Tabela 2.2).

Przy klasyfikacji wskaźnika HQI uwzględniono elementy wskazane w RDW:

- wpływ infrastruktury i działań prowadzonych w wodach przybrzeżnych i przejściowych na charakterystykę morfologiczną i hydrodynamiczną – oceniony w oparciu o trzy wskaźniki cząstkowe: 1 – zmiana linii brzegowej, 2 – obecność lub brak barier, 3 – zakłócenia dna;
- zmianę warunków morfologicznych - charakteryzowaną wskaźnikiem cząstkowym 4 – udział frakcji mulistej;
- zmiany warunków hydrodynamicznych – ocenione w oparciu o wskaźniki cząstkowe: 5 – zmiana reżimu falowania we wszystkich JCWP oraz wskaźnikiem 6 – zmiana charakterystyki prądów morskich, mającymi zastosowane w wodach przybrzeżnych;
- zmiany w dopływie wody słodkiej – ocenione jedynie w wodach przejściowych w oparciu o jeden wskaźnik cząstkowy - wskaźnik 7 – zmiana reżimu dopływu wód słodkich.

Dane do oceny w zakresie infrastruktury i działań prowadzonych w wodach przybrzeżnych i przejściowych na charakterystykę morfologiczną i hydrodynamiczną stanowiły informacje na temat zmian linii brzegowej, konstrukcji hydrotechnicznych oraz działań mających wpływ na zaburzenia w funkcjonowaniu ekosystemów jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych pozyskane z dostępnych źródeł:

- Urzędy Morskie;
- SIPAM – System Informacji Przestrzennej Administracji Morskiej (sipam.gov.pl);
- Geoportal Infrastruktury Informacji Przestrzennej (geoportal.gov.pl);

W zakresie pozostałych wskaźników cząstkowych informacje pochodzą z monitoringu warunków hydromorfologicznych i fizykochemicznych przeprowadzonego w roku 2019 zgodnie ze zaktualizowanym Programem Monitoringu Wód Morskich.

Wyliczone wartości wskaźnika HQI w danej JCWP przyrównano do wartości progowej zgodnie z autorskim systemem klasyfikacji (Tabela 2.59).

Tabela 2.59. Klasyfikacja i wartość progowa dla dobrego stanu środowiska zastosowana w ramach oceny wskaźnika HQI

Wartość wskaźnika HQI	**Klasa RDW**	**Klasyfikacja RDSM**
≥ 0,95	Bardzo dobra	GES
≥ 0,85 - < 0,95	Dobra	
≥ 0,65 - < 0,85	Umiarkowana	subGES
≥ 0,25 - < 0,65	Słaba	
< 0,25	Zła	

Ocena cechy D7

W 7 z 11 JCWP ocena wskaźnika HQI wskazuje na dobry stan w zakresie wskaźnika, jedynie w przypadku JCWP Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna oraz Zatoka Gdańska Wewnętrzna stan określono jako poniżej dobrego (Rysunek 2.59). Obniżona klasyfikacja wskaźnika w rejonie Zatoki Gdańskiej związana jest z obecnością infrastruktury powodującej zaburzenia i trwałe zmiany dna morskiego i strefy brzegowej. W rejonie Zalewu Wiślanego obniżona ocena wynikała z klasyfikacji wskaźnika odnoszącego się do charakterystyki osadów, natomiast w JCWP Zalew Szczeciński największy wpływ na klasyfikację obszaru miała zmiana dopływu wód słodkich.

Wiarygodność oceny określono w oparciu o ocenę ekspercką. Ze względu na testowy charakter wskaźnika przypisano mu umiarkowaną wartość wiarygodności.

Rysunek 2.59. Zintegrowana ocena cechy D7 w latach 2016-2021

Wiarygodność oceny

Ocena wiarygodności została przeprowadzona na zasadzie oceny eksperckiej. Ocena cechy D7 przeprowadzona została w oparciu o opracowany krajowy wskaźnik oceny. Wskaźnik bazuje na dostępnych danych w zakresie działań prowadzonych na morzu oraz w strefie brzegowej. Przyjęta wartość progowa pochodzi z opublikowanej metodyki. Jednakże ze względu na testowy charakter wskaźnika ocenę wiarygodności określono jako średnią.

Cecha D8 – Utrzymanie stężenia substancji zanieczyszczających na poziomie niepowodującym zanieczyszczenia wód morskich

Zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848 dla cechy D8 wytypowano cztery kryteria, z których dwa mają charakter podstawowy, czyli muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu środowiska, dwa kolejne należą do kryteriów drugorzędnych, których zastosowanie musi być uzasadnione (Tabela 2.60).

Tabela 2.60. Kryteria oceny dla cechy D8

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Skala oceny
D8 - stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia	D8C1		W obrębie wód przybrzeżnych i terytorialnych oraz poza wodami terytorialnymi stężenia substancji zanieczyszczających nie przekraczają określonych wartości progowych, przy czym rekomendacje dotyczące substancji podlegających monitorowaniu w określonych obszarach, jak i wartości progowych zostały opisane w Decyzji 2017/848	*Skala oceny:* — w obrębie wód przybrzeżnych i terytorialnych, jak stosowane na podstawie dyrektywy 2000/60/WE, — poza wodami terytorialnymi podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.
		D8C2	Zdrowie gatunków i stan siedlisk (takie jak ich skład gatunkowy i względna liczebność w lokalizacjach długotrwale zanieczyszczonych) nie zostały negatywnie dotknięte z powodu substancji zanieczyszczających, w tym poprzez skutki kumulacyjne i synergiczne. Państwa członkowskie określają te negatywne skutki i ich wartości progowe w ramach współpracy regionalnej.	
	D8C3		Zasięg przestrzenny i czas trwania znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym jest minimalizowany, przy czym znaczące zanieczyszczenia o charakterze nagłym z udziałem substancji zanieczyszczających są zdefiniowane w art. 2 pkt. 2 dyrektywy 2005/35/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, w tym ropy naftowej i podobnych składników.	Na szczeblu regionalnym lub lokalnym, podzielone w razie potrzeby przez granice krajowe.
		D8C4	Negatywne skutki znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym na zdrowie gatunków i stan siedlisk (takie jak ich skład gatunkowy i względna liczebność) są minimalizowane i w miarę możliwości	Jak stosowana w przypadku oceny grup gatunków lub ogólnych typów siedlisk bentosowych w ramach wskaźników 1 i 6.

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Skala oceny
			eliminowane – kryterium, które należy uruchomić do stosowania w przypadku wystąpienia znaczących zanieczyszczeń o charakterze nagłym.	

Ocena stanu środowiska obszarów Morza Bałtyckiego pozostających pod jurysdykcją Polski została przeprowadzona w zakresie dwóch kryteriów podstawowych: D8C1 i D8C3 i jednego kryterium drugorzędnego D8C2. Nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D8C4, ze względu na brak danych dotyczących skutków zanieczyszczeń o charakterze nagłym, które miały miejsce w okresie objętym oceną.

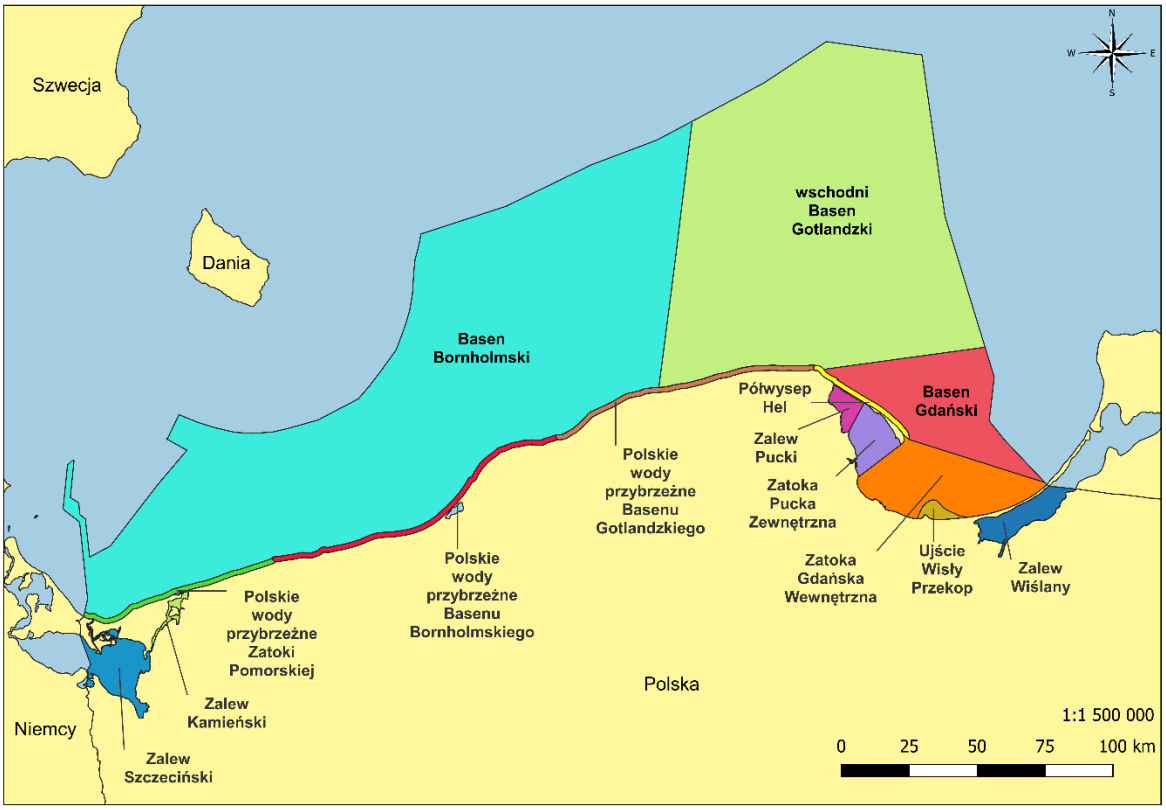
Ocena w ramach kryterium D8C1

Do oceny w ramach kryterium D8C1 wytypowano 17 wskaźników (Tabela 2.2, Załączniki 37-53), których ocenę przeprowadzono na podstawie stężeń pojedynczych substancji, lub grup substancji o zbliżonych właściwościach. Wskaźniki reprezentują cztery grupy:

- Grupa I – grupa wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom;
- Grupa II – grupa wskaźników odpowiadających grupom substancji o zbliżonych właściwościach;
- Grupa III – wskaźnik substancji priorytetowych wskazanych w Dyrektywie 2013/39/EU (substancje priorytetowe) i RM z 13.08.2021 (Dz.U. poz. 1475) z wyłączeniem substancji wchodzących w skład pozostałych wskaźników;
- Grupa IV – wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających wskazanych w RM z 13.08.2021 (Dz.U. poz. 1475) z wyłączeniem substancji wchodzących w skład pozostałych wskaźników.

Dla każdego wskaźnika opracowano raport wskaźnikowy zawierający szczegółowy opis metodyki oceny z uwzględnieniem oceny wiarygodności oraz wyniki oceny w postaci tabelarycznej i graficznej. Raporty wskaźnikowe dołączone w postaci Załączników 37-53 do raportu tekstowego są integralną częścią drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Ocena w ramach kryterium D8C1 została przeprowadzona w obszarach oceny z uwzględnieniem podziału polskich wód morskich na baseny: Bornholmski, wschodni Gotlandzki i Gdański oraz podziału na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych, co odpowiada poziomowi L4 zgodnie ze Strategią Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013) (Rysunek 2.60).



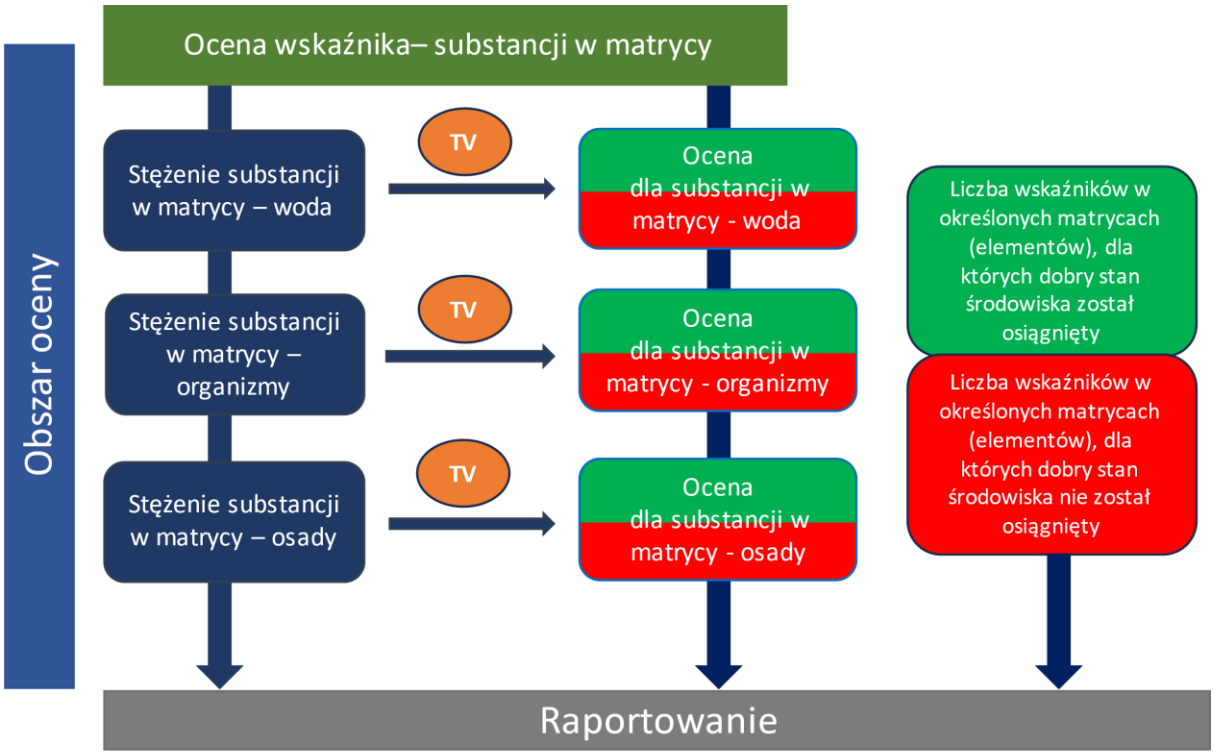
Rysunek 2.60. Obszary oceny w ramach kryterium D8C1

Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 oraz wytycznym przewodnika do przeprowadzenia oceny (Komisja Europejska 2022) ocena została przeprowadzona dla każdej substancji w każdej adekwatnej matrycy poprzez odniesienie stężeń reprezentatywnych dla okresu oceny do wartości progowych. Nie wymagana jest integracja oceny ani w zakresie pojedynczego wskaźnika, ani w zakresie wszystkich wskaźników w obszarze oceny. Wymagane jest podanie liczby substancji spełniających warunek dla dobrego stanu i liczby substancji niespełniających tego warunku z uwzględnieniem substancji wszechobecnych, trwałych, toksycznych i ulegających bioakumulacji (u- PTB).

W celu przeprowadzenia oceny dane (stężenia) w zakresie wszystkich wskaźników pochodzące z monitoringu prowadzanego w strefie pełnomorskiej zgodnie z RDSM oraz w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnie z RDW zostały przypisane do odpowiednich obszarów oceny na podstawie lokalizacji pobierania próbek. Dla każdej substancji lub grupy substancji w odpowiedniej matrycy wyznaczono średnie stężenie dla okresu oceny 2016-2021 określone mianem ‘stężenia reprezentatywnego’. Następnie w przypadku, gdy w obszarze oceny występuje więcej danych dla wskaźnika w określonej matrycy, przeprowadzana jest agregacja obejmująca wyznaczenie wartość średniej (np. średnie stężenie w wątrobach ryb pobranych w lokalizacjach przypisanych do jednego obszaru). Wartość ta jest stężeniem reprezentatywnym i jest podstawą oceny wskaźnika w określonej matrycy w obszarze oceny (Rysunek 2.61). Wartość ta odniesiona jest do wartości progowej w celu wyznaczenia współczynnika skażenia (WS). W przypadku, gdy współczynnik skażenia jest większy od 1, dobry stan środowiska w zakresie danego wskaźnika w określonej matrycy nie został osiągnięty. Analogicznie, w przypadku, gdy WS jest mniejszy lub równy jedności mówimy, że osiągnięty został dobry stan w zakresie wskaźnika w danej matrycy.

Wartości progowe zostały przyjęte na podstawie obowiązujących aktów prawnych (Dyrektywa 2013/39/UE, wytycznych w zakresie EQS na poziome UE, RM z 13.08.2021 (Dz.U. poz. 1475), część z nich wynika z ustaleń na poziomie regionalnym (HELCOM HOLAS 3) oraz w niektórych przypadkach przyjęto

wartości ustalone na poziomie krajowym. Wartości progowe zamieszczono w tabelach prezentujących ocenę wskaźników w każdym z obszarów (Tabela 2.63 – Tabela 2.76). Wartości progowe dla poszczególnych wskaźników wraz z referencjami znajdują się również w każdym z raportów wskaźnikowych (Załączniki 37-53). W każdym raporcie wskazano źródło danych z uwzględnieniem monitoringów realizowanych w obszarach pełnomorskich i przybrzeżnych.



Rysunek 2.61. Schemat przeprowadzenia oceny w ramach kryterium D8C1

Podsumowanie oceny przeprowadzonej w ramach kryterium D8C1 obejmuje konieczność wskazania, jaka liczba wskaźników w danym obszarze oceny spełnia wymagania dla dobrego stanu, a ile ich nie spełnia. Należy wziąć pod uwagę każdy wskaźnik oceniany w danej matrycy, przy czym wymagany jest podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB)

W związku z brakiem wymagań w zakresie integracji oceny dla wszystkich wskaźników w obszarze oceny (Komisja Europejska 2022), integrację przeprowadzono tylko na poziomie wskaźników i jej wyniki znajdują się w raportach wskaźnikowych (Załączniki 37-53).

Wiarygodność oceny w przypadku wskaźników z grupy I i II została określona metodą ekspercką w oparciu o (i) liczbę matryc wykorzystanych w ocenie wskaźnika, (ii) liczbę lat prowadzenia badań danego wskaźnika w określonej matrycy w okresie oceny oraz (iii) źródła wartości progowej przypisując zgodnie z przyjętą klasyfikacją wiarygodności odpowiednią wartość (Tabela 2.61). Końcową wiarygodność dla oceny wskaźnika w danym obszarze oceny wyznacza się jako średnią z poszczególnych składowych według punktacji przypisanej klasom wiarygodności.

Tabela 2.61. Ocena wiarygodności oceny w ramach kryterium D8C1

Ocena wiarygodności/ punktacja	Liczba matryc	Liczba lat prowadzenia monitoringu w okresie oceny	Wartości progowe
Wysoka (3)	3	4 – 6	Na poziomie UE
Średnia (2)	2	2 – 3	Regionalne i krajowe
Niska (1)	1	1	

W przypadku wskaźników z grupy III i IV przyjmuje się, że wiarygodność ich oceny jest na poziomie średnim ze względu na ograniczoną liczbę matryc (w większości przypadków tylko do wody) oraz w związku z wysoką wiarygodnością wartości progowych.

Szczegółowe wyniki przeprowadzonej dla każdego wskaźnika oceny znajdują się w Załącznikach nr 37-53 do raportu, natomiast w raporcie zestawiono wyniki oceny dla poszczególnych obszarów oceny uwzględniające wszystkie wskaźniki, które mają zastosowanie we wskazanych obszarach (Tabela 2.63-Tabela 2.76).

Ocena w ramach kryterium D8C1

W Basenie Bornholmskim ocenie poddano 18 wskaźników w różnych matrycach: rybach, roślinach, osadach i wodzie, co przełożyło się 28 ocenionych elementów, z których 21 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.63). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 9 substancji uPTB, z których 4 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 19 substancji non uPTB, 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) w mięśniach ryb i osadach, miedzi (Cu) w osadach, polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb i tributylocyny (TBT) w osadach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 22 elementów, 5 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ poprawie w przypadku cezu 137 (Cs-137) w wodzie morskiej, co ma związek ze zmianą wartości progowej.

W Basenie Gdańskim ocenie poddano 17 wskaźników w różnych matrycach: rybach, osadach i wodzie, co przełożyło się na 22 ocenione elementy, z których 16 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.64). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 7 substancji uPTB, z których 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 15 substancji non uPTB, 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) w mięśniach ryb i osadach, miedzi (Cu) w osadach i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 15 elementów, 5 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ pogorszeniu w przypadku rtęci (Hg) w osadach i poprawie w przypadku cezu 137 (Cs-137) w wodzie morskie, co ma związek ze zmianą wartości progowej.

We wschodnim Basenie Gotlandzkim ocenie poddano 17 wskaźników w różnych matrycach: rybach, osadach i wodzie, co przełożyło się 22 ocenione elementy, z których 16 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.65). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 7 substancji uPTB, z których 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 15 substancji non uPTB, 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) w mięśniach ryb i osadach, miedzi (Cu) w osadach i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 16 elementów, 5 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ poprawie w przypadku cezu 137 (Cs-137) w wodzie morskiej, co ma związek ze zmianą wartości progowej.

W JCWP Zalew Szczeciński ocenie poddano 18 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach, osadach i wodzie, co przełożyło się na 32 ocenione elementy. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 35 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 10 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie

oceniono 77 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 66 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.66). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 18 substancji uPTB, z których 8 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. Z 59 pozostałych substancji, 3 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) w mięśniach ryb i osadach, kadmu (Cd) i miedzi (Cu) w osadach, polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej, tributylocyny (TBT) w rybach i osadach oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 59 elementów, 15 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ pogorszeniu w przypadku benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej oraz tributylocyny (TBT) w rybach.

W JCWP Zalew Kamieński ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 19 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 6 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 59 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 54 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.67). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 14 substancji uPTB, z których 4 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 45 pozostałych substancji, 1 nie spełniła warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu, fluorantenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 46 elementów, 10 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ pogorszeniu w przypadku benzo(a)pirenu, fluorantenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej.

W JCWP Zalew Pucki ocenie poddano 17 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 23 ocenione elementy. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenione substancje w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 16 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 73 substancje w różnych matrycach (elementy), z czego 70 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.68). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 14 substancji uPTB, z których 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 59 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 55 elementów, a 18 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016.

W JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach, osadach i wodzie, co przełożyło się na 20 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 16 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 70 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 66 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.69). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i

ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 13 substancji uPTB, z których 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 57 pozostałych substancji, 1 nie spełniła warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, antracenu w osadach oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 56 elementów, a 14 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016.

W JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna ocenie poddano 17 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach, osadach i wodzie, co przełożyło się na 32 ocenione elementy. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 18 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 84 substancje w różnych matrycach (elementy), z czego 77 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.70). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 16 substancji uPTB, z których 4 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Z 68 pozostałych substancji, 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w małżach, rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu w wodzie, antracenu w osadach oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 61 elementów, 22 elementy nie zostały poddane ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ pogorszeniu w przypadku benzo(a)pirenu w wodzie morskiej.

W JCWP Ujście Wisły Przekop ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 19 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach. Sumarycznie oceniono 53 substancje w różnych matrycach (elementy), z czego 48 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.71). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 14 substancji uPTB, z których 5 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. 39 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku wszystkich 53 elementów.

W JCWP Zalew Wiślany ocenie poddano 18 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach, osadzie i wodzie, co przełożyło się na 31 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 21 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 86 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 77 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.72). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 17 substancji uPTB, z których 6 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. Z 69 pozostałych substancji, 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, rtęci (Hg) w osadach, benzo(a)pirenu, benzo(g,h,i)perylenu, aldehydu mrówkowego i selenu w wodzie morskiej oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 66 elementów, 18

elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ pogorszeniu w przypadku selenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej.

W obszarze JCWP Półwysep Hel ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 19 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 16 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 69 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 66 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.73). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 14 substancji uPTB, z których 3 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. 55 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów PBDE w mięśniach ryb oraz heptachloru w organizmach. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 52 elementów, 17 elementów nie zostało poddanych ocenie w latach 2011-2016.

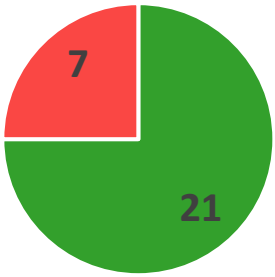
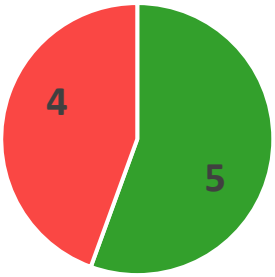
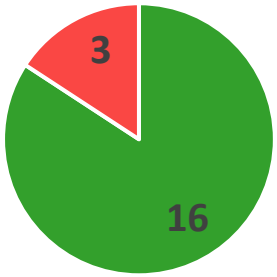
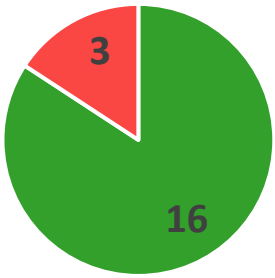
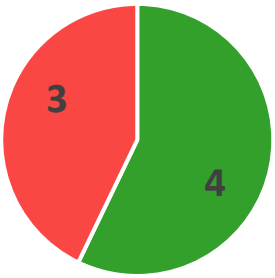
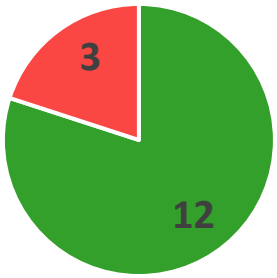
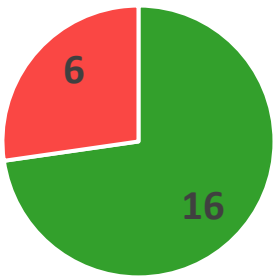
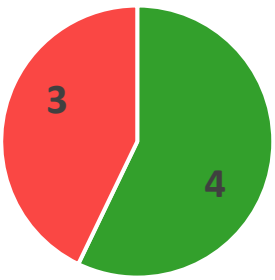
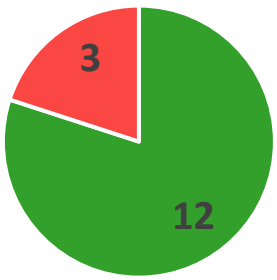
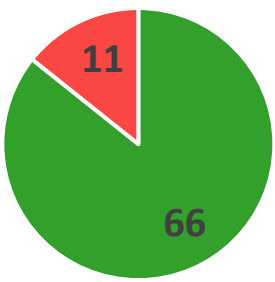
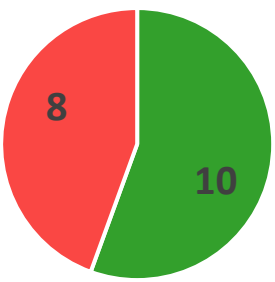
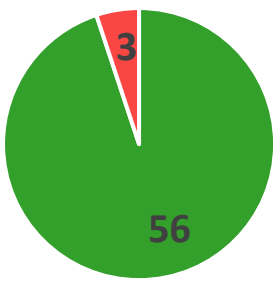
W JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego ocenie poddano 16 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 27 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 19 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 80 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 76 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.74). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 16 substancji uPTB, z których 4 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. 64 pozostałe substancje spełniły warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej oraz heptachloru w organizmach. Żaden z elementów nie został poddany ocenie w latach 2011-2016 w tym obszarze.

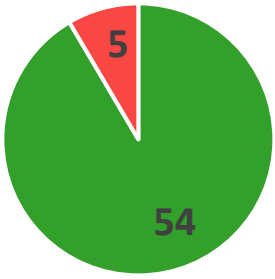
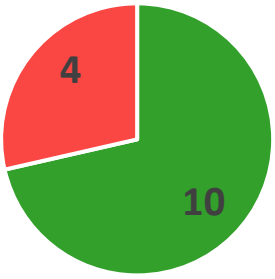
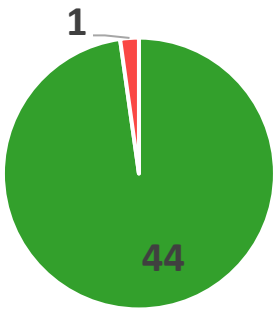
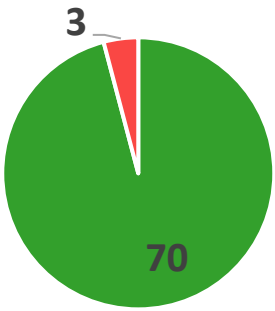
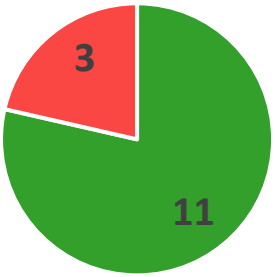
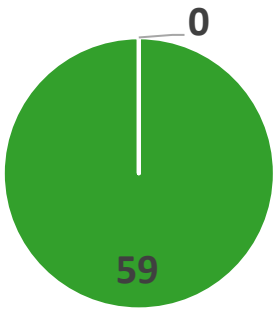
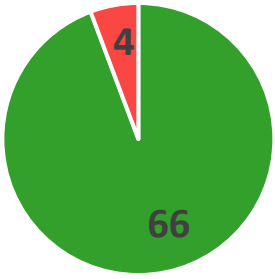
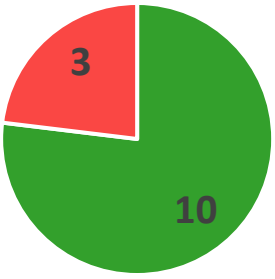
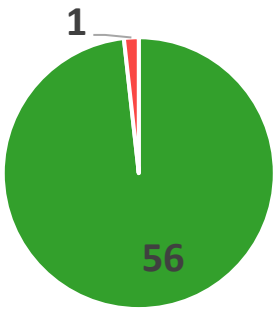
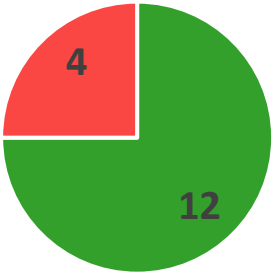
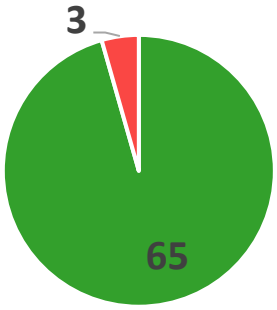
W JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 19 ocenionych elementów. Ocenie poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 34 ocenionych substancji w dwóch matrycach: wodzie i organizmach oraz wskaźnik specyficznych syntetycznych i niesyntetycznych substancji zanieczyszczających (grupa IV), na który złożyło się 12 ocenionych substancji w wodzie. Sumarycznie oceniono 65 substancji w różnych matrycach (elementów), z czego 60 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.75). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 14 substancji uPTB, z których 5 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. W przypadku 51 pozostałych substancji, wszystkie spełniły warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej oraz heptachloru w organizmach. Żaden z elementów nie został poddany ocenie w latach 2011-2016 w tym obszarze.

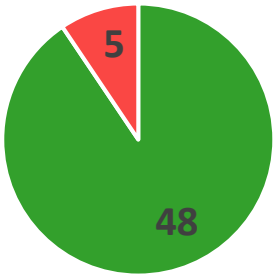
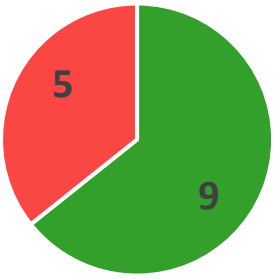
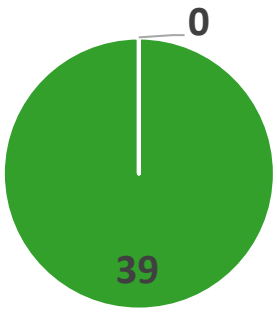
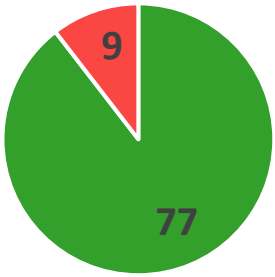
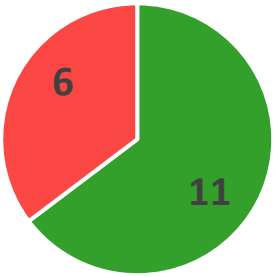
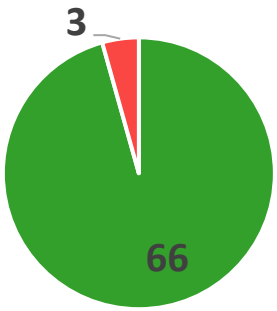
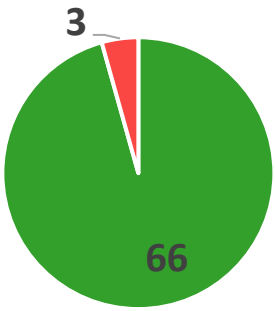
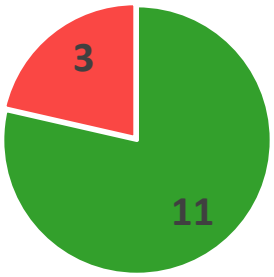
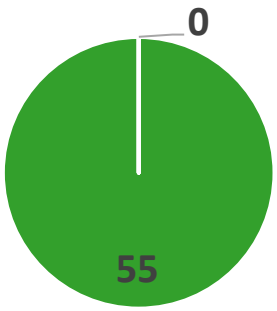
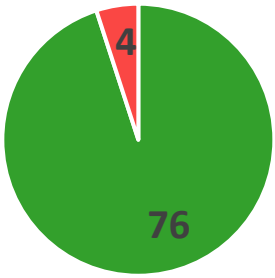
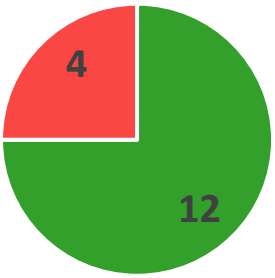
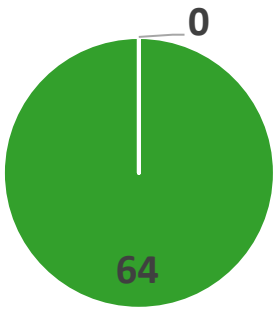
W JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego ocenie poddano 15 wskaźników odpowiadających pojedynczym substancjom (grupa I) lub grupom substancji o zbliżonych właściwościach (grupa II) w różnych matrycach: organizmach i wodzie, co przełożyło się na 22 ocenione elementy. Ocenie

poddano również wskaźnik substancji priorytetowych (grupa III), na który złożyło się 32 ocenione substancje w dwóch matrycach: wodzie i organizmach. Sumarycznie oceniono 54 substancje w różnych matrycach (elementy), z czego 47 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.62, Tabela 2.76). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 15 substancji uPTB, z których 5 nie spełniło warunków dobrego stanu środowiska. Z 39 pozostałych substancji, 2 nie spełniły warunków dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w przypadku kadmu (Cd) i ołowiu (Pb) w wątrobach ryb, rtęci (Hg) i polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb, benzo(a)pirenu i benzo(g,h,i)perylenu w wodzie morskiej oraz heptachloru w organizmach. Żaden z elementów nie został poddany ocenie w latach 2011-2016 w tym obszarze.

Tabela 2.62. Podsumowanie oceny w ramach kryterium D8C1 w poszczególnych obszarach oceny z uwzględnieniem podziału na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPBT) w latach 2016-2021

wszystkie	uPBT	non uPBT
Basen Bornholmski		
		
Basen Gdański		
		
wschodni Basen Gotlandzki		
		
Zalew Szczeciński		
		

wszystkie	uPBT	non uPBT
Zalew Kamieński		
		
Zalew Pucki		
		
Zatoka Pucka Zewnętrzna		
		
Zatoka Gdańska Wewnętrzna		
		

wszystkie	uPBT	non uPBT
Ujście Wisły Przekop		
		
Zalew Wiślany		
		
Półwysep Hel		
		
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego		
		

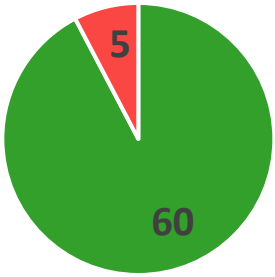
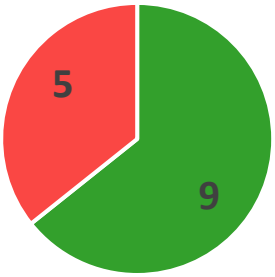
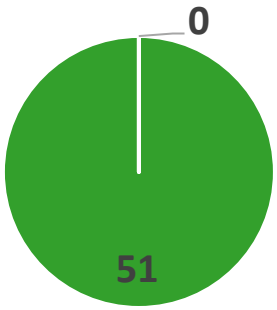
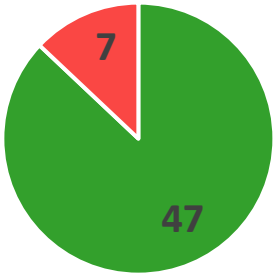
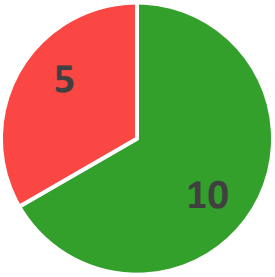
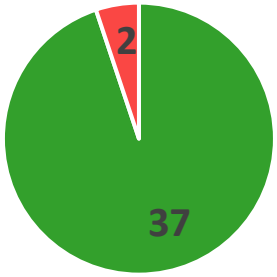
wszystkie	uPBT	non uPBT
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej		
		
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego		
		

Tabela 2.63. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze Basenu Bornholmskiego (L3-SEA-007-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	353,0	160 [1]	µg/kg m.m.	2,21			brak zmiany	wysoka
	rośliny	1,25	33	mg/kg s.m.	0,04			brak zmiany	
	osady	0,70	2,3	mg/kg s.m.	0,30			brak zmiany	
Ołów	ryby (wątroba)	42,3	26	µg/kg m.m.	1,63			brak zmiany	wysoka
	rośliny	1,89	26	mg/kg s.m.	0,07			brak zmiany	
	osady	56,9	120	mg/kg s.m.	0,47			brak zmiany	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	31,9	20	µg/kg m.m.	1,59			brak zmiany	wysoka
	rośliny	20,7	400	µg/kg s.m.	0,05			brak zmiany	
	osady	83,5	70	µg/kg s.m.	1,19			brak zmiany	
Miedź	osady	41,0	30	mg/kg s.m.	1,37			brak oceny w 2016	niska
Nikiel	rośliny	9,8	32	mg/kg s.m.	0,31			brak zmiany	niska
Arsen	ryby (mięśnie)	0,50	2	mg/kg m.m.	0,25			brak oceny w 2016	średnia
	osady	12,9	35	mg/kg s.m.	0,37			brak oceny w 2016	
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,22	167	µg/kg m.m.	0,001			brak zmiany	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,57	0,0085	µg/kg m.m.	67,54			brak zmiany	średnia
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	0,58	9,1	µg/kg m.m.	0,06			brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	ryby (mięśnie)	5,9	75	µg/kg m.m.	0,08			brak zmiany	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0035	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,54			brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,47	10	µg/kg m.m.	0,05			brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	osady	121	3500	µg/kg s.m.	0,03			brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	osady	8,0	24	µg/kg s.m.	0,33			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	0,721	483	ng/g	0,002			brak zmiany	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	0,85	15,2	µg/kg m.m.	0,06			brak zmiany	wysoka
	osady	22,15	1,3	µg/kg s.m.	17,04			brak oceny w 2016	
Diklofenak	woda	0,27	10	ng/l	0,03			brak zmiany	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	woda	18,9	40 [2]	Bq/m^3	0,47			zmiana stanu wynika ze zmiany wartości progowej	wysoka
	rośliny	5,2	15	Bq/kg s.m.	0,34			brak zmiany	
	ryby	2,9	20 [2]	Bq/kg m.m.	0,15			brak zmiany	

[1] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 26 µg/kg m.m. na 160 µg/kg m.m.)

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 15 Bq/m^3 na 40 Bq/m3; z 2,5 Bq/kg (śledź) i 2,9 Bq/kg (stornia) na 20 Bq/kg)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.64. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze Basenu Gdańskiego (L3-SEA-008-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	192,0	160 [1]	µg/kg m.m.	1,20			brak zmiany	średnia
	osady	1,89	2,3	mg/kg s.m.	0,82			brak zmiany	
Ołów	ryby (wątroba)	68,9	26	µg/kg m.m.	2,65			brak zmiany	średnia
	osady	58,8	120	mg/kg s.m.	0,49			brak zmiany	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	58,4	20	µg/kg m.m.	2,92			brak zmiany	wysoka
	osady	160,5	70	µg/kg s.m.	2,29			poprawa	
Miedź	osady	52,1	30	mg/kg s.m.	1,74			brak oceny w 2016	niska
Arsen	ryby (mięśnie)	0,50	2	mg/kg m.m.	0,25			brak oceny w 2016	średnia
	osady	14,2	35	mg/kg s.m.	0,41			brak oceny w 2016	
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,56	167	µg/kg m.m.	0,003			brak zmiany	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,13	0,0085	µg/kg m.m.	15,51			brak zmiany	średnia
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	0,63	9,1	µg/kg m.m.	0,07			brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	ryby (mięśnie)	5,1	75	µg/kg m.m.	0,07			brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0025	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,38			brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,61	10	µg/kg m.m.	0,06			brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	osady	101	3500	µg/kg s.m.	0,03			brak zmiany	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	osady	22,8	24	µg/kg s.m.	0,95			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	6,4	483	ng/g	0,01			brak zmiany	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	3,38	15,2	µg/kg m.m.	0,22			brak zmiany	średnia
Diklofenak	woda	0,22	10	ng/l	0,022			brak zmiany	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	woda	19,9	40 [2]	Bq/ m^3	0,50			zmiana stanu wynika ze zmiany wartości progowej	wysoka
	ryby	2,8	20	Bq/kg m.m.	0,14			brak oceny w 2016	

[1] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 26 µg/kg m.m. na 160 µg/kg m.m.)

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 15 Bq/m3 na 40 Bq/m^3)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.65. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (L3-SEA-009-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	520,0	160 [1]	µg/kg m.m.	3,25			brak zmiany	średnia
	osady	0,46	2,3	mg/kg s.m.	0,20			brak zmiany	
Ołów	ryby (wątroba)	37,9	26	µg/kg m.m.	1,46			brak zmiany	średnia
	osady	51,0	120	mg/kg s.m.	0,42			brak zmiany	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	27,5	20	µg/kg m.m.	1,37			brak zmiany	wysoka
	osady	71,0	70	µg/kg s.m.	1,01			brak zmiany	
Miedź	osady	36,3	30	mg/kg s.m.	1,21			brak oceny w 2016	niska
Arsen	ryby (mięśnie)	0,83	2	mg/kg m.m.	0,42			brak oceny w 2016	średnia
	osady	13,1	35	mg/kg s.m.	0,37			brak oceny w 2016	
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,32	167	µg/kg m.m.	0,002			brak zmiany	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,24	0,0085	µg/kg m.m.	28,72			brak zmiany	średnia
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	0,90	9,1	µg/kg m.m.	0,10			brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	ryby (mięśnie)	5,3	75	µg/kg m.m.	0,07			brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0025	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,38			brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,56	10	µg/kg m.m.	0,06			brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	osady	40	3500	µg/kg s.m.	0,01			brak zmiany	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	osady	7,6	24	µg/kg s.m.	0,32			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	0,280	483	ng/g	0,001			brak zmiany	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	2,04	15,2	µg/kg m.m.	0,13			brak zmiany	średnia
Diklofenak	woda	0,33	10	ng/l	0,03			brak zmiany	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	woda	20,4	40 [2]	Bq/ m^3	0,51			zmiana stanu wynika ze zmiany wartości progowej	wysoka
	ryby	2,9	20	Bq/kg m.m.	0,14			brak oceny w 2016	

[1] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 26 µg/kg m.m. na 160 µg/kg m.m.)

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z 15 Bq/m3 na 40 Bq/m^3)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.66. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Szczeciński (L4-POL-020) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	55,9	160	µg/kg m.m.	0,35			brak oceny w 2016	wysoka
	osady	5,33	2,3	mg/kg s.m.	2,32			brak oceny w 2016	
	woda	0,035	0,2	µg/l	0,17		1	brak zmiany	
Ołów	ryby (wątroba)	45,2	26	µg/kg m.m.	1,74			brak oceny w 2016	wysoka
	osady	84,0	120	mg/kg s.m.	0,70			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,36	1,3	µg/l	0,28		1	brak zmiany	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	47,0	20	µg/kg m.m.	2,35		1	brak zmiany	wysoka
	osady	710,0	70	µg/kg s.m.	10,14			brak oceny w 2016	
	woda	0,034	0,07	µg/l	0,48		1	brak zmiany	
Miedź	osady	62,9	30	mg/kg s.m.	2,10			brak oceny w 2016	niska
	woda	0,0021	0,01	mg/l	0,21		2	brak zmian	
Nikiel	woda	1,7	8,6	µg/l	0,19		1	brak zmiany	niska
Arsen	woda	< 0,015	0,05	mg/l	0,30		2	brak zmiany	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,08	167	µg/kg m.m.	0,001		1	brak zmiany	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,08	0,0085	µg/kg m.m.	9,7			brak zmiany	wysoka
	woda	<0,00005	0,014	µg/l MAC-EQS	0,004		1	brak zmiany	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,80	9,1	µg/kg m.m.	0,20		1	brak zmiany	wysoka
	woda	0,00006	0,00013	µg/l AA-EQS	0,49			brak oceny w 2016	
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	ryby (mięśnie)	2,1	75	µg/kg m.m.	0,03			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0019	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,29		1	brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,45	10	µg/kg m.m.	0,05		1	brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00070	0,00017	µg/l AA-EQS	4,14		1	pogorszenie	średnia
	mięczaki	1,137	5	µg/kg m.m.	0,23		1	brak zmiany	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	0,0056	0,0063	µg/l AA-EQS	0,89		1	brak zmiany	wysoka
	mięczaki	11,3	30	µg/kg m.m.	0,38		1	brak zmiany	
	osady	207,1	3500	µg/kg s.m.	0,06			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	<0,001	0,1	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	1,813	483	ng/g	0,004			brak oceny w 2016	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	24,93	15,2	µg/kg m.m.	1,64		1	pogorszenie	średnia
	osady	61,90	1,3	µg/kg s.m.	47,62			brak oceny w 2016	
	woda	<0,00005	0,0002	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	ryby	3,6	20	Bq/kg m.m.	0,18			brak oceny w 2016	wysoka
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,18	0,6	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,005	0,1	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1,25	10	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1,25	20	µg/l AA-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,1	1,3	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,06	0,2	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Endosulfan (woda)	< 0,00015	0,0005	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (woda)	< 0,03	0,6	µg/l MAC-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0004	0,002	µg/l AA-EQS	0,22		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,09	0,3	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	< 0,087	2	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	0,013	0,3	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,05	0,4	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	< 0,002	0,017	µg/l MAC-EQS	0,12		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	< 0,002	0,017	µg/l MAC-EQS	0,12		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0025	0,00082	µg/l MAC-EQS	3,05		1	pogorszenie	
	Symazyna (woda)	< 0,3	1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,001	0,4	µg/l AA-EQS	0,003		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 0,5	2,5	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30		1	brak zmiany	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,027	0,0067	µg/kg m.m.	3,96			brak zmiany	
	Tetrachlorometan (woda)	< 0,5	12	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,001	0,005	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,14		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	0,004	0,025	µg/l AA-EQS	0,14		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,009	≤ 0,05	mg/l	0,19		2	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,039	≤ 0,5	mg Ba/l	0,79		2	brak zmiany	
	Bor (woda)	0,207	≤ 2	mg B/l	0,10		2	brak zmiany	
	Chrom ogólny (woda)	< 0,015	≤ 0,05	mg Cr/l	0,30		1	brak zmiany	
	Chrom sześciowartościowy (woda)	< 0,006	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,30		1	brak zmiany	
	Cynk (woda)	0,009	≤ 0,1 [2]	mg Zn/l	0,09		2	brak zmiany	
	Fenole lotne – indeks fenolowy (woda)	0,001	≤ 0,01	mg/l	0,11		2	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,004	≤ 0,4	mg Al/l	0,01		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,319	≤ 1,5	mg F/l	0,21		2	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20		1	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z ≤ 1 mg Zn/l na ≤ 0,1 mg Zn/l)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.67. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Kamieński (L4-POL-021) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	0,027	0,2	µg/l	0,13		1	brak zmiany	średnia
Ołów	woda	< 0,36	1,3	µg/l	0,28		1	brak zmiany	średnia
Rtęć	***woda***	0,06	0,07	µg/l	0,9		1	brak zmiany	średnia
	ryby (mięśnie)	33,0	20	µg/kg m.m.	1,65			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0009	0,01	mg/l	0,09		2	brak zmian	niska
Nikiel	woda	1,5	8,6	µg/l	0,17		1	brak zmiany	niska
Arsen	woda	0,001	0,05	mg/l	0,03		2	brak zmiany	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	< 0,15	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,005	0,0085	µg/kg m.m.	0,59			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00005	0,014	µg/l MAC-EQS	0,004		1	brak zmiany	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	2,80	9,1	µg/kg m.m.	0,31			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0003	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,04			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,03	10	µg/kg m.m.	0,003			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00160	0,00017	µg/l AA-EQS	9,43		1	pogorszenie	średnia
	mięczaki	0,12	5	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	0,0065	0,0063	µg/l AA-EQS	1,02		1	pogorszenie	średnia
	mięczaki	2,2	30	µg/kg m.m.	0,07			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,001	0,1	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,00005	0,0002	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	średnia
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,18	0,6	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,005	0,1	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1,25	10	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1,25	20	µg/l AA-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,1	1,3	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,06	0,2	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Endosulfan (woda)	< 0,00015	0,0005	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09		1	brak zmiany	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0006	0,002	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,09	0,3	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	< 0,087	2	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	0,0198	0,3	µg/l AA-EQS	0,07		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,05	0,4	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,006	0,017	µg/l MAC-EQS	0,35		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Benzo(k)fluoranten (woda)	< 0,002	0,017	µg/l MAC-EQS	0,12		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0058	0,00082	µg/l MAC-EQS	7,07		1	pogorszenie	
	Symazyna (woda)	< 0,3	1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,001	0,4	µg/l AA-EQS	0,00		1	brak zmiany	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 0,5	2,5	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 6,4	33	µg/kg m.m.	0,19			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,193	0,0067	µg/kg m.m.	28,87			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 0,5	12	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,001	0,005	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	0,0014	0,025	µg/l AA-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Bar (woda)	0,042	≤ 0,5	mg Ba/l	0,08		2	brak zmiany	niska
	Bor (woda)	0,195	≤ 2	mg B/l	0,10		2	brak zmiany	
	Fenole lotne – indeks fenolowy (woda)	0,001	≤ 0,01	mg/l	0,10		2	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,006	≤ 0,4	mg Al/l	0,02		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,321	≤ 1,5	mg F/l	0,21		2	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20		1	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.68. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Pucki (L4-POL-022) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25		1	brak zmiany	średnia
	rośliny	1,76	33	mg/kg s.m.	0,05			brak oceny w 2016	
Ołów	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31		1	brak zmiany	średnia
	rośliny	2,16	26	mg/kg s.m.	0,08			brak oceny w 2016	
Rtęć	***woda***	< 0,021	0,07	µg/l	0,30			brak oceny w 2016	wysoka
	ryby (mięśnie)	36,0	20	µg/kg m.m.	1,80			brak oceny w 2016	
	rośliny	15,4	400	µg/kg s.m.	0,04			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0008	0,01	mg/l	0,08		2	brak zmian	niska
Nikiel	woda	2,1	8,6	µg/l	0,25		1	brak zmiany	średnia
	rośliny	2,2	32	mg/kg s.m.	0,07			brak oceny w 2016	
Arsen	woda	0,003	0,05	mg/l	0,06		2	brak zmiany	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,08	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,01	0,0085	µg/kg m.m.	1,18			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30		1	brak zmiany	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,29	9,1	µg/kg m.m.	0,14			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,00004	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,01			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,62	10	µg/kg m.m.	0,06			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	***mięczaki***	0,36	5	µg/kg m.m.	0,07			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
(WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren									
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	mięczaki	1,30	30	µg/kg m.m.	0,04			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,001	0,1	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	średnia
Diklofenak	woda	1,56	10	ng/l	0,16			brak oceny w 2016	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	rośliny	5,8	15	Bq/kg s.m.	0,38			brak oceny w 2016	wysoka
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03		1	brak zmiany	
	Endosulfan (woda)	< 0,0002	0,0005	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 13	55	µg/kg m.m.	0,24			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,00033	0,00082	µg/l MAC-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 1	2,5	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 3,0	33	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,035	0,0067	µg/kg m.m.	5,22			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,0002	0,005	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,030	≤ 0,05	mg/l	0,60		1	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,0206	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04		2	brak zmiany	
	Bor (woda)	1,000	≤ 2	mg B/l	0,50		2	brak zmiany	
	Cynk (woda)	0,001	≤ 0,1 [2]	mg Zn/l	0,01		2	brak zmiany	
	Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy (woda)	0,025	≤ 0,2	mg/l	0,13		1	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,005	≤ 0,4	mg Al/l	0,01		2	brak zmiany	
	Cyjanki wolne (woda)	0,010	≤ 0,05	mg CN/l	0,20		1	brak zmiany	
	Cyjanki związane (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,20		1	brak zmiany	
	Molibden (woda)	0,010	≤ 0,04	mg Mo/l	0,25		2	brak zmiany	
	Selen (woda)	0,010	≤ 0,02	mg Se/l	0,50		1	brak zmiany	
	Srebro (woda)	0,003	≤ 0,005	mg Ag/l	0,60		1	brak zmiany	
	Tytan (woda)	0,020	≤ 0,05	mg Ti/l	0,40		1	brak zmiany	
	Wanad (woda)	0,010	≤ 0,05	mg V/l	0,20		2	brak zmiany	
	Antymon (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,50		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,003	≤ 1,5	mg F/l	0,003		2	brak zmiany	
	Beryl (woda)	0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,63		1	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z ≤ 1 mg Zn/l na ≤ 0,1 mg Zn/l)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.69. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna (L4-POL-023) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	0,05	0,2	µg/l	0,25		1	brak zmiany	średnia
Ołów	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31		1	brak zmiany	średnia
Rtęć	***woda***	< 0,021	0,07	µg/l	0,30		1	brak zmiany	średnia
	ryby (mięśnie)	40,4	20	µg/kg m.m.	2,02		1	brak zmiany	
Miedź	woda	0,0009	0,01	mg/l	0,09		2	brak zmian	niska
Nikiel	woda	2,3	8,6	µg/l	0,26		1	brak zmiany	średnia
Arsen	woda	0,010	0,05	mg/l	0,20		2	brak zmiany	średnia
	osady	11,7	35	mg/kg s.m.	0,33			brak oceny w 2016	
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,26	167	µg/kg m.m.	0,002			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,02	0,0085	µg/kg m.m.	2,46			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30		1	brak zmiany	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,87	9,1	µg/kg m.m.	0,21			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0001	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,01			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,79	10	µg/kg m.m.	0,08			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***mięczaki***	0,28	5	µg/kg m.m.	0,06			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	mięczaki	0,52	30	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	średnia
	osady	182,75	3500	µg/kg s.m.	0,05			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	osady	24,99	24	µg/kg s.m.	1,04			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
(WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,001	0,1	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	średnia
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03		1	brak zmiany	
	Endosulfan (woda)	< 0,0002	0,0005	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 13,0	55	µg/kg m.m.	0,24			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/kg m.m.	0,02		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Benzo(b)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	< 0,0003	0,00082	µg/l MAC-EQS	0,37		1	brak zmiany	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 1	2,5	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 3,0	33	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,017	0,0067	µg/kg m.m.	2,57			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,0002	0,005	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,030	≤ 0,05	mg/l	0,60		1	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,021	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04		2	brak zmiany	
	Bor (woda)	1,000	≤ 2	mg B/l	0,50		2	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,007	≤ 0,4	mg Al/l	0,02		2	brak zmiany	
	Cyjanki wolne (woda)	0,010	≤ 0,05	mg CN/l	0,20		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Cyjanki związane (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,20		1	brak zmiany	
	Molibden (woda)	0,030	≤ 0,04	mg Mo/l	0,75		2	brak zmiany	
	Selen (woda)	0,010	≤ 0,02	mg Se/l	0,50		1	brak zmiany	
	Srebro (woda)	0,003	≤ 0,005	mg Ag/l	0,60		1	brak zmiany	
	Tal (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Tl/l	0,04		2	brak zmiany	
	Tytan (woda)	0,020	≤ 0,05	mg Ti/l	0,40		1	brak zmiany	
	Wanad (woda)	0,004	≤ 0,05	mg V/l	0,08		1	brak zmiany	
	Antymon (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,50		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,003	≤ 1,5	mg F/l	0,003		2	brak zmiany	
	Beryl (woda)	0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,63		1	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20		2	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.70. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna (L4-POL-024) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25		1	brak zmiany	wysoka
	małże	167,0	160	µg/kg m.m.	1,04			brak oceny w 2016	
	rośliny	3,23	33	mg/kg s.m.	0,10			brak oceny w 2016	
Ołów	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31		1	brak zmiany	wysoka
	małże	118,9	110	µg/kg m.m.	1,08			brak oceny w 2016	
	rośliny	5,06	26	mg/kg s.m.	0,19			brak oceny w 2016	
Rtęć	***woda***	< 0.021	0,07	µg/l	0,30			brak oceny w 2016	wysoka
	małże	7,7	20	µg/kg m.m.	0,38			brak oceny w 2016	
	rośliny	28,2	400	µg/kg s.m.	0,07			brak oceny w 2016	
	ryby (mięśnie)	27,2	20	µg/kg m.m.	1,36			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0008	0,01	mg/l	0,08		2	brak zmian	niska
Nikiel	woda	1,8	8,6	µg/l	0,21		1	brak zmiany	średnia
	rośliny	5,9	32	mg/kg s.m.	0,19			brak oceny w 2016	
Arsen	woda	0,010	0,05	mg/l	0,20		2	brak zmiany	średnia
	osady	8,6	35	mg/kg s.m.	0,25			brak oceny w 2016	
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,51	167	µg/kg m.m.	0,003			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,092	0,0085	µg/kg m.m.	10,88			brak oceny w 2016	średnia
	woda	<0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,43	9,1	µg/kg m.m.	0,16			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0023	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,36		1	brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,21	10	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00020	0,00017	µg/l AA-EQS	1,19		1	pogorszenie	wysoka
	mięczaki	3,13	5	µg/kg m.m.	0,63			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	<0,00189	0,0063	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	wysoka
	mięczaki	4,42	30	µg/kg m.m.	0,15		1	brak zmiany	
	osady	137,25	3500	µg/kg s.m.	0,04			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	osady	24	24	µg/kg s.m.	1,00			brak oceny w 2016	średnia
	woda	<0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	<0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	średnia
Diklofenak	woda	0,35	10	ng/l	0,04			brak oceny w 2016	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	woda	17,3	40	Bq/ m^3	0,43			brak oceny w 2016	wysoka
	rośliny	13,2	15	Bq/kg s.m.	0,88			brak oceny w 2016	
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03		1	brak zmiany	
	Endosulfan (woda)	< 0,0002	0,0005	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	< 0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0002	0,00082	µg/l MAC-EQS	0,24		1	brak zmiany	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 1	2,5	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Dikofol	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30		1	brak zmiany	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,080	0,0067	µg/kg m.m.	11,96			brak zmiany	
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,0002	0,005	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,030	≤ 0,05	mg/l	0,60		1	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,039	≤ 0,5	mg Ba/l	0,08		2	brak zmiany	
	Bor (woda)	1,000	≤ 2	mg B/l	0,50		2	brak zmiany	
	Cynk (woda)	0,002	≤ 0,1 [2]	mg Zn/l	0,02		2	brak zmiany	
	Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy (woda)	0,025	≤ 0,2	mg/l	0,13		1	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,010	≤ 0,4	mg Al/l	0,03		2	brak zmiany	
	Cyjanki wolne (woda)	0,010	≤ 0,05	mg CN/l	0,20		1	brak zmiany	
	Cyjanki związane (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,20		2	brak zmiany	
	Molibden (woda)	0,020	≤ 0,04	mg Mo/l	0,50		2	brak zmiany	
	Selen (woda)	0,010	≤ 0,02	mg Se/l	0,50		1	brak zmiany	
	Srebro (woda)	0,003	≤ 0,005	mg Ag/l	0,60		1	brak zmiany	
	Tal (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Tl/l	0,05		2	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Tytan (woda)	0,020	≤ 0,05	mg Ti/l	0,40		1	brak zmiany	
	Wanad (woda)	0,010	≤ 0,05	mg V/l	0,02		2	brak zmiany	
	Antymon (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,50		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,003	≤ 1,5	mg F/l	0,003		2	brak zmiany	
	Beryl (woda)	0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,63		1	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20		2	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z ≤ 1 mg Zn/l na ≤ 0,1 mg Zn/l)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.71. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Ujście Wisły Przekop (L4-POL-025) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25			brak oceny w 2016	średnia
Ołów	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31			brak oceny w 2016	średnia
Rtęć	***woda***	< 0,021	0,07	µg/l	0,30			brak oceny w 2016	średnia
	ryby (mięśnie)	32,5	20	µg/kg m.m.	1,62			brak oceny w 2016	
Nikiel	woda	0,9	8,6	µg/l	0,10			brak oceny w 2016	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,14	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,067	0,0085	µg/kg m.m.	7,85			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,73	9,1	µg/kg m.m.	0,19			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0003	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,04			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,15	10	µg/kg m.m.	0,01			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00775	0,00017	µg/l AA-EQS	45,59			brak oceny w 2016	średnia
	mięczaki	0,34	5	µg/kg m.m.	0,07			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	< 0,00189	0,0063	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
	mięczaki	2,12	30	µg/kg m.m.	0,07			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	średnia
Diklofenak	woda	1,08	10	ng/l	0,11			brak oceny w 2016	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	woda	12,0	40	Bq/ m^3	0,30			brak oceny w 2016	wysoka
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Dichlorometan (woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31			brak oceny w 2016	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,00008	0,0005	µg/l AA-EQS	0,16			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02			brak oceny w 2016	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,0017	0,01	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,00017	0,0007	µg/l AA-EQS	0,24			brak oceny w 2016	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,0013	0,017	µg/l MAC-EQS	0,07			brak oceny w 2016	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,0007	0,017	µg/l MAC-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0012	0,00082	µg/l MAC-EQS	1,41			brak oceny w 2016	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01			brak oceny w 2016	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 0,5000	2,5	µg/l AA-EQS	0,20			brak oceny w 2016	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Dikofol (biota)	< 64	33	µg/kg m.m.	0,19			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,35	0,0067	µg/kg m.m.	51,59			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08			brak oceny w 2016	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,00017	0,005	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.72. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Wiślany (L4-POL-026) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	159,0	160	µg/kg m.m.	0,99			brak oceny w 2016	średnia
	osady	0,56	2,3	mg/kg s.m.	0,24			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25		1	brak zmiany	
Ołów	ryby (wątroba)	33,3	26	µg/kg m.m.	1,28			brak oceny w 2016	wysoka
	osady	16,2	120	mg/kg s.m.	0,14			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,36	1,3	µg/l	0,28		1	brak zmiany	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	70,0	20	µg/kg m.m.	3,50			brak zmiany	wysoka
	osady	127,0	70	µg/kg s.m.	1,81			brak oceny w 2016	
	woda	0,042	0,07	µg/l	0,60		1	brak zmiany	
Miedź	osady	17,6	30	mg/kg s.m.	0,59			brak oceny w 2016	niska
	woda	0,0014	0,01	mg/l	0,14		1	brak zmiany	
Nikiel	woda	0,8	8,6	µg/l	0,09		1	brak zmiany	niska
Arsen	woda	0,015	0,05	mg/l	0,30		1	brak zmiany	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,04	167	µg/kg m.m.	0,0003		1	brak zmiany	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,041	0,0085	µg/kg m.m.	4,85			brak zmiany	wysoka
	woda	<0,004	0,014	µg/l MAC-EQS	0,29			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,17	9,1	µg/kg m.m.	0,13		1	brak zmiany	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany -	ryby (mięśnie)	2,3	75	µg/kg m.m.	0,03			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle									
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0021	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,33		1	brak zmiany	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,23	10	µg/kg m.m.	0,02		1	brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00039	0,00017	µg/l AA-EQS	2,28			brak oceny w 2016	średnia
	mięczaki	1,60	5	µg/kg m.m.	0,32		1	brak zmiany	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	0,0032	0,0063	µg/l AA-EQS	0,51		1	brak zmiany	wysoka
	mięczaki	13,00	30	µg/kg m.m.	0,43		1	brak zmiany	
	osady	55,69	3500	µg/kg s.m.	0,02			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	<0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	2,244	483	ng/g	0,005			brak oceny w 2016	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	3,22	15,2	µg/kg m.m.	0,21		1	brak zmiany	średnia
	osady	0,5	1,3	µg/kg s.m.	0,37		1	brak zmiany	
	woda	<0,00006	0,0002	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	ryby	1,9	20	Bq/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	wysoka
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,09	0,3	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	0,215	8	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,01	0,1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,009	0,03	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 0,1	10	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 0,1	20	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,2	1,3	µg/l AA-EQS	0,15		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,0001	0,0005	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 3,0	55	µg/kg m.m.	0,05			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0001	0,002	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02		1	brak zmiany	
	Naftalen (woda)	0,0143	2	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,03	0,3	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,00010	0,0007	µg/l AA-EQS	0,14		1	brak zmiany	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,008	0,017	µg/l MAC-EQS	0,47		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0018	0,00082	µg/l MAC-EQS	2,20		1	pogorszenie	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,001	0,4	µg/l AA-EQS	0,00		1	brak zmiany	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 0,10	2,5	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,009	0,03	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30		1	brak zmiany	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,022	0,0067	µg/kg m.m.	3,30			brak zmiany	
	Tetrachlorometan (woda)	< 0,1	12	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,001	0,005	µg/l AA-EQS	0,20		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	< 0,004	0,025	µg/l AA-EQS	0,16		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 0,1	10	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,067	≤ 0,05	mg/l	1,34		>2	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,028	≤ 0,5	mg Ba/l	0,06		1	brak zmiany	
	Bor (woda)	0,340	≤ 2	mg B/l	0,17		2	brak zmiany	
	Chrom ogólny (woda)	< 0,001	≤ 0,05	mg Cr/l	0,02		1	brak zmiany	
	Chrom sześciowartościowy (woda)	< 0,005	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,25		1	brak zmiany	
	Cynk (woda)	< 0,003	≤ 0,1 [2]	mg Zn/l	0,03		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Fenole lotne – indeks fenolowy (woda)	0,008	≤ 0,01	mg/l ≤	0,03		2	brak zmiany	
	Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy (woda)	0,122	≤ 0,2	mg/l	0,61		2	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,032	≤ 0,4	mg Al/l	0,08		1	brak zmiany	
	Cyjanki wolne (woda)	0,006	≤ 0,05	mg CN/l	0,13		1	brak zmiany	
	Cyjanki związane (woda)	0,006	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,13		1	brak zmiany	
	Molibden (woda)	< 0,010	≤ 0,04	mg Mo/l	0,25		1	brak zmiany	
	Selen (woda)	0,022	≤ 0,02	mg Se/l	1,09		2	pogorszenie	
	Srebro (woda)	< 0,001	≤ 0,005	mg Ag/l	0,20		1	brak zmiany	
	Tal (woda)	< 0,001	≤ 0,002	mg Tl/l	0,25			brak oceny w 2016	
	Tytan (woda)	< 0,010	≤ 0,05	mg Ti/l	0,20			brak oceny w 2016	
	Wanad (woda)	< 0,044	≤ 0,05	mg V/l	0,88		2	brak zmiany	
	Antymon (woda)	< 0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,25			brak oceny w 2016	
	Fluorki (woda)	0,175	≤ 1,5	mg F/l	0,12		1	brak zmiany	
	Beryl (woda)	< 0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,25		1	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	< 0,002	≤ 0,05	mg Co/l	0,04		2	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z ≤ 1 mg Zn/l na ≤ 0,1 mg Zn/l)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.73. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Półwysep Hel (L4-POL-027) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25		1	brak zmiany	średnia
Ołów	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31		1	brak zmiany	średnia
Rtęć	***woda***	< 0,021	0,07	µg/l	0,30		1	brak zmiany	średnia
	ryby (mięśnie)	31,4	20	µg/kg m.m.	1,57			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0013	0,01	mg/l	0,13		2	brak zmian	niska
Nikiel	woda	1,7	8,6	µg/l	0,20		1	brak zmiany	niska
Arsen	woda	0,020	0,05	mg/l	0,40		2	brak zmiany	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,08	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,368	0,0085	µg/kg m.m.	43,30			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	2,08	9,1	µg/kg m.m.	0,23			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0020	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,31			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,20	10	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00015	0,00017	µg/l AA-EQS	0,89		1	brak zmiany	średnia
	mięczaki	4,15	5	µg/kg m.m.	0,83			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	< 0,00189	0,0063	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	średnia
	mięczaki	15,28	30	µg/kg m.m.	0,51			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	średnia
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	średnia
	Atrazyna (woda)	0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17		1	brak zmiany	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13		1	brak zmiany	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	1,2-dichloroetan (EDC) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Dichlorometan (woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05		1	brak zmiany	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31		1	brak zmiany	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,0002	0,0005	µg/l AA-EQS	0,40			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (woda)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09		1	brak zmiany	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02			brak oceny w 2016	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	tetrametylibutylo)fenol) (woda)								
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29			brak oceny w 2016	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25		1	brak zmiany	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06		1	brak zmiany	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,0006	0,00082	µg/l MAC-EQS	0,73		1	brak zmiany	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01		1	brak zmiany	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 1,0	2,5	µg/l AA-EQS	0,40		1	brak zmiany	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33		1	brak zmiany	
	Dikofol (biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru(biota)	0,115	0,0067	µg/kg m.m.	17,14			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08		1	brak zmiany	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,0002	0,005	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04		1	brak zmiany	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10		1	brak zmiany	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016) [1]	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,030	≤ 0,05	mg/l	0,60		1	brak zmiany	niska
	Bar (woda)	0,020	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04		2	brak zmiany	
	Bor (woda)	1,000	≤ 2	mg B/l	0,50		2	brak zmiany	
	Cynk (woda)	0,001	≤ 0,1 [2]	mg Zn/l	0,01		2	brak zmiany	
	Glin (woda)	0,009	≤ 0,4	mg Al/l	0,02		2	brak zmiany	
	Cyjanki wolne (woda)	0,010	≤ 0,05	mg CN/l	0,20		1	brak zmiany	
	Cyjanki związane (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,20		1	brak zmiany	
	Molibden (woda)	0,020	≤ 0,04	mg Mo/l	0,50		2	brak zmiany	
	Selen (woda)	0,010	≤ 0,02	mg Se/l	0,50		1	brak zmiany	
	Srebro (woda)	0,003	≤ 0,005	mg Ag/l	0,60		1	brak zmiany	
	Tytan (woda)	0,020	≤ 0,05	mg Ti/l	0,40		1	brak zmiany	
	Wanad (woda)	0,010	≤ 0,05	mg V/l	0,20		2	brak zmiany	
	Antymon (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,50		2	brak zmiany	
	Fluorki (woda)	0,003	≤ 1,5	mg F/l	0,00		2	brak zmiany	
	Beryl (woda)	0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,63		1	brak zmiany	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20		2	brak zmiany	

[1] - klasyfikacja w ocenie stanu środowiska 2011-2016 dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodna z RDW, klasa 1 i 2 tożsama z osiągnięciem dobrego stanu środowiska

[2] - zmiana wartości progowej w stosunku do poprzedniej oceny (z ≤ 1 mg Zn/l na ≤ 0,1 mg Zn/l)

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.74. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (L4-POL-028) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	małże	141,0	160	µg/kg m.m.	0,88			brak oceny w 2016	średnia
	rośliny	3,14	33	mg/kg s.m.	0,10			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,050	0,2	µg/l	0,25			brak oceny w 2016	
Ołów	małże	86,1	110	µg/kg m.m.	0,78			brak oceny w 2016	wysoka
	rośliny	4,16	26	mg/kg s.m.	0,16			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31			brak oceny w 2016	
Rtęć	***małże***	7,2	20	µg/kg m.m.	0,36			brak oceny w 2016	wysoka
	rośliny	27,5	400	µg/kg s.m.	0,07			brak oceny w 2016	
	woda	< 0,021	0,07	µg/l	0,30			brak oceny w 2016	
	ryby (mięśnie)	36,0	20	µg/kg m.m.	1,80			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0009	0,01	mg/l	0,09			brak oceny w 2016	niska
Nikiel	rośliny	6,4	32	mg/kg s.m.	0,20			brak oceny w 2016	średnia
	woda	1,8	8,6	µg/l	0,21			brak oceny w 2016	
Arsen	woda	0,010	0,05	mg/l	0,20			brak oceny w 2016	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,23	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,388	0,0085	µg/kg m.m.	45,59			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,86	9,1	µg/kg m.m.	0,20			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0014	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,21			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,20	10	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00016	0,00017	µg/l AA-EQS	0,95			brak oceny w 2016	średnia
	mięczaki	< 4,0	5	µg/kg m.m.	0,80			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	< 0,00189	0,0063	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
	mięczaki	< 9,0	30	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,0001	0,0002	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	średnia
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	rośliny	9,5	15	Bq/kg s.m.	0,63			brak oceny w 2016	wysoka
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	średnia
	Atrazyna (woda)	0,1	0,6	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,2	0,4	µg/l AA-EQS	0,50			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	1,2-dichloroetan (EDC)(woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Dichlorometan(woda)	< 1	20	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31			brak oceny w 2016	
	Diuron (woda)	< 0,005	0,2	µg/l AA-EQS	0,03			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,0002	0,0005	µg/l AA-EQS	0,40			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0002	0,002	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Izoproturon (woda)	< 0,005	0,3	µg/l AA-EQS	0,02			brak oceny w 2016	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29			brak oceny w 2016	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,001	0,017	µg/l MAC-EQS	0,06			brak oceny w 2016	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,00085	0,00082	µg/l MAC-EQS	1,04			brak oceny w 2016	
	Symazyna (woda)	< 0,1	1	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,005	0,4	µg/l AA-EQS	0,01			brak oceny w 2016	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	< 1,0000	2,5	µg/l AA-EQS	0,40			brak oceny w 2016	
	Trifluralina (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Dikofol(biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru(biota)	0,073	0,0067	µg/kg m.m.	10,90			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 1	12	µg/l AA-EQS	0,08			brak oceny w 2016	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,0002	0,005	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,030	≤ 0,05	mg/l	0,60			brak oceny w 2016	niska
	Bar (woda)	0,020	≤ 0,5	mg Ba/l	0,04			brak oceny w 2016	
	Bor (woda)	1,000	≤ 2	mg B/l	0,50			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Chrom ogólny (woda)	0,001	≤ 0,05	mg Cr/l	0,01			brak oceny w 2016	
	Chrom sześciowartościowy (woda)	0,001	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,03			brak oceny w 2016	
	Cynk (woda)	0,002	≤ 0,1	mg Zn/l	0,02			brak oceny w 2016	
	Glin (woda)	0,018	≤ 0,4	mg Al/l	0,05			brak oceny w 2016	
	Cyjanki wolne (woda)	0,010	≤ 0,05	mg CN/l	0,20			brak oceny w 2016	
	Cyjanki związane (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Me (CN)x/l	0,20			brak oceny w 2016	
	Molibden (woda)	0,030	≤ 0,04	mg Mo/l	0,75			brak oceny w 2016	
	Selen (woda)	0,010	≤ 0,02	mg Se/l	0,50			brak oceny w 2016	
	Srebro (woda)	0,003	≤ 0,005	mg Ag/l	0,60			brak oceny w 2016	
	Tal (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Tl/l	0,15			brak oceny w 2016	
	Tytan (woda)	0,030	≤ 0,05	mg Ti/l	0,60			brak oceny w 2016	
	Wanad (woda)	0,004	≤ 0,05	mg V/l	0,08			brak oceny w 2016	
	Antymon (woda)	0,001	≤ 0,002	mg Sb/l	0,50			brak oceny w 2016	
	Fluorki (woda)	0,003	≤ 1,5	mg F/l	0,00			brak oceny w 2016	
	Beryl (woda)	0,001	≤ 0,0008	mg Be/l	0,63			brak oceny w 2016	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20			brak oceny w 2016	

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.75. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (L4-POL-029) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	woda	0,086	0,2	µg/l	0,43			brak oceny w 2016	średnia
Ołów	woda	< 0,36	1,3	µg/l	0,28			brak oceny w 2016	średnia
Rtęć	***woda***	0,051	0,07	µg/l	0,73			brak oceny w 2016	wysoka
	ryby (mięśnie)	30,3	20	µg/kg m.m.	1,51			brak oceny w 2016	
Miedź	woda	0,0018	0,01	mg/l	0,18			brak oceny w 2016	niska
Nikiel	woda	< 1,2	8,6	µg/l	0,14			brak oceny w 2016	niska
Arsen	woda	0,001	0,05	mg/l	0,02			brak oceny w 2016	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,24	167	µg/kg m.m.	0,002			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,446	0,0085	µg/kg m.m.	52,47			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00005	0,014	µg/l MAC-EQS	0,004			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	3,45	9,1	µg/kg m.m.	0,38			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0014	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,22			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,01	10	µg/kg m.m.	0,002			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,00112	0,00017	µg/l AA-EQS	6,61			brak oceny w 2016	wysoka
	mięczaki	< 1,5	5	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne	woda	0,0039	0,0063	µg/l AA-EQS	0,61			brak oceny w 2016	wysoka

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
(WWA) i ich metabolity - fluoranten	mięczaki	14,4	30	µg/kg m.m.	0,48			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***woda***	< 0,00005	0,0002	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	średnia
Substancje priorytetowe	Alachlor (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	średnia
	Atrazyna (woda)	< 0,18	0,6	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,005	0,1	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	1,2-dichloroetan (EDC)(woda)	< 1,25	10	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	Dichlorometan(woda)	< 1,25	20	µg/l AA-EQS	0,06			brak oceny w 2016	
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,1	1,3	µg/l AA-EQS	0,08			brak oceny w 2016	
	Diuron (woda)	< 0,06	0,2	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,00015	0,0005	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0006	0,002	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Izoproturon (woda)	< 0,09	0,3	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Naftalen (woda)	< 0,087	2	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	0,0160	0,3	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,003	0,01	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29			brak oceny w 2016	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,05	0,4	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,011	0,017	µg/l MAC-EQS	0,64			brak oceny w 2016	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,003	0,017	µg/l MAC-EQS	0,18			brak oceny w 2016	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,004	0,00082	µg/l MAC-EQS	4,90			brak oceny w 2016	
	Symazyna (woda)	< 0,3	1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,001	0,4	µg/l AA-EQS	0,003			brak oceny w 2016	
	Trichlorometan (chloroform) (woda)	0,267	2,5	µg/l AA-EQS	0,11			brak oceny w 2016	
	Trifluralina (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	Dikofol (biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,156	0,0067	µg/kg m.m.	23,30			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 0,5	12	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,001	0,005	µg/l AA-EQS	0,20			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	DDT – izomer para-para (woda)	0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,11			brak oceny w 2016	
	DDT całkowity (woda)	0,002	0,025	µg/l AA-EQS	0,07			brak oceny w 2016	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 0,5	10	µg/l AA-EQS	0,05			brak oceny w 2016	
Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające	Aldehyd mrówkowy (woda)	0,010	≤ 0,05	mg/l	0,20			brak oceny w 2016	niska
	Bar (woda)	0,017	≤ 0,5	mg Ba/l	0,03			brak oceny w 2016	
	Bor (woda)	0,732	≤ 2	mg B/l	0,37			brak oceny w 2016	
	Chrom ogólny (woda)	< 0,015	≤ 0,05	mg Cr/l	0,30			brak oceny w 2016	
	Chrom sześciowartościowy (woda)	< 0,006	≤ 0,02	mg Cr+6/l	0,30			brak oceny w 2016	
	Cynk (woda)	0,012	≤ 0,1	mg Zn/l	0,11			brak oceny w 2016	
	Fenole lotne – indeks fenolowy (woda)	0,001	≤ 0,01	mg/l	0,14			brak oceny w 2016	
	Węglowodory ropopochodne – indeks olejowy (woda)	0,038	≤ 0,2	mg/l	0,19			brak oceny w 2016	
	Glin (woda)	0,007	≤ 0,4	mg Al/l	0,02			brak oceny w 2016	
	Selen (woda)	0,001	≤ 0,02	mg Se/l	0,07			brak oceny w 2016	
	Fluorki (woda)	0,376	≤ 1,5	mg F/l	0,25			brak oceny w 2016	
	Kobalt (woda)	0,010	≤ 0,05	mg Co/l	0,20			brak oceny w 2016	

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.76. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (L4-POL-030) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	ryby (wątroba)	612,0	160	µg/kg m.m.	3,82			brak oceny w 2016	średnia
	woda	0,084	0,2	µg/l	0,42			brak oceny w 2016	
Ołów	ryby (wątroba)	114,8	26	µg/kg m.m.	4,42			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,40	1,3	µg/l	0,31			brak oceny w 2016	
Rtęć	***ryby (mięśnie)***	49,9	20	µg/kg m.m.	2,45			brak oceny w 2016	średnia
	woda	0,017	0,07	µg/l	0,24			brak oceny w 2016	
Nikiel	woda	1,3	8,6	µg/l	0,15			brak oceny w 2016	niska
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	***ryby (mięśnie)***	0,14	167	µg/kg m.m.	0,001			brak oceny w 2016	średnia
Bromowane difenyloetery (PBDE)	***ryby (mięśnie)***	0,284	0,0085	µg/kg m.m.	33,45			brak oceny w 2016	wysoka
	woda	< 0,00420	0,014	µg/l MAC-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	***ryby (mięśnie)***	1,05	9,1	µg/kg m.m.	0,12			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	ryby (mięśnie)	1,4	75	µg/kg m.m.	0,02			brak oceny w 2016	średnia
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	***ryby (mięśnie)***	0,0015	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,24			brak oceny w 2016	średnia
Heksachlorobenzen (HCB)	ryby (mięśnie)	0,15	10	µg/kg m.m.	0,01			brak oceny w 2016	średnia

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - benzo(a)piren	***woda***	0,0008	0,00017	µg/l AA-EQS	4,67			brak oceny w 2016	wysoka
	mięczaki	< 1,5	5	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - fluoranten	woda	0,0030	0,0063	µg/l AA-EQS	0,47			brak oceny w 2016	wysoka
	mięczaki	< 9,0	30	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - antracen	woda	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity - 1-hydroksypiren	ryby (żółć)	6,513	483	ng/g	0,01			brak oceny w 2016	niska
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	***ryby (mięśnie)***	0,57	15,2	µg/kg m.m.	0,04			brak oceny w 2016	średnia
	woda	< 0,00005	0,0002	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
Substancje priorytetowe	Atrazyna (woda)	< 0,18	0,6	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	średnia
	Benzen (woda)	< 1	8	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	C10-13 – chloroalkany (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Chlorfenwinfos (woda)	< 0,03	0,1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Chlorpyrifos (woda)	< 0,01	0,03	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	1,2-dichloroetan (EDC)(woda)	< 1,25	10	µg/l AA-EQS	0,13			brak oceny w 2016	
	Dichlorometan(woda)	< 1,25	20	µg/l AA-EQS	0,06			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) (woda)	< 0,4	1,3	µg/l AA-EQS	0,31			brak oceny w 2016	
	Diuron (woda)	< 0,06	0,2	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Endosulfan (woda)	< 0,00015	0,0005	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Heksachlorobutadien (biota)	< 5,0	55	µg/kg m.m.	0,09			brak oceny w 2016	
	Heksachlorocykloheksan (HCH) (woda)	< 0,0006	0,002	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Izoproturon (woda)	< 0,09	0,3	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Naftalen (woda)	< 0,5	2	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Nonylofenole (4-nonylofenol) (woda)	< 0,1	0,3	µg/l AA-EQS	0,33			brak oceny w 2016	
	Oktylofenole (4-(1,1',3,3'-tetrametylibutylo)fenol) (woda)	< 0,0030	0,01	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Pentachlorobenzen (woda)	< 0,0002	0,0007	µg/l AA-EQS	0,29			brak oceny w 2016	
	Pentachlorofenol (PCP) (woda)	< 0,1	0,4	µg/l AA-EQS	0,25			brak oceny w 2016	
	Benzo(b)fluoranten (woda)	0,005	0,017	µg/l MAC-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Benzo(k)fluoranten (woda)	0,003	0,017	µg/l MAC-EQS	0,20			brak oceny w 2016	
	Benzo(g,h,i)perylen (woda)	0,007	0,00082	µg/l MAC-EQS	8,00			brak oceny w 2016	
	Symazyna (woda)	< 0,3	1	µg/l AA-EQS	0,30			brak oceny w 2016	
	Trichlorobenzeny (TCB) (woda)	< 0,001	0,4	µg/l AA-EQS	0,002			brak oceny w 2016	

Wskaźnik	Elementy	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D8)	Jednostka	WS (D8)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Trifluralina (woda)	< 0,005	0,03	µg/l AA-EQS	0,17			brak oceny w 2016	
	Dikofol (biota)	< 10	33	µg/kg m.m.	0,30			brak oceny w 2016	
	Heptachlor i epoksyd heptachloru (biota)	0,095	0,0067	µg/kg m.m.	14,14			brak oceny w 2016	
	Tetrachlorometan (woda)	< 0,5	12	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	∑ Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna (woda)	< 0,001	0,005	µg/l AA-EQS	0,20			brak oceny w 2016	
	DDT – izomer para-para (woda)	< 0,001	0,01	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	DDT całkowity (woda)	< 0,001	0,025	µg/l AA-EQS	0,04			brak oceny w 2016	
	Trichloroetylen (TRI) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	
	Tetrachloroetylen (PER) (woda)	< 1	10	µg/l AA-EQS	0,10			brak oceny w 2016	

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Ocena w ramach kryterium D8C2

W zakresie cechy **D8, kryterium D8C2**, które jest kryterium podstawowym, druga aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska morskiego została przeprowadzona z uwzględnieniem dwóch wskaźników stosowanych do oceny efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy:

1. Wskaźnik – test mikrojądrowy – ocena na poziomie krajowym;
2. Wskaźnik – produktywność bielika – ocena regionalna dla polskich obszarów morskich.

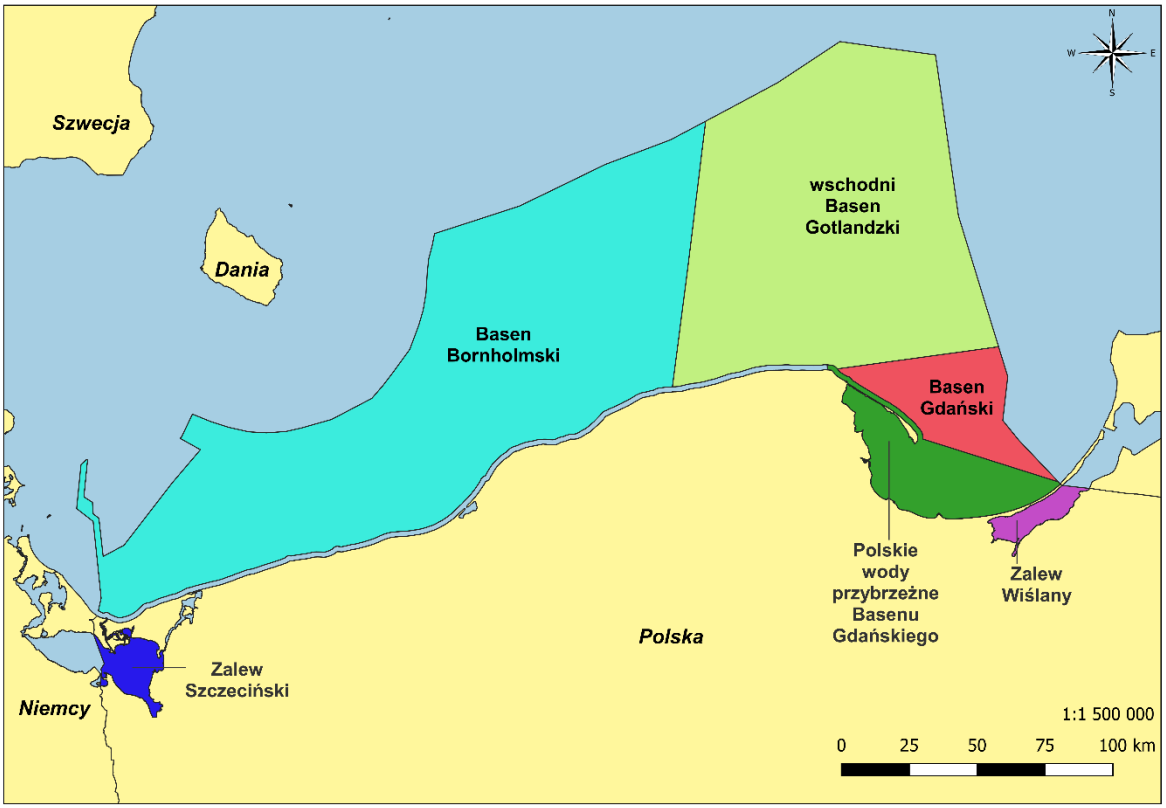
Test mikrojądrowy

'Test mikrojądrowy' jest wskaźnikiem efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie i został oceniony w skali krajowej, ze względu na brak jego aplikacji w regionalnej holistycznej ocenie środowiska Morza Bałtyckiego (HELCOM HOLAS 3). W związku z tym, że od 2014 roku prowadzone są regularne analizy metodą testu mikrojądrowego w ramach monitoringu w polskich obszarach morskich, wskaźnik ten został wykorzystany w drugiej aktualizacji wstępnej oceny obejmującej lata 2016-2021.

Analiza z wykorzystaniem testu mikrojądrowego polega na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórek erytrocytów krwi śledzia bałtyckiego i okonia odławianych w różnych obszarach, a liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm. W celu przeprowadzenia oceny wykorzystuje się wartości średnie wyników uzyskanych w latach 2016-2021 w każdym obszarze oceny. Ocena przeprowadzana jest z uwzględnieniem podziału polskich obszarów morskich na Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki i Basen Gdański oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany i Zalew Szczeciński co odpowiada poziomowi L3 zgodnie ze Strategią Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013) (Tabela 2.3, Rysunek 2.62). Wykorzystanie wartości średnich z całego okresu badań ma na celu zwiększenie wiarygodności oceny bazującej na ograniczonej liczbie danych. Wyliczone dla każdego obszaru oceny wartości średnie aberracji (liczby mikrojąder na 1000 erytrocytów) odniesiono do wartości progowej ustalonej dla śledzia, która wynosi 0,39 zmian na 1000 komórek. Tą samą wartość przyjęto dla okonia. Wiarygodność oceny stanu środowiska w zakresie efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie bazującej na teście mikrojądrowym należy uznać za średnią, głównie ze względu na wartość progową, która bazuje na ograniczonej puli danych pomiarowych.

Szczegółowy opis wskaźnika wraz z wynikami przeprowadzonej oceny oraz wskazaniem źródła danych i wartości progowej znajduje się w Załączniku 54.

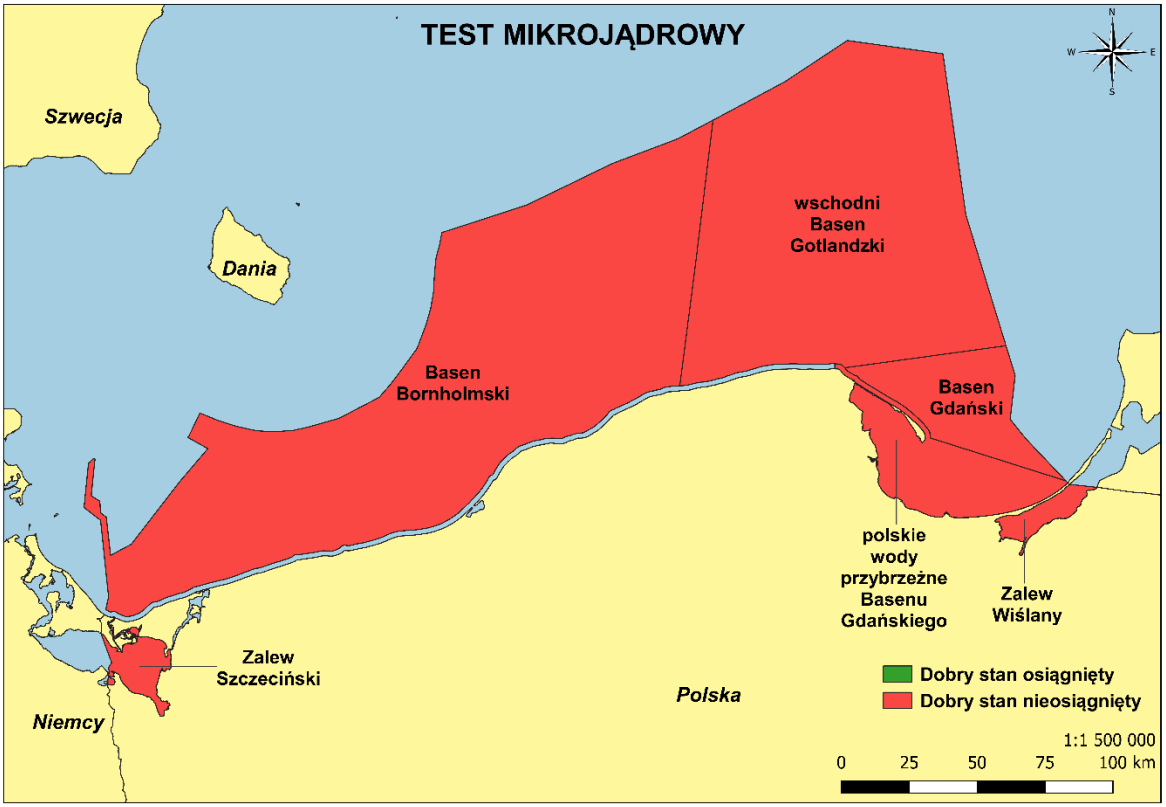
Średnia liczba mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów krwi ryb wyznaczona dla okresu oceny zmieniała się w zakresie od 0,78 do 1,18 (Tabela 2.77). Wartości poniżej 1 charakteryzowały obszary Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym wartości te przekraczały 1. Jednocześnie w żadnym z ocenianych obszarów nie został osiągnięty dobry stan środowiska w zakresie oceny genotoksyczności środowiska wód morskich z zastosowaniem wskaźnika 'Test mikrojądrowy' (Tabela 2.77, Rysunek 2.63). Oznacza to zmianę stanu środowiska w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenie Bornholmskim, w stosunku do poprzedniej oceny obejmującej lata 2011-2016, która wskazywała na dobry stan tych obszarów. Należy jednak podkreślić, że okres badań będących podstawą tej oceny był krótszy i wynosił odpowiednio 2 i 3 lata.



Rysunek 2.62. Obszary oceny w ramach kryterium D8C2 – test mikrojądrowy

Tabela 2.77. Ocena wskaźnika 'Test mikrojądrowy' w ramach kryterium D8C2 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Obszar oceny	Gatunek	Liczba mikrojąder na 1000 erytrocytów		Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Zmiana w stosunku do poprzedniej oceny	Wiarygodność oceny
		Wartość średnia 2016-2021	Wartość progowa				
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	śledź	0,78	0,39			pogorszenie	średnia
Basen Gdański	śledź	0,98				brak zmiany	średnia
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,88				brak zmiany	średnia
Basen Bornholmski	śledź	0,87				pogorszenie	średnia
Zalew Szczeciński	okoń	1,16				brak oceny w 2018	średnia
Zalew Wiślany	okoń	1,18				brak oceny w 2018	średnia



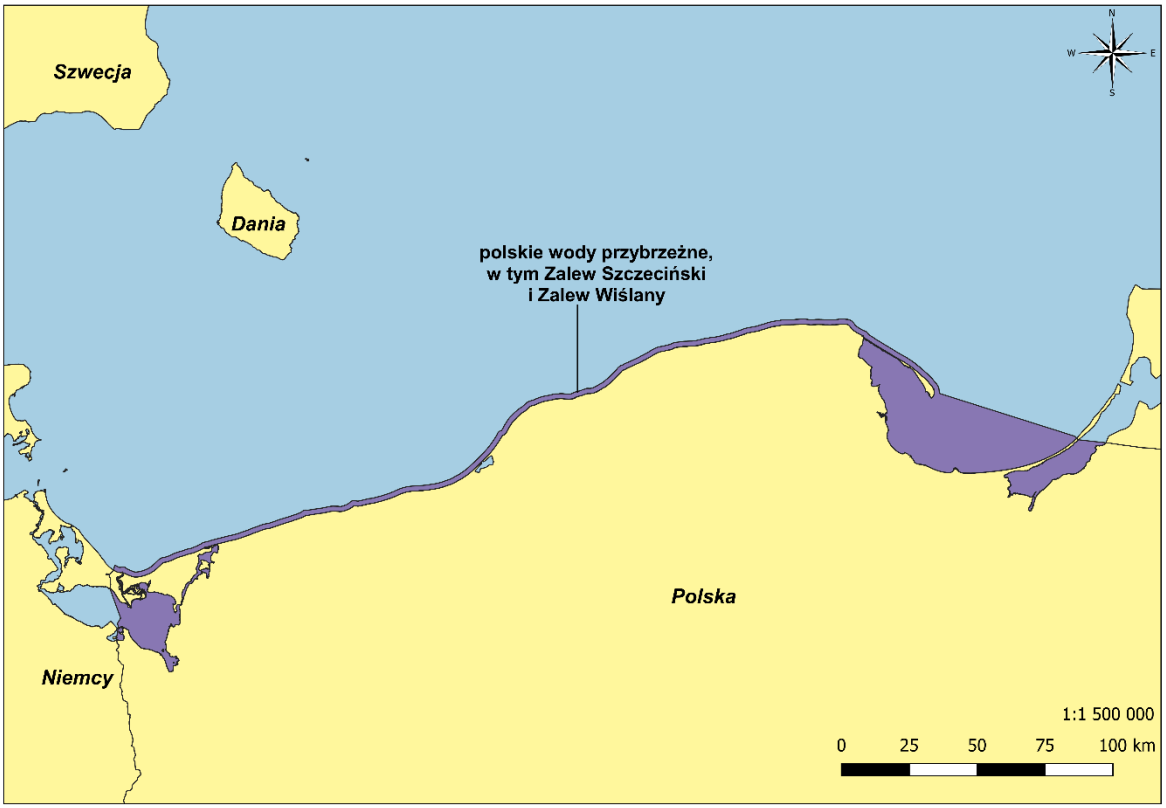
Rysunek 2.63. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Test mikrojądrowy' – kryterium D8C2 w latach 2016-2021

Produktywność bielika

Wskaźnik 'Produktywność bielika' jest wskaźnikiem efektów oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy wykorzystanym w ocenie regionalnej w ramach HELCOM HOLAS 3. Metodyka i wyniki oceny stanu środowiska w zakresie tego wskaźnika zostały opisane w raporcie wskaźnikowym (Załącznik 20). Ocena przeprowadzana jest w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego wraz z Zalewem Wiślanym i Zalewem Szczecińskim połączonych w jeden obszar (Rysunek 2.64). W związku z tym rekomenduje się przeniesienie całościowe oceny regionalnej do krajowej drugiej aktualizacji wstępnej oceny środowiska morskiego.

Wskaźnik ten służy do oceny stanu reprodukcji bielika poprzez ocenę parametru „produktywność" oraz dwóch zmiennych pomocniczych „wielkość lęgu" i „sukces lęgowy".

W całym obszarze oceny tylko wielkość lęgu spełniła warunki dla dobrego stanu, co oznacza nieosiągnięcie dobrego stanu środowiska w zakresie całego wskaźnika (Tabela 2.78, Rysunek 2.65).



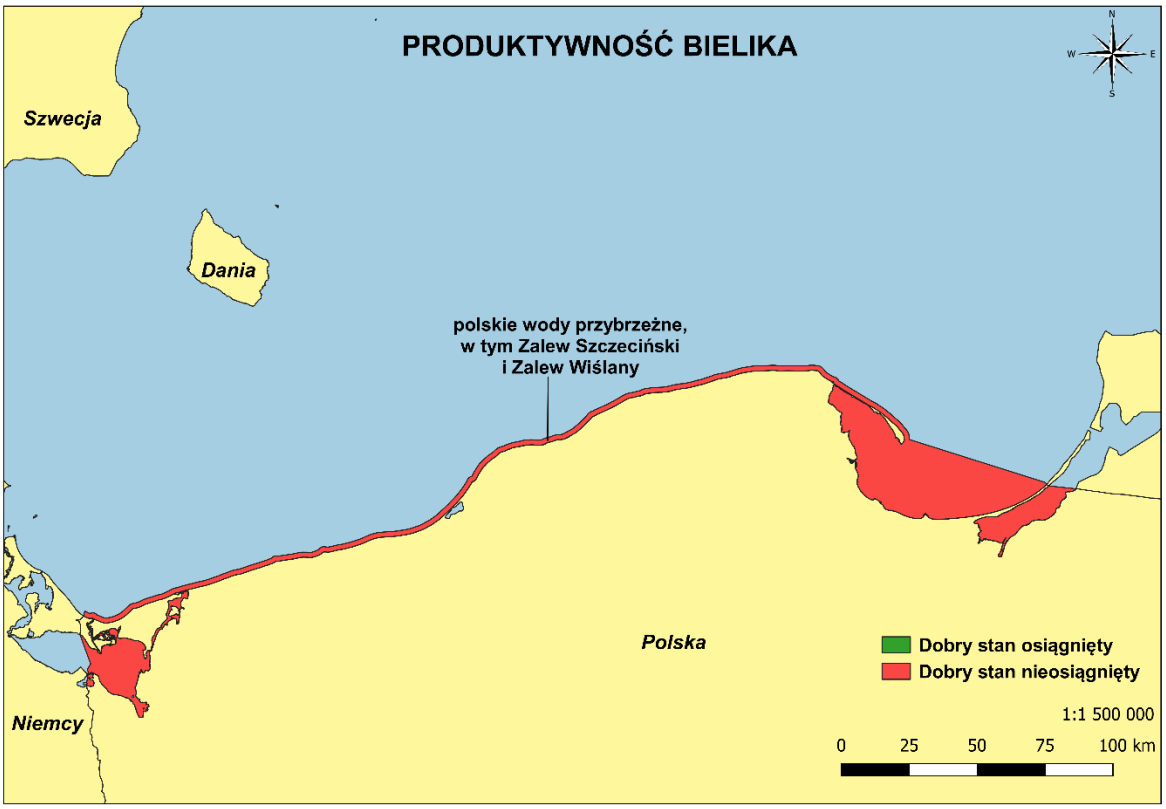
Rysunek 2.64. Obszar oceny w ramach kryterium D8C2 – produktywność bielika

Ocena przeprowadzana jest na podstawie tych parametrów, dla których określane są wartości średnie reprezentatywne dla okresu oceny 2016-2021 (Tabela 2.78). W celu przeprowadzenia oceny wyznaczone wartości odnosi się do określonych wartości progowych. Za stan dobry w ramach każdego z parametrów uznaje się stan, gdy uzyskane wartości są większe od wartości progowych.

W całym obszarze oceny tylko wielkość lęgu spełniła warunki dla dobrego stanu, co oznacza nieosiągnięcie dobrego stanu środowiska w zakresie całego wskaźnika (Tabela 2.78, Rysunek 2.65)

Tabela 2.78. Zestawienie wyników dla okresu oceny 2016-2021 w ramach wskaźników D8C2 RDSM dla każdego parametru i ogółem. TV = wartość progowa stosowana dla każdego parametru

Jednostka oceny (region)	Sukces lęgowy [TV: 0,59 (59%)]	Wielkość lęgu (TV: 1,64 piskląt)	Produktywność (TV: 0,97 piskląt)	Wynik oceny (OOAO)
polskie wody przybrzeżne z Zalewem Szczecińskim i Zalewem Wiślanym	0,43	1,68	0,72	Dobry stan nieosiągnięty

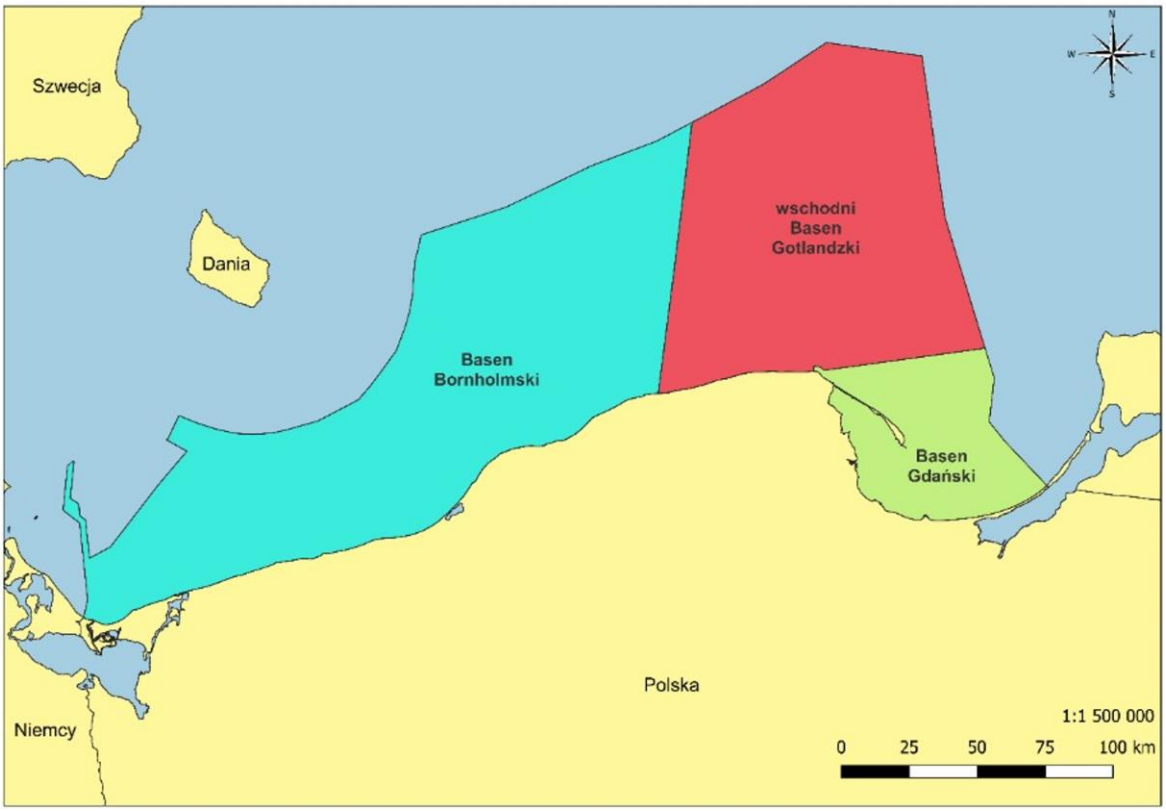


Rysunek 2.65. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Produktywność bielika' – kryterium D8C2 w okresie 2016-2021

Ocena w ramach kryterium D8C3

Ocena w ramach **kryterium D8C3** przeprowadzona została w oparciu o wskaźnik 'Rozlewy olejowe', który został również oceniony na poziomie regionalnym w ramach 3 holistycznej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego (HELCOM HOLAS 3). Ocena wskaźnika bazuje na wielkości rozlewów olejowych identyfikowanych w poszczególnych obszarach na podstawie obserwacji lotniczych prowadzonych w latach 2016-2021. Ocena na poziomie regionalnym została przeprowadzona w 17 głównych basenach, które zostały wyodrębnione w wyniku podziału Morza Bałtyckiego na poziomie L2 (HELCOM 2013) na potrzeby oceny regionalnej. W celu przeprowadzenia oceny określono średnią roczną objętość rozlewów olejowych w obszarach oceny. Wartości te zostały odniesione do wartości progowych, które zostały wyznaczone, również na poziomie regionalnym, jako średnie objętości roczne rozlewów w latach 2008-2013. Ocena krajowa obejmuje trzy baseny (Rysunek 2.66). W związku z tym, że dane dotyczące rozlewów olejowych i wyliczone na ich podstawie wartości średnie roczne w danym obszarze pochodzą z obserwacji prowadzonych przez różne kraje, ocena w zakresie rozlewów olejowych w polskich obszarach morskich została przeniesiona bezpośrednio z oceny regionalnej dla trzech obszarów: Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego. Wiarygodność oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D8C3 należy uznać za średnią, głównie ze względu na wartość progową, która bazuje na ograniczonej reprezentatywności danych wynikającej z procesu monitorowania.

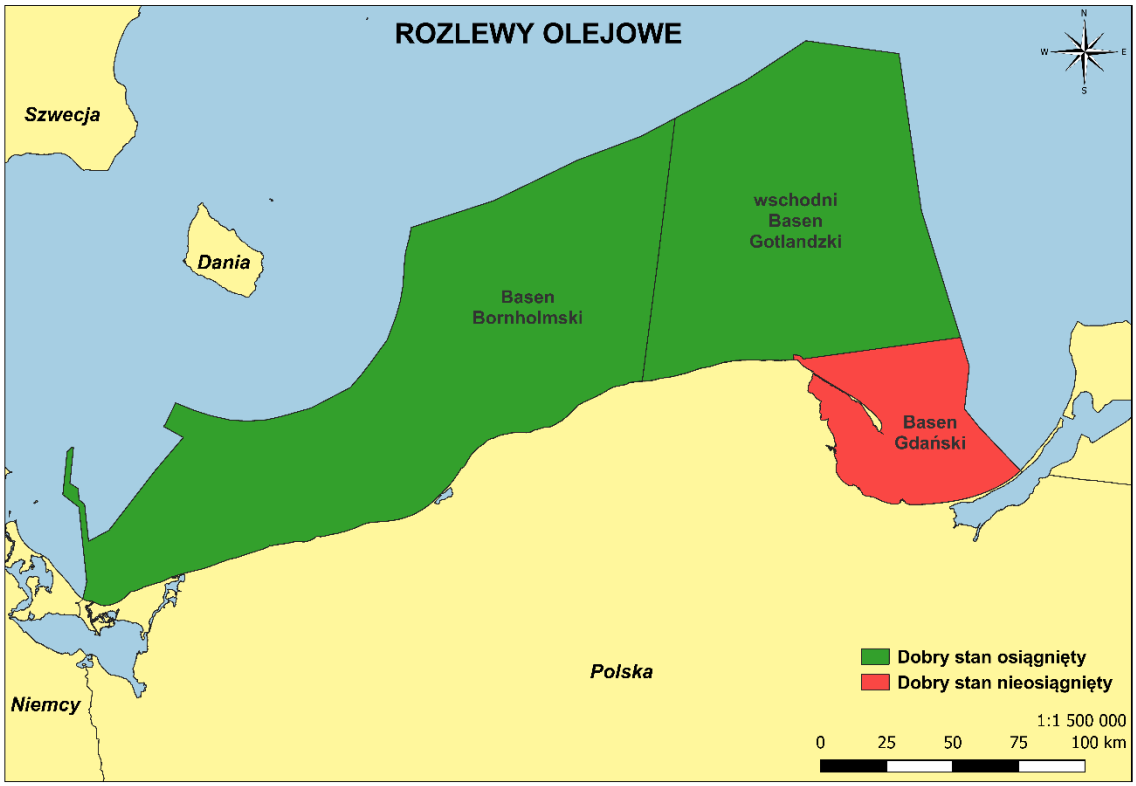
Biorąc pod uwagę dane dla trzech obszarów (Tabela 2.79), dobry stan środowiska został osiągnięty we wschodnim Basenie Gotlandzkim, co oznacza poprawę stanu w porównaniu do poprzedniej oceny. Dobry stan środowiska, podobnie jak w poprzednim okresie oceny, został osiągnięty w Basenie Bornholmskim (Tabela 2.79, Rysunek 2.67). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w Basenie Gdańskim, co oznacza pogorszenie stanu w stosunku do poprzedniej oceny (Tabela 2.79, Rysunek 2.67).



Rysunek 2.66. Obszary oceny kryterium D8C3

Tabela 2.79. Ocena wskaźnika 'Rozlewy olejowe' w ramach kryterium D8C3 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Obszar oceny	Średnia roczna objętość rozlewów olejowych w okresie 2016-2021 (m^3)	Wartość progowa - średnia roczna objętość rozlewów olejowych w okresie 2008-2013 (m^3)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
wschodni Basen Gotlandzki	0,0563	1,8503			poprawa	średnia
Basen Gdański	0,3169	0,1038			pogorszenie	średnia
Basen Bornholmski	1,0835	2,8667			brak zmiany	średnia



Rysunek 2.67. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Rozlewy olejowe' – kryterium D8C3 w okresie 2016-2021

Cecha D9 – Utrzymanie poziomów substancji zanieczyszczających w rybach oraz skorupiakach i mięczakach przeznaczonych do spożycia przez ludzi, nieprzekraczających poziomów określonych w normach lub przepisach dotyczących poziomów tych substancji

Zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848 dla cechy D9 wytypowano jedno kryterium o charakterze podstawowym D9C1 (Tabela 2.80).

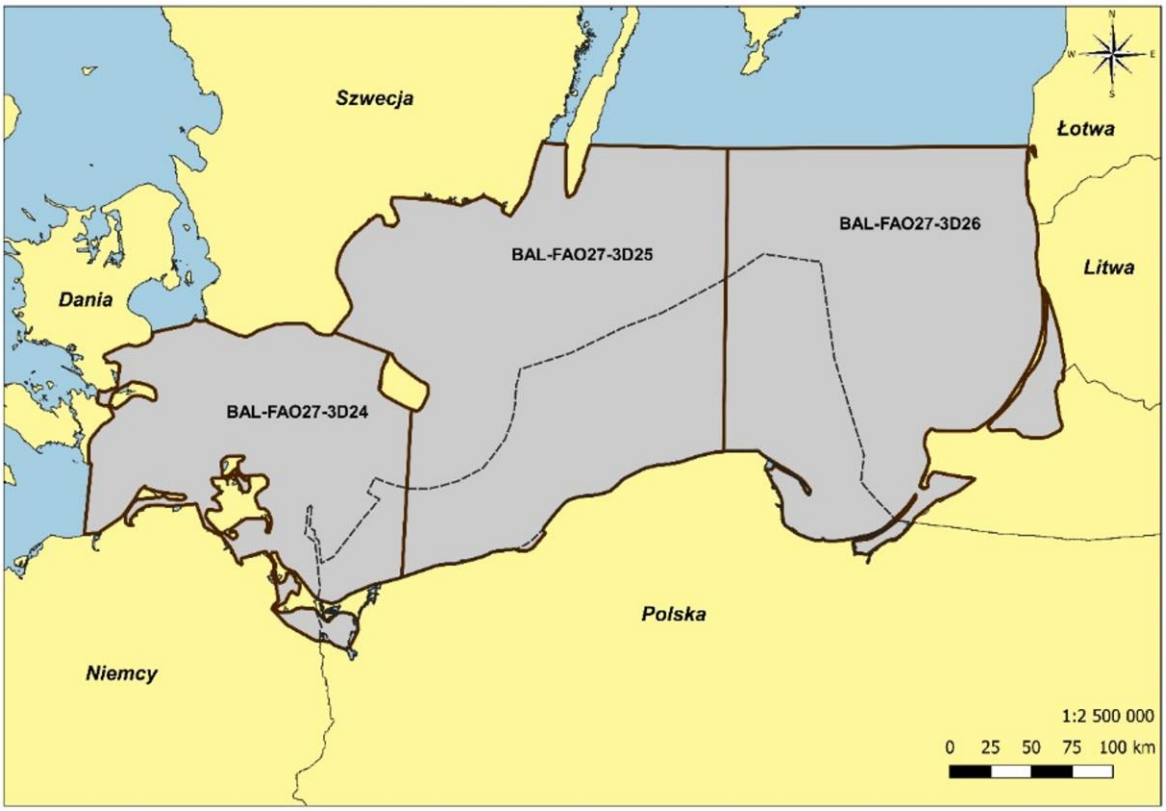
Tabela 2.80. Kryterium oceny dla cechy D9

Cecha	Kryterium podstawowe	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Skala oceny
D9 - Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm	D9C1	Poziom substancji zanieczyszczających w tkankach jadalnych (mięśniach, wątrobie, ikrze, mięsie lub innych częściach miękkich) ryb i owoców morza (w tym ryb, skorupiaków, mięczaków, szkarłupni, wodorostów morskich i innych morskich roślin) złowionych lub zebranych w naturze (z wyłączeniem ryb z marikultury) nie przekracza: a) w odniesieniu do substancji zanieczyszczających wymienionych w rozporządzeniu (WE) nr 1881/2006 najwyższych dopuszczalnych poziomów ustanowionych w tym rozporządzeniu, które są wartościami progowymi do celów niniejszej decyzji; b) dla dodatkowych zanieczyszczeń, niewymienionych w rozporządzeniu (WE) nr 1881/2006, wartości progowe, które państwa członkowskie ustalą w ramach współpracy regionalnej.	Obszar połowu lub produkcji zgodnie z art. 38 rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) nr 1379/2013

W zakresie wskaźników w ramach cechy D9, kryterium D9C1 rekomenduje się przeprowadzenie oceny na poziomie krajowym ze względu na brak oceny regionalnej. Ocenę w ramach kryterium D9C1 przeprowadzono na poziomie krajowym ze względu na brak oceny na poziomie regionalnym i inny sposób wyliczania stężenia reprezentatywnego wykorzystywanego w ocenie. Do oceny w ramach kryterium D9C1 wytypowano 10 wskaźników, których ocenę przeprowadzono dla pojedynczych substancji, lub grup substancji o zbliżonych właściwościach, w przypadku których wyznacza się sumę stężeń. W ramach jednego ze wskaźników ‘Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany’ zostały wyodrębnione dwie grupy substancji: (i) niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle i (ii) dioksyny i związki dioksynopodobne. Dane wykorzystywane w ocenie obejmują stężenia wybranych substancji w rybach jako jedynych organizmach fauny morskiej wykorzystywanych w celach konsumpcyjnych w polskich obszarach morskich. Ocena obejmuje dziewięć gatunków ryb: śledź, stornia, okoń, dorsz, szprot, troć, łosoś, gładzica, turbot.

Dla każdego wskaźnika opracowano raport wskaźnikowy zawierający szczegółowy opis metodyki oceny z uwzględnieniem oceny wiarygodności oraz wyniki oceny w postaci tabelarycznej i graficznej. Raporty wskaźnikowe dołączone w postaci Załączników 37, 38, 39, 42, 43, 44, 45, 46, 49, 51 do raportu tekstowego są integralną częścią drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Ocenę przeprowadza się w obszarach FAO ograniczonych granicą polskich obszarów morskich (EEZ) (Rysunek 2.68).

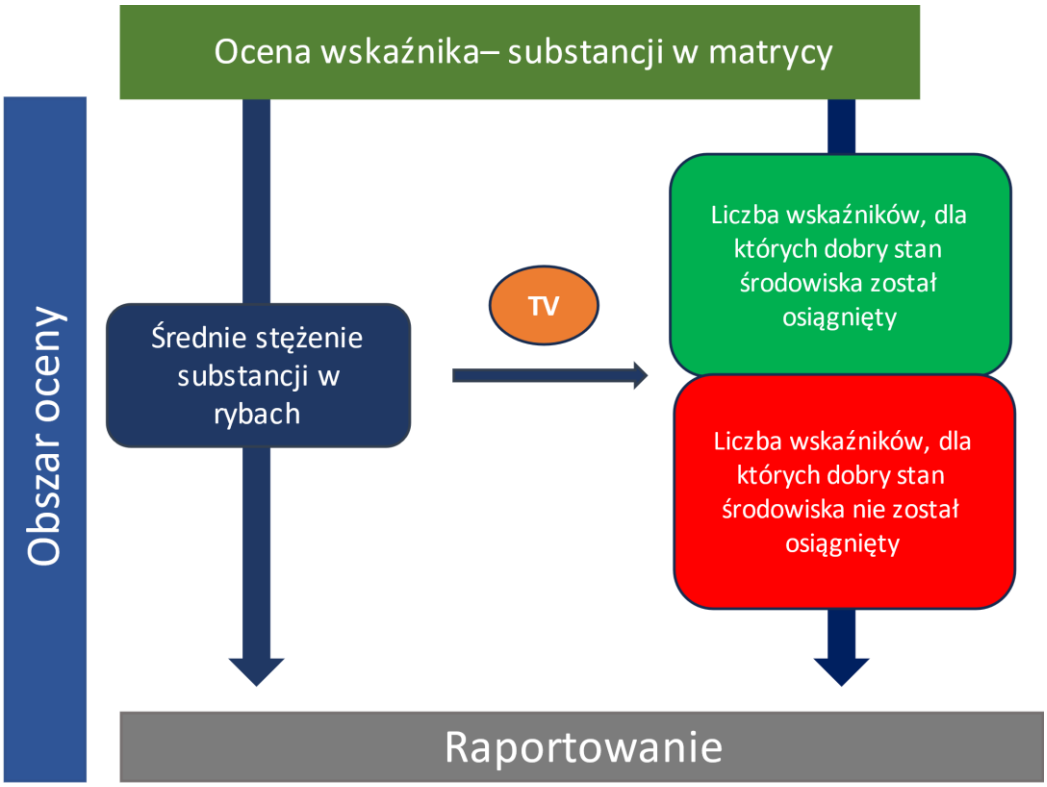


Rysunek 2.68. Obszary oceny w ramach kryterium D9C1

W celu przeprowadzenia oceny dane (stężenia) w zakresie wszystkich wskaźników pochodzące z monitoringu prowadzanego w strefie pełnomorskiej zgodnie z RDSM i w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych przypisano do odpowiednich obszarów oceny na podstawie lokalizacji pozyskania ryb. Dla każdej substancji lub grupy substancji wyznaczono średnie stężenie dla okresu oceny 2016 - 2021 dla każdej lokalizacji. Następnie w przypadku, gdy w obszarze oceny występuje więcej danych dla wskaźnika, przeprowadzana jest agregacja obejmująca wyznaczenie wartość średniej (np. średnie stężenie kadmu w wątrobach ryb pobranych w rejonach przypisanych do jednego obszaru). Wartość ta jest stężeniem reprezentatywnym i jest podstawą oceny wskaźnika w obszarze oceny (Rysunek 2.69). Wartość ta odniesiona jest do wartości progowej w celu wyznaczenia współczynnika skażenia (WS). W przypadku, gdy współczynnik skażenia jest większy od 1, dobry stan środowiska w zakresie danego wskaźnika w określonej matrycy nie został osiągnięty. Analogicznie, w przypadku, gdy WS jest mniejszy lub równy jedności mówimy, że osiągnięty został dobry stan w zakresie wskaźnika w danej matrycy.

Wartości progowe zostały przyjęte na podstawie obowiązujących aktów prawnych (Dyrektywa 2013/39/UE, wytycznych w zakresie EQS ma poziome UE, Rozporządzenie Komisji (WE) NR 1881/2006 wraz z rozporządzeniami zmieniającymi) oraz w przypadku arsenu przyjęto wartości ustalone na poziomie krajowym. Wartości progowe wraz z referencjami znajdują się w raportach wskaźnikowych.

Podsumowanie oceny przeprowadzonej w ramach kryterium D9C1 obejmuje konieczność wskazania, ile ze wskaźników w danym obszarze oceny spełnia wymagania dla dobrego stanu, a ile ich nie spełnia. Nie jest wymagana integracja oceny w zakresie poszczególnych wskaźników w danym obszarze oceny. Ponieważ dla każdego obszaru wyznaczane jest stężenie reprezentatywne, a ocena obejmuje tylko jedna matrycę oceny i automatycznie uzyskiwany jest wynik oceny stanu w zakresie danego wskaźnika w każdym z obszarów.



Rysunek 2.69. Schemat oceny w ramach kryterium D9C1

Wiarygodność oceny w przypadku wskaźników określana jest metodą ekspercką w oparciu o liczbę lat prowadzenia badań danego wskaźnika oraz źródła wartości progowej nadając zgodnie z przyjętą klasyfikacją wiarygodności (Tabela 2.81). Końcową wiarygodność dla oceny wskaźnika w danym obszarze oceny wyznacza się jako średnią z poszczególnych składowych według punktacji przypisanej klasom wiarygodności.

Tabela 2.81. Ocena wiarygodności oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D9C1

Ocena wiarygodności/ punktacja	Liczba lat prowadzenia monitoringu w okresie oceny	Wartości progowe
Wysoka (3)	4 – 6	Na poziomie UE
Średnia (2)	2 – 3	Regionalne i krajowe
Niska (1)	1	

Szczegółowe wyniki przeprowadzonej dla każdego wskaźnika oceny znajdują się w Załącznikach nr 37, 38, 39, 42, 43, 44, 45, 46, 49, 51 do raportu, natomiast w raporcie zestawiono wyniki oceny dla poszczególnych obszarów oceny uwzględniające wszystkie wskaźniki, które mają zastosowanie we wskazanych obszarach (Tabela 2.83 – Tabela 2.85).

W obszarze FAO 27 3D.24 obejmującym Basen Bornholmski, polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej oraz Zalew Szczeciński ocenie poddano 10 wskaźników w siedmiu gatunkach ryb (śledź, stornia, okoń, troć, turbot, szprot, gładzica), co przełożyło się na 11 ocenionych elementów, z których 10 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.82, Tabela 2.83). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 6 substancji uPTB, z których 1 nie spełniła warunków dobrego stanu środowiska. 5 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty tylko w przypadku polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb. Stan środowiska w latach 2016-2021

nie uległ zmianie w przypadku 8 elementów, 2 elementy nie zostały poddane ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ poprawie w przypadku niedioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli.

W obszarze FAO 27 3D.25 obejmującym Basen Bornholmski, polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego ocenie poddano 10 wskaźników w sześciu gatunkach ryb (śledź, stornia, okoń, troć, szprot, dorsz), co przełożyło się na 11 ocenionych elementów, z których 10 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.82, Tabela 2.84). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 6 substancji uPTB, z których 1 nie spełniła warunków dobrego stanu środowiska. 5 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty tylko w przypadku polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 8 elementów, 2 elementy nie zostały poddane ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ poprawie w przypadku niedioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli.

W obszarze FAO 27 3D.26, obejmującym wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański i Zalew Wiślany ocenie poddano 10 wskaźników w siedmiu gatunkach ryb (śledź, stornia, okoń, troć, szprot, dorsz, łosoś), co przełożyło się na 11 ocenionych elementów, z których 10 spełniło warunki osiągnięcia dobrego stanu (Tabela 2.82, Tabela 2.85). Przyjmując podział na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB), ocenie poddano 6 substancji uPTB, z których 1 nie spełniła warunków dobrego stanu środowiska. 5 pozostałych substancji spełniło warunki dobrego stanu środowiska. Dobry stan środowiska nie został osiągnięty tylko w przypadku polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb. Stan środowiska w latach 2016-2021 nie uległ zmianie w przypadku 8 elementów, 2 elementy nie zostały poddane ocenie w latach 2011-2016, stan środowiska uległ poprawie w przypadku niedioksynopodobnych polichlorowanych bifenyli.

Tabela 2.82. Podsumowanie oceny w ramach kryterium D9C1 w poszczególnych obszarach oceny z uwzględnieniem podziału na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB) w okresie 2016-2021

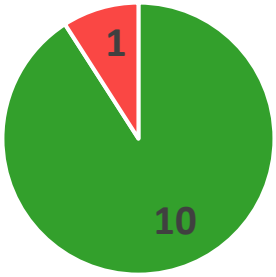
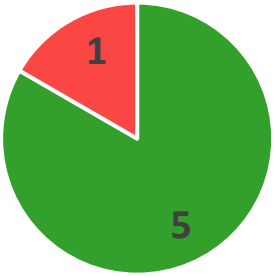
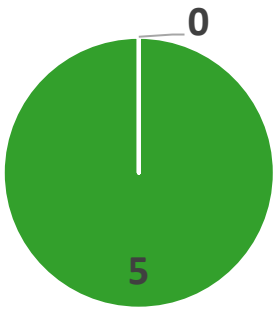
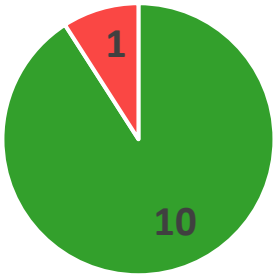
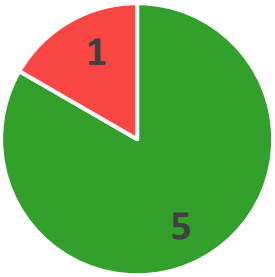
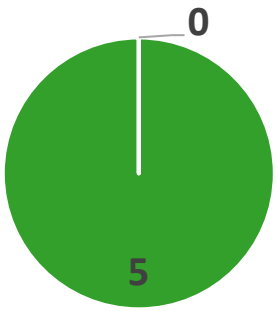
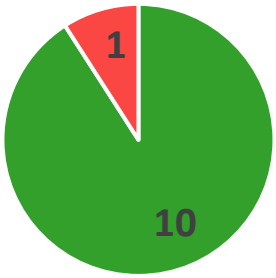
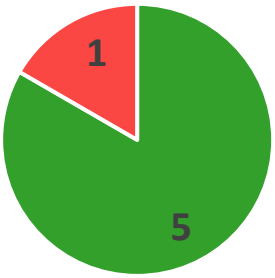
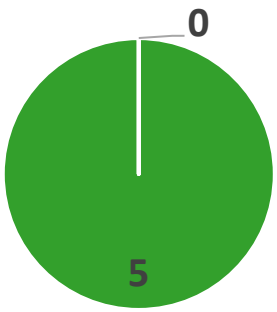
wszystkie	uPBT	non uPBT
FAO 27 3D.24		
		
FAO 27 3D.25		
		
FAO 27 3D.26		
		

Tabela 2.83. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.24 (BAL-POL-FAO27-3D24) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ	ryby (wątroba)	okoń	55,9	1000	µg/kg m.m.	0,06			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	ryby (wątroba)	stornia	194	1000	µg/kg m.m.	0,19				
	wartość średnia			125	1000	µg/kg m.m.	0,13				
Ołów	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ	ryby (wątroba)	okoń	45,2	1500	µg/kg m.m.	0,03			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	ryby (wątroba)	stornia	37,7	1500	µg/kg m.m.	0,03				
	wartość średnia			41,5	1500	µg/kg m.m.	0,03				
Rtęć	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ; Zalew Kamieński; Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	45,7	500	µg/kg m.m.	0,09			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	39,1	500	µg/kg m.m.	0,08				
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	21,8	500	µg/kg m.m.	0,04				
	wartość średnia			35,5	500	µg/kg m.m.	0,07				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Arsen	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	ryby (mięśnie)	stornia	0,25	2	mg/kg m.m.	0,12			brak oceny w 2016	niska
	wartość średnia			0,25	2	mg/kg m.m.	0,12				
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ; Zalew Kamieński; Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,086	167	µg/kg m.m.	0,0005			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,059	167	µg/kg m.m.	0,0004				
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej;	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,600	167	µg/kg m.m.	0,0036				
	wartość średnia			0,248	167	µg/kg m.m.	0,0015				
Bromowane difenyloetery (PBDE)	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ; Zalew Kamieński; Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,128	0,0085	µg/kg m.m.	15,00			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,058	0,0085	µg/kg m.m.	6,82				
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	1,013	0,0085	µg/kg m.m.	119,18				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	wartość średnia			0,399	0,0085	µg/kg m.m.	47,00				
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ; Zalew Kamieński; Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	2,029	9,1	µg/kg m.m..	0,22			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,457	9,1	µg/kg m.m.	0,05				
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	1,010	9,1	µg/kg m.m.	0,11				
	wartość średnia			1,165	9,1	µg/kg m.m.	0,13				
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ	ryby (mięśnie)	okoń	2,1	75	µg/kg m.m.	0,03			poprawa	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	ryby (mięśnie)	stornia	3,2	75	µg/kg m.m.	0,04				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	śledź	8,8	75	µg/kg m.m.	0,12				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	gładzica	7,3	75	µg/kg m.m.	0,10				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	turbot	4,5	75	µg/kg m.m.	0,06				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	troć	21,6	75	µg/kg m.m.	0,29				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	szprot bałtycki	10,7	75	µg/kg m.m.	0,14				
	wartość średnia			8,3	75	µg/kg m.m.	0,11				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	Zalew Szczeciński; Zalew Kamieński; Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,0012	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,18			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,0019	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,29				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***gładzica***	0,0019	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,30				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***turbot***	0,0006	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,10				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***troć***	0,0034	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,53				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***szprot bałtycki***	0,0108	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	1,66				
	wartość średnia			0,0033	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,51				
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ	***ryby (wątroba)***	***okoń***	***24,93***	15,2	µg/kg m.m.	1,64			brak zmiany	wysoka
	Basen Bornholmski/ łowisko ZPOM	***ryby (wątroba)***	***stornia***	***0,47***	15,2	µg/kg m.m.	0,03				
	wartość średnia			12,70	15,2	µg/kg m.m.	0,84				
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	Zalew Szczeciński/ łowisko LZSZ	ryby (mięśnie)	okoń	3,55	20	Bq/kg m.m.	0,18			brak oceny w 2016	wysoka
	wartość średnia			3,55	20	Bq/kg m.m.	0,18				

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.84. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.25 (BAL-POL-FAO27-3D25) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL	ryby (wątroba)	śledź	512	1000	µg/kg m.m.	0,51			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej/ łowisko LPSW	ryby (wątroba)	stornia	612	1000	µg/kg m.m.	0,61				
	wartość średnia			562	1000	µg/kg m.m.	0,56				
Ołów	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL	ryby (wątroba)	śledź	46,8	1500	µg/kg m.m.	0,03			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej/ łowisko LPSW	ryby (wątroba)	stornia	114,8	1500	µg/kg m.m.	0,08				
	wartość średnia			80,8	1500	µg/kg m.m.	0,05				
Rtęć	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL; Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	27,1	500	µg/kg m.m.	0,05			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko PSW; Polskie wody przybrzeżne	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	62	500	µg/kg m.m.	0,12				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Basenu Gotlandzkiego										
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	25,6	500	µg/kg m.m.	0,05				
	wartość średnia			38,2	500	µg/kg m.m.	0,08				
Arsen	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL	ryby (mięśnie)	śledź	0,76	2	mg/kg m.m.	0,38			brak oceny w 2016	niska
	wartość średnia			0,76	2	mg/kg m.m.	0,38				
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL; Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,305	167	µg/kg m.m.	0,0018			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko PSW; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,067	167	µg/kg m.m.	0,0004				
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,130	167	µg/kg m.m.	0,0008				
	wartość średnia			0,167	167	µg/kg m.m.	0,0010				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Bromowane difenyloetery (PBDE)	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL; Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	**ryby (mięśnie)**	**śledź**	1,156	0,0085	µg/kg m.m.	135,99			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko PSW; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	**ryby (mięśnie)**	**stornia**	0,116	0,0085	µg/kg m.m.	13,64				
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	**ryby (mięśnie)**	**okoń**	0,290	0,0085	µg/kg m.m.	34,12				
	wartość średnia			0,521	0,0085	µg/kg m.m.	61,25				
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL; Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,871	9,1	µg/kg m.m.	0,10			brak zmiany	wysoka

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko PSW; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,437	9,1	µg/kg m.m.	0,05				
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	4,330	9,1	µg/kg m.m.	0,48				
	wartość średnia			1,879	9,1	µg/kg m.m.	0,21				
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL;	ryby (mięśnie)	śledź	3,3	75	µg/kg m.m.	0,04			poprawa	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko PSW; Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	stornia	2,2	75	µg/kg m.m.	0,03				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	szprot bałtycki	10,8	75	µg/kg m.m.	0,14				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	dorsz	1,1	75	µg/kg m.m.	0,01				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	łosoś	19,7	75	µg/kg m.m.	0,26				
	Basen Bornholmski	ryby (mięśnie)	troć	19,4	75	µg/kg m.m.	0,26				
	wartość średnia			9,4	75	µg/kg m.m.	0,13				
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	Basen Bornholmski; Polskie wody przybrzeżne Basenu	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,0041	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,63			brak zmiany	wysoka

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego										
	Basen Bornholmski; Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,0010	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,16				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***szprot bałtycki***	0,0019	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,30				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***dorsz***	0,0002	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,03				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***łosoś***	0,0040	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,61				
	Basen Bornholmski	***ryby (mięśnie)***	***troć***	0,0037	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,57				
	wartość średnia			0,0025	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,38				
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	Basen Bornholmski/ łowisko LKOL	***ryby (wątroba)***	***śledź***	1,23	15,2	µg/kg m.m.	0,08			brak zmiany	wysoka
	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego/ łowisko LPSW	***ryby (wątroba)***	***stornia***	0,57	15,2	µg/kg m.m.	0,04				
	wartość średnia			0,90	15,2	µg/kg m.m.	0,06				
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	Basen Bornholmski/ PL4	ryby (mięśnie)	szprot	2,61	20	Bq/kg m.m.	0,13				wysoka

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
		ryby (mięśnie)	śledź	2,28	20	Bq/kg m.m.	0,11			brak oceny w 2016	
		ryby (mięśnie)	dorsz	3,68	20	Bq/kg m.m.	0,18				
		ryby (mięśnie)	stornia	2,99	20	Bq/kg m.m.	0,15				
	wartość średnia			2,89	20	Bq/kg m.m.	0,14				

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Tabela 2.85. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.26 (BAL-POL-FAO27-3D26) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
Kadm	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA	ryby (wątroba)	śledź	520	1000	µg/kg m.m.	0,52			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA	ryby (wątroba)	stornia	192	1000	µg/kg m.m.	0,19				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI	ryby (wątroba)	okoń	159	1000	µg/kg m.m.	0,16				
	wartość średnia			290	1000	µg/kg m.m.	0,29				
Ołów	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA	ryby (wątroba)	śledź	37,9	1500	µg/kg m.m.	0,03			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA	ryby (wątroba)	stornia	68,9	1500	µg/kg m.m.	0,05				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI	ryby (wątroba)	okoń	33,3	1500	µg/kg m.m.	0,02				
	wartość średnia			46,7	1500	µg/kg m.m.	0,03				
Rtęć	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA; Półwysep Hel	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	26,8	500	µg/kg m.m.	0,05			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	55,9	500	µg/kg m.m.	0,11				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna; Zalew Pucki;	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	59,3	500	µg/kg m.m.	0,12				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Zatoka Pucka Zewnętrzna										
	wartość średnia			47,3	500	µg/kg m.m.	0,09				
Arsen	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA	ryby (mięśnie)	śledź	0,83	2	mg/kg m.m.	0,42			brak oceny w 2016	niska
	Basen Gdański/ łowisko BGDA	ryby (mięśnie)	stornia	0,50	2	mg/kg m.m.	0,25				
	wartość średnia			0,67	2	mg/kg m.m.	0,33				
Heksabromocyklododekan (HBCDD)	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA; Półwysep Hel;	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,276	167	µg/kg m.m.	0,002			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,568	167	µg/kg m.m.	0,003				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna; Zalew Pucki; Zatoka Pucka Zewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,077	167	µg/kg m.m.	0,001				
	wartość średnia			0,307	167	µg/kg m.m.	0,002				
Bromowane difenyloetery (PBDE)	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA; Półwysep Hel;	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,291	0,0085	µg/kg m.m.	34,28			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański /łowisko BGDA; Półwysep Hel;	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,231	0,0085	µg/kg m.m.	27,20				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Zatoka Gdańska Wewnętrzna										
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna; Zalew Pucki; Zatoka Pucka Zewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,054	0,0085	µg/kg m.m.	6,30				
	wartość średnia			0,192	0,0085	µg/kg m.m.	22,59				
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA; Półwysep Hel;	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,898	9,1	µg/kg m.m.	0,10			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,735	9,1	µg/kg m.m.	0,08				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI; Półwysep Hel; Zatoka Gdańska Wewnętrzna; Zalew Pucki; Zatoka Pucka Zewnętrzna	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	1,409	9,1	µg/kg m.m.	0,15				
	wartość średnia			1,014	9,1	µg/kg m.m.	0,11				
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - niedioksynopodobne polichlorowane bifenyle	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA	ryby (mięśnie)	śledź	3,8	75	µg/kg m.m.	0,05			poprawa	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA	ryby (mięśnie)	stornia	3,1	75	µg/kg m.m.	0,04				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI	ryby (mięśnie)	okoń	2,3	75	µg/kg m.m.	0,03				
	wschodni Basen Gotlandzki; Basen Gdański	ryby (mięśnie)	szprot bałtycki	9,4	75	µg/kg m.m.	0,13				
	wschodni Basen Gotlandzki; Basen Gdański	ryby (mięśnie)	troć	7,5	75	µg/kg m.m.	0,10				
	wartość średnia			5,2	75	µg/kg m.m.	0,07				
Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany - dioksyny i związki dioksynopodobne	wschodni Basen Gotlandzki; Basen Gdański	***ryby (mięśnie)***	***śledź***	0,0017	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,27			brak zmiany	wysoka
	Zatoka Gdańska Wewnętrzna; Ujście Wisły Przekop; Półwysep Hel	***ryby (mięśnie)***	***stornia***	0,0013	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,20				
	Zalew Wiślany; Zatoka Pucka Zewnętrzna; Zalew Pucki	***ryby (mięśnie)***	***okoń***	0,0018	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,28				
	wschodni Basen Gotlandzki; Basen Gdański	***ryby (mięśnie)***	***szprot bałtycki***	0,0023	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,36				
	wschodni Basen Gotlandzki; Basen Gdański	***ryby (mięśnie)***	***troć***	0,0029	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,44				
	wartość średnia			0,0020	0,0065	ng TEQ/kg m.m.	0,31				
Związki tributylocyny (kation tributylocyny)	wschodni Basen Gotlandzki/ łowisko LWLA	***ryby (wątroba)***	***śledź***	2,04	15,2	µg/kg m.m.	0,13			brak zmiany	wysoka
	Basen Gdański/ łowisko BGDA	***ryby (wątroba)***	***stornia***	3,38	15,2	µg/kg m.m.	0,22				

Wskaźnik	Łowisko	Matryca	Gatunek	Średnie stężenie 2016-2021	Wartość progowa (D9)	Jednostka	WS (D9)	Dobry stan środowiska (2016-2021)	Dobry stan środowiska (2011-2016)	Kierunek zmiany	Wiarygodność oceny
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI	***ryby (wątroba)***	***okoń***	3,22	15,2	µg/kg m.m.	0,21				
	wartość średnia			2,88	15,2	µg/kg m.m.	0,19				
Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)	wschodni Basen Gotlandzki/ PL2	ryby (mięśnie)	szprot	2,49	20	Bq/kg m.m.	0,12			brak oceny w 2016	wysoka
	Basen Gdański/ PL1	ryby (mięśnie)	śledź	2,66	20	Bq/kg m.m.	0,13				
	Basen Gdański/ PL1	ryby (mięśnie)	dorsz	3,60	20	Bq/kg m.m.	0,18				
	Basen Gdański/ PL1	ryby (mięśnie)	stornia	2,66	20	Bq/kg m.m.	0,13				
	Zalew Wiślany/ łowisko LZWI	ryby (mięśnie)	okoń	1,86	20	Bq/kg m.m.	0,09				
	wartość średnia			2,65	20	Bq/kg m.m.	0,13				

kursywą zaznaczono wskaźniki uPBTs

Cecha D10 – Utrzymanie właściwości i ilości odpadów na poziomie niepowodującym szkód w środowisku wód morskich, wodach przejściowych i wodach przybrzeżnych

Zgodnie z Decyzją Komisji 2017/848 dla Cechy 10 wytypowano cztery kryteria, z których dwa mają charakter podstawowy, czyli muszą zostać uwzględnione w ocenie stanu środowiska, dwa kolejne należą do kryteriów drugorzędnych, których zastosowanie musi być uzasadnione (Tabela 2.86).

Tabela 2.86. Kryteria oceny dla cechy D10

Cecha	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryteriów zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Skala oceny
D10 - właściwości ani ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim	D10C1		Skład, ilość i rozmieszczenie przestrzenne odpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i na dnie morza utrzymują się na poziomach, które nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim. Elementem tego kryterium są odpady (z wyłączeniem mikroodpadów) zaliczone do jednej z kategorii: sztuczne materiały polimerowe, guma, tkanina/materiały włókiennicze, papier/karton, przetworzone/obrobione drewno, metal, szkło/ceramika, chemikalia, odpady niezidentyfikowane i odpady spożywcze.	Podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe.
	D10C2		Skład, ilość i rozmieszczenie przestrzenne mikroodpadów na brzegu, w warstwie powierzchniowej słupa wody i w osadzie na dnie morza utrzymują się na poziomach, które nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim. Elementem tego kryterium są mikroodpady, czyli cząstki o rozmiarach poniżej 5 mm sklasyfikowane w dwóch kategoriach: „sztuczne materiały polimerowe” i „inne”.	
		D10C3	Ilość odpadów i mikroodpadów połykanych przez zwierzęta morskie utrzymuje się na poziomie, który nie wpływa negatywnie na zdrowie odnośnych gatunków. Elementem tego kryterium są odpady i mikroodpady sklasyfikowane w dwóch kategoriach: „sztuczne materiały polimerowe” i „inne”, których liczba została określona w dowolnym gatunku z następujących grup: ptaki, ssaki, gady, ryby lub bezkręgowce. Gatunki poddane ocenie powinny zostać wytypowane na poziomie regionu.	
		D10C4	Liczba poszczególnych osobników każdego gatunku, które doznały negatywnych skutków z powodu odpadów, np. w wyniku zaplątania się, innych rodzajów uszkodzeń ciała, wpływu na zdrowie lub śmierci, dla którego elementem kryterium jest liczba osobników, należących do wybranych gatunków ptaków, ssaków, gadów, ryb lub bezkręgowców.	Taka jak stosowana do oceny grupy gatunków w ramach cechy D1.

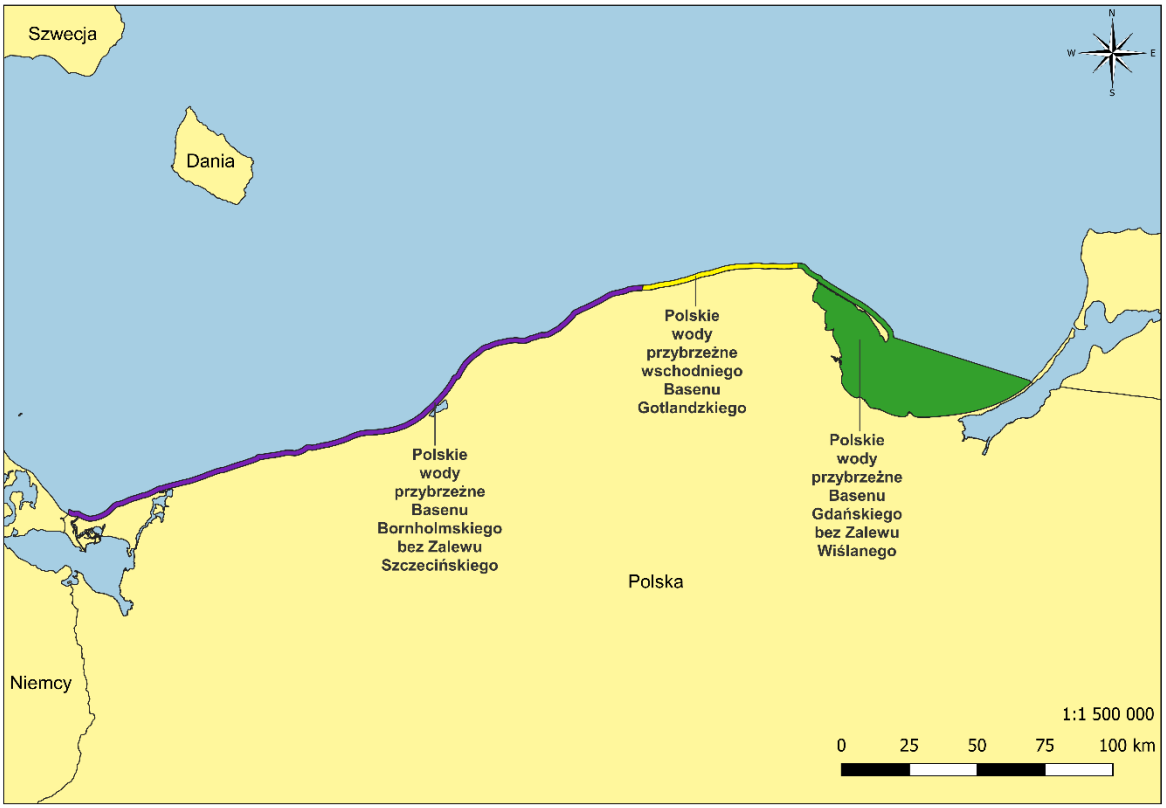
Ocena stanu środowiska w ramach Cechy D10 została przeprowadzona tylko dla odpadów gromadzonych na plażach w ramach kryterium D10C1. W ramach tego samego kryterium oceniane są również odpady gromadzone na dnie oraz odpady pływające. Jednak dla żadnego z tych elementów nie została opracowana metodyka przeprowadzenia oceny oraz nie zostały wyznaczone wartości progowe na poziomie UE, a zgodnie z rekomendacją Decyzji 2017/848 wartości progowe dla poszczególnych elementów wszystkich czterech kryteriów powinny być określone poprzez współpracę na szczeblu unijnym, z uwzględnieniem specyfiki regionalnej. Z tych samych powodów nie została również przeprowadzona ocena w ramach kryterium D10C2.

Ocena Cechy D10 na podstawie wskaźnika 'Odpady na plaży' w ramach kryterium D10C1 przeprowadzona została w obszarach oceny z uwzględnieniem podziału na polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego co odpowiada poziomowi L3 zgodnie ze Strategią Monitoringu i Oceny HELCOM (HELCOM 2013) (Rysunek 2.70).

W celu przeprowadzenia oceny wyznaczono medianę sumy odpadów w obszarze oceny dla okresu oceny 2016-2021. W celu wyznaczenia mediany, w pierwszej kolejności wyznaczono sumę odpadów na każdym odcinku w każdym terminie przeprowadzenia kampanii monitoringowej w okresie 2016-2021. Następnie wartości te przeliczono na liczbę odpadów na 100 m każdego odcinka w każdym terminie przeprowadzenia kampanii monitoringowej. Przy przeliczeniu należy uwzględnić rzeczywistą długość odcinka. Następnie wyznaczono medianę liczebności odpadów przypadających na 100 m w każdym obszarze oceny. Wyznaczoną wartość mediany odniesiono do wartości progowej wyznaczonej na poziomie UE i wynoszącej 20 odpadów na 100 m (Tabela 2.87).

Wyniki oceny **stanu środowiska morskiego w ramach kryterium D10C1** wskazują na dobry stan środowiska we wszystkich ocenianych obszarach: polskich obszarach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie średnia liczba odpadów wyniosła 9,2 na 100 m odcinku, polskich obszarach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (16,6 / 100 m), polskich obszarach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (15,2 / 100 m) (Tabela 2.87, Rysunek 2.70).

Wiarygodność oceny we wszystkich obszarach uznano za wysoką, ze względu na długoletnie serie danych i wartość progową ustaloną na poziomie EU (Tabela 2.87).



Rysunek 2.70. Obszary oceny w ramach kryterium D10C1 – odpady na plaży

Tabela 2.87. Ocena wskaźnika 'Odpady na plaży' w ramach kryterium D10C1 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)

Obszar	Zakres danych [lata]	Elementy	Mediana liczby odpadów/ 100 m	Wartość progowa UE	Stan akwenu 2016-2021	Wiarygodność oceny
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	2016-2021	Sumaryczna liczba odpadów wszystkich kategorii	9,2	20		
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego			16,6			
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego			15,2			

Cecha D11 – Utrzymanie energii wprowadzanej do wód morskich, w tym podmorskiego hałasu, na poziomie niepowodującym negatywnego wpływu na środowisko wód morskich

W ramach cechy D11 oceniany jest poziom hałasu podwodnego w środowisku morskim.

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 dotyczy dźwięków wytwarzanych przez działalność człowieka. Dźwięki antropogeniczne można podzielić ze względu na czas ich trwania i charakterystykę na dźwięk ciągły o niskiej częstotliwości oraz na dźwięk impulsowy.

Głównym źródłem antropogenicznych dźwięków ciągłych o niskiej częstotliwości są statki, ale także infrastruktura: mosty, platformy, morskie farmy wiatrowe. Ciągły hałas antropogeniczny stanowi znaczącą presję na środowisko morskie ze względu na jego stałą obecność i rozległy zasięg przestrzenny w całej kolumnie wody w obszarach otwartego morza. 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.

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, do których może prowadzić wysoki poziom hałasu. Zakres wpływu głośnych, impulsowych dźwięków obejmuje efekty behawioralne (odstraszanie, niepokojenie), wpływ na układy słuchowe (tymczasowa i trwała utrata słuchu), obrażenia fizjologiczne, a w skrajnych przypadkach śmierć.

Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 w ramach cechy D11 oceniane powinny być dwa elementy (Tabela 2.1):

- Dźwięk impulsowy w wodzie;
- Ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości w wodzie.

Zestaw kryteriów oceny cechy D11 wraz z opisanymi powiązaniami z elementami oceny z Decyzji Komisji 2017/848 zestawiono w Tabela 2.88.

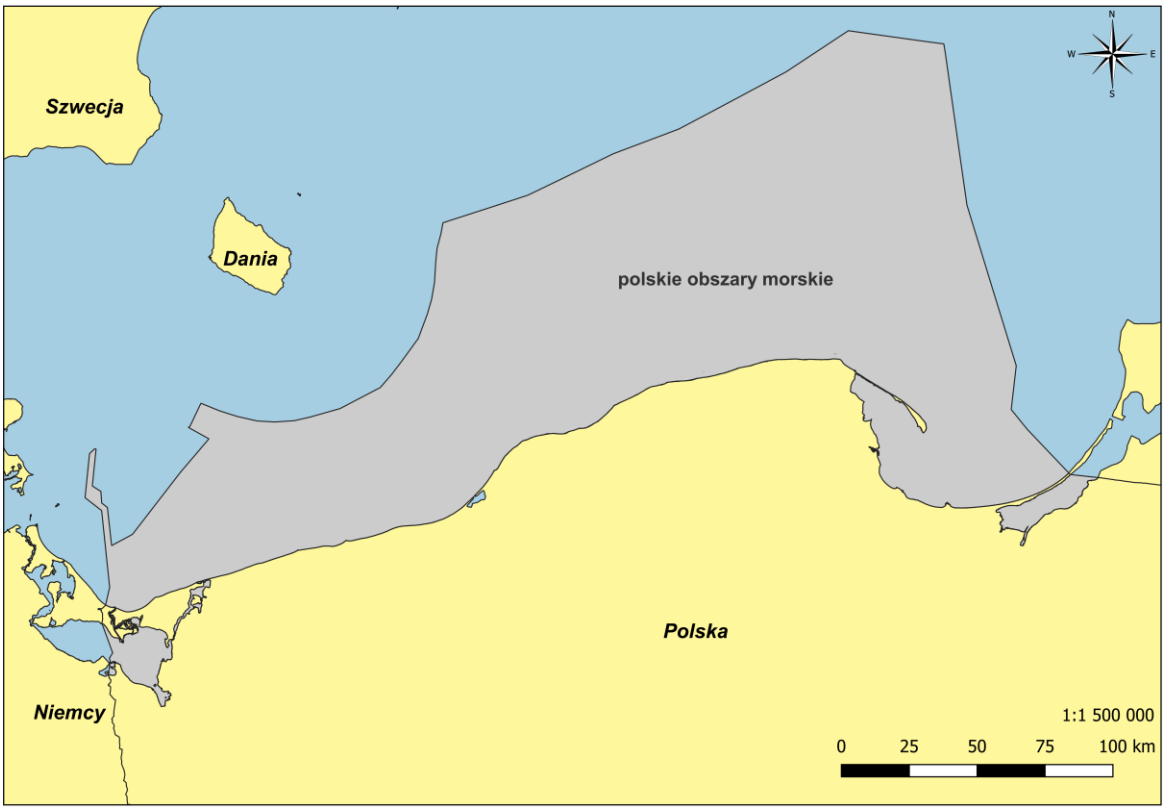
Zgodnie z zapisami Decyzji Komisji 2017/848 ocenę stanu środowiska w ramach cechy D11 przeprowadza się dla dwóch kryteriów podstawowych: D11C1 odnoszącego się do dźwięku impulsowego i D11C2 odnoszącego się do dźwięku ciągłego.

Dla obu kryteriów na poziomie UE ustala się wartości progowe dotyczące dopuszczalnego procentu powierzchni obszaru/siedliska narażonego na hałas, choć wartości te mogą zostać zmniejszone na poziomie regionalnym. W ocenie obu kryteriów lista gatunków wrażliwych na hałas uwzględnianych w ocenie powinna zostać uzgodniona w ramach współpracy regionalnej.

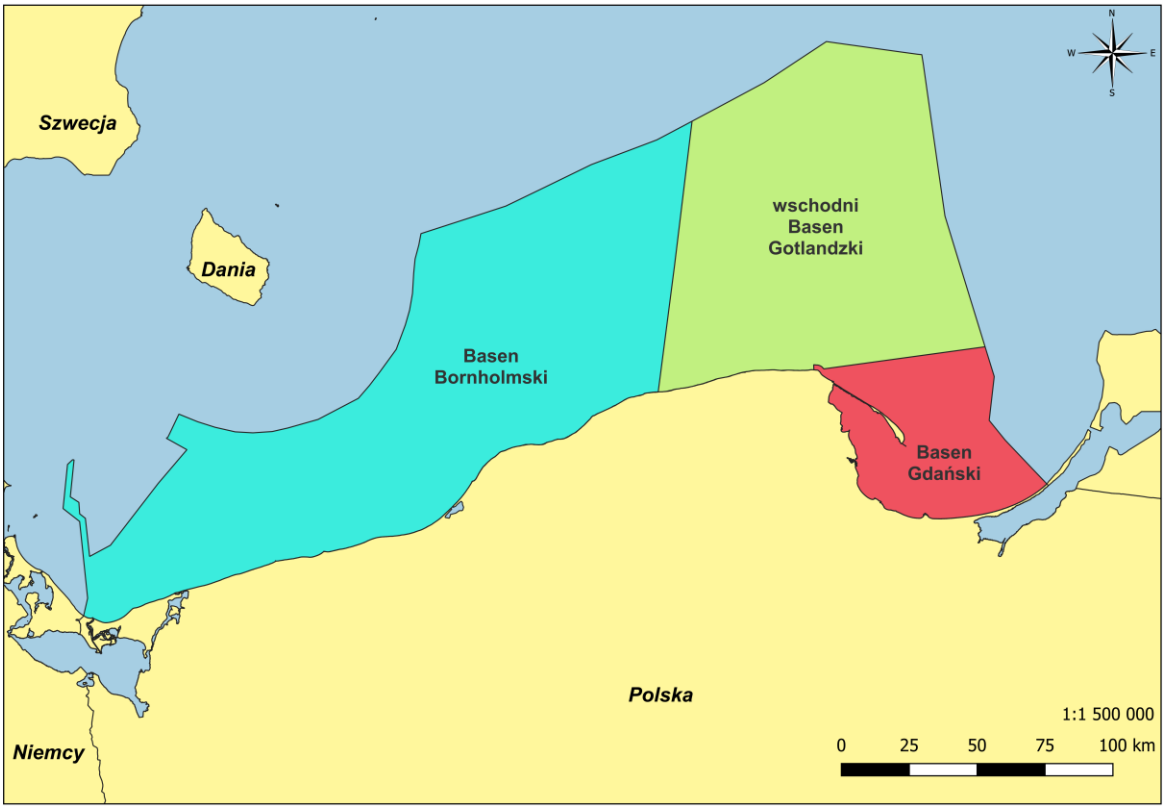
Tabela 2.88. Kryteria oceny dla cechy D11

Elementy kryteriów	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodny z Decyzją Komisji 2017/848	Standardy metodologiczne
Dźwięk impulsowy w wodzie związany z działalnością człowieka	D11C1		Rozmieszczenie przestrzenne, zakres czasowy i poziomy dźwięku impulsowego w wodzie związanego z działalnością człowieka nie osiągają poziomów mających negatywny wpływ na populacje zwierząt morskich. Wartości progowe ustalane są na poziomie EU i dotyczą dopuszczalnego procentu powierzchni obszaru/siedliska narażonego na hałas impulsowy powyżej poziomu wywołującego negatywne efekty u zwierząt morskich. Ustalono podwójny próg w odniesieniu do krótkotrwałego i długotrwałego narażenia na hałas impulsowy.	Skala oceny: Podrejony regionu lub podregionu w razie potrzeby podzielone przez granice krajowe Zastosowanie kryteriów: Na poziomie regionalnym ustala się docelowe gatunki zwierząt wrażliwe na podwodny hałas. Zakres, w jakim osiągnięto dobry stan środowiska dla każdego ocenianego obszaru podaje się jako szacunkowy zasięg obszaru (jako odsetek (%)), który wolny jest od hałasu negatywnie wpływającego na docelowe gatunki zwierząt.
Ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości w wodzie związany z działalnością człowieka	D11C2		Rozmieszczenie przestrzenne, zakres czasowy i poziomy ciągłych dźwięków o niskiej częstotliwości w wodzie związanych z działalnością człowieka nie osiągają poziomów powodujących negatywny wpływ na populacje zwierząt morskich. Wartości progowe ustalane są na poziomie EU i dotyczą progu przestrzennego wyrażającego dopuszczalny udział powierzchni dotkniętej hałasem ciągłym wpływającym negatywnie na populacje zwierząt morskich.	

Ocena cechy D11 została przeprowadzona na różnych poziomach przestrzennych dla dwóch kryteriów: dla kryterium D11C1 na poziomie L1 (HELCOM 2013), co w przypadku oceny krajowej oznacza cały zasięg polskich obszarów morskich (Rysunek 2.71), a dla kryterium D11C2 dla 3 basenów z poziomu L2 (HELCOM 2013) przyciętych do POM bez uwzględnienia obszaru zalewów (Rysunek 2.72).



Rysunek 2.71. Obszar oceny cechy D11: kryterium D11C1;



Rysunek 2.72. Obszar oceny cechy D11: kryterium D11C2

Zgodnie z ustaleniami regionalnymi aktualizacja oceny przeprowadzana jest dla okresu 2016-2021 dla kryterium D11C1, a dla kryterium D11C2 w ocenie uwzględniono dane z roku 2018, który jest rokiem uznanym za reprezentatywny dla warunków w 6-letnim okresie oceny (2016-2021).

Metodyka oceny cechy D11

Cecha D11 oceniana jest niezależnie w dwóch kryteriach, tj. brak jest integracji oceny poszczególnych kryteriów.

Ocena kryterium D11C1 przeprowadzona została w oparciu o wskaźnik 'Dźwięk impulsowy', z zastosowaniem metodyki regionalnej przy uwzględnieniu danych krajowych.

Ocena kryterium D11C2 przeprowadzona została w oparciu o wskaźnik 'Dźwięk ciągły', z zastosowaniem metodyki regionalnej przy ograniczeniu zakresu danych do polskich obszarów morskich na poziomie L2.

Dokładny opis metodyki został uwzględniony w raportach wskaźnikowych wyżej wymienionych wskaźników (Załącznik 58 i 59).

Ocena w ramach kryterium D11C1

Ocena w ramach **kryterium D11C1** przeprowadzona została w oparciu o wskaźnik 'Dźwięk impulsowy'.

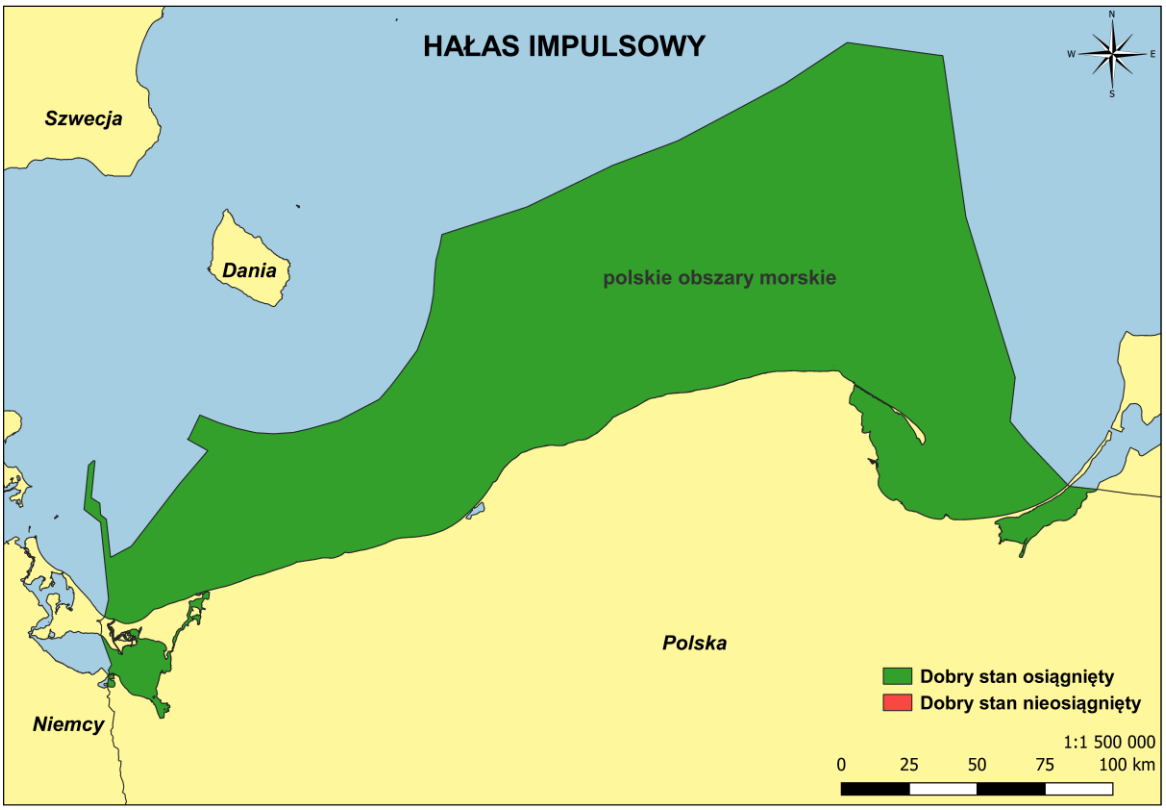
Wskaźnik 'Dźwięk impulsowy' stanowi ilościowy opis rozmieszczenia w czasie i przestrzeni głośnych dźwięków impulsowych o niskiej i średniej częstotliwości w obrębie polskich obszarów morskich na podstawie wystąpień działań morskich powodujących hałas impulsowy zgłoszonych przez Ministerstwo Obrony Narodowej w latach 2016-2021.

W ocenie uwzględniono dane, które rejestrowane są w poligonach morskich Marynarki Wojennej, z informacją o rodzaju działalności, ilości zdetonowanego ładunku wykorzystanego do eksplozji, terminie oraz lokalizacji: w postaci poligonów, w których odbywała się działalność wojskowa, bądź współrzędnych geograficznych, gdzie detonowane były materiały niebezpieczne. Do każdego zdarzenia dopisany został poziom eksplozji na podstawie ilości użytych materiałów wybuchowych w pięciostopniowej skali: bardzo niski, niski, średni, wysoki, bardzo wysoki.

W ocenie ilościowej uwzględniono metodykę zastosowaną w ocenie regionalnej HOLAS 3, w stopniu w jakim pozwalały na to dostępne dane oraz wartości progowe, dotyczące dopuszczalnej powierzchni obszaru/siedliska, na które oddziałuje dźwięk podwodny, ustalone na poziomie UE.

Przeanalizowano liczbę dni z hałasem impulsowym z uwzględnieniem poziomu eksplozji oraz dzienny i średnioroczny procent powierzchni polskich obszarów morskich narażonych na hałas impulsowy wywołujący negatywne skutki u zwierząt morskich – morświnów (*Phocoena phocoena*).

Przeanalizowane w ramach oceny dwie opcje narażenia: krótkotrwałego i długotrwałego mieszczą się poniżej założonych na poziomie UE wartości progowych, tj. w żadnym dniu procent powierzchni POM narażonych na hałas impulsowy nie przekroczył 20 % oraz w żadnym roku średni procent powierzchni nie przekroczył 10 %, co oznacza, że dobry stan środowiska został osiągnięty (Rysunek 2.73).



Rysunek 2.73. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie kryterium D11C1 w okresie 2016-2021

Ocena w ramach kryterium D11C2

Ocena w ramach **kryterium D11C2** przeprowadzona została w oparciu o wskaźnik „Ciągły dźwięk o niskiej częstotliwości w wodzie związany z działalnością człowieka". Wskaźnik ten oceniany jest na podstawie wyników modelowania poziomów ciśnienia akustycznego w Morzu Bałtyckim w roku 2018, który jest rokiem uznanym za reprezentatywny dla warunków w 6-letnim okresie oceny (2016-2021).

Stan dobry środowiska jest osiągnięty, gdy nie zostanie przekroczony próg przestrzenny 20% obszaru, zgodnie z dokumentem przyjętym na poziomie UE, wyrażający dopuszczalny udział powierzchni obszaru dotkniętej hałasem ciągłym na poziomie negatywnie wpływającym na populacje zwierząt morskich. Próg ten nie może zostać przekroczony w żadnym miesiącu roku 2018: dla ryb (pasmo jednej trzeciej oktawy z wartością środkową częstotliwości 125 Hz) i ssaków morskich (pasmo jednej trzeciej oktawy z wartością środkową częstotliwości 500 Hz). Z założenia, tak ustalona wartość progowa oznacza, że aby stan środowiska został oceniony jako dobry 80% obszaru musi być wolne od hałasu ciągłego mającego negatywny wpływ na populacje zwierząt.

Ocena wskaźnika w POM przeprowadzona została na poziomie L2 (HELCOM 2013) to jest dla 3 basenów: Bornholmskiego, wschodniego Gotlandzkiego i Gdańskiego. Ze względu na brak danych w obszarze Zalewu Szczecińskiego i niepełne dane w polskiej części Zalewu Wiślanego, obszary zalewów zostały wyłączone z analizy.

Ocenie poddano dwa rodzaje wpływu hałasu podwodnego na zwierzęta morskie:

- zaburzenie zachowania – przy wykorzystaniu miesięcznej mediany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL - Sound Pressure Level - suma naturalnych dźwięków otoczenia i dźwięków antropogenicznych ze statków występujących w środowisku).

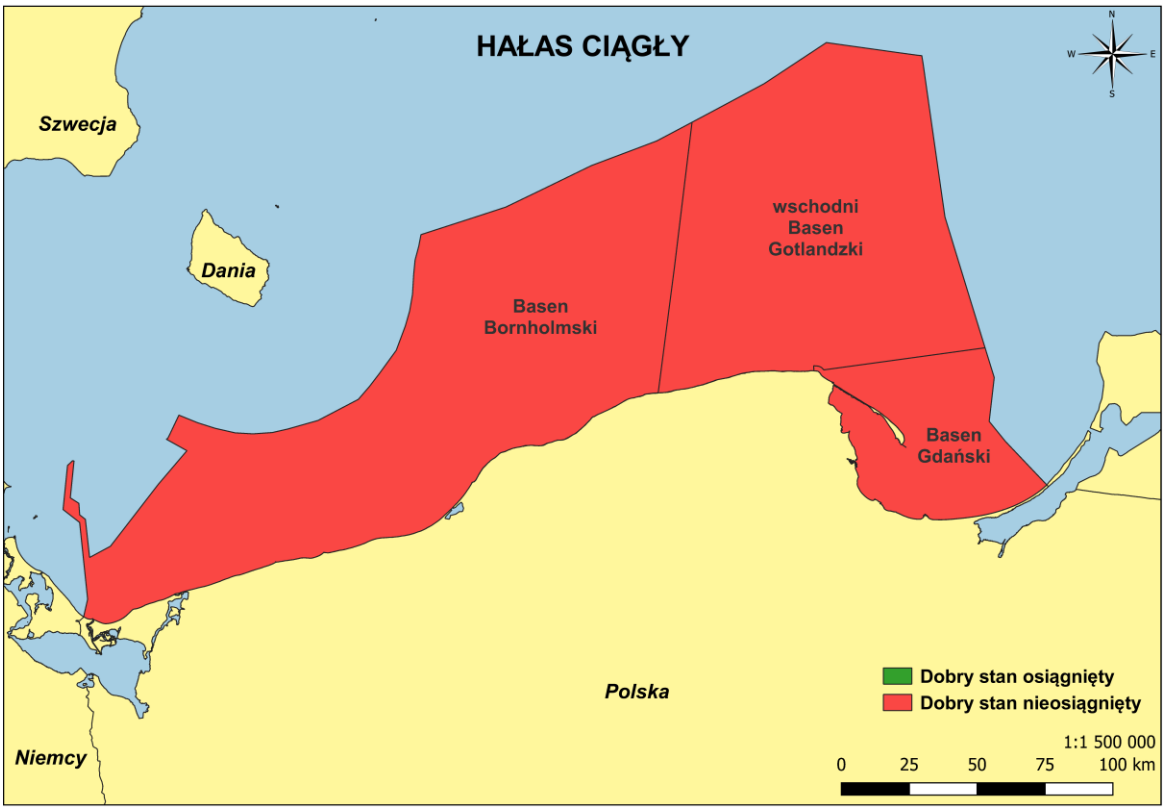
W przypadku zaburzenia zachowania nie było przekroczenia progu przestrzennego 20% dla żadnego z 3 basenów w POM, zarówno dla ryb (125 Hz), jak i dla ssaków morskich (500 Hz) (Tabela 2.89).

- maskowanie tj. ograniczenie komunikacji – przy wykorzystaniu miesięcznej mediany poziomu nadmiaru dźwięku (excess level - hałas antropogeniczny generowany przez statki).
  W przypadku maskowania komunikacji nie było przekroczenia 20% progu przestrzennego w żadnym z obszarów oceny w POM dla ssaków morskich, jednak wystąpiło przekroczenie progu we wszystkich 3 obszarach oceny dla ryb. Warto zauważyć, że w Basenie Bornholmskim przekroczenie wartości progowej wystąpiło tylko w jednym miesiącu 2018 roku (Tabela 2.89).

Podsumowując, w przypadku maskowania komunikacji ryb przez hałas ciągły, dla każdego z basenów, przynajmniej w jednym miesiącu roku 2018 próg przestrzenny został przekroczony, więc nie został osiągnięty dobry stan środowiska (Rysunek 2.74).

Tabela 2.89. Procent powierzchni basenów w obszarze POM o poziomach dźwięku mającego negatywny wpływ na ryby oraz ssaki w poszczególnych miesiącach 2018 roku. Kolor zielony – poniżej progu przestrzennego 20%, dobry stan środowiska, Kolor czerwony – przekroczony próg przestrzenny, poniżej dobrego stanu środowiska

	Basen Gdański				**wschodni Basen Gotlandzki**				**Basen Bornholmski**			
	Ryby		**Ssaki**		**Ryby**		**Ssaki**		**Ryby**		**Ssaki**	
	125 Hz	**125 Hz**	**500 Hz**	**500 Hz**	**125 Hz**	**125 Hz**	**500 Hz**	**500 Hz**	**125 Hz**	**125 Hz**	**500 Hz**	**500 Hz**
	SPL	**Excess**	**SPL**	**Excess**	**SPL**	**Excess**	**SPL**	**Excess**	**SPL**	**Excess**	**SPL**	**Excess**
	110 dB	**20 dB**	**110 dB**	**20 dB**	**110 dB**	**20 dB**	**110 dB**	**20 dB**	**110 dB**	**20 dB**	**110 dB**	**20 dB**
Styczeń	0,00	40,82	0,00	0,00	0,00	24,83	0,00	0,00	0,00	6,68	0,00	0,00
Luty	0,00	67,99	0,00	0,00	0,00	77,68	0,00	0,00	0,00	22,33	0,00	0,00
Marzec	0,00	67,07	0,00	0,00	0,00	72,13	0,00	0,00	0,00	18,51	0,00	0,00
Kwiecień	0,00	58,35	0,00	0,00	0,00	30,16	0,00	0,00	0,00	7,35	0,00	0,00
Maj	0,00	38,42	0,00	0,00	0,00	22,62	0,00	0,00	0,00	4,23	0,00	0,00
Czerwiec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lipiec	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sierpień	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Wrzesień	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Październik	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Listopad	0,00	6,66	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Grudzień	0,00	16,47	0,00	0,00	0,00	5,58	0,00	0,00	0,00	4,20	0,00	0,00
Ocena stanu środowiska												
Ocena stanu środowiska												



Rysunek 2.74. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie kryterium D11C2 w okresie 2016-2021

Trend w ocenie

Ze względu na to, że oceny, zarówno hałasu impulsowego, jak i hałasu ciągłego, są pierwszymi ocenami przeprowadzonymi przy użyciu obecnych metod, nie jest możliwa ocena trendu na przestrzeni lat.

Wiarygodność oceny

Brak jest opracowanej metodyki ilościowej oceny wiarygodności cechy D11, oraz kryteriów D11C1 i D11C2. Ze względu na to dokonano eksperckiej oceny wiarygodności ocen poszczególnych kryteriów.

Ze względu na brak innych danych, w ocenie uwzględniono jedynie działalność wojskową, przez co ustalono wiarygodność oceny kryterium D11C1 jako średnią.

Ze względu na brak uwzględnienia stacji pomiarowych w polskich obszarach morskich przy weryfikacji modelu, z którego wykorzystano dane do oceny, ustalono wiarygodność oceny kryterium D11C2 jako średnią.

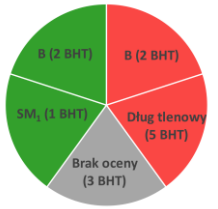
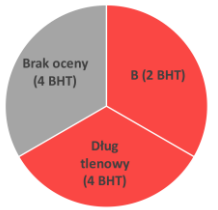
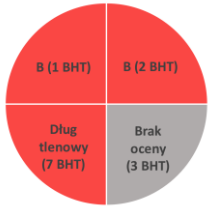
Podczas gdy przestrzenne i czasowe wartości progowe zostały przyjęte na poziomie UE, nadal trwają formalne dyskusje i uzgodnienia, głównie na poziomie regionalnym, dotyczące ich wdrożenia, w tym możliwości przyjęcia bardziej rygorystycznych progów i decyzji w sprawie wyznaczania siedlisk i ustalania wartości poziomu hałasu powodującego negatywne skutki dla gatunków wrażliwych.

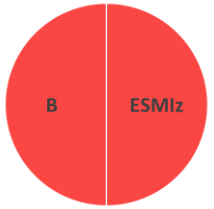
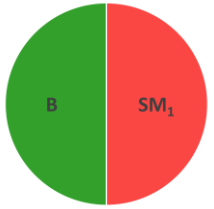
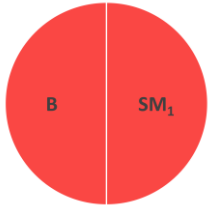
2.4 Podsumowanie oceny

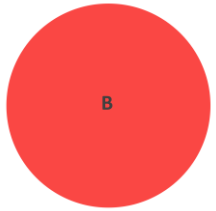
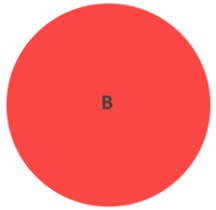
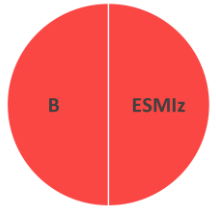
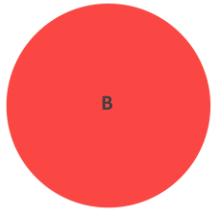
Podsumowanie ocen przeprowadzonych dla wszystkich cech w oparciu o 61 wskaźników zestawiono w tabelach prezentujących wyniki dla cech stanu (Tabela 2.90) i wyniki dla cech presji (Tabela 2.91). Wyniki oceny wskazujące na osiągnięcie lub nieosiągnięcie dobrego stanu środowiska wód morskich zaprezentowano dla każdego obszaru, w którym została przeprowadzona ocena danej cechy, jeżeli przeprowadzono integrację ocen w ramach kryteriów lub kryterium, jeżeli integracja oceny nie była możliwa. W przypadku, gdy niemożliwa była integracja ocen poszczególnych wskaźników w ramach kryterium podano liczbę wskaźników, które spełniły warunki dobrego stanu i liczbę wskaźników, które tego warunku nie spełniły.

Puste komórki w tabeli oznaczają, że ocena określonej cechy lub kryterium nie ma zastosowania w danym obszarze.

Tabela 2.90. Podsumowanie oceny elementów ekosystemu

	D1 Ptaki	D1 Ssaki	D1 Ryby	D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	D1 Siedliska pelagiczne	D6 Integralność dna morskiego/D1 Siedliska bentosowe
polskie obszary morskie (BAL-POL-MS-001)						
Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-007-POL)						
Basen Gdański bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-008-POL)						
wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-009-POL)						
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (L3-24-POL)						

	D1 Ptaki	D1 Ssaki	D1 Ryby	D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	D1 Siedliska pelagiczne	D6 Integralność dna morskiego/D1 Siedliska bentosowe
Zalew Szczeciński (L4-POL-020)						
Zalew Kamieński (L4-POL-021)						
Zalew Pucki (L4-POL-022)						
Zatoka Pucka Zewnętrzna (L4-POL-023)						

	D1 Ptaki	D1 Ssaki	D1 Ryby	D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	D1 Siedliska pelagiczne	D6 Integralność dna morskiego/D1 Siedliska bentosowe
Zatoka Gdańska Wewnętrzna (L4-POL-024)						
Ujście Wisły Przekop (L4-POL-025)						
Zalew Wiślany (L4-POL-026)						
Półwysep Hel (L4-POL-027)						

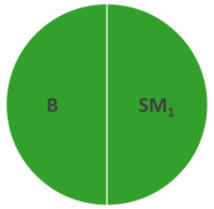
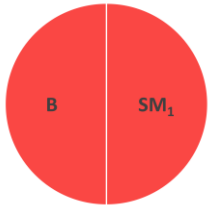
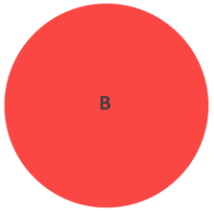
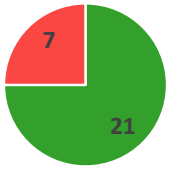
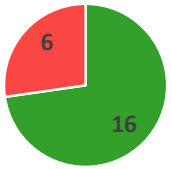
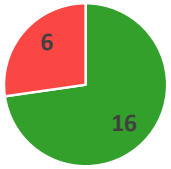
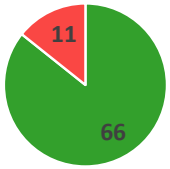
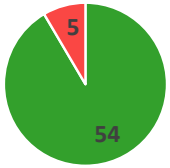
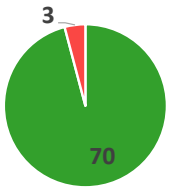
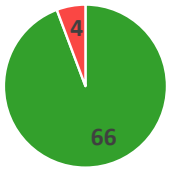
	D1 Ptaki	D1 Ssaki	D1 Ryby	D3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb	D1 Siedliska pelagiczne	D6 Integralność dna morskiego/D1 Siedliska bentosowe
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (L4-POL-028)						
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (L4-POL-029)						
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (L4-POL-030)						
Polska część obszaru FAO 27.3.D.25 (BAL-POL-FAO27-3D25)						
Polska część obszaru FAO 27.3.D.24 bez Zalewu Szczecińskiego (BAL-POL-FAO27-3D24_1)						
Polska część obszaru FAO 27.3.D.26 bez Zalewu Wiślanego (BAL-POL-FAO27-3D26_1)						
Polska część obszaru FAO 27.3.D.25 – LFI (BAL-POL-FAO27-3D25_2)						
Polska część obszaru FAO 27.3.D.26 – LFI (BAL-POL-FAO27-3D26_2)						

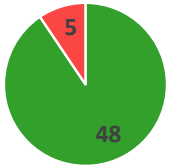
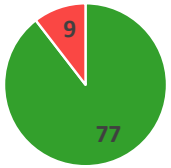
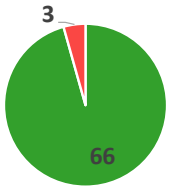
Tabela 2.91. Podsumowanie oceny cech presji

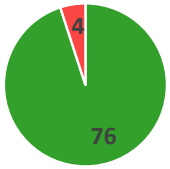
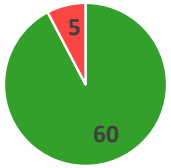
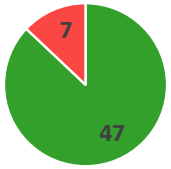
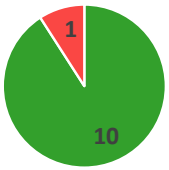
Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
polskie obszary morskie (BAL-POL-MS-001										
Basen Bornholmski z wodami przybrzeżnymi (L2-SEA-007-POL)						Rozlewy olejowe				
Basen Gdański z wodami przybrzeżnymi (L2-SEA-008-POL)						Rozlewy olejowe				
wschodni Basen Gotlandzki z wodami przybrzeżnymi (L2-SEA-009-POL)						Rozlewy olejowe				
Basen Bornholmski z wodami przybrzeżnymi bez wód Zalewu Szczecińskiego (L2-SEA-007-POL_1)										
Basen Gdański z wodami przybrzeżnymi bez wód Zalewu Wiślanego (L2-SEA-008-POL_1)										

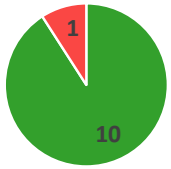
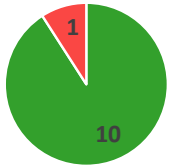
Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
Basen Bornholmski bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-007-POL)					Test mikrojądrowy					
Basen Gdański bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-008-POL)					Test mikrojądrowy					
wschodni Basen Gotlandzki bez wód przybrzeżnych (L3-SEA-009-POL)					Test mikrojądrowy					
polskie wody przybrzeżne Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (L3-22-POL)										

Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (L3-24-POL)					**Test mikrojądrowy**					
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (L3-26-POL)										
Basen Bornholmski z wyłączeniem Zatoki Pomorskiej i strefy przybrzeżnej (L3-SEA-007A-POL)										
Zatoka Pomorska z wyłączeniem strefy przybrzeżnej (L3-SEA-007B-POL)										

Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
Zalew Szczeciński (L4-POL-020)					Test mikrojądrowy					
Zalew Kamieński (L4-POL-021)										
Zalew Pucki (L4-POL-022)										
Zatoka Pucka Zewnętrzna (L4-POL-023)										

Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
Zatoka Gdańska Wewnętrzna (L4-POL-024)										
Ujście Wisły Przekop (L4-POL-025)										
Zalew Wiślany (L4-POL-026)					**Test mikrojądrowy**					
Półwysep Hel (L4-POL-027)										

Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (L4-POL-028)										
Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (L4-POL-029)										
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (L4-POL-030)										
Polska część obszaru FAO 27.3.D.24 (BAL-POL-FAO27-3D24)										

Obszar oceny	D2 Gatunki obce	D5 Eutrofizacja	D7	D8C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D8C2	D8C3	D9C1 (liczba substancji, dla których dobry stan został osiągnięty- kolor zielony, liczba substancji dla których dobry stan nie został osiągnięty – kolor czerwony)	D10C1	D11C1	D11C2
Polska część obszaru FAO 27.3.D.25 (BAL-POL-FAO27-3D25)										
Polska część obszaru FAO 27.3.D.26 (BAL-POL-FAO27-3D26)										
Polskie wody przybrzeżne, w tym Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany (AVI_POL_1)					**Produktywność bielika**					

SPIS RAPORTÓW WSKAŹNIKOWYCH

Załącznik 1 Liczebność i trend liczebności populacji fok - foka szara
Załącznik 2 Rozmieszczenie fok bałtyckich - foka szara
Załącznik 3 Stan reprodukcji foki szarej
Załącznik 4 Stan odżywienia fok
Załącznik 5 Liczebność morświna
Załącznik 6 Rozmieszczenie morświna
Załącznik 7 Liczebność kluczowych grup troficznych ichtiofauny
Załącznik 8 Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny
Załącznik 9 Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)
Załącznik 10 Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)
Załącznik 11 Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu
Załącznik 12 Wskaźnik stanu makrofitów (SM_1)
Załącznik 13 Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach (ESMIz)
Załącznik 14 Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (B)
Załącznik 15 Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych
Załącznik 16 Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych
Załącznik 17 Wskaźnik skumulowanego wpływu na siedliska bentosowe (CumI)
Załącznik 18 Indeks zakwitów sinic (CyaBl)
Załącznik 19 Dług tlenowy
Załącznik 20 Produktywność bielika
Załącznik 21 Liczba przyłowionych ssaków w narzędziach połowowych
Załącznik 22 Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych
Załącznik 23 Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)
Załącznik 24 Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)
Załącznik 25 Wskaźnik wielkości ryb (LFI)
Załącznik 26 Polski Indeks Multimetryczny dla Ryb (PMFI)
Załącznik 27 Biomasa stada tarłowego (dorsz)
Załącznik 28 Biomasa stada tarłowego (szprot)
Załącznik 29 Biomasa stada tarłowego (śledź)
Załącznik 30 Rozpuszczony azot nieorganiczny (DIN)
Załącznik 31 Rozpuszczony fosfor nieorganiczny (DIP)
Załącznik 32 Azot całkowity (TN)
Załącznik 33 Fosfor całkowity (TP)
Załącznik 34 Chlorofil a
Załącznik 35 Przezroczystość wody morskiej
Załącznik 36 Tlen w obszarach płytkowodnych
Załącznik 37 Kadm
Załącznik 38 Ołów
Załącznik 39 Rtęć
Załącznik 40 Miedź
Załącznik 41 Nikiel
Załącznik 42 Arsen
Załącznik 43 Heksabromocyklododekan (HBCDD)
Załącznik 44 Bromowane difenyloetery (PBDE)
Załącznik 45 Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne (PFOS)

Załącznik 46 Polichlorowane bifenyle, dioksyny, furany
Załącznik 47 Heksachlorobenzen (HCB)
Załącznik 48 Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA) i ich metabolity
Załącznik 49 Związki tributylocyny (kation tributylocyny)
Załącznik 50 Diklofenak
Załącznik 51 Substancje radioaktywne – Cez 137 (Cs-137)
Załącznik 52 Substancje priorytetowe
Załącznik 53 Specyficzne syntetyczne i niesyntetyczne substancje zanieczyszczające
Załącznik 54 Test mikrojądrowy
Załącznik 55 Zewnętrzne zmiany chorobowe u ryb
Załącznik 56 Rozlewy olejowe
Załącznik 57 Odpady na plaży
Załącznik 58 Dźwięk impulsowy
Załącznik 59 Dźwięk ciągły
Załącznik 60 Introdukcje nowych gatunków obcych
Załącznik 61 Indeks jakości hydromorfologicznej (HQI)

ANALIZA DOMINUJĄCYCH PRESJI I ODDZIAŁYWAŃ NA WODY MORSKIE, W TYM PRESJI ANTROPOGENICZNYCH

3. ANALIZA DOMINUJĄCYCH PRESJI I ODDZIAŁYWAŃ NA WODY MORSKIE, W TYM PRESJI ANTROPOGENICZNYCH

3.1 Podsumowanie i wnioski

Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie zgodnie z art. 150 ust. 3 ustawy PW uwzględnia:

- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie;
- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej;
- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie.

Aktualizacja analizy powinna stanowić kompleksowy dokument, obejmujący skutki kumulacyjne i synergiczne oraz odpowiednie oceny w oparciu o wyniki ww. zestawień. Przy czym jako skutki kumulacyjne występujących presji należy rozumieć nagromadzenie się w jednym miejscu (w zasięgu analizowanych podakwenów POM) i w analizowanym okresie czasu (2016-2021) presji generujących oddziaływania, mogące wpływać na stan ocenianych elementów ekosystemu wód morskich.

Jako synergiczne skutki przyjęto wynik współdziałania różnych czynników (presji), powodujących efekt w postaci oddziaływania na poszczególne elementy ekosystemu morskiego, które są bardziej znaczące (o większym nasileniu), niż suma ich oddzielnych oddziaływań.

Zgodnie z art. 150 ust. 6 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. - Prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2022 r. poz. 2625, z późn. zm.), dalej zwanej ustawą PW, w opracowaniu uwzględniono sposoby użytkowania środowiska morskiego oraz działalności człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie.

Presje lądowe

Wprowadzanie substancji biogennych

Wprowadzanie do morza nadmiernych ilości biogenów, głównie azotu i fosforu, może mieć długofalowe negatywne konsekwencje dla ekosystemu morskiego. Eutrofizacja powodowana jest głównie nadmierną dostępnością azotu i fosforu dla producentów pierwotnych, czyli glonów, sinic i roślinności bentosowej. Zwiększona produkcja pierwotna może prowadzić do zmniejszenia przejrzystości wody i zwiększonego osadzania się materiału organicznego, co z kolei zwiększa zużycie tlenu w warstwach przydennych i może prowadzić do jego niedoboru. Zmiany takie wpływają z kolei zarówno na skład gatunkowy ekosystemu, jak również na wszelkie interakcje zachodzące w łańcuchach pokarmowych.

Wyniki przeprowadzonej analizy presji i oddziaływań związanej z dopływem substancji biogennych do Morza Bałtyckiego wykazały znaczący negatywny wpływ na 20 z 47 elementów ekosystemu morskiego, uwzględnianych we wskaźnikach presji (BSII). Najsilniejsze oddziaływania związane z wprowadzaniem biogenów do wód morskich zostały zidentyfikowane w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 3 elementów ekosystemu: produktywne wody powierzchniowe, rozmieszczenie zostery morskiej oraz rozmieszczenie ramienic. Natomiast najsłabsze skutki oddziaływania nadmiernych ilości biogenów dotyczyły ptaków i ssaków morskich, dla których większa produktywność ekosystemu stwarza optymalne warunki bazy pokarmowej.

Wprowadzanie materii organicznej

Presja wynikająca z wprowadzania materii organicznej do wód morskich, związana jest głównie z jej dopływem z rzek oraz z bezpośrednimi zrzutami ścieków. Presja z lądu ma bardzo ograniczony zasięg, obejmujący w szczególności ujścia rzek i miejsca zrzutu ścieków z oczyszczalni. Największy udział w

strukturze wprowadzanego do morza ładunku BZT_5 mają rzeki: Wisła (65,1% w roku 2016 i 65% w roku 2021) oraz Odra (odpowiednio 28,7% i 29,9%). Wielkość ładunku BZT_5 wnoszonego rzekami do Morza Bałtyckiego od roku 1995 stopniowo zmniejsza się. Wyraźny trend spadkowy widoczny był do 2009 r., w 2010 r. zaobserwowano wzrost dostarczanego ładunku, a następnie od roku 2011 ilości wnoszonego BZT_5 ustabilizowały się. W latach 2016-2021 stężenia BZT_5 w wodach przejściowych i przybrzeżnych nadal utrzymywały się na niskim poziomie. W podakwenach nr 26 i 24 intensywność presji oceniono jako niską (2), w podakwenie nr 22 presję oceniono jako bardzo niską (1), a w pozostałych podakwenach nie stwierdzono występowania istotnej presji wynikającej z wprowadzania materii organicznej.

Niewielkie oddziaływania na elementy ekosystemu Bałtyku (siedliska bentosowe infralitoralu i circalitoralu), wynikające ze zużycia tlenu oraz zamulenia dna, mogą wystąpić w Zalewie Wiślanym oraz Zalewie Szczecińskim.

W ramach trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego (HOLAS 3), nie opracowano wskaźników wrażliwości poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku na presję ze strony wprowadzania materii organicznej. Presja ta nie jest uwzględniana w ocenie skumulowanej presji i oddziaływań, zgodnie z metodyką HELCOM (BSII/ BSPI).

Wprowadzanie innych substancji niż biogenne

Presja wynikająca z wprowadzania substancji innych niż biogenne dotyczy wprowadzania substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych oraz radionuklidów. Jako substancje syntetyczne wprowadzane do wód Morza Bałtyckiego należy rozumieć, m.in. substancje czynne biologicznie, pestycydy, środki farmaceutyczne, pochodzące ze źródeł rozproszonych, dostarczane rzekami oraz wprowadzane wskutek depozycji atmosferycznej suchej i mokrej. Substancje i związki niesyntetyczne to m.in. metale ciężkie i węglowodory, pochodzące ze źródeł punktowych, z depozycji atmosferycznej suchej i mokrej lub wprowadzane rzekami, gdzie ulegają przemianom biochemicznym i ostatecznie podlegają akumulacji w osadach dennych. Skala presji związanych z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych waha się w polskiej części Morza Bałtyckiego od niskiej (podakweny: 22, 24, SEA-008), do umiarkowanej (podakweny: 26, SEA-007, SEA-009). Mimo występujących przekroczeń, ogólne trendy, jeśli chodzi o zawartość substancji niebezpiecznych w organizmach morskich, osadach i wodach Morza Bałtyckiego, są korzystne. Szczególnie wyraźne tendencje spadkowe dotyczą trwałych związków organicznych.

Najczęściej występującymi sztucznymi pierwiastkami w wodzie i osadach powierzchniowych Morza Bałtyckiego są ^{137}Cs (cez) i ^{90}Sr (stront). Około 76–80% ^{137}Cs dostarczyła katastrofa elektrowni w Czarnobylu, a około 83% 90Sr pochodzi z prób z bronią jądrową. Notowane obecnie dawki promieniowania są bliskie promieniotwórczości naturalnej, a stężenie ^{137}Cs w tkankach organizmów morskich w większości przypadków osiągnęło poziom sprzed katastrofy w Czarnobylu. Poziom presji związany z wprowadzaniem radionuklidów oceniono jako bardzo niski.

W ramach prac nad aktualizacją presji, oszacowano wielkość oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego, z uwzględnieniem ich wrażliwości – co jest zbieżne z aktualną metodyką prowadzonych prac w ramach HOLAS 3. Do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na wprowadzanie substancji niebezpiecznych należą: morświn i foka pospolita. W odniesieniu do presji – wprowadzanie radionuklidów, najbardziej wrażliwymi elementami są ptaki morskie i foka obrączkowana.

Dopływ wody

Oddziaływanie dopływu wody związane jest ze źródłami punktowymi, w tym głównie ze zrzutami ścieków i zasolonych wód. Najważniejszym antropogenicznym źródłem ładunków soli w polskiej zlewni Bałtyku są kopalnie. Innymi źródłami omawianej presji jest stosowanie soli drogowej w miastach nadmorskich, w okresach zimowych i zagrożenia związane z wydobyciem gazu łupkowego. Na terenie kraju

w analizowanym okresie funkcjonowało 76 zakładów zrzucających chlorki do wód (baza PRTR[1]). Wielkość emisji w poszczególnych latach okresu 2016-2021 utrzymywała się na podobnym poziomie. Zasolenie podakwenów POM nie ulegało zmianom, a wartości corocznie były na zbliżonym poziomie.

W ramach trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego (HOLAS 3), nie opracowano wskaźników wrażliwości poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku na presję ze strony dopływu wody. Presja ta nie jest uwzględniania w ocenie skumulowanej presji i oddziaływań, zgodnie z metodyką HELCOM (BSII/ BSPI).

Wprowadzanie drobnoustrojów patogennych

Źródłem drobnoustrojów patogennych w wodach morskich są głównie ludzkie i zwierzęce odchody, które mogą być dostarczane do środowiska wraz z surowymi ściekami, ściekami niedostatecznie oczyszczonymi, a także w wyniku spływu z obszarów rolniczych. Badania stanu sanitarnego rzek i wód morskich są wykonywane w ramach monitoringu wody w kąpieliskach i miejscach okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli (mowdk). Największą liczbę zamkniętych kąpielisk i mowdk (ze względu na przekroczenia mikrobiologiczne) odnotowano w podakwenach nr 26 (polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) oraz nr 24 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego), w których presję tą oceniono jako niską. W pozostałych wodach przybrzeżnych presję oceniono jako bardzo niską, a w wodach otwartych nie stwierdzono występowania istotnej presji ze strony drobnoustrojów chorobotwórczych. Patogeny mogą negatywnie oddziaływać w szczególności na: trawy morskie, ichtiofaunę, ptaki oraz morskie ssaki (foki i morświny). Przewiduje się, że to oddziaływanie może być największe w podakwenach przybrzeżnych, które są szczególnie narażone na zanieczyszczenia wynikające z odprowadzania nieoczyszczonych ścieków, w tym też spowodowane awariami oczyszczalni ścieków.

W ramach trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego (HOLAS 3), nie opracowano wskaźników wrażliwości poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku na presję ze strony drobnoustrojów patogennych. Presja ta nie jest uwzględniana w ocenie skumulowanej presji i oddziaływań, zgodnie z metodyką HELCOM (BSII/ BSPI).

Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

Gatunki obce to gatunki, które występują poza swoim naturalnym zasięgiem. Niektóre gatunki obce idealnie funkcjonują w nowych miejscach – z sukcesem rozmnażają się i rozpoczynają ekspansję, zajmując nisze rodzimych gatunków i wypierając je. Gatunki te definiowane są jako gatunki inwazyjne.

Gatunki inwazyjne negatywnie wpływają na bioróżnorodność m.in. konkurując z rodzimymi gatunkami o zasoby środowiska (m.in. pokarm, światło, wodę) oraz przenosząc pasożyty i patogeny, które mogą być groźne dla rodzimych gatunków.

Inwazje obcych gatunków charakteryzują się zarówno dużą skalą, jak również złożonością zmian w ekosystemie, jakie powodują. Wyniki oceny presji i oddziaływań związanych z rozprzestrzenianiem się obcych gatunków wykazały, że największe oddziaływania dotyczą głównie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Wyniki te potwierdzają związek pomiędzy występowaniem gatunków obcych (najczęściej wody przejściowe), a głównym źródłem presji, czyli portami.

Biorąc pod uwagę analizowane elementy ekosystemu, najwyższe oddziaływania zidentyfikowano dla zalewów i jezior przymorskich (lagun), ujść rzek (estuariów) oraz dużych płytkich zatok, jak również dla ramienic i omułka jadalnego oraz widlika zaostrzonego i zostery morskiej jednak w przypadku tych roślin siedliskotwórczych, prawdopodobnie wskaźniki wrażliwości uzgodnione na poziomie HELCOM były za

[1] https://www.gios.gov.pl/prtr/portal/industry

wysokie. Najmniej narażone na presję związaną z gatunkami obcymi, są występujące na wodach otwartych potencjalne tarliska dorsza i szprota, jak również rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna.

Presje rybackie

Połów ryb - Połów śledzia

Połów śledzia w POM stanowi znaczącą presję ze względu na powszechność ukierunkowania działalności rybackiej na ten gatunek. Poziom presji został ustalony poprzez porównanie wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do ustalonych w tym zakresie wartości referencyjnych. Przeprowadzone prace w ramach aktualizacji presji na morze ze strony działalności rybackiej, wskazały na występowanie omawianej presji na jednakowym poziomie we wszystkich podakwenach POM. Ze względu na brak oceny poziomu presji w okresie 2011-2016, niemożliwe było dokonanie analizy porównawczej pomiędzy obecnym i poprzednim okresem raportowym. Ocena oddziaływań poławiania śledzia na poszczególne elementy ekosystemu morskiego wskazała, że najbardziej wrażliwe na tą presję są: obfitość dorsza, liczebność foki obrączkowanej, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna, potencjalne tarliska śledzia i szprota. Prowadzone na obecnym poziomie połowy śledzia wpływają znacząco na przeeksploatowanie stad tego gatunku oraz mają negatywny wpływ na obfitość dorsza poprzez zagrożenie przyłowami. Innymi istotnymi oddziaływaniami jest niepokojenie fok i morświnów oraz zagrożenie dla tych ssaków ze względu na możliwość przyłowu oraz uszczuplanie ich bazy pokarmowej. Dlatego wskazano potrzebę dostosowania wielkości prowadzonej eksploatacji rybackiej do potrzeby osiągnięcia przez poszczególne stada ryb spełnienia kryteriów GES, określanych jako śmiertelność połowowa oraz zdolność rozrodcza.

Połów ryb - Połów dorsza

Dla presji związanej z połowami dorsza, w ramach przeprowadzonej aktualizacji, poziom presji we wszystkich analizowanych podakwenach w zasięgu POM określono jako bardzo niski (1). Poziom presji został ustalony poprzez porównanie wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do ustalonych w tym zakresie wartości referencyjnych, ustalonych na podstawie danych historycznych (z uwagi na zmiany w poziomie poławiania w ostatnich 6 latach). Uzyskany wynik stanowi następstwo wprowadzanych od 2016 r. ograniczeń w wielkościach połowowych oraz wprowadzenia w 2020 r. całkowitego zakazu połowu dorsza. Działania te zostały wprowadzone w celu ochrony dorsza, który został uznany przez Wspólnotę Europejską za gatunek szczególnej troski. Ze względu na brak oceny poziomu presji w okresie 2011-2016, niemożliwe było dokonanie analizy porównawczej pomiędzy obecnym i poprzednim okresem raportowym.

Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej presji i oddziaływań na podstawie konkretnych wartości w odniesieniu do wielolecia 2011-2016. Niemniej jednak, ze względu na ograniczenie połowów, można stwierdzić, że w okresie raportowym 2016-2021 nastąpiło znaczące zmniejszenie oddziaływań presji związanej z połowem dorsza. Ocena oddziaływań poławiania dorsza na poszczególne elementy ekosystemu morskiego wskazała, że najbardziej wrażliwe na tą presję są: potencjalne tarliska dorsza, obfitość dorsza, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna oraz kolejno foki szarej i pospolitej, obfitość śledzia i szprota, potencjalne miejsca rozwoju narybku storni.

Połów ryb - Połów szprota

Przeprowadzone prace aktualizacyjne w zakresie oceny poziomu presji i oddziaływań połowu szprota oparto na tych samych założeniach metodycznych jak dla połowu śledzia. Szprot obok śledzia, stanowi obecnie jeden z dwóch głównych gatunków poławianych w POM. Poziom presji połowowej został ustalony na poziomie umiarkowanym (3) we wszystkich podakwenach. Niemożliwe było dokonanie analizy porównawczej pomiędzy obecnym i poprzednim okresem oceny (brak oceny dla okresu 2011-2016). Ocena

oddziaływań poławiania szprota na poszczególne elementy ekosystemu morskiego wskazała, że najbardziej wrażliwe na tą presję są: obfitość dorsza, liczebność foki obrączkowanej, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna, potencjalne tarliska szprota oraz obfitość szprota i śledzia. Analogicznie jak w przypadku połowów śledzia, wpływ na wymienione elementy ekosystemu morskiego wynika z zagrożeń przyłowami, niepokojenia ssaków morskich, uszczuplanie ich bazy pokarmowej oraz nadmierną eksploatacją rybacką szprota i śledzia.

Połów/przyłów ptaków i ssaków morskich

Przeprowadzone analizy w ramach aktualizacji zestawienia presji morskich ze strony działalności rybackiej pozwoliły na sformułowanie wniosku o braku występowania w obszarach POM presji w zakresie połowów (polowań) na ptaki i ssaki morskie. Takie działalności wg polskiego prawa nie są dopuszczalne, wobec tego brak jest informacji o przypadkach prowadzenia polowań. Jednocześnie ze względu na stwierdzoną w trakcie prac wagę problemu przyłowu ptaków morskich sieciami skrzelowymi, przeprowadzono dodatkową analizę istniejących wyników badań w tym zakresie i oszacowano poziom presji jako umiarkowany (3). Powyższe jest zgodne z dopuszczeniem przez HELCOM opracowania oceny krajowych obszarów morskich w innej formie (np. opisowej), ze względu na trwające prace nad metodyką uwzględniania presji przyłowu na elementy ekosystemu morskiego. W związku z tym, ze względu na wagę problemu, określono dla obszaru POM poziom oddziaływań presji- przyłów ptaków morskich w poszczególnych podakwenach. Biorąc pod uwagę niepewność dostępnych wyników badań (ograniczona pula danych o przyłowach, brak ukierunkowanych wyników badań, brak danych dla okresu objętego analizami, ukierunkowanie badań stanowiących podstawę wnioskowania o poziomach presji na inne cele aniżeli monitoring przyłowu), poziom presji i oddziaływań został określony na jednakowym poziomie dla wszystkich podakwenów. Wskazuje to na obecność presji, która powinna być monitorowana dla doprecyzowania przestrzennego rozmieszczenia w zasięgu POM oraz określenia aktualnych trendów zmian. Do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na tą presję (ze względu na przedmiot działalności antropogenicznej) zaliczono: obszary zimowania ptaków morskich i obszary lęgowe ptaków morskich.

Presje morskie

Straty fizyczne i zaburzenia fizyczne dna morskiego

Presja wynikająca ze strat fizycznych dna morskiego jest nieznaczna w skali analizowanych podakwenów i obejmuje mniej niż 10% ich powierzchni (zgodnie ze skalą presji, przyjętą przez autorów analizy presji). W odniesieniu do strat w zakresie linii brzegowej, najwyższą presję odnotowano w akwenie 22 (polskie wody przybrzeżne Wschodniego Basenu Gotlandzkiego), która wynika z realizowanej zabudowy brzegowej i sztucznego zasilania brzegów. W związku z niewielką presją, nie stwierdzono również znaczących oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych siedlisk. Jedynie dla siedliska wg klasyfikacji EUNIS A5.23: Infralittoral fine sand (piasek infralitoralu) w podakwenie SEA-009 stwierdzono, iż straty fizyczne obejmą więcej niż 10% powierzchni siedliska w całym podakwenie.

Zaburzenia fizyczne dna wynikają głównie z intensywności transportu morskiego, w porównaniu do poprzednio analizowanego wielolecia (2011-2016), utrzymują się na zbliżonym poziomie. Największe nasilenie presji wynikającej z zaburzeń fizycznych dna morskiego w latach 2016-2021, stwierdzono w akwenach: SEA-007 (Basen Bornholmski), SEA-009 (Wschodni Basen Gotlandzki), SEA-008 (Basen Gdański) oraz 24 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego).

Ze względu na brak istotnej presji związanej ze stratami dna morskiego (presja obejmuje mniej niż 10% powierzchni dna morskiego w każdym z podakwenów – poziom presji „0”), nie oceniono oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku, zgodnie z metodyką HOLAS 3.

W ramach prac, oszacowano wielkość oddziaływań w zakresie zaburzeń dna morskiego w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego z uwzględnieniem ich wrażliwości, zgodnie z

metodyką HOLAS 3. Do ekosystemów najbardziej wrażliwych na zaburzenia fizyczne należą: zostera morska oraz ramienice.

Niepokojenie gatunków, w szczególności w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania, spowodowanego obecnością człowieka

Niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka związane jest głównie z nasilającą się z roku na rok presją turystyczną, jak również zwiększającym się stale ruchem statków w POM. Z tego też względu poziom presji na wody morskie został zidentyfikowany jako najwyższy (najwyższy poziom – 5) w podakwenie 24 – polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, a nieco niższy (poziom 4) w dwóch pozostałych podakwenach wód przybrzeżnych – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego.

Biorąc pod uwagę analizowane elementy ekosystemu, najwyższe oddziaływania zidentyfikowano na obszarach lęgowych ptaków morskich w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i nieco niższe dla obszarów zimowania ptaków morskich w tym samym podakwenie. W przypadku ssaków morskich, najbardziej narażonymi na presję związaną z niepokojeniem są foki szare i morświn zwyczajny, które występują w wodach Zatoki Gdańskiej i gdzie oddziaływania związane z tym rodzajem presji są najwyższe.

Zmiany warunków hydrologicznych

Na podstawie przeprowadzonych analiz i zgromadzonych danych, w granicach POM zidentyfikowano działalności antropogeniczne mogące przyczyniać się do powstawania zmian w warunkach hydrologicznych w poszczególnych podakwenach Morza Bałtyckiego. W toku analiz stwierdzono jednak, iż presja ta jest nieznaczna w skali analizowanych podakwenów i obejmuje poniżej 10% ich powierzchni bądź długości linii brzegowej. Większego natężenia presji i oddziaływań należy się spodziewać po wybudowaniu planowanych farm wiatrowych. W przyszłości należy monitorować wszelkie działania, które mogą przyczyniać się do zmian i zaburzeń warunków hydrologicznych.

Ze względu na brak istotnej presji związanej ze zmianą warunków hydrologicznych (presja obejmuje mniej niż 10% powierzchni dna morskiego w każdym z podakwenów – poziom presji „0"), nie oceniono oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku, zgodnie z metodyką HOLAS 3.

Wprowadzanie odpadów stałych, w tym mikrodrobin

Na odpady morskie w morzu składają się odpady na linii brzegowej oraz przypadkowo gubione przez statki (liny, odpady metalowe, materiały sztauerskie). W ramach tego rodzaju presji uwzględnia się również wraki oraz zatopioną broń chemiczną. Część odpadów z lądu także trafia do wód morskich w wyniku ich wprowadzania z wodami rzek uchodzących do Bałtyku.

Udział poszczególnych kategorii odpadów obserwowanych na polskiej linii brzegowej Morza Bałtyckiego wskazuje, że ich głównym źródłem jest turystyka. Przeważającą frakcją odpadów jest plastik.

Na dnie zalegają wraki oraz zatopione BSCh, co stanowi zagrożenie dla ekosystemu Morza Bałtyckiego. W tym zakresie stwierdzono potrzebę przeprowadzenia kompleksowej identyfikacji zatopionych w POM materiałów niebezpiecznych (bojowych środków trujących i produktów ich rozpadu oraz paliw i produktów ropopochodnych z wraków statków) oraz rozpoznanie skali zagrożeń w zidentyfikowanych miejscach ich zalegania tj. inwentaryzacja dna.

W Morzu Bałtyckim zalegają na dnie lub unoszą się w toni wodnej również narzędzia połowowe, tj. sieci i liny rybackie, stanowiące znaczące zagrożenie dla zwierząt.

Na podstawie wyników monitoringu odpadów stwierdza się poprawę w zakresie zmniejszenia liczby odpadów w ekosystemie morskim, w zasięgu POM od 2020 r. Ze względu na stosunkowo późne rozpoczęcie prowadzenia systematycznego monitoringu odpadów w Polsce (od 2015 r.), jak również trwające prace metodyczne na poziomie HELCOM w zakresie oceny poziomów presji i oddziaływań, istnieją trudności

interpretacyjne w zakresie prowadzonych ocen oraz brak możliwości prowadzenia analiz w okresie wielolecia 2011-2021. Podkreślana jest potrzeba kontynuowania i rozbudowywania prowadzonego monitoringu odpadów we wszystkich jego zakresach (odpady na brzegu, na dnie, mikroodpady w osadach, w wodzie).

Działania naprawcze powinny być ukierunkowane na edukację oraz oczyszczanie plaż, szczególnie w okresach wzmożonego ruchu turystycznego.

W ramach HOLAS 3 nie opracowano wskaźników wrażliwości poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku na presję ze strony odpadów. Presja ta nie jest uwzględniania w ocenie skumulowanej presji i oddziaływań, zgodnie z metodyką HELCOM (BSII/ BSPI).

Występowanie hałasu związanego z działalnością człowieka – impulsowego i ciągłego

Hałas podwodny jest jedną z głównych i największych presji antropogenicznych mających negatywny wpływ na organizmy morskie. Dźwięki impulsowe o dużej mocy (np. z podwodnych eksplozji) mogą rozchodzić się nawet na tysiące kilometrów i powodować uszkodzenia tkanek zwierzęcych. Z drugiej strony dźwięki ciągłe, charakteryzujące się niższymi częstotliwościami, mogą niepokoić zwierzęta i oddziaływać na nie, np. zakłócając wokalizacje zwierząt, jak w przypadku fok.

Wyniki przeprowadzonej analizy presji i oddziaływań pokazały, że w odniesieniu do hałasu impulsowego, najwyższe poziomy presji występują w Basenie Gdańskim oraz Polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co ma związek z występowaniem na tych obszarach poligonów wojskowych i zarejestrowanych tam podwodnych eksplozji. W Basenie Gdańskim największe oddziaływania zidentyfikowano dla wszystkich trzech gatunków fok (foka szara, pospolita, obrączkowana) oraz dla morświna. Takie same wielkości oddziaływań wykazano także dla foki szarej i morświna w Polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

W przypadku hałasu ciągłego poziomy oddziaływań były nieco niższe, niż dla hałasu impulsowego i dotyczyły populacji morświna zwyczajnego w dwóch podakwenach otwartego morza: Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański, jak również jednego przybrzeżnego: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

Inne źródła energii niż hałas, w szczególności pole elektromagnetyczne, światło i ciepło

Pole elektromagnetyczne – ze względu na brak kryteriów oceny presji, występowania kabli podmorskich w niewielkiej skali w wybranych obszarach morskich oraz brak mającej największe potencjalne znaczenie dla poziomu presji infrastruktury morskich farm wiatrowych, podczas aktualizacji presji morskich na morze w 2022 r., nie określono poziomu występujących presji, a tym samym nie zidentyfikowano oddziaływań.

Energia cieplna – ze względu na brak występowania presji w POM, nie zidentyfikowano oddziaływań.

Światło – ze względu na brak kryteriów oceny presji oraz dostępu do jednorodnych informacji i danych, nie zidentyfikowano w okresie raportowym 2016-2021 oddziaływań w POM.

Wyniki przeprowadzonych analiz są zbieżne z podejściem metodycznym przyjętym w poprzednim okresie analiz zestawień presji morskich na morze (2011-2016).

W ramach HOLAS 3, nie opracowano wskaźników wrażliwości poszczególnych elementów ekosystemu Bałtyku na presję ze strony pól elektromagnetycznych i sztucznego światła. Presje te nie są brane pod uwagę w ocenie skumulowanej presji i oddziaływań, zgodnie z metodyką HELCOM (BSII/ BSPI).

Uwzględniono natomiast presję polegającą na wprowadzaniu energii cieplnej. Ze względu na brak presji w tym zakresie (nie identyfikuje się źródeł presji), brak jest również oddziaływań.

W ramach przeprowadzonych prac uwzględniono również występowanie w obszarze POM dodatkowej presji - **Plamy i wycieki oleju**, do tej pory nie ocenianej. Presja ta związana jest z występowaniem zdarzeń, najczęściej awaryjnych sytuacji przedostania się olejów, paliw, czy innych

substancji ropopochodnych do wody. Głównym źródłem presji są wszelkiego rodzaju jednostki pływające. Charakter wystąpienia presji i powodowanych przez nią oddziaływań w postaci występowania rozlewów substancji, które przedostały się najczęściej w sposób niekontrolowanych do wody, powoduje że zmienność presji w kolejnych okresach oceny może się znacznie różnić co do miejsca, jak również skali wystąpienia. Najbardziej prawdopodobnymi lokalizacjami wystąpienia opisywanych zdarzeń są obszary portów i przystani. Niemniej jednak skala oddziaływania wystąpienia presji również w innych obszarach może być o wiele większa, ze względu na brak przewidywalności pewnych zdarzeń, zwłaszcza w przypadku większych jednostek pływających, np. chemikaliowców, gdy doszłoby do awarii lub katastrofy. W POM w okresie 2016-2021 poziom presji określono w przewadze jako umiarkowany, z wyjątkiem oceny tego poziomu jako bardzo niski w podakwenie 22 - polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie znikoma liczba i zasięg zdarzeń w analizowanym okresie pozwolił na przyjęcie takiego poziomu oceny.

3.2 Aktualizacja zestawień dominujących presji antropogenicznych na wody morskie

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie

Wprowadzanie substancji biogennych

Presja związana z wprowadzaniem substancji biogennych jest jedną z największych presji pochodzenia lądowego, która ma znacząco negatywny wpływ na wody morskie. Nadmierne wzbogacenie w składniki odżywcze powoduje podwyższony poziom wzrostu glonów i roślin, zwiększone zmętnienie, niedobór tlenu, zmiany w składzie gatunkowym i uciążliwe zakwity glonów.

W analizach oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu posłużono się następującymi źródłami danych:

- Ładunki transgraniczne oszacowano na podstawie danych o przepływach oraz wartościach stężeń zarejestrowanych na poszczególnych stacjach monitoringowych rzek transgranicznych w słowackiej części zlewni Dunajca. Dane te obejmują również informacje na temat przepływów rzek Dunajec i Poprad. Właścicielem danych jest Ministerstwo Środowiska Republiki Słowackiej, a administratorem Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie. Aktualność danych przypada na 2021 r.
- Depozycja atmosferyczna to między innymi jedno ze źródeł azotu i fosforu w wodach Morza Bałtyckiego. Dane dotyczące rocznych ładunków jednostkowych wnoszone przez opad atmosferyczny dla poszczególnych stacji monitoringowych zostały pozyskane z monitoringu chemizmu opadów. Właścicielem danych jest Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, który zbiera dane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Aktualność danych przypada na 2021 r.
- Przemysłowe źródła punktowe odprowadzają ładunki biogenów bezpośrednio do wód, dane dotyczące ładunków azotu i fosforu ogólnego pozyskano z ogólnodostępnej bazy danych statystycznych Głównego Urzędu Statystycznego w której dane występują w formie zagregowanej do poziomu NUTS – 5 i jest to około 2500 gmin. Aktualność danych przypada na 2021 r.
- Akwakultura dominuje w Polsce przede wszystkim w formie hodowli karpia i ryb łososiowatych. Źródłem danych dla analizy dotyczącej emisji biogenów z hodowli karpia był raport PLC-7, natomiast za źródło danych dla analiz hodowli ryb łososiowatych posłużyła ogólnodostępna baza danych statystyczna Głównego Urzędu Statystycznego produkcji rybackiej do poziomu NUTS – 2, a emisję składników pokarmowych przyjęto na podstawie europejskich danych literaturowych.
- Rolnictwo jest jednym ze źródeł biogenów przedostających się do wód śródlądowych oraz do wód Morza Bałtyckiego. W analizach produkcji rolniczej, nawozów mineralnych oraz nawozów naturalnych posłużyły w głównej mierze dane z wielolecia 1995-2021 z Krajowego raportu z prac

w ramach PLC-8, natomiast ładunki biogenów pochodzących z rolnictwa w 2021 r. oszacowano na podstawie ogólnodostępnej bazy danych statystycznej Głównego Urzędu Statystycznego.

- Ścieki z terenów nieskanalizowanych w zakresie ładunków azotu i fosforu oszacowano na podstawie ogólnodostępnej bazy danych statystycznej Głównego Urzędu Statystycznego. Aktualność danych przypada na 2021 r.
- Lasy gospodarcze i nieużytki w zakresie ładunków biogenów oszacowano na postawie danych pokrycia terenu Corine Land Cover 2018 uwzględniając wszystkie grunty w kategorii 3 i 4. Właścicielem danych jest Unia Europejska.
- Ładunki ze spływów z miast i przelewów ogólnospławnych systemów kanalizacji oszacowano na podstawie danych o zrzutach z przelewów burzowych kanalizacji ogólnospławnej dostępnych w Sprawozdaniu z realizacji KPOŚK za 2021 r. oraz danych o wodach opadowych i roztopowych odprowadzanych z terenów antropogenicznych objętych kategorią 1 Corine Land Cover 2018 (miast, ale także m.in. wsi, kopalni, lotnisk itd.).
- Tło naturalne w zakresie stężeń biogenów zasilających system rzeczny zostało ustalone podczas prac nad raportem okresowym PLC – 8. Rozmieszczenie klas przepuszczalności gleb przyjęto zgodnie z mapą opracowaną na potrzeby raportu okresowego PLC – 6 przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Ładunki pochodzące z tła naturalnego w 2021 r. oszacowano na podstawie powyższych założeń oraz danych pochodzących z Corine Land Cover 2018.

Największy wpływ na wartości ładunków substancji biogennych w wodach morskich mają ładunki wnoszone rzekami. Ładunki te są wypadkową zmian zachodzących u źródeł emisji oraz zmiennych warunków hydrologicznych, kształtujących procesy transportu biogenów.

W przeprowadzonym w kwietniu 2023 r. zestawieniu dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, dokonano analizy ładunków wnoszonych rzekami w wieloleciu 1995-2020. Zaprezentowano zarówno ładunki rzeczywiste, jak i znormalizowane zgodnie z zaleceniami HELCOM . Analizy dokonano w podziale na zlewnię Wisły, Odry oraz połączonych rzek pomorskich i Przymorza. Ze względu na brak dostępnych danych z HELCOM o ładunkach znormalizowanych za 2021 r., nie zostały one uwzględnione w analizie.

Roczny znormalizowany ładunek azotu ogólnego dla okresu 1995-2020 wykazał statystycznie istotny ($p<0,05$) trend spadkowy w przypadku zlewni Wisły (ok. 23%) oraz rzek pomorskich i Przymorza (ok. 16%). W przypadku zlewni Odry odnotowano trend spadkowy nieistotny statystycznie ($p>0,05$), wynoszący ok. 7%. Łączny ładunek azotu ogólnego wniesiony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku charakteryzował się statystycznie istotnym trendem spadkowym na poziomie ok. 17%.

Roczny znormalizowany ładunek fosforu ogólnego dla okresu 1995-2020 wykazał statystycznie istotny ($p<0,05$), wyraźny trend spadkowy w przypadku zlewni Odry (ok. 35%) oraz rzek pomorskich i Przymorza (ok. 42%). W przypadku zlewni Wisły trend spadkowy był nieistotny statystycznie ($p>0,05$) i wynosił ok. 19%. Łączny ładunek fosforu ogólnego wniesiony z odpływem bezpośrednio z Polski do Bałtyku charakteryzował się statystycznie istotnym trendem spadkowym na poziomie ok. 28%.

Eutrofizacja jest to odpowiedź ekosystemu na zwiększony, w wyniku działań człowieka lub procesów naturalnych, dopływ substancji biogennych decydujących o produkcji roślinnej ekosystemu. Zewnętrznymi źródłami biogenów są zanieczyszczenia z terenów rolniczych oraz ścieki, w tym głównie ścieki komunalne. Istotny, ale nieduży udział ma również depozycja, w tym zwłaszcza azotu wraz z opadem atmosferycznym.

Dlatego celem ograniczenia dostępności biogenów w ekosystemie należy zaostrzyć wymagania dotyczące redukcji biogenów (zwłaszcza fosforu) w komunalnej gospodarce ściekowej. W przypadku rolnictwa powinno się likwidować zidentyfikowane lokalne krytyczne punkty (hot spots), jak również maksymalnie wykorzystywać dostępne instrumenty finansowe m.in. w ramach funduszy europejskich

(wcześniej PROW, obecnie Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej) oraz rozwijać i wdrażać rozwiązania zaproponowane w aPOWM, w tym:

- wprowadzenie na obszarze Morza Bałtyckiego zakazu zrzutów nieoczyszczonych ścieków ze statków pasażerskich,
- zwiększenie powierzchni gruntów rolnych objętych planami nawożenia,
- optymalizacja procesów technologicznych w istniejących oczyszczalniach komunalnych,
- ograniczenie użytkowania rębnego lasów w okolicach wód,
- wykorzystanie wybranych urządzeń melioracji wodnych do redukcji ładunku biogenów z terenów rolniczych,
- wprowadzenie zmiany zasad gospodarowania gnojowicą,
- kontynuacja i wzmocnienie wątku ochrony wód w doradztwie rolniczym, w tym rozwijanie i promowanie Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej,
- opracowanie „Strategii redukcji biogenów",
- zróżnicowanie podwyższonych opłat za biogeny.

Wprowadzanie materii organicznej

Presja dotycząca wprowadzania materii organicznej do wód morskich związana jest głównie z dopływem materii organicznej rzekami, zrzutami ścieków (bezpośrednie zrzuty surowych lub oczyszczonych ścieków, w szczególności z nadmorskich oczyszczalni ścieków, statków pasażerskich), a także z akwakulturą (odchody z morskich hodowli ryb, pozostałości paszy oraz antybiotyki).

Presja związana z wprowadzaniem materii organicznej z lądu przedstawiona została w postaci ładunków w podziale na następujące źródła:

- dopływ rzeczny – ładunek BZT_5 odprowadzany do Morza Bałtyckiego,
- zrzuty bezpośrednie z oczyszczalni ścieków – ładunek BZT_5 z oczyszczalni ścieków, dla których odbiornikiem jest Morze Bałtyckie.

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł, oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu korzystano z następujących źródeł danych:

- Opracowania analizy presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia lądowego na wody morskie", KZGW, Warszawa, 2017 r.;
- danych GUS w zakresie ładunku BZT_5 odprowadzanego z oczyszczalni ścieków i zakładów przemysłowych, zmian wielkości pogłowia zwierząt gospodarskich;
- raportów PLC przekazywanych corocznie do HELCOM (w zakresie dopływu BZT_5 rzekami do Morza Bałtyckiego w latach 1995-2021);
- danych ze sprawozdań z realizacji KPOŚK za lata 2016-2021,
- Aktualizacji Programu ochrony wód morskich;
- wyników oceny stanu wód przejściowych i przybrzeżnych publikowanych przez GIOŚ;
- Nagata T., 2000. Production mechanisms of dissolved organic matter. [W:] Microbial ecology of the oceans. Kirch man D. L. (red.). John Wiley, New York, 121-152;
- Maciejewska A., Pempkowiak J. „DOC and POC in the water column of the southern Baltic. Part I. Evaluation of factors influencing sources, distribution and concentration dynamics of organic matter", OCEANOLOGIA, 56 (3), 2014. pp. 523-548.

Zdecydowanie dominującym źródłem presji w zakresie wprowadzania materii organicznej jest dopływ rzeczny. Na zawartość materii organicznej w rzekach wpływ mają źródła komunalne, przemysłowe oraz rolnictwo. W analizowanym okresie lat 2016-2021, dopływ BZT_5 rzekami kształtował się na poziomie 98-137 tys. t/rok. Poza ładunkami pochodzącymi z dopływów rzek, materia organiczna dostarczana jest do Morza Bałtyckiego w wyniku bezpośrednich zrzutów z nadmorskich oczyszczalni ścieków. Wielkość ładunku BZT_5 z

tego źródła w ostatnich latach utrzymuje się na zbliżonym poziomie, przyjmując wartości w zakresie od 191 do 231 t/rok. Są to ilości pomijalne w porównaniu do ładunków wnoszonych rzekami.

Monitoring i ocena jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych realizowana jest przez GIOŚ w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). W analizowanym wieloleciu 2016-2021, średnie stężenie BZT_5 wahało się w przedziale od 1,0 do 4,7 [mg O_2/l]. Najwyższe stężenia stwierdzono w Zalewie Wiślanym (podakwen nr 24) oraz w Zalewie Kamieńskim, Zalewie Szczecińskim i w rejonie Ujścia Dziwny (podakwen nr 26).

Na podstawie dostępnych danych, określono poziom presji wynikający z wprowadzania materii organicznej w odniesieniu do podakwenów Morza Bałtyckiego.

Poziom presji, podobnie jak w ramach poprzedniej analizy presji morskich, został oceniony w sześciostopniowej skali: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

W podakwenach nr 26 i 24 intensywność presji oceniono jako niską (2 – presja niska), w podakwenie nr 22 presję oceniono jako bardzo niską (1), a w pozostałych podakwenach nie stwierdzono występowania istotnej presji wynikającej z wprowadzania materii organicznej. Wyniki oceny presji w poszczególnych podakwenach przedstawia Tabela 3.1.

Mając na uwadze poziom presji w poszczególnych podakwenach Morza Bałtyckiego, nie stwierdza się wystąpienia znaczących negatywnych oddziaływań związanych z wprowadzaniem do wód morskich materii organicznej. Presja wynikająca z wprowadzania materii organicznej z lądu ma bardzo ograniczony zasięg, obejmujący głównie ujścia rzek i miejsca zrzutu ścieków z oczyszczalni. Niewielkie oddziaływania na elementy ekosystemu Bałtyku (siedliska bentosowe infralitoralu i circalitoralu), wynikające ze zużycia tlenu oraz zamulenia dna, mogą wystąpić w Zalewie Wiślanym oraz Zalewie Szczecińskim.

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Przyjęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 metodyka identyfikacji źródeł i oceny presji ze strony wprowadzania materii organicznej, była zbieżna z zastosowaną w ramach analizy presji[2] za lata 2011-2016. Podstawowa różnica pomiędzy ww. opracowaniami, polegała na zmianie w zakresie przebiegu granic podakwenów Morza Bałtyckiego, do których przeprowadzono ocenę. Poniżej przedstawiono wyniki poziomu presji za lata 2016-2021, zestawiając je z wynikami za lata 2011-2016. W celu możliwości porównania wyników, przypisano obecnym zasięgom podakwenów, numery podakwenów które obowiązywały w ramach poprzedniej analizy presji.

Tabela 3.1 Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem materii organicznej - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**		**22**	**24**		**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021								
Poziom presji	2		1	2		0	0	0
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27
Poziom presji w latach 2011-2026								
Poziom presji	1	2	1	1	2	0	0	0

Intensywność presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka

[2] „Opracowanie aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego", MGMiŻŚ, 2017 r.

Aktualny poziom presji w zakresie wprowadzania materii organicznej w latach 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie do presji identyfikowanych w wieloleciu 2011-2016. Wielkość ładunku BZT_5 wnoszonego rzekami do Morza Bałtyckiego od roku 1995 stopniowo zmniejszała się. Wyraźny trend spadkowy widoczny był do 2009 r., w 2010 r. zaobserwowano wzrost dostarczanego ładunku, a następnie od roku 2011 ilości wnoszonego BZT_5 ustabilizowały się. Jedynie w Zalewie Wiślanym odnotowano niewielki wzrost średniego stężenia w latach 2016-2021 (wartość 4,7) w stosunku do stężenia w roku 2015 (wartość 3,1). Należy jednak mieć na uwadze, że prawdopodobnie znacząca część materii organicznej nie dotarła do wód morskich rzekami, ale została wygenerowana na miejscu w wyniku produkcji pierwotnej.

Ograniczeniu i minimalizacji presji ze strony wprowadzania materii organicznej będą sprzyjały wszelkie działania zmierzające do redukcji zanieczyszczeń z rolnictwa oraz gospodarki komunalnej. Należy rozwijać i wdrażać działania zaproponowane w ramach aPOWM, w szczególności:

- wprowadzenie na obszarze Morza Bałtyckiego zakazu zrzutów nieoczyszczonych ścieków ze statków pasażerskich,
- zwiększenie powierzchni gruntów rolnych objętych planami nawożenia,
- optymalizacja procesów technologicznych w istniejących oczyszczalniach komunalnych,
- ograniczenie użytkowania rębnego lasów w okolicach wód,
- wykorzystanie wybranych urządzeń melioracji wodnych do redukcji ładunku biogenów z terenów rolniczych,
- wprowadzenie zmiany zasad gospodarowania gnojowicą,
- kontynuacja i wzmocnienie wątku ochrony wód w doradztwie rolniczym, w tym rozwijanie i promowanie Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej.

Wprowadzanie innych substancji niż biogenne

Jako substancje syntetyczne wprowadzane do wód Morza Bałtyckiego należy rozumieć, w szczególności określone w przepisach prawa UE dotyczących polityki wodnej i substancji priorytetowych istotnych dla środowiska morskiego, substancje czynne biologicznie, pestycydy, środki farmaceutyczne, pochodzące ze źródeł rozproszonych, z depozycji atmosferycznej mokrej i suchej lub dostarczane rzekami uchodzącymi do wód przejściowych i przybrzeżnych. Substancje i związki niesyntetyczne to m.in. metale ciężkie i węglowodory, pochodzące ze źródeł punktowych, z depozycji atmosferycznej mokrej i suchej lub wprowadzane rzekami. Głównym źródłem obecności antropogenicznej radionuklidów są awarie reaktorów jądrowych, przeróbka i składowanie paliwa jądrowego oraz zastosowanie metod jądrowych w przemyśle i medycynie, a także testy broni jądrowej. Ponadto przemysł wydobywczy pierwiastków promieniotwórczych i paliw kopalnych oraz przemysł energetyczny również przyczynia się do wzrostu promieniotwórczości.

Presja związana z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych z lądu przedstawiona została w podziale na następujące źródła:

- Emisje do wód z instalacji – metale ciężkie, fenole lotne, WWA, AOX odprowadzane do wód na podstawie danych Krajowego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń - baza PRTR (zidentyfikowano 172 zakłady na terenie całego kraju w latach 2016-2021);
- Emisje do środowiska wodnego z terenów rolniczych - zużycie środków ochrony roślin w latach 2005-2020 na podstawie danych GUS;
- Emisje do powietrza - emisja metali ciężkich oraz substancji organicznych w latach 1990-2021 na podstawie danych KOBiZE;
- Poważne zdarzenia – zdarzenia o znamionach poważnej awarii i poważne awarie w latach 2016-2021 w województwie pomorskim i zachodniopomorskim na podstawie danych udostępnionych na stronie GIOŚ.

Omówiony został transport substancji do morza na podstawie wyników monitoringu:

- Depozycja atmosferyczna – rozkład depozycji w POM w 2017 i 2020 r. na podstawie danych EMEP i opracowania MSC-E; roczne ładunki jednostkowe metali ciężkich [kg/ha*rok] wniesione przez opady atmosferyczne w latach 2002-2021 r. na tereny reprezentowane przez stacje monitoringowe na podstawie pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ;
- Stężenia radionuklidów w rzekach - zawartości radionuklidów w rzekach - stężenia ^{137}Cs- i ^{90}Sr - dane GIOŚ, na podstawie pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ;
- Ładunki wnoszone rzekami – ładunki metali ciężkich odprowadzanych do Morza Bałtyckiego na podstawie danych PMŚ z monitoringu ujściowych odcinków rzek (dane PGW WP przekazywane do HELCOM w ramach rocznych raportów za lata z okresu 2016-2020; dla 2021 r. dane z opracowywanego obecnie PLC-8).

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł skorzystano z następujących danych i opracowań literaturowych:

- Środki produkcji w rolnictwie. GUS (publikacje z lat 2005-2020);
- Krajowy bilans emisji SO2, NOX, CO, NH3, NMLZO, pyłów, metali ciężkich i TZO za lata 1990-2020. Raport syntetyczny. KOBiZE, IOŚ-PIB;
- MSC-E Data Report 2019; 2022. Assessment of transboundary pollution by toxic substances: Heavy metals and POPs SUPPLEMENTARY MATERIALS FOR HEAVY METALS I. Ilyin, A. Gusev, O. Rozovskaya, V. Shatalov, O. Travnikov, I. Strijkina;
- Monitoring chemizmu opadów atmosferycznych i ocena depozycji zanieczyszczeń do podłoża w latach 2021-2022. Raport roczny z badań monitoringowych w 2021 r.;
- Ochrona środowiska. GUS (publikacje z lat 2016-2021).

Poziom presji został przedstawiony został przedstawiony w podziale na 5 kategorii:

- Osady denne – stężenie cynku, miedzi, kadmu, ołowiu i rtęci oraz PCB i HCH, HCB, DDT w osadach dennych na podstawie pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ;
- Organizmy żywe - stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2011-2021; stężenie metali ciężkich w latach 2016-2021 w tkankach ryb; niebezpieczne substancje organiczne w tkankach ryb w latach 2012-2021 na podstawie pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ;
- Zanieczyszczenie wody morskiej farmaceutykami - stężenie diklofenaku i EE2 na podstawie danych HELCOM i pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ;
- Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs i ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2016-2021 na podstawie pomiarów prowadzonych w ramach PMŚ.

W analizach dotyczących identyfikacji poziomu presji i oddziaływań skorzystano z następujących danych i opracowań literaturowych:

- HELCOM pre-core indicator report – Diclofenac. July 2018;
- HELCOM core indicator report – Metals (lead, cadmium and mercury). July 2018;
- Ocena stanu środowiska wód morskich na podstawie danych monitoringowych z roku 2021 na tle dziesięciolecia 2011-2020 (oraz opracowania za lata poprzednie);
- Opracowanie aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich wraz z zestawem właściwości dla dobrego stanu środowiska, GIOŚ, 2018;
- Radioactivity in the Baltic Sea, 1999-2006 HELCOM thematic assessment, 2009;
- Saniewski M., Zalewska T., 2018. Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea);
- Sonne, Christian, et al. "Health effects from contaminant exposure in Baltic Sea birds and marine mammals: A review." Environment international 139 (2020): 105725;

- UNESCO and HELCOM. 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. UNESCO Emerging Pollutants in Water Series – No. 1, UNESCO Publishing, Paris.

Mimo występujących przekroczeń wskaźników GES, ogólne trendy, jeśli chodzi o zawartość substancji niebezpiecznych w organizmach morskich, osadach i wodach Bałtyku są korzystne. Szczególnie wyraźne tendencje spadkowe dotyczą radionuklidów i trwałych związków organicznych. Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2021 r. przedstawia Tabela 3.2. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, gdzie kolor zielony oznacza dobry stan środowiska – GES, a kolor czerwony to nieodpowiedni stan środowiska – subGES.

Tabela 3.2 Podsumowanie ocen cech D8 i D9 RDSM w podakwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r.

Nazwa podakwenu	**substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami**				**substancje zanieczyszczające w rybach**	
	Radionuklidy	**Metale ciężkie**	**TZO**	**Test mikrojądrowy**	**Metale ciężkie**	**TZO**
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.
wschodni Basen Gotlandzki	subGES	subGES	subGES	subGES	GES	subGES
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	GES	GES	GES	subGES	n.d.	n.d.
Basen Gdański	subGES	subGES	subGES	subGES	GES	subGES
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	GES	subGES	subGES	n.d.	GES	subGES
Basen Bornholmski	GES	subGES	subGES	subGES	GES	subGES

źródło: Ocena stanu środowiska wód morskich na podstawie danych monitoringowych z roku 2021 na tle dziesięciolecia 2011-2020

Na podstawie dostępnych danych, określono poziom presji wynikający z wprowadzania substancji innych niż biogenne w odniesieniu do podakwenów Morza Bałtyckiego.

Poziom presji, podobnie jak w ramach poprzedniej analizy presji morskich, został oceniony w sześciostopniowej skali: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

Skala presji związanych z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych waha się w polskiej części Morza Bałtyckiego od niskiej (podakweny: 22, 24, SEA-008), do umiarkowanej (podakweny: 26, SEA-007, SEA-009). Wyniki oceny presji w poszczególnych podakwenach przedstawia Tabela 3.3.

Ekosystem Morza Bałtyckiego jest bardziej podatny na działanie substancji niebezpiecznych w porównaniu z innymi obszarami morskimi, ze względu na powolne tempo wymiany wody, co oznacza długi czas oczyszczania z substancji trwałych. Ponadto region ten charakteryzuje się niskim zasoleniem i jednocześnie narażony jest na wiele czynników antropogenicznych, takich jak działalność przemysłowa, działalność transportowa (statki towarowe, wojskowe i rybackie).

Metale ciężkie i inne substancje niebezpieczne mogą akumulować się w łańcuchu troficznym do poziomu, który jest toksyczny dla organizmów wodnych, zwłaszcza drapieżników, przez co mogą stwarzać ryzyko dla ludzi. Metale takie jak kadm jak i rtęć ulegają biomagnifikacji, tj. poziom ich stężenia w tkankach/organizmach wzrasta w górę łańcucha pokarmowego. Ulegające bioakumulacji substancje niebezpieczne, mogą wpływać na w zmiany na poziomie populacji, następnie gatunków, a ostatecznie

wpływają na różnorodność biologiczną i funkcjonowanie ekosystemów[3]. Wskutek wprowadzania TZO do środowiska, populacje niektórych gatunków dzikich zwierząt takich jak foka szara, foka obrączkowana czy bielik, znacząco zmniejszyły się. Narażenie na TZO jest główną przyczyną pogarszania stanu zdrowia bałtyckich dzikich zwierząt. Warto zauważyć, że wiele substancji, których stosowanie zostało zakazane wiele lat temu, nadal wydaje się negatywnie wpływać na bałtycką faunę i florę[4].

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Metodyka przyjęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 oraz identyfikacji źródeł i presji związanej z wprowadzaniem substancji innych niż biogenne była zbieżna z zastosowaną w ramach analizy presji[5] za lata 2011-2016. Różnica pomiędzy ww. opracowaniami, wynika ze zmiany w zakresie przebiegu granic podakwenów Morza Bałtyckiego, do których przeprowadzono ocenę. Poniżej przedstawiono wyniki analizy poziomu presji za lata 2016-2021, zestawiając je z wynikami za lata 2011-2016. W celu możliwości porównania wyników, przypisano obecnym zasięgom podakwenów numery podakwenów, które obowiązywały w ramach poprzedniej analizy presji.

Tabela 3.3. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**		**22**	**24**		**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021								
Poziom presji	3		2	2		3	2	3
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27
Poziom presji w latach 2011-2016								
Poziom presji	2	4	2	2	2	3	2	3

Intensywność presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka

Tabela 3.4. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem radionuklidów - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**		**22**	**24**		**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021								
Poziom presji	1		1	1		1	1	1
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27
Poziom presji w latach 2011-2016								
Poziom presji	1	1	1	1	1	1	1	1

Intensywność presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka

[3] HELCOM core indicator report – Metals (lead, cadmium and mercury). July 2018

[4] Sonne, Christian, et al. "Health effects from contaminant exposure in Baltic Sea birds and marine mammals: A review." *Environment international* 139 (2020): 105725.

[5] „Opracowanie aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego", MGMiŻŚ, 2017 r.

Poziom presji w zakresie wprowadzania substancji niebezpiecznych i radionuklidów w latach 2016-2021 kształtował się na podobnym poziomie w stosunku do lat 2011-2016. W latach 2000-2021 odpływ ładunków metali ciężkich polskimi rzekami charakteryzował się malejącą tendencją, natomiast odnotowany znaczny wzrost w 2010 r. spowodowany był wystąpieniem powodzi na terenie kraju. Największe ładunki metali ciężkich wnoszonych rzekami dotyczyły trzech pierwiastków: niklu, miedzi oraz cynku. Ich źródłem są przede wszystkim ścieki przemysłowe (zakłady metalurgiczne, farbiarskie, tekstylne, produkcja środków ochrony roślin)[6]. Dane z PMŚ[7] wskazują na systematyczny i wyraźny spadek depozycji atmosferycznej metali ciężkich w stosunku do lat 2009-2010, kiedy to depozycja osiągnęła najwyższe wartości, zarówno w skali kraju, jak i w pasie nadmorskim. Według map opublikowanych przez EMEP[8], rozkład depozycji atmosferycznej w POM, kadmu, ołowiu i rtęci w 2020 r. był mniejszy w stosunku do 2017 r.

W celu ograniczenia presji dotyczącej wprowadzania substancji niebezpiecznych do Morza Bałtyckiego, należy wdrożyć wskazane w opracowaniu aPOWM zalecenia:

- zbadanie skali i likwidacji zagrożeń wynikających z zalegania broni chemicznej, konwencjonalnej i wraków na dnie morza;
- modernizacja bazy paliw i smarów w Gdyni;
- opracowanie wytycznych realizacji przedsięwzięć związanych z poszukiwaniem i eksploatacją kopalin, w tym węglowodorów;
- opracowanie i wdrożenie planu zwalczania zanieczyszczeń ropopochodnych na brzegu morskim;
- zakup nowoczesnego sprzętu, w tym jednostek pływających, dla Morskiej Służby Poszukiwawczo-Ratowniczej;
- przegląd dużych instalacji przemysłowych pod kątem redukcji emisji metali ciężkich.

Dopływ wody

Presja wynikająca z dopływu wody związana jest ze źródłami punktowymi, w tym głównie zrzutami wód i ścieków zasolonych. W grupie parametrów fizykochemicznych charakteryzujących zasolenie są stężenia chlorków i siarczanów. Najważniejszym antropogenicznym źródłem ładunków soli w polskiej zlewni Bałtyku są kopalnie. Do innych źródeł omawianej presji należą: stosowanie soli drogowej w miastach nadmorskich, w okresach zimowych i zagrożenia związane z wydobyciem gazu łupkowego.

Źródłem danych do identyfikacji były dane z Krajowego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń (PRTR), na podstawie których zidentyfikowano zakłady, które w latach 2016-2021 zanieczyszczały wody chlorkami. Wg danych w bazie PRTR[9], na terenie całego kraju w analizowanym okresie funkcjonowało 76 takich zakładów. Dominującymi województwami pod względem wielkości emisji w latach 2016-2021 były województwa: śląskie, kujawsko-pomorskie i małopolskie. Najwięcej zakładów w latach 2016-2021 działało w województwie śląskim (30).

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł, oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu, korzystano m.in. z następujących źródeł danych:

- Emisje do wód z instalacji – chlorki odprowadzane do wód na podstawie danych Krajowego Rejestru Uwalniania i Transferu Zanieczyszczeń - baza PRTR;
- Meier, HE Markus, et al. "Climate change in the Baltic Sea region: a summary." Earth System Dynamics 13.1 (2022): 457-593;

[6] Ochrona środowiska 2022, GUS
[7] https://powietrze.gios.gov.pl/pjp/maps/chemistry/station
[8] MSC-E Data Report 2019; 2022. Assessment of transboundary pollution by toxic substances: Heavy metals and POPs SUPPLEMENTARY MATERIALS FOR HEAVY METALS I. Ilyin, A. Gusev, O. Rozovskaya, V. Shatalov, O. Travnikov, I. Strijkina
[9] https://www.gios.gov.pl/prtr/portal/industry dostęp

- MEIER M and KAUKER F, 2003, Modeling decadal variability of the Baltic Sea: 2. Role of freshwater inflow and large-scale atmospheric circulation for salinity. Journal of Geophysics Research 108 (C11), 19 pp;
- Ochrona środowiska. GUS (publikacje z lat 2016-2021);
- Opracowanie analizy presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia lądowego na wody morskie Warszawa, czerwiec 2017 r.;
- Ocena stanu środowiska wód morskich na podstawie danych monitoringowych z roku 2021 na tle dziesięciolecia 2011-2020 (oraz opracowania za lata poprzednie).

Według danych GUS za lata 2016-2021, ładunek sumy jonów Cl^- + SO_4^{2-} w wodach zasolonych z odwadniania zakładów górniczych oraz obiektów budowlanych, odprowadzanych do wód powierzchniowych, wynosił ok. 3 000 – 4 000 tys. ton rocznie. W 2020 i 2021 r. nastąpił wzrost ładunków w porównaniu do wcześniejszych lat o ok. 700 tys. ton. W stosunku do lat 2011-2016 wzrost ładunku wynosi ok 1 000 tyś. ton. Jednak stężenie chlorków jest najwyższe w punktach monitoringowych zlokalizowanych na południu kraju i maleje wraz z biegiem rzek. Wynika to z koncentracji zakładów górniczych w tych obszarach (przede wszystkim w województwie śląskim i małopolskim). Należy zaznaczyć, że warstwy powierzchniowe Bałtyku u polskich brzegów są wielokrotnie silniej zasolone niż wody rzeczne. Przy takich proporcjach ładunek soli z punktowych źródeł antropogenicznych ma ograniczony wpływ na zasolenie wód morskich.

Średnie zasolenie poszczególnych podakwenów POM w latach 2016-2021 kształtowało się na podobnym poziomie. Najwyższe wartości średniego zasolenia występują w Basenie Bornholmskim (7,35-7,67), Wschodnim Basenie Gotlandzkim (7,32-7,59) i w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (7,10-8,00). Najmniejsze średnie zasolenie występuje w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i jest to spowodowane bardzo niskim zasoleniem Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Kamińskiego (ok. 2), które są częścią tego podakwenu.

Morze Bałtyckie jest jednym z najmniej zasolonych mórz na świecie, jego średnie zasolenie wynosi 7,5. Przestrzenna zmienność zasolenia powierzchniowych wód Bałtyku zależy od wielu czynników hydrologiczno-meteorologicznych oraz warunków lokalnych. Przeprowadzone analizy w zakresie zasolenia w podakwenach POM oraz ładunków chlorków odprowadzanych do wód wraz ze zrzutami zasolonych wód, a co istotne lokalizacji zakładów zrzucających największe ilości wód zasolonych, oddziaływanie dopływu wód związane ze źródłami punktowymi, w tym głównie zrzutami wód zasolony i ścieków, uznaje się za pomijalne.

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Przyjęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 metodyka identyfikacji źródeł i oceny presji ze strony dopływu wody była zbieżna z zastosowaną w ramach analizy presji za lata 2011-2016. W ramach analizy presji za lata 2011-2016, nie stwierdzono występowania istotnych presji i oddziaływań na elementy ekosystemu Bałtyku, co jest zbieżne z przeprowadzoną analizą za lata 2016-2021.

Ograniczeniu i minimalizacji presji ze strony dopływu wody, będą sprzyjały wszelkie działania zmierzające do ograniczania dopływu chlorków i siarczanów do Morza Bałtyckiego, poprzez zarządzanie zrzutami ścieków przemysłowych i bytowych, szczególnie tych pochodzących z działalności górniczej.

Wprowadzanie drobnoustrojów patogennych

Drobnoustroje patogenne są rozumiane jako wszelkie mikroorganizmy chorobotwórcze, mogące wnikać do organizmu powodując choroby. Głównym źródłem drobnoustrojów patogennych w wodach morskich są ludzkie i zwierzęce odchody, które mogą być dostarczane do środowiska wraz z surowymi ściekami (nielegalne zrzuty, nieszczelne zbiorniki bezodpływowe oraz sieci kanalizacyjne), ściekami niedostatecznie oczyszczonymi, a także w wyniku spływu z obszarów rolniczych (miejsc chowu i hodowli

zwierząt, obszarów stosowania nawozów naturalnych). Zagrożenie patogenami mogą stwarzać również m.in. wody balastowe oraz ścieki zrzucane przez statki pasażerskie.

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł, oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu korzystano m.in. z następujących źródeł danych:

- Opracowania analizy presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia lądowego na wody morskie", KZGW, Warszawa, 2017 r.;
- wyników monitoringu wód w kąpieliskach i miejscach okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli udostępnianych przez GIS oraz pozyskanych z PSSE;
- danych Europejskiej Agencji Środowiska w zakresie intensywności presji: ETC/ICM Report 4/2019: Multiple pressures and their combined effects in Europe's seas, EEA, 2020 r.;
- wyników monitoring chorób ryb prowadzonego przez MIR-PIB: Podolska M., Trella K., „Choroby ryb Bałtyckich", MIR, 2019 r.;
- publikacji naukowych i prac badawczych w zakresie identyfikacji chorób u organizmów morskich, m.in.:
  - Mathavarajah S, Stoddart AK, Gagnon GA, Dellaire G. Pandemic danger to the deep: The risk of marine mammals contracting SARS-CoV-2 from wastewater. Sci Total Environ. 2021 Mar 15;760:143346;
  - Sonne C. et al. „A review of pathogens in selected Baltic Sea indicator species", Environment International 137 (2020) 105565;
  - Seibert U. et al. „Health assessment of harbour porpoises (PHOCOENA PHOCOENA) from Baltic area of Denmark, Germany, Poland and Latvia", Environment International, 143, October 2020, 105904;
  - „Związek między zmianą klimatu, a chorobami zakaźnymi", Krajowy ośrodek zmian klimatu, IOŚ, 2022 r.;
  - Christian Sonnea et al. "A review of pathogens in selected Baltic Sea indicator species", Environment International 137 (2020) 105565;
  - Craig Baker-Austin, „Emerging Vibrio risk in the Baltic Sea in response to ocean Warming", Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science (Cefas).

Badania stanu sanitarnego rzek i wód morskich są wykonywane w ramach monitoringu wody w kąpieliskach i miejscach okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli (mowdk). Największą liczbę zamkniętych kąpielisk i miejsc okazjonalnie wykorzystywanych do kąpieli (11) odnotowano w podakwenie nr 24 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego). Największą liczbę zamkniętych kąpielisk i mowdk (ze względu na przekroczenia mikrobiologiczne) odnotowano w podakwenach nr 26 (polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego) oraz nr 24 (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego).

Na podstawie dostępnych danych z monitoringu wody oraz danych literaturowych, określono poziom presji wynikający z wprowadzania drobnoustrojów patogennych w odniesieniu do podakwenów Morza Bałtyckiego.

Poziom presji został oceniony w sześciostopniowej skali: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

W podakwenach nr 26 i 24 intensywność presji oceniono jako niską (2 – presja niska), w podakwenie nr 22 presję oceniono jako bardzo niską (1), a w pozostałych podakwenach nie stwierdzono występowania istotnej presji ze strony drobnoustrojów patogennych.

W wyniku przeprowadzonego przeglądu literatury, zidentyfikowano możliwe oddziaływania na elementy ekosystemu Bałtyku. W szczególności wskazuje się na możliwy negatywny wpływ w odniesieniu do traw morskich, ryb, ptaków oraz morskich ssaków (fok i morświnów). Przewiduje się, że oddziaływanie na elementy ekosystemu morskiego ze strony patogenów pochodzenia lądowego, może być najwyższe w

podakwenach przybrzeżnych, szczególnie narażonych na zanieczyszczenie wynikające z odprowadzania nieoczyszczonych ścieków, w tym na awarie oczyszczalni. Podkreślić należy, że w odniesieniu do chorób u organizmów morskich będących następstwem zakażeń bakteryjnych bądź wirusowych, trudno określić zarówno ich skalę – ze względu na brak prowadzonego regularnego monitoringu, jak i źródło ich pochodzenia (lądowe/ morskie).

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Przyjęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 metodyka identyfikacji źródeł i oceny presji ze strony wprowadzania patogenów chorobotwórczych, była poszerzona od zaproponowanej w ramach analizy presji za lata 2011-2016, o przegląd dostępnych wyników badań i publikacji naukowych.

W ramach analizy presji za lata 2011-2016, nie stwierdzono występowania istotnych presji i oddziaływań na elementy ekosystemu Bałtyku. Jednak dostępne aktualnie wyniki badań i publikacje naukowe pozwalają wnioskować, iż presja ta występuje szczególnie w podakwenach przybrzeżnych.

Ograniczeniu i minimalizacji presji ze strony wprowadzania drobnoustrojów patogennych w Morzu Bałtyckim, będą sprzyjały wszelkie działania zmierzające do ograniczania dopływu surowych ścieków oraz spływu zanieczyszczeń z obszarów rolniczych (miejsc chowu i hodowli zwierząt, obszarów stosowania nawozów naturalnych). Istotne jest również skuteczne wdrażanie i stosowanie konwencji o wodach balastowych, co ograniczy wprowadzanie patogenów z tego źródła. Należy rozwijać i wdrażać działania zaproponowane w ramach aPOWM, w szczególności:

- wprowadzenie na obszarze Morza Bałtyckiego zakazu zrzutów nieoczyszczonych ścieków ze statków pasażerskich,
- zwiększenie powierzchni gruntów rolnych objętych planami nawożenia,
- optymalizacja procesów technologicznych w istniejących oczyszczalniach komunalnych,
- ograniczenie użytkowania rębnego lasów w okolicach wód,
- wykorzystanie wybranych urządzeń melioracji wodnych do redukcji ładunku biogenów z terenów rolniczych,
- wprowadzenie zmiany zasad gospodarowania gnojowicą,
- kontynuacja i wzmocnienie wątku ochrony wód w doradztwie rolniczym, w tym rozwijanie i promowanie Kodeksu Dobrej Praktyki Rolniczej.

Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

Podsumowanie presji związanej z „Wprowadzaniem lub rozprzestrzenianiem się gatunków obcych" znajduje się w rozdziale 3.2.

W wyniku weryfikacji zaprezentowanej w analizie presji morskich na wody morskie oceny, dokonano uaktualnienia zestawienia wyników presji i oddziaływań związanych z wprowadzeniem i rozprzestrzenianiem się gatunków obcych (Tabela 3.5), uwzględniając 2 nowe elementy ekosystemu, które nie były wcześniej uwzględniane, czyli: liczebność foki pospolitej oraz liczebność foki obrączkowanej oraz usuwając nie występującą w polskich wodach warstwę Rozmieszczenie *Fucus sp.*

Tabela 3.5. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z wprowadzaniem i rozprzestrzenianiem się obcych gatunków (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**2**	**2**	**3**	**3**	**4**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	1	3,0	2,0	2,0	3,0	3,0	4,0
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,7	2,1	1,4	1,4	-	-	2,8
3.	Twarde osady infralitoralu	1,1	3,3	2,2	-	3,3	3,3	4,4
4.	Mieszane osady infralitoralu	1	3,0	2,0	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,9	-	-	-	-	-	3,6
6.	Naga skała infralitoralu	1,1	3,3	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	2,7	2,7	3,6
8.	Twarde osady circalitoralu	1,2	3,6	2,4	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	1	3,0	2,0	-	-	-	4,0
10.	Muł circalitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	-	-	3,6
11.	Naga skała circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	3,0	3,0	4,0
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,2	3,6	2,4	2,4	3,6	3,6	4,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,1	-	-	-	-	-	4,4
19.	Rozmieszczenie ramienic	1,4	-	-	-	-	-	5,6
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,4	4,2	2,8	2,8	4,2	4,2	5,6
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,9	2,7	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	1,3	-	-	-	3,9	3,9	5,2
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,4	-	-	-	4,2	-	5,6
24.	Duże płytkie zatoki	1,3	-	-	-	-	-	5,2
25.	Rafy	1,2	3,6	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
27.	Obfitość śledzia	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
28.	Obfitość szprota	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,3	3,9	-	-	3,9	3,9	5,2
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1	-	-	-	3,0	-	4,0
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,9	-	-	-	2,7	-	3,6

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,4	1,2	0,8	0,8	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,2	3,6	2,4	2,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,2	3,6	2,4	2,4	3,6	3,6	4,8
35.	Potencjalne tarliska śledzia	1,2	-	-	-	3,6	3,6	4,8
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,5	1,5	1,0	1,0	-	-	2,0
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	2,4	2,4	3,2
39.	Liczebność foki szarej	0,8	2,4	1,6	1,6	2,4	2,4	3,2
40.	Liczebność foki pospolitej	0,8	2,4	1,6	1,6	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	2,4	1,6	1,6	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,4	1,2	0,8	0,8	1,2	1,2	1,6
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty
źródło: opracowanie własne

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej

Dokonany w ramach prac przegląd wyników aktualizacji zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej (MIR-PIB, Gdynia 2022 r.) wskazał na potrzebę uszczegółowienia i uzupełnienia informacji nt. poziomu występujących presji i powodowanych przez te presje oddziaływań na poszczególne elementy ekosystemów w okresie 2011-2016. Prace zostały zrealizowane w kwietniu 2023 r. przez ich autorów i przekazane celem wykorzystania w niniejszym opracowaniu. Analizie podlegały następujące presje wynikających z działalności rybackiej:

- Połów ryb – połów śledzia;
- Połów ryb – połów dorsza;

- Połów ryb – połów szprota;
- Połów/przyłów ptaków morskich;
- Połów/przyłów ssaków morskich.

W ramach aktualizacji nie rozpatrywano presji: wprowadzanie gatunków genetycznie zmodyfikowanych i przemieszczanie gatunków rodzimych oraz utrata lub zmiana naturalnych biocenoz, spowodowanych hodowlą gatunków zwierząt lub uprawą gatunków roślin. Wg autorów analiz, presje te nie są powiązane w zasięgu POM z działalnością rybacką, tzn. działalność ta nie generuje przedmiotowych presji- brak prowadzenia farm hodowlanych w POM, nieprzemieszczanie gatunków i niewprowadzanie gatunków obcych.

Presje związane z połowami podstawowych gatunków ryb bałtyckich (śledzia centralnego Bałtyku, dorsza wschodnio-bałtyckiego i szprota całego Bałtyku) oceniano na podstawie wielkości współczynników śmiertelności połowowej (F) w okresie 2016-2021. Współczynnik F jest miarą wielkości połowów w stosunku do wielkości stada.

Dla określenia poziomów presji określono referencyjne wartości śmiertelności połowowej przedstawione w poniższym zestawieniu.

Tabela 3.6. Referencyjne wartości śmiertelności połowowej użyte do wyznaczenia poziomów presji

Podstawa dla śledzia i dorsza[10]	**śledź**	**szprot**		**Podstawa dla dorsza[11]**	**dorsz**
F=0	0	0		F=0	0
Fmsy-dolne	0,15	0,22		p10	0,30
Fmsy	0,21	0,31		p25	0,39
Fmsy-górne	0,26	0,41		p50	0,56
Flim	0,59	0,63		p90	0,92

źródło: Uzupełnienie do analizy dominujących presji, J. Horbowy i A. Woźniczka, MIR-PIB Gdynia 2023 r.

Połów ryb – połów śledzia

Podejście do klasyfikacji presji dla połowów śledzia i szprota było identyczne. Poziom presji został ustalony poprzez porównanie wielkości śmiertelności połowowej (F) w stosunku do ustalonych w tym zakresie wartości referencyjnych (Tabela 3.7).

Tabela 3.7. Klasyfikacja presji dla śledzia i szprota w zależności od wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do wielkości F związanych z zasadą MSY (zasada maksymalnych podtrzymywalnych połowów) oraz F_{lim} (zasada przezorności).

F	**Poziom presji**	
F=0	0	brak
0 < F < Fmsy-dolne	1	bardzo niska
Fmsy-dolne < F < Fmsy	2	niska
Fmsy < F < Fmsy-górne	3	umiarkowana
Fmsy-górne<F<Flim	4	wysoka
F > Flim	5	b. wysoka

Połów śledzia – poziom presji

Dla presji związanej z połowami śledzia poziom presji we wszystkich analizowanych podakwenach w zasięgu POM określono jako wysoki (4). Oceny dokonano dla każdego roku z okresu 2016-2021, na podstawie wielkości śmiertelności połowowej w poszczególnych latach. W każdym roku poziom presji był

[10] W przypadku śledzia i szprota przyjęto parametry zasady MSY oraz Flim.

[11] Dla dorsza przyjęto percentyle (p) rozkładu F w latach 1966-2021 (np. pP10 oznacza 10-ty percentyl rozkładu F itd.).

identyczny – wysoki. Poziom presji dla śledzia wynika z problemów z prognozowaniem odpowiedniej wielkości połowów w stosunku do zasady maksymalnych podtrzymywalnych połowów.

Połów śledzia – zidentyfikowane oddziaływania

Ze względu na uzupełnienie i zaktualizowanie zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, dokonano również identyfikacji oddziaływań na poszczególne podakweny POM, poprzez oszacowanie oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego z uwzględnieniem ich wrażliwości, zgodnie z założeniami metodycznymi opracowanymi w ramach HOLAS 3. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań wynikających z obecności presji – połów śledzia przedstawia Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem śledzia (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**4**	**4**	**4**	**4**	**4**	**4**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	1,6	1,6	1,6	-	-	1,6
3	Twarde osady infralitoralu	0,6	2,4	2,4	-	2,4	2,4	2,4
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	1,6	1,6	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	0,6	2,4	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	0,8	3,2	3,2	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,6	2,4	2,4	-	-	-	2,4
10	Muł circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	2,4
11	Naga skała circalitoralu	0,8	3,2	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,8	3,2	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,5	-	-	-	-	-	2,0
19	Rozmieszczenie ramienic	0,5	-	-	-	-	-	2,0
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,7	2,8	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,8	-	-	-	3,2	3,2	3,2
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,8	-	-	-	3,2	-	3,2
24	Duże płytkie zatoki	0,8	-	-	-	-	-	3,2
25	Rafy	0,7	2,8	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4
27	Obfitość śledzia	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
28	Obfitość szprota	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,1	4,4	-	-	4,4	4,4	4,4
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,9	-	-	-	3,6	-	3,6
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,9	-	-	-	3,6	-	3,6
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,1	4,4	4,4	4,4	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1	4,0	4,0	4,0	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,4	-	-	-	5,6	5,6	5,6
36	Potencjalne tarliska szprota	1,3	5,2	5,2	5,2	-	-	5,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	4,0	4,0	4,0
39	Liczebność foki szarej	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	4,8	4,8	4,8	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	6,0	6,0	6,0	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty
6,1-8,0 kolor pomarańczowy
źródło: Uzupełnienie do analizy dominujących presji, J. Horbowy i A. Woźniczka, MIR-PIB Gdynia 2023 r.

Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej w odniesieniu do wielolecia 2011-2016, objętego aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w poprzednim cyklu.

Połów ryb – połów dorsza

W przypadku stada dorsza do wyznaczenia poziomów presji posłużono się rozkładem historycznie obserwowanej śmiertelności połowowej, ze względu na zaprzestanie poławiania tego gatunku od 2020 r. Poziom presji został ustalony poprzez porównanie wielkości śmiertelności połowowej (F) w stosunku do ustalonych w tym zakresie wartości referencyjnych (Tabela 3.9).

Tabela 3.9. Klasyfikacja presji dla dorsza w zależności od wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do percentyli (p) jej historycznego rozkładu.

F	Poziom presji	
F=0	0	brak
0<F<p10	1	b. niska
p10<F<p25	2	niska
p25<F<p50	3	umiarkowana
p50<F<p90	4	wysoka
F>p90	5	b. wysoka

Połów dorsza – poziom presji

Dla presji związanej z połowami dorsza poziom presji we wszystkich analizowanych podakwenach w zasięgu POM określono jako bardzo niski (1). Oceny dokonano dla każdego roku z okresu 2016-2021, na podstawie wielkości śmiertelności połowowej w poszczególnych latach. W każdym roku poziom presji był identyczny – bardzo niski. Wynika to z obniżania od 2016 r. śmiertelności połowowej tego gatunku.

Połów dorsza – zidentyfikowane oddziaływania

W ramach uzupełnienia i zaktualizowania zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, dokonano identyfikacji oddziaływań na poszczególne podakweny POM, poprzez oszacowanie oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego z uwzględnieniem ich wrażliwości, zgodnie z założeniami metodycznymi opracowanymi w ramach HOLAS 3. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań wynikających z obecności presji – połów dorsza, przedstawia Tabela 3.10.

Tabela 3.10. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem dorsza (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		1	1	1	1	1	1
1	Produktywne wody powierzchniowe	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-	0,4
3	Twarde osady infralitoralu	0,6	0,6	0,6	-	0,6	0,6	0,6
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	0,4	0,4	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	0,3
6	Naga skała infralitoralu	0,6	0,6	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
8	Twarde osady circalitoralu	0,8	0,8	0,8	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,6	0,6	0,6	-	-	-	0,6
10	Muł circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	0,6
11	Naga skała circalitoralu	0,8	0,8	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,8	0,8	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,9	-	-	-	-	-	0,9
19	Rozmieszczenie ramienic	0,8	-	-	-	-	-	0,8
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,8	0,8	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,9	-	-	-	0,9	0,9	0,9
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,7	-	-	-	0,7	-	0,7
24	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	0,9
25	Rafy	0,8	0,8	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
27	Obfitość śledzia	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
28	Obfitość szprota	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,2	1,2	-	-	1,2	1,2	1,2
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,1	-	-	-	0,1	-	0,1
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,2	-	-	-	0,2	-	0,2
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,7	1,7	1,7	1,7	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,4	-	-	-	0,4	0,4	0,4
36	Potencjalne tarliska szprota	0,7	0,7	0,7	0,7	-	-	0,7
37	Obszary zimowania ptaków morskich	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	0,8	0,8	0,8
39	Liczebność foki szarej	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	1,2	1,2	1,2	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	0,8	0,8	0,8	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,3	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca: 0,1-2,0 kolor zielony;

źródło: Uzupełnienie do analizy dominujących presji, J. Horbowy i A. Woźniczka, MIR-PIB Gdynia 2023 r.

Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej presji i oddziaływań na podstawie konkretnych wartości w odniesieniu do wielolecia 2011-2016. Niemniej jednak ze względu na ograniczenie presji połowowej dorsza od 2016 r. oraz wprowadzonego zakazu połowu tego gatunku od 2020 r., można stwierdzić, że w okresie oceny 2016-2021 nastąpiło znaczące zmniejszenie oddziaływań presji związanej z połowem dorsza.

Połów ryb – połów szprota

Podejście do klasyfikacji presji dla połowów szprota było identyczne jak dla połowów śledzia. Poziom presji został ustalony poprzez porównanie wielkości śmiertelności połowowej (F) w stosunku do ustalonych w tym zakresie wartości referencyjnych (Tabela 3.7).

Połów szprota – poziom presji

Dla presji związanej z połowami szprota poziom presji we wszystkich analizowanych podakwenach w zasięgu POM określono jako umiarkowany (3). Oceny dokonano dla każdego roku z okresu 2016-2021, na podstawie wielkości śmiertelności połowowej w poszczególnych latach. W każdym roku poziom presji był identyczny- umiarkowany.

Połów szprota – zidentyfikowane oddziaływania

W ramach uzupełnienia i zaktualizowania zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, dokonano identyfikacji oddziaływań na poszczególne podakweny POM, poprzez oszacowanie oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego z uwzględnieniem ich wrażliwości, zgodnie z założeniami metodycznymi opracowanymi w ramach HOLAS 3. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań wynikających z obecności presji – połów szprota, przedstawia Tabela 3.11.

Tabela 3.11. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem szprota (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	1,2
3	Twarde osady infralitoralu	0,3	0,9	0,9	-	0,9	0,9	0,9
4	Mieszane osady infralitoralu	0,2	0,6	0,6	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,2	-	-	-	-	-	0,6
6	Naga skała infralitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
8	Twarde osady circalitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	0,9	-	-	-	0,9
10	Muł circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	0,9
11	Naga skała circalitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,3	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,4	-	-	-	-	-	1,2
19	Rozmieszczenie ramienic	0,3	-	-	-	-	-	0,9
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,4	1,2	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,4	-	-	-	1,2	1,2	1,2
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
24	Duże płytkie zatoki	0,4	-	-	-	-	-	1,2
25	Rafy	0,4	1,2	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
27	Obfitość śledzia	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
28	Obfitość szprota	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,8	2,4	-	-	2,4	2,4	2,4
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,7	-	-	-	2,1	-	2,1
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,8	-	-	-	2,4	-	2,4
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,8	2,4	2,4	2,4	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,8	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	3,3	3,3	3,3
36	Potencjalne tarliska szprota	1,4	4,2	4,2	4,2	-	-	4,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	3,0	3,0	3,0
39	Liczebność foki szarej	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	4,5	4,5	4,5	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty

źródło: Uzupełnienie do analizy dominujących presji, J. Horbowy i A. Woźniczka, MIR-PIB Gdynia 2023 r.

Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej w odniesieniu do wielolecia 2011-2016, objętego aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w poprzednim cyklu.

W ramach aPOWM nie określono dla komercyjnie eksploatowanych gatunków ryb (w tym dla śledzia, dorsza i szprota) dodatkowych działań, aniżeli już obowiązujące, które wynikają z aktualnych przepisów i programów. Należy jednak wskazać, że wielkość prowadzonej eksploatacji rybackiej powinna uwzględniać potrzebę osiągnięcia przez poszczególne stada spełnienia kryteriów GES, określanych jako śmiertelność połowowa oraz zdolność rozrodcza.

Połów/przyłów ptaków i ssaków morskich

W odniesieniu do dwóch presji oddziałujących na wody morskiej:

- PL_15 Połów ptaków morskich – polowania na ptaki,
- PL_16 Połów ssaków morskich – polowania na ssaki,

ocenę poziomu presji i tym samym oddziaływań zaktualizowano w 04.2023 r. w ramach uzupełnienia zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej.

W opracowaniu wskazano, że:

- W odniesieniu do presji Extraction of seabirds – Bird hunting (obecnie określana także jako Hunting and predator control of seabirds) nie ma możliwości przeprowadzenia oceny jej oddziaływania, gdyż ta presja nie występuje w POM. Presja dotyczy bezpośredniego wpływu polowań na wybrane gatunki ptaków morskich, w Polsce takie polowania nie są możliwe, z powodu objęcia wszystkich kluczowych gatunków ptaków morskich ochroną gatunkową, jednocześnie ustawa Prawo Łowieckie zakazuje prowadzenia polowań na wodach morskich i w pasie przyległym do wybrzeża. Określenie „predator control of seabirds" może dotyczyć regulacji pogłowia ptaków rybożernych, takich jak kormorany, jednak takie działania na wodach morskich w Polsce także nie są prowadzone.
- Presja Extraction of mammals - Hunting of seals dotyczy wyłącznie polowań na foki, które, ze względu na objęcie ochroną gatunkową w Polsce wszystkich gatunków fok nie mają miejsca na POM. Presja ta nie występuje w Polsce.

W odniesieniu do obu ww. presji podkreślono również, że żadna z nich nie dotyczy dodatkowej śmiertelności ptaków/ssaków, powodowanej przez inne czynniki, w tym przypadkowy przyłów w sieciach rybackich. Obie dotyczą legalnych polowań, a wskaźnik presji jest określany w oparciu o krajowe raporty o ilości upolowanych zwierząt. W Polsce żadna z tych presji obecnie nie występuje. Tak w obecnej (HOLAS 3) jak i w poprzedniej (HOLAS 2) ocenie holistycznej stanu Bałtyku nie są stosowane wskaźniki presji uwzględniające przyłów ptaków i ssaków w sieciach rybackich.

Obecnie dokonano dodatkowego przeglądu materiałów w odniesieniu do omawianych rodzajów presji. Na stronach HELCOM[12], omawiana jest tematyka przyłowu ptaków i ssaków morskich, stanowiących istotny problem dla ich liczebności. Niemniej jednak podkreślany i szeroko omawiany jest w tym kontekście

[12] Przyłów - wskaźniki HELCOM

problem braku dostępności danych z monitoringu przyłowu i konieczność podejmowania działań zmierzających do pozyskania tych informacji.

Zagadnienia te są jednak na etapie opracowania, planowania, wdrażania działań na poziomie regionów. Dopuszczalna jest możliwość uwzględnienia oceny opracowanej na poziomie regionalnym do oceny krajowych obszarów morskich, np. w sposób opisowy.

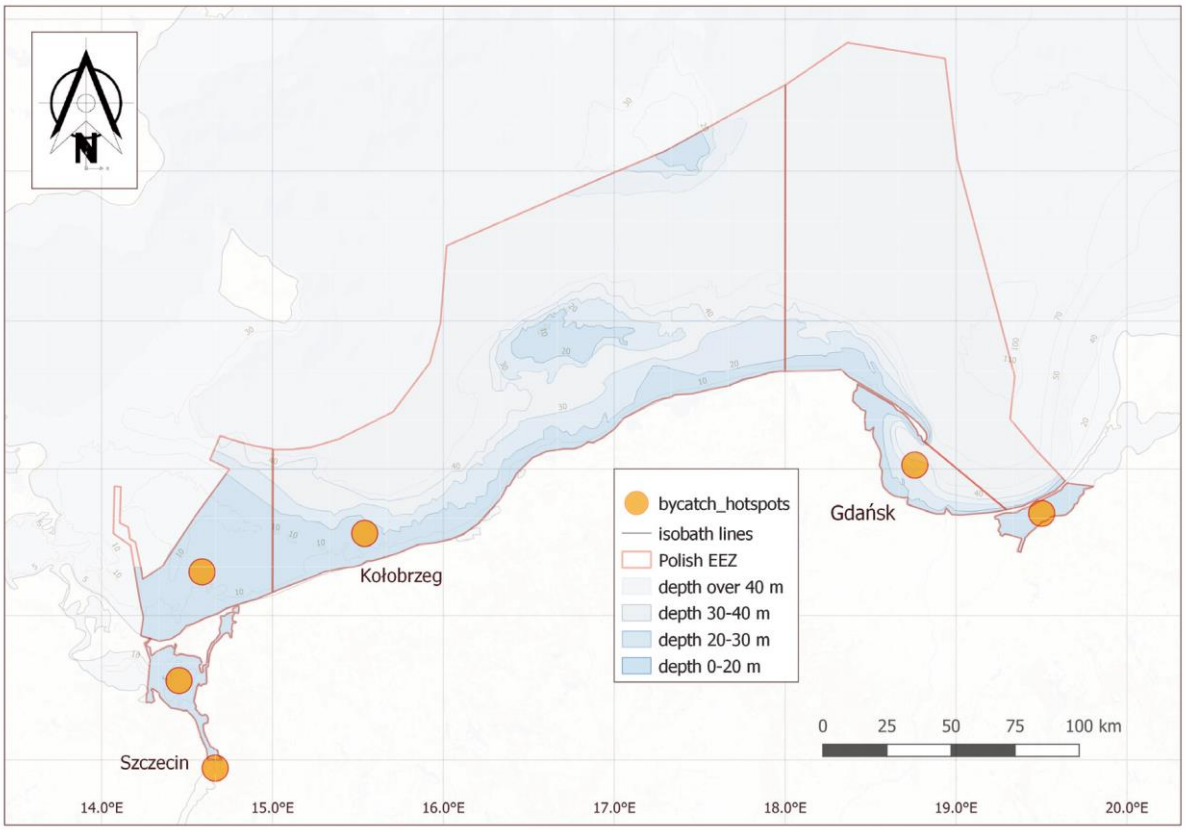
Za publikacją "Bycatch of Seabirds in the Polish Part of the Southern Baltic Sea in 1970-2018"[13], istotnym w kontekście oceny stanu środowiska morskiego jest antropogeniczny wpływ działalności rybackiej na stan populacji ptaków morskich. Problem ten występuje na całym świecie, jednak południowy Bałtyk lokuje się w czołówce trzech obszarów najbardziej zagrożonych przyłowami ptaków morskich sieciami skrzelowymi. Taki stan skłania do uwzględnienia presji przyłowu ptaków w opracowywanej skumulowanej ocenie oddziaływań, bazując na informacjach przedstawionych w wynikach przywołanego badania. Badanie zostało oparte na wynikach 48 publikacji z okresu 1982-2021 dot. problematyki przyłowu ptaków morskich w Polskiej Wyłącznej Strefie Ekonomicznej. Na podstawie przeprowadzonych analiz dot. przyłowu stwierdzono:

- 28 gatunków ptaków, z czego 13 ma status zagrożenia lub bliskiego zagrożenia na Europejskiej Czerwonej Liście Ptaków;
- wielkości przyłowu ptaków dla trzech analizowanych okresów wynosiły: lata 70-te- 47 tyś. ptaków; lata 80-te i 90-te – 39,8 tys.; w roku 2010 – 21,3 tys.;
- najczęściej przyławianymi gatunkami (w 2010 r.) były: lodówka (*Clangula hyemalis*), ogorzałka (*Aythya marila*), markaczka (*Melanitta fusca*) – gatunki zagrożone w Europie;
- liczebność przyłowu przekracza wielokrotnie akceptowalne progi śmiertelności obliczone dwoma metodami;
- koncentracja przyłowu w obszarach południowego Bałtyku (głównie polskie i niemieckie wody południowego Bałtyku), wynika z powszechności wykorzystania tych miejsc w trakcie migracji i dla zimowania przez arktyczne ptaki lęgowe oraz mrozoodporne ptaki wodne (problem przyłowu dotyczy głównie okresu zimowego – XII-II).

Na podstawie przytoczonych wyników oraz biorąc pod uwagę uwzględniane elementy ekosystemu w sporządzanych ocenach oddziaływań poszczególnych presji, tj. obszary zimowania ptaków morskich i obszary lęgowe ptaków morskich, zweryfikowano poziom oddziaływania dla presji PL_15 Połów ptaków morskich, poprzez uwzględnienie przyłowu ptaków w poszczególnych podakwenach POM. W związku z powyższym, w Zał. 1 kartę tą nazwano: PL_15 Przyłów ptaków.

Wyniki analiz w ramach badania[14] przeprowadzono w podziale na sześć obszarów: 1- Jezioro Dąbie, 2- Zalew Szczeciński, 3- Zatoka Pomorska, 4- Rejon Kołobrzeski, 5- Zatoka Gdańska, 6- Zalew Wiślany (Rysunek 3.1).

[13] Marchowski D. 2021. Bycatch of Seabirds in the Polish Part of the Southern Baltic Sea in 1970–2018: A Review. Acta Ornithologica 56: 139-158.
[14] Ibidem



Rysunek 3.1. Obszar badań przyłowu ptaków morskich (źródło: Marchowski D. 2021. Bycatch of Seabirds in the Polish Part of the Southern Baltic Sea in 1970–2018: A Review. Acta Ornithologica 56: 139-158)

Ze względu na różnicę obszarów objętych badaniami i wydzieleń podakwenów w ramach prowadzonych analiz dominujących presji i oddziaływań na stan wód POM, dokonano szacowania wyników oceny presji przyłowu ptaków morskich dla poszczególnych podakwenów.

Przyjmując wyniki przeprowadzonych badań dla oszacowania presji uwzględniono, podkreślane również w samym badaniu, wątpliwości dot. kompletności materiału badawczego. Materiał ten stanowiły publikacje o różnej tematyce, które w różny sposób i z niejednorodną szczegółowością omawiały liczebność przyławianych ptaków. Przykładowo autor badania wskazuje w odniesieniu do stwierdzonego nasilenia presji połowu w podakwenach: Jezioro Dąbie, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, że wynik ten może stanowić wzmożoną działalność ośrodków naukowych działających w tym rejonie i prowadzących badania ptaków morskich. Część z wykorzystanych publikacji może również wskazywać wielkości przyłowu wykorzystywanych w prowadzonych badaniach, a w rzeczywistości może nie odnosić się do całego przyłowu. Ze względu na te wątpliwości, zastosowano ostrożnościowe podejście w postaci ustalenia identycznego poziomu presji przyłowu ptaków morskich dla wszystkich podakwenów POM. Jednocześnie przyjęto poziom presji jako umiarkowany (3), ze względu na wyniki prowadzonych badań wskazujące, że największe wartości przyłowu występowały w okresie badań przypadającym na lata 80 i 90-te XX wieku. Jednocześnie pochodzenie najnowszych badań z 2010 r., może dawać nie do końca prawdziwy obraz sytuacji w analizowanym obecnie okresie raportowym 2016-2021. Należy przyjąć, że presja przyłowu ptaków morskich występuje i prawdopodobnie jest niższa niż w ostatnich dekadach XX wieku (z których pochodziła większość materiałów objętych badaniem). Jednak dla wskazywania poziomów presji i określania oddziaływań w podziale na podakweny, niezbędne jest dalsze prowadzenie badań monitoringowych w przedmiotowym zakresie i prześledzenie trendów.

Wobec powyższego, w ramach uzupełnienia i zaktualizowania zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, dokonano identyfikacji oddziaływań presji – Przyłów ptaków morskich na poszczególne podakweny POM, poprzez oszacowanie oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu z uwzględnieniem ich wrażliwości, zgodnie z założeniami metodycznymi opracowanymi w ramach HOLAS 3. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań, przedstawia Tabela 3.12.

Tabela 3.12. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z przyłowem ptaków morskich (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**
1	Produktywne wody powierzchniowe	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	0,4	1,2	1,2	-	1,2	1,2	1,2
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,4	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	0,4	1,2	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	0,5	1,5	1,5	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	1,2
10	Muł circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	1,2
11	Naga skała circalitoralu	0,5	1,5	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,5	1,5	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,5	-	-	-	-	-	1,5
19	Rozmieszczenie ramienic	0,4	-	-	-	-	-	1,2
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,7	2,1	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,6	-	-	-	1,8	1,8	1,8
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,5	-	-	-	1,5	-	1,5
24	Duże płytkie zatoki	0,6	-	-	-	-	-	1,8
25	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,7	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
27	Obfitość śledzia	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
28	Obfitość szprota	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,1	0,3	-	-	0,3	0,3	0,3

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,1	-	-	-	0,3	-	0,3
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,2	-	-	-	0,6	-	0,6
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,1	-	-	-	0,3	0,3	0,3
36	Potencjalne tarliska szprota	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	0,3
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,9	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,8	-	-	-	5,4	5,4	5,4
39	Liczebność foki szarej	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
40	Liczebność foki pospolitej	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
43	Rozmieszczenie rdestnic	0	-	-	-	0,0	-	0,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0	-	-	-	0,0	-	0,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0	-	-	-	0,0	-	0,0
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0	-	-	-	0,0	-	0,0

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,0 kolor niebieski
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty
źródło: opracowanie własne

Dalsze działania jakie należy podjąć, to przede wszystkim działania umożliwiające określenie poziomów presji przyłowu i oddziaływań na populacje ptaków morskich, czyli kontynuacja prowadzenia monitoringu i badań. Należy również podjąć działania dla wdrożenia czasowego zakazu (okres zimowy) lub ograniczenia połowów sieciami skrzelowymi w obszarach POM, zwłaszcza w stwierdzonych na podstawie przeprowadzonych badań obszarach przebywania znacznej części populacji ptaków morskich.

Zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie

Straty fizyczne i zaburzenia fizyczne dna morskiego

Straty fizyczne rozumiane są jako trwała zmiana dna morskiego, która trwa lub oczekuje się, że będzie trwać przez okres dwóch cykli gospodarczych (12 lat) lub większej ich liczby. Natomiast zakłócenia fizyczne

rozumiane są jako zmiana dna morskiego, która może się cofnąć, jeśli działalność powodująca presję zakłóceń ustanie. Zaburzenia i straty fizyczne dna morskiego, negatywnie oddziałują na siedliska i gatunki bentosowe. Za działalności mogące powodować straty fizyczne dna przyjęto:

- budowy oraz budowle/ konstrukcje w morzu lub wzdłuż linii brzegowej,
- sztuczne zasilanie brzegów,
- wydobywanie piasku i żwiru,
- pogłębianie i składowanie urobku.

Z kolei za działalności mogące powodować zaburzenia fizyczne dna przyjęto:

- pogłębianie i składowanie urobku,
- wydobywanie piasku i żwiru,
- transport morski i trałowanie.

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł, oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu korzystano z następujących źródeł danych:

- Helcom Map and Data Service (Pressures, Baltic Sea Pressure and Impact Index, Human activities;
- Opracowania aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, MGMiŻŚ, 2017 r.;
- danych krajowych przekazanych do HELCOM oraz zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania (dane przekazane przez UM w Gdyni i Szczecinie),
- Bazy danych HELCOM AIS Shipping density maps,
- danych GUS w zakresie ruchu statków;
- publikacji w ramach grupy roboczej GEAR: Estimating physical disturbance on seabed – Baltic Sea Environment Proceedings No. 164 (04/12/2019);
- State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016;
- Aktualizacji Programu ochrony wód morskich;
- European Marine Observation and Data Network (EMODnet);
- Centralnej Bazy Danych Geologicznych.

Dla przeprowadzenia identyfikacji i oceny presji, przeanalizowano przypadki występowania odpowiednio strat oraz zaburzeń dna morskiego. Następnie określono zasięgi i lokalizacje tych działalności w analizowanym okresie oraz łączne powierzchnie strat i zaburzeń w dnie, w poszczególnych analizowanych podakwenach Morza Bałtyckiego.

Poziom presji antropogenicznych związany ze stratami fizycznymi oraz odpowiednio zaburzeniami fizycznymi, został określony jako procentowy udział powierzchni obszaru fizycznie utraconego (zaburzonego) w latach 2011-2021 w powierzchni ocenianego podakwenu. Poziom presji, podobnie jak w ramach poprzedniej analizy presji morskich, został oceniony w sześciostopniowej skali: 0 - presja obejmuje mniej niż 10% powierzchni podakwenu, 1 – od 10% do 25%, 2 – od 26% do 50%, 3 – od 51% do 75% i 4 – powyżej 76%.

W wyniku przeprowadzonych obliczeń stwierdzono, iż prowadzone działalności antropogeniczne mogące przyczyniać się do powstawania strat fizycznych, w żadnym z podakwenów w analizowanym przedziale czasowym nie zajęły powyżej 10% jego powierzchni.

W odniesieniu do zaburzeń fizycznych, przeprowadzone analizy wykazały, iż prowadzone działalności antropogeniczne mogące przyczyniać się do powstawania zaburzeń fizycznych w czterech podakwenach przekroczyły 10% ich powierzchni: 24, SEA-007, SEA-008, SEA-009 (presja została oceniona na poziomie „1”).

W kolejnym kroku obliczono powierzchnię siedlisk utraconych w wyniku działalności antropogenicznej powodującej straty fizyczne dna morskiego w okresie 2011-2021. Otrzymane wyniki wykazały, iż największym stratom w analizowanym okresie podlegało siedlisko wg klasyfikacji EUNIS A5.23:

Infralittoral fine sand (piasek infralitoralu), a sumarycznie utracona powierzchnia siedliska wynosi ponad 207 km^2.

Poziom oddziaływania, podobnie jak w ramach poprzedniej analizy presji morskich, został oceniony w sześciostopniowej skali: 0 - oddziaływaniem jest objęte mniej niż 10% powierzchni siedlisk w podakwenie, 1 – od 10% do 25%, 2 – od 26% do 50%, 3 – od 51% do 75% i 4 – powyżej 76% powierzchni siedlisk w podakwenie.

Dla zdecydowanej większości siedlisk oddziaływanie ze strony strat fizycznych w analizowanym okresie było niewielkie. Jedynie w odniesieniu do siedliska A5.23: Infralittoral fine sand (piasek infralitoralu) w podakwenie SEA-009, stwierdzono iż straty fizyczne obejmą więcej niż 10% powierzchni siedliska w całym podakwenie (oddziaływanie zostało ocenione na poziomie „1").

W odniesieniu do zaburzeń fizycznych stwierdzono, iż dla zdecydowanej większości siedlisk oddziaływanie ze strony tej presji będzie niewielkie i będzie obejmowało poniżej 10% powierzchni siedliska w danym podakwenie.

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Przejęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 metodyka identyfikacji źródeł i oceny presji ze strony strat i zaburzeń fizycznych, była zbieżna z zastosowaną w ramach analizy presji[15] za lata 2011-2016. Podstawowa różnica pomiędzy ww. opracowaniami, polegała na zmianie w zakresie przebiegu granic podakwenów Morza Bałtyckiego, do których przeprowadzono ocenę. Poprzedni podział podakwenów, wydzielał dodatkowo wody przejściowe i przybrzeżne. Aktualnie zastosowany przebieg granic podakwenów, jest zgodny z podziałem wód obowiązującym w ramach HELCOM (poziom 3).

Poniżej przedstawiono wyniki poziomu presji w zakresie strat i zaburzeń fizycznych za lata 2016-2021, zestawiając je z wynikami za lata 2011-2016. W celu możliwości porównania wyników, przypisano obecnym zasięgom podakwenów, numery podakwenów które obowiązywały w ramach poprzedniej analizy presji.

Tabela 3.13. Zestawienie presji antropogenicznych związanych ze stratami i zaburzeniami fizycznymi – porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**		**22**	**24**		**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021								
Poziom presji - straty fizyczne	0		0	0		0	0	0
Poziom presji – zaburzenia fizyczne	0		0	1		1	1	1
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27
Poziom presji w latach 2011-2016								
Poziom presji - straty fizyczne	0	0	0	0	0	0	0	0
Poziom presji – zaburzenia fizyczne	0	0	0	1	1	1	1	1

Poziom presji: 0 - presja obejmuje mniej niż 10% powierzchni podakwenu, 1 – od 10% do 25%, 2 – od 26% do 50%, 3 – od 51% do 75% i 4 – powyżej 76%

Aktualny poziom presji w zakresie strat i zaburzeń fizycznych za lata 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie jak w wieloleciu 2011-2016 (Tabela 3.13). Wynika to z utrzymywania się działalności w

[15] „Opracowanie aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego", MGMiŻŚ, 2017 r.

zakresie wydobywania piasku i żwiru oraz pogłębiania i składowania urobku na poziomie nieprzekraczającym 10% powierzchni podakwenu. Również wielkość presji w odniesieniu do ruchu statków jest analogiczna jak dla poprzedniego okresu w którym analizowano występujące presje wynikające z zaburzeń fizycznych.

W celu dostosowania wyników oceny oddziaływań do aktualnych założeń metodycznych opracowanych w ramach HOLAS 3, w odniesieniu do zaburzeń fizycznych (gdzie poziom presji był wyższy niż „0"), możliwe było oszacowanie wielkości oddziaływań w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu morskiego z uwzględnieniem ich wrażliwości.

W ramach prac weryfikacyjnych prowadzonych na etapie realizacji produktu PII.1, dokonano aktualizacji sporządzonej w grudniu 2022 r. tabeli oceny oddziaływań na poszczególne elementy ekosystemu Bałtyku. Aktualizacja objęła uwzględnienie większej liczby ekosystemów do oceny oraz aktualnego nazewnictwa i granic podakwenów Morza Bałtyckiego. Ponadto dostosowano poziom presji do skali sześciostopniowej, w celu ujednolicenia ze skalą przyjętą w odniesieniu do innych presji w opracowaniu. Poniżej zamieszczono zaktualizowaną tabelę wynikową oceny presji i oddziaływań.

Tabela 3.14. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z zaburzeniami dna morskiego (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		1	1	1	0	0	1
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	0,9
3	Twarde osady infralitoralu	1,3	1,3	1,3	-	0,0	0,0	1,3
4	Mieszane osady infralitoralu	1,2	1,2	1,2	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1,2	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	1,3	1,3	1,3	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,1	1,1	1,1	-	-	-	1,1
10	Muł circalitoralu	1	1,0	1,0	1,0	-	-	1,0
11	Naga skała circalitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	0,0	0,0	1,1
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,3	1,3	1,3	1,3	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,7	1,7	1,7	1,7	0,0	0,0	1,7
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,9	-	-	-	-	-	1,9
19	Rozmieszczenie ramienic	1,9	-	-	-	-	-	1,9
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,6	1,6	1,6	1,6	0,0	0,0	1,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	1,1	1,1	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,6	-	-	-	0,0	0,0	1,6

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7
24	Duże płytkie zatoki	1,6	-	-	-	-	-	1,6
25	Rafy	1,6	1,6	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,7	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	0,7
27	Obfitość śledzia	0,7	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	0,7
28	Obfitość szprota	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,5
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,3	1,3	-	-	0,0	0,0	1,3
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,2	-	-	-	0,0	-	1,2
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,1	-	-	-	0,0	-	1,1
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,2	1,2	1,2	1,2	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,2	-	-	-	0,0	0,0	1,2
36	Potencjalne tarliska szprota	0,8	0,8	0,8	0,8	-	-	0,8
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	0,0	0,0	1,0
39	Liczebność foki szarej	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	0,0	0,9
40	Liczebność foki pospolitej	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	0,8	0,8	0,8	0,0	0,0	0,8
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,6	-	-	-	0,0	-	1,6
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,7	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,6	-	-	-	0,0	-	1,6
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,0-1,0 kolor niebieski
0,1-2,0 kolor zielony
źródło: opracowanie własne

W celu ograniczenia presji w zakresie strat i zaburzeń fizycznych dna morskiego, należy wdrożyć wskazane w opracowaniu aPOWM zalecenia:

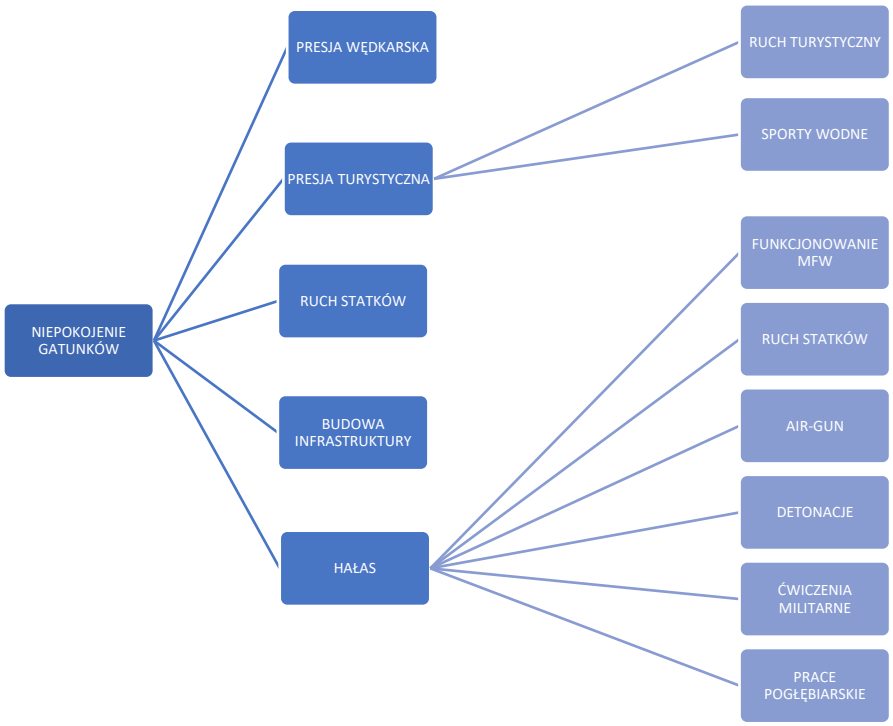
- objęcie zakazem lub ograniczeniem trałowania dennego siedlisk Natura 2000;
- badanie wpływu trałowania dennego na zbiorowiska bentosowe;
- ustanowienie stref wolnych od trwałych ingerencji antropogenicznych;
- opracowanie wytycznych dotyczących warunków realizacji przedsięwzięć z zakresu poszukiwania i eksploatacji kopalin;

- ustalenie maksymalnej skali przekształceń brzegów i dna.

Niepokojenie gatunków, w szczególności w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania, spowodowanego obecnością człowieka

Penetracja siedlisk oraz bezpośredni wpływ hałasu są głównymi źródłami presji antropogenicznej związanej z niepokojeniem gatunków, w szczególności w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania.

Typowe źródła presji spowodowanej obecnością człowieka i skutkującą płoszeniem ptaków morskich, a także niepokojeniem fok w miejscach odpoczynku lub żerowania zaprezentowano na Rysunek 3.2.



Rysunek 3.2. Źródła presji spowodowanej obecnością człowieka

Analiza presji i oddziaływań na wody morskie w zakresie presji związanej z niepokojeniem gatunków została wykonana w podziale na dwie grupy zwierząt: ptaki i ssaki morskie.

Dla ptaków morskich analizy zostały wykonane na podstawie dostępnych danych literaturowych i istniejących opracowań, w tym m.in.

- Ogólnodostępnych danych GUS: dotyczących rozwoju turystyki w regionie, wędkarstwa w regionie, polowań w regionie oraz ruchu statków;
- Danych GIOŚ z programów: Monitoringu Kormorana, Monitoringu Rybitwy Czubatej oraz Monitoringu Biegusa Zmiennego; Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych oraz Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich;
- Aktualizacji Programu ochrony wód morskich;
- Opracowania aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego;
- Projekty HOLAS 1-3;
- HELCOM species fact sheets;
- HELCOM Red Lists;
- Planu zagospodarowania przestrzennego polskich obszarów morskich;
- Wilk, T., Jujka, M., Krogulec, J., Chylarecki, P. (red). Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. 2010. OTOP, Marki;

- Chodkiewicz, T., Kuczyński, L., Sikora, A., Chylarecki, P., Neubauer, G., Ławicki, Ł., Stawarczyk, T. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008 – 2012. Ornis Polonica, vol. 56: 149–89. 2015;
- Kuczyński, L., and Chylarecki, P. Atlas pospolitych ptaków lęgowych Polski. Rozmieszczenie, wybiórczość siedliskowa, trendy. 2012. GIOŚ, Warszawa.;
- Meissner, W., Bzoma, S., Zięcik, P., Wybraniec, M. Gniazdowanie rybitwy czubatej Sterna Sandvicensis w Polsce w latach 2006–2013. Ornis Polonica, vol. 55: 96–104. 2014 ;
- 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. Monitoring Ptaków Polski w Latach 2016–2018. Biuletyn Monitoringu Przyrody 17: 1–90. 2018;
- Chylarecki, P. Chodkiewicz, T., Neubauer, G., Sikora, A., Meissner, W., Woźniak, B., Wylegała, P., Ławicki, Ł., Marchowski, D., Betleja, J., Bzoma, S., Cenian, Z., Górski, A., Korniluk, M., Moczarska, J., Ochocińska, D., Rubacha, S., Wieloch, M., Zielińska, M., Zieliński, P., Kuczyński, L. Trendy liczebności ptaków w Polsce. 2018. GIOŚ, Warszawa.;
- Chylarecki, P., Sikora, A., Cenian, Z., Chodkiewicz, T. (red.). Monitoring ptaków lęgowych. Poradnik metodyczny. Wydanie drugie uzupełnione. 2015. GIOŚ, Warszawa;
- Neubauer, G., Meissner, W., Chylarecki, P., Chodkiewicz, T., Sikora, A., Pietrasz, K., Cenian, Z., Betleja, J., Gaszewski, K., Kajtoch, Ł., Lenkiewicz, W., Ławicki, Ł., Rohde, Z., Rubacha, S., Smyk, B., Wieloch, M., Wylegała, P., Zielińska, M., Zieliński, P. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013–2015. Biuletyn Monitoringu Przyrody. 13 2015/1.

Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych agreguje informacje o zmianach liczebności 30 gatunków ptaków wodnych. Uwzględnione są w nim dane z programów: Monitoringu Kormorana, Monitoringu Rybitwy Czubatej oraz Monitoringu Biegusa Zmiennego (GIOŚ). Ocena wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych (bez podziału na grupy funkcyjne) za lata 2011-2016 wykazała, że nie osiągnął on dobrego stanu (subGES) w obu ocenianych podakwenach (Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki)[16].

Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych dostarcza informacji o zmianie liczebności 22 gatunków ptaków wodnych. Dane uwzględniane we wskaźniku pochodzą z dwóch programów monitoringu: Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych oraz Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (GIOŚ). Ocena stanu za lata 2011-2016 wykazała, że wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych (bez podziału na grupy funkcyjne) odpowiada stanowi GES w obu ocenianych podakwenach[17].

Zintegrowana ocena dla ptaków wodnych dla lat 2011-2016, która wykonywana jest w oparciu o oba powyższe wskaźniki, wykazała, że zarówno w Basenie Gotlandzkim, jak i Basenie Bornholmskim (bez podziału na grupy funkcyjne) całe ugrupowania ptaków wodnych nie osiągnęły dobrego stanu środowiska (GES)[18].

W odniesieniu do ssaków morskich do analizy wykorzystano dane GIOŚ z 20162022, uzyskane w ramach monitoringu gatunków ssaków morskich i siedlisk morskich. Do oszacowania presji i oddziaływań

[16] Uchwała nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 r. w sprawie wyrażenia zgody na przedłożenie Komisji Europejskiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wraz z projektem aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (M.P. 2019 poz. 230).

[17] Uchwała nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 r. w sprawie wyrażenia zgody na przedłożenie Komisji Europejskiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wraz z projektem aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (M.P. 2019 poz. 230).

[18] Uchwała nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 r. w sprawie wyrażenia zgody na przedłożenie Komisji Europejskiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wraz z projektem aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (M.P. 2019 poz. 230).

posłużyły dane PMŚ: "Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2020-2022: część I – gatunki ssaków – gatunki fok" oraz "Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018", dane GUS dotyczące rozwoju turystyki w regionach nadmorskich, a także raporty: Raport WWF z projektu "Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk" oraz Raport HELCOM Second Holistic Assessment of the Ecosystem Health of the Baltic Sea (HOLAS 2).

Wyniki analizy potwierdziły, że Ujście Wisły to jedyne miejsce odpoczynku oraz żerowania, które foki szare regularnie wybierają na polskim wybrzeżu. Dodatkowo, co roku liczba zanotowanych tam fok ciągle wzrasta. W omawianym rejonie nie zaobserwowano jednak rozrodu fok, par matka – szczenię, ani młodych osobników pokrytych lanugo.

Z uwagi na fakt, iż w poprzednim rozpatrywanym wieloleciu (2011-2016) nie dokonano szerszej analizy presji związanej z niepokojeniem gatunków, nie jest możliwe dokonanie analizy porównawczej w odniesieniu do aktualnych wyników oraz wyznaczenie istotnych trendów zmian.

Po weryfikacji przekazanych zestawień presji pochodzenia morskiego na wody morskie dokonano także, w związku z opublikowaniem przez HELCOM raportu „HELCOM Thematic assessment of spatial distribution of pressures and impacts 2016-2021", analizy zidentyfikowanych oddziaływań na poszczególne podakweny Morza Bałtyckiego. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań przedstawia Tabela 3.15.

Przy przyjętych wartościach poziomu presji i wskaźników wrażliwości, w odniesieniu do ptaków morskich, zidentyfikowano, że najsilniej poddane presji związanej z niepokojeniem są polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. Nieco niższe oddziaływania oszacowano dla ssaków morskich: liczebność foki szarej oraz rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna, dla tego samego podakwenu.

Tabela 3.15. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z niepokojeniem gatunków według podakwenów (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		2	2	3	4	4	5
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,2	0,4	0,4	0,6	-	-	1,0
3.	Twarde osady infralitoralu	0,3	0,6	0,6	-	1,2	1,2	1,5
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,6	0,6	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,4	-	-	-	-	-	2,0
6.	Naga skała infralitoralu	0,3	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
8.	Twarde osady circalitoralu	0,4	0,8	0,8	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,4	0,8	0,8	-	-	-	2,0
10.	Muł circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	2,0
11.	Naga skała circalitoralu	0,4	0,8	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,6	-	-	-	-	-	3,0
19.	Rozmieszczenie ramienic	0,4	-	-	-	-	-	2,0
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,8	1,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,7	-	-	-	2,8	2,8	3,5
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,7	-	-	-	2,8	-	3,5
24.	Duże płytkie zatoki	0,7	-	-	-	-	-	3,5
25.	Rafy	0,9	1,8	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,9	1,8	1,8	2,7	3,6	3,6	4,5
27.	Obfitość śledzia	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
28.	Obfitość szprota	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,6	1,2	-	-	2,4	2,4	3,0
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,9	-	-	-	3,6	-	4,5
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,7	-	-	-	2,8	-	3,5
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,6	1,2	1,2	1,8	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,7	1,4	1,4	2,1	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,7	1,4	1,4	2,1	2,8	2,8	3,5
35.	Potencjalne tarliska śledzia	0,6	-	-	-	2,4	2,4	3,0
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,5	1,0	1,0	1,5	-	-	2,5
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	1,3	2,6	2,6	3,9	5,2	5,2	6,5
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,8	-	-	-	7,2	7,2	9,0
39.	Liczebność foki szarej	1,3	2,6	2,6	3,9	5,2	5,2	6,5
40.	Liczebność foki pospolitej	1,4	2,8	2,8	4,2	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,4	2,8	2,8	4,2	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,4	2,8	2,8	4,2	5,6	5,6	7,0
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,2	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.
** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty
6,1-8,0 kolor pomarańczowy
8,1-9,5 kolor czerwony
źródło: opracowanie własne

W celu ograniczenia presji powodującej płoszenie i osiągnięcie bądź utrzymanie stanu GES dla wskaźnika zmian liczebności zimujących i lęgowych ptaków wodnych należy wdrożyć wskazane w opracowaniu aPOWM działania:

- ograniczenie presji turystycznej i związanego z nią hałasu podwodnego, w szczególności w siedliskach lęgowych i miejscach odpoczynku i żerowania ptaków migrujących;
- ochrona czynna sieweczki obrożnej połączona z kontrolą presji turystycznej i kampanią edukacyjną;
- ograniczenie aktywności powodującej niepokojenie i płoszenie na obszarach koncentracji zimujących ptaków morskich, w szczególności w obrębie 3 obszarów Natura 2000: Przybrzeżne wody Bałtyku PLB990002, Zatoka Pomorska PLB990003 oraz Ławica Słupska PLC990001,
- zaktualizowanie i zatwierdzenie planów ochrony dla polskich obszarów Natura 2000 na Bałtyku.

W odniesieniu do ssaków morskich, zwłaszcza w zakresie wskaźnika „rozród" , należy wprowadzić następujące zalecenia wskazane w opracowaniu aPOWM:

- utworzenie strefy ochronnej wokół miejsc odpoczynku fok w rejonie ujścia Wisły;
- ograniczenie niepokojenia fok przez ludzi w miejscu ich rozrodu;
- wprowadzenie ograniczeń hałasu w obszarach Natura 2000, gdzie ssaki morskie są przedmiotami ochrony.
- prace nad bezpiecznymi dla ssaków morskich narzędziami połowowymi;
- poprawa skuteczności monitoringu przyłowu ssaków morskich.

Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

Najczęstszą przyczyną pojawiania się nowych gatunków w Morzu Bałtyckim, obok naturalnego zjawiska poszerzania się zasięgu geograficznego danego gatunku, jest działalność człowieka. Czasem zdarzają się również ucieczki gatunków obcych z hodowli lub celowe wypuszczanie ich do środowiska naturalnego.

Do analiz związanych z oszacowaniem wielkości presji związanej z wprowadzaniem lub rozprzestrzenianiem się gatunków obcych wykorzystano ogólnodostępne dane (w tym m.in. baza danych AquaNIS)oraz opracowania i artykuły:

- Dane z PMŚ z 2016-2021 (GIOŚ);
- Tykarska M.B., Janas U. Gatunki obce 0 w Morzu Bałtyckim i w systemie prawnym. Tutoring Gedanensis 2(1) 32–36, 2017;
- Brzana R., Janas U., Borecka A., New records of Conrad's false mussel Mytilopsis leucophaeata (Conrad, 1831) in the Vistula Delta. International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 46, Issue 2, 2017;
- Tykarska M. B., Janas U., Brzana R., Distribution and abundance of Talitridae in the southern Baltic Sea – twelve years after the rst record of Platorchestia platensis (Krøyer, 1845) in 2005. International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 48, Issue 1, 2019;
- Brzana R., Marszewska L., Normant-Saremba M., Błażewicz M., Non-indigenous tanaid Sinelobus vanhaareni Bamber, 2014 in the Polish coastal waters – an example of a successful invader. International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 48, Issue 1, 2019;
- Janas U., Tutka B., First record of the oriental shrimp Palaemon macrodactylus M. J. Rathbun, 1902 in the Baltic Sea. International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 43, Issue 4, 2014;
- Janas U., Kendzierska H., Dąbrowska A. H., Dziubińska A., Non-indigenous bivalve − the Atlantic rangia Rangia cuneata − in the Wisła Śmiała River (coastal waters of the Gulf of Gdańsk, the southern Baltic Sea). International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 43, Issue 4, 2014;
- Janas U., Mańkucka A., Body size and reproductive traits of Palaemon elegans Rathke, 1837 (Crustacea, Decapoda), a recent colonizer of the Baltic Sea. International Journal of Oeanography and Hydrobiology, Volume 39, Issue 2, 2010;
- Szaniawska A., Gatunki obce w Morzu Bałtyckim: inwazja czy zasiedlenie? Instytut Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego;
- Janas U., Kendzierska H., Benthic non-indigenous species among indigenous species and their habitat preferences in Puck Bay (southern Baltic Sea). 2014;
- Leppäkoski et al. Observed non-indigenous and cryptogenic species in the Baltic Sea. 2009;
- Jansson, K. (2008): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Salvelinus fontinalis. – From: Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.

Analizy dot. rozprzestrzeniania się gatunków obcych wykazały, że głównymi ogniskami ekspansji gatunków obcych są porty i wody przejściowe, a tempo ich introdukcji rośnie wraz z natężeniem transportu morskiego oraz ekspansją gatunków obcych w wodach śródlądowych. W przeprowadzonym w kwietniu 2023 r. zestawieniu dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego zidentyfikowano 19 gatunków obcych, nie wymienionych we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich. Obecność większości z nich została odnotowana po raz pierwszy w ostatnich latach i znajduje się w początkowej fazie rozwoju w POM. Spośród zidentyfikowanych gatunków 8 należy do gromady Malacostraca, 5 do gromady Polychaeta, 3 do gromady Actinopterygii, 3 do gromady Bivalvia. Lista gatunków obcych w Bałtyku wydłużyła się ze 122 do nawet 140 w latach 2011-2017, natomiast lista gatunków obcych w POM z 43 do 62 w latach 2013-2021.

Wyniki analizy presji wykazały, że do gatunków obcych najsilniej oddziaływujących na ekosystem bałtycki lub najbardziej rozpowszechnione zalicza się m.in.: babkę byczą, czebaczka amurskiego, racicznicę zmienną czy małgiew płaskołaz.

Presja ze strony obcych gatunków inwazyjnych ma w POM tendencję rosnącą. Składają się na to między innymi:

- ogólna liczba gatunków obcych w Bałtyku znacznie przekracza ich liczbę w polskich wodach, co oznacza, że będą one pojawiać się w POM w wyniku nie dających się kontrolować naturalnych procesów migracyjnych,
- szereg gatunków obcych obecnych w polskich wodach śródlądowych i potencjalnie inwazyjnych w wodach słonawych stoi dopiero u progu inwazji na polskie wody przejściowe i przybrzeżne (są to m.in. ryby z rodziny babkowatych),
- do Bałtyku stale docierają w drodze naturalnych migracji obce gatunki wcześniej introdukowane w Morzu Północnym, które pod tym względem jest jednym z najbardziej zdegradowanych mórz świata,
- dynamiczny wzrost natężenie żeglugi na Bałtyku.

Celem osłabienia presji, a w bardzo odległej perspektywie może nawet zatrzymania powinna być ratyfikowana i wdrożona konwencja o wodach balastowych, nie tylko w Polsce, ale także w Wielkiej Brytanii. Niezwykle istotne jest również powszechne stosowanie wytycznych IMO w sprawie organizmów poroślowych.

Zmiany warunków hydrologicznych

Pod pojęciem zmian warunków hydrologicznych wynikających z działalności antropogenicznej rozumie się zmiany aktywności fal, prądów, zasolenia, temperatury, dna morskiego i słupa wody. Biorąc pod uwagę możliwy wpływ poszczególnych form działalności antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie, za działalności mogące powodować zaburzenia hydrologiczne przyjęto:

- modyfikacje torów wodnych,
- sztuczne zasilanie brzegów,
- realizacje farm wiatrowych (aktualnie nie występują w granicach POM),
- realizacje platform wiertniczych (aktualnie w granicach POM funkcjonuje jedna platforma wiertnicza).

W analizach dotyczących identyfikacji źródeł, oceny wielkości presji oraz oszacowania oddziaływań na poszczególne podakweny i elementy ekosystemu korzystano z następujących źródeł danych:

- danych udostępnionych przez Helcom Map and Data Service (Pressures, Baltic Sea Pressure and Impact Index, Human activities);
- Opracowania aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, MGMiŻŚ, 2017 r.;
- danych krajowych przekazanych do HELCOM oraz zaktualizowanych na potrzeby niniejszego opracowania (dane przekazane przez UM w Gdyni i Szczecinie),
- State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016;
- Aktualizacji Programu ochrony wód morskich.

Na podstawie zebranych danych, obliczono poziom presji wynikający ze zmian warunków hydrologicznych w odniesieniu do wszystkich podakwenów Morza Bałtyckiego w zasięgu POM.

W wyniku przeprowadzonych obliczeń, stwierdzono iż prowadzone działalności antropogeniczne mogące przyczyniać się do zmiany warunków hydrologicznych w żadnym z podakwenów nie zajmowały powyżej 10% jego powierzchni lub naruszały powyżej 10% długości linii brzegowej. W związku z powyższym, poziom presji został określony jako „0”.

Nie zidentyfikowano występowania znaczących oddziaływań związanych ze zmianami warunków hydrologicznych w odniesieniu do siedlisk w poszczególnych podakwenach. W żadnym z analizowanych podakwenów, zidentyfikowane oddziaływanie nie objęło więcej niż 10% powierzchni siedlisk.

Porównanie wyników analizy presji z lat 2016-2021 w odniesieniu do okresu 2011-2016

Przejęta do opracowania analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie za lata 2016-2021 metodyka identyfikacji źródeł i oceny presji ze strony zmian hydrologicznych, była zbieżna z zastosowaną w ramach analizy presji[19] za lata 2011-2016. Podstawowa różnica pomiędzy ww. opracowaniami, polegała na zmianie w zakresie przebiegu granic podakwenów Morza Bałtyckiego, do których przeprowadzono ocenę. Poniżej przedstawiono wyniki poziomu presji w zakresie zmian hydrologicznych za lata 2016-2021, zestawiając je z wynikami za lata 2011-2016. W celu możliwości porównania wyników, przypisano obecnym zasięgom podakwenów, numery podakwenów które obowiązywały w ramach poprzedniej analizy presji.

Tabela 3.16. Zestawienie presji antropogenicznych związanych ze zmianą warunków hydrologicznych – porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**		**22**	**24**		**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021								
Poziom presji	0		0	0		0	0	0
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27
Poziom presji w latach 2011-2016								
Poziom presji	0	0	0	0	0	0	0	0

Poziom presji: 0 – presja obejmuje mniej niż 10% powierzchni podakwenu, 1 – od 10% do 25%, 2 – od 26% do 50%, 3 – od 51% do 75% i 4 – powyżej 76%

Aktualny poziom presji w zakresie zmian warunków hydrologicznych w latach 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym (bardzo niskim) poziomie do presji identyfikowanych w wieloleciu 2016-2021 (Tabela 3.16). W granicach polskich obszarów morskich nie zidentyfikowano działań, mogących prowadzić do znaczących presji i oddziaływań, wynikających ze zmian warunków hydrologicznych. Większego natężenia presji i oddziaływań, należy się spodziewać po wybudowaniu planowanych farm wiatrowych.

W celu zachowania naturalnych warunków hydrologicznych w granicach POM, należy wprowadzić wskazane w opracowaniu aPOWM zalecenia:

- ustanowienie stref wolnych od trwałych ingerencji antropogenicznych;
- opracowanie koncepcji wzmocnienia sieci morskich obszarów chronionych;
- ustalenie maksymalnej skali przekształceń dna i brzegów.

Wprowadzanie odpadów stałych, w tym mikrodrobin

Na odpady pochodzenia morskiego w morzu składają się: odpady pozostawione na brzegu, zagubione sieci rybackie, wynik aktywności transportu morskiego i turystycznego użytkowania wód POM, a także wraki i broń zatopiona w Bałtyku.

Monitoring odpadów w środowisku morskim został rozpoczęty dopiero w 2015 r. (3 letnim programem pilotażowym)[20], a od 2018 r. prowadzony jest już regularny monitoring odpadów gromadzonych

[19] „Opracowanie aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym antropogenicznych, pochodzenia morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego", MGMiŻŚ, 2017 r.

[20] Wprowadzenie programu monitoringu odpadów w środowisku morskim w 2015 r. wynika z przedłożenia przez ministra właściwego do spraw gospodarki wodnej i przyjęcia przez Radę Ministrów w 2015 r. aktualizacji programu monitoringu wód morskich.

na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów (mikroodpadów) w osadzie.

Powyższe spowodowało brak możliwości kompleksowego porównania zmian w zakresie tej presji i powodowanych przez nią oddziaływań na stan wód morskich na przestrzeni wielolecia wykraczającego poza okres 2016-2021.

Odpady zdeponowane na dnie monitorowane są przez Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy w Gdyni. Dane te pozyskiwane są podczas rejsów na r/v Baltica, realizowanych w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich prowadzonego przez ten Instytut i kolejno raportowane do bazy DATRAS prowadzonej w ICES[21]. Dane te są pobierane ze wskazanej bazy przez wykonawcę monitoringu Morza Bałtyckiego, na potrzeby opracowania oceny stanu środowiska.

Identyfikacja oraz neutralizacja zagubionych sieci rybackich odbywała się w ramach projektu MARELITT[22].

Innym rodzajem obiektów mogących stanowić poważne zagrożenie dla wód Morza Bałtyckiego, w tym w POM, są zalegające w morzu setki wraków statków, a także broń chemiczna – pozostałości głównie po II wojnie światowej i okresie zimnej wojny. W POM zalega ponad 415 wraków, w tym ok. 100 w Zatoce Gdańskiej. Wraki zlokalizowane są również w zachodniej części wybrzeża (m.in. na podejściu do Portu Świnoujście). Kilka małych wraków zalega również w Zalewie Wiślanym. Największe i najgroźniejsze to: MS Wilhelm Gustloff, Stuttgart, t/s Franken, MS Goya, SS General von Steuben. Są one zagrożeniem dla środowiska naturalnego.

Dodatkowo, po II wojnie światowej zatopiono w Morzu Bałtyckim co najmniej 40 tys. ton amunicji chemicznej zawierającej ok. 13 tys. ton bojowych środków trujących. Ze względu na niepełne dane dotyczące ilości i miejsc zatopień, dokładna ilość zatopionych BSCh, w tym w zasięgu POM, nie jest znana.

Głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest turystyka, mimo podejmowania działań systematycznego oczyszczania plaż przez właściwe gminy, liczba odpadów jest znacząca. Dominuje grupa odpadów plastikowych.

Głównymi źródłami odpadów na dnie, zidentyfikowanymi podczas trałowania w zasięgu POM jest przede wszystkim morskie rybołówstwo, statki, odpady wojskowe/badawcze, odpady z lądu takie jak: przemysłowe, odpady ze składowisk, turystyka. Część wyłowionych odpadów jest nieznanego źródła.

Ważnymi źródłami presji morskiej na morze, zgodnie z informacjami zamieszczonymi we wstępnej wersji raportu wskaźników HOLAS 3, są również statki zawodowe i rekreacyjne (odpady generowane przez statki) oraz działalność związana z rybołówstwem (zagubione/porzucone narzędzia połowowe, plastik, zagubione klatki).

W odniesieniu do odpadów z kategorii wraki i zaleganie BSCh, procesy naturalne i presja antropogeniczna zwiększają zagrożenie wynikające z obecności tych odpadów w Bałtyku. Poziom presji w tym zakresie nie jest dokładnie określony, prowadzone są projekty badawcze mające na celu identyfikację i zwymiarowanie zagrożeń.

Odnosząc się do wyników ocen stanu środowiska morskiego w latach 2016-2017 i 2021 wykonanych w zakresie odpadów na linii brzegowej, przyjmując kryterium krajowe (wartość progowa na 100 m linii brzegu wynosi 9 sztuk odpadów), we wszystkich ww. latach stan określono jako dobry, tj. nieprzekraczający wartości progowych (dotyczy to wszystkich podakwenów w zasięgu POM). W 2019 r. wszystkie podakweny w zasięgu POM zakwalifikowano jako przekraczające wartości progowe, a w roku 2020 już tylko wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gdańskiego, zgodnie z wykonaną przez IOŚ oceną, zostały wskazane jako przekraczające wartości progowe.

[21] https://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx - aktualne 11.2022 r.
[22] Strona Projektu Marelitt Baltic

Generalnie, uzyskane wyniki wskazują na poprawę stanu w tym zakresie począwszy od 2020 r.

Zastosowanie kryterium UE (wartość progowa na 100 m linii brzegu 20 sztuk) dla całego Wybrzeża oznacza dobry stan środowiska morskiego od 2019 r. w zakresie odpadów gromadzonych na linii brzegowej w zasięgu POM.

W ramach prac HELCOM nad HOLAS 3 nie przygotowano wskaźnika operacyjnego dotyczącego odpadów na dnie morskim na obszarze HELCOM – zaproponowano wskaźnik oparty na danych dotyczących odpadów morskich wyłowionych podczas trałowania.

Wg wyników HELCOM wnioskuje się o braku znaczącego wzrostu odpadów na dnie w obserwowanym okresie, tj. w latach 2016-2021. Na podstawie analizy danych krajowych widoczne są różnice w liczbie odpadów we wszystkich zaciągach w danym roku (zwiększenie liczby odpadów), jednak zależne jest to od liczby zaciągów podczas trałowania, co nie pozwala na jednoznaczną ocenę uzyskanych wyników.

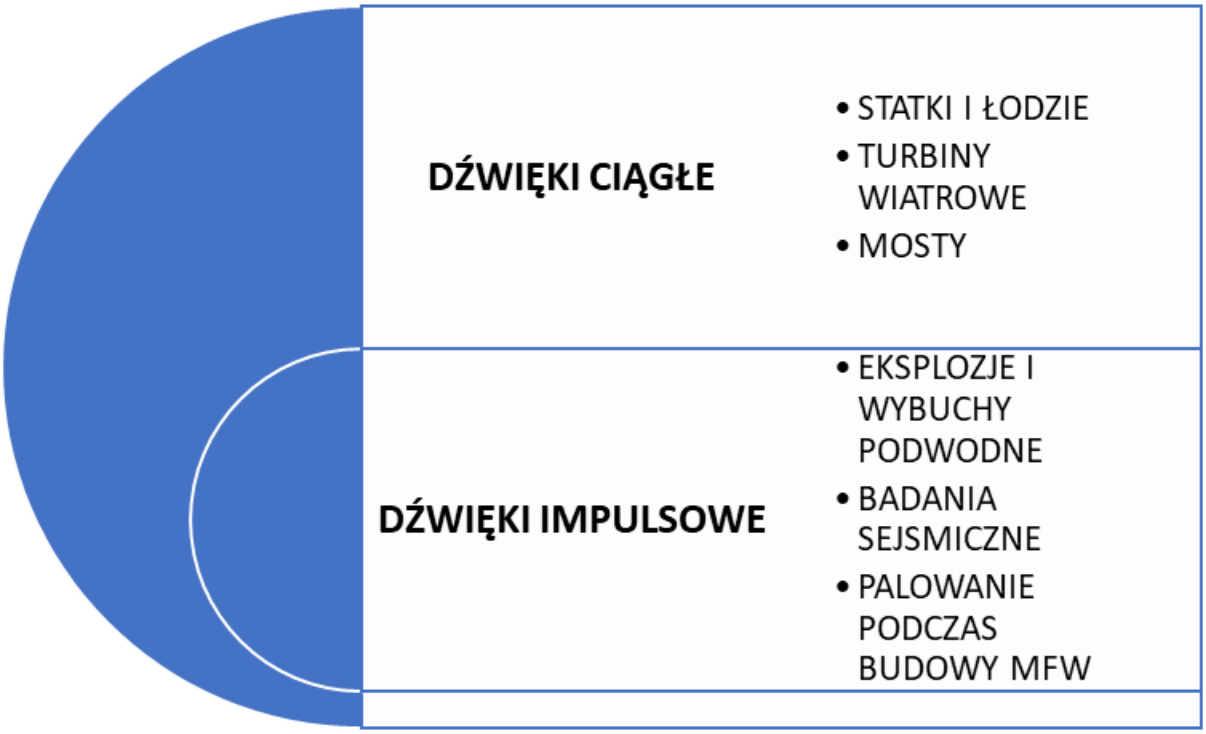
Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej w odniesieniu do wielolecia 2011-2016, objętego aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w poprzednim cyklu. W zakresie presji odpadów na morze, w HELCOM nadal prowadzone są prace metodyczne dot. sposobu oceny poziomów presji i oddziaływań.

Działania ochronne powinny dotyczyć kontynuacji monitoringu oraz prowadzenia projektów badawczych, celem dostarczenia wiarygodnych danych do planowania przyszłych działań.

Istotne jest również prowadzenie działań edukacyjnych i informacyjnych, zwłaszcza przed i w trakcie sezonu turystycznego na polskim Wybrzeżu, celem zmniejszenia presji odpadów ze strony turystyki.

Występowanie hałasu związanego z działalnością człowieka – impulsowego i ciągłego

Hałas podwodny można podzielić na dwie ogólne kategorie: ciągły oraz impulsowy. Na rysunku (Rysunek 3.3) zaprezentowano główne antropogeniczne źródła dźwięków.



Rysunek 3.3. Antropogeniczne źródła hałasu ciągłego i impulsowego

Hałas podwodny może istotnie oddziaływać na ssaki morskie występujące w Bałtyku, które wykorzystują dźwięki oraz słuch m.in. do unikania przeszkód czy komunikacji. Wpływ hałasu na organizmy

morskie można podzielić na kilka kategorii: maskowanie, zmiany behawioralne, uszkodzenia słuchu oraz stres fizjologiczny[23].

Analiza hałasu impulsowego i ciągłego oparta była o szereg danych, zarówno monitoringowych, jak i literaturowych. Były to m.in.:

- Dane z monitoringu hałasu podwodnego w zakresie dźwięków ciągłych za lata 2018-2021;
- Dane GUS dotyczące rozwoju żeglugi morskiej;
- Dane o ruchu statków - Database HELCOM;
- Mapy ICES w zakresie hałasu ciągłego (dostępne online);
- Raport z projektu Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape (BIAS project);
- Hammond PS, Berggren P, Benke H, Borchers DL, Collet A, Heide-Jorgensen MP, Heimlich S, Hiby AR, Leopold MF, Oien N Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the north sea and adjacent waters. Journal of Applied Ecology 39:361-376, 2002;
- Hammond PS, Macleod K, Berggren P, Borchers DL, Burt ML, Cañadas A, Desportes G, Donovan GP, Gilles A, Gillespie DM, Gordon JCD, Hiby L, Kuklik I, Leaper R, Lehnert K, Leopold M, Lovell P, Øien N, Paxton CGM, Ridoux V, Rogan E, Samarra FIP, Scheidat M, Sequeira M, Siebert U, Skov H, Swift RJ, Tasker M, Teilmann J, Van Canneyt O, Vázquez J., Cetacean abundance and distribution in european Atlantic shelf waters to inform conservation and management Biological Conservation 146:107-122, 2013;
- Thomsen F, Laczny M, Piper W. A recovery of harbour porpoises (*phocoena phocoena*) in the southern north sea. A case study off eastern frisia, germany. Helgol Mar Res 60:189–195, 2006;
- Erbe C., Marley S., Schoeman R.P., Smith J.N., Trigg L.E., Embling C.B., The effects of ship noise on marine mammals – a review. Front. Mar. Sci. 2019. doi: 10.3389/fmars.2019.00606;
- GDOŚ, Program ochrony morświna, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2015;
- Kastelein R.A., Bunskoek P., Hagedoorn M., Au W.W.L., Haan D. de., Audiogram of a harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) measured with narrow-band frequency-modulated signals. Journal of the Acoustical Society of America 2002, 112(1): 334-344;
- Kastelein R.A., Hoek L., de Jong C.A.F., Wensveen P.J., The effect of signal duration on the underwater detection thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for single frequency-modulated tonal signals between 0.25 and 160 khz. Journal of the Acoustical Society of America 2010, 128: 3211-3222;
- Owen K., Sköld M., Carlström J., An increase in detection rates of the critically endangered Baltic Proper harbor porpoise in Swedish waters in recent years, Conservation Science and Practice 2021, 3(8): e468;
- Richardson W.J., Greene C.R., Malme C.I., Thomson D.H., Moore S., Wursig B., Marine Mammals and Noise. Academic Press, San Diego 1998;
- Sjöberg M., Ball J. P., Grey seal, Halichoerus grypus, habitat selection around haulout sites in the Baltic Sea: bathymetry or central-place foraging? Canadian Journal of Zoology 2000, 78(9): 1661–1667;
- Thomsen F., Mendes S., Bertucci F., Breitzke M., Ciappi E., Cresci A. Debusschere E., Ducatel C., Folegot F., Juretzek C., Lam F-P., O'Brien J., dos Santos M.E., Addressing underwater noise in Europe: Current state of knowledge and future priorities. Kellett P., van den Brand R., Alexander

[23] Thomsen F., Mendes S., Bertucci F., Breitzke M., Ciappi E., Cresci A. Debusschere E., Ducatel C., Folegot F., Juretzek C., Lam F-P., O'Brien J., dos Santos M.E., Addressing underwater noise in Europe: Current state of knowledge and future priorities. Kellett P., van den Brand R., Alexander B., Muniz Piniella A., Rodriguez Perez A., van Elslander J., Heymans J. J. [Eds.] Future Science Brief 7 of the European Marine Board, Ostend, Belgium 2021, ISSN: 2593-5232.

B., Muniz Piniella A., Rodriguez Perez A., van Elslander J., Heymans J. J. [Eds.] Future Science Brief 7 of the European Marine Board, Ostend, Belgium 2021, ISSN: 2593-5232;
- Van Parijs S.M., Aquatic mating in pinnipeds: a review. Aquatic Mammals 2003a, Vol 29 (2): 214-226;
- Van Parijs S.M., Corkeron P.J., Harvey J., Hayes S.A., Mellinger D.K., Rouget P.A., Thompson P.M., Whalberg M., Kovack K.M., Patterns in the vocalizations of male harbour seals. J. Acoust. Soc. Am. 2003b, 113(6): 3403-3410;
- Villadsgaard A., Wahlberg M., Tougaard J., Echolocation signals of wild harbour porpoises, *Phocoena phocoena*. Journal of Experimental Biology 2007, 210: 56-64;
- Wiśniewska D.M., Johnson M., Teilmann J., Siebert U., Galatius A., Dietz R., Madsen P.T., High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 2018, 285: 20172314.

W celu określenia presji związanej z hałasem impulsowym przeanalizowano dostępne dane z Ministerstwa Obrony Narodowej w zakresie eksplozji zarejestrowanych w latach 2017-2021 w polskiej strefie EEZ, a następnie zestawiono je z dostępnymi danymi dotyczącymi występowania fok i morświnów w rejonach, w których eksplozje były odnotowywane. Jak wynika z przedstawionych w analizie presji morskich na wody morskie informacji hałas impulsowy jest jednym z głównych czynników presji na ssaki morskie, i występuje on w prawie wszystkich podakwenach w POM.

W wyniku weryfikacji przekazanego opracowania, wykonana została jego aktualizacja, pod kątem oceny oddziaływania hałasu impulsowego w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu, co zostało zaprezentowane w tabeli (Tabela 3.17). Analiza ta potwierdziła, że oddziaływania związane z hałasem impulsowym są najsilniejsze w Basenie Gdańskim i Polskich wodach przybrzeżnych basenu Gdańskiego, w których dochodziło do najczęstszych eksplozji.

Tabela 3.17. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z hałasem impulsowym (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**0**	**4**	**2**	**2**	**4**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,2	0,6	0,0	0,8	0,4	0,4	0,8
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	0,8
3.	Twarde osady infralitoralu	0,2	0,6	0,0	-	0,4	0,4	0,8
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6.	Naga skała infralitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	0,6	0,6	1,2
8.	Twarde osady circalitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	1,2
10.	Muł circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	-	-	1,2
11.	Naga skała circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	0,6	0,6	1,2

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,2	0,6	0,0	0,8	0,4	0,4	0,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,1	-	-	-	-	-	0,4
19.	Rozmieszczenie ramienic	0	-	-	-	-	-	0,0
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,1	0,3	0,0	0,4	0,2	0,2	0,4
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,2	0,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,9	-	-	-	1,8	1,8	3,6
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,8	-	-	-	1,6	-	3,2
24.	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	3,6
25.	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,9	2,7	0,0	3,6	1,8	1,8	3,6
27.	Obfitość śledzia	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
28.	Obfitość szprota	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,1	3,3	-	-	2,2	2,2	4,4
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1	-	-	-	2,0	-	4,0
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,1	-	-	-	2,2	-	4,4
32.	Potencjalne tarliska dorsza	1	3,0	0,0	4,0	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,1	3,3	0,0	4,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
35.	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	2,2	2,2	4,4
36.	Potencjalne tarliska szprota	1,1	3,3	0,0	4,4	-	-	4,4
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,1	-	-	-	2,2	2,2	4,4
39.	Liczebność foki szarej	1,6	4,8	0,0	6,4	3,2	3,2	6,4
40.	Liczebność foki pospolitej	1,6	4,8	0,0	6,4	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,6	4,8	0,0	6,4	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,9	5,7	0,0	7,6	3,8	3,8	7,6
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,1	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:

0 - kolor niebieski

0,1-2,0 kolor zielony;

2,1-4,0 kolor jasno zielony;

4,1-6,0 kolor żółty

6,1-8,0 kolor pomarańczowy

źródło: opracowanie własne

W celu przeanalizowania presji związanej z wpływem hałasu ciągłego ze statków na morświna oraz foki w polskiej strefie EEZ, podsumowano dostępne dane GIOŚ zebrane w latach 2017-2020, a następnie zestawiono je z informacjami dotyczącymi wpływu hałasu ciągłego, występowaniem rozpatrywanych gatunków w rejonach rozmieszczenia stacji pomiarowych, a także z uwzględnieniem obszarów, w których morświn i foki są chronione. W związku z brakiem jednorodnej prezentacji danych na przestrzeni analizowanych lat, analiza presji możliwa była tylko w postaci określenia „potencjalnego" wpływu tej kategorii presji na ssaki morskie.

W chwili opracowania analizy presji pochodzenia morskiego na wody morskie nie były dostępne niezbędne informacje do wyznaczenia wskaźników BSPI i BSII, a tym samym nie została taka analiza wykonana. W związku z opublikowaniem przez HELCOM raportu „HELCOM Thematic assessment of spatial distribution of pressures and impacts 2016-2021", na obecnym etapie dokonano identyfikacji oddziaływań na poszczególne podakweny Morza Bałtyckiego. Matrycę zidentyfikowanych oddziaływań przedstawia Tabela 3.18.

Najwyższe poziomy presji związane z hałasem ciągłym występują w dwóch otwartych podakwenach: Basenie Bornholmskim oraz Basenie Gdańskim, jak również Polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co ma związek z występowaniem w tych podakwenach dużego natężenia ruchu statków. Analiza wykazała również, że najbardziej wrażliwym elementem ekosystemu w ww. podakwenach, w odniesieniu do ssaków morskich, jest populacja morświna zwyczajnego.

Tabela 3.18. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z hałasem ciągłym (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**4**	**4**	**2**	**2**	**4**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,5	1,5	2,0	2,0	-	-	2,0
3.	Twarde osady infralitoralu	0,2	0,6	0,8	-	0,4	0,4	0,8
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6.	Naga skała infralitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	0,6	0,6	1,2
8.	Twarde osady circalitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	1,2
10.	Muł circalitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	-	-	1,2
11.	Naga skała circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,2	-	-	-	-	-	0,8
19.	Rozmieszczenie ramienic	0,1	-	-	-	-	-	0,4
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,2	0,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,8	-	-	-	1,6	1,6	3,2
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,9	-	-	-	1,8	-	3,6
24.	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	3,6
25.	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
27.	Obfitość śledzia	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
28.	Obfitość szprota	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,6	1,8	-	-	1,2	1,2	2,4
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,6	-	-	-	1,2	-	2,4
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,6	-	-	-	1,2	-	2,4
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
35.	Potencjalne tarliska śledzia	0,6	-	-	-	1,2	1,2	2,4
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	2,4
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	0,8	2,4	3,2	3,2	1,6	1,6	3,2
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	1,6	1,6	3,2
39.	Liczebność foki szarej	1,4	4,2	5,6	5,6	2,8	2,8	5,6
40.	Liczebność foki pospolitej	1,5	4,5	6,0	6,0	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	4,5	6,0	6,0	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,7	5,1	6,8	6,8	3,4	3,4	6,8
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,1	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4

* Skala poziomu presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka.

** Poziom oddziaływań na dany element ekosystemu jest iloczynem poziomu presji i wskaźnika wrażliwości elementu ekosystemu. Skala kolorystyczna poziomów oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i jest następująca:
0 - kolor niebieski
0,1-2,0 kolor zielony;
2,1-4,0 kolor jasno zielony;
4,1-6,0 kolor żółty
6,1-8,0 kolor pomarańczowy
źródło: opracowanie własne

Z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej w odniesieniu do wielolecia 2011-2016, objętego aktualizacją wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w poprzednim cyklu. Można jednak zaobserwować, że działalność antropogeniczna spowodowała wzrost poziomu hałasu podwodnego w ciągu ostatnich dziesięcioleci i stanowi dużą część całkowitego poziomu hałasu otoczenia zwierząt morskich. Działania ochronne powinny skupić się obecnie na kontynuowaniu monitoringu hałasu impulsowego oraz ciągłego, celem dostarczenia wiarygodnych danych do planowania przyszłych działań. Jednocześnie sugeruje się pełne wdrożenie działań zaprojektowanych w aPOWM w odniesieniu do obu źródeł hałasu, czyli:

- wdrożenie rejestru antropogenicznych dźwięków impulsowych;
- ograniczenie palowania do miesięcy, które nie są istotne dla ssaków morskich;
- ograniczenie dopuszczalnej maksymalnej prędkości statków, pozwalającej zmniejszyć poziom hałasu generowanego przez jednostki pływające.

Inne źródła energii niż hałas, w szczególności pole elektromagnetyczne, światło i ciepło

Zgodnie z Decyzją Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r., kryteria odnoszące się do innych form wkładu energii niż hałas podwodny, tj. energii cieplnej, pól elektromagnetycznych i światła, są przedmiotem dalszych opracowań. Potwierdza to również brak uwzględnienia tych presji w skumulowanej ocenie oddziaływań presji na wody morskie. Analiza poziomu presji i powodowanych przez nie oddziaływań została wykonana zgodnie z podejściem metodycznym stosowanym w poprzednim okresie planistycznym, tj. na podstawie przeglądu literatury i istniejących danych.

Za aktywności/źródła mogące powodować wprowadzanie energii innej niż hałas przyjmuje się:

- lokalizację kabli podmorskich (pola elektromagnetyczne);
- obecność obszarów zabudowanych, bądź działalności antropogenicznej, związanej z wykorzystaniem intensywnych źródeł światła (poprzez znaczne zagęszczenie źródeł, bądź źródeł o dużej mocy);
- lokalizację działalności polegającej na wprowadzaniu do środowiska morskiego ciepła (energia cieplna).

Pole elektromagnetyczne – poziom presji

Występowanie pola elektromagnetycznego (innego niż naturalne) w środowisku morskim związane jest przede wszystkim z realizacją sieci elektrycznej i telekomunikacyjnej (lokalizacja kabli na dnie morskim), powodującej występowanie tego pola. Największe oddziaływania w tym zakresie mogą być powiązane z obecnością morskich farm wiatrowych i związanych z tym występowaniem kabli podmorskich łączących te obiekty z turbinami i z siecią lądową. W POM na moment opracowania analizy presji brak takich obiektów.

Wywoływanie innych niż naturalne pól elektromagnetycznych może powodować zaburzenia dla części gatunków zwierząt, np. w zakresie zaburzeń informacji pozycyjnych i kierunkowych czerpanych z otaczającego środowiska, ograniczenie lub zaburzenie pewnych funkcji fizjologicznych. Ze względu na lokalizację potencjalnych źródeł presji (dno morskie), najbardziej narażone są gatunki ryb dennych oraz nieco mniej gatunki ryb migrujących. W okresie 2016-2021, w polskich obszarach morskich nie był prowadzony kompleksowy monitoring w zakresie pomiarów pola elektromagnetycznego.

W sporządzonej w grudniu 2022 r. aktualizacji analizy presji w tym zakresie przyjęto, że w POM presja: pole elektromagnetyczne nie występuje, bądź jest jedynie lokalnie bardzo niska.

Światło – poziom presji

Sztuczne światło w nocy wpływa na zaburzenia cyklu życia, aktywności biologicznej, powoduje dezorientację, zmianę zachowań, zahamowanie niektórych procesów życiowych, a nawet śmierć.

Głównym źródłem przedmiotowej presji są obszary zabudowane wzdłuż wybrzeża. Dlatego szacuje się, że największa presja ze strony światła jest widoczna w podakwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; Basen Gdański; polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, czyli w pobliżu największych skupisk miejskich. Jednak ze względu na badawczy charakter źródeł informacji o nasileniu tej presji[24], bez dokładnego wskazania źródeł przedstawianych w nim informacji, nie było podstaw do przyjęcia ich dla określenia poziomu presji oraz kolejno oddziaływań na wody morskie.

[24] T. J. Smyth, A. E. Wright, D. McKee, S. Tidau, R. Tamir, Z. Dubinsky, D. Iluz, T. W. Davies; A global atlas of artificial light at night under the sea. Elementa: Science of the Anthropocene 21 January 2021; 9 (1): 00049.

Energia cieplna – poziom presji

Presję tą należy identyfikować jako źródła energii cieplnej, którą mogą stanowić elektrownie (w tym jądrowe) i elektrociepłownie, wykorzystujące wodę do celów chłodniczych, których odbiornikiem są wody morskie. W Polsce brak jest tego typu obiektów, które mogłyby zostać zaklasyfikowane do presji pochodzenia morskiego.

Pole elektromagnetyczne – zidentyfikowane oddziaływania

Występowanie negatywnego oddziaływania tego typu presji na elementy ekosystemu morskiego, nie jest do tej pory zmierzone. Ze względu na brak identyfikacji presji (brak lub bardzo niska jedynie lokalnie w pobliżu istniejących przewodów), nie identyfikuje się analogicznie jak w poprzednim okresie raportowym (2011-2016) oddziaływań ze strony presji – pole elektromagnetyczne.

Światło – zidentyfikowane oddziaływania

Ze względu na brak monitoringu w zakresie oddziaływania presji jakim jest sztuczne światło na stan ekosystemów morskich, ani innych potwierdzonych źródeł informacji na ten temat, nie określa się poziomu tego oddziaływania w POM. Uzyskane podejście jest zbieżne z tym jakie przyjęto w poprzednim okresie planistycznym.

Energia cieplna – zidentyfikowane oddziaływania

Ze względu na brak zidentyfikowanych źródeł presji generujących wprowadzanie do środowiska morskiego energii cieplnej, brak było jakichkolwiek oddziaływań w okresie 2016-2021. Taki sam wynik analizy presji uzyskano w poprzedzającym okresie oceny.

W kolejnych latach należy dążyć do opracowania metodyk określenia poziomu występujących presji i związanych z tym oddziaływań w POM innych źródeł energii niż hałas, zarówno na poziomie krajowym jak również HELCOM. Na podstawie opracowanych metodyk powinien również zostać ustalony i realizowany monitoring wskazanych źródeł energii.

3.3 Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego

Metodyka

Dla realizacji zestawień dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego oraz morskiego na wody morskie, przyjęto ogólny schemat analizy presji i oddziaływań, dla realizacji zestawień dominujących presji antropogenicznych wymienionych w art. 150 ust. 3 ustawy PW, polegający na:

- przedstawieniu typowych źródeł presji, w przypadku presji pochodzenia lądowego sposobów ich docierania do morza oraz mechanizmów oddziaływania na ekosystem morski,
- analizie dostępnych informacji o rzeczywistych źródłach presji w Polsce, w miarę możliwości uwzględniającej kwantyfikację emisji oraz długofalowe trendy emisji,
- analizie transportu czynników presji do morza, w miarę możliwości uwzględniającej wyniki monitoringu m.in. wód śródlądowych i powietrza oraz długofalowe trendy wskaźników jakości tych elementów środowiska,
- analizie presji w środowisku morskim, w tym trendów długofalowych, popartej wynikami monitoringu środowiska oraz badań naukowych,
- analizie oddziaływań, w tym opisie mechanizmów oddziaływań i identyfikacji efektów kaskadowych,
- wskaźnikowej ocenie zestawienia presji i oddziaływań w sposób analogiczny do zaproponowanego w ramach HOLAS 2 i kontynuowanej w HOLAS 3.

Dokonana aktualizacja zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, polegała na dostosowaniu wyników do formy zbieżnej z formą rezultatów dla dwóch pozostałych zestawień presji (pochodzenia lądowego i morskiego).

Na potrzeby wskaźnikowej oceny presji przyjęto 6-stopniową skalę presji (intensywności presji), gdzie:

- 0 – brak presji;
- 1 – presja bardzo niska;
- 2 – presja niska;
- 3 – presja umiarkowana;
- 4 – presja wysoka;
- 5 – presja bardzo wysoka.

Wskazanie stopnia intensywności dla każdej analizowanej presji (wg powyższej skali), zostało zrealizowane poprzez ekspercką ocenę na podstawie analiz:

- poziomów/natężenia presji w całym analizowanym zbiorze danych,
- wyników poprzednio zrealizowanych ocen poziomu intensywności danej presji i odpowiadających tym ocenom wartości presji,
- analizy poziomu presji w morzu na podstawie wyników monitoringu wód.

Dla przeprowadzenia oceny oddziaływań wszystkich typów presji antropogenicznych na wody morskie, została wykorzystana matryca presji i elementów ekosystemów wyznaczająca potencjalne pola oddziaływań, jakie należy przeanalizować zgodnie z metodyką HOLAS 3. Jest to podejście analogiczne jak zastosowane we wcześniejszych pracach i rekomendowane do zastosowania w obecnym cyklu planistycznym.

Trzecia holistyczna ocena HELCOM (HOLAS 3) zapewnia kompleksowy przegląd stanu ekosystemu Morza Bałtyckiego, obejmujący w ramach oceny lata 2016-2021. Pełny raport podsumowujący: "State of the Baltic Sea – Third HELCOM holistic assessment 2016-2021", dostępny będzie jesienią 2023. Stopniowo publikowane są częściowe wyniki – oceny tematyczne poszczególnych presji.

W ramach HOLAS 3, podobnie jak w ramach poprzedniej oceny (HOLAS 2, obejmującej lata 2011-2016), opracowano zestaw wskaźników wrażliwości (sensitivity scores) w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu Morza Bałtyckiego. Wskaźniki wrażliwości określają wrażliwość każdego z elementów ekosystemu Bałtyku (gatunków i siedlisk) na poszczególne analizowane presje. Wskaźniki te zostały określone w ramach HOLAS 2 przez zespół ekspertów, a następnie zaktualizowane w ramach prac nad HOLAS 3. Wartości wskaźników dla elementów ekosystemu uwzględnianych w ramach oceny, zostały opublikowane w ramach opracowania: Spatial distribution of pressures and impacts[25], udostępnionego na stronie HELCOM.

Wykorzystanie matrycy oddziaływań stanowi wypełnienie konieczności uwzględnienia w ramach prowadzonych analiz, skutków skumulowanych i synergicznych występowania presji i ich oddziaływania na poszczególne elementy środowiska. Widoczne jest to np. poprzez przypisanie poziomów wrażliwości elementom ekosystemu, do których analizowana presja nie odnosi się bezpośrednio, a jednak poziom wrażliwości został ustalony na wysokim poziomie.

Kolejno, wyliczenie wartości wskaźników:

- oddziaływania skumulowanego na element ekosystemu (wskaźnik oddziaływań BSII),

[25] https://helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2023/

- oceny skumulowanych presji dla poszczególnych podakwenów (wskaźnik BSPI),

stanowi uwzględnienie oddziaływania wszystkich zidentyfikowanych presji w odniesieniu do ich podmiotowego oraz przestrzennego oddziaływania oraz występowania wzajemnych synergii. Zastosowane podejście w tym zakresie jest zgodne z założeniami HOLAS 3.

Dla części z presji istniała konieczność dokonania uzupełnienia informacji w zakresie ocen oddziaływań, w ramach których wykorzystano matrycę oddziaływań.

Zastosowanie tego podejścia pozwoliło na połączenie wszystkich trzech zestawień presji i oddziaływań antropogenicznych na wody morskie, dzięki czemu można było przedstawić wyniki w ujednoliconej formie, a kolejno dokonać obliczeń presji i oddziaływań uwzględniającej skutki kumulacyjne i synergiczne.

Wytyczne HOLAS 3 uwzględniają 17 presji oddziałujących na wody morskie (18 presji w przypadku wyznaczenia w ramach prac nad HOLAS 3 osobnych wskaźników wrażliwości dla wprowadzania substancji biogennych: N i P[26]), dla których w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu zostały określone współczynniki wrażliwości. Ich wartości zostały skorygowane względem współczynników stosowanych w ramach HOLAS 2.

Aktualizacje dot. wartości wskaźników wrażliwości oraz uwzględnianych elementów ekosystemu, spowodowały konieczność dokonania aktualizacji ocen oddziaływań w ramach poszczególnych zestawień dominujących presji antropogenicznych na wody morskie.

Zaktualizowano w związku z tym listę analizowanych elementów ekosystemu, w wydzieleniach (podakwenach)[27], w których prowadzone były analizy presji i oddziaływań pochodzenia lądowego i morskiego na wody morskie.

Wyniki zestawienia dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej, również zostały przez ich autorów dostosowane do podziału na ww. podakweny.

Ocena skumulowanych oddziaływań, zgodnie z zaleceniami HOLAS 3, została wykonana z uwzględnieniem presji, elementów ekosystemu i ocen ich wrażliwości na występujące presje.

W załączniku 1 przedstawiono w poszczególnych arkuszach wyniki przeprowadzonych aktualizacji presji i oddziaływań, dla presji uwzględnianych w analizie skumulowanych oddziaływań w obszarze POM, tj.:

- PL_01 Straty fizyczne
- PL_02 Zaburzenia fizyczne
- PL_03 Zmiany warunków hydrologicznych
- PL_04 Hałas ciągły
- PL_05 Hałas impulsowy
- PL_06 Wprowadzanie ciepła
- PL_07 Substancje niebezpieczne
- PL_08 Eutrofizacja
- PL_09 Wprowadzanie radionuklidów
- PL_11 Niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka
- PL_10 Plamy i wycieki oleju
- PL_12 Połów ryb – połów śledzia

[26] w dokumentach roboczych HOLAS 3 pojawiają się różne liczby warstw presji, dla których w odniesieniu do poszczególnych elementów ekosystemu określono wskaźniki wrażliwości

[27] akweny wydzielone w zasięgu polskich wód morskich, zgodne z podziałem wód obowiązującym w ramach HELCOM – poziom 3 (https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/Monitoring-and-assessment-strategy.pdf)

- PL_13 Połów ryb – połów dorsza
- PL_14 Połów ryb – połów szprota
- PL_15 Przyłów ptaków morskich
- PL_17 Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

W analizie dodatkowo uwzględniono presję wymienianą w zestawieniu wskaźników wrażliwości dla presji uwzględnianych w ramach liczenia oddziaływań skumulowanych (wg HOLAS 3), tj. PL_10 Plamy i wycieki oleju. Przedmiotowa presja nie była analizowana w ramach żadnego z zestawień presji antropogenicznych na wody morskie, jednocześnie nie jest identyfikowana w przepisach ustawy PW, w zakresie dot. opracowania wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Jednak ze względu na potrzebę zachowania zgodności z podejściem metodycznym obliczania oddziaływań skumulowanych wg HOLAS 3, przeanalizowano dane dot. występowania zdarzeń rozlewu olejów oraz innych podobnych substancji w zasięgu POM, w okresie 2016-2021.

W poniższej tabeli (Tabela 3.19) przedstawiono podsumowanie informacji o liczbie zdarzeń w zasięgu poszczególnych podakwenów, w podziale na lata z jednoczesnym określeniem skali tych zdarzeń. Dane opisujące presję pochodzące z urzędów morskich nie są kompletne, brakuje części informacji dot. zasięgu zidentyfikowanych plam substancji (olejów, parafin, innych substancji), określenia substancji zanieczyszczającej czy źródeł ich pochodzenia. Niemniej jednak na podstawie zebranych danych można określić skalę oddziaływania presji na poszczególne akweny POM.

Tabela 3.19. Liczba zdarzeń dot. wycieków olejów i zidentyfikowanych plam substancji w zasięgu podakwenów POM w okresie 2016-2021

Nr podakwenu	**Nazwa podakwenu**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**Liczba zdarzeń w okresie 2016-2021**	**Łączna powierzchnia plam substancji [km²] w okresie 2016-2021**
SEA-007	Basen Bornholmski	2	2	4	3	2	5	18	27,4[1]
SEA-009	wschodni Basen Gotlandzki	4	5	8	4	7	1	29	103,4
SEA-008	Basen Gdański	2	0	4	1	3	3	13	55,1
26	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	8	12	3	6	9	13	51	0,03[2]
22	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	0	0	0	0	1	3	4	brak informacji
24	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	4	6	5	4	3	4	26	1,7[3]
Liczba zdarzeń w poszczególnych latach/w okresie 2016-2021		20	25	24	18	25	29	141	

[1] https://125.re7.pl/ dostęp: 10.2023 r.

źródło: opracowanie własne na podstawie danych udostępnionych przez urzędy morskie

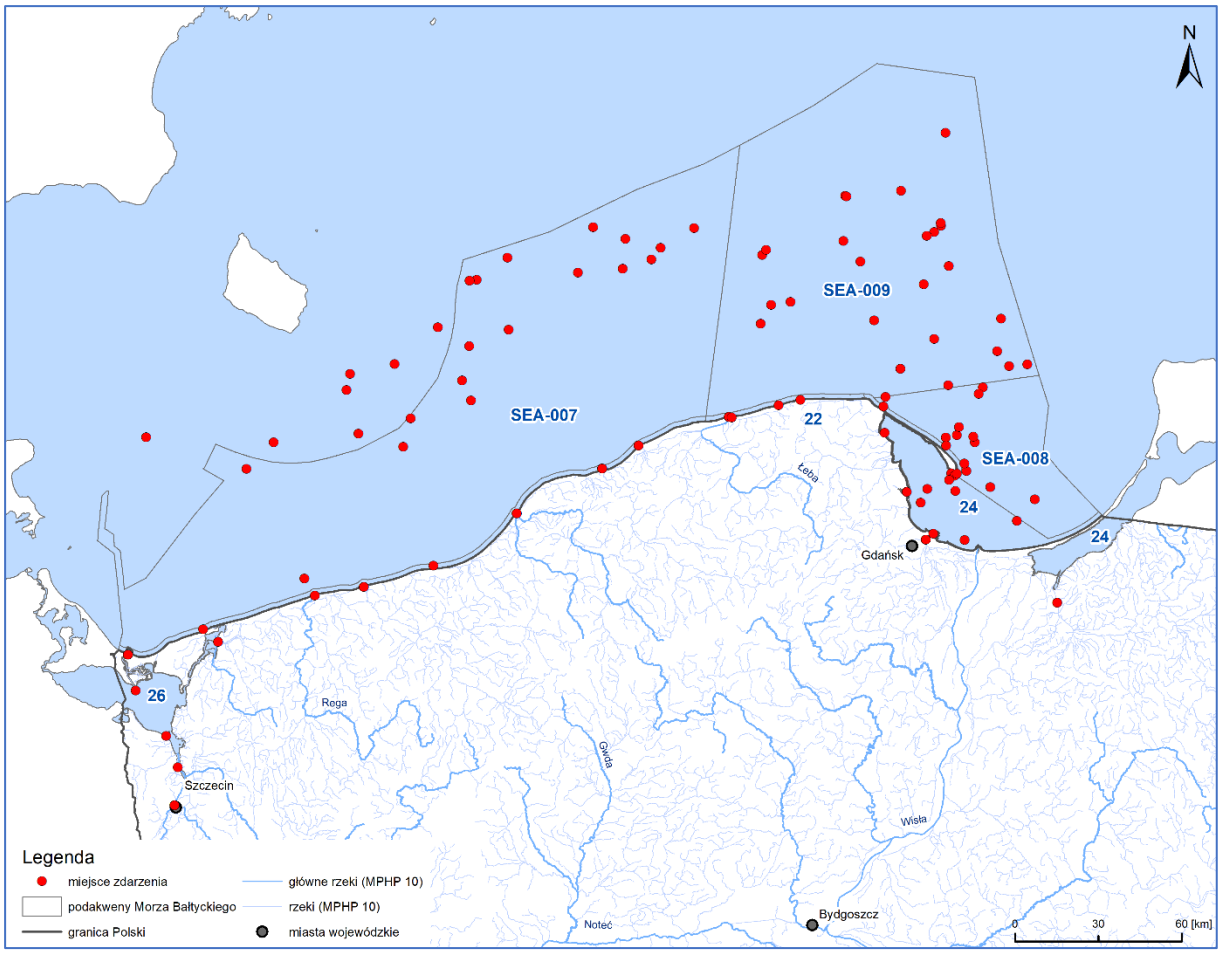
1- dla 2 zdarzeń brak informacji o powierzchni;

2- dla 24 zdarzeń brak informacji o powierzchni;

3- dla 15 zdarzeń brak informacji o powierzchni;

Na poniższej mapie (Rysunek 3.4) zaprezentowano rozmieszczenie przestrzenne zdarzeń dot. wycieków olejów oraz innych substancji w analizowanym okresie czasu[28].

[28] Przekazane dane dotyczyły również informacji poza podakwenami POM, co zaprezentowano na rysunku 4, jednak w analizie uwzględniono jedynie zdarzenia w zasięgu podakwenów.



Rysunek 3.4. Rozmieszczenie lokalizacji zdarzeń wycieków olejów oraz innych substancji w okresie 2016-2021[29]

Przedstawione informacje wskazują na wystąpienie w analizowanym okresie 141 zdarzeń w formie zanieczyszczenia substancjami tj. oleje, paliwo, olej roślinny, farba, inne substancje chemiczne, na powierzchni około 190 km^2. Zidentyfikowanymi źródłami presji są przede wszystkim statki i obiekty/urządzenia pływające różnego typu (rybackie, pasażerskie, transportowe, jachty, chemikaliowce, zbiornikowce, barki, holowniki, pogłębiarki, suchy dok pływający). Dla znacznej części zdarzeń nieznane jest pochodzenie stwierdzonego zanieczyszczenia.

Największą liczbę zdarzeń odnotowano w podakwenie 26 – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, co było związane m.in. z powtarzającymi się zdarzeniami w portach. Skala opisywanych zdarzeń była jednak niewielka, tzn. podane informacje pozwoliły na oszacowanie powierzchni zanieczyszczonej (powierzchnia plam) w analizowanym okresie na jedynie 0,03 km^2. Informacja ta jest jednak obarczona niepewnością wynikającą z braku danych dot. powierzchni plam dla aż 24 zdarzeń.

Kolejno, znaczną liczbę zdarzeń odnotowano we Wschodnim Basenie Gotlandzkim (29) oraz w zasięgu polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (26). W podakwenie Wschodni Basen Gotlandzki wystąpiły zdarzenia o największym zasięgu (łączna powierzchnia plam 103,4 km^2). Drugim podakwenem co do wielkości zasięgu zdarzeń był Basen Gdański 55,1 km^2.

[29] Mapa nie uwzględnia częstotliwości wystąpienia zdarzenia, jeśli w danej lokalizacji (np. port) zdarzenie w analizowanym okresie wystąpiło więcej niż jeden raz.

Najmniejszą liczbę zdarzeń odnotowano w podakwenie – polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego (4).

W ujęciu rocznym, najwięcej zdarzeń miało miejsce w 2021 r. (29) oraz kolejno w 2020 i 2017 (po 25 zdarzeń), niemniej jednak w poszczególnych latach liczby te są bardzo podobne.

Uzyskane wyniki wskazują na występowanie presji we wszystkich podakwenach POM, jednak z różną częstotliwością i zasięgiem skutków ich wystąpienia. Dla oszacowania poziomu występujących presji należy wziąć pod uwagę fakt, że wystąpienie presji jest często wynikiem przypadku, czyli wystąpienia zdarzenia polegającego na awarii lub zrzucie substancji zanieczyszczających w lokalizacji, w której jednostka pływająca znajduje się w tym czasie. Wynika to z głównych identyfikowanych źródeł tych presji – jednostki pływające. Oczywiście obszary portów i przebiegu szlaków morskich są lokalizacjami, w których istnieje zwiększone prawdopodobieństwo wystąpienia zdarzenia, jednak nie stanowi to o konieczności ich wystąpienia (wystąpienia awarii lub niewłaściwego postępowania z olejami, paliwami, czy innymi substancjami). W analizowanym okresie 2016-2021, na podstawie zebranych informacji nt. zdarzeń wycieków olejów i innych substancji zanieczyszczających oraz biorąc pod uwagę zasięg następstw tych zdarzeń (powierzchnie zanieczyszczone) i niepewność wynikającą z częściowego braku informacji dot. zdarzeń, dokonano określenia poziomu presji PL_10 Plamy i wycieki oleju zgodnie z poniższa tabelą (Tabela 3.20). Dla większości podakwenów oceniono presję na tym samym umiarkowanym poziomie (3), ze względu na liczbę wystąpienia zdarzeń lub stwierdzoną zanieczyszczoną powierzchnię. Jedynie dla podakwenu 22 – polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego poziom presji oceniono bardzo nisko (1).

Dla analizowanej presji obliczono poziom oddziaływań na poszczególne elementy ekosystemu, poprzez opracowanie i przedstawienie matrycy w Zał. 1. Wyniki stwierdzonych oddziaływań uwzględniono również w obliczeniach presji i oddziaływań skumulowanych.

Tabela 3.20. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z występowaniem plam i wycieków olejów w okresie 2016-2021

Numer podakwenu (2016-2021)	**26**	**22**	**24**	**SEA-007**	**SEA-008**	**SEA-009**
Poziom presji w latach 2016-2021						
Poziom presji	3	1	3	3	3	3

Intensywność presji: 0 – brak presji; 1 – presja bardzo niska; 2 – presja niska; 3 – presja umiarkowana; 4 – presja wysoka; 5 – presja bardzo wysoka

Ze względu na spodziewaną dużą zmienność poziomu presji w kolejnych latach, z uwagi na uzależnienie tego poziomu od wystąpienia zdarzeń awaryjnych, należy wdrażać działania ukierunkowane na zmniejszenie zagrożenia występowania zdarzeń przedostawania się substancji zanieczyszczających do wód, przede wszystkim w zakresie utrzymywania jednostek pływających w dobrym stanie technicznym oraz stosowania i przestrzegania zasad prawidłowego postępowania z olejami, paliwami i innymi substancjami chemicznymi stosowanymi w związku z obsługą sprzętu i statków.

Niektóre z opracowanych ocen oddziaływań, w odniesieniu do poszczególnych presji, mogą również być dyskutowane w zakresie zasadności ich wykazywania, np. oddziaływania ze strony presji PL_11 Niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka. Presja ta w rzeczywistości nie będzie wykazywać oddziaływań na osady denne zlokalizowane na dużych głębokościach, jednak dla zachowania zgodności z podejściem metodycznym wg HOLAS 3 (określone wskaźniki wrażliwości), oddziaływania te pozostawiono w sporządzonych ocenach.

Zgodnie z przyjętymi założeniami metodycznymi, dla przeprowadzenia oceny skumulowanych oddziaływań na poszczególne elementy ekosystemu wód morskich, przyjęto wskaźnik skumulowanego oddziaływania, stanowiący sumę cząstkowych wskaźników oddziaływań, stanowiący jednocześnie wskaźnik oddziaływań BSII.

$$OskumEi = \Sigma\ Pj\ x\ WPij$$

gdzie:

OskumEi – oddziaływanie skumulowane na element ekosystemu Ei,

Ei – element ekosystemu Ei,

Pj – presja działająca na element ekosystemu Ei,

x – znak mnożenia

WPij – wrażliwość elementu ekosystemu Ei na presję Pj.

Natomiast ocena skumulowanych presji dla poszczególnych podakwenów (wskaźnik BSPI), została określona poprzez uśrednienie skumulowanych wskaźników oddziaływania na poszczególne elementy ekosystemu występujące w danym podakwenie.

Analiza dominujących presji i oddziaływań obejmująca skutki kumulacyjne i synergiczne

W poniższej tabeli (Tabela 3.21) przedstawiono uzyskane wyniki prac w zakresie aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie w zasięgu polskich obszarów morskich (POM).

Zgodnie z uzyskanymi wynikami, elementami ekosystemu, na które skumulowane presje oddziałują najsilniej są:

- rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna,
- obszary lęgowe ptaków morskich,
- liczebność foki obrączkowanej,
- duże płytkie zatoki,
- obszary zimowania ptaków morskich,
- liczebność foki pospolitej,
- liczebność foki szarej,
- zalewy i jeziora przymorskie (laguny),
- rozmieszczenie zostery morskiej,
- obfitość (liczebność) dorsza.

Elementy ekosystemu, na które skumulowane presje oddziałują najsłabiej to:

- wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję,
- piasek głębokiego circalitoralu,
- piasek circalitoralu,
- rozmieszczenie rdestnic,
- rozmieszczenie wywłócznika.

Akwenem najbardziej narażonym na oddziaływania są polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (24), a najmniej narażonym - Wschodni Basen Gotlandzki (SEA-009).

Tabela 3.21. Ocena presji i oddziaływań na wody morskie w ujęciu podakwenów i poszczególnych elementów ekosystemu, obejmująca skutki kumulacyjne i synergiczne

Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24	
Nazwa podakwenu / Element ekosystemu		Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Średnia z oddziaływań (dla elementu ekosyst. w całym obszarze POM)
Poziom presji[30]		**33,0**	**30,0**	**34,0**	**33,0**	**30,0**	**40,0**	
Produktywne wody powierzchniowe		**27,6**	**26,6**	**26,8**	**28,4**	**24,6**	**33,2**	**27,9**
Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję		**16,2**	**15,4**	**15,5**	-	-	**19,3**	**16,6**
Twarde osady infralitoralu		**23,9**	**22,4**	-	**24,1**	**19,7**	**27,9**	**23,6**
Mieszane osady infralitoralu		**22,1**	**20,5**	-	-	-	-	**21,3**
Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu		-	-	-	-	-	**25,5**	**25,5**
Naga skała infralitoralu		**23,9**	-	-	-	-	-	**23,9**
Piasek infralitoralu		**20,6**	**19,1**	**19,7**	**20,7**	**17,0**	**24,7**	**20,3**
Twarde osady circalitoralu		**26,1**	**24,3**	-	-	-	-	**25,2**
Mieszane osady circalitoralu		**22,1**	**20,5**	-	-	-	**26,3**	**23,0**
Muł circalitoralu		**21,8**	**20,3**	**20,9**	-	-	**25,9**	**22,2**
Naga skała circalitoralu		**25,2**	-	-	-	-	-	**25,2**
Piasek circalitoralu		**18,7**	**17,0**	**17,6**	**18,9**	**16,2**	**22,6**	**18,5**
Twarde osady głębokiego circalitoralu		**25,8**	-	-	-	-	-	**25,8**
Mieszane osady głębokiego circalitoralu		**22,1**	**20,5**	**21,1**	-	-	-	**21,2**
Muł głębokiego circalitoralu		**21,5**	**20,2**	**20,4**	-	-	-	**20,7**
Piasek głębokiego circalitoralu		**18,4**	**17,0**	**17,2**	-	-	-	**17,5**
Rozmieszczenie widlika zaostrzonego		**24,3**	**22,7**	**23,0**	**24,5**	**20,6**	**29,2**	**24,1**
Rozmieszczenie zostery morskiej		-	-	-	-	-	**32,8**	**32,8**
Rozmieszczenie ramienic		-	-	-	-	-	**29,8**	**29,8**
Rozmieszczenie omułka jadalnego		**22,2**	**20,7**	**20,3**	**21,8**	**17,5**	**25,5**	**21,3**
Piaszczyste ławice podmorskie		**25,6**	-	-	-	-	-	**25,6**
Ujścia rzek (estuaria)		-	-	-	**30,7**	**26,7**	**38,3**	**31,9**
Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)		-	-	-	**31,3**	-	**39,0**	**35,2**
Duże płytkie zatoki		-	-	-	-	-	**37,5**	**37,5**
Rafy		**31,9**	-	-	-	-	-	**31,9**
Obfitość dorsza		**31,5**	**28,4**	**32,1**	**33,0**	**31,2**	**38,1**	**32,4**
Obfitość śledzia		**24,9**	**21,6**	**26,0**	**24,0**	**21,8**	**29,4**	**24,6**
Obfitość szprota		**24,4**	**21,1**	**25,5**	**23,6**	**21,4**	**28,7**	**24,1**
Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni		**30,6**	-	-	**29,9**	**26,0**	**36,7**	**30,8**
Potencjalne miejsca rekrutacji okonia		-	-	-	**27,9**	-	**34,9**	**31,4**

[30] Wartość stanowiąca sumę wszystkich poziomów presji występujących w danym podakwenie, ocenionych wg przyjętej skali od 0 (brak presji), do 5- presja bardzo wysoka.

Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24	
Nazwa podakwenu / Element ekosystemu		Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Średnia z oddziaływań (dla elementu ekosyst. w całym obszarze POM)
Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza		-	-	-	25,1	-	31,0	28,1
Potencjalne tarliska dorsza		29,2	26,4	30,3	-	-	-	28,6
Potencjalne tarliska storni europejskiej		29,6	25,7	30,1	-	-	-	28,5
Potencjalne tarliska storni bałtyckiej		29,0	25,1	29,5	28,6	25,1	35,5	28,8
Potencjalne tarliska śledzia		-	-	-	30,0	26,4	36,9	31,1
Potencjalne tarliska szprota		27,8	24,6	28,9	-	-	32,7	28,5
Obszary zimowania ptaków morskich		37,2	34,1	38,4	37,1	31,7	42,6	36,9
Obszary lęgowe ptaków morskich		-	-	-	38,5	33,2	44,9	38,9
Liczebność foki szarej		35,7	31,5	37,8	34,8	30,6	42,8	35,5
Liczebność foki pospolitej		37,1	33,0	39,3	-	-	-	36,5
Liczebność foki obrączkowanej		38,5	34,4	40,8	-	-	-	37,9
Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna		41,0	36,6	43,8	39,4	34,4	48,2	40,6
Rozmieszczenie rdestnic		-	-	-	18,1	-	21,5	19,8
Rozmieszczenie wywłócznika		-	-	-	18,1	-	21,4	19,8
Rozmieszczenie jezierzy morskiej		-	-	-	-	-	-	-
Rozmieszczenie mchów		-	-	-	18,8	-	22,2	20,5
Rozmieszczenie zamętnicy błotnej		-	-	-	18,8	-	22,3	20,6
Średnia z oddziaływań (BSPI)		26,8	24,2	27,5	26,9	24,9	31,5	27,2

źródło: opracowanie własne

Legenda:

- skala kolorystyczna poziomów skumulowanych oddziaływań ma na celu jedynie zwiększenie czytelności tabel i została przyjęta wg założeń:
- kolor zielony – najniższa wartość skumulowanych oddziaływań
- kolor czerwony- najwyższa wartość skumulowanych oddziaływań

Poniżej przedstawiono w odniesieniu do poszczególnych analizowanych presji antropogenicznych na wody morskie podsumowanie wpływu na uzyskane wyniki skumulowanej oceny oddziaływań.

Presje lądowe

Wprowadzanie substancji biogennych

Poziom presji związanej z wprowadzaniem biogenów do wód morskich został oceniony od 3 (w wodach otwartych) do 5 w najbardziej narażonym na dopływ tych substancji podakwenie – polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. Do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na ten rodzaj presji zalicza się: produktywne wody powierzchniowe, gatunki i grupy roślin: zostera morska, ramienice, jezierza morska, mchy, zamętnica błotna i widlik zaostrzony, a także potencjalne siedliska dorsza oraz jego obfitość. W związku z faktem, że presja na wody przybrzeżne jest bardzo wysoka, tym samym poziomy oddziaływań w tych wodach, dla wymienionych elementów ekosystemu również osiągnęły wysokie wartości.

Wprowadzanie innych substancji niż biogenne – substancje niebezpieczne

Presję związana z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych w stopniu umiarkowanym zidentyfikowano w podakwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, Basen Bornholmski, Wschodni Basen Gotlandzki. W pozostałych podakwenach POM, poziom presji określono jako niski. Tym samym udział wprowadzania substancji niebezpiecznych w skumulowanej ocenie oddziaływań na poszczególne elementy ekosystemu wód morskich w poszczególnych podakwenach można określić jako na średnim poziomie. Ze względu na fakt, iż zwierzęta takie jak foki czy morświn są bardzo wrażliwe na tę presję, będzie ona miała wpływ na skumulowane oddziaływania na te elementy ekosystemu. Innymi narażonymi w znacznym stopniu elementami ekosystemu na ten rodzaj presji są: obszary zimowania oraz obszary lęgowe ptaków morskich, rafy, twarde osady oraz naga skała circalitoralu, twarde osady głębokiego circalitoralu oraz rozmieszczenie omułka jadalnego.

Wprowadzanie innych substancji niż biogenne – wprowadzanie radionuklidów

Presja ta we wszystkich podakwenach POM została oceniona na niskim poziomie, wobec czego jej wpływ na wyniki skumulowanej oceny oddziaływań jest znikomy. Potencjalnie presja mogłaby oddziaływać w sposób istotny na wrażliwe elementy ekosystemu – ssaki i ptaki, tj. na elementy ekosystemu: foki, morświna, obszary zimowania oraz obszary lęgowe ptaków morskich.

Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

Poziom presji „Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych" w poszczególnych podakwenach POM oceniony został od niskiej w wodach otwartych Wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego, poprzez umiarkowany w Basenie Bornholmskim i dwóch podakwenach przybrzeżnych: polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Wschodniego Basenu Gotlandzkiego do wysokiej w Polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Elementami ekosystemu najbardziej narażonymi na inwazje gatunków obcych są: ramienice, omułek jadalny, widlik zaostrzony, siedliska chronione z ramach sieci Natura 2000 takie jak: ujścia rzek (estuaria), duże płytkie zatoki, zalewy i jeziora przymorskie (laguny), rafy, jak również niektóre gatunki ryb m.in. stornia europejska i bałtycka oraz śledź. Zidentyfikowana presja ze strony gatunków obcych będzie wpływała na oddziaływania skumulowane występujące na obszarze chronionym – duże płytkie zatoki.

Presje rybackie

Połów śledzia

Presja związana z połowami śledzia została oceniona jako wysoka we wszystkich podakwenach POM, co powoduje jej znaczący wpływ na wynik skumulowanej oceny oddziaływań. Do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na tą presję zaliczono: obfitość dorsza, liczebność foki obrączkowanej, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna, potencjalne tarliska śledzia i szprota. Opracowane w ramach HOLAS 3 wskaźniki wrażliwości odzwierciedlają potencjalny wpływ połowów śledzia na zagrożenie przyłowami dorsza, niepokojenie fok i morświnów, zagrożenie dla tych ssaków ze względu na możliwość przyłowu oraz uszczuplanie ich bazy pokarmowej, nadmierna eksploatacja ryb.

Połów dorsza

Ze względu na niski poziom presji – połów dorsza, wynikający z ograniczonych od 2016 r., a zaprzestanych od roku 2020 r. połowów tego gatunku, nie będzie ona praktycznie wpływać na wynik skumulowanej oceny oddziaływań. W przypadku występowania oddziaływań, najbardziej wrażliwymi elementami stanu środowiska wód morskich, zgodnie z ustalonymi w ramach HOLAS 3 wskaźnikami wrażliwości są: potencjalne tarliska dorsza, obfitość dorsza, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji

morświna oraz kolejno foki szarej i pospolitej, obfitość śledzia i szprota, potencjalne miejsca rozwoju narybku storni.

Połów szprota

Presja związana z połowem szprota została określona jako umiarkowana we wszystkich podakwenach POM, zatem będzie również wywierać wpływ na średnim poziomie na wynik skumulowanej oceny oddziaływań. Szczególne znaczenie połów szprota będzie miał dla poziomu oddziaływania na obfitość dorsza, liczebność foki obrączkowanej, rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna, potencjalne tarliska szprota oraz obfitość szprota i śledzia. Analogicznie jak w przypadku połowów śledzia, wpływ na wymienione elementy ekosystemu morskiego wynika z zagrożeń przyłowami, niepokojenia ssaków morskich, uszczuplanie ich bazy pokarmowej oraz nadmierną eksploatacją rybacką szprota i śledzia.

Przyłów ptaków

Przeprowadzona aktualizacja presji dot. przyłowu ptaków morskich wpływa w sposób umiarkowany na wyniki skumulowanej oceny oddziaływań. Do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na tą presję zaliczono: obszary zimowania ptaków morskich i obszary lęgowe ptaków morskich.

Przyłów ssaków

Ze względu na brak wyników badań w zakresie nasilenia presji polegającej na przyłowie ssaków, jednocześnie biorąc pod uwagę możliwość występowania tej presji, zrezygnowano z uwzględnienia oceny oddziaływań dla tej presji w skumulowanej ocenie oddziaływań.

Presje morskie

Zaburzenia fizyczne

W ramach prac nad aktualizacją dominujących presji i oddziaływań na wody morskie, sporządzono ocenę oddziaływań związanych z zaburzeniami fizycznymi dna morskiego, zgodnie z aktualną metodyką HOLAS 3. Zakłada ona, że wielkość oddziaływania na określony element ekosystemu jest iloczynem wielkości presji oraz uzgodnionego w drodze konsultacji między ekspertami wskaźnika wrażliwości przypisanego temu elementowi. W odniesieniu do presji ze strony zaburzeń fizycznych, do elementów ekosystemu najbardziej wrażliwych na tą presję zaliczono: siedliska chronione w ramach sieci Natura 2000 takie jak: zalewy i jeziora przymorskie (laguny), ujścia rzek (estuaria), duże płytkie zatoki, rafy oraz szereg gatunków roślin: rdestnica, wywłócznik, jezierza morska, mchy, zamętnica błotna, widlik zaostrzony, zostera morska, omułek jadalny, ramienice. Najwyższym wskaźnikiem wrażliwości charakteryzuje się trawa morska (zostera morska) oraz ramienice. Wskazane siedliska i gatunki, mogą być niszczone w wyniku działalności antropogenicznych takich jak: pogłębianie i składowanie urobku, wydobywanie piasku i żwiru, a także transport morski i trałowanie. Zidentyfikowana presja ze strony zaburzeń fizycznych w większości podakwenów jest jednak bardzo niska, stąd nie przewiduje się wystąpienia znaczących oddziaływań na wskazane elementy ekosystemu Bałtyku.

Niepokojenie gatunków, w szczególności w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania, spowodowanego obecnością człowieka

Presja związana z niepokojeniem gatunków spowodowana obecnością człowieka występuje głównie w podakwenach wód przybrzeżnych, w których rozwinięta jest turystyka oraz występuje duży ruch statków. Z tego względu najwyższe poziomy presji (wysoki i bardzo wysoki) zidentyfikowano dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich wód przybrzeżnych Wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Wskaźnikiem ekosystemu najbardziej narażonym na ten rodzaj presji są obszary zimowania ptaków morskich, które licznie występują w obrębie Zatoki Gdańskiej. Ponadto niepokojenie gatunków ma silny wpływ również na ssaki morskie i ptaki lęgowe. Ze względu na fakt, iż zidentyfikowane poziomy presji są bardzo wysokie dla podakwenów przybrzeżnych oraz fakt, że zwierzęta

takie jak foki czy morświn są bardzo wrażliwe na tę presję, będzie ona miała wpływ na skumulowane oddziaływania na te elementy ekosystemu.

Występowanie hałasu związanego z działalnością człowieka – impulsowego i ciągłego

Elementem ekosystemu najbardziej wrażliwym na presję związaną z oboma źródłami hałasu, a tym samym z najwyższym wskaźnikiem wrażliwości, jest morświn zwyczajny. Nieco tylko niższe wskaźniki wrażliwości przypisane są do trzech gatunków fok występujących w Morzu Bałtyckim: foka szara, obrączkowana, pospolita.

Hałas impulsowy w POM występuje na terenach, na których zlokalizowane są poligony wojskowe, a tym samym najwyższe poziomy presji występują w Basenie Gdańskim oraz polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W przypadku hałasu ciągłego najbardziej narażone na presję są podakweny otwartego morza: Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański, jak również jednego przybrzeżnego: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

Biorąc pod uwagę bardzo dużą wrażliwość ssaków morskich na dźwięki podwodne, a także na poziom presji związany z tym źródłem zanieczyszczenia, przewiduje się wystąpienie znaczących oddziaływań na te 4 elementy ekosystemu.

Inne źródła energii niż hałas – wprowadzanie ciepła

Presja związana z wprowadzaniem ciepła, ze względu na brak identyfikacji źródeł tej presji na obszarach POM, nie ma wpływu na wskaźnik skumulowanego oddziaływania. Potencjalnie presja ta, gdyby występowała, wpływałaby w największym stopniu (ze względu na wrażliwość elementów ekosystemu) na: rozmieszczenie zostery morskiej, rdestnic, wywłócznika, mchów, zamętnicy błotnej.

Plamy i wycieki oleju

Presja związana z występowaniem zdarzeń, najczęściej awaryjnych sytuacji przedostania się olejów, paliw, czy innych substancji ropopochodnych do wody w POM, wpływa w sposób umiarkowanych przede wszystkim na elementy ekosystemu morskiego: obszary zimowania i obszary lęgowe ptaków morskich. Jest to związane przede wszystkim z właściwościami substancji ropopochodnych tj. oleje i paliwa, które unoszą się przede wszystkim na powierzchni wody, tworząc często wielkopowierzchniowe obszary zanieczyszczone. Tym samym siedliska i gatunki denne są zagrożone ze strony tej presji w nieco mniejszym stopniu.

Załącznik 1 Tabelaryczne zestawienie presji

PL_01 Straty fizyczne

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
1	Produktywne wody powierzchniowe	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	1,5	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	1,9	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
4	Mieszane osady infralitoralu	1,9	0,0	0,0	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1,9	-	-	-	-	-	0,0
6	Naga skała infralitoralu	1,9	0,0	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8	Twarde osady circalitoralu	2	0,0	0,0	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,9	0,0	0,0	-	-	-	0,0
10	Muł circalitoralu	1,8	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
11	Naga skała circalitoralu	2	0,0	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	2	0,0	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,9	0,0	0,0	0,0	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,8	0,0	0,0	0,0	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	1,9	0,0	0,0	0,0	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	2	-	-	-	-	-	0,0
19	Rozmieszczenie ramienic	2	-	-	-	-	-	0,0
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21	Piaszczyste ławice podmorskie	2	0,0	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,9	-	-	-	0,0	0,0	0,0
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	2	-	-	-	0,0	-	0,0
24	Duże płytkie zatoki	1,9	-	-	-	-	-	0,0
25	Rafy	2	0,0	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27	Obfitość śledzia	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
28	Obfitość szprota	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,7	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,8	-	-	-	0,0	-	0,0
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,8	-	-	-	0,0	-	0,0
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,4	0,0	0,0	0,0	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,7	0,0	0,0	0,0	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,6	-	-	-	0,0	0,0	0,0
36	Potencjalne tarliska szprota	1	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,3	-	-	-	0,0	0,0	0,0
39	Liczebność foki szarej	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
40	Liczebność foki pospolitej	0,6	0,0	0,0	0,0	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,7	0,0	0,0	0,0	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	2	-	-	-	0,0	-	0,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,9	-	-	-	0,0	-	0,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	2	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	2	-	-	-	0,0	-	0,0
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	2	-	-	-	0,0	-	0,0

PL_02 Zaburzenia fizyczne

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**1**	**1**	**1**	**0**	**0**	**1**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	0,9
3	Twarde osady infralitoralu	1,3	1,3	1,3	-	0,0	0,0	1,3
4	Mieszane osady infralitoralu	1,2	1,2	1,2	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1,2	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	1,3	1,3	1,3	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,1	1,1	1,1	-	-	-	1,1
10	Muł circalitoralu	1	1,0	1,0	1,0	-	-	1,0
11	Naga skała circalitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	0,0	0,0	1,1
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,3	1,3	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,3	1,3	1,3	1,3	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,7	1,7	1,7	1,7	0,0	0,0	1,7
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,9	-	-	-	-	-	1,9
19	Rozmieszczenie ramienic	1,9	-	-	-	-	-	1,9
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,6	1,6	1,6	1,6	0,0	0,0	1,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	1,1	1,1	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,6	-	-	-	0,0	0,0	1,6

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7
24	Duże płytkie zatoki	1,6	-	-	-	-	-	1,6
25	Rafy	1,6	1,6	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,7	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	0,7
27	Obfitość śledzia	0,7	0,7	0,7	0,7	0,0	0,0	0,7
28	Obfitość szprota	0,5	0,5	0,5	0,5	0,0	0,0	0,5
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,3	1,3	-	-	0,0	0,0	1,3
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,2	-	-	-	0,0	-	1,2
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,1	-	-	-	0,0	-	1,1
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,2	1,2	1,2	1,2	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,2	-	-	-	0,0	0,0	1,2
36	Potencjalne tarliska szprota	0,8	0,8	0,8	0,8	-	-	0,8
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	1,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	0,0	0,0	1,0
39	Liczebność foki szarej	0,9	0,9	0,9	0,9	0,0	0,0	0,9
40	Liczebność foki pospolitej	0,9	0,9	0,9	0,9	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	0,8	0,8	0,8	0,0	0,0	0,8
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,2	1,2	1,2	1,2	0,0	0,0	1,2
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,6	-	-	-	0,0	-	1,6
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,7	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,6	-	-	-	0,0	-	1,6
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,7	-	-	-	0,0	-	1,7

PL_03 Zmiany warunków hydrologicznych

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
1	Produktywne wody powierzchniowe	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	1,3	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	1,2	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
4	Mieszane osady infralitoralu	1,1	0,0	0,0	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1	-	-	-	-	-	0,0
6	Naga skała infralitoralu	1,2	0,0	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8	Twarde osady circalitoralu	1,4	0,0	0,0	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,3	0,0	0,0	-	-	-	0,0
10	Muł circalitoralu	1,3	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
11	Naga skała circalitoralu	1,4	0,0	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	1,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,4	0,0	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,3	0,0	0,0	0,0	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,3	0,0	0,0	0,0	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	1,1	0,0	0,0	0,0	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,7	-	-	-	-	-	0,0
19	Rozmieszczenie ramienic	1,4	-	-	-	-	-	0,0
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21	Piaszczyste ławice podmorskie	1,3	0,0	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,5	-	-	-	0,0	0,0	0,0
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,6	-	-	-	0,0	-	0,0
24	Duże płytkie zatoki	1,3	-	-	-	-	-	0,0
25	Rafy	1,5	0,0	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27	Obfitość śledzia	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
28	Obfitość szprota	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,3	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,1	-	-	-	0,0	-	0,0
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,1	-	-	-	0,0	-	0,0
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,1	0,0	0,0	0,0	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,3	0,0	0,0	0,0	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	0,0	0,0	0,0
36	Potencjalne tarliska szprota	1,1	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
37	Obszary zimowania ptaków morskich	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,4	-	-	-	0,0	0,0	0,0
39	Liczebność foki szarej	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
40	Liczebność foki pospolitej	0,9	0,0	0,0	0,0	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	0,0	0,0	0,0	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,1	-	-	-	0,0	-	0,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1	-	-	-	0,0	-	0,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,4	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,1	-	-	-	0,0	-	0,0
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,4	-	-	-	0,0	-	0,0

PL_04 Hałas ciągły

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**4**	**4**	**2**	**2**	**4**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,5	1,5	2,0	2,0	-	-	2,0
3.	Twarde osady infralitoralu	0,2	0,6	0,8	-	0,4	0,4	0,8
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6.	Naga skała infralitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	0,6	0,6	1,2
8.	Twarde osady circalitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	1,2	-	-	-	1,2
10.	Muł circalitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	-	-	1,2
11.	Naga skała circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	1,2	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,8	0,8	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,2	-	-	-	-	-	0,8
19.	Rozmieszczenie ramienic	0,1	-	-	-	-	-	0,4
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,2	0,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,8	-	-	-	1,6	1,6	3,2
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,9	-	-	-	1,8	-	3,6
24.	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	3,6
25.	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,2	0,6	0,8	0,8	0,4	0,4	0,8
27.	Obfitość śledzia	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
28.	Obfitość szprota	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,6	1,8	-	-	1,2	1,2	2,4
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,6	-	-	-	1,2	-	2,4
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,6	-	-	-	1,2	-	2,4
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,6	1,8	2,4	2,4	1,2	1,2	2,4
35.	Potencjalne tarliska śledzia	0,6	-	-	-	1,2	1,2	2,4
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,6	1,8	2,4	2,4	-	-	2,4
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	0,8	2,4	3,2	3,2	1,6	1,6	3,2
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	1,6	1,6	3,2
39.	Liczebność foki szarej	1,4	4,2	5,6	5,6	2,8	2,8	5,6
40.	Liczebność foki pospolitej	1,5	4,5	6,0	6,0	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	4,5	6,0	6,0	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,7	5,1	6,8	6,8	3,4	3,4	6,8
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,1	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4

PL_05 Hałas impulsowy

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**0**	**4**	**2**	**2**	**4**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,2	0,6	0,0	0,8	0,4	0,4	0,8
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	0,8
3.	Twarde osady infralitoralu	0,2	0,6	0,0	-	0,4	0,4	0,8
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6.	Naga skała infralitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	0,6	0,6	1,2
8.	Twarde osady circalitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	0,0	-	-	-	1,2
10.	Muł circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	-	-	1,2
11.	Naga skała circalitoralu	0,2	0,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	0,6	0,6	1,2
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,0	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,0	0,8	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,2	0,6	0,0	0,8	0,4	0,4	0,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,1	-	-	-	-	-	0,4
19.	Rozmieszczenie ramienic	0	-	-	-	-	-	0,0
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,1	0,3	0,0	0,4	0,2	0,2	0,4
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,2	0,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,9	-	-	-	1,8	1,8	3,6
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,8	-	-	-	1,6	-	3,2
24.	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	3,6
25.	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,9	2,7	0,0	3,6	1,8	1,8	3,6
27.	Obfitość śledzia	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
28.	Obfitość szprota	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,1	3,3	-	-	2,2	2,2	4,4
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1	-	-	-	2,0	-	4,0
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,1	-	-	-	2,2	-	4,4
32.	Potencjalne tarliska dorsza	1	3,0	0,0	4,0	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,1	3,3	0,0	4,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
35.	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	2,2	2,2	4,4
36.	Potencjalne tarliska szprota	1,1	3,3	0,0	4,4	-	-	4,4
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	3,3	0,0	4,4	2,2	2,2	4,4
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,1	-	-	-	2,2	2,2	4,4
39.	Liczebność foki szarej	1,6	4,8	0,0	6,4	3,2	3,2	6,4
40.	Liczebność foki pospolitej	1,6	4,8	0,0	6,4	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,6	4,8	0,0	6,4	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,9	5,7	0,0	7,6	3,8	3,8	7,6
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,1	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,1	-	-	-	0,2	-	0,4

PL_06 Wprowadzanie ciepła

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**0**	**0**	**0**	**0**	**0**	**0**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,6	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	1,3	0,0	0,0	-	0,0	0,0	0,0
4	Mieszane osady infralitoralu	1,1	0,0	0,0	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1	-	-	-	-	-	0,0
6	Naga skała infralitoralu	1,3	0,0	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
8	Twarde osady circalitoralu	1,2	0,0	0,0	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,9	0,0	0,0	-	-	-	0,0
10	Muł circalitoralu	0,9	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
11	Naga skała circalitoralu	1,2	0,0	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,2	0,0	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,9	0,0	0,0	0,0	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,9	0,0	0,0	0,0	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,7	0,0	0,0	0,0	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,6	-	-	-	-	-	0,0
19	Rozmieszczenie ramienic	0,9	-	-	-	-	-	0,0
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,9	0,0	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,2	-	-	-	0,0	0,0	0,0
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,3	-	-	-	0,0	-	0,0
24	Duże płytkie zatoki	1,2	-	-	-	-	-	0,0
25	Rafy	1	0,0	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
27	Obfitość śledzia	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
28	Obfitość szprota	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1	0,0	-	-	0,0	0,0	0,0
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,5	-	-	-	0,0	-	0,0
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,3	-	-	-	0,0	-	0,0
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,8	0,0	0,0	0,0	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1	0,0	0,0	0,0	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
35	Potencjalne tarliska śledzia	1	-	-	-	0,0	0,0	0,0
36	Potencjalne tarliska szprota	0,9	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
37	Obszary zimowania ptaków morskich	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,2	-	-	-	0,0	0,0	0,0
39	Liczebność foki szarej	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
40	Liczebność foki pospolitej	0,3	0,0	0,0	0,0	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,1	0,0	0,0	0,0	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,5	-	-	-	0,0	-	0,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,5	-	-	-	0,0	-	0,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,5	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,5	-	-	-	0,0	-	0,0
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,5	-	-	-	0,0	-	0,0

PL_07 Substancje niebezpieczne

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**2**	**3**	**2**	**2**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	3,0	3,0	2,0	3,0	2,0	2,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,9	2,7	2,7	1,8	-	-	1,8
3	Twarde osady infralitoralu	1	3,0	3,0	-	3,0	2,0	2,0
4	Mieszane osady infralitoralu	1	3,0	3,0	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1	-	-	-	-	-	2,0
6	Naga skała infralitoralu	1	3,0	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,9	2,7	2,7	1,8	2,7	1,8	1,8
8	Twarde osady circalitoralu	1,2	3,6	3,6	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1	3,0	3,0	-	-	-	2,0
10	Muł circalitoralu	1	3,0	3,0	2,0	-	-	2,0
11	Naga skała circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,9	2,7	2,7	1,8	2,7	1,8	1,8
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1	3,0	3,0	2,0	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1	3,0	3,0	2,0	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,9	2,7	2,7	1,8	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,9	2,7	2,7	1,8	2,7	1,8	1,8
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,9	-	-	-	-	-	1,8
19	Rozmieszczenie ramienic	0,8	-	-	-	-	-	1,6
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,1	3,3	3,3	2,2	3,3	2,2	2,2
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,9	2,7	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,8	-	-	-	2,4	1,6	1,6
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1	-	-	-	3,0	-	2,0
24	Duże płytkie zatoki	0,7	-	-	-	-	-	1,4
25	Rafy	1,2	3,6	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,8	2,4	2,4	1,6	2,4	1,6	1,6
27	Obfitość śledzia	0,4	1,2	1,2	0,8	1,2	0,8	0,8
28	Obfitość szprota	0,4	1,2	1,2	0,8	1,2	0,8	0,8
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,9	2,7	-	-	2,7	1,8	1,8
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,5	-	-	-	1,5	-	1,0
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,6	-	-	-	1,8	-	1,2
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,7	2,1	2,1	1,4	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,7	2,1	2,1	1,4	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,7	2,1	2,1	1,4	2,1	1,4	1,4
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,6	-	-	-	1,8	1,2	1,2
36	Potencjalne tarliska szprota	0,6	1,8	1,8	1,2	-	-	1,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,4	4,2	4,2	2,8	4,2	2,8	2,8
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,3	-	-	-	3,9	2,6	2,6
39	Liczebność foki szarej	1,4	4,2	4,2	2,8	4,2	2,8	2,8
40	Liczebność foki pospolitej	1,5	4,5	4,5	3,0	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,4	4,2	4,2	2,8	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,8	5,4	5,4	3,6	5,4	3,6	3,6

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,7	-	-	-	2,1	-	1,4
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,7	-	-	-	2,1	-	1,4
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,7	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,7	-	-	-	2,1	-	1,4
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,7	-	-	-	2,1	-	1,4

PL_08 Eutrofizacja

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**3**	**4**	**4**	**5**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1,8	5,4	5,4	5,4	7,2	7,2	9,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	1	3,0	3,0	3,0	-	-	5,0
3	Twarde osady infralitoralu	1,3	3,9	3,9	-	5,2	5,2	6,5
4	Mieszane osady infralitoralu	1,3	3,9	3,9	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1,3	-	-	-	-	-	6,5
6	Naga skała infralitoralu	1,3	3,9	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1,3	3,9	3,9	3,9	5,2	5,2	6,5
8	Twarde osady circalitoralu	1,3	3,9	3,9	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,2	3,6	3,6	-	-	-	6,0
10	Muł circalitoralu	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	6,0
11	Naga skała circalitoralu	1,3	3,9	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	1,2	3,6	3,6	3,6	4,8	4,8	6,0
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,3	3,9	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,5	4,5	4,5	4,5	6,0	6,0	7,5
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,9	-	-	-	-	-	9,5
19	Rozmieszczenie ramienic	1,7	-	-	-	-	-	8,5
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,9	2,7	2,7	2,7	3,6	3,6	4,5

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
21	Piaszczyste ławice podmorskie	1,5	4,5	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,4	-	-	-	5,6	5,6	7,0
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,5	-	-	-	6,0	-	7,5
24	Duże płytkie zatoki	1,3	-	-	-	-	-	6,5
25	Rafy	1,3	3,9	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,5	4,5	4,5	4,5	6,0	6,0	7,5
27	Obfitość śledzia	0,7	2,1	2,1	2,1	2,8	2,8	3,5
28	Obfitość szprota	0,6	1,8	1,8	1,8	2,4	2,4	3,0
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,1	3,3	-	-	4,4	4,4	5,5
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,2	-	-	-	4,8	-	6,0
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,4	-	-	-	1,6	-	2,0
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,7	5,1	5,1	5,1	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,1	3,3	3,3	3,3	4,4	4,4	5,5
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	4,4	4,4	5,5
36	Potencjalne tarliska szprota	0,9	2,7	2,7	2,7	-	-	4,5
37	Obszary zimowania ptaków morskich	0,2	0,6	0,6	0,6	0,8	0,8	1,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,3	-	-	-	1,2	1,2	1,5
39	Liczebność foki szarej	0,4	1,2	1,2	1,2	1,6	1,6	2,0
40	Liczebność foki pospolitej	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,5	1,5	1,5	1,5	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,4	1,2	1,2	1,2	1,6	1,6	2,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,4	-	-	-	5,6	-	7,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,4	-	-	-	5,6	-	7,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,5	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,5	-	-	-	6,0	-	7,5
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,5	-	-	-	6,0	-	7,5

PL_09 Wprowadzanie radionuklidów

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		1	1	1	1	1	1
1	Produktywne wody powierzchniowe	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	0,4	0,4	0,4	-	0,4	0,4	0,4
4	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,3	0,3	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	0,3
6	Naga skała infralitoralu	0,4	0,4	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
8	Twarde osady circalitoralu	0,5	0,5	0,5	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,4	0,4	0,4	-	-	-	0,4
10	Muł circalitoralu	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-	0,5
11	Naga skała circalitoralu	0,5	0,5	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,5	0,5	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,5	0,5	0,5	0,5	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,2	0,2	0,2	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,6	-	-	-	-	-	0,6
19	Rozmieszczenie ramienic	0,4	-	-	-	-	-	0,4
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,4	0,4	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,7	-	-	-	0,7	0,7	0,7
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,2	-	-	-	0,2	-	0,2
24	Duże płytkie zatoki	0,2	-	-	-	-	-	0,2
25	Rafy	0,6	0,6	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
27	Obfitość śledzia	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
28	Obfitość szprota	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,3	0,3	-	-	0,3	0,3	0,3
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,3	-	-	-	0,3	0,3	0,3
36	Potencjalne tarliska szprota	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	0,3
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	0,8	0,8	0,8
39	Liczebność foki szarej	1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
40	Liczebność foki pospolitej	1	1,0	1,0	1,0	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	0,4	-	0,4
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	0,4	-	0,4
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
46	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	0,4	-	0,4
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	0,4	-	0,4

PL_10 Plamy i wycieki oleju

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		3	3	3	3	1	3
1	Produktywne wody powierzchniowe	1,4	4,2	4,2	4,2	4,2	1,4	4,2
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,6	1,8	1,8	1,8	-	-	1,8
3	Twarde osady infralitoralu	1,7	5,1	5,1	-	5,1	1,7	5,1
4	Mieszane osady infralitoralu	1,5	4,5	4,5	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	1,4	-	-	-	-	-	4,2
6	Naga skała infralitoralu	1,7	5,1	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	1,4	4,2	4,2	4,2	4,2	1,4	4,2
8	Twarde osady circalitoralu	1,3	3,9	3,9	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	1,1	3,3	3,3	-	-	-	3,3
10	Muł circalitoralu	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	3,3
11	Naga skała circalitoralu	1,3	3,9	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,9	2,7	2,7	2,7	2,7	0,9	2,7
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,3	3,9	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,9	2,7	2,7	2,7	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,5	4,5	4,5	4,5	4,5	1,5	4,5
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,6	-	-	-	-	-	4,8
19	Rozmieszczenie ramienic	1,5	-	-	-	-	-	4,5
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,6	4,8	4,8	4,8	4,8	1,6	4,8
21	Piaszczyste ławice podmorskie	1,5	4,5	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	1,6	-	-	-	4,8	1,6	4,8
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,7	-	-	-	5,1	-	5,1
24	Duże płytkie zatoki	1,6	-	-	-	-	-	4,8
25	Rafy	1,9	5,7	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,5	1,5	1,5	1,5	1,5	0,5	1,5
27	Obfitość śledzia	0,9	2,7	2,7	2,7	2,7	0,9	2,7
28	Obfitość szprota	0,9	2,7	2,7	2,7	2,7	0,9	2,7
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,5	4,5	-	-	4,5	1,5	4,5

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1,8	-	-	-	5,4	-	5,4
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	1,9	-	-	-	5,7	-	5,7
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,3	3,9	3,9	3,9	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,6	4,8	4,8	4,8	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,4	4,2	4,2	4,2	4,2	1,4	4,2
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,5	-	-	-	4,5	1,5	4,5
36	Potencjalne tarliska szprota	1,4	4,2	4,2	4,2	-	-	4,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	2	6,0	6,0	6,0	6,0	2,0	6,0
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	2	-	-	-	6,0	2,0	6,0
39	Liczebność foki szarej	1,4	4,2	4,2	4,2	4,2	1,4	4,2
40	Liczebność foki pospolitej	1,6	4,8	4,8	4,8	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	4,5	4,5	4,5	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,6	4,8	4,8	4,8	4,8	1,6	4,8
43	Rozmieszczenie rdestnic	1,5	-	-	-	4,5	-	4,5
44	Rozmieszczenie wywłócznika	1,5	-	-	-	4,5	-	4,5
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	1,6	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	1,6	-	-	-	4,8	-	4,8
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	1,6	-	-	-	4,8	-	4,8

PL_11 Niepokojenie gatunków spowodowane obecnością człowieka

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**2**	**2**	**3**	**4**	**4**	**5**
1.	Produktywne wody powierzchniowe	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,2	0,4	0,4	0,6	-	-	1,0
3.	Twarde osady infralitoralu	0,3	0,6	0,6	-	1,2	1,2	1,5
4.	Mieszane osady infralitoralu	0,3	0,6	0,6	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,4	-	-	-	-	-	2,0
6.	Naga skała infralitoralu	0,3	0,6	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
8.	Twarde osady circalitoralu	0,4	0,8	0,8	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	0,4	0,8	0,8	-	-	-	2,0
10.	Muł circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	2,0

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
11.	Naga skała circalitoralu	0,4	0,8	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	-	-	-	-	-
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,4	0,8	0,8	1,2	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	0,6	0,6	0,9	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,6	-	-	-	-	-	3,0
19.	Rozmieszczenie ramienic	0,4	-	-	-	-	-	2,0
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,3	0,6	0,6	0,9	1,2	1,2	1,5
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,8	1,6	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	0,7	-	-	-	2,8	2,8	3,5
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,7	-	-	-	2,8	-	3,5
24.	Duże płytkie zatoki	0,7	-	-	-	-	-	3,5
25.	Rafy	0,9	1,8	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,9	1,8	1,8	2,7	3,6	3,6	4,5
27.	Obfitość śledzia	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
28.	Obfitość szprota	0,4	0,8	0,8	1,2	1,6	1,6	2,0
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,6	1,2	-	-	2,4	2,4	3,0
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,9	-	-	-	3,6	-	4,5
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,7	-	-	-	2,8	-	3,5
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,6	1,2	1,2	1,8	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,7	1,4	1,4	2,1	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,7	1,4	1,4	2,1	2,8	2,8	3,5
35.	Potencjalne tarliska śledzia	0,6	-	-	-	2,4	2,4	3,0
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,5	1,0	1,0	1,5	-	-	2,5
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	1,3	2,6	2,6	3,9	5,2	5,2	6,5
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,8	-	-	-	7,2	7,2	9,0
39.	Liczebność foki szarej	1,3	2,6	2,6	3,9	5,2	5,2	6,5
40.	Liczebność foki pospolitej	1,4	2,8	2,8	4,2	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	1,4	2,8	2,8	4,2	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,4	2,8	2,8	4,2	5,6	5,6	7,0
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,2	-	-	-	-	-	-
46.	Rozmieszczenie mchów	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,2	-	-	-	0,8	-	1,0

PL_12 Połów ryb – połów śledzia

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		4	4	4	4	4	4
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	1,6	1,6	1,6	-	-	1,6
3	Twarde osady infralitoralu	0,6	2,4	2,4	-	2,4	2,4	2,4
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	1,6	1,6	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	0,6	2,4	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	0,8	3,2	3,2	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,6	2,4	2,4	-	-	-	2,4
10	Muł circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	2,4
11	Naga skała circalitoralu	0,8	3,2	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,8	3,2	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,6	2,4	2,4	2,4	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	1,2	1,2	1,2	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,5	-	-	-	-	-	2,0
19	Rozmieszczenie ramienic	0,5	-	-	-	-	-	2,0
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,5	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,7	2,8	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,8	-	-	-	3,2	3,2	3,2

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,8	-	-	-	3,2	-	3,2
24	Duże płytkie zatoki	0,8	-	-	-	-	-	3,2
25	Rafy	0,7	2,8	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4	6,4
27	Obfitość śledzia	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
28	Obfitość szprota	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,1	4,4	-	-	4,4	4,4	4,4
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,9	-	-	-	3,6	-	3,6
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,9	-	-	-	3,6	-	3,6
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,1	4,4	4,4	4,4	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1	4,0	4,0	4,0	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,4	-	-	-	5,6	5,6	5,6
36	Potencjalne tarliska szprota	1,3	5,2	5,2	5,2	-	-	5,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4	4,4
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	4,0	4,0	4,0
39	Liczebność foki szarej	1,2	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	4,8	4,8	4,8	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	6,0	6,0	6,0	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,6	-	1,6

PL_13 Połów ryb – połów dorsza

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**1**	**1**	**1**	**1**	**1**	**1**
1	Produktywne wody powierzchniowe	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-	0,4
3	Twarde osady infralitoralu	0,6	0,6	0,6	-	0,6	0,6	0,6
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	0,4	0,4	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,3	-	-	-	-	-	0,3
6	Naga skała infralitoralu	0,6	0,6	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
8	Twarde osady circalitoralu	0,8	0,8	0,8	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,6	0,6	0,6	-	-	-	0,6
10	Muł circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	0,6
11	Naga skała circalitoralu	0,8	0,8	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,8	0,8	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,6	0,6	0,6	0,6	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,3	0,3	0,3	0,3	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,9	-	-	-	-	-	0,9
19	Rozmieszczenie ramienic	0,8	-	-	-	-	-	0,8
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,8	0,8	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,9	-	-	-	0,9	0,9	0,9
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,7	-	-	-	0,7	-	0,7
24	Duże płytkie zatoki	0,9	-	-	-	-	-	0,9
25	Rafy	0,8	0,8	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6	1,6
27	Obfitość śledzia	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
28	Obfitość szprota	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,2	1,2	-	-	1,2	1,2	1,2
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,1	-	-	-	0,1	-	0,1
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,2	-	-	-	0,2	-	0,2
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,7	1,7	1,7	1,7	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,1	1,1	1,1	1,1	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,4	-	-	-	0,4	0,4	0,4

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
36	Potencjalne tarliska szprota	0,7	0,7	0,7	0,7	-	-	0,7
37	Obszary zimowania ptaków morskich	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	0,8	0,8	0,8
39	Liczebność foki szarej	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	1,2	1,2	1,2	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	0,8	0,8	0,8	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,3	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,3	-	-	-	0,3	-	0,3

PL_14 Połów ryb – połów szprota

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**
1	Produktywne wody powierzchniowe	1	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	1,2
3	Twarde osady infralitoralu	0,3	0,9	0,9	-	0,9	0,9	0,9
4	Mieszane osady infralitoralu	0,2	0,6	0,6	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,2	-	-	-	-	-	0,6
6	Naga skała infralitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
8	Twarde osady circalitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,3	0,9	0,9	-	-	-	0,9
10	Muł circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	0,9
11	Naga skała circalitoralu	0,3	0,9	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,3	0,9	0,9	0,9	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,3	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,4	-	-	-	-	-	1,2
19	Rozmieszczenie ramienic	0,3	-	-	-	-	-	0,9
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,4	1,2	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,4	-	-	-	1,2	1,2	1,2
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
24	Duże płytkie zatoki	0,4	-	-	-	-	-	1,2
25	Rafy	0,4	1,2	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	1,6	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8	4,8
27	Obfitość śledzia	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
28	Obfitość szprota	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,8	2,4	-	-	2,4	2,4	2,4
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,7	-	-	-	2,1	-	2,1
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,8	-	-	-	2,4	-	2,4
32	Potencjalne tarliska dorsza	1,1	3,3	3,3	3,3	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,8	2,4	2,4	2,4	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,8	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4	2,4
35	Potencjalne tarliska śledzia	1,1	-	-	-	3,3	3,3	3,3
36	Potencjalne tarliska szprota	1,4	4,2	4,2	4,2	-	-	4,2
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,1	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3	3,3
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1	-	-	-	3,0	3,0	3,0
39	Liczebność foki szarej	1,2	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6
40	Liczebność foki pospolitej	1,2	3,6	3,6	3,6	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	1,5	4,5	4,5	4,5	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	1,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
43	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,2	-	1,2

PL_15 Przyłów ptaków morskich

Lp.	Numer podakwenu / Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	SEA-007 Basen Bornholmski	SEA-009 wschodni Basen Gotlandzki	SEA-008 Basen Gdański	26 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	22 Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	24 Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		**3**	**3**	**3**	**3**	**3**	**3**
1	Produktywne wody powierzchniowe	0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
2	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0	0,0	0,0	0,0	-	-	0,0
3	Twarde osady infralitoralu	0,4	1,2	1,2	-	1,2	1,2	1,2
4	Mieszane osady infralitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	-
5	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,4	-	-	-	-	-	1,2
6	Naga skała infralitoralu	0,4	1,2	-	-	-	-	-
7	Piasek infralitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
8	Twarde osady circalitoralu	0,5	1,5	1,5	-	-	-	-
9	Mieszane osady circalitoralu	0,4	1,2	1,2	-	-	-	1,2
10	Muł circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	1,2
11	Naga skała circalitoralu	0,5	1,5	-	-	-	-	-
12	Piasek circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
13	Twarde osady głębokiego circalitoralu	0,5	1,5	-	-	-	-	-
14	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
15	Muł głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
16	Piasek głębokiego circalitoralu	0,4	1,2	1,2	1,2	-	-	-
17	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	0,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2
18	Rozmieszczenie zostery morskiej	0,5	-	-	-	-	-	1,5
19	Rozmieszczenie ramienic	0,4	-	-	-	-	-	1,2
20	Rozmieszczenie omułka jadalnego	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
21	Piaszczyste ławice podmorskie	0,7	2,1	-	-	-	-	-
22	Ujścia rzek (estuaria)	0,6	-	-	-	1,8	1,8	1,8
23	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	0,5	-	-	-	1,5	-	1,5
24	Duże płytkie zatoki	0,6	-	-	-	-	-	1,8
25	Rafy	0,7	2,1	-	-	-	-	-
26	Obfitość dorsza	0,7	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
27	Obfitość śledzia	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
28	Obfitość szprota	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
29	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	0,1	0,3	-	-	0,3	0,3	0,3
30	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	0,1	-	-	-	0,3	-	0,3
31	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,2	-	-	-	0,6	-	0,6
32	Potencjalne tarliska dorsza	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	-
33	Potencjalne tarliska storni europejskiej	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	-
34	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
35	Potencjalne tarliska śledzia	0,1	-	-	-	0,3	0,3	0,3
36	Potencjalne tarliska szprota	0,1	0,3	0,3	0,3	-	-	0,3
37	Obszary zimowania ptaków morskich	1,9	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7	5,7
38	Obszary lęgowe ptaków morskich	1,8	-	-	-	5,4	5,4	5,4
39	Liczebność foki szarej	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
40	Liczebność foki pospolitej	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
41	Liczebność foki obrączkowanej	0,2	0,6	0,6	0,6	-	-	-
42	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,2	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
43	Rozmieszczenie rdestnic	0	-	-	-	0,0	-	0,0
44	Rozmieszczenie wywłócznika	0	-	-	-	0,0	-	0,0
45	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0	-	-	-	-	-	-
46	Rozmieszczenie mchów	0	-	-	-	0,0	-	0,0
47	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0	-	-	-	0,0	-	0,0

PL_17 Wprowadzanie lub rozprzestrzenianie się gatunków obcych

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
	Poziom presji		3	2	2	3	3	4
1.	Produktywne wody powierzchniowe	1	3,0	2,0	2,0	3,0	3,0	4,0
2.	Wody głębokie nie narażone na trwałą anoksję	0,7	2,1	1,4	1,4	-	-	2,8
3.	Twarde osady infralitoralu	1,1	3,3	2,2	-	3,3	3,3	4,4
4.	Mieszane osady infralitoralu	1	3,0	2,0	-	-	-	-
5.	Muł infralitoralu lub piasek infralitoralu	0,9	-	-	-	-	-	3,6
6.	Naga skała infralitoralu	1,1	3,3	-	-	-	-	-
7.	Piasek infralitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	2,7	2,7	3,6
8.	Twarde osady circalitoralu	1,2	3,6	2,4	-	-	-	-
9.	Mieszane osady circalitoralu	1	3,0	2,0	-	-	-	4,0
10.	Muł circalitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	-	-	3,6
11.	Naga skała circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-
12.	Piasek circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	3,0	3,0	4,0
13.	Twarde osady głębokiego circalitoralu	1,2	3,6	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
14.	Mieszane osady głębokiego circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	-	-	-
15.	Muł głębokiego circalitoralu	0,9	2,7	1,8	1,8	-	-	-
16.	Piasek głębokiego circalitoralu	1	3,0	2,0	2,0	-	-	-
17.	Rozmieszczenie widlika zaostrzonego	1,2	3,6	2,4	2,4	3,6	3,6	4,8
18.	Rozmieszczenie zostery morskiej	1,1	-	-	-	-	-	4,4
19.	Rozmieszczenie ramienic	1,4	-	-	-	-	-	5,6
20.	Rozmieszczenie omułka jadalnego	1,4	4,2	2,8	2,8	4,2	4,2	5,6
21.	Piaszczyste ławice podmorskie	0,9	2,7	-	-	-	-	-
22.	Ujścia rzek (estuaria)	1,3	-	-	-	3,9	3,9	5,2
23.	Zalewy i jeziora przymorskie (laguny)	1,4	-	-	-	4,2	-	5,6
24.	Duże płytkie zatoki	1,3	-	-	-	-	-	5,2
25.	Rafy	1,2	3,6	-	-	-	-	-
26.	Obfitość dorsza	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
27.	Obfitość śledzia	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
28.	Obfitość szprota	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
29.	Potencjalne miejsca rozwoju narybku storni	1,3	3,9	-	-	3,9	3,9	5,2
30.	Potencjalne miejsca rekrutacji okonia	1	-	-	-	3,0	-	4,0
31.	Potencjalne miejsca rekrutacji sandacza	0,9	-	-	-	2,7	-	3,6
32.	Potencjalne tarliska dorsza	0,4	1,2	0,8	0,8	-	-	-
33.	Potencjalne tarliska storni europejskiej	1,2	3,6	2,4	2,4	-	-	-
34.	Potencjalne tarliska storni bałtyckiej	1,2	3,6	2,4	2,4	3,6	3,6	4,8
35.	Potencjalne tarliska śledzia	1,2	-	-	-	3,6	3,6	4,8
36.	Potencjalne tarliska szprota	0,5	1,5	1,0	1,0	-	-	2,0
37.	Obszary zimowania ptaków morskich	0,6	1,8	1,2	1,2	1,8	1,8	2,4
38.	Obszary lęgowe ptaków morskich	0,8	-	-	-	2,4	2,4	3,2
39.	Liczebność foki szarej	0,8	2,4	1,6	1,6	2,4	2,4	3,2
40.	Liczebność foki pospolitej	0,8	2,4	1,6	1,6	-	-	-
41.	Liczebność foki obrączkowanej	0,8	2,4	1,6	1,6	-	-	-
42.	Rozmieszczenie/zagęszczenie populacji morświna	0,4	1,2	0,8	0,8	1,2	1,2	1,6
43.	Rozmieszczenie rdestnic	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
44.	Rozmieszczenie wywłócznika	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
45.	Rozmieszczenie jezierzy morskiej	0,4	-	-	-	-	-	-

Lp.	Numer podakwenu		SEA-007	SEA-009	SEA-008	26	22	24
	Nazwa podakwenu / Element ekosystemu	Współczynnik wrażliwości elementu ekosystemu	Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański	Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
46.	Rozmieszczenie mchów	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6
47.	Rozmieszczenie zamętnicy błotnej	0,4	-	-	-	1,2	-	1,6

ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA MORSKIEGO

4. ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA MORSKIEGO

4.1 Analiza dostępnych materiałów, przyjęte założenia metodyczne

4.1.1 Wstęp

Opracowanie analizy ekonomicznej i społecznej użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji wód morskich należy do zadań ministra właściwego do spraw gospodarki morskiej. Konieczność jej wykonania wynika z ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (t.j. Dz.U. z 2023 r. poz. 1478) (zwana dalej Ustawą PW) w dziale III „Ochrona wód" w rozdziale 7 „Ochrona środowiska morskiego".

Zadanie stanowi wkład do kompleksowego opracowania Wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, która zgodnie z Ustawą PW zawiera:

- analizę podstawowych cech i właściwości wód morskich i obecnego stanu środowiska wód morskich,
- analizę dominujących presji i oddziaływań na wody morskie, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, obejmującą skutki kumulacyjne i synergiczne oraz uwzględniającą odpowiednie oceny wykonywane na podstawie przepisów ustawy oraz przepisów odrębnych;
- analizę ekonomiczną i społeczną użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich.

4.1.2 Kompatybilność sekcji wg PKD oraz sektorów analizy

Terminem stosowanym przez Główny Urząd Statystyczny (GUS) wobec rodzajów działań związanych z użytkowaniem wód morskich jest dział „gospodarka morska". Dział ten przedstawia podstawowe dane o podmiotach gospodarki narodowej, których podstawowa działalność związana jest z szeroko rozumianą gospodarką morską. W tym zakresie od roku 2007 nie nastąpiła żadna zmiana, a dane te są podawane wg Polskiej Klasyfikacji Działalności z 2007 r. (PKD), opracowanej na podstawie Statystyki Działalności Gospodarczych we Wspólnocie Europejskiej (NACE).

W związku z tym, w ujęciu statystycznym do podstawowego zakresu gospodarki morskiej przynależą następujące sekcje PKD:

sekcja A: Rolnictwo, leśnictwo, łowiectwo i rybactwo (rybołówstwo w wodach morskich),

sekcja C: Przetwórstwo przemysłowe (produkcja statków i konstrukcji pływających, produkcja łodzi wycieczkowych i sportowych, naprawa i konserwacja statków i łodzi, przetwarzanie i konserwowanie ryb, skorupiaków i mięczaków),

sekcja G: Handel hurtowy i detaliczny; naprawa pojazdów samochodowych, włączając motocykle (sprzedaż hurtowa pozostałej żywności włączając ryby, skorupiaki i mięczaki; sprzedaż detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków prowadzona w wyspecjalizowanych sklepach),

sekcja H: Transport i gospodarka magazynowa (transport morski i przybrzeżny pasażerski i towarów, przeładunek towarów w portach morskich, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich, działalność usługowa wspomagająca transport morski, działalność morskich agencji transportowych),

sekcja I: Działalność związana z zakwaterowaniem i usługami gastronomicznymi (turystyka nadmorska),

sekcja L: Działalność związana z obsługą rynku nieruchomości (zarządy portów morskich),

sekcja M: Działalność profesjonalna, naukowa i techniczna (badania naukowe i prace rozwojowe dla gospodarki morskiej),
sekcja N: Działalność w zakresie usług administrowania i działalność wspierająca (wynajem i dzierżawa środków transportu wodnego),
sekcja O: Administracja publiczna i obrona narodowa; obowiązkowe zabezpieczenia społeczne (kierowanie w zakresie e efektywności gospodarowania – urzędy morskie),
sekcja P: Edukacja (szkolnictwo morskie).

Działy gospodarki morskiej wg PKD nie są do końca kompatybilne z sektorami analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich. Dla uporządkowania terminologii przytoczono obszary działalności zaliczane przez GUS do „gospodarki morskiej", a następnie pokazano sposób przyporządkowania sekcji NACE do sektorów analizy.

Tabela 4.1. Porównanie obszarów działalności zaliczanych do „gospodarki morskiej" wg GUS i obszarów analizy

Sekcja wg PKD	**Działalności z danej sekcji kwalifikowana do „gospodarki morskiej"**	**Przyporządkowanie do obszarów analizy**
Sekcja A. Rolnictwo, leśnictwo, rybołówstwo	Rybołówstwo w wodach morskich (PKD 03.11.Z)	Rybołówstwo / rybołówstwo morskie
Sekcja B. Górnictwo i wydobywanie	Nie uwzględniane (górnictwo ropy i gazu) z dna morskiego (PKD 06.10.Z i PKD 06.20.Z jednak kody te nie różnicują wydobycia wg miejsca (dno morskie czy powierzchnia lądu)	Przemysł wydobywczy / morski przemysł wydobywczy
Sekcja C. Przetwórstwo przemysłowe	Produkcja statków i konstrukcji pływających, łodzi wycieczkowych i sportowych, naprawa i konserwacja statków i łodzi, przetwarzanie i konserwowanie ryb, skorupiaków i mięczaków (odpowiednio: PKD 30.11.Z, PKD 30.12.Z, , PKD 33.15.Z, PKD 10.20.Z	Stocznie / przemysł stoczniowy
Sekcja D. Wytwarzanie i zaopatrywanie w energię elektryczną, gaz	Nie uwzględniane (wiatraki off shore) (PKD 35.12.Z kod ten nie różnicuje wytwarzania wg metody)	Inne – morska energetyka wiatrowa / energetyka odnawialna – farmy wiatrowe
Sekcja G. Handel hurtowy i detaliczny	Handel hurtowy pozostałej żywności: ryby, skorupiaki i mięczaki, sprzedaż detaliczna prowadzona w wyspecjalizowanych sklepach (PKD 46.38.Z PKD 43.27.Z)	Rybołówstwo / rybołówstwo morskie
Sekcja H. Transport i gospodarka magazynowa	Transport morski i przybrzeżny, towarowy i pasażerski, przeładunek i magazynowanie towarów w portach, działalność usługowa wspierająca transport morski, (odpowiednio: PKD 50.20.Z, PKD 50.10.Z, PKD 52.22.A)	Żegluga morska + Porty morskie
Sekcja I. Działalność związana z zakwaterowaniem i usługami gastronomicznymi	Nie uwzględniane (Dział 55 Zakwaterowanie), (PKD 55.20.Z)	Turystyka i rekreacja
Sekcja L. Działalność związana z obsługą nieruchomości	Zarządy portów morskich (PKD 68.32.Z – symbol obejmuje zarządzanie ogółem nie tylko portami morskimi)	Porty morskie
Sekcja M. Działalność profesjonalna, naukowa i techniczna	Badania naukowe (PKD 71.20.B, PKD 72.19.Z, PKD 74.90.Z wszystkie wymienione symbole obejmują szerokie obszary nauki)	Pominięte*
Sekcja N. Działalność w zakresie administrowania	Wynajem i dzierżawa środków transportu wodnego (PKD 77.34.Z)	Pominięte*
Sekcja O. Administracja publiczna i obrona narodowa	Urzędy morskie. Nie uwzględniane – obrona narodowa (PKD84.22.Z)	Żegluga *
Sekcja P. Edukacja	Szkolnictwo morska (PKD 85.42.B -symbol znacznie szerszy w dezagregacji nie przewidziano podziału na profile)	Pominięte*

* pominięte przy analizach sektorowych, uwzględniane przy analizie całego agregatu „gospodarka morska"
Źródło: opracowanie własne na podstawi danych GUS

Dziedziny gospodarki morskiej tworzą zintegrowany system obejmujący:

- żeglugę morską + porty morskie
- stocznie / przemysł stoczniowy,
- rybołówstwo / rybołówstwo morskie,
- przemysł wydobywczy / morski przemysł wydobywczy
- turystykę i rekreację
- inne – morska energetyka wiatrowa / energetyka odnawialna – farmy wiatrowe.

Porównanie danych GUS do wymaganych w analizie społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich sektorów gospodarki wodnej wskazuje na:

- trudność w dezagregacji żeglugi i portów – te kategorie podawane są łącznie;
- GUS do „gospodarki morskiej" nie zalicza: wydobycia ropy i gazu z dna Bałtyku, wydobycia zasobów nieenergetycznych z dna, turystyki i rekreacji nadbałtyckiej, sektora militarnego.

Należy zatem zauważyć, że pewne kategorie statystyczne, podawane przez GUS łącznie dla całego agregatu „gospodarka morska" nie wyczerpują w pełni zakresu zadanej analizy.

W danych statystycznych GUS pominięto również morską energetykę wiatrową. Plany rozwoju tego fragmentu energetyki odnawialnej podlegają systematycznym opóźnieniom i w okresie sprawozdawczym, którego dotyczy niniejszy dokument – morska energetyka wiatrowa dalej pozostawała w fazie przygotowań. W dokumencie z 2017 r. pn. „Analiza społeczno-ekonomiczna użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska morskiego" rozpoczęcie budowy pierwszej farmy Baltic Power przewidywano na lata 2023-2024, co faktycznie nastąpiło (w Gminie Choczewo rozpoczęto budowę stacji elektroenergetycznej umożliwiającej przyłączenie do sieci farmy Baltic Power). W chwili obecnej przewidywania dotyczące terminów oddania pierwszych obiektów do użytku oscylują wokół roku 2026. Sukcesywne oddawanie obiektów do użytku nie oznacza automatycznie sprzedaży do sieci. Rynek zakupu energii z OZE jest bardzo mocno regulowany i cechuje się bardzo wysoką zmiennością przepisów. Trudno zatem rozstrzygnąć in advance kiedy energia ta pojawi się w krajowych bilansach.

Podsumowując, opierając się o przegląd dotychczasowych dokumentów i analizy własne brak jest kompleksowych i spójnych danych dotyczących sektorów ekonomicznych wykorzystujących wody morskie. Dane takie były zatem łączone lub poddawane dezegregacji na poszczególne obszary analizy zgodnie z tabelą (Tabela 4.1).

4.1.3 Dostępność serii danych w wymaganym horyzoncie analizy

Ekspertyza obejmuje okres sprawozdawczy od 1 stycznia 2016 roku do 31 grudnia 2021 roku. Oficjalne publikacje GUS obejmują okres do roku 2021. W związku z tym dane wykorzystujące publikacje GUS są zgodne z okresem sprawozdawczym objętym analizą. Sprawdzono również możliwość uaktualnienia danych za rok 2022. Plan wydawniczy GUS przewiduje jednak publikację kluczowych roczników i biuletynów z danymi za rok 2022 dopiero w grudniu 2023.

Dla potrzeb realizacji pracy wystąpiono do Urzędu Morskiego w Gdańsku oraz do Urzędu Morskiego w Szczecinie z prośbą o udostepnienia informacji niezbędnych do uszczegółowienia analizy sposobów użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim oraz dla potrzeb obliczenia kosztów degradacji środowiska morskiego. Zakres danych dotyczył turystyki wrakowej, w szczególności danych pochodzących z prowadzonych przez urzędy statystyk w zakresie ilości zgłoszonych takich form korzystania z wód morskich w latach 2016-2022. Dodatkowo proszono o przekazanie informacji dotyczących zdarzeń związanych z usuwaniem niewybuchów z trenów morskich w zakresie ilości takich zdarzeń w latach 2016-2021 oraz kosztów prowadzenia działania. Urząd Morski w Gdyni odpowiedział na zapytanie przekazując zestawienie organizatorów płetwonurkowań sportowo-rekreacyjnych, wyjść jednostek pływających oraz ilości osób uprawiających płetwonurkowanie na wrakach statków w latach 2008-2022. Urząd Morski w Szczecinie

odpowiedział na zapytanie przekazując koszt działań oczyszczania toru wodnego z obiektów niebezpiecznych oraz informację o działaniach związanych z usuwaniem niewybuchów, które były prowadzone na wodach morskich w ramach inwestycji „Modernizacja toru wodnego Świnoujście-Szczecin.

Dla potrzeb realizacji pracy wystąpiono również do Ministerstwa Aktywów Państwowych z prośbą o udostępnienie informacji i danych dotyczących projektowanych morskich farm wiatrowych. Zgodnie z informacją zawartą na stronie internetowej https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/program-rozwoju-morskich-farm-wiatrowych szacowana wartość inwestycji w morską energetykę wiatrową wyniesie ok. 130 mld zł. W związku koniecznością aktualizacji danych w ramach opracowania poproszono o podanie informacji o stanie zaawansowania prac oraz podanie informacji o kosztach dotychczas poniesionych np. na badania dna morskiego w obszarach planowanego posadowienia konstrukcji. Ministerstwo nie odpowiedziało na zapytanie.

4.2 Charakterystyka obszaru badań

4.2.1 Określenie zakresu obszaru badawczego

Na potrzeby oceny sposobów użytkowania wód morskich zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. c) dyrektywy 2008/56/WE, oraz oceny skutków działalności człowieka zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. b), opracowane są „Presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie".

Zgodnie z ustawą Prawo wodne przy opracowaniu analizy zgodnie z art. 150 ust. 3 uwzględnia się:

- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie;
- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej;
- zestawienie dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie.

Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie uwzględnia sposoby użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie, o których mowa w ust. 6 pkt 1 lit. c-e, pkt 2, pkt 3 lit. a oraz c, pkt 4, pkt 5 lit. a, pkt 6, pkt 7 lit. c, pkt 8 oraz pkt 10. Aktualizacja analizy presji i oddziaływań na wody morskie obejmuje skutki kumulacyjne i synergiczne oraz odpowiednie oceny w oparciu o zestawienia presji. Przy czym jako skutki kumulacyjne występujących presji należy rozumieć nagromadzenie się w jednym miejscu (w zasięgu analizowanych podakwenów POM) i w analizowanym okresie czasu (2016-2021) presji generujących oddziaływania, mogące wpływać na stan ocenianych elementów ekosystemu wód morskich. Zgodnie z art. 150 ust. 6 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (t.j. Dz. U. z 2022 r. poz. 2625, z późn. zm.), w opracowaniu dot. analizy dominujących presji i oddziaływań, łącznie z działalnością człowieka, wywieranych na stan środowiska tych wód uwzględniono sposoby użytkowania środowiska morskiego oraz działalności człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie. Na podstawie dokumentu wskazano zidentyfikowane sposoby użytkowania oraz elementy ekosystemów zależnych od sposobów użytkowania (oraz od których to użytkowanie zależy). Obecnie wszystkie prace w ramach presji morskich oparte są o podział na tzw. podakweny polskich obszarów morskich (POM). Są to akweny wydzielone w zasięgu polskich wód morskich, zgodne z podziałem wód obowiązującym w ramach HELCOM – poziom 3 (https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/Monitoring-and-assessment-strategy.pdf). Również obecna aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań, łącznie z działalnością człowieka, wywieranych na stan środowiska została oceniona pod kątem oddziaływań skumulowanych i synergicznych w podakwenach polskich obszarów morskich (POM). Na przestrzeni cykli planistycznych 2011-2016 oraz 2016-2021 podział podakwenów uległ zmianie. W poniższej tabeli wskazano różnice wynikającą ze zmiany w zakresie przebiegu granic podakwenów Morza Bałtyckiego. W celu możliwości porównania wyników, przypisano obecnym

zasięgom podakwenów numery podakwenów, które obowiązywały w ramach analizy presji za okres 2011-2016.

Tabela 4.2. Porównanie przebiegu podakwenów z lat 2016-2021 oraz 2011-2016

Numer podakwenu (2016-2021)	26		22	24		SEA-007	SEA-008	SEA-009
Numer podakwenu (2011-2016)	38	38A	62	35	35A	36	33	27

Należy zwrócić uwagę, że poprzednio opracowany dokument dot. analizy ekonomicznej nie uwzględniał wydzielenia na podakweny. Obecnie na potrzeby raportowania zakres danych dot. analizy presji i oddziaływań będzie uwzględniał podział na podakweny wskazane w Tabela 4.2. Natomiast należy zauważyć, że w przypadku danych opracowywanych w ramach analizy ekonomicznej brak jest możliwości dezagregacji danych na jednostki raportowe POM. Dane działu „gospodarka morska" uwzględniają w części dane skumulowane dla obszaru całego kraju lub dane w układzie wojewódzkim. W związku z powyższym przyjęto, że wszystkie wyniki dla każdego wydzielenia POM będą takie same.

Niezmiennie, ze względu na dostęp do morza, podmioty gospodarki morskiej skupiają się głównie na terenach nadmorskich. Najwięcej zlokalizowanych jest w województwach pomorskim i zachodniopomorskim, najmniej – w województwie warmińsko-mazurskim. Należy pamiętać, że siedziba podmiotów z tej branży może znajdować się poza miejscem prowadzonej działalności, niemniej jednak ich lokalizacja przestrzenno-funkcjonalna będzie przypisana do województw nadmorskich.

W Polsce trzy województwa mają dostęp do morza. W praktyce do obliczeń w ramach niniejszej analizy wykorzystano dane pochodzące z tych województw; co jest zgodne z publikowanymi rocznikami statystycznymi GUS dotyczącymi gospodarki morskiej.

W analizie wykorzystano również dane statystyczne publikowane w układzie gminnym. Oficjalna definicja gmin nadbałtyckich obejmuje zarówno gminy leżące nad Bałtykiem jak i te, których minimum 50% powierzchni znajduje się w odległości do 10 km od linii brzegowej. Do badań związanych np. z istnieniem kąpielisk, wykorzystano dane z gmin leżących bezpośrednio nad morzem udostępnianie w serwisie kapieliskowym prowadzonym przez Główny Inspektorat Sanitarny oraz dane pozyskane bezpośrednio z GUS.

4.2.2 Określenie wskaźników

Analiza społeczno-ekonomiczna jest jednym z elementów procesu wdrażania RDSM. W świetle wytycznych grupy roboczej ds. oceny społeczno-ekonomicznej, powołanej przy Komisji Europejskiej – Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document, przy określaniu sektorów, które korzystają z wód morskich, lub na nie oddziałują, można uwzględnić:

- akwakulturę i marikulturę;
- przemysł okrętowy i transport;
- obronę wybrzeża i ochronę przed powodzią;
- obronę militarną;
- rybołówstwo;
- turystykę;
- wydobycie (żwir, piasek);
- wydobycie ropy i gazu;
- kable (na przykład układy napędowe, telekomunikacja, rurociągi/gazociągi);
- energię odnawialną (np. farmy wiatrowe);
- przechowywanie (np. CO_2);

- pobór wody;
- transport wodny;
- wykorzystanie wód morskich do odprowadzania ścieków (rolnictwo, przemysł, gospodarstwa domowe itp.);
- infrastrukturę (np. portów, przystani, itp.).

Wykonawca na etapie opracowywania metodyki przeanalizował dostępne dokumenty i komunikaty instytucji, organów i jednostek organizacyjnych Unii Europejskiej, w tym m.in. Zawiadomienie Komisji na temat zaleceń dla poszczególnych państw członkowskich i regionów w odniesieniu do zaktualizowanych sprawozdań za 2018 r. dotyczących art. 8, 9 i 10 dyrektywy ramowej w sprawie strategii morskiej wraz z załącznikiem. W sprawozdaniach tych nie wskazano na błędy i uchybienia strony Polskiej w tym zakresie. Komisja ma również obowiązek poinformować zainteresowane państwa członkowskie, czy jej zdaniem zgłoszone sprawozdania są zgodne z dyrektywą oraz o przedstawienie wskazówek w tej sprawie zmiany, jakie uzna za konieczne. Zalecenia nie wprowadziły konieczności uzupełnienia czy też modyfikacji obecnie zastosowanych wskaźników.

W związku z tym Wykonawca po akceptacji przez Zamawiającego metodyki i opisanych w niej założeń wskazał zestaw presji i oddziaływań wraz z opracowanymi wskaźnikami podlegający ocenie.

Do wskaźników, które mogą mieć znaczenie przy ocenie sektorów gospodarki morskiej przyjęto:

- wartość dodaną;
- wartość konsumpcji pośredniej;
- przychód/dochód/wynagrodzenia pracowników;
- zatrudnienie.

Dodatkowo potencjalne wskaźniki mające znaczenie dla oceny wartości, nie odzwierciedlone w wartościach rynkowych a podlegające analizie to:

- wyrażanie preferencji ekonomicznych i społecznych, poprzez konsultacje publiczne, informacje w prasie, itp.;
- ceny rynkowe dla produktów komplementarnych (np. licencje/karty wędkarskie, sprzęt do nurkowania);
- wartość rekreacji;
- różne wyniki badań (np. sondaże, badania gotowości do zapłaty).

4.3 Identyfikacja i opis sektorów wykorzystujących wody morskie

4.3.1 Żegluga morska

Wzrost aktywności w sektorze transportu morskiego zarówno towarowego, jak i pasażerskiego, na Morzu Bałtyckim obserwowany jest od końca XX wieku i zaliczany jest obecnie do jednego z najbardziej intensywnych na świecie. Przez obszar polskich wód morskich przebiegają dwie główne trasy żeglugowe Bałtyku południowego: trasa pełnomorska i trasa przybrzeżna.

Duże znaczenie dla żeglugi mają realizowane lub planowane do realizacji inwestycje. Projekty morskie mają na celu poprawę konkurencyjności polskich portów morskich głównie poprzez: modernizację i rozbudowę infrastruktury portowej i dostępu do portów, inwestycje ograniczające zanieczyszczenia środowiska przez statki, inwestycje dotyczące budowy i modernizacji systemów łączności i nawigacji oraz z zakresu poprawy bezpieczeństwa morskiego.

Do najważniejszych inwestycji zaliczyć należy m.in.:

Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską na lata 2016-2023.

Przedsięwzięcie realizowane jest w ramach Programu wieloletniego pn. „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską na lata 2016-2023", przyjętego w dniu 24 maja 2016 r. uchwałą nr 57/2016 Rady Ministrów (zmienioną w dniu 24 listopada 2020 r. uchwałą nr 170/2020 Rady Ministrów) oraz w oparciu o ustawę z dnia 24 lutego 2017 r. o inwestycjach w zakresie budowy drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską - tzw. Specustawę. Przedsięwzięcie jest priorytetowym zadaniem Rządu z uwagi na nadrzędny interes publiczny, jakim jest zapewnienie bezpieczeństwa publicznego. Celem inwestycji jest również umożliwienie wzrostu społeczno-gospodarczego poprzez swobodny i całoroczny dostęp statków morskich do portu w Elblągu.

Wprowadzone nowelizacją z 2020 r. zmiany dotyczyły: zwiększenia wartości Programu z kwoty 880 mln zł do kwoty 1 984 mln zł; wydłużenia realizacji Programu z IV kwartału 2022 r. do I kwartału 2023 r. oraz zwiększenia zakresu Programu (m.in. o budowę sztucznej wyspy, budowę nowego mostu w Nowakowie, wykonanie obudowy brzegów odcinka rzeki Elbląg na północ od mostu w Nowakowie, wykonanie zadania pn. „Wejście do portu w Elblągu roboty pogłębiarskie od P1 do P2").

Ponadto, zgodnie z uchwałą nr 71/2023 Rady Ministrów z dnia 15 maja 2023 r. zmieniającą uchwałę w sprawie ustanowienia programu wieloletniego pod nazwą „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską", wydłużono perspektywę czasową niniejszego projektu do 2024 roku oraz zwiększono budżet programu o 143 mln zł.

Program wieloletni pn. „Utrzymanie morskich dróg wodnych w rejonie ujścia Odry w latach 2019-2028[31]

Program został przyjęty uchwałą Rady Ministrów nr 204/2017 z dnia 12 grudnia 2017 r. Istotą programu wieloletniego jest zapewnienie finansowania na trwałe utrzymanie bezpiecznego dostępu do portów morskich rejonu ujścia Odry, a w szczególności Szczecina i Świnoujścia (w tym portu zewnętrznego z terminalem LNG im. Prezydenta Lecha Kaczyńskiego) oraz Polic w zakresie niezbędnym do prowadzenia bezpiecznej i niezakłóconej żeglugi statków. Tory wodne, których parametry determinują możliwość korzystania z portów przez statki morskie podlegają stałemu spłycaniu, dlatego też dla niezakłóconego funkcjonowania portów niezbędne jest ich cykliczne pogłębianie w celu utrzymania niepogorszonych głównych parametrów toru, tj. gwarantowanej w przepisach prawa głębokości i szerokości. W celu zapewnienia bezpiecznej i niezakłóconej żeglugi konieczne jest także zapewnienie bezawaryjnego działania systemów bezpieczeństwa takich jak system VTS, system monitorowania kontroli i synchronizacji świateł nawigacyjnych znaków stałych i pływających, stałe i pływające oznakowanie nawigacyjne i łączność światłowodowa Świnoujście-Szczecin.

Zadania Programu:

- przywrócenie parametrów torów podejściowych do parametrów określonych w obowiązujących przepisach, a następnie ich utrzymanie, celem zapewnienia bezpiecznego dostępu od strony morza do portów morskich, położonych w rejonie ujścia Odry, w szczególności do portu Szczecin;
- zapewnienie trwałości projektu realizowanego w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014-2020 pn. „Modernizacja toru wodnego Świnoujście-Szczecin do 12,5 m" po okresie jego realizacji – utrzymanie parametrów technicznych toru;
- zapewnienie bezawaryjnego działania systemów bezpieczeństwa żeglugi wchodzących w skład infrastruktury zapewniającej dostęp do portów w Świnoujściu i Szczecinie;

[31] https://www.ums.gov.pl/projekty_unijne/utrzymanie_morskich.pdf

- utrzymanie ciągłego i niezakłóconego dostępu do portów w Świnoujściu i Szczecinie z uwagi na ważną rolę tych portów dla zapewnienia bezpieczeństwa i obronności państwa, a w szczególności wypełnienia przez Polskę zobowiązań sojuszniczych.

Modernizacja wejścia do portu wewnętrznego (w Gdańsku). (2010-2023 r.)

Inwestycja jest zlokalizowana w województwie pomorskim, w gminie Miasta Gdańsk, w rejonie Portu Gdańsk. W ramach Projektu wybudowany został tor wodny na Martwej Wiśle wraz z wymienionym i zaktualizowanym oznakowaniem nawigacyjnym, oraz przebudowane i wyremontowane nabrzeża Martwej Wisły. Projektowany odcinek toru wodnego charakteryzuje się długością 2 153 m i jest przedłużeniem toru wodnego zbudowanego w etapie II „Modernizacja wejścia do portu wewnętrznego w Gdańsku. Etap II – przebudowa szlaku wodnego na Martwej Wiśle i Motławie", o długości 6 592 m. Jednostkami modelowymi, dla których projektowany jest tor wodny są:

- statek BITFJORD charakteryzujący się takimi parametrami jak: długość 85,2 m, szerokość 12,2 m oraz zanurzenie 4,1 m;
- statek BITLAND charakteryzujący się takimi parametrami jak: długość 105 m, szerokość 15,82 m oraz zanurzenie 4,1 m;
- jednostka „tramwaju wodnego" charakteryzująca się takimi parametrami jak: długość 15-20 m, szerokość 4-5 m oraz zanurzenie 1,1 m.

W dniu 29 stycznia 2021 r. podpisany został Aneks do Umowy o dofinansowanie, zwiększający wartość całkowitą projektu do kwoty 136 541 874,69 zł oraz wydłużający okres realizacji rzeczowej projektu do 30 czerwca 2023 r. i okres kwalifikowalności wydatków do 30 września 2023 r[32].

Modernizacja toru wodnego Świnoujście-Szczecin do głębokości 12,5 m (2016-2022 r.)

Projekt obejmował pogłębienie toru Świnoujście-Szczecin do głębokości 12,5 m na odcinku ok. 62 km z równoczesnym jego poszerzeniem do szerokości 100 m w dnie na odcinkach prostych z odpowiednimi poszerzeniami na łukach i odcinkach przejściowych (wraz z niezbędnymi korektami geometrii toru Nawigacyjnego w Szczecinie). Ponadto, zakresem projektu objęto również przebudowę skarp brzegowych, pogłębienie i poszerzenie obrotnic dla statków, budowę dodatkowych konstrukcji hydrotechnicznych w postaci dwóch sztucznych wysp na Zalewie Szczecińskim, które powstały z urobku wydobytego podczas prac czerpalnych.

Realizacja Projektu spowodowała osiągnięcie następujących celów:

- udrożnienie toru wodnego dla statków o większej ładowności i zanurzeniu;
- poprawę bezpieczeństwa nawigacji statków morskich po szerszym i głębszym torze wodnym oraz usprawnienie nawigacji statków po torze wodnym i zwiększenie przepustowości toru spowodowane obniżeniem prawdopodobieństwa wystąpienia kolejki statków na torze wodnym;
- poprawę stanu funkcjonalnego i technicznego obiektów wchodzących w skład Bazy Oznakowania Nawigacyjnego.

[32] https://www.umgdy.gov.pl/fundusz_europejski/modernizacja-wejscia-do-portu-wewnetrznego-w-gdansku-etap-iiia/ dostęp: 10.2023 r.

Realizacja projektu zakończona w 2022 r[33].

Modernizacja toru wodnego do Portu Północnego w Gdańsku (2018-2019 r.)

Projekt Urzędu Morskiego w Gdyni. Wartość projektu: 161 mln zł, w tym dofinansowanie ze środków UE: 136,8 mln zł. Istotą projektu była przebudowa toru wodnego wraz z dostosowaniem oznakowania nawigacyjnego zlokalizowanego na Zatoce Gdańskiej w rejonie Portu Północnego, będącego częścią Portu Morskiego w Gdańsku, mająca na celu powiększenie szerokości toru w dnie do docelowej 600 m oraz głębokości technicznej do docelowej 18 m. Realizacja projektu zakończona została w 2019 r.[34]

Pogłębienie toru podejściowego i akwenów wewnętrznych Portu Gdynia. Etap II (2016-2023 r.)

Projekt Urzędu Morskiego w Gdyni. Wartość projektu: 127 mln zł. Inwestycja polegała na pogłębianiu toru podejściowego do Portu Gdynia do rzędnej 17,00 m (do główek falochronu) oraz poszerzeniu toru podejściowego do 280 m (na długości 3 734 m). Ponadto, wykonane zostało zabezpieczenie trasy światłowodu na projektowanej szerokości toru podejściowego oraz zabezpieczenie (przebudowę) wejścia do portu z pozostawieniem szerokości wejścia głównego 140 m.

Realizacja projektu przyczynia się do wzmocnienia konkurencyjności polskiej gospodarki poprzez zapewnienie warunków do zrównoważonego rozwoju handlu opartego na transporcie wodnym i tym samym zwiększenie przeładunków ekspediowanych śródlądową droga morską[35].

W 2021 r. w komunikacji międzynarodowej odnotowano wzrost ładunków przetransportowanych morską flotą przez polskich przewoźników oraz wzrost przewozów pasażerów. Według stanu na koniec 2021 r. morska flota transportowa liczyła mniej statków niż przed rokiem (2020 r. – 95; 2016 r. – 96), co spowodowało nieznacznie obniżenie ich łącznej nośności i pojemności brutto. Liczba jednostek polskiej floty rybackiej nie uległa zmianie, natomiast zwiększyła się ich łączna pojemność brutto i moc silników.

Wśród przyczyn wpływających na zmniejszenie liczebności floty wymienić można przerejestrowywanie i przenoszenie siedziby polskich przedsiębiorstw żeglugowych za granicę, złomowanie wyeksploatowanych jednostek oraz sprzedaż statków armatorom zagranicznym.

Większość statków morskiej floty transportowej pływała pod banderą zagraniczną. Na koniec 2021 r. morska flota transportowa obejmowała 88 statków (o 7 mniej niż w 2020 r.; o 8 mniej niż w 2016 r.) będących własnością lub współwłasnością polskich armatorów i operatorów. Łączna nośność (DWT) statków morskiej floty wyniosła 2593,7 tys. ton, natomiast pojemność brutto (GT) – 1876,0 tys. (wobec odpowiednio 2649,9 tys. ton i 1922,8 tys. w 2020 r.). Statki pod polską banderą w 2021 r. stanowiły 17,0% ogólnej liczby jednostek morskiej floty transportowej. W 2020 r. statki pływające pod polską banderą stanowiły 15,8% ogółu floty morskiej, w 2019 r. – 16,7%, a w 2010 r. – 12,4%. W 2020 r. liczba statków pod polską banderą była taka sama jak w 2010 r., a w porównaniu z 2019 r. zmniejszyła się o 6,3%.

W poniższych tabelach zestawiono najważniejsze dostępne dane statystyczne dotyczące żeglugi morskiej:

[33] https://125.re7.pl/ dostęp: 10.2023 r.

[34] https://www.pois.gov.pl/Strony/wiadomosci/Tor-wodny-do-gdanskiego-portu-przebudowany-Przed-czasem dostęp: 10.2023 r.

[35] https://www.umgdy.gov.pl/fundusz_europejski/poglebienie-toru-podejsciowego-i-akwenow-wewnetrznych-portu-gdynia-etap-ii-poglebienie-toru-podejsciowego/ dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.3. Stan i zmiany w morskiej flocie transportowej

LATA	Przybyło			Ubyło			Stan w dniu 31 XII poszczególnych lat		
	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)
2011	8	223,0	147 600	21	233,5	218 900	108	2931,0	2 039 200
2012	18	375,0	263 600	16	261,2	176 000	110	3044,8	2 126 800
2013	14	345,1	184 200	15	354,0	227 200	110	3036,1	2 084 400
2014	2	4,2	3 700	8	319,3	194 000	104	2721,0	1 894 000
2015	5	4,2	3 000	7	210,6	14 800	102	2514,7	1 778 300
2016	6	145,7	103 000	12	276,4	183 000	96	2385,1	1 697 900
2017	3	86,5	75,8	5	49,6	32,7	94	2422,1	1741
2018	5	190,5	119,5	2	10,5	7,8	97	2602,1	1852,8
2019	5	86,8	80,2	6	32,9	24,8	96	2656,0	1908,1
2020	2	16,8	32,9	3	22,9	18,2	95	2649,9	1922,8
2021	1	25,8	29,1	8	82,1	75,9	88	2593,7	1876,0

a - Łącznie ze zmianami wynikającymi z przeklasyfikowania statków.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.4. Stan i zmiany w przybrzeżnej flocie transportowej

LATA	Przybyło			Ubyło			Stan w dniu 31 XII poszczególnych lat		
	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)	liczba statków	nośność[a] (DWT) w tys. t	pojemność brutto (GT)
2011	–	–	–	–	–	–	27	–	–
2012	4	0,052	229	3	0,011	95	28	1,171	5 419
2013	8	7,371	4151	3	0,146	829	33	8,396	8 741
2014	–	–	–	7	6,237	3 381	26	2,159	5 360
2015	–	0,039	–	2	0,065	120	24	2,133	5 240
2016	15	10,372	5374	–	–	60	39	12,505	10554
2017	1	1,084	420	2	0,246	356	38	13,343	10618
2018	4	0,433	443	–	–	–	42	13,776	11061
2019	1	0,006	51	1	1,183	728	42	12,599	10384
2020	–	0,011	81	–	0,206	–	42	12,404	10465
2021	–	–	–	–	–	–	42	12,404	10465

a - Łącznie ze zmianami wynikającymi z przeklasyfikowania statków.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.5. Przewozy ładunków morską flotą transportową według rodzajów żeglugi i zasięgów pływania

WYSZCZEGÓLNIENIE **a – przewozy w tys. ton** **b – praca przewozowa w mln tonokilometrów** **c – średnia odległość przewozu jednej tony ładunku w kilometrach**		**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
OGÓŁEM	a	7737,5	7475,9	6965,4	6780,5	6963,2	7248,2	8253,7	9148,7	8727,3	8134,9	9587,5
	b	21340,6	20299,0	16298,6	13621,4	12739,2	8242,0	9362,4	7619,1	6830,4	6658,1	7554,1
	c	2758,1	2715,3	2339,9	2008,9	1829,5	1137,1	1134,3	832,8	782,6	818,5	787,9
statkami pod banderą polską	a	205,1	148,9	249,3	355,1	501,5	bd	581,4	1029,5	467,0	402,1	900,1
	b	43,4	49,5	239,9	416,7	564,2	bd	504,7	1052,5	234,7	340,0	706,1
	c	211,4	332,0	962,3	1173,5	1125,0	bd	868	808,8	502,6	845,6	784,5
statkami pod banderą obcą	a	bd	7327,0	6716,1	6425,4	6461,7	bd	7672,3	8119,2	8230,6	7712,9	8661,7
	b	bd	20249,6	16058,7	13204,8	12175,0	bd	8857,7	6566,6	6298,7	6119,4	6590,6
	c	bd	2763,7	2391,1	2055,1	1884,2	bd	1154,5	1022,3	765,3	793,4	760,9
Żegluga regularna	a	5994,4	6081,9	6191,3	5941,4	6212,5	6595,6	7672,3	8402,5	8430,2	7812,3	8738,3
	b	14473,5	15547,4	15033,3	12172,6	11043,7	7605,9	8857,7	6991,1	6700,5	6489,9	6918,3
	c	2414,5	2556,3	2428,1	2048,8	1777,7	1153,2	1154,5	832,0	794,8	830,7	791,7
daleki zasięg (oceaniczny)	a	570,0	613,2	594,3	632,7	598,0	407,2	683	628,6	582,0	561,3	601,9
	b	13334,4	14430,0	13978,9	11176,8	9968,1	6410,3	7513	5384,1	5016,8	4825,7	5181,3
	c	23392,8	23533,7	23521,6	17665,2	16669,1	15742,0	11000	8565,8	8620,3	8597,5	8608,2
bliski zasięg	a	5424,3	5468,7	5597,0	5308,7	5614,5	6188,4	6989,3	7773,9	7848,3	7251,0	8136,4
	b	1139,1	1117,4	1054,4	995,8	1075,7	1195,7	1344,7	1607,1	1683,8	1664,2	1737,0
	c	210,0	204,3	188,4	187,6	191,6	193,2	192,4	206,7	214,5	229,5	213,5
bałtycki (promy)	a	5424,3	5468,7	5597,0	5308,7	5614,5	6188,4	6989,3	7552,3	7712,9	7171,5	8087,1
	b	1139,1	1117,4	1054,4	995,8	1075,7	1195,7	1344,7	1466,7	1591,0	1492,5	1668,4
	c	210,0	204,3	188,4	187,6	191,6	193,2	192,4	194,2	206,3	208,1	206,3
Żegluga nieregularna	a	1743,1	1394,0	774,1	839,1	750,6	652,6	581,4	746,2	297,0	322,5	849,2
	b	6867,0	4751,6	1265,3	1448,8	1695,5	636,0	504,7	627,9	129,8	168,3	635,7
	c	3939,6	3408,6	1634,5	1726,6	2258,9	974,6	868	841,5	437,1	521,7	748,6
w tym zbiornikowce	a	bd	613,6	600,8	566,2	355,7	bd	248,7	339,6	297,0	144,5	122,8
	b	bd	737,1	738,9	669,2	276,8	bd	105,4	140,0	129,8	16,6	16,9
	c	bd	1201,3	1229,9	1181,9	778,2	bd	423,8	412,1	437,1	114,6	137,6
daleki zasięg (oceaniczny)	a	431,6	104,3	32,4	57,0	44,2	4,6	–	–	–	–	–

WYSZCZEGÓLNIENIE a – przewozy w tys. ton b – praca przewozowa w mln tonokilometrów c – średnia odległość przewozu jednej tony ładunku w kilometrach		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	b	3204,3	1138,6	172,5	400,1	622,4	10,4	–	–	–	–	–
	c	7424,5	10915,1	5324,1	7019,3	14081,4	2258,9	–	–	–	–	–
bliski zasięg	a	1311,5	1289,7	741,7	782,2	706,4	648,0	581,4	746,2	297,0	322,5	849,2
	b	3662,8	3613,0	1092,7	1048,7	1073,1	625,6	504,7	627,9	129,8	168,3	635,7
	c	2792,8	2801,5	1473,2	1340,7	1519,1	965,5	868	841,5	437,1	521,7	748,6
bałtycki	a	487,6	148,9	129,3	139,1	242,5	279,7	364,5	459,6	297,0	322,5	849,2
	b	450,1	49,5	39,9	37,1	109,2	104,8	244,3	284,0	129,8	168,3	635,7
	c	923,2	332,0	308,6	266,7	450,3	374,6	670,4	617,9	437,1	521,7	748,6
europejski	a	bd	1140,8	612,4	643,1	464,0	368,3	216,9	286,6	–	–	–
	b	bd	3563,6	1052,8	1011,6	963,9	520,8	260,3	344,0	–	–	–
	c	bd	3123,8	1719,1	1573,0	20773,4	1414,1	1200	1200,1	–	–	–

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej” GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Dane o flocie transportowej dotyczą statków floty morskiej i przybrzeżnej z wyłączeniem statków szkoleniowych, naukowo-badawczych, kutrów rybackich, holowników, pchaczy, jednostek służby państwowej, Marynarki Wojennej oraz Straży Granicznej. Pojemność brutto statku (GT) zgodnie z Międzynarodową Konwencją o pomierzaniu pojemności statków z 1969 r. jest to miara całkowitej pojemności zamkniętych pomieszczeń statku wewnątrz kadłuba i nadbudówek. Nośność (DWT) to ciężar, jaki statek może przyjąć zanurzając się do letniej linii ładunkowej w wodzie morskiej. Dane o przewozach żeglugą morską obejmują przewozy ładunków i pasażerów wykonane w rejsach żeglugą międzynarodową, zakończonych w roku sprawozdawczym, statkami własnymi i statkami dzierżawionymi pływającymi pod banderą polską i obcą, armatorów lub operatorów polskich. Nie obejmują przewoźników, którzy przenieśli siedzibę za granicę. Żegluga bliskiego zasięgu obejmuje przewozy w zasięgu bałtyckim i europejskim, natomiast żegluga dalekiego zasięgu obejmuje przewozy w zasięgu oceanicznym. Do przewozów w zasięgu bałtyckim zaliczono przewozy wykonane statkami kursującymi na trasach obejmujących porty Morza Bałtyckiego aż do linii Kristiansand (Norwegia) – Skagen (Dania). Do przewozów w zasięgu europejskim zaliczono przewozy wykonane statkami kursującymi na trasach obejmujących porty europejskie (z wyjątkiem portów leżących w zasięgu bałtyckim), azjatyckie porty Morza Czarnego i Morza Śródziemnego oraz porty Afryki Północnej do szerokości portu Casablanca włącznie. Do przewozów w zasięgu oceanicznym zaliczono przewozy wykonane statkami kursującymi na trasach wykraczających poza zasięg bałtycki i europejski. Do przewozów wykonanych w żegludze regularnej zaliczono przewozy wykonane statkami liniowymi kursującymi według ustalonego i ogłoszonego rozkładu podróży na określonej z góry trasie i zawijającymi do portów określonych w rozkładzie podróży. Do przewozów wykonanych w żegludze nieregularnej zaliczono przewozy wykonane statkami towarowymi żeglugi nieregularnej, tj.: statkami kursującymi bez ogłoszonego rozkładu podróży i kierowanymi zgodnie z aktualnymi potrzebami przewozowymi.

4.3.2 Porty morskie

Port morski to obiekt gospodarczy usytuowany na styku lądu z morzem odpowiednio przygotowany pod względem techniczno-technologicznym i organizacyjnym do obsługi obrotów handlu realizowanych drogą morską, a także do obsługi środków transportu morskiego i lądowego zaangażowanych w ich przewozie[36]. Porty spełniają również podstawowe funkcje społeczno-ekonomiczne, do których zaliczyć można funkcję: przemysłową, handlową, transportową, turystyczną czy też usług dla rybołówstwa bałtyckiego.

Do portów o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej, zgodnie z ustawą z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich[37] zalicza się największe polskie porty, tj. Gdańsk, Gdynię, Szczecin i Świnoujście. Porty te mają największe znaczenie pod względem wielkości przeładunków, dlatego szczegółowo zostały opisane w dalszej części niniejszego rozdziału. Mniejszą rolę odgrywają porty m.in. w Kołobrzegu, Darłowie, Elblągu i Policach, których znaczenie pod względem udziału w przeładunkach nie jest duże, jednakże pełnią istotną rolę aktywizującą obszary, na których są zlokalizowane. Porty morskie stanowią istotny element sieci transportowej zarówno dla ładunków, jak i pasażerów, szczególnie w ruchu międzynarodowym. Na polskim wybrzeżu znajduje się ponad trzydzieści portów morskich[38].

W skali roku (2021 r.) w portach morskich wzrosły obroty ładunkowe, ruch pasażerów oraz liczba statków zawijających do polskich portów morskich. Obroty ładunkowe w portach morskich w 2021 r.

[36] https://stat.gov.pl/metainformacje/slownik-pojec/pojecia-stosowane-w-statystyce-publicznej/1683,pojecie.html dostęp: 10.2023 r.
[37] Ustawa z dnia 20 grudnia 1996 r. o portach i przystaniach morskich (Dz.U.2023.1796 t.j.)
[38] Gospodarka morska w Polsce w latach 2019 i 2020. GUS. 2021

wyniosły 96,7 mln ton, tj. o 9,2% więcej niż w 2020 r. Wzrost obrotów odnotowano w Świnoujściu (o 13,7%), Gdańsku (o 11,0%), Gdyni (o 7,2%) oraz Szczecinie (o 3,4%), natomiast spadek – w Policach (o 16,1%). W 2020 r. obroty ładunkowe w portach morskich wyniosły 88 520,0 tys. ton, tj. o 5,7% mniej niż w 2019 r., a w 2018 r. obroty ładunkowe w portach morskich wyniosły 91 798,2 tys. ton, tj. o 17,6% więcej niż w 2017 r. oraz o 54,3% więcej w stosunku do 2010 r. W 2020 r. międzynarodowy obrót morski stanowił 96,9% obrotów ładunkowych w portach morskich, w 2019 r. – 97,8%, w 2018 r. – 98,1%, w 2017 r. – 97,2% a w 2016 r. – 97,1%).

Na międzynarodowe obroty morskie w portach morskich składają się obroty towarowe polskiego handlu zagranicznego oraz obroty ładunków tranzytowych. Obroty ładunkowe polskiego handlu zagranicznego w 2020 r. stanowiły 85,4% międzynarodowych obrotów morskich (wobec 83,3% w 2019 r. i 73,5% w 2010 r.), natomiast obroty ładunków tranzytowych – odpowiednio 14,6% (wobec 16,7% i 26,5%). 2021 r. krajowy obrót morski wyniósł 4,1 mln ton (o 47,1% więcej niż w roku poprzednim) i stanowił 4,2% obrotów ogółem. W międzynarodowym obrocie morskim przeładowano łącznie 92,6 mln ton ładunków (95,8% obrotów ogółem), tj. o 8,0% więcej niż w 2020 r. W 2021 r. ładunki przewożone statkami w relacji z portami Europy stanowiły 68,0% międzynarodowych obrotów ładunkowych polskich portów, Afryki – 11,8%, Azji – 11,4%, Ameryki Środkowej i Południowej oraz Ameryki Północnej po – 3,5% oraz Australii i Oceanii – 1,8%.

Oprócz portów morskich na polskim odcinku wybrzeża morskiego oraz nad zalewami funkcjonuje 49 przystani morskich (w większości są to struktury o powierzchni zbliżonej do 1 ha, nieposiadające typowej infrastruktury portowej). Mniejsze porty i przystanie morskie zajmują ważne miejsce zarówno w polityce lokalnej, kształtowanej na szczeblu gminy (jako element lokalnego potencjału rozwojowego), jak również stanowią element potencjału rozwojowego kraju. Porty regionalne i lokalne są z założenia składnikami infrastruktury miejscowej zapewniającymi możliwość wykorzystania szans, jakie daje nadmorskie położenie, dlatego ich funkcje dostosowane są do przyjętych form korzystania z morza. Porty regionalne i lokalne stają się w coraz większym stopniu ważnymi punktami infrastruktury gmin nadmorskich, służącymi również generowaniu miejsc pracy i dochodów. Porty te z czysto rybackich stają się portami obsługującymi funkcje turystyczno-rekreacyjne — od żeglarstwa i żeglugi turystycznej do połowów sportowych. Ponadto porty regionalne i lokalne w związku z realizacją inwestycji lub procesami przekształceń własnościowych przewidują korekty swoich granic terytorialnych, co skutkuje koniecznością zwiększania obszarów portowych. Do portów regionalnych zaliczyć należy port1[39]:

Darłowo

Port Morski Darłowo jest portem handlowo – rybackim, leżącym w ujściu rzeki, obejmującym prawie trzykilometrowy odcinek Wieprzy, wpadającej tutaj do morza. Leży w odległości około 25 Mm na zachód od portu Ustka i w odległości 33 Mm na wschód od portu Kołobrzeg. Jest portem otwartym Morza Bałtyckiego. Datuje się, iż już w X wieku w Darłowie istniał ośrodek handlowo – portowy. Port składa się z dwóch części. Pierwsza, zlokalizowana jest/została w bezpośredniej bliskości morza, z falochronami, wejściem do portu, Awanportem, Basenem Rybackim oraz mostem. Druga część portu położona jest w odległości około 2,3 km od wejścia portowego w bezpośrednim sąsiedztwie miasta Darłowo z Obrotnicą portową, Basenem Przemysłowym, oraz korytem rzeki Wieprza. Obie części portu łączy 2,5 km kanał portowy o żeglownej głębokości 5,5 m. Do Portu Darłowo mogą zawijać jednostki do 75 m o zanurzeniu maksymalnym do 4 m. Większe jednostki mogą zawijać do portu za zezwoleniem Kapitana Portu w Darłowie. Port Darłowo w ograniczonym zakresie pełni wszystkie typowe funkcje gospodarcze polegające na: przeładunkach towarów

[39] Uchwała nr 100 Rady Ministrów z dnia 17 września 2019 r. w sprawie przyjęcia programu pod nazwą „Program rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku"

w obrocie krajowym i zagranicznym; skupie, składowaniu, przetwórstwie i sprzedaży ryb morskich; dokonywaniu remontów, konserwacji kadłubów i silników okrętowych; świadczeniu usług dla postoju jednostek z pełną obsługą serwisową w postojach między rejsowych; przyjmowaniu i świadczeniu usług dla jednostek sportowo – rekreacyjnych. Obecny potencjał przeładunkowy portu darłowskiego nie jest w pełni wykorzystywany. Po realizacji szeregu inwestycji obrót przeładunkowy mógłby wzrosnąć do poziomu 1 mln. ton[40].

Elbląg

Port Elbląg jest największym polskim portem Zalewu Wiślanego. Położony jest nad rzeką Elbląg, w odległości 6 km od jej ujścia do Zalewu Wiślanego, który łączy się z Zatoką Gdańską drogą śródlądową rzeką Szkarpawą oraz przez Cieśninę Piławską w pobliżu Bałtijska. Port Elbląg jest portem regionalnym obsługującym zalewową i bałtycką żeglugę przybrzeżną towarową i pasażersko-turystyczną. Rocznie przewozi się w Elblągu ponad 30tys. pasażerów. Powierzchnia portu wynosi około 404 ha, a jego długość 4,5 km. Długość nabrzeży portowych mierzy 3,686 km. Głębokość toru wodnego wynosi 2,0 m, a w warunkach ekstremalnych 1,8 m. Do wyposażenia portu zalicza się: bocznica kolejowa, suwnica o udźwigu 150 ton, elewator zbożowy o poj. 14 tys. m^3, obrotnica dla statków o dł. 120 m, 5 basenów portowych, 5 przystani jachtowych, stocznia remontowa. Port ma połączenia kolejowe i drogowe m.in. z: Obwodem Kaliningradzkim, Warszawą, Gdańskiem, Olsztynem, Malborkiem, Braniewem[41].

Hel

Port w Helu zbudowany został w latach 1882-83 przez rząd pruski. Pierwotnie przystań kutrów i łodzi rybackich osłaniał falochron o konstrukcji drewnianej, który zajmował obszar odpowiadający obecnemu basenowi wewnętrznemu. Dopiero kolejne modernizacje, dokonane przez rząd II Rzeczypospolitej w latach 1924-25 i 1929-33, doprowadziły do uzyskania konkretnej konstrukcji i powierzchni. Na terenie portu znajdują się przedsiębiorstwa połowowe oraz budynki i hale niezbędne do funkcjonowania przetwórstwa rybnego. Port w Helu osłonięty jest od strony wód Zatoki Gdańskiej dwoma falochronami pełniącymi jednocześnie od wewnątrz funkcję nabrzeży: Falochronem Zachodnim (o dł. 615 m) i Falochronem Południowym (o dł. 180 m). Wewnątrz portu wyróżnia się następujące nabrzeża i pirsy: Nabrzeże Wyładunkowe (o dł. 240 m); Nabrzeże Wyposażeniowe (o dł. 146 m); Nabrzeże Remontowe (o dł. 128 m); Pirs Rybacki (dł. 100 m, dł. ścianki cumowniczej 200 m); Pirs Kaszubski (dł. 92m, dł. ścianki cumowniczej 184m); Pirs Wewnętrzny (dł. 135 m, dł. ścianki cumowniczej 270 m). Wewnątrz portu wyróżnić można następujące baseny: Basen Jachtowy, Basen Wewnętrzny i Zewnętrzny. W Basenie Jachtowym zainstalowano pomosty pływające dla jednostek sportowych. Do portu Hel mogą wchodzić statki, których długość nie przekracza 80 m i zanurzenia 6,0 m. Warunki te mają zastosowanie, gdy występuje średni stan wody. Dla statków o długości całkowitej większej niż 50 m pilotaż jest obowiązkowy, a inne warunki wejścia określa kapitan portu. Na torze podejściowym i w porcie Hel statki obowiązane są poruszać się z bezpieczną prędkością, nie większą niż 5 węzłów[42].

Kołobrzeg

Port Kołobrzeg usytuowany jest w ujściu rzeki Parsęty i bezpośredniej styczności z morzem, a wejście do portu określone jest pozycją 54° 11’ szerokości północnej i 15° 33’ długości wschodniej. Tereny portowe zlokalizowane są po obydwu brzegach rzeki Parsęty: po prawej stronie znajduję się przystań pasażerska

[40] http://www.port.darlowo.pl/pl/ dostęp: 10.2023 r.
[41] http://www.port.elblag.pl/o-porcie dostęp: 10.2023 r.
[42] https://porthel.home.pl/ dostęp: 10.2023 r.

obejmująca Nabrzeże Pasażerskie i Pilotowe oraz port handlowy, w którym przeładunek odbywa się przy nabrzeżach: Węglowym, Zbożowym, Słupskim i Koszalińskim. Na Wyspie Solnej usytuowany jest Port Jachtowy, w skład którego wchodzą nabrzeża: Szkutnicze, Pirs, Turystyczne, Jachtowe, Manewrowe, Szkolne, Żeglarskie oraz Basen Łodziowy. Na lewym brzegu rzeki położony jest port rybacki i port wojenny. Granice administracyjne Portu Kołobrzeg obejmują 58,52 ha i łączą się z terenami miejskimi i uzdrowiskowymi. Do portu mogą zawijać jednostki pływające nie przekraczające długości 85 m i zanurzenia 4,7 m. W zależności od długości jednostek oraz warunków hydrometeorologicznych statki mogą wykonywać manewry obracania przy elewatorze (średnica obrotnicy 95 m) lub w rozwidleniu kanałów (średnica obrotnicy 140 m). W Porcie Kołobrzeg stacjonuje łącznie 66 jednostek rybackich w tym 20 łodzi o długości nie przekraczającej 12 mb. Stałymi rezydentami portu są również jednostki pływające o charakterze rekreacyjnym, uprawiające rejsy wędkarskie w łącznej liczbie 43 sztuk oraz 6 jednostek pasażerskich żeglugi przybrzeżnej, a także międzynarodowej. W skład infrastruktury umożliwiającej obsługę jednostek o całkowitej nośności dochodzącej do 3000 DWT w Porcie Handlowym w Kołobrzegu wchodzą następujące urządzenia i budowle: bocznice kolejowe, dźwigi samojezdne 5 – 10 ton, dwie obrotnice dla jednostek pływających, drobnicowe o powierzchni użytkowej 4 901 m², elewatory zbożowe o pojemności 5 905 ton, place składowe o powierzchni 20 650 m² oraz place składowe wynoszące 17 316 m² powierzchni nieutwardzonej[43].

Łeba

Port leży na południowym wybrzeżu Morza Bałtyckiego, we wschodniej części Wybrzeża Słowińskiego. Znajduje się w północnej części woj. pomorskiego, w północnej części powiatu lęborskiego, w zachodniej części miasta Łeba. Port w Łebie usytuowany jest na odcinku ujściowym rzeki Łeby i jest portem rybackim oraz turystycznym. Znajduje się w nim rozbudowana przystań jachtowa i nabrzeża rybackie. W sezonie letnim w porcie bazuje wiele jednostek wycieczkowych, które oferują krótkie rejsy po morzu. Wielkość statków wchodzących do portu nie może przekroczyć 50 m długości. Każdorazowe wejście do portu jednostek o zanurzeniu przekraczającym 2,50 m powinno być uzgodnione z kapitanatem portu. Postój statków sportowych w porcie w Łebie jest dozwolony wyłącznie w Basenie Jachtowym i przy nabrzeżu Stoczniowym. Port Łeba posiada 3 baseny portowe.[44]

Police

Port morski Police jest portem morskim i rzecznym na Odrze w Policach przy torze wodnym Szczecin-Świnoujście. Port ten jest czwartym portem w Polsce pod względem przeładowywanej masy towarowej. Rocznie przeładowywanych jest w nim około 2,5 mln ton ładunków. Port Police ma cztery terminale przeładunkowe towarów masowych takich jak: fosforyty, apatyty, sól potasowa, nawozy, ruda ilmenitowa, amoniak i kwas siarkowy. Grupa Azoty Zakłady Chemiczne „POLICE" S.A. to jedyne krajowe przedsiębiorstwo branży chemicznej dysponujące specjalistycznym zapleczem portowym w bezpośrednim sąsiedztwie firmy[45].

Stepnica

Port położony jest na wschodnim brzegu Zatoki Stepnickiej, części Roztoki Odrzańskiej, będącej Zatoką Zalewu Szczecińskiego. Port jest częścią miasta Stepnica, położonej w woj. zachodniopomorskim, w powiecie goleniowskim. W odległości ok. 18 km od portu znajduje się droga krajowa nr 3, a w odległości 3 km zlokalizowana jest droga wojewódzka nr 111. Odległość portu do toru wodnego Świnoujście —Szczecin

[43] Strategia rozwoju portu morskiego Kołobrzeg. Zarząd Portu Morskiego Kołobrzeg sp. z o.o. 2010. Kołobrzeg
[44] http://port.leba.eu/pl/home dostęp: 10.2023 r.
[45] http://www.portpolice.pl/ dostęp: 10.2023 r.

wynosi ok. 3,5 km. Aktualnie do portu w Stepnicy mogą zawijać jednostki o głębokości zanurzenia do 3,40 m — 3,8 m i długości statku 115 m oraz szerokości 13,5 m, a ponadto barki o długości całkowitej 96 m oraz szerokości 9,5 m. Maksymalna długość zestawów pchanych mogących zawijać do portu w Stepnicy to 125 m oraz maksymalna szerokość 9,5 m. Port posiada wejście pomiędzy dwoma falochronami tworzącymi basen o wymiarach 165 m na 40 m oraz głębokości powyżej 4,5 m. W granicach morskiego portu Stepnica wyodrębnić można dwa rejony funkcjonalne: Basen Kolejowy, gdzie odbywają się przeładunki ładunków masowych, i Basen Rybacki, gdzie znajdują się miejsca postojowe dla łodzi rybackich i kilku jachtów, oraz przystań żeglarska, która może obsługiwać jednocześnie około 40 jednostek sportowo-żeglarskich[46].

Ustka

Port Morski w Ustce, którego historia sięga czternastego wieku, a który w obecnej formie budowany był na początku wieku dwudziestego, zlokalizowany jest w środkowej części polskiego wybrzeża Bałtyku. Od Słupska, będącego głównym miastem podregionu, dzieli go odległość 18 km. Naturalnym miejscem lokalizacji portu jest ujście rzeki Słupi. Wzdłuż brzegów dolnego odcinka rzeki zlokalizowano nabrzeża postojowe i przeładunkowe. Barierą ograniczającą rozwój portu w górę rzeki jest most kolejowy. Zabudowa miejska zlokalizowana jest po stronie wschodniej, natomiast po stronie zachodniej istnieje duży obszar pod potencjalny rozwój działalności portowej i okołoportowej. W skład infrastruktury zapewniającej dostęp do portu Ustka od strony wody wchodzą następujące elementy hydrotechniczne: tor podejściowy o długości 926 m, szerokości w dnie 60 m oraz głębokości 6,5 m, tor wodny o długości 1175 m, szerokości 24 m i głębokości 5,5 m, obrotnica „trawers kapitanatu" o szerokości 67 m i głębokości 5,5 m, osadniki (zachodni, wschodni, na rzece Słupia) i/oraz kotwicowisko. Wśród akwenów aktualnie eksploatowanych w Porcie Morskim w Ustce wymienić można: Baseny portowe (Rybacki, Węglowy, Osadowy, Awanportu) o łącznej powierzchni 65 790 m^2 ; Obrotnicę o powierzchni 3 523,87 m^2 ; Kanał portowy o powierzchni 45 669,13 m^2. Port dysponuje nabrzeżami przeładunkowymi i postojowymi o łącznej długości 2 879,9 m, z czego 815 m stanowią nabrzeża przeładunkowe. Prace rewitalizacyjne oraz inwestycyjne realizowane w ostatnich latach w znaczący sposób poprawiły stan techniczny nabrzeży portowych. Dominującą obecnie funkcją portu morskiego w Ustce jest rybołówstwo[47].

Władysławowo

Port Władysławowo jest położony na południowym wybrzeżu Morza Bałtyckiego, u nasady Mierzei Helskiej. Został zbudowany w latach 1936-1938 i uzyskał status największego portu rybackiego w Polsce. Port osłaniają dwa falochrony: Wschodni o dł. 340 m i Północny o dł. 620 m. Wejścia główne i wewnętrzne mają szerokość ok. 60 m. Głębokości w Porcie wahają się w przedziale 4,0-6,0 m. Do Portu mogą zawijać statki o długości 70 m i zanurzeniu 4,0 m (w szczególnych przypadkach, po uzyskaniu zgody Kapitana Portu, do 80 m długości i do 4,5 m zanurzenia), co jest najistotniejszym parametrem charakteryzującym port z punktu widzenia możliwości obsługi statków. Port Władysławowo na przestrzeni minionych lat zmienił swój charakter z rybackiego na wielofunkcyjny. Z tego też tytułu realizuje następujące funkcje: port schronienia przed sztormem i baza postoju statków, nie tylko rybackich, obsługa jednostek rybackich, jachtów turystycznych, jednostek komercyjnych (wędkarskich), baza ratownictwa morskiego SAR (Morska Służba

[46] Strategia rozwoju portu morskiego w Stepnicy na lata 2021-2027. Stepnica. 2021

[47] Strategia Rozwoju Portu Morskiego w Ustce do 2030 roku. Uchwały Rady Miasta Ustka nr XIII/133/2019 z dnia 29 października 2019 r

Poszukiwania i Ratownictwa), obsługa statków kabotażowych, baza przeładunkowa: artykułów spożywczych, kruszywa i innych materiałów budowlanych, baza dla statków obsługujących platformy wiertnicze i produkcyjne na morzu (w ograniczonym zakresie – jednostki o zanurzeniu do 4 m i długości 70 m) oraz baza remontowa – stocznia remontowa dla jednostek pływających do 35 m długości; baza przetwórstwa wstępnego ryb wraz z chłodnią[48].

Za porty lokalne uznaje się porty: Dziwnów, Dźwirzyno, Frombork, Jastarnia, Kamień Pomorski, Karsibór, Kąty Rybackie, Krynica Morska, Lubin, Mrzeżyno, Nowa Pasłęka, Nowe Warpno, Przytór, Puck, Rowy, Sierosław, Tolkmicko, Trzebież, Wapnica, Wolin.

W poniższy tabelach zestawiono dostępne dane GUS dotyczące krajowych portów morskich.

Tabela 4.6. Obroty ładunkowe w portach morskich

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
OGÓŁEM	2011	57738,2	33573,5	24164,7	56609,3	32663,5	23945,8	1128,8	910	218,9
	2012	58825,2	34543,7	24281,5	57727,6	33745,3	23982,2	1097,6	798,4	299,3
	2013	64282,5	34991	29291,5	62995,2	34264,2	28731	1287,3	726,8	560,5
	2014	68744	38973,2	29770,8	68018,1	38526,4	29491,6	726	446,7	279,2
	2015	69529,5	39833,6	29695,9	68460,2	39202,5	29257,7	1069,3	631,1	438,2
	2016	72933,5	40968,3	31965,1	70804,3	39882,7	30921,6	–	–	–
	2017	78076,3	48758,9	29317,3	75903,1	47565,3	28337,8	2173,2	1193,6	979,6
	2018	91798,2	60612	31186,2	90088,4	59668,2	30420,2	1709,8	943,8	766
	2019	93864,4	62983,8	30880,5	91783	61887,6	29895,4	2081,4	1096,2	985,2
	2020	88520	54560,8	33959,2	85737,7	52839,1	32898,6	2782,3	1721,7	1060,6
	2021	96662,9	62364,4	34298,5	92570,3	59916,1	32654,3	4092,5	2448,3	1644,2
Masowe ciekłe (niezjednostkowane)	2011	14633,5	6251,5	8382	14183	6001,9	8181	450,5	249,5	201
	2012	14008,7	8058,4	5950,3	13603,5	7770,7	5832,8	405,2	287,7	117,5
	2013	14508,4	9119,8	5388,6	14127,8	8846,6	5281,1	380,6	273,2	107,4
	2014	16033,7	10002,9	6030,8	15608,9	9714,5	5894,4	424,8	288,4	136,4
	2015	18856,3	12214,5	6641,8	18097,5	11751,1	6346,5	758,8	463,4	295,4
	2016	19100,1	11979,7	7120,4	17356,3	11008,4	6347,9	1743,8	971,3	772,5
	2017	21353,8	14782	6571,8	19341,7	13686,6	5655,1	2012	1095,3	916,7
	2018	23803	18190,3	5612,6	22278,4	17346,4	4931,9	1524,6	843,9	680,7
	2019	26844,3	21662,4	5181,9	25048,7	20678,4	4370,3	1795,6	984	811,6
	2020	22460,6	18098,4	4362,1	20428,4	16957,2	3471,2	2032,2	1141,3	890,9
	2021	29889,5	25582,1	4307,5	26888,8	23973,9	2914,9	3000,8	1608,2	1392,5
gaz ciekły	2011	137,6	133,4	4,2	137,6	133,4	4,2	0	0	–
	2012	93	71,7	21,2	93	71,7	21,2	–	–	–
	2013	117,3	85,2	32,1	117,3	85,2	32,1	–	–	–
	2014	181,9	180,3	1,7	181,9	180,3	1,7	–	–	–
	2015	237,7	237,7	–	237,7	237,7	–	–	–	–
	2016	1010,7	978,1	32,6	1005,2	972,6	32,6	5,5	5,5	–
	2017	1650,5	1626	24,5	1650,5	1626	24,5	–	–	–
	2018	2417	2390,5	26,5	2417	2390,5	26,5	–	–	–
	2019	3050,3	3048,9	1,4	3050,3	3048,9	1,4	–	–	–
	2020	3549,7	3507,9	41,8	3549,7	3507,9	41,8	–	–	–
	2021	3566,7	3560,5	6,2	3566,7	3560,5	6,2	–	–	–
ropa naftowa	2011	7695,9	3702,1	3993,7	7572,6	3582,2	3990,5	123,2	120	3,2
	2012	7564,6	6739,5	825,1	7382,4	6558,2	824,2	182,2	181,3	0,9

[48] Koncepcja rozwoju Portu Władysławowo. „Szkuner" Sp. z o.o. 2019

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2013	8194,6	8050	144,6	8033,8	7889,3	144,6	160,8	160,8	–
	2014	9133,5	8640,1	493,3	8978,4	8485,1	493,3	155,1	155,1	–
	2015	10957,3	10405,1	552,3	10781,1	10230,2	550,9	176,3	174,9	1,4
	2016	9986,5	8357,7	1628,9	9770,1	8142,6	1627,5	216,4	215	1,4
	2017	11186,7	9599,5	1587,2	11007,1	9421,8	1585,3	179,5	177,7	1,9
	2018	13085,3	12250,7	834,6	12914,9	12082,5	832,4	170,4	168,2	2,2
	2019	15660,5	14760,3	900,2	15409,6	14590,7	818,9	250,9	169,6	81,2
	2020	11464,8	10708,4	756,5	11110	10453,3	656,6	354,9	255	99,8
	2021	16823,9	16365,4	458,5	16592	16138,6	453,4	231,9	226,8	5
produkty z ropy naftowej	2011	5040,2	1636,1	3404,1	4715	1508,6	3206,4	325,2	127,5	197,8
	2012	4757,7	674,7	4083	4536,5	570,1	3966,4	221,2	104,6	116,6
	2013	4544,5	401,5	4143	4329,7	294,1	4035,6	214,8	107,4	107,4
	2014	4977,1	641,2	4335,9	4707,4	507,9	4199,5	269,7	133,3	136,4
	2015	5736,5	939,8	4796,8	5154	651,3	4502,7	582,5	288,5	294
	2016	6775,5	2163,6	4611,9	5253,7	1412,8	3840,8	1521,9	750,7	771,1
	2017	7131,5	3048,1	4083,4	5302	2130,4	3171,6	1829,5	917,7	911,8
	2018	7019,4	3075,1	3944,2	5665,1	2399,4	3265,7	1354,2	675,8	678,5
	2019	6447,6	3231,9	3215,7	4951,7	2466,4	2485,3	1495,9	765,5	730,4
	2020	5842	3368,4	2473,6	4219,3	2536,8	1682,5	1622,7	831,6	791,1
	2021	7923,9	5101,9	2822	5177,3	3732,7	1444,5	2746,6	1369,2	1377,4
inne ciekłe ładunki masowe	2011	1756,6	778,3	978,3	1754,5	776,2	978,3	2,1	2,1	–
	2012	1593,4	572,4	1021	1591,7	570,7	1021	1,8	1,8	–
	2013	1638,9	583	1055,9	1633,9	578	1055,9	5	5	–
	2014	1738,6	538,8	1199,8	1738,6	538,8	1199,8	–	–	–
	2015	1922,3	629,4	1292,8	1922,3	629,4	1292,8	–	–	–
	2016	1327,4	480,3	847	1327,4	480,3	847	–	–	–
	2017	1381,8	505	876,7	1378,7	505	873,7	3,1	–	3,1
	2018	1280,4	474	806,4	1280,4	474	806,4	–	–	–
	2019	1672,8	621,3	1051,6	1624	572,4	1051,6	48,8	48,8	–
	2020	1592,7	508,5	1084,2	1538,1	453,9	1084,2	54,6	54,6	–
	2021	1565	554,2	1010,9	1542,7	541,9	1000,8	22,3	12,2	10,1
nieznane masowe ciekłe	2011	3,2	1,5	1,7	3,2	1,5	1,7	–	–	–
	2012	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2013	13	–	13	13	–	13	–	–	–
	2014	2,5	2,5	–	2,5	2,5	–	–	–	–
	2015	2,5	2,5	–	2,5	2,5	–	–	–	–
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	3,3	3,3	–	3,3	3,3	–	–	–	–
	2018	1	–	1	1	–	1	–	–	–
	2019	13,1	–	13,1	13,1	–	13,1	–	–	–
	2020	11,3	5,2	6,1	11,3	5,2	6,1	–	–	–
	2021	10	–	10	10	–	10	–	–	–
Masowe suche (niezjednostkowane)	2011	24130,2	17005,2	7125	23468,5	16355,8	7112,8	661,7	649,5	12,3
	2012	24153,5	15722,8	8430,7	23479,7	15214,7	8265	673,8	508,1	165,7
	2013	26833,6	14042,4	12791,2	25978,4	13614,8	12363,5	855,3	427,6	427,7
	2014	26644	15036,9	11607,1	26366,2	14894,8	11471,4	277,8	142,1	135,7
	2015	25744,3	14166	11578,3	25458,6	14014,6	11444,1	285,6	151,5	134,2
	2016	26472	14575	11897	26103,4	14379,2	11724,2	368,7	195,8	172,8
	2017	25991,8	17899,5	8092,3	25866,1	17817,7	8048,3	125,8	81,7	44
	2018	30154	22881,3	7272,8	29984,8	22789,2	7195,6	169,2	92	77,2
	2019	29708,1	22581,8	7126,2	29477,3	22502,3	6975	230,7	79,5	151,2
	2020	30420,2	18663,3	11756,8	29716	18102,7	11613,2	704,2	560,6	143,6
	2021	28526,2	17150,7	11375,5	27512,2	16358	11154,2	1014	792,7	221,3

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
rudy i złom	2011	912,9	619,3	293,6	912,8	619,3	293,6	0,1	0,1	–
	2012	1038,9	794,1	244,8	1038,8	794	244,8	0,1	0,1	–
	2013	3036,6	2848,3	188,3	3036,6	2848,3	188,3	–	–	–
	2014	2375,4	2091	284,3	2375,4	2091	284,3	–	–	–
	2015	2401,1	2211,1	190	2399,5	2209,5	190	1,6	1,6	–
	2016	2204,5	1936,1	268,4	2204,4	1936	268,4	0,1	0,1	–
	2017	2979,8	2695,8	284,1	2978,8	2695,5	283,2	1,1	0,2	0,9
	2018	3710,8	3254,3	456,5	3710,8	3254,3	456,5	0	–	0
	2019	2854,9	2296,3	558,6	2853,7	2295,1	558,6	1,2	1,2	–
	2020	2776,2	2097,3	678,9	2775,3	2096,3	678,9	0,9	0,9	–
	2021	3158,9	2216,8	942,1	3152,6	2213,7	938,9	6,2	3,1	3,1
węgiel i koks	2011	8002,6	4004,3	3998,3	8002,6	4004,3	3998,3	–	–	–
	2012	8476,4	4257,4	4219,1	8178,5	4098,1	4080,4	297,9	159,2	138,7
	2013	11905,8	4136,4	7769,4	11217,3	3792,2	7425,1	688,5	344,2	344,2
	2014	9831,8	4788,6	5043,3	9831,8	4788,6	5043,3	–	–	–
	2015	8138,8	3428,2	4710,6	8138,8	3428,2	4710,6	–	–	–
	2016	8856,3	4162,7	4693,6	8856,3	4162,7	4693,6	–	–	–
	2017	9127,2	6779,2	2348	9115,2	6773,3	2342	12	6	6
	2018	13025,1	10378,5	2646,7	13025,1	10378,5	2646,7	–	–	–
	2019	12757,7	10181	2576,8	12692,5	10181	2511,5	65,3	–	65,3
	2020	10014,4	6658,8	3355,6	9989,7	6650,3	3339,4	24,7	8,5	16,2
	2021	8545,9	5209,9	3336	8539	5209,9	3329,1	6,9	–	6,9
produkty rolnicze (np. zboże, soja, tapioka)	2011	3558,2	2604,2	954	3481	2529,7	951,3	77,2	74,5	2,7
	2012	4074,5	2043,9	2030,7	4027,2	2007,3	2019,9	47,4	36,6	10,8
	2013	5359,7	2188,3	3171,4	5254,5	2135,8	3118,7	105,2	52,5	52,7
	2014	6820,8	2628,9	4191,9	6604,8	2522,2	4082,6	216	106,7	109,3
	2015	7198,8	2511,5	4687,3	6957,5	2396	4561,5	241,2	115,5	125,8
	2016	7889,1	2972	4917,2	7530,1	2781	4749,1	359	190,9	168,1
	2017	6185,7	2819,3	3366,4	6095,4	2764,3	3331,1	90,3	55	35,3
	2018	5060,4	2788	2272,4	4944,7	2729	2215,7	115,8	59,1	56,7
	2019	5209,2	2758,3	2450,9	5065	2700	2365	144,2	58,3	85,9
	2020	9245,3	3117,5	6127,8	9018,7	3018,3	6000,4	226,6	99,2	127,5
	2021	8635,3	3170,9	5464,5	8178,3	2922,1	5256,2	457,1	248,8	208,3
inne suche ładunki masowe	2011	11502	9633,7	1868,3	10917,5	9058,8	1858,8	584,5	574,9	9,6
	2012	10222	8317,1	1904,9	9893,5	8004,9	1888,6	328,5	312,2	16,2
	2013	6313	4656,1	1656,9	6251,4	4625,3	1626,1	61,6	30,8	30,8
	2014	7537,3	5452,9	2084,4	7475,5	5417,5	2058	61,8	35,4	26,4
	2015	7791,1	5803,7	1987,4	7748,3	5769,3	1979	42,8	34,4	8,4
	2016	7465,7	5467,1	1998,6	7456,1	5462,3	1993,8	9,6	4,8	4,8
	2017	7698,9	5605,1	2093,7	7676,5	5584,6	2091,8	22,4	20,5	1,9
	2018	8351,7	6455,3	1896,4	8298,3	6422,4	1875,9	53,4	32,9	20,5
	2019	8836	7322	1514	8816	7301,9	1514	20	20	–
	2020	8332,5	6768,8	1563,7	7884,6	6320,9	1563,7	448	448	–
	2021	8129,9	6542,7	1587,2	7586,1	6001,9	1584,2	543,8	540,7	3
nieznane masowe suche	2011	154,5	143,7	10,8	154,5	143,7	10,8	–	–	–
	2012	341,7	310,4	31,3	341,7	310,4	31,3	–	–	–
	2013	218,5	213,2	5,3	218,5	213,2	5,3	–	–	–
	2014	78,7	75,5	3,2	78,7	75,5	3,2	–	–	–
	2015	214,6	211,6	3	214,6	211,6	3	–	–	–
	2016	56,4	37,2	19,2	56,4	37,2	19,2	–	–	–
	2017	0,2	–	0,2	0,2	–	0,2	–	–	–
	2018	5,9	5,1	0,8	5,9	5,1	0,8	–	–	–
	2019	50,2	24,3	25,9	50,2	24,3	25,9	–	–	–

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2020	51,8	21	30,8	47,8	17	30,8	4	4	–
	2021	56,2	10,5	45,7	56,2	10,5	45,7	–	–	–
	2011	9420,5	4898,5	4522	9418,7	4896,9	4521,8	1,8	1,6	0,2
	2012	10781,4	5392,1	5389,4	10772,6	5392,1	5380,5	8,9	–	8,9
Kontenery duże	2013	13060,4	6552	6508,4	13022,7	6533,9	6488,8	37,7	18,1	19,6
	2014	15448	8142,8	7305,2	15447,3	8142,6	7304,7	0,8	0,2	0,6
	2015	13576,4	7038,9	6537,5	13557,1	7026,2	6530,9	19,3	12,7	6,6
	2016	14840,8	7484,7	7356,1	14820,1	7474,4	7345,7	20,7	10,4	10,3
	2017	17149,1	8456,4	8692,7	17142,2	8452,8	8689,4	6,9	3,5	3,4
	2018	22141,7	11022,8	11118,9	22138,5	11021,4	11117,1	3,2	1,4	1,8
	2019	23085,2	10989,2	12096	23070,2	10976,2	12094,1	15	13	2
	2020	21655,6	10173,7	11481,9	21627,5	10159,7	11467,8	28,2	14	14,2
	2021	23115,1	10691,4	12423,8	23090	10678,2	12411,8	25,2	13,2	12
kontenery 20’	2011	3597,1	2159,7	1437,4	3596,2	2158,9	1437,3	0,9	0,8	0
	2012	4032,5	2177,2	1855,3	4030,7	2177,2	1853,5	1,8	–	1,8
	2013	4698,8	2543,8	2155	4691,5	2540,2	2151,4	7,2	3,6	3,6
	2014	5826,1	3372,5	2453,6	5826	3372,4	2453,6	0,1	0,1	0,1
	2015	5149,8	2995,9	2153,9	5140,7	2989,8	2150,9	9,1	6,1	3
	2016	5971,8	3445,9	2525,9	5959,6	3439,8	2519,8	12,2	6,1	6,1
	2017	6370,2	3589,2	2781	6370,1	3589,1	2781	0,1	0	0
	2018	6964,6	3865,2	3099,5	6964,6	3865,2	3099,5	–	–	–
	2019	6403,6	3573,9	2829,7	6395,4	3566,6	2828,9	8,2	7,4	0,9
	2020	5962,8	3483,5	2479,3	5951,5	3477,9	2473,6	11,3	5,6	5,7
	2021	6368,7	3474	2894,7	6351,3	3465	2886,3	17,4	9	8,4
kontenery 40’	2011	5590,8	2673,8	2917	5589,9	2673	2916,9	0,9	0,7	0,2
	2012	6365,1	3041,5	3323,5	6358	3041,5	3316,5	7,1	–	7,1
	2013	8059,3	3914,1	4145,3	8028,8	3899,6	4129,3	30,5	14,5	16
	2014	9248,8	4669,6	4579,2	9248,2	4669,5	4578,7	0,6	0,1	0,5
	2015	7972,9	3931,4	4041,5	7963,3	3925,1	4038,2	9,6	6,3	3,3
	2016	8216,5	3915,1	4301,5	8212,9	3913,3	4299,7	3,6	1,8	1,8
	2017	10474,7	4788,4	5686,3	10474,5	4788,3	5686,2	0,2	0,1	0,1
	2018	12486	5815,2	6670,8	12485,6	5815,1	6670,4	0,4	0	0,4
	2019	15792,1	7119,4	8672,7	15785,8	7114	8671,8	6,2	5,4	0,8
	2020	14917,5	6518,6	8399	14904,8	6512,2	8392,5	12,8	6,4	6,4
	2021	16302,1	7154,4	9147,7	16295,3	7150,7	9144,6	6,8	3,7	3,1
kontenery >20’<40’	2011	12,1	8,8	3,2	12,1	8,8	3,2	–	–	–
	2012	102,6	56,3	46,3	102,6	56,3	46,3	–	–	–
	2013	28,8	10,2	18,6	28,8	10,2	18,6	–	–	–
	2014	25,1	18,1	7	25,1	18,1	7	–	–	–
	2015	11,2	8,6	2,6	11,2	8,6	2,6	–	–	–
	2016	3,8	2,5	1,3	3,8	2,5	1,3	–	–	–
	2017	11,7	1,1	10,6	11,7	1,1	10,6	–	–	–
	2018	2197,4	1172,4	1025	2197,4	1172,4	1025	–	–	–
	2019	412,3	238,6	173,7	412,3	238,6	173,7	–	–	–
	2020	257,4	123,5	133,9	257,4	123,5	133,9	–	–	–
	2021	12,8	9,6	3,2	12,8	9,6	3,2	–	–	–
kontenery > 40’	2011	220,4	56	164,4	220,4	56	164,4	–	–	–
	2012	281,3	117	164,3	281,3	117	164,3	–	–	–
	2013	273,4	83,9	189,5	273,4	83,9	189,5	–	–	–
	2014	348,1	82,6	265,4	348	82,6	265,4	0,1	0,1	–
	2015	442,4	103	339,5	441,9	102,7	339,3	0,5	0,3	0,2
	2016	648,3	121,2	527,1	643,4	118,8	524,6	4,9	2,4	2,4
	2017	292,5	77,7	214,8	285,9	74,3	211,6	6,6	3,4	3,2

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2018	346,5	81,9	264,6	343,6	80,5	263,2	2,8	1,4	1,4
	2019	477,2	57,2	419,9	476,7	57	419,7	0,5	0,3	0,3
	2020	517,4	48,1	469,3	513,2	46	467,2	4,1	2	2,1
	2021	429,5	51,3	378,2	428,6	50,8	377,8	0,9	0,5	0,4
nieznane kontenery	2011	0,1	0,1	–	0,1	0,1	–	–	–	–
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	0,1	0,1	–	0,1	0,1	–	–	–	–
	2014	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2015	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2016	0,3	–	0,3	0,3	–	0,3	–	–	–
	2017	0	0	–	0	0	–	–	–	–
	2018	147,3	88,2	59,1	147,3	88,2	59,1	–	–	–
	2019									
	2020	0,5	–	0,5	0,5	–	0,5	–	–	–
	2021	2	2	–	2	2	–	–	–	–
Toczne samobieżne	2011	5140,8	2774,5	2366,3	5140,8	2774,5	2366,3	–	–	–
	2012	5238,1	2823,7	2414,4	5238,1	2823,7	2414,4	–	–	–
	2013	5487,2	2855,4	2631,8	5487,2	2855,4	2631,8	–	–	–
	2014	6119,6	3224,3	2895,2	6119,6	3224,3	2895,2	–	–	–
	2015	6810	3578,9	3231,1	6810	3578,9	3231,1	–	–	–
	2016	7360,7	3800,5	3560,2	7360,7	3800,5	3560,2	–	–	–
	2017	7827,4	4038,7	3788,7	7827,4	4038,7	3788,7	–	–	–
	2018	7984,3	4063,6	3920,7	7984,3	4063,6	3920,7	–	–	–
	2019	7867,6	3982,6	3885	7867,6	3982,6	3885	–	–	–
	2020	7652,4	3903,9	3748,4	7652,4	3903,9	3748,4	–	–	–
	2021	8653,6	4455,7	4197,9	8653,6	4455,7	4197,9	–	–	–
samochody ciężarowe	2011	5050,5	2688,9	2361,6	5050,5	2688,9	2361,6	–	–	–
	2012	5158	2748,5	2409,5	5158	2748,5	2409,5	–	–	–
	2013	5427,9	2800,4	2627,5	5427,9	2800,4	2627,5	–	–	–
	2014	6048	3160,5	2887,5	6048	3160,5	2887,5	–	–	–
	2015	6742,2	3518,9	3223,4	6742,2	3518,9	3223,4	–	–	–
	2016	7277,9	3725,5	3552,4	7277,9	3725,5	3552,4	–	–	–
	2017	7733	3948,9	3784,1	7733	3948,9	3784,1	–	–	–
	2018	7859,2	3956,2	3903	7859,2	3956,2	3903	–	–	–
	2019	7798,9	3928,6	3870,3	7798,9	3928,6	3870,3	–	–	–
	2020	7573,1	3854,2	3719	7573,1	3854,2	3719	–	–	–
	2021	8538,9	4382,7	4156,2	8538,9	4382,7	4156,2	–	–	–
samochody i inne pojazdy będące przedmiotem handlu	2011	90,1	85,4	4,7	90,1	85,4	4,7	–	–	–
	2012	80,1	75,2	4,9	80,1	75,2	4,9	–	–	–
	2013	59,2	55	4,2	59,2	55	4,2	–	–	–
	2014	71,5	63,8	7,7	71,5	63,8	7,7	–	–	–
	2015	67,7	60	7,7	67,7	60	7,7	–	–	–
	2016	80,3	72,5	7,8	80,3	72,5	7,8	–	–	–
	2017	94,2	89,7	4,5	94,2	89,7	4,5	–	–	–
	2018	124,6	107,4	17,1	124,6	107,4	17,1	–	–	–
	2019	68,3	54	14,3	68,3	54	14,3	–	–	–
	2020	75,3	45,8	29,5	75,3	45,8	29,5	–	–	–
	2021	114,3	73	41,3	114,3	73	41,3	–	–	–
inne jednostki toczne samobieżne	2011	0,2	0,2	0	0,2	0,2	0	–	–	–
	2012	0,1	0	0	0,1	0	0	–	–	–
	2013	0	–	0	0	–	0	–	–	–
	2014	0	–	0	0	–	0	–	–	–
	2015	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2016	2,6	2,6	–	2,6	2,6	–	–	–	–
	2017	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	–	–	–
	2018	0,5	–	0,5	0,5	–	0,5	–	–	–
	2019	0,4	–	0,4	0,4	–	0,4	–	–	–
	2020	4	4	–	4	4	–	–	–	–
	2021	0,3	–	0,3	0,3	–	0,3	–	–	–
nieznane jednostki toczne samobieżne	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	0	–	0	0	–	0	–	–	–
	2014	0,1	–	0,1	0,1		0,1	–	–	–
	2015	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2019	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2020	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2021	0,1	–	0,1	0,1	–	0,1	–	–	–
Toczne niesamobieżne	2011	1060,2	618,8	441,4	1060,2	618,8	441,4	–	–	–
	2012	995,4	577,8	417,6	995,4	577,8	417,6	–	–	–
	2013	885,6	522,6	363,1	885,6	522,6	363,1	–	–	–
	2014	989,4	575,8	413,7	989,4	575,8	413,7	–	–	–
	2015	949,5	524	425,5	949,5	524	425,5	–	–	–
	2016	1045	546,3	498,7	1045	546,3	498,7	–	–	–
	2017	1101	566,3	534,6	1101	566,3	534,6	–	–	–
	2018	1233,4	616,1	617,3	1233,4	616,1	617,3	–	–	–
	2019	1058,3	508,8	549,4	1058,3	508,8	549,4	–	–	–
	2020	1094,8	504	590,8	1094,8	504	590,8	–	–	–
	2021	1378,3	669,8	708,5	1378,3	669,8	708,5	–	–	–
towarowe, drogowe przyczepy/naczepy	2011	441,4	212,6	228,8	441,4	212,6	228,8	–	–	–
	2012	406,7	187,3	219,4	406,7	187,3	219,4	–	–	–
	2013	405,8	186,5	219,3	405,8	186,5	219,3	–	–	–
	2014	470,2	232,5	237,7	470,2	232,5	237,7	–	–	–
	2015	484,2	231,3	252,9	484,2	231,3	252,9	–	–	–
	2016	654	314,2	339,8	654	314,2	339,8	–	–	–
	2017	701,6	336,5	365,2	701,6	336,5	365,2	–	–	–
	2018	879,2	417,6	461,6	879,2	417,6	461,6	–	–	–
	2019	972,7	458,4	514,2	972,7	458,4	514,2	–	–	–
	2020	981,4	436,8	544,5	981,4	436,8	544,5	–	–	–
	2021	1261,5	589,6	671,9	1261,5	589,6	671,9	–	–	–
przyczepy osobowe i inne pojazdy drogowe, rolnicze i przemysłowe	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2014	0,4	0,4	–	0,4	0,4	–	–	–	–
	2015	0,8	0,8	–	0,8	0,8	–	–	–	–
	2016	1,9	1,9	0	1,9	1,9	0	–	–	–
	2017	7,8	2,6	5,2	7,8	2,6	5,2	–	–	–
	2018	6,6	1	5,6	6,6	1	5,6	–	–	–
	2019	1	1	0	1	1	0	–	–	–
	2020	0,5	0,5	–	0,5	0,5	–	–	–	–
	2021	0,1	0,1	–	0,1	0,1	–	–	–	–
wagony kolejowe towarow	2011	371,3	193,7	177,6	371,3	193,7	177,6	–	–	–
	2012	397,7	217,6	180,1	397,7	217,6	180,1	–	–	–
	2013	306,3	180,5	125,8	306,3	180,5	125,8	–	–	–

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2014	358,5	194,9	163,6	358,5	194,9	163,6	–	–	–
	2015	309,9	154,1	155,8	309,9	154,1	155,8	–	–	–
	2016	267,6	131,4	136,1	267,6	131,4	136,1	–	–	–
	2017	243,6	115,5	128,1	243,6	115,5	128,1	–	–	–
	2018	238,5	121	117,5	238,5	121	117,5	–	–	–
	2019	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2020	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2021	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
rolltrailery pokładowe	2011	247,5	212,5	35	247,5	212,5	35	–	–	–
	2012	191	173	18	191	173	18	–	–	–
	2013	173,6	155,6	18	173,6	155,6	18	–	–	–
	2014	160,4	147,9	12,4	160,4	147,9	12,4	–	–	–
	2015	154,6	137,8	16,8	154,6	137,8	16,8	–	–	–
	2016	121,3	98,8	22,5	121,3	98,8	22,5	–	–	–
	2017	147,3	111,1	36,2	147,3	111,1	36,2	–	–	–
	2018	108,9	76,5	32,4	108,9	76,5	32,4	–	–	–
	2019	83,2	49,4	33,7	83,2	49,4	33,7	–	–	–
	2020	112,9	66,7	46,3	112,9	66,7	46,3	–	–	–
	2021	116,4	80	36,4	116,4	80	36,4	–	–	–
inne jednostki toczne niesamobieżne	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2014	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2015	0,1	–	0,1	0,1	–	0,1	–	–	–
	2016	0,3	–	0,3	0,3	–	0,3	–	–	–
	2017	0,6	0,6	–	0,6	0,6	–	–	–	–
	2018	0,3	–	0,3	0,3	–	0,3	–	–	–
	2019	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2020	0	0	–	0	0	–	–	–	–
	2021	0,2	–	0,2	0,2	–	0,2	–	–	–
Pozostałe ładunki drobnicowe (w tym małe kontenery)	2011	3352,9	2025	1327,8	3338,1	2015,7	1322,5	14,8	9,4	5,4
	2012	3648,1	1969	1679,2	3638,3	1966,3	1672	9,8	2,6	7,2
	2013	3507,3	1898,9	1608,4	3493,6	1890,9	1602,6	13,7	8	5,8
	2014	3509,3	1990,5	1518,8	3486,7	1974,4	1512,3	22,6	16	6,6
	2015	3593,1	2311,4	1281,7	3587,5	2307,8	1279,7	5,6	3,6	2,1
	2016	4107,5	2568	1539,5	4090,8	2565,1	1525,6	16,7	2,8	13,9
	2017	4653,2	3016,1	1637,1	4624,7	3003,1	1621,6	28,5	13	15,5
	2018	6481,7	3837,8	2643,9	6469	3831,4	2637,6	12,7	6,5	6,3
	2019	5301	3259	2041,9	5260,8	3239,3	2021,5	40,1	19,7	20,4
	2020	5236,5	3217,4	2019,1	5218,7	3211,5	2007,2	17,8	5,8	11,9
	2021	5100,2	3814,8	1285,4	5047,5	3780,5	1267	52,7	34,3	18,4
produkty leśne	2011	828,9	644,3	184,6	828,6	644	184,6	0,3	0,3	–
	2012	687,8	491,7	196,1	687,4	491,7	195,7	0,3	–	0,3
	2013	601	347,3	253,7	599,9	346,8	253,1	1,1	0,5	0,5
	2014	475	272,3	202,8	475	272,3	202,8	–	–	–
	2015	441,8	229,1	212,7	441,8	229,1	212,7	–	–	–
	2016	430,7	224,2	206,5	430,7	224,2	206,5	–	–	–
	2017	592,5	332,7	259,7	592,5	332,7	259,7	–	–	–
	2018	1951,4	615	1336,5	1949,4	615	1334,5	2	–	2
	2019	1146,5	430,7	715,8	1145,2	430,7	714,5	1,3	–	1,3
	2020	492,7	116,4	376,4	492,7	116,4	376,4	–	–	–
	2021	701,7	355,6	346,1	701,7	355,6	346,1	–	–	–
wy ro hv	2011	1597,4	706	891,4	1590,8	700,3	890,5	6,6	5,7	0,9

KATEGORIE I GRUPY ŁADUNKOWE		Ogółem	Wyładunek	Załadunek	Międzynarodowy obrót morski			Krajowy obrót morski		
					razem	wyładunek	załadunek	razem	wyładunek	załadunek
		w tys. ton								
Ogółem										
	2012	1867	744,3	1122,8	1861,9	741,7	1120,2	5,1	2,5	2,6
	2013	1428,3	657,8	770,5	1419,6	652,3	767,3	8,8	5,5	3,3
	2014	1401,1	607,1	794	1392,6	602,7	789,9	8,5	4,4,	4,1
	2015	1667,6	1015,2	652,4	1662,7	1012,4	650,3	4,9	2,8	2,1
	2016	2049,2	1187	862,2	2032,6	1184,3	848,3	16,6	2,7	13,9
	2017	2346,2	1450,2	896	2319,6	1438,3	881,3	26,7	11,9	14,7
	2018	2859,5	1972,1	887,4	2852,1	1967,2	884,9	7,5	4,9	2,6
	2019	2409,9	1556	853,9	2372,8	1537,6	835,1	37,1	18,3	18,8
	2020	2695,3	1500,5	1194,8	2679,8	1496,1	1183,7	15,4	4,4	11
	2021	2400,4	1911,8	488,6	2369,4	1891,3	478,1	31	20,5	10,5
pozostałe ładunki drobnicowe	2011	908,4	671,7	236,7	900,4	668,3	232,1	8	3,4	4,5
	2012	1064,9	715,8	349,1	1060,6	715,7	344,9	4,4	0,1	4,3
	2013	1466,1	885,6	580,5	1462,2	883,6	578,6	3,9	1,9	1,9
	2014	1625,9	1109,4	516,5	1611,8	1097,7	514	14,1	11,7	2,4
	2015	1468,5	1059,8	408,6	1467,7	1059,2	408,6	0,8	0,8	0
	2016	1604,2	1150,2	453,9	1604	1150,1	453,9	0,1	0,1	–
	2017	1701,8	1222,5	479,3	1701,1	1222,5	478,5	0,8	–	0,8
	2018	1645,7	1241,1	404,6	1642,4	1239,6	402,9	3,3	1,6	1,7
	2019	1650	1215,2	434,8	1649,4	1214,9	434,5	0,6	0,3	0,3
	2020	1981,3	1584,8	396,5	1979,6	1584	395,6	1,7	0,8	0,9
	2021	1928,1	1508,6	419,5	1908,7	1494,8	413,9	19,5	13,8	5,7
nieznane pozostałe ładunki drobnicowe	2011	18,3	3,1	15,2	18,3	3,1	15,2	–	–	–
	2012	28,4	17,2	11,2	28,3	17,2	11,2	0	–	0
	2013	11,8	8,2	3,6	11,8	8,2	3,6	–	–	–
	2014	7,3	1,7	5,6	7,3	1,7	5,6	–	–	–
	2015	15,2	7,2	8,1	15,2	7,2	8,1	–	–	–
	2016	23,5	6,6	16,9	23,5	6,6	16,9	–	–	–
	2017	12,7	10,5	2,1	11,6	9,5	2,1	1,1	1,1	–
	2018	25,1	9,6	15,4	25,1	9,6	15,4	–	–	–
	2019	94,6	57,2	37,4	93,5	56,1	37,4	1,1	1,1	–
	2020	67,2	15,7	51,5	66,6	15,1	51,5	0,6	0,6	–
	2021	70	38,8	31,1	67,8	38,8	28,9	2,2	–	2,2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.7. Międzynarodowy ruch pasażerów w portach morskich

PORTY		Pasażerowie ogółem	Przyjazdy	Wyjazdy
OGÓŁEM	2011	1581885	780027	801858
	2012	1612538	802702	809836
	2013	1596763	787070	809693
	2014	1753577	875519	878058
	2015	1851298	919666	931632
	2016	1933460	962501	970959
	2017	2025397	1011758	1013639
	2018	2058878	1029218	1029660
	2019	2083723	1057440	1026283
	2020	1553725	780543	773182
	2021	1764432	882463	881969
Gdańsk	2011	148330	73427	74903
	2012	146721	73313	73408
	2013	125764	61943	63821
	2014	121228	60026	61202
	2015	107976	52840	55136
	2016	103588	51657	51931

PORTY		Pasażerowie ogółem	Przyjazdy	Wyjazdy
	2017	105703	53618	52085
	2018	118100	62436	55664
	2019	166297	87243	79054
	2020	148013	77323	70690
	2021	162413	86124	76289
Gdynia	2011	484910	241334	243576
	2012	505029	255524	249505
	2013	514838	256487	258351
	2014	571745	289753	281992
	2015	604250	301365	302885
	2016	612716	306407	306309
	2017	666557	335414	331143
	2018	696399	345241	351158
	2019	691276	357048	334228
	2020	395431	196346	199085
	2021	438859	216278	222581
Szczecin	2011	1340	1280	60
	2012	1008	976	32
	2013	1059	946	113
	2014	705	688	17
	2015	1229	1139	90
	2016	888	869	19
	2017	1071	1001	70
	2018	927	824	103
	2019	993	845	148
	2020	852	685	167
	2021	30638	15861	14777
Świnoujście	2011	863799	422623	441176
	2012	880641	434046	446595
	2013	865514	422973	442541
	2014	969512	480353	489159
	2015	1046407	519066	527341
	2016	1116290	553149	563141
	2017	1160156	576405	583751
	2018	1148364	573581	574783
	2019	1135698	567854	567844
	2020	971180	487209	483971
	2021	1096892	546238	550654
Police	2011	10	2	8
	2012	9	2	7
	2013	1	1	–
	2014	9	4	5
	2015	1	–	1
	2016	3	–	3
	2017	bd	bd	bd
	2018	9	3	6
	2019	6	–	6
	2020	5	1	4
	2021	4	–	4
Darłowo	2011	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd
	2013	1778	935	843
	2014	2720	1373	1347
	2015	1024	512	512
	2016	–	–	–
	2017	bd	bd	bd
	2018	bd	bd	bd

PORTY		Pasażerowie ogółem	Przyjazdy	Wyjazdy
	2019	bd	bd	bd
	2020	bd	bd	bd
	2021	bd	bd	bd
Hel	2011	bd	bd	bd
	2012	2	2	–
	2013	bd	bd	bd
	2014	bd	bd	bd
	2015	–	–	–
	2016	–	–	–
	2017	bd	bd	bd
	2018	bd	bd	bd
	2019	bd	bd	bd
	2020	bd	bd	bd
	2021	bd	bd	bd
Kołobrzeg	2011	28443	14159	14284
	2012	26491	13256	13235
	2013	28300	14236	14064
	2014	27172	13411	13761
	2015	27117	13508	13609
	2016	32480	16220	16260
	2017	29690	14798	14892
	2018	34469	17216	17253
	2019	30972	15353	15619
	2020	3996	1993	2003
	2021	bd	bd	bd
Międzyzdroje	2011	53856	27202	26654
	2012	51710	25583	26127
	2013	57837	29125	28712
	2014	59770	29911	29859
	2015	62467	31236	31231
	2016	66725	34199	32526
	2017	61437	30522	30915
	2018	59888	29917	29971
	2019	57622	29000	28622
	2020	33820	16986	16834
	2021	2021	35625	17961
Stepnica	2019	189	97	92
Trzebież	2011	1197	–	1197
	2012	927	–	927
	2013	805	–	805
	2014	714	–	714
	2015	827	–	827
	2016	770	–	770
	2017	783	–	783
	2018	721	–	721
	2019	670	–	670
	2020	428	–	428
	2021	bd	bd	bd
Ustka	2011	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd
	2013	867	424	443
	2014	2	–	2
	2015	bd	bd	bd
	2016	–	–	–
	2017	bd	bd	bd
	2018	1	–	1
	2019	bd	bd	bd

PORTY		Pasażerowie ogółem	Przyjazdy	Wyjazdy
	2020	bd	bd	bd
	2021	1	1	–

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.8. Statki wchodzące do portów morskich

PORTY		Ogółem			W tym z ładunkiem		
		liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)	liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)
			w tys. *t*	w tys. t		w tys. *t*	w tys. t
OGÓŁEM	2011	18864	71905,3	169583,3	15271	61481,1	147544,9
	2012	18416	73720,2	171670,3	14419	61565	147418,2
	2013	17816	76076,1	172794	13378	62794,6	146475,7
	2014	17384	84315,5	190664,6	13022	70440,1	163498,1
	2015	18169	83909,2	194332,4	13918	70181,6	166805,9
	2016	18928	89061,6	205810,3	14471	74350,7	176548,2
	2017	19488	93377	217400,3	14929	80340,2	190981,6
	2018	21757	111035,2	265396	17164	98416,3	239741,5
	2019	20800	106036,7	249581	16580	94342	225149,6
	2020	17648	96942,8	231005,2	13699	85671,1	208297,9
	2021	19477	105828,5	246503,8	15124	94486,4	223510,1
Gdańsk	2011	3252	16971,8	36651	2158	12064,8	26717,5
	2012	3127	17832,8	39029,9	1974	12868,4	28798,1
	2013	2948	17989,1	38407,8	1753	12582,9	27277,5
	2014	2869	19059,3	40684	1742	13997,7	30023,4
	2015	3106	20904,1	45190,6	1889	15392	33683,9
	2016	3274	23403,4	48978,5	2040	17570,2	36977,6
	2017	3465	25139,3	53303,3	2217	19749,5	41509,9
	2018	4432	35766,1	81961,6	3182	30759,3	71100,7
	2019	3927	31335,9	67755,6	2718	26628,2	57374
	2020	3610	28120,9	61155	2540	24078,8	52552,3
	2021	3824	30865,8	66052,4	2699	26922,5	57675,4
Gdynia	2011	3864	26391,2	59442,5	3177	23537,6	52856,1
	2012	3578	26917,6	58149,1	2741	22731,7	50325,4
	2013	3618	26437,7	55118,2	2709	22201,1	47087
	2014	3754	28690,8	59756,6	2879	23822,1	51027,5
	2015	3678	26852,5	56360,8	2854	22289,6	47900,5
	2016	3956	27959,3	59804,7	3038	23112,2	50465,6
	2017	3966	29319,1	62684,2	3170	25059	54838,9
	2018	4650	34115	73297,7	3769	29687,4	64960,7
	2019	4283	32839,7	70027,8	3497	29087,5	62685,4
	2020	3847	29259,1	62253	3061	25826,5	55597,2
	2021	4150	32340,1	66380,5	3348	28982,9	59744,7
Szczecin	2011	3084	4689,5	9804,9	2076	3057,7	6452,2
	2012	2822	4677	9798	1816	3109,7	6531,8
	2013	2872	4840,1	10083,4	1801	3182,9	6710,7
	2014	2619	5097,6	10404,1	1569	3328,8	6816,2
	2015	2823	5445,1	11040,9	1894	3641,8	7305
	2016	2939	5723,9	11452,9	2031	3919,9	7859,4
	2017	2975	5310,7	10566,7	2125	3859,3	7656,4
	2018	3043	5373,6	10761,2	2132	3836,9	7622,1
	2019	2891	5720,4	11253,8	2065	4102,5	7975,4
	2020	2682	5678,7	11272	1880	3842,7	7684,6
	2021	3104	6494,3	13272,9	2238	4558,6	9384
Świnoujście	2011	4904	22352,2	60429,7	4432	21607,3	58841,7
	2012	5118	22867,9	61574,9	4477	21708,9	59224,1
	2013	4913	25512,4	66445,2	4296	23992,3	63539,5
	2014	5079	30035,5	76917,9	4423	28310,5	73562,9
	2015	5354	29265,9	78610,4	4465	27758,2	75477,1

PORTY		Ogółem			W tym z ładunkiem		
		liczba statków	pojemność netto (NT) w tys. *t*	pojemność brutto (GT) w tys. t	liczba statków	pojemność netto (NT) w tys. *t*	pojemność brutto (GT) w tys. t
	2016	5548	30642,4	82582,1	4471	28650,5	78746,2
	2017	5866	32239,6	87763,9	4623	30588,4	84502,5
	2018	6131	34414	96380,7	4984	32980,6	93491,4
	2019	6233	34769,4	97482,2	5138	33339,4	94419
	2020	5238	32676,2	93664,5	4296	30965,2	90315,3
	2021	5960	34997,4	98304	4664	33087,8	94615,4
Police	2011	306	881,1	1741,9	226	677,5	1354,2
	2012	276	753,9	1503,8	198	580,3	1141,8
	2013	220	644,2	1341	162	454,3	912,3
	2014	264	805,1	1619,8	187	590,7	1165,1
	2015	275	772,6	1585,2	189	554,4	1126,6
	2016	323	783,2	1578,6	230	637,9	1269,8
	2017	337	799	1675,7	222	621,9	1273,7
	2018	267	684,7	1411,3	206	609,8	1256,8
	2019	277	707,8	1472,2	219	640,8	1335,5
	2020	290	722,2	1484,2	204	588,4	1194,7
	2021	253	660,6	1387,4	194	559,2	1165,5
Darłowo	2011	56	35,5	69,5	52	32,8	63,3
	2012	99	63	128,3	87	55,6	112,8
	2013	69	46,6	99,3	33	21,7	45,4
	2014	79	48,4	103	50	29,2	61,5
	2015	163	135,7	256,7	137	113	211,7
	2016	44	39,2	75,6	26	21,7	42,2
	2017	53	49,6	91,2	31	27,8	50,5
	2018	110	100,6	186,9	47	40,6	74,1
	2019	95	78,6	151,9	58	44,7	87,4
	2020	77	64,1	124,5	43	32,1	66,1
	2021	69	54,5	107,2	50	38,7	76,8
Elbląg	2011	149	64,9	134,4	83	45,3	73,2
	2012	256	118,1	221	141	73,8	127,7
	2013	472	244,5	359,6	109	59,5	96
	2014	546	226,2	311,4	168	75	114,8
	2015	291	113,3	164,5	198	83,2	125,8
	2016	165	69,3	103,8	122	56,7	86,8
	2017	137	54,8	80,4	51	27,1	43,3
	2018	155	63,7	94,2	102	48	73,6
	2019	103	42,9	61,5	87	37	51,8
	2020	135	66,3	129,3	118	60,7	117,1
	2021	140	56,1	94,6	133	54,7	92,3
Frombork	2011	385	37,8	72,3	372	33,9	60,7
	2012	370	35,2	67	358	31,7	56,3
	2013	325	30,8	59	311	26,6	46,5
	2014	253	21,8	38,1	253	21,8	38,1
	2015	248	21,2	37,1	248	21,2	37,1
	2016	211	17,5	30,6	211	17,5	30,6
	2017	276	17,9	28,8	276	17,9	28,8
	2018	379	28,5	47,5	379	28,5	47,5
	2019	323	25,3	42,7	323	25,3	42,7
	2020	138	12,3	21,6	138	12,3	21,6
	2021	215	17,3	29,4	215	173	29,4
Hel	2011	1109	189,6	572	1109	189,6	572
	2012	1009	159,1	502,2	1009	159,1	502,2
	2013	770	107	330,4	770	107	330,4
	2014	558	92,1	266,7	558	92,1	266,7

PORTY		Ogółem			W tym z ładunkiem		
		liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)	liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)
			w tys. *t*	w tys. t		w tys. *t*	w tys. t
	2015	675	127,2	381,2	675	127,2	381,2
	2016	762	143,9	451,7	762	143,9	451,7
	2017	740	142,2	428,3	740	142,2	428,3
	2018	784	145,5	430,6	784	145,5	430,6
	2019	733	148	447,7	733	148	447,7
	2020	550	115,8	348,2	550	115,8	348,2
	2021	511	102,3	306,8	511	102,3	306,8
Kołobrzeg	2011	228	128,6	260,5	153	78,8	171
	2012	241	138,5	280,5	185	95,8	203,7
	2013	173	78	168,2	104	30,3	77,5
	2014	188	91,9	204,3	114	39,3	94,5
	2015	165	79,6	175,8	94	24,7	64,8
	2016	168	88,2	194,7	113	37,2	91
	2017	181	113	235,7	130	65,8	143
	2018	272	153,8	314	175	97,6	197,2
	2019	202	131,5	271,1	141	65,3	146,4
	2020	82	70,8	138,6	30	18,1	37,6
	2021	86	85,4	160,5	21	22,3	41,8
Krynica Morska	2011	372	33,9	60,7	372	33,9	60,7
	2012	358	31,7	56,3	358	31,7	56,3
	2013	311	26,6	46,5	311	26,6	46,5
	2014	253	21,8	38,1	253	21,8	38,1
	2015	248	21,2	37,1	248	21,2	37,1
	2016	211	17,5	30,6	211	17,5	30,6
	2017	278	18	29	278	18	29
	2018	379	28,5	47,5	379	28,5	47,5
	2019	323	25,3	42,7	323	25,3	42,7
	2020	138	12,3	21,6	138	12,3	21,6
	2021	215	17,3	29,4	215	17,3	29,4
Międzyzdroje	2011	355	68	182,4	334	67,3	180,2
	2012	406	71,5	186,2	389	71	184,5
	2013	420	71,6	186,3	388	70,6	183,1
	2014	411	73	189,9	388	72,1	187,2
	2015	442	76,9	200,3	413	76	197,4
	2016	424	73,2	190,8	383	72	186,7
	2017	428	74,3	193,5	359	71,7	185,4
	2018	424	71,4	186,3	337	68,7	177,6
	2019	754	98,7	240,5	672	95,5	231,1
	2020	281	41,2	108	201	38,8	99,9
	2021	304	49,8	130,3	234	47,7	123,3
Nowe Warpno	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2014	1	0,1	0,2	–	–	–
	2015	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2019	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2020	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2021	1	0	0,1	1	0	0,1
Sopot	2011	524	41,3	104,7	524	41,3	104,7
	2012	543	30,3	107,2	543	30,3	107,2
	2013	453	28,5	91,2	453	28,5	91,2

PORTY		Ogółem			W tym z ładunkiem		
		liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)	liczba statków	pojemność netto (NT)	pojemność brutto (GT)
			w tys. *t*	w tys. t		w tys. *t*	w tys. t
	2014	385	35,5	91,4	385	35,5	91,4
	2015	552	71,4	237,3	552	71,4	237,3
	2016	765	86,7	289,6	765	86,7	289,6
	2017	635	83,9	267,1	635	83,9	267,1
	2018	588	73,1	228,6	588	73,1	228,6
	2019	516	81,7	258	516	81,7	258
	2020	428	65	209,6	428	65	209,6
	2021	519	61,1	191,1	519	61,1	191,1
Stepnica	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2013	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2014	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2015	51	12,4	26,1	3	0,6	1,2
	2016	36	4,3	17,8	4	0,5	1,4
	2017	50	5,3	23,4	11	1	5,4
	2018	24	4,3	12	11	2,3	5,4
	2019	30	10,7	17,3	8	2,2	3,1
	2020	48	24,8	38,6	6	4,5	5,8
	2021	32	14,7	24,9	6	4,2	6,3
Trzebież	2011	93	4,5	9,6	61	1,3	1,7
	2012	33	6,7	16,5	3	3,7	9,2
	2013	66	3,5	8,7	43	0,9	1,1
	2014	25	2	4,8	6	0,1	0,2
	2015	19	2,2	4,9	1	0,4	0,5
	2016	19	1,9	4,7	–	–	–
	2017	23	2,5	5,8	1	0,1	0,2
	2018	18	1,8	4,4	–	–	–
	2019	19	1,9	4,7	–	–	–
	2020	13	1,3	3,2	–	–	–
	2021	7	0,4	1,1	6	0,3	0,8
Ustka	2011	8	1,1	3,6	–	–	–
	2012	15	5,5	12,1	8	4,2	7,7
	2013	12	1,5	5,9	3	0,9	2,1
	2014	6	0,4	3	–	–	–
	2015	1	0	0,1	–	–	–
	2016	2	0,1	0,3	–	–	–
	2017	2	0,1	0,3	–	–	–
	2018	3	0,4	1,2	–	–	–
	2019	3	0,4	1,2	–	–	–
	2020	25	13,1	32,7	25	13,1	32,7
	2021	18	6,1	13,8	13	5,4	12,3
Władysławowo	2011	175	14,3	43,7	142	11,9	35,6
	2012	165	11,5	37,3	132	9,1	29,5
	2013	174	14	43,4	132	8,6	28,9
	2014	80	8,6	23,9	47	3,2	10,6
	2015	78	7,9	23,3	58	6,7	18,7
	2016	81	7,5	23,4	64	6,4	19,2
	2017	76	7,8	23	60	6,7	19,2
	2018	98	10,1	30,1	89	9,4	27,8
	2019	66	5,9	18,7	57	5,4	16,8
	2020	77	5,3	18,9	55	3,7	13,3
	2021	69	5,2	17,7	57	4,2	14,5

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Do portów o podstawowym znaczeniu dla gospodarki narodowej zalicza się:

Port w Gdańsku

Port Gdańsk zlokalizowany jest w centralnej części południowego wybrzeża Morza Bałtyckiego. W skali Europy to położenie czyni go bardzo atrakcyjnym węzłem komunikacyjnym na osi północ-południe, co zaowocowało tym, że Unia Europejska ustanowiła port w Gdańsku jednym z głównych ogniw Transeuropejskiego Korytarza Transportowego nr VI, który łączy kraje Skandynawii z państwami położonymi nad Morzem Adriatyckim[49]. W Porcie Gdańsk wyodrębniono dwa obszary o zróżnicowanych, w sposób naturalny, parametrach eksploatacyjnych: Port Północny, z bezpośrednim dostępem do Zatoki Gdańskiej oraz Port Wewnętrzny, usytuowany wzdłuż Martwej Wisły. W części zewnętrznej portu, która znajduje się bezpośrednio na wodach Zatoki Gdańskiej, zlokalizowane są terminale głębokowodne, przy których mogą być przyjmowane i obsługiwane największe statki, jakie przepłyną przez cieśniny duńskie. Ich długość może wynosić do 400 metrów, a maksymalne zanurzenie do 15 metrów, przy głębokości basenu, który liczy 17 metrów. W Porcie zlokalizowane są nowoczesne bazy przeładunku surowców energetycznych: paliw płynnych oraz węgla. Port Wewnętrzny usytuowany wzdłuż Kanału Portowego i ujścia Wisły, może przyjmować statki o maksymalnym zanurzeniu 10,2 metra i długości 225 metrów. W Porcie Wewnętrznym znajduje się terminal kontenerowy, baza i terminal dla promów oraz statków ro-ro, bazy przeładunku samochodów osobowych, owoców cytrusowych, siarki płynnej i granulowanej, a także fosforytów. Pozostałe nabrzeża mają charakter uniwersalny i umożliwiają przeładunek drobnicy konwencjonalnej oraz towarów masowych[50]. Na ponad 3 000 jednostek przychodzących do Portu Gdańsk, najwięcej zawinięć jest obsługiwanych w ramach jednorazowych wejść, tzw. czarterowych. Regularne linie żeglugowych obejmują państwa regionu bałtyckiego i Morza Północnego. Siatką połączeń są objęte także: Ameryka Północna, Południowa, Środkowa oraz kraje azjatyckie. W przewozach regularnych dominują ładunki kontenerowe, ale swój segment rynku transportowego posiadają także armatorzy realizujący przewozy w zakresie: automotive, ro-ro, drobnicy konwencjonalnej czy pasażerskiej[51].

[49] Salomon A., Potencjał Portu Gdańsk na rynku usług portowych. Akademia Morska w Gdyni. 2017
[50] https://www.gdansk.pl/biznes-w-gdansku/port-morski-w-gdansku,a,948 dostęp: 10.2023 r.
[51] https://www.portgdansk.pl/port/ dostęp 10.2023 r.

Tabela 4.9. Przeładunki w Porcie w Gdańsku wg grup towarowych w tys. ton

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Węgiel i koks	1 776,7	1 923,79	4 589,25	3 322,36	4 487,90	5 080,91	5 083,29	7 185,875	6 770,528	5 658,920	4 795,772
Rudy	150,6	16,20	12,42	5,20	84,94	202,39	92,53	10,387	14,311	534,171	221,079
Inne masowe	bd	4 311,52	2 637,96	3 607,91	3 360,79	3 500,05	3 443,45	3 913,870	4 112,099	4 533,647	4 273,146
Zboże	1 057,9	1 017,61	1 479,44	1 629,21	1 455,34	1 147,95	774,17	559,007	611,644	1 499,137	1 612,574
Drewno	bd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,56	428,682	255,665	11,931	106,852
Drobnica	bd	8 888,02	10 513,94	11 229,72	11 814,19	14 549,12	18 049,60	21 422,342	22 891,432	22 108,992	23 318,487
Paliwa płynne	bd	10 741,00	11 026,28	12 483,16	14 710,48	12 808,55	13 168,21	15 512,071	17 498,419	13 691,10	18 884,567
w tym kontenery TEU	bd	928 905	1 177 623	1 212 054	1 091 202	1 299 373	1 580 508	1 948 974	2 073 215	1 923 785	2 117 829
Przeładunki ogółem:	23 512,9	26 898,14	30 259,29	32 277,56	35 913,64	37 288,97	40 613,78	49 032,234	52 154,098	48 038,408	53 212,477

Źródło: Opracowanie własne na podstawie załącznika I do dokumentu „Raport z realizacji polityki morskiej RP.” (publikacje z lat 2015-2022

Rok 2021 to historyczny moment dla Portu Gdańsk, który obsłużył rekordowy wolumen w wysokości 53 212 477 ton. W 2021 r. Port Gdańsk w zdecydowanej większości obsługiwał miesięczny wolumen przekraczający 4 mln ton. Tylko w lutym oraz wrześniu przeładunki nieznacznie spadły poniżej 4 mln ton, a w listopadzie osiągnęły imponujący wynik 5,1 mln ton. W 2021 r. można było zauważyć w Porcie Gdańsk ożywienie w przeładunkach, w związku z czym gdański port zaczął odrabiać straty z roku poprzedniego. Wysoki wolumen przeładunków w 2021 r. w Porcie Gdańsk na tle największych portów Bałtyku, do których zaliczono: Ust-Ługę, St. Petersburg, Primorsk, Tallin, Rygę, Ventspils, Kłajpedę, Rostock, Lubekę, Port Gdynia i Port Szczecin-Świnoujście pozwolił awansować Port Gdańsk na 3 miejsce rankingu (raport Actia Forum) przeładunków z wynikiem 53,2 mln ton (+11%), który wyprzedził Port Primorsk - 52,99 mln ton i wzrost na poziomie +7% rdr. Biorąc pod uwagę dynamikę z ostatnich lat to właśnie Port Gdańsk poczynił największy progres w Europie w przeładunkach całkowitych oraz kontenerach. W 2021 r. Port Gdańsk zajął 18 miejsce wśród największych portów europejskich pod względem całkowitych przeładunków oraz 13 miejsce w europejskim rankingu kontenerów.

W 2021 r. Port Gdańsk odnotował wzrost całkowitych obrotów w stosunku do 2020 r. o 10,8%. Wzrosły przeładunki: paliw płynnych (+37,9%), zbóż (+7,6%), drewna (+795,6%), drobnicy (5,5%), roro (+13,7%) oraz kontenerów (+10,1%). Spadek odnotowano w przeładunkach węgla (-15,3%), rudy (-58,6%) oraz innych masowych (-5,7%). Największy udział w przeładunkach miała drobnica (43,8%) oraz przeładunki z grupy paliw płynnych (35,5%), a największą dynamikę rdr uzyskało drewno. W 2021 r. odnotowano w Porcie Gdańsk rekordowe przeładunki paliw. W roku 2019 Port Gdańsk zamknął rok z ponad 52 mln ton przeładowanych towarów. Rekordowy dotychczas wynik 52 154 098 ton przełożył się na wzrost przeładunków w Porcie Gdańsk w stosunku do 2018 r. o 6,36%. W ciągu 11 lat gdański port zwiększył swój wolumen trzykrotnie i mógł się pochwalić blisko 200% dynamiką w latach 2008-2019. Przeładunki ogółem w 2017 roku wyniosły 40 613,78 tys. ton i były wyższe w porównaniu z rokiem 2016 o 8,9%. Port Gdańsk posiada infrastrukturę dostępową pozwalającą na obsługę wszelkich ładunków znajdujących się w światowym obrocie morskim, dając Gdańskowi status portu uniwersalnego, prowadzącego politykę dywersyfikacji ładunkowej przygotowanego na fluktuacje podażowe. Port Gdańsk jest strategicznym dla gospodarki oknem importowym surowców takich jak węgiel czy ruda, na które spadło zapotrzebowanie w 2021 r., stąd też widoczne spadki w wolumenach w tych grupach ładunkowych.

Zgodnie z aktualną Strategią głównym celem strategicznym jest zdobycie pozycji największego portu na Bałtyku pod względem wielkości przeładunków ogółem. Port Gdańsk utrzymał pozycję portu o znaczeniu międzynarodowym, a także pomimo trwającej pandemii i jej negatywnych skutków dla gospodarek światowych, udało się utrzymać obroty ładunkowe na poziomie ponad 50 mln ton (48 mln ton w roku 2020). Port Gdańsk zamknął rok 2021 z poziomem przeładunków ok. 53,2 mln ton, czyli o 1 mln ton więcej niż w poprzednio rekordowym 2019 roku.

ZMPG S.A. od lat skupia swoje wysiłki na rozbudowie infrastruktury portowej, której zadaniem jest sprostanie oczekiwaniom rynkowym oraz umożliwienie wszystkim użytkownikom infrastruktury na aktywizację gospodarczą, rozwój funkcji logistycznych, a przez to zbudowanie przewagi konkurencyjnej całego kompleksu portowego. W 2021 roku ZMPG S.A. przeznaczył na inwestycje 272,7 mln zł, z czego 161 mln zł pochodziło z budżetu UE. Niezwykle istotnym przedsięwzięciem inwestycyjnym jest rozbudowa nabrzeży wraz z pogłębieniem toru wodnego w Porcie Wewnętrznym. Inwestycja obejmowała swoim zakresem m.in. takie nabrzeża jak: Obrońców Poczty Polskiej, Mew, Oliwskie, Wisłoujście, Zbożowe i Dworzec Drzewny oraz większą część toru wodnego Portu Wewnętrznego.

Koncepcja budowy nowej głębokowodnej części portu zwana budową Portu Centralnego to projekt, który docelowo zapewni dalszy rozwój potencjału przeładunkowego Portu Gdańsk i stworzy realne możliwości przeobrażenia go w jeden z kluczowych nowoczesnych portów najnowszej generacji. Docelowa powierzchnia Portu Centralnego będzie wynosić ok. 410 ha. Wykorzystując naturalne warunki hydrograficzne zapewni dogodny dostęp największym jednostkom pływającym. Port Gdańsk stanowić

będzie intermodalny węzeł transportowy, pełniąc rolę hubu w rejonie Morza Bałtyckiego i centrum dystrybucyjno-logistycznego dla Europy Środkowo-Wschodniej. Wstępna koncepcja techniczna budowy Portu Centralnego zakłada budowę 9 terminali głębokowodnych świadczących różne usługi portowe oraz infrastruktury dostępowej od strony lądu i morza. Planowane terminale/nabrzeża to: terminal zbożowy, terminal kontenerowy, terminal promowy, terminal wycieczkowy, automotive, ro-ro, stocznia, offshore, terminal chemiczny, LNG, inne możliwe przeładunki. Ostateczny kształt i funkcja terminali zależeć będzie od zapotrzebowania ze strony operatorów oraz zaawansowania prac projektowych[52].

Port w Gdyni

Port Gdynia, to port uniwersalny i jeden z wiodących portów południowego Bałtyku. Specjalizuje się w obsłudze ładunków drobnicowych, w tym głównie zjednostkowanych, przewożonych w kontenerach i w systemie ro-ro. Istotnym segmentem działalności jest również obsługa ładunków masowych w oparciu o specjalistyczne terminale. Port Gdynia to uznana marka w systemach transportowo-logistycznych na całym świecie. O znaczeniu gdyńskiego portu decyduje w dużym stopniu jego usytuowanie geograficzne. Port Gdynia to węzeł sieci bazowej TEN-T i punkt wejścia Korytarza: Bałtyk – Adriatyk, którego przedłużeniem jest łącząca Gdynię ze Szwecją Autostrada Morska Gdynia – Karlskrona. Z nowoczesnej infrastruktury i terminali gdyńskiego portu korzystają najwięksi światowi i europejscy operatorzy żeglugowi, w tym m.in. MSC, Hapag-Lloyd, Unifeeder, Containerships, MacAndrews, Transfennica, Finnlines-Grimaldi, Stena Line. Port Gdynia, poprzez rozbudowaną sieć regularnych połączeń kontenerowych, ro-ro i promowych, łączy szlaki morskie z krajową i europejską siecią kolejową i drogową. Wśród obsługiwanych aktualnie regularnych połączeń żeglugowych dominują zawinięcia feederowe prawie wszystkich światowych, znaczących armatorów kontenerowych. Istotnym elementem siatki połączeń kontenerowych gdyńskiego portu są również połączenia żeglugi bliskiego zasięgu powszechnie znane jako short sea shipping (SSS). Strategia rozwoju portu zakłada jego dalszy rozwój jako portu uniwersalnego, zdolnego do przyjmowania największych statków kontenerowych, masowych i pasażerskich zawijających na Bałtyk. Przełomowym krokiem dla otwarcia Portu Gdynia na statki oceaniczne jest przebudowa w 2018 r. obrotnicy nr 2. Istotne dane nawigacyjne i techniczne portu:

- łatwy dostęp do portu od strony morza;
- naturalna osłona redy Półwyspem Helskim;
- falochron zewnętrzny o długości 2,5 km;
- wejście do portu o szerokości 150 m i głębokości 14,0 m;
- 2 tory wodne;
- wygodne i bezpieczne podejście do nabrzeży;
- całkowita powierzchnia portu – 2 996,3 ha, w tym powierzchnia lądowa – 903,1 ha;
- łączna długość nabrzeży eksploatacyjnych – 11,2 km;
- maksymalne dopuszczalne zanurzenie przy nabrzeżach – 13,0 m;
- port niezamarzający, nie występują pływy[53].

[52] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury
[53] https://www.port.gdynia.pl/o-porcie/informacje-ogolne/ dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.10. Przeładunki w Porcie w Gdyni wg grup towarowych w tys. ton

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Węgiel i koks	1 378,3	2 050,3	2 639,9	2 060,7	1 386,4	1 485,8	2 134,6	2 629,2	2 877,0	1 685,0	1 241,4
Rudy	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	6,3	15,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Inne masowe	bd	1 794,5	1 630,7	1 476,7	1 356,2	1 100,9	1 079,2	1 311,3	1 492,1	1 564,2	1 708,9
Zboże	1 425,9	1 782,1	2 178,0	2 902,0	3 711,1	4 090,5	3 482,7	2 994,8	3 220,6	5 430,7	4 765,1
Drewno	bd	50,3	95,0	46,3	63,1	62,9	234,0	979,2	365,0	101,8	255,0
Drobnica	bd	9 919,7	11 053,2	12 693,1	11 279,1	11 465,5	12 460,3	13 817,9	14 149,6	14 108,1	16 206,5
Paliwa płynne	bd	212,6	61,8	229,5	401,9	1 324,4	1 819,3	1 759,6	1 852,6	1 772,2	2 515,8
w tym kontenery TEU	bd	676 349	729 607	849 123	684796	642 195	710 736	803 871	896 968	905 121	985 919
Przeładunki ogółem:	12 991,6	15 809,5	17 658,6	19 408,3	18 197,8	19 536,3	21 225,2	23 492,0	23 956,9	24 662,0	26 692,7

Źródło: Opracowanie własne na podstawie załącznika I do dokumentu „Raport z realizacji polityki morskiej RP" (publikacje z lat 2015-2022)

W 2021 r. przeładunki ogółem wyniosły 26 692,7 tys. ton i były wyższe niż w 2020 r. o 8,23%. Jest to najlepszy wynik w historii Portu Gdynia. W 2019 r. przeładunki w Porcie Gdynia ogółem wyniosły 23 965,4 tys. ton i były wyższe niż w roku 2018 o 473,4 tys. ton, tj. o 2%. W drugiej połowie roku terminale przeładunkowe odczuły skutki spowolnienia gospodarczego i dynamika wzrostu obrotów ładunkowych zmniejszyła się. We wszystkich grupach ładunkowych (poza drewnem) nastąpił wzrost obrotów ładunkowych. W 2017 r. obroty ładunkowe osiągnęły poziom 21 225,2 tys. ton (+ 8,6% w porównaniu z rokiem 2016 – 19 535,9 tys. ton).

Największą grupą ładunkową pod względem przeładowanych ilości jest drobnica, której udział w przeładunkach ogółem Portu Gdynia wynosił 61%. W Gdyni zwiększone wolumeny miały miejsce w przypadku każdego typu ładunków drobnicowych – zarówno skonteneryzowanych (+12,23%), roro – statki towarowe (+33,25%), ro-ro promy (+9,13%), jak i najmniej liczebnie drobnicy konwencjonalnej (+44,52%). W 2021 r. drobnicy przeładowano 16 206,5 tys. ton. Jest to wzrost przeładunku do 2020 r. (14 149,6 tys. ton) o 2 098,4 tys. ton. Przy czym ładunki w kontenerach wzrosły do 9 674,2 tys. ton, to jest o 1 054,6 tys. ton więcej w porównaniu do roku ubiegłego. Ładunki na liniach roro to 1 234,8 tys. wzrost o 308,1 tys. ton, a wzrost drobnicy promowej wynosił o 335,9 tys. ton (do poziomu 4 015,4 tys. ton), podobnie jak pozostała drobnica (tutaj wzrost o 392,8 tys. ton, do poziomu 1 275,1 tys. ton). Przeładunki kontenerów w TEU wyniosły w 2021 r. 985 919 TEU wobec 905 121 TEU w 2020r. i były wyższe w porównaniu rdr o 80 798 TEU.

Najwyższy wzrost (+150,49%) w przeładunkach odnotowano w grupie drewno – w 2021 r. w Porcie Gdynia przeładowano 255,0 tys. ton, tj. o 153,2 tys. ton. więcej niż w roku 2020. Grupą, która zanotowała duży wzrost w przeładunkach, jest ropa i przetwory naftowe. Przeładunki węgla i koksu w 2021 roku wyniosły 1 241,4 tys. ton i były relatywnie niskie. Spadły w stosunku do roku 2020 o 26,33%. Na mniejszy wolumen węgla w porównaniu z rokiem 2020 wpływ mogły mieć wahania cen tego surowca na świecie oraz zmiany różnic cen na rynku międzynarodowym i krajowym.

Do Portu Gdynia w 2021 r. zawinęło łącznie 4 240 statków, natomiast w 2020 r. – 3 695. Liczba zawinięć statków ogółem w 2021 r. była większa niż rok wcześniej o 14,7%. Mimo pandemii, która tak bardzo dała się we znaki branży wycieczek morskich w 2020 r., co skutkowało zawinięciem do Gdyni tylko jednego statku wycieczkowego z 72 pasażerami na pokładzie, 2021 r. było ich już więcej: 13 jednostek z 13 144 pasażerami. Ogółem w Porcie Gdynia w roku 2021 obsłużono 437 017 pasażerów, co w porównaniu z rokiem 2020 daje wzrost o 55 979 osób. W 2019 r. w Porcie Gdynia obsłużono 117 961 pasażerów statków wycieczkowych co oznaczało wzrost o 15 564 osób (15,2 %) w stosunku do roku poprzedniego. Port obsłużył 54 statki pasażerskie i było to o 4 jednostki więcej niż w 2018 roku. Ogółem Port Gdynia obsłużył 805 272 pasażerów, co w porównaniu z rokiem 2018 daje przyrost o 15 099 osób (1,9%). W 2017 r. w porcie obsłużono 88 616 pasażerów ze statków typu Cruise, co oznaczało wzrost o 6 783 osób (8,3%) w stosunku do roku poprzedniego. Port obsłużył 41 statków pasażerskich i było to o 9 jednostek mniej niż w 2016 r. (ale na ich pokładach przybyło do Gdyni więcej pasażerów). Ogółem port obsłużył 748 665 pasażerów, co w porównaniu z rokiem 2016 daje przyrost o 67 804 osób.

„Strategia Rozwoju Portu Gdynia do 2027 roku”[54] zawiera cztery zdefiniowane priorytety działań: Utrzymanie uniwersalnego charakteru portu i posiadanych przewag rynkowych, Nowoczesny potencjał, Pełna dostępność transportowa do portu jako warunek rozwoju multimodalnej platformy logistycznej i/oraz Port przyjazny otoczeniu.

Strategia ta zgodna jest także z naturalnymi uwarunkowaniami portu. Port Gdynia powinien rozwijać się jako port uniwersalny, przeznaczony dla drobnicy i ładunków masowych, zdolny do przyjmowania największych statków kontenerowych, masowych i pasażerskich zawijających na Bałtyk. W perspektywie

[54] Strategii Rozwoju Portu Gdynia do 2027 roku. Uchwała z dniu 11 sierpnia 2014 r. Walnego Zgromadzenia Akcjonariuszy

długookresowej, w miarę realizacji zaplanowanych projektów strategicznych, zwłaszcza przedsięwzięć infrastrukturalnych w Korytarzu Bałtyk-Adriatyk, możliwe będą dalsze wzrosty przeładunków, także w tranzycie przez Polskę, ocenianym na dziś jako niewykorzystany potencjał. Większość projektów znajduje się na etapie przygotowania lub realizacji, ale część z nich została już zrealizowana. Kluczowe znaczenie dla konkurencyjności Portu Gdynia mają inwestycje związane z poprawą dostępu do portu od strony wody i lądu oraz zwiększające jego potencjał usługowy. Są to m.in. następujące projekty inwestycyjne:

- Pogłębianie toru podejściowego i akwenów wewnętrznych Portu Gdynia – etapy I i III oraz przebudowa nabrzeży w Porcie Gdynia – etapy II-III (Przewidywany termin II kw. 2023 – IV kw. 2025);
- Przebudowa ramp ro-ro wraz z zalądowieniem Nabrzeża Czeskiego (przewidywany termin wykonania: połowa 2026 r.);
- Budowa publicznego terminalu promowego w Porcie Gdynia (zakończenie realizacji w 2022 r.);
- Rozbudowa dostępu kolejowego do zachodniej części Portu Gdynia – przebudowa i elektryfikacja (zakończenie realizacji w 2021 r.);
- Budowa infrastruktury portowej do odbioru ścieków ze statków (projekt dofinansowany z UE) – (zakończenie realizacji w 2022 r.);
- Budowa infrastruktury intermodalnej na terenie Centrum Logistycznego Portu Gdynia (projekt dofinansowany z UE) – (zakończenie realizacji w 2022 r.)[55].

Porty Szczecin i Świnoujście

Szczecin i Świnoujście to najdalej wysunięte na zachód polskie miasta. Ich położenie geograficzne jest ważnym czynnikiem określającym kierunki i możliwości rozwoju obu portów, jak również całego regionu morskiego. Porty w Szczecinie i w Świnoujściu tworzą jeden z największych w regionie Morza Bałtyckiego zespół portowy. Usytuowane są na najkrótszej drodze łączącej Skandynawię ze środkową i południową Europą. Znajdują się także na najkrótszej drodze morskiej łączącej poprzez Bałtyk Finlandię, Rosję, oraz Litwę, Łotwę i Estonię z Niemcami i Europą Zachodnią. Porty w Szczecinie i Świnoujściu to najbliższe porty morskie dla obszaru zachodniej i południowo-zachodniej Polski, skupiającego najistotniejsze obszary przemysłowe kraju, takie jak Górny Śląsk, rejon Wrocławia i Poznania.

Port w Świnoujściu położony jest bezpośrednio nad samym morzem, natomiast port w Szczecinie usytuowany jest 68 km w głąb lądu. Przejście torem wodnym z redy w Świnoujściu do Szczecina trwa 4 godziny. Usytuowanie portów w Szczecinie i Świnoujściu wobec siebie sprawia, że są one komplementarne. Dzięki swojemu położeniu nad samym morzem, Świnoujście może zapewnić wysokiej efektywności połączenia promowe oraz zaoferować dostępność dla większych statków o zanurzeniu do 13,5 m. Z kolei port w Szczecinie, oddalony od morza o 68 km i dostępny dla mniejszych statków – o zanurzeniu do 9,15 m, daje szansę dotarcia najtańszą droga morską w głąb lądu, a więc znacznie bliżej odbiorców i nadawców obsługiwanych w nim ładunków.

Port w Świnoujściu może przyjmować statki o zanurzeniu do 13,5 m i długości do 270 m. W południowej części tego portu znajduje się terminal promowy – lider połączeń promowych ze Skandynawią. W porcie w Świnoujściu zlokalizowany jest również terminal dedykowany obsłudze głównie suchych ładunków masowych. Z kolei północna część tego portu, to port zewnętrzny z infrastrukturą do obsługi statków z paliwem LNG.

Port w Szczecinie oddalony jest od morza o 68 km. Przejście torem wodnym z redy w Świnoujściu do Szczecina trwa ok. 4 godziny. Port może przyjmować statki o zanurzeniu do 9,15 m i długości 215 m. Ma

[55] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury

charakter uniwersalny i obsługuje zarówno towary drobnicowe, jak i masowe. Specjalizacją portu jest przeładunek i składowanie kontenerów, wyrobów hutniczych, ładunków ponadgabarytowych, a także papieru i celulozy. Port w Szczecinie jest największym w Polsce centrum przeładunkowym bloków granitowych. Obsługiwane są tu także ładunki masowe suche – takie jak węgiel, koks, kruszywa, zboże, nawozy oraz ładunki płynne, także te wymagające specjalnych warunków składowania i przeładunku, jak np. smoła[56].

[56] https://port.szczecin.pl/porty/porty-informacje dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.11. Przeładunki w Portach Szczecin i Świnoujście S.A. wg grup towarowych w tys. ton

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Węgiel i koks	4 783,2	4 257,4	4 529,4	4 601,8	3 119,8	2930,9	2 139,0	3 440,0	3 129,8	2 557,3	2 858,2
Rudy	647,5	720,8	2 654,7	1 880,4	1 851,9	1557,1	2 482,5	3 226,0	2 272,6	1 684,5	1 890,1
Inne masowe	bd	4 040,4	2 887,6	3 250,0	3 451,0	2919,5	3 076,8	3 373,3	3 351,3	3 139,9	2 975,2
Zboże	1 065,9	1 394,4	1 648,5	1 644,3	1 743,9	2046,8	1 461,7	1 095,2	1 303,5	1 875,7	1 786,2
Drewno	bd	25,2	16,8	17,4	14,3	7,2	15,8	75,5	200,0	104,0	118,9
Drobnica	bd	9 425,5	9 392,2	10 337,2	11 254,6	12349,3	12 870,1	18 074,5	17 511,5	16 874,2	18 340,9
Paliwa płynne	bd	1 403,0	1 620,8	1 670,3	1 738,9	2302,2	3 377,7	3 972,9	4 406,1	4 941,9	5 250,2
w tym kontenery TEU	bd	52 179	62 307	78 439	87 784	90 869	93 579	81 451	76 143	86 816,0	82 140,0
Przeładunki ogółem:	18 743,8	21 266,7	22 750,0	23 401,4	23 174,4	24 113,0	25 423,6	33 257,4	32 174,8	31 177,5	33 219,7

Źródło: Opracowanie własne na podstawie załącznika I do dokumentu „Raport z realizacji polityki morskiej RP” (publikacje z lat 2015-2022)

Biorąc pod uwagę sytuację gospodarczą kraju, sytuację w handlu międzynarodowym w okresie pandemii Covid-19, rok 2021 można uznać za udany dla polskich portów morskich, w tym również dla portów w Szczecinie i w Świnoujściu. Świadczy o tym m.in. wzrost wielkości przeładunków w obu portach o 6,6% w stosunku do roku poprzedniego (2020). Przeładunki węgla w ujęciu rok do roku spadają od 2014 r. (poza ekstremalnym 2018 r.). W 2021 r. nastąpił dość znaczący wzrost wielkości przeładunków w tej grupie towarowej, tj. o +11,8%. Największy wpływ na to miał wzrost eksportu koksu zarówno do Indii, jak i krajów Europy zachodniej. Wzrósł również eksport węgla. Największy udział w strukturze towarowej w 2021 r. miały przeładunki koksu (głównie export) – 1.737,6 tys. ton. Import węgla spadł z poziomu ponad 1 mln. ton w 2020 r. do 815,5 tys. ton w 2021 r. Ponadto przeładowywano niewielkie ilości antracytu, tj.: 80,7 tys. ton i nieznaczne ilości koksiku i miału.

Przeładunki rud metali po dwuletnich spadkach, w 2021 r. osiągnęły wzrost o 12,2%, powracając do średnich poziomów znanych z ostatnich lat. Przeładowano łącznie 1 890,1 tys. ton towarów, a największy w tym udział miały rudy żelaza (1 340,0 tys. ton), a następnie w kolejności: rudy manganu, koncentrat miedzi, koncentrat cynku. W 2021 r. odnotowano spadek przeładunków towarów z grupy inne masowe. Spadek ten wyniósł 5,2% w stosunku do roku 2020. Wzrosty przeładunków odnotowano w kruszywach, kwasie siarkowym, złomie, smole, czy metanolu, przy spadkach głównie w nawozach.

Po okresie wzrostów za lata 2013-2017 i spadkach w latach 2018 i 2019, w roku 2021 nastąpił spadek obrotów kontenerów (w TEU). W 2021 r. obsłużono ich 82140 TEU (2020: 86 816 TEU), tj. o 5,4% mniej w porównaniu do poprzedniego roku. Brak obrotu kontenerami w Świnoujściu na skutek likwidacji połączenia do Islandii/Danii.

Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujściu realizuje zadania inwestycyjne zgodnie z przyjętą w 2014 r. „Strategią Rozwoju Portów Morskich w Szczecinie i Świnoujściu do 2027 r." w tym m.in.:

- Przystosowanie infrastruktury Terminalu Promowego w Świnoujściu do obsługi transportu intermodalnego – projekt realizowany w ramach CEF „Łącząc Europę"– Oś Priorytetowa – MAP Call 2014, F04 Specific Call for Cohesion Funds, Działanie: Priority 6: (F04) Motorways of the Sea (MoS);
- Rozbudowa i modernizacja infrastruktury technicznej w portach w Szczecinie i Świnoujściu – nr POIiŚ 3.2-11 projekt planowany do dofinansowania z Funduszu Spójności, Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisko 2014-2020, Oś Priorytetowa III Rozwój sieci drogowej TEN-T i transportu multimodalnego, Działanie 3.2 Rozwój transportu morskiego, śródlądowych dróg wodnych i połączeń multimodalnych;
- Poprawa dostępu do portu w Szczecinie w rejonie Kanału Dębickiego – nr POIiŚ 3.2-6 projekt planowany do dofinansowania z Funduszu Spójności, Program Operacyjny Infrastruktura i Środowisk 2014-2020, Oś Priorytetowa III Rozwój sieci drogowej TEN-T i transportu multimodalnego, Działanie 3.2 Rozwój transportu morskiego, śródlądowych dróg wodnych i połączeń multimodalnych;
- Poprawa dostępu kolejowego do portów w Szczecinie i Świnoujściu – projekt nr 2015-PL-TM- 0125 realizowany w ramach CEF „Łącząc Europę", Umowa nr CEF/030/2015/Z z dnia 7.09.2018 r.

Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście S.A. konsekwentnie planuje, a następnie realizuje zadania istotnie dla realizacji polskiej polityki morskiej, oprócz aktualnie realizowanych inwestycji, planowane są obecnie następujące zadania:

- Budowa morsko-śródlądowego intermodalnego węzła przeładunkowego w porcie w Szczecinie (Ostrów Grabowski cz. zachodnia);
- Budowa Terminalu Uniwersalnego z możliwością obsługi ładunków typu Project Cargo;
- Zwiększenie potencjału dla obsługi transportu intermodalnego w południowej części terminalu promowego w Świnoujściu;

- Zwiększenie potencjału przeładunkowego portu w Szczecinie poprzez budowę nowej infrastruktury portowej w rejonie Basenu Kaszubskiego;
- Budowa multimodalnej i przyjaznej środowisku infrastruktury portowej w Świnoujściu na zapleczu nabrzeża Górników[57].

4.3.3 Przemysł stoczniowy

W Polsce funkcjonują stocznie produkcyjne i remontowe o różnym potencjale, zajmujące się budową statków, montażem elementów kadłubów i nadbudówek, różnych konstrukcji stalowych i aluminiowych oraz remontami i przebudowami[58].

W 2021 r. cała gospodarka światowa nadal odczuwała skutki pandemii Covid-19, która wywołała ogólnoświatowy kryzys ekonomiczny w 2020 r. Pandemia nadal miała wpływ na decyzje gospodarcze przedsiębiorstw stoczniowych, jak również całych branż. Należy jednak wskazać, że skutki pandemii w roku 2021 nie były już tak dotkliwe jak w roku poprzednim. W 2021 r. widać było wyraźne ożywienie gospodarcze, a pod względem ilości nowych zamówień na statki był to najlepszy okres od 2015 r. dla stoczni, pomimo rekordowego wzrostu cen na nowe jednostki.

Według danych opublikowanych przez Clarksons Research w 2021 r. na całym świecie zamówiono 1671 statków o łącznej nośności 119,8 mln ton i 46,6 mln CGT, podczas gdy w całym 2020 r. zakontraktowano 1060 statków o łącznej nośności 67,7 mln ton i 23,9 mln CGT, co daje ponad 50% wzrost zamówień według ilości statków. Tak dobry wynik osiągnięty został głównie dzięki ekstremalnie dużym kontraktom na kontenerowce – w 2021 r. zamówiono ich 548 sztuk, podczas gdy rok wcześniej zaledwie 119. To rezultat m.in. niespotykanie wysokich stawek frachtowych i po raz pierwszy od wielu lat większego popytu na przewozy kontenerowe niż podaż. Mimo iż na początku 2021 r. stoczniom nadal doskwierały zakazy dotyczące podróży, które utrudniały inspekcje i odbiory zagranicznym kontrahentom, a w drugiej połowie roku problemem stały się rosnące ceny i ograniczona podaż materiałów do budowy statków, mające duży wpływ na wzrost cen na nowe statki w kolejnych miesiącach można było zaobserwować wyraźne ożywienie w przemyśle stoczniowym na całym świecie. Armatorzy znacznie częściej podejmowali decyzje o inwestycjach w nowe statki.

Podobnie jak w roku 2020, w 2021 r. zbudowano 8 jednostek pływających o łącznej pojemności brutto (GT) 25,1 tys. i skompensowanej pojemności rejestrowej brutto (CGT), będącej miernikiem produkcyjności stoczni, wynoszącej 42,8 tys. (wobec odpowiednio 32,2 tys. i 51,6 tys. w 2020 r.). W 2018 r. w polskich stoczniach zbudowano 6 statków, tj. mniej o 50,0% w porównaniu z 2017 r. i o 75,0% w odniesieniu do 2010 r. Całkowita pojemność brutto (GT) statków, których produkcję sfinalizowano w 2018 r. wyniosła 11,4 tys. I była mniejsza o 83,6% niż w 2017 r. oraz o 70,4% w porównaniu z 2010 r.

W 2021 r. w skali roku zmniejszył się portfel zamówień, który na koniec roku obejmował 10 statków o łącznej pojemności (GT) 0,7 tys. i skompensowanej pojemności (CGT) 3,3 tys. (przed rokiem odpowiednio 11 statków o łącznej pojemności (GT) 21,7 tys. i skompensowanej pojemności (CGT) 29,2 tys.). W 2019 r. zbudowano 5 jednostek pływających o łącznej pojemności brutto (GT) – 10,0 tys. i skompensowanej pojemności rejestrowej brutto (CGT), będącej miernikiem produkcyjności stoczni, wynoszącej 28,2 tys. Na koniec 2019 r. portfel zamówień obejmował 24 statki o łącznej pojemności (GT) 76,4 tys. i skompensowanej pojemności (CGT) – 75,9 tys. W 2016 r. wyprodukowano 10 jednostek pływających, tj. 2,5-krotnie więcej niż przed rokiem. Pojemność brutto (GT) tych statków wyniosła 45,5 tys. i była prawie 4-krotnie większa. W 2016 r. inne statki nietowarowe stanowiły połowę całkowitej produkcji, a kontenerowce – 30,0%. Pod względem ogólnej pojemności brutto (GT) wśród wyprodukowanych statków również dominowały inne

[57] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury
[58] Gospodarka morska w Polsce w latach 2019 i 2020. GUS

statki nietowarowe (44,1%). Skompensowana pojemność rejestrowa brutto statków zbudowanych w 2016 r. wyniosła 68,7 tys. CGT.

W 2021 r. w polskich stoczniach wyremontowano 455 jednostek o łącznej pojemności brutto (GT) 1704,1 tys. (wobec 444 jednostek o łącznej pojemności brutto 824,5 tys. w 2020 r.). Liczba jednostek wyremontowanych w polskich stoczniach w 2019 r. wyniosła 504 sztuki o łącznej pojemności brutto (GT) 1,1 mln. W 2018 r. liczba jednostek wyremontowanych w polskich stoczniach wyniosła 527 sztuk (o 2,4% mniej w porównaniu z 2017 r., a w 2016 r. było to 557 sztuk. Poziom produkcji kadłubów, w tym o bardzo zaawansowanym stadium wyposażenia, nieznacznie spadł. Z kolei w 2021 r. podpisano kontrakty na produkcję większej ilości kadłubów niż rok wcześniej, co przełożyło się na ponad 50% wzrost portfela zamówień na kadłuby. W 2016 r. wyprodukowano 22 kadłuby statków pełnomorskich, a w 2018 r. – 34 kadłuby statków pełnomorskich (o 22,7% mniej niż w 2017 r.). W 2020 r. skonstruowano 47 kadłubów, więcej o 14,6% niż w 2019 r. Z jednej strony widać, że popyt na produkcję kompletnych statków w Polsce jest niewielki, za to utrzymuje się popyt na podwykonawstwo kadłubów[59].

Fundusz Rozwoju Spółek S.A.

FRS S.A. jest jednoosobową spółką Skarbu Państwa, której głównym zadaniem jest gospodarowanie powierzonym majątkiem w sektorze przemysłu stoczniowego i szeroko pojętej gospodarki morskiej. Do realizacji tego zadania, FRS S.A. dysponuje środkami na finansowanie inwestycji i przedsięwzięć rozwojowych w tym obszarze[60].

W 2021 r. Fundusz zaangażował się w realizację strategii odbudowy państwowego przemysłu stoczniowego w woj. zachodniopomorskim. FRS wspierał z jednej strony odbudowę kompetencji stoczniowych Stoczni Szczecińskiej „Wulkan" Sp. z o.o. z siedzibą w Szczecinie (SSW), zlecając temu podmiotowi zaprojektowanie i budowę nowego doku pływającego o nośności 27 000 TLC i długości 235,6 m, a z drugiej strony wspomagał realizację Planu Modernizacji Morskiej Stoczni Remontowej „Gryfia" S.A. z siedzibą w Szczecinie (MSR Gryfia), którego zasadniczym elementem było i pozostaje wykonanie inwestycji infrastrukturalnych i hydrotechnicznych na jej terenie (na potrzeby umiejscowienia budowanego doku i jego późniejszej eksploatacji), co powinno doprowadzić do trwałego odzyskania stabilności ekonomiczno-finansowej przez MSR Gryfia, wskutek komercyjnego użytkowania nowego doku oraz do uzyskania unikalnych w zachodnim rejonie basenu Morza Bałtyckiego możliwości remontowych dużych jednostek morskich. Fizyczna budowa doku została rozpoczęta przez SSW w I kwartale 2021 r. i po jego zbudowaniu ma być on użytkowany przez MSR Gryfia w formule długoterminowego leasingu od FRS.

Wszelkie działania podejmowane przez Fundusz w roku 2021 pozostawały w zgodzie z dokumentami określającymi strategiczne działania FRS, tj.: „Strategią Działania Funduszu Rozwoju Spółek S.A. na lata 2019-2021" przyjętą dnia 23 września 2019 r. oraz „Aktualizacją Strategii Działania Funduszu Rozwoju Spółek S.A. na lata 2019-2021" przyjętą dnia 27 sierpnia 2020 r., a także wszystkimi decyzjami i wytycznymi MGMiŻŚ, a następnie MI. Aktywność Funduszu realizowana we wszystkich przedsięwzięciach gospodarczych opierała się na zasadach w pełni komercyjnych i rynkowych, popartych testami prywatnego inwestora/wierzyciela[61].

[59] Gospodarka morska w Polsce w 2021 r. Opracowanie sygnalne. GUS
[60] https://www.frs.com.pl/ dostęp 10.2023 r.
[61] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury

Stocznia Szczecińska „Wulkan" Sp. z o.o.

Stocznia zarządza majątkiem, który umożliwia prowadzenie produkcji w zakresie budowy statków i wielkogabarytowych konstrukcji stalowych[62]. W 2021 r. na terenie Stoczni działalność prowadziło kilkadziesiąt podmiotów gospodarczych, którym SSW świadczyła szeroki zakres usług oraz udostępniała specjalistyczne przestrzenie technologiczne wraz z infrastrukturą techniczną i dostawy gazów technicznych. Gros tych firm działało w branżach związanych przede wszystkim z produkcją okrętową oraz offshore. Podmioty te prowadzą samodzielnie lub jako firmy podwykonawcze budowy kadłubów statków, sekcji okrętowych, remonty i przebudowy jednostek pływających, a także specjalistyczne budowy konstrukcji typu offshore oraz konstrukcji obiektów lądowych i instalacji technicznych.

W 2021 r. działalność SSW w zasadniczym zakresie była skoncentrowana na zadaniu związanym z realizacją kontraktu zawartego z Funduszem Rozwoju Spółek S.A. i Morską Stocznia Remontową „Gryfia" S.A. na budowę monolitycznego doku pływającego o całkowitej nośności do 27 000 DWT. Realizacja tego kontaktu powinna spowodować pozyskanie nowych kompetencji i niezbędnego doświadczenia projektowo-stoczniowego przez SSW. Natomiast użytkowanie doku przez MSR Gryfia powinno przynieść takie korzyści ekonomiczne, które umożliwią tej spółce oferowanie usług remontowych dla największych polskich i zagranicznych jednostek pływających oraz przywrócenie jej trwałej stabilności finansowej, co z efekcie powinno przynieść korzyść także całej Grupie Kapitałowej FRS[63].

Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A.

Morska Stocznia Remontowa Gryfia S.A., należy do grona najbardziej znanych stoczni remontowych w kraju i za granicą. Początki działalności stoczni sięgają początku lat pięćdziesiątych poprzedniego wieku. Centralne położenie stoczni w Europie, bliska odległość od głównych tras komunikacyjnych transportu lądowego i od ważnych linii żeglugowych oraz dobra infrastruktura sprawia, że zakład jest dobrym partnerem do prowadzenia remontów jednostek. Dodatkowo lokalizacja zakładu w pobliżu granicy z Niemcami zapewnia łatwy transport urządzeń i części zamiennych od dostawców z Europy Zachodniej oraz szybki dojazd specjalistycznych serwisów[64].

MSR Gryfia realizuje usługi w zakresie remontów, przebudów oraz budów nowych jednostek pływających. Wykonuje również remonty klasowe i awaryjne statków wszelkich typów i wielkości; od statków handlowych, promów pasażerskich, specjalistycznych jednostek wielozadaniowych po jednostki wojskowe.

Najważniejszym aktywem umożliwiającym aktualnie realizację największych projektów remontowych jest dok nr 5, o długości 216 m, przynoszący największe przychody. Ponadto, MSR Gryfia posiada doki nr 3 i 7, które wraz z około 1 200 m nabrzeży w Szczecinie (odpowiednio wyposażonych w różnego rodzaju urządzenia dźwigowe, żurawie, transportowe oraz media), pozwalają spółce prowadzenie działalności przede wszystkim remontowej statków w pełnym zakresie.

Stocznia Remontowa NAUTA S.A.

Stocznia Remontowa NAUTA S.A. jest najstarszą cywilną stocznią remontową działającą w Polsce z 95-letnim doświadczeniem na rynku stoczniowym. Stocznia zajmuje się remontami cywilnych i wojskowych jednostek pływających i posiada liczne certyfikaty pozwalające m.in. na realizację projektów dla Ministerstwa Obrony Narodowej w zakresie modernizacji okrętów Marynarki Wojennej RP. W 2021 r. Spółka

[62] https://stoczniawulkan.pl/ dostęp: 10.2023 r.
[63] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury
[64] https://www.msrgryfia.pl/ dostęp: 10.2023 r.

brała udział w remontowaniu jednostek specjalnych, m.in.: ORP PIAST i ORP CZERNICKI w konsorcjum z PGZ SW; ORP LUBLIN w konsorcjum z MSR GRYFIA; ORP KOŚCIUSZKO; K-10; H-10.

Stocznia Remontowa NAUTA S.A. swoją działalność w dużej mierze opiera na remontach i przebudowach jednostek cywilnych. W 2021 roku osiągnęła przychody ze sprzedaży z tego tytułu w kwocie 181 mln zł, realizując ponad 100 kontraktów cywilnych. Odnotowany w 2021 r. poziom marży brutto był najwyższy na przestrzeni ostatnich pięciu lat.

W wyniku poprawy sytuacji finansowej, Stocznia Remontowa NAUTA S.A. planuje dokonać znacznych nakładów inwestycyjnych. Wśród planowanych zadań znajdują się inwestycje odtworzeniowe i modernizacyjne, które wpłyną na poprawę obecnego stanu infrastruktury stoczniowej oraz jej zwiększenie, a to natomiast, przełoży się na możliwość pozyskania większej ilości zleceń, poprawę efektywności procesu produkcyjnego, a także ograniczy awaryjność posiadanych maszyn i urządzeń[65].

Stocznia Marynarki Wojennej S.A. / PGZ Stocznia Wojenna

PGZ Stocznia Wojenna jest najstarszą polską stocznią działającą od 1922 roku, kontynuując tradycję Stoczni Marynarki Wojennej oraz utworzonych jeszcze przed II wojną światową w Pucku, a następnie przeniesionych do Gdyni Warsztatów Portowych Marynarki Wojennej. Od samego początku głównym zadaniem Stoczni było utrzymanie, serwisowanie i budowa nowych jednostek dla Marynarki Wojennej, a zakład nieodłącznie wpisał się w historię zarówno morskiego rodzaju sił zbrojnych, jak i miasta Gdynia[66].

W lutym 2021 roku PGZ Stocznia Wojenna Sp. z o.o., po niemal dwóch latach, przekazała Marynarce Wojennej RP okręt ORP „Kadm. Xawery Czernicki", który przeszedł w stoczni gruntowny remont. Polegał on na naprawie lub wymianie większości systemów okrętowych, w tym całego okablowania i orurowania. Natomiast w marcu 2021 roku do stoczni został przyholowany okręt-muzeum ORP „Błyskawica". Okręt przeszedł naprawę dokową o wartości 7,1 mln zł. Z kolei w listopadzie 2021 roku do stoczni na remont wpłynął okręt podwodny ORP „Orzeł".

Remontowa Holding S.A.

Remontowa Holding jest największą grupą kapitałową w polskim przemyśle stoczniowym. Liderami grupy są dwie stocznie, tj. Remontowa Shipbuilding S.A. budująca w pełni wyposażone statki i okręty oraz Gdańska Stocznia „Remontowa" S.A., która specjalizuje się w remontach i przebudowach jednostek pływających różnych typów, w tym statków, okrętów oraz platform offshore. Do Grupy należy także jedno z największych w Europie biur projektowych (Remontowa Marine Design & Consulting) oraz ponad 20 innych spółek, będących producentami i dostawcami wyposażenia morskiego i lądowego[67].

Remontowa Shipbuilding S.A.

Remontowa Shipbuilding S.A. członek grupy Remontowa Holding od wielu lat jest jedną z najbardziej cenionych stoczni budujących nowoczesne statki i okręty, między innymi: promy pasażersko – samochodowe, statki zaopatrzeniowe, okręty wojenne, jednostki specjalistyczne oraz wielozadaniowe statki przeznaczone do obsługi szeroko pojętej branży offshore. W 2021 r. stocznia przekazała łącznie siedem w pełni wyposażonych jednostek pływających. Były to: dwa statki wielozadaniowe typu PSV o napędzie hybrydowym LNG ze wspomaganiem bateryjnym dla armatora ze Szwecji (Coey Viking i Cooper Viking), dwie jednostki pomocnicze dla Marynarki Wojennej RP budowane w ramach programu „Holownik" (LESZKO, PRZEMKO), prom pasażersko-samochodowy o napędzie elektrycznym dla armatora z Norwegii (Fodnes) oraz

[65] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury
[66] https://pgzsw.com.pl/ dostęp: 10.2023 r.
[67] http://www.remontowaholding.pl/pl/index/o-nas/ dostęp: 10.2023 r.

dwa lodołamacze liniowe dla Państwowego Gospodarstwa Wodnego – Wody Polskie (Ocelot i Tarpan). W grudniu 2021 r. stocznię puścił nowo zbudowany prom pasażersko-samochodowy o napędzie LNG dla armatora z Kanady (Salish Heron) i udał się w drogę do Kolumbii Brytyjskiej z datą przekazania na początku roku 2022.

W ciągu roku stocznia zwodowała dwie jednostki pływające – lodołamacze liniowe Ocelot i Tarpan. Podpisała także kontrakt na budowę statku pożarniczego (Strażak-28) dla Zarządu Morskich Portów Szczecin i Świnoujście oraz rozpoczęła jego produkcję (położenie stępki 20 sierpnia 2021 r.).

Gdańska Stocznia Remontowa S.A.

W roku 2021 stocznia wyremontowała 160 statków, wśród nich, m.in. ro-ro/pasażerskie, chemikaliowce/produktowce, offshore, pogłębiarki, chłodniowce, kontenerowce, drobnicowce, masowce, samochodowce i zbiornikowce. Przebudowała także sześć jednostek pływających, głównie dla sektora offshore. W 2021 roku stocznia zakończyła realizację kontraktu polegającego na dokończeniu budowy i przeprowadzeniu prób morskich największej na świecie pogłębiarki (Willem Van Rubroeck), której budowy nie dokończyła wcześniej stocznia chorwacka.

Stocznia remontowała statki polskich armatorów, m.in. promy Wawel, Nova Star, Mazovia (Polferries), Gryf, Wolin (Unity Line), masowce – Juno, Mazury (PŻM), Sylur (Lotos Petrobaltic), a także statek muzeum Sołdek. Zainstalowała łącznie 23 systemy zarządzania wodami balastowymi (Ballast Water Treatment), wykorzystujące różne technologie oczyszczania tych wód, m.in. na masowcach panamax i handysize Polskiej Żeglugi Morskiej.

Stocznia zadokowała kolejny największy w swej historii kontenerowiec – Buxcliff (300 m długości). Wykonywała także projekty związane z napędami wiatrowym. Wyposażyła niemiecki prom Berlin w fundament pod wirnik Rotor Sail, remontowała także pierwszy w swojej historii rotorowiec (prom Copenhagen). Po raz pierwszy w historii przeprowadziła także kompleksowy remont i modernizację luksusowego wycieczkowca (Silver Wind)[68].

Grupa Przemysłowa Baltic/Baltic Operator/Stocznia Gdańska/Energomontaż Północ Gdynia.

Grupa Przemysłowa Baltic to spółka dominującą w utworzonym holdingu skupiającym spółki: Baltic Operator, Stocznię Gdańską oraz Energomontaż-Północ Gdynia. Zgodnie z założonym planem transformacji GPB ujednolica procesy sprzedaży, marketingu, finansów, zakupów, zarządzenia projektami i HR aby jak najlepiej wykorzystać istniejący potencjał, dywersyfikować przychody, podnieść efektywności prowadzonej działalności, uzyskać optymalizację i rozwój technik wytwórczych w segmencie produktów z energetyki wiatrowej, branży Offshore, stoczniowej oraz infrastrukturalnej[69].

Priorytetem GPB jest prowadzenie działalności w zakresie produkcji i malowania konstrukcji stalowych typu onshore i offshore oraz prefabrykacji i usług cięcia i gięcia elementów konstrukcji stalowych w sposób bezpieczny zarówno dla ludzi jak i dla środowiska z zachowaniem wysokiej jakości procesu produkcji.

Baltic Operator Sp. z o.o. wchodząca w skład Grupy Stoczni Gdańsk podpisała umowę na budowę trzech częściowo wyposażonych bloków wycieczkowców klasy Harmony dla francuskiej stoczni Chantiers de l'Atlantique. Każdy z nich będzie ważył około 2,5 tys. ton. Armatorem wycieczkowców będzie Royal Caribbean International.

W poniższych tabelach zestawione zostały dostępne dane GUS obejmujące przemysł stoczniowy.

[68] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury
[69] https://gpbaltic.pl/o-grupie-przemyslowej-baltic/ dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.12. Produkcja statków wg typów

TYPY STATKÓW *a* – liczba statków *b* – pojemność brutto (GT) w tys. t		**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
OGÓŁEM	*a*	14	15	12	8	7	12	12	6	3	8	8
	b	71,9	84,8	34,7	25,6	18,9	38,9	69,6	11,4	7	32,2	25,1
Kontenerowce i semikontenerowce	*a*	1	–	–	–	–	–	1	–	–	1	–
	b	35,9	–	–	–	–	–	10,5	–	–	3,1	–
Masowce	*a*	–	–	–	–	–	1	3	–	–	–	–
	b	–	–	–	–	–	1,9	19	–	–	–	–
Drobnicowce	*a*	2	1	–	–	2	2	–	–	–	–	1
	b	5,4	2,8	–	–	6,0	2,4	–	–	–	–	3,2
Gazowce	*a*	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–
	b	–	–	–	7,5	–	–	–	–	–	–	–
Promy	*a*	7	4	2	1	1	–	6	2	1	–	1
	b	20,3	22,8	8,0	5,7	5,5	–	36,4	3,5	3,3	–	2,6
Statki pasażerskie							1	–	1	–	–	–
							0,1	–	0,4	–	–	–
Statki rybackie	*a*	3	1	–	1	1	1	–	3	2	–	1
	b	7,4	2,8	–	0,4	0,4	0,5	–	7,5	3,7	–	0,5
Statki nietowarowe	*a*	1	9	10	5	3	7	2	–	–	4	4
	b	3,0	56,6	26,7	12,0	7,0	33,9	3,7	–	–	21,3	10,2

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.13. Portfel zamówień na statki według typów Stan w dniu 31 XII poszczególnych lat

TYPY STATKÓW *a* – liczba statków *b* – pojemność brutto (GT) w tys. t		**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
OGÓŁEM	*a*	22,0	22,0	19,0	19,0	19,0	21	18	23	24	11	10
	b	77,9	89,3	57,1	76,2	83,3	81,7	75,8	82,8	76,4	21,7	.
Kontenerowce i semikontenerowce	*a*	–	–	5,0	5,0	4,0	3	–	2	–	–	–
	b	–	–	19,1	19,1	17,9	16,9	–	6,3	–	–	–
Chemikaliowce	*a*	1,0	–	1,0	–	–	–	–	–	–	–	–
	b	2,8	–	4,2	–	–	–	–	–	–	–	–
Drobnicowce		–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–
		–	–	–	–	–	13,2	–	–	–	–	–
Gazowce	*a*	–	1,0	1,0	–	–	–	–	–	–	–	–
	b	–	7,5	7,5	–	–	–	–	–	–	–	–
Promy	*a*	–	4,0	1,0	5,0	6,0	6	4	6	8	4	5
	b	–	20,4	5,7	34,1	35,1	25,6	60,4	62,9	75,4	11,1	.
Statki pasażerskie	*a*	–	–	–	–	–	1	2	–	–		–
	b	–	–	–	–	–	0,4	2,4	–	–		–
Statki rybackie	*a*	4,0	4,0	3,0	–	–	3	7	2	2	1	–
	b	22,8	6,1	0,4	–	–	7,6	11,5	3,2	.	.	–
Statki nietowarowe	*a*	4,0	13,0	8,0	9,0	9,0	6	5	11	14	6	5
	b	14,9	55,3	20,2	23,0	30,3	18	1,5	10,5	0,9	10,6	–

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.14. Remonty statków

WYSZCZEGÓLNIENIE	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
Liczba remontów	624	617	532	599	610	537	540	527	504	444	455
Wartość w mln euro	286,0	227,5	232,8	276,4	311,8	237,5	311,8	282,0	292,2	310,8	293,9

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.15. Produkcja pozostałych statków i części statków pełnomorskich (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób)

WYSZCZEGÓLNIENIE		Produkcja wytworzona	Produkcja sprzedana	
		w szt.		w mln zł
Jachty pełnomorskie	2011	626	627	184,2
	2012	538	539	186,8
	2013	591	593	256,0
	2014	630	630	212,9
	2015	699	699	232,6
	2016	1177	1176	282
	2017	737	737	256,7
	2018	862	859	192,1
	2019	839	816	497,9
	2020	755	750	615,1
	2021	919	901	792,4
Kadłuby statków pełnomorskich	2011	44	42	284,0
	2012	31	31	199,2
	2013	33	33	375,7
	2014	23	15	230,0
	2015	31	25	231,5
	2016	22	21	221
	2017	44	34	431
	2018	34	33	538,7
	2019	40	36	626,7
	2020	47	46	752,8
	2021	94	94	698,1
Motorówki wypoczynkowe lub sportowe pełnomorskie	2011	410	383	27,8
	2012	411	406	22,2
	2013	589	562	39,9
	2014	999	997	60,5
	2015	1087	1062	72,2
	2016	1235	1284	88,3
	2017	1268	1275	88,1
	2018	1096	1127	82,6
	2019	1047	995	88,3
	2020	922	998	99,2
	2021	1449	1455	186,0
Latarniowce, statki pożarnicze, dźwigi pływające gdzie indziej niesklasyfikowane pełnomorskie	2011	bd	bd	bd
	2012	4	4	83,5
	2013	7	7	522,1
	2014	14	12	334,6
	2015	3	3	127,1
	2016	10	10	327,2
	2017	64	50	473,4
	2018	2	2	17,1
	2019	2	2	5,7
	2020	4	4	102,4
	2021	5	5	65,4

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

W celu odbudowy polskiego przemysłu okrętowego Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej we współpracy z branżą stoczniową przygotowało ustawę o aktywizacji przemysłu okrętowego

i przemysłów komplementarnych[70]. Zgodnie z wprowadzonymi zmianami planuje się rozwój przemysłu stoczniowego w Polsce, rozwój ośrodków badawczo-rozwojowych opracowujących innowacyjne typy statków, wzrost zatrudnienia i utrzymanie wykwalifikowanych pracowników oraz zapewnienie konkurencyjnych zasad funkcjonowania polskiego przemysłu okrętowego i produkcji komplementarnej na rynkach międzynarodowych[71].

4.3.4 Rybołówstwo morskie

Morze Bałtyckie jest słonawym morzem śródlądowym, otoczonym niemal całkowicie przez ląd, a z sąsiadującym Morzem Północnym łączy go kilka wąskich, płytkich cieśnin. Bałtyk, ze względu na warunki środowiskowe m.in. niskie zasolenie, zależność od wlewów słonych wód atlantyckich, jest morzem o ograniczonej produktywności. Obecnie, w Bałtyku łowi się rocznie blisko 400 tysięcy ton ryb[72]. Komercyjne połowy obejmują jedynie kilka gatunków ryb, głównie szproty, śledzie i stornie, które stanowią ponad 90% wszystkich połowów na Morzu Bałtyckim. Innymi gatunkami ryb o lokalnym znaczeniu gospodarczym są na przykład dorsz z przyłowu, gładzica, turbot (inaczej skarp), sandacz, sielawa, sieja, łosoś i troć[73].

Polskie rybołówstwo morskie dzieli się na:

- rybołówstwo bałtyckie;
- rybołówstwo dalekomorskie.

Według stanu na koniec 2021 r. polska flota rybacka liczyła 823 jednostki (bez zmian wobec 2020 r.), o łącznej pojemności brutto (GT) 35,2 tys. (o 8,6% większej niż w 2020 r.) oraz o mocy 84,2 tys. kW (o 4,8% większej). W 2019 r. polska flota rybacka liczyła, tak jak przed rokiem 827 jednostek, o łącznej pojemności brutto (GT) 32,3 tys. (o 0,1% niższej niż w 2018 r.) oraz o mocy wynoszącej tyle samo, jak w roku poprzednim – 80,2 tys. kW. Na koniec 2017 r. polska flota rybacka liczyła 834 jednostki (o 1,1% mniej niż w 2016 r.), o łącznej pojemności brutto (GT) 27,6 tys. (o 21,0% mniejszej niż w roku poprzednim) oraz o mocy 76,3 tys. kW (o 8,3% mniejszej niż w 2016 r.).

W podziale na rodzaje rybołówstwa w 2021 r. polska flota bałtycka liczyła łącznie 821 statków rybackich o łącznej zdolności połowowej 16 021,25 GT i 63 220,24 kW. Z kolei, w tym samym czasie, polska flota dalekomorska liczyła 2 statki rybackie o zdolności połowowej 19 154,00 GT i 21 000,00 kW. Statki te prowadziły połowy wyłącznie na wodach poza obszarem Morza Bałtyckiego.

W skład polskiej floty rybackiej, tak jak w 2020 r., wchodziły 2 trawlery i 124 kutry oraz 697 łodzi. W latach 2018-2019 w skład polskiej floty rybackiej wchodziły 2 trawlery i 124 kutry oraz 701 łodzi. Z kolei w roku 2017 liczba trawlerów wynosiła 3, kutrów 124, a łodzi 707. Zgodnie ze stanem na koniec 2016 r. w skład polskiej floty dalekomorskiej wchodziły 4 trawlery, 126 kutrów i 713 łodzi. Dla trawlerów portem macierzystym pozostała Gdynia. Większość kutrów (71,8% w 2021 r.) stacjonowała w województwie pomorskim, a pozostałe – w zachodniopomorskim. Łodzie rybackie natomiast stacjonowały we wszystkich województwach nadbałtyckich: pomorskim (46,5% łącznej liczby polskich łodzi rybackich), zachodniopomorskim (43,6%) oraz warmińsko--mazurskim (9,9%).

[70] Ustawa z dnia 6 lipca 2016 r. o aktywizacji przemysłu okrętowego i przemysłów komplementarnych (Dz.U.2021.1704 t.j.)
[71] „Raport z realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej w roku 2015" Ministerstwo Infrastruktury
[72] https://www.consilium.europa.eu/media/59663/baltic-fish-table-2023-final_revised.pdf
[73] https://www.msc.org/pl/co-robimy/nasz-wplyw/rybolowstwa-na-morzu-baltyckim

Flota bałtycka obejmuje statki rybackie operujące na Morzu Bałtyckim i morskich wodach wewnętrznych, a podstawowymi gatunkami poławianymi przez polskich rybaków w Morzu Bałtyckim są: dorsz, łosoś, śledź, szprot, troć i ryby płaskie oraz inne o mniejszym użytkowym znaczeniu. Spośród podstawowych gatunków bałtyckich istotne dla polskich rybaków (szczególnie dla floty przybrzeżnej) są połowy dorsza, które podlegają ograniczeniom wynikającym m.in. z planu odbudowy zasobów tego gatunku (znaczące coroczne redukcje kwot połowowych, okresy ochronne i obostrzenia w stosowaniu niektórych narzędzi połowowych i zakaz ukierunkowanych połowów dorsza wschodniego obowiązujący w 2020 i w 2021 r.). W dużym stopniu na dochody polskich rybaków wpływają połowy ryb pelagicznych (szproty i śledzie). Rybami chętnie poławianymi i równie cennymi gospodarczo są także troć i ryby płaskie[74].

Zarządzanie żywymi zasobami morza opiera się na jak najlepszej dostępnej wiedzy naukowej co do stanu żywych zasobów morza. Instytucją przygotowującą doradztwo naukowe dla głównych stad ryb poławianych komercyjnie jest Międzynarodowa Rada Badań Morza (ICES). Przygotowuje ona corocznie ocenę stanu zasobów na podstawie badań naukowych (rejsów badawczych) tych zasobów, w których uczestniczą jednostki naukowe wszystkich państw regionu, a także informacji przekazywanych przez rybaków oraz administrację państw członkowskich. W ocenę stanu zasobów ryb zaangażowany jest również Komitet Naukowo-Techniczny i Ekonomiczny ds. Rybołówstwa (STECF), który przygotowuje roczny raport na temat bieżącego stanu zasobów rybołówstwa i jego przyszłego potencjału. STECF odgrywa ważną rolę, wspomagając Komisję Europejską w formułowaniu kształtu polityki z zakresu zarówno planowania długoterminowego jak i nadzwyczajnych zamknięć obszarów połowowych, wydając miarodajną i szczegółową opinię naukową.

W 2016 r. zakończono prace nad Wnioskiem dotyczącym rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiającego wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te zasoby. Od dnia 21 lipca 2016 r. Polska stosuje przepisy rozporządzenia Parlamentu Europejskiego i Rady nr 2016/1139[75] w zakresie zarządzania zasobami dorsza, śledzia, szprota i ryb płaskich, mając na uwadze zrównoważoną eksploatację stad oraz stabilną wielkość uprawnień do połowów.

Ogólne kwoty połowowe na Morzu Bałtyckim ustalone dla Polski przez Radę UE na 2021 r. określało rozporządzenie Rady (UE) 2020/1579 z dnia 29 października 2020 r. ustalające uprawnienia do połowów na rok 2021 w odniesieniu do niektórych stad ryb i grup stad ryb w Morzu Bałtyckim oraz zmieniające rozporządzenie (UE) 2020/123 w odniesieniu do uprawnień do połowów w innych wodach na armatorów statków rybackich (Dz. Urz. UE L 362 z 30.10.2020, str. 3, z późn. zm.).

Krajowy podział ogólnych kwot połowowych na Morzu Bałtyckim, na 2021 rok został zrealizowany w oparciu o przepisy ustawy z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie[76] oraz rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 15 lutego 2019 r. w sprawie szczegółowego sposobu podziału ogólnych kwot połowowych i dodatkowych kwot połowowych[77].

Zgodnie z ustawą z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim minister właściwy do spraw rybołówstwa[78] zobowiązany jest do prowadzenia zarybień w celu utrzymania i odtwarzania zasobów ryb na

[74] Raport roczny dotyczący działań zmierzających do osiągnięcia równowagi pomiędzy zdolnością połowową a wielkością dopuszczalnych połowów za okres od dnia 1 stycznia do dnia 31 grudnia 2021 r. Departament Rybołówstwa Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi

[75] Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady (UE) 2016/1139 z dnia 6 lipca 2016 r. ustanawiające wieloletni plan w odniesieniu do stad dorsza, śledzia i szprota w Morzu Bałtyckim oraz połowów eksploatujących te stada, zmieniające rozporządzenie Rady (WE) nr 2187/2005 i uchylające rozporządzenie Rady (WE) nr 1098/2007

[76] Ustawa z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz.U.2023.475 t.j.)

[77] Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej I Żeglugi Śródlądowej z dnia 15 lutego 2019 r. w sprawie szczegółowego sposobu podziału ogólnych kwot połowowych i dodatkowych kwot połowowych (Dz.U.2019.370)

[78] USTAWA z dnia 19 grudnia 2014 r. o rybołówstwie morskim (Dz.U.2023.475 t.j.)

obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej. Celowość prowadzenia zarybień wynika z potrzeby utrzymania cennych dla polskiego rybactwa gatunków ryb dwuśrodowiskowych, takich jak np. troć i łosoś. W przeszłości gatunki te występowały bardzo licznie w wielu polskich rzekach oraz w granicach polskich obszarów morskich.

Program Fundusze Europejskie dla Rybactwa na lata 2021–2027.

Program Fundusze Europejskie dla Rybactwa został zaprojektowany jako instrument wsparcia dla podmiotów z sektora rybołówstwa na lata 2021-2027 i będzie współfinansowany ze środków Europejskiego Funduszu Morskiego, Rybackiego i Akwakultury (EMFAF 2021-2027). Program ten stanowi kontynuację Programu Operacyjnego „Rybactwo i Morze" wdrażanego w latach 2014-2020. Główne cele Programu to:

- realizacja wspólnej polityki rybołówstwa, unijnej polityki morskiej oraz międzynarodowych zobowiązań Unii w dziedzinie zarządzania oceanami;
- promowanie zrównoważonego rybołówstwa i ochrony żywych zasobów morza;
- zapewnienie bezpieczeństwa żywnościowego dzięki dostawom produktów rybołówstwa i akwakultury;
- przyczynianie się do rozwoju zrównoważonej niebieskiej gospodarki, oraz zapewnienie zdrowego stanu, bezpieczeństwa i czystości mórz i oceanów, ochrony na nich, a także przyczynianie się do zrównoważonego zarządzania nimi[79].

[79] https://www.gov.pl/web/rolnictwo/program-fundusze-europejskie-dla-rybactwa dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.16. Flota rybacka wg sektorów własności i rodzajów statków (stan w dniu 31 XII poszczególnych lat)

WYSZCZEGÓLNIENIE ***a* – jednostki pływające[1]** ***b* – pojemność brutto (GT) w tys.t** ***c* – moc w tys. kW**		**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
OGÓŁEM	*a*	790,0	798,0	838,0	873,0	875,0	843	834	827	827	823	823
	b	33,4	33,4	33,9	34,1	34,3	34,9	27,6	32,4	32,3	32,4	35,2
	c	82,9	81,9	81,4	81,5	81,5	83,2	76,3	80,2	80,2	80,4	84,2
sektor publiczny	*a*	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5	5	5	5	5	5
	b	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	c	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1
sektor prywatny	*a*	785,0	793,0	833,0	868,0	867,0	838	826	822	822	818	818
	b	32,6	32,6	33,1	33,3	16,2	34,1	15,2	31,6	31,5	31,6	34,4
	c	80,8	79,8	79,3	79,4	64,8	81,1	60,5	78,1	78,1	78,3	82,1
Trawlery dalekomorskie	*a*	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	4	3	2	2	2	2
	b	17,4	17,4	17,3	17,3	17,3	18,7	11,6	16,4	16,4	16,4	19,2
	c	15,2	15,2	14,6	14,6	14,6	20	13,7	17,4	17,4	17,4	21,0
Kutry rybackie	*a*	143,0	140,0	139,0	139,0	139,0	126	124	124	124	124	124
	b	11,6	11,6	12,2	12,3	12,5	12,1	12	12,0	12,0	12,1	12,1
	c	37,0	36,2	36,2	36,2	36,2	34,3	34,6	34,9	34,9	35,1	35,0
Łodzie rybackie [2]	*a*	644,0	655,0	696,0	731,0	733,0	713	707	701	701	697	697
	b	4,3	4,3	4,4	4,5	4,5	4,1	4	3,9	3,9	3,9	3,9
	c	30,6	30,5	30,6	30,7	30,7	28,8	28	27,9	27,9	27,9	28,2
motorowe	*a*	617,0	618,0	634,0	655,0	657,0	639	636	633	633	633	639
	b	4,3	4,3	4,4	4,4	4,4	4	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8
	c	30,6	30,5	30,6	30,7	30,7	28,8	28	27,9	27,9	27,9	28,2
wiosłowe	*a*	27,0	37,0	62,0	76,0	76,0	74	71	68	68	64	58
	b	0	0	0	0	0	0	36	0	0	0	0

[1] Trawlery dalekomorskie, kutry i łodzie rybackie.
[2] Dane nie obejmują łodzi pomocniczych.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.17. Połowy ryb i bezkręgowców morskich wg gatunków

WYSZCZEGÓLNIENIE	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	w tonach										
OGÓŁEM	179914	179703	195482	170516	187037	198877	208303	205693	194841	191496	185717
Ryby dwuśrodowiskowe	–	–	254	200	231	317	344	431	254	195	290
Ryby słodkowodne	–	–	3125	3082	2869	3174	2650	2571	4005	1557	2868
Ryby morskie:	174514	177071	192103	167234	183937	195386	205275	202459	189517	188097	182496
czarniaki	584	–	2	2	1154	528	504	404	54	1	2
dorsze	15631	18552	19104	18244	18486	15562	10513	10728	6981	1709	3079
karmazyny	58	357	103	129	22	229	129	311	491	13	21
makrele	5998	3651	7595	5662	3915	9242	6591	4562	3686	5484	5376
morszczuki	55	362	58	1060	1270	647	350	442	1	133	–
ostroboki	20608	34534	27758	34951	39701	39201	42597	25802	11993	2344	23887
sardynki i sardynele	33171	13522	17408	2995	705	2695	790	0	1	261	–
szproty	56490	63119	80988	58575	64175	60057	69972	75713	74492	60522	66552
śledzie	29881	27114	23581	28137	39712	44056	43672	52740	41996	38903	28551
ryby płaskie	10008	11028	12031	12795	9644	15299	11602	15852	17831	15257	15284
trocie	233	168	133	126	139	bd	bd	bd	bd	bd	bd
plamiaki	646	442	439	187	246	211	228	107	89	7	13
inne ryby morskie	1150	4222	3116	4556	4899	7661	18327	15798	31902	63463	39731
Bezkręgowce morskie:	3044	–	–	–	–	–	34	232	1065	1647	64
kryl	3044	–	–	–	–	bd	bd	bd	bd	bd	bd

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

Tabela 4.18. Eksport i import ryb i bezkręgowców morskich wg nomenklatury CN

WYSZCZEGÓLNIENIE- EKSPORT	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	w tonach										
OGÓŁEM	144022,5	155940,1	172720,4	161878,1	194321,2	177999,2	185368,1	208195,3	210065,7	214161,7	234709,7
Ryby żywe	1013,1	893,8	803,2	677,2	735,7	1451,9	1804,9	1174,9	1503,3	846,7	1420,0
Ryby świeże i schłodzone	37164,9	27172,5	21312,2	15633,6	31818,5	8940,2	10137,2	7799,5	11647,3	7196,8	7088,2
Ryby zamrożone	11584,6	22647,7	33960,6	24199,2	35070,4	31417,7	30879,9	43019,9	40560,3	36800,1	39572,0
Filety rybne i pozostałe mięso rybie, świeże, schłodzone lub zamrożone	52158,7	58111,2	62784,1	66709,2	70500,7	75971,7	86702	96045,0	91280,1	96788,4	108279,4
Ryby suszone, solone, wędzone; mączka rybna do jedzenia	38155,6	45779,9	52573,4	53221,8	54894,3	59119,8	54591,2	59057,0	63828,5	70272,2	76662,8
Skorupiaki	3254,6	727,4	707,0	776,5	781,3	815,9	841,3	645,1	739,4	1862,3	1439,2
Mięczaki	691,1	607,6	579,9	660,6	520,4	282	411,6	453,9	506,9	395,1	248,0

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)

4.3.5 Turystyka i rekreacja morska

Turystyka jest istotną dziedziną gospodarki w Polsce, a przemysł turystyczny jest jednym z kluczowych elementów rozwoju regionów nadmorskich. Pobyt nadmorski stanowi najczęstszy cel długookresowych podróży wakacyjnych Polaków. Zgodnie z prognozami Instytutu Turystyki, krajowy ruch będzie się zwiększał w kolejnych latach, zarówno w zakresie przyjazdów krótkoterminowych jak i wizyt długoterminowych.

Aktywizacja w dziedzinie turystycznej przyczynia się do wzrostu ekonomicznego, poprawy stanu infrastruktury, zmniejszenia bezrobocia, a także do intensyfikacji kontaktów międzynarodowych, zwłaszcza z krajami rejonu Morza Bałtyckiego.

Turystyka morska to aktywność turystyczna bazująca na specyficznych zasobach morza. Wyróżnia się zazwyczaj dwie głównie formy turystyki związanej z morzem. Są to:

- turystka morska – aktywność na pełnym morzu, czyli na statkach wycieczkowych (cruisers), pasażerskich liniowych, na jachtach (żeglarstwo pełnomorskie — turystyczne) czy promach. Przykładowymi formami aktywności związanej z turystyką morską są: rejsy wycieczkowe, wędkarstwo morskie, nurkowanie w morzu, żeglarstwo jachtowe, paralotniarstwo wodne, regaty.
- turystyka nadmorska – wszelkie przejawy aktywności podejmowane w obszarze nadmorskim, czyli żegluga biała (na statkach żeglugi przybrzeżnej), żeglarstwo jachtowe, deskowe, lodowe, kajakarstwo, nurkowanie, wędkarstwo itp.

Potencjał turystyczny każdego województwa tworzą jego walory przyrodnicze, kulturowe, infrastruktura turystyczna oraz dostępność komunikacyjna. Najczęściej jednak jest on określany poprzez liczbę turystycznych obiektów noclegowych lub też miejsc noclegowych oferowanych turystom, a jego wykorzystanie mierzone jest m.in. poprzez liczbę korzystających, liczbę udzielonych noclegów oraz średnią długość pobytu turystów w obiektach[80].

Według metodologii Eurostatu, w Polsce do obszarów nadmorskich zaliczonych zostało 55 gmin. Są one usytuowane nad Morzem Bałtyckim lub których więcej niż 50% powierzchni znajduje się w odległości 10 km od morza. Dodatkowo gminy wiejskie: Słupsk, Główczyce, Gniewino, Pruszcz Gdański, Cedry Wielkie, gmina miejsko-wiejska – Sianów i m. Koszalin zostały w uzgodnieniu z Eurostatem uznane za nadmorskie. 23 gminy położone są w województwie zachodniopomorskim, 26 w pomorskim oraz 6 w warmińsko-mazurskim. Obejmują obszar 7,9 tys. km^2 (2,5% powierzchni Polski) i według stanu w końcu czerwca 2020 r. zamieszkiwało je 1,6 mln osób (tj. 4,1% ogółu ludności kraju).

W poniższych tabelach zestawione zostały dostępne dla 2015 i 2021 r. dane GUS dotyczące turystyki w rejonie nadmorskim. Przedstawiono informacje charakteryzujące na tle Polski bazę noclegową turystyki na terenie krajowych obszarów nadmorskich. Dodatkowo zaprezentowano sezonowość w ruchu pasażerów w portach morskich. W statystyce Unii Europejskiej w dziedzinie turystyki obszar nadmorski to lokalne jednostki (gminy), które posiadają morską granicę lub więcej niż 50% powierzchni leży w odległości 10 km od morza. Ponieważ Szczecin nie został włączony do listy regionów nadmorskich Unii Europejskiej, ze względu na położenie nad morskimi wodami wewnętrznymi i ścisłe powiązania z morzem, uwzględniono to miasto w poniższych zestawieniach.

Należy również podkreślić, iż GUS w badaniu turystycznych obiektów noclegowych wyodrębnia następujące rodzaje obiektów badanych przez tę instytucję: hotel, motel, pensjonat, inne obiekty hotelowe (np. obiekt spełniający zadania hotelu, motelu lub pensjonatu, któremu nie została nadana kategoria), schronisko, schronisko młodzieżowe, schronisko szkolno-młodzieżowe, dom wycieczkowy, ośrodek

[80] Raport z realizacji polityki morskiej RP w 2021 roku. Ministerstwo Infrastruktury

wczasowy, ośrodek szkoleniowo-wypoczynkowy, ośrodek kolonijny, dom pracy twórczej, zespół domków turystycznych, hostel, kemping, pole biwakowe, zakład uzdrowiskowy, pokój gościnny (kwatera prywatna), kwatera agroturystyczna, pozostałe obiekty niesklasyfikowane (obiekty, które w czasie niepełnego wykorzystania zgodnie z ich przeznaczeniem lub w części, pełnią funkcję obiektu noclegowego dla turystów; są to m.in. internaty, domy studenckie, ośrodki rekreacyjno-sportowe itp.). Przedstawione w poniższych tabelach dane dotyczące liczby obiektów i miejsc noclegowych obejmują wszystkie obiekty czynne w dniu 31 lipca (każdego roku) oraz obiekty nieczynne w tym dniu, ale czynne w innych dniach badanego miesiąca. Przyjęto dla nich maksymalną liczbę miejsc, natomiast do liczby dni działalności obiektu nie wlicza się przerw między-turnusowych, z powodu remontu, dezynfekcji itp.[81]

Tabela 4.19. Podstawowe wskaźniki dotyczące turystyki na obszarach nadmorskich w 2015 i 2021 r.

WYSZCZEGÓLNIENIE	Rok	Korzystający z noclegów na			Miejsca noclegowe na	
		1000 ludności	100 km²	1 miejsce noclegowe	10 tys. ludności	100 km²
Polska	2015	701	8617	38	185	227
	2021	466	5718	23	202	248
Województwo pomorskie	2015	1058	13322	24	441	556
	2021	841	10765	17	493	631
w tym regiony nadmorskie	2015	1928	60428	25	784	2457
	2021	1582	50329	17	912	2902
Województwo warmińsko-mazurskie	2015	787	4695	28	277	166
	2021	615	3611	22	282	166
w tym regiony nadmorskie	2015	539	13735	50	107	272
	2021	375	9355	36	105	262
Województwo zachodniopomorskie	2015	1387	10384	20	704	527
	2021	1244	9199	15	834	616
w tym regiony nadmorskie	2015	2633	53741	19	1368	2792
	2021	2402	50678	14	1658	3498

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2016 i 2022)

Tabela 4.20. Pasażerowie wycieczkowców zawijających do polskich portów morskich wg miesięcy oraz portów w 2015 i 2020* r.

PORT	Rok	Ogółem	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
OGÓŁEM	2015	89447	–	–	162	153	17139	18045	22385	20724	9044	1795	–	–
	2020	5257	–	–	–	–	–	188	1389	1243	1752	685	–	–
WEDŁUG PORTÓW														
Gdańsk	2015	10196	–	–	–	–	996	1290	4802	1822	1286	–	–	–
	2020	616	–	–	–	–	–	–	–	–	272	344	–	–
Gdynia	2015	70196	–	–	–	–	16075	15125	14895	16710	6199	1192	–	–
	2020	72	–	–	–	–	–	–	–	–	72	–	–	–
Szczecin	2015	5547	–	–	108	102	34	1123	1586	1170	1056	368	–	–
	2020	2944	–	–	–	–	–	94	914	879	888	169	–	–
Świnoujście	2015	3508	–	–	54	51	34	507	1102	1022	503	235	–	–
	2020	1625	–	–	–	–	–	94	475	364	520	172	–	–

a Pasażerowie wycieczkowców na wycieczce, którzy zeszli na ląd w celu zwiedzania atrakcji turystycznych związanych z portem lub okolicą, a następnie powrócili na wycieczkowiec

* Brak danych za rok 2021 w publikacji Rocznik statystyczny gospodarki morskiej. GUS.

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2016-2022)

[81] Rocznik statystyczny gospodarki morskiej. GUS

Główny Inspektor Sanitarny wykonuje zadania związane z ochroną zdrowia publicznego wpisujące się w politykę morską państwa poprzez realizację działań przez podległe Graniczne Stacje Sanitarno-Epidemiologiczne (GSSE) w Gdyni, Szczecinie, Świnoujściu i Elblągu z zakresu:

- nadzoru sanitarnego nad jednostkami pływającymi o polskiej i obcej przynależności;
- nadzoru sanitarnego nad portowymi obiektami lądowymi (punkty gastronomiczne, infrastruktura portowa, zakłady pracy) i przystaniami;
- nadzór sanitarny nad jednostkami pływającymi (promy pasażerskie, rekreacyjne i turystyczne) o polskiej przynależności odbywających rejsy po morskich wodach terytorialnych RP oraz morskich wodach wewnętrznych obejmujących polskie porty;
- nadzoru nad wszelkimi zabiegami dezynfekcyjnymi, dezynsekcyjnymi i deratyzacyjnymi wykonywanymi na terenie obiektów portowych i na statkach;
- wykonywania obowiązków wynikających z międzynarodowych przepisów zdrowotnych i konwencji międzynarodowych ratyfikowanych przez Polskę, w tym wykonywanie szczepień ochronnych wymaganych w ruchu międzynarodowym;
- poradnictwa z zakresu medycyny podróży i szczepień obowiązkowych i zalecanych oraz profilaktyki chorób zakaźnych i pasożytniczych;
- kontroli, zapobiegania i nadzoru nad przypadkami zachorowań na choroby zakaźne zawleczone drogą morską, przeprowadzanie wywiadów i dochodzeń epidemiologicznych;
- współdziałania przy organizowaniu i kierowaniu akcją sanitarną w przypadku zaistnienia stanów masowego zagrożenia i stanów awaryjnych na obszarze wód terytorialnych;
- nadzoru nad warunkami sanitarnymi transportu pasażerskiego na przejściach granicznych morskich;
- nadzór sanitarny nad jakością wody z urządzeń służących do zaopatrywania w wodę przeznaczoną do spożycia przez ludzi i na potrzeby gospodarcze na jednostkach pływających i w obiektach portowych;
- uczestniczenia w dopuszczeniu do użytku statków morskich;
- uzgadniania lub opiniowania dokumentacji projektowej pod względem wymagań higienicznych i zdrowotnych dotyczących budowy oraz zmiany sposobu użytkowania statków morskich, a także związane z przeprowadzaniem oceny oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko.

Ponadto, w związku z epidemią SARS-Cov-2 państwowi graniczni inspektorzy sanitarni prowadzili wzmożony nadzór nad przypadkami zachorowań na choroby zakaźne zawleczone drogą morską ze szczególnym uwzględnieniem COVID-19. W dobie epidemii prowadzone były konsultacje i analizy procedur w ramach zabezpieczenia przeciwepidemicznego w podległym terenie (przedsiębiorstwa portowe, stocznie i jednostki pływające). Podczas prowadzonych kontroli zwracano szczególną uwagę na przestrzeganie przepisów przeciwepidemicznych, w szczególności zapewnienia klientom środków dezynfekcyjnych, utrzymywania przez personel dystansu oraz stosowania środków ochrony osobistej. Zarządzającym portami przekazywano informacje o zagrożeniach, informowano o aktualizowanych na bieżąco wytycznych oraz komunikatach dotyczących sytuacji epidemiologicznej znajdujących się na stronach Głównego Inspektoratu Sanitarnego i Ministerstwa Zdrowia.

Wpisując się w ramy realizacji polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej realizowały również cele dotyczące zapewnienia wysokiego poziomu ochrony wody w kąpieliskach. Nadzór organów Państwowej Inspekcji Sanitarnej nad jakością wody w kąpieliskach zlokalizowanych na wodach przybrzeżnych, prowadzony jest m.in. na podstawie Rozporządzenia Ministra Zdrowia w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do

kąpieli[82]. Jakość wody w kąpieliskach jest oceniana przez organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej w zakresie parametrów implementowanych do przepisów krajowych zgodnie z Dyrektywą 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotyczącą zarządzania jakością wody w kąpieliskach.

Dla wszystkich kąpielisk wyznaczonych w sezonie kąpielowym w 2021 r. wydawane były oceny o bieżącej jakości wody w kąpielisku. W przypadku przekroczeń dopuszczalnych wartości ww. parametrów, wydawany jest zakaz kąpieli. Przywrócenie możliwości bezpiecznego kąpania następuje po wykonaniu kolejnego badania wody, które potwierdzi brak przekroczeń. W sezonie kąpielowym w 2021 r. na 173 kąpieliska morskie dla 4 z nich wydano ocenę bieżącą o nieprzydatności wody do kąpieli z uwagi na przekroczenia parametrów mikrobiologicznych. W sezonie kąpielowym w 2020 r. na 166 kąpieliska morskie dla 3 wydano ocenę bieżącą o nieprzydatności wody do kąpieli. W 2019 r. na 163 kąpieliska, wydano 4 takie oceny.

Jednocześnie w trakcie trwania sezonu kąpielowego prowadzona była wizualna ocena wody ze szczególnym uwzględnieniem zakwitów sinic, rozmnożenia się makro alg lub fitoplanktonu morskiego oraz obecności innych zanieczyszczeń stałych, które mogą mieć negatywny wpływ na zdrowie osób kąpiących się. W sezonie kąpielowym w 2021 r. na 173 kąpieliska morskie dla 55 wydawana była ocena bieżąca o nieprzydatności wody do kąpieli z uwagi na wystąpienie masowego zakwitu sinic. Zjawisko zakwitów z czasem nasiliło się, co jest związane ze wzrostem eutrofizacji Morza Bałtyckiego oraz wzrostem temperatury wody w wyniku globalnego ocieplenia, ale również czynnikami środowiska wpływającymi na pojawianie się sinicowych zakwitów wody tj. dostępność soli biogenicznych (zwłaszcza fosforanów). W tym miejscu należy wskazać, iż organy Państwowej Inspekcji Sanitarnej realizują zadania z zakresu potencjalnego wpływu zanieczyszczenia wód na stan zdrowia osób korzystających z kąpielisk, za które jest odpowiedzialny resort zdrowia - nie prowadzą jednak analiz możliwych do wdrożenia działań, które pozwoliłby na zabezpieczenie i ochronę gospodarowania wodami.

Corocznie, w celu zapewnienia aktywnego rozpowszechniania aktualnej informacji, dotyczącej jakości wód w kąpieliskach oraz dostępnej infrastrukturze kąpieliskowej, GIS zgodnie z przepisami ustawy Prawo wodne[83] prowadzi Serwis kąpieliskowy[84].

Tabela 4.21. Liczba kąpielisk nadzorowanych w latach 2014-2021

Rodzaj wody	Liczba kąpielisk							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Wody przybrzeżne i przejściowe	84	82	88	97	146	163	166	173

źródło: Raporty dotyczący oceny wody w kąpieliskach w 2021 r. https://sk.gis.gov.pl/index.php/informacje

4.3.6 Morski przemysł wydobywczy

Prowadzone dotychczas w polskiej strefie Morza Bałtyckiego badania geologiczne wykazały istnienie złóż ropy naftowej i gazu ziemnego, kruszywa budowlanego oraz bursztynu. Potencjalnie istnieją również zasoby gazu łupkowego oszacowane tylko łącznie dla obszarów morskich i lądowych. Brak jest szacunków wyłącznie dla obszarów morskich. W skrajnie optymistycznym wariancie, według rządowej amerykańskiej agencji Energy Information Administration (EIA), w polskich łupkach kryć może się aż 5,3 bln metrów sześciennych gazu[85]. Ropy naftowej w polskiej części Morza Bałtyckiego jest niewiele, a wydobycie zaspokaja tylko kilka proc. polskiego zapotrzebowania na surowiec. W wielu złożach ropa naftowa występuje wraz z

[82] Rozporządzenie Ministra Zdrowia [1] z dnia 17 stycznia 2019 r. w sprawie nadzoru nad jakością wody w kąpielisku i miejscu okazjonalnie wykorzystywanym do kąpieli (Dz.U.2019.255)
[83] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U.2023.1478 t.j.)
[84] https://sk.gis.gov.pl/ dostęp: 10.2023 r.
[85] https://www.polskielupki.pl/artykul-gaz-lupkowy-w-polsce/74129/zasoby-gazu-lupkowego-w-polsce dostęp: 10.2023 r.

gazem ziemnym. Sole potasowo-magnezowe występują na głębokości 740-900 m, a ich zasoby wynoszą blisko 600 mln ton.

Ropa naftowa

Zasoby wydobywalne ropy na obszarze Bałtyku, wynoszą prawie 7 mln ton (28% krajowych zasobów). W wielu złożach ropa naftowa występuje wraz z gazem ziemnym. Należy oczekiwać dalszego wzrostu wydobycia gazu ziemnego i ropy w polskich obszarach morskich. Wydobycie ropy naftowej i gazu ziemnego z dna Bałtyku prowadzone jest przez Przedsiębiorstwo Poszukiwań i Eksploatacji Złóż Ropy i Gazu (PPiEZRiG) „Petrobaltic" sp. z o.o., która posiada koncesje obejmujące 23 działki koncesyjne o powierzchni 8 625 km^2. LOTOS Petrobaltic S.A. posiada koncesję na wydobywanie ropy naftowej i towarzyszącego jej gazu ziemnego z dwóch złóż zlokalizowanych we wschodniej części polskich obszarów morskich (przedstawione na ilustracji w rozdziale dotyczącym złóż) oraz współudziały w 2 koncesjach na wydobywanie gazu ziemnego na obszarze polskiej strefy ekonomicznej Morza Bałtyckiego (poprzez spółkę Baltic Gas Sp. z o.o.). Spółka ma także 2 koncesje na poszukiwanie i 4 koncesje na poszukiwanie i rozpoznawanie ropy naftowej i gazu ziemnego, o łącznej powierzchni 6 256,3 km^2. Leżą one we wschodniej części obszaru morskiego RP. Aktualnie eksploatowane jest jedno złoże ropy naftowej, drugie złoże jest w fazie zagospodarowania, a dwa złoża gazu przygotowywane do zagospodarowania[86].

Gaz ziemny

W polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej rozpoznano 4 złoża gazu ziemnego dobrej jakości (70-95% metanu). Perspektywy odkrycia nowych złóż gazu szacuje się na około 100 mld m^3. Zasoby wydobywalne gazu ziemnego wynoszą 560 mln m^3. Gaz ziemny występuje samodzielnie w złożach B4 i B6 oraz wraz z ropą naftową w złożach B3 i B8. Ocenia się, że zasoby gazu ziemnego na szelfie bałtyckim stanowią 4% zasobów krajowych. Obecnie koncesje na poszukiwanie i wydobycie gazu ziemnego z dna Bałtyku posiada LOTOS Petrobaltic S.A. oraz Baltic Gas Sp. z o.o.

Kruszywa

Złoża surowców do produkcji kruszyw naturalnych, występują głownie w strefach brzegowych i przybrzeżnych, w obrębie ławic i wałów brzegowych. Są to przede wszystkim złoża surowców do produkcji kruszyw żwirowych. W przypadku złóż kruszyw naturalnych, takich jak piaski i żwiry zalegających na głębokości do 100 m, eksploatacja jest ekonomicznie opłacalna, o czym świadczą liczne przykłady krajów europejskich prowadzących tego rodzaju działalność górniczą.

Na obszarze morskim RP (Bałtyk) znajdują się złoża wysokiej jakości naturalnych kruszyw piaskowo-żwirowych. Są one wynikiem procesów fluwioglacjalnych i selekcji osadów w środowisku morskim. Charakteryzują się izolowaną formą pól złożowych o nieregularnym zarysie i zmiennej miąższości. Dotychczas udokumentowano w polskich obszarach morskich trzy złoża kruszywa żwirowo-piaskowego o geologicznych zasobach bilansowych 130 076 tys. ton na łącznej powierzchni pól złożowych wynoszącej ok. 70,8 km^2. Należą do nich:

- Południowa Ławica Środkowa – zasoby geologiczne bilansowe 46 924 tys. ton;
- Ławica Słupska-Bałtyk S – zasoby geologiczne bilansowe 45 419 tys. ton;
- Zatoka Koszalińska – zasoby geologiczne bilansowe 37 734 tys. ton.

Eksploatacja surowców stałych z dna morskiego nie wymaga wznoszenia stałych konstrukcji morskich, pobór odbywa się ze statków i jest przeprowadzany wyłącznie w sposób pod-powierzchniowy. Eksploatacja

[86] Prognoza oddziaływania na środowisko aPOWM. 2021

surowców stałych z dna morskiego wiąże się z: odspajaniem, urabianiem, transportem i rozładunkiem surowców. Przez odspajanie rozumie się zmniejszenie spójności urabianego ośrodka skalnego. Urabianie to oddzielenie porcji materiału od calizny. W niektórych przypadkach procesy te mogą zachodzić jednocześnie, np. przy urabianiu koparkami, gdzie łyżka (zgarniak, czerpak, chwytak) odspaja i urabia materiał. Do odspajania można stosować siłę mechaniczną (skrawanie, ścinanie, zginanie), energię hydrauliczną, kruszenie skał (mechaniczne), drgania, a także materiały wybuchowe. Podobne procesy stosowane są do urabiania (mechaniczne, hydrauliczne, grawitacyjne, siły odśrodkowe). Najtrudniejszym zadaniem jest jednak przetransportowanie (mechaniczne lub hydrauliczne) urobionego materiału na powierzchnię. Najlepiej przystosowane do eksploatacji w warunkach morskich są koparki ssące wyposażone w kosze zgarniające. Jednostki takie mogą eksploatować złoża na głębokości ponad 100 metrów i jednorazowo zabrać ładunek nawet do 40 tys. ton. Do eksploatacji złóż wód głębokich stosuje się przeważnie metody: czerpakowo-linową (Continuous Line Buckets CLB), hydrauliczną (Hydraulic Pumping) lub air-liftu (Air Lift Pumping). Do eksploatacji surowców wód płytkich wykorzystywać można koparki ssące z głowicą frezującą (Cutter Suction Dredgers CSD), koparki ssące (Suction Dredgers SD), koparki ssące z koszem zgarniającym (Trailing Hopper Suction Dredgers THSD) oraz koparki czerpakowe (Bucked Dredgers BD).

W miejscach wydobycia piasku i żwiru występuje wysoka śmiertelność organizmów bentosowych, ponieważ gatunki są usuwane wraz z ich siedliskiem. Wydobyty materiał jest przesiewany do morza (do wymaganej wielkości ziarna), a niepożądany materiał jest deponowany. W wyniku prowadzenia prac wydobywczych może zatem dojść do utraty siedlisk (której skala uzależniona będzie od ilości materiału i techniki wydobywania), zmiany topografii dna morskiego oraz zwiększonego zmętnienia. Przewiduje się, iż całkowita utrata siedlisk następuje bezpośrednio w miejscu wydobycia (siedlisko jest usuwane wraz z materiałem dennym), a tymczasowe zaburzenie występuje w rejonie miejsca wydobycia.[87] W sytuacji, gdy planowana eksploatacja dotyczy środowiska wrażliwego przyrodniczo, wówczas proces eksploatacji musi być monitorowany i dostosowany do warunków środowiskowych, co powoduje konieczność doboru odpowiedniej grubości i długości urabianych warstw a przy pogłębiarkach ssąco-frezujących, wysokości organu urabiającego, prędkości obrotowej głowicy, mocy i ciśnienia pomp itp.[88]

Bursztyn Bałtycki

Bursztyn jest rzadkim i cennym surowcem, z którego słynie Morze Bałtyckie. Powstał 40 mln lat temu (okres trzeciorzędu) z żywicy drzew iglastych porastających tereny obecnej Skandynawii i Bałtyku. Spływająca z drzew żywica transportowana była rzeką, której ujście znajdowało się na wprost dzisiejszego polskiego wybrzeża Bałtyku i stopniowo zamieniała się w bursztyn.

Bursztyn bałtycki występuje głównie wzdłuż południowych wybrzeży Morza Bałtyckiego Rozsypiska bursztynu w pasie płytkomorskim i brzegowym Bałtyku mają charakter nagromadzeń plejstoceńskich i holoceńskich na obszarach polodowcowych typu przybrzeżno-morskiego i nie wykazują prawidłowości co do rozmieszczenia, skupienia i jakości. Największe złoża bursztynu znajdują się wzdłuż południowego wybrzeża Bałtyku od Chłapowa po Półwysep Sambijski (ok.200 km^2). Obecnie bursztyn na skalę przemysłową eksploatowany jest jedynie w rejonie Półwyspu Sambijskiego, w rejonie kaliningradzkim. Bursztyn składa się głównie z węgla, tlenu oraz wodoru. Jego przeźroczystość oraz kolor uzależnione są od zawartości kwasu bursztynowego.

[87] http://stateofthebalticsea.helcom.fi/pressures-and-their-status/seabed-loss-and-disturbance dostęp:10.2023 r.

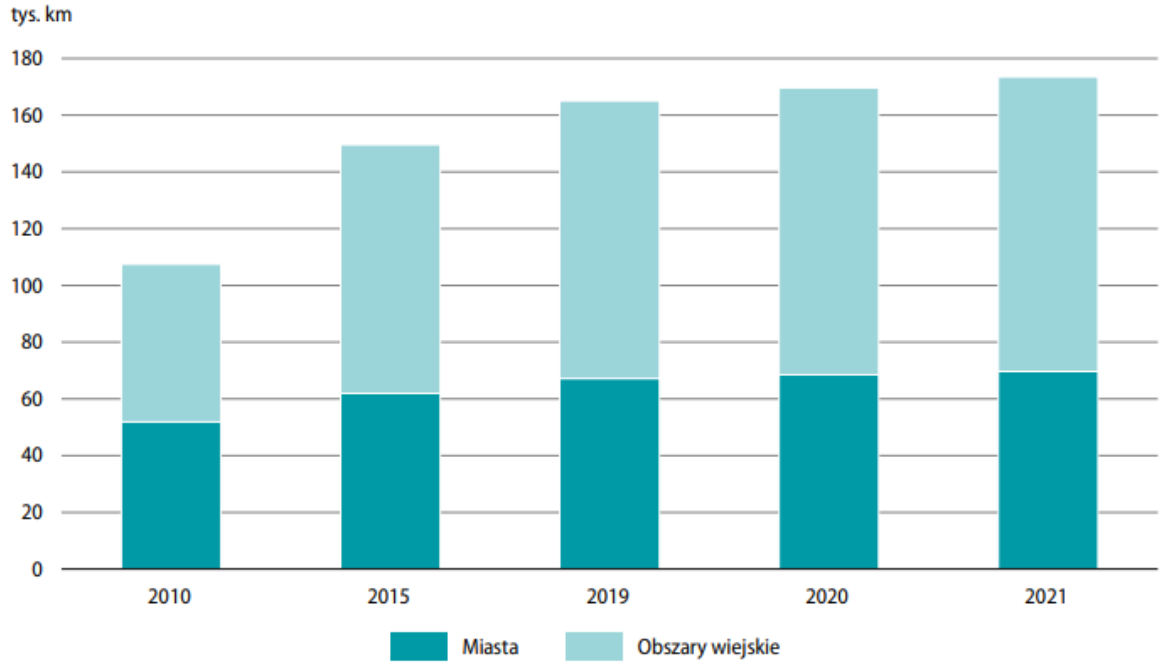
[88] Kawalec P., Kozioł W., Machniak Ł., *Eksploatacja kruszyw naturalnych ze złóż dna morskiego i jej oddziaływanie na środowisko.* Katedra Górnictwa Odkrywkowego, Wydział Górnictwa i Geoinżynierii AGH Kraków

4.3.7 Sektor komunalny

Sektor komunalny, poprzez wielkość ładunków zanieczyszczeń odprowadzanych do Morza Bałtyckiego, oddziałuje na jego stan oraz ekosystemy od niego zależne. W Polsce, od wielu lat, zwiększa się liczba osób korzystających z sieci wodociągowo-kanalizacyjnej oraz oczyszczani ścieków, a wielkość zrzucanych ładunków sukcesywnie maleje.

W latach 2010–2021 długość sieci kanalizacyjnej w Polsce wzrosła o 66,0 tys. km (o 61,4%), osiągając na koniec 2021 r. 173,5 tys. km. Na obszarach wiejskich przyrost długości sieci był większy o 48,2 tys. km (o 86,8%), a w miastach odnotowano wzrost o 17,8 tys. km (o 34,2%)[89]. Na koniec 2021 r. liczba przyłączy do budynków mieszkalnych wyniosła 3,7 mln sztuk. W porównaniu do roku poprzedniego długość wybudowanej lub przebudowanej sieci kanalizacyjnej zwiększyła się o ok. 3,9 tys. km, tj. o 2,3%, przy jednoczesnym wzroście liczby przyłączy do budynków mieszkalnych o ponad 109 tys. szt., tj. o 3,0%. W 2019 r. długość sieci kanalizacyjnej osiągnęła w Polsce 165,1 tys. km, przy liczbie przyłączy do budynków prawie 3,5 mln szt. W stosunku do 2018 r. długość wybudowanej lub przebudowanej sieci kanalizacyjnej zwiększyła się o 4,4 tys. km, tj. o 2,8%, przy równoczesnym wzroście liczby przyłączy o ponad 104 tys. szt., tj. o 3,1%. W 2017 r. długość sieci kanalizacyjnej osiągnęła w Polsce około 156,8 tys. km, przy liczbie przyłączy do budynków ok. 3,3 mln. szt. W stosunku do 2016 r. długość wybudowanej lub przebudowanej sieci kanalizacyjnej zwiększyła się o ok. 2,8 tys. km, tj. o 1,8%, przy równoczesnym wzroście liczby przyłączy o prawie 82 tys. szt., tj. o 2,5%[90].

Przedstawione powyżej dane mają szczególne znaczenie w kontekście realizacji celów środowiskowych, a przede wszystkim cechy presji D5 eutrofizacja zgodnie z konwencją przyjętą w Opracowaniu drugiej aktualizacji stanu środowiska wód morskich wraz z zestawem właściwości typowych, którego część stanowi analiza społeczno-ekonomiczna.



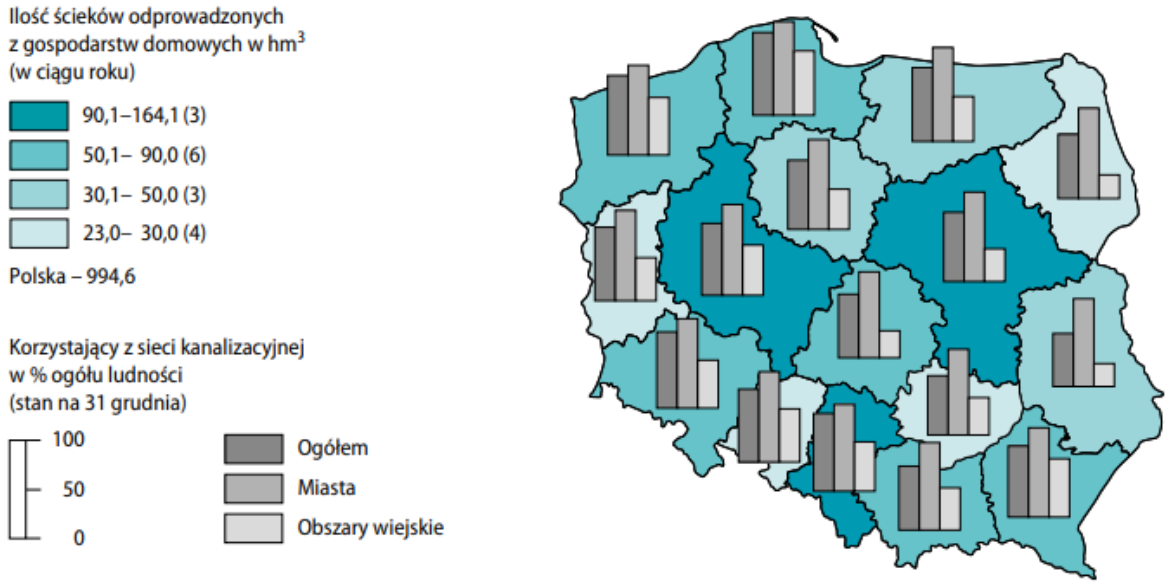
Rysunek 4.1. Długość czynnej sieci kanalizacyjnej w 2010, 2015, 2019, 2020 i 2021 r. (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS)

[89] Infrastruktura komunalna w 2021 r., Opracowanie sygnalne. GUS
[90] Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna. GUS

Najwyższe wartości wskaźnika gęstości sieci kanalizacyjnej na koniec 2021 r. odnotowano w województwie śląskim – 143,1 km na 100 km^2 i małopolskim – 117,1 km na 100 km^2, a najniższe w województwie podlaskim – 18,8 km na 100 km^2 i lubelskim – 29,0 km na 100 km^2. Wraz z rozwojem infrastruktury wodociągowo-kanalizacyjnej wzrosła również liczba ludności korzystającej z ww. sieci. Na koniec 2021 r. odsetek budynków mieszkalnych podłączonych do sieci kanalizacyjnej wyniósł 52,7% i w porównaniu do 2020 r. był wyższy o 0,9%. W miastach do sieci kanalizacyjnej podłączonych było 75,5% budynków mieszkalnych, natomiast na obszarach wiejskich – 39,1% budynków. Odsetek korzystających z sieci kanalizacyjnej w latach 2010-2021 zwiększył się z 62,0% do 71,9%. W miastach na koniec 2021 r. z sieci kanalizacyjnej korzystało 90,7% ludności (wzrost o 4,6%), a na obszarach wiejskich 43,8% (wzrost o 19%). Ilość ścieków odprowadzonych z gospodarstw domowych w 2021 r. wyniosła 994,6 hm^3 (w miastach 857,5 hm^3, a na obszarach wiejskich 137,1 hm3) i spadła w porównaniu do 2020 r. o 7,9 hm^3 (w miastach o 12,1 hm3 i o 4,2 hm^3 na obszarach wiejskich).

Mieszkańcy nieruchomości położonych na obszarach z niewystarczająco rozwiniętą infrastrukturą kanalizacyjną korzystają z przydomowych systemów do odprowadzania ścieków – zbiorników bezodpływowych lub oczyszczalni przydomowych. Stanowią one alternatywne rozwiązanie dla budowy sieci kanalizacyjnej odprowadzającej ścieki do oczyszczalni ścieków w przypadkach, gdy podłączenie wszystkich nieruchomości do sieci kanalizacyjnej jest niemożliwe lub powoduje nadmierne koszty. W Polsce na koniec 2021 r. funkcjonowało 2 440,1 tys. szt. przydomowych systemów do odprowadzania ścieków, z czego 87,0% stanowiły zbiorniki bezodpływowe.

Liczba zbiorników bezodpływowych spadła z około 2 131 tys. szt. według stanu na koniec 2020 r. do około 2 123 tys. szt. na koniec 2021 r. (o 0,4%), podczas gdy liczba przydomowych oczyszczalni ścieków wzrosła z około 296 tys. szt. według stanu na koniec 2020 r. do około 317 tys. szt. na koniec 2021 r. (o 7,3%). Znacząca większość (87,0%) przydomowych systemów do odprowadzania ścieków zlokalizowana była na obszarach wiejskich – na koniec 2021 r. było to 87,0% ogółu zbiorników bezodpływowych i 92,2% ogólnej liczby przydomowych oczyszczalni ścieków.

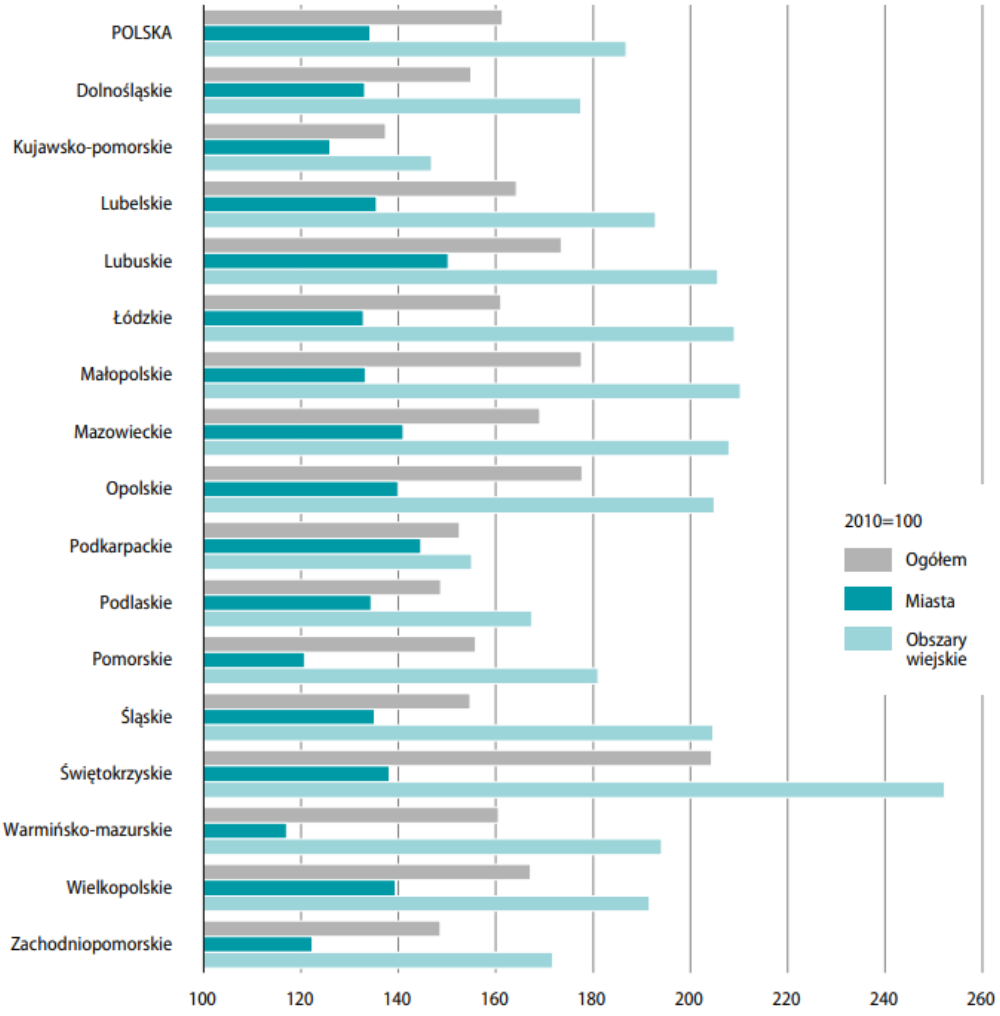


Rysunek 4.2. Ludność korzystająca z sieci kanalizacyjnej i ilość ścieków odprowadzonych z gospodarstw domowych w 2021 r. (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS)

W układzie wojewódzkim w stosunku do 2010 r. najbardziej znaczący przyrost długości sieci kanalizacyjnej na obszarach wiejskich odnotowano w województwach: świętokrzyskim – o 152,2%, małopolskim – o 110,3%, łódzkim – o 109,1% oraz mazowieckim – o 108,0%, natomiast w miastach

największy przyrost długości sieci kanalizacyjnej zaobserwowano na terenie województw: lubuskiego – o 50,3%, podkarpackiego – o 44,7% oraz mazowieckiego – o 41,0%. Na koniec 2021 r. długość sieci kanalizacyjnej osiągnęła w Polsce 173,5 tys. km, przy liczbie przyłączy kanalizacyjnych do budynków mieszkalnych prawie 3,7 mln szt. W stosunku do 2020 r. długość wybudowanej lub przebudowanej sieci kanalizacyjnej zwiększyła się o 3,9 tys. km, tj. o 2,3%, przy równoczesnym wzroście liczby przyłączy do budynków mieszkalnych o 109,2 tys. szt., tj. o 3,0%. Na obszarach wiejskich usytuowane było 59,8% sieci kanalizacyjnej oraz 46,9% przyłączy kanalizacyjnych do budynków mieszkalnych. W porównaniu z 2020 r. długość sieci na obszarach wiejskich wzrosła o 2,7 tys. km (o 2,6%), a liczba przyłączy do budynków mieszkalnych o 66,2 tys. szt. (o 4,0%). W miastach natomiast wybudowano 1,2 tys. km sieci kanalizacyjnej (wzrost o 1,7%) i prawie 43,0 tys. szt. przyłączy do budynków mieszkalnych (wzrost o 2,2%).

W porównaniu do 2020 r. największy wzrost długości sieci kanalizacyjnej ogółem odnotowano w województwach: świętokrzyskim – o 4,9% (w miastach – o 1,9%), wielkopolskim – o 3,3% (w miastach – o 3,0%) oraz podkarpackim – o 3,2% (w miastach – 1,8%), najmniejszy zaś w podlaskim – o 0,9% oraz zachodniopomorskim – o 1,1%.



Rysunek 4.3. Przyrost długości sieci kanalizacyjnej w latach 2010-2021 (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS)

AKPOŚK 2022 – Szósta aktualizacja KPOŚK zatwierdzona przez Radę Ministrów w dniu 5 maja 2022r.

Duże znaczenie dla poprawy stanu wód Morza Bałtyckiego ma realizacja dyrektywy Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotyczącej oczyszczania ścieków komunalnych tzw. dyrektywy

„ściekowej”[91]. Podstawowym instrumentem wdrożenia postanowień ww. dyrektywy jest Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych (KPOŚK). Celem KPOŚK, jest ograniczenie zrzutów niedostatecznie oczyszczanych ścieków. Skutkiem tego ograniczenia może być ochrona środowiska wodnego, w tym wód Morza Bałtyckiego. Cel KPOŚK zostanie osiągnięty przez realizację ujętych w nim inwestycji, przy założeniu, że podlegać będzie okresowej aktualizacji. Obowiązek aktualizacji KPOŚK wynika z ustawy – Prawo wodne[92], zgodnie z którym kolejne aktualizacje Programu są dokonywane co najmniej raz na cztery lata. Głównym celem AKPOŚK 2022 jest określenie nakładów inwestycyjnych w obszarze gospodarki ściekowej niezbędnych do uzyskania przez aglomeracje o RLM ≥ 2 000 zgodności z warunkami dyrektywy 91/271/EWG. Sposób prawidłowego wyznaczania obszarów i granic aglomeracji, w tym obliczenia wielkości RLM aglomeracji, został określony w rozporządzeniu aglomeracyjnym[93]. Zgodnie z założeniami i metodyką opracowania AKPOŚK 2022, w dokumencie tym zostały uwzględnione informacje dotyczące 1 524 aglomeracji o łącznej RLM wynoszącej 37 095 793, w tym 37 aglomeracji powyżej 150 000 RLM, których RLM stanowi 40,38% całej RLM. AKPOŚK 2022 zawiera 849 aglomeracji zgodnych z warunkami dyrektywy 91/271/EWG generujących RLM 18 670 170 (tj. 50,33% łącznej RLM aglomeracji), oraz 675 aglomeracji niespełniających warunków ww. dyrektywy, które generują RLM 18 425 623 (tj. 49,67% łącznej RLM aglomeracji), z czego 2 467 425 (tj. 6,65% łącznej RLM aglomeracji) nie jest zgodna z warunkami dyrektywy 91/271/EWG.[94]

4.3.8 Rolnictwo

Rolnictwo jest ważnym sektorem polskiej gospodarki. Znajduje to potwierdzenie przede wszystkim w strukturze użytkowania gruntów oraz strukturze zatrudnienia ludności. Według ewidencji geodezyjnej w 2021 r. użytki rolne i leśne zajmowały 90% powierzchni kraju. Użytki rolne stanowiły ok. 60%, lasy i zadrzewienia 30%, pozostałe grunty 10%. Z areału użytków rolnych, grunty orne stanowiły 72%, trwałe użytki zielone 20%, sady ok. 1%. W 2021 r. powierzchnia użytków rolnych w Polsce wyniosła 18,7 mln ha i była większa o 0,8 mln ha niż w 2000 r.[95].

Gospodarując na ponad połowie ogólnej powierzchni kraju rolnictwo wyznacza główne funkcje i kierunki użytkowania ziemi oraz kształtuje środowisko przyrodnicze i krajobraz. Od gospodarki rolnej zależy w znacznym stopniu czystość wód, powietrza i gleby oraz różnorodność gatunków roślin i zwierząt. Dzięki zachowaniu tradycyjnych form ekstensywnej gospodarki rolnej, zachowały się miejscowe odmiany roślin uprawnych oraz lokalne rasy zwierząt gospodarskich. Sektor ten jest źródłem utrzymania dla znacznej części populacji Polski. Struktura sposobu wykorzystania ziemi w poszczególnych województwach zależy od jakości gleb, ich przydatności, rodzaju wód znajdujących się w glebach oraz rzeźby terenu.

Według wyników Powszechnego Spisu Rolnego[96], liczba gospodarstw rolnych w czerwcu 2020 r. wynosiła 1 317,4 tysięcy. Z tej liczby 99,4% (1 309,9 tys.) stanowiły gospodarstwa indywidualne, które posiadały 91,3% ogółu użytków rolnych oraz 90,8% ogółu przeliczeniowych sztuk dużych zwierząt gospodarskich znajdujących się w gospodarstwach rolnych. W 2020 r. utrzymała się notowana od wielu lat tendencja spadku liczby gospodarstw rolnych przy jednoczesnym wzroście ich średniej powierzchni. W porównaniu do 2010 r., liczba gospodarstw rolnych zmniejszyła się o ok. 192 tys. (o 12,7%). Było to spowodowane spadkiem liczby gospodarstw w grupach obszarowych użytków rolnych od 1 do 20 ha.

[91] Dyrektywa Rady 91/271/EWG z dnia 21 maja 1991 r. dotycząca oczyszczania ścieków komunalnych (Dz.U.UE.L.1991.135.40)
[92] Ustawa z dnia 20 lipca 2017 r. Prawo wodne (Dz.U.2023.1478 t.j.)
[93] Rozporządzenie Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 27 lipca 2018 r. w sprawie sposobu wyznaczania obszarów i granic aglomeracji (Dz.U.2018.1586)
[94] Szósta aktualizacja Krajowego Programu oczyszczania ścieków komunalnych (VI AKPOŚK). Warszawa. 2022
[95] Ochrona środowiska. GUS. 2022
[96] Powszechny Spis Rolny 2020. Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2020 r. GUS. 2022

Najgłębszy spadek dotyczył grupy obszarowej 1-2 ha (o ponad 25%) oraz 5-10 ha (o ponad 16%). Najmniej gospodarstw ubyło w grupie 2-3 ha użytków rolnych.

Kurczące się zasoby naturalne Ziemi, postępujące, dotkliwe zmiany klimatyczne i perspektywa konieczności wyżywienia kolejnych 2 mld ludzi w 2050 roku przy ograniczonym dostępie do wody oraz gruntów uprawnych, to najważniejsze wyzwania dla współczesnego rolnictwa. Już teraz wymagają one zdecydowanych i skutecznych rozwiązań, które pozwolą łączyć efekt poprawy wydajności oraz jakości produkcji rolniczej z racjonalnym wykorzystaniem zasobów naturalnych. Rolnictwo zrównoważone w pełni odpowiada na te globalne wyzwania, stanowiąc realną perspektywę wobec konwencjonalnego sposobu zarządzania, który przestaje się sprawdzać.

W 2020 r. Komisja Europejska przedstawiła swoją strategię „Od pola do stołu”[97] jako jedno z kluczowych działań w ramach Europejskiego Zielonego Ładu. Strategia ma na celu osiągnięcie neutralności klimatycznej do 2050 r., a jednocześnie zmienić obecny unijny system żywnościowy w model zrównoważony. Zakłada ona m.in. zmniejszenie o połowę wykorzystania pestycydów i nawozów oraz sprzedaży środków antydrobnoustrojowych[98].

Zrównoważone praktyki rolnicze pozwalają efektywniej korzystać ze środków produkcji oraz lepiej chronić środowisko i otoczenie, w którym gospodarstwo funkcjonuje. Wskazują one również na konieczność współpracy rolnika ze społecznością lokalną, unikanie konfliktów z mieszkańcami wsi oraz zaangażowanie w ich potrzeby. Społecznie odpowiedzialny biznes rolniczy, działający w sposób etyczny oraz chroniący środowisko i zdrowie ludzi, zyskuje zaufanie społeczne. Zaufanie to z kolei jest kluczem do stabilności finansowej i długofalowego rozwoju gospodarstwa rolnego.

Podstawowe zasady rolnictwa zrównoważonego to:

- dbałość o stan gleby i poprawa jej produktywności; zapobieganie erozji, regularne analizy gleby, zróżnicowane zmianowanie;
- stosowanie nawożenia zgodnie z opracowanym dla danego gospodarstwa planu nawozowego;
- przestrzeganie zasad integrowanej produkcji rolnej;
- wspieranie lokalnych inicjatyw społecznych;
- rozwijanie swoich kompetencji, dzielenie się swą wiedzą i doświadczeniem z innymi;
- przestrzeganie podstawowych zasad BHP w gospodarstwie rolnym;
- dbałość o rachunek finansowy gospodarstwa.

Poza rozwojem w Polsce rolnictwa zrównoważonego, należy również wskazać dużą popularność rolnictwa ekologicznego. Rolnictwo ekologiczne to najbardziej prośrodowiskowa metoda produkcji rolnej. Sektor rolnictwa ekologicznego to bardzo ważny obszar, który wymaga ciągłych zmian w celu zwiększenia jego udziału w produkcji rolnej ogółem. Można śmiało podkreślić, że rolnictwo ekologiczne jest trendem światowym – wyraźnie zaznaczyła to Komisja Europejska zarówno w strategii na rzecz bioróżnorodności, jak i w strategii „Od pola do stołu” (Farm to Fork). Wśród najważniejszych celów strategii unijnych można wymienić redukcję zużycia pestycydów, antybiotyków i nawozów oraz osiągnięcie do 2030 rok większego udziału powierzchni upraw rolnictwa ekologicznego, który średnio dla całej Unii Europejskiej powinien wynosić 25%.

[97] https://food.ec.europa.eu/horizontal-topics/farm-fork-strategy_pl?etrans=pl dostęp: 10.2023 r.
[98] https://www.consilium.europa.eu/pl/policies/from-farm-to-fork/ dostęp: 10.2023

Jest to bardzo ambitny cel. Polska, mając na uwadze powyższe cele polityki rolnej, chce podwoić powierzchnię upraw ekologicznych i dąży do osiągnięcia ponad miliona hektarów upraw ekologicznych do 2030 r. Ma w tym pomóc projektowany Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej[99], w którym zawarto szereg mechanizmów wsparcia dedykowanych dla producentów ekologicznych lub preferujących podmioty ekologiczne w pierwszeństwie uzyskania wsparcia.

W 2021 r. działalność w zakresie rolnictwa ekologicznego prowadziło 21 795 podmiotów, w tym 19 986 rolników ekologicznych gospodarujących na powierzchni 550 tys. ha. Największą powierzchnię ekologicznych użytków rolnych zajmowały uprawy zbóż. Na drugim miejscu znajdowały się trwałe użytki zielone. W 2021 r. względem 2020 r. w obszarze ekologicznej produkcji zwierzęcej znacząco zwiększyła się produkcja mleka krowiego oraz wzrosło pogłowie zwierząt, szczególnie drobiu i trzody chlewnej. Ponadto, znacząco wzrosła liczba podmiotów przygotowujących produkty ekologiczne. Ich liczba w 2021 roku wyniosła 1174[100].

Szczególne znaczenie w kontekście realizacji celów środowiskowych, a przede wszystkim cechy presji D5 eutrofizacja mają związki azotu i fosforu przedostające się do wód. Związkami pochodzenia rolniczego, które mogą przedostawać się do wód, są azotany i fosforany. Jednym ze źródeł emisji tych związków do wód może być stosowanie nawozów. W sytuacji kiedy nawozy nie zostaną pobrane przez rośliny, do wód powierzchniowych (a następnie do Bałtyku) przedostaje się azot (amonowy i azotanowy) oraz fosforany. Część azotu amonowego uwalniana jest do atmosfery lub częściowo ulega procesowi nitryfikacji do postaci azotu azotanowego, który może być wymywany z profilu glebowego do wód podziemnych, a następnie transportowany do wód powierzchniowych. W ogólnej liczbie gospodarstw rolnych udział gospodarstw stosujących nawozy mineralne wynosił 71,4%, a 21,3% gospodarstw rolnych stosowało nawozy wapniowe (PSR 2020[101]). Nawozy azotowe, jako podstawowy czynnik plonotwórczy, stosowało 57,5% gospodarstw rolnych. Równie często, z uwagi na szersze działanie, użytkownicy wykorzystywali nawozy wieloskładnikowe, tj. w 51,9% gospodarstw rolnych. Znacznie mniej rolników wzbogacało zawartość gleby nawozami zawierającymi fosfor i potas. Nawozy fosforowe i potasowe stosowane były odpowiednio w 4,7% i 5,7% gospodarstw rolnych. Wraz ze wzrostem powierzchni użytków rolnych wzrastał odsetek gospodarstw rolnych stosujących:

- nawożenie mineralne – od ok. 36% w gospodarstwach o powierzchni do 1 ha włącznie do ponad 80% w gospodarstwach o powierzchni 10 ha i więcej, w tym w grupie gospodarstw o powierzchni 20-30 ha ponad 87%;
- nawożenie wapniowe – od 6,5% w grupie gospodarstw o powierzchni do 1 ha włącznie do 46,5% w gospodarstwach o powierzchni 100 ha i więcej użytków rolnych.

Obok poziomu nawożenia i wielkości plonowania jednym z najważniejszych czynników decydujących o charakterze produkcji roślinnej jest struktura zasiewów. Decyduje on nie tylko o efektach produkcyjno-ekonomicznych ale wpływa znacząco na stan jakościowy środowiska wodno-glebowego. Struktura zasiewów w 2020 r. przedstawiała się następująco:

- zboża ogółem (zboża podstawowe z mieszankami zbożowymi oraz gryka, proso i inne zbożowe łącznie z kukurydzą na ziarno) zajmowały powierzchnię blisko 7,5 mln ha (68,1% ogólnej powierzchni zasiewów),
- grupa roślin przemysłowych – 1,3 mln ha (11,8%),

[99] Plan Strategiczny dla Wspólnej Polityki Rolnej na lata 2023-2027 wersja 3.1 ze zmianami z art. 119.9 rozporządzenia 2021/2115

[100] https://www.gov.pl/web/rolnictwo/rolnictwo-ekologiczne1 dostęp: 10.2023 r

[101] Powszechny Spis Rolny 2020. Charakterystyka gospodarstw rolnych w 2020 r. GUS. 2022

- rośliny pastewne łącznie z kukurydzą na zielonkę – prawie 1,2 mln ha (10,7%),
- ziemniaki zajmowały ponad 0,2 mln ha (2,1%),
- rośliny strączkowe na ziarno – 364,3 tys. ha (3,3%),
- pozostałe uprawy – ponad 0,4 mln ha (4,0% ogólnej powierzchni zasiewów).

W okresie 2002-2021 odnotowano powolny przyrost pogłowia bydła o 31%. Od 2012 r. zaobserwowano bardzo dynamiczny przyrost liczebności drobiu o 55% oraz spadek pogłowia świń o 40%. Umowną jednostką LSU (występującą również pod skrótem DJP), zostało zmierzone pogłowie bydła ogółem tj. od początku roku 2004 i wykryto, że jest ono niemal stałe, choć zaobserwowano niewielki spadek w latach 2012-2016 oraz w latach 2020-2021.

Substancje szkodliwe pochodzące z rolnictwa, które mogą przedostać się do wód, a następnie trafić do Morza Bałtyckiego to również pestycydy pochodzące ze środków ochrony roślin. Środki ochrony roślin są to związki chemiczne lub ich mieszaniny, których działanie m.in. niszczy organizmy szkodliwe dla roślin lub chwasty, wpływa na procesy życiowe roślin. Stosowanie środków ochrony roślin ze względu na rodzaj uprawy jest bardzo zróżnicowane, przy czym generalnie najwięcej środków na jednostkę powierzchni stosuje się w uprawach sadowniczych i warzywniczych. Z danych GUS[102] wynika, że zużycie środków ochrony roślin, w przeliczeniu na substancję czynną, systematycznie wzrastało i 2020 r. było wyższe o około 28 tys. ton w porównaniu do 2005 r. Zmiany zużycia środków chemicznych ochrony roślin były zróżnicowane w poszczególnych ich grupach. Najwyższy wzrost zużycia dotyczył środków grzybobójczych i owadobójczych. Znacznie spadło zużycie środków gryzoniobójczych i pozostałych. Na dotychczasowym poziomie utrzymało się zużycie regulatorów wzrostu.

Zagrożeniem związanym z wykorzystywaniem środków ochrony roślin jest także stosowanie ich niezgodnie z rejestracją, rosnąca sprzedaż fałszywych preparatów, zagrożenia związane ze stosowaniem mieszanin zbiornikowych (tj. stosowanie kilku preparatów w jednym oprysku) oraz stosowanie obniżonych dawek. Powszechne stosowanie pestycydów zapewnia wiele możliwych źródeł tych substancji w środowisku. Przez rozpylanie mogą przemieszczać się w powietrzu i ostatecznie trafiać do innych elementów środowiska, takich jak gleba lub woda. Stosowane bezpośrednio na glebę mogą zostać z niej wypłukane i migrować do pobliskich zbiorników wodnych lub przenikać przez glebę do niższych warstw i wód gruntowych. Sugeruje to, że przemieszczanie się pestycydów w środowisku jest bardzo złożone, a transfery zachodzą w sposób ciągły między różnymi elementami środowiska. W niektórych przypadkach wymiana ta ma miejsce nie tylko między obszarami położonymi blisko siebie (np. lokalny staw otrzymujący niektóre herbicydy stosowane na sąsiednich gruntach), ale może również obejmować transport pestycydów na dalekie odległości[103]. Przestrzeganie zaleceń producentów środków ochrony roślin, przepisów prawa, jak również zasad dobrej praktyki rolniczej znacząco ogranicza możliwości zanieczyszczenia środowiska tymi substancjami. Nie można jednak ustrzec się sporadycznych przypadków przekroczeń dopuszczalnych pozostałości.

Analizę wpływu rolnictwa, jak również sektora komunalnego na środowisko morskie należy uzupełnić oceną wielkości ładunków fosforu i azotu odprowadzanych z całego kraju do Bałtyku. Województwa położone bezpośrednio nad Morzem Bałtyckim oraz te cechujące się najbardziej zintensyfikowaną produkcją rolniczą, jeżeli nie prowadzą racjonalnej gospodarki nawozowej, mogą oddziaływać na środowisko morskie Bałtyku poprzez zbyt duży zrzut np. ładunków azotu i fosforu.

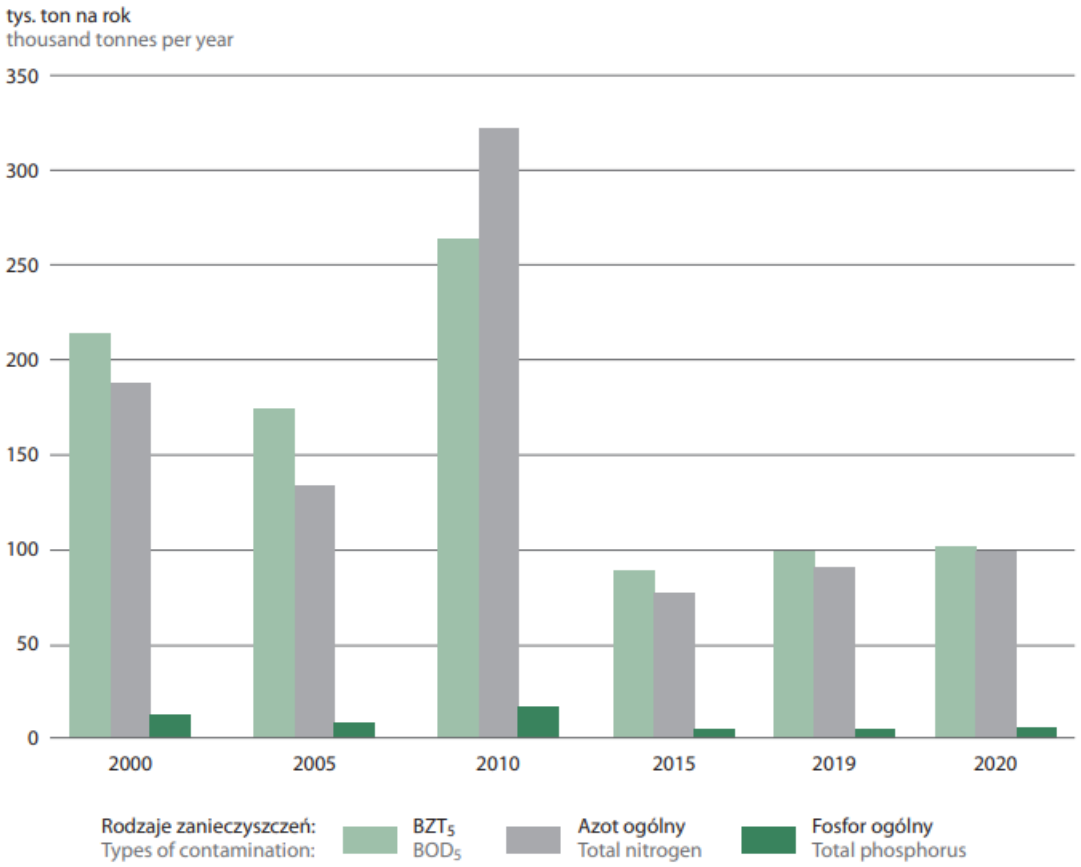
[102] GUS - Środki produkcji w rolnictwie (publikacje z lat 2005-2020)
[103] Zacharia, J. T. (2011). Ecological effects of pesticides. Pesticides in the modern world-Risks and Benefits, IntechPublisher, 129-142.

Według dostępnych danych GUS, ładunki zanieczyszczeń wprowadzone do Morza Bałtyckiego rzekami, na podstawie badań monitoringowych powierzchniowych wód płynących, przedstawia poniższa tabela. Informacje o odpływie zanieczyszczeń rzekami do Morza Bałtyckiego pochodzą z badań realizowanych w ramach międzynarodowego programu monitoringu Bałtyku, wynikającego z Konwencji Helsińskiej. Nadzór merytoryczny nad badaniami w Polsce sprawuje Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej (Uwagi ogólne do danych zawartych w dziale 10 – Ochrona środowiska morskiego w opracowaniu Rocznik Statystyczny Gospodarki Morskiej).

Tabela 4.22. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego wg województw*

WYSZCZEGÓLNIENIE	rok	BZT5	Azot ogólny	Azot azotanowy	Azot organiczny	Fosfor ogólny	Fosfor fosforanowy
OGÓŁEM	2011	170,4	191,8	112,6	70,4	10,4	3,8
	2012	109,8	103,4	51,8	45,4	6,7	3,2
	2013	149,3	170,3	100,7	62,9	10,5	3,4
	2014	108,0	112,8	64,7	44,5	10,8	3,5
	2015	88,2	76,6	47,1	27,0	4,8	1,6
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	148,95	1419,16	140,88	77,46	60,34	7,70
	2019	98,42	773,82	89,72	54,10	30,67	4,81
	2020	101,19	854,58	98,54	57,68	37,84	5,27
Województwo pomorskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	57,4	49,9	24,4	23,4	4,0	2,6
	2013	89,5	99,0	54,5	40,2	6,2	2,5
	2014	65,0	67,2	36,8	28,1	8,1	2,9
	2015	55,3	42,7	26,6	14,2	2,9	1,1
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	97,19	928,68	86,68	45,45	39,38	4,79
	2019	60,40	511,99	55,89	34,77	17,35	2,98
	2020	60,77	532,89	55,28	31,93	21,73	3,45
Województwo warmińsko-mazurskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	1,3	1,5	0,5	0,9	0,1	0
	2013	1,4	1,3	0,5	0,5	0,1	0
	2014	0,8	0,9	0,3	0,5	0,1	0
	2015	0,7	1,3	0,5	1,3	0,1	0
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	0,64	7,30	0,59	0,28	0,22	0,04
	2019	0,74	7,96	0,87	0,51	0,30	0,05
	2020	1,03	6,19	0,74	0,40	0,30	0,04
Województwo zachodniopomorskie	2011	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2012	51,1	52,0	26,9	21,1	2,6	0,6
	2013	58,5	70,2	45,6	22,2	4,3	0,9
	2014	42,2	44,6	27,5	15,9	2,6	0,6
	2015	32,3	32,6	20,0	11,5	1,8	0,4
	2016	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2017	bd	bd	bd	bd	bd	bd
	2018	51,11	482,19	53,62	31,74	20,74	2,86
	2019	37,27	253,86	32,96	18,82	13,02	1,77
	2020	39,39	315,50	42,52	25,35	15,81	1,78

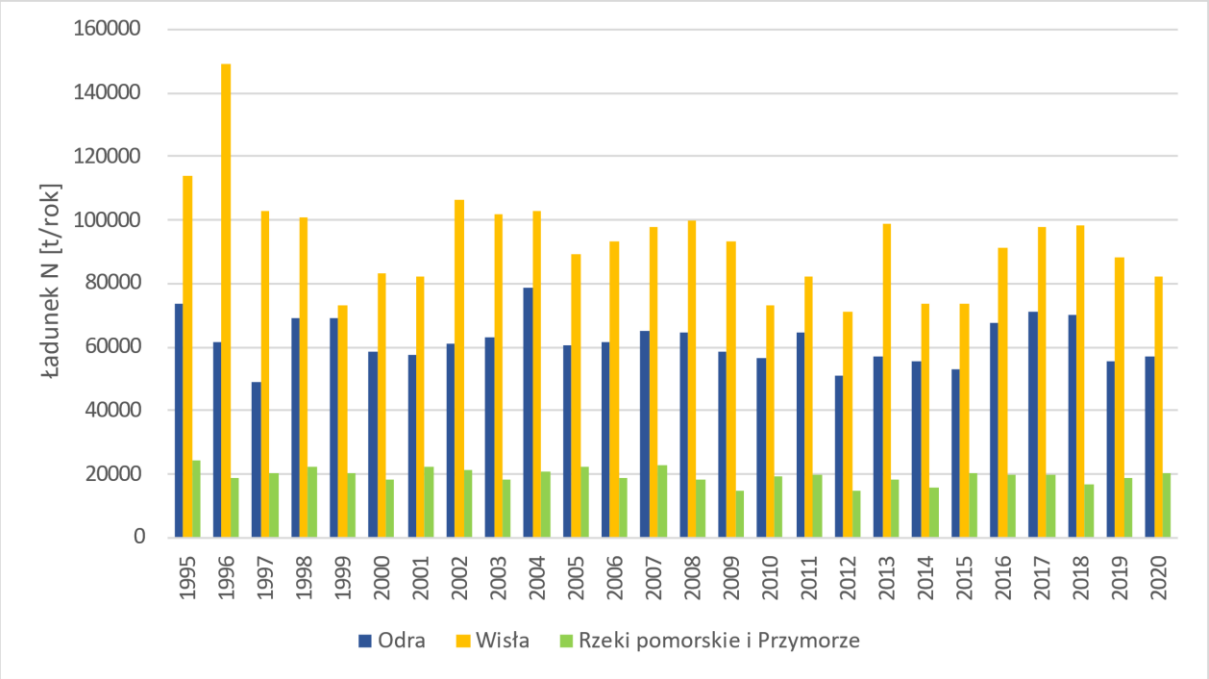
źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej" GUS (publikacje z lat 2012-2022)
* Brak danych za lata 2016,2017 i 2021 w publikacji Rocznik statystyczny gospodarki morskiej. GUS.



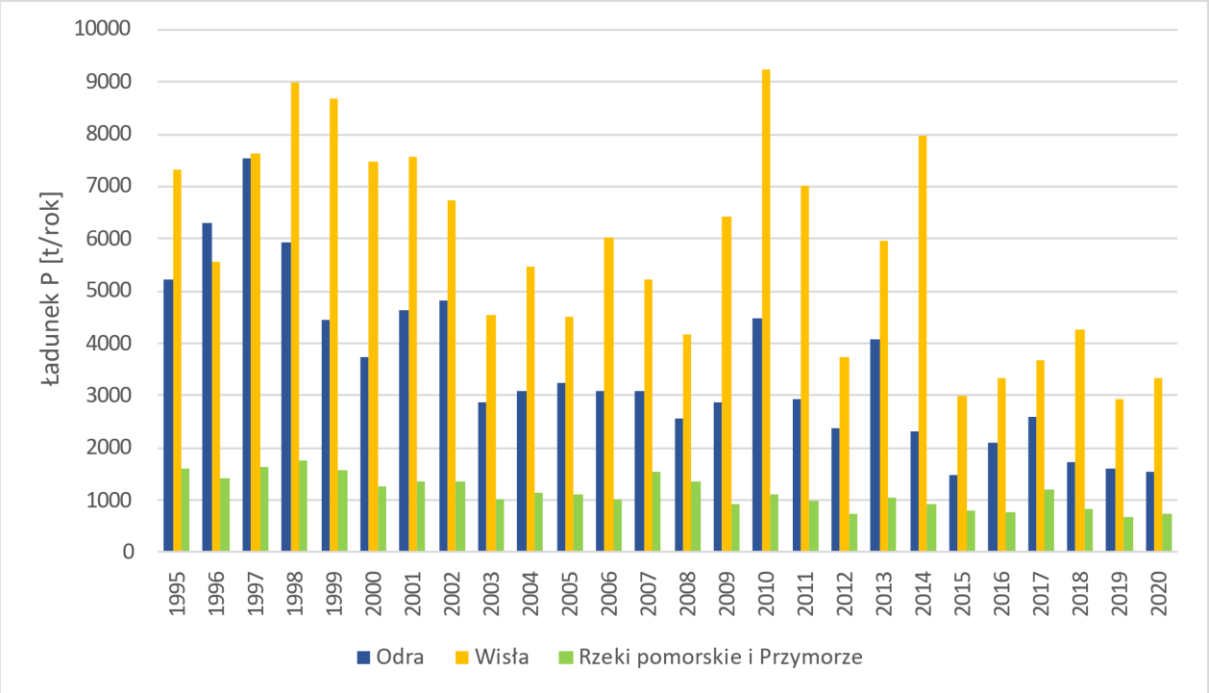
Rysunek 4.4. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego (źródło: Ochrona środowiska. GUS. 2022)

W ramach zobowiązań wynikających z Konwencji Helsińskiej ładunki azotu i fosforu, które odprowadzane są polskimi rzekami do Bałtyku podlegają regularnemu monitorowaniu. Prowadzona przez HELCOM baza danych (na podstawie raportów PLC przekazywanych corocznie) posiada dane o ładunkach rzeczywistych i znormalizowanych oraz dane o przepływie od 1995 r. Ładunki te są wypadkową z jednej strony zmian zachodzących u źródeł emisji, a z drugiej strony – zmiennych warunków hydrologicznych, w dużej mierze kształtujących procesy transportu biogenów od ich źródeł do wód śródlądowych, a następnie do morza. Ze względu na dominujący wpływ źródeł obszarowych azotu i fosforu istnieje wyraźny związek między wielkościami chwilowymi, sezonowymi i rocznymi przepływu a chwilowymi, sezonowymi i rocznymi ładunkami tych zanieczyszczeń. Tak zwane ładunki znormalizowane to ładunki skorygowane tak, by odpowiadały w przybliżeniu ładunkom, jakich należałoby się spodziewać w danym roku przy przepływach rzecznych odpowiadających średnim w okresie objętym serią danych. Taka normalizacja jest niezwykle pomocna w analizie danych, ponieważ pozwala ona w dużym stopniu wyeliminować wpływ zmiennych warunków hydrometeorologicznych na obserwowane ładunki rzeczne. Ponadto, wyniki pomiarów stężeń i przepływów na danej rzece, które poddaje się normalizacji muszą pochodzić z tych samych (lub zlokalizowanych w bezpośrednim sąsiedztwie) stacji monitoringowych/pomiarowych. Dodatkowo normalizacja musi być oparta o miesięczne pomiary stężeń związków biogennych (azotanów, azotynów, amoniaku, azotu całkowitego, fosforanów, fosforu całkowitego) i przepływu wody w danej rzece. Takie dane stanowią wiarygodną bazę do obliczeń znormalizowanych miesięcznych ładunków, co daje możliwość policzenia znormalizowanych rocznych ładunków N i P, a w dalszej kolejności na ocenę wpływu działalności człowieka na stan wód, w tym wód Morza Bałtyckiego.

Znormalizowane ładunki odprowadzane w latach 1995-2020 Wisłą, Odrą, rzekami pomorskimi i Przymorza (Rega, Parsęta, Wieprza, Słupia, Łupawa, Łeba, Reda, Pasłęka) do Morza Bałtyckiego, przedstawiają się następująco:



Rysunek 4.5. Znormalizowane ładunki azotu wnoszone rzekami z Polski do Bałtyku w latach 1995-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie danych z raportów PLC przekazywanych corocznie do HELCOM)



Rysunek 4.6. Znormalizowane ładunki fosforu wnoszone rzekami z Polski do Bałtyku w latach 1995-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie danych z raportów PLC przekazywanych corocznie do HELCOM)

4.3.9 Energetyka odnawialna- farmy wiatrowe

Jednym z kierunków priorytetowych polityki morskiej RP jest wzmocnienie bezpieczeństwa energetycznego kraju oraz wykorzystanie polskich obszarów morskich dla produkcji energii i dostaw surowców energetycznych.

Warunkiem rozwoju morskiej energetyki wiatrowej w Polsce jest terminowa budowa terminala instalacyjnego oraz terminali serwisowych. Realizacja inwestycji jest konieczna dla powstania impulsu rozwojowego dla gospodarki i osiągnięcia dużego udziału polskich firm w dostawach komponentów i materiałów na rzecz morskiej energetyki wiatrowej, a także świadczeniu usług na jej rzecz.

Zgodnie z powyższym, w ramach Krajowego Planu Odbudowy Minister Klimatu i Środowiska zabezpieczył środki w kwocie 437 mln EUR na:

- budowę głębokowodnego terminalu instalacyjnego, o powierzchni ok. 30 ha, który umożliwi jednoczesną obsługę 2 jednostek instalacyjnych;
- przebudowę portów na Środkowym Wybrzeżu oraz dostępu do nich od strony morza (w tym falochronów), tak by umożliwić korzystanie z terminali serwisowych przeznaczonych do obsługi jednostek serwisowych offshore wind. Inwestycje obejmują porty w Łebie i Ustce.

Dnia 18 lutego 2021 r. weszła w życie ustawa z o promowaniu wytwarzania energii elektrycznej w morskich farm wiatrowych, tzw. ustawa offshore[104]. Celem ustawy jest wykorzystanie potencjału energetyki wiatrowej na Bałtyku oraz stworzenie ram prawnych, które wesprą – w perspektywie wielu lat – wszystkie podmioty zainteresowane rozwojem sektora morskiej energetyki wiatrowej w Polsce. Głównymi elementami ustawy są dwufazowy system wsparcia, usprawnienia w zakresie procedur administracyjnych, zasady przyłączania wytwórców do sieci elektroenergetycznej, rozporządzanie wyprowadzeniem mocy z morskich farm wiatrowych oraz rozwój lokalnego łańcucha dostaw[105].

Ustawa o promowaniu wytwarzania energii elektrycznej w morskich farmach wiatrowych wprowadziła dodatkowo szereg rozporządzeń towarzyszących:

- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 30 marca 2021 r. w sprawie ceny maksymalnej za energię elektryczną wytworzoną w morskiej farmie wiatrowej i wprowadzoną do sieci w złotych za 1 MWh, będącej podstawą rozliczenia prawa do pokrycia ujemnego salda (Dz. U. z 2021 r. poz. 587);
- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 15 grudnia 2021 r. w sprawie wzoru sprawozdań dotyczących realizacji planu łańcucha dostaw materiałów i usług (Dz. U. z 2021 r. poz. 2385);
- Rozporządzenie Ministra Klimatu i Środowiska z dnia 25 maja 2022 r. w sprawie szczegółowych wymagań dla elementów zespołu urządzeń służących do wyprowadzenia mocy oraz dla elementów stacji elektroenergetycznych zlokalizowanych na morzu (Dz. U. z 2022 r. poz. 1257);
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 27 listopada 2021 r. w sprawie oceny wniosków w postępowaniu rozstrzygającym ustalającego kryteria do oceny nowych wniosków o przyznanie pozwolenia na wznoszenie sztucznych wysp w ramach tzw. fazy aukcyjnej (Dz. U. 2021 r. poz. 2203);

[104] Ustawa z dnia 17 grudnia 2020 r. o promowaniu wytwarzania energii elektrycznej w morskich farmach wiatrowych (Dz.U.2023.1385 t.j.)

[105] https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/ustawa-o-promowaniu-wytwarzania-energii-elektrycznej-w-morskich-farmach-wiatrowych dostęp: 10.2023 r.

- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 15 grudnia 2021 r. w sprawie planu ratowniczego oraz planu zwalczania zagrożeń i zanieczyszczeń dla morskiej farmy wiatrowej i zespołu urządzeń (Dz. U. z 2021 r. poz. 2391);
- Rozporządzenie Ministra Infrastruktury z dnia 15 grudnia 2021 r. w sprawie ekspertyzy nawigacyjnej i ekspertyz technicznych dla morskiej farmy wiatrowej i zespołu urządzeń (Dz. U. z 2021 r. poz. 2380).

Morska energetyka wiatrowa jest obecnie jedną z najszybciej rozwijających się technologii OZE na świecie. Według Międzynarodowej Agencji Energii Odnawialnej 2021 r. był dobrym rokiem dla transformacji energetycznej. Na świecie powstały instalacje OZE o mocy blisko 257 GW zwiększając udział OZE w globalnym miksie energetycznym o 9,1%. Przyczyniło się to również do wzrostu produkcji OZE na świecie o 81%. Jak wynika z danych Agencji ponad połowa nowych mocy OZE stanowiła fotowoltaika – 133 GW, lądowe farmy wiatrowe - 93 GW. Rekordowy przyrost mocy zainstalowanej zanotowała również morska energetyka wiatrowa i w 2021 r. wyniósł on 21 GW. Na świecie na koniec 2021 r. funkcjonowały instalacje morskiej energetyki wiatrowej o mocy 55,678 GW. Najwięcej morskich farm wiatrowych jest zlokalizowanych w Azji – 27,822 GW, z czego 26,39 GW w Chinach, oraz w Europie 27,814 GW[106].

Obecnie realizowane projekty w Polsce

Obecnie w Polsce realizowanych jest dziewięć projektów morskich farm wiatrowych dla których wydano pozwolenia lokalizacyjne (PWSZ):

- siedem w ramach I fazy systemu wsparcia (Prezes Urzędu Regulacji Energetyki wydał już pozytywne decyzje sprawie przyznania prawa do pokrycia ujemnego salda dla energii elektrycznej w morskich farmach wiatrowych);
- dwa w ramach II fazy systemu wsparcia.

Poniższa tabela prezentuje projekty morskich farm wiatrowych realizowanych w Polsce wraz z ich zaawansowaniem mierzonym posiadanymi decyzjami lub umowami.

Tabela 4.23. Projekty morskich farm wiatrowych realizowanych w Polsce

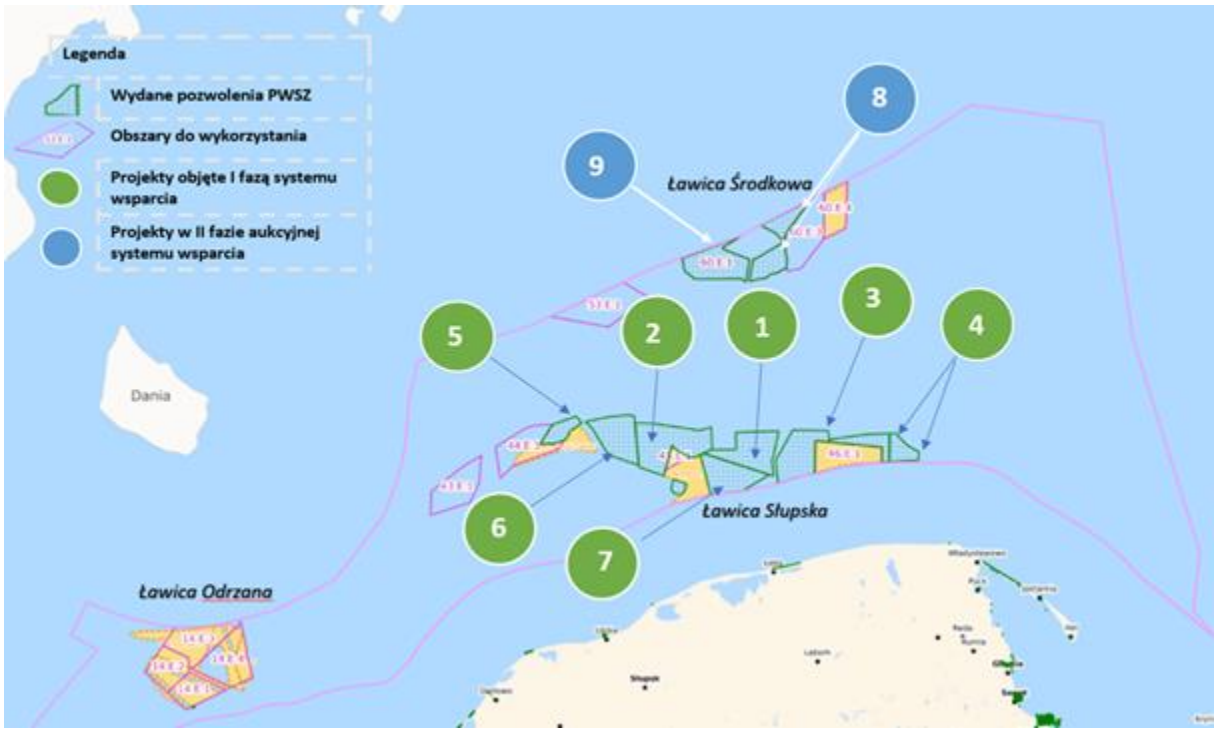
Lp.	Nazwa projektu i spółka realizująca projekt	Inwestorzy	Warunki techniczne do przyłączenia do sieci do (WTP)	Umowa o przyłączenie do sieci (UP)	Decyzja Prezesa URE, (I faza systemu wsparcia)
I faza systemu wsparcia (przed aukcyjna)					
1	Baltica 3 Elektrownia Wiatrowa Baltica 3 sp. z o.o.	PGE Baltica/Orsted	1045,5 MW	1045,5 MW	1045,5 MW
2	Baltica 2 Elektrownia Wiatrowa Baltica 2 sp. z o.o.	PGE Baltica/Orsted	1498 MW	1498 MW	1498 MW
3	Baltic Power	PKN Orlen (Baltic Power sp. z o.o.)	1200 MW	1200 MW	1197 MW
4	BC-Wind C-Wind Polska sp. z o.o.	Ocean Winds	399 MW	399 MW	369,5 MW
5	FEW Baltic II Baltic Trade and Invest sp. z o.o.	RWE Renewables	350 MW	350 MW	350 MW
6	MFW Bałtyk II MFW Bałtyk II sp. z o.o.	Polenergia/Equinor	720 MW	720 MW	720 MW

[106] https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/mew-w-europie-i-na-swiecie-w-liczbach dostęp: 10.2023 r.

Lp.	Nazwa projektu i spółka realizująca projekt	Inwestorzy	Warunki techniczne do przyłączenia do sieci do (WTP)	Umowa o przyłączenie do sieci (UP)	Decyzja Prezesa URE, (I faza systemu wsparcia)
7	MFW Bałtyk III MFW Bałtyk III sp. z o.o.	Polenergia/Equinor	720 MW	720 MW	720 MW
II faza systemu wsparcia (aukcyjna)					
8	Baltica 1 Elektrownia Wiatrowa Baltica-1 sp. z o.o.	PGE Baltica	896 MW	896 MW	Nie dotyczy
9	MFW Bałtyk I MFW Bałtyk I S.A.	Polenergia/Equinor	1560 MW	1560 MW	Nie dotyczy

Źródło: https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/program-rozwoju-morskich-farm-wiatrowych dostęp: 10.2023 r.

Projekty morskich farm wiatrowych będą rozwijane w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej Morza Bałtyckiego na obszarze wyznaczonym w planie zagospodarowania obszarów morskich w rejonie Ławicy Słupskiej, Ławicy Środkowej i Ławicy Odrzanej.



Rysunek 4.7. Lokalizacja projektów morskich farm wiatrowych realizowanych w Polsce (Źródło: https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/program-rozwoju-morskich-farm-wiatrowych dostęp: 10.2023 r.)

W perspektywie 2030 r. morskie farmy wiatrowe będą odpowiadać w 2030 r. za 13%, a w 2040 r. za 19% generowanej energii elektrycznej. Pierwsze morskie farmy wiatrowe, w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej na Bałtyku, zaczną produkować energię już w 2026 roku. Szacowana wartość inwestycji w morską energetykę wiatrową wyniesie ok. 130 mld zł, które pozwolą na rozwój krajowego łańcucha dostaw oraz przyczynią się do powstania nowych, wysokopłatnych miejsc pracy.

Projekty morskich farm wiatrowych na polskich obszarach będą oddalane od linii brzegowej w odległości nie mniejszej niż 22 km, co eliminuje negatywny wpływ na krajobraz nadmorskich miejscowości turystycznych. Projekty znajdują się również poza najważniejszymi obszarami dla rybołówstwa krajowego.

Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej według GUS wygląda następująco:

Tabela 4.24. Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej

Rok	Produkcja energii wiatrowe [GWh]	Całkowita produkcja energii elektrycznej w Polsce [GWh]
2011	3204,5	163 548
2012	4746,6	162 139
2013	6003,8	164 557
2014	7675,6	159 058
2015	10 858,4	164 944
2016	12 600	166 083
2017	14 909,0	170 465
2018	12 798,8	170 039
2019	15 106,8	163 988
2020	15 800,0	158 042
2021	16 233,5	179 631

Źródło: Opracowanie na podstawie „Energia ze źródeł odnawialnych" (publikacje z lat 2012-2022) oraz danych zamieszczonych na stronie BDL - https://bdl.stat.gov.pl/bdl/start dostęp: 10.2023 r.

4.3.10 Morska turystyka wrakowa

W całym rejonie Morza Bałtyckiego znajduje się 8-10 tys. wraków z różnych okresów historycznych. Na samym odcinku wybrzeża od Wolina do Mierzei Wiślanej zatonęło ok. 2 tys. jednostek pływających[107]. Szacuje się, że w wodach bałtyckich znajduje się kilkaset wraków pochodzących z okresu I i II wojny światowej. Ze względu na niskie zasolenie i niewielką temperaturę, wody Morza Bałtyckiego zapewniają warunki sprzyjające zachowaniu materiałów organicznych, a zwłaszcza drewna, które w większości mórz niszczone jest przez ślimaka Toredo Navalis. Dzięki opisanym warunkom w Morzu Bałtyckim można napotkać wraki, których kadłub nie uległ większym zniszczeniom[108].

W Polsce znajduje się 65 zarejestrowanych stanowisk podwodnych i nie ma żadnego stanowiska chronionego. Główne centra nurkowe znajdują się na Helu, w Jastarni oraz Kuźnicy. W swojej ofercie mają one krótkie wyprawy na poznanie wraków okolic Gdańska. Ponadto na wybrzeżu środkowym nurkowe wyprawy pełnomorskie oferują porty Łeba, Darłowo i Kołobrzeg. Z uwagi na coraz większą popularność nurkowania, pomimo trudności wynikających z warunków naturalnych oraz ograniczeń prawnych, rozszerza się działalność związana z nurkowaniem i turystyką wrakową. Turystyka wrakowa zachęca do tworzenia złożonych, specjalistycznych miejsc turystycznych, angażujących zarówno jednostki pływające, bazy zlokalizowane w portach, jak i usługi portów (wyżywienie, noclegi).

W Polsce aktem prawnym regulującym nurkowanie na wrakach jest ustawa z dnia 21 marca 1991 r. o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej (Dz.U.2023 poz. 960 t.j.). Nakłada ona na organizatorów wypraw nurkowych wymóg uzyskania pozwolenia dyrektora właściwego urzędu morskiego na przeszukanie wraków statków. Pozwolenie to musi zostać uzgodnione ze Strażą Graniczną oraz z Wojewódzkim Konserwatorem Zabytków, a statek przewożący uczestników wyprawy musi wypływać i wracać do portu polskiego. Ponadto istnieje obowiązek przekazania wszystkich przedmiotów wydobytych spod wody odpowiedniemu urzędowi morskiemu.

Dla potrzeb uszczegółowienia informacji dotyczących turystyki wrakowej zwrócono się do Urzędu Morskiego w Szczecinie oraz Urzędu Morskiego w Gdyni z prośbą o udostępnienie informacji i danych dotyczących turystyki wrakowej pochodzących z prowadzonych przez Urząd statystyk w zakresie ilości zgłoszonych takich form korzystania z wód morskich w latach 2016-2022, z podziałem na lata.

[107] https://www.national-geographic.pl/artykul/wraki-baltyku-jakie-zatopione-statki-leza-na-dnie-morza-baltyckiego dostęp 10.2023

[108] https://wrakibaltyku.pl/pl/wraki.html dostęp 10.2023

Urząd Morski w Szczecinie przekazał o informację o wydanych pozwoleniach związanych z wrakami za lata:

- 2019 r. Rozpoznanie archeologiczne wraku statku zalegającego na torze wodnym Świnoujście-Szczecin km 50.450 zlecone przez Urząd Morski w Szczecinie firmie Nurek-Technika;
- 2020 r. Wydanie pozwolenia na badania archeologiczne na polskich obszarach morskich firmie Baltic Trade and Invest;
- 2021 r. Wydanie pozwolenia na badania archeologiczne w miejscu zalegania wraku statku na polskich obszarach morskich firmie Gaz-System S.A.;
- 2022 r. Wydanie pozwolenia na poszukiwanie ukrytych lub porzuconych zabytków ruchomych Muzeum Oręża Polskiego w Kołobrzegu w ramach projektu „Wraki Zalewu Szczecińskiego 2022”;
- Wydanie pozwolenia na poszukiwanie ukrytych lub porzuconych zabytków ruchomych Muzeum Oręża Polskiego w Kołobrzegu w ramach projektu „Mrzeżyno wrak samolotu 2022”.

Urząd Morskiego w Gdyni przedstawił natomiast zestawienie organizatorów płetwonurkowań sportowo-rekreacyjnych, wyjść jednostek pływających oraz ilości osób uprawiających płetwonurkowanie na wrakach statków w obszarze terytorialnego zakresu działania w latach 2008-2022. Dane te przedstawiono w tabeli (Tabela 4.25).

Tabela 4.25. Zestawienie organizatorów płetwonurkowań sportowo-rekreacyjnych

Port	ilość organizatorów płetwonurkowania														
	2008	**2009**	**2010**	**2011**	**2012**	**2013**	**2014**	**2015**	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**	**2022**
Gdańsk	4	2	5	2	5	3	2	1	1	4	3	5	0	0	2
Gdynia	4	3	8	2	4	4	4	4	4	5	4	2	2	4	1
Jastarnia	5	4	10	8	7	7	7	9	7	9	8	3	2	5	4
Hel	7	1	10	2	3	3	9	10	9	8	9	9	9	5	5
Władysławowo	11	3	6	4	6	4	5	12	3	2	15	8	4	4	0
Łeba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	2	14
Rowy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	1
Ustka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	1	0
Razem:	31	13	39	18	25	21	27	36	24	28	39	27	19	21	27

Port	ilość wyjść jednostek na płetwonurkowanie														
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Gdańsk	19	16	17	12	10	3	3	2	1	6	3	5	0	1	2
Gdynia	137	80	133	91	112	59	34	72	92	34	37	2	6	7	1
Jastarnia	759	910	573	572	549	495	598	405	361	246	287	215	231	203	113
Hel	366	482	602	619	596	374	585	669	653	595	732	552	504	692	554
Władysławowo	25	15	43	23	34	26	37	22	27	21	32	18	26	11	10
Łeba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37	40	25
Rowy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	2
Ustka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0
Razem:	1306	1503	1368	1317	1301	957	1257	1170	1137	902	1091	792	804	954	707

Port	ilość osób zgłoszonych na płetwonurkowanie														
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Gdańsk	37	64	163	74	117	12	29	31	15	73	18	59	0	12	17
Gdynia	1235	810	1332	901	1130	480	359	629	718	373	401	24	74	75	4
Jastarnia	3460	4496	2669	2639	2570	2247	2609	1921	1859	1013	1202	1081	1415	1091	3689
Hel	2208	2727	2512	2890	2584	1497	4669	4739	4154	2753	3499	3237	2865	4006	586
Władysławowo	217	82	384	244	279	254	410	216	183	218	342	228	281	71	93
Łeba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	287	283	238
Rowy	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	5
Ustka	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	0
Razem:	7157	8179	7060	6748	6680	4490	8076	7536	6929	4430	5462	4629	4922	5538	4632

Źródło: dane Urząd Morski w Gdyni

Dodatkowo zwrócono się z prośbą o przekazanie informacji na temat zdarzeń związanych z usuwaniem niewybuchów z terenów morskich, w zakresie ilości takich zdarzeń w latach 2016-2022 (z podziałem na lata) oraz kosztów prowadzenia przedmiotowych działań. Urzędy Morskie przekazały informację o działaniach związanych z usuwaniem niewybuchów, które były prowadzone na wodach morskich. Otrzymane informacje dotyczą następujących prac:

- „Modernizacja toru wodnego Świnoujście-Szczecin do głębokości 12,5 m". Wydobyto 1699 obiektów niebezpiecznych, w tym w:
  - 2019 roku – 417 szt.
  - 2020 roku – 1240 szt.
  - 2021 roku – 42 szt.;
- „Poprawa dostępu do portu w Szczecinie w rejonie Basenu Kaszubskiego", „Poprawa dostępu do portu w Szczecinie w rejonie Kanału Dębickiego" Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście S.A.;
- „Budowa Terminalu Instalacyjnego na potrzeby Morskich Farm Wiatrowych (MFW) w Świnoujściu" ORLEN NEPTUN II;
- „Modernizacja infrastruktury na potrzeby posadowienia nowego DOK-u pływającego przy nabrzeżu Gdyńskim w Szczecinie" MSR Gryfia S.A.;
- „Modernizacja wejścia do Portu Północnego w Gdańsku";
- „Modernizacja układu Falochronów Osłonowych w Porcie Północnym w Gdańsku", Heinrich Hirdes EOD Service GmbH Hamburg;
- „Modernizacja toru wodnego do Portu Północnego w Gdańsku", PRCiP;
- „Modernizacja wejścia do Portu wewnętrznego w Gdańsku. Etap II" , PRCiP&PIROMOR;
- „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską", Grupa GeoFusion Krzeszowice;
- „Modernizacja układu Falochronów Osłonowych w Porcie Północnym w Gdańsku", Konsorcjum PRCiP&Daria Bilik-Spaleniak&Henryk Moroz;
- „Budowa drogi wodnej łączącej Zalew Wiślany z Zatoką Gdańską", Roman Palacz NEMO;
- „Pogłębienie toru podejściowego i akwenów wewnętrznych portu Gdynia, Konsorcjum PRCiP&Geo Ingenieurservice.

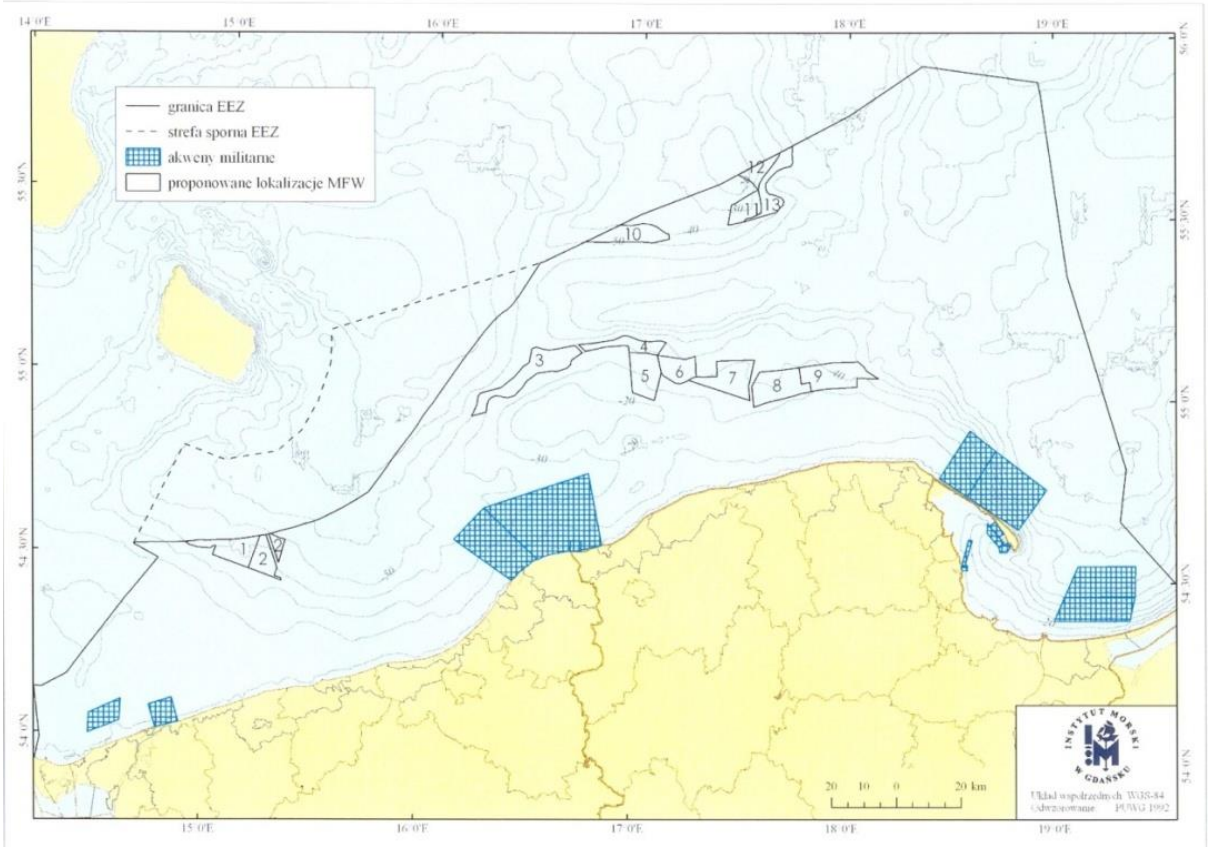
Przekazane dane nie są jednorodne. W związku z tym brak jest możliwości określenia zarówno ilościowego wydobycia, jak i łącznych kosztów prowadzenia działań. Zgodnie z przekazaną informacją działania związane z neutralizacją i usuwaniem przedmiotów niebezpiecznych pochodzenia militarnego (PWiN), odbywają się przy współudziale wielu podmiotów, m.in. wyspecjalizowanych sił Marynarki Wojennej RP, Pomorskiego Urzędu Wojewódzkiego, Policji, nadmorskich urzędów miast i gmin oraz Wojsk Obrony Terytorialnej.

4.3.11 Działalność militarna

W skład Sił morskich Rzeczypospolitej Polskiej wchodzą: Marynarka Wojenna Rzeczypospolitej Polskiej wraz ze służbą hydrograficzną, morskie jednostki działań specjalnych, Morski Oddział Straży Granicznej, terenowe organy administracji morskiej, Morska Służba Poszukiwania i Ratownictwa, Służba Celna, Policja wodna, a także inne podmioty posiadające kompetencje w obszarze bezpieczeństwa morskiego. Ich zakres działania i wpływ na ekosystem Morza Bałtyckiego zależny jest od sytuacji społeczno-gospodarczej kraju. Na obszarze Morza Bałtyckiego wytyczone są obszary działań wojskowych. W miejscach, gdzie prowadzone są okresowe ćwiczenia wojskowe, wprowadzany jest czasowy zakaz wykonywania żeglugi rekreacyjnej, cumowania, połowów, kotwiczenia oraz nurkowania. Obszary działalności wojskowej podlegają średnio intensywnej eksploatacji i tym samym posiadają dużą wartość przyrodniczą, którą powinno się chronić.

Na podstawie rozporządzenia Ministra Obrony Narodowej z dnia 3 kwietnia 2014 r. w sprawie stref zamkniętych dla żeglugi i rybołówstwa na obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej ustanowiono akweny militarne. Rozporządzenie uznano za uchylone w związku ze zmianą wprowadzoną Ustawą z dnia 5 sierpnia 2015 r. o zmianie ustawy o obszarach morskich Rzeczypospolitej Polskiej i administracji morskiej oraz niektórych innych ustaw.

Na poniższy rysunku, na podstawie danych udostępnionych przez IM przedstawiono lokalizację polskich akwenów militarnych na Morzu Bałtyckim.



Rysunek 4.8. Lokalizacja polskich akwenów militarnych na Morzu Bałtyckim (Źródło: dane udostępnione przez IM)

4.3.12 Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne

Zgodnie z obowiązującymi przepisami, jednostki naukowe realizujące działania na rzecz polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej należy sklasyfikować jako:

- instytuty naukowe Polskiej Akademii Nauk - art. 42 ustawy z dnia 30 kwietnia 2010 r. o Polskiej Akademii Nauk (Dz. U. z 2016 r. poz. 619 z późn. zm) – Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie;
- instytuty badawcze - art. 1 ust. 1 ustawy z dnia 30 kwietnia 2010 r. o instytutach badawczych (Dz. U. z 2022 r. poz. 498 t.j.) – Instytut Morski w Gdańsku, Morski Instytut Rybacki w Gdyni.

Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne dotyczące Morza Bałtyckiego w Polsce realizowane są przede wszystkim przez następujące ośrodki:

- Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk w Sopocie, który prowadzi badania podstawowe środowiska morskiego, w szczególności na temat zjawisk i procesów w nim zachodzących. Badania te dotyczą przede wszystkim roli oceanu w kształtowaniu klimatu i skutków zmian klimatu w morzach europejskich, zmienności naturalnej i antropogenicznej środowiska Morza Bałtyckiego,

współczesnych zmian ekosystemów u brzegów mórz szelfowych oraz genetycznych i fizjologicznych mechanizmów funkcjonowania organizmów morskich, w tym zastosowania osiągnięć biotechnologii morskiej;

- Instytut Morski w Gdańsku, który prowadzi badania naukowe i prace rozwojowe związane głównie z akwenami morskimi i strefą brzegową, dotyczące przede wszystkim systemów ochrony brzegu morskiego, planowania przestrzennego, badania obszarów morza pod kątem możliwości budowy morskich farm wiatrowych, rozwoju korytarzy transportowych oraz badania siedlisk środowiska morskiego i zrównoważonego wykorzystania zasobów obszarów morskich;
- Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy, najstarsza placówka badań morza w Polsce, której celem jest dostarczanie niezależnej, obiektywnej i aktualnej wiedzy opartej na prowadzonych pracach naukowych i badawczo rozwojowych, wspierających zrównoważony ekonomicznie i bezpieczny dla środowiska rozwój rybołówstwa morskiego;
- Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, którego podstawowa tematyka badawcza dotyczy budowy geologicznej i prognozy surowcowej polskich obszarów morskich, sporządzania map geologicznych dna akwenu, badania i monitoringu procesów erozji wybrzeża warunkowanych budową geologiczną, tworzenia i zarządzania bazami morskich danych geofizycznych i geologicznych. Aktywność PIG-PIB dotyczy również problematyki międzynarodowej w dziedzinie geologii i surowców dna oceanicznego;
- Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Centrum Badań i Rozwoju, w którym wydzielono Zakład Oceanografii i Monitoringu Bałtyku. Centrum Badań i Rozwoju koordynuje i nadzoruje realizację wszystkich prac naukowo-badawczych i badawczo-wdrożeniowych w Instytucie dla potrzeb służb IMGW-PIB oraz instytucji państwowych, rządowych, samorządowych i prywatnych. Prowadzi prace badawcze w dyscyplinach nauk o Ziemi i środowisku m.in. w zakresie klimatologii, hydrologii i oceanografii;
- Uniwersytet Morski w Gdyni, która kształci wysoko kwalifikowanych specjalistów zgodnie ze strategią rozwoju szkolnictwa wyższego w Polsce, jak i założeniami polityki morskiej Rzeczypospolitej Polskiej. UMG od ponad 20 lat aktywnie współpracuje z International Association of Maritime Universities (IAMU). Uczelnia jest członkiem Międzynarodowej Rady Wykonawczej – International Executive Board (IEB) IAMU w latach 2020-2022, a także przewodniczy jednemu z czterech komitetów stałych IAMU, odpowiadając za prace komisji ds. akademickich – Academic Affairs Committee;
- Politechnikę Morską w Szczecinie, gdzie na poszczególnych wydziałach prowadzi się kierunki i specjalności istotne z punktu widzenia gospodarki morskiej państwa. AMS kształci studentów na pięciu Wydziałach: Nawigacyjnym, Mechanicznym, Inżynieryjno-Ekonomicznym Transportu, Mechatroniki i Elektrotechniki oraz Informatyki i Telekomunikacji;
- Uniwersytet Gdański, który jest wiodącym uniwersytetem polskim prowadzącym interdyscyplinarne badania związane z Morzem Bałtyckim oraz kształcącym kadry, niezbędne do realizacji polityki morskiej kraju. Uniwersytet Gdański osiąga znaczące sukcesy naukowe, umacniając pozycję lidera, szczególnie w zakresie aktywności i badań związanych z morzem. Uczelnia współpracuje w tym zakresie z ośrodkami badawczo-naukowymi ze wszystkich niemal krajów świata. Jako jedna z pięciu polskich uczelni Uniwersytet Gdański tworzy sieć uniwersytetów europejskich, wybranych w konkursie Komisji Europejskiej – European Universities;
- Stację Morską Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego, która jest jedyną tego typu placówką w Polsce. Wspiera potrzeby badawcze całego środowiska naukowego kraju i stanowi oparcie terenowe dla wszystkich grup badawczych pracujących w tym rejonie (zespołów akademickich różnych uczelni, instytutów branżowych oraz Polskiej Akademii Nauk). Tworząc Stację Morską kierowano się głównie potrzebami badawczymi, jakie powstały w wyniku

antropogenicznego procesu degradacji naturalnego środowiska rejonu Zatok: Gdańskiej i Puckiej oraz przybrzeżnej strefy morza. Położenie placówki w centralnym punkcie Zatoki Gdańskiej stwarza możliwości wykonywania badań w obrębie morza otwartego oraz jego strefy przybrzeżnej. Pozwala na śledzenie regionalnych procesów fizyko-chemicznych, biologicznych i geologicznych w strefie kontaktu wody z dnem, lądem i atmosferą oraz zjawisk zachodzących w toni morskiej. Stacja Morska w Helu jest szczególnie predestynowana do podejmowania badań, dotyczących funkcjonowania i ochrony życia Bałtyku w ramach wielostronnych zobowiązań badawczych (w tym międzynarodowych). Uzupełnia możliwości badawcze instytutów, Badania reakcje fauny i flory na zmienne warunki hydrologiczne (badania wpływu zanieczyszczeń na ich kondycję zdrowotną, wzrost i zdolności reprodukcyjne). Istnienie takiego systemu, który jest obecnie jedynym na południowym i wschodnim Bałtyku, pozwala na długookresowe przetrzymywanie żywego materiału badawczego dla różnych celów badawczych. W 1994 r. Stacja Morska w Helu została włączona do Europejskiej Sieci Morskich - Biologicznych Stacji Badawczych (MARS - Network). Jest ona również placówką dydaktyczną;

- Politechnikę Gdańską, gdzie realizowane są prace naukowo-badawcze, jak również prowadzone badania i ekspertyzy zlecane przez otoczenie sektora okrętowego i obronnego;
- Akademię Marynarki Wojennej im. Bohaterów Westerplatte w Gdyni, która posiada doświadczenie oraz możliwości badawcze do prowadzenia prac wpisujących się przede wszystkim w główne obszary techniki i technologii obronnych. Badania realizowane w ramach działalności naukowo-badawczej Akademii i formułowane są tak, aby służyć kształtowaniu specjalności naukowej w powiązaniu z planami rozwoju sił Marynarki Wojennej RP oraz procesem technicznej modernizacji okrętów, uzbrojenia i sprzętu. W 2020 r. Akademia Marynarki Wojennej zrealizowała szereg badań mających istotne znaczenie z punktu widzenia bezpieczeństwa morskiego państwa;
- Uniwersytet Szczeciński, który kształci kadry dla przedsiębiorstw gospodarki morskiej, w tym dla podmiotów związanych z funkcjonowaniem transportu morskiego (przedsiębiorstw portowych, żeglugowych, spedycyjnych, agencyjnych, międzynarodowych operatorów logistycznych i wielu innych). Na kierunku Logistyka kształcone są kadry dla przedsiębiorstw gospodarki morskiej, w tym przede wszystkim dla podmiotów związanych z funkcjonowaniem transportu morskiego oraz uczestniczących w morsko-lądowych łańcuchach transportowych;
- Zachodniopomorski Uniwersytet Technologiczny w Szczecinie, w którym w roku akademickim 2019/2020 uruchomiono 5 nowych kierunków studiów. W zakresie działalności naukowej Wydział Techniki Morskiej i Transportu (WTMiT) uzyskał akredytowanie przez Polskie Centrum Akredytacji (Certyfikat Akredytacji nr AB 304 ważny roku 2027 z zakresem akredytacji obejmującym ponad 30 metod badawczych, w tym 7 metod badań materiałów i wyrobów stosowanych na statkach).

Dla rozwoju nauki i poszerzania wiedzy morskiej konieczna jest aktywna współpraca państw, szczególnie na poziomie regionalnym, w celu integracji danych w ramach różnych porozumień i inicjatyw. Jedną z takich inicjatyw jest Wiedza o morzu 2020: dane morskie i obserwacje środowiska morskiego na rzecz inteligentnego i zrównoważonego wzrostu (COM(2010)461), która ma na celu zgromadzenie w jednym miejscu jakościowo dobrych i spójnych danych morskich oraz bezpłatne ich udostępnianie. Stworzenie ogólnodostępnych zbiorów danych dotyczących basenów morskich jest celem projektu – Europejska Sieć Obserwacji i Danych Morskich (EMODnet). UE wskazuje następujące inicjatywy i programy dostarczające różnorodne dane morskie takie, jak: Europejski Program Obserwacji Ziemi (Copernicus), Wspólny Europejski System Informacji o Środowisku (SEIS), Water Information System for Europe – MARINE (WISE-Marine), sieć ur-EMODnet, projekt SeaDataNet (PanEuropean infrastructure for marine and oceanographic data management) i Geo-Seas (PanEuropean infrastructure for management of marine and ocean geological and geophysical data). Duże znaczenie ma również publikacja danych przestrzennych w formie przewidzianej przez dyrektywę 2007/2/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 marca 2007 r. ustanawiającą

infrastrukturę informacji przestrzennej we Wspólnocie Europejskiej (INSPIRE) (Dz. Urz. UE L 108 z 25.04.2007, str. 1, z późn. zm.) – dyrektywa INSPIRE, opisanych metadanymi i udostępnionych poprzez przewidziane dyrektywą INSPIRE usługi.

4.3.13 Presja lub działalność wynikająca ze zmienionego załącznika III do dyrektywy RDSM

Zmieniony Załącznik III do dyrektywy RDSM, wskazuje presje i działalności człowieka, które zarówno mają znaczenie dla przedmiotowej pracy, jak i nie mają znaczącego wpływu lub nie wstępują w Polsce. Załącznik ten wymienia następujące elementy:

A. Fizyczna zmiana struktury rzek, linii brzegowej i dna morskiego (gospodarka wodna)
   - Ochrona brzegu morskiego i ochrona przeciwpowodziowa;
   - Konstrukcje morskie (inne niż służące do wydobywania ropy naftowej/gazu lub wykorzystywania źródeł energii odnawialnej);
   - Zmiana morfologii dna morskiego, np. pogłębianie i klapowanie urobku.

B. Eksploatacja zasobów nieożywionych
   - Eksploatacja minerałów (skał, rud metali, żwiru, piasku, muszli);
   - Wydobycie ropy naftowej i gazu ziemnego, z uwzględnieniem infrastruktury;
   - Pozyskiwanie soli;
   - Pozyskiwanie wody.

C. Wytwarzanie energii
   - Wytwarzanie energii odnawialnej (energia wiatru, fal i pływów), z uwzględnieniem infrastruktury;
   - Przesył energii elektrycznej i łączność (kable podwodne).

D. Eksploatacja zasobów żywych
   - Połów ryb i zbieranie skorupiaków (komercyjne, rekreacyjne);
   - Przetwórstwo ryb i skorupiaków;
   - Pozyskiwanie roślin morskich;
   - Polowanie i zbieranie w innych celach.

E. Hodowla zasobów żywych
   - Akwakultura – morska, z uwzględnieniem infrastruktury.

F. Transport
   - Infrastruktura transportowa;
   - Transport – morski;
   - Transport – lotniczy;
   - Transport – lądowy.

G. Użytkowanie miejskie i przemysłowe
   - Przetwarzanie i unieszkodliwianie odpadów.

H. Turystyka i wypoczynek
   - Infrastruktura na potrzeby turystyki i wypoczynku;
   - Działalność w dziedzinie turystyki i wypoczynku.

I. Edukacja i badania naukowe
   - Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne.

Działalności (niektóre wykraczające poza wymagania załącznika III), które mają znaczenie i występują w Polsce zostały opisane w rozdziale 4.3. Wymienione powyżej sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim lub mające wpływ na środowisko morskie oraz wynikające z nich presje, zostały szczegółowo opisane i uzasadnione w zrealizowanych w 2022 i w 2023 r. pracach dot. presji i oddziaływań na wody morskie:

- dominujących presji antropogenicznych pochodzenia lądowego na wody morskie;

- dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie wynikających z działalności rybackiej;
- dominujących presji antropogenicznych pochodzenia morskiego na wody morskie.

Wyniki ww. prac zostały zebrane i posłużyły do opracowania „Aktualizacji analizy dominujących presji i oddziaływań na wody morskie", stanowiącej element niezbędny do przygotowania przez właściwy organ Inspekcji Ochrony Środowiska drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

4.4 Analiza użytkowania wód morskich (Marine Water Accounting Approach)

Analiza użytkowania prowadzona jest w dwojaki sposób. Raz w skali całej gospodarki morskiej a następnie, rozdzielnie dla poszczególnych sektorów gospodarki. Podejście pierwsze umożliwia wskazanie roli gospodarki morskiej w całej gospodarce narodowej. Podejście zdezagregowane wskazuje na najważniejsze sektory.

Opis korzyści bazuje na zalecanych wskaźnikach[109]. Zalecenia obejmują następujące kategorie:

- wielkość produkcji;
- konsumpcja pośrednia (w cenach zakupu);
- wartość dodana brutto (w cenach rynkowych);
- płace/wynagrodzenia;
- siła robocza/liczba pracowników.

Zgodnie z założeniami okresem badawczym są lata 2016-2021.

4.4.1 Określenie korzyści ekonomicznych dla sektorów wykorzystujących wody morskie

W pierwszym kroku porównywane są dane na poziomie całej gospodarki morskiej. Zestawienie takie znajduje się w tabeli (Tabela 4.26).

Tabela 4.26. Przychody z całokształtu działalności „gospodarka morska" na tle gospodarki krajowej w okresie 2016-2021

przychody	jednostki	2016	2017	2018	2019	2020	2021
w gospodarce narodowej	mln zł	3267373	3502711	3739035	3933421	3879747	4692494
w „gospodarce morskiej"		38586,5	41903	45226	87440,8	87304,8	101272,3
w „gospodarce morskiej" jako odsetek przychodów ogółem	%	1,18%	1,20%	1,21%	2,22%	2,25%	2,16%

Źródło: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej, kolejne roczniki z lat 2017-2022, GUS, Warszawa-Szczecin 2017:2022, tab.3.1 oraz Rocznik Statystyczny Rzeczpospolitej Polskiej kolejne roczniki z lat 2017-2022, GUS, Warszawa 2017:2022 tab. 498, 493, 494, 492.

Posługując się kryterium udział przychodów ogółem w gospodarce morskiej do przychodów ogółem w całej gospodarce – można zauważyć zwiększającą się rolę gospodarki morskiej. W 2012 r odsetek ten wyniósł 0,91%, zaś w ostatnim roku z dostępnymi danymi – 2021 było to już 2,16%. Za 10 lat dynamika tego udziału przekroczy wskaźnik 2,37.

W kolejnym kroku dokonano dezagregacji przychodów wg sektorów działalności gospodarczej. Szczegółowe dane podlegające dezagregacji zamieszczono w załączniku 2 pn. Dane wyjściowe do agregacji zatrudnienia wg zadanych sektorów. Rezultaty analizy prezentuje Tabela 4.27.

[109] Są to wskaźniki zalecone przez: Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document. Komisja Europejska, Bruksela 2010

Tabela 4.27. Przychody z całokształtu działalności dla analizowanych sektorów, mln zł, ceny bieżące

Sektory	2016	2017	2018	2019	2020	2021
żegluga morska	6627,8	8051,1	10028	11806,3	13719,6	19256,5
porty morskie	2480,9	3518,5	4158,6	18396,6	17861,5	20161,7
przemysł stoczniowy / stocznie	10724	9631,2	10935	12074,3	10619	13285,4
rolnictwo	nie dotyczy					
morski przemysł wydobywczy	brak danych					
rybołówstwo (rybactwo) morskie	123,7	89,7	77,3	59,9	107,3	102,5
turystyka i rekreacja morska	225,6	238,6	207,9	227,9	162,6	236,7
działalność militarna	brak danych					
Inne – morska energetyka wiatrowa off shore	0	0	0	0	0	0

Źródło: Agregacja na podstawie: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022. GUS, Warszawa-Szczecin 2022, oraz Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018. GUS, Warszawa-Szczecin 2018.

Brak danych dotyczących przychodów z morskiego przemysłu wydobywczego wynika z kilku powodów. GUS nie kwalifikuje takiej działalności do gospodarki morskiej i nie prowadzi takiej sprawozdawczości (patrz rozdział 4.1.2). Próby kwerendy brakujących informacji zakończyły się niepowodzeniem.

Wydobyciem węglowodorów w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w obszarze poszukiwań i wydobycia zajmuje się Grupa Kapitałowa LOTOS. W roku 2018 w obszarze Morza Bałtyckiego, spółka zależna LOTOS Petrobaltic posiadała 3 koncesje łączne na poszukiwanie i rozpoznawanie oraz wydobywanie ropy naftowej i gazu ziemnego w obszarach Łeba, Rozewie i Gotlandia oraz 2 koncesje na wydobywanie węglowodorów ze złoża B3 i B8 (poprzez spółkę celową B8 Sp. z o.o. Baltic s.k.a). Ponadto, spółka zależna LOTOS Upstream posiada 2 koncesje na wydobywanie węglowodorów ze złóż B4 i B6 (poprzez spółkę celową Baltic Gas Sp. z o.o.). W roku 2021, jak czytamy w sprawozdaniu Grupy LOTOS S.A. oraz jej grupy kapitałowej, wszystkie trzy morskie koncesje łączne na poszukiwanie, rozpoznawanie oraz wydobywanie węglowodorów, a także wszystkie cztery koncesje na wydobywanie węglowodorów z bałtyckich złóż ropy naftowej i gazu ziemnego w polskiej strefie ekonomicznej wydane zostały na rzecz spółek zależnych Grupy LOTOS i ich wspólnych przedsięwzięć. Na koncesjach wydobywczych obejmujących złoża gazu ziemnego B4/B6 prace realizowane są przy współpracy z partnerem CalEnergy Resources Poland sp. z o.o. Projekt realizowany jest poprzez spółki celowe Baltic Gas Sp. z o.o. oraz Baltic Gas Sp. z o.o. i wspólnicy Sp. k.. Działalność poszukiwawczo-wydobywcza Grupy Kapitałowej LOTOS w Polsce prowadzona jest przez dwa podmioty, LOTOS Petrobaltic S.A. oraz LOTOS Upstream Sp. z o.o., a także ich spółki zależne i współzależne.

Grupa Kapitałowa LOTOS, poprzez swoje spółki zależne i współzależne, prowadzi działalność poszukiwawczo-wydobywczą w Polsce łącznie na 7 koncesjach, uwzględniając: 3 morskie koncesje na poszukiwanie i rozpoznawanie oraz wydobywanie ropy naftowej i gazu ziemnego w obszarach Łeba, Rozewie i Gotlandia oraz 4 morskie koncesje na wydobywanie węglowodorów ze złóż B3, B8, B4 i B6. Grupa kapitałowa LOTOS w swoich sprawozdaniach finansowych[110] nie podaje danych dla poszczególnych spółek. Wydobyta ropa z Bałtyku ulega w całości przetworzeniu i zbyciu w rafinerii Grupy Kapitałowej.

Ropa bałtycka to zaledwie kilka procent ropy przerabianej przez rafinerie Grupy Kapitałowej. Wobec tak złożonego systemu grupy kapitałowej LOTOS trudno wydzielić kategorię wydobycia ze złóż morskich. W żadnym z analizowanych sprawozdań nie znajdujemy odrębnych informacji dla wydobycie ze złóż morskich. Do 2021 roku, LOTOS Petrobaltic posiadał także udziały w koncesjach lądowych w Polsce: 49% udziałów w

[110] Patrz: Skonsolidowany Raport Roczny za 2021, Jednostkowy raport roczny za 2021, jak też i raporty za lata ubiegłe. Dokumenty dostępne na stronie http://inwestor.lotos.pl/193/raporty_i_dane/raporty_roczne, dostęp: 10.2023 r.

koncesji wspólnej z PGNiG S.A. w obszarze Górowo Iławeckie oraz 100% udział w koncesji Młynary. Na przestrzeni 2021 roku, podjęta została decyzja o zrzeczeniu się udziałów w koncesjach lądowych. Całokształtu działalności dla Grupy Kapitałowej Lotos nie pozwala na wydzielenie odrębnej działalności związanej z gospodarką morską.

Dokładniejsze zestawienie przychodów z całokształtu działalności dla analizowanych sektorów zaprezentowano w podziale na trzy województwa nadmorskie[111].

Tabela 4.28. Gospodarka morska w województwach nadmorskich w latach 2016-2021 – wybrane wskaźniki ekonomiczne

WYSZCZEGÓLNIENIE	2016	2017	2018	2019	2020	2021
WOJEWÓDZTWO POMORSKIE						
Podmioty gospodarki morskiej	9186	9739	10767	9532	11848	8614
% udział w liczbie podmiotów ogółem w województwie	3,2	3,3	3,6	3,1	3,7	2,6
Pracujący w gospodarce morskiej w tys.	51	55,6	60,5	61,1	64	58,8
% udział w liczbie pracujących ogółem w województwie	6,1	6,4	6,8	6,8	7,4	6,7
Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w gospodarce morskiej w zł	5139,96	5448,09	5771,72	6133,25	6988,16	bd
przeciętne miesięczne wynagrodzenie w województwie = 100	128,6	129,4	128,1	126,8	125,1	124,3
Nakłady inwestycyjne [ab] na gospodarkę morską w mln zł	1340,1	576,1	958,1	1932,2	1865,9	2076,9
% udział w nakładach inwestycyjnych ogółem w województwie	8,4	3,4	4,9	11,3	10,7	10,4
Wartość brutto środków trwałych [bc] w gospodarce morskiej w mln zł	15749,2	16424,6	16703,5	17291,1	17677,6	18478
% udział w wartości środków trwałych brutto ogółem	7,5	7,6	7,3	7,1	7	6,8
Udział % województwa w:						
obrotach ładunkowych w portach morskich	67,6	67	69,1	70,4	69,8	70,1
przewozach żeglugą morską	11,3	12,3	14,1	8,9	7,9	6,9
połowach ryb morskich [d]	72,1	76,5	74,4	71,8	72	69,6
WOJEWÓDZTWO WARMIŃSKO-MAZURSKIE						
Podmioty gospodarki morskiej	694	845	995	983	1091	854
% udział w liczbie podmiotów ogółem w województwie	0,6	0,7	0,8	0,7	0,8	0,6
Pracujący w gospodarce morskiej w tys.	3,1	3,8	4,5	5,2	5,5	6,2
% udział w liczbie pracujących ogółem w województwie	0,7	0,8	1	1,1	1,3	1,5
Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w gospodarce morskiej w zł	3733,31	4055,57	4292,88	4417,6	4568,98	5246,25
przeciętne miesięczne wynagrodzenie w województwie = 100	108	111,4	111,3	106,8	102,2	107,4
Nakłady inwestycyjne [ab] na gospodarkę morską w mln zł	17,3	55,5	62,6	67,5	40,7	97,7
% udział w nakładach inwestycyjnych ogółem w województwie	0,2	0,8	0,7	0,8	0,5	1
Wartość brutto środków trwałych [bc] w gospodarce morskiej w mln zł	288,6	340,5	399,2	634,5	684,6	795,4

111 https://www.google.com/url?sa=i&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=0CDUQw7AJahcKEwjotY3uz82BAxUAAAAAHQAAAAAQAw&url=https%3A%2F%2Finwestor.lotos.pl%2Frepository%2F54578%2F&psig=AOvVaw22SpIn7WdnJb_nnQ1t-7im&ust=1696001441932632&opi=89978449

WYSZCZEGÓLNIENIE	2016	2017	2018	2019	2020	2021
% udział w wartości środków trwałych brutto ogółem	0,3	0,3	0,3	0,5	0,5	0,6
Udział % województwa w:						
obrotach ładunkowych w portach morskich	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
połowach ryb morskich [d]	1,1	0,8	0,2	0,8	0,2	1
WOJEWÓDZTWO ZACHODNIOPOMORSKIE						
Podmioty gospodarki morskiej	4205	4681	5177	4635	5992	4451
% udział w liczbie podmiotów ogółem w województwie	1,9	2,1	2,3	2	2,6	1,9
Pracujący w gospodarce morskiej w tys.	25,4	27,1	28,2	28,5	30,4	27,3
% udział w liczbie pracujących ogółem w województwie	4,7	4,8	4,9	4,9	5,3	4,9
Przeciętne miesięczne wynagrodzenie brutto w gospodarce morskiej w zł	4571,21	4560,94	4817,28	5103,5	5332,75	5635,35
przeciętne miesięczne wynagrodzenie w województwie = 100	124,2	117,2	115,9	113,9	111,9	108,3
Nakłady inwestycyjne [ab] na gospodarkę morską w mln zł	197,5	201,4	446,1	185,3	261,1	621,7
% udział w nakładach inwestycyjnych ogółem w województwie	2,4	2	3,8	1,6	1,7	4
Wartość brutto środków trwałych [bc] w gospodarce morskiej w mln zł	4661,7	6756,7	11140,1	5247,3	5001,3	5075
% udział w wartości środków trwałych brutto ogółem	3	4,1	6,3	2,8	2,6	2,5
Udział % województwa w:						
obrotach ładunkowych w portach morskich	32,2	32,9	30,8	29,5	30,1	29,8
przewozach żeglugą morską	86,4	85,8	83,6	89,6	90,4	91,9
połowach ryb morskich [d]	26,8	22,7	25,4	27,3	27,8	29,3

a Ceny bieżące; na nowe obiekty majątkowe i ulepszenie istniejących.
b Dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób.
c Stan w dniu 31 XII; bieżące ceny ewidencyjne; bez wartości gruntów.
d Dane szacunkowe.
Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022". GUS, Warszawa-Szczecin 2023 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018". GUS, Warszawa-Szczecin 2019

Wynagrodzenia obejmują wypłaty pieniężne oraz wartość świadczeń w naturze lub ich ekwiwalenty, należne pracownikom z tytułu pracy. Składnikami wynagrodzeń są: wynagrodzenia osobowe, wypłaty z tytułu udziału w zysku i nadwyżki bilansowej w spółdzielniach, dodatkowe wynagrodzenia roczne dla pracowników jednostek sfery budżetowej, wynagrodzenia bezosobowe, wynagrodzenia agencyjno-prowizyjne, honoraria.

Dane o wynagrodzeniach zaprezentowane zostały w ujęciu brutto, tj. łącznie z zaliczkami na poczet podatku dochodowego od osób fizycznych i łącznie ze składkami na ubezpieczenie emerytalne, rentowe i chorobowe opłacanymi przez ubezpieczonych pracowników. Kwoty przedstawione w poniższej tabeli nie są wykazywane przez GUS w dezagregacji na sekcje, nie ma zatem sposobu przejścia do sektorów analizy. Ponadto, widoczne kwoty, nie obejmują wydobycia węglowodorów (wynagrodzenia w firmie Petrobaltic objęte są klauzulą niejawności), a przede wszystkim brak jest informacji dotyczących zatrudnienia związanego z zakwaterowaniem.

Tabela 4.29. Wynagrodzenie brutto w obszarze „gospodarka morska”, w latach 2016-2021 miliony zł, ceny bieżące

WYSZCZEGÓLNIENIE	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Ogółem	4834,8b	5624,7b	5624,7b	8734,2b	8745,7b	9573,5b
W tym						
Wynagrodzenia osobowe	4583,3	5351	5351	8319,4	8356,7	9157,1
w tym za pracę w godzinach nadliczbowych	153,6	202,3	202,3	248,2	229,4	279,6
Wypłaty z tytułu udziału w zysku i nadwyżce bilansowej w spółdzielniach	4,6	4	4	4,4	4,4	0,4
Wynagrodzenia bezosobowe	226,1	244,7	244,7	366,2	318,5	343,8
Dodatkowe wynagrodzenia roczne	9,4	9,7	9,7	10,1	11,9	12,5
Honoraria	11,4	15,2	15,2	34,2	54,2	59,7

b Dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022”. GUS, Warszawa-Szczecin 2023 Tabela 1.13.oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2019”. GUS, Warszawa-Szczecin 2020 . Tabela 1.13.

Tabela 4.30. Przeciętne miesięczne wynagrodzenia brutto w podmiotach gospodarki morskiej, w latach 2016-2021, ceny bieżące, zł/msc

WYSZCZEGÓLNIENIE	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	zł/msc					
OGÓŁEM	5082,94[b]	5438,19[b]	5438,19[b]	5804,03[b]	5937,92[b]	6390,17[b]
Sektor publiczny	5445,4	5917,93	5917,93	6401,69	6800,48	7364,93
w tym własność:						
państwowa	5494,33	5910,37	6222,7	6693,25	7276,49	5910,37
jednostek samorządu terytorialnego	4288,45	4663,06	4748,43	5391,68	5632,86	4663,06
Sektor prywatny	5025,33	5368,66	5735,15	5838,62	6282,59	5368,66
w tym własność:						
prywatna krajowa	4273,27	4588,36	4588,36	4849,23	5044,07	5448,76
w tym spółdzielnie	-	-	-	-	-	-
zagraniczna	5926,16	6343,85	6343,85	6588,7	6712,3	7279,2
Przeładunek, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich	5449,94	5880,49	5880,49	5700,26	5903,87	6194,26
Pozostała działalność wspomagająca transport morski	6514,72	6570,66	6570,66	6137,4	6499,51	6854,31
Działalność morskich agencji transportowych	5683,38	6071,04	6071,04	6638,72	6810,55	7593,94
Zarządy portów morskich	6399,77	6697,99	6697,99	7060,45	7434,71	7840,87
Morski i przybrzeżny transport wodny	6723,20	6838,85	6838,85	7375,29	7623,05	8904,19
Produkcja i naprawa statków i łodzi	5687,95	5891,04	5891,04	6252,82	6134,89	6774,21
Rybołówstwo w wodach morskich	3276,05	3632,17	3632,17	3768,69	4088,36	4614,6
Przetwarzanie i konserwowanie ryb i produktów rybołówstwa	3574,15	3949,97	3949,97	4237	4697,76	5044,85
Sprzedaż hurtowa i detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków	3666,67	4005,03	4005,03	5837,55	5915,87	6095,1
Prace badawczo-rozwojowe i edukacja morska	5940,82	6046,26	6046,26	6090,75	6790,75	7492,11
Urzędy morskie	4352,27	4811,38	4811,38	5327,95	5836,42	6169,17
Pozostałe rodzaje działalności	5648,14b	6074,85b	6074,85b	6257,97b	6096,66b	6499,79b

a Dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób.

b Dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób

Źródło: Opracowanie własne na podstawie „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018”,. GUS Warszawa-Szczecin 2019, Tab. 1.11 oraz „Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022”, GUS Warszawa -Szczecin 2022, Tab. 1.14

Pracujący i zatrudnienie

Zatrudnieni to osoby zatrudnione na podstawie stosunku pracy na czas określony (w tym zatrudnione sezonowo i dorywczo) i nieokreślony, w pełnym i niepełnym wymiarze czasu pracy, pracownicy najemni w gospodarstwach indywidualnych w rolnictwie oraz nauczyciele w stanie nieczynnym lub przebywający na

urlopach zdrowotnych. Pojęcie osób pracujących jest szersze. Określa się tym mianem osoby wykonujące pracę przynoszącą im zarobek (w formie wynagrodzenia za pracę) lub dochód. Są to zatem, nie tylko pracujący, ale również pracodawcy i pracujący na własny rachunek, osoby wykonujące pracę nakładczą, agenci, członkowie spółdzielni.

Tabela 4.31. Zatrudnienie w obszarze gospodarka morska w latach 2016-2021

Zatrudnieni	2016	2017	2018	2019	2020	2021
w gospodarce narodowej w tys. osób	5760,2	6017,1	6232,7	6396	6329	6361,6
w „gospodarce morskiej" w tys. osób	75,1	74,7	86,0	123,4	123,4	125,4
w „gospodarce morskiej" jako odsetek zatrudnionych ogółem	1,3%	1,2%	1,4%	1,9%	1,9%	2,0%

Źródło: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018. GUS, Warszawa-Szczecin 2019, Tab. 1.12 , Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022. GUS, Warszawa-Szczecin 2023, Tab. 1.12 Zatrudnienie i wynagrodzenie w gospodarce narodowej 2021. GUS, Warszawa 2022, Tab. 5. Oraz poprzednie roczniki

W 2012 r odsetek osób zatrudnionych w obszarze gospodarka morska wobec zatrudnionych ogółem był na poziomie 0,88%, odnotować zatem należy znaczący wzrost roli obszaru gospodarka morska.

Tabela 4.32. Wielkość zatrudnienia w latach 2016-2021 dla analizowanych sektorów

sektor	2016	2017	2018	2019	2020	2021
żegluga morska	11134	12291	14276	16175	16113	16628
porty morskie	7754	6159	6658	20606	20408	20023
przemysł stoczniowy / stocznie	21947	22690	24399	25466	24751	26446
rolnictwo	nie dotyczy					
morski przemysł wydobywczy	brak danych[112]		388	490	451	421
rybołówstwo (rybactwo) morskie	367	508	497	564	617	601
turystyka i rekreacja morska*	659	864	907	1809	1750	1014
działalność militarna	brak danych					
Inne – morska energetyka wiatrowa off shore	0	0	0	0	0	0

* dane dotyczą tylko podmiotów objętych sprawozdawczością statystyczną, czyli zatrudniających powyżej 9 osób.
Źródło: Agregacja na podstawie: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018. GUS, Warszawa-Szczecin 2019, oraz Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022. GUS, Warszawa-Szczecin 2023, Szczegółowe dane wykorzystane do agregacji pozyskano z załącznika 1 do Sprawozdanie Zarządu z działalności Grupy LOTOS S.A.[113] oraz jej grupy kapitałowej za 2021 rok.

Dane o zatrudnieniu dla sektora turystyka i rekreacja morska zgodnie z zasadami sprawozdawczości GUS obejmują podmioty zatrudniające powyżej 9 osób. W większości sektorów pominięcie podmiotów małych nie prowadzi do dużych zniekształceń informacji. W przypadku turystyki jest jednak inaczej. Jednorazowe badania z 2017 roku prowadzone w skali całego kraju dotyczące rynku pracy w turystyce wykonane na próbie 2000 osób wskazują, że w mniejszych podmiotach pracuje 63,7% zatrudnionych[114]. Ponieważ badania te były prowadzone na próbie ogólnopolskiej, której liczebność uniemożliwia dezagregację wyników choćby na województwa, w tym na województwa obszaru nadmorskiego, trudno jest

[112] Roczne sprawozdania skonsolidowane Grupy Kapitałowej LOTOS za lata 2016 i 2017 nie podają zatrudnienia. Dane te zaczęły się pojawiać w sprawozdaniach rocznych dopiero od 2018r.

[113] https://www.orlen.pl/content/dam/internet/orlen/pl/pl/relacje-inwestorskie/po%C5%82%C4%85czenielotos/LOTOS_Grupa_LOTOS_Sprawozdanie_Zarz%C4%85du_z_Dzia%C5%82alno%C5%9Bci_za_2021.pdf.coredownload.pdf, https://inwestor.lotos.pl/193/r,2019/raporty_i_dane/raporty_roczne dostęp: 10.2023 r.

[114] Badanie rynku pracy w turystyce. Raport z badania. Grupa BST dla Ministerstwa Sportu i Turystyki. Katowice 2017, str. 37, Wykres 2. https://www.gov.pl/attachment/f2fde523-8d61-4fde-b17e-191e25982d2a

doszacować zatrudnienie w turystyce w samym obszarze nadmorskim. Wyniki, które prezentuje Tabela 4.32 wskazują jednak na mocne niedoszacowanie danych.

4.4.2 Identyfikacja i próba określenia ilościowego presji generowanych przez badane sektory

W Polsce za szacowanie emisji do powietrza, na mocy ustawy o systemie zarządzania emisjami gazów cieplarnianych i innych substancji, odpowiada Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami (KOBiZE). Realizacja zadań KOBIZE odbywa się w strukturze organizacyjnej Instytutu Ochrony Środowiska – Państwowego Instytutu Badawczego w Warszawie (IOŚ-PIB), a nadzór nad tym ośrodkiem sprawowany jest przez ministra właściwego do spraw środowiska. Obecna nazwa (rok 2023) to Ministerstwo Środowiska i Klimatu.

Tabela 4.33. Wielkości emisji w latach 2016-2021 według źródeł w układzie najnowszej klasyfikacji Nomenclature for Reporting 2014

Żegluga – kod 1A3dii						
Lata/substancja	**Emisja NOx w [Gg]**	**Emisja CO w [Gg]**	**Emisja NMLZO w [Gg]**	**Emisja metali ciężkich: Cu w [Mg]**	**Emisja metali ciężkich: Ni w [Mg]**	**Emisja metali ciężkich: Zn w [Mg]**
2016	0,49	0,026	0,012	0,006	0,007	0,008
2017	0,49	0,026	0,012	0,006	0,007	0,008
2018	0,26	0,014	0,006	0,003	0,004	0,004
2019	0,22	0,012	0,005	0,003	0,003	0,004
2020	0,35	0,018	0,008	0,004	0,005	0,006
2021	0,64	0,034	0,015	0,008	0,009	0,011

Źródło: Opracowanie własne na podstawie danych publikowanych przez KOBIZE[115][116]:

W 2015 r. weszło w życie rozporządzenie UE 2015/757 w sprawie monitorowania, raportowania i weryfikacji emisji CO_2 z transportu morskiego, znane pod nazwą MRV. Realizacja tego rozporządzenia pozwoliła na uzupełnienie (w porównaniu do poprzedniego raportu) danych w zakresie emisji gazów cieplarnianych. Gromadzeniem i weryfikacją tych danych zajmuje się Polski Rejestr Statków, jednak dane opisujące emisję gazów cieplarnianych pozyskano z unijnego serwera EIONET.

Tabela 4.34. Wielkości emisji gazów cieplarnianych dla sektorów żegluga i rybołówstwo

Lata/substancja	**Żegluga[1]**			**Porty i stocznie[2]**			**Rybołówstwo[3]**		
	Emisja CO_2 w [Gg]	**Emisja CH_4 w [Gg]**	**Emisja N_2O w [Gg]**	**Emisja CO_2 w [Gg]**	**Emisja CH_4 w [Gg]**	**Emisja N_2O w [Gg]**	**Emisja CO_2 w [Gg]**	**Emisja CH_4 w [Gg]**	**Emisja N_2O w [Gg]**
2016	21,76	0	0	575,12	0,05	0,02	361,18	0,03	0,01
2017	21,58	0	0	835,69	0,08	0,02	375,88	0,03	0,01
2018	11,46	0	0	848,11	0,08	0,02	373,09	0,03	0,01
2019	9,72	0	0	866,78	0,08	0,02	384,36	0,04	0,01
2020	15,34	0	0	946,96	0,09	0,03	367,11	0,03	0,01
2021	28,25	0	0	1091,89	0,10	0,03	358,09	0,03	0,01

Źródło: Eionet Central Data Repository[117],

[115] Załącznik do raportu, z którego zaczerpnięto powyższe informacje, dostępny jest na stronie internetowej: https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/nec_revised/inventories/envy_zfbg/Annex_I_1990-2021.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.

[116] raport podstawowy KOBIZE dostępny jest: https://www.kobize.pl/uploads/materialy/Inwentaryzacje_krajowe/Krajowy_bilans_emisji.pdf. dostęp: 10.2023 r.

[117] https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/ dla każdego roku 2016-2021 wskazano odpowiedni raport

1 wartości pochodzą z zeszytu opisanego jako: Table1.A(a)s3
2 wartości pochodzą z zeszytu opisanego jako: Table1.D
3 wartości pochodzą z zeszytu opisanego jako: Table1.A(a)s4

Bilans zrzutu biogenów oraz analiza trendów czasowych znajduje się w rozdziale 4.3 (Tabela 4.22 oraz Rysunek 4.4-Rysunek 4.6). Przejście od bilansu ładunków zrzucanych do Bałtyku ogółem do bilansu ładunków generowanych przez sektor turystyczny jest praktycznie niemożliwe. Masa odprowadzanych biogenów jest wynikiem oznaczania ich stężeń w poszczególnych rzekach i określania przepływu w tych rzekach. Nie można zatem odliczyć/przypisać ładunku generowanego przez gminy nadbrzeżne. Brak jest bowiem klucza podziału. Analiza danych gromadzonych w Banku Danych Lokalnych GUS wykazała, że informacje o zrzutach ładunków nie są gromadzone na poziomie gmin. Nawet przy założeniu dostępności takich danych - trudno jest rozdzielić zrzut ładunków z poszczególnych gmin na część przypisaną do ludności lokalnej i osobno do sektora turystycznego. Znana jest zatem całkowita presja na Bałtyk z tego tytułu, brak jest jednak dezagregacji tej presji na gospodarkę morską i sektory działalności gospodarczej.

Opracowana w czerwcu br „Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, pochodzenia lądowego i morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, obejmującej skutki kumulacyjne i synergiczne" wskazuje, że presja związana z wprowadzaniem substancji biogennych jest jedną z największych presji pochodzenia lądowego. Na potrzeby opracowania „analizy presji" dokonano analizy ładunków wnoszonych rzekami w wieloleciu 1995-2020. W opracowaniu zaprezentowano zarówno ładunki rzeczywiste, jak i znormalizowane zgodnie z zaleceniami HELCOM . Analizy dokonano w podziale na zlewnię Wisły, Odry oraz połączonych rzek pomorskich i Przymorza. Zgodnie z wnioskami dokumentu dot. analizy dominujących presji i oddziaływań aktualny poziom presji w zakresie wprowadzania materii organicznej w latach 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie do presji identyfikowanych w wieloleciu 2011-2016. Podobnie sytuacja odnosi się do poziomu presji w zakresie wprowadzania substancji niebezpiecznych i radionuklidów. W latach 2000-2021 odpływ ładunków metali ciężkich polskimi rzekami charakteryzował się malejącą tendencją, natomiast odnotowany znaczny wzrost w 2010 r. spowodowany był wystąpieniem powodzi na terenie kraju. W latach 2016-2021 poziom presji w zakresie wprowadzania substancji niebezpiecznych kształtował się na podobnym poziomie w stosunku do lat 2011-2016.

4.5 Koncepcja usług ekosystemowych (Ecosystem Services Approach)

Ewolucja badań związanych z morskimi usługami ekosystemowymi jest niezwykle dynamiczna. Badania opublikowane w 2023 r. bazujące na analizie publikacji dotyczących wpływu zmian w strukturze i

https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2016_27032023_150721.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.
https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2017_27032023_150759.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.
https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2018_27032023_150837.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.
https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2019_27032023_150916.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2020_27032023_150954.xlsx/manage_document; dostęp: 10.2023 r.https://cdr.eionet.europa.eu/pl/eu/mmr/art07_inventory/ghg_inventory/envzckvq/POL_2023_2021_27032023_151032.xlsx/manage_document dostęp: 10.2023 r.

funkcjonowaniu ekosystemu morskiego dotyczące świadczenia usług ekosystemowych wykazały, że w okresie od 1968 do połowy 2021 r. pojawiło się aż 41884 publikacji związanych z tą tematyką[118]. O ile jednak badania wpływu są reprezentowane w wyjątkowo liczny sposób – to samo postrzeganie tych usług nie podlega znaczącym zmianom. Z uwagi na mocne osadzenie niniejszego dokumentu w wymaganiach prawnych UE, zwrócono uwagę na terminologię stosowaną w oficjalnych dokumentach tej instytucji z naciskiem na pozycje opublikowane od 2017 r. W ostatnim raporcie z cyklu „Środowisko Europy 2020 – stan i prognozy" przygotowanym przez Europejską Agencję Środowiska w wersji polskojęzycznej funkcjonuje pojęcie „usługi ekosystemów"[119].

Pojęcie to definiowane jest jako: Morskie usługi ekosystemów/ekosystemowe to usługi świadczone przez procesy, funkcje i strukturę środowiska morskiego, które bezpośrednio lub pośrednio przyczyniają się do dobrobytu społecznego, zdrowia i działalności gospodarczej. Pluralistyczna wycena obejmująca monetarną i niepieniężną wycenę wszystkich korzyści wynikających z tych usług ekosystemowych może pomóc w ocenie ich długoterminowej stabilności[120].

4.5.1 Identyfikacja świadczeń ekosystemowych na obszarach morskich, przy wykorzystaniu analiz stanu i analiz presji i oddziaływań

Proces identyfikacji należy zacząć od systematyki świadczeń czy też usług ekosystemów. Ponownie bazując na systematyce proponowanej przez KE (https://biodiversity.europa.eu/europes-biodiversity/ecosystems) można wyróżnić następujące kategorie świadczeń ekosystemów:

- Usługi zaopatrzenia to usługi ekosystemowe stanowiące wkład w korzyści uzyskiwane lub zbierane z ekosystemów; przykładami są poławiane ryby (z wykluczeniem akwakultur).
- Usługi regulacyjne i konserwacyjne to usługi ekosystemowe wynikające ze zdolności ekosystemów do regulowania procesów biologicznych oraz wpływania na cykle klimatyczne, hydrologiczne i biochemiczne, a tym samym utrzymywania warunków środowiskowych korzystnych dla jednostek i społeczeństwa; np. regulacja klimatu.
- Usługi kulturalne to usługi empiryczne i niematerialne związane z ekosystemami, których istnienie i funkcjonowanie przyczynia się do szeregu korzyści kulturowych, takich jak poprawa zdrowia, rekreacji lub rytuałów kulturowych[121].

[118] Campagne, C.S., Roy, LA., Langridge, J. et al. Existing evidence on the impact of changes in marine ecosystem structure and functioning on ecosystem service delivery: a systematic map. Environ Evid 12, 13 (2023). https://doi.org/10.1186/s13750-023-00306-1, https://environmentalevidencejournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13750-023-00306-1 dostęp: 10.2023 r.

[119] Środowisko Europy 2020 – stan i prognozy, Europejska Agencja Środowiska , 2019 https://www.eea.europa.eu/soer/pl/publications/srodowisko-europy-2020-stan dostęp: 10.2023 r.

[120] W oryginale: "Marine ecosystem services are the services provided by the processes, functions and structure of the marine environment that directly or indirectly contribute to societal welfare, health and economic activities. A pluralistic valuation that includes the monetary and non-monetary valuation of all benefits stemming from these ecosystem services can help to assess their long-term sustainability." Definicja za European Marine Board: Austen M.C., Andersen P., Armstrong C., Döring R., Hynes S., Levrel H., Oinonen S., Ressurreição A. (2019) Valuing Marine Ecosystems - Taking into account the value of ecosystem benefits in the Blue Economy, Coopman, J., Heymans, JJ., Kellett, P., Muñiz Piniella, A., French, V., Alexander, B. [Eds.] Future Science Brief 5 of the European Marine Board, Ostend, Belgium. 32pp. ISBN: 9789492043696 ISSN: 4920-43696 DOI: 10.5281/zenodo.2602732
https://www.marineboard.eu/sites/marineboard.eu/files/public/publication/EMB_FSB5_Valmare_Web_2.pdf dostęp: 10.2023 r.

[121] Na podstawie opisu z : What are ecosystem services? https://biodiversity.europa.eu/europes-biodiversity/ecosystems bazującego na opracowaniu: United Nations et al. (2021). System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting (SEEA EA). White cover publication, pre-edited text subject to official editing.Available at: https://seea.un.org/ecosystem-accounting dostęp: 10.2023 r.

Tabela 4.35. Dezagregacja usług ekosystemów wg Millennium Ecosystem Assessment, The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity oraz Common International Classification of Ecosystem Services

Wg MA	Wg TEEB	Wg CICES
Jedzenie (pasza)	Żywność	Biomasa [Odżywianie]
Biomasa (materiały z roślin, alg i zwierząt do użytku rolniczego)		
Świeża woda	Woda	Woda (do picia) [Odżywianie]
Woda (do celów innych niż pitne)		
[Materiały]		
Włókno, drewno	Surowy materiał	Biomasa (włókna i inne materiały z roślin, alg i zwierząt do bezpośredniego wykorzystania i przetwarzania)
Zasoby genetyczne	Zasoby genetyczne	Biomasa (materiały genetyczne ze wszystkich gatunków fauny i flory)
Biochemikalia	Zasoby lecznicze	Biomasa (włókna i inne materiały z roślin, alg i zwierząt do bezpośredniego wykorzystania i przetwarzania)
Zasoby ozdobne	Zasoby ozdobne	Biomasa (włókna i inne materiały z roślin, alg i zwierząt do bezpośredniego wykorzystania i przetwarzania)
Źródła energii oparte na biomasie		
Energia mechaniczna (oparta na zwierzętach)		
Regulacja jakości powietrza	Regulacja jakości powietrza	[Pośrednictwo] przepływów gazów/powietrza
Oczyszczanie i uzdatnianie wody	Oczyszczanie ścieków (oczyszczanie wody)	Mediacja [odpadów, substancji toksycznych i innych uciążliwości] przez faunę i florę
Mediacja [odpadów, substancji toksycznych i innych uciążliwości] przez ekosystemy		
Regulacja wody	Regulacja przepływów wody	[Pośrednictwo] przepływów cieczy
Moderacja zdarzeń ekstremalnych		
Regulacja erozji	Zapobieganie erozji	Mediacja przepływów masowych
Regulacja klimatu	Regulacja klimatu	Skład atmosfery i regulacja klimatu
Tworzenie gleby	Utrzymanie żyzności gleby	Tworzenie i skład gleby
Zapylanie	Zapylanie	Utrzymanie cyklu życia, ochrona siedlisk i puli genów
Regulacja szkodników	Kontrola biologiczna	Kontrola szkodników i chorób
Regulacja chorób		
Produkcja podstawowa Obieg składników odżywczych (usługi pomocnicze)	Utrzymanie cykli życiowych gatunków wędrownych (w tym opieka nad dziećmi) Utrzymanie cykli życiowych gatunków wędrownych (w tym opieka nad dziećmi)	Utrzymanie cyklu życia, ochrona siedlisk i puli genów
Tworzenie i skład gleby		
[Utrzymanie] warunków wodnych		
Utrzymanie różnorodności genetycznej (szczególnie w ochronie puli genowej)	Utrzymanie cyklu życia, ochrona siedlisk i puli genów	
Wartości duchowe i religijne	Doświadczenie duchowe	Duchowe i/lub emblematyczne
Walory estetyczne	Informacje estetyczne	Interakcje intelektualne i reprezentacyjne
Różnorodność kulturowa	Inspiracja kulturą, sztuką i designem	Interakcje intelektualne i reprezentacyjne
Duchowe i/lub emblematyczne		
Rekreacja i ekoturystyka	Rekreacja i turystyka	Interakcje fizyczne i empiryczne

Wg MA	Wg TEEB	Wg CICES
Systemy wiedzy i wartości edukacyjne	Informacje dla rozwoju poznawczego	Interakcje intelektualne i reprezentacyjne
Inne dorobki kulturalne (istnienie, zapis)		
MA zapewnia klasyfikację uznawaną na całym świecie i stosowaną w ocenach subglobalnych.	TEEB zapewnia zaktualizowaną klasyfikację opartą na MA, która jest wykorzystywana w bieżących krajowych badaniach TEEB w całej Europie.	CICES zapewnia system hierarchiczny, oparty na klasyfikacjach MA i TEEB, ale dostosowany do rachunkowości

Źródło: Ecosystem services categories, https://biodiversity.europa.eu/europes-biodiversity/ecosystems/ecosystem-services-categories

Przechodząc od podziałów systemowych do prób enumeracji usług ekosystemów na Bałtyku wyróżnić należy[122]:

Usługi zaopatrzenia: składniki odżywcze tj: ryby dzikie i hodowlane, skorupiaki i rośliny (algi). Dzikie owoce morza (ryby i skorupiaki) są podstawowym składnikiem diety krajów bałtyckich. Gatunki o znaczeniu handlowym to między innymi dorsz, szprot i śledź, obejmujący 95% wszystkich łowisk na Bałtyku[123]. Uprawa roślin (makroalg) w celach odżywczych do celów komercyjnych nie jest rozwinięta na Morzu Bałtyckim, funkcjonuje jedynie kilka gospodarstw działających w Niemczech, Danii, Szwecji i Estonii[124].

Kolejną ważną usługą, jaką świadczy Morze Bałtyckie, jest wydobycie surowców mineralnych. Piasek wydobywa się z Morza Bałtyckiego do celów budowlanych lub do odbudowy plaż.

Usługi regulacyjne i konserwacyjne: Zdolność do filtracji, regeneracji i usuwania biogenów jest jedną z najważniejszych usług regulacyjnych na Morzu Bałtyckim[125] ze względu na dobrze znane problemy eutrofizacji i zanieczyszczeń metalami[126]. Kolejną krytyczną usługą jest zdolność ekosystemu do retencji i stabilizacji osadów[127].

Usługa ta przyczynia się bezpośrednio i pośrednio do wspierania innych usług ekosystemowych takich jak rekreacja. Ponadto stabilizacja i zatrzymywanie osadów odgrywają zasadniczą rolę w dynamice biogenów[128]. Zarządzanie ryzykiem powodziowym jest znaczące na Morzu Bałtyckim. Obiekty takie jak twarde dno, łąki z trawą morską i pasy trzcinowe łagodzą skutki fal, zapewniając ochronę przeciwpowodziową społecznościom przybrzeżnym[129]. Usługa ta ma również duże znaczenie ze względu na przyszłe zmiany związane ze zmianami klimatycznymi, w tym zwiększone ekstremalne zjawiska pogodowe i

[122] Miguel Inácio, Donalda Karnauskaitė, Eglė Baltranaitė, Marius Kalinauskas, Katarzyna Bogdzevič, Eduardo Gomes, Paulo Pereira, Ecosystem services of the Baltic Sea: An assessment and mapping perspective, Geography and Sustainability, Volume 1, Issue 4, 2020, Pages 256-265, https://doi.org/10.1016/j.geosus.2020.11.001. dostęp: 10.2023 r. (https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666683920300560)

[123] HELCOM, 2018d. HELCOM Assessment on Maritime Activities in the Baltic Sea 2018

[124] Kotta, J., Jänes, H., Paalme, T., Peterson, A., Kotta, I., Aps, R., Robert, S.K.A.K., Fetissov, M., 2020. GoA 2.1. Assessing the PanBaltic Potential of Macroalgae Cultivation and of Harvesting Wild Stocks

[125] E. Asmala, J. Carstensen, D.J. Conley, C.P. Slomp, J. Stadmark, M. Voss Efficiency of the coastal filter: nitrogen and phosphorus removal in the Baltic Sea Limnol. Oceanogr., 62 (1) (2017), pp. S222-S238

[126] Swain, R.B. (2017). Environmental Challenges in the Baltic Region: An Introduction. In: Bali Swain, R. (eds) Environmental Challenges in the Baltic Region. Palgrave Macmillan, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-56007-6_1

[127] Ahtiainen, H., Öhman, M.C., 2014. Ecosystem Services in the Baltic Sea: Valuation of Marine and Coastal Ecosystem Services in the Baltic Sea. https://doi.org/ 10.6027/TN2014-563

[128] J. Carstensen, D.J. Conley, E. Almroth-Rosell, E. Asmala, E. Bonsdorff, V. Fleming-Lehtinen, B.G. Gustafsson, C. Gustafsson, A.S. Heiskanen, U. Janas, A. Norkko, C. Slomp, A. Villnäs, M. Voss, M. Zilius Factors regulating the coastal nutrient filter in the Baltic Sea, Ambio, 49 (6) (2020), pp. 1194-1210

[129] C. Liquete, G. Zulian, I. Delgado, A. Stips, J. Maes, Assessment of coastal protection as an ecosystem service in Europe Ecol. Indic., 30 (2013), pp. 205-217

wzrost poziomu morza[130]. Laguny przybrzeżne, zatoki, fiordy a także trawy morskie, makrofity, rafy i inne siedliska są niezbędne dla kilku gatunków, takich jak okoń, szczupak, flądra, siedliska młodych ryb, pełniąc funkcję miejsc dorastania żłobków i tarlisk[131]. Utrzymanie tych obszarów ma kluczowe znaczenie dla zapewnienia bioróżnorodność i produkcji ryb[132].

Istotną usługą regulacyjną świadczoną przez Morze Bałtyckie jest jego wpływ na lokalne i regionalne regulacje klimatyczne. Jako rozległy zbiornik wodny, Morze Bałtyckie ma wpływ na regulacje klimatyczne wpływające na temperaturę powietrza[133] i ma zdolność sekwestracji węgla[134] (Kuliński i Pempkowiak, 2011).

Usługi kulturalne: Wybrzeże Morza Bałtyckiego jest celem turystycznym. Różnorodność krajobrazów a przede wszystkim krajobrazy morskie pozwalają na szeroką gamę doświadczeń związanych z turystyką i fizyczną działalność na lądzie i morzu. Nurkowanie i obserwowanie ptaków to tylko niektóre z popularnych zajęć. Aktywność fizyczna na lądzie obejmują turystykę plażową, turystykę pieszą i rowerową wzdłuż wybrzeży. Zauważyć należy też sporty związane z wodą np. surfing, kitesurfing, żeglarstwo i pływanie[135].

Zróżnicowanie historyczne, polityczne, pochodzenie społeczne i ekonomiczne wszystkich krajów bałtyckich kreuje różnorodną i bogatą kulturę i dziedzictwo związane z morzem[136],[137].

Dziedzictwo kulturowe jest okazją do organizacji wydarzeń kulturalnych takich jak festiwale gastronomiczne, Międzynarodowe Dni Hanzeatyckie w Rostocku w Niemczech, wyścigi i zloty żaglowców (np. Baltic Sail w Gdańsku), a liczne festiwale są źródłem inspiracji i odbywają się corocznie w całym regionie Bałtyku.

Złożony system społeczno-ekologiczny Morza Bałtyckiego zapewnia bazę dla rozwoju badań naukowych i edukacyjnych. Odnotować należy też istnienie programów edukacyjnych (np. Baltic Science Network,) oraz projekty badawcze (m.in. BONUS BaltCoast, Projekt SECOS, BONUS MARES, BONUS BALTICAPP i ROSEMARIE, ECOSERV) które w swoich celach mają przyczynienie się do bardziej zrównoważonego rozwoju Bałtyku, dostarczając naukowo uzasadnionych wyników, które pomogą w podejmowaniu decyzji.

---

[130] L. Phil Graham, D. Chen, O. Bøssing Christensen, E. Kjellström, V. Krysanova, H.E. Markus Meier, M. Radziejewski, J. Räisänen, B. Rockel, K. Ruosteenoja, Projections of future anthropogenic climate change bt—assessment of climate change for the Baltic Sea Basin Assessment of Climate Change for the Baltic Sea Basin, Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg (2008), pp. 133-219

[131] B. Macura, P. Byström, L. Airoldi, B.K. Eriksson, L. Rudstam, J.G. Støttrup, Impact of structural habitat modifications in coastal temperate systems on fish recruitment: A systematic review Environ. Evid., 8 (1) (2019), p. 14

[132] P. Kraufvelin, Z. Pekcan-Hekim, U. Bergström, A.B. Florin, A. Lehikoinen, J. Mattila, T. Arula, L. Briekmane, E.J. Brown, Z. Celmer, J. Dainys, H. Jokinen, P. Kääriä, M. Kallasvuo, A. Lappalainen, L. Lozys, P. Möller, A. Orio, M. Rohtla, L. Saks, M. Snickars, J. Støttrup, G. Sundblad, I. Taal, D. Ustups, A. Verliin, M. Vetemaa, H. Winkler, A. Wozniczka, J. Olsson, Essential coastal habitats for fish in the Baltic Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci., 204 (2018), pp. 14-30

[133] S. Bergström, H. Alexandersson, B. Carlsson, W. Josefsson, K.G. Karlsson, G. Westring Climate and hydrology of the baltic basin Wulff F.V., Rahm L.A., Larsson P. (Eds.), A Systems Analysis of the Baltic Sea, Springer, Berlin Heidelberg (2001), pp. 75-112

[134] K. Kuliński, J. Pempkowiak, The carbon budget of the Baltic Sea. Biogeosci. Discuss, 8 (11) (2011), pp. 4841-4869

[135] H. Ahtiainen, E. Liski, E. Pouta, K. Soini, C. Bertram, K. Rehdanz, K. Pakalniete, J. Meyerhof, Cultural ecosystem services provided by the Baltic Sea marine environment Ambio, 48 (11) (2019), pp. 1350-1361

[136] BRHC, 2013. The Changing Coastal and Maritime Culture.

[137] A. Girininkas Underwater archaeology in the Baltic region. Archaeol. Balt., 14 (2010), pp. 12-17

4.5.2 Identyfikacja oraz próba szacunku ilościowego korzyści osiągniętych usług ekosystemowych przy wykorzystaniu metod szacowania właściwych dla dóbr rynkowych i nierynkowych

Analiza rozpoczyna się od miejsca gdzie punktem wyjścia są poszczególne sektory gospodarki zatem wymagane będzie przypisanie do poszczególnych sektorów wybrane korzyści dyskutowane wcześniej w poprzednim podrozdziale. Zestawienie stanowiące syntezę korzyści prezentuje Tabela 4.36.

Tabela 4.36. Przegląd hipotetycznych korzyści z morskich świadczeń ekosystemowych dla analizowanych sektorów

Sektor	Potencjalne korzyści ekosystemowe
żegluga morska	woda wykorzystana jako środek transportu, jakość nie wpływa na poziom korzyści, samo jej istnienie warunkuje jednak prowadzenie działalności
porty morskie	
przemysł stoczniowy / stocznie	
rolnictwo	Brak
morski przemysł wydobywczy	Eksploatowane zasoby pod dnem morskim
rybołówstwo morskie	Poławiane gatunki
turystyka i rekreacja morska	Potencjał rekreacyjny, generujący popyt na turystykę
działalność militarna	Brak
Inne; morska energetyka wiatrowa off-shore	Potencjalne zasoby energetyczne

Źródło: Opracowanie aktualizacji analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich. MGMiŻŚ, Warszawa 2018.

Zmiany strumieni poszczególnych korzyści wynikające ze zmian usług ekosystemów bazują na różnorodnych metodach wyceny. O ile rybołówstwo bazuje na wycenach opartych o ceny rynkowe to turystyka wymaga bardziej złożonego podejścia odnoszącego się do wyceny dóbr nierynkowych. Dlatego też sektor ten będzie poddany odrębnej analizie w kolejnym podrozdziale.

Analiza nadwyżki konsumenta związanej z podróżami nad Bałtyk

Zgodnie z nową metodyką opisaną w pierwszej części raportu „Analiza społeczno-ekonomiczna użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska morskiego. Metodyka" wrzesień 2023" przy analizie nadwyżki konsumenta związanej z podróżami nad Bałtyk zostanie – wykorzystana technika „benefit transfer". Obliczenia zostały powtórzone dla wszystkich krajów bazowych, których wyniki zostały uznane za miarodajne w raporcie czyli dla: Finlandii/Szwecji, Łotwy i Niemiec. Dane podstawowe służące za podstawę przeliczeń zgromadzono w poniższej tabeli.

Tabela 4.37. Dane podstawowe do analizy nadwyżki konsumenta

	Nadwyżka konsumenta	poziom cen	Rok bazowy obliczeń	dostosowanie poziomu cen	dostosowanie PPP		GDPpc	iloraz GDP_{PL}/GDP_{kraj}	Skorygowana nadwyżka konsumenta
Kraj	€/podróż						€/os		€/os
Niemcy	83,3	2021	2021	1	117	0,854701	36010	0,405998	28,91
Finlandia	79,5	2021		1	109	0,917431	37780	0,386977	28,22
Łotwa	66,9	2021		1	74	1,351351	13280	1,100904	99,53
Polska					80		14620		

(*) pojęcie iloraz GDP oznacza iloraz GDP pc kraju docelowego (Polska) do GDP pc kraju dysponującego studium przypadku (kolejno Niemcy, Finlandia, Łotwa)

Źródło: Obliczenia własne na podstawie:

1. Nadwyżka konsumenta pochodzi z: Ahtiainen H, T Lankia, J Lehtonen, O Lehtonen, C Bertram, J Meyerhoff, K Pakalniete, K Rehdanz and E Pouta (2022) Welfare effect of substitute sites for coastal recreation – evidence from the Baltic Sea. Journal of Environmental Economics and Policy 11(4):375-395. doi 10.1080/21606544.2022.2043188.
2. Wskaźniki parytetu cen wg PPP z serwera Eurostat: Purchasing power parities (PPPs), price level indices and real expenditures for ESA 2010 aggregates, https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/PRC_PPP_IND__custom_5506145/bookmark/table?lang=en&bookmarkId=0652db29-8c5d-4124-a9ad-974a7c123d64

3. Wartość PKB pc z serwera Eurostat: Real GDP per capita, https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/sdg_08_10/default/table

Obliczono wartości wskaźnika jednostkowego dla Polski na bazie wszystkich trzech krajów dysponujących dedykowanymi badaniami, rekomendowanymi w dokumencie HELCOM. Wyniki przeliczające wartość dla Polski na bazie danych niemieckich i fińskich są bardzo zbliżone (różnica rzędu 2%), natomiast przeliczenie na bazie danych łotewskich daje rezultat trzykrotnie wyższy. Do dalszych szacunków przyjęto średnią arytmetyczną ze zbliżonych wyników uzyskanych na bazie danych niemieckich i fińskich czyli wartość: **28,57 €/podróż**. Wartość ta jest trzykrotnie niższa od wartości wskaźnika użytego dla Polski w poprzednim cyklu obliczeń. Ten fakt jak też i korekta liczby turystów wpłynie znacząco na łączną kwotę oszacowanej nadwyżki.

Przejście od wskaźnika jednostkowego do oszacowania dla całej populacji jest problematyczne. Wskaźnik dotyczy bowiem nadwyżki na osobę na podróż. Statystyka GUS operuje natomiast ilością turystów i ilością noclegów. Dokonano zatem próby powiązania tych danych. Algorytm obliczeniowy składa się z następujących kroków:

1. Rozszerzenie statystyki pobytowej w obszarach nadmorskich z dwóch kluczowych miesięcy (lipiec sierpień) na cały rok kalendarzowy.
2. Ustalenie przeciętnej długości pobytu na podstawie danych opisujących liczbę turystów i liczbę udzielonych noclegów.
3. Kwerenda literatury opisującej średnią długość pobytu turystów na obszarach nadmorskich.
4. Na bazie średniej długości pobytu i średniej ilości noclegów na turystę określenie ilości podróży.
5. Na bazie ilości podróży, liczby turystów i jednostkowej nadwyżki oszacowanie rocznej nadwyżki dla całego kraju.
6. Dyskusja otrzymanych wyników w aspekcie udziału turystów zagranicznych oraz korzystania z usług ekosystemowych przez 12 miesięcy w roku.

Krok pierwszy polega na zestawieniu statystyk wizyt dla obszarów nadmorskich i całych województw pomorskiego i zachodniopomorskiego.

Tabela 4.38. Liczba turystów odwiedzających badane województwa wraz z rozkładem miesięcznym w tysiącach osób, rok 2021

Województwo	Łącznie miesiące 1-12	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Pomorskie	2370,9	426,9	444,4	186,8	25,8	116,4	617,0	1689,4	1932,9	780,6	288,9	108,1	83,9
w tym rejony nadmorskie	1969,7	370,6	390,7	158,4	15,1	88,7	519,5	1394,5	1627,5	667,5	239,2	81,3	64,1
Zachodniopomorskie	2450,4	712,6	840,8	351,1	35,4	115,3	904,5	2155,3	2552,4	1333,1	723,9	134,8	88,0
w tym rejony nadmorskie	2195,8	665,3	785,6	325,3	24,6	96,6	843,5	2006,4	2399,8	1261,4	675,1	107,1	66,4
Warmińsko-mazurskie	2372,7	160,1	158,0	54,7	4,2	37,2	213,5	604,3	672,7	261,0	128,9	44,2	33,9
w tym rejony nadmorskie	118,2	10,5	9,9	4,9	0,7	3,1	8,9	21,6	26,5	15	9,6	4	3,5
3 województwa razem	7194,0	1299,7	1443,2	592,6	65,4	269,0	1734,9	4449,0	5158,0	2374,7	1141,6	287,1	205,8
w tym rejony nadmorskie	4283,7	1046,4	1186,2	488,6	40,4	188,4	1371,9	3422,5	4053,8	1943,9	923,9	192,4	134

Źródło: Rozkład miesięczny wg Turystyka w 2021. GUS, Warszawa 2022, liczba turystów w regionach nadmorskich wg: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022" GUS 2023.

Tabela 4.39. Liczba turystów w gminach nadmorskich w tys. osób

w tys.	2021		2022	
	lipiec	sierpień	lipiec	sierpień
Ogółem	880,4	857,6	898,3	880,5
Turyści krajowi	784,3	748,9	761,9	745,6
Turyści zagraniczni	96,1	108,6	136,4	134,9

Źródło: Turystyczne obiekty noclegowe na obszarach nadmorskich w 2022r. GUS, Warszawa 2023

W roku 2021 turyści w gminach nadmorskich generowali zarówno w lipcu jak i sierpniu 84% frekwencji w liczonych łącznie województwach pomorskim i zachodniopomorskim. Wskaźnik ten umożliwia ekstrapolację danych z układu wojewódzkiego do regionów nadmorskich – jeżeli tych ostatnich w statystyce brak. Kluczowym wskaźnikiem do dalszych obliczeń jest liczba turystów w obszarach nadmorskich, która wynosi 4 222,6 tys. osób.

Krok drugi wykorzystuje praktykę stosowaną przez GUS polegająca na podzieleniu liczby udzielonych noclegów przez liczbę turystów celem określenia średniej długości pobytu. W miesiącach letnich było to odpowiednio: 4,88 oraz 5,05 dni. Obliczenia te mają jednak poważną wadę: bazują na założeniu, że wszyscy turyści podróżują nad Bałtyk jeden raz rocznie. Założenie takie wymaga uzasadnienia empirycznego. Stąd też próby ustalenia faktycznej ilości podróży w kroku trzecim.

Krok trzeci zmierza do wyznaczenia faktycznej długości pojedynczej podróży nad Bałtyk. Informacje takie nie są gromadzone przez GUS – istnieje deklaracja gromadzenia takich danych poprzez badania pt. „Uczestnictwo mieszkańców Polski (rezydentów) w podróżach”[138] jednak w żadnym z wymienionych na dedykowanej badaniom stronie www opracowaniu statystycznym nie podano faktycznie badanej długości pobytu. Brak jest również takiego pytania w formularzach statystycznych przy pomocy których sprawozdają się operatorzy turystyczni i noclegowi (sprawozdania KT-1 i KT-2). Sprawdzono również Bank Danych Lokalnych[139] – brak jest dyskutowanych wyników badań. Potencjalna odpowiedź na takie pytanie może zostać udzielona poprzez dedykowane badania ankietowe prowadzone na zlecenie regionalnych instytucji samorządowych lub analizy dokonywane poprzez operatorów serwisów rezerwacyjnych. Zidentyfikowano następujące badania empiryczne oparte na wywiadach ankietowych:

1. SELECTIVV, 2023, Badanie ruchu turystycznego 2023. Województwo zachodniopomorskie – ruch turystyczny. https://turystyka.wzp.pl/badania-ruchu-turystycznego/badania-ruchu-turystycznego-2023;
2. EU-Consult, 2014, Badanie krajowego i zagranicznego ruchu turystycznego w województwie zachodniopomorskim w roku 2014, EU-Consult Sp. z o.o. na zlecenie Urzędu Marszałkowskiego Województwa Zachodniopomorskiego, Gdańsk[140];
3. Struktura krajowego i zagranicznego ruchu turystycznego w Województwie Zachodniopomorskim w okresie sezonu letniego oraz poza sezonem w 2010 r. Raport z badań. 2ba dla Zarządu Województwa Zachodniopomorskiego. 2010[141];
4. Program rozwoju produktu turystycznego oraz kreacji marki dla miasta Świnoujście, Polska Agencja Rozwoju Turystyki SA, Warszawa 2002[142].

[138] https://stat.gov.pl/badania-statystyczne/badania-ankietowe/badania-spoleczne/uczestnictwo-mieszkancow-polski-rezydentow-w-podrozach-pkz/ dostęp: 10.2023 r.
[139] https://bdl.stat.gov.pl/bdl/dane/podgrup/wymiary/18/240/2396 dostęp: 10.2023 r.
[140] http://www.turystyka.wzp.pl/sites/default/files/raport_koncowy_z_badan.pd dostęp: 10.2023 r.
[141] https://www.wzp.pl/editor/uploaded/Turystyka/dokumenty/Raport%20Badania_turyst_Zachpom_2ba.pdf
[142] https://bip.um.swinoujscie.pl/attachments/download/45553 dostęp: 10.2023 r.

Wyniki zestawionych projektów obejmują fragmenty obszaru badawczego z niniejszego zadania a ponadto nie spełniają kryterium czasowego (nie mieszczą się w wyznaczonym okresie). Jednak badanie wykonane przez SELECTIVV dotyczy roku 2022 i mimo, że wykonane dla całego województwa zachodniopomorskiego, ma wydzielony agregat w postaci gmin nadmorskich (należących do tego województwa). Ponadto badania te wykorzystują do szacowania ilości turystów logowania telefonów komórkowych wraz z analizą długości pobytu. Jest to zatem zupełnie inna technika badawcza, której rezultaty dają wyniki zbliżone do próby pełnej. Takie podejście jest całkowicie niewrażliwe na występowanie szarej strefy w działalności noclegowej i pominięcie najmniejszych operatorów noclegowych (do 9 miejsc) jak ma to miejsce w przypadku danych GUS. Dane dla takiej zbiorowości wydają się najbardziej zbliżone do całej zbiorowości gmin nadmorskich. Wynika z nich, że:

a) Wskaźnik ilości wyjazdów w ciągu roku dla całej populacji turystów wynosi 1,0295 czyli w zaokrągleniu 1,03. Zatem różnica pomiędzy ilością turystów a ilością podróży jest niewielka, a ponadto możliwe jest przejście od jednego wskaźnika do drugiego.
b) W badaniach określono długości pobytów, co przy liczbie udzielonych noclegów określanych przez GUS teoretycznie daje możliwość określenia liczby podróży.
c) Wyniki z punktu a i b nie są identyczne. Statystyka udzielonych noclegów nie obejmuje małych obiektów poniżej 10 miejsc[143]. Obiekty takie nie podlegają bowiem obowiązkowi sprawozdawczości statystycznej, zaś identyfikacja ruchu turystycznego (liczby turystów) odbywa się na podstawie logowań telefonów komórkowych – jest to zatem próba zbliżona do próby pełnej.

Krok czwarty - określenie ilości podróży. Analiza danych GUS oraz danych zebranych w badaniu ankietowym dla województwa zachodniopomorskiego prowadzi do wskazania kilku nie do końca zbieżnych rezultatów. Z jednej strony badania ilości podróży wskazują na wartość 1,03 podróży na osobę odwiedzającą region nadmorski. Z drugiej te same badania wskazały na: liczbę turystów i liczbę turystów unikalnych. Turysta unikalny to użytkownik, którego unikalny identyfikator nie powiela się z innym identyfikatorem w bazie. Oznacza to, że większa liczba turystów od turystów unikalnych wskazuje na podróże wielokrotne. Iloraz tych wartości wskazuje jednak na wskaźnik powtórzeń podróży na poziomie 1,10.

Wykonano także (na bazie danych ankietowych) obliczenia średniej długości pobytu na obszarach nadmorskich, wskaźnik ten miał wartość 3,86 nocy/pobyt. Podzielenie ilości udzielonych noclegów (17532698) przez średnią długość pobytu daje liczbę wizyt, która wyniosła 4547923. Co zaskakujące -liczba wizyt jest mniejsza od liczby turystów unikalnych (5802178). Taka relacja nie jest możliwa, gdyż osoba, która nie spędza przynajmniej jednej nocy w destynacji, jest kwalifikowana jako odwiedzający a nie turysta. Ta rozbieżność kreuje poważny problem metodyczny. O ile bowiem zrozumiałe jest, że badania SELECTIVV bazujące na obserwacji logowań telefonów dają pełniejszą liczbę turystów niż badania GUS ograniczone do większych obiektów noclegowych i nie uwzględniające szarej strefy, to wewnętrzne niespójności raportu kreują kłopoty z interpretacją danych.

Do określenia ostatecznej liczby turystów i liczby podróży przyjęto następujące założenia. Dla całego regionu nadmorskiego jako wartość wyjściową przyjęto liczbę turystów (2021) na poziomie 4222,6 tys. – wg danych GUS. Następnie wykonano doszacowanie o małe obiekty i szarą strefę na bazie porównania statystyki GUS i danych z badania SELECTIVV dla woj. zachodniopomorskiego za rok 2022. Dla całego województwa GUS podał liczbę turystów na poziomie 3258,4 tys. zaś SELECTIVV 5802,2 tys. turystów unikalnych. Mnożnik doszacowania uzyskany na bazie tych dwóch wartości wynosi 1,78. O ten mnożnik zwiększono liczbę turystów w gminach nadmorskich w roku 2021, co dało rezultat 7519,3 tys. Przechodząc od liczby turystów

[143] Zeszyt metodologiczny. Statystyka turystycznej bazy noclegowej. GUS, Warszawa, Rzeszów 2020.

do liczby podróży wykorzystano założenia metody bazującej na zalogowaniu się do sieci komórkowej. Takie podejście umożliwia postawienie równości pomiędzy sumaryczną liczbą turystów a sumaryczną liczbą podróży.

W kroku piątym, wykorzystując przyjętą liczbę podróży (7519,3) i jednostkową nadwyżkę 25,87 €/podróż (poziom cen 2021') oszacowano łączną nadwyżkę jako iloczyn liczby podróży i nadwyżki jednostkowej w wysokości 194,52 mln € (czyli dla roku 2021 ok 888 mln zł, wg kursu średniego NBP).

Ostatni krok to dyskusja otrzymanej wartości. Kwotę tę należy uznać za górne oszacowanie. Liczba wizyt uzyskana poprzez analizę ilości udzielonych noclegów wskazuje na znacznie mniejszą liczbę wynoszącą 4575 tys. podróży, co daje wartość rocznej nadwyżki na poziomie 117,65 mln €. Również dyskusyjne pozostaje założenie o stałości walorów rekreacyjnych wybrzeża w poszczególnych miesiącach roku. Jednym z najistotniejszych argumentów jest odwołanie się do sezonu kąpieliskowego trwającego niecałe 3 miesiące. Kumulacja w 3 miesiącach letnich ok 54% frekwencji turystycznej jest dobrym argumentem podważającym tezę o stałości w czasie wartości rekreacyjnej.

Korzyści ekosystemowe a przemysł wydobywczy

Przemysł wydobywczy został opisany w rozdziale 4.3.6 Morski przemysł wydobywczy. W praktyce wydobycie sprowadza się obecnie do pozyskiwania węglowodorów (ropa i gaz) oraz kruszywa i piasku. Skala obecnego wydobycia nie jest jednak znacząca w odniesieniu do gospodarki krajowej[144].

Wydaje się jednak, że wydobycie piasku i żwiru może wzrosnąć z uwagi na rosnące zapotrzebowanie w zakresie realizacji planów rozbudowy infrastruktury brzegowej. Również postępująca, z uwagi na zmiany klimatyczne, erozja brzegów wpłynie w przyszłości na zapotrzebowanie na piasek do rekonstrukcji plaż w regionie.

Skala korzyści czerpanych obecnie przez przemysł wydobywczy – w przeciwieństwie do rybołówstwa nie jest bezpośrednio ograniczona wielkością tych zasobów. Zasoby istniejące w polskiej strefie są znacząco wyższe i nawet w odniesieniu do węższej kategorii zasobów eksploatacyjnych umożliwiają pozyskiwanie większych ilości. Obecne tempo wydobycia ropy i gazu na dwóch złożach b3 i b8 sięga 3% rocznie ich zasobów. Wielkość wydobycia zależy w praktyce od analizy opłacalności, trybu pozyskiwania koncesji oraz dużych kapitałowych barier wejścia.

4.5.3 Identyfikacja wskaźników i presji wywierających wpływ na świadczenia ekosystemowe

W odniesieniu do poprzedniego raportu nie zidentyfikowano znaczących zmian w zakresie rodzajów presji i ich wskaźników dla okresu 2016-2021. Pewnej dynamice podlega natężenie dyskutowanych procesów – ale nie ich zbiór.

Analizowane sektory gospodarki, w różnorodny sposób oddziałują na środowisko Morza Bałtyckiego, należy jednak zauważyć, że wpływ ten jest uzależniony od rodzaju i sposobu funkcjonowania danego sektora. Dodatkowo istotne są także korelacje między sektorami, które mogą pogłębiać negatywny wpływ na środowisko morskie. Ważna jest więc analiza stanu zgodności lub konfliktu między poszczególnymi sektorami gospodarki morskiej, które w zależności od sytuacji mogą współistnieć na tym samym obszarze. W innych przypadkach pojawiać może się sytuacja odwrotna, gdzie sektory nie mogą zajmować i wykorzystywać tego samego obszaru ze względu na wzajemne ograniczenia, jakie na siebie nakładają.

[144] Nie prowadzi się wydzielonej statystyki dla wydobycia ropy i gazu z Bałtyku. Wyrywkowe dane wskazują, że wydobycie ropy w 2019 r sięgnęło 196 tys. t czyli ok 1% zużycia krajowego. Dla gazu było to 23 mln m3 czyli 0,12% zużycia rocznego; https://naszbaltyk.pl/zasoby-naturalne/

Analiza przeprowadzona jest na dwóch poziomach: konflikty pomiędzy poszczególnymi sektorami oraz bezpośrednia analiza, czy działalność poszczególnych sektorów wpływa i czy zależy od stanu wód morskich.

Tabela 4.40. Określenie zgodności pomiędzy sektorami

Sektor	Żegluga	Porty	Turystyka i rekreacja	Wydobycie ropy i gazu	Rurociągi i kable energetyczne	Działalność wojskowa	Infrastruktura brzegowa	Wydobycie piachu i żwiru	Rybołówstwo	Obszary chronione
Energia wiatrowa										
Żegluga										
Porty										
Turystyka i rekreacja										
Wydobycie ropy i gazu										
Rurociągi i kable energetyczne										
Działalność wojskowa										
Infrastruktura brzegowa										
Wydobycie piachu i żwiru										
Rybołówstwo										

konflikt; zgodność przy dobrym planowaniu; wspólne interesy

Źródło: Na podstawie Przyszłość Morza Bałtyckiego – tendencje rozwojowe – Program WWF na rzecz ochrony Ekoregionu Bałtyckiego. WWF, Warszawa 2017

Opracowana w czerwcu br „Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, pochodzenia lądowego i morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, obejmującej skutki kumulacyjne i synergiczne" wskazuje, że z powodu braku niezbędnych danych z lat wcześniejszych, niemożliwe jest dokonanie analizy porównawczej presji i oddziaływań na podstawie konkretnych wartości w odniesieniu do wielolecia 2011-2016. Jedynie z uwagi na ograniczenie presji połowowej dorsza od 2016 r. oraz wprowadzonego zakazu połowu tego gatunku od 2020 r., można stwierdzić, że w okresie oceny 2016-2021 nastąpiło znaczące zmniejszenie oddziaływań presji związanej z połowem dorsza.

W/w opracowanie analizuje również presje w zakresie strat i zaburzeń fizycznych, zgodnie z analizą wskazano, że aktualny poziom presji w zakresie strat i zaburzeń fizycznych za lata 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie jak w wieloleciu 2011-2016. Wynika to z utrzymywania się działalności w zakresie wydobywania piasku i żwiru oraz pogłębiania i składowania urobku na poziomie nieprzekraczającym 10% powierzchni podakwenu. Również wielkość presji w odniesieniu do ruchu statków jest analogiczna jak dla poprzedniego okresu w którym analizowano występujące presje wynikające z zaburzeń fizycznych.

W kolejnej tabeli opisano te działalności/sektory, które są istotne w Polsce, wywierają znaczące presje na stan wód Morza Bałtyckiego, osiągają znaczące korzyści z użytkowania wód morskich i/lub ich działalność w znaczący sposób zależy od tych wód. Uznano, że działalności/sektory o znaczącej presji na stan wód Morza Bałtyckiego lub zależne od tych wód lub mogące oddziaływać na stan wód Morza Bałtyckiego to: żegluga morska, porty morskie, przemysł stoczniowy, rybołówstwo morskie, morski przemysł wydobywczy, turystyka i rekreacja, rolnictwo oraz sektor komunalny.

Tabela 4.41. Sposoby użytkowania lub sektor lub działalność człowieka w środowisku morskim mające wpływ na środowisko morza Bałtyckiego lub których funkcjonowanie jest zależne od stanu wód Morza Bałtyckiego lub które mogą wpływać na stan wód Morza Bałtyckiego

Sektor	**Czy działalność/sektor wywiera znaczącą presję na środowisko morskie** **(Tak/Nie)**	**Czy działalność/sektor jest w znaczący sposób zależny od stanu wód morskich** **(Tak/Nie)**	**Czy działalność/sektor może wpłynąć na stan wód morskich** **(Tak/Nie)**
żegluga morska	Tak	Tak	Tak
porty morskie	Tak	Tak	Tak
przemysł stoczniowy / stocznie	Tak	Tak	Tak
rybołówstwo morskie	Tak	Tak	Tak
turystyka i rekreacja morska	Tak	Tak	Tak
morski przemysł wydobywczy	Tak	Tak	Tak
Rolnictwo	Tak	Nie	Tak
Sektor komunalny	Tak	Nie	Tak

Źródło: opracowanie własne na podstawie dokumentu pn. Opracowanie aktualizacji analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich. MGMiŻŚ, Warszawa 2018.

Obszary przybrzeżne oraz zlewnie rzek, które są bezpośrednio powiązane Morzem Bałtyckim mogą mieć wpływ na cały ekosystem. Porty i sektory przemysłu morskiego wykorzystują szlaki morskie oraz infrastrukturę na morzu. Wybrzeża przyciągają, szczególnie w sezonie letnim, dużą liczbę turystów. Jednym z najbardziej intensywnie rozwijających się sektorów wykorzystujących przestrzeń morską jest transport morski. Obecnie żegluga na Morzu Bałtyckim jest jedną z najbardziej intensywnych na świecie. Realizacja przewozów towarowych, jak i pasażerskich transportem morskim stanowi duże zagrożenie dla równowagi ekosystemu Bałtyku. Wody morskie zanieczyszczane są między innymi takimi substancjami jak: ropa naftowa i jej produkty, ścieki komunalne i przemysłowe odprowadzane zarówno z lądu jak i statków do morza, chemikalia przedostające się do morza podczas operacji przeładunkowych lub podczas awarii. Szkodliwość dla wód morskich ropy naftowej i jej produktów wynika z jej właściwości utrzymywania się przez długi czas na powierzchni wody ograniczając dostęp tlenu i światła do toni morskiej i hamując tym samym zachodzące w niej procesy biologiczne. Natężenie ruchu statków jest największe na najczęściej uczęszczanych szlakach żeglugowych oraz w strefach wód przybrzeżnych. Wiąże się to z emisją do powietrza związków pochodzących ze spalania paliw. Podczas postoju statku w porcie oraz podczas manewrów, urządzeniami emitującymi związki toksyczne do atmosfery są najczęściej silniki agregatów prądotwórczych oraz pomocnicze kotły. Innym źródłem zanieczyszczenia morza jest woda balastowa, w której może znajdować się około 1,0% ropy. Zagrożeniem dla środowiska morskiego są także wypadki, które mogą wydarzyć się podczas transportu, a które trudno przewidzieć. Ich przebieg jest niepowtarzalny. Dlatego transport morski cechuje się dużym potencjałem niebezpieczeństwa, a ryzyko związane z transportem morskim można zmniejszyć przez odpowiednie działania, jednakże eliminacja niebezpieczeństwa i ryzyka wystąpienia wypadków na morzu jest niemożliwa, dlatego niezbędne jest, aby w jak największym stopniu zapobiegać i minimalizować ich ewentualne skutki. W portach potencjalne zagrożenie dla środowiska mogą stanowić nowe inwestycje. Duży wpływ na środowisko morskie w związku z niszczeniem siedlisk ma pogłębianie dna, które również może powodować zmiany w składzie chemicznym wody (podczas pogłębiania z osadów dennych mogą uwolnić się substancje szkodliwe oraz biogeny, które powodują zakwity sinic i oddziałują negatywne na morski ekosystem). W efekcie ma to wpływ na inne sektory, takie jak rybołówstwo i turystyka i rekreacja. Zagrożeniem dla jakości powietrza, wynikającym z aktywności antropogenicznej w portach i stoczniach jest pył zawieszony.

Przemysł stoczniowy i spółki z nim związane wprowadzają do atmosfery szereg metali ciężkich, tj: ołów, arsen, kadm, nikiel oraz inne substancje, m.in. Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne (TZO). Są one szczególnie niebezpieczne, ponieważ nie ulegają rozkładowi w środowisku i gromadzą się w tkankach

żywych. Ponadto w zakładach stoczniowych w procesach malowania i lakierowania, do atmosfery emitowane są również rozpuszczalniki organiczne, takie jak ksylen i toluen.

Rybołówstwo i akwakultura, spośród działalności człowieka, wywierają jeden z największych wpływów na środowisko morskie. Wpływ ten może wzrastać w przypadku, gdy rybacy opanowują nowe łowiska oraz pozyskują na skalę przemysłową nowe gatunki. Działalność połowowa prowadzona jest na dużą skalę w całym regionie, przy czym największa presja połowowa odnotowywana jest w południowej części Bałtyku. Presja rybołówstwa na całym Bałtyku, w tym również w obrębie polskich obszarów morskich, jest raczej wysoka i dotyczy nie tylko poławianych ryb, ale także całego ekosystemu morskiego, w tym głównie ryb nie stanowiących wartości rynkowej, ptaków oraz bezkręgowców dna morskiego. Skutki środowiskowe rybołówstwa zależą zarówno od narzędzi połowowych, jak i intensywności połowów (fishingeffort). Rybołówstwo morza otwartego stosuje głównie aktywne (włoki denne i pelagiczne) i pasywne narzędzia połowowe (sieci stawne, żaki, niewody), podczas gdy rybołówstwo przybrzeżne i rybołówstwo na płytkowodnych ławicach stosuje głównie narzędzia pasywne. Zagrożeniem dla ekosystemu Morza Bałtyckiego jest przełowienie, które występuje, jeżeli wielkość połowów przekracza naturalne możliwości reprodukcyjne zasobów ryb. Rozwój sektora rybołówstwa w dużej mierze zależy od kondycji populacji ryb, ich rozwoju oraz, w konsekwencji, zdrowego ekosystemu, niepodlegającego nadmiernej eksploatacji. Sektor ten powinien więc opierać się o planowanie oparte na podejściu ekosystemowym. Niezależnie od powyższego, należy wskazać, iż rybołówstwo to również jedno z najbardziej przyjaznych dla środowiska źródeł zwierzęcego białka w systemie aprowizacji populacji ludzkiej. Ekologiczne znaczenie dla człowieka ryb i bezkręgowców wodnych wiąże się z faktem, że ich mięso, w porównaniu z mięsem innych zwierząt, ma najwyższą zawartość łatwo przyswajalnego białka, a w konsekwencji żadne inne zwierzę nie jest w stanie dostarczyć tyle materiału do budowy tkanek człowieka..

Wraz ze wzrostem liczby ludności, rośnie konsumpcja zasobów naturalnych. Planowanie infrastruktury turystycznej na wybrzeżach jest źródłem konfliktu interesów. Turystyka ma znaczący wpływ na środowisko nadmorskie, często pozostając w konflikcie z rybołówstwem. Wymaga dużej przestrzeni, znacznego zużycia wody oraz odprowadzania dużych ilości ścieków, tym samym wywierając wpływ na morski ekosystem. Presja wywierana przez sektor turystyczny ma jednak charakter sezonowy, który w rejonie bałtyckim trwa w miesiącach letnich.

Wydobycie piasku i żwiru z dna Bałtyku prowadzone jest na małą skalę i odbywa się głównie na potrzeby prac ziemnych, budowy dróg, rekonstrukcji plaż oraz konstrukcji w portach i obszarach przybrzeżnych. Niemniej jednak należy zwrócić uwagę, iż wydobycie piasku i żwiru z morza wpływa na zmianę prądów, sedymentację osadów oraz powoduje lokalne niedotlenienie[145]. W konsekwencji oddziałuje na organizmy morskie, roślinność morską oraz na skalę erozji, co z kolei negatywnie wpływa na rybołówstwo, przyrodę, turystykę i rekreację.

Energia wiatrowa jest energią odnawialną, wymagającą dużych powierzchni morza. Wiedza na temat oddziaływania farm wiatrowych na środowisko jest ciągle niewielka, jednak farmy wiatrowe mogą potencjalnie zakłócać procesy hydrologiczne w morzu poprzez zmianę prądów, przemieszczanie osadów i organizmów morskich. Skumulowane oddziaływanie farm wiatrowych (hałas wywoływany przez turbiny, wibracje) mogą negatywnie oddziaływać na ryby i inne organizmy żyjące w morzu. Rejony przybrzeżne Bałtyku są przedmiotem zabudowy i rozwoju infrastruktury brzegowej, a jej największa intensywność ma miejsce w rejonach zurbanizowanych lub w ich sąsiedztwie.

[145] Przyszłość Morza Bałtyckiego – tendencje rozwojowe – Program WWF na rzecz ochrony Ekoregionu Bałtyckiego. WWF, Warszawa 2017. https://www.wwf.pl/sites/default/files/2017-07/Przysz%C5%82o%C5%9B%C4%87%20Morza%20Ba%C5%82tyckiego-tendencje%20rozwojowe_0.pdf dostęp: 10.2023 r.

Zabudowa miejska i przemysłowa, mosty, zapory, umocnienia brzegów, domy letniskowe oraz inne rodzaje zabudowy brzegowej lub przybrzeżnej zajmują coraz większe obszary, co może intensywnie wpływać na środowisko, rybołówstwo, żeglugę oraz turystykę i rekreację. Obszary mające bezpośrednią relację ze środowiskiem morskim to również strefy militarne i jednostki wojskowe. Mogą one powodować presje na środowisko w postaci zanieczyszczenia wód substancjami ropopochodnymi, przepłaszaniem zwierząt oraz zwiększoną emisją hałasu. Jednak obszary działalności wojskowej podlegają średnio intensywnej eksploatacji i tym samym posiadają dużą wartość przyrodniczą. W rejonach gęsto zaludnionych, poligony są często jedynymi obszarami, na których mogłyby być wyznaczone strefy chronione. Z gospodarczego punktu widzenia największe znaczenie dla form aktywności człowieka na morzu posiada wydobywanie węglowodorów i wynika ono z czynników makroekonomicznych takich jak wzrost gospodarczy powodujący wzrost zapotrzebowania na paliwa energetyczne, czy zobowiązania międzynarodowe m.in. zmniejszenie emisji CO_2. Oprócz presji wywieranej przez działalności prowadzone na morzu, ekosystem Bałtyku może być narażony na dodatkowe presje płynące z takich zewnętrznych źródeł jak sektor komunalny, rolnictwo, zanieczyszczenia przemysłowe czy zmiany klimatu. W wodach niektórych rzek, które uchodzą do Morza Bałtyckiego mogą znajdywać się również związki biogenne przyczyniające się do eutrofizacji wód, środki ochrony roślin, metale ciężkie, chemikalia, które po przedostaniu się do organizmów ryb, skorupiaków itp. stanowią zagrożenie również dla człowieka.

4.6 Analiza kosztów degradacji środowiska wód morskich

Koszt degradacji środowiska wód morskich oznacza spadek korzyści społecznych wynikający z pogorszenia stanu tego środowiska. Podejście czysto formalne bazujące na ekonomii środowiska i neoklasycznej ekonomii dobrobytu wskazuje na zmniejszenie strumienia dóbr i usług środowiskowych. Bardziej praktyczna aplikacja tego stwierdzenia sprowadza się do enumeracji skutków degradacji, które wpływają pośrednio lub bezpośrednio na człowieka, i mogą obejmować:

- zwiększanie mętności wody, częstsze pojawianie się glonów i niedoborów tlenu przy dnie;
- redukcja w zasobach rybnych;
- skażenie ryb i owoców morza;
- utrata bioróżnorodności morskiej.

W efekcie wymienionych zjawisk lub ich kombinacji następuje proces ograniczenia możliwości rekreacyjnego wykorzystania plaż i morza, zmniejszeniu ilości i pogorszeniu jakości ryb i owoców morza, niekorzystnym wpływie na zdrowie ludzi, zmniejszeniu bioróżnorodności ekosystemu, zmniejszaniu możliwości korzystania z ekosystemu morskiego obecnego i przyszłego pokolenia. W sytuacji skrajnej dochodzi do ekstynkcji pojedynczych gatunków. Degradacja środowiska wód morskich odczuwalna jest w sytuacji ograniczania podaży dóbr i usług ekosystemu Morza Bałtyckiego.

Jak wcześniej wskazano, celem ochrony wód morskich jest osiągnięcie dobrego stanu tych wód (GES) co sprowadza się do egzekucji zasad:

- tj. chronić i zachować środowisko morskie,
- zapobiegać jego degradacji,
- lub gdy jest to możliwe odtwarzać ekosystemy, gdzie uległy one niekorzystnemu oddziaływaniu; zapobiegać i stopniowo eliminować zanieczyszczenie środowiska morskiego, aby wykluczyć znaczny wpływ na biologiczną różnorodność morską, ekosystemy morskie, zdrowie ludzkie i zgodne z prawem formy korzystania z morza, albo też znaczne dla nich zagrożenie.

Przy zastosowaniu do zarządzania działalnością człowieka podejścia opartego na zachowaniu ekosystemu i jednoczesnym umożliwieniu zrównoważonego użytkowania zasobów i usług/świadczeń morskich należy dać pierwszeństwo działaniom zmierzającym do osiągnięcia lub utrzymania dobrego stanu

środowiska morskiego, do dalszej jego ochrony i zachowania oraz do zapobiegania dalszemu pogarszaniu jego stanu. Zróżnicowanie warunków, problemów i potrzeb różnych regionów lub podregionów morskich składających się na środowisko morskie sprawia, że konieczne jest wprowadzenie odmiennych, specyficznych rozwiązań. Zróżnicowanie to powinno być uwzględniane na wszystkich etapach przygotowywania strategii morskich, ale zwłaszcza podczas przygotowywania, planowania oraz wprowadzania w życie środków zmierzających do osiągnięcia dobrego stanu środowiska morskiego. Zatem koszt degradacji może zostać wyrażony poprzez zmianę dobrostanu ludzi wynikającą z „odejścia" od obecnego lub wyjściowego stanu środowiska morskiego.

Wg europejskiej grupy roboczej powołanej dla potrzeb wdrażania dyrektywy RDSM tzw. „Working Group of Economic and Social Analyses" istnieją trzy główne podejścia do oceny kosztów degradacji:

1. Podejście świadczeń/usług ekosystemowych tzw. Ecosystem Service Approach obejmujące:
   - zdefiniowanie dobrego stanu (GES) oraz baseline/punktu odniesienia (Scenariusza Business as Usual, BAU) i różnic pod względem świadczeń ekosystemowych;
   - opisanie konsekwencji dla dobrobytu ludzi.
2. Podejście tematyczne, które obejmuje:
   - identyfikację przyczyn degradacji (np. eutrofizacja);
   - określenie obecnego stanu oraz stanu docelowego (np. GES, wartości progowe wskaźników);
   - opisanie konsekwencji dla dobrobytu ludzi.
3. Podejście oparte o koszty, które obejmuje ocenę kosztów aktualnych środków ponoszonych w celu zapobiegania degradacji środowiska morskiego.

Najbardziej ambitne jest podejście ekosystemowe, następnie podejście tematyczne, a w dalszej kolejności podejście oparte na kosztach. Wszystkie podejścia wymagają pewnego rodzaju wyceny/oceny skutków dla dobrostanu człowieka, ale podejście ekosystemowe i tematyczne obejmują wyceny utraconych korzyści, jeżeli stan nie ulegnie poprawie, podczas gdy podejście oparte na kosztach koncentruje się na kosztach planowanych do wdrożenia środków/działań. Zatem podejście oparte na kosztach wskazuje jakie środki są niezbędne do poprawy stanu morza. Podejście oparte na kosztach może być wykorzystane jako przybliżenie do kosztów degradacji, w sytuacji, gdy nie można zastosować podejścia tematycznego lub podejścia ekosystemowego.

4.6.1 Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku, oraz punktu odniesienia (Scenariusz Business as Usual, BAU)

Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku – ustalone cele środowiskowe dla wód morskich

Cele środowiskowe, a z nimi cechy stanu i presji, zmieniły się w marcu 2021 r., zatem w okresie 2016-2021 pozostały aktualne cele i cechy z 2017 r. kiedy przygotowano poprzednią aktualizację. Fragment ten jest zatem powtórzeniem wcześniejszego opracowania. Nowy projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich z 2022 r., obejmujący aktualizacje celów środowiskowych jest nadal procedowany[146]. W związku z tym przyjmuje działania zgodne z celami środowiskowymi w układzie obowiązującym w poprzednim cyklu planistycznym.

Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty, w tym

[146] Projekt aktualizacji programu ochrony wód morskich. Wersja specjalistyczna. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa

również Polska, zostały zobligowane do dokonania zarówno wstępnej oceny stanu swoich wód morskich, jak również ustalenia kryteriów dobrego stanu środowiska. W Polsce ocenę stanu środowiska oraz zestaw celów środowiskowych dla wód morskich przeprowadzono dla 11 cech stanu lub presji, a którymi są:

- ✓ C1 Bioróżnorodność (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie presji antropogenicznej zapewniające utrzymanie naturalnych siedlisk, w których zachowana jest naturalna różnorodność biologiczna występujących elementów biotycznych i zapewniona ochrona siedlisk w ramach obszarów chronionych Natura 2000.

- ✓ C2 Gatunki obce (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Gatunki obce wprowadzone w wyniku działalności człowieka są na poziomach, które nie zmieniają struktury ekosystemu.

- ✓ C3 Komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i skorupiaków (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Celem jest utrzymanie populacji komercyjnie eksploatowanych ryb i skorupiaków w bezpiecznych granicach biologicznych odpowiadających warunkom naturalnym poprzez ograniczenie presji antropogenicznych, tj. ustanowienie limitów połowowych gwarantujących osiągnięcie maksymalnego zrównoważonego połowu eksploatowanych gatunków.

- ✓ C4 Łańcuch troficzny (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Osiągnięcie do 2020 r. stanu, kiedy presja wywierana przez człowieka nie powoduje zmian w środowisku, w którym wszystkie elementy morskich sieci troficznych wykazują naturalny i stabilny poziom liczebności i różnorodności, w zakresie poznanym dotychczas.

- ✓ C5 Eutrofizacja (cecha presji)

Cel środowiskowy: Morze Bałtyckie, w tym polskie obszary Bałtyku, pozbawione znaczących skutków eutrofizacji wywołanej działalnością człowieka, tzn. środowisko morskie niezagrożone przez eutrofizację.

- ✓ C6 Integralność dna morskiego (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Celem jest osiągnięcie poziomu integralności dna morskiego zapewniającego ochronę struktury oraz funkcji ekosystemów, gdzie nie obserwuje się negatywnych wpływów działalności człowieka zwłaszcza na ekosystemy denne.

- ✓ C7 Warunki hydrograficzne (cecha stanu)

Cel środowiskowy: Ograniczenie działań wpływających na zmianę warunków hydrograficznych do minimum gwarantującego brak ich niekorzystnego wpływu na ekosystemy morskie oraz podjęcie działań mających na celu poprawę warunków hydrograficznych w obszarach trwale zmienionych.

- ✓ C8 Substancje zanieczyszczające i efekty ich oddziaływania (cecha presji)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie dopływu substancji zanieczyszczających, pochodzących z różnych źródeł morskich i lądowych, wprowadzanych do środowiska morskiego, w celu osiągnięcia lub utrzymania stężeń substancji zanieczyszczających w elementach biotycznych i abiotycznych ekosystemu morskiego na poziomach nieprzekraczających dopuszczalnych wartości, poniżej których prawdopodobieństwo wystąpienia niepożądanych skutków oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie jest minimalne i które są zgodne z rekomendacjami obowiązujących aktów prawnych krajowych i międzynarodowych oraz które gwarantują osiągnięcie dobrego stanu środowiska.

✓ C9 Substancje zanieczyszczające w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia (cecha presji)

Cel środowiskowy: Zredukowanie lub utrzymanie na obecnym poziomie dopływu substancji zanieczyszczających, pochodzących z różnych źródeł morskich i lądowych, wprowadzanych do środowiska morskiego, w celu osiągnięcia lub utrzymania stężeń substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi na poziomach nieprzekraczających dopuszczalnych wartości, które są zgodne z normami i rekomendacjami obowiązujących aktów prawnych krajowych i międzynarodowych oraz które gwarantują osiągnięcie dobrego stanu środowiska.

✓ C10 Odpady w środowisku morskim (cecha presji)

Cel środowiskowy: Redukcja ilości nowo pojawiających się lub zdeponowanych odpadów stałych w środowisku morskim, pochodzących z różnych źródeł, do poziomów gwarantujących właściwe funkcjonowanie ekosystemu, biorąc pod uwagę jego naturalną odporność, lub do całkowitego wyeliminowania nowo pojawiających się odpadów.

✓ C11 Hałas podwodny (cecha presji)

Cel środowiskowy: Osiągnięcie poziomu hałasu podwodnego gwarantującego prawidłowe funkcjonowanie organizmów morskich poprzez podjęcie działań mających na celu ograniczenie źródeł i natężenia hałasu oraz przez określenie stref ochronnych, buforowych z zakazem działalności będącej źródłem hałasu.

Z uwagi na złożoność ustalania szczegółowych kryteriów określających cele środowiskowe, dla niektórych z ww. cech, cele określone zostały w sposób opisowy. W niektórych przypadkach opracowano wskaźniki lub specyficzne wartości graniczne lub przygotowano zestawy działań zalecane przez organizacje międzynarodowe takie jak np. Oceana, WWF, The Fisheries Secretariat (FISH), Ocean Care, Coastwatch Europe, Seas At Risk, Swedish Society for Nature Conservation, Marine Conservation Society, oraz uwzględnione w wielostronnych porozumieniach dotyczących ochrony środowiska. Cele środowiskowe należy przytaczać zgodnie z treścią raportowaną do KE, co uczyniono powyżej. Szczegółowe kryteria i wskaźniki dla poszczególnych cech zostały zamieszczone w dokumencie „Zestaw celów środowiskowych da wód morskich. Raport dla Komisji Europejskiej". Szczegółowe kryteria i wskaźniki dla poszczególnych cech zostały zamieszczone w dokumencie „Zestaw celów środowiskowych da wód morskich. Raport dla Komisji Europejskiej".

Scenariusz Business as Usual, BAU

Scenariusz ten został zaktualizowany na bazie projektu aktualizacji programu ochrony wód morskich. Wersja specjalistyczna. Załącznik 2 Analiza kosztów i korzyści. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa. Scenariusz Business as Usual (BAU), jest kluczowy dla określenia różnicy pomiędzy wielkościami charakteryzującymi dany sektor przed wdrożeniem działań i po ich wdrożeniu. Ma on na celu określenie oczekiwanych zmian stanu środowiska, sytuacji społeczno-ekonomicznej oraz prawnej, związanych ze środowiskiem morskim, w określonym czasie, w przypadku braku działań związanych z wdrożeniem RDSM. Zgodnie z wytycznymi grupy roboczej ds. oceny społeczno-ekonomicznej, powołanej przy Komisji Europejskiej „Working Group on Economic and Social Assessment Economic and Social Analysis for the Initial Assessment for the Marine Strategy Framework Directive: A Guidance Document" analizy powinny dotyczyć roku 2020, a w uzasadnionych przypadkach, gdy dostępne są odpowiednie dane i strategie, terminu późniejszego.

Ponieważ w Polsce w roku 2022 r. pojawił się nowy projekt BAU, uwzględniający wymagania RDSM oraz ww. wytycznych, dlatego do tej części pracy zdecydowano się przenieść założenia, zawarte przede wszystkim w BAU zamieszczonym w aktualizacji Krajowego Programu Ochrony Wód Morskich. Opis dotyczy

głównych sektorów, które zarówno wywierają presje i mają wpływ na poszczególne wskaźniki (cechy), jak również są beneficjentami działań zawartych KPOWM. Do tych sektorów zaliczono:

- żeglugę morską;
- porty morskie;
- rybołówstwo morskie;
- turystykę i rekreację;
- rolnictwo.

Żegluga morska

Morska flota transportowa obejmuje dwie główne gałęzie tj. ruch towarowy oraz pasażerski. Transportowa żegluga morska generuje różnego rodzaju presje, w tym na wody Morza Bałtyckiego. Opis sektora dokonano w rozdziale 4.3.1, a w tej części rozbudowano o kwestię prognozowanych zmian w scenariuszu BAU. Wielkości charakteryzujące transport morski przedstawiono w dwóch wariantach czasowych: stan aktualny czyli rok 2021, oraz stan prognozowany w roku 2030. Zgodnie z danymi Głównego Urzędu Statystycznego, w roku 2021 morska flota transportowa wynosiła 88 statków o łącznej nośności 2593,7 tys. ton.

- Transport pasażerski

Według danych Głównego Urzędu Statystycznego w 2021 r. morską flotą transportową przetransportowano ogółem 673 506 pasażerów.

- Transport towarowy

Morską flotą transportową w 2021 r. przetransportowano 9587,5 tys. ton ładunku, w tym statkami pod polską banderą 900,1 tys. ton i 8661,7 tys. ton pod obcą banderą. Prawie 80% statków floty morskiej stanowią statki do przewozu ładunków stałych, pozostałe to zbiornikowce (około 4%), promy (około 8%), statki pasażerskie (około 2%) i jachty (około 6%). W ostatnich latach ta tendencja pozostaje względnie na stałym poziomie.

- Żegluga na polskich obszarach morskich

Informacje o natężeniu ruchu statków pozyskiwane są z bazy monitoringu ruchu statków systemu Automatic Identification System(AIS). System ten instalowany jest na większych jednostkach, na wszystkich statkach pasażerskich, a także dobrowolnie na wielu mniejszych statkach i jachtach, zgodnie z wymogami konwencji SOLAS, i stanowi narzędzie wsparcia systemów nawigacji w zapobieganiu kolizjom.

Według międzynarodowych przepisów, określonych w Konwencji SOLAS (Międzynarodowa Konwencja dotycząca Bezpieczeństwa Życia na Morzu), obowiązek instalacji Automatic Identification System (AIS) na statkach zależy od ich rodzaju i wielkości:

Statki oceaniczne:

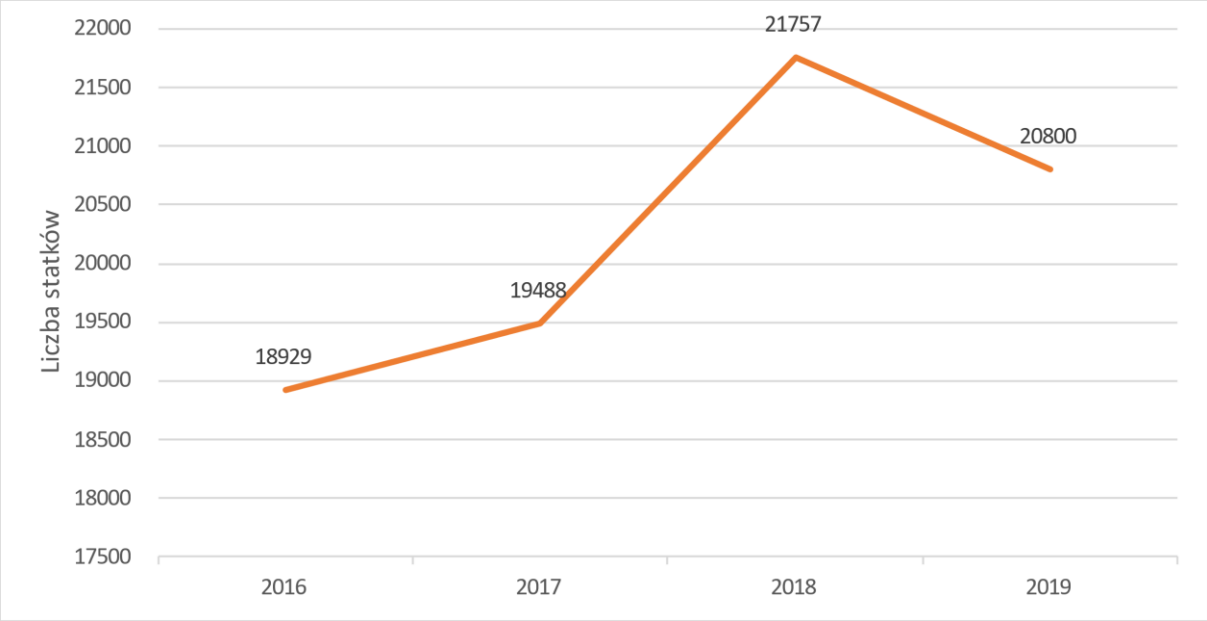
- Wszystkie statki o wielkości powyżej 300 ton brutto mają obowiązek zainstalować system AIS klasy A.

Statki śródlądowe:

- Statki przewożące niebezpieczne lub szkodliwe substancje ciekłe mają obowiązek zainstalować system AIS klasy A, niezależnie od wielkości.
- Statki pasażerskie o długości powyżej 20 metrów mają również obowiązek zainstalować system AIS klasy A.

Statki rybackie:

- Statki rybackie o długości powyżej 15 metrów



Rysunek 4.9. Liczba statków wpływających do portów polskich ogółem w latach 2016-2019* (* ostatni rocznik gospodarki morskiej za rok 2022 prezentuje dane do roku 2019). (Źródło: Gospodarka morska w Polsce w roku 2022 i poprzednie roczniki. GUS, Warszawa, Szczecin 2023.)

- Porty – transport pasażerów

W 2021 r., zgodnie z danymi GUS, w polskich portach morskich rozpoczęło lub zakończyło zagraniczną podróż międzynarodową 1764432 tys. osób. Po szczycie w roku 2019 i załamaniu w roku 2020 odbudowuje się trend wzrostowy.

- Porty – transport towarowy

Obroty ładunkowe w portach morskich oznaczają łączną ilość masy ładunkowej przemieszczonej przez porty w danym okresie czasu. W 2021 r. obroty ładunkowe portów morskich osiągnęły poziom 96662,9 tys. ton i były najwyższe w okresie ostatnich piętnastu lat. Spadek z roku 2020 został odrobiony i przekroczono wartość obrotów z okresu przed pandemią czyli 2019.

Scenariusz BAU

Prognozy dotyczące transportu w portach morskich nie są spójne ze sobą i zakładają bardzo optymistyczne wzrosty zarówno ilości pasażerów jak i obrotów przeładunkowych. Poniżej zaprezentowano dane z dokumentów strategicznych.

Prognoza dotycząca transportu przedstawiona w opracowaniu pn. „Wstępna Ocena Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego” wskazuje na przyrost przeładunków w latach 2013-2023 na poziomie 2,4%.

Tabela 4.42. Prognoza przeładunków portowych wg Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego

Rok	2013	2017	2021	2025	2029	2023	Średnioroczny przyrost (2013-2023)
Przeładunki portowe w mln ton	73,3	80,9	90,7	98,8	105,9	115,6	2,4%

Źródło: Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego (2011-2016)[147].

Tabela 4.43. Prognoza przewozów pasażerskich wg Wstępnej Ocena Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego

Gałąź transportu	Wariant maksymalny w mln osób					Wariant minimalny w mln osób				
rok	2010	2015	2020	2025	2030	2010	2015	2020	2025	2030
Transport morski	1,5	1,6	1,7	1,8	2,0	1,5	1,6	1,7	1,8	2,0

Źródło: Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego (2011-2016)[148].

Prognoza dotycząca transportu przedstawiona w opracowaniu pn. „ Aktualizacja Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego z 2018" roku podaje wyłącznie wartość prognozy na rok 2030.

Tabela 4.44. Prognoza przeładunków portowych wg Aktualizacji Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego

Gałąź transportu / rok	2020	2030
Obroty przeładunkowe w tys. ton	105 000	175 000

Źródło: Aktualizacja Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego. Minister Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z siedzibą w Warszawie, Warszawa 2018

Prognoza dotycząca transportu przedstawiona w opracowaniu pn. „Strategia Zrównoważonego Rozwoju Transportu do 2030 roku" podaje wolumen zapotrzebowania na transport ładunków w transporcie morskim w mln ton w wariancie minimum i maksimum.

Tabela 4.45. Prognoza zapotrzebowania na transport ładunków oraz przewozów pasażerskich przez transport wodny Strategii Zrównoważonego Rozwoju Transportu do 2030 roku

rok	2015	2020	2025	2030	Dynamika roczna
Wolumen zapotrzebowania na transport ładunków w transporcie morskim w mln ton [wariant minimum]	70	79	87	95	2,10%
Wolumen zapotrzebowania na transport ładunków w transporcie morskim w mln ton [wariant maksimum]	70	83	99	116	3,40%
Wolumen przewozów pasażerskich transportem wodnym* w mln osób w mln ton [wariant minimum]	4	4	5	5	2,20%
wolumen przewozów pasażerskich transportem wodnym w mln osób [wariant maksimum]	4	4	5	6	3,30%

* Około 50% w transporcie wodnym stanowi transport morski

Źródło: Strategia Zrównoważonego Rozwoju Transportu do 2030 roku[149].

[147] https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej/aktualizacja-wstepna-ocena.pdf dostęp 10.2023

[148] https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej/aktualizacja-wstepna-ocena.pdf dostęp 10.2023

[149] https://www.gov.pl/web/infrastruktura/projekt-strategii-zrownowazonego-rozwoju-transportu-do-2030-roku2 dostęp 10.2023

Prognoza dotycząca transportu przedstawiona w opracowaniu pn. „Program rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku podaje prognozę międzynarodowego ruchu pasażerów w polskich portach morskich oraz prognozę obrotów ładunkowych.

Tabela 4.46. Prognoza międzynarodowego ruchu pasażerów w polskich portach morskich wg Programu rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku

Rok	2015	2020	2030
Międzynarodowy ruch pasażerów w polskich portach morskich w mln osób	1,85	2,25	3,20

Źródło: Program rozwoju polskich portów morskich do roku 2020 (z perspektywą do 2030 roku). Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, Warszawa 2018[150].

Tabela 4.47. Prognoza obrotów ładunkowych w polskich portach morskich wg Programu rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku

Rok	2015	2020	2030
Obroty ładunkowe w portach polskich w tys. ton	695529,5	101624,3	151848,9

Źródło: Program rozwoju polskich portów morskich do roku 2020 (z perspektywą do 2030 roku). Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej, Warszawa 2018.

Perspektywy rozwoju obrotów ładunkowych i pasażerskich do 2030 roku przedstawione w kolejnych tabelach oparte są na założeniach, które nie przewidywały załamania globalnej gospodarki spowodowanego wystąpieniem pandemii SARS-2 Covid-19. Dane statystyczne za rok 2020 i 2021 wskazują na załamanie, a potem odbudowę trendów wzrostowych. Ich dynamika jednak jest niższa niż warianty maksymalne załączonych prognoz.

Rybołówstwo morskie

Stan polskiej floty rybackiej pomniejszył się w latach 2016-2019. Czynnikami powodującymi zmniejszenie liczby floty rybackiej są z pewnością wprowadzane przez Radę Europejską coraz surowsze limity na połowy ryb w basenie Morza Bałtyckiego. Np.: na rok 2020 Rada postanowiła zmniejszyć uprawnienia do połowów dla większości stad ryb. Nieznacznie zwiększono TAC jedynie dla śledzia w Zatoce Ryskiej i utrzymano go dla łososia w Zatoce Fińskiej. Szczególnie duże cięcia zastosowano w odniesieniu do dorsza: uprawnienia do połowów zmniejszono o 60% w zachodniej części Bałtyku, a przyłowy dopuszczono jedynie w części wschodniej. Rada uzgodniła też dodatkowe środki dotyczące stad dorsza, takie jak:

- surowsze limity dla połowów rekreacyjnych (limity ilościowe: co do zasady 5 osobników na rybaka dziennie);
- dłuższe okresy zamknięcia w podrejonach ICES 25 i 26 (od 1 maja do 31 sierpnia), w podrejonach 22-23 (od 1 lutego do 31 marca) i w podrejonie 24 (od 1 czerwca do 31 lipca).

Na rok 2021 Rada Europejska postanowiła utrzymać okres zamknięcia połowów dorsza we wschodniej części Morza Bałtyckiego i dopuścić jedynie przyłowy, które dodatkowo znacznie obniżono w porównaniu do limitów w 2020 roku. Całkowity dopuszczalny połów (TAC) najbardziej ograniczono w przypadku śledzia w środkowej i zachodniej części Morza Bałtyckiego. Nieznacznie zwiększono TAC dla śledzia w Zatoce Ryskiej, dorsza w zachodniej części Morza Bałtyckiego, gładzicy, szprota oraz łososia w basenie głównym Morza Bałtyckiego. Nieznacznie zmniejszono limity dla łososia w Zatoce Fińskiej. Na zeszłorocznym poziomie utrzymano TAC dla śledzia w Zatoce Botnickiej.

[150] https://www.gov.pl/web/gospodarkamorska/program-rozwoju-polskich-portow-morskich-do-2030-roku dostęp 10.2023

Według stanu na koniec 2021 r. polska flota rybacka liczyła 823 jednostki (bez zmian wobec 2020 r.), o łącznej pojemności brutto (GT) 35,2 tys. (o 8,6% większej niż w 2020 r.) oraz o mocy 84,2 tys. kW (o 4,8% większej). W podziale na rodzaje rybołówstwa w 2021 r. polska flota bałtycka liczyła łącznie 821 statków rybackich o łącznej zdolności połowowej 16 021,25 GT i 63 220,24 kW. Z kolei, w tym samym czasie, polska flota dalekomorska liczyła 2 statki rybackie o zdolności połowowej 19 154,00 GT i 21 000,00 kW. Statki te prowadziły połowy wyłącznie na wodach poza obszarem Morza Bałtyckiego

Rybołówstwo jest bezpośrednio zależne od stanu środowiska – zasobów ryb. Narzędziem, jakie wpływa na sektor, uwzględniającym wielkość zasobów środowiska, są kwoty połowowe. Limity połowów uzależnione są od wielkości stad ryb, których rozwój zależy od stanu środowiska np. zasolenia. Zmienność środowiska jest w praktyce niemożliwa do prognozowania. Dodatkowo polskie statki rybackie wypływają w morze właściwie po trzy główne gatunki ryb, czyli dorsza, szprota i śledzia. Każdy z tych gatunków objęty jest limitami połowowymi, przy czym możliwe jest wprowadzanie czasowych moratoriów na połów poszczególnych gatunków na konkretnych łowiskach.

Na podstawie analiz danych historycznych można zakładać, że wielkość połowów ryb nie będzie rosnąć, a wręcz może wykazywać tendencje spadkowe. Połowy ryb morskich będą nadal dominującą gałęzią wśród poławianych gatunków, połowy w tonach ryb morskich stanowią ponad 90% całego wolumenu. Sektor rybołówstwa zmienia się stopniowo: następuje wymiana jednostek pływających i zakup nowych. Nowy program operacyjny dedykowany rybołówstwu i akwakulturze odegra istotną rolę w zmianach liczebności floty i jej wieku. W zależności od przyjętych modeli wsparcia można się spodziewać się, że ilość jednostek rybackich nie będzie rosła znacząco, ale średni ich wiek będzie spadał. Można też przewidywać zwiększenie efektywności kosztowej działalności rybactwa, jednak istnieje ryzyko, że w bliskiej perspektywie (do roku 2020), złomowane będą kutry relatywnie nowe, przez co średni wiek jednostek pływających będzie nadal ulegał zwiększeniu.

Scenariusz BAU dla rybołówstwa wymyka się jakiemukolwiek prognozowaniu. Roczne kwoty połowowe wyznacza się na podstawie decyzji administracyjnych podejmowanych w okresach rocznych. Nie ma jakiejkolwiek długookresowej polityki w tym zakresie, gdyż kwoty wyznaczane są na podstawie bieżących oszacowań liczebności i kondycji stad na poszczególnych łowiskach.

Turystyka i rekreacja

Szczegółowy opis sektora znajduje się w rozdziale 4.3.5. Estymacje intensywności ruchu turystycznego w kolejnych latach wymykają się miarodajnym oszacowaniom. Analizowany sektor różni się znacząco od innych sektorów gospodarki morskiej. Był bowiem znacznie bardziej wrażliwy na kryzys spowodowany pandemią COVID. Dodatkowo był też adresatem dedykowanego programu pomocowego „Bon turystyczny" realizowanego w okresie sierpień 2020 - marzec 2022. Doszło zatem do wystąpienia dwóch szoków (jeden negatywny zaś drugi pozytywny) zakłócających rozwój branży. Podkreślić należy wpływ bonów turystycznych na gospodarkę nadmorską. Województwa pomorskie i zachodniopomorskie znalazły się na drugim i trzecim miejscu w rankingu województw – beneficjentów programu, (odpowiednio 17% i 15% całego budżetu)[151], ustawionym wg łącznej kwoty zrealizowanych bonów, z pomocą przekraczającą 1

[151] Polski Bon Turystyczny. Raport z badań. SocialChangest na zlecenie Polskiej Organizacji Turystycznej. https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&cad=rja&uact=8&ved=2ahUKEwj5i-iKgrqCAxW_Z_EDHbIpCi4QFnoECBcQAQ&url=https%3A%2F%2Fbonturystyczny.polska.travel%2Fdownload%2FPolski%2520Bon%2520Turystyczny%2520-

mld zł z ogólnej kwoty 3,5 mld zrealizowanych bonów[152]. Mimo nacisków branży turystycznej program nie będzie kontynuowany – przynajmniej wg zapowiedzi z 2023r.

Nie można też pominąć roli programu 500 plus. Program ten nie doczekał się tak dedykowanych badań w aspekcie wpływu na turystykę z uwzględnieniem obszaru nadmorskiego, można jednak przytoczyć badania wskazujące na pewną poprawę samooceny gospodarstw domowych w zakresie zaspakajania potrzeb w zakresie turystyki i wypoczynku. Pomiędzy latami 2015 i 2017 odsetek gospodarstw, które oceniły zaspakajanie potrzeb w tym zakresie na poziomie co najmniej dobrym wzrósł o około 2 punkty procentowe (to jest ok 250 tys. gospodarstw). Równocześnie zmalał odsetek gospodarstw oceniających zaspokojenie w stopniu raczej złym i złym[153].

Wyrywkowe analizy branży turystycznej wskazują na bardzo niewielki wzrost liczby miejsc noclegowych przy pewnych przesunięciach w strukturze na korzyść obiektów noclegowych o wyższych kategoriach.

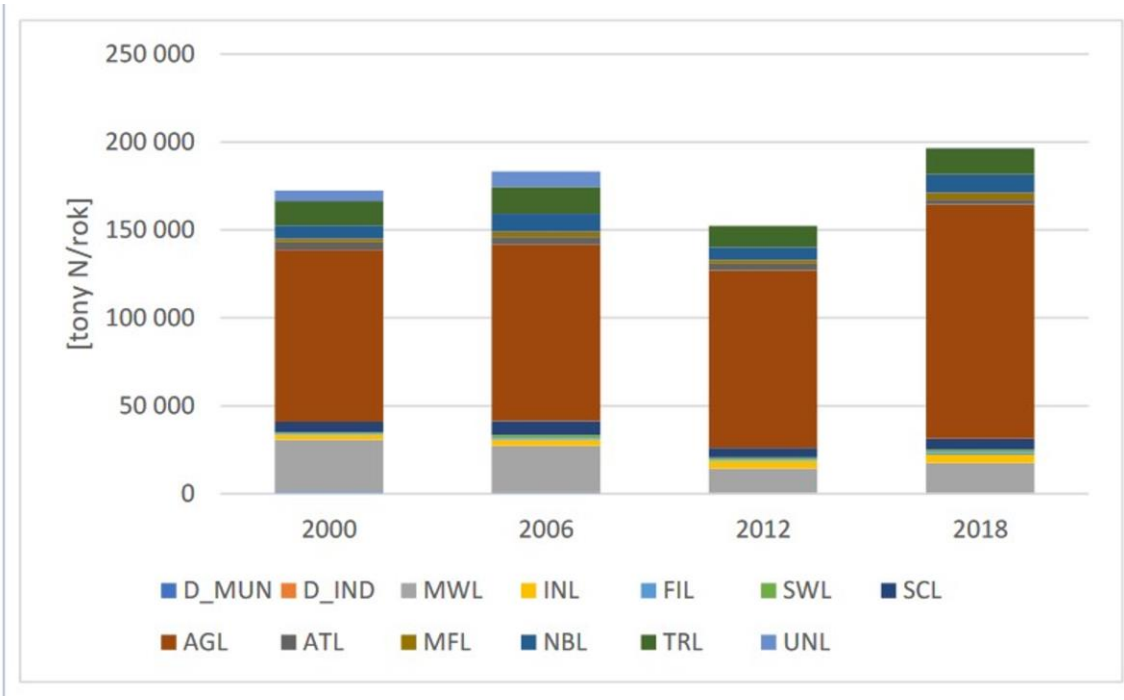
Rolnictwo

Rolnictwo jest sektorem gospodarki niezaliczonym do sektora gospodarki morskiej, który może w znaczący sposób oddziaływać na elementy środowiska morskiego. Rolnictwo, obok sektora komunalnego, powoduje zrzut substancji biogennych do wód rzek a nimi do Morza Bałtyckiego. Dynamika zrzutu substancji biogennych do Bałtyku została przedstawiona w rozdziale 4.3.8 (Tabela 4.22 i Rysunek 4.4). Trudno jest jednak na bazie tych danych mówić o wyraźnym trendzie rosnącym czy malejącym w odniesieniu do zrzutu poszczególnych substancji (BZT_5, azot ogólny, fosfor ogólny). Brak takiego trendu, mimo systematycznych wysiłków poprawy oczyszczania ścieków komunalnych i działań związanych z ograniczeniem spływów pochodzenia rolniczego - jest w pewnym stopniu związany nierównomiernościami opadów i warunków hydrologicznych. Pewna część spływu to tzw. spływ naturalny (lasy i nieużytki) wywołany opadami, których intensywność i rozległość jest w poszczególnych latach różna. Opady wpływają też na intensywność wymywania nawozów - stąd też biorą się zróżnicowania odprowadzanych ładunków rzędu +/- 25% rok do roku. Dwa kolejne rysunki nie oddają w pełni roli czynników hydrologicznych z uwagi na ich wpływ zarówno na kategorię „rolnictwo" jak i „lasy i nieużytki". Nie zmienia to jednak opinii o dominującym wpływie rolnictwa w strukturze zrzutu substancji biogennych.

%2520Raport%2520z%2520bada%25C5%2584_Czerwiec%25202023.pptx&usg=AOvVaw3LTQu2roFPc6OrtrIuwF07&opi=89978449 dostęp 10.2023

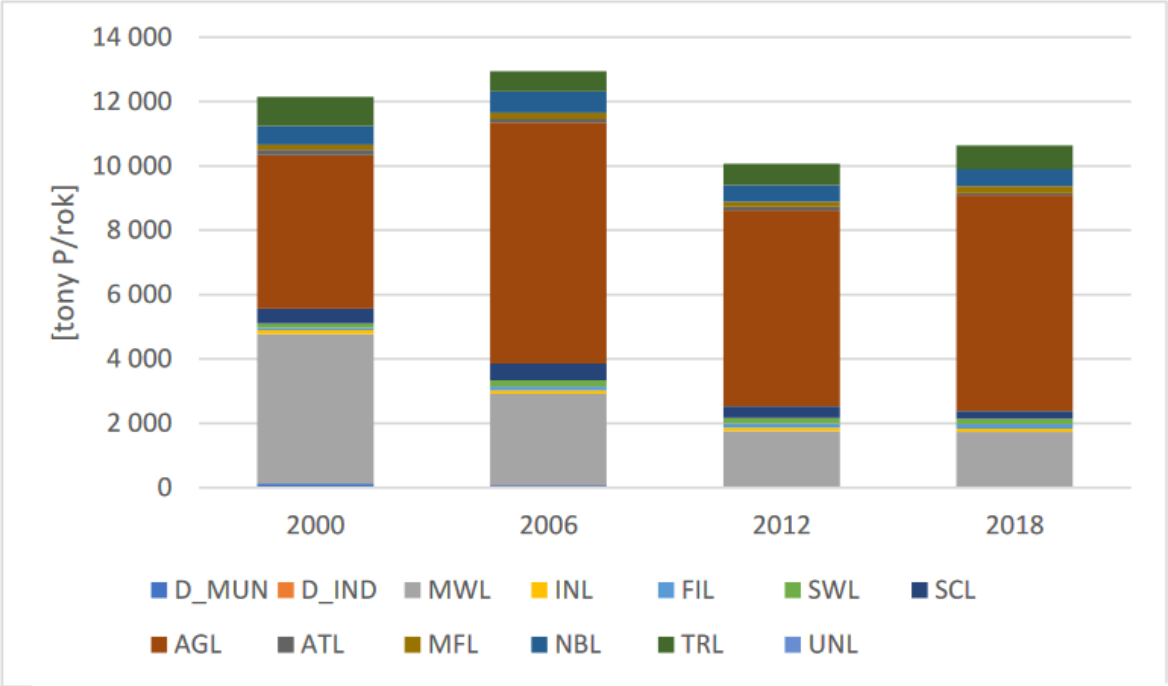
[152] Polski bon turystyczny – podsumowanie programu. https://www.pb.pl/polski-bon-turystyczny-podsumowanie-programu-1190333 dostęp 10.2023

[153] Krystyna Hanusik, Urszula Łangowska-Szczęśniak, Ekonomiczne efekty programu „rodzina 500+" w świetle badań budżetów gospodarstw domowych w Polsce w: Polityka Społeczna nr 10/2019 str. 16-24. https://polityka-spoleczna.ipiss.com.pl/api/files/view/1398480.pdf dostęp 10.2023



Rysunek 4.10. Polska część zlewiska Bałtyku. Znormalizowane ładunki azotu wnoszone wodami w latach 2000, 2006, 2012, 2018. (Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa 2022.)

Legenda
D_MUN – oczyszczalnie komunalne zrzucające ścieki oczyszczone do Morza Bałtyckiego,
D_IND – oczyszczalnie przemysłowe zrzucające ścieki oczyszczone do Morza Bałtyckiego,
AGL – rolnictwo,
ATL – bezpośredni opad atmosferyczny,
FIL – akwakultura,
INL – oczyszczalnie przemysłowe,
MFL – lasy i nieużytki,
MWL – oczyszczalnie komunalne,
NBL – tło naturalne,
SCL – ścieki z terenów nieskanalizowanych,
SWL – przelewy burzowe i wody opadowe z terenów zainwestowanych,
TRL – ładunki transgraniczne,
UNL – nieznane źródła



Rysunek 4.11. Polska część zlewiska Morza Bałtyckiego. Znormalizowane ładunki fosforu wnoszone wodami w latach 2000, 2006, 2012, 2018. (Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa 2022.)
Legenda zgodna z Rysunek 4.10 Polska część zlewiska Bałtyku. Znormalizowane ładunki azotu wnoszone wodami w latach 2000, 2006, 2012, 2018.

Przy predykcji potencjalnych zmian należy uwzględnić przynajmniej trzy czynniki:

- zmiany średniej wielkości gospodarstwa;
- zmiany w melioracjach;
- zmiany w zużyciu nawozów.

Nie przewiduje się znacznych zmian w strukturze gospodarstw do roku 2025. Patrząc na dane historyczne dominują gospodarstwa od 1-1,99 ha, 2-4,99 ha i 5-9,99 ha. Ich liczba jednak maleje w latach 2010-2018 na rzecz dużych gospodarstw. Gospodarstwa duże powyżej 50 ha i więcej stanowiły jedynie 2,4% w 2018 roku, z kolei gospodarstwa od 20-49,99 ha stanowiły 7,4% w 2018 roku.

Bez danych liczbowych można zaledwie przypuszczać, że nastąpi zwiększenie zmeliorowanej powierzchni użytkowanych rolniczo. Wizja taka zawarta jest w „Strategii zrównoważonego rozwoju wsi, rolnictwa i rybactwa 2030" z 2019 r., która zakłada wsparcie dla budowy, odbudowy i prawidłowego wykorzystania urządzeń melioracyjnych, w tym przebudowę systemów melioracyjnych w taki sposób, aby umożliwiały również zatrzymywanie wody w gruncie. O trendach w tym zakresie trudno jest dyskutować gdyż badania nakładów inwestycyjnych na melioracje prowadzone przez GUS poprzez formularz RRW-10 zostały wygaszone. Przewiduje się, że ilość używanych przez rolników nawozów, szczególnie azotowych i potasowych, będzie rosła.

4.6.2 Opis luk pomiędzy scenariuszami

Przygotowana Aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich stała się okazją do przygotowania dedykowanego opracowania znajdującego swoje miejsce w Załączniku 3 do wspomnianej Aktualizacji. Na jego podstawie założono następujące scenariusze w ramach analizy luk w działaniach:

1) BaU: Polska nie wdraża KPOWM/aPOWM, pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;

2) KPOWM_1: Polska wdraża KPOWM do 2036 r. w zakresie rolnictwa, pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
3) KPOWM_2: Polska wdraża KPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. osiągają NIC[154];
4) aPOWM_1: Polska wdraża aPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM odprowadzają ładunki biogenów na poziomie 2018 r.;
5) aPOWM_2: Polska wdraża aPOWM do 2036 r., pozostałe państwa HELCOM w 2036 r. osiągają NIC;
6) MAI: Wszystkie państwa HELCOM osiągają NIC/MAI[155] w 2036 r.

W poniższej tabeli (Tabela 4.48) przedstawiono luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 roku. Tabelę opracowano zgodnie z legendą

Osiągnięcie GES praktycznie niemożliwe	A
Osiągnięcie GES mało prawdopodobne	B
Osiągnięcie GES dość prawdopodobne	C
Osiągnięcie GES bardzo prawdopodobne	D
Osiągnięcie GES niemal pewne	E
Prognozowanie skrajnie niepewne	DD
Wskaźnik nie dotyczy podakwenu	

Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Załącznik 3 Analiza luk.

[154] NIC - Nutrient Input Ceilings – pułapy wprowadzania składników odżywczych
[155] MAI - Maximum Allowable Inputs – maksymalne dopuszczalne ładunki

Tabela 4.48. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 roku

	Liczba akwenów ocenianych																																									
	Scenariusz BaU							**KPOWM_1**							**KPOWM_2**							**aPOWM_1**							**aPOWM_2**							**MAI**						
Wskaźniki	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD
Stan reprodukcji foki szarej	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0
Liczebność wodnych ptaków lęgowych	7	1	6	0	0	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0	7	1	2	0	4	0	0
Chlorofil "a" średnia z VI-IX	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0
Azot mineralny średnia z roku	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0
Fosfor fosforanowy średnia z roku	11	7	0	1	0	3	0	11	7	0	1	0	3	0	11	6	1	0	1	3	0	11	6	1	0	1	3	0	11	6	1	0	1	3	0	11	2	5	0	1	3	0
Przezroczystość średnia z VI-IX	14	6	3	4	0	1	0	14	6	3	4	0	1	0	14	6	3	4	0	1	0	14	6	2	5	0	1	0	14	6	1	6	0	1	0	14	6	1	6	0	1	0
Azot ogólny średnia z roku	7	4	0	2	1	0	0	7	4	0	2	1	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0	7	4	0	1	2	0	0
Fosfor ogólny średnia z roku	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	2	1	1	0	7	1	2	1	2	1	0	7	1	2	1	2	1	0

	Liczba akwenów ocenianych																																									
	Scenariusz BaU							**KPOWM_1**							**KPOWM_2**							**aPOWM_1**							**aPOWM_2**							**MAI**						
Wskaźniki	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD
Rozpuszczalny azot mineralny średnia z zimy	10	4	1	2	2	1	0	10	4	1	2	2	1	0	10	4	1	2	2	1	0	10	4	1	2	2	1	0	10	4	1	2	2	1	0	10	4	1	2	2	1	0
Rozpuszczalny fosfor mineralny średnia z zimy	14	10	0	1	0	3	0	14	10	0	1	0	3	0	14	9	1	1	0	3	0	14	9	1	1	0	3	0	14	9	1	1	0	3	0	14	9	1	1	0	3	0
Multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu B	14	7	5	2	0	0	0	14	7	5	2	0	0	0	14	7	5	2	0	0	0	14	7	5	2	0	0	0	14	7	5	2	0	0	0	14	7	5	2	0	0	0
Wskaźnik stanu makrofitów SM1	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0	4	0	3	1	0	0	0
Makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach ESMIz	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0
Toksyczne zakwity sinic CyaBl	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3
Wskaźnik zmian	14	3	0	2	1	8	0	14	3	0	2	1	8	0	14	3	0	2	1	8	0	14	3	0	2	0	9	0	14	3	0	2	0	9	0	14	3	0	2	0	9	0

	Liczba akwenów ocenianych																																							
	Scenariusz BaU							KPOWM_1							KPOWM_2						aPOWM_1						aPOWM_2						MAI									
Wskaźniki	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD
odporności ekosystemu WskZm																																									
Trendy w napływie nowych gatunków obcych	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0	5	0	5	0	0	0	0
Indeks wielkich ryb LFI	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	1
Wskaźnik SI	7	3	3	1	0	0	0	7	3	3	1	0	0	0	7	3	3	1	0	0	0	7	3	0	3	1	0	0	7	3	3	1	0	0	0	7	3	3	1	0	0	0
Śmiertelność połowowa	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0
Biomasa stada tarłowego SSB	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
Aldehyd mrówkowy w wodzie	14	0	0	0	13	0	1	14	0	0	0	13	0	1	14	0	0	0	13	0	1	14	0	0	0	13	0	1	14	0	0	0	13	0	1	14	0	0	0	13	0	1
PBDE w biotach	14	6	0	2	0	0	6	14	6	0	2	0	0	6	14	6	0	2	0	0	6	14	6	0	2	0	0	6	14	6	0	2	0	0	6	14	6	0	2	0	0	6
Rtęć w biotach	14	2	0	6	0	0	6	14	2	0	6	0	0	6	14	2	0	6	0	0	6	14	2	0	6	0	0	6	14	2	0	6	0	0	6	14	2	0	6	0	0	6
Kadm w biotach	14	3	0	0	0	0	11	14	3	0	0	0	0	11	14	3	0	0	0	0	11	14	3	0	0	0	0	11	14	3	0	0	0	0	11	14	3	0	0	0	0	11

	Liczba akwenów ocenianych																																									
	Scenariusz BaU							KPOWM_1							KPOWM_2							aPOWM_1							aPOWM_2							MAI						
Wskaźniki	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD
Ołów w biotach	14	0	3	0	0	0	11	14	0	3	0	0	0	11	14	0	3	0	0	0	11	14	0	3	0	0	0	11	14	0	3	0	0	0	11	14	0	3	0	0	0	11
Heptachlor w biotach	14	1	4	0	0	0	9	14	1	4	0	0	0	9	14	1	4	0	0	0	9	14	1	4	0	0	0	9	14	1	4	0	0	0	9	14	1	4	0	0	0	9
Cez 137	14	0	0	2	1	0	11	14	0	0	2	1	0	11	14	0	0	2	1	0	11	14	0	0	2	1	0	11	14	0	0	2	1	0	11	14	0	0	2	1	0	11
Test mikrojądrowy	14	0	2	1	0	0	11	14	0	2	1	0	0	11	14	0	2	1	0	0	11	14	0	2	1	0	0	11	14	0	2	1	0	0	11	14	0	2	1	0	0	11
PBDE w żywności (ryby)	0							0							0							0							0							0						
Odpady na plażach	10	0	0	3	0	0	7	10	0	0	3	0	0	7	10	0	0	3	0	0	7	10	0	0	3	0	0	7	10	0	0	3	0	0	7	10	0	0	3	0	0	7
Dług tlenowy	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0
Tlen przy dnie	11	3	1	1	4	2	0	11	3	1	1	4	2	0	11	3	1	1	4	2	0	11	1	3	1	3	3	0	11	1	3	1	3	3	0	11	1	3	1	3	3	0

	Liczba akwenów ocenianych																																									
	Scenariusz BaU							KPOWM_1							KPOWM_2							aPOWM_1							aPOWM_2							MAI						
Wskaźniki	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD	Razem	A	B	C	D	E	DD
Stan repr. foki szarej	11	11	0	0	0	0	0	11	11	0	0	0	0	0	11	0	11	0	0	0	0	11	0	11	0	0	0	0	11	0	0	0	11	0	0	11	0	0	0	11	0	0
Liczebność wodnych ptaków lęg.	7	1	6	0	0	0	0	7	0	1	2	0	4	0	7	0	1	2	0	4	0	7	0	1	2	0	4	0	7	0	1	2	0	4	0	7	0	1	2	0	4	0
Chlorofil "a" średnia z VI-IX	14	12	1	1	0	0	0	14	12	1	1	0	0	0	14	9	2	3	0	0	0	14	5	4	4	1	0	0	14	3	2	7	2	0	0	14	1	2	8	3	0	0
Azot mineralny średnia z roku	4	1	0	0	0	3	0	4	0	1	0	0	3	0	5	1	1	0	0	3	0	4	1	0	0	0	3	0	4	0	0	1	0	3	0	4	0	0	1	0	3	0
Fosfor fosforanowy średnia z roku	11	7	0	1	0	3	0	11	5	1	2	0	3	0	11	5	0	2	1	3	0	11	4	1	2	1	3	0	11	3	1	3	1	3	0	11	2	1	2	2	4	0
Przezroczystość średnia z VI-IX	14	7	2	4	0	1	0	14	0	6	7	0	1	0	14	0	4	8	0	2	0	14	0	1	11	0	2	0	14	0	0	10	2	2	0	14	0	0	8	4	2	0
Azot ogólny średnia z roku	7	4	0	3	0	0	0	7	1	3	3	0	0	0	7	1	3	3	0	0	0	7	0	3	3	1	0	0	7	0	1	4	2	0	0	7	0	1	3	3	0	0
Fosfor ogólny średnia z roku	7	3	1	2	1	0	0	7	0	1	5	0	1	0	7	0	0	5	1	1	0	7	0	0	4	2	1	0	7	0	0	1	5	1	0	7	0	0	0	4	3	0
Rozp.azot mineralny śr.a z zimy	10	5	1	3	1	0	0	10	4	1	4	1	0	0	10	4	0	5	1	0	0	10	4	0	3	3	0	0	10	3	1	3	3	0	0	10	3	1	3	3	0	0
Rozp. fosfor min. śr z z	14	10	0	1	0	3	0	14	7	2	2	0	3	0	14	7	0	3	1	3	0	14	4	3	3	1	3	0	14	3	1	6	1	3	0	14	2	1	4	1	3	0

Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Załącznik 3 Analiza luk. Str. 204-2012.

4.6.3 Opis skutków dla dobrobytu człowieka wyrażony w wartościach monetarnych albo ilościowo albo jakościowo

Przegląd wpływu osiągnięcia GES na dobrobyt w poszczególnych, analizowanych sektorach wraz z informacją o dostępności metodyki szacunku przygotowanej w ramach HELCOM/HOLAS[156] zestawia poniższa tabela.

Tabela 4.49. Przegląd hipotetycznych korzyści z osiągnięcia GES dla analizowanych sektorów

Sektor	Wpływ osiągnięcia GES na zmianę korzyści osiąganych przez sektor	Metodyka szacunku opracowana przez HELCOM/HOLAS[157]
żegluga morska	Brak	Brak metodyki
porty morskie	Brak	Brak metodyki
przemysł stoczniowy / stocznie	Brak	Brak metodyki
rolnictwo	Brak	Brak metodyki
morski przemysł wydobywczy	Brak	Brak metodyki
rybołówstwo morskie	Oczekiwane	Brak metodyki[1]
turystyka i rekreacja morska	Oczekiwane	Opracowano, zrealizowano obliczenia dla pojedynczego roku
działalność militarna	Brak	Brak metodyki

[1] w raporcie HELCOM/HOLAS podano pewne wartości statystyczne dotyczące sektora (wartość dodaną brutto) jednak nie zaproponowano metodyki szacunku korzyści dla tego sektora i nie zrealizowano takich obliczeń

Źródło: Opracowanie aktualizacji analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich. MGMiŻŚ, Warszawa 2018.

Sektor – rybołówstwo morskie

Szacunek skutków zmian jakości środowiska morskiego dla sektora rybołówstwa nie jest oczywisty[158]. Jeżeli pojęcie skutków zostanie sprowadzone do kategorii przychodów, rozważania faktycznie nie są skomplikowane. Przychód z działalności podstawowej jest iloczynem masy złowionych ryb i ceny uzyskanej w sprzedaży. Wzrost liczebności stad poszczególnych gatunków hipotetycznie prowadzi do wzrostu kwot połowowych i jeżeli kwoty te zostaną zrealizowane – do wzrostu przychodów. Problem polega jednak na wyborze wskaźnika jakim jest przychód. Wskaźnik ten nie przesądza bowiem o wyniku finansowym. Wysokiemu przychodowi może równocześnie towarzyszyć wysoki ujemny wynik finansowy. Dlatego poprawną kategorią przy takich rozważaniach powinien być wynik finansowy lub wynik finansowy netto. Obie te kategorie przesądzają o celowości prowadzenia działalności i wpływają na dobrostan podmiotów funkcjonujących w branży.

Analiza bieżących danych opisujących z jednej strony wielkość połowów, a z drugiej wynik finansowy sektora rybołówstwa morskiego nie pozwala na wyciąganie prostych wniosków. Zestawienie podstawowych wartości prezentuje Tabela 4.50.

Tabela 4.50. Zestawienie podstawowych danych opisujących sektor rybołówstwa

Rok	Wynik finansowy na działalności gospodarczej	Wynik finansowy netto	Połów ryb ogółem	Połów ryb - Bałtyk i zalewy
	mln zł, ceny bieżące		tys. t	
2015	26,0	41,4	187,0	134,7
2018	5,2	5,0	205,7	155,9
2019	4,3	4,2	194,8	145,0
2020	21,8	21,0	191,5	130,0
2021	10,4	10,0	185,7	123,2

Źródło: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022, GUS 2023, oraz wcześniejsze roczniki

[156] Draft supplementary report on ESA for HELCOM HOLAS II

[157] Draft supplementary report on ESA for HELCOM HOLAS II

[158] Z wyjątkiem sytuacji skrajnej gdzie ekstynkcja gatunków połowowych prowadzi do całkowitego upadku branży.

Dane z tabeli wskazują, że nie ma prostego przełożenia pomiędzy wielkością połowów a zyskiem netto. Przykładowo pomiędzy rokiem 2018 a 2019 odnotowano niewielki (1,6%) spadek połowów, któremu towarzyszył 400% wzrost zysku netto. Nie można zapominać, że o wyniku decyduje też wielkość kwoty połowowej przypadająca na jednostkę floty, który to wskaźnik systematycznie maleje. Jest to jednak jedna z wielu zmiennych wpływających na wynik finansowy. Poprawną ocenę komplikują środki dotacyjne UE, przykładowo w samym 2019 r w ramach działania 1.10 zawarto 1084 umowy z tytułu tymczasowego zaprzestania działalności na kwotę 53 mln zł[159]. Środki te nie wyczerpują całej pomocy dla sektora, ale w porównaniu do przychodów z połowu zrealizowanego w tym samym roku – szacowanego na 189 mln zł[160] – jest znacząca. Tak więc o wyniku finansowym w dużej mierze decydują nie tylko koszty stałe (rosnące) ale mechanizmy dotacyjne podlegające systematycznej ewolucji. Hipotetyczna poprawa zasobności łowisk i idąca za tym hipotetyczna decyzja o zwiększeniu kwot połowowych automatycznie spowoduje zmniejszenie środków na rekompensaty za zaprzestanie połowów.

Turystyka i rekreacja

Zmiana metodyki wyznaczania nadwyżki konsumenta w porównaniu do poprzedniego horyzontu obliczeniowego została opisana w rozdziale 4.5.2. Tam też oszacowano nadwyżkę z tytułu podróży nad Bałtyk. Otwarte pozostaje pytanie czy poprawa jakości środowiska Bałtyku wpłynie na wzrosty frekwencji. Próba udzielenia odpowiedzi na to pytanie (niezależnie od metodyki liczenia nadwyżki wskazywanej przez HOLAS 2 a potem 3) nastąpiła w poprzednim cyklu sprawozdawczym. Podjęto wówczas próbę określenia związku jakości wód w kąpieliskach i frekwencji turystycznej dla gmin nadmorskich. Uzyskano wskaźnik i potwierdzono jego istotność statystyczną – fakt wyznaczenia kąpieliska powoduje wzrost frekwencji w danej gminie o 4,6%. Przeprowadzono tam również dyskusję, czy można przypisywać ten wzrost wyłącznie jakości wody (wobec równoczesnego wzrostu bezpieczeństwa). W momencie prowadzenia tych badań dość dyskusyjny był również fakt korzystania z informacji o kąpieliskach. Przynajmniej ta ostatnia wątpliwość mogła zostać w obecnym cyklu wyeliminowana. Zgodnie z oficjalnym sprawozdaniem serwis kąpieliskowy odnotował ponad 600 tys. odsłon w sezonie[161]. Biorąc pod uwagę, że jego dane były powielane w różnych formach przekazu (od serwisów www po prasę codzienną), można potwierdzić fakt zainteresowania użytkowników. Przechodząc do prób oszacowania przyrostu korzyści można wykorzystać następujące dane[162]:

Wzrost liczby kąpielisk pomiędzy 2017 a 2021 r wyniósł z 97 do 173, przeciętnie 1,38 kąpieliska na gminę nadmorską. Przeciętne obciążenie bazy noclegowej za lipiec i sierpień wyniosło 63,9% (wyłącznie obszar nadmorski). Liczba udzielonych noclegów w tym czasie to 8 811 440.

Wykorzystując wskaźnik opracowany w raporcie z 2018 roku można przyjąć że 259 tys. noclegów było efektem poprawy sytuacji z kąpieliskami. Wykorzystując średnią długość pobytu w sezonie letnim na poziomie 4,6 dni można oszacować liczbę podróży na poziomie 56,3 tys. podróży. Przy wykorzystaniu

[159] Roczne sprawozdania z realizacji PO Rybactwo i Morze 2014-2020. Roczne sprawozdanie za 2019 r. https://www.gov.pl/web/gospodarkamorska/roczne-sprawozdania-z-realizacji-po-rybactwo-i-morze-2014-2020 dostęp 10.2023

[160] Program_Fundusze_Europejskie_dla_Rybactwa_wraz_z_załącznikami.pdf, https://www.gov.pl/web/rolnictwo/program-fundusze-europejskie-dla-rybactwa dostęp 10.2023

[161] Kąpieliska i miejsca okazjonalnie wykorzystane do kąpieli. Główny Inspektor Sanitarny, Warszawa 2022. https://sk.gis.gov.pl/raporty/Stan_Sanitarny_2022_-_Kapieliska.pdf dostęp 10.2023

[162] Wszystkie dane za: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022. GUS, Warszawa-Szczecin 2023.

jednostkowej nadwyżki na podróż z podrozdziału 4.5.2 wynoszącej 25,87 €/podróż można oszacować przyrost korzyści na ok 1,46 mln €.

Wartość ta nie stoi w sprzeczności z oszacowaniami z rozdziału 4.5.2. W rozdziale 4.5.2 szacowano bowiem całkowitą nadwyżkę z tytułu podróży nad Bałtyk. W tym wypadku szacunkowi podlegał przyrost nadwyżki wynikający z poprawy jakości wód umożliwiającej ustanowienie kąpielisk.

4.7 Podsumowanie i wnioski

Mimo, że niniejszy raport jest już trzecim dokumentem[163], koncepcja prowadzenia analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich, nadal wydaje się zadaniem złożonym i wymagającym pozyskiwania danych z wielu różnorodnych źródeł. Nie rozwiązane pozostały problemy o charakterze metodycznym (które wskazano na wcześniejszym etapie w ramach opracowania metodyki), a dotyczące m.in. kompatybilności działu gospodarka morska wg PKD z sektorami analizy społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich. Nadal występują rozbieżności i problemy w kwestii związanej z agregacją danych opisujących procesy gospodarcze. Informacje takie są zbierane w przekrojach administracyjnych, które nie do końca są zbieżne z kategorią „gospodarki morskiej". Dla dużej części gospodarki morskiej: żeglugi, portów, stoczni, przemysłu wydobywczego nie odnaleziono żadnych metod wyceny kosztów degradacji środowiska. Jest to jednak uzasadnione, ponieważ sektory te wydają się być niewrażliwe na zmiany jakości wód.

Niniejsza analiza, tak jak i większość analiz prowadzonych w obszarze zarządzania jakością środowiska, napotyka na typową asymetrię: koszty działań zapobiegających degradacji mają w większości charakter rynkowy, wobec czego ich pieniężna wycena jest stosunkowo prosta, a wyniki relatywnie wiarygodne. Z drugiej strony oczekiwane korzyści związane z przywróceniem GES mają dość ezoteryczny charakter i już ich kwantyfikacja ilościowa przysparza trudności. Opracowanie analizy społeczno-ekonomicznej służyć powinno uzasadnieniu działań zmierzających do wstrzymania procesów degradacji i docelowo poprawy jakości Bałtyku oraz osiągnięcie stanu określanego jako GES. Konieczność osiągnięcia GES została przesądzona na drodze decyzji politycznej (bez przeprowadzenia adekwatnego rachunku kosztów i korzyści (CBA)). Możliwość wydłużenia okresu osiągnięcia GES jest zatem konieczna i została już wdrożona o czym świadczy przygotowana Aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich i opracowana w jej ramach Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 roku.

Opracowana w czerwcu br „Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, pochodzenia lądowego i morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, obejmującej skutki kumulacyjne i synergiczne" dla większości presji wskazuje, że aktualny poziom presji za lata 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie jak w wieloleciu 2011-2016. Zatem zestawienie presji, kosztów degradacji i potencjalnych działań zapobiegających w odniesieniu do ich wyceny pieniężnej może wywoływać szereg kontrowersji. Stosunkowo wysokie nakłady pieniężne nie przynoszą bowiem oczekiwanych rezultatów, w postaci znaczącej minimalizacji presji na wody Bałtyku. Te rozbieżności nie mają charakteru teoretycznej dysputy oderwanej od rzeczywistości gospodarczej. Oszacowany strumień niekorzyści (związanych z niską jakością Bałtyku) ma bezpośrednie znaczenie operacyjne. Uzasadnia bowiem poniesienie kosztów towarzyszących działaniom zapobiegającym degradacji do kwoty nie przekraczającej wycenionych niekorzyści. Jeżeli koszty zapobiegania są wyższe od niekorzyści wynikających z degradacji – nie powinny być ponoszone obniżają bowiem dobrobyt ogólnospołeczny.

[163] Poprzednie dokumenty to: Opracowanie aktualizacji społeczno-ekonomicznej użytkowania wód morskich oraz kosztów degradacji środowiska wód morskich. MGMiŻŚ, Warszawa 2018 oraz
Analiza społeczno-ekonomiczna użytkowania wód morskich (zgodnie z art. 8.c RDSM), w: Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (2005-2010) http://rdsm.gios.gov.pl/images/wstepna/5.pdf

„Aktualizacja analizy dominujących presji i oddziaływań, w tym presji i oddziaływań antropogenicznych, pochodzenia lądowego i morskiego na wody morskie polskiej strefy Morza Bałtyckiego, obejmującej skutki kumulacyjne i synergiczne" wskazuje, że presja związana z wprowadzaniem substancji biogennych jest jedną z największych presji pochodzenia lądowego. Na potrzeby opracowania „analizy presji" dokonano analizy ładunków wnoszonych rzekami w wieloleciu 1995-2020. W opracowaniu zaprezentowano zarówno ładunki rzeczywiste, jak i znormalizowane zgodnie z zaleceniami HELCOM. Analizy dokonano w podziale na zlewnię Wisły, Odry oraz połączonych rzek pomorskich i Przymorza. Zgodnie z wnioskami dokumentu dot. analizy dominujących presji i oddziaływań aktualny poziom presji w zakresie wprowadzania materii organicznej w latach 2016-2021, kształtuje się na zbliżonym poziomie do presji identyfikowanych w wieloleciu 2011-2016. Wiadomym jest, że Polska jest zobowiązana do realizacji warunków zapisanych w Traktacie Akcesyjnym i realizacji procesów inwestycyjnych związanych z sektorem komunalnym (odbiór i oczyszczanie ścieków – KPOŚK), jak również Dyrektywy Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotyczącej ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego (91/676/EWG) tzw. dyrektywy azotanowej tj. wdrażania programów działań mających na celu ochronę wód przed zanieczyszczeniem azotanami pochodzącymi ze źródeł rolniczych. O ile koszty wymienionych programów działań są raportowane to efekty realizacji programów najczęściej przedstawiane są jako wycinkowe zmniejszenie presji na środowisko (redukcja ładunku odprowadzanego do wód) lub odniesienia poziomu presji aktualnej bez modelowania w jaki sposób to zmniejszenie presji przełoży się na zmianę jakości. W przypadku KPOŚK nawet zmniejszenie presji jest raportowane w sposób wycinkowy; osoby podłączane do kanalizacji generują rzekomy wzrost ładunków brutto odprowadzanych na oczyszczalnie. Im zatem więcej osób podłączymy do systemów zbiorczych – tym większy ładunek dopłynie do oczyszczalni. Tam podlega on redukcji, jednak zrzut ładunków w ściekach oczyszczonych pomija fakt, że przed podłączeniem osoby te generowały spływy powierzchniowe, trafiające bezpośrednio do wód.

Reasumując, na chwilę obecną, brak jest w Polsce kompleksowego modelu przekładającego efekty realizacji istniejących programów zmniejszenia presji na jakość środowiska wodnego – najpierw wód śródlądowych, a potem Bałtyku. Należy jednak docenić postęp w modelowaniu widoczny aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Jednak przyjęcie kilku zróżnicowanych scenariuszy nie prowadzi do wyraźnego zróżnicowania ich skutków dla większości wskaźników. Jest to argument na rzecz zintensyfikowania badań modelowych. Jest to również nadal poważny zarzut dotyczący pełnej koordynacji polityki w zakresie ochrony wód i braku postrzegania poprawy jakości wód jako celu nadrzędnego. W polityce ochronnej dominują obecnie proste cele operacyjne spełnienia wymogów technicznych narzucanych przez dyrektywy UE bez dalekowidzącego rozeznania, jaki będzie faktyczny efekt zmian jakości środowiska.

Kolejny sektor, co do którego można by oczekiwać wrażliwości poziomu osiąganych korzyści na jakość środowiska – czyli rybactwo i rybołówstwo – okazuje się być zdominowany przez administracyjnie ustalane kwoty połowowe. Przeprowadzone analizy wskazują, że nie ma prostego przełożenia pomiędzy wielkością połowów a zyskiem netto. Przykładowo pomiędzy rokiem 2018 a 2019 odnotowano niewielki (1,6%) spadek połowów, któremu towarzyszył 400% wzrost zysku netto. O wyniku decyduje głównie wielkość kwoty połowowej przypadająca na jednostkę floty, który to wskaźnik systematycznie maleje. Jest to jednak jedna z wielu zmiennych wpływających na wynik finansowy, na który równie znacząco wpływają środki pomocowe UE z kolejnych programów operacyjnych właściwych rybołówstwu. Przykładowo w samym 2019 r w ramach działania 1.10 zawarto 1084 umowy z tytułu tymczasowego zaprzestania działalności na kwotę 53 mln zł[164].

[164] Roczne sprawozdania z realizacji PO Rybactwo i Morze 2014-2020. Roczne sprawozdanie za 2019 r. https://www.gov.pl/web/gospodarkamorska/roczne-sprawozdania-z-realizacji-po-rybactwo-i-morze-2014-2020 dostęp 10.2023

Ponieważ kwoty połowowe wyznaczane na drodze decyzji administracyjnych cechują się zmiennością rzędu 20% (rok do roku) a nawet całkowitym wstrzymaniu połowów (jak w przypadku dorsza) – trudno jest mówić o jakimkolwiek scenariuszu bazowym, a także o zależności strumienia korzyści sektora rybackiego od jakości Bałtyku. Hipotetyczna poprawa zasobności łowisk i idąca za tym hipotetyczna decyzja o zwiększeniu kwot połowowych automatycznie spowoduje zmniejszenie środków na rekompensaty za zaprzestanie połowów. Tak więc strumień korzyści będzie nadal zależny od politycznych decyzji określających kwoty w danym roku oraz wysokości dostępnych środków bezzwrotnych.

Obliczenia zamieszczone w raporcie, dostarczają pewnych argumentów do negocjacji ewentualnych dodatkowych działań zmierzających do osiągnięcia GES i ich harmonogramu. Wobec braku narzędzia modelującego jakość zasobów wodnych – trudno jest uzasadnić dodatkowe programy inwestycyjne – zwłaszcza w kontekście bardzo niewielkiego strumienia potencjalnych korzyści. Dodatkowo okres obejmujący niniejsza analizę obejmuje czas pandemii COVID znacząco i niejednakowo wpływający na poszczególne sektory gospodarki. W ramach przeciwdziałania skutkom pandemii podjęto bezprecedensowe (w swojej skali) działania wsparcia wybranych sektorów ze środków publicznych. W efekcie obu zjawisk pandemii i programów pomocowych osłabiających jej skutki nastąpiło zaburzenie wzrostu gospodarczego. Jakakolwiek ekstrapolacja zaistniałych trendów jest zatem działaniem niepoprawnym w prognozowaniu.

Załącznik 2 Dane Wyjściowe do agregacji zatrudnienia wg zadanych sektorów

Tabela 1. Przeciętne zatrudnienie

Sektor	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Przeładunek, magazynowanie i przechowywanie towarów w portach morskich	7754	6159	6658	20606	20408	20023
Pozostała działalność wspomagająca transport morski	2415	2222	2548	4199	4392	4466
Działalność morskich agencji transportowych	5530	6730	8200	6896	6535	6886
Zarządy portów morskich	830	852	894	944	956	984
Morski i przybrzeżny transport wodny	1724	1871	2080	3638	3694	3866
Produkcja i naprawa statków i łodzi	21947	22690	24399	25466	24751	26446
Rybołówstwo w wodach morskich	367	508	497	564	617	601
Przetwarzanie i konserwowanie ryb i produktów rybołówstwa	18485	18155	18123	17943	17744	17800
Sprzedaż hurtowa i detaliczna ryb, skorupiaków i mięczaków	3580	3511	3766	23112	23357	23982
Prace badawczo-rozwojowe i edukacja morska	3400	3329	3296	2684	2531	3304
Urzędy morskie	1465	1468	1448	1442	1492	1410
Pozostałe rodzaje działalności	7594	7250	9519	11144	10390	9292

Źródło: Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2018. GUS, Warszawa-Szczecin 2019,Tab. 1.12 oraz Rocznik statystyczny gospodarki morskiej 2022. GUS, Warszawa-Szczecin 2023, Tab. 1.12

Tabela 2. Klucz przeliczenia na sektory wymagane w analizie (z agregacji dostępnej w GUS)

Kategoria	**Nr wiersza z Tabela 8 Rocznika gospodarki morskiej uwzględniony w kategorii**
żegluga morska	2+3+5+11
porty morskie	1
przemysł stoczniowy / stocznie	6
rolnictwo	Nie dotyczy
morski przemysł wydobywczy	Nie dotyczy
rybołówstwo (rybactwo) morskie	7
turystyka i rekreacja morska	Nie dotyczy
działalność militarna	Brak danych
Inne – morska energetyka wiatrowa off shore	0

SPIS LITERATURY I WYKAZ AKTÓW PRAWNYCH

Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. 2018. Załącznik nr 1 do uchwały Rady Ministrów: https://rdsm.gios.gov.pl/images/aktualizacja_wstepnej/aktualizacja-wstepna-ocena.pdf) (dostęp: 06.2023)

Alari V., 2013. Multi-scale wind wave modeling in the Baltic Sea. PhD diss., Tallinn University of Technology.

Amara I., Miled W., Slama R.B., Ladhari N., 2018. Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review. Environ. Toxicol. Pharmacol. 57, 115–130.

Amundin M., Carlström J., Thomas L., Carlén I., Koblitz J., Teilmann J., Tougaard J., Tregenza N., Wennerberg D., Loisa O., Brundiers K., Kosecka M., Kyhn L.A., Tiberi Ljungqvist C., Sveegaard S., Burt M.L., Pawliczka I., Jussi I., Koza R., … Benke H., 2022. Estimating the abundance of the critically endangered Baltic Proper harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) population using passive acoustic monitoring. Ecology and Evolution, 12, e8554. https://doi.org/10.1002/ece3.8554

Andersen J. H., Carstensen J., Conley D.J, Dromph K., Fleming-Lehtinen V., Gustafsson B.G., Josefson A.B., Norkko A., Villnäs A., Murray C., 2017. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. Biol Rev, 92: 135-149.

Andersson M. H., Johansson A. T., 2013. Akustiska miljöeffekter av svenska marinens aktiva sonarsystem. Teknisk rapport FOI-R-- 3504--SE, Totalförsvarets forskningsinstitut FOI, Stockholm. 74 p.

Andrulewicz E., Szymelfening M., Urbański J., Węsławski J.M., 1998. Morze Bałtyckie – o tym warto wiedzieć. Zeszyty Zielonej Akademii. 115 s.

Andrulewicz E., Kruk-Dowgiałło L., Osowiecki A., 2004. Phytobenthos and macrozoobenthos of the Slupsk Bank stony reefs, Baltic Sea. Hydrobiologia 514(1): 163–170.

Ameryk A., Gromisz S., 2012. Gdańsk Basin [in:] O'Brien T.D., Li W. ICES Phytoplankton and Microbial Plankton Status Report 2009/2010. ICES Cooperative Research Report No. 313: 48–49.

Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 1999. Hydrologia ogólna, Wydawnictwo Naukowe PWN

Barańska A., Brzeska-Roszczyk P., Dziaduch D., Gorczyca M., Kruk-Dowgiałło L., Kuczyński T., Lemieszek A., Olenycz M., Osowiecki A., Pieckiel P., Tarała A., Zaboroś I., Dzierzbicka-Głowacka L., 2016. Zbadanie różnorodności biologicznej trzech typów siedlisk strefy przybrzeżnej otwartej części polskiego wybrzeża. Wydawnictwa Wewnętrzne IM w Gdańsku nr 7056. 250 s.

Barańska A., Opioła R., Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2018. Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2016–2018, Biuletyn Monitoringu Przyrody 18. Biblioteka Monitoringu Przyrody GIOŚ Warszawa: 1–48

Barańska A., Michałek M., Kruk-Dowgiałło L., Brzeska-Roszczyk P., Osowiecki A., 2018. 1170 Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy. Przewodnik metodyczny do monitoringu i oceny siedliska (https://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/1170_Rafy_OST.pdf)

Barańska A., Kuczyński T., Pieckiel P., Michałek M., Tarała A., Jodziewicz B., Boniecka H., Gajda A., Dembska G., Flasińska A., Pazikowska-Sapota G., Galer-Tatarowicz K., Kargol J., Jasiński P., Cichowska A., Dziarkowski T., Bociąg K., Markowski M., Kraśniewski W., Zalewska T. 2021 Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2020-2022, część II – minogi, ryby i siedliska morskie Raport z prac wykonanych w II etapie, wersja 2.0. Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, 122 s.

Barańska A., Kuczyński T., Michałek M., Pieckiel P., Opioła R., Dziaduch D., Bociąg K., Tarała A., 2022. Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2020-2022, część II – minogi, ryby i siedliska morskie Raport końcowy. Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, 59 s.

Beale C.M., Monaghan P., 2004. Human disturbance: people as predation-free predators? Journal of Applied Ecology 41: 335-343

Bellebaum J., Diederichs A., Kube J., Schulz A., Nehls G., 2006. Flucht- und Meidedistanzen überwinternder Seetaucher und Meeresenten gegenüber Schiffen auf See. Ornithol. Rundbr. Mecklenburg-Vorpommern 45 (Sonderheft 1): 86-90

Bellebaum J., Schirmeister B., Sonntag N., Garthe S., 2013. Decreasing but still high: Bycatch of seabirds in gillnet fisheries along the German Baltic coast. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 23: 210-221

Bełdowski J., Fabisiak J., Popiel S., Östin A., Olsson U., Vanninen P., Lastumaki A., Lang T., Fricke N., Brenner M., Berglind R., Baršienė J., Klusek Z., Pączek B., Söderström M., Lehtonen K., Szubska M., Malejevas V., Koskela H., Michalak J., Turja R., Bickmeyer U., Broeg K., Olejnik A., Fidler J., 2014. CHEMSEA Findings, Gdańsk, vol. 86. Institute of Oceanology Polish Academy of Sciences, ISBN 978-83- 936609-1-9.

Bełdowski J., Klusek Z., Szubska M., Turja R., Bulczak A.I., Rak D., Brenner M., Lang T., Kotwicki L., Grzelak K., Jakacki J., Fricke N., Östin A., Olsson U., Fabisiak J., Garnaga G., Nyholm J.R., Majewski P., Broeg K., Söderström M., Vanninen P., Popiel S., Nawała J., Lehtonen K., Berglind R., Schmidt B., 2016. Chemical munitions search & assessment-an evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. Deep-Sea Res Pt II 128, 85–95.

Binczewska A., Moros M., Polovodova A., Sławińska J., Bąk M., 2017. Changes in the inflow of saline water into the Bornholm Basin (SW Baltic Sea) during the past 7100 years – evidence from benthic foraminifera record. Boreas. in press. 10.1111/bor.12267.

Björck S., 1995: A review of the history of the Baltic Sea, 13.0-8.0 ka BP. QuaternaryInternational 27, 19-40.

Black K.D. (ed.), 2001. Environmental impacts of aquaculture. Sheffield Academic Press, Sheffield.

Bonsdorff E, Blomqvist E.M., Mattila J., Norkko A., 1997. Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Aland Islands and the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. Oceanologica Acta 20: 319-329

Borges A.V., Gypens N., 2010. Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than to ocean acidification. Limnol. Oceanogr. 55: 346–353. 10.3402/tellusb.v64i0.19586.

Broman D., Näf C., Lundbergh I., Zebühr Y., 1990. An in situ study on the distribution, biotransformation and flux of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an aquatic food chain (seston-*Mytilus edulis L.*-*Somateria mollissima L.*) from the Baltic: an ecotoxicological perspective. Environ. Toxicol. Chem. 9: 429–442

Brzeska P. 2009. Mapowanie zasięgu występowania makroglonów w północno-zachodniej części Ławicy Słupskiej oraz strefy przybrzeżnej pomiędzy Stilo a Ustką w kontekście planowania przestrzennego polskich obszarów morskich. Praca wykonana w ramach środków finansowych przyznanych na działalność statutową decyzją Ministra Nauki i Szkolnictwa Wyższego nr 611/E-272/S/2009-1. 30 s.

Brzeska P., Kruk-Dowgiałło L., 2017. Preliminary results of monitoring studies on macrophytes in the area of brine discharge from the creation of gas storage caverns (Puck Bay, Baltic). BMI: 32(1): 50−57

Brzeska-Roszczyk P., Opioła R., 2020. Makroglony i okrytozalążkowe w wodach przejściowych i przybrzeżnych, [w:] Podręcznik do monitoring elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod. A. Kolada (red.), Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 331−344

Cardinale M., Svedang H., 2011. The beauty of simplicity in science: Baltic cod stock improves rapidly in a 'cod hostile' ecosystem state. Marine Ecology Progress Series, 425: s.297-301.

Cao L., Caldeira K., Jain A.K., 2007. Effects of carbon dioxide and climate change on ocean acidification and carbonate mineral saturation. Geophysical Research Letters 34. doi:10.1029/2006GL028605.

Cai W.-J, Hu X., Huang W.-J, Murrell M.C, Lehrter J.C i in., 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. Nat. Geosci. Lett. 4: 766–770. DOI: 10.3402/tellusb.v64i0.19586.

Chojnacki J., 1984. Plankton zoocenosis of the southern Baltic, Rozprawy Nr 93 Akademia Rolnicza w Szczecinie: 1 – 124.

Chojnacki J., Gruszka P., 2008. Wstępne wyniki badań warunków tarliskowych ryb w biotopie przybrzeżnym Zatoki Pomorskiej (Świętoujście-Międzyzdroje). Zintegrowane Zarządzanie Obszarami Przybrzeżnymi w Polsce – stan obecny i perspektywy. 3. Morze - ląd wzajemne relacje. K. Furmańczyk (red), Szczecin, s. 205−2014.

Cichocki W., Ważna A., Cichocki J., Rajska-Jurgiel E., Jasiński A, Bogdanowicz W., 2015. Polskie nazewnictwo ssaków świata. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN, 235 s.

Conley D.J., Carstensen J., Aigars J., Axe Ph., Bondsdorff E., Eremina T., Haahti B.M., Humborg C., Jonsson P., Kotta J., Lännegren C., Larson U., Maximov A., Rodriguez Medina M., Łysiak-Pastuszak E., Remeikaitė-Nikienė N., Walve J., Wilhelms S., Zillén L., 2011. Hypoxia is increasing in the coastal zone of the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 45: 6777-6783.

Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS) 2023a. Baltic Sea Biogeochemistry Reanalysis. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS). DOI: https://doi.org/10.48670/moi-00012 (Dostęp 01-07-2023)

Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS) 2023b. Baltic Sea Physics Reanalysis. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS). DOI: https://doi.org/10.48670/moi-00013 (Dostęp 01-07-2023)

Copernicus Marine Environment Monitoring Service (CMEMS) 2023c. Baltic Sea Wave Hindcast. E.U. Copernicus Marine Service Information (CMEMS). Marine Data Store (MDS). DOI: https://doi.org/10.48670/moi-00014 (Dostęp 01-07-2023)

Cott P.A., Hawkins A.D., Zeddies D., Martin B., Johnston T.A., Reist J.D., Gonn J.M., Higgs D.M., 2014. Song of the burbot: Under-ice acoustic signaling by a freshwater gadoid fish. Journal of reat Lakes Research, 40(2): 435-440.

Dane PMŚ. Dane Państwowego Monitoringu Środowiska dotyczące fitobentosu w polskich obszarach morskich z lat 2002–2022; dostępne na: http://dome.ices.dk/browse/ (dostęp: 01.09.2023).

Dąbrowska A., Janas U., Kędzierska H., 2016. Assessment of biodiversity and environmental quality using macrozoobenthos communities in the seagrass meadow (Gulf of Gdańsk, southern Baltic). Oceanological and Hydrobiological Studies, Vol.45, Issue 2, 286-294

Demel K., Mańkowski W., 1951. Ilościowe studia nad fauna denną Południowego Bałtyku. Prace Morskiego Inst. Ryb. Gdynia, 6: 57-82.

Demel K., Mulicki Z., 1954. Studia ilościowe nad wydajnością biologiczną dna południowego Bałtyku. Prace MIR, Nr 8, Warszawa.

Demel K. 1975. Życie Morza, Wydawnictwo Morskie, Gdańsk.

Dierschke V., Furness R.W., Garthe S., 2016. Seabirds and offshore wind farms in European waters: Avoidance and attraction. Biol. Conserv. 202: 59-68.

Dlugokencky E., Tans P., 2019. Trends in atmospheric carbon dioxide, National Oceanic & Atmospheric Administration, Earth System Research Laboratory (NOAA/ESRL), available at: http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html, last access: 3 November 2019.

Doney S. C., Fabry V. J., Feely R. A., Kleypas J. A., 2009. Ocean acidification: the ther CO2 problem. Annu. Rev. Mar. Sci. 1, 169–192, doi:10.1146/annurev.marine.010908.163834.

Dyndo M., Wiśniewska D.M., Rojano-Doñate L., Madsen P.T., 2015. Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. Scientific Reports, 5: 11083. DOI: 10.1038/srep11083.

EU, 2022. MSFD CIS Guidance Document No. 19, Article 8 MSFD, May 2022

EU-RAR, 2000. European Union Risk assessment on pentabromodiphenylether. Final report. European Union Risk Assessment Report 5, European Chemicals Bureau, 277 pp.

Engström J., Koski M., Viitasalo M., Reinikainen M., Repka S., Sivonen K., 2000. Feeding interactions of the copepods *Eurytemora affinis* and *Acartia bifilosa* with the cyanobacteria *Nodularia sp.* Journal of Plankton Research 22: 1403-1409.

Evans D., Aish A., Boon A., Condé S., Connor D., Gelabert E. Michez N., Parry M., Richard D., Salvati E., Tunesi L., 2016. Revising the marine section of the EUNIS Habitat classification - Report of a workshop held at the European Topic Centre on Biological Diversity, 12 & 13 May 2016. ETC/BD report to the EEA.

Feistel R., Günter N., Wasmund N. (red.)., 2008. State and evolution of the Baltic Sea, 1952–2005. A detailed 50-year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment, Wiley-Interscience, A John Wiley & Sons, INC

Fleming V., Kaitala S., 2006. Phytoplankton spring bloom intensity index for the Baltic Sea estimated for the years 1992 to 2004, Hydrobiologia 554: 57-65.

Frid A., Dill L., 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form predation risk. Conservation Ecology 6: 11-26.

Froese R. i D. Pauly (eds.) 2011., *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758), European sprat. FishBase; http://www.fishbase.org/summary/Sprattus-sprattus.html.

Galatius A., Teilmann J., Dähne M., Ahola M., Westphal L., Kyhn L.A., Pawliczka I., Olsen M.T., Dietz R., 2020. Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. Wildlife Biology 2020: wlb.00711 doi: 10.2981/wlb.00711, 1−10

Galil B.S., 2007. Loss or gain? Invasive aliens and biodiversity in the Mediterranean Sea. Mar Poll Bull 55:314–322.

Galgani F., Fleet D., Van Franeker J., Katsanevakis S., Maes T., Mouat J., Oosterbaan L., Poitou I., Hanke G., Thompson R., Amato E., Birkun A., Janssen C., 2010, MARINE STRATEGY FRAMEWORK DIRECTIVE Task Group 10 Report Marine litter Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities © European Union, IFREMER and ICES, 2010, JRC 58104 EUR 24340 EN ISBN 978-92-79-15653-3 ISSN 1018-5593 DOI 10.2788/86941.

Gąsowska M. (red.), 1962. Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby Cyclostomi et Pisces. PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków; 240 s.

GDOŚ, 2015. Program ochrony morświna. Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska, Warszawa, s. 97

Gębka K, Bełdowska M, Saniewska D, Korejwo E, Saniewski M., 2020. Meteorological phenomenon as a key factor controlling variability of labile particulate mercury in rivers and its inflow into coastal zone of the sea. Environmental Research 184:1. doi:10.1016/j.envres.2020.109355.

Gibson R.N., Ansell A.D., Robb L., 1993. Seasonal and annual variations in abundance and species composition of fish and macrocrustacean communities on a Scottish sandy beach. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES. vol. 98: 89-105.

Gilles A., Nachtsheim D., Authier M., Siebert U., 2022. Report on HELCOM BLUES Subtask 2.4.2: Assessing trends in abundance for assessment of the Belt Sea population. University of Veterinary Medicine Hannover, Foundation. 18 pp

Gillespie D., Berggren P., Brown S., Kuklik I., Lacey C., Lewis T., Matthews J., Mclanaghan R., Moscrop A., Tregenza N.J., 2005. Relative abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from acoustic and visual surveys of the Baltic Sea and adjacent waters during 2001 and 2002. CETACEAN RES. MANAGE. 7(1): 51–57

GIOŚ, 2022. Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2021 na tle dziesięciolecia 2011-2020, T. Zalewska, W. Kraśniewski (red.), Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2022

Glasby G.P., 1997. Disposal of chemical weapons in the Baltic Sea, The Science of the Total Environment 206, 267-273.

Gogina M., Nygard H., Blomqvist M., Daunys D., Josefson A. B., Kotta J., Maximov A., Warzocha J., Yermakov V., Grawe U., Zettler M.L., 2016. The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. ICES Journal of Marine Science, 73: 1196-1213.

Gójska A., Pawliczka I., 2012. Program ochrony foki szarej – projekt, s. 104.

Graumnitz S. i Jungman D., 2021. The database "Pharmaceuticals in the Environment" – Updated for the period 2017-2020. German Environment Agency. Texte 163/2021.

Grupa Doradcza SMDI, 2015a. Morska farma wiatrowa Bałtyk Środkowy II. Raport o oddziaływaniu na środowisko, Warszawa

Grupa Doradcza SMDI, 2015b. Morska farma wiatrowa Bałtyk Środkowy III. Raport o oddziaływaniu na środowisko, Warszawa

Gruszka P., Chojnacki J., 2008. Rozpoznanie warunków tarliskowych i tarlisk ryb w strefie przybrzeżnej Zatoki Pomorskiej w rejonie od Międzyzdrojów do Świętouścia metodą bezpośredniego monitoringu podwodnego. Akademia Rolnicza w Szczecinie, projekt nr OR16-61535-OR1600015/07, Szczecin.

Grygiel W., 1999. Rozmieszczenie i liczebność młodych śledzi i szprotów w południowym Bałtyku (lata 1976-1991). Monografia, Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 166 s.

Gustafsson, B.G., Schenk F., Blenckner T., Eilola K., Meier H.E.M., Müller-Karulis B., Neumann T., Ruoho-Airola T., Savchuk O.P., Zorita E., 2012. Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–16 2006. Ambio 41 534–548.

Hansen P., Fenchel J., 2006. The bloom-forming ciliate *Mesodinium rubrum* harbours a single permanent endosymbiont, Marine Biology Research 2: 3, 169–177.

Hammond P.S., Berggren P., Benke H., Borchers D.L., Collet A., Heide-Jorgensen M.P., Heimlich S., Hiby A.R., Leopold M.F., Oien N., 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. J Appl Ecol 39: 361–376

Harkonen T., Stenman O., Jüssi M., Jüssi I., Sagitov R., Verevkin M., 2014. Population size and distribution of the Baltic ringed seal (*Phoca hispida botnica*). NAMMCO Scientific Publications, Volume I.

Harris S.A., Cyrus D.P., Beckley L.E., 2001. Horizontal trends in larval fish diversity and abundance along an ocean estuary gradient on the northern KwaZuluNatal Coast, south Africa. Estuary. Coast. Shelf Sci.53: 221-235.

Havenhand J.N., 2012. How will Ocean Acidification Affect Baltic Sea Ecosystems? An Assessment of Plausible Impacts on Key Functional Groups. AMBIO, 41(6), 637–644. doi:10.1007/s13280-012-0326-x

Hawkins A.D., Roberts L., Cheesman S., 2014. Responses of free-living coastal pelagic fish to impulsive sounds. J. Acoust. Soc. Am. 135(5):3101-3116.

Heiskanen A.S., 1998. Factors governing sedimentation and pelagic nutrient cycles in the northern Baltic Sea. Monographs of the Boreal Environmental Research 8: 1-80.

HEAT HOLAS 3. https://github.com/ices-tools-prod/HEAT

HELCOM, 1986. WATER BALANCE OF THE BALTIC SEA, A Regional Cooperation Project of the Baltic Sea States International Summary Report, Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission

HELCOM, 1987. Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission, 1986. First Periodic Assessment of the State of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1980-1985; General Conclusions. Baltic Sea Environment Proceedings 17A.

HELCOM, 1988. Declaration on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area. Adopted on 15 February 1988 in Helsinki by the Ministers responsible for the environmental protection in the Baltic Sea States.

HELCOM, 1995. Radioactivity in the Baltic Sea 1984–1991, Baltic Sea Environ. Proc. No. 61, 182 pp.

HELCOM, 2003. Radioactivity in the Baltic Sea 1992–2006, Baltic Sea Environ. Proc. No. 85, 102 pp.

HELCOM, 2006a. Assessment of Coastal Fish in the Baltic Sea Balt. Sea Environ. Proc. No. 103 A

HELCOM, 2006b. Changing Communities of Baltic Coastal Fish Executive summary: Assessment of coastal fish in the Baltic Sea Balt. Sea Environ. Proc. No. 103 B.

HELCOM, 2007. Baltic Sea Action Plan. Adopted at HELCOM Ministerial Meeting in Krakow, Poland on 26 November 2007.

HELCOM, 2009. Radioactivity in the Baltic Sea 1999–2006, Baltic Sea Environ. Proc. No. 117, 64 pp.

HELCOM, 2009a. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings 115B.

HELCOM, 2010a. Atlas of the Baltic Sea.

HELCOM, 2010b. Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 120B.

HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy (MAS) https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/Monitoring-and-assessment-strategy.pdf).

HELCOM, 2013a. HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group - *Phoca hispida botnica*

HELCOM, 2013b. HELCOM Red List Marine Mammal Expert Group - *Phoca vitulina*

HELCOM, 2013c. HELCOM HUB – Technical Report on the HELCOM Underwater Biotope and habitat classification. Balt. Sea Environ. Proc. No. 139.

HELCOM, 2018. Proposal for Monitoring guidelines for seal abundance and distribution in the HELCOM area. Draft version (www.helsinki.fi)

HELCOM, 2018a. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. ISSN 0357-2994 www.helcom.fi/baltic-sea-trends/holistic-assessments/state-of-the-baltic-sea-2018/reports-and-materials

HELCOM, 2018b. Proposal for Monitoring guidelines for seal abundance and distribution in the HELCOM area. Draft version (www.helsinki.fi)

HELCOM, 2018c. Input of nutrients by the seven biggest rivers in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings No.161

HELCOM, 2019. Noise sensitivity of animals in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment, Proceedings N° 167

HELCOM, 2020. Checklist 2.0 of Baltic Sea Macrospecies. Baltic Sea Environment Proceedings n°174

HELCOM, 2021. Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings No.179.

HELCOM, 2021a. The Baltic Sea Action Plan (BSAP) 2021 update. https://helcom.fi/wp-content/uploads/2021/10/Baltic-Sea-Action-Plan-2021-update.pdf

HELCOM, 2022. Micropollutants in wastewater and sewage sludge. Baltic Sea Environment Proceedings Proceedings No. 185.

HELCOM, 2023a. HELCOM Thematic assessment of biodiversity 2016-2021. Main report. Baltic Sea Environment Proceedings No. 191.

HELCOM, 2023b. Wastewater treatment. HELCOM driver indicator report. Online. [24.08.2023], [https://indicators.helcom.fi/indicator/wastewater-treatment/].

HELCOM, 2023c. HELCOM Thematic assessment of spatial distribution of pressure and impacts 2016-2021.

HELCOM, 2023d. Number of drowned mammals and waterbirds in fishing gear. HELCOM core indicator report. Online. [16.07.2023], [https://indicators.helcom.fi/indicator/bycatch/].

HELCOM, 2023e. HELCOM Thematic assessment of hazardous substances, marine litter, underwater noise and non-indigenous species 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings n°190.

HELCOM, 2023f. Inputs of nutrients to the sub-basins (2020). HELCOM core indicator report. Online. [24.08.2023], [https://indicators.helcom.fi/indicator/inputs-of-nutrients/].

HELCOM, 2023g. Agricultural nutrient balance. HELCOM driver indicator report. Online. [24.08.2023], [https://indicators.helcom.fi/indicator/agricultural-nutrient-balance/].

HELCOM, 2023h, HELCOM Thematic assessment of Eutrophication 2016-2021. Baltic Sea Environment Proceedings No.192.

HELCOM, 2023i, Distribution in time and place of loud low- and mid- frequency anthropogenic impulsive sounds, https://indicators.helcom.fi/indicator/impulsive-noise/ Continuous low frequency anthropogenic sound, https://indicators.helcom.fi/indicator/continuous-noise/

HELCOM, 2023j. Cumulative impact from physical pressures on benthic biotopes. HELCOM indicator report. Online. [07.11.2023], [https://indicators.helcom.fi/indicator/cumulative-impact-on-benthic-habitats/]. ISSN 2343-2543

HELCOM/Baltic Earth, 2021. Climate change in the Baltic Sea. Fact sheet. Baltic Sea Environmental Proceedings 180.

Herrmann Ch. 2011. Population development of Baltic bird species: Southern Dunlin (*Calidris alpina schinzii* L., 1758). HELCOM Baltic Sea Environment Fact Sheets. Online. Dostęp z: http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/environment-fact-sheets/.

Holopainen, R., Lehtiniemi M., Meier H.E.M., Albertsson J., Gorokhova E., Kotta J., Viitasalo M. 2016. Impacts of changing climate on the non-indigenous invertebrates in the northern Baltic Sea by end of the twenty-first century. Biol Invasions. DOI: 10.1007/s10530-016-1197-z

Helle E., 1980. Lowered reproductive capacity in female ringed seals (*Pusa hispida*) in the Bothnian Bay, northern Baltic Sea, with special reference to uterine occlusions. Annales Zoologici Fennici 17: 147-158.

https://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/1170_Rafy_OST.pdf, dostęp: 17.07.2023

Hylla-Wawryniuk A., 2017. Dane dotyczące raportów o zaobserwowaniu ssaków morskich w Polsce zebrane w bazie danych online Fundacji WWF Polska i Stacji Morskiej Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego im. Profesora Krzysztofa Skóry w Helu w latach 2009–2016. Fundacja WWF Polska, s. 10

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.

IMGW, 2015-2022. Biuletyn Południowego Bałtyku, wydania cykliczne miesięczne, str. 11-12, zespół IMGW.

IUCN, 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>

Janowski Ł., Wróblewski R., Dworniczak J., Kołakowski M., Rogowska K., Wójcik M., Gajewski J., 2021. Offshore benthic habitat mapping based on object-based image analysis and geomorphometric approach. A case study from the Slupsk Bank, Southern Baltic Sea. Science of The Total Environment, Volume 801, 20 December 2021, 149712, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149712.

IAEA, 2005. Worldwide marine radioactivity studies (WOMARS). Radionuclide levels in oceans and seas. International Atomic Energy Agency, Vienn.

IPCC, 2007. In: Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Avery, K.B., Tignor, M., Miller, H.L. (Eds.), The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. : Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK and NY, NY, USA (996 pp.).

IPCC, 2018. Summary for Policymakers. In: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, H.-O. Pörtner, D. Roberts, J. Skea, P.R. Shukla, A. Pirani, W. Moufouma-Okia, C. Péan, R. Pidcock, S. Connors, J.B.R. Matthews, Y. Chen,

X. Zhou, M.I. Gomis, E. Lonnoy, T. Maycock, M. Tignor, and T. Waterfield (eds.)]. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland, 32 pp.

Jaanus A., Andersson A., Olenina I., Toming K., Kaljurand K., 2011. Changes in phytoplankton communities along a north-south gradient in the Baltic Sea between 1990 and 2008. Boreal Env. Res. 16 (Suppl. A): 191-208.

Jalkanen J.P., Johansson L., Wilewska-Bien M., Granhag L., Ytreberg E., Eriksson K.M., Yngsell D., Hassellöv I.M., Magnusson K., Raudsepp U., Maljutenko I., Winnes H., Moldanova J., 2021. Modelling of discharges from Baltic Sea shipping. Ocean Sci. 17, 699–728.

Jędruch A., Falkowska L., Saniewska D., Grajewska A., Bełdowska M., Meissner W., Kalisińska E., Duzinkiewicz K., Pacyna J.M., 2023. Mercury in the Polish part of the Baltic Sea: a response to decreased atmospheric deposition and changing environment. Mar. Pollut. Bull. 186, 114426 https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114426.

Jędruch A., Bełdowska M., 2020. Mercury forms in the benthic food web of a temperate coastal lagoon (southern Baltic Sea). Mar Pollut Bull 153, 110968. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.110968.

Jędruch A., Bełdowska M., Kwasigroch U., Normant-Saremba M., Saniewska D., 2018. Mercury fractionation in marine macrofauna using thermodesorption technique: Method and its application. Talanta 189. DOI: 10.1016/j.talanta.2018.07.047.

Jędruch A., Kwasigroch U., Bełdowska M., Kuliński K., 2017. Mercury in suspended matter of the Gulf of Gdańsk: Origin, distribution and transport at the land-sea interface. Mar Pollut Bull 118, 354-367. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2017.03.019.

Joos F., Spahni R., 2008. Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years, P. Natl. Acad. Sci. USA, 105, 1425–1430, https://doi.org/10.1073/pnas.0707386105

Kahru M., Elmgren R., 2014. Multidecadal time series of satellite-detected accumulations of cyanobacteria in the Baltic Sea. Biogeosciences 11, 3619-3633.

Kalia K., Khambholia D.B., 2015, 28 - Arsenic Contents and Its Biotransformation in the Marine Environment, Handbook of Arsenic Toxicology 675-700.

Kautsky H., Martin G., Snoejis-Leijonmalm P., 2017. Phytobenthic zone [w:] Biological Oceanography of the Baltic Sea. Snoejis-Leijonmalm P., Schubert H., Radziejewska T., (red.), Springer, 387–455.

Khatiwala S., Tanhua T., Mikaloff Fletcher S., Gerber M., Doney S.C., Graven H.D., Gruber N., McKinley G.A., Murata A., Rios A.F., Sabine C.L., 2013. Global ocean storage of anthropogenic carbon. Biogeosciences, 10(4), 2169–2191. doi:10.5194/bg-10-2169-2013

Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K., An B.W., Hajdu S., Olli K., 2013. Spring phytoplankton communities shaped by interannual weather variability and dispersal limitation: mechanisms of climate change effects on key coastal primary producers. Limnol. Oceanogr. 58 (2), 753–762

Klais R., Tamminen T., Kremp A., Spilling K., Olli K., 2011, Decadal-scale changes of dino-flagellates and diatoms in the anomalous Baltic Sea spring bloom, PLoS ONE, 6 (6), e21567, DOI: 10.1371/journal.pone.002156

Klais R., Norros V., Lehtinen S., Tamminen T., Olli K., 2017, Community assembly and drivers of phytoplankton functional structure, Functional Ecology, 31, 760-767, DOI: 10.1111/1365-2435.12784

Klusek Z. i Lisimenka A., 2016: Seasonal and diel variability of the underwater noise in the Baltic Sea, The Journal of the Acoustical Society of America 139(4): 1537-1547.

Knobloch T., Bełdowski J., Böttcher C., Söderström M., Rühl N.P., Sternheim J., 2013. Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the Ad Hoc Expert Group to Update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI) Baltic Sea Environmental Proceedings. HELCOM, p. 129.

Koschinski S., 2001. Current knowledge on harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea. Ophelia 55(3): 167–197

Koszteyn J., 1985. Wertykalne zróżnicowanie składu jakościowego i ilościowego mezozooplanktonu w wodach Basenu Gdańskiego i Rynny Słupskiej w lipcu 1980 r. SIMO 46, Biologia Morza 7

Kownacka J., 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. treshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska

Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2000a. Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM BSPA województwa pomorskiego. Tom 3. Nadmorski Park Krajobrazowy. Crangon 7, CBM PAN, Gdynia, s. 186

Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2000b. Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM BSPA województwa pomorskiego, t. 1. Słowiński Park Narodowy. Crangon 5, CBM PAN, Gdynia, s. 116

Kruk-Dowgiałło L., Brzeska P., 2009. Wpływ prac czerpalnych na florę denną Zatoki Puckiej i propozycje działań naprawczych. [w:] Program rekultywacji wyrobisk w Zatoce Puckiej. Przyrodnicze podstawy i uwarunkowania. Pod redakcją L. Kruk-Dowgiałło i R. Opioła, Wyd. Instytutu Morskiego w Gdańsku: 187-208.

Kruk-Dowgiałło L., Osowiecki A., Opioła R., Brzeska P., Błeńska M., 2008. Badania biologiczne oceniające stan biocenoz dennych w strefie przybrzeżnej środkowego wybrzeża w rejonie Rowów. W ramach projektu badawczego MNiSW (N306296933). WW IM w Gdańsku nr 6425. 30 s.

Kruk-Dowgiałło L., Brzeska P., Błeńska M., Opioła R., Kuliński M., Osowiecki A., 2009. Czy ochrona brzegów niszczy siedliska denne? Studium przypadku - progi podwodne w Gdyni Orłowie. [w:] Monografie PAN Nr 60. Polska Inżynieria Środowiska pięć lat po wstąpieniu do Unii Europejskiej Tom 3. Lublin 2009: 125-136.

Kruk-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011. Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku: Głazowisko Ławicy Słupskiej. Instytut Morski w Gdańsku, Państwowy Instytut Geologiczny - Państwowy Instytut Badawczy. Gdańsk - Warszawa, ISBN 978-83-62438-09-9, 43 s. + 14 map (mapy 2, 3, 4 w skali 1:25 000; 1, 5–14 w skali 1:50 000).

Krzymiński W. (red.), 2017. Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006-2015, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 163 s.

Kuliński K., Schneider B., Hammer K.,Machulik U., Schulz-Bull D., 2014. The influence of dissolved organic matter on the acid–base system of the Baltic Sea. Journal of Marine Systems, 132, 106–115.

Lagerström M., Ytreberg E., Wiklund A.-K.E., Granhag L., 2020. Antifouling paints leach copper in excess – study of metal release rates and efficacy along a salinity gradient. Water Res. 186, 116383.

Laine A., 2003. Distribution of soft-bottom macrofauna in the deep open Baltic Sea in relation to environmental variability, Estuarine Coastal and Shelf Science.

Larsson U., Elmgren R., Wulff F., 1985. Eutrophication and the Baltic Sea - causes and consequences. Ambio 14: 9–14.

Larsson K., Tydén L., 2005. Effekter av oleutsläpp på övervintrande alfågel Clangula hyemalis vid Hoburgs bank I centrala Östersjön mellan 1996/97 och 2003/04. Ornis Svecica 15: 161-171.

Lockwood J.L., Hoopes M.F., Marchetti M.P., 2007. Invasion Ecology. Wiley-Blackwell, Malden, MA, USA

Lehmann A., Myrberg K., Post P., Chubarenko I., Dailidiene I., Hinrichsen H.H., Hüssy K., Liblik T., Meier H. E. M., Lips U. i Bukanova T., 2022. Salinity dynamics of the Baltic Sea, Earth Syst. Dynam., 13, 373-392, https://doi.org/10.5194/esd-13-373-2022.

Loos P., 2009. Opportunistic sightings of Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea at large Kattegat, Belt Sea, Sound, Western Baltic and Baltic Proper. University of Hamburg

Ławicki Ł., Guentzel S., Wysocki D. (red). Dąbkowski P., Dzięgielewska M., Grzejszczak G., Ignaszak K., Jarzemski M., Marchowski D., Michoński G., Śmietana P., Wilhelm M., Zawal A., 2012. Wyniki inwentaryzacji przyrodniczej dla obszaru specjalnej ochrony ptaków Zalew Szczeciński PLB320009, obszaru specjalnej ochrony ptaków Zalew Kamieński i Dziwna PLB320011, obszaru specjalnej ochrony siedlisk Ujście Odry i Zalew Szczeciński PLH320018. Szczecin. 205 s.

Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clou, M., Bazzaz F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecol. Appl., 10, 689–710.

Malinga M., 2019a. Przeprowadzenie monitoringu lotniczego foki pospolitej w okresie linienia z wykorzystaniem samolotu wzdłuż polskiego wybrzeża z uwzględnieniem Ryfu Mew i haul-out w rejonie Ujścia Wisły (rezerwat Mewia Łacha). Raport końcowy. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 12

Malinga M., 2019b. Przeprowadzenie monitoringu lotniczego foki szarej w okresie liczenia wielkości populacji z wykorzystaniem bezzałogowego statku powietrznego (dron) na haul-out w rejonie Ujścia Wisły (rezerwat Mewia Łacha). Raport końcowy. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 16

Malinga M., 2019c. Przeprowadzenie monitoringu lotniczego foki szarej w okresie rozrodu z wykorzystaniem bezzałogowego statku powietrznego (dron) na haul-out w rejonie Ujścia Wisły (rezerwat Mewia Łacha). Raport końcowy. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 5

Malinga M., 2022a. Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2020 - 2022: Część I – ssaki morskie – gatunki fok. Sprawozdanie z prac wykonanych w III etapie. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 28

Malinga M. 2022b. Monitoring gatunków i siedlisk morskich w latach 2020 - 2022: Część I – ssaki morskie – gatunki fok. Raport końcowy. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 16

Malinga M., Opioła R., Barańska A., Świstun K., Aninowska M., 2018. Metodyka monitoringu i oceny stanu ochrony: 1364 Foka szara *Halichoerus grypus* (Fabricus, 1791). Metodyka Państwowego Monitoringu Środowiska zawarta w przewodniku do prowadzenia monitoringu, dostępnym na stronie GIOŚ: https://morskiesiedliska.gios.gov.pl/pl/do-pobrania/przewodniki-metodyczne

Mańkowski W., 1978. Baltic zooplankton and its productivity. [w:] Productivity of the Baltic Sea ecosystem red. W. Mańkowski, PAN KBM Ossolineum: 113-134.

Marchowski D., 2021. Bycatch of Seabirds in the Polish Part of the Southern Baltic Sea in 1970–2018: A Review. Acta Ornithologica 56: 139-158.

Mazur H., Pliński M., 2003. *Nodularia spumigena* blooms and the occurrence of hepatotoxin in the Gulf of Gdańsk. Oceanologia 45: 305–316.

Mazur-Marzec H., Krężel A., Kobos J. Pliński M., 2006. Toxic *Nodularia spumigena* blooms in the coastal waters of the Gulf of Gdańsk: a ten year survey. Oceanologia 48(2): 255-273.

Mazur-Marzec H., Sutryk K., Kobos J., Hebel A., Hohfeld N., Błaszczyk A., Toruńska A., Kaczkowska M.J., Łysiak-Pastuszak E., Kraśniewski W., 2012. Occurrence of cyanobacteria and cyanotxin in the Southern Baltic Proper. Filamentous cyanobacteria versus single-celled picocyanobacteria. Hydrobiologia 701 (1): 235-252.

MBZ – dane niepubl

Meier H.E.M., Kniebusch M., Dieterich C., Gröger M., Zorita E. i in., 2022. Climate change in the Baltic Sea region: a summary. Earth Syst. Dyn. 13, 457–593. https://doi.org/10.5194/esd-13-457-2022.

Melzner F., Thomsen J., Koeve W., Oschlies A., Gutowska M.A., Bange H., Hansen H.P., Körtzinger A., 2013. Future ocean acidification will be amplified by hypoxia in coastal habitats. Marine Biology 160, 1875–1888. https://doi.org/10.1007/s00227-012-1954-1

Michałek M., Barańska A., Kuczyński T., Brzeska-Roszczyk P., Mioskowska M., Tarała A., 2021. Operat ochrony ekosystemu morskiego. Plan ochrony dla Nadmorskiego Parku Krajobrazowego. Wersja końcowa (etap V). Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego Uniwersytetu Morskiego w Gdyni nr 7367, Warszawa, Gdańsk, s. 188.

Michałek M., Barańska A., Osowiecki A., Kuczyński T., 2022. Dokumentacja przyrodnicza obszaru Natura 2000 Klify i Rafy Kamienne Orłowa PLH220105. Opracowano na zlecenie Urzędu Morskiego w Gdyni. 97 s.

Michałek M., Barańska A., Kuczyński T., Pardus J., Tarała A., 2023. Dokumentacja przyrodnicza morskiej części obszaru Natura 2000 Ostoja w Ujściu Wisły PLH220044. Uniwersytet Morski w Gdyni, s. 168 oraz 3 załączniki.

Michałek M., Osowiecki A., Barańska A., Wróblewski R., Rydzkowski P., Kośmicki A., Strzelecki D., Meissner W., Pieckiel P., Kuczyński T., Gajewski L., 2020. Dokumentacja przyrodnicza, tj. opis tekstowy, zestawienia tabelaryczne, przedstawienia graficzne, kartograficzne oraz dane stanowiące podstawę sformułowania projektu planu ochrony morskiego obszaru Natura 2000 Ławica Słupska PLC990001 (wersja ostateczna, październik 2020), Wydawnictwa Wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku nr 7374. 228 s.

Michałek M., Osowiecki A., Dembska G., 2018. 1110 Piaszczyste ławice podmorskie. Przewodnik metodyczny do monitoringu i oceny siedliska (https://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/1110_Piaszczyste_lawice_OST.pdf)

Michaud E., Desrosiers G., Mermillod-Blondin F., Sundby B., Stora G., 2006. The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the Macoma balthica community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment–water interface. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 337: 178-189.

Miętus M., Filipiak J., Owczarek M., 2004. Klimat wybrzeża południowego Bałtyku. Stan obecny i perspektywy zmian, GTN, Gdańsk, s.11-44.

Minchin D., Olenin S., Daunys D., Panov V., 2008. Pathways of aquatic alien species in Europe: modes, trends and future spread. – ALARM (GOCE-CT-2003-506675) Project Deliverable 1.3.1.: 18 pp.

Moczarska J. (red.)., 2020. Raport z projektu „Ochrona ssaków i ptaków morskich i ich siedlisk" 2016–2020 Fundacja WWF Polska, Warszawa, s. 101

Mooij J.H., 2005. Protection and use of waterbirds in the European Union. Beitr. Jagd- & Wildforschung 30: 49-76.

Mohrholz V., 2018. Major Baltic Inflow Statistics – Revised. Frontiers in Marine Science 5, https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00384

Mohrholz V., Naumann M., Nausch G., Krüger S., Gräwe U., 2015. Fresh oxygen for the Baltic Sea — An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. Journal of Marine Systems 148, 152-166

MSFD (Marine Strategy Framework Directive). Common Implementation Strategy. Setting of EU Threshold Values for extent of loss and adverse effects on seabed habitats. Recommendations from the Technical Group on Seabed Habitats and Sea-floor Integrity (TG Seabed). Technical Group on Seabed Habitats and Sea-floor Integrity (TG SEABED). 2023

Mulicki Z., Żmudziński L., 1969. Zasoby zoobentosu Południowego Bałtyku (w latach 1956-1957). Prace Morskiego Inst. Ryb., Gdynia, 15 A: 77-101.

Mutko (red.)., 1994. Zalew Szczeciński. Wielki Zalew. Zmiany Jakościowe w wieloleciu. Ichtiofauna i gospodarka rybacka Zalewu Szczecińskiego. PIOŚ. Warszawa: 55-62.

Müller J.D., Schneider B., Rehder G., 2016. Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO2-induced acidification. Limnology and Oceanography 61, 1984–2002. doi:10.1002/lno.10349

Nagengast B., Warzocha J., 2004. Zalewy i jeziora przymorskie (laguny). [w:] J. Herbich (red.). Siedliska morskie i przybrzeżne, nadmorskie i śródlądowe solniska i wydmy. Poradniki ochrony siedlisk i gatunków Natura 2000 – podręcznik metodyczny. Ministerstwo Środowiska, Warszawa. T. 1: 37–53.

Nehring S., 1993. Mortality of dogs associated with a mass development of *Nodularia spumigena* (Cyanophyceae) in a brackish lake at the German North Sea coast. J. Plankton Res. 15: 867–872.

Nielsen S.P., Bengston P., Bojanowski R., Hagel P., Herrmann J., Ilus E., Jakobson E., Motiejunas S., Panteleev Y., Skujina A., Suplinska M., 1999. The radiological exposure of man from radioactivity in the Baltic Sea. Sci. Total Environ. 237-238: 133-141 http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00130-8

Nissling A., Westin L., 1997. Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. Marine Ecology Progress Series, 152: s.261-271.

Nissling A., Westin L., Hjerne O., 2002. Reproductive success in relation to salinity for three flatfish species, dab (*Limanda limanda*), plaice (*Pleuronectes platessa*), and flounder (*Pleuronectes flesus*), in the brackish water Baltic Sea. Ices Journal of Marine Science, 59: s.93-108.

Ojaveer H. i Kotta J., 2014. Ecosystem impacts of the widespread non-indigenous species in the Baltic Sea: literature survey evidences major limitations in knowledge. Hydrobiologia DOI 10.1007/s10750-014-2080-5

Olenin S., Minchin D., Daunys D., Zaiko A., 2009. Pathways of Aquatic Invasions in Europe. Atlas of Biodiversity, Chapter 6, p. 132

Olenycz M., Barańska A. (red.)., 2014. Zbiorcze sprawozdanie z analizy dostępnych danych i przeprowadzonych inwentaryzacji przyrodniczych (zebranie i analiza wyników inwentaryzacji, materiałów niepublikowanych i opracowań publikowanych, przydatnych do sporządzenia projektów planów) Zalew Wiślany i Mierzeja Wiślana (PLH 280007). Gdańsk. IM WW 6856. 373 s.Olli K., Klais R., tamminen T., Ptacnik R., Andersen T. 2011. Long term changes in the Baltic Sea Phytoplankton community. Boreal Environment research 16 (A): 3-14.

Omstedt A, Gustafsson E, Wesslander K., 2009. Modelling the uptake and release of carbon dioxide in the Baltic Sea surface water. 29: 870–885. DOI: 10.3402/tellusb.v64i0.19586.

Omstedt A., Edman M., Anderson L., Laudon H., 2010. Factors influencing the acid–base (pH) balance in the Baltic Sea: a sensitivity analysis. Tellus B: Chemical and Physical Meteorology, 62(4), 280–295. doi:10.1111/j.1600-0889.2010.0

Opioła R., Barańska A., Kruk-Dowgiałło L., Dziaduch D., Brzeska-Roszczyk P., Pieckiel P., Łysiak-Pastuszak E., Osowiecki A., Olenycz M., Zaboroś I., Mioskowska M., Kuczyński T., Błeńska M., Dembska G., Pazikowska-Sapota G., Galer-Tatarowicz K., Flasińska A., Nowogrodzka K., Boniecki W., Cichowska A., Boniecka H., Gawlik W., Gajda A., Kaźmierczak A., Bajkiewicz-Grabowska E., Markowski M., Kozłowski K., Bociąg K., Kolada A., Ciecierska H., Tarała A., Malinga M., Świstun K., Aninowska M., Yalçin G., Thomsen F., Mroczek K., Pyra A., Błaszczyk Ł., Maciaszczyk K., Wrzesiński M., Kulik S., Marcinkiewicz R., Filipczak R., Rusztecka M., Starczewski D., 2018a. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018. Raport końcowy. Wydawnictwa wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku nr 7233, Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 198

Opioła R., Barańska A., Kruk-Dowgiałło L., Dziaduch D., Michałek M., Brzeska-Roszczyk P., Pieckiel P., Łysiak-Pastuszak E., Osowiecki A., Olenycz M., Zaboroś I., Mioskowska M., Kuczyński T., Dembska G., Pazikowska-Sapota G., Galer-Tatarowicz K., Flasińska A., Nowogrodzka K., Cichowska A., Radke B., Dziarkowski T., Boniecka H., Gawlik W., Gajda A., Bajkiewicz-Grabowska E., Markowski M., Kozłowski K., Malinga M., Świstun K., Aninowska M., Yalçin G., Thomsen F., Mroczek K., Pyra A., 2018b. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018. Raport z prac wykonanych w IV etapie. Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska. Wydawnictwa wewnętrzne IM w Gdańsku nr 7232. s. 336.

Opioła R., Barańska A., Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L., Michałek M., Dziaduch D., Brzeska-Roszczyk P., Pieckiel P., Łysiak-Pastuszak E., Olenycz M., Zaboroś I., Dembska G., Boniecka H., Gawlik W., Gajda A.,

Bociąg K., Bajkiewicz-Grabowska E., Kozłowski K., Tarała A., Kosecka M., Kowalczyk J., Świstun K., Yalçin G., Filipczak R., Mroczek K., Błaszczyk Ł., 2016. Pilotażowe wdrożenie monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015–2018. Raport z prac wykonanych w II etapie. Wydawnictwa wewnętrzne Instytutu Morskiego w Gdańsku nr 7045, Praca realizowana w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 469

Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2006. Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Zakład Wydawnictw Naukowych IM w Gdańsku, Gdańsk, ISBN 83-85780-80-7. 127 s.

Osowiecki A., Łysiak-Pastuszak E., Kruk-Dowgiałło L., Błeńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzymiński W., 2012. Development of tools for ecological quality assessment in the Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – preliminary assessment. Oceanological and Hydrobiological Studies. Vol. 41(3): 1-10.

Osowiecki A., Żmudziński L. (red.), 2000. Przyrodnicza waloryzacja morskich części obszarów chronionych HELCOM-BSPA województwa pomorskiego. Cz. 2. Rezerwat Przyrody Kępa Redłowska. CRANGON 6. CBM PAN.

OSPAR/HELCOM/ICES, 2017. Report on the Joint OSPAR/HELCOM/ICES Working Group on Seabirds (JWGBIRD), 10-14 October 2016, Thetford, U.K. Dostęp z: http://ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2016/JWGBIRD/JWGBIRD_2016.pdf.

Pastuszak M., Zalewski M., Wodzinowski T., Pawlikowski K., 2016. Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu [w:] I. Psuty (red.) 95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego. Tom II - Stan środowiska południowego Bałtyku, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Gdynia, 2016, 1-100.

Pawliczka I., 2011. Kegelrob ben in polnischen Küstengewässern. Meer und Museum, Schriftenr. Meeresmuseum Stralsund Band 23, 227−236

Pawliczka I., Górski W., Hylla – Wawryniuk A., 2013. Ocena stanu ochrony gatunku foka szara Halichoerus grypus w obszarach NATURA 2000 w rejonie Zatoki Gdańskiej, 32 s.

Petersen I.K., MacKenzie M., Rexstad E., Wisz M.S., Fox A.D., 2011. Comparing pre- and post-construction distributions of long-tailed ducks Clangula hyemalis in and around the Nysted offshore wind farm, Denmark: a quasi-designed experiment accounting for imperfect detection, local surface features and autocorrelation. CREEM Tech Report 2011-1.

Pilarczyk B., Tomza-Marciniak A., Pilarczyk R., Kavetska K., Rzad I., Hendzel D., Marciniak A., 2012 Selenium status in sea ducks (Melanitta fusca, Melanitta nigra and Clangula hyemalis) wintering on the southern Baltic coast, Poland. Mar. Biol. Res. 8: 1019-1025.

Podgórski M., Pawliczka I., 2020. Przeprowadzenie monitoringu lotniczego z wykorzystaniem bezzałogowego statku powietrznego (dron) na haul-out w rejonie Ujścia Wisły (rezerwat Mewia Łacha) w okresie rozrodu foki szarej w marcu 2020 r. Praca realizowana na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, s. 11

Radtke G., Bernaś R., Dębowski P., Skóra M., 2010. Ichtiofauna małych cieków Polskiego wybrzeża Bałtyku. . Roczniki naukowe PZW, Tom 23, s. 79–96.

Radziejewska T., Szernewski G., 2008. Chapter 5. W: The Szczecin (Oder-) Lagoon. Schiewer U. 2008. Ecology of Baltic Coastal Waters. Springer.

Räämet A., Soomere T., 2010. The wave climate and its seasonal variability in the northeastern Baltic Sea. Estonian Journal of Earth Sciences, 59 (1), 100–113.

Reise K., Lackschewitz D., Buschbaum C., Waser A.M., Wegner M., Thieltges D.W., 2021. Effects of introduced marine species on biodiversity and ecosystem functions in the Wadden Sea, 15th International Scientific Wadden Sea Symposium, Online, 30 November 2021 - 2 December 2021.

Repecka R., 2003. Species composition and abundance of fish in shallow waters of the Lithuanian coastal zone in the Baltic Sea. Acta Zoologica Lithuanica. Vol. 13, No. 2.

Richardson W.J., Greene C.R.Jr., Malme C.I., Thomson D.H., 1995. Marine mammals and noise, Academic Press, New York.

Rolff C., Walve J., Larsson U., Elmgren R., 2022. How oxygen deficiency in the Baltic Sea proper has spread and worsened: The role of ammonium and hydrogen sulphide, Ambio.

Ropelewski A., 1952. Ssaki Bałtyku. Zakład Ochrony Przyrody, Kraków

Rosentau A., Harff J., Meyer M., Oja T., 2012. Postglacial rebound and relative sea level changes in the Baltic Sea since the Litorina transgression. Baltica. 25. 113-120. 10.5200/baltica.2012.25.11.

Rozporządzenie (WE) nr 782/2003 Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 14 kwietnia 2003 r. w sprawie zakazu stosowania związków cynoorganicznych na statkach.

Rubarth J., Dreyer A., Guse N., Einax J.W., Ebinghaus R., 2011. Perfluorinated compounds in red-throated divers from the German Baltic Sea: new findings from their distribution in 10 different tissues. Environ. Chem. 8: 419-428.

Ruiz G.M., Carlton J.T., Grosholz E.D., Hines A.H., 1997. Global invasions of marine and estuarine habitats by non-indigenous species: mechanisms, extent, and consequences. Integr. Comp. Biol., 37, 621–632

Saniewska D., Bełdowska M., Bełdowski J., Jędruch A., Saniewski M., Falkowska L., 2014. Mercury loads into the sea associated with extreme flood. Environ. Pollut. 191,93–100. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.04.003.

Saniewski M., Zalewska T., 2018. Budget of 90Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), Oceanologia 60(3), 256-263.

Saniewski M., 2020. Roślinność makrofitobentosowa [w:] Warunki meteorologiczne i hydrologiczne oraz charakterystyka elementów fizycznych, chemicznych i biologicznych południowego Bałtyku w 2018 roku. T. Zalewska i E. Jakusik (red). IMGW-PIB, Warszawa, ISBN 978-83-64979-36-1, s. 145

SAMBAH, 2017. Final report for web site, s. 77, https://www.sambah.org/Ny-sida-10.htm (dostęp 06.2023)

SCANS-II, 2008 Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Final report to the European Commission under project LIFE04NAT/GB/000245. University of St Andrews, St. Andrews, U.K.

Schiewer U. (red.)., 2008. Ecology of Baltic Coastal Waters. Ecological Studies 197, Analysis and Synthesis, Springer.

SDF obszaru PLC990001 Ławica Słupska, data aktualizacji 03.2022

SDF obszaru PLH220023 Ostoja Słowińska, data aktualizacji 03.2022

SDF obszaru PLH220105 Klify i Rafy Kamienne Orłowa, data aktualizacji 08.2023

Sellesla J. i Amara R., 2007. Temporal variations in abundance and species composition of fish and epibenthic crustaceans of an intertidal zone: Environmental factor influence. Cybium 31(2): 155-162.

Sellner K.G., Olson M.M., Kononen K., 1994. Copepod grazing in a summer cyanobacteria bloom in the Gulf of Finland. Hydrobiologia 292/293: 249-254.

Shimasaki Y., Kitano T., Oshima Y., Inoue S., Imada N., Honjo, T., 2003. Tributyltin causes masculinization in fish. 22 Environ Toxicol Chem.; 22(1):141-4.

Sipiä V.O., Kankaanpää H.T., Flinkman J., Lahti K., Meriluoto J.A.O., 2001. Time-dependent accumulation of cyanobacterial hepatotoxinsin flounders (*Platichthys flesus*) and mussels (*Mytilus edulis*) from the Northern Baltic Sea. Environ. Toxicol. 16: 330–336.

Skov H., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario N., Kieckbusch J.J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H.W., Nilsson L., Petersen

I.K., Mikkola Roos M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A., 2011 Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. TemaNord 2011:550. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.

Skóra K., 1993. Ichtiofauna. w: Zatoka Pucka, Instytut Oceanografii UG, Gdańsk, pp. 455–467.

Sokołowski A., Jankowska E., Bałazy P., Jędruch A., 2021. Distribution and extent of benthic habitats in Puck Bay (Gulf of Gdańsk, southern Baltic Sea). Oceanologia Volume 63, Issue 3: 301–320

Sopanen S., Uronen P., Kuuppo P., Svensen C., Rühl A., Tamminen T., Granéli E., Legrand C., 2009. Transfer of nodularin to the copepod *Eurytemora affinis* through the microbial food web. Aquat. Microb. Ecol. 55: 115-130.

Southall B.L., Bowles A.E., Ellison W.T., Finneran J.J., Gentry R.L., Greene C.R.J., Kastak D., Ketten D.R., Miller J.H., Nachtigall P.E., Richardson W.J., Thomas J.A., Tyack P., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations, Aquatic Mammals, 33, 411-521.

Stanisławczyk I., Kowalska B., Mykita M., 2010. Low Sea Level Occurrence of the Southern Baltic Sea Coast. International Journal on Marine Navigation and Safety of Sea Transportation, vol. 4.

Suchandt S., Andreas L., Runge H., 2014. Analysis of ocean surface currents with TanDEM-X ATI: A case study in the Baltic Sea. 10.1109/IGARSS.2014.6947341.

Suikkanen S., Fistarol G.O., Granéli E., 2004. Allelopathic effects of the Baltic cyanobacteria *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae* and *Anabaena lemmermannii* on algal monocultures. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 308: 85-10.

Suikkanen S., Fistarol G.O., Granéli E., 2005. Effects of cyanobacterial allelochemicals on a natural plankton community. Marine Ecology Progress Series. 287: 1-9. doi:10.3354/meps287001

Sveegaard S., Teilmann J., Tougaard J., Dietz R., Mouritsen K. M., Desportes G., Siebert U., 2011. High-density areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) identified by satellite tracking. Marine Mammal Science. 27(1): 230–246.

Szaniawska A., 2018. Baltic Crustaceans. Springer International Publishing AG, 199 s., 2018

Telesh I., Postel L., Heerkloss R., Mironova E. i Skarlato S., 2008. Zooplankton of the Open Baltic Sea: Atlas. BMB Publication No. 20. – Meereswiss. Ber., Warnemünde 73: 1-251.

Szymelfenig, 1998. Współcześni mieszkańcy, Morze Bałtyckie – o tym warto wiedzieć. Szymelfenig M. i Urbański J. (red.), Zeszyty Zielonej Akademii, Wydawnictwo Okręgu Wschodnio - Pomorskiego, Polskiego Klubu Ekologicznego, Gdańsk, 41 – 89.

Teilmann J, Sveegaard S., Dietz R., Petersen I.K., Berggren P., Desportes G., 2008. High density areas for harbour porpoises in Danish waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. NERI Technical Report No. 657, p. 84

Qiao J., Zhang H., Steier, P., Hain, Karin H. I in., 2021. An unknown source of reactor radionuclides in the Baltic Sea revealed by multi-isotope fingerprints. Nature Communications. 12. 823. 10.1038/s41467-021-21059-w.

Uścinowicz S., Zachowicz R., 1992. Mapa geologiczna dna Bałtyku. Geological map of the Baltic Sea bottom. 6 – Gdańsk. Państwowy Instytut Geologiczny. Red. J.E. Mojski. Polska Agencja Ekologiczna S.A., Warszawa.

UNESCO i HELCOM, 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report.

Unger B., Nachtsheim D., Martínez N.R., Siebert U., Sveegard S., Kyhn L., Balle J.D., Teilmann J., Carlström J., Owen K., Gilles A., 2021. MiniS-CANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Joint survey by Denmark, Germany, Sweden. Final report to the Danish Environmental Protection Agency, German Federal Agency for Nature Conservation, and the Swedish Agency for Marine and Water Management. 28 pp

Tsiamis K., Palialexis A., Connor D., i in., 2021. Marine strategy framework directive, descriptor 2, non-indigenous species: delivering solid recommendations for setting threshold values for non-indigenous

species pressure on European seas. Publications Office, Dostęp z: https://data.europa.eu/doi/10.2760/035071

Vanninen P, Östin A, Bełdowski J, Pedersen E.A., Söderström M., Szubska M, Grabowski M, Siedlewicz G, Czub M, Popiel S, Nawała J, Dziedzic D., Jakacki J, Pączek B., 2020. Exposure status of sea-dumped chemical warfare agents in the Baltic Sea. Marine Environmental Research 161: 105112.

Vihma T., Haapala J., 2009. Geophysics of sea ice in the Baltic Sea: A review. Progress in oceanography, 80(3-4), 129-148.

Verfuß U.K., Honnef C.G., Meding A., Dähne M., 2007. Geographical and seasonal variation of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) presence in the German Baltic Sea revealed by passive acoustic monitoring. JMBA UK Vol 87: 165–176

Walczowski W., Małgorzata Merchel M., Rak D., Wieczorek P., Goszczko I., 2020. Argo floats in the southern Baltic Sea. Oceanologia 62:4,

Walczowski W., Beszczyńska–Möller A., Rak D., Wieczorek P., 2019. Zjawisko słonych wlewów z Morza Północnego do Bałtyku, Instytut Oceanologii Polskiej Akademii Nauk

Wang J., Berggren P., 1997. Mitochondrial DNA analysis of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Baltic Sea, the Kattegat–Skagerrak Seas and off the west coast of Norwa y. Marine Biology 127: 531–537

Wang D., Shi X., Wei S., 2003. Accumulation and transformation of atmospheric mercury in soil. Sci Total Environ 304: 209-214

Warzocha J., 1995. Classification and structure of macrofaunal communities in the southern Baltic. Arch. Fish. Mar. Res. 42(3): 225-237.

Warzocha J., Rzemykowska H., Gromisz S., Szymanek L., 2009. Fauna denna, Atlas siedlisk dna polskich obszarów morskich. Waloryzacja przyrodnicza siedlisk morskich, Broker-Innowacji, Gdynia: 60-85

Wasmund N., 2017. The Diatom/Dinoflagellate Index as an Indicator of Ecosystem Changes in the Baltic Sea. 2. Historical Data for Use in Determination of Good Environmental Status. Frontiers in Marine Science 4: 153.

Wasmund N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A., 2011. Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. J. Mar. Syst. 87, 145-159.

Węsławski J.M., 2009. Waloryzacja dna morskiego, [w:] Atlas siedlisk dna polskich obszarów morskich. Waloryzacja przyrodnicza siedlisk morskich, Broker-Innowacji, Gdynia, 14-15: 86-87, 92-93.

Whitehead P. J. P., 1985. FAO Species Catalogue. Vol. 7, Clupeoid fishes of the world (suborder Clupeioidei). An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, shads, anchovies and wolf-herrings. Part 1 - Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. FAO Fish. Synop., Rome, 125(7/1); 1-303.

WHO-IPCS, 1999a. Concise International Chemical Assessment 13: Triphenyltin compounds. World Health Organization, 26 Geneva.

WHO-IPCS, 1999b. Concise International Chemical Assessment 14: Tributyltin oxide. World Health Organization, 28 Geneva.

Wiktor K., 1990. Zooplankton. [w:] Zatoka Gdańska. red. A. Majewski Wydawnictwo Geologiczne – Warszawa: 380 – 402.

Williams F., Eschen R., Harris A., Djeddour D., Pratt C., Shaw R.S., Varia S., Lamontagne-Godwin J., Thomas S.E., Murphy S.T., 2010. The economic cost of invasive non-native species on Great Britain. CABI Project No. VM10066.

Wolff W.J., Reise, K., 2002. Oyster imports as a vector for the introduction of alien species into northern and western European coastal waters. In: Invasive aquatic species of Europe. Distribution, impacts and management (Leppäkoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. eds.), 193-205.

www.emodnet-seabedhabitats.eu, dostęp: 17.07.2023

Ytreberg E., Hansson K., Hermansson A.L., Parsmo R., Lagerström M., Jalkanen J.-P., Hassellöv I.-M., 2022. Metal and PAH loads from ships and boats, relative other sources, in the Baltic Sea. Marine Pollution Bulletin 182, 113904. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113904.

Zaiko A., Lehtiniemi M., Narščius A., Olenin S., 2011. Assessment of bioinvasion impacts on a regional scale: a comparative approach. Biological Invasions DOI 10.1007/s10530-010-9928-z

Zalewska-Gałosz J., 2010. Zalewy i jeziora przymorskie (laguny). [w:] W. Mróz (red.) Monitoring siedlisk przyrodniczych. Przewodnik metodyczny. GIOŚ, Warszawa. Część I: 36–45.

Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with 137Cs and 90Sr over the period 2000-2004, Journal of Environmental Radioactivity 91, 1-14

Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides 137Cs and 90Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, Oceanologia 55 (3), 485-517.

Zalewska T., Maciak J. Grajewska A., 2021, Spatial and seasonal variability of beach litter along the southern coast of the Baltic Sea in 2015 – 2019 – Recommendations for the environmental status assessment and measures, Science of the Total Environment 774, 145716.

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 (2023) 114930.

Zander C.D., 1990. Prey selection of the shallow water fish *Pomatoschistus minutus* (Gobiidae, Teleostei) in the SW Baltic. Helgoliinder Meeresunters. 44: 147-157.

Zaucha J., Matczak M. (red.), 2015. Studium Uwarunkowań Zagospodarowania Przestrzennego Polskich Obszarów Morskich wraz z analizami przestrzennymi. Praca wykonana przez Instytut Morski w Gdańsku na zlecenie Urzędu Morskiego w Gdyni w ramach umowy numer INZ1.1-AM-81010-12-1/14 z 7 marca 2014 roku. Gdańsk, 2015, s. 356.

Žydelis R., Bellebaum J., Österblom H., Vetemaa M., Schirmeister B., Stipniece A., Dagys M., van Eerden M., Garthe S., 2009. Bycatch in gillnet fisheries – an overlooked threat to waterbird populations. Biol. Conserv. 142: 1269-1281.

Žydelis R., Dagys M., Vaitkus G., 2006. Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. Mar. Ornithol. 34: 161-166.

Żmudziński L., 1990. Świat zwierzęcy Bałtyku. Atlas makrofauny. Wydawnictwa Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa, 195 s.

SPIS RYSUNKÓW

Rysunek 1.1. Morze Bałtyckie wraz z wydzielonymi regionami 8
Rysunek 1.2. Trasa wód wlewowych w Bałtyku Południowym (źródło: opracowanie własne na podstawie: Binczewska i in. 2017, Qiao i in. 2021) 10
Rysunek 1.3. Batymetria POM 10
Rysunek 1.4. Średni poziom morza (sla) [m] w wybranych punktach w obszarze południowego Bałtyku w odniesienia do układ „Stary Amsterdam" (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b) .. 12
Rysunek 1.5. Średni poziom morza południowego Bałtyku w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b) 13
Rysunek 1.6. Maksymalny obserwowany poziom morza w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b) 14
Rysunek 1.7. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich: powierzchniowych (a), na głębokości 5 metrów (b), na głębokości 30 m (c), na głębokości 50 m (d) w okresie 2002-2011 (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b) 16
Rysunek 1.8. Średnia prędkość i dominujący kierunek prądów morskich: powierzchniowych (a), na głębokości 5 metrów (b), na głębokości 30 m (c), na głębokości 50 m (d) w okresie 2012-2021 (źródło: opracowanie własne na podstawie CMEMS 2023b) 17
Rysunek 1.9. Wysokość fali znacznej (Hs), kierunek propagacji fali oraz średni okres fali (vtm10) w wybranych basenach południowego Bałtyku w okresie 2002-2021 18
Rysunek 1.10. Wysokość fali znacznej podczas okresu bezsztormowego w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) 19
Rysunek 1.11. Wysokość fali znacznej podczas okresu sztormowego w okresie 2002-2011 (a) oraz 2012-2021 (b) 20
Rysunek 1.12. Średnia miesięczna oraz rozkład zmienności głębokości warstwy wymieszania w poszczególnych miesiącach w POM (na podstawie danych pomiarowych IMGW – PIB i PMŚ) 22
Rysunek 1.13. Średnia miesięczna głębokość warstwy wymieszania w poszczególnych akwenach POM (na podstawie danych pomiarowych IMGW – PIB i PMŚ) 23
Rysunek 1.14. Frakcja (siconc) oraz grubość (sithick) pokrywy lodowej w latach 1998-2021 24
Rysunek 1.15. Grubość pokrywy lodowej (0-1) w dniu wystąpienia największego zasięgu pokrywy lodowej, tj. 28.02.2011 r 25
Rysunek 1.16. Frakcja pokrywy lodowej (0-1) w dniu wystąpienia największego zasięgu pokrywy lodowej, tj. 28.02.2011 26
Rysunek 1.17. Średnia roczna temperatura w warstwie powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 1959-2021 w południowym Bałtyku 27
Rysunek 1.18. Średnia roczna temperatura warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 2016-2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany. 28
Rysunek 1.19. Temperatura wody warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2016-2020; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2016-2020; punkty – średnia 2021 29
Rysunek 1.20. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 30
Rysunek 1.21. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 30

Rysunek 1.22. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 31
Rysunek 1.23. Średnie roczne zasolenie warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w latach 2016-2021 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany 32
Rysunek 1.24. Zasolenie wody warstwy powierzchniowej morza (0-10 m) w 2021 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Zatoka Pomorska, Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Zalew Wiślany (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2016-2020; wąs – średnia ± odchylenie standardowe 2016-2020; punkty – średnia 2021 34
Rysunek 1.25. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 35
Rysunek 1.26. Zmiany zasolenia w południowo-wschodnim Basenie Gotlandzkim w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 35
Rysunek 1.27. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej w poszczególnych miesiącach w 2021 roku (GIOŚ 2022) 36
Rysunek 1.28. Średnie miesięczne wartości pH w wodzie powierzchniowej 0-10 m w wodach południowego Bałtyku w oparciu o dane z okresu 1959-2022 37
Rysunek 1.29. Zmiana średnich wartości pH (min-max) w rejonie Głębi Gdańskiej 38
Rysunek 1.30. Rozkład przestrzenny średnich wartości stężenia parcjalnego dwutlenku węgla (pCO_2) w latach 2002-2022 39
Rysunek 1.31. Zmiany stężeń tlenu ($cm^3\ dm^{-3}$) w miesiącach VI-XI przy dnie w obszarach otwartego morza w latach 1959-2018 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max) 41
Rysunek 1.32. Zmiany stężeń (µmol dm^{-3}) rozpuszczonych form nieorganicznych azotu (DIN) i fosforu (PO_4) z miesięcy zimowych (XII-II) w obszarach otwartego morza w latach 1960-2019 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max) 43
Rysunek 1.33. Zmiany stężenia (µmol dm^{-3}) z całego roku całkowitych form azotu (Ntot) i fosforu (Ptot) w obszarach otwartego morza w latach 1974-2019 (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max) .. 44
Rysunek 1.34. Rozkład przezroczystości wody morskiej (m) w miesiącach VI-IX w wieloleciu 1960-2018 w wybranych obszarach otwartego morza (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max) 46
Rysunek 1.35. Rozkład przestrzenny średnich wartości przezroczystości z lata (VI-IX) w okresach sześcioletnich w latach 1998-2021 47
Rysunek 1.36. Zmienność stężeń chlorofilu a w miesiącach VI-IX w wieloleciu 1987-2018 w wybranych akwenach otwartego morza (ramka – wartość średnia, wąsy – wartość min-max) 48
Rysunek 1.37. Rozkład przestrzenny średnich wartości stężeń chlorofilu a z lata (VI-IX) w okresach sześcioletnich w latach 1998-2021 50
Rysunek 1.38. Ogólne typy siedlisk (mapa EUSeaMap 2021, www.emodnet-seabedhabitats.eu) w obszarach oceny POM (otwarte baseny, wody przybrzeżne i przejściowe) 71
Rysunek 1.39. Inne typy siedlisk (OHT) w poszczególnych obszarach oceny w POM 75
Rysunek 1.40. Obszar badań geofizycznych w ramach monitoringu siedlisk dennych 81
Rysunek 1.41. Mapy siedlisk dennych zgodnie z klasyfikacją EUNIS, poziom 3. A – mapa przedstawiająca cały obszar badawczy, sporządzona na podstawie wyników badań oraz predykcyjnej mapy siedlisk EUSeaMap (2021); B, C – wybrane fragmenty obszaru badań obejmujące delimitację siedlisk dennych na podstawie wyników badań 82
Rysunek 1.42. Średnie roczne ładunki wybranych metali ciężkich dostarczanych do wód Morza Bałtyckiego z podziałem na źródła (na podstawie Ytreberg i in. 2022) 88
Rysunek 1.43. Lokalizacja badań odpadów na plażach (źródło: GIOŚ 2022, aPMWM) 97

Rysunek 1.44. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015-2021 (źródło: GIOŚ 2022) 98
Rysunek 1.45. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2021; UWAGA: różne skale na wykresach (źródło: GIOŚ 2022) 99
Rysunek 1.46. Udział poszczególnych kategorii odpadów w sezonach i w całym okresie 2015-2021 ..100
Rysunek 1.47. Udział poszczególnych źródeł odpadów w latach 2015-2021 102
Rysunek 1.48. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej w wybranych lokalizacjach w okresie 2018-2021. 103
Rysunek 1.49. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej przypisanych do określonego rodzaju w 2021 roku 104
Rysunek 1.50. Liczba mikrocząstek w osadach dennych w wybranych lokalizacjach w okresie 2018-2021 104
Rysunek 1.51. Liczba mikrocząstek w osadach dennych przypisanych do określonego rodzaju w 2021 roku 105
Rysunek 1.52. Obszary wrażliwe na hałas z obecnością statków w 2022 r. na podstawie danych udostępnianych przez HELCOM Map and data service: HELCOM MPAs, Harbour porpoise importance map 2016-2021, Potential spawning areas for cod (PBS EFH), Population trends and abundance of seals - Grey seal 2018 data, HELCOM AIS Shipping density maps 108
Rysunek 1.53. Dominujące presje antropogeniczne związane ze zmianami fizycznymi dna morskiego w polskich obszarach morskich (źródło: HELCOM 2023j, System Informacji Przestrzennej Administracji Morskiej (SIPAM, https://sipam.gov.pl/zasoby-gis/dane-gis/), UM Gdynia, UM Szczecin) 110
Rysunek 1.54. Lokalizacja sztucznych struktur wzdłuż brzegów polskich obszarów morskich (źródło: System Informacji Przestrzennej Administracji Morskiej (SIPAM, https://sipam.gov.pl/zasoby-gis/dane-gis/), UM Gdynia, UM Szczecin) 111
Rysunek 2.1. Schemat przeprowadzenia drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich 114
Rysunek 2.2. Schemat opracowania drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w powiązaniu z oceną regionalną i schematem raportowania 114
Rysunek 2.3. Poziom L1 podziału obszarów oceny HOLAS 3 119
Rysunek 2.4. Poziom L2 podziału obszarów oceny HOLAS 3 120
Rysunek 2.5. Poziom L3 podziału obszarów oceny HOLAS 3 121
Rysunek 2.6. Poziom L4a podziału obszarów oceny HOLAS 3 122
Rysunek 2.7. Poziom L4b podziału obszarów oceny HOLAS 3 123
Rysunek 2.8. Obszar oceny ssaków morskich – foki szarej i morświna 128
Rysunek 2.9. Zintegrowana ocena foki szarej 133
Rysunek 2.10. Zintegrowana ocena morświna 134
Rysunek 2.11. Obszary oceny awifauny w POM 135
Rysunek 2.12. Ocena ‘Wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych’ oraz ‘Wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych’ – dla grupy funkcyjnej ptaki roślinożerne 136
Rysunek 2.13. Ocena ‘Wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych’ oraz ‘Wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych’ – dla grup funkcyjnych: ptaki żywiące się bentosem, ptaki żerujące w kolumnie wody, ptaki żerujące na powierzchni oraz ptaki brodzące 137
Rysunek 2.14. Ocena wskaźnika ‘Liczba przyłowionych ptaków wodnych w narzędziach połowowych’ – dla grup funkcyjnych: ptaki żywiące się bentosem, ptaki żerujące w kolumnie wody 138
Rysunek 2.15. Obszary oceny gatunków ryb wód przybrzeżnych w zakresie cechy D1 141
Rysunek 2.16. Obszary oceny gatunków dennych ryb szelfowych w zakresie kryterium D1C3 142

Rysunek 2.17. Ocena stanu według RDSM na podstawie wskaźnika PMFI 143
Rysunek 2.18. Ocena wskaźnika 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny' w POM 145
Rysunek 2.19. Ocena wskaźnika 'Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)' w POM 146
Rysunek 2.20. Ocena 'Wskaźnika wielkości ryb (LFI)' w POM 147
Rysunek 2.21. Ocena zintegrowana ichtiofauny strefy przybrzeżnej w zakresie cechy D1 149
Rysunek 2.22. Ocena zintegrowana dla ichtiofauny strefy otwartego morza w ramach cechy D1 149
Rysunek 2.23. Obszary oceny siedlisk bentosowych w POM 153
Rysunek 2.24. Ocena stanu siedlisk bentosowych dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B w obszarach oceny w POM przy uwzględnieniu ogólnych typów siedlisk w basenach otwartego morza (kolor niebieski – obszar nieoceniony) 155
Rysunek 2.25. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika SM_1 w POM 156
Rysunek 2.26. Ocena stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika ESMIz w zalewach 157
Rysunek 2.27. Wyniki oceny skumulowanego wpływu presji fizycznych na siedliska bentosowe w rejonie Morza Bałtyckiego w okresie 2016-2021 (kolor szary – obszar należący do obwodu kaliningradzkiego, z którego nie ma danych; kolor biały – brak wpływu) 158
Rysunek 2.28. Wyniki oceny skumulowanego wpływu presji fizycznych na siedliska bentosowe w rejonie Morza Bałtyckiego w okresie 2016-2021 (kolor biały – brak wpływu) 159
Rysunek 2.29. Ocena wskaźnika 'Dług tlenowy' w obszarach otwartego morza 160
Rysunek 2.30. Ocena stanu siedlisk bentosowych dna miękkiego (siedlisko 1110) i dna twardego (siedlisko 1170) na podstawie oceny stanu ochrony siedlisk (DS) zaadaptowanej do oceny zgodniej z RDSM w obszarach oceny w POM 172
Rysunek 2.31. Zintegrowana ocena stanu siedlisk bentosowych w oparciu o składową ocen stanu wraz z oceną innych typów siedlisk w POM 173
Rysunek 2.32. Warstwy presji (czerwony kolor) z narzędzie SPIA wskazujące obszary utraty siedlisk w Morzu Bałtyckim 174
Rysunek 2.33. Obszary oceny siedlisk pelagicznych w POM 176
Rysunek 2.34. Ocena wskaźnika 'Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (MSTS)' 178
Rysunek 2.35. Ocena wskaźnika 'Sezonowa sukcesja dominujących grup fitoplanktonu' 179
Rysunek 2.36. Ocena wskaźnika 'Indeks zakwitów sinic (CyaBl)' 180
Rysunek 2.37. Schemat przeprowadzenia zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w narzędziu HELCOM BEAT przedstawiający integrowane składowe oraz współczynniki wagowe przypisane stosowanym wskaźnikom (liczby w ramkach) w zintegrowanej ocenie siedlisk pelagicznych przeprowadzanej w ramach HOLAS 3 181
Rysunek 2.38. Zintegrowana ocena siedlisk pelagicznych w POM 183
Rysunek 2.39. Obszary oceny cechy D2 191
Rysunek 2.40. Wyniki zintegrowanej oceny cechy D2 w latach 2016-2021 194
Rysunek 2.41. Obszary oceny gatunków ryb wód przybrzeżnych w zakresie cechy D3 196
Rysunek 2.42. Obszary oceny gatunków dennych ryb szelfowych i gatunków pelagicznych ryb szelfowych w zakresie cechy D3 197
Rysunek 2.43. Wynik oceny wskaźnika 'Wielkość śmiertelności połowowej (szprot)' 199
Rysunek 2.44. Wynik oceny wskaźnika 'Wielkość śmiertelności połowowej (śledź)' 200
Rysunek 2.45. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (śledź)' 201
Rysunek 2.46. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (szprot)' 202
Rysunek 2.47. Wynik oceny wskaźnika 'Biomasa stada tarłowego (dorsz)' 203
Rysunek 2.48. Ocena wskaźnika 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny' w zakresie cechy D3 205
Rysunek 2.49. Ocena stanu środowiska morskiego w ramach wskaźnika L90 206
Rysunek 2.50. Ocena zintegrowana ichtiofauny wód przybrzeżnych w zakresie cechy D3 207

Rysunek 2.51. Ocena zintegrowana ichtiofauny strefy otwartego morza w zakresie cechy D3 208
Rysunek 2.52. Obszary oceny cechy D5 213
Rysunek 2.53. Schemat oceny eutrofizacji w wodach otwartego morza 217
Rysunek 2.54. Schemat oceny eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych 221
Rysunek 2.55. Ocena poziomu biogenów w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021 231
Rysunek 2.56. Ocena skutków bezpośrednich eutrofizacji w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021 231
Rysunek 2.57. Ocena skutków pośrednich eutrofizacji w ramach cechy D5 w POM w latach 2016-2021.. 232
Rysunek 2.58. Zintegrowana ocena cechy D5 w POM w latach 2016-2021 232
Rysunek 2.59. Zintegrowana ocena cechy D7 w latach 2016-2021 235
Rysunek 2.60. Obszary oceny w ramach kryterium D8C1 238
Rysunek 2.61. Schemat przeprowadzenia oceny w ramach kryterium D8C1 239
Rysunek 2.62. Obszary oceny w ramach kryterium D8C2 – test mikrojądrowy 302
Rysunek 2.63. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Test mikrojądrowy' – kryterium D8C2 w latach 2016-2021 303
Rysunek 2.64. Obszar oceny w ramach kryterium D8C2 – produktywność bielika 304
Rysunek 2.65. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Produktywność bielika' – kryterium D8C2 w okresie 2016-2021 305
Rysunek 2.66. Obszary oceny kryterium D8C3 306
Rysunek 2.67. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie wskaźnika 'Rozlewy olejowe' – kryterium D8C3 w okresie 2016-2021 307
Rysunek 2.68. Obszary oceny w ramach kryterium D9C1 309
Rysunek 2.69. Schemat oceny w ramach kryterium D9C1 310
Rysunek 2.70. Obszary oceny w ramach kryterium D10C1 – odpady na plaży 330
Rysunek 2.71. Obszar oceny cechy D11: kryterium D11C1; 333
Rysunek 2.72. Obszar oceny cechy D11: kryterium D11C2 333
Rysunek 2.73. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie kryterium D11C1 w okresie 2016-2021 335
Rysunek 2.74. Ocena stanu środowiska obszarów morskich w zakresie kryterium D11C2 w okresie 2016-2021 337
Rysunek 3.1. Obszar badań przyłowu ptaków morskich (źródło: Marchowski D. 2021. Bycatch of Seabirds in the Polish Part of the Southern Baltic Sea in 1970–2018: A Review. Acta Ornithologica 56: 139-158) 383
Rysunek 3.2. Źródła presji spowodowanej obecnością człowieka 390
Rysunek 3.3. Antropogeniczne źródła hałasu ciągłego i impulsowego 399
Rysunek 3.4. Rozmieszczenie lokalizacji zdarzeń wycieków olejów oraz innych substancji w okresie 2016-2021 411
Rysunek 4.1. Długość czynnej sieci kanalizacyjnej w 2010, 2015, 2019, 2020 i 2021 r. (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS) 505
Rysunek 4.2. Ludność korzystająca z sieci kanalizacyjnej i ilość ścieków odprowadzonych z gospodarstw domowych w 2021 r. (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS) 506
Rysunek 4.3. Przyrost długości sieci kanalizacyjnej w latach 2010-2021 (źródło: Gospodarka mieszkaniowa i infrastruktura komunalna w 2021 roku, GUS) 507
Rysunek 4.4. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego (źródło: Ochrona środowiska. GUS. 2022) 513

Rysunek 4.5. Znormalizowane ładunki azotu wnoszone rzekami z Polski do Bałtyku w latach 1995-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie danych z raportów PLC przekazywanych corocznie do HELCOM) 514
Rysunek 4.6. Znormalizowane ładunki fosforu wnoszone rzekami z Polski do Bałtyku w latach 1995-2020 (źródło: opracowanie własne na podstawie danych z raportów PLC przekazywanych corocznie do HELCOM) 514
Rysunek 4.7. Lokalizacja projektów morskich farm wiatrowych realizowanych w Polsce (Źródło: https://www.gov.pl/web/morska-energetyka-wiatrowa/program-rozwoju-morskich-farm-wiatrowych dostęp: 10.2023 r.) 517
Rysunek 4.8. Lokalizacja polskich akwenów militarnych na Morzu Bałtyckim (Źródło: dane udostępnione przez IM) 522
Rysunek 4.9. Liczba statków wpływających do portów polskich ogółem w latach 2016-2019* (* ostatni rocznik gospodarki morskiej za rok 2022 prezentuje dane do roku 2019). (Źródło: Gospodarka morska w Polsce w roku 2022 i poprzednie roczniki. GUS, Warszawa, Szczecin 2023.) 552
Rysunek 4.10. Polska część zlewiska Bałtyku. Znormalizowane ładunki azotu wnoszone wodami w latach 2000, 2006, 2012, 2018. (Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa 2022.) 557
Rysunek 4.11. Polska część zlewiska Morza Bałtyckiego. Znormalizowane ładunki fosforu wnoszone wodami w latach 2000, 2006, 2012, 2018. (Źródło: Projekt aktualizacji Programu Ochrony Wód Morskich. Wersja specjalistyczna. Ministerstwo Infrastruktury, Państwowe Gospodarstwo Wody Polskie. Warszawa 2022.) 558

SPIS TABEL

Tabela 1.1 Charakterystyczne dane dotyczące Morza Bałtyckiego i jego regionów 8
Tabela 1.2. Największe rzeki uchodzące do Morza Bałtyckiego 9
Tabela 1.3. Częstości przekroczenia stanów ostrzegawczych i alarmowych wzdłuż wybrzeża 15
Tabela 1.4. Częstości przekroczenia stanów alarmowych w latach 2012-2021 w poszczególnych miesiącach 15
Tabela 1.5. Średnia wysokość fali znacznej (H_s) oraz sumaryczny czas trwania sztormu (T_{SZTORM}) w basenach południowego Bałtyku w okresie 2002-2022 21
Tabela 1.6. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach południowego Bałtyku w latach 1959-2022 (w nawiasach podano nazwy stacji monitoringu PMŚ) 37
Tabela 1.7. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 [µatm] w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w wodach południowego Bałtyku w latach 2019-2022 (w nawiasach podano nazwy stacji monitoringu PMŚ) 40
Tabela 1.8. Wyniki obserwacji foki szarej w okresie linienia w latach 2016-2022 (źródło: Opioła i in. 2018a, Malinga 2022b) 52
Tabela 1.9. Zmiany liczebności 29 gatunków ptaków na obiektach MZPWP w latach 2011-2021. W tabeli nie uwzględniono ptaków w locie. Dodatkowe powierzchnie liczone w MZPWP od roku 2021 są uwzględnione w osobnej kolumnie oznaczonej gwiazdką, nie brano ich pod uwagę przy obliczeniu trendów. Gatunki uszeregowano alfabetycznie, pogrubiono trendy wzrostowe w okresie raportowania RDSM 2016-2021 55
Tabela 1.10. Zmiany liczebności 29 gatunków ptaków na obiektach MZPM w latach 2011-2021. Pogrubiono trendy wzrostowe w okresie raportowania RDSM 2016-2021 56
Tabela 1.11. Parametry produktywności bielika w POM obliczone w ramach MPB w latach 2016-2021 57
Tabela 1.12. Liczba par 6 gatunków ptaków w POM na obiektach MPWR, MKO, MRC w latach 2016-2021. Gatunki uszeregowano alfabetycznie 58
Tabela 1.13. Szacowane liczebności ptaków wodnych w obrębie Polskiej Wyłącznej Strefy Ekonomicznej w okresie 2011-2021 59
Tabela 1.14**.** Charakterystyka ichtiofauny POM (opracowanie własne na podstawie HELCOM 2020). Występowanie: R – rezydentalny, X - obecny, T – pojawiający się. Charakter gatunku: M - morski, F - słodkowodny, D – dwuśrodowiskowy, P-C – ponto-kaspijski. Grupa: C – przybrzeżne, P – pelagiczne, B – demersalne, Pa - pasożytnicze 62
Tabela 1.15. Ogólne typy siedlisk bentosowych wraz z ich powierzchnią w obrębie obszarów oceny otwartego morza w POM 72
Tabela 1.16. Ogólne typy siedlisk bentosowych wraz z ich powierzchnią w obrębie obszarów wód przejściowych i przybrzeżnych w POM 73
Tabela 1.17. Charakterystyka OHT uwzględnionych w drugiej aktualizacji oceny siedlisk bentosowych na tle obszarów oceny i ogólnych typów siedlisk w POM 76
Tabela 1.18. 20 najbardziej licznych rodzajów odpadów w okresie 2015-2021 101
Tabela 2.1. Elementy oceny oraz kryteria zgodne z RDSM 112
Tabela 2.2. Zestaw wskaźników wykorzystanych w drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich 115
Tabela 2.3. Wykaz obszarów przeprowadzenia drugiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich 124
Tabela 2.4. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D1 w zakresie gatunków ssaków, ptaków i ryb zgodny z RDSM 126

Tabela 2.5. Wskaźniki zastosowane w ocenie elementu ekosystemu ssaki za lata 2016-2021 w polskich obszarach morskich 130
Tabela 2.6. Zestawienie ocen wskaźników oraz ocena krajowa foki szarej 132
Tabela 2.7. Zestawienie ocen wskaźników oraz ocena krajowa morświna 133
Tabela 2.8. Wskaźniki zastosowane w ocenie elementu ekosystemu ptaki za lata 2016-2021 w POM 135
Tabela 2.9. Ocena grup funkcyjnych gatunków ptaków. „Z" - przy gatunku oznacza populację zimującą; „L" – populację lęgową; kolor zielony – dobry stan osiągnięty; kolor czerwony dobry stan nie osiągnięty; kolor szary – kryterium nie zostało ocenione; kolor biały – brak możliwości oceny zintegrowanej z uwagi na brak danych o ocenie kryterium/kryteriów; białe tło „ND" nie dotyczy, dla gatunków, dla których kryterium przyłowu nie jest oceniane; przyłów: kolor czerwony bez gwiazdki – ocena na podstawie metody 2 opisanej w opracowaniu HELCOM (2023d), kolor czerwony z gwiazdką – ocena na podstawie metody 3 opisanej w opracowaniu HELCOM (2023d), * - ocena dokonana metodą 3 wskaźnika przyłowu HOLAS 3 (HELCOM 2023d) dla gatunków na czerwonej liście HELCOM; ** - metoda 3 dla gatunków na czerwonej liście IUCN (IUCN 2023) 139
Tabela 2.10. Wskaźniki zastosowane w ocenie ichtiofauny w POM w zakresie cechy D1 142
Tabela 2.11. Wartość Polskiego Indeksu Multimetrycznego dla Ryb w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2016-2021. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w okresie 2016-2021: czerwony – zły, pomarańczowy – słaby, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych oraz ocena potencjału ekologicznego: zły – czerwono-ciemnoszare pasy równej szerokości, słaby – pomarańczowo-ciemnoszare pasy równej szerokości, średni – żółto-ciemnoszare pasy równej szerokości, dobry i powyżej dobrego – zielono-ciemnoszare pasy równej szerokości 144
Tabela 2.12. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny'... 145
Tabela 2.13. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Wielkość ryb przybrzeżnych'. Kolor czerwony – subGES (zły stan środowiska), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska) 146
Tabela 2.14. Ocena według wskaźnika LFI dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach 2016-2021 147
Tabela 2.15. Zintegrowana ocena stanu środowiska morskiego w strefie przybrzeżnej i otwartego morza na podstawie D1 dla ryb za lata 2016-2021. Kolor zielony - dobry stan środowiska; czerwony - dobry stan środowiska nie został osiągnięty, biały – brak oceny 148
Tabela 2.16. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D6 zgodnie z RDSM 150
Tabela 2.17. Wskaźniki zastosowane w ocenie siedlisk bentosowych za lata 2016-2021 w polskiej strefie Bałtyku 154
Tabela 2.18. Metoda normalizacji wskaźników stanu 161
Tabela 2.19. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych – znormalizowany w przypadku integracji wskaźników 162
Tabela 2.20. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021 163
Tabela 2.21. Wyniki zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w obszarach otwartego morza w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021. Minusy w komórkach oznaczają brak stacji monitoringowej w danym BHT lub nie dotyczy w przypadku wskaźnika 'Dług tlenowy' (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony) 165

Tabela 2.22. Wyniki zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych wód przejściowych i przybrzeżnych w POM w ramach oceny wieloletniej 2016-2021 (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony) 168
Tabela 2.23. Ocena stanu siedliska Piaszczyste ławice podmorskie (1110) w POM 171
Tabela 2.24. Ocena stanu siedliska Skaliste i kamieniste dno morskie, rafy (1170) w POM 171
Tabela 2.25. Kryteria oceny siedlisk pelagicznych 175
Tabela 2.26 Wskaźniki zastosowane w ocenie siedlisk pelagicznych w POM 176
Tabela 2.27. Struktura zintegrowanej oceny wskaźników składowej stanu/bioróżnorodności w ramach zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w latach 2016-2021 182
Tabela 2.28. Wyniki oceny wskaźników oraz oceny zintegrowanej siedlisk pelagicznych w latach 2016-2021 w POM (Dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nie osiągnięty – kolor czerwony) 182
Tabela 2.29. Zestaw kryteriów oceny cechy D4 184
Tabela 2.30. Zestaw zaproponowanych wskaźników do oceny poszczególnych kryteriów cechy D4 wraz z oceną tych wskaźników za okres 2016-2021. Wskaźniki są wykorzystywane w ocenie różnorodności biologicznej przez HELCOM w wydzielonych basenach Morza Bałtyckiego, w tym w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, wchodzących w obszar POM. Kolor zielony – wartość progowa wskaźnika osiągnięta. Kolor czerwony – wartość progowa wskaźnika nieosiągnięta. Kolor żółty – wartość progowa wskaźnika osiągnięta częściowo (albo w wodach przybrzeżnych albo otwartego morza) a nie dla całego obszaru oceny. Kolor biały – obszar nieoceniony 186
Tabela 2.31. Zestaw wskaźników oceny cechy D4 w modelu EwE 187
Tabela 2.32. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D2 zgodnie z RDSM 190
Tabela 2.33. Lista gatunków nowych introdukcji gatunków obcych w POM w latach 2016-2021 192
Tabela 2.34. Wartość progowa, ilość nowych introdukcji oraz stan cechy D2 w okresie 2016-2021 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 193
Tabela 2.35. Porównanie ocen stanu środowiska w zakresie cechy D2 w latach 2011-2016 i 2016-2021 w obszarach oceny (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) ... 193
Tabela 2.36. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D3 zgodnie z RDSM 195
Tabela 2.37. Wskaźniki zastosowane w ocenie ichtiofauny w POM w zakresie cechy D3 197
Tabela 2.38. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy D3 w okresie 2016-2021. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony - dobry stan nie został osiągnięty, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny 204
Tabela 2.39. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Liczebność gatunków kluczowych ichtiofauny'... 204
Tabela 2.40. Ocena stanu środowiska Zalewu Puckiego, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego na podstawie ichtiofauny w oparciu o wskaźnik 'Wielkość ryb przybrzeżnych (L90)'. Kolor czerwony – subGES (dobry stan środowiska nie został osiągnięty), kolor zielony – GES (dobry stan środowiska) 206
Tabela 2.41. Zintegrowana ocena stanu ichtiofauny strefy przybrzeżnej i otwartego morza w zakresie cechy D3 za lata 2016-2021. Kolor zielony – dobry stan środowiska; czerwony – dobry stan środowiska nie został osiągnięty, szary – dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych lub nie został wyznaczony odpowiedni punkt referencyjny 207
Tabela 2.42. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D5 zgodnie z RDSM 210
Tabela 2.43. Wskaźniki wykorzystane w ocenie cechy D5 w obszarach otwartego morza 214
Tabela 2.44. Przypisanie wskaźników jakości wód powierzchniowych do wskaźników i kryteriów oceny eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych 214

Tabela 2.45. Sposób klasyfikacji wskaźników eutrofizacji w oparciu o wartości EQRS 216
Tabela 2.46. Współczynniki wagowe wskaźników oceny eutrofizacji w obszarach otwartego morza .. 216
Tabela 2.47. Ostateczne wartości klas oceny wiarygodności akwenów otwartego morza 218
Tabela 2.48. Regionalnie uzgodnione wskaźniki i wartości progowe rekomendowane do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich w zakresie cechy D5 w obszarach otwartego morza w POM 219
Tabela 2.49. Ocena wiarygodności oceny wskaźników eutrofizacji w wodach przejściowych i przybrzeżnych 222
Tabela 2.50. Krajowe wskaźniki i wartości progowe rekomendowane do wykorzystania w drugiej aktualizacji oceny wstępnej stanu środowiska wód morskich w wodach przejściowych i przybrzeżnych w zakresie cechy D5 223
Tabela 2.51. Średnie wyniki wskaźników oceny cechy D5 w obszarach otwartego morza za lata 2016-2021 225
Tabela 2.52. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQRS) w obszarach otwartego morza w latach 2016-2021 Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 225
Tabela 2.53. Ocena wiarygodności cechy D5 w obszarach otwartego morza 226
Tabela 2.54. Średnie wyniki wskaźników oceny cechy D5 w obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych za lata 2016-2021 228
Tabela 2.55. Wyniki oceny wskaźników eutrofizacji (EQRS) dla wód przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021 (źródło danych PMŚ). Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 229
Tabela 2.56. Zintegrowana ocena eutrofizacji (cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021. Wartości EQRS ≥ 0,6 oznaczają, iż dobry stan został osiągnięty. (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 230
Tabela 2.57. Wiarygodność zintegrowanej oceny eutrofizacji (cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w latach 2016-2021 230
Tabela 2.58. Zestaw elementów i kryteriów oceny cechy D7 zgodnie z RDSM 233
Tabela 2.59. Klasyfikacja i wartość progowa dla dobrego stanu środowiska zastosowana w ramach oceny wskaźnika HQI 234
Tabela 2.60. Kryteria oceny dla cechy D8 236
Tabela 2.61. Ocena wiarygodności oceny w ramach kryterium D8C1 239
Tabela 2.62. Podsumowanie oceny w ramach kryterium D8C1 w poszczególnych obszarach oceny z uwzględnieniem podziału na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPBT) w latach 2016-2021 245
Tabela 2.63. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze Basenu Bornholmskiego (L3-SEA-007-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 249
Tabela 2.64. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze Basenu Gdańskiego (L3-SEA-008-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 251
Tabela 2.65. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (L3-SEA-009-POL) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 253
Tabela 2.66. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Szczeciński (L4-POL-020) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 255
Tabela 2.67. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Kamieński (L4-POL-021) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 259
Tabela 2.68. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Pucki (L4-POL-022) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 262

Tabela 2.69. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna (L4-POL-023) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 266
Tabela 2.70. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna (L4-POL-024) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony)..... 270
Tabela 2.71. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Ujście Wisły Przekop (L4-POL-025) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 275
Tabela 2.72. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Zalew Wiślany (L4-POL-026) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 279
Tabela 2.73. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Półwysep Hel (L4-POL-027) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 284
Tabela 2.74. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego (L4-POL-028) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 288
Tabela 2.75. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Zatoki Pomorskiej (L4-POL-029) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 293
Tabela 2.76. Ocena wskaźników w zakresie D8C1 w obszarze JCWP Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (L4-POL-030) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 297
Tabela 2.77. Ocena wskaźnika ‘Test mikrojądrowy’ w ramach kryterium D8C2 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 302
Tabela 2.78. Zestawienie wyników dla okresu oceny 2016-2021 w ramach wskaźników D8C2 RDSM dla każdego parametru i ogółem. TV = wartość progowa stosowana dla każdego parametru 304
Tabela 2.79. Ocena wskaźnika ‘Rozlewy olejowe’ w ramach kryterium D8C3 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 306
Tabela 2.80. Kryterium oceny dla cechy D9 308
Tabela 2.81. Ocena wiarygodności oceny stanu środowiska w zakresie kryterium D9C1 310
Tabela 2.82. Podsumowanie oceny w ramach kryterium D9C1 w poszczególnych obszarach oceny z uwzględnieniem podziału na substancje wszechobecne, trwałe, toksyczne i ulegające bioakumulacji (uPTB) oraz pozostałe (non uPTB) w okresie 2016-2021 312
Tabela 2.83. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.24 (BAL-POL-FAO27-3D24) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 313
Tabela 2.84. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.25 (BAL-POL-FAO27-3D25) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 317
Tabela 2.85. Ocena wskaźników w zakresie D9C1 w polskiej części obszaru FAO 27.3.D.26 (BAL-POL-FAO27-3D26) (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 323
Tabela 2.86. Kryteria oceny dla cechy D10 328
Tabela 2.87. Ocena wskaźnika ‘Odpady na plaży’ w ramach kryterium D10C1 (dobry stan osiągnięty – kolor zielony, dobry stan nieosiągnięty – kolor czerwony) 330
Tabela 2.88. Kryteria oceny dla cechy D11 332
Tabela 2.89. Procent powierzchni basenów w obszarze POM o poziomach dźwięku mającego negatywny wpływ na ryby oraz ssaki w poszczególnych miesiącach 2018 roku. Kolor zielony – poniżej progu przestrzennego 20%, dobry stan środowiska, Kolor czerwony – przekroczony próg przestrzenny, poniżej dobrego stanu środowiska 336
Tabela 2.90. Podsumowanie oceny elementów ekosystemu 339
Tabela 2.91. Podsumowanie oceny cech presji..... 343

Tabela 3.1 Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem materii organicznej - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 363
Tabela 3.2 Podsumowanie ocen cech D8 i D9 RDSM w podakwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2021 r. 366
Tabela 3.3. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem substancji niebezpiecznych - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 367
Tabela 3.4. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z wprowadzaniem radionuklidów - porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 367
Tabela 3.5. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z wprowadzaniem i rozprzestrzenianiem się obcych gatunków (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 372
Tabela 3.6. Referencyjne wartości śmiertelności połowowej użyte do wyznaczenia poziomów presji.... 374
Tabela 3.7. Klasyfikacja presji dla śledzia i szprota w zależności od wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do wielkości F związanych z zasadą MSY (zasada maksymalnych podtrzymywalnych połowów) oraz F_{lim} (zasada przezorności). 374
Tabela 3.8. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem śledzia (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 375
Tabela 3.9. Klasyfikacja presji dla dorsza w zależności od wielkości śmiertelności połowowej w stosunku do percentyli (p) jej historycznego rozkładu. 377
Tabela 3.10. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem dorsza (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 377
Tabela 3.11. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z połowem szprota (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 379
Tabela 3.12. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z przyłowem ptaków morskich (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)..... 384
Tabela 3.13. Zestawienie presji antropogenicznych związanych ze stratami i zaburzeniami fizycznymi – porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 387
Tabela 3.14. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z zaburzeniami dna morskiego (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)..... 388
Tabela 3.15. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z niepokojeniem gatunków według podakwenów (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie)... 392
Tabela 3.16. Zestawienie presji antropogenicznych związanych ze zmianą warunków hydrologicznych – porównanie wyników z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 397
Tabela 3.17. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z hałasem impulsowym (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 401
Tabela 3.18. Wyniki oceny presji* i oddziaływań** związanych z hałasem ciągłym (brak oceny oddziaływania oznacza brak danego elementu ekosystemu w podakwenie) 404
Tabela 3.19. Liczba zdarzeń dot. wycieków olejów i zidentyfikowanych plam substancji w zasięgu podakwenów POM w okresie 2016-2021 410
Tabela 3.20. Zestawienie presji antropogenicznych związanych z występowaniem plam i wycieków olejów w okresie 2016-2021 412
Tabela 3.21. Ocena presji i oddziaływań na wody morskie w ujęciu podakwenów i poszczególnych elementów ekosystemu, obejmująca skutki kumulacyjne i synergiczne..... 414
Tabela 4.1. Porównanie obszarów działalności zaliczanych do „gospodarki morskiej” wg GUS i obszarów analizy 446
Tabela 4.2. Porównanie przebiegu podakwenów z lat 2016-2021 oraz 2011-2016 449

Tabela 4.3. Stan i zmiany w morskiej flocie transportowej 454
Tabela 4.4. Stan i zmiany w przybrzeżnej flocie transportowej 454
Tabela 4.5. Przewozy ładunków morską flotą transportową według rodzajów żeglugi i zasięgów pływania 455
Tabela 4.6. Obroty ładunkowe w portach morskich 462
Tabela 4.7. Międzynarodowy ruch pasażerów w portach morskich 469
Tabela 4.8. Statki wchodzące do portów morskich 472
Tabela 4.9. Przeładunki w Porcie w Gdańsku wg grup towarowych w tys. ton 477
Tabela 4.10. Przeładunki w Porcie w Gdyni wg grup towarowych w tys. ton 480
Tabela 4.11. Przeładunki w Portach Szczecin i Świnoujście S.A. wg grup towarowych w tys. ton 484
Tabela 4.12. Produkcja statków wg typów 491
Tabela 4.13. Portfel zamówień na statki według typów Stan w dniu 31 XII poszczególnych lat 491
Tabela 4.14. Remonty statków 491
Tabela 4.15. Produkcja pozostałych statków i części statków pełnomorskich (dane dotyczą podmiotów gospodarczych, w których liczba pracujących przekracza 9 osób) 492
Tabela 4.16. Flota rybacka wg sektorów własności i rodzajów statków (stan w dniu 31 XII poszczególnych lat) 496
Tabela 4.17. Połowy ryb i bezkręgowców morskich wg gatunków 497
Tabela 4.18. Eksport i import ryb i bezkręgowców morskich wg nomenklatury CN 498
Tabela 4.19. Podstawowe wskaźniki dotyczące turystyki na obszarach nadmorskich w 2015 i 2021 r. 500
Tabela 4.20. Pasażerowie wycieczkowców zawijających do polskich portów morskich wg miesięcy oraz portów w 2015 i 2020* r. 500
Tabela 4.21. Liczba kąpielisk nadzorowanych w latach 2014-2021 502
Tabela 4.22. Odpływ substancji organicznych i biogennych rzekami do Morza Bałtyckiego wg województw* 512
Tabela 4.23. Projekty morskich farm wiatrowych realizowanych w Polsce 516
Tabela 4.24. Udział energii wiatrowej w krajowej produkcji energii elektrycznej 518
Tabela 4.25. Zestawienie organizatorów płetwonurkowań sportowo-rekreacyjnych 520
Tabela 4.26. Przychody z całokształtu działalności „gospodarka morska” na tle gospodarki krajowej w okresie 2016-2021 526
Tabela 4.27. Przychody z całokształtu działalności dla analizowanych sektorów, mln zł, ceny bieżące 527
Tabela 4.28. Gospodarka morska w województwach nadmorskich w latach 2016-2021 – wybrane wskaźniki ekonomiczne 528
Tabela 4.29. Wynagrodzenie brutto w obszarze „gospodarka morska”, w latach 2016-2021 miliony zł, ceny bieżące 530
Tabela 4.30. Przeciętne miesięczne wynagrodzenia brutto w podmiotach gospodarki morskiej, w latach 2016-2021, ceny bieżące, zł/msc 530
Tabela 4.31. Zatrudnienie w obszarze gospodarka morska w latach 2016-2021 531
Tabela 4.32. Wielkość zatrudnienia w latach 2016-2021 dla analizowanych sektorów 531
Tabela 4.33. Wielkości emisji w latach 2016-2021 według źródeł w układzie najnowszej klasyfikacji Nomenclature for Reporting 2014 532
Tabela 4.34. Wielkości emisji gazów cieplarnianych dla sektorów żegluga i rybołówstwo 532
Tabela 4.35. Dezagregacja usług ekosystemów wg Millennium Ecosystem Assessment, The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity oraz Common International Classification of Ecosystem Services 535
Tabela 4.36. Przegląd hipotetycznych korzyści z morskich świadczeń ekosystemowych dla analizowanych sektorów 538
Tabela 4.37. Dane podstawowe do analizy nadwyżki konsumenta 538

Tabela 4.38. Liczba turystów odwiedzających badane województwa wraz z rozkładem miesięcznym w tysiącach osób, rok 2021 540
Tabela 4.39. Liczba turystów w gminach nadmorskich w tys. osób 541
Tabela 4.40. Określenie zgodności pomiędzy sektorami 544
Tabela 4.41. Sposoby użytkowania lub sektor lub działalność człowieka w środowisku morskim mające wpływ na środowisko morza Bałtyckiego lub których funkcjonowanie jest zależne od stanu wód Morza Bałtyckiego lub które mogą wpływać na stan wód Morza Bałtyckiego 545
Tabela 4.42. Prognoza przeładunków portowych wg Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego 553
Tabela 4.43. Prognoza przewozów pasażerskich wg Wstępnej Ocena Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego 553
Tabela 4.44. Prognoza przeładunków portowych wg Aktualizacji Wstępnej Oceny Stanu Środowiska Wód Morskich Polskiej Strefy Morza Bałtyckiego 553
Tabela 4.45. Prognoza zapotrzebowania na transport ładunków oraz przewozów pasażerskich przez transport wodny Strategii Zrównoważonego Rozwoju Transportu do 2030 roku 553
Tabela 4.46. Prognoza międzynarodowego ruchu pasażerów w polskich portach morskich wg Programu rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku 554
Tabela 4.47. Prognoza obrotów ładunkowych w polskich portach morskich wg Programu rozwoju polskich portów morskich do 2030 roku 554
Tabela 4.48. Tabela podsumowująca luki w działaniach w perspektywie możliwości osiągnięcia GES do 2027 roku 560
Tabela 4.49. Przegląd hipotetycznych korzyści z osiągnięcia GES dla analizowanych sektorów 565
Tabela 4.50. Zestawienie podstawowych danych opisujących sektor rybołówstwa 565