



# MONITOR POLSKI

DZIENNIK URZĘDOWY RZECZYPOSPOLITEJ POLSKIEJ

---

Warszawa, dnia 13 marca 2019 r.

Poz. 230

**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**

Na podstawie art. 151 ust. 12 i art. 154 ust. 6 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. z 2018 r. poz. 2268 oraz z 2019 r. poz. 125) Rada Ministrów uchwala, co następuje:

**§ 1.** Rada Ministrów wyraża zgodę na przedłożenie Komisji Europejskiej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, która stanowi załącznik nr 1 do uchwały, wraz z projektem aktualizacji zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich, który stanowi załącznik nr 2 do uchwały.

**§ 2.** Uchwała wchodzi w życie z dniem następującym po dniu ogłoszenia.

Prezes Rady Ministrów: *M. Morawiecki*

Załączniki do uchwały nr 8 Rady Ministrów  
z dnia 18 stycznia 2019 r. (poz. 230)

**Załącznik nr 1**

# **AKTUALIZACJA WSTĘPNEJ OCENY STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH**

## Wykaz skrótów określeń stosowanych w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich:

Skrót	Rozwinięcie
AIS	ang. Automatic Identification System - system AIS instalowany jest zgodnie z wymogami konwencji SOLAS na większych jednostkach, na wszystkich statkach pasażerskich, a także dobrowolnie na wielu mniejszych statkach i jachtach
BAU	ang. Business as Usual - „hipotetyczny rozwój sytuacji gdyby program działań (POM) zaproponowanych w ramach KPOWM nie został przyjęty i wdrożony”
BCT	Bałtycki Terminal Kontenerowy Sp. z o.o.
BIAS	ang. Baltic Sea Information on the Acoustic Soundscape
BSAP	ang. Baltic Sea Action Plan (Bałtycki Plan Działań)
BSII	Bałtycki wskaźnik oddziaływania (ang. Baltic Sea Impact Index)
BSPI	Bałtycki wskaźnik presji (ang. Baltic Sea Pressure Index)
BZT5	Biochemiczne Zapotrzebowanie Tlenu - umowny wskaźnik określający biologiczne zapotrzebowanie tlenu, czyli ilość tlenu wymaganą do utlenienia związków organicznych przez mikroorganizmy (bakterie aerobowe). Wartość tę uzyskuje się w wyniku pomiaru zużycia tlenu przez badaną próbkę wody lub ścieków w ciągu 5 dni. BZT <sub>5</sub> jest wskaźnikiem czystości wody i jakości oczyszczanych ścieków
CN	Scalona Nomenklatura Towarowa Handlu Zagranicznego
DCT	ang. Deepwater Container Terminal - terminal kontenerowy zlokalizowany na terenie portu morskiego Gdańsk
DWT	Nośność - ciężar, jaki statek może przyjąć zanurzając się do letniej linii ładunkowej w wodzie morskiej
EKG ONZ	Europejska Komisja Gospodarcza Organizacji Narodów Zjednoczonych
EMEP	ang. European Monitoring Environmental - program monitoringu opracowany przez Europejską Komisję Gospodarczą ONZ przy współpracy Światowej Organizacji Meteorologicznej (WMO), mający na celu uzyskanie informacji o udziale poszczególnych państw w zanieczyszczaniu środowiska innych państw, m.in. w celu kontroli wypełniania międzynarodowych ustaleń i porozumień w sprawie strategii zmniejszania zanieczyszczeń na obszarze Europy
ETO	Europejski Trybunał Obrachunkowy
EU ETS	ang. European Union Emissions Trading System - unijny system handlu uprawnieniami do emisji
GES	Dobry stan środowiska według RDSM (ang. Good Environmental Status)
GIOŚ	Główny Inspektorat Ochrony Środowiska
GIS	Główny Inspektor Sanitarny
GT	pojemność brutto statku - zgodnie z Międzynarodową konwencją o pomierzaniu pojemności statków z 1969 r. jest to miara całkowitej pojemności zamkniętych pomieszczeń statku wewnątrz kadłuba i nadbudówek
GTK	Gdański Terminal Kontenerowy
GUS	Główny Urząd Statystyczny
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
HOLAS	Holistyczna Ocena Stanu Środowiska Morza Bałtyckiego
IMGW-PIB	Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - Państwowy Instytut Badawczy
IOŚ-PIB	Instytut Ochrony Środowiska - Państwowy Instytut Badawczy
JCWP	jednolite części wód powierzchniowych
KE	Komisja Europejska

Skrót	Rozwinięcie
KOBIZE	Krajowy Ośrodek Bilansowania i Zarządzania Emisjami
KPOŚK	Krajowy program oczyszczania ścieków komunalnych
KPOWM	Krajowy Program Ochrony Wód Morskich przyjęty przez Radę Ministrów w dniu 2 grudnia 2016 r.
LRTAP	ang. Convention on Long-range Transboundary Air Pollution- Konwencja w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości
MGMiŻŚ	Ministerstwo Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej
MON	Ministerstwo Obrony Narodowej
MIR-PIB	Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
MRiRW	Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi
NACE	fr. Nomenclature statistique des Activités économiques - statystyczna klasyfikacja działalności gospodarczych w Unii Europejskiej
NMLZO	niemetanowe lotne związki organiczne
NPK	nawozy NPK – wieloskładnikowe nawozy mineralne zawierające azot (N), fosfor (P) i potas (K) w postaci przyswajalnej przez rośliny
NT	pojemność netto statku
PKB	Produkt Krajowy Brutto
PKBWM	Państwowa Komisja Badania Wypadków Morskich
PKD	Polska Klasyfikacja Działalności
PLC	ang. Pollution Load Compilation – kompilacja ładunku zanieczyszczeń
PM	ang. particulate matter – pył zawieszony
PMŚ	Państwowy Monitoring Środowiska
PO RYBY 2014-2020	Program Operacyjny „Rybnictwo i Morze”
POM	Polskie Obszary Morskie
PPP	Ang. Purchasing power parity – parytet siły nabywczej
PZW Wrocław	Polski Związek Wędkarski Oddział we Wrocławiu
PZW Szczecin	Polski Związek Wędkarski Oddział w Szczecinie
PZW Gdańsk	Polski Związek Wędkarski Oddział w Gdańsku
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) (Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, str. 19, z późn. zm.), zwana również „Ramową Dyrektywą w sprawie Strategii Morskiej”
RDW	Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, str. 1, z późn. zm. – Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 5, str. 275), zwana również „Ramową Dyrektywą Wodną”
RLM	Równoważna liczba mieszkańców - liczba wyrażająca wielokrotność ładunku zanieczyszczeń w ściekach odprowadzanych z obiektów przemysłowych i usługowych w stosunku do jednostkowego ładunku zanieczyszczeń w ściekach z gospodarstw domowych, odprowadzanych od jednego mieszkańca w ciągu doby
SMIORG	Stacja Morska Instytutu Oceanografii Uniwersytetu Gdańskiego
subGES	niezadowolający stan środowiska według RDSM (ang. sub Good Ecological Status)
SUZPPOM	Studium Uwarunkowań Zagospodarowania Przestrzennego Polskich Obszarów Morskich

Skrót	Rozwinięcie
TAC	ang. Total Allowable Catches - maksymalny dopuszczalny połów
TEU	ang. twenty-foot equivalent unit - jednostka standardowa, odpowiadająca pojemności 20-stopowego kontenera ISO
TZO	Trwałe Zanieczyszczenia Organiczne
UE	Unia Europejska
UM w Słupsku	Urząd Morski w Słupsku
WTP	ang. Willingness to pay - skłonność do ponoszenia wydatków
WWF	ang. World Wide Fund for Nature; tłum. Światowy Fundusz na rzecz Przyrody; dawniej World Wildlife Fund – organizacja pozarządowa i ekologiczna o charakterze międzynarodowym powstała w 1961 roku
ZMPG S.A.	Zarząd Morskiego Portu Gdańsk
ZMPG-a S.A.	Zarząd Morskiego Portu Gdynia
ZMPSiŚ S.A.	Zarząd Morskich Portów Szczecin i Świnoujście

## Spis treści

### WSTĘP 1

<b>1.</b>	<b><u>CHARAKTERYSTYKA EKOSYSTEMU MORSKIEGO W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH</u></b> .....	<b>12</b>
1.1.	<u>WARUNKI FIZYCZNO-GEOGRAFICZNE</u> .....	12
1.2.	<u>WARUNKI METEOROLOGICZNE I HYDROLOGICZNE</u> .....	13
	<i>Wiatr</i> .....	13
	<i>Mieszanie wód</i> .....	15
	<i>Poziomy morza</i> .....	17
	<i>Złodzenie</i> .....	19
1.3.	<u>OGÓLNE WARUNKI HYDROGRAFICZNE</u> .....	21
	<i>Temperatura wody morskiej</i> .....	21
	<i>Zasolenie</i> .....	28
	<i>Odczyn wody morskiej</i> .....	30
	<i>Prądy morskie i wymiana wód</i> .....	32
1.4.	<u>SIEDLISKA I GATUNKI</u> .....	36
	<i>Ssaki morskie</i> .....	36
	<i>Ptaki</i> .....	38
	<i>Ryby</i> .....	51
	<i>Siedliska bentosowe</i> .....	59
	<i>Siedliska pelagiczne</i> .....	67
1.5.	<u>GATUNKI NIERODZIME W POLSKICH OBSZARACH MORSKICH</u> .....	70
	<i>Ryby</i> .....	71
	<i>Fitoplankton, makrofity, makrozoobentos i zooplankton</i> .....	86
1.6.	<u>CZYNNIKI SPRAWCZE I SKUTKI EUTROFIZACJI</u> .....	94
	<i>Czynniki sprawcze</i> .....	94
	<i>Skutki bezpośrednie</i> .....	96
	<i>Skutki pośrednie</i> .....	106
1.7.	<u>ODPADY W ŚRODOWISKU MORSKIM W LATACH 2015-2016</u> .....	108
	<i>Odpady deponowane na brzegu</i> .....	108
	<i>TOP 20</i> .....	113
	<i>Odpady zdeponowane na dnie</i> .....	114
	<i>Mikrocząstki w wodzie morskiej i osadach dennych</i> .....	115
1.8.	<u>SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE W ELEMENTACH ŚRODOWISKA MORSKIEGO I EFEKTY ICH ODDZIAŁYWANIA ORAZ SUBSTANCJE NIEBEZPIECZNE W RYBACH PRZEZNACZONYCH DO SPOŻYCIA</u> .....	116
	<i>Radionuklidy</i> .....	117
	<i>Metale ciężkie</i> .....	120
	<i>Trwałe zanieczyszczenia organiczne</i> .....	127
	<i>Test mikrojądrowy</i> .....	134
	<i>Choroby ryb</i> .....	136
<b>2.</b>	<b><u>OCENA STANU POLSKICH WÓD MORZA BAŁTYCKIEGO</u></b> .....	<b>142</b>
2.1.	<u>CECHY STANU</u> .....	142
	<i>Ssaki morskie</i> .....	162
	<i>Ptaki</i> .....	175
	<i>Ryby</i> .....	225
	<i>Siedliska bentosowe</i> .....	237
	<i>Siedliska pelagiczne</i> .....	276
	<i>Ekosystemy i sieci troficzne</i> .....	297
2.2.	<u>CECHY PRESJI</u> .....	301

<a href="#">Cecha D2 - Gatunki Obce</a>	301
<a href="#">Cecha D3 - Ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych</a>	310
<a href="#">Cecha D5 - Eutrofizacja</a>	331
<a href="#">Cecha D6 - Integralność dna morskiego</a>	351
<a href="#">Cecha D7 - Trwała zmiana warunków hydrograficznych</a>	367
<a href="#">Cecha D8 - Stężenie substancji zanieczyszczających utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia</a>	368
<a href="#">Cecha D9 - Poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty ani innych odpowiednich norm</a>	440
<a href="#">Cecha D10 - Właściwości ani ilość odpadów morskich nie powodują szkód w środowisku przybrzeżnym i morskim</a>	447
<a href="#">Cecha D11- Hałas podwodny</a>	454
<b>3. PODSUMOWANIE OCENY STANU ŚRODOWISKA</b>	<b>468</b>
3.1. <a href="#">PODSTAWY PRAWNE</a>	468
3.2. <a href="#">CECHY STANU</a>	470
<a href="#">Ssaki</a>	471
<a href="#">Ptaki</a>	472
<a href="#">Ryby</a>	475
<a href="#">Siedliska bentosowe</a>	478
<a href="#">Siedliska pelagiczne</a>	480
<a href="#">Cecha D4 – łańcuchy pokarmowe</a>	482
3.3. <a href="#">CECHY PRESJI</a>	485
<a href="#">Cecha D2</a>	485
<a href="#">Cecha D3</a>	485
<a href="#">Cecha D5</a>	488
<a href="#">Cecha D6</a>	491
<a href="#">Cecha D7</a>	492
<a href="#">Cecha D8</a>	492
<a href="#">Cecha D9</a>	494
<a href="#">Cecha D10</a>	495
<a href="#">Cecha D11</a>	497
<b>4. PRESJE NA ŚRODOWISKO MORSKIE</b>	<b>501</b>
4.1. <a href="#">PRESJE POCHODZENIA LĄDOWEGO NA WODY MORSKIE</a>	501
<a href="#">Emisja ciepła do wody</a>	501
<a href="#">Wprowadzanie substancji niebezpiecznych</a>	501
<a href="#">Wprowadzanie substancji biogennych</a>	517
<a href="#">Wprowadzanie radionuklidów</a>	538
<a href="#">Wprowadzanie odpadów</a>	539
<a href="#">Wprowadzanie materii organicznej</a>	540
<a href="#">Wprowadzanie i przemieszczanie się gatunków obcych</a>	543
<a href="#">Zmiany warunków klimatycznych</a>	549
<a href="#">Drobnoustroje patogeniczne</a>	554
4.2. <a href="#">PRESJE POCHODZENIA MORSKIEGO NA WODY MORSKIE POLSKIEJ STREFY MORZA BAŁTYCKIEGO</a>	556
<a href="#">Presje biologiczne</a>	557
<a href="#">Presje fizyczne</a>	560
4.3. <a href="#">PRESJE I ODDZIAŁYWANIA POCHODZENIA MORSKIEGO NA WODY MORSKIE WYNIKAJĄCE Z DZIAŁALNOŚCI RYBACKIEJ</a>	595
<a href="#">Struktura gatunkowa wyładunku polskiego rybołówstwa</a>	596
<a href="#">Eksploatacja rybacka na Zalewie Szczecińskim</a>	656

	<a href="#"><u>Eksploracja rybacka na Zalewie Wiślanym</u></a> .....	668
	<a href="#"><u>Eksploracja rybacka na Zatoce Puckiej</u></a> .....	678
	<a href="#"><u>Informacja na temat eksploatacji selektywnej gatunków zwierząt obejmująca przypadkowe połowy gatunków niebędących gatunkami docelowymi, w tym powodowana przez połowy komercyjne i rekreacyjne</u></a> .....	690
	<a href="#"><u>Morskie połowy rekreacyjne dorsza</u></a> .....	692
	<a href="#"><u>Presja rybołówstwa na dno morskie - nakład połowowy narzędzi dennych</u></a> .....	699
<b>5.</b>	<b><a href="#"><u>ANALIZA SPOŁECZNO-EKONOMICZNA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH ORAZ KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH (ZGODNIE Z ART. 8 UST. 1 LIT. C RDSM)</u></a></b> .....	<b>705</b>
5.1.	<a href="#"><u>ANALIZA DOSTĘPNYCH MATERIAŁÓW, PRZYJĘTE ZAŁOŻENIA METODYCZNE</u></a> .....	705
	<a href="#"><u>Kwestie terminologiczne</u></a> .....	705
	<a href="#"><u>Kompatybilność sekcji według PKD oraz sektorów analizy</u></a> .....	705
5.2.	<a href="#"><u>CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ</u></a> .....	707
5.3.	<a href="#"><u>IDENTYFIKACJA I OPIS SEKTORÓW WYKORZYSTUJĄCYCH WODY MORSKIE</u></a> .....	711
	<a href="#"><u>Żegluga morska</u></a> .....	711
	<a href="#"><u>Porty morskie</u></a> .....	714
	<a href="#"><u>Port Gdańsk</u></a> .....	723
	<a href="#"><u>Port Gdynia</u></a> .....	725
	<a href="#"><u>Port Szczecin i Świnoujście</u></a> .....	726
	<a href="#"><u>Przemysł stoczniowy</u></a> .....	728
	<a href="#"><u>Rybołówstwo morskie</u></a> .....	736
	<a href="#"><u>Turystyka morska i przybrzeżna</u></a> .....	743
	<a href="#"><u>Morski przemysł wydobywczy</u></a> .....	747
	<a href="#"><u>Sektor komunalny</u></a> .....	750
	<a href="#"><u>Rolnictwo</u></a> .....	752
	<a href="#"><u>Energetyka odnawialna - farmy wiatrowe</u></a> .....	755
	<a href="#"><u>Morska turystyka wrakowa</u></a> .....	757
	<a href="#"><u>Działalność militarna</u></a> .....	757
	<a href="#"><u>Badania naukowe, analizy i działania edukacyjne</u></a> .....	760
5.4.	<a href="#"><u>ANALIZA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH (MARINE WATER ACCOUNTING APPROACH)</u></a> .....	763
	<a href="#"><u>Opis korzyści ekonomicznych dla sektorów wykorzystujących wody morskie</u></a> .....	763
	<a href="#"><u>Identyfikacja i próba określenia ilościowego presji generowanych przez badane sektory</u></a> .....	771
5.5.	<a href="#"><u>ANALIZA UŻYTKOWANIA WÓD MORSKICH (ECOSYSTEM SERVICES APPROACH)</u></a> .....	773
	<a href="#"><u>Identyfikacja świadczeń ekosystemowych na obszarach morskich, przy wykorzystaniu analiz stanu i analiz presji i oddziaływań</u></a> .....	774
	<a href="#"><u>Identyfikacja oraz próba szacunku ilościowego korzyści osiągniętych usług ekosystemowych przy wykorzystaniu metod szacowania właściwych dla dóbr rynkowych i nierynkowych</u></a> .....	775
	<a href="#"><u>Identyfikacja wskaźników i presji wywierających wpływ na świadczenia ekosystemowe</u></a> .....	777
5.6.	<a href="#"><u>ANALIZA KOSZTÓW DEGRADACJI ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH</u></a> .....	780
5.7.	<a href="#"><u>IDENTYFIKACJA DOBREGO STANU ŚRODOWISKA, KTÓRY POWINIEN ZOSTAĆ OSIĄGNIĘTY W 2020 ROKU, ORAZ PUNKTU ODNIESIENIA (SCENARIUSZ BAU)</u></a> .....	781
	<a href="#"><u>Identyfikacja dobrego stanu środowiska, który powinien zostać osiągnięty w 2020 roku – ustalone cele środowiskowe dla wód morskich</u></a> .....	781
	<a href="#"><u>Scenariusz BAU</u></a> .....	783
	<a href="#"><u>Opis luk pomiędzy scenariuszami</u></a> .....	793
	<a href="#"><u>Opis skutków dla dobrobytu człowieka wyrażony w wartościach monetarnych albo ilościowo albo jakościowo</u></a> .....	793
	<b><a href="#"><u>SPIS LITERATURY I WYKAZ AKTÓW PRAWNYCH</u></a></b> .....	<b>800</b>
	<b><a href="#"><u>SPIS RYSUNKÓW:</u></a></b> .....	<b>832</b>
	<b><a href="#"><u>SPIS TABEL</u></a></b> .....	<b>851</b>



<a href="#"><u>ZAŁĄCZNIK 1</u></a> .....	<b>865</b>
<a href="#"><u>ZAŁĄCZNIK 2</u></a> .....	<b>866</b>

## **AKTUALIZACJA WSTĘPNEJ OCENY STANU ŚRODOWISKA WÓD MORSKICH ZA LATA 2011-2016**

### **Wstęp**

Morze Bałtyckie pełni istotną rolę w gospodarce krajowej i warunkuje istnienie sektorów takich jak transport morski, rybołówstwo, turystyka regionalna oraz jest potencjalnym obszarem dla rozwoju energetyki wiatrowej. Zagrożenie stanu środowiska morskiego może ograniczać rozwój powyższych sektorów, które jednocześnie mogą w znacznym stopniu przyczyniać się do jego degradacji.

Kontynuowanie działań na rzecz poprawy i utrzymania dobrego stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest nie tylko wymogiem formalnym, ale też celem warunkującym zrównoważone czerpanie z zasobów ekosystemu morskiego przez człowieka. Ramy formalne osiągnięcia tego celu określa RDSM odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. RDSM 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 (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 27), zwaną dalej „dyrektywą 2017/845”, która nadała nowe brzmienie załącznikowi III do RDSM. Zgodnie z RDSM wymagane jest osiągnięcie dobrego stanu środowiska (Good Environmental Status - dalej: GES) w obrębie europejskich wód morskich do 2020 r. 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 2010/477/UE (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 43), zwana dalej „decyzją 2017/848”.

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”.

Osiągnięcie dobrego stanu środowiska wód morskich będzie możliwe dzięki opracowaniu i wdrożeniu strategii morskiej, która jest zbiorem typowych instrumentów ochrony środowiska ukierunkowanych na ochronę środowiska morskiego, na którą składają się następujące elementy:

- 1) opracowanie wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich;
- 2) opracowanie zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich;
- 3) opracowanie zestawu celów środowiskowych dla wód morskich i związanych z nimi wskaźników;
- 4) opracowanie i wdrożenie programu monitoringu wód morskich;
- 5) opracowanie i wdrożenie programu ochrony wód morskich.

Opracowanie RDSM było wynikiem wieloletnich starań UE zmierzających do stworzenia ram prawnych umożliwiających podejmowanie kompleksowych, spójnych i skutecznych działań w celu ochrony środowiska wód morskich. Cele RDSM powinny zostać zrealizowane przez opracowanie i wdrożenie strategii morskich spójnych dla poszczególnych regionów lub podregionów morskich. Każde państwo członkowskie UE, zgodnie z harmonogramem znajdującym się w RDSM, jest zobowiązane do opracowania strategii morskiej dla własnych wód morskich, mając na uwadze fakt, że wody morskie są wykorzystywane wspólnie z innymi państwami, a środowisko morskie ma charakter transgraniczny. Dlatego każde państwo członkowskie UE powinno prowadzić swoje działania we współpracy z innymi państwami członkowskimi danego regionu lub podregionu morskiego, a w niektórych przypadkach również z państwami trzecimi. W przypadku Bałtyku współpraca regionalna miała miejsce w ramach

HELCOM, ustalającej podział Bałtyku na podakweny podlegające ocenie oraz uzgadniającej wartości progowe dobrego stanu środowiska. Ustalenia te dotyczyły w szczególności elementów biologicznych, zanieczyszczeń biogenicznych i substancji niebezpiecznych oraz wspólnego opracowania drugiej holistycznej oceny stanu środowiska morskiego Bałtyku.

Jednym z ważniejszych zadań państw członkowskich UE jest obowiązek cyklicznej aktualizacji wstępnej oceny swoich wód morskich zgodnie z art. 17 RDSM. Wymaga to przeprowadzenia w 2018 r. aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opracowanej w 2012 r. zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. a RDSM, aktualizacji oceny presji na środowisko (art. 8 ust. 1 lit. b RDSM) oraz ekonomicznej i społecznej analizy użytkowania wód morskich (art. 8 ust. 1 lit. c RDSM), biorąc pod uwagę art. 1 ust. 3 RDSM odnoszący się do ekosystemowego podejścia do zarządzania środowiskiem.

W 2014 r. zgodnie z art. 11 RDSM GIOŚ opracował program monitoringu wód morskich, którego wdrożenie umożliwiło pozyskanie danych o stanie środowiska morskiego w ramach PMŚ na rzecz aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich oraz opracowywania bieżących ocen stanu środowiska morskiego.

Obecna aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich obejmuje okres od dnia 1 stycznia 2011 r. do dnia 31 grudnia 2016 r. Realizacja tego zadania będzie służyć aktualizacji zestawu celów środowiskowych zgodnie z art. 10 RDSM, ustanowieniu zaktualizowanych programów monitoringu zgodnie z art. 11 RDSM oraz zaprojektowaniu przyszłych programów działań zgodnie z art. 13 RDSM, które będą minimalizować negatywny wpływ oddziaływania antropogenicznego na środowisko morskie.

Podstawą prawną do przeprowadzenia aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest art. 555 ust. 2 pkt 8 ustawy z dnia 20 lipca 2017 r. – Prawo wodne (Dz. U. poz. 1566, z późn. zm.), zwanej dalej „ustawą Prawo wodne”.

Zgodnie z art. 151 ust. 1 ustawy Prawo wodne aktualizację wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich opracowuje właściwy organ Inspekcji Ochrony Środowiska w uzgodnieniu z ministrem właściwym do spraw budownictwa, planowania i zagospodarowania przestrzennego oraz mieszkalnictwa, ministrem właściwym do spraw gospodarki morskiej, ministrem właściwym do spraw rybołówstwa oraz ministrem właściwym do spraw gospodarki wodnej.

Obowiązek aktualizacji oceny stanu środowiska wód morskich dotyczy obszarów morskich, które obejmują rejon morza od linii podstawowej morza terytorialnego do granicy najdalej położonego obszaru, podlegającego jurysdykcji państwa członkowskiego UE zgodnie z definicją podaną w RDSM. W Polsce, do obszarów tych zalicza się wody morza terytorialnego, wyłączną strefę ekonomiczną Rzeczypospolitej Polskiej oraz wody przybrzeżne zgodnie z art. 143 ustawy Prawo wodne.

W przypadku wód przybrzeżnych, przejściowych i terytorialnych do aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zostały wykorzystane oceny stanu ekologicznego wykonane zgodnie z RDW.

Zgodnie z dyrektywą 2017/845 tabele 1 i 2 w załączniku III do RDSM zostały doprecyzowane tak, aby wyraźniej odnosiły się do elementów dotyczących stanu (tabela 1) oraz do elementów dotyczących presji i ich oddziaływań (tabela 2, pozycja 2a i 2b), a także aby bezpośrednio łączyły elementy wymienione w obu tabelach ze wskaźnikami jakości określonymi w załączniku I do wspomnianej RDSM, a w związku z tym również z kryteriami określonymi przez KE na podstawie art. 9 ust. 3 RDSM.

Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zostanie przeprowadzona zgodnie z przyjętym podziałem na ocenę ekosystemów morskich, ich struktury, funkcji i procesów mających szczególne znaczenie dla aktualizacji oceny zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. a RDSM, z uwzględnieniem presji antropogenicznych, sposobów użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim lub mających wpływ na środowisko morskie, co wynika z art. 8 ust. 1 lit. b i c RDSM.

Jednym z obowiązkowych elementów aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest określenie stanu środowiska w odniesieniu do zestawu wartości progowych dla poszczególnych kryteriów ustalanych na poziomie europejskim, regionalnym lub krajowym.

Decyzja 2017/848 wprowadziła podział wskaźników, które powinny być uwzględnione w ocenie stanu środowiska morskiego na dwie grupy. Art. 153 ust.1 pkt 1 ustawy Prawo wodne określa wszystkie 11 cech dobrego stanu środowiska wód morskich (rys. 1). Zgodnie z decyzją 2017/848 do grupy obejmującej cechy presji należą: D2, D3, D5, D6, D7, D8, D9, D10 i D11, do grupy cech stanu należą: D1, D4 i D6 dotyczące elementów ekosystemu: ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe. W dokumencie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich zachowano konwencję symboli dla cech i kryteriów za wersją anglojęzyczną RDSM, tj. D – dla cechy, C – dla kryterium.



Rys. 1. Schemat oceny stanu środowiska morskiego Bałtyku (opracowanie własne na podstawie decyzji 2017/848).

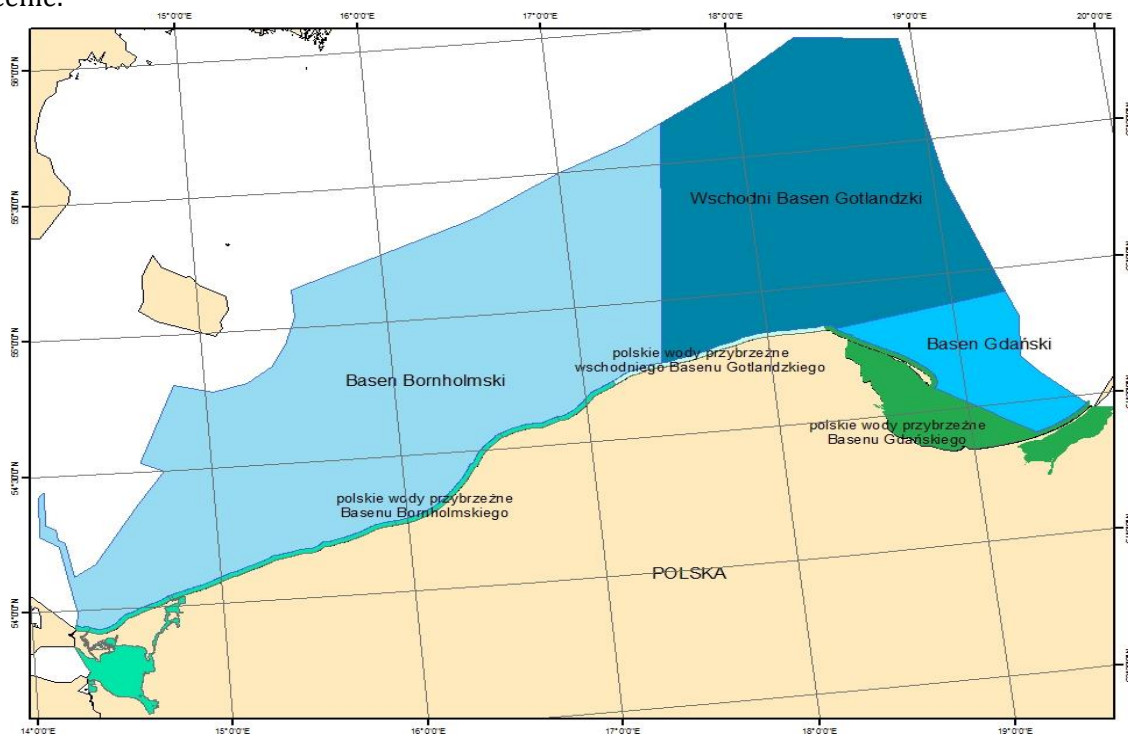
Dla każdej cechy zostały ustalone kryteria, na podstawie których zostanie przeprowadzona aktualizacja oceny. Istotną zmianą w stosunku do poprzedniej decyzji Komisji (UE) 2010/477 z dnia 1 września 2010 r. w sprawie kryteriów i standardów metodologicznych dotyczących dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. Urz. UE L 232 z 2.09.2010, str. 14) jest

wprowadzony podział kryteriów na podstawowe i drugorzędne, z których uwzględnienie tych pierwszych dotyczących najistotniejszych presji i oddziaływań jest wymagane we wszystkich państwach członkowskich UE. Ewentualne odstępianie od poszczególnych kryteriów w uzasadnionych przypadkach, wymaga przedstawienia KE uzasadnienia w ramach powiadomienia sporządzonego zgodnie z art. 9 ust. 2 lub art. 17 ust. 3 RDSM.

Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku III do RDSM są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium. O zastosowaniu kryterium drugorzędnego decyduje każde z państw członkowskich UE, o ile w załączniku tym 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.

Realizując wymóg skoordynowanych działań w ramach aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich Polska ma obowiązek współpracy w rejonie Morza Bałtyckiego w zakresie przeprowadzenia oceny holistycznej stanu środowiska wód morskich. Pierwsza wersja II oceny holistycznej (HOLAS II) ukazała się w czerwcu 2017 r. i obejmowała lata 2011-2015 (HELCOM 2017a). Jej aktualizacja do pełnego okresu oceny (lata 2011-2016) została wykonana wiosną 2018 r. Oceny holistyczne wspierają sprawozdawczość państw członkowskich UE w ramach ich obowiązku aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich dla KE, w szczególności w zakresie zastosowanych wskaźników i metod oceny, które uległy znacznym zmianom w trakcie przygotowania II oceny holistycznej w porównaniu do poprzedniej oceny, również ze względu na zmiany w obowiązującym prawie UE. Dla potrzeb jednolitego podejścia do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w ramach HELCOM przyjęto zmodyfikowany podział Morza Bałtyckiego na podakweny, czyli morskie jednostki regionalne (MRU) podlegające ocenie.



Rys. 2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na POM według HELCOM MAS (HELCOM 2013).

W przypadku wybranych wskaźników i cech obszary do oceny obejmują zarówno części podakwenów otwartego morza, jak również poszczególne jednolite części wód przybrzeżnych. Przykładowo przeprowadzenie oceny ichtiofauny w akwenach Morza Bałtyckiego w podobszarach (patrz rys. 2.1.62) przyjętych przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES) ma uzasadnienie merytoryczne. Jest powiązane z obszarami bytowania stad, które są poddawane ocenie.

Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich uwzględnia trzy aspekty:

- 1) analizę podstawowych cech i właściwości oraz obecnego stanu środowiska;
- 2) analizę dominujących presji i oddziaływań;
- 3) analizę ekonomiczną i społeczną wraz z analizą kosztów degradacji środowiska.

Pkt 1 i 2 dotyczą klasyfikacji stanu środowiska morskiego i są określane w dwóch klasach: stan dobry (GES) i stan poniżej dobrego (subGES), natomiast pkt 3 wyjaśnia interakcje zachodzące między elementami środowiska a społeczeństwem w zakresie zarówno prowadzonej działalności gospodarczej, jak i szeroko pojętego bezpieczeństwa społecznego.

## Wskaźniki wykorzystane w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

Lp.	Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy presji										
		D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10
<b>Komponenty ekosystemu</b>												
1.	Przyłów ssaków morskich	x										
2.	Liczebność populacji i trend populacji foki szarej	x	x									
3.	Stan reprodukcji foki szarej	x	x									
4.	Występowanie foki szarej	x	x									
5.	Wskaźnik produktywności bielika	x	x						x			
6.	Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych	x	x									
7.	Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych	x	x									
8.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
9.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
10.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
11.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
12.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
13.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
14.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
15.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
16.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
17.	Wskaźnik wielkości ryb - LFI 1	x	x									
<b>Presje</b>												
18.	Trendy w pojawianiu się gatunków nierodzimych								x			
19.	Wskaźniki śmiertelności połowowej gatunków eksploatowanych komercyjnie								x			
20.	Wskaźniki biomasy gatunków eksploatowanych komercyjnie								x			
21.	DIN - średnie stężenie zimowe (XII-II)									x		
22.	DIN - średnie stężenie roczne									x		
23.	TN - średnie stężenie w lecie (VI-IX)									x		
24.	TN - średnie stężenie roczne									x		
25.	DIP - średnie stężenie zimowe (XII-II)									x		
26.	DIP - średnie stężenie roczne									x		
27.	TP - średnie stężenie w lecie (VI-IX)									x		
28.	TP - średnie stężenie roczne									x		
29.	Przezroczystość wody latem (VI-IX)									x		
30.	Przezroczystość wody - średnia roczna									x		
31.	Tlen nad dnem - minimum w miesiącach (VI-IX)									x		
32.	Dług tlenowy									x		
33.	Zasięg przestrzenny i rozkład strat fizycznych naturalnego dna morskiego										x	

Lp.	Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu						Cechy presji						
		D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11	
34.	Zasięg przestrzenny i rozkład presji fizycznych zakłóceń dna morskiego													
35.	Powierzchnia dna morskiego dotkniętego trwałąmi zmianami hydromorfologicznymi													
36.	Aldehyd mrówkowy - woda							x						
37.	Arsen - woda								x					
38.	Bar - woda									x				
39.	Bor - woda										x			
40.	Chrom sześciowartościowy - woda											x		
41.	Chrom ogólny - woda												x	
42.	Cynk - woda													x
43.	Miedź - woda													x
44.	Fenole lotne - indeks fenolowy - woda													x
45.	Węglowodory ropopochodne - indeks olejowy - woda													x
46.	Glin - woda													x
47.	Cyjanki wolne - woda													x
48.	Cyjanki związane - woda													x
49.	Molibden - woda													x
50.	Selen - woda													x
51.	Srebro - woda													x
52.	Tal - woda													x
53.	Tytan - woda													x
54.	Wanad - woda													x
55.	Antymon - woda													x
56.	Fluorki - woda													x
57.	Beryl - woda													x
58.	Kobalt - woda													x
59.	Alachlor - woda													x
60.	Antracen - woda													x
61.	Atrazyna - woda													x
62.	Benzen - woda													x
63.	Difenyloetery bromowane (ΣPBDE - kongenery 28, 47, 99, 100, 153, 154) - woda, organizmy													x
64.	Kadm i jego związki - woda, organizmy, osady													x
65.	C10-13 - chloroalkany - woda													x
66.	Chlorfenwinifos - woda													x
67.	Chlorpirifos - woda													x
68.	1,2-dichloroetan (EDC) - woda													x
69.	Dichlorometan - woda													x
70.	Di (2-etyloheksyl) ftalan (DEHP) - woda													x
71.	Diuron - woda													x








Lp.	Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu						Cechy presji									
		D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11				
72.	Endosulfan - woda												X				
73.	Fluoranten - woda, organizmy, osady												X				
74.	Heksachlorobenzen (HCB) - woda, organizmy												X				
75.	Heksachlorobutadien (HCBd) - woda, organizmy												X				
76.	Heksachlorocykloheksan (HCH) - woda												X				
77.	Izoproturon - woda												X				
78.	Ołów i jego związki - woda, organizmy, osady												X		X		
79.	Rtęć i jej związki - woda, organizmy, osady												X		X		
80.	Naftalen - woda												X				
81.	Nikiel i jego związki - woda												X				
82.	Nonylofenole - woda												X				
83.	Oktylofenole - woda												X				
84.	Pentachlorobenzen - woda												X				
85.	Pentachlorofenol (PCP) - woda												X				
86.	Benzo(a)piren - woda, organizmy												X				
87.	Benzo(b)fluoranten - woda												X				
88.	Benzo(k)fluoranten - woda												X				
89.	Benzo(g,h,i)perylen - woda, osady												X				
90.	Indeno(1,2,3-cd)piren - osady												X				
91.	Symazyna - woda												X				
92.	Związki tributylocyny - woda, organizmy												X		X		
93.	Trichlorobenzeny (TCB) - woda												X				
94.	Trichlorometan (chloroform) - woda												X				
95.	Trifluralina - woda												X				
96.	Dikofol - woda, organizmy												X				
97.	Kwas perfluorooktanosulfonowy (PFOS) - organizmy												X		X		
98.	Dioksyny - organizmy												X				
99.	Heksabromocyklododekan (HBCDD) - organizmy												X		X		
100.	Heptachlor - organizmy												X				
101.	Tetrachlorometan - woda												X				
102.	SUMA Aldryna, Dieldryna, Endryna, Izodryna - woda												X				
103.	DDT - izomer para-para - woda												X				
104.	DDT całkowity - woda												X				
105.	Trichloroetylen (TRI) - woda												X				
106.	Tetrachloroetylen (PER) - woda												X				
107.	Cez-137 - woda, organizmy												X				
108.	1-OH piren - organizmy												X				
109.	Dioksyny i związki dioksynopodobne (suma PCDD+PCDF+PCB-DL) - organizmy												X		X		

Lp.	Wskaźniki do oceny kryteriów	Cechy stanu			Cechy presji								
		D1	D4	D6	D2	D3	D5	D6	D7	D8	D9	D10	D11
110.	Polichlorowane bifenyle (ΣPCB - kongenery 28, 52, 101, 138, 153, 180) - organizmy									x	x		
111.	CB118 (kongener PCB) - organizmy									x			
112.	Diklofenak - woda									x			
113.	Test mikrojądrowy									x			
114.	Operational oil spills from ships									x			
115.	Odpady na linii brzegowej											x	
116.	Odpady - mikrocząstki												x
117.	Podwodne dźwięki impulsowe - Eksplozje												x
118.	Podwodne dźwięki ciągłe												x

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

- 1) ilościowo – na podstawie wskaźników w odniesieniu do wartości progowych lub
- 2) jakościowo – na podstawie oceny eksperckiej, jeżeli dla danego wskaźnika nie została ustalona wartość progowa na poziomie europejskim lub regionalnym.

W ocenie zostały uwzględnione granice stanu i wartości wskaźników wykorzystywanych do oceny stanu ekologicznego dla wód przejściowych i przybrzeżnych opracowane zgodnie z RDW, przy czym za granicę dobrego stanu środowiska (GES) przyjmuje się 3/5 wartości maksymalnej skali ocen RDW, którą dany wskaźnik może osiągnąć. Odpowiada to wyznaczeniu granicy między stanem „dobry i bardzo dobry” i „zły, słaby i umiarkowany”, według RDW.

	RDW	RDSM
	Stan bardzo dobry	Dobry stan środowiska (GES)
	Stan dobry	
	Stan umiarkowany	
	Stan słaby	Niezadawalający stan środowiska (subGES)
	Stan zły	

Ostateczny wynik będzie wyrażony tylko w dwóch klasach odpowiadających osiągnięciu (GES) lub nieosiągnięciu dobrego stanu środowiska (subGES).

W ramach oceny cech stanu (D1, D4, D6) przeprowadza się oddzielną ocenę dla każdego z komponentów ekosystemu tj. dla grup gatunków ptaków, ssaków, ryb oraz siedlisk bentosowych i pelagicznych. W przygotowaniu metody oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego w obszarze POM uwzględniono ustalenia i rekomendacje wynikające z prac grup roboczych i projektów HELCOM, takich jak: State & Conservation, SEAL, IN Benthic habitat, HOLAS II, SPICE Biodiv, TAPAS, IN EUTRO, GEAR oraz KE WG DIKE, WG GES, TG DATA i MSCG.

Opracowana metoda oceny trzech wymienionych cech stanu dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach II oceny holistycznej HELCOM oraz nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej, roboczej wersji przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017).

Główną różnicą w metodzie oceny cech stanu w stosunku do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) jest obecnie zaproponowana „zintegrowana ocena bioróżnorodności” wykonywana w ramach każdego z komponentów ekosystemu odnosząca się jednocześnie do cech D1, D4 i D6, co z jednej strony rzutuje na brak możliwości jednoznacznego porównania wyników niniejszej oceny z poprzednią, z drugiej strony zachowana jest zgodność metodologii oceny w regionie Morza Bałtyckiego we współpracy Polski (Głównego Inspektora Ochrony Środowiska) z HELCOM. Możliwe jest jednak podsumowanie wszelkich zmian zachodzących w środowisku w porównaniu z wstępną oceną stanu środowiska wód morskich z 2012 r. na poziomie niektórych wskaźników (GIOŚ 2014) oraz nawiązanie do II oceny holistycznej (HELCOM 2017a).

Ocena cech presji jest wykonywana na podstawie kryteriów podstawowych i drugorzędnych oddzielnie dla każdej z cech. W porównaniu do wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) nie następuje integracja oceny pomiędzy cechami presji.

Ostatnim etapem aktualizacji oceny będzie identyfikacja i, jeżeli to możliwe, określenie ilościowe presji związanych z różnym wykorzystaniem środowiska morskiego, powodujących nieosiągnięcie GES, zgodnie z ich wykazem określonym w tabeli 1 załącznika III do RDSM oraz wynikiem analiz wykonanych zgodnie z art. 8 ust. 1 lit. b RDSM. Ocena wykorzystania środowiska

morskiego i sił sprawczych powodujących presje stanowi istotną podstawę analizy ryzyka, a tym samym analizy kosztów i korzyści z podjęcia działań zgodnie z RDSM.

W pierwszym kroku zostanie określony stopień wykorzystania środowiska morskiego w kontekście korzyści społeczno-ekonomicznych na podstawie danych statystycznych w odniesieniu do głównych działów gospodarki morskiej, obejmujących zarówno wielkość produkcji, jak i też zatrudnienia:

- 1) żegluga morska;
- 2) porty morskie;
- 3) przemysł stoczniowy;
- 4) rybołówstwo morskie;
- 5) turystyka morska i przybrzeżna;
- 6) morski przemysł wydobywczy;
- 7) sektor komunalny;
- 8) rolnictwo;
- 9) energetyka odnawialna – farmy wiatrowe;
- 10) morska turystyka wiatrowa;
- 11) działalność militarna;
- 12) badania naukowe, analizy i działania edukacyjne.

Oszacowanie ekonomicznych korzyści ze środowiska morskiego (marine water accounting approach) będzie stanowiło całkowitą wartość gospodarczą wód morskich powiązaną z wykorzystaniem środowiska, jego aktualnym stanem, presjami i wpływem człowieka. Przeprowadzenie analizy ekonomicznej dla poszczególnych subregionów pozwoli na określenie korzyści ekonomicznych oraz określenie udziału we wzroście zasobności społeczeństwa, stwarzając podstawy do określenia priorytetów dla działań naprawczych.

Powiązanie wyników analizy ekonomicznej z dobrami i usługami środowiska morskiego pozwoli na określenie kosztów jego degradacji, które mogą być podstawą do dalszej oceny korzyści z podjętych działań naprawczych (art. 13 RDSM) lub też stanowić podstawę do ewentualnych derogacji (art. 14 RDSM) i być podstawą do aktualizacji KPOWM.

Jedną z metod oceny kosztów degradacji jest podejście oparte na analizie usług ekosystemu (ecosystem services approach). W tym wariantcie presje są identyfikowane jako czynniki wpływające na stan ekosystemu morskiego, a więc jest możliwe bezpośrednie powiązanie określonych presji z elementami ekosystemu.

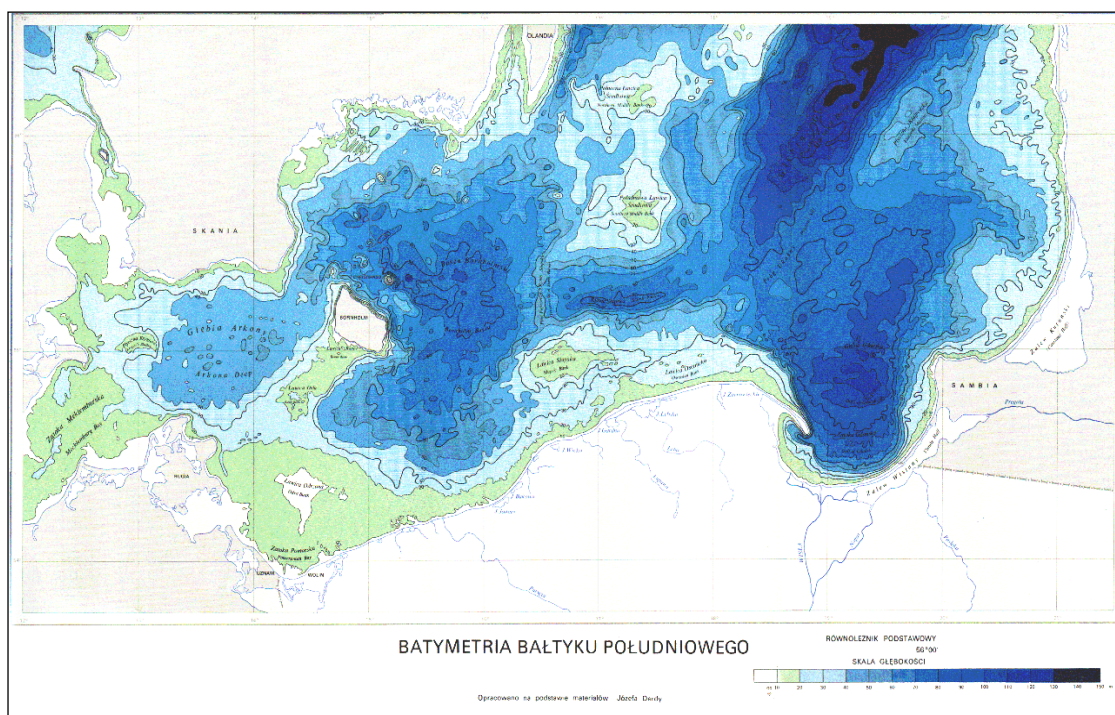
Wartość usług ekosystemu obliczana jako potencjalna różnica pomiędzy dobrym stanem środowiska (GES) a sytuacją, która może wystąpić w przypadku braku działań w celu uzyskania GES przy zastosowaniu scenariusza BAU, może być interpretowana jako koszt degradacji. W ten sposób na wczesnym etapie zostaną zidentyfikowane podstawy do sformułowania zaleceń podejmowania działań zgodnie z RDSM. W tym podejściu jest możliwa identyfikacja usług ekosystemu w powiązaniu z korzyściami, które mogą być potencjalnie utracone przy niezmiennym negatywnym stanie środowiska naturalnego. Te potencjalnie utracone korzyści z osiągnięcia GES mogą być następnie porównywane z kosztami osiągnięcia celów RDSM określonymi w programach działań naprawczych.

# 1. Charakterystyka ekosystemu morskiego w polskich obszarach morskich

## 1.1. Warunki fizyczno-geograficzne

Śródkontynentalne Morze Bałtyckie jest osłonięte od północnego zachodu Półwyspem Skandynawskim i połączone z Oceanem Atlantyckim przez Morze Północne i Skagerrak za pośrednictwem cieśnin: Wielki i Mały Bełt, Sund oraz Kattegat. Granica morza, oddzielająca Kattegat od Skagerraku, prowadzi od północnego cypla Jutlandii - przylądka Grenen do szczytu Pater Noster i wyspy Tjörn na brzegu szwedzkim (Majewski, 1994). Całkowita wymiana wód w środkowym Bałtyku trwa od 25 do 30 lat.

Całe Morze Bałtyckie leży na szelfie o nierównym dnie i niewielkiej na ogół głębokości, dzieli się jednak na głębsze baseny, rozdzielone progami i ławicami. W obrębie POM znajdują się następujące, główne elementy morfologiczne dna, patrząc od zachodu: część Ławicy Odrzanej i Basenu Bornholmskiego (105 m) oraz Rynna Słupska o głębokości 65 m, oddzielona od tego ostatniego progiem porzecznym 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 (rys. 1.1.1).



Rys. 1.1.1. Batymetria Bałtyku Południowego (według Batymetria Bałtyku Południowego, 1994, [w:] Atlas zasobów, walorów i zagrożeń środowiska geograficznego Polski, IGiPZ PAN Warszawa).

Główną drogę wymiany wód między Morzem Bałtyckim a Północnym stanowi Wielki Bełt, który w naj płytszych miejscach ma głębokość 15 m. Prądy wychodzące z Bałtyku kierują się przede wszystkim przez Sund, który na mieliźnie Drogden ma 12 m głębokości. Zatoka Kilońska ma poważne znaczenie hydrograficzne, gdyż wzdłuż Langelandu wpływają do niej wody oceaniczne w czasie wlewów i tutaj zgodnie z siłą Coriolisa skręcają na zachód, a po wypełnieniu zatoki słoną wodą przemieszczają się dalej przez Fehmarn Belt i Zatokę Meklemburską ku Basenowi Arkońskiemu, pokonując po drodze próg Gedser-Darsser Ort. Wlewy o większej sile występują w różnych, nieregularnych odstępach czasu, od roku do pięciu lat. Mają charakter epizodyczny i gwałtowny. Dalej, wody wlewów oceanicznych kierują się do Basenu

Bornholmskiego przez Cieśninę Bornholmską. Z kolei odświeżanie wód głębinowych Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego odbywa się w okresach silnych, długotrwałych wlewów oceanicznych po upływie kilku miesięcy od czasu rozpoczęcia się wlewu w Cieśninach Duńskich. W okresach stagnacji w głębiach tych panują najczęściej warunki beztlenowe.

Budowa i charakter polskich brzegów Bałtyku są związane z okresem ostatniego zlodowacenia oraz fazami rozwoju południowego Bałtyku. Na odcinkach brzegu zbudowanych z osadów plejstoceniowych występują klify o różnym stopniu aktywności. W obniżeniach powierzchni plejstoceniowej zlokalizowane są w większości jeziora przymorskie odcięte mierzejami, o różnej zasobności osadów litoralnych. W części pradolin uchodzących do Zatoki Gdańskiej lub Bałtyku rozwinięte są brzegi niskie. Typ brzegów niskich w przewadze zlokalizowany jest w strefie brzegowej Zalewów Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.

Brzegi otwartego morza są zbudowane w 77% z wydm oraz w 19% z klifów. Zatoka Gdańska charakteryzuje się przewagą brzegów wydmowych (73%) ze znacznym udziałem brzegów niskich (8%).

Brzegi klifowe wybrzeża południowego Bałtyku są zbudowane przeważnie z gliniastych utworów glacialnych, piasków i żwirów fluwoglacjalnych oraz mułków i iłów zastoiskowych (Subotowicz, 1984). W zależności od intensywności hydrodynamicznej akwenu następuje szybszy lub wolniejszy proces niszczenia brzegów klifowych. Występują one głównie w zachodniej części Zatoki Gdańskiej oraz nad otwartym morzem, na odcinkach Cetniewo-Jastrzębia Góra, Rowy-Ustka, Jarosławiec, Niechorze-Dziwnówek i Wyspa Wolin.

Brzegi mierzejowe w granicach Polski, z wyłączeniem Półwyspu Helskiego, obejmują 109 km, co stanowi 22% brzegów otwartego morza. Mierzeje zlokalizowane są głównie na wysokości pradolin i depresji końcowych i odcinają powstałe w obniżeniach jeziora przymorskie lub zalewy od otwartego morza.

Mierzeje południowobałtyckie, tworzące się w różnych sytuacjach dynamicznych przedstawiają trzy odmienne typy morfogenetyczne. Struktura Mierzei Wiślanej związana jest z rozwojem rozległej pokrywy litoralnej w warunkach podwodnej akumulacji w sytuacji morza regresującego (Rosa, 1980). Mierzeje części centralnej i częściowo zachodniej charakteryzują się występowaniem rozbudowanych przymierzejowych pól wydmowych (np. Mierzeja j. Łebsko), tworzyły się w warunkach stabilizacji poziomu morza. Mierzeje zachodniego wybrzeża należy zaliczyć do prostych form mierzejowych o niewielkich zasobach piaszczystych, zarówno w przybrzeżu jak i na brzegu, które tworzyły się w warunkach transgresji (np. Mierzeja Bukowska).

Erozja brzegów mierzejowych w okresie 1889-1975 obejmowała 64% ich długości. Szczególnie intensywnie był niszczone brzeg Półwyspu Helskiego, który od roku 1989 jest objęty systematycznym sztucznym zasilaniem. Przewiduje się wzrost prędkości i zasięgu obszarów niszczonych mierzei w związku z prognozami wzrostu intensywnych sztormów oraz podnoszeniem się poziomu morza.

## 1.2. Warunki meteorologiczne i hydrologiczne

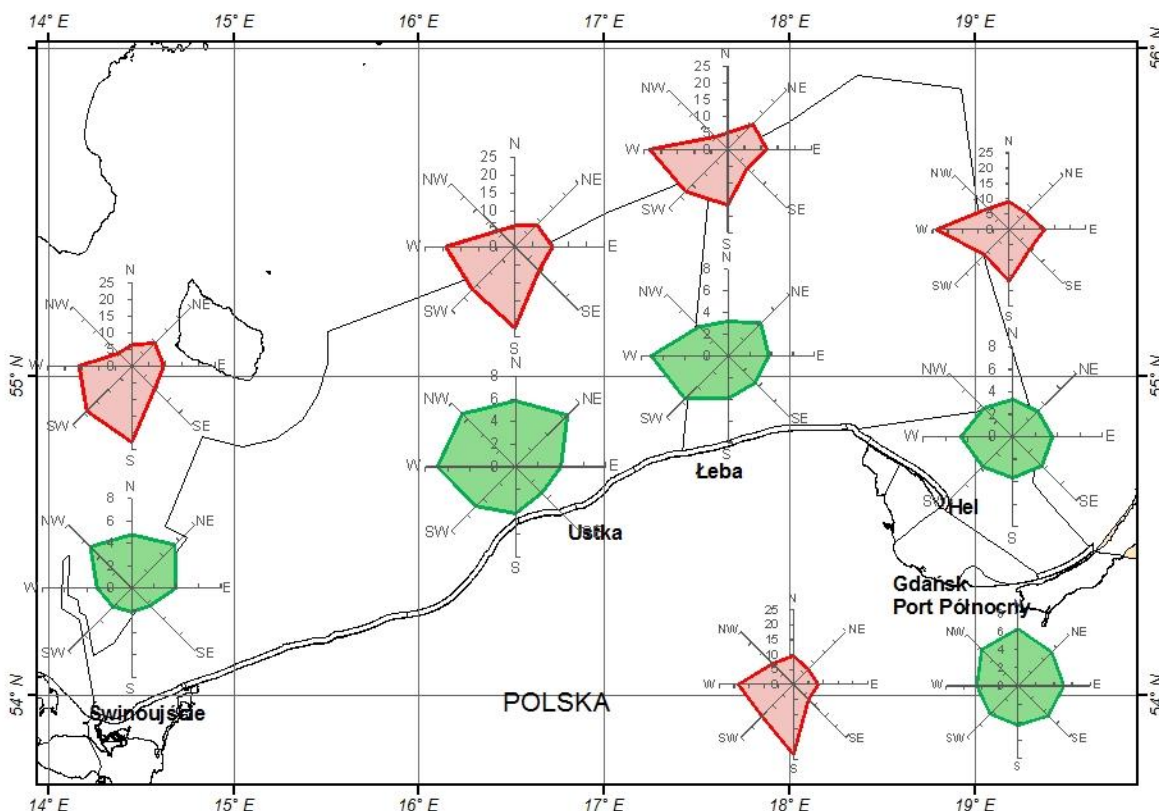
### **Wiatr**

Jednym z elementów wspomagających ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych jest ekspozycja na falowanie. Bezwzględną miarą tego parametru jest rozciągłość działania wiatru, czyli długość drogi oddziaływania wiatru nad morzem, a co za tym idzie możliwość generowania falowania. Najkorzystniejsze warunki do powstawania fal wiatrowych, oddziałujących na strefę płytkowodną i polski brzeg, występują podczas silnych wiatrów z sektora północnego, od zachodnich poprzez północne do północno-wschodnich.

Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na brzeg w wieloleciu 2011-2016 przedstawiono pośrednio, wykorzystując pomiary kierunku i prędkości wiatru na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru i poziomów morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z lat

2011-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Rozkład średniej prędkości wiatru w ośmiu sektorach kierunku w latach 2011-2016 (rys. 1.2.1) na akwenie Basenu Bornholmskiego (stacja w Świnoujściu i Ustce) pokazuje podobne rozkłady częstości kierunków wiatru. Przeważał wiatr z kierunków południowo-zachodnich, z przewagą południowego. Częstości pozostałych kierunków na obu stacjach są 3-krotnie mniejsze, z przewagą kierunków wschodnich. Natomiast w Świnoujściu najsilniejsze są wiatry z sektorów północnych (NW, NE i N), stosunkowo mniej licznych. W zachodniej części Basenu Bornholmskiego (Ustka) najsilniejsze wiatry występują z kierunków zachodnich, a kolejne z sektora północnego. Średnia prędkość wiatru we wschodniej części Basenu Bornholmskiego jest znacznie większa niż w zachodniej.



Rys. 1.2.1. Róża wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; róża górne: częstość występowania kierunków, róża dolne – prędkość średnia w sektorach, lata 2011-2016.

Na akwenie wschodniego Basenu Gotlandzkiego (stacja Łeba), jeszcze w większym stopniu niż w Ustce, przeważały wiatry z kierunków zachodnich (największa częstość) oraz południowo-zachodnich, a także południowych. W pozostałych sektorach wiatru sytuacja wygląda podobnie, jak na akwenie Basenu Bornholmskiego. Średnia prędkość wiatru na akwenie Basenu Gotlandzkiego jest również największa dla wiatrów zachodnich i południowo-zachodnich. Pozostałe kierunki wiatru charakteryzują się zbliżoną średnią prędkością.

Na akwenie Basenu Gdańskiego (stacja Hel) najczęstszymi wiatrami są, podobnie jak w Ustce, wiatry z kierunków zachodnich oraz w mniejszym stopniu południowych, pozostałe kierunki mają zbliżoną częstość. Rozkład średnich prędkości wiatru dla wszystkich kierunków jest zbliżony, a silny wiatr może wystąpić z każdego kierunku.

Z kolei na polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (stacja Gdańsk Port Północny) z największą częstością występują wiatry z kierunku południowego, a także zachodniego. Wiatry z kierunków od NW, N, NE, E do SE występują ze zbliżoną, ale znacznie mniejszą częstością. Rozkład średnich prędkości wiatru dla wszystkich kierunków jest też dosyć

zbliżony, jednak najsilniejszy wiatr występuje przy wiatrach północnych oraz północno - zachodnich.

Tabela 1.2.1. Średnia prędkość wiatru ( $\text{m s}^{-1}$ ) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016.

Stacja Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	3,3	4,7	3,9	3,3	4,5

Średnia prędkość wiatru na stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża zmienia się w zależności od akwenu. W Ustce i w Gdańsku Porcie Północnym była największa, natomiast najniższy średni wiatr był w Świnoujściu i Helu, mniejszy o około  $1,4 \text{ m s}^{-1}$  (tabela 1.2.1).

Maksymalna średnia prędkość wiatru i odpowiadający jej kierunek zmieniała się na poszczególnych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża (tabela 1.2.2), i tak np. w Łebie najwyższa prędkość  $7,1 \text{ m s}^{-1}$  występowała przy zachodnich (W) kierunkach wiatru, a w Gdańsku Port Północny przy wiatrach północnych -  $6,3 \text{ m s}^{-1}$ .

Tabela 1.2.2. Maksymalna średnia prędkość wiatru ( $\text{m s}^{-1}$ ) i odpowiadający jej kierunek wiatru na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w latach 2011-2016.

Stacja Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	5,5 - NE	6,9 - W	7,1 - W	4,6 - W	6,3 - N

O zróżnicowanych warunkach anemobarycznych panujących w ciągu roku w strefie brzegowej świadczy częstość występowania ciszy w latach 2011-2016. Największa wartość występuje w Świnoujściu, i kolejno w Łebie. Natomiast najmniejsza częstość występowania ciszy była na Helu (tabela 1.2.3), jako na stacji otoczonej z trzech stron wodą.

Tabela 1.2.3. Częstość (%) występowania ciszy na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016.

Stacja Lata	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2011-2016	1,6	0,5	1,1	0,4	0,7

### Mieszanie wód

Wynikiem oddziaływania wiatru oraz termohalinowej konwekcji, poza powstawaniem falowania, jest pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich. Niezależnie od pory roku temperatura wody w strefie płytkowodnej jest często wyrównana od powierzchni do dna w wyniku mieszania wiatrowego. Z kolei konwekcja występuje w okresie jesiennego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej i powoduje zapadanie zimniejszych i bardziej gęstych mas wody w głąb toni wodnej. Pod warstwą chłodniejszej wody utrzymuje się wtedy cieplejsza warstwa wód przydennych. Największe głębokości rozdziału między tymi warstwami występują późną jesienią, w okresie zimowym i na początku wiosny. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (kwiecień lub maj) do sierpnia (rys. 1.2.2).



Zjawisko to występuje szczególnie w rejonach o znacznych głębokościach jak: Basen Gdański, wschodni Basen Gotlandzki czy Basen Bornholmski. Należy do nich także akwen „polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej” określony przez HELCOM MAS (HELCOM 2013), gdyż obejmuje

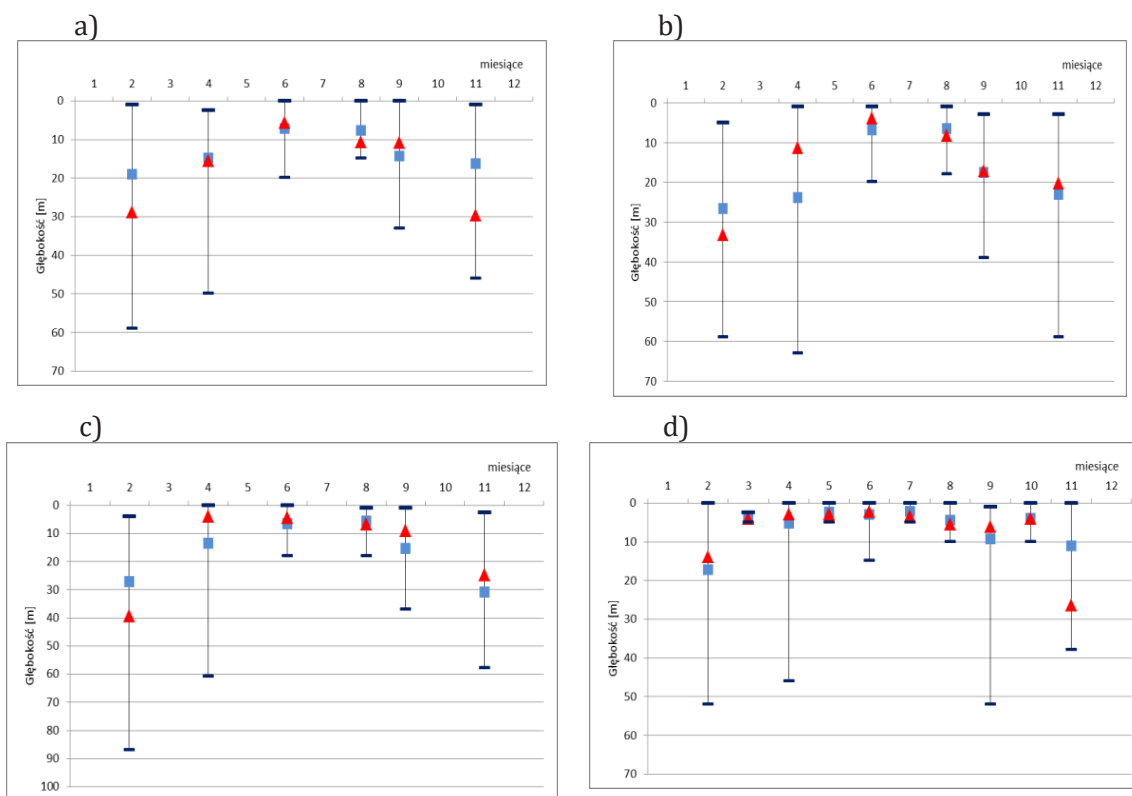


Zatokę Gdańską Wewnętrzną, gdzie występują duże głębokości. Na rysunku dotyczącym Basenu Gdańskiego skala pionowa zasięgu mieszania jest większa niż w przypadku pozostałych akwenów ze względu na jego maksymalny zasięg różniący się od maksimum w pozostałych akwenach.

Podczas większości rejsów w 2016 r., średnia głębokość warstwy wymieszania w wodach Basenu Bornholmskiego była większa od średniej z poprzedzającego 10-letnia poza czerwcem i wrześniem, kiedy była mniejsza. W lutym i listopadzie jej głębokość różniła się o ponad 10 m od średniej wieloletniej (rys. 1.2.2a).

Większe różnice w stosunku do średniej wieloletniej wystąpiły w kwietniu 2016 r. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, kiedy średnia głębokość warstwy wynosiła tylko około 10 m. W pozostałych miesiącach wartości średnie były podobne w obu okresach (rys. 1.2.2b).

Odmienne kształtowały się warunki mieszania w wodach Basenu Gdańskiego, zarówno w części otwartej, jak i jego wodach przybrzeżnych. Znaczną część tego obszaru zajmuje strefa otwarta na wiatr z kierunków północnych. Z kolei strefa płytkowodna zachodniej części Zatoki Gdańskiej jest bardzo płytka, co ogranicza możliwość wystąpienia dużych głębokości warstwy mieszania i jednocześnie jest osłonięta dla większości kierunków wiatru, poza wschodnim. Ogólna charakterystyka zmienności głębokości warstwy wymieszania w Basenie Gdańskim jest podobna do pozostałych akwenów otwartego morza z różnymi odchyleniami od średniej wieloletniej oraz największym zasięgiem głębokości sięgającym ponad 80 metrów w lutym (rys. 1.2.2c). Z kolei w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego maksymalny zasięg głębokości warstwy wymieszania jest ograniczony do około 15 m od maja do sierpnia, w marcu i październiku. W pozostałych miesiącach wartości średnie są mniejsze, tylko w listopadzie 2016 r. zarejestrowano znacznie większą głębokość w stosunku do średniej wieloletniej (rys. 1.2.2d), różniącą się o około 15 m.



Rys. 1.2.2. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w 2016 r. oraz średnia głębokość w 2016 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach POM Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.

### Poziomy morza

Procesy hydrodynamiczne występujące w obrębie południowego Bałtyku są modyfikowane w strefie płytkowodnej i brzegowej, zarówno przez rzeźbę dna, jak i ukształtowanie brzegu. Również stopień zagrożenia samego brzegu w sytuacjach coraz intensywniejszych sztormów wpływa na stopień bezpieczeństwa terenów na zapleczu. W strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zmiany poziomu morza, falowanie oraz prądy w strefie brzegowej wpływają zarówno na transport materii, jak również na warunki hydromorfologiczne. Szczególnie zmiany poziomu morza w okresie sztormów (spiętrzenia sztormowe) powodują konieczność rozwoju infrastruktury służącej ochronie terenów nadmorskich przed zalewaniem czy wręcz powodziami sztormowymi. Miarą zagrożeń tej strefy jest częstość występowania poziomów osiągających lub przekraczających poziomy ostrzegawcze i alarmowe.



Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2011-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W omawianym wieloleciu największą częstością występowania stanów ostrzegawczych w skali roku (tabela 1.2.4) charakteryzowała się wschodnia część polskiego wybrzeża (rejon Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku w Porcie Północnym oraz Władysławowo). Niemal 3-krotnie mniejszą częstość występowania stanów ostrzegawczych odnotowano w zachodniej części wybrzeża (stacje Świnoujście, Kołobrzeg).

Porównując częstość występowania stanów alarmowych w latach 2011-2016 w skali roku w poszczególnych rejonach wybrzeża, również na wybrzeżu wschodnim stany alarmowe występowały częściej (około 2-krotnie) w porównaniu do wybrzeża zachodniego.

Tabela 1.2.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy (cm) na stacjach polskiego wybrzeża w wieloleciu 2011-2016.

Stacja Stany	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
ostrzegawcze	0,80	0,61	0,53	2,37	3,06
alarmowe	0,27	0,07	0,07	0,52	0,65

W poszczególnych miesiącach najczęstsze występowanie stanów ostrzegawczych przypada na miesiące zimowe: grudzień i styczeń. Odnosi się to do całego wybrzeża (tabela 1.2.5). Typowym okresem, kiedy występują sztormy i związane z nimi wysokie poziomy oraz stany ostrzegawcze i alarmowe, jest jesień i zima. Sztormy letnie, które należą do rzadkości powodowały występowanie stanów ostrzegawczych we wschodniej części wybrzeża (stacja Gdańsk Port Północny oraz Władysławowo) w okresie letnim (lipiec, sierpień). W maju i czerwcu stany ostrzegawcze nie występowały na całym wybrzeżu. W miesiącach od marca do września w latach 2011-2016 stany alarmowe nie były notowane na całym wybrzeżu (tabela 1.2.6).

Najrzadziej, zarówno stany ostrzegawcze, jak i alarmowe notowano w środkowej części wybrzeża od Kołobrzegu do Ustki, czyli w obrębie polskich wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Bornholmskiego. Najczęstsze występowanie stanów alarmowych przypada na miesiące zimowe: styczeń i grudzień, donosi się to do całego wybrzeża.

Tabela 1.2.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągniętych lub przekraczających stan ostrzegawczy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016.

Stacja	Stan ostrzegawczy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście zachodni Basen Bornholmski	560	2,89	0,27	0,45	0,3				0,12	1,88	0,99	2,73	
Kołobrzeg zachodni Basen Bornholmski	570	3,02	0,91	0,09	0,05					0,2	0,49	2,53	
Ustka wschodni Basen Bornholmski	570	2,64	0,69		0,02					0,16	0,44	2,35	
Władysławowo wschodni Basen Gotlandzki	550	9,45	0,93	0,11	0,21		0,04	0,07	0,9	3,05	2,45	10,87	
Gdańsk Port Północny Basen Gdański	550	11,36	1,5	0,25	0,37		0,09	0,27	1,94	4,14	3,15	13,26	

Tabela 1.2.6. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągniętych lub przekraczających stan alarmowy (cm) w poszczególnych miesiącach, na stacjach polskiego wybrzeża, lata 2011-2016.

Stacja	Stan alarmowy	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście zachodni Basen Bornholmski	580	1,21	0,51							0,47	0,35	0,74	
Kołobrzeg zachodni Basen Bornholmski	610	0,56	0,02									0,25	
Ustka wschodni Basen Bornholmski	600	0,65										0,22	
Władysławowo wschodni Basen Gotlandzki	570	2,71	0,66							0,27	0,37	2,17	
Gdańsk - Port Północny Basen Gdański	570	3,38	0,59							0,78	0,39	2,53	

## Zlodzenie

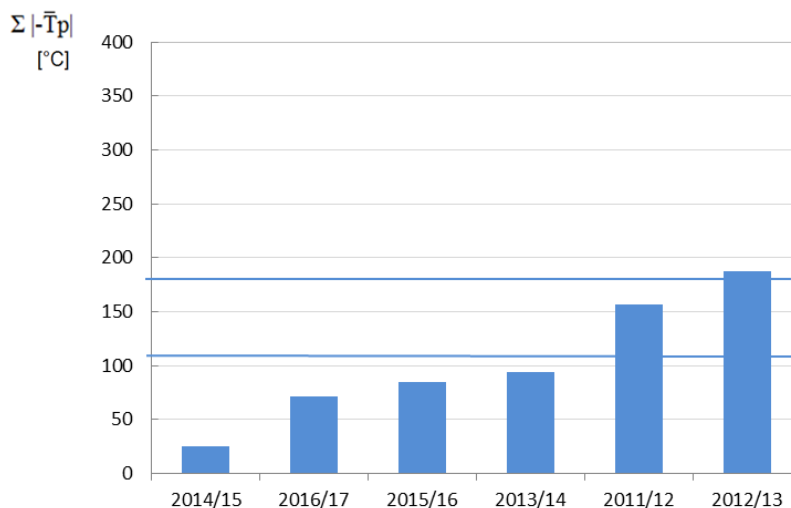
Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód.

Występowanie zjawisk lodowych na południowym Bałtyku jest niewielkie (liczba dni z lodem, długość sezonu lodowego, daty pojawienia się zlodzenia i jego zaniku) w porównaniu z pozostałą częścią Morza Bałtyckiego. W polskiej strefie przybrzeżnej zlodzenie pojawia się tylko podczas umiarkowanych i surowych zim. Zlodzenie na poszczególnych akwenach kształtuje się różnorodnie.



Polska strefa przybrzeżna dzieli się na kilka rejonów o odmiennym przebiegu zlodzenia: polskie wody przybrzeżne zachodniego Basenu Bornholmskiego (rejon wybrzeża Zatoki Pomorskiej), wschodniego Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, obszar zalewów: jak Zalew Szczeciński i Zalew Wiślany oraz obszar otwartego morza wszystkich basenów. Zjawiska lodowe w rejonie otwartego morza występują rzadko. W polskiej strefie przybrzeżnej najczęściej obserwowanymi formami zlodzenia są początkowe postacie lodu oraz kra, dochodzi do tego również lód naniesiony z rzek. Podczas surowych zim u polskiego wybrzeża lód może pojawić się już pod koniec listopada i może utrzymać się do drugiej połowy marca, a nawet do początku kwietnia. Ustępowanie zlodzenia jest przeważnie związane z odpływem lodu od wybrzeży i przypada przeciętnie na koniec lutego i początek marca.

Suma chłodu (wskaźnik surowości zimy), czyli średnia suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza w rejonie polskich wód przybrzeżnych pozwala na ocenę surowości poszczególnych sezonów zlodzenia.



Rys. 1.2.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, lata 2011– 2017.

Rys. 1.2.3 przedstawia występowanie zim od najcieplejszej do najchłodniejszej w latach 2011–2017. Najcieplejszą zimą była zima 2014/2015 r., natomiast najchłodniejszą zimą 2012/2013 r., chociaż żadna z zim z tego okresu nie była surowa.

Liczba dni z lodem w poszczególnych sezonach lodowych jest przedstawiona w tabeli 1.2.7. W latach 2011–2017 liczba dni z lodem zaobserwowana w polskiej strefie

przybrzeżnej zmienia się od około 12 dni w Świnoujściu do 1 dnia (dla zim, w których występował lód w danym rejonie).

Rejon wybrzeża środkowego, czyli polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Gdańskiego, należy do akwenów o najłagodniejszych warunkach zlodzenia w polskiej strefie przybrzeżnej, gdzie przeważnie brak jest lodu poza zalewami.

Tabela 1.2.7. Liczba dni z lodem\* na polskich wodach przybrzeżnych w latach 2011-2017.

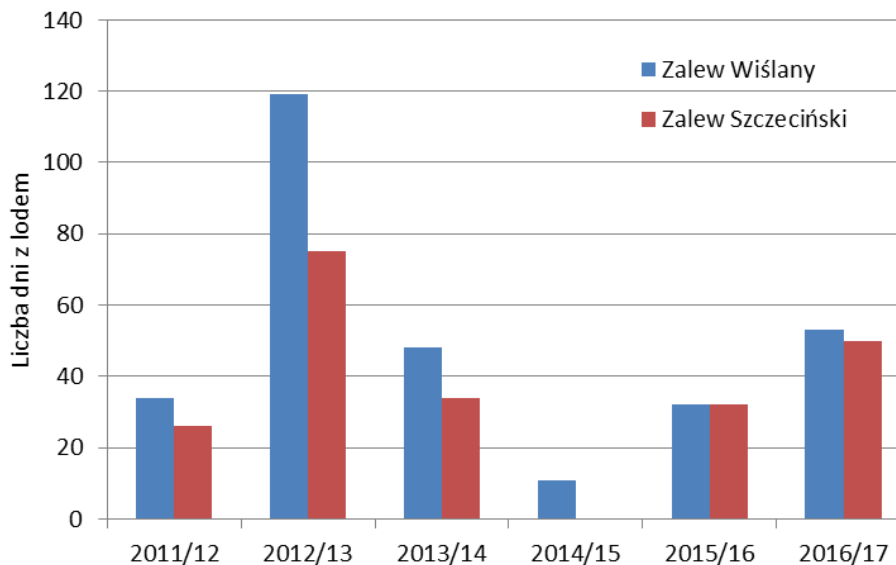
Akwen	2011/2012	2012/2013	2013/2014	2014/2015	2015/2016	2016/2017
Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego						
Świnoujście	12	3	6	0	1	0
Zalew Szczeciński	26	75	34	0	32	50
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gotlandzkiego						
Lt. Rozewie	6	0	0	0	0	0
Polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego						
Gdynia	5	0	0	0	0	0
Zalew Wiślany	34	119	48	11	32	53

\*I. Stanisławczyk 2012-2017.

Polska część Zalewu Wiślanego i polska część Zalewu Szczecińskiego należą do akwenów o największym zlodzeniu w rejonie polskich wód przybrzeżnych i przejściowych. Na rys. 1.2.4 przedstawiony został wieloletni przebieg (lata 2011-2017) liczby dni z lodem na Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim.

Zalew Wiślany należy do akwenów, na których lód występuje corocznie. Jest on dobrym wskaźnikiem zmian warunków zlodzenia na przestrzeni lat, nawet gdy w strefie brzegowej morza nie było zlodzenia. Na Zalewie Wiślanym notowana jest także największa liczba dni z lodem w całej polskiej strefie brzegowej – 146 dni. Następną w kolejności jest Zatoka Pucka – 128 dni i Zalew Szczeciński – 115 dni. Jest to prawie dwa razy większa wartość niż największa liczba dni ze zlodzeniem w rejonie otwartego morza.

Lód na Zalewie Szczecińskim jest zjawiskiem występującym co roku i stanowi duże utrudnienie dla żeglugi. Bardzo rzadko - przy bardzo ciepłej zimie - zdarza się, że zjawiska lodowe nie występują. W okresie 100 lat (w XX wieku) zdarzyło się to jedynie 6 razy.



Rys. 1.2.4. Liczba dni z lodem na Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym w latach 2011 – 2017.

Na tym akwenie w okresie 100 lat (XX wiek) przeważała utrudniona żegluga, natomiast bardzo mała jest liczba dni, w których żegluga odbywała się bez przeszkód (w czasie występowania zjawisk lodowych), co wynika z charakteru zlodzenia na Zalewie Szczecińskim – występowanie lodu stałego i utrudnień z tym związanych. Natomiast w czasie surowej zimy utrudnienia w żegludze wzrastają w dużym stopniu, zarówno na Zalewie Szczecińskim, jak i na morzu przed Świnoujściem.

### 1.3. Ogólne warunki hydrograficzne

#### *Temperatura wody morskiej*

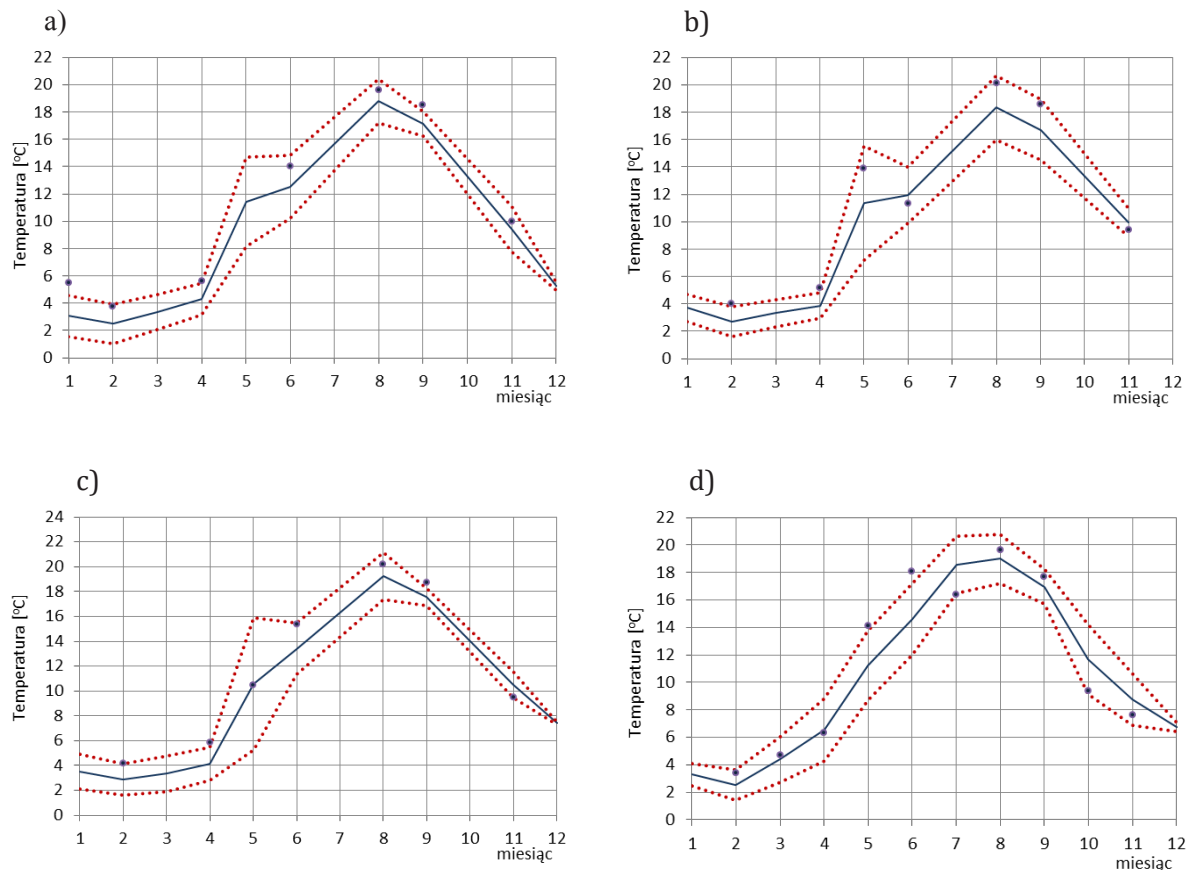
Średnia temperatura wody w powierzchniowej warstwie morza basenów głębokowodnych w poszczególnych miesiącach w 2016 r. w większości przypadków była wyższa od średniej w latach 2006-2015 (rys. 1.3.1). Odchylenie średniej w 2016 r. było bliskie granicy przedziału określonego przez wartość odchylenia standardowego. Tylko we wschodnim Basenie Gotlandzkim średnia temperatura wody była niższa w czerwcu i listopadzie, podobnie jak w Basenie Gdańskim.

Maksymalna powierzchniowa temperatura wody (4,764 °C) w Basenie Bornholmskim była w lutym 2016 r. najbardziej zbliżona do maksimum wieloletniego (4,730 °C), zaś we wschodnim Basenie Gotlandzkim maksimum w 2016 r. było wyższe od wieloletniego o 1,553°C we wrześniu. Maksymalne odchylenie ujemne (-6,039 °C) wystąpiło w maju 2016 r. w Basenie Gdańskim.

Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej przez większą część 2016 r. były cieplejsze niż w wieloleciu, a wartości minimalne temperatury wody były wyższe od minimów w wieloleciu poza sierpniem kiedy różnica wynosiła -2,062 °C. Z kolei wartości maksymalne były w większości przypadków niższe, nawet o 5,964 °C jak w październiku tego roku.

Wartości średnie temperatury wody w poszczególnych miesiącach odzwierciedlają powyższą charakterystykę, gdzie duże odchylenia dodatnie wartości średniej wiążą się z wyższymi temperaturami ekstremalnymi w 2016 r. w porównaniu do wielolecia, a odchylenia ujemne ze znacznie mniejszymi wartościami temperatury maksymalnej.

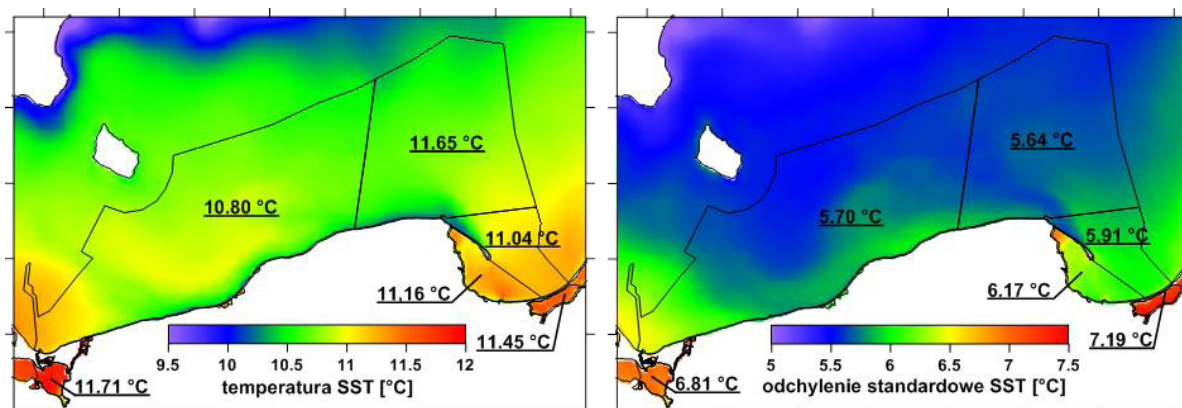
Minimalna temperatura wody we wszystkich akwenach była w poszczególnych miesiącach wyższa od minimalnych temperatur w wieloleciu, poza sierpniem w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co świadczy, że 2016 r. był najcieplejszym w omawianym okresie.



Rys. 1.3.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach POM: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia w latach 2006-2015; linie przerywane - średnia  $\pm$  odchylenie standardowe w latach 2006-2015; punkty – 2016 r. (uwaga – różne skalowanie wartości temperatury) (źródło danych PMŚ).

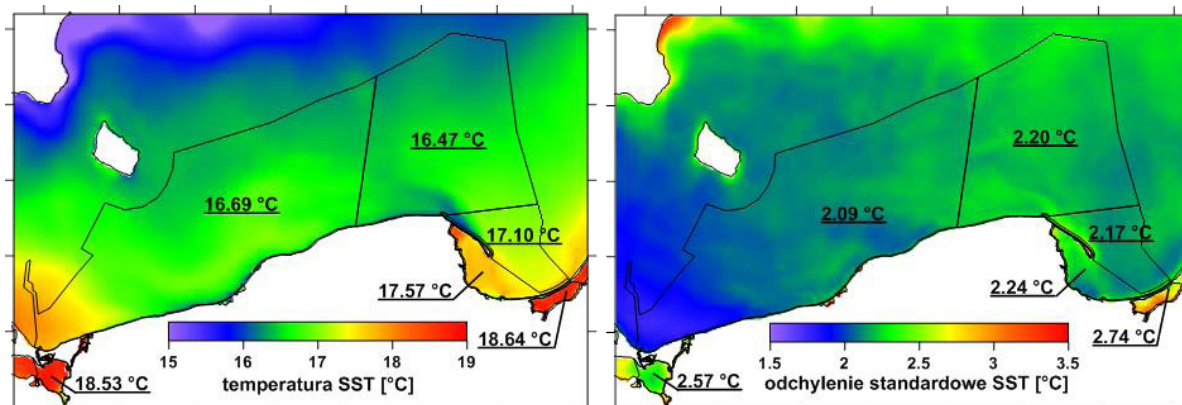
Przestrzenną charakterystykę zmian temperatury powierzchniowej warstwy morza (SST) w latach 2011-2016 przedstawiono na podstawie map satelitarnych uzupełnionych w przypadku braku danych wynikami modelu PM3D (Kowalewski i Kowalewska-Kalkowska, 2017). Mapy takie zapisywane są w Systemie SatBałtyk cztery razy na dobę, na podstawie aktualnych obrazów satelitarnych. W przypadku braku danych satelitarnych, ze względu na zachmurzenie, wykorzystywany jest algorytm łączenia wcześniejszych danych satelitarnych i modelu hydrodynamicznego (Konik i in. 2018). Model PM3D w sposób ciągły asymiluje obserwowane satelitarnie SST, co powoduje znaczne zmniejszenie błędów.

W celu scharakteryzowania przestrzennej zmienności SST wyznaczono średnie rozkłady SST i odchylenia standardowego na podstawie wszystkich map z lat 2011-2016 (rys. 1.3.2). Najwyższe średnie temperatury w omawianym sześcioleciu obserwowano w Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym, a także w zatokach: Gdańskiej i Pomorskiej. W obszarach tych odnotowano także większą zmienność wyrażającą się wyższymi wartościami odchylenia standardowego. W strefie przybrzeżnej wybrzeża średnia temperatura była nieco niższa niż wód otwartego morza, lecz zmienność była większa. Wyjątkiem był obszar występowania upwellingu helskiego, który zaznaczył się niższą temperaturą średnioroczną oraz mniejszym odchyleniem standardowym. Wynika to z faktu, że latem upwelling wynosi wody znacznie zimniejsze niż otaczające, o temperaturze zbliżonej do średniej rocznej. Zimą natomiast – nieznacznie cieplejsze, co sumarycznie powoduje obniżenie średniej rocznej temperatury i zmniejszenie odchylenia od tej średniej.



Rys. 1.3.2. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów.

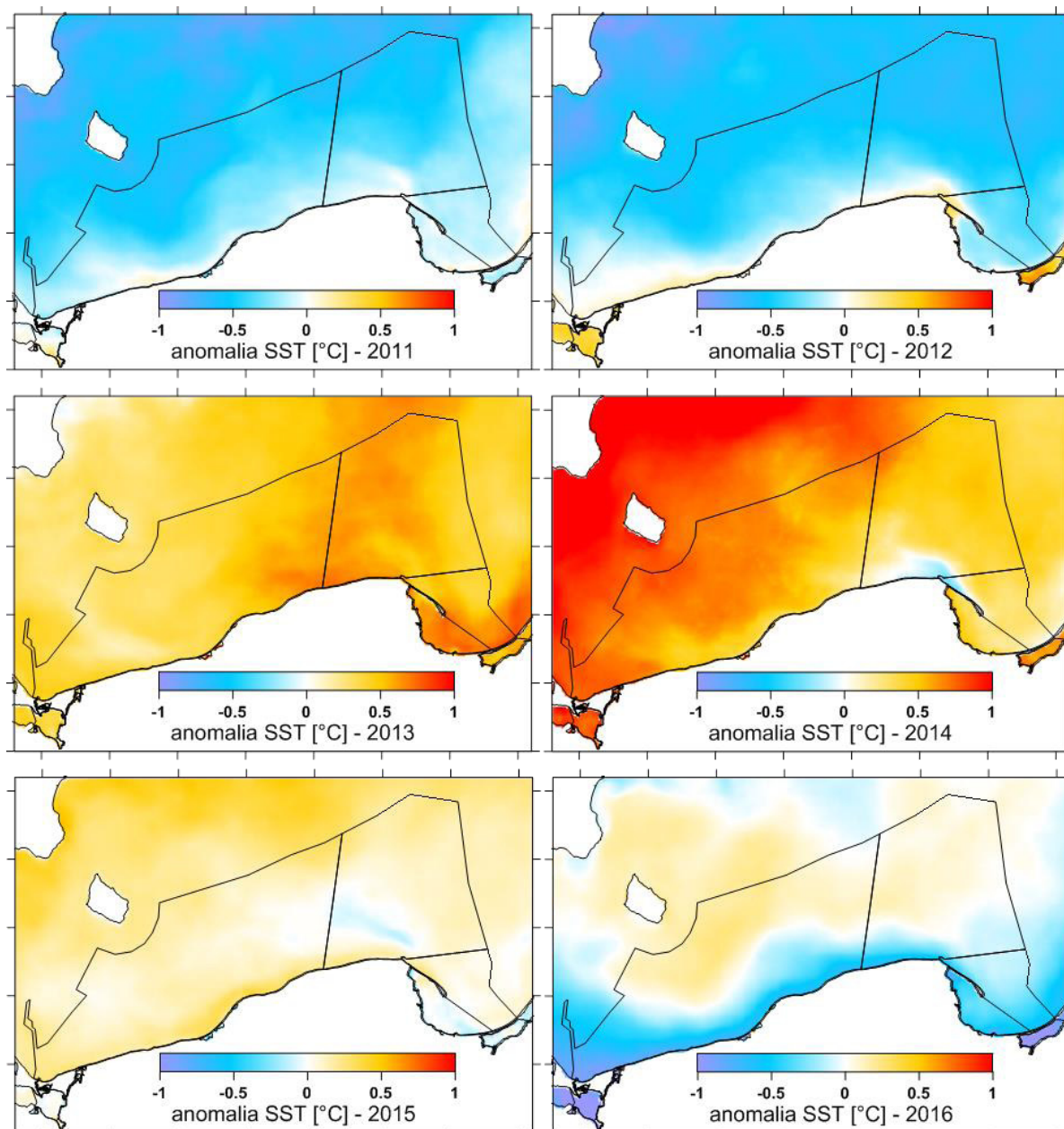
Rozkład przestrzenny średniej temperatury powierzchniowej w okresie letnim, tzn. dla miesięcy od czerwca do września, był podobny do średniorocznego (rys. 1.3.3), przy wyższych wartościach o około 6–7 °C. Przestrzenne zróżnicowanie odchylenia standardowego natomiast znacznie się różniło. Najmniejsze wartości, świadczące o małej zmienności odnotowano w Zatoce Pomorskiej. Większą zmienność temperatury odnotowano w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim, w Zatoce Puckiej oraz w rejonie upwellingu helskiego.



Rys. 1.3.3. Rozkład średniej temperatury powierzchni morza (SST) w miesiącach letnich (VI-IX) oraz jej odchylenia standardowego na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości i odchylenia standardowe dla poszczególnych akwenów.

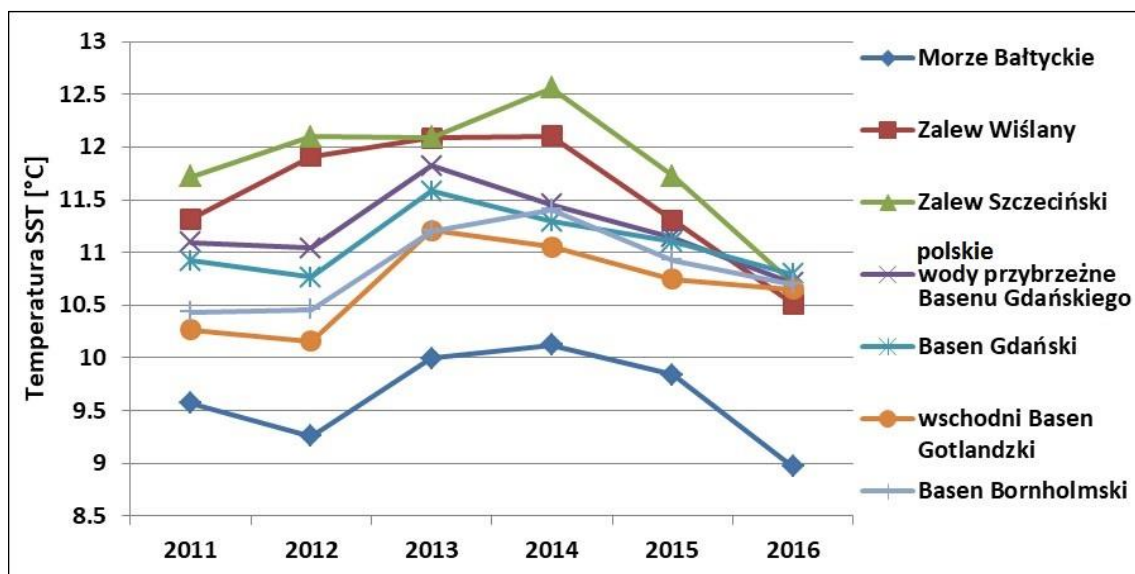
Odejmując rozkład średniej temperatury SST w danym roku od średniej z lat 2011-2016 wyznaczono przestrzenne rozkłady anomalii SST dla poszczególnych lat (rys. 1.3.4). W latach 2011 i 2012 obserwowano niższe temperatury w stosunku do średniej sześciolletniej dla przeważającej części POM. Jedynie w 2012 r. w zalewach: Wiślanym, Szczecińskim i Puckim zanotowano wyższe temperatury. W kolejnych latach (2013-2015) średnie roczne temperatury były wyższe od wieloletnich, choć nieco obniżone wartości występowały w rejonie upwellingu helskiego w latach 2014 i 2015. Świadczy to o jego większej aktywności w tych latach. Największe zróżnicowanie przestrzenne anomalii odnotowano w roku 2016. W całej strefie przybrzeżnej występowały temperatury niższe od średniej, natomiast w wodach otwartych – wyższe.





Rys. 1.3.4. Anomalie średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 w stosunku do średniej wieloletniej z tego okresu.

Wyznaczono ponadto średnie roczne temperatury powierzchni morza dla akwenów przyjętych w ocenie stanu środowiska POM Bałtyku. Wartości średnich temperatur obliczono poprzez uśrednienie w okresach rocznych wartości SST ze wszystkich pikseli mapy zawartych w danym akwenie (rys. 1.3.5, tabela 1.3.1). Zmiany średnich temperatur powierzchni morza w poszczególnych akwenach mają podobny przebieg w czasie, jednak wartości są zróżnicowane. Najniższe występują zwykle we wschodnim Basenie Gotlandzkim, wyższe kolejno: w Basenie Bornholmskim, w wodach otwartych Basenu Gdańskiego, w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w Zalewie Wiślanym, a najwyższe w Zalewie Szczecińskim. Wyjątkowo w 2016 r. temperatury powierzchni morza w poszczególnych akwenach były wyrównane, co było efektem anomalii polegającej na obniżeniu średnich wartości w strefie przybrzeżnej (rys. 1.3.5) i ich podwyższeniu w wodach otwartych. Zmiany roczne odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza w poszczególnych akwenach wykazały, że najmniejsza zmienność występowała w 2015 r., a największa w 2013 r. (tabela 1.3.2).



Rys. 1.3.5. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla akwenów poszczególnych akwenów i całej powierzchni Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.3.1. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

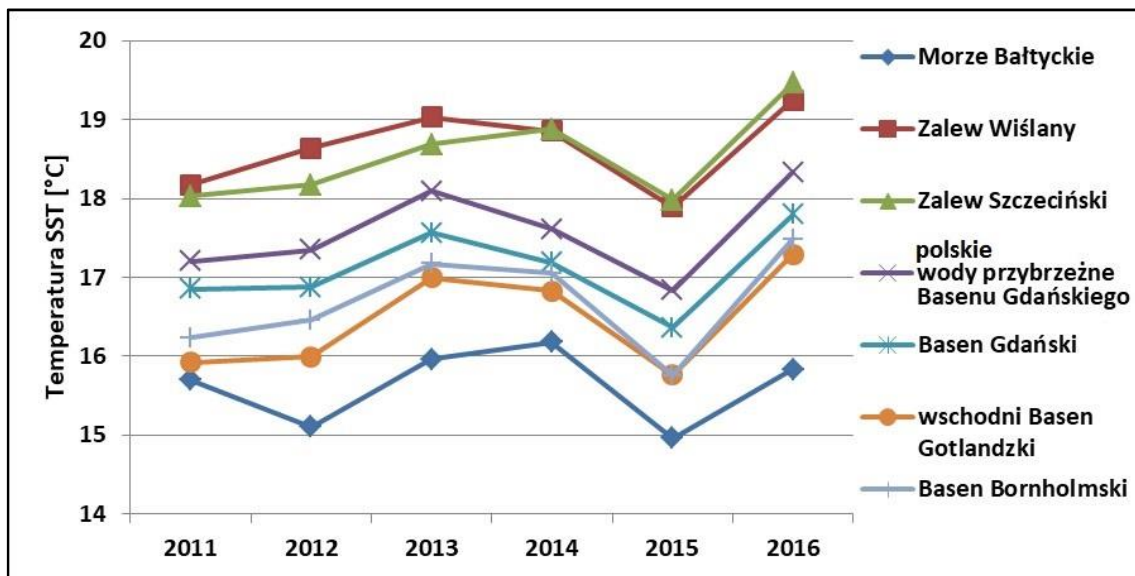
Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Zalew Wiślany</b>	11,32	11,91	12,09	12,11	11,31	10,51
<b>Zalew Szczeciński</b>	11,72	12,10	12,09	12,56	11,73	10,70
<b>polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego</b>	11,10	11,04	11,82	11,45	11,14	10,71
<b>Basen Gdański</b>	10,92	10,76	11,58	11,30	11,10	10,79
<b>wschodni Basen Gotlandzki</b>	10,27	10,16	11,21	11,05	10,75	10,65
<b>Basen Bornholmski</b>	10,44	10,46	11,21	11,41	10,93	10,70
<b>Morze Bałtyckie</b>	9,57	9,26	9,99	10,12	9,84	8,97

Tabela 1.3.2. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Zalew Wiślany</b>	7,07	7,43	7,57	7,29	6,32	7,49
<b>Zalew Szczeciński</b>	6,66	6,60	7,30	6,82	6,14	7,35
<b>polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego</b>	6,26	6,50	6,53	6,05	5,39	6,28
<b>Basen Gdański</b>	6,13	6,25	6,23	5,87	5,15	5,80
<b>wschodni Basen Gotlandzki</b>	5,72	5,86	5,98	5,79	4,98	5,51
<b>Basen Bornholmski</b>	5,87	6,03	6,17	5,68	4,77	5,66
<b>Morze Bałtyckie</b>	6,08	5,89	6,09	6,07	5,10	5,73

Średnie temperatury powierzchni morza dla poszczególnych akwenów wyznaczono także dla miesięcy letnich, od czerwca do września (rys. 1.3.6, tabela 1.3.3). Ich zmiany w poszczególnych latach były podobne do zmian średnich rocznych z wyjątkiem roku 2016, gdy występowały najwyższe temperatury w okresie letnim, choć średnie roczne były raczej niskie (średnia roczna temperatura SST w Morzu Bałtyckim była najniższa w całym sześciolecu).

Odchylenia standardowe najniższe były w roku 2011 z wyjątkiem Zalewu Wiślanego, gdzie nieco mniejsza zmienność występowała w 2015 r. (tabela 1.3.4).



Rys. 1.3.6. Zmiany średniej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2010-2016 dla poszczególnych akwenów i całego powierzchni Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.3.3. Zmiany średniej rocznej temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

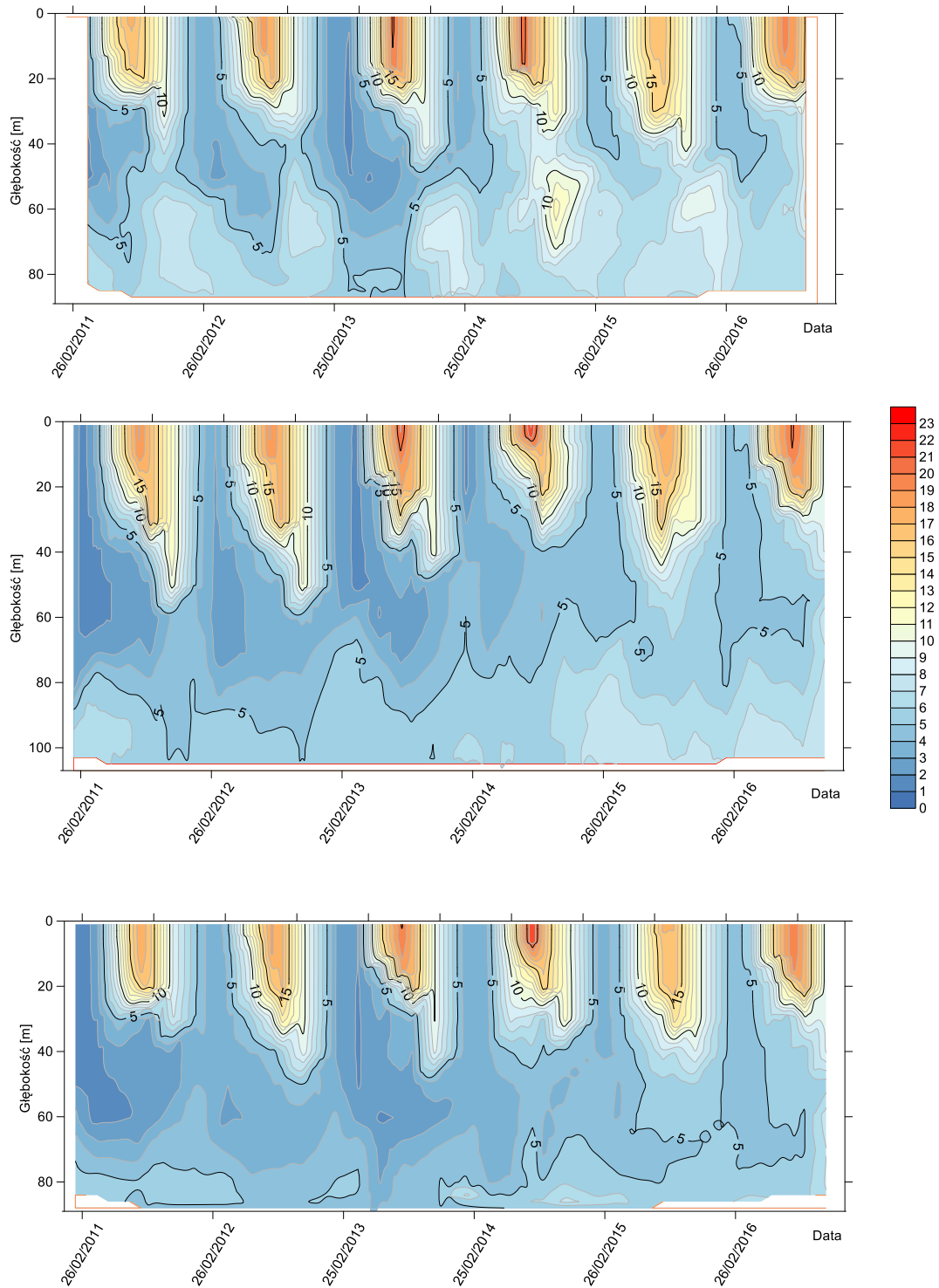
Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	18,18	18,64	19,03	18,85	17,89	19,24
Zalew Szczeciński	18,03	18,17	18,68	18,87	17,98	19,46
polne wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	17,21	17,35	18,09	17,61	16,83	18,33
Basen Gdański	16,85	16,87	17,56	17,19	16,36	17,80
wschodni Basen Gotlandzki	15,92	16,00	16,99	16,83	15,77	17,29
Basen Bornholmski	16,23	16,46	17,17	17,05	15,75	17,49
Morze Bałtyckie	15,70	15,11	15,97	16,18	14,96	15,84

Tabela 1.3.4. Zmiany odchylenia standardowego temperatury powierzchni morza (SST) w okresie letnim (VI – IX) w latach 2011-2016 dla poszczególnych akwenów i całego Morza Bałtyckiego.

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Zalew Wiślany	2,55	2,71	2,96	3,27	2,42	2,56
Zalew Szczeciński	2,38	2,39	3,09	2,99	2,66	1,89
polne wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	1,74	2,41	2,42	2,59	2,08	2,21
Basen Gdański	1,69	2,33	2,14	2,63	2,13	2,09
wschodni Basen Gotlandzki	1,70	2,35	2,14	2,78	2,43	1,80
Basen Bornholmski	1,55	2,25	2,35	2,35	2,03	2,01
Morze Bałtyckie	2,38	2,42	2,17	3,20	2,53	2,07

O ile metoda wykorzystująca dane satelitarne stanowi cenne uzupełnienie informacji uzyskanej z pomiarów monitoringowych o przestrzennych zmianach temperatury wody

w warstwie powierzchniowej morza, to dla warstw głębinowych pomiary są jedynym wiarygodnym źródłem (rys. 1.3.7).

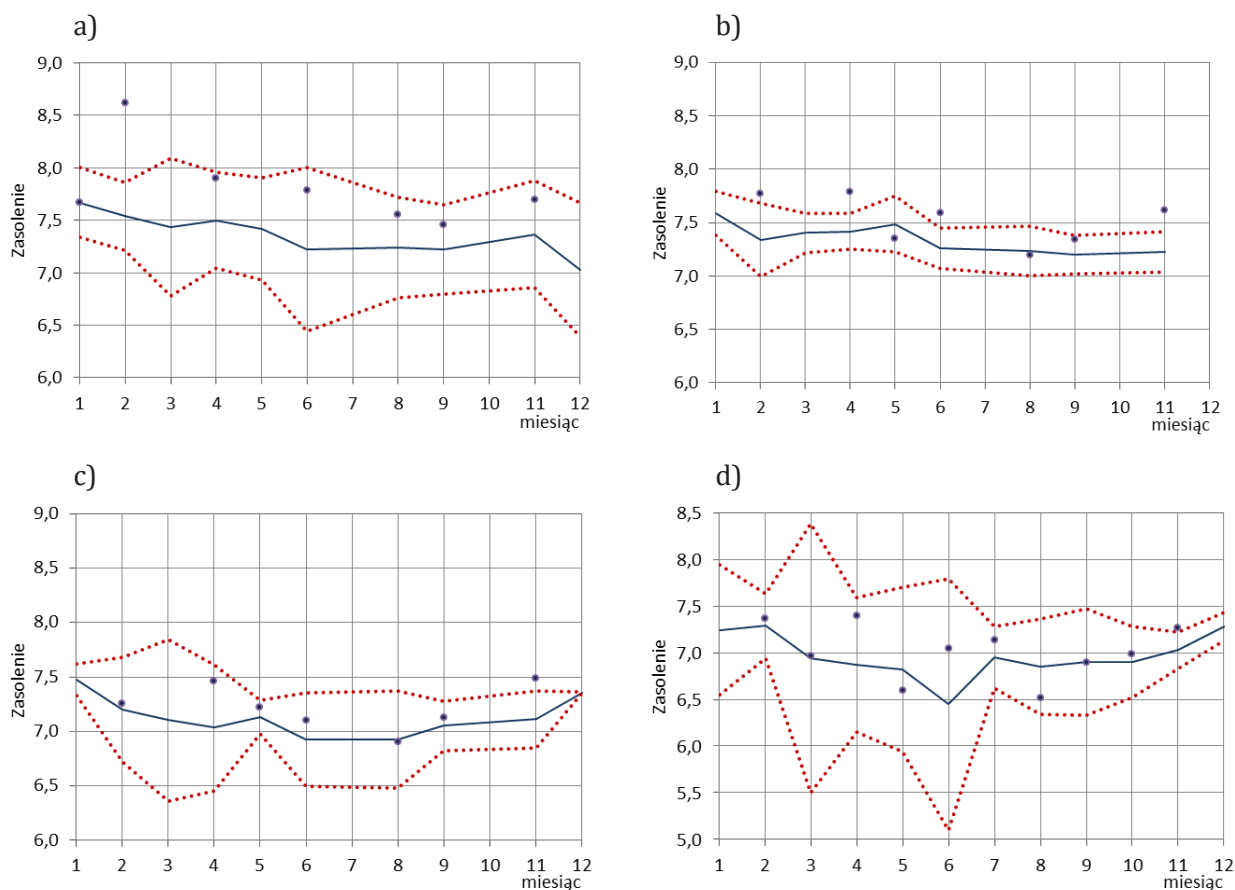


Rys. 1.3.7. Zmiany temperatury wody w rejonie trzech głębi: Bornholmskiej, Gdańskiej i wschodniego stoku Gotlandzkiej w latach 2011-2016. (źródło danych PMŚ).

### Zasolenie

Średnie zasolenie wody w warstwie powierzchniowej wód Basenu Bornholmskiego przez cały 2016 r., poza lutym, było wyższe o około 0,5 od średniego zasolenia z okresu 2006-2015, z tendencją malejącą do września (rys. 1.3.8a). Jednocześnie we wszystkich miesiącach wartości minimalne zasolenia były większe od minimów w wieloleciu. W sierpniu różnica była największa – 3,936.

W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego odchylenia były mniejsze bez wyraźnego kierunku zmian (rys. 1.3.8b), co zaznaczyło się także w mniejszych różnicach wartości minimalnych w przypadku, których wartość średnia wyniosła 0,447.



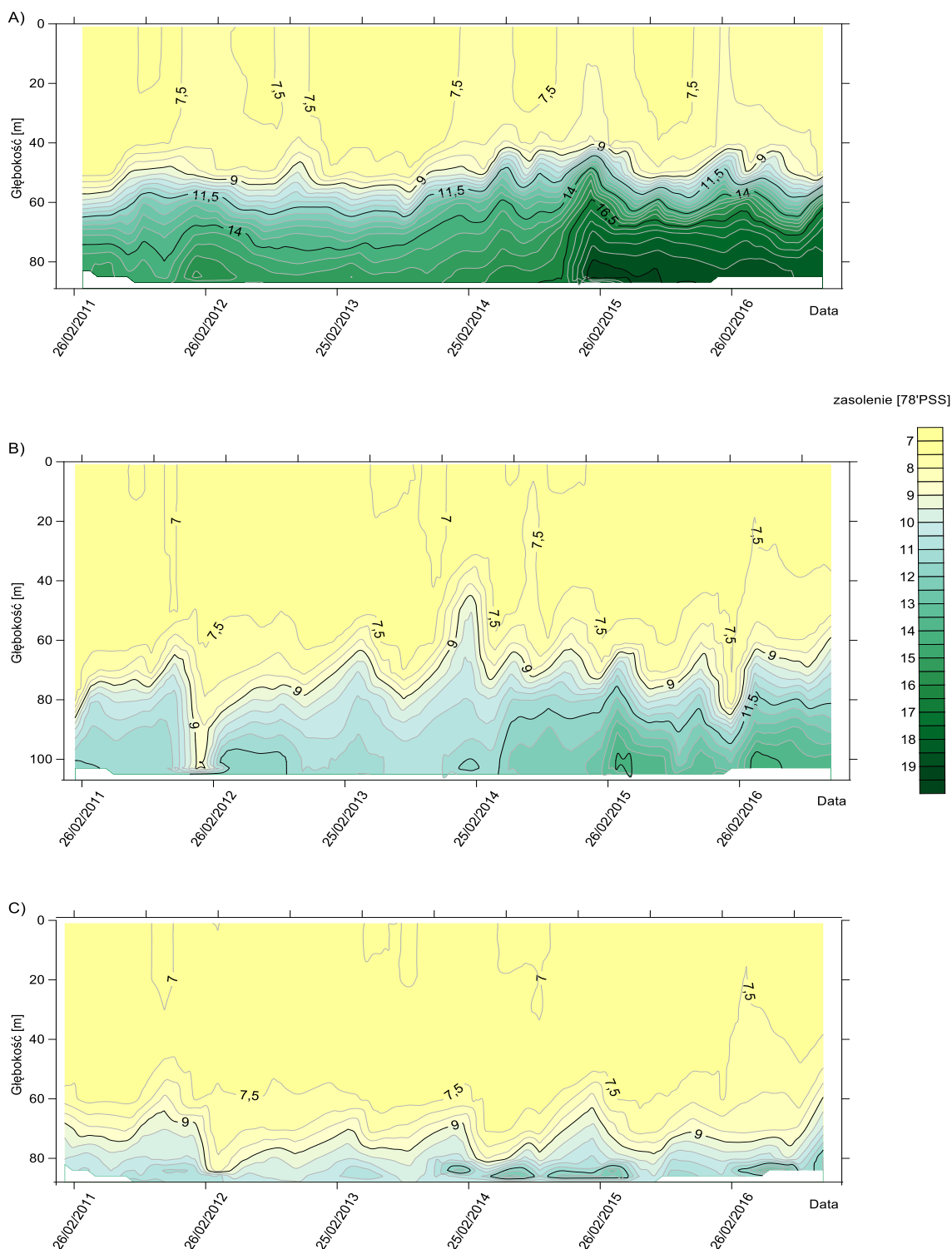
Rys. 1.3.8. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2006-2015; linia przerywana – średnia  $\pm$  odchylenie standardowe 2006-2015; punkty – rok 2016 (uwaga – różne skalowanie wartości zasolenia) (źródło danych PMŚ).

W Basenie Gdańskim zasolenie w okresie wiosennym oraz na przełomie lata i jesieni 2016 r. było wyższe niż w wieloleciu (rys. 1.3.8c). W wodach przybrzeżnych tego akwenu zasolenie ulegało wahaniom w ciągu roku, a w sposób istotny spadło w sierpniu (rys. 1.3.8d).

Zasolenie wód przydennych strefy głębokowodnej południowego Bałtyku w okresie 2011-2016. było kształtowane przez słaby wlew słonych wód z Morza Północnego. Największy wzrost zasolenia (18,881) stwierdzono w wodach Głębi Bornholmskiej w kwietniu, po czym nastąpiło stopniowe obniżenie do września (rys. 1.3.9a).

W wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego zasolenie wzrastało od początku roku do maja 2016 r., utrzymując się następnie na podobnym poziomie do sierpnia. Po krótkotrwałym spadku nastąpił jego ponowny wzrost w listopadzie (rys. 1.3.9b).

W Głębi Gdańskiej największe zasolenie (14,318) wód przydennych 2016 r. wystąpiło na początku kwietnia (rys. 1.3.9c), po czym utrzymywało się na niższym poziomie do listopada (13,726).



Rys. 1.3.9. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych POM w latach 2011-2016; A) Głębia Bornholmska, B) pld-wsch. Basen Gotlandzki, C) Głębia Gdańska (źródło danych PMS).

### **Odczyn wody morskiej**

Parametrem opisującym kwasowość/zasadowość wody morskiej jest jej odczyn (pH). Wskaźnik ten służy do oceny skali problemu potencjalnego zakwaszania wód oceanu światowego głównie na skutek zwiększonego dopływu dwutlenku węgla z atmosfery. Monitorowanie pH środowiska morskiego stanowi podstawę do wychwycenia trendów zmian czasowych i przestrzennych, wynikających zarówno z działalności człowieka (głównie spalania paliw kopalnych) jak i czynników naturalnych (geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych) oraz związanych z nimi ewentualnych zmian funkcjonowania ekosystemów morskich.

Dane pomiarowe wykorzystane do analizy zmian pH wody morskiej zostały zebrane w latach 2006–2016 podczas rejsów badawczych przeprowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku.

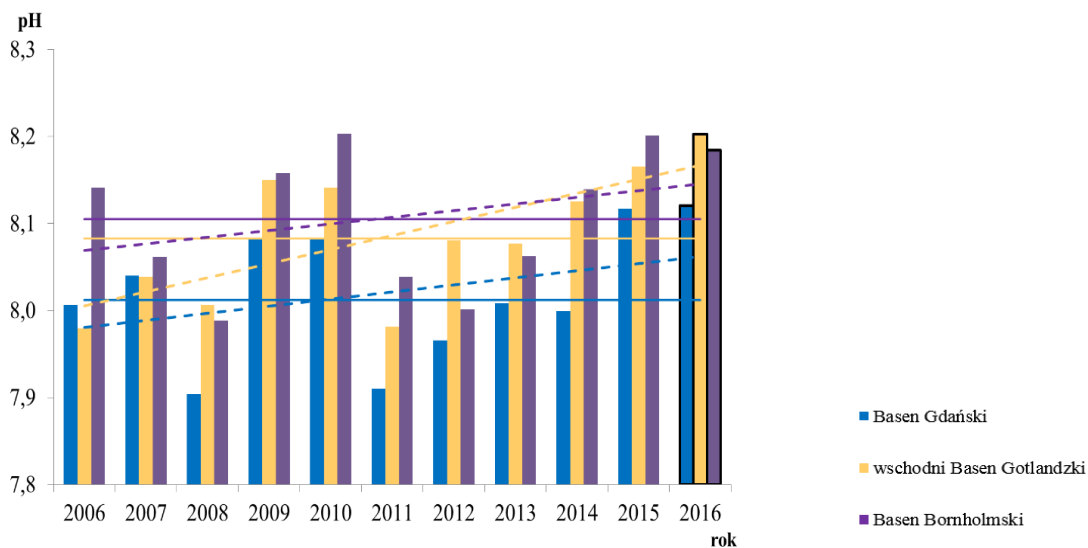
Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2016 r. w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zmieniały się w granicach od 7,04 do 9,23, a zakres tej zmienności był większy w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (7,16–8,85) (Łysiak-Pastuszek 2016). W 2016 r. średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 8,17 i była wyższa od średniej dla 2015 r. (8,16).

Zakres zmienności pH wody morskiej poszczególnych akwenów był większy od obserwowanego w roku ubiegłym, a średnie wartości roczne różniły się od stwierdzonych w 2015 r. (tabela 1.3.5).

Tabela 1.3.5. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów POM w 2016 r. w porównaniu z 2015 r.

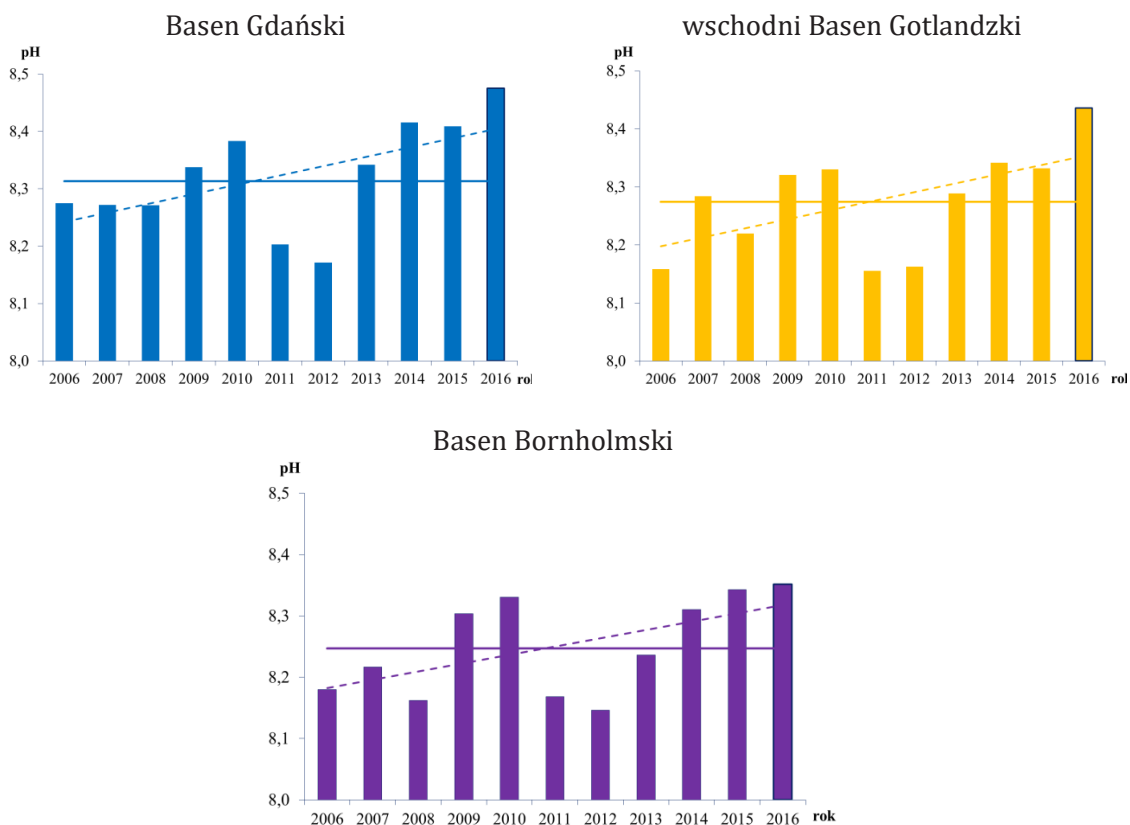
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Basen Gdański	7,16	7,04	8,85	9,22	8,12	8,12
wschodni Basen Gotlandzki	7,28	7,20	8,63	9,00	8,30	8,20
Basen Bornholmski	7,42	7,14	8,76	9,23	8,12	8,18

Rozpatrując otrzymane w 2016 r. dane na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono słabą tendencję rosnącą odczynu wody morskiej, zarówno w całym obszarze objętym badaniami jak i na poziomie wydzielonych akwenów. Średnie wartości pH w 2016 r. w poszczególnych akwenach były wyższe od średniej dekadowej (rys. 1.3.10).



Rys. 1.3.10. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2006–2016 w wydzielonych akwenach POM; linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja zmian (źródło danych PMŚ).

Zmienność czasowa pH w warstwie powierzchniowej morza (0–10 m), stanowiącej bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze, wykazywała podobne prawidłowości jak obserwowane w ostatnim dziesięcioleciu dla całego słupa wody (rys. 1.3.11).

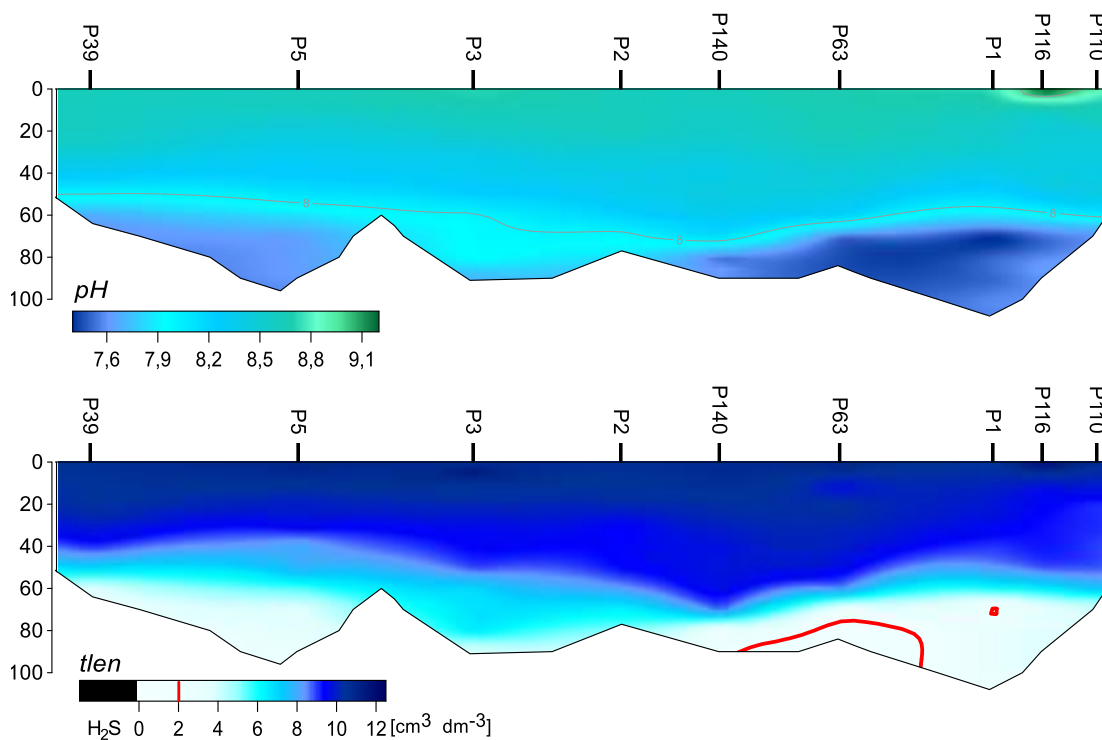


Rys. 1.3.11. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2006–2016 w powierzchniowej warstwie (0–10 m) wydzielonych akwenów POM Bałtyku (linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja) (źródło danych PMŚ).



Zmiany odczynu wody morskiej są w dużej mierze efektem procesów biologicznych zachodzących w powierzchniowej warstwie wody. Podczas intensywnej zakwitów fitoplanktonu, w procesie fotosyntezy, ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla i uwalniany tlen. W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH oraz zmiennością przestrzenną i czasową tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).

Ze zmianami intensywności produkcji pierwotnej związane były zmiany sezonowe wartości pH. W roku 2016 najwyższe wartości pH zmierzono w okresie intensywnej wegetacji (kwiecień–czerwiec). Charakterystyczny rozkład pionowy odczynu wody morskiej, czyli spadek pH od powierzchni do dna, związany m.in. ze zmniejszaniem ilości rozpuszczonego tlenu, zużywanego w głębszych warstwach morza w procesach chemicznych, np. na rozkład obumarłej materii organicznej, ilustruje rys. 1.3.12. Ten naturalny rozkład pionowy odczynu wód morskich może jednak zostać zakłócony przez nadzwyczajne zjawiska fizyczne zachodzące w morzu, takie jak wlewy wód oceanicznych lub upwelling. W 2016 r. zjawisko upwelling'u zostało zanotowane na początku czerwca w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża, kiedy to wody, z głębszych warstw o niższym pH, zostały uniesione w kierunku powierzchni (Drgas 2016).



Rys. 1.3.12. Pionowy rozkład pH oraz stężenia tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z kwietnia 2016 r.) (źródło danych PMS).

## Prądy morskie i wymiana wód

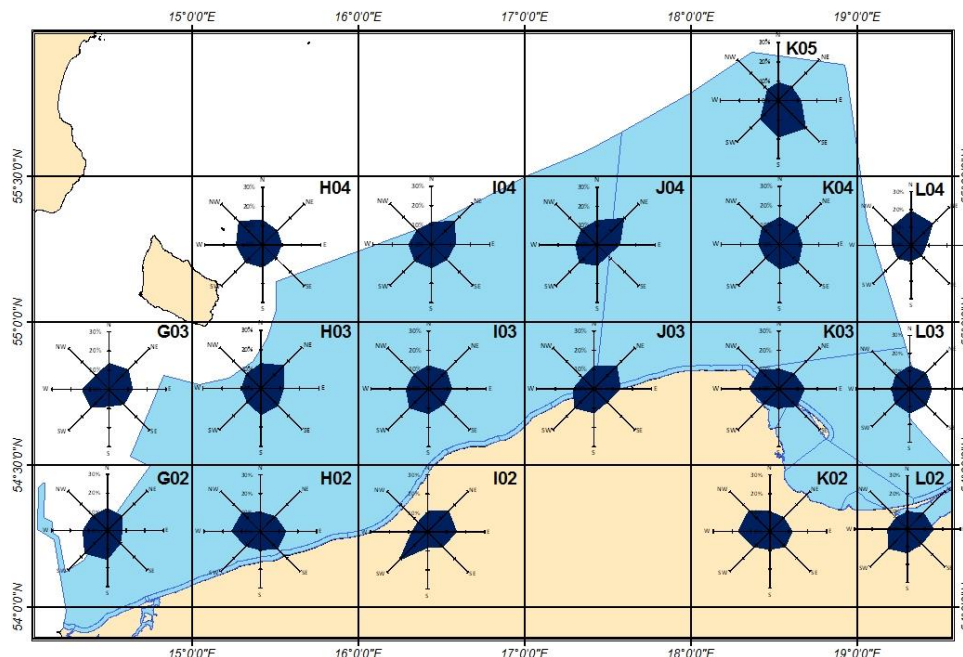
### Prądy morskie

Do przedstawienia warunków hydrodynamicznych w POM wykorzystano pomiary wykonywane w ramach monitoringu Bałtyku przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2006 r. do 2016 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwach o grubości 2,5 m od około 9,8 m do 12,3 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 25 m – w warstwie od około 7,5 m do 12,5 m.

Ogólną charakterystykę rozkładu prądów dla okresu 2006-2015 przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. 1.3.13).

Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na wszystkich rysunkach wynosi 30%.

Kierunki prądów podpowierzchniowych w polskiej strefie przybrzeżnej zawierały się w wąskim przedziale wzdłuż osi północny-wschód południowy-zachód. W kwadracie K02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej przeważnie rejestrowano wzdłużbrzegowe prądy południowo-zachodnie i północno-wschodnie, natomiast w kwadracie L02 w większości przypadków były to prądy skierowane do brzegu. W Zatoce Pomorskiej przeważał kierunek północny oraz wzdłużbrzegowy.



Rys. 1.3.13. Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2006-2015.

Na rozkład prądów w rejonie Głębi Gdańskiej, znajdującej się w obrębie kwadratu L03, zasadniczy wpływ mają cyklonalne lub antycyklonalne układy przepływu wód powstające podczas oddziaływania wiatru z różnych kierunków. W wyniku tego występują tam prądy o podobnym udziale procentowym dla wszystkich kierunków, co szczególnie dobrze widoczne jest w przypadku pomiarów wieloletnich.

W rejonie Basenu Bornholmskiego w wieloleciu w większości przypadków były to prądy sektora północno-zachodniego. W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej dominowały prądy południowe w wieloleciu.

W kwadratach obejmujących Rynnę Słupską (I04 i J04) dominujące były prądy północno-wschodnie z małym, porównywalnym udziałem pozostałych kierunków.

O ile pomiary wykonywane podczas rejsów dostarczają informacji o warunkach panujących podczas wykonywania pomiaru pozostałych parametrów, to pełniejszego obrazu stanu hydrodynamiki wód Bałtyku w całym okresie objętym aktualizacją oceny może dostarczyć wykorzystanie metody połączenia danych satelitarnych z modelowaniem numerycznym.

Średnie prędkości prądu morskiego w latach 2011-2016 zostały wyznaczone na podstawie wyników modelu hydrodynamicznego PM3D o rozdzielczości około 1 km w południowej części Bałtyku (Kowalewski i Kowalewska-Kalkowska, 2017). Model ten asymiluje dane satelitarne (SST) oraz wykorzystuje dane o dopływie promieniowania słonecznego na podstawie informacji satelitarnych.

Na podstawie map prądów powierzchniowych i podpowierzchniowych obliczonych za pomocą modelu i zgromadzonych z interwałem 6 godzin w Systemie SatBałtyk, wyznaczono średnie prędkości wektorowe  $\vec{V}$  na powierzchni oraz na głębokości 20 m w latach 2011-2016 uśredniając chwilowe składowe prędkości  $u$  i  $v$  w każdym węzle siatki obliczeniowej:

$$\bar{u} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N u_i, \quad \bar{v} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N v_i \quad (1)$$

Średni moduł prędkości w danym węźle obliczeniowym siatki numerycznej wyznaczono na podstawie formuły:

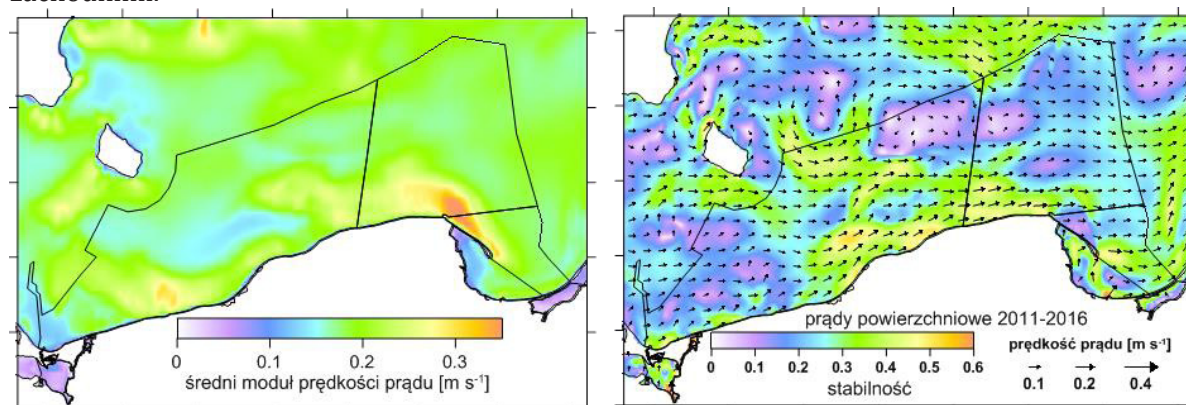
$$\bar{V} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{u_i^2 + v_i^2} \quad (2)$$

Stabilność prądu (Lehmann i Hindrichsen, 2000) jest to stosunek modułu średniej prędkości wektorowej do średniego modułu prędkości:

$$S = \frac{|\bar{V}|}{\bar{V}} = \frac{\sqrt{\bar{u}^2 + \bar{v}^2}}{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \sqrt{u_i^2 + v_i^2}} \quad (3)$$

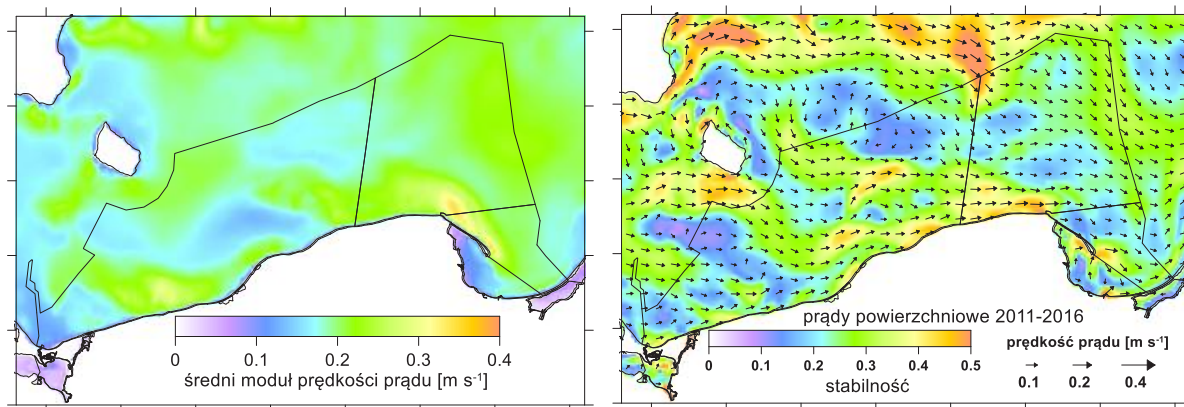
Stabilność charakteryzuje liczbowo zmienność prądu i przyjmuje wartości z zakresu od 0 do 1. Wartość 1 oznaczałaby, że w danym miejscu (węźle siatki obliczeniowej) prąd płynął przez cały analizowany okres w tym samym kierunku i ze stałą prędkością.

Na podstawie map prądów z modelu PM3D zgromadzonych w Systemie SatBałtyk wyznaczono średnie wieloletnie (dla okresu 2011-2016) moduły prędkości, średnie prędkości wektorowe i stabilności prądu powierzchniowego (rys. 1.3.14). Największe prędkości prądu odnotowano dla rejonu położonego na północ od Półwyspu Hel, gdzie intensyfikacja prądów w wyniku układu linii brzegowej sprzyja powstawaniu upwellingu i downwellingu brzegowego. Pomimo, że jest to najbardziej dynamiczny fragment polskich wód morskich, to średnia prędkość wektorowa i stabilność przepływu jest tam niewielka. Wynika to z faktu naprzemiennego występowania przeciwnie skierowanych prądów: w kierunku południowo-wschodnim i północno-zachodnim. Prądy te powodują odpowiednio powstawanie zjawiska downwellingu i upwellingu, a ich wypadkowy wektor skierowany jest w kierunku południowo-wschodnim. Największą stabilnością cechują się prądy powierzchniowe płynące na wschód wzdłuż brzegów wybrzeża środkowego. Są one determinowane przeważającymi w ciągu roku wiatrami zachodnimi.



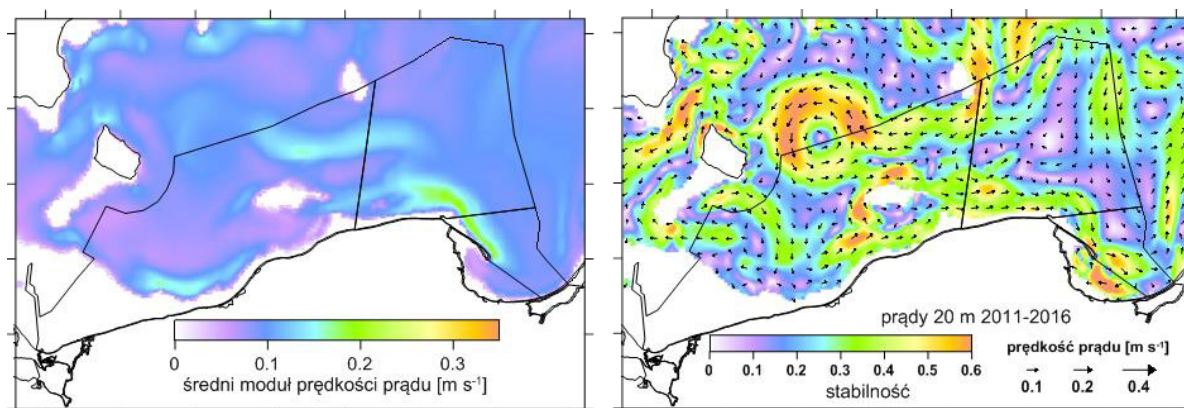
Rys. 1.3.14. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w latach 2011-2016.

W okresie letnim (rys. 1.3.15) rozkład przestrzenny prądów jest bardzo zbliżony do układu rocznego. Dominują prądy wschodnie, nieco słabsze i mniej stabilne niż średnioroczne.



Rys. 1.3.15. Średnie prędkości prądów powierzchniowych i ich stabilność w miesiącach letnich (V – IX) w latach 2011-2016.

Rozkład średnich prądów podpowierzchniowych (rys. 1.3.16), na głębokości 20 m ukazuje znacznie mniejsze średnie moduły prędkości w stosunku do wartości na powierzchni. Podobnie jak w przypadku prądów powierzchniowych intensyfikacja przepływów widoczna jest jedynie w rejonie występowania upwellingu/downwellingu helskiego. Na głębokości 20 m prądy cechowały się jednak większą stabilnością, co powoduje, że wypadkowe wektory prądu mają podobne wartości, a czasem nawet większe niż na powierzchni. Najlepiej zjawisko to zauważalne jest w przypadku cyklonalnego wiru na wschód od Bornholmu, który w przypadku prądów powierzchniowych jest znacznie słabiej zarysowany niż na głębokości 20 m. Podobnie jak na powierzchni, wzdłuż wybrzeża środkowego wypadkowy prąd płynie w kierunku wschodnim i cechuje się stosunkowo dużą stabilnością. W zachodniej części Zatoki Gdańskiej ujawnił się podpowierzchniowy prąd płynący w kierunku północno-zachodnim o podwyższonej stabilności, który wraz z przeciwnie skierowanym prądem w rejonie Głębi Gdańskiej tworzy zawirowanie antycyklonalne.



Rys. 1.3.16. Średni moduł prędkości, średnia prędkość wektorowa i stabilność prądów podpowierzchniowych (na głębokości 20 m) w latach 2011-2016.

### Wymiana wód

Wymiana wód w polskiej strefie Bałtyku zachodzi zarówno w skali lokalnej, w warstwie powierzchniowej rejonów przybrzeżnych, jak i regionalnej w warstwie przydennej. W pierwszym przypadku wiąże się ona z dopływem wód rzecznych do morza i opadami, w drugim przypadku – wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. 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 Błęcie

(głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego.

W okresie od 2011 r. do 2015 r. wystąpił jeden z największych wlewów do Morza Bałtyckiego (w 2014 r.), wystąpiły też inne wlewy, mniej znaczące, umiarkowane i średnie.

W ciągu 2011 r. wystąpiły większe wlewy (jednak należące do umiarkowanych): na przełomie stycznia i lutego, marca i kwietnia, w maju oraz na przełomie listopada i grudnia 2011 r. Wlew z przełomu listopada i grudnia 2011 r., wpływał na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. Odnowił też wody Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego. Jesienią 2014 r. rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Według Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde ([www.io-warnemuende.de](http://www.io-warnemuende.de)) objętość wód wlewowych wyniosła 198 km<sup>3</sup>, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt (IOW 2015a). W czasie tego wlewu z 2014 r. na stacji P5 najwyższe zmierzone zasolenie wynosiło 19,6. Wlew ten zaznaczył się nawet w centralnym Morzu Bałtyckim. Efekty tego wlewu były widoczne w kolejnym roku, a podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego bardzo wysokie wartości zasolenia. Kolejno wystąpiło jeszcze kilka słabych i średnich wlewów: w marcu 2015 r., listopadzie 2015 r., które miały wpływ na warunki zasolenia, warunki tlenowe i temperaturowe.

W 2016 r. nie wystąpiły bardzo duże wlewy, jedynie średni w lutym 2016 r. i słabe na przełomie listopada i grudnia oraz w grudniu 2016 r. Podczas rejsów monitoringowych rejestrowano w warstwach przydennych wód Basenu Bornholmskiego tylko nieco wyższe wartości zasolenia będące efektem wlewu z lutego. Na stacjach położonych dalej na wschód (P140) również podczas rejsu kwietniowego zaobserwowano jedynie minimalny wzrost zasolenia w warstwach przydennych.

Utrudniony dopływ wód morskich oraz duży dopływ wód słodkich (do Morza Bałtyckiego uchodzi kilka dużych rzek) w istotny sposób determinuje nie tylko parametry fizykochemiczne wody w tym akwenie, takie jak zasolenie, temperatura, czy natlenienie, ale sprawia również, że Morze Bałtyckie jest szczególnie podatne na zanieczyszczenie i eutrofizację. Specyfika tego zbiornika ma również wpływ na stosunkowo niską liczbę zasiedlających go gatunków, sprzyjając jednocześnie wprowadzaniu gatunków obcych. To z kolei uważane jest za jedno z najistotniejszych zagrożeń dla różnorodności biologicznej<sup>1</sup>.

## 1.4. Siedliska i gatunki

### **Ssaki morskie**

W Morzu Bałtyckim występują cztery gatunki ssaków morskich: foka szara (*Halichoerus grypus*), foka pospolita (*Phoca vitulina*), foka obrączkowana (*Pusa hispida*) oraz morświn (*Phocoena phocoena*). 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 presję, jak i zmiany zachodzące na wszystkich poziomach troficznych. Ekspozycja na skumulowane presje czyni ssaki morskie ważnymi wskaźnikami stanu ekosystemu Bałtyku.

Wszystkie wymienione gatunki dotknął znaczny spadek liczebności populacji bałtyckiej na przełomie XIX i XX wieku, głównie za sprawą polowań (HELCOM 2017a) oraz silnej presji ze strony zanieczyszczeń chemicznych środowiska morskiego (Helle 1980). Tylko liczebność foki szarej znajduje się obecnie powyżej poziomu referencyjnego (ang. *Limit Reference Level* – LRL), określonego dla fok bałtyckich na poziomie 10 tysięcy osobników (HELCOM 2017a). 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. Przyłów morświna w latach 20 i 30-tych XX wieku był na poziomie kilkuset osobników rocznie, a

<sup>1</sup> Z uzasadnienia do wniosku o ratyfikację przez Polskę Międzynarodowej konwencji o kontroli i postępowaniu ze statkowymi wodami balastowymi i osadami.

także foki były odławiane w znacznych ilościach w tym okresie. Dane te pochodzą z rejestru wypłacanych odszkodowań rybackich. W okresie powojennym nie pojawiały się regularne informacje na temat ssaków morskich, a pierwsza informacja o przyłowie morświna została przedstawiona w latach 50-tych XX wieku (Ropelewski 1952, Pawliczka i in. 2013).



Foki odpoczywające na piaszczystej łasze w miejscu stałego występowania gatunku (haul-out) w rejonie Ujścia Wisły (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Spośród trzech gatunków fok bałtyckich, jedynie foka szara stale występuje w wodach krajowych POM i zajmuje stałe miejsce haul-out (miejsce, w którym foki wychodzą na ląd by odpocząć między okresami żerowania, w celu kojarzenia się w pary i rozrodu oraz linienia, najczęściej wykorzystywane rok po roku) w rejonie Ujścia Wisły (piaszczyste łasze w rejonie rezerwatu Mewia Łacha). W tym rejonie, od 2007 r. systematycznie rejestruje się osobniki tego gatunku, a od 2010 r. jest on 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 2012, Hylla-Wawryniuk 2017). Kilkukrotnie obserwowano osobniki młodociane foki szarej, a w 2016 r. po raz pierwszy zaobserwowano poród. Jednocześnie w 2011 r. odnotowano nowo narodzone szczenię foki pospolitej (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017). 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 stanowią monitoringu PMŚ i nie są w pełni zgodne z metodyką HELCOM zalecaną do monitoringu foki szarej (HELCOM 2017b). Monitoring foki szarej w latach 2016-2017 odbył się w ramach „Pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich w latach 2015-2018” (PMŚ), wzdłuż polskiego wybrzeża z wykorzystaniem rekomendowanych przez metodykę HELCOM nalotów, w wyniku którego potwierdzono regularne występowanie foki szarej w rejonie Ujścia Wisły.

Pozostałe gatunki fok: pospolita i obrączkowana są monitorowane w miejscach stałego występowania (jak haul-out), które znajdują się poza POM.

Foka pospolita tworzy w Morzu Bałtyckim dwie metapopulacje: południowo-zachodniego Bałtyku i Kattegatu oraz Kalmarsund. Pojedyncze osobniki były regularnie odnotowywane w POM – od 2010 r. do 2016 r. Ukazało się łącznie około 90 raportów o wystąpieniu tego gatunku (Hylla-

Wawryniuk 2017). Kilka fok pospolitych zaobserwowano na haul-out foki szarej w rejonie Ujścia Wisły (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017, Opióła i in. 2017). Jednak biorąc pod uwagę zalecaną metodykę monitoringu tego gatunku i przyjęte do oceny wskaźniki oraz sposób ich wyliczania (HELCOM 2017b), nie jest możliwe przeprowadzenie parametrycznej oceny dla foki pospolitej w rejonie POM.

Obszary, w których występują foki obrączkowane to Zatoka Botnicka oraz Morze Archipelagowe, Zatoka Fińska, Zatoka Ryska i wody przybrzeżne Estonii. Gatunek ten występuje sporadycznie w POM. Od 2010 r. odnotowano jedynie 3 osobniki w rejonie Ujścia Wisły oraz ukazało się 19 raportów o obserwacjach za lata 2011-2016 na pozostałym obszarze (Hylla-Wawryniuk 2017). Z uwagi na sposób prowadzenia monitoringu (w okresie rozrodu foki obrączkowane występują na zalodzonych fragmentach Morza Bałtyckiego i tam prowadzony jest monitoring lotniczy), nie jest możliwe jego prowadzenie oraz wykorzystanie danych z incydentalnych obserwacji do wykonania oceny parametrycznej stanu foki obrączkowanej w POM.

W przypadku jedyne go przedstawiciela waleni (Cetacea) występującego w POM – morświna liczebność populacji gatunku w Bałtyku można oszacować wyłącznie poprzez monitoring akustyczny. Przeprowadzone w ramach programu „Life” projekty SCANS (ang. Small Cetaceans in European Atlantic and North Sea), obejmujące swoim obszarem również zachodnią część Morza Bałtyckiego (SCANS I) oraz projekty miniSCANS realizowane indywidualnie przez kraje EU, 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. Dopiero projekt SAMBAH, wykorzystujący podwodne rejestratory dźwięku, rozmieszczone w ramach jednolitej siatki na prawie całym obszarze Bałtyku pozwolił oszacować populację morświnów (SAMBAH 2017). Rezultaty otrzymane w ramach tego projektu, pozwoliły na wytyczenie dwóch stanowisk (Ławica Stilo i Zatoka Pomorska) do prowadzenia monitoringu w ramach PMŚ w POM (Opióła i in. 2016).

Monitoring akustyczny tego gatunku prowadzony w regularnych odstępach czasu pozwoli na odnotowanie zmian w zasięgu występowania oraz liczebności morświna występującego w POM.

### **Ptaki**

Monitoring populacji ptaków morskich jest prowadzony przez GIOŚ m.in. na potrzeby sprawozdania z wdrażania RDSM.

Badania monitoringowe ptaków prowadzone w obszarach morskich leżących na terytorium Polski (POM) można podzielić na trzy duże grupy:

- monitoring ptaków wodnych zimujących na obszarze wód przejściowych,
- monitoring ptaków wodnych zimujących na wodach otwartych (*offshore*),
- monitoringi ptaków lęgowych.



Mewy śmieszki *Chroicocephalus ridibundus*.

W obrębie monitoringów populacji lęgowych, z uwagi na zróżnicowanie biologii lęgowej, badania prowadzone są w podziale na poszczególne gatunki docelowe. Dedykowane projekty monitoringowe obejmują tu:

- monitoring liczebności kormorana,
- monitoring liczebności rybitwy czubatej,
- monitoring liczebności biegusa zmiennego,

- monitoring produktywności bielika.

### **Opis prowadzonych monitoringów**

Metody badań terenowych stosowane na terytoriach Polski są zgodne z wytycznymi prowadzenia monitoringów w basenie Morza Bałtyckiego (Herrmann i in. 2013, Wetlands International 2015). Metodyki wszystkich monitoringów ptaków dostępne są pod adresem [www.monitoringptakow.gios.gov.pl](http://www.monitoringptakow.gios.gov.pl).

### **Monitoring Zimujących Ptaków Wód Prześciowych**

Celem Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Prześciowych (MZPWP) jest określenie liczebności najliczniejszych gatunków ptaków wodnych, przebywających w Polsce zimą na zbiornikach przybrzeżnych oraz w strefie przybrzeżnej Bałtyku. Liczeniami objętych jest 31 najważniejszych obiektów, głównie odcinków wybrzeża oraz zalewów przybrzeżnych, skupiających w normalnych warunkach większość zimujących w Polsce populacji ptaków wodnych. Są to wody Bałtyku w strefie wybrzeża (liczenia z brzegu), zalewy przybrzeżne i płytkowodne zatoki (Zalew Szczeciński wraz z Zalewem Kamieńskim, Zatoka Pucka, Zalew Wiślany) oraz ujściowy odcinek Wisły. Program przewiduje wykonanie dla każdego obiektu jednego liczenia w połowie stycznia. Czas i metodyka liczeń spójne są z międzynarodową akcją liczenia zimujących ptaków wodnych *International Waterbird Census* (IWC), koordynowaną przez *Wetlands International* (2015). Podstawową metodą liczenia w programie jest przemarsz wzdłuż brzegów zbiornika lub odcinka rzeki, z lornetką lub z lunetą, gdy ptaki znajdują się w większej odległości od brzegu, i notowanie wszystkich zaobserwowanych ptaków wodnych (Meissner i Chylarecki 2010).

W trakcie liczeń rejestrowane są wszystkie gatunki ptaków wodnych. Można je dzielić, biorąc pod uwagę frekwencję spotkań, liczebność w okresie zimowym, a także możliwość interpretacji uzyskiwanych danych. Na potrzeby niniejszego raportu opisano wyniki uzyskane w latach 2011-2016 na polskich wodach prześciowych dla 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych, stosowanego przez HELCOM (HELCOM 2018a).

### **Monitoring Zimujących Ptaków Morskich**

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM) obejmuje liczenia ptaków wodnych zimujących na otwartych obszarach morskich. Prowadzone są one z pokładu statku wzdłuż transektów wyznaczonych w trzech wydzieleniach w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku: w pasie 12 milowej strefy wód terytorialnych (z wyłączeniem strefy do 1 km od brzegu) – 42 transekty, w obszarze specjalnej ochrony ptaków (OSOP) Natura 2000 Ławica Słupska, wewnątrz izobaty 20 m – 8 transektów oraz w OSOP Zatoka Pomorska, z wyłączeniem wód przybrzeżnych – 6 transektów.

W ramach MZPM liczone są wszystkie widziane ptaki, a ich występowanie przypisywane jest do czterech kategorii odległości od statku (*distance sampling*). Na potrzeby obliczeń wskaźników liczebności wyniki są sumowane do 1 pasa o szerokości 600 m (po 300 m z każdej strony statku). Ponadto, dla ptaków przelatujących w stałych odstępach czasu wykonuje się liczenia typu *snap-shot* (liczenie wszystkich ptaków w locie w odstępach 5 minutowych). Każdy transekt jest kontrolowany raz w sezonie zimowym, w połowie stycznia (Meissner 2010).

Na etapie planowania MZPM (2010 r.) wydzielono grupę 10 gatunków docelowych dla monitoringu, które najliczniej zimowały w polskiej strefie Bałtyku (nur rdzawoszyi, nur czarnoszyi, perkoz rogaty, perkoz rdzawoszyi, lodówka, uhl, markaczka, nurnik, alka i nurzyk). Nie uwzględniono skrajnie rzadkich gatunków oraz mew, których liczebność uzależniona jest od aktywności kutrów rybackich. Dane MZPM użyto jedynie częściowo do obliczeń wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych (HELCOM 2018a). W kolejnych latach wskaźnik



HELCOM ma być rozwijany o gatunki zimujące na otwartym morzu i wówczas uzyskane dane będą w pełni wykorzystane.

### **Monitoring Produktyności Bielika**

Monitoring Produktyności Bielika (MPB) obejmuje monitoring znanych stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* na polskim wybrzeżu Bałtyku w pasie o szerokości 10 km od linii brzegowej. Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej gatunku oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu ich reprodukcji, dlatego produktywność populacji bielika w pasie nadmorskim jest zdefiniowana jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku. Pierwsze badania w tym podprogramie w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska rozpoczęto w roku 2015. Na potrzeby niniejszego raportu bazę danych uzupełniono o niepublikowane dane z lat 2011-2014 zgromadzone w bazie danych Komitetu Ochrony Orłów.

Produktywność bielika opisują 3 wskaźniki:

- 1) liczba młodych – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu;
- 2) liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę z lęgiem udanym;
- 3) sukces lęgowy – wskaźnik określający procentowy udział par, które odchowwały młode w stosunku do liczby wszystkich par ze znanym końcowym efektem lęgu.

W latach 2015 i 2016 skontrolowano odpowiednio 84 i 97 znanych stanowisk lęgowych gatunku, co roku dodając do puli nowo zlokalizowane rewiry. Każde stanowisko lęgowe kontrolowane było co najmniej 2 razy, w początkowej (marzec / kwiecień) i końcowej fazie lęgu (maj / czerwiec) (Cenian 2015). W przypadku około połowy gniazd ze znanym wynikiem lęgu obserwatorzy dokonywali kontroli wnętrza gniazda poprzez wspięcie się na drzewo. Jeśli kontrola wnętrza gniazda odbywała się w okresie, gdy pisklęta dopiero zaczynały się pierzyć (młode wyraźnie mniejsze od dorosłych ptaków z głową okrytą puchem), wykonano dodatkową (trzecią) kontrolę. W rewirach, w których nie było znane położenie gniazda, prowadzono obserwacje z punktów widokowych oraz przeszukiwano preferowane przez bielika siedliska w lasach i zadrzewieniach.

### **Monitoring Kormorana**

Monitoring Kormorana (MKO) jest prowadzony od 2015 r., a jego celem 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. Podstawową metodą stosowaną w monitoringu jest liczenie gniazd (par lęgowych) w znanych koloniach kormoranów, wpisanych w powierzchnie monitoringowe o wymiarach 10 x 10 km oraz znajdowanie nowych kolonii (Bzoma 2015). Każdą kolonię kontrolowano raz w ciągu roku, między 20 kwietnia a 20 maja lub w zbliżonym terminie. Liczone były zajęte gniazda, na każdym drzewie osobno, a policzone drzewa – zaznaczane w celu uniknięcia powtórnego policzenia.



Kolonia kormorana *Phalacrocorax carbo*.

### **Monitoring Rybitwy Czubatej**

Zasadniczym celem rozpoczętego w 2015 r. Monitoringu Rybitwy Czubatej (MRC) jest określenie liczebności krajowej populacji lęgowej gatunku. W ramach monitoringu rejestrowana jest liczba gniazd w terminie gwarantującym wynik zbliżony do maksymalnego (Bzoma 2015a). Termin jest uzależniony od fenologii lęgów w danym roku. Liczba gniazd traktowana jest jako liczba par lęgowych w danej kolonii. Rybitwa czubata w latach 2015 i 2016 gniazdowała w Polsce tylko na jednym stanowisku – w rezerwacie Mewia Łacha w ujściu Przekopu Wisły.

W MRC wykonywanych jest do 6 kontroli każdego stanowiska. Do czasu pojawienia się pierwszych jaj obserwacje prowadzone są przy użyciu lunety z odległości 200–300 m od potencjalnej kolonii. Kontrole z wejściem do kolonii, połączone z liczeniem zniesień, powinny być przeprowadzone równocześnie przez kilka osób, by maksymalnie skrócić czas pobytu w kolonii lęgowej (do 40 minut, maksymalnie godziny).

Liczba znalezionych gniazd z jajami lub pisklętami odpowiada liczbie par lęgowych na stanowisku. Ze względu na dużą rozpiętość okresu lęgowego (w tym samym czasie pojawiają się świeżo złożone jaja oraz pierwsze klujące się pisklęta), do ostatecznej oceny liczby par należy wykorzystać wyniki z trzech bezpośrednich kontroli kolonii wykonanych w terminie od znalezienia pierwszych jaj do miesiąca po tej dacie. Wielkość kolonii to maksymalna liczebność lęgów z tych liczeń.

### **Monitoring Biegusa Zmiennego**

Celem Monitoringu Biegusa Zmiennego (MBZ) jest uzyskanie jak najbardziej kompletnych danych o rozmieszczeniu i liczebności krajowej populacji lęgowej bałtyckiego podgatunku biegusa zmiennego *Calidris alpina schinzii*. W latach 2011-2016 kontrolami objęto 9 powierzchni badawczych o wymiarach 10 x 10 km. Obejmowały one stanowiska lęgowe znane z lat poprzednich oraz potencjalne miejsca gniazdowania, zlokalizowane w strefie wybrzeża morskiego (10 km od linii brzegowej Bałtyku) i na Bagnach Biebrzańskich. Kontrole stanowisk wykonywano w optymalnych dla gatunku siedliskach, a więc na wilgotnych łąkach nadmorskich z roślinnością słonolubną, których utrzymanie jest warunkowane wypasem bydła oraz regularnymi zalewami wód słonych, a w głębi lądu na turzycowiskach w dolinie Biebrzy.

Liczenia ptaków prowadzone są dwukrotnie w ciągu sezonu lęgowego: 10-30 kwietnia oraz 10-31 maja (Sikora 2006). Pomiędzy 1. i 2. kontrolą odstęp czasu powinien wynosić około 30 dni. Kontrola stanowiska polega na dokładnym spenetrowaniu płatów potencjalnych siedlisk gatunku. W trakcie kontroli notowane jest kryterium gniazdowania poszczególnych osobników/par. Pierwsza kontrola ma na celu wykrycie ptaków tokujących, w okresie najwyższej wykrywalności przed przystąpieniem do właściwych lęgów. Druga kontrola ma na celu wykrycie i ocenę liczebności ptaków w okresie inkubacji. W obu kontrolach obserwatorzy spędzają na danym stanowisku co najmniej 2-4 godziny dziennie (w zależności od powierzchni odpowiednich siedlisk), penetrując szczegółowo teren, tak by odległość między trasami przejść nie była większa niż 100 m.

## **Wskaźniki i trendy liczebności w polskiej strefie wód**

### **Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych**

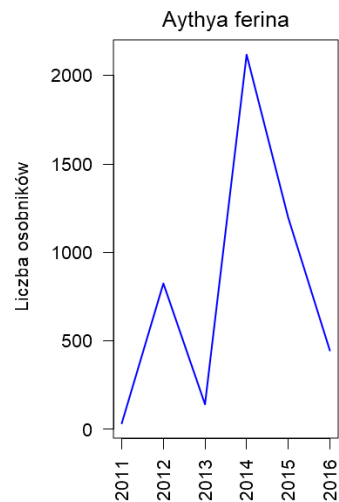
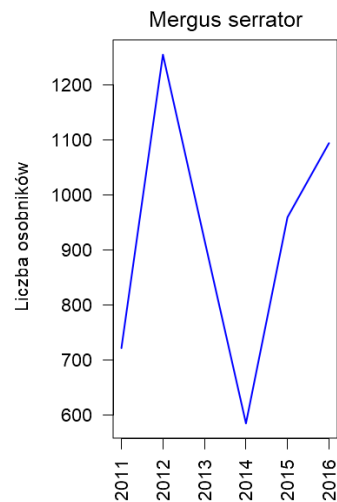
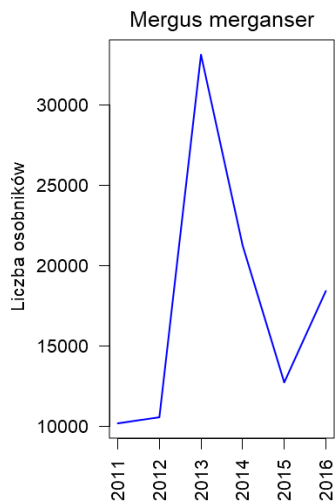
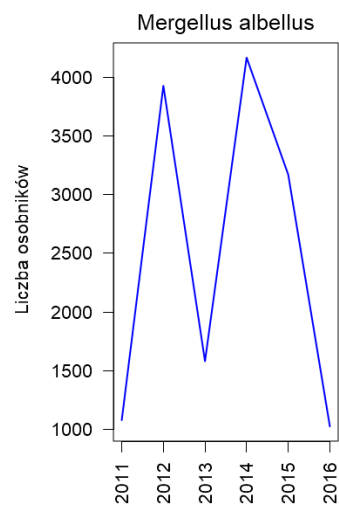
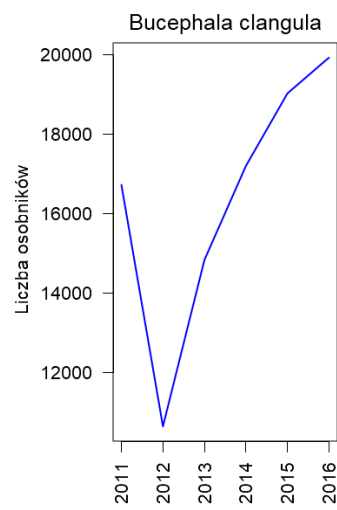
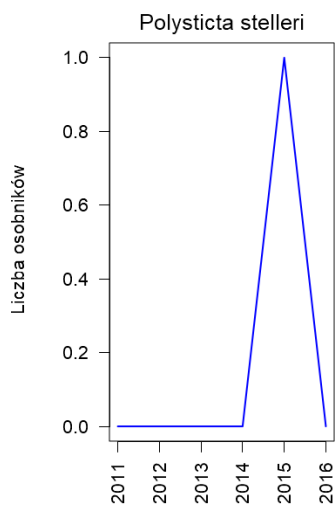
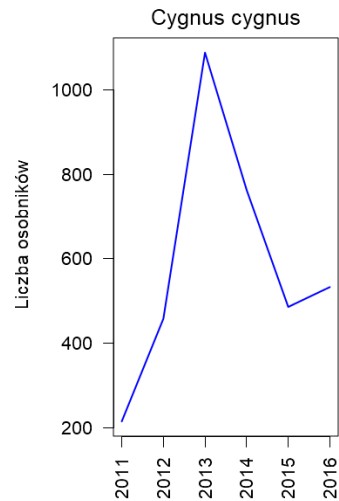
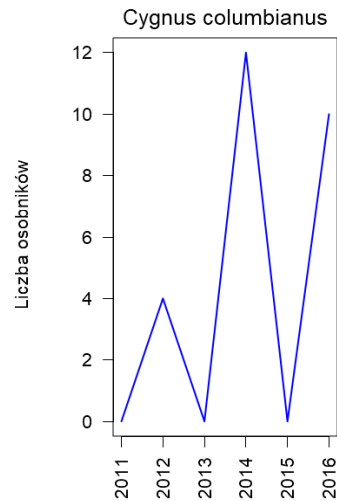
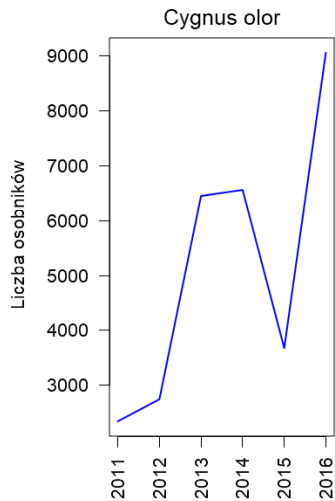
Poniżej przedstawiono liczebność oraz zagęszczenia (liczba osobników na km transektu) 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych (tabela 1.4.1). Uzyskane dane pozwoliły na obliczenie trendów liczebności dla 18 gatunków (pozostałe 4 odnotowano w zbyt niskiej liczebności), dopasowując krzywą wykładniczą do danych. W latach 2011-2016 wśród ptaków zimujących na polskich wodach przejściowych dominowały trendy wzrostowe (wartość parametru większa niż 1,00), które stwierdzono u 11 gatunków (tabela 1.4.1, rys. 1.4.1). Średnio ptaki tej grupy zwiększały swoją liczebność o 8% rocznie.

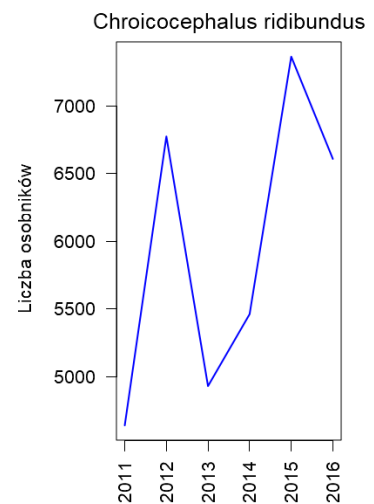
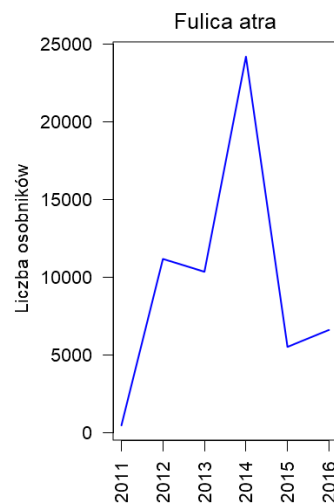
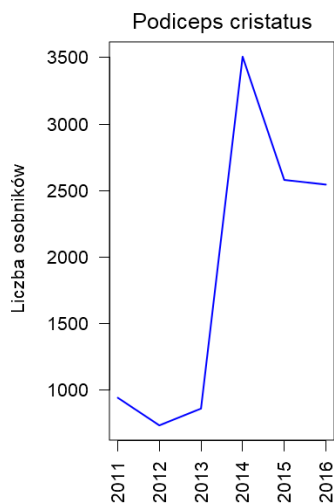
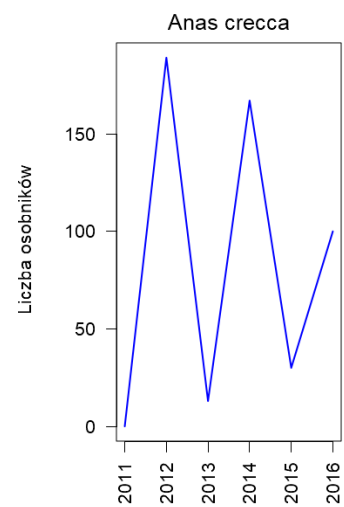
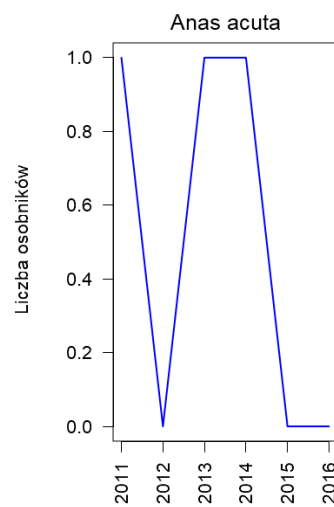
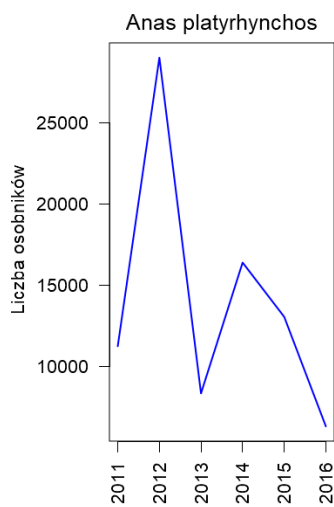
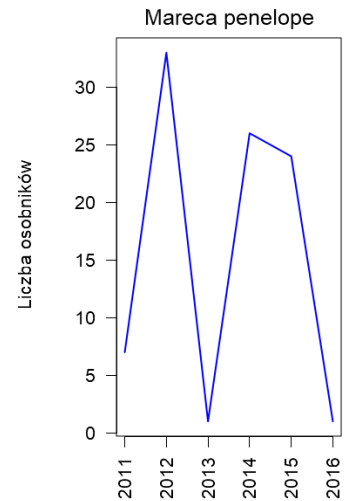
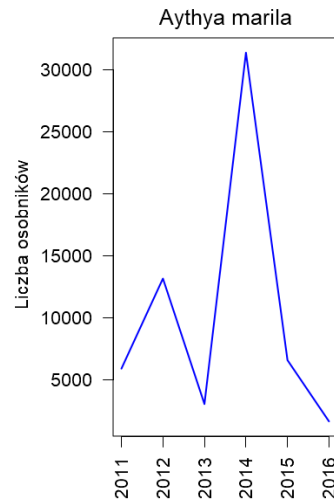
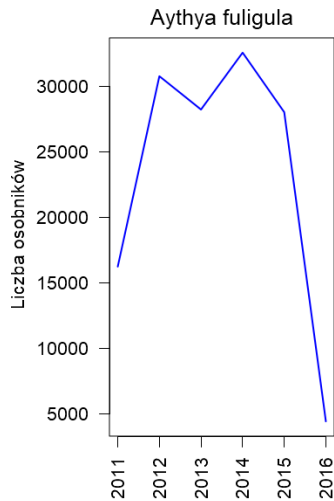
Należy zaznaczyć, że analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2015). W zależności od panujących w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku) będą zamrażać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Pobrzeża Bałtyku. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z Bałtyckich zalewów przymorskich, które zamrażają stosunkowo wcześniej (Švažas i in. 1994). Jednocześnie, trendy zamian klimatu powodują przesuwanie się europejskich zimowisk wielu ptaków wodnych w kierunku północno-wschodnim (Lehikoinen i in. 2013, Pavon-Jordan i in. 2015). Efektem tych zmian są silne kierunkowe trendy obserwowane w mniejszej skali geograficznej przy niezmiennych (lub nieznacznie zmienionych) liczebnościach całkowitych populacji zimujących w Europie.

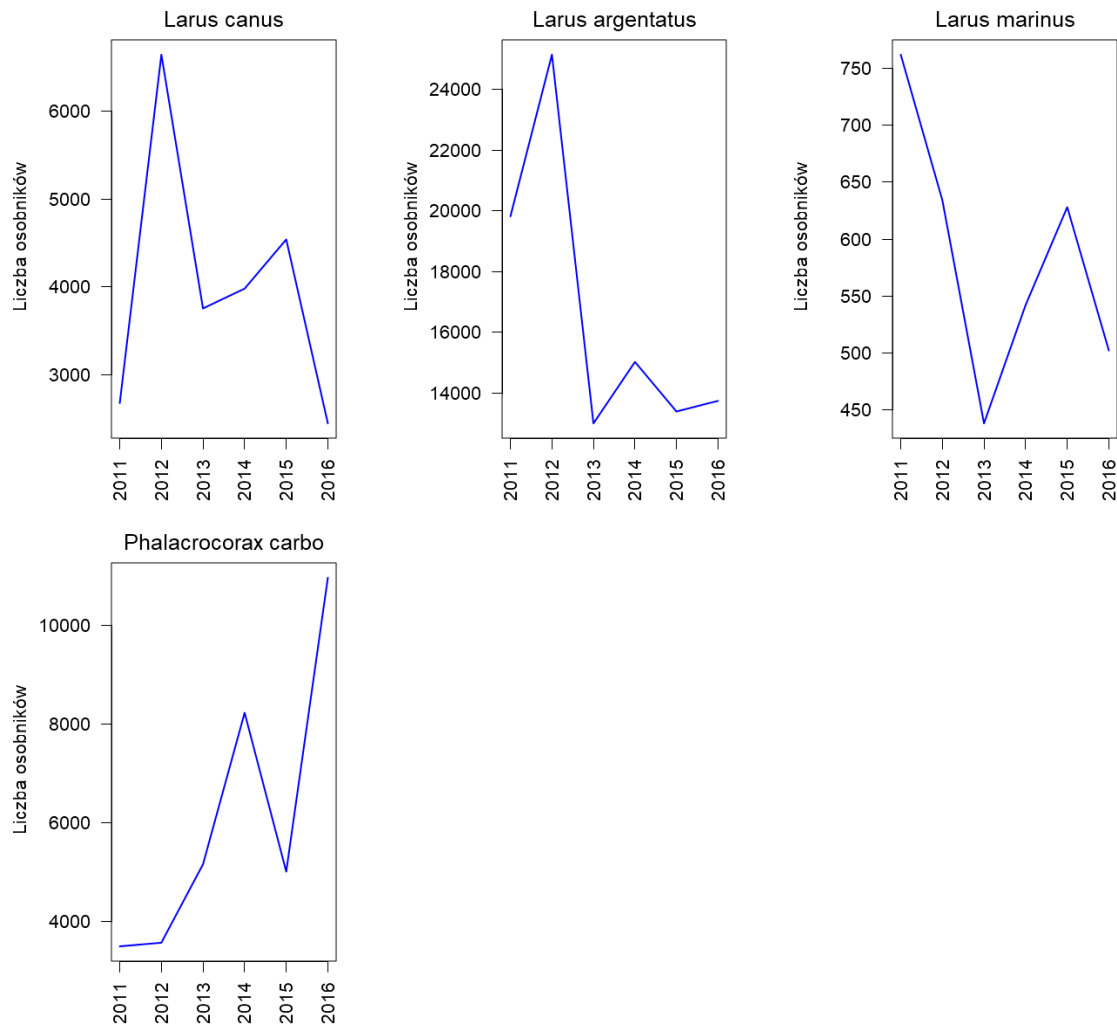
Tabela 1.4.1. Liczba osobników oraz trend zmian liczebności 22 gatunków w Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych odnotowane na 31 obiektach w latach 2011-2016.

Gatunek	Liczba osobników w roku						Trend
	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	2345	2746	6445	6557	3678	9055	1,244
łabędź czarnodzioby <i>Cygnus columbianus</i>	0	4	0	12	0	10	-
łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	215	458	1088	763	486	533	1,133
birginiak <i>Polysticta stelleri</i>	0	0	0	0	1	0	-
gągoł <i>Bucephala clangula</i>	16729	10649	14840	17208	19032	19932	1,082
bielaczek <i>Mergellus albellus</i>	1077	3928	1580	4168	3170	1024	1,002
nurogęś <i>Mergus merganser</i>	10205	10585	33134	21271	12750	18441	1,092
szlachar <i>Mergus serrator</i>	721	1255	918	584	959	1094	1,024
głowienka <i>Aythya ferina</i>	34	825	142	2118	1196	446	1,611
czernica <i>Aythya fuligula</i>	16254	30793	28248	32592	28044	4435	0,827
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	5916	13170	3068	31356	6600	1670	0,841
świstun <i>Mareca penelope</i>	7	33	1	26	24	1	0,809
krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	11232	29013	8325	16386	13037	6292	0,876
rożeniec <i>Anas acuta</i>	1	0	1	1	0	0	-
cyraneczka <i>Anas crecca</i>	0	189	13	167	30	100	-
perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	942	734	860	3507	2580	2545	1,336
łyska <i>Fulica atra</i>	481	11184	10359	24191	5526	6617	1,403
śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	4640	6773	4930	5461	7362	6607	1,062
mewa siwa <i>Larus canus</i>	2676	6645	3754	3980	4540	2445	0,957
mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	19818	25144	12998	15022	13388	13740	0,903
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	762	634	438	542	628	502	0,947
kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	3502	3576	5164	8231	5016	10966	1,228

Trend określany jest jako uśrednione roczne tempo zmian liczebności populacji w okresie badań, szacowane z wykorzystaniem modelu wykładniczego. Dla gatunków notowanych w bardzo niskich liczebnościach nie oszacowano trendu z uwagi na niską miarodajność danych.







Rys. 1.4.1. Zmiany liczebności 22 gatunków ptaków na podstawie danych Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

#### **Łabędź niemy *Cygnus olor***

Populacja zimująca w strefie wód przejściowych była oceniana średnio na około 5000 osobników, przy wyraźnej tendencji wzrostowej - od ponad 2 tys. ptaków w latach 2011 i 2012 do 9 tys. osobników w 2016 r. Średnie tempo wzrostu liczebności wynosiło w tym okresie 24% rocznie. Ponad 90% łabędzi niemych występowało na lagunach, a wzdłuż brzegów otwartego morza notowano tylko 1-4% ptaków (średnio 0,40 os./km transektu, zakres 0,23-0,77 os./km).

#### **Łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus***

Stwierdzany bardzo nielicznie i nie corocznie, maksymalnie do 12 ptaków.

#### **Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus***

Gatunek notowany corocznie, w liczbie od około 200 do około 1000 ptaków, przy wyraźnym trendzie wzrostowym. W latach 2011-2016 liczebność populacji zimującej w strefie wód przejściowych rosła w tempie 13% rocznie. Łabędzie krzykliwe były stwierdzane niemal wyłącznie na lagunach i jeziorach przymorskich i tylko pojedyncze ptaki notowano na wybrzeżu otwartego morza.

#### **Birginiak *Polysticta stelleri***

Stwierdzany wyjątkowo - tylko jedna obserwacja pojedynczego ptaka w 2015 r.

**Gągoł *Bucephala clangula***

Gatunek zimujący na polskich wodach przejściowych zazwyczaj w liczbie 15-20 tys. osobników. Jedynie w 2012 r. notowany wyraźnie mniej licznie (nieco ponad 10 tys. ptaków). Liczebność w ciągu ostatnich 6 lat wykazywała trend wzrostowy i zwiększała się w tempie około 8% rocznie. Większość gągołów była notowana na lagunach i w ujściowym odcinku Wisły Przekopu (średnio 82% populacji zimującej na wodach przejściowych), choć gatunek licznie występował również na przybrzeżnych odcinkach morza (średnie zagęszczenie 6,41 os./km, zakres 1,32-16,10 os./km).

**Bielaczek *Mergellus albellus***

Populacja zimująca w latach 2011-2016 na terenie krajowych wód przejściowych wahała się w granicach od 1 do 4 tysięcy ptaków. Zmiany liczebności w tym okresie nie układały się w kierunkowy trend i w kolejnych sezonach zimowych gatunek był notowany naprzemiennie w wysokich (>3000 osobników) lub niskich (<1500) liczebnościach. Przeważająca większość zimującej populacji (średnio 98%) była stwierdzana na zbiornikach (laguny, estuaria, jeziora przy morskie), a zagęszczenia na odcinkach przybrzeżnych otwartego morza były niskie (średnio 0,14 os./km, zakres 0,04-0,54 os./km).

**Nurogęś *Mergus merganser***

Liczebność populacji zimującej na wodach przejściowych zmieniała się w latach 2011-2016 w szerokich granicach, od około 10 tys. do ponad 30 tys. osobników. Ponad 80% ptaków (w poszczególnych sezonach 67 do 97%) było notowanych na lagunach, podczas gdy wzdłuż brzegów otwartego morza gatunek był stwierdzany w zagęszczeniach od 0,58 do 5,08 os./km (średnio 2,52 os./km).

**Szlachar *Mergus serrator***

Najmniej liczny spośród trzech gatunków traczy, notowany w kolejnych sezonach w dosyć podobnych liczebnościach (od około 600 do około 1200 ptaków, średnio około 900 osobników). Spotykany głównie (średnio 62% ptaków, zakres 42-84%) wzdłuż brzegów otwartego morza, w zagęszczeniach układających się na poziomie 1,19 os./km (zakres 0,71 do 1,49 os./km). Jedna trzecia obserwowanych szlacharów przebywała na lagunach, a obserwacje tego gatunku z jezior przy morskich i ujściowych odcinków rzek były wyjątkowe.

**Głowienka *Aythya ferina***

Populacja zimująca w latach 2011-2016 w strefie wód przejściowych była niewielka (od kilkudziesięciu do około 2 tys. ptaków; średnio około 800 osobników), przy zarysującym się trendzie wzrostowym liczebności. Głowienki spotykane były głównie na lagunach i przy morskich jeziorach (>90% obserwowanych ptaków), a stwierdzenia wzdłuż brzegów otwartego morza i na rzekach były wyjątkowe.

**Czernica *Aythya fuligula***

W latach 2011-2016 na krajowych wodach przejściowych zimowało z reguły od około 15 tys. do ponad 30 tys. Czernic. Jedynie w 2016 r. odnotowano mniej niż 5 tys. osobników. Większość stwierdzeń (średnio 86%, zakres 55-97%) dotyczyła ptaków przebywających na zbiornikach o charakterze lagun. Na przy morskich jeziorach spotykana stosunkowo nielicznie (średnio 9% ptaków, zakres 0-20%). Obserwacje z wód przybrzeżnych otwartego morza i rzek były nieliczne (łącznie 6%). Zagęszczenia czernic obserwowanych wzdłuż brzegów Bałtyku układały się na poziomie 0,83 os./km (zakres 0,06 -1,69 os./km).

**Ogorzałka *Aythya marila***

Populacja zimująca była oceniana zazwyczaj na około 2 tys. do 13. tys. Ptaków. Jedynie w 2014 r. stwierdzono ponad 30 tys. ogorzałek. Blisko 90% ptaków stwierdzano na lagunach (średnia 89%, zakres 73-100%). Ptaki stwierdzone wzdłuż brzegów otwartego morza stanowiły

średnio 10% populacji zimującej na wodach przejściowych kraju (zakres 0-27%) i występowały w zagęszczeniach rzędu 0,45 os./km (zakres 0,06 do 0,98 os./km).

#### **Świstun *Mareca penelope***

Gatunek stwierdzany corocznie, ale w bardzo niskich liczebnościach, maksymalnie 33 ptaki w 2012 r.

#### **Krzyżówka *Anas platyrhynchos***

Gatunek licznie zimujący na polskich wodach przejściowych, przy dosyć dużej zmienności liczby ptaków stwierdzanych w kolejnych sezonach (od 6–30 tys. ptaków). Generalnie, w okresie objętym sprawozdaniem, liczebność spadała w tempie około 13% rocznie. Średnio ponad 80% ptaków występowała na zbiornikach i tylko niewielka frakcja była notowana na przybrzeżnych odcinkach otwartego morza, gdzie średnie zagęszczenia wynosiły 3,02 os./km (zakres 0,48-5,63 os./km).

#### **Rożeniec *Anas acuta***

W latach 2011-2016 stwierdzono 3 przypadki zimowania pojedynczych osobników.

#### **Cyraneczka *Anas crecca***

Populacja zimująca na krajowych wodach przejściowych była nieliczna (maksymalnie ponad 300 osobników) i w połowie sezonów notowano mniej niż 30 ptaków lub nie stwierdzano gatunku w ogóle.

#### **Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus***

W pierwszej połowie okresu badań (2011-2013) notowany w liczbie około 700-900 ptaków, podczas gdy w kolejnych trzech sezonach stwierdzany już w liczebnościach przekraczających 2500 osobników. Nieco więcej niż połowa ptaków (średnio 54%, zakres 18-82%) przebywała na zbiornikach o charakterze lagun, a 44% (zakres 17-87%) zimowała na przybrzeżnych wodach otwartego morza. Średnie zagęszczenia perkozów dwuczubych notowanych wzdłuż brzegu morskiego kształtowały się na poziomie 2,31 os./km (zakres 0,54-5,49 os./km). Na przymorskich jeziorach i rzekach gatunek spotykany był nielicznie.

#### **Łyska *Fulica atra***

Liczebność populacji zimującej w latach 2011-2016 na krajowych wodach przejściowych wahała się w szerokich granicach, od około 500 do blisko 25 000 ptaków (średnio około 9700 osobników). Dwie trzecie łysiek było notowanych na lagunach (średnia 63%, zakres 6-95%), jedna trzecia na jeziorach przymorskich (średnia 32%, zakres 5-92%), a obserwacje z wybrzeża otwartego morza i rzek były nieliczne. Zagęszczenia łysiek występujących wzdłuż brzegu otwartego morza wynosiły średnio 0,87 os./km, przy szerokim zakresie zmienności od 0,01 do 2,84 os./km.

#### **Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus***

Liczebność populacji zimującej była stosunkowo stała i kształtowała się na poziomie od około 5 tys. do 7 tys. osobników. Dwie trzecie ptaków tego gatunku występowało na lagunach (średnio 64%, zakres 45-73%). Wzdłuż brzegu otwartego morza notowano około 35% ptaków tego gatunku (zakres 25-54%), przy zagęszczeniach wynoszących średnio 2,59 os./km (zakres 1,77-4,54 os./km). Liczebność całkowita zimujących śmieszek wykazywała tendencję wzrostową i zwiększała się w tempie około 6% rocznie.

#### **Mewa siwa *Larus canus***

Populacja zimująca liczyła od około 2,5 tys. do około 6,5 tys. osobników, z reguły jednak mniej niż 5 tys. ptaków. Najliczniej spotykana w 2012 r., kiedy odnotowano łącznie 6645 osobników. Z reguły spotykana na lagunach (średnio 75% osobników, zakres 64-87%). Wzdłuż



brzegu otwartego morza spotykana rzadziej (23% osobników, zakres 10-34%) w zagęszczeniach pomiędzy 0,91 a 3,45 os./km (średnio 1,61 os./km).

#### **Mewa srebrzysta *Larus argentatus***

Najliczniejsza spośród mew zimujących w strefie wód przejściowych. W dwóch pierwszych sezonach badań (lata 2011 i 2012) liczebność kształtowała się na poziomie 20 tys. - 25 tys. ptaków, po czym spadła do poziomu 13 tys.-15 tys., na którym utrzymywała się w pozostałych latach badań. Blisko połowa ptaków (średnio 48%, zakres 31-59%) była notowana nad lagunami. Wzdłuż brzegu otwartego morza występowało 46% ptaków tego gatunku (zakres 36-68%), przy zagęszczeniach wynoszących średnio 11,18 os./km (zakres 6,72 do 24,08 os./km).

#### **Mewa siodłata *Larus marinus***

Liczebność gatunku w ciągu całego okresu badań wykazywała stosunkowo niedużą zmienność, od około 450 do około 750 ptaków, przy czym najliczniej była stwierdzana w dwóch pierwszych sezonach (lata 2011 i 2012). Połowa ptaków (średnio 54%, zakres 33-72%) była notowana na lagunach. Wzdłuż brzegu otwartego morza spotykana rzadziej (34% osobników, zakres 22-44%), w zagęszczeniach układających się na poziomie od 0,16 os./km do 0,61 os./km (średnio 0,36 os./km).

#### **Kormoran *Phalacrocorax carbo***

W pierwszych dwóch sezonach badań notowany w liczebnościach rzędu około 3500 ptaków, w kolejnych sezonach coraz liczniejszy i w 2016 r. stwierdzono już około 11 000 osobników. Występował głównie na lagunach (średnio 82% osobników, zakres 70-94%). Wzdłuż brzegów otwartego Bałtyku spotykany w zagęszczeniach wynoszących średnio 1,75 os./km (zakres 0,28 – 4,83 os./km). Pomimo przejściowego spadku liczebności w 2015 r., średnie tempo wzrostu liczebności populacji szacowane jest na blisko 23% rocznie.

#### **Monitoring Zimujących Ptaków Morskich**

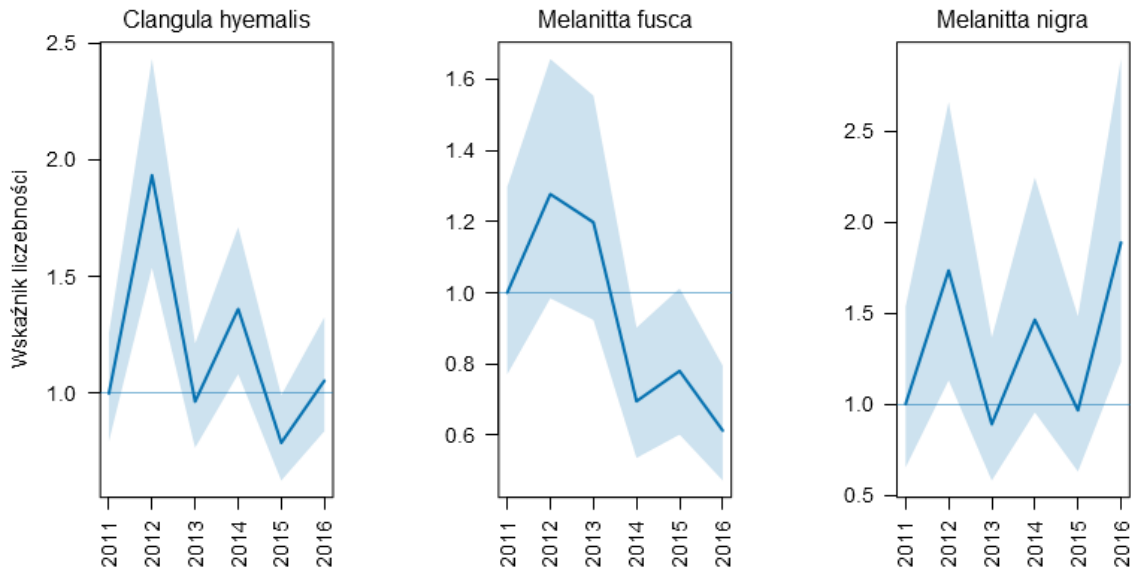
Liczebność 10 gatunków na transektach badanych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich zestawiono w tabeli 1.4.2. Uzyskane dane pozwoliły na oszacowanie zmian liczebności dla 3 najliczniejszych gatunków stanowiących od 90 do 94% zgrupowania: lodówki, uhli i markaczki. Jedynie dla uhli wykazano istotny statystycznie niewielki trend spadkowy (-6% rocznie;  $\lambda = 0,945$ , SE = 0,024).

Tabela 1.4.2. Liczba osobników 10 gatunków podstawowych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich odnotowana na 56 transektach w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Gatunek	Liczba osobników					
	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Nur rdzawoszyi <i>Gavia stellata</i>	1	7	22	12	23	15
Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>	21	39	10	16	17	15
Perkoz rdzawoszyi <i>Podiceps grisegena</i>	8	4	4	14	8	4
Perkoz rogaty <i>Podiceps auritus</i>	35	22	16	26	30	24
Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>	15270	29529	14737	20788	12043	16103
Markaczka <i>Melanitta nigra</i>	724	1256	644	1060	699	1368
Uhla <i>Melanitta fusca</i>	9775	12482	11707	6794	7626	5989
Nurzyk <i>Uria aalge</i>	1	33	9	13	39	8
Alka <i>Alca torda</i>	51	717	94	73	88	78
Nurnik <i>Cephus grylle</i>	10	11	10	9	12	8

Liczebność lodówki i markaczki w omawianym okresie można uznać za stabilną, gdyż nie ustalono istotnego statystycznie trendu zmian liczebności (rys. 1.4.2). W ostatnich kilkunastu

latach liczebność kaczek morskich zimujących na Bałtyku wykazała silny trend spadkowy (Skov i in. 2011). Wyniki uzyskane podczas sześciu lat monitoringu dla POM wskazują, że tylko w przypadku uhli mamy do czynienia z istotnym statystycznie spadkiem liczebności. Pozostałe dwa gatunki wydają się pod tym względem stabilne, lecz szerokie przedziały ufności nie pozwalają na wyciągnięcie jednoznacznych wniosków.



Rys. 1.4.2. Zmiany liczebności 3 gatunków najliczniejszych kaczek morskich: lodówki (lewy panel), uhli (środkowy panel) oraz markaczki (prawy panel) na podstawie wyników Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011-2016. Niebieska wstęga na wykresie oznacza błąd standardowy (źródło danych PMŚ).

### **Monitoring Produktyności Bielika**

W 2015 r. do oceny sukcesu lęgowego wykorzystano wyniki kontroli 79 stanowisk, dla których ustalono końcowy wynik lęgu. W 48 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem – sukces lęgowy wyniósł 60,8%. Spośród 31 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 7 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. Ustalono, że w trzech gniazdach nie było ubitej wyściółki, zatem pary te w ogóle nie przystąpiły do rozrodu.

Do oceny sukcesu lęgowego w 2016 r. wykorzystano wyniki kontroli 69 stanowisk z ustalonym końcowym wynikiem lęgu. W 33 przypadkach (47,8% par) lęgi zakończyły się sukcesem. Sukces lęgowy w 2016 r. był o 13% niższy od stwierdzonego w poprzednim roku. Spośród 36 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 21 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. Ustalono, że w 3 przypadkach pary w ogóle nie przystąpiły do rozrodu. W pozostałych 18 stwierdzono obecność wyściółki, jaj lub skorup jaj, a w jednym przypadku ślady przebywania małych piskląt. Może to oznaczać, że ptaki były w 2016 r. w dobrej kondycji i w większości przystąpiły do lęgów, ale w początkowej ich fazie doszło do znacznych strat. Pary zajmujące rewiry lęgowe, ale nie przystępujące do lęgów stanowiły w 2016 r. zaledwie 4% (3 pary na 69 ze znanym wynikiem lęgu).

### **Liczba młodych i produktywność obliczona dla wszystkich kontrolowanych stanowisk**

W 48 gniazdach spośród 79 skontrolowanych w 2015 r. stwierdzono obecność młodych poprzez wykonanie kontroli z ziemi. W przypadku gniazd, w których nie udało się wypatrzyć młodego, ale wygląd gniazda i otoczenia wskazywał na sukces lęgowy, przyjęto, że w gnieździe przebywało co najmniej 1 młode. Uwzględniając wszystkie stanowiska lęgowe skontrolowane w

2015 r. z ziemi, w 48 gniazdach z sukcesem stwierdzono łącznie 77 odchowanych młodych. Produkcja młodych wyliczona tą metodą wyniosła 1,60 młodego na parę z sukcesem i 0,97 na parę lęgową.

W 2016 r. w 33 z 69 skontrolowanych gniazd stwierdzono obecność młodych metodą kontroli z ziemi, szacując ich liczbę łącznie na 56. Produkcja młodych wyliczona tą metodą wyniosła 1,70 młodego na parę z sukcesem i 0,81 w przeliczeniu na parę lęgową. Mimo niskiego sukcesu lęgowego okazało się, że produkcja młodych w przeliczeniu na parę z sukcesem jest zbliżona do wyniku z 2015 r. W 11 gniazdach stwierdzono 2 młode, a w 22 jedno.

#### **Liczba młodych i produktywność obliczona dla rewirów, w których wykonano kontrole wnętrza gniazda**

W celu wykorzystania danych do obliczenia wskaźnika produktywności bielika w całym basenie Morza Bałtyckiego wykonano również dodatkowe kontrole gniazd poprzez wspinanie się na drzewa (tylko takie dane HELCOM wykorzystuje do obliczenia wskaźnika). W 2015 r. skontrolowano w ten sposób 33 gniazda, natomiast w 2016 r. 40 gniazd. Wyniki uzyskane w obu latach wskazują, że kontrole z ziemi zaniżają liczbę piskląt o około 25-30%.

Rzeczywista produktywność bielika (liczba młodych na gniazdo z sukcesem) w 2015 r. wyniosła 1,81, natomiast liczba piskląt na parę lęgową - 1,42. W 2016 r. oba te parametry wyniosły odpowiednio 1,84 oraz 0,88.

#### ***Monitoring Kormorana***

W okresie prowadzenia monitoringu, tj. w latach 2015 i 2016 liczba par lęgowych kormorana na terenie Polski wzrosła z 28354 do 30091, w tym z 12 999 do 13 459 par w 10 kilometrowym pasie nadmorskim.

W strefie 10 km od linii brzegowej Morza Bałtyckiego w latach 2015-2016 znajdowało się sześć kolonii. W 2016 r. stanowiły one 10% znanych kolonii kormoranów w Polsce i gniazdowało w nich 45% krajowej populacji lęgowej (1% mniej niż w poprzednim roku). Wzrost liczebności ptaków w koloniach nadmorskich między 2015 r. a 2016 r. wyniósł 3,5%, natomiast poza tą strefą - 7,5%. Wyraźny wzrost liczby par lęgowych nastąpił w rejonie Zalewu Szczecińskiego i jeziora Dąbie (+11%), spadek, kolejny już rok, w Kątach Rybackich nad Zatoką Gdańską (-11%).

#### ***Monitoring Rybitwy Czubatej***

W 2015 r. przeprowadzono 2 kontrole na stanowisku w ujściu Wisły, podczas których liczono wszystkie zniesienia rybitwy czubatej. Największą liczebność, 493 pary, odnotowano podczas drugiej kontroli (6 czerwca 2015). Rybitwy czubate rozpoczęły składanie jaj około 3 maja. Pierwszą kontrolę przeprowadzono 5 maja i odnotowano 48 zniesień. Był to wyjątkowo wczesny termin w czasie ich bieżącej obecności w ujściu Wisły i pozwalał oczekiwać wysokiego sukcesu lęgowego. W wyniku zbudowania lądowej drogi na wyspę (tzw. kierownica) 12 maja kolonia zaczęła być plądrowana przez drapieżniki. Lisy i norki początkowo zniszczyły większość zniesień rybitw rzecznych i dużą część rybitw białoczelnych, ale pod koniec maja, gdy rozpoczęło się klucie rybitw czubatych, zjadały wszystkie pojawiające się pisklęta. W obliczu dużych strat w lęgach część ptaków przystąpiła powtórnie do lęgów na początku czerwca (m.in. 200 par rybitw czubatych i 100 par rybitw rzecznych), ale te lęgi również zakończyły się niepowodzeniem, także dlatego, że do presji ze strony lądowych drapieżników dołączały się coraz liczniejsze mewy srebrzyste.

W 2016 r. przeprowadzono 7 kontroli połączonych z liczeniem gniazd. 1 maja dorosłe rybitwy czubate były obecne w kolonii w liczbie kilkudziesięciu osobników, lecz nie znaleziono zniesień. 16 maja policzono 190 zniesień, a do 4 czerwca liczba gniazd wzrosła do 330, w tym odnotowano pierwsze klucia. Największą liczebność, 440 zniesień rybitw czubatych, odnotowano podczas kontroli miesiąc później, 3 lipca. Była to kontrola połączona z obrączkowaniem piskląt, których do tego dnia zaobrączkowano 466 (269 w dniu 18 czerwca i 197 w dniu 3 lipca). Pozostawiono również kilkadziesiąt małych piskląt bez obrączkowania. Należy uznać, że 330 par

policzonych 4 czerwca odniosło sukces lęgowy i nie powtarzało lęgów, a 440 gniazd z 3 lipca to kolejne pary lęgowe. Kolonia liczyła więc łącznie nie mniej niż 770 par. 11 lipca około godziny 11:00 nastąpiło szybkie i krótkotrwałe zjawisko wezbrania wód oblewających łąkę z kolonią rybitw. Tego dnia poziom wody w Zatoce Gdańskiej był wysoki i płaska fala o wysokości około 30 cm, która nadeszła od wschodu, przelała się przez kolonię rybitw. W wyniku tego prawie wszystkie gniazda z jajami zostały zniszczone, a jaja splukane do wody. Pozostało około 200 Nielotnych piskląt, ale te zginęły w ciągu kilku kolejnych dni w wyniku gwałtownych sztormów i opadów, które nawiedziły wybrzeże. 16 lipca nie było śladów kolonii – ani jaj, ani Nielotnych piskląt. Podczas kontroli 30 lipca znaleziono osiem nowych zniesień w innej części łąki, w niewielkiej kolonii śmieszek i rybitw rzecznych. Wszystkie te zniesienia składały się z jednego jaja i zniknęły (najprawdopodobniej zjedzone przez drapieżniki) do połowy sierpnia.

### **Monitoring Biegusa Zmiennego**

W latach 2011-2016 nie stwierdzono par lęgowych biegusa zmiennego *Calidris alpina schinzii* na terenie kraju. Jedyne stwierdzenie pojedynczego ptaka pochodzi z 2011 r.

### **Ryby**

Struktura gatunkowa ichtiofauny jest uzależniona między innymi od warunków abiotycznych, szczególnie od zasolenia i głębokości. Istotna w kształtowaniu zespołu ryb jest tolerancja poszczególnych gatunków na zmiany zasolenia. Strefę przejściową zasiedlają zarówno gatunki morskie jak i słodkowodne. W tym drugim przypadku istotna jest wartość zasolenia wód, przy której dany gatunek może bytować, a także wartość graniczna zasolenia, przy której może się z sukcesem reprodukować. Większość gatunków słodkowodnych występujących w strefie przejściowej wód Polski wykształciła mechanizm wędrówek tarłowych do miejsc bardziej wysłodzonych (np. ujść rzek). Większą tolerancję na zwiększone zasolenie ryb morskich wykazują ryby okoniowate (sandacz, okoń, jazgarz) a mniejszą - karpowate (m.in. leszcz, płoć). Zasolenie limituje również częstość rejestracji gatunków atlantyckich. Większość z nich (np. zimnicę, nagłada, czarniaka, płamiaka, rdzawca) spotkać można w zachodniej części POM.

Ważną cechą zespołów ryb jest ich mobilność. Za wyjątkiem barier fizjologicznych związanych ze zbyt niskim lub zbyt wysokim zasoleniem, większość gatunków ryb przemieszcza się nawet na znaczne odległości w trakcie wędrówek żerowiskowych lub tarłowych. Ryby występujące w strefie przejściowej wód Polski są w większości oportunistami pokarmowymi, co oznacza, że nie są silnie uzależnione od występowania określonego taksonu bezkręgowców dennych. Bardziej istotna jest głębokość dna, od której uzależniona jest zdolność penetracji zasobów pokarmowych przez poszczególne gatunki ryb bentosożernych.

Ryby stale występujące w POM należą do ponad 60 gatunków. Część gatunków wymienionych w tabeli 1.4.3 jest notowana stosunkowo rzadko. Lista ta nie zawiera wszystkich gatunków ryb zaobserwowanych okazjonalnie przez rybaków lub naukowców z innych instytucji gromadzących dane o ichtiofaunie (np. pojedynczych okazów gatunków nierodzimych lub ryb migrujących okazjonalnie z rzek, jezior oraz ryb atlantyckich) i należy ją traktować jako listę otwartą, zawierającą jednak typowy dla POM skład gatunkowy. Połowy komercyjne ograniczone są do kilkunastu gatunków: największe połowy rejestruje się dla szprota, śledzia, dorsza i storni. Częstym przyłowem są inne płastugi: gładzica i skarp. Poszukiwanymi przez rybołówstwo gatunkami są ryby łososiowate (łosoś, troć) oraz węgorz.

Tabela 1.4.3. Lista gatunków ryb i minogów zarejestrowanych w POM wykonana w ramach wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (na podstawie statystyki rybackiej, obserwacji połowów rybackich i połowów badawczych MIR-PIB) - opracowanie I. Psuty (GIOŚ, 2014).

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Śledź	<i>Clupea harengus membras</i> (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe
Szprot	<i>Sprattus sprattus</i> (Schneider, 1904)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Dorsz	<i>Gadus morhua</i> (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Stornia	<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Gładzica	<i>Pleuronectes platessa</i> (Linnaeus, 1758)	Przyłów w połowach dennych	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Skarp	<i>Psetta maxima</i> (Linnaeus, 1758)	Przyłów w połowach dennych, połowy ukierunkowane	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Łosoś atlantycki	<i>Salmo salar</i> (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wszystkie typy wód (gatunek anadromiczny)
Troć wędrowna	<i>Salmo trutta trutta</i> (Linnaeus, 1758)	Połowy ukierunkowane	Wszystkie typy wód (gatunek anadromiczny)
Pstrąg tęczowy	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Przyławiany	Wszystkie typy wód, gatunek wprowadzony zarybieniami
Węgorzyca	<i>Zoarces viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, strefa przybrzeżna, niektóre części wód przejściowych
Motela	<i>Enchelyopus cimbrius</i> (Linnaeus, 1766)	Niekomercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,
Witlinek	<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,
Plamiak	<i>Melanogrammus aeglefinus</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Czarniak	<i>Pollachius virens</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Rdzawiec	<i>Pollachius pollachius</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Ostrobok	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, zachodnia część
Zimnica	<i>Limanda limanda</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, zachodnia część
Nagład	<i>Scophthalmus rhombus</i> (Linnaeus, 1758)	Rzadki, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, zachodnia część
Tobiasz	<i>Ammodytes tobianus</i> (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne,

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
			niektóre części wód przejściowych
Dobijak	<i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Le Sauvage, 1824)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Kur diabeł	<i>Myoxocephalus scorpius</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Tasza	<i>Cyclopterus lumpus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Makrela	<i>Scomber scombrus</i> (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne
Parposz	<i>Alosa fallax</i> (Lacepede, 1803)	Gatunek chroniony, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe (gatunek anadromiczny)
Aloza	<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	Gatunek chroniony, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, lokalnie i okresowo wody przejściowe - zachodnia część (gatunek anadromiczny)
Węgorz	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	Połowry ukierunkowane	Wody przejściowe, przybrzeżne, okazjonalnie w otwartym morzu (gatunek katadromiczny)
Belona	<i>Belone belone</i> (Linnaeus, 1761)	Połowry ukierunkowane, przyławiany	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Pucka)
Sandacz	<i>Sander lucioperca</i> (Linnaeus, 1758)	Połowry ukierunkowane, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Okoń	<i>Perca fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Połowry ukierunkowane, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Stynka	<i>Osmerus eperlanus</i> (Linnaeus, 1758)	Okazjonalnie komercyjny, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Ciernik	<i>Gasterosteus aculeatus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza
Cierniczek	<i>Pungitius pungitius</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przejściowe, przybrzeżne
Babka śniadogłowa (bycza)	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Okazjonalnie komercyjny, inwazyjny obcy, przyławiany	Wody przybrzeżne, przejściowe, spotykany w wodach otwartego morza gatunek nierodzący
Babka piaskowa	<i>Pomatoschistus microps</i> (Krøyer, 1838)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka mała	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Pallas, 1770)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka czarna	<i>Gobius niger</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód
Babka czarnoplamka	<i>Gobiusculus flavescens</i> (Fabricius, 1779)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wszystkie typy wód

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Babka szczupła	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Niekomercyjny, inwazyjny obcy	Wody przejściowe, gatunek nierodzimny, słodkosłonawowodny
Babka łysa	<i>Babka gymnotrachelus</i> (Kessler, 1857)	Niekomercyjny, inwazyjny obcy	Wody przejściowe, gatunek nierodzimny, słodkosłonawowodny
Lisica	<i>Agonus cataphractus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Dennik	<i>Liparis liparis</i> (Linnaeus, 1766)	Niekomercyjny, rzadki, chroniony	Wody otwartego morza, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Gdańska)
Ostropletwiec	<i>Pholis gunnellus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Taśmiak	<i>Lumpenus lamptetaeformis</i> (Walbaum, 1792)	Niekomercyjny, rzadki, chroniony	Wody otwartego morza, niektóre części wód przejściowych (Zatoka Gdańska)
Kur głowacz	<i>Taurulus bubalis</i> (Euphrasen, 1786)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Kurek czerwony	<i>Chelidonichthys lucerna</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Kurek szary	<i>Eutrigla gurnardus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki	Wody otwartego morza, przybrzeżne, zachodnia część
Sardela	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Przyłów, rzadki	Wody otwartego morza, wody przybrzeżne, niektóre części wód przejściowych
Iglicznia	<i>Sygnathus typhle</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Wężynka	<i>Nerophis ophidion</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Pocierniec	<i>Spinachia spinachia</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne
Minóg rzeczny	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Minóg morski	<i>Petromyzon marinus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, rzadki, gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Szczupak	<i>Esox lucius</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Sieja	<i>Coregonus maraena</i> (Bloch, 1779)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek semi-anadromiczny
Miętus	<i>Lota lota</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Jazgarz	<i>Gymnocephalus cernua</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny	Wody przejściowe, przybrzeżne
Ciosa	<i>Pelecus cultratus</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany, poza Zalewem Wiślanym gatunek chroniony	Wody przejściowe, przybrzeżne

Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Certa	<i>Vimba vimba</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny
Płoc	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Leszcz	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Boleń	<i>Leuciscus aspius</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Brzana	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karaś srebrzysty	<i>Carassius gibelio</i> (Bloch, 1782)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karaś pospolity	<i>Carassius carassius</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Karp	<i>Cyprinus carpio</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny, osobniki z zarybień
Lin	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie ukierunkowane połowy, przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Kleń	<i>Squalius cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Krap	<i>Blicca bjoerkna</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Sapa	<i>Ballerus sapa</i> (Pallas, 1814)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny, nierodzący
Ukleja	<i>Alburnus alburnus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Rozpiór	<i>Ballerus ballerus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Wzdreęga	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek słodkowodny
Różanka	<i>Rhodeus amarus</i> (Bloch, 1782)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Koza	<i>Cobitis taenia</i> Linnaeus, 1758	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Piskorz	<i>Misgurnus fossilis</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Kiełb	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Piekielnica	<i>Alburnoides bipunctatus</i> (Bloch, 1782)	Niekomercyjny, występuje lokalnie, gatunek chroniony	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny



Nazwa polska	Nazwa łacińska	Wykorzystanie komercyjne/status ochrony	Obszar występowania/uwagi
Słonecznica	<i>Leucaspis delineatus</i> (Heckel, 1843)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jelec	<i>Leuciscus leuciscus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jaź	<i>Leuciscus idus</i> (Linnaeus, 1758)	Niekomercyjny, występuje lokalnie	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Sum europejski	<i>Silurus glanis</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Pstrąg potokowy	<i>Salmo trutta fario</i> (Linnaeus, 1758)	Lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, gatunek słodkowodny
Jesiotr ostronosy	<i>Acipenser oxyrinchus</i> (Mitchill, 1815)	Gatunek chroniony, objęty zakazem połowu, lokalnie przyławiany (rzadko)	Wody przejściowe, przybrzeżne, gatunek anadromiczny, restytuowany zarybieniami

Lokalnie, w wodach przejściowych i przybrzeżnych (Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Pucka) dużą rolę w połowach odgrywają takie gatunki jak sandacz, okoń, płoć, leszcz. Ograniczone czasowo i przestrzennie są połowy belony (wiosna, Zatoka Pucka) czy ciosy (Zalew Wiślany). Zatoka Pucka jest obszarem silnie zdegradowanej i przekształconej struktury ichtiofauny pod względem występujących tam gatunków ryb. W latach 70-tych XX wieku poławiano tam przede wszystkim ryby słodkowodne i dwuśrodowiskowe - węgorze, okonie, płocie i szczupaki. Aktualnie akwen ten zasiedlają przede wszystkim niekomercyjne gatunki ryb (ciernik, cierniczek, babka bycza) a rybołówstwo jest znacznie ograniczone. Prawie 95% wyładunków rybackich na tym akwenie przypada na pięć gatunków: dorsza, stornię, belonę, śledzia i okonia. Często spotyka się gatunki charakterystyczne dla łąk podwodnych - iglicznę i wężynekę, które znalazły odpowiednie warunki bytowania w glonach nitkowatych. Estuarium Odry, do którego zalicza się Zalew Szczeciński wraz z przyległymi wodami jest środowiskiem niezwykle zróżnicowanym pod względem hydrogeologicznym oraz biologicznym. Jest to obszar wysokiej presji antropogenicznej związanej z transportem (ruch statków torem wodnym Świnoujście-Szczecin), rekreacyjnej i rybackiej. Na zespół ryb bytujący w Zalewie Szczecińskim składają się głównie gatunki słodkowodne (karpiołate, okoniowate) oraz gatunki migrujące - anadromiczne sieja, ryby łososiowate oraz katadromiczny węgorz. Na Zalewie Szczecińskim prawie 95% wyładunków przypada na cztery gatunki: płoć, leszcz, okoń i sandacz. Zalew Wiślany jest płytkim, znacznie zeutrofizowanym zbiornikiem wodnym, charakteryzującym się gradientem zasolenia wody w osi z zachodu na wschód. Do Polski należy około 1/3 obszaru powierzchni Zalewu. Zespół ichtiofauny jest dość różnorodny, z przewagą ryb karpiołatych w części zachodniej i przewagą ryb okoniowatych w części wschodniej. Ponadto sezonowo migrują tu na tarło stynki oraz masowe ilości śledzi tarła wiosennego. Na Zalewie Wiślanym prawie 95% wyładunków przypada na pięć gatunków: śledź, płoć, leszcz, sandacz i okoń.

Z uwagi na istotną rolę korytarzy ekologicznych dla gatunków ryb słodkowodnych oraz dwuśrodowiskowych (anadromicznych i katadromicznych), ważne są ujścia największych rzek Polski - Wisły i Odry oraz przymorskich. W obszarze mieszanego wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpiołate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa. Ujście Odry (w szczególności Świna), w odróżnieniu od Ujścia Wisły, jest silnie zmodyfikowane działalnością człowieka (zespół portowy Szczecin-Świnoujście), co może zmieniać zachowania migracyjne ryb. Także ujścia rzek przymorskich w Mrzeżynie, Kołobrzegu, Darłównku, Ustce, Rowach i Łebie są w istotnym stopniu zmodyfikowane przez istniejącą infrastrukturę portową.

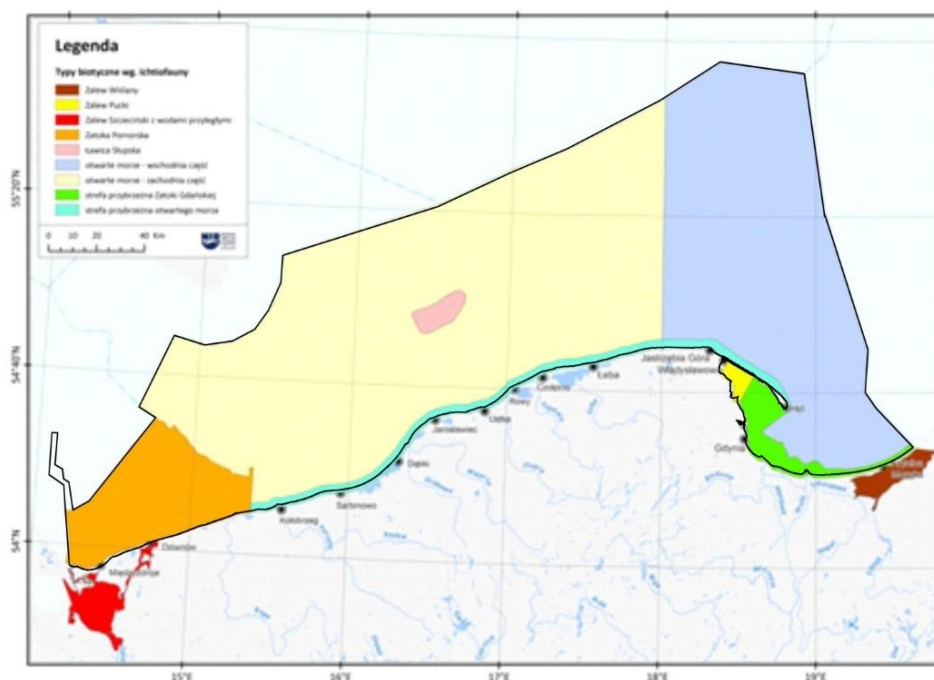
Pomimo dużej liczby danych opisujących ichtiofaunę w POM, ich przydatność do celu opisu zespołów ryb jest znacznie ograniczona. Efekt połowu (próbki z zespołu) jest zdeterminowany przede wszystkim zastosowanym narzędziem połowu a także wybranym terminem badań. Brak jest danych pochodzących ze standaryzowanych połowów, co może być podstawą budowania typologii biotycznej a także oceny stanu i zmian w zespołach ryb. W okresie

2013-2016 monitoring diagnostyczny ichtiofauny przeprowadzono we wszystkich jwcp i wybranych jwcp przybrzeżnych na potrzeby współpracy z HELCOM.

### **Typy biotyczne zespołów ryb**

W ramach prac przeprowadzonych w ramach wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (GIOŚ 2014) metodą ekspercką określono wstępnie podział Polskich Wód Morskich na typy biotyczne zespołów ryb (rys. 1.4.3). Budując typologię oparto się na dostępnych źródłach, w tym:

- 1) wynikach monitoringu ichtiofauny wód przejściowych i przybrzeżnych przeprowadzonego w 2011 r.,
- 2) ppisach ichtiofauny, o ile powstały na podstawie wykonanych połowów badawczych, opublikowanych w ogólnodostępnej literaturze naukowej;
- 3) serii danych z wieloletniej statystyki rybackiej;
- 4) danych dostępnych w sprawozdaniach z realizacji różnego rodzaju projektów obejmujących połowy badawcze MIR-PIB;
- 5) danych z obserwacji połowów rybackich prowadzonych w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich (program krajowy na lata 2007-2013 określony w załączniku do uchwały nr 212/2007 Rady Ministrów z dnia 19 października 2007 r. w sprawie ustanowienia Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich na lata 2007-2013, zmienionej uchwałą nr 84/2010 Rady Ministrów z dnia 1 czerwca 2010 r. oraz programy wcześniejsze).



Rys. 1.4.3. Typy biotyczne zespołów ryb w POM (opracowanie własne Psuty i Szymanek, MIR-PIB ).

Z uwagi na stosunkowo niską różnorodność gatunkową ichtiofauny, zespoły ryb poszczególnych typów biotycznych nie charakteryzują się całkowicie odrębnym składem gatunkowym. Wyróżniono następujące typy biotyczne zespołów ryb:

**Zespół ryb Zalewu Puckiego**

O zasięgu obejmującym Zalew Pucki i Zatokę Pucką Zewnętrzną (do głębokości 20 m), zdominowanym przez ryby ciernikowate (ciernik, cierniczek), okonia, babkę byczą i stornię. Często spotyka się gatunki charakterystyczne dla łąk podwodnych - iglicznię i wężynekę, które znalazły odpowiednie warunki bytowania w glonach nitkowatych.

**Zespół ryb Zalewu Szczecińskiego i wód przyległych**

O zasięgu obejmującym Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński oraz Ujście Świny i Dziwny. Na zespół ryb składają się głównie gatunki słodkowodne (karpowate, okoniowate) oraz gatunki migrujące: anadromiczna sieja, ryby łososiowate oraz katadromiczny węgorz. Ważny rejon dla rozrodu i podchowu narybku ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń, płoć) i korytarz ekologiczny ryb dwuśrodowiskowych.

**Zespół ryb Zalewu Wiślanego**

Do Polski należy około 1/3 obszaru powierzchni Zalewu. Zespół ichtiofauny jest dość różnorodny, z przewagą ryb karpowatych w części zachodniej i przewagą ryb okoniowatych w części wschodniej. Ponadto sezonowo migrują tu na tarło stynki oraz masowe ilości śledzi tarła wiosennego. Ważny rejon dla rozrodu i podchowu narybku ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń, płoć) i korytarz ekologiczny (dorzecze Wisły) ryb dwuśrodowiskowych.

**Zespół ryb strefy przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej z Ujściem Wisły**

Obejmujący głębszą część (powyżej 20 m) Zatoki Puckiej Zewnętrznej i Zatokę Gdańską Wewnętrzną. Występują przede wszystkim ryby morskie (śledź, szprot, dorsz, stornia) ze znacznym udziałem ryb słodkowodnych (sandacz, leszcz, okoń) i dwuśrodowiskowych (ryby łososiowate). W obszarze mieszania wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpowate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa.

**Zespół ryb strefy przybrzeżnej otwartego morza**

Obejmujący strefę 2 mil morskich od brzegu, do głębokości przeciętnie 20 m. Występują tu przede wszystkim ryby morskie, jednak szczególnie w okolicach ujść rzek i kanałów zwiększa się udział ryb słodkowodnych i dwuśrodowiskowych w strukturze ichtiofauny. Aktualnie brakuje wiedzy o lokalizacjach najważniejszych tarlisk i wzrostu narybku.

**Zespół ryb Zatoki Pomorskiej**

Obejmujący otwarty akwen, którego tylko część leży w POM, o głębokości nieprzekraczającej 20 m. Południowo-zachodnia część Zatoki należy do estuarium Odry i pozostaje pod wpływem wód słodkich. W obszarze mieszania wód słodkich i słonych bytują ryby zarówno słodkowodne jak i morskie. Najczęściej spotykanymi gatunkami są śledź, ryby karpowate (leszcz, płoć), okoniowate (okoń, sandacz), stornia, stynka i ryby dwuśrodowiskowe - troć, łosoś, certa. Często notowane są ryby charakterystyczne dla zachodniego Bałtyku.

**Zespół ryb Ławicy Słupskiej**

Obejmujący zróżnicowane i cenne przyrodniczo siedliska denne w środkowej części POM. Cechy charakterystyczne ichtiofauny tego rejonu są stosunkowo mało poznane, jednak z uwagi na specyficzne warunki siedliskowe, obszar ten powinien zostać wyróżniony w typologii zespołów ryb z uwagi na potencjalnie dużą rolę w reprodukcji niektórych gatunków ryb (np. śledź, skarp, ryby z rodzaju Gobiidae).

**Zespół ryb otwartego morza**

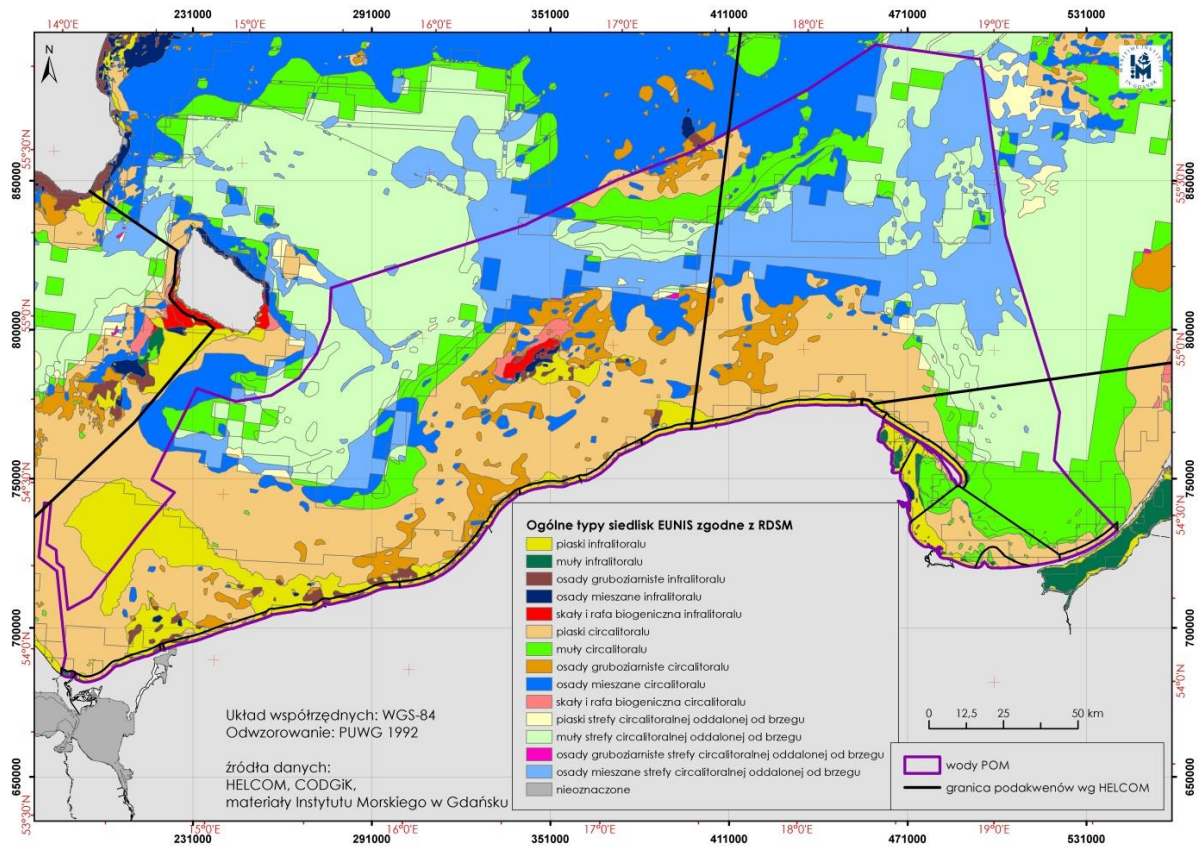
Obejmuje niewymienione wcześniej POM. Z uwagi na gradient zasolenia zauważalna jest zmienność składu gatunkowego ichtiofauny z zachodu (częste obserwacje ryb migrujących z zachodniego Bałtyku) na wschód. Obserwuje się także różnice w rozmiarach ryb tych samych gatunków łowionych masowo (np. stornia). Z uwagi na powyższe rozróżniono część zachodnią

(obejmującą kwadraty statystyczne według ICES 24 i 25) oraz wschodnią (kwadrat statystyczny według ICES 26).

### ***Siedliska bentosowe***

Mapa EUSeaMap z rozmieszczeniem ogólnych typów siedlisk bentosowych w Morzu Bałtyckim, powstała w ramach projektu EMODnet (European Marine Observation Data Network; [www.emodnet-seabedhabitats.eu](http://www.emodnet-seabedhabitats.eu)) sfinansowanego przez European Commission's Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries (DG MARE), który realizowano w latach 2009-2013 (I etap projektu) oraz w latach 2013-2016 (II etap projektu) w oparciu o dane z badań środowiskowych, jak i na podstawie modelowych map rozmieszczenia siedlisk. Mapa powstała z potrzeby wypełnienia wymogów europejskich dyrektyw, takich jak RDSM, ale także w ramach projektu Horizon 2020 (w ramach III etapu projektu za lata 2017-2020). Metoda zastosowana w opracowaniu mapy oraz jej wiarygodność zostały przedstawione w raporcie technicznym (Populus i in. 2017), natomiast ogólne typy siedlisk zgodne z RDSM wymieniono w aneksie do raportu technicznego (Manca i in. 2017). Wymienione ogólne typy siedlisk oceniane są w ramach siedlisk bentosowych zgodnie z wymogami decyzji 2017/848 na podstawie klasyfikacji siedlisk EUNIS (ang. *European Union Nature Information System*) wskazanej w decyzji 2017/848, zmodyfikowanej na potrzeby RDSM (Evans i in. 2016). Klasyfikacja ta powstała z inicjatywy Europejskiej Agencji Środowiska (EEA, ang. *European Environment Agency*) i w tym przypadku 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.

Na rys. 1.4.4 przedstawiono ogólne typy siedlisk, natomiast w tabeli 1.4.4. wymieniono je w obrębie poszczególnych obszarów oceny w POM w kolejności dominacji pod względem zajmowanej powierzchni, na których zlokalizowane są reprezentatywne stacje monitoringowe makrofitów i makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku.



Rys. 1.4.4. Ogólne typy siedlisk EUNIS występujące w POM na podstawie danych GIS wykonanych w ramach projektu Europe Marine Observation Data Network (EMODnet) Seabed Habitats ([www.emodnet-seabedhabitats.eu](http://www.emodnet-seabedhabitats.eu)).

Tabela 1.4.4. Ogólne typy siedlisk uwzględnione w ocenie siedlisk bentosowych w POM.

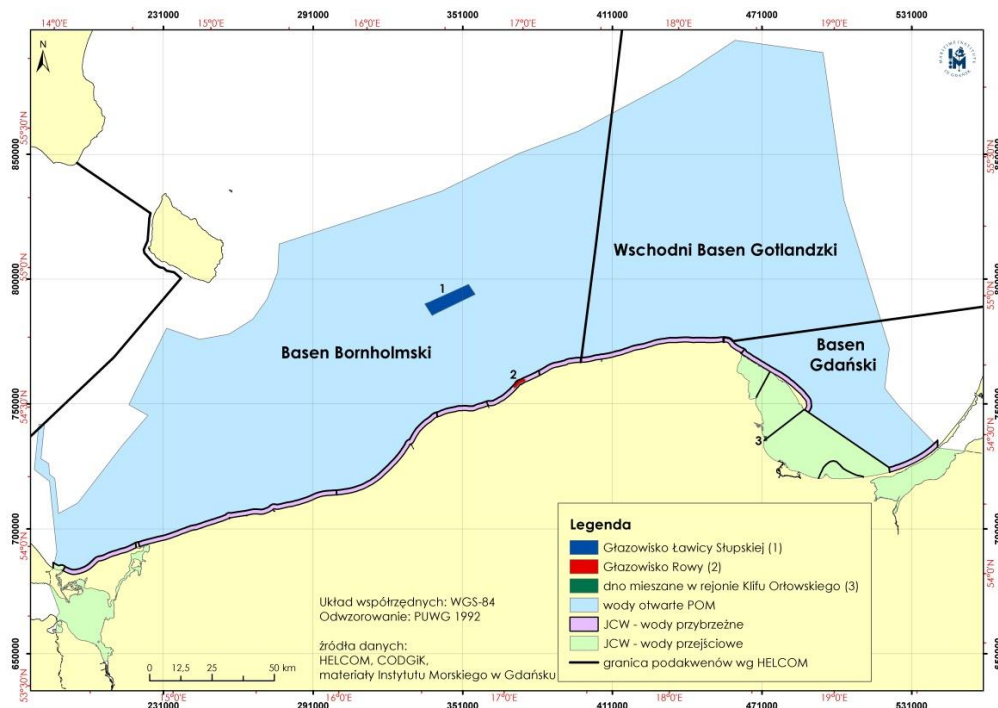
Oceniany element ekosystemu	Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny lub głazowiska* lub dna mieszanego* [km <sup>2</sup> ]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km <sup>2</sup> ]; (- brak danych)	Wskaźnik/zespół organizmów
siedlisko bentosowe dna miękkiego	Basen Gdański	2105,83	muły circalitoralne oddalonej od brzegu	MC6	1001,57	B/makrozoobentos
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	815,41	
			piaski circalitoralne	MC5	260,76	
			osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	3502,60	
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	2437,82	
			piaski circalitoralne	MC5	2174,48	
	Basen Bornholmski	17784,55	muły circalitoralne	MC5	6909,66	B/makrozoobentos
			muły strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD6	3340,86	
			osady mieszane strefy circalitoralnej oddalonej od brzegu	MD4	1837,16	
			piaski infralitoralne	MB5	1293,37	
			muły infralitoralne	MB6	-	
			muły infralitoralne	MB6	-	
	Zatoka Pucka Zewnętrzna	285,92	muły infralitoralne	MB6	222,54	B/makrozoobentos B/makrozoobentos i SM <sub>1</sub> (makrofity)
			piaski infralitoralne	MB5	75,48	
			muły infralitoralne	MB6	26,67	
			muły circalitoralne	MC6	114,11	
			piaski infralitoralne	MB5	100,79	
			muły infralitoralne	MB6	21,69	
	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	710,28	piaski circalitoralne	MC5	355,76	B/makrozoobentos
			muły circalitoralne	MC6	241,37	
			piaski infralitoralne	MB5	94,42	
			osady mieszane infralitoralne	MB4	2,38	
			piaski circalitoralne	MC5	44,85	
			muły	MC6	8,16	
	Ujście Dziwny Przekop	64,23	osady mieszane infralitoralne	MB4	8,92	B/makrozoobentos B/makrozoobentos
			piaski circalitoralne	MC5	41,33	
muły			MC6	70,15		
osady mieszane infralitoralne			MB4			
piaski circalitoralne			MC5			
piaski infralitoralne			MB5			

Oceniany element ekosystemu	Obszar oceny w POM	Powierzchnia obszaru oceny lub głazowiska* lub dna mieszanego* [km <sup>2</sup> ]	Ogólny typ siedliska (na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848)	Kod ogólnego typu siedliska	Powierzchnia ogólnego typu siedliska [km <sup>2</sup> ]; (- brak danych)	Wskaźnik/zespół organizmów
	Port Władysławowo	0,13	muły infralitoralu	MB6	0,13	B/makrozoobentos
	Władysławowo-Jastrzębia Góra	17,43	piaski infralitoralu	MB5	17,43	B/makrozoobentos
	Jastrzębia Góra-Rowy	140,99	piaski infralitoralu	MB5	140,99	B/makrozoobentos
	Rowy-Jarostawiec Zachód	38,78	piaski infralitoralu	MB5	32,45	B/makrozoobentos
	Rowy-Jarostawiec Wschód	46,02	osady gruboziarniste infralitoralu	MB3	2,05	
	Rowy-Jarostawiec Wschód	46,02	piaski infralitoralu	MB5	46,02	B/makrozoobentos
	Jarostawiec-Sarbinowo	98,58	piaski infralitoralu	MB5	98,58	B/makrozoobentos
	Sarbinowo-Dziwna	153,67	piaski infralitoralu	MB5	153,67	B/makrozoobentos
	Dziwna-Świna	58,83	piaski infralitoralu	MB5	30,46	B/makrozoobentos
				piaski circalitoralu	MC5	20,37
siedlisko bentosowe dna twardego	Basen Bornholmski - głazowisko Ławicy Słupskiej	111,3*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu/skaliste i kamieniste dno morskie	MA1	-	SM <sub>1</sub> /makrofity
	Rowy-Jarostawiec Wschód - głazowisko Rowy	2,57*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu/skaliste i kamieniste dno morskie	MA1	-	SM <sub>1</sub> /makrofity
siedlisko bentosowe dna mieszanego	Zatoka Pucka Zewnętrzna (wody przybrzeżne Klifu Orłowskiego)	1,99*	skały i rafa biogeniczna infralitoralu oraz osady mieszane infralitoralu	MB1, MB4	-	SM <sub>1</sub> /makrofity
	Zalew Kamiński	43,59	piaski infralitoralu	MB5	-	ESM <sub>1z</sub> /makrofity
siedlisko bentosowe makrofitów w zalewach	Zalew Szczeciński	407,28	piaski infralitoralu	MB5	-	ESM <sub>1z</sub> /makrofity
	Zalew Wiślany	301,74	piaski infralitoralu	MB5	52,55	ESM <sub>1z</sub> /makrofity

\* Oznacza powierzchnię głazowiska lub powierzchnię dna mieszanego (powierzchnie te są mniejsze od powierzchni ocenianego akwenu).

Poniżej przedstawiono opis elementów biotycznych tworzących siedliska bentosowe i wykorzystanych do oceny stanu środowiska: makrofitów oraz organizmów bezkręgowych.

W granicach POM makrofity występują na dwóch obszarach dna twardego: głązowiska Ławicy Słupskiej i głązowiska Rowy (tabela 1.4.4), zajmujących łącznie 113,874 km<sup>2</sup>, co stanowi 4,37% powierzchni POM (rys. 1.4.5), na dnie mieszanym (piaszczysto-kamienistym) w wodach przybrzeżnych klifu orłowskiego w Gdyni (Zatoka Pucka Zewnętrzna), a także na dnie miękkim: w Zatoce Puckiej i w zalewach.



Rys. 1.4.5. Lokalizacja siedlisk dna twardego: głązowiska Ławicy Słupskiej i głązowiska Rowy oraz siedliska dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego, występujące w POM.

Głązowisko Ławicy Słupskiej obejmuje północno-zachodnią część Ławicy Słupskiej (współrzędne geograficzne punktu środkowego stanowiska 54°58,271'N; 16°35,126'E), zlokalizowaną w zakresie głębokości 8-20 m, około 46 km na północ od miejscowości nadbrzeżnej Ustka (rys. 1.4.6). Powierzchnia głązowiska wynosi 111,3 km<sup>2</sup> i stanowi 14% powierzchni całego obszaru chronionego Natura 2000 – Ławica Słupska PLC990001. Rzeźba dna jest bardzo urozmaicona, wyróżniająca obszar głązowiska spośród innych rejonów południowego Bałtyku. Charakterystycznym elementem morfologicznym są ciągi wzniesień zbudowane przeważnie z bloków skalnych i głązów, 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: *Furcellaria lumbricalis*, *Ceramium diaphanum* (objęte ochroną gatunkową) i *Polysiphonia fucoides* oraz małże *Mytilus trossulus*. W wielu miejscach głązowiska Ławicy Słupskiej rozwijają się gatunki makroglonów rzadkie nie tylko w POM, np. *Coccolytus truncatus*, *Desmarestia viridis*, *Rhodomela confervoides*, ale także w skali całego Bałtyku Właściwego, np. *Delesseria sanguinea* (Kruk-Dowgiałło i in. 2011, dane z Państwowego Monitoringu Środowiska 2008-2017).

Głązowisko 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 (współrzędne geograficzne punktu środkowego stanowiska 54°40,900'N; 17°02,810'E) (rys. 1.4.5). Obowiązująca mapa – EUSeaMap (rys. 1.4.4) nie zawiera informacji o lokalizacji głązowiska Rowy, które zidentyfikowano w POM po raz pierwszy w 1997 r. (Kruk-Dowgiałło 2000). W kolejnych



latach badano kompleksowo zespoły organizmów bentosowych na dnie twardej (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, Barańska i in. 2016), a w 2010 r. makroglony gładzowiska objęto regularnymi badaniami w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (Państwowy Monitoring Środowiska 2010-2017). Gładzowisko Rowy leży w sąsiedztwie Słowińskiego Parku Narodowego i objęte jest ochroną w ramach sieci Natura 2000 w formie obszaru PLH220023 Ostoja Słowińska (SDF obszaru PLH220023) i obszaru PLB990002 Przybrzeżne wody Bałtyku (SDF obszaru PLB990002). Siedlisko stanowi obszar platformy abrazyjnej z licznymi gładzami i polami otoczek tworzącymi zwarty bruk abrazyjny. Na jego powierzchni rozwijają się bogate gatunkowo i obfite ilościowo zespoły organizmów bentosowych. Dominują gatunki krasnorostów, takie jak *Polysiphonia fucoides* i *Furcellaria lumbricalis*, sporadycznie występują gatunki rzadkie w POM, takie jak brunatnica *Sphacelaria cirrosa* i krasnorost *Ceramium tenuicorne* (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2008, Brzeska 2009, Państwowy Monitoring Środowiska 2010-2017).

W POM, wśród rozległych rejonów dna miękkiego występuje zaledwie kilka miejsc porośniętych roślinami naczyniowymi. Należy do nich m. in. Zatoka Pucka. Rejon Zatoki Puckiej, a szczególnie jej wewnętrzna część (Zalew Pucki) oraz strefy przybrzeżne części zewnętrznej (Zatoka Pucka Zewnętrzna), uznawany jest za unikalny pod względem przyrodniczym obszar w polskiej strefie Bałtyku, przede wszystkim ze względu na rozległość łąk podwodnych i różnorodność gatunków makrofitów (Kruk-Dowgiałło i Brzeska 2009). Oprócz największej liczby gatunków chronionych (8), występują tutaj licznie gatunki rzadkie (6). Zatoka Pucka jest jedynym rejonem w POM, w którym notowane są objęte ochroną ramienice: ramienica bałtycka *Chara baltica*, rozsocha morska *Tolypella nidifica* i krynicznik włosowaty *Nitella capillaris*, a także rośliny naczyniowe, które na piaszczystych obszarach dna tworzą jedno-, dwu- lub trójgatunkowe łąki podwodne. Najcenniejszym i jednocześnie najbardziej zagrożonym składnikiem łąk podwodnych jest trawa morska *Zostera marina*, objęta ścisłą ochroną.

Wyjątkowy pod względem przyrodniczym jest rejon kamienisto-piaszczystego dna w wodach przybrzeżnych u podnóża klifu orłowskiego w Zatoce Puckiej Zewnętrznej, kontrolowany w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska od 2002 r., a nieuwzględniony na obowiązującej mapie – EUSeaMap (rys. 1.4.4). Wśród osadów występują tutaj piaski średnio- i gruboziarniste oraz rozporoszone na dnie liczne kamienie i gładz (Uściniowicz i Zachowicz 1992, Osowiecki i Żmudziński 2000), nie tworzące rozległych i zwartych struktur kamienistych, tak jak w przypadku gładzowiska Rowy czy gładzowiska Ławicy Słupskiej. W klasyfikacji EUNIS zawartej w decyzji 2017/848 nie istnieje siedlisko cechujące się tego typu osadami. Jest ono wymienione natomiast w klasyfikacji siedlisk bałtyckich (HELCOM 2013f) 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*). W wodach przybrzeżnych klifu orłowskiego znajduje się również siedlisko: skały i rafa biogeniczna infralitoralna, tworzone przez sztuczne podłoże – progi podwodne, stanowiące doskonały substrat, na którym rozwijają się obficie makroglony oraz fauna poroślowa (Kruk-Dowgiałło i in. 2009). Rejon wód przybrzeżnych klifu orłowskiego jest jedynym miejscem w Zatoce Puckiej, w którym zidentyfikowano stanowisko przytwierdzonej formy chronionego krasnorostu widlika *Furcellaria lumbricalis*, rzadkie w POM gatunki brunatnic *Sphacelaria cirrosa*, *Protohalopteris radicans* oraz bardzo rzadki gatunek krasnorostu *Ceramium virgatum*. Kamienie i gładz obficie porastają zieleńce z rodzaju *Ulva* i *Cladophora* oraz krasnorost *Polysiphonia fucoides*. Na dnie piaszczystym natomiast występują łąki podwodne, tworzone głównie przez objęte ochroną gatunek *Zostera marina* (Osowiecki i Żmudziński 2000, Kruk-Dowgiałło i in. 2009, Państwowy Monitoring Środowiska 2002-2017).

Roślinność podwodna występująca na dnie miękkim notowana jest także w Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim. Generalnie jest ona słabo rozwinięta ze względu na słabą 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 (rys. 1.4.4., Olenyca i Barańska 2014). Również dno w przybrzeżnej

strefie Zalewów: Szczecińskiego i Kamieńskiego jest piaszczyste, natomiast w głębszych rejonach – muliste (Ławicki i in. 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 szuwały trzcinowe (zespół *Phragmitetum australis*) i oczeretowe (zespół *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 grązel żółty *Nuphar lutea*, grzybień 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).

Siedlisko bentosowe na dnie miękkim wód otwartych, przybrzeżnych i przejściowych w POM reprezentowane jest również przez makrozoobentos, który jest powszechnie uznawany za dobry wskaźnik oceny stanu jakości zbiorników wodnych (Rosenberg i Loo 1988, Rosenberg i in. 1992, Diaz i Rosenberg 1995). Makrozoobentos tworzy zespół zwierząt bezkręgowych o rozmiarach powyżej 1 mm. W jego skład wchodzi organizmy żyjące na powierzchni osadów dennych (epifauna), jak i w głębi osadu (infauna). W większości są to gatunki osiadłe o długim (przynajmniej rocznym) cyklu życiowym. Charakter makrozoobentosu, tj. jego skład taksonomiczny, liczebność i biomasa kształtują przede wszystkim czynniki fizyczno-chemiczne środowiska morskiego. Do najważniejszych czynników naturalnych zaliczyć należy zasolenie, zawartość tlenu w warstwie wody nad dnem oraz rodzaj osadów dennych.



Zasolenie w POM mieści się w dolnej strefie przedziału wód mezohalinowych i wynosi 7–9 [praktycznych jednostek zasolenia według PSS'78] w warstwie wody nad halokliną 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 (*Limecola 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 *Priapulidus caudatus* i *Halicryptus spinulosus*. Organizmy preferujące niskie zasolenie (np. ślimaki z rodziny Hydrobiidae, rozdeпка rzeczna *Theodoxus fluviatilis*, błotniarka jajowata *Radix labiata* oraz kielże *Gammarus duebeni* i *G. zaddachi*) zasiedlają najczęściej rejony ujść rzecznych i zalewy.

Nasylenie 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 (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 (obumarłego planktonu) opadającej z warstwy prześwietlonej (eufotycznej) dochodzi z czasem do wyczerpania tlenu rozpuszczonego w wodzie (Feistel i in. 2008). W wyniku beztlenowego rozkładu materii organicznej wytwarzany jest toksyczny siarkowodor. Niedostatek tlenu (hipoksja) lub jego brak

(anoksja) dotyczy przede wszystkim rejonów głębi południobałtyckich 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 na wpół pelagiczny 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 *Bathyporeia pilosa*.

Rodzaj osadu w głównej mierze kształtuje strukturę gatunkową makrozoobentosu. W granicach POM, w zależności od miejsca i głębokości, występują ropy i muły, piaski, żwiry oraz lokalnie skupiska kamieni. Dno płytszych rejonów w pobliżu południowych brzegów oraz południobałtyckich 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 bathyporeja *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: małży rogowiec bałtycki *Limecola balthica* i małgiew piaskołaz *Mya arenaria*, skorupiaków z rodzaju *Corophium* i pośródka pospolitego *Diastylis rathkei*. Dno kamieniste zasiedlają gatunki trwale przytwierdzone do powierzchni kamieni: omulek *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.: kielży, ślimaków i wypławków. Makrozoobentos stwierdzony w rejonie głazowiska Rowy, na tle innych badań prowadzonych w strefie przybrzeżnej otwartego wybrzeża polskiego Bałtyku, uznać należy za wyjątkowo bogaty pod względem różnorodności taksonomicznej oraz jego obfitości. Stwierdzono tam występowanie 23 gatunków oraz nieoznaczone do gatunku osobniki reprezentujące gromady Oligochaeta i Nemertinea (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006).

W historii badań zoobentosu Południowego Bałtyku wykonano zaledwie 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 na 272 stacjach badawczych (Demel i Mańkowski 1951, Demel i Mulicki 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 deficytu lub braku tlenu na dnie południobałtyckich głębi utrzymuje się do chwili obecnej. 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:

- 1) *Macoma (Limecola) balthica* – *Mya arenaria* – zespół dna piaszczystego występujący do głębokości 20 m w Zatoce Pomorskiej i do 25 m w rejonie morza otwartego, w którego

- skład wchodzi 22 taksony; pod względem liczebności dominują ślimaki z rodziny Hydrobiidae i *Pygospio elegans*, pod względem biomasy – małże;
- 2) *Mytilus edulis (trossulus)* – *Gammarus salinus* – zespół dna kamienistego Ławicy Słupskiej na głębokości 14-20 m, w którego skład wchodzi 18 taksonów (w tym 11 należących do skorupiaków) zasiedlających gładzowisko pokryte glonami; zespół ten występuje również na dnie u podnóża aktywnych klifów oraz płytkowodnych gładzowisk otwartego wybrzeża;
  - 3) *Macoma (Limecola) balthica* – *Mesidotea (Saduria) entomon* – zespół sięgający do głębokości halokliny (50-60 m w Basenie Bornholmskim i zachodniej części Rynny Słupskiej, 70 m we wschodniej części Rynny Słupskiej, 80 m w Basenie Gdańskim i Basenie Gotlandzkim), w którego skład wchodzi 12-20 taksonów na stokach Rynny Słupskiej i 14 w Zatoce Gdańskiej; pod względem biomasy dominuje *Macoma (Limecola) balthica*;
  - 4) *Astarte borealis* – *Astarte eliptica* – zespół zasiedlający gliniasto-piaszczysto-żwirowe dno Rynny Słupskiej na głębokości 60–90 m, w którego skład wchodzi 20 taksonów; dominują *Astarte* spp., *Saduria entomon*, *Scoloplos armiger* i *Terebellides stroemi*;
  - 5) *Scoloplos armiger* – *Macoma (Limecola) balthica* – zespół zasiedlający mulisty południowy stok Basenu Bornholmskiego (poniżej 40–60 m), stoki Basenu Gdańskiego (poniżej 75 m) i Gotlandzkiego (poniżej 80 m), w skład którego wchodzi 11 taksonów, głównie wieloszczetów; dominuje *Scoloplos armiger*.

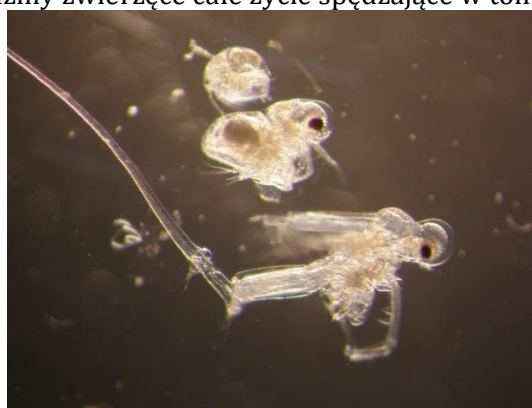
### **Siedliska pelagiczne**

Wody otwartych akwenów morskich stanowią główne siedlisko, gdzie odbywa się podstawowa produkcja pierwotna, dająca podstawę piramidzie troficznej. Mikroskopijne organizmy fitoplanktonowe zabezpieczają rozwój zooplanktonu, który z kolei jest bazą pokarmową dla ryb, a przynajmniej na jakimś etapie ich życia. Chlorofil-a jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu, z uwagi na łatwość analizy i pomiaru zawartości w środowisku wodnym, a jego koncentracja jest silnie zależna od stężeń substancji biogennych w morzu (Fleming-Lehtinen i in. 2008, Łysiak-Pastuszek i in. 2009), a więc silnie powiązana z presją antropogeniczną w postaci ładunków tych substancji dopływających z lądu i atmosfery (HELCOM 2009). Chlorofil-a reprezentuje ogólną miarę poziomu produktywności ekosystemu, charakteryzując wahania biomasy fitoplanktonu.

Obserwowane na powierzchni morza zakwity sinic (Cyanophyceae) asymilujących azot atmosferyczny są 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 2014a). Jednym z głównych komponentów tych zakwitów jest toksyczny gatunek *Nodularia spumigena* (Nehring 1993, Sipiä i in. 2001). *N. spumigena* i inne gatunki sinic wpływają 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 naddennych 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.

Fitoplankton jest podstawowym producentem w ekosystemach morskich i ważnym komponentem w sieci troficznej. Skład taksonomiczny fitoplanktonu i jego sukcesja sezonowa zależą silnie od warunków środowiskowych, takich jak: światło, temperatura, zasolenie, pH, dwutlenek węgla czy dostępność substancji biogenicznych (Wasmund i in. 2011, Klains i in. 2011, Klains i in. 2017). Fitoplankton Morza Bałtyckiego stanowią głównie okrzemki (*Diatomophyceae*) i bruzdnice (*Dinophyceae*). W ostatnich latach coraz większą liczebność oraz biomasę osiągają sinice (*Cyanobacteria*) – szczególnie w miesiącach letnich, a najmniej znaczącymi grupami pod względem liczebności, jak i biomasy są planktonowe kryptofity (*Cryptophyceae*) oraz zielenice (*Chlorophyceae*) (Klains i in. 2011, Wasmund i in. 2011). Lista gatunków fitoplanktonu Morza Bałtyckiego zawiera ponad 2600 pozycji (PEG Biovolume 2017, GIOŚ 2014), z czego w polskich wodach występuje około 100 gatunków (GIOŚ 2014). Wiosną dominują okrzemki z gatunku *Pauliella taeniata* czy *Chaetoceros wighamii* oraz bruzdnice *Peridiniella catenata*, latem sinice *Aphanizomenon flos-aquae* i *Nodularia spumigena* wraz z różnymi kryptofitami, a jesienią okrzemki *Coscinodiscus granii* i *Thalassiosira baltica* oraz kryptofit *Plagioselmis nannoplanctica* (Jaanus i in. 2011, Klains i in. 2011, 2013). Okresy występowania poszczególnych grup fitoplanktonu związane są z ich wymaganiami środowiskowymi. Cykl roczny fitoplanktonu warunkowany jest stężeniem substancji odżywczych w wodzie, a jego rozkład jest podobny na całym obszarze Bałtyku (Wasmund i in. 2011, Wasmund 2017). Podczas wiosennego zakwitów okrzemki szybko osiągają wysoką biomasę i są dominującym komponentem podczas tzw. nowej produkcji pierwotnej w ekosystemach morskich (dominują w czasie, gdy woda jest stosunkowo chłodna, ale bogata w substancje biogeniczne) i stanowią podstawę w łańcuchu troficznym będąc pokarmem dla mezozooplanktonu. Ten zaś jest bezpośrednim źródłem pożywienia dla wyższych poziomów. Okrzemki z uwagi na właściwości sedymentacyjne są pokarmem również dla organizmów bentosowych (Heiskanen 1998, Fleming i Kaitala 2006, Kownacka 2017). Bruzdnice pojawiają się, kiedy temperatura wody jest wyższa, jednak zawierają znacznie mniej substancji odżywczych (Pastuszak i in. 2016). Latem w Bałtyku dominują sinice. Jesienny zakwit okrzemek oraz brak produkcji zimowej umożliwia pełne zregenerowanie zapasu substancji odżywczych w strefie eufotycznej (Andrulewicz i in. 2008, Klains i in. 2013, Pastuszak i in. 2016). Do fitoplanktonu zaliczany jest również orzęsek (Ciliophora) *Mesodinium rubrum*. Od lat 90. XX wieku jego ilość w fitoplanktonie Zatoki Gdańskiej wzrasta (zwłaszcza podczas wiosennych zakwitów bruzdnic) (Hansen i Fenchel 2006, Ameryk i in. 2012). Badania składu gatunkowego i biomasy fitoplanktonu w Bałtyku Właściwym wskazują w ostatnich latach na spadek biomasy okrzemek i równoczesny wzrost biomasy bruzdnic w okresie zakwitów (Wasmund i Uhlig 2003).

W skład mezozooplanktonu wchodzi zwierzęce organizmy pelagiczne o wielkości ciała od 0,2 do 2,0 mm. W POM reprezentują je drobne organizmy zwierzęce całe życie spędzające w toni wodnej (holoplankton), głównie skorupiaki – widłonogi (Copepoda) i wioślarki (Cladocera), a także wrotki (Rotifera) oraz organizmy czasowo przebywające w toni wodnej (meroplankton), tj. stadia larwalne ryb, wieloszczetów, wyższych skorupiaków i mięczaków (Telesh i in. 2008). Skład taksonomiczny mezozooplanktonu w POM jest ubogi i wynika ze stosunkowo niewielkiego zasolenia wynoszącego w tej części Bałtyku od około 7,0 PSU do około 7,5 PSU. W POM notuje się zazwyczaj kilkanaście gatunków mezozooplanktonu pojawiających się regularnie, podczas gdy w południowo-zachodnim rejonie Bałtyku, gdzie zasolenie wynosi powyżej 10 [PSS'78] ich liczba wynosi około 30 (Andrulewicz i in. 1998). Większość biomasy mezozooplanktonu tworzą gatunki euryhalinowe morskie: widłonogi *Temora longicornis*, trzy gatunki z rodzaju *Acartia* i *Pseudocalanus acuspes* oraz wioślarki: *Bosmina coregoni*, *Evadne nordmanni* i *Pleopsis polyphaemoides*. Sezonowo, istotnym składnikiem mezozooplanktonu są także wrotki – *Synchaeta* spp. masowo pojawiające się zazwyczaj w maju i *Keratella* spp. pojawiające się pod koniec lata (Wiktor 1990, Andrulewicz i in. 1998). W rejonach ujść dużych rzek i w strefie przybrzeżnej,



ważnym składnikiem mezozooplanktonu 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 składu 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 miesięcy zimowych licznie pojawiają się taksony zimnolubne, takie jak widłonóg *Pseudocalanus elongatus* i ogonica *Fritillaria borealis*, natomiast w lecie licznie pojawiają się ciepłolubne wioślarki, szczególnie *Bosmina coregoni* (Mańkowski 1978, Chojnacki 1984). Temperatura wody wpływa na skład mezozooplanktonu także w sposób pośredni, ponieważ determinuje ona rozwój fitoplanktonu – bazy pokarmowej części mezozooplanktonu. 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. Skład mezozooplanktonu uzależniony jest także od uwarunkowań lokalnych i zdarzeń epizodycznych. Pierwszy z tych czynników to dopływ wód słodkich wnoszonych przez rzeki i lokalny spadek zasolenia wód morskich, którego wynikiem jest obecność w wodach morskich słodkowodnych gatunków mezozooplanktonu, np. wioślarek i wrotków. Drugi czynnik to wlewy wód słonych z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie. Ich zasięg może objawiać się okresowym występowaniem w POM gatunków słonowodnych, takich jak *Oithona similis* (Krzywiński 2017).

W składzie mezozooplanktonu w podakwenie Basen Gdański dominują, tak jak i w pozostałej części POM, widłonogi, wioślarki, wrotki i meroplankton (dane PMS za lata 2011-2016). Wśród widłonogów największą liczebnością i biomasą charakteryzują się taksony z rodzaju *Acartia* – *A. longiremis*, *A. bifilosa* i *A. tonsa* (kolejność począwszy od taksonu charakteryzującego się najwyższymi wartościami liczebności i biomasy), *Pseudocalanus elongatus*, *P. minutus* i *Temora longicornis*. Poza tymi gatunkami w Basenie Gdańskim występują regularnie, choć w mniejszych ilościach, *Eurytemora* sp. i *Oithona similis*. Wśród wioślarek najliczniej występują *Bosmina coregoni* i *Evadne nordmanni*. Sezonowo, w dużej liczebności, pojawiają się wrotki z rodzajów *Synchaeta* i *Keratella*. Podobnie jak wrotki, w składzie mezozooplanktonu okresowo mogą pojawiać się przedstawiciele meroplanktonu, wśród których najczęściej notuje się larw małży *Bivalvia* i wieloszczetów *Polychaeta* i w mniejszej ilości wąsonogów *Cirripedia* oraz ślimaków *Gastropoda*.

W polskiej strefie Bałtyku rozkład stężeń chlorofilu-a w wodzie morskiej jest nierównomierny. Obserwuje się zdecydowany gradient malejący od lądu, od strefy wód przejściowych i przybrzeżnych – w kierunku obszarów otwartego morza (Łysiak-Pastuszak i in. 2009, Kraśniewski i Łysiak-Pastuszak 2012). Najwyższe stężenia chlorofilu-a, a więc najwyższe wartości biomasy fitoplanktonu notowane są w zalewach przymorskich (np. Łysiak-Pastuszak 2012, Łysiak-Pastuszak i in. 2016). Pomiar chlorofilu-a w ramach monitoringu wód Bałtyku wykonywane są w strefie otwartego morza od 1993 r., a w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych zostały włączone do monitoringu dopiero w 1999 r. wraz z rozpoczęciem w wodach polskich programu monitoringu zgodnego z HELCOM COMBINE. W latach 1999-2005 stwierdzono wzrost stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (czerwiec-wrzesień) i w kilku podakwenach w POM wykazano istotnie statystycznie trendy zmian zawartości chlorofilu-a o tej porze roku, które utrzymywały się w dłuższym przedziale czasowym, np. w obszarze Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Kraśniewski i in. 2011).

W dziesięcioleciu 2006-2015 (Łysiak-Pastuszak i in. 2016) nie obserwowano już wzrostu stężeń chlorofilu-a w wodach morskich w miesiącach letnich w postaci istotnych statystycznie dodatnich trendów, które notowano w poprzednich latach, w wielu regionach nadal występowały jednak tendencje wzrostowe, także w odniesieniu do średnich rocznych stężeń. Generalnie, średnie stężenia roczne chlorofilu-a w otwartych wodach Bałtyku wykazują większą stabilność niż stężenia w okresie lata, na co wpływ mają przede wszystkim warunki meteorologiczne. Przykładowo, w latach 2002-2008 w polskiej strefie Bałtyku zanotowano szereg niezwykle intensywnych zakwitów sinic osiągających np. w sierpniu 2007 r. we Wschodnim Basenie

Gotlandzkim biomasę  $9741,3 \text{ mm}^3 \cdot \text{m}^{-3}$ , co stanowiło 95,4% całkowitej biomasy fitoplanktonu (Kraśniewski i in. 2012).

W aktualnie ocenianym okresie (lata 2011-2016) pomiary zawartości chlorofilu-a prowadzą do wniosku o pewnej stabilizacji - mimo utrzymujących się tendencji wzrostu stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich. W zasadzie nie obserwuje się istotnych statystycznie trendów zmian. W niektórych regionach polskiej strefy Bałtyku, np. w zachodniej części strefy płytkowodnej środkowego Wybrzeża czy we Wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140), pojawiły się nawet tendencje spadku stężeń chlorofilu-a w miesiącach letnich (Łysiak-Pastuszek i in. 2016).

### 1.5. Gatunki nierodzące w Polskich Obszarach Morskich

Terminem gatunek nierodzący lub obcy (ang. non-indigenous species, NIS, alien species, non-native, allochthonus) określa się gatunek, podgatunek lub niższy poziom taksonomiczny, który został wprowadzony poza jego naturalny zasięg występowania oraz poza jego naturalny potencjał rozprzestrzeniania. Dotyczy to każdej formy organizmu, który może przetrwać, reprodukować się oraz stworzyć populację. Pojawienie się obcego gatunku w nowym rejonie zawsze związane jest z zamierzoną bądź niezamierzoną działalnością człowieka. Naturalne zmiany zasięgu występowania nie kwalifikują gatunku, jako obcego. Mogą natomiast pełnić istotną funkcję w dalszym rozprzestrzenianiu z miejsca introdukcji (Olenin i in., 2017).



Informacje te są bardzo istotne w kontekście uwzględnienia gatunków obcych jako jednego z istotnych elementów określających dobry stan środowiska zgodnie z załącznikiem I do RDSM (cecha 2).

Zakwalifikowanie gatunku do kategorii obcego w danym regionie odbywa się na podstawie specjalnych kryteriów, zalecanych przez ekspertów współtworzących bazę AquaNIS. Baza AquaNIS to internetowa baza gatunków obcych Europy i przyległych regionów uznana przez HELCOM. Spełnienie przynajmniej 3-4 kryteriów pozwala na nadanie danemu gatunkowi statusu obcego, a najważniejsze z nich to:

- 1) przybycie nowego gatunku;
- 2) zasięg występowania o charakterze nieciągłym;
- 3) bardzo lokalne występowanie w pobliżu znanej drogi wprowadzenia gatunku (np. w porcie, marinie, pobliżu instalacji związanych z prowadzeniem akwakultury);
- 4) nagła ekspansja zasięgu występowania gatunku, który dotąd występował bardzo lokalnie, a jego obecny rozkład występowania byłby niemożliwy do osiągnięcia na drodze naturalnego rozproszenia;
- 5) zależność od gatunków nierodzących (współistniejących z nimi na zasadzie komensalizmu lub pasożytnictwa);
- 6) istnieją genetyczne przesłanki, że gatunek jest przedstawicielem odległej populacji;
- 7) gatunek reprezentuje składnik grupy taksonomicznej, która nie jest wcale lub jest słabo reprezentowana na danym obszarze.

## Ryby

Spośród gatunków obcej ichtiofauny, spełniających powyższe kryteria i zaobserwowanych w latach 2011-2016 w strefie przejściowej, przybrzeżnej oraz głębokomorskiej POM można wymienić:

- 1) babkę byczą *Neogobius melanostomus* i babkę szczupłą *Neogobius fluviatilis* – w POM obserwowane od końca ubiegłego wieku (Skóra i Stolarski 1993, Wandzel, 2003, Witkowski i Grabowska 2012, Lejk i in., 2013);
- 2) karpia *Cyprinus carpio* – obserwowany od 1200-1300 r. (Witkowski i Grabowska, 2012; Grabowska, Kotusz, Witkowski, 2010);
- 3) karasia srebrzystego *Carassius gibelio* – obserwowany od 1930-1933 r. (Witkowski i Grabowska, 2012);
- 4) sterleta *Acipenser ruthenus* – obserwowany od 1937 r. (Witkowski i Grabowska, 2012).

Powyższe gatunki występują w POM już od bardzo długiego czasu, wykraczając poza okres 2011-2016. Jeden gatunek, który pojawił się w połowach MIR-PIB prowadzonych podczas rejsu badawczego typu BITS-Q1 w lutym 2015 r., nie został wymieniony na powyższej liście, ponieważ był zgłoszony do weryfikacji przez ekspertów bazy AquaNIS pod kątem identyfikacji taksonomicznej jak i spełniania kryteriów umożliwiających nadanie mu statusu NIS w Bałtyku. Istniała rozbieżność zdań czy jest to natywny dla Morza Bałtyckiego gatunek ostroboka pospolitego *Trachurus trachurus* (Linnaeus, 1758) czy nierodzimym gatunkiem karanks chropik (chropik, trzogon chropawy) *Caranx rhonchus* Geoffroy Saint-Hilaire, 1817 (oba z tych gatunków należą do rodziny ostrobokowatych Carangidae). Naturalny zasięg występowania chropika sięga wschodniego Atlantyku (od Maroko do Angoli), włączając w to obszar Morza Śródziemnomorskiego wzdłuż wybrzeża afrykańskiego. Złowione w 2015 r. to osobniki młodociane. Biorąc pod uwagę kryteria bazy AquaNIS ryby te jak dotąd spełniają dwa kryteria: (1 i 7), a trzy inne (2, 4 i 6) były w dalszym ciągu analizowane. Po ostatecznej weryfikacji okazało się, że nie jest to nowy gatunek nierodzimym w związku z czym w okresie 2011-2016 w POM nie zaobserwowano żadnych nowych gatunków nierodzimych ichtiofauny.

Każdego roku w okresie 2011-2016 w połowach prowadzonych w POM obserwowane były ryby z grupy gatunków wizytujących Morze Bałtyckie, czyli tych, które migrują, głównie z Morza Północnego, ze względu na wyraźne zmiany wartości parametrów hydrologicznych niektórych rejonów Bałtyku, które mogą być związane ze zmianami klimatycznymi. Niesprzyjające warunki środowiskowe, np. małe zasolenie, nie pozwalają tym gatunkom na założenie samowystarczальной populacji w Morzu Bałtyckim. Rodzimy obszar występowania gatunków wizytujących Morze Bałtyckie najczęściej jest rejon północno-wschodniego Atlantyku obejmujący Morze Północne. Ich przybycie do obszaru bałtyckiego zwykle (choć nie zawsze) związane jest z wlewami słonej wody i zawsze odbywa się drogą naturalną, niezwiązaną z działalnością człowieka. Dodatkową wspólną cechą tych gatunków, jest ciągły charakter zasięgu ich naturalnego występowania, czyli wpłynięcie do Morza Bałtyckiego nie powoduje przerwania ciągłości jego występowania. Przykłady gatunków obcych i wizytujących wymieniono w tabeli 1.5.1.

W poniższych tabelach (tabela 1.5.2 – tabela 1.5.7) przedstawiono obserwacje ryb z rodzaju gatunków obcych i wizytujących z różnego rodzaju połowów prowadzonych w POM w latach 2011-2016 w ramach badań własnych MIR-PIB oraz prowadzonych w ramach umów z GIOŚ.



Tabela 1.5.1. Wykaz gatunków obcych oraz wizytujących zaobserwowanych w badaniach własnych MIR-PIB w latach 2011-2016 wykonanych w POM.

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
babka szczupła	<i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814)	Grabowska, J., J. Kotusz, A. Witkowski 2010. Alien invasive fish species in Polish waters: an overview. <i>Folia Zool.</i> , 59 (1); 73-85.
		Lejk, A. M., M. Zdanowicz, M. R. Sapota, I. Psuty 2013. The settlement of <i>Neogobius fluviatilis</i> (Pallas, 1814) in Vistula River estuaries (southern Baltic Sea, Poland). <i>J. Appl. Ichthyol.</i> , 29; 1154-1157.
		Psuty, I. 2010. Natural, social, economical and political influences on fisheries: A review of the transitional area of the Polish waters of the Vistula Lagoon. <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 61; 162-177.
		Grygiel, W. 2016. Rare and protected fish species in the Polish commercial catches, monitored by the institute observers in the Baltic Sea (2013-2015). Presentation and summary at the WGCATCH meeting in Oostende; 07-11.11.2016; 14 pp.
		Grygiel, W. 2017. Ryby rzadko spotykane, mało liczne i chronione w południowym Bałtyku - na podstawie monitorowanych (2013-2015) polskich połowów komercyjnych. <i>Wiadomości Rybackie</i> , nr 3-4 (216) 2017, Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 18-21.
babka bycza	<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814)	Czugała, A., A. Woźniczka 2010. The River Odra estuary - another Baltic Sea area colonized by the round goby <i>Neogobius melanostomus</i> Pallas, 1811. <i>Aquatic Invasions</i> , vol. 5 (Suppl. 1); 61-65; <a href="http://www.aquaticinvasions.net/2010/Supplement/AI_2010_5_S1_Czu">http://www.aquaticinvasions.net/2010/Supplement/AI_2010_5_S1_Czu</a>
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W. 2006. Struktura gatunkowa i długościowa ryb bałtyckich w połowach badawczych r.v. "Baltica" (listopad 2005 r.). <i>Wiadomości Rybackie</i> , nr 3-4(150), Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 9-12.
		Grygiel, W. 2007. Round goby ( <i>Apollonia melanostomus</i> Pallas, 1811) 'semi-domestic' species in the Gulf of Gdansk (the southern Baltic; 1993-2004). <i>ICES CM 2007/E:30</i> .
		Grygiel, W. 2008. Gatunki inwazyjne w Morzu Bałtyckim, ze szczególnym uwzględnieniem babki byczej. <i>Wiadomości Rybackie</i> nr 7/8 (164), Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 18-22.
		Kostrzewa, J., M. Grabowski, G. Zięba 2004. Nowe inwazyjne gatunki ryb w wodach Polski. <i>Archives of Polish Fisheries</i> , 12 (suppl. 2); 21-34.
		Kuczyński, J. 1995. Babka krągła <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1811) - emigrant z basenu ponto-kaspijskiego w Zatoce Gdańskiej. <i>Biul. Mor. Inst. Ryb., Gdynia</i> , 2(135); 68-71.
		Sapota, M. R. 2005. Biologia i ekologia babki byczej <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas 1811), gatunku inwazyjnego w Zatoce Gdańskiej. Monografia, Wydaw. Uniwersytet Gdański, Gdańsk; 117 s.
		Sapota, M. R., K. E. Skóra 2005. Spreading of alien (non-indigenous) fish species <i>Neogobius melanostomus</i> in the Gulf of Gdansk (south Baltic). <i>Biological Invasions</i> , 7(2); 157-164.
		Sapota, M. R. 2012. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - <i>Neogobius melanostomus</i> . Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS, <a href="http://www.nobanis.org">www.nobanis.org</a> ; access 28.09.2014.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1993. New fish species in the Gulf of Gdansk, <i>Neogobius</i> sp. [cf. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas 1811)]. <i>Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia</i> , 1(128); 83-84.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1995. Round goby - a fishy invader. <i>WWF Baltic Bull.</i> 1/95; 46-47.
		Skóra, K. E., J. Stolarski 1996. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas 1811) a new immigrant species in the Baltic Sea. Estuarine ecosystems and species. Proceedings of the Second International Estuary Symposium, Gdańsk, 18-22.10.1993. Crangon Iss. MBC, Gdynia, 1; 101-108.
		Skóra, K., S. Olenin and S. Gollasch 1999. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1811). pp. 69-73, [in:] S. Gollasch, D. Michin, H. Rosenthal and M. Voight (eds.)

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		"Case histories on introduced species: their general biology, distribution, range expansion and impact". Logos Verlag, Berlin.
		Skóra, K. 2005. Problem polskiego nazewnictwa dla <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1814). Rocznik Helski, t. III; 31-37.
		Skóra, K. 2008a. Babka bycza w Szwecji. Stacja Morska Inst. Ocean. w Helu, Uniw. Gdański; <a href="http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/babkabyczaSWE">http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/babkabyczaSWE</a> .
		Skóra, K. 2008b. <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1811) - babka bycza. [w:] Gatunki obce w faunie Polski. Prac. zbior. pod redakcją: Z. Głowaciński, H. Okarma, J. Pawłowski, W. Solarz; IOP PAN, Kraków, <a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default.asp?nazwa=opis&amp;id=101&amp;je=pl">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/default.asp?nazwa=opis&amp;id=101&amp;je=pl</a> .
		Wandzel, T. 2003a. Babka okrągła <i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas, 1811) - nowy komponent ichtiocenozy południowego Bałtyku. Rola w ekosystemie i rybołówstwie. Monografia, Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 76 s.
witlinek	<i>Merlangius merlangus</i> (Linnaeus, 1758)	Demel, K. 1933. Wykaz bezkręgowców i ryb Bałtyku naszego. Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici, Warszawa, t. II, nr 13; 121-136.
		Demel, K. 1947. Biologia ryb Bałtyku. Monografia. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 155 s.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Popiel, J. - <i>Engraulidae</i> , s. 45-47, [w:] Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby <i>Cyclostomi et Pisces</i> . PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków; 240 s.
		Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dorszowate. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I, 272 s.
		Grygiel, W., A. Grelowski, M. Zalewski 2004. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w lutym-marcu 2004 r. w POM (raport z rejs r.v. „Baltica”, 16.02-02.03. 2004 r.). Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 35 s., maszyn. powiel.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Sardela europejska ( <i>Engraulis encrasicolus</i> Linnaeus, 1758) - tymczasowy 'przybysz' w POM. Wiadomości Rybackie nr 1-2 (167) 2009, Pismo Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni; 15-20.
		Grygiel, W., T. Wodzinowski 2011. The report from the Danish-Polish-German multidisciplinary survey on the Polish r/v "Baltica" (14-27.06.2011). Cruise report, NMFRI, Gdynia; 34 pp. mimeo.
		Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 6; 1-24.
		Plikšs, M., Ē. Aleksejevs 1998. Zivis. Latvijas Daba, Edit. Gandrs, Riga; 304 pp.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikšs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
		Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i zróżnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.
makrela atlantycka	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Demel, K. 1924. O makreli w naszym morzu. Rybak Polski, Bydgoszcz, 5; 461-463.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Klucze do oznaczania kręgowców Polski. Część I, Krągłouste i ryby <i>Cyclostomi et Pisces</i> . s. 180-181, J. Popiel - Rodzina makrełowate. PWN, Warszawa, Kraków, opracowanie zbiorowe pod redakcją M. Gąsowskiej, PAN, Kraków.
		Goszczyńska, M. 2000. Makrela - cenna ryba z Atlantyku. Magazyn Przemysłu Rybnego nr 1(13), Rybołówstwo Morskie; s. 40.
		Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Makrełowate ( <i>Scombridae</i> ), s. 208-209, [w:] Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I; 272 s.
		Grygiel, W. 1997. Struktura gatunkowa ryb w polskich, dennych połowach badawczych na Bałtyku (1976-1991). Raporty Mor. Inst. Ryb. 1997, Gdynia (mimeo).

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2013. Sprawozdanie z wykonania zadań naukowo-badawczych podczas polskiego rejsu typu BIAS, nr 16/2013/MIR, na statku „Baltica”, w dniach 16.09. - 04.10. 2013 r. Mor. Inst. Ryb. – Państw. Inst. Badaw., Gdynia, 16 s. (mimeo).
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby <i>Cyclostomata et Pisces</i> . Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikšs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.
		Wyszyński, M., T. Łączkowski, A. Grelowski 2012. Badania akustyczne zasobów ryb śledziowatych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku. Raport z rejsu r.v. „Baltica” we wrześniu 2012 r., Mor. Inst. Ryb. – PIB, Gdynia; 33 s., mimeo.
sardela europejska	<i>Engraulis encrasicolus</i> (Linnaeus, 1758)	Draganik, B., M. Wyszyński 2004. The European anchovy ( <i>Engraulis encrasicolus</i> [L.]) in the Baltic Sea. Bull. Sea Fish. Inst., Gdynia, 2(162); 53-58.
		Gąsowska, M. i in. 1962. Popiel, J. - <i>Engraulidae</i> , s. 45-47, [w:] 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.
		Grygiel, W., A. Grelowski, M. Zalewski 2004. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w lutym-marcu 2004 r. wPOM (raport z rejs r.v. „Baltica”, 16.02-02.03. 2004 r.). Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 35 s., maszyn. powiel.
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 – Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Sardela europejska ( <i>Engraulis encrasicolus</i> Linnaeus, 1758) – tymczasowy 'przybysz' w POM. Wiadomości Rybackie nr 1-2 (167), 2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 15-20.
		Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 6; 1-24.
		Nikolajev, J. J. 1950. Biologičeskije pokazateli osolonienija Baltijskogo moria. Priroda 30; 5.
		Ojaveer, E., E. Pihu, T. Saat (eds.) 2003. Fishes of Estonia. Estonian Academy Publishers (the collective study), ISBN 9985-50-357-0; Tallinn; 416 pp.; I. Veldre; Family <i>Engraulidae</i> ; 89-90.
		Pisańska, I. 2001. Sardela. Przystanek kulinarny 2000-2001. <a href="http://www.pk.linux.gda.pl/sardela/sardela.html">http://www.pk.linux.gda.pl/sardela/sardela.html</a> .
		Plikšs, M., Ē. Aleksejevs 1998. Zivis. Latvijas Daba, Edit. Gandrs, Riga; 304 pp.
		Skóra, K. 1996. A comparison of changes in the composition of fish catches in the Polish lagoons in 1960-1989. [in:] Proceedings of Polish-Swedish Symposium on Baltic Coastal Fisheries. Resources and management. Gdynia, 2-3 April 1996; 225-241.
		Skóra, K. 2003. Niehelskie anchovies. Stacja Morska Inst. Ocean. Uniwersytetu Gdańskiego w Helu; <a href="http://hel.univ.gda.pl/aktu/2003/anchovies.htm">hel.univ.gda.pl/aktu/2003/anchovies.htm</a> .
zimnica	<i>Limanda limanda</i>	Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
	(Linnaeus, 1758)	Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in: XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume], p. 179.
		Grygiel, W., A. Grelowski 2006. Research report from the r.v. "Baltica" BITS 4Q survey in the Polish EEZ (November 2005). Working paper on the WGBIFS meeting in Copenhagen, 03-07.04.2006; 17 pp., [in:] ICES CM 2006/LRC:07, Ref. ACFM, BCC, RMC.
		Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.
		Grygiel, W. 2009. Niektóre obce i rzadkie gatunki ryb w polskich połowach na Bałtyku. Wiadomości Rybackie, 3-4(168)/2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 11-14.
		Grygiel, W., T. Wodzinowski 2011. The report from the Danish-Polish-German multidisciplinary survey on the Polish r/v "Baltica" (14-27.06.2011). Cruise report, NMFRI, Gdynia; 34 pp. (mimeo).
		Grygiel, W. 2013. Stornia i gatunki pokrewne w Bałtyku. Wiadomości Rybackie, nr 9-10 (195); Pismo Mor. Inst. Ryb. - Państw. Inst. Badaw., Gdynia; 14-18.
		Jackowski, E. 2002. Ryby Zatoki Puckiej. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia rybacka; 108 s.
		Muus, B., P. Dahlström 1978. Meeresfische der Ostsee, der Nordsee, des Atlantiks. BLV Verlagsgesellschaft, München; 244 p.
		Pliszka, F. 1964. Biologia ryb. PWR i L, Warszawa; 334 s.
		Skóra, K. 2008. "Przyrodnicy donoszą ..." <a href="http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/przyrdonosz.htm">http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/przyrdonosz.htm</a> ; Stacja Morska IO UG, Hel.
czarniak	<i>Pollachius virens</i> (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. and B. Witalis 2014. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS-1Q) in the Polish marine waters (r.v. "Baltica"; 10.02. – 02.03.2014). Working paper on the WGBIFS meeting in Gdynia (Poland); 24-28.03.2014. [in:] Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS), ICES CM 2014/SSGESST:13, Annex 7; 162-181 pp.
		Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby <i>Cyclostomata et Pisces</i> . Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.
		Pliszka, F. 1964. Biologia ryb. PWR i L, Warszawa; 334 s.
		Demel, K. 1933. Wykaz bezkręgowców i ryb Bałtyku naszego. Fragmenta Faunistica Musei Zoologici Polonici, Warszawa, t. II, nr 13; 121-136.
		Demel, K. 1947. Biologia ryb Bałtyku. Monografia. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 155 s.
		Krzykawski, S., B. Więcaszek, S. Keszka 2001b. The taxonomic revue of representatives of the extremely rare species in Polish waters, collected within 1993-1999. Folia Univ. Agric. Stetin, 218 <i>Piscaria</i> (28): 53-62.
		Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku – plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa „Ichtiologia dawniej i dziś”; 19-20.04. 2007 r., Olsztyn, s. 32.
		Skóra, K. 2007. Czarniak z ... wkładką. Stacja Morska Inst. Ocean. Uniwersytetu Gdańskiego w Helu; <a href="http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2007/czarniak.htm">http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2007/czarniak.htm</a> .
		Karaś, D. 2007. Atlantycki czarniak wpłynął do Bałtyku. Gazeta Wyborcza Trójmiasto (Gdańsk), nr 60, wydanie z dnia 12/03/2007, Wydarzenia, str. 5.
		Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i zróżnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.
ostrobok pospolity	<i>Trachurus trachurus</i> (Linnaeus, 1758)	Elwertowski, J. 1957. Biologiczna charakterystyka polskich połowów szprota w Bałtyku Południowym w latach 1950-1954. Pr. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, 9; 175-219.
		Grygiel, W. 1997. Struktura gatunkowa ryb w polskich, dennych połowach badawczych na Bałtyku (1976-1991). Raporty Mor. Inst. Ryb. 1997, Gdynia (mimeo).
		Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
		<p>2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 - Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.</p> <p>Grygiel, W., K. Trella 2007. Appearance of the 'visiting' fish species in the Polish research catches conducted in the southern Baltic (autumn-winter 1976-2004). ICES CM 2007/E:06; Theme Session - Marine biodiversity: A fish and fisheries perspective; 19 pp.</p> <p>Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa "Ichtiologia dawniej i dziś"; 19-20.04.2007, Olsztyn, s. 32.</p> <p>Mańkowski, W. 1951. Zmiany biologiczne w Bałtyku w ciągu ostatnich lat pięćdziesięciu. Prace Mor. Inst. Ryb. w Gdyni, 6, Wydaw. Morskie, Gdańsk; 95-118.</p> <p>Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby Cyclostomata et Pisces. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN - Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.</p> <p>Siedlecki, M. 1947. Ryby morskie częściej poławiane na Bałtyku i północnym Atlantyku. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia, wyd. II; 149 s.</p> <p>Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.</p>
plamiak	<i>Melanogrammus aeglefinus</i> (Linnaeus, 1758)	<p>Grygiel, W., T. Wodzinowski 2013. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS-4q) in the Polish part of the southern Baltic (16-28 Nov. 2012). Working paper on the WGBIFS meeting in Tartu (Estonia); 21-25.03.2013; [in:] ICES CM 2013/SSGESST:08; Annex 7; 145-164.</p> <p>Chmielewski, T. 2010b. Plamiak. Wielki Portal Wędkarski „Rybie oko. Ryby online”. <a href="http://pl.wikipedia.org/wiki/Plamiak">http://pl.wikipedia.org/wiki/Plamiak</a>.</p> <p>Mańkowski, W. 1951. Ichtiologia dla rybaków morskich. Wydaw. Morskie, Gdańsk, 152 s.</p> <p>Rembiszewski, J. M., H. Rolik 1975. Krągłouste i ryby <i>Cyclostomata et Pisces</i>. Katalog Fauny Polski, nr 24, PAN – Inst. Zoologii, PWN, Warszawa; 251 s.</p> <p>Grabowska, J., M. Grabowski 2013. Ilustrowana encyklopedia ryb Polski. Dorszowate. Dom Wydawniczy PWN, wyd. I, 272 s.</p> <p>Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repečka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES C.M. 2000/Mini:11; 15 pp.</p> <p>Grygiel, W., K. Trella, A. Grelowski 2004. Variation in the occurrence of visiting, non-numerous, and alien fish species in the autumn-winter seasons of 1976-2004 in the southern Baltic Sea. Poster No. 69/PH02 – Alien Fish Species Symposium (6-10.09.2004, Tallinn); [in:] XI European Congress of Ichthyology, Abstract volume, p. 179.</p> <p>Grygiel, W., A. Kurowicki, A. Grelowski 2002. Charakterystyka połowów badawczych ryb i warunków hydrologiczno-meteorologicznych w POM (rejs r.v. „Baltica”, 18.02-21.03. 2002 r.). Opracowanie wyników rejsu, Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 33 s., maszyn. powiel.</p> <p>Konkol, M. 2008. Plamiak i kolejna brzana. Stacja Morska w Helu, Inst. Ocean. Uniw. Gdańskiego; <a href="http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/plamiakibrzana.htm">http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/2008/plamiakibrzana.htm</a>.</p> <p>Radtke, K., T. Wodzinowski, W. Grygiel 2009. Research report from the Polish r/v “Baltica” the Baltic International Trawl Survey in February 2009. Working paper on the WGBIFS meeting in Lysekil (Sweden); 30.03. – 03.04.2009; 17 pp; ICES CM 2009/LRC:05, Ref.: TGISUR, ACOM.</p> <p>Trella, K., L. Szymanek and W. Grygiel 2010. Research report from the Baltic International Trawl Survey (BITS Q1) in the Polish EEZ (10-27.02.2010). Working paper on the WGBIFS meeting in Klaipeda (Lithuania); 22-26.03.2010; [in:] ICES CM 2010/SSGESST:07, Annex 6; REF. SCICOM, WGISUR, ACOM; pp. 263-277.</p> <p>Grygiel, W. 2016. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - występowanie i różnicowanie nazw (część 2). Wiadomości Rybackie nr 1-2 (209), Pismo Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 19-23.</p>

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Literatura
karlik	<i>Trisopterus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. 2015. Popularne i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - zróżnicowanie nazw (część 1). <i>Wiadomości Rybackie</i> , nr 5-6; Pismo Mor. Inst. Ryb.-PIB, Gdynia; 16-21.
morszczuk europejski	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	Grygiel, W. 2009. „Tymczasowi przybysze” w polskich połowach ryb na Bałtyku. <i>Wiadomości Rybackie</i> nr 7-8(170)/2009, Pismo Mor. Inst. Ryb., Gdynia; 16-18.
		Lampart-Kałużniacka, M., T. Heese, A. Sokalska, M. Arciszewski 2007. Obce i rzadkie gatunki ryb w Bałtyku - plaga czy sygnał zmian klimatu? [w:] Konferencja szkoleniowa "Ichtiologia dawniej i dziś"; 19-20.04.2007, Katedra Zoologii, Wydz. Biologii, UWM, Olsztyn; s. 32.
sola zwyczajna	<i>Solea solea</i> (Linnaeus, 1758)	Skóra, K. 1998. <i>Chelon Chelon labrosus</i> (Risso). Stacja Mor. Inst. Oceano. Uniw. Gdańskiego; <a href="http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/archiwum/ch.html">http://www.hel.univ.gda.pl/aktu/archiwum/ch.html</a> .
		Winkler, H. M., K. Skóra, R. Repecka, M. Plikshs, A. Neelov, L. Urho, A. Gushin and H. Jespersen 2000. Checklist and status of fish species in the Baltic Sea. ICES CM 2000/Mini:11; 15 pp.
		Siedlecki, M. 1947. Ryby morskie częściej poławiane na Bałtyku i północnym Atlantyku. Wydaw. Mor. Inst. Ryb., Gdynia, monografia, wyd. II; 149 s.
		Grygiel, W. 2016. Rare and protected fish species in the Polish commercial catches, monitored by the institute observers in the Baltic Sea (2013-2015). Presentation and summary at the WGCATCH meeting in Oostende; 07-11.11.2016; 14 pp.
		Grygiel, W. 2017. Ryby rzadko spotykane, mało liczne i chronione w południowym Bałtyku - na podstawie monitorowanych (2013-2015) polskich połowów komercyjnych. <i>Wiadomości Rybackie</i> , nr 3-4 (216) 2017, Mor. Inst. Ryb. - Pań. Inst. Badaw., Gdynia; 18-21.

Tabela 1.5.2. Dane z polskich połów komercyjnych w latach 2013-2015 monitorowanych przez obserwatorów naukowych z MIR-PIB, Gdynia (według W. Grygiel, MIR-PIB). Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki obce w Bałtyku.

		2013	2014	2015	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
<b>babka bycza</b>	połów (kg)	13,75	30,86	6,17	50,78	4, 6-11
	połów (liczba osobników)	224	415	114	753	
	liczba rekordów	9	17	6	32	
<b>babka szczupła (babka rzeczna)</b>	połów (kg)	0,05		0,02	0,07	7, 9
	połów (liczba osobników)	2		1	3	
	liczba rekordów	2		1	3	
witlinek	połów (kg)	97,94	228,24	345,23	671,41	1-12 (exlc. 9)
	połów (liczba osobników)	214	623	1905	2742	
	liczba rekordów	10	23	23	56	
sardela europejska	połów (kg)			509,44	509,44	2-4, 12
	połów (liczba osobników)			30334	30334	
	liczba rekordów			10	10	
makrela atlantycka	połów (kg)	5,30	43,84	29,69	78,83	2-8
	połów (liczba osobników)	10	90	69	169	
	liczba rekordów	4	6	15	25	
czarniak	połów (kg)	0,40	53,81	6,11	60,32	1-2, 5-12
	połów (liczba osobników)	1	52	5	58	
	liczba rekordów	1	21	5	27	
ostrobok pospolity	połów (kg)			4,8	4,8	2
	połów (liczba osobników)			480	480	
	liczba rekordów			1	1	
plamiak	połów (kg)	1,00	0,26	0,59	1,85	6-8
	połów (liczba osobników)	1	1	1	3	
	liczba rekordów	1	1	1	3	
morszczuk zwyczajny syn. morszczuk europejski	połów (kg)		0,46	1,20	1,66	5, 8
	połów (liczba osobników)		1	1	2	
	liczba rekordów		1	1	2	
zimnica	połów (kg)	0,21	0,14	0,38	0,73	1-2, 7-8
	połów (liczba osobników)	1	1	2	4	
	liczba rekordów	1	1	2	4	
sola zwyczajna	połów (kg)			0,44	0,44	8
	połów (liczba osobników)			1	1	
	liczba rekordów			1	1	

Tabela 1.5.3. Wykaz gatunków ryb wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB).

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
witlinek	połów (kg)	0,55			0,39	1,14		2,08	6, 9, 10
	połów (liczba osobników)				2,00	6,00		8,00	
	liczba rekordów	5,00			2,00	4,00		11,00	
sardela europejska	połów (kg)					0,06		0,06	9
	połów (liczba osobników)					2,00		2,00	
	liczba rekordów					1,00		1,00	
makrela atlantycka	połów (kg)	0,26	1,95	1,06			3,43	6,69	9
	połów (liczba osobników)		7,00	3,00				10,00	
	liczba rekordów	1,00	6,00	2,00			1,00	10,00	



Tabela 1.5.4. Wykaz gatunków ryb obcych i wizytujących złowionych w POM w rejsach badawczych typu BITS w latach 2011-2016 (według W. Grygiel, MIR-PIB).

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
babka bycza	połów (kg)	0,10		0,07		0,08	0,43	0,69	2, 11
	połów (liczba osobników)					6	9*	15	
	liczba rekordów	1		2		3	11	17	
witlinek	połów (kg)	6,40	9,16	1,91	10,42	13,22	8,19	49,29	2, 11
	połów (liczba osobników)		4*	3*	39	58	19	123	
	liczba rekordów	16	9	5	11	16	12	69	
sardela europejska	połów (kg)	0,04		0,05	0,57	16,07	3,00	19,73	2, 11
	połów (liczba osobników)			3	39	423	39*	504	
	liczba rekordów	2		2	7	11	16	38	
makrela atlantycka	połów (kg)		1,10			0,26		1,35	2
	połów (liczba osobników)					2		2	
	liczba rekordów		1			2	2	5	
czarniak	połów (kg)				6,23			6,23	2, 11
	połów (liczba osobników)				10			10	
	liczba rekordów				7			7	
ostrobok pospolity	połów (kg)					0,42	2,00	2,42	2, 11
	połów (liczba osobników)					1	3*	4	
	liczba rekordów					1	3*	4	
plamiak	połów (kg)		0,36			0,42		0,78	2, 11
	połów (liczba osobników)		1			1		2	
	liczba rekordów		1			1		2	
zimnica	połów (kg)	0,18			0,06	0,06	0,17	0,47	2
	połów (liczba osobników)				1	1		2	

karlik	2011		2012		2013		2014		2015		2016		Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
	liczba rekordów	1					1		1		1			
połów (kg)									0,03		0,07		0,10	2
połów (liczba osobników)									1				1	
liczba rekordów									1		1		2	

\*Brak informacji z pierwszego kwartału.

Tabela 1.5.5. Obserwacje gatunków wizytujących POM w latach 2011-2016 (według W. Grygiel).

Nazwa gatunkowa	Nazwa łacińska	Obserwacja
chelon grubowargi	<i>Chelon labrosus</i> (Risso, 1827)	W dniach 20-21 września 1998 r. w Zatoce Puckiej złowiono chelona o długości 64 cm i masie 2,61 kg (po wypatroszeniu; Skóra 1998). Za Grygiel (2009) - w dniu 14 listopada 2007 r. w północnej części Jeziora Dąbie (k/Szczecina) - na północ od Stołczyzna, polscy rybacy żakami węgorzowymi złowili chelona (wiek 2+) o długości całkowitej 26,7 cm i masie 176,8 g (według P. Czerniejewski - personal communication). W ww. okresie rybacy ze Świnoujścia także złowili chelona.
ostrosz	<i>Trachinus draco</i> (Linnaeus, 1758)	W dniu 1 sierpnia 2016 r. kuter UST-52, w kwadracie rybackim N-7, dorszową siecią stawną złowił ostrosza o długości 21 cm i masie 70 g (dane MIR-PIB, Gdynia). Ostrosze bardzo rzadko spotykane są w polskich wodach Bałtyku (Kraczkiewicz 1971, Obara 2009, Skóra 2009, Grygiel 2015). W dniu 17 września 2008 r. w Skagerraku (Norwegia) w trakcie kalibracji akustycznej na r/v "Baltica", wędką złowiono ostrosza o długości 40 cm (W. Grygiel - personal communication).
pelamida	<i>Sarda sarda</i> (Bloch, 1793)	Złowiona w żak, w Zatoce Puckiej między Kuźnicą a Jastarnią, dnia 24 sierpnia 2016 r. przez załogę kutra JAS-107, mierzyła około 50 cm długości, ważyła około 2 kg. Kilka dni wcześniej załoga kutra KUŻ-47 także złowiła pelamidę (S. Smoliński - personal communication).
samogłów	<i>Mola mola</i> Linnaeus, 1758	Według M. Bała (2016) młodą rybę około 60 cm długości w Zatoce Puckiej złowili rybacy z Kuźnicy w 2014 r. Pojedyncze małe, młode osobniki samogłowa bardzo sporadycznie występowały także wcześniej w wodach Bałtyku, w tym również u polskich wybrzeży (Siedlecki 1947, Skóra 2005, Anon. 2009a, 2010c za Skóra 2005). Według Grygiela (2010) - w dniu 12 października 2010 r. rybacy z kutra "ŁEB-12" k/Łeby złowili młodego osobnika o długości 75 cm i masie 17,2 kg.
włócznik	<i>Xiphias gladius</i> Linnaeus, 1758	Za M. Bała (2016) - w 2015 i 2016 r. u polskich brzegów Bałtyku złowiono dwa włóczniki - 250 cm długości. W dniu 2 listopada 2005 r. polscy rybacy łodziowi z Unieścia netami dorszowymi złowili samca włócznika o długości całkowitej 189 cm i masie 30,5 kg (Wyszyński i Pelczarski 2005). W dniu 15 listopada 2015 r. załoga łodzi KRS-27 w południowej części łow. odrzańskiego złowiła włócznika o długości 239 cm (według MIR-PIB, 2015).
makrela atlantycka	<i>Scomber scombrus</i> Linnaeus, 1758	Gatunek obcy w POM, młode i dorosłe ryby okresowo wizytują POM. Na przykład - za W. Grygiel (2013) - w dniach 19 i 29 września 2013 r. podczas rejsu BIAS na r/v "Baltica" złowiono trzy makrele o długości 32 cm o łącznej masie 1,1 kg w rejonie południowej części Głębi Gdańskiej (głębokość 20-65 m od powierzchni) i w pobliżu Kołobrzegu (14-20 m od powierzchni).
morszczuk zwyczajny syn. morszczuk europejski	<i>Merluccius merluccius</i> (Linnaeus, 1758)	za Grygiel (2009) - rybacy z kutra „WŁA-112” w dniu 16 maja 2009 r. w trakcie połowów dorszy netami w Rynnie Słupskiej złowili morszczuka. Była to ryba 4 letnia, o długości całkowitej 57 cm i masie 1175 g (wypatroszona). Podobne dwa morszczuki znalazła załoga ww. kutra w innych, niemonitorowanych przez MIR połowach.

Tabela 1.5.6. Szczegółowy wykaz gatunków ryb obcych złowionych w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB).

			2011					2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
			2011	2012	2013	2014	2015						
<b>DZIWIŃNA - SARBINOWO</b>	babka bycza	połów (kg)	6,44									6,44	8
		połów (liczba osobników)	82									82	
<b>DZIWIŃNA - ŚWINA</b>	babka bycza	połów (kg)	37,05									37,05	9
		połów (liczba osobników)	477									477	
<b>JAROSŁAWIEC - SARBINOWO</b>	babka bycza	połów (kg)	1,35					6,58				7,93	7,8
		połów (liczba osobników)	17					74				91,00	
	karp	połów (kg)	0,26									0	7
		połów (liczba osobników)	1									1,00	
<b>MIERZEJA WIŚLANA</b>	babka bycza	połów (kg)	0,11									0	7
		połów (liczba osobników)	2									2,00	
<b>PÓŁWYSEP HEL</b>	babka bycza	połów (kg)	0,12									0,12	8
		połów (liczba osobników)	4									4	
<b>ROWY - JAROSŁAWIEC WSCHÓD</b>	babka bycza	połów (kg)	28,63									28,63	7
		połów (liczba osobników)	390									390	
<b>ROWY - JAROSŁAWIEC ZACHÓD</b>	babka bycza	połów (kg)	0,96									0,96	8
		połów (liczba osobników)	12									12,00	
<b>WŁADYSŁAWOWO - JASTRZĘBIA GÓRA</b>	babka bycza	połów (kg)	1,07									1	8

		2011	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
<b>UJŚCIE ŚWINY</b>	połów (liczba osobników)	14					14,00	
	połów (kg)	0,35					0	6
	połów (liczba osobników)	27					27,00	
<b>UJŚCIE WISŁY PRZEKOP</b>	połów (kg)	81,37		3,78	7,31		92,46	7, 8, 10
	połów (liczba osobników)	2855		98	369		3322	
	połów (kg)	4,62			7,52		12,14	7, 8, 10
<b>ZALEW KAMIENSKI</b>	połów (liczba osobników)	319			632		951	
	połów (kg)	0,62					0,62	8
	połów (liczba osobników)	1					1,00	7, 8, 10, 11
<b>ZALEW PUCKI</b>	połów (kg)	444,30	132,45	67,59	108,35	414,09	1167	8
	połów (liczba osobników)	38203	10210	5027	9905	29409	92754,00	
	połów (kg)	8,72					9	8
<b>ZALEW SZCZECIŃSKI</b>	połów (liczba osobników)	69					69,00	
	połów (kg)	0,35		0,75	7,33		8	7, 8, 10
	połów (liczba osobników)	16		70	712		798,00	
<b>ZALEW WIŚLANY</b>	połów (kg)	0,13			0,29		0,42	7
	połów (liczba osobników)	1			1		2	
	połów (kg)	0,11		0,30	1,03	3,28	4,72	8, 1

		2011	2013	2014	2015	2016	Razem	Miesiąc wystąpienia rekordu
	połów (liczba osobników)	2		38	133	231	404	
	połów (kg)			0,13	0,14	1,82	2,10	8
	babka szczupła							
	połów (liczba osobników)			13	17	141	171,00	
	połów (kg)	3,33		176,40	36,97	379,37	596	8
	karaś srebrzysty							
	połów (liczba osobników)	23		710	108	1033	1874,00	
	połów (kg)	0,46					0	10
	sterlet							
	połów (liczba osobników)	1					1,00	
<b>ZATOKA GDAŃSKA WEWNĘTRZNA</b>	połów (kg)	135,04		54,90	174,95		364,89	6, 7, 8, 10, 11
	połów (liczba osobników)	3027		2059	7634		12720,00	
	połów (kg)	0,23			1,11		1	8
	połów (liczba osobników)	9			93		102,00	
<b>ZATOKA PUCKA ZEWNĘTRZNA</b>	połów (kg)	443,13	52,48	179,91	1043,30	1283,18	3002	7, 8, 9, 10, 11
	połów (liczba osobników)	14763	1538	10452	40363	54627	121743,00	

Tabela 1.5.7. Wykaz gatunków ryb obcych złowionych łącznie w jednolitych częściach wód przybrzeżnych i przejściowych w ramach umów z GIOŚ w latach 2011-2016 (MIR-PIB).

			2011	2013	2014	2015	2016
<b>Łącznie jednolite części wód przybrzeżnych i przejściowych</b>	babka bycza	połów (kg)	1180,3	184,9	307,2	1348,8	1700,9
		połów (liczba osobników)	9	3	3	5	3
	babka szczupła	połów (kg)	59891	1174	1774	59191	84311
		połów (liczba osobników)	4,84		0,13	8,77	1,82
	karaś srebrzysty	połów (kg)	328		13	742	141
		połów (liczba osobników)	12,80		176,4	37,27	379,37
	sterlet	połów (kg)	94		710	109	1033
		połów (liczba osobników)	0,46				
	karp	połów (kg)	1				
		połów (liczba osobników)	0,26				
			1				

**Fitoplankton, makrofity, makrozoobentos i zooplankton**

Do 2011 r. zanotowano w obrębie POM 30 gatunków nierodzimych należących do grup fitoplanktonu, zooplanktonu, makrofitów, zoobentosu oraz awifauny (tabela 1.5.8) (GIOŚ 2014).

Tabela 1.5.8. Wykaz gatunków obcych notowanych w POM do 2010 r.

Lp.	Nazwa gatunkowa	Pierwsza obserwacja w Polsce	Miejsce występowania w polskich obszarach morskich	Literatura/Źródło
<b>FITOPLANKTON</b>				
1.	<i>Alexandrium ostenfeldii</i>	2001 r.	Zalew Pucki	<a href="http://hel.univ.gda.pl/aktu/2003/luminescencja.htm">http://hel.univ.gda.pl/aktu/2003/luminescencja.htm</a> ; HELCOM (2004)
2.	<i>Prorocentrum minimum</i>	1989 r.	Zatoka Gdańska, wody otwarte Basenu Bornholmskiego	Olenina i in. (2010); Grzebyk i in. (2007); Report of the ICES (2009)
3.	<i>Pseudochattonella farcimen</i>	2001 r.	Zatoka Gdańska	Olenina i in. (2010); Report of the ICES; Łotocka (2009)
<b>MAKROFITY</b>				
4.	<i>Elodea canadensis</i>	1870 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	Garbacik-Wesołowska (1969); Pliński (1978)
5.	<i>Chara connivens</i>	1975 r.	Zalew Szczeciński Zalew Wiślany	Brzeska (inf. ustna); Pliński i in. (1978)
<b>ZOOPLANKTON</b>				
6.	<i>Acartia tonsa</i>	1925 r.	cały południowy Bałtyk	Rzoska (1938); Zaiko i in. (2011)

7.	<i>Cercopagis pengoi</i>	koniec lat. 90	Bałtyk właściwy, Zatoka Gdańska, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Żmudziński (1999); Zaiko i in. (2011); Olszewska (2006)
8.	<i>Mnemiopsis leidyi</i>	2007 r.	Zatoka Pucka, zachodnia część Zatoki Gdańskiej	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011); Janas i Zgrundo (2007)
<b>ZOOBENTOS</b>				
9.	<i>Anguillicola crassus</i>	1988 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Zaiko i in. (2011); <a href="http://biodiv.mos.gov.pl">biodiv.mos.gov.pl</a>
10.	<i>Balanus improvisus</i>	1844 r.	cały południowy Bałtyk	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011)
11.	<i>Cordylophora caspia</i>	przed 1840 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	<a href="http://www.nobanis.org/NationalInfo.asp?countryID=PL&amp;taxaID=195">http://www.nobanis.org/NationalInfo.asp?countryID=PL&amp;taxaID=195</a> ; Jażdżewski i Konopacka (2002)
12.	<i>Chaetogammarus ischnus</i>	1928 r.	Zalew Wiślany	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Jażdżewski i in. (2005); Grabowski i in. (2007)
13.	<i>Chelicorophium curvispinum</i>	1920 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	Jażdżewski i in. (2005); Jażdżewski i Konopacka (1995); Konopacka (2004)
14.	<i>Dikerogammarus villosus</i>	2003 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Jażdżewski i Konopacka (2000, 2002); Dobrzycka-Krahel i Rzemiykowska (2010)
15.	<i>Dikerogammarus haemobaphes</i>	1996 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	Konopacka (2004); Dobrzycka-Krahel i Rzemiykowska (2010)
16.	<i>Dreissena polymorpha</i>	około 1800 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011); Wiktor (1969); Stańczykowska i in. (2010)
17.	<i>Eriocheir sinensis</i>	1928 r.	wzdłuż Półwyspu Helskiego, Zatoka Pucka, Zatoka Gdańska, Zalew Szczeciński	Jażdżewski i in. (2005); Grabowski i in. (2005); Normant i in. (2000); Normant i in. (2002); Czerniejewski i Filipiak (2001)
18.	<i>Gammarus tigrinus</i>	1988 r.	Zatoka Pucka, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Grabowski i in. (2007); Packalen i in. (2008); Szaniawska i in. (2003); Jażdżewski i in. (2004); Jażdżewski i in. (2005)
19.	<i>Hemimysis anomala</i>	2005 r.	Zatoka Gdańska	Janas i Wysocki (2005)
20.	<i>Hypania invalida</i>	2010 r.	Zalew Szczeciński	Woźniczka i in. (2011)
21.	<i>Lithoglyphus naticoides</i>	1873 r.	Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	<a href="http://www.iop.krakow.pl/pckz">http://www.iop.krakow.pl/pckz</a>
22.	<i>Marenzelleria neglecta</i>	1986 r.	cały południowy Bałtyk, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011); Warzocha i in. (2005); Ezhova i in. (2005); Bastrop i in. (1995); Gruszka (1991); Żmudziński i in. (1996)
23.	<i>Mya arenaria</i>	Średniowiecze	cały południowy Bałtyk	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011)
24.	<i>Obesogammarus crassus</i>	około 1990 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	Konopacka (2003, 2004); Konopacka i Jażdżewski (2002); Dobrzycka-Krahel i Rzemiykowska (2010)
25.	<i>Orconectes limosus</i>	1890 r.	Ujście Odry, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Zaiko i in. (2011)
26.	<i>Palaemon elegans</i>	2002 r.	Zatoka Gdańska, Zatoka Pomorska,	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Janas i in. (2004a); Grabowski (2006);



			Zalew Wiślany, wzdłuż otwartego wybrzeża	Janas i Bruska (2010)
27.	<i>Pontogammarus robustoides</i>	1988 r.	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	Konopacka (2004); Dobrzycka-Kraheil i Rzemiykowska (2010)
28.	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	po 1900 r.	Zalew Szczeciński, Zatoka Gdańska	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Janas i in. (2004b); Zaiko i in. (2011)
29.	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	przed 1951 r.	Zatoka Gdańska, Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Jażdżewski i in. (2005); Czerniejewski (2009)
<b>AWIFAUNA</b>				
30.	<i>Branta canadensis</i>	1935 r.	Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska	<a href="http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/">http://www.iop.krakow.pl/gatunkiobce/</a> ; Meissner i Bzoma (2009)

W wyniku badań prowadzonych w ramach PMŚ w latach 2011-2016 w wodach przejściowych i przybrzeżnych, jak również w wodach otwartego morza zanotowano szereg gatunków nierodzimych, których występowanie przedstawiono w tabeli 1.5.9. W celach porównawczych gatunki zostały dodatkowo uporządkowane uwzględniając podział jednostek oceny, który został zastosowany we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego.

Tabela 1.5.9. Wykaz gatunków obcych fitoplanktonu, zooplanktonu oraz makrozoobentosu w obrębie POM w latach 2011-2016.

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
<b>Basen Gdański</b>	<b>33 Wody otwarte Zatoki Gdańskiej</b>	P110	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			x
		P110	<i>Cercopagis pengoi</i>						x
		P110	<i>Prorocentrum minimum</i>	x		x	x	x	x
		ZN4	<i>Mya arenaria</i>				x	x	
		ZN4	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x	x	x	x	x
	<b>35 Polskie wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej</b>	P104	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		ZP6	<i>Balanus improvisus</i>		x	x	x	x	x
		ZP6	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x	x	x	x	x
		ZP6	<i>Mya arenaria</i>		x	x	x	x	x
		ZP6	<i>Rhithropanopeus harrisi</i>		x		x		
		ZP6	<i>Acartia tonsa</i>						x
		ZP6	<i>Cercopagis pengoi</i>				x	x	x
		ZP6	<i>Prorocentrum minimum</i>	x			x	x	x
		OM1P	<i>Balanus improvisus</i>						x
		OM1P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x			x	x	
		OM1P	<i>Mya arenaria</i>	x				x	
		OM3P	<i>Dreissena polymorpha</i>					x	
		OM3P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x			x	x	
		OM3P	<i>Mya arenaria</i>	x			x	x	
		T12P	<i>Mya arenaria</i>	x					
		T6aP	<i>Balanus improvisus</i>					x	x

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
		T6aP	<i>Marezzelleria neglecta</i>					x	
		T6aP	<i>Mya arenaria</i>					x	
		T6P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x					
		T6P	<i>Mya arenaria</i>	x					
		ZGP	<i>Balanus improvisus</i>				x		
		ZGP	<i>Marezzelleria neglecta</i>				x	x	
		ZGP	<i>Mya arenaria</i>				x	x	
		C19P	<i>Balanus improvisus</i>				x		
		C19P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x			x	x	
		C19P	<i>Mya arenaria</i>	x			x	x	
	35A Polska część Zalewu Wiślanego	10WM	<i>Dreissena polymorpha</i>			x			
		10WM	<i>Rangia cuneata*</i>			x			
		1WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			
		2WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x	x			
		2WM	<i>Rangia cuneata*</i>		x				
		3WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			
		5WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			
		6WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x	x			
		8WM	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x	x			
		T2WM	<i>Dreissena polymorpha</i>			x			
Basen Bornholmski	36 Wody otwarte Basenu Bornholmskiego	M3	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		M3	<i>Mya arenaria</i>		x	x	x		x
		K6	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		K6	<i>Mya arenaria</i>		x	x	x	x	x
		K6	<i>Prorocentrum minimum</i>	x				x	x
		P16	<i>Balanus improvisus</i>						x
		P16	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		P16	<i>Mya arenaria</i>	x	x	x	x	x	x
		P16	<i>Prorocentrum minimum</i>	x			x	x	x
		B13	<i>Balanus improvisus</i>	x	x	x	x	x	x
		B13	<i>Gammarus tigrinus</i>	x					
		B13	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		B13	<i>Mya arenaria</i>	x	x	x	x	x	x
		B13	<i>Cercopagis pengoi</i>			x			
B13	<i>Prorocentrum minimum</i>	x	x		x	x	x		
P5	<i>Gammarus tigrinus</i>	x							

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016	
38 Polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego		P5	<i>Prorocentrum minimum</i>			x	x		x	
		IVZP	<i>Balanus improvisus</i>					x	x	
		IVZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>					x	x	
		IVZP	<i>Mya arenaria</i>					x	x	
		SWZP	<i>Balanus improvisus</i>	x	x			x	x	
		SWZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x			x	x	
		SWZP	<i>Mya arenaria</i>	x	x			x	x	
		1ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>							x
		1ZP	<i>Mya arenaria</i>							x
		2ZP	<i>Balanus improvisus</i>			x			x	
		2ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			x	x
		2ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	x
		3ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x				
		3ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	
		4ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x				
		4ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	
		5ZP	<i>Balanus improvisus</i>			x				
		5ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x				
		5ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	
		6ZP	<i>Balanus improvisus</i>			x			x	
		6ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x				
		6ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	
		7ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x				
		7ZP	<i>Mya arenaria</i>			x			x	
		C11P	<i>Balanus improvisus</i>						x	
		C11P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x					x	x
		C11P	<i>Mya arenaria</i>							x
		C8P	<i>Balanus improvisus</i>						x	
		C8P	<i>Marezzelleria neglecta</i>						x	x
		C8P	<i>Mya arenaria</i>						x	x
		C9P	<i>Balanus improvisus</i>	x						
		C9P	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x						
		38A Polska część Zalewu Szczecińskiego		B2ZP	<i>Balanus improvisus</i>				x	
B2ZP	<i>Dreissena polymorpha</i>			x						
B2ZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x			x			
DZRZP	<i>Balanus improvisus</i>			x				x	x	

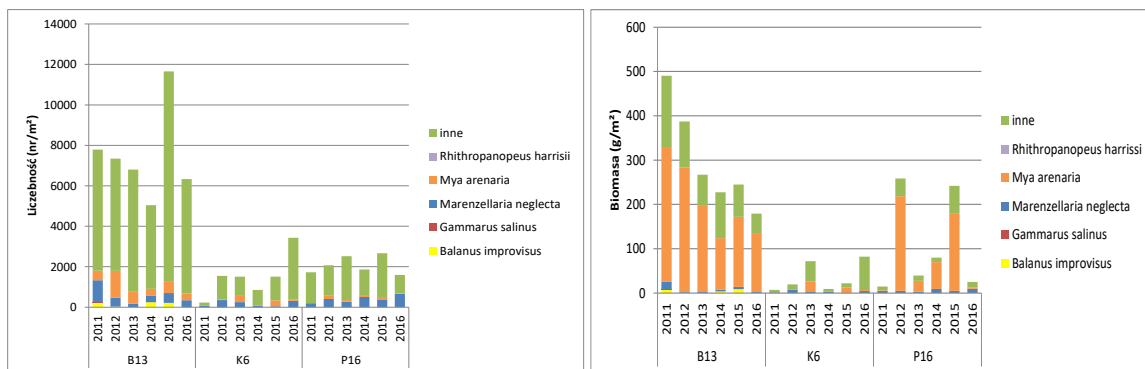
Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
		DZRZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x				x	x
		DZRZP	<i>Mya arenaria</i>					x	x
		DZZP	<i>Balanus improvisus</i>					x	x
		DZZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>					x	x
		DZZP	<i>Mya arenaria</i>					x	x
		EZP	<i>Dreissena polymorpha</i>		x			x	x
		EZP	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			x			
		FZP	<i>Dreissena polymorpha</i>	x					
		HZP	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>			x			
		JWWZP	<i>Dreissena polymorpha</i>					x	
		SWIZP	<i>Balanus improvisus</i>					x	x
		SWIZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>					x	x
		SWIZP	<i>Mya arenaria</i>					x	x
		SWRZP	<i>Balanus improvisus</i>	x	x			x	x
		SWRZP	<i>Dreissena polymorpha</i>	x					
		SWRZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x			x	x
		SWRZP	<i>Mya arenaria</i>			x		x	x
		WLZP	<i>Dreissena polymorpha</i>			x		x	x
		WLZP	<i>Marezzelleria neglecta</i>						x
		WLZP	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	x					
Wschodni Basen Gotlandzki	62 Polskie wody przybrzeżne wschodniej części Bałtyku Właściwego	C12P	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x				
		C12P	<i>Mya arenaria</i>		x				
		C13a	<i>Balanus improvisus</i>				x		
		C13a	<i>Marezzelleria neglecta</i>				x	x	
		C13a	<i>Mya arenaria</i>				x	x	
		C13P	<i>Marezzelleria neglecta</i>		x				
		C13P	<i>Mya arenaria</i>		x				
		C15P	<i>Balanus improvisus</i>			x			
		C15P	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x		x	x
		C15P	<i>Mya arenaria</i>			x		x	x
		C16P	<i>Balanus improvisus</i>					x	x
		C16P	<i>Marezzelleria neglecta</i>					x	
		C16P	<i>Mya arenaria</i>					x	
		C18P	<i>Balanus improvisus</i>			x		x	x
		C18P	<i>Marezzelleria neglecta</i>			x		x	x
		C18P	<i>Mya arenaria</i>			x		x	

Akwen HOLAS II	Podakwen ocena wstępna 2005-2010	Stacja	Gatunek	2011	2012	2013	2014	2015	2016
27	Wody otwarte wschodniej części Bałtyku Właściwego	P140	-						
		Ł7	<i>Balanus improvisus</i>						x
		Ł7	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x
		Ł7	<i>Mya arenaria</i>	x	x			x	x
		Ł7	<i>Cercopagis pengoi</i>				x		
		Ł7	<i>Prorocentrum minimum</i>	x		x	x	x	x
		Z	<i>Mya arenaria</i>	x	x	x	x	x	x
		Z	<i>Marezzelleria neglecta</i>	x	x	x	x	x	x

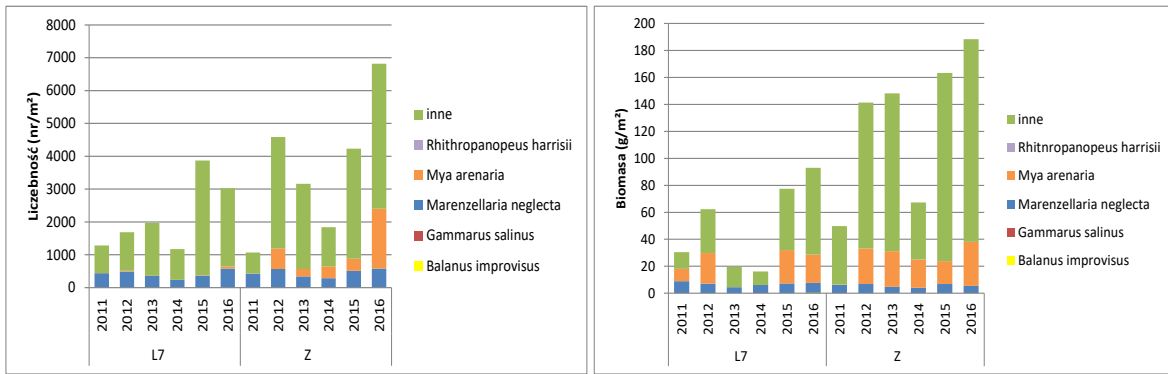
\* Nowy gatunek obcy w POM w okresie 2011-2016.

Nierodzące gatunki fitoplanktonu oraz zooplanktonu występowały w znikomych ilościach stanowiących w zdecydowanej większości przypadków poniżej 1% ogólnej ilości i biomasy w próbach, w których gatunki te występowały. Wyjątek stanowią pomiary z października 2014 r. kiedy gatunek *Prorocentrum minimum* stanowił 70% biomasy (przy 3% udziale w liczebności) na stacji ZP6 w rejonie Zatoki Puckiej, lecz był to pojedynczy przypadek, poza którym gatunek ten nie przekraczał 14% ogólnej biomasy w próbach. Dodatkowo pojawianie się nierodzących gatunków fitoplanktonu i zooplanktonu w obrębie polskich wód Morza Bałtyckiego miało charakter incydentalny w odróżnieniu do gatunków nierodzących makrozoobentosu, których udział w ogólnej liczbie i biomasy był znaczący. Dla zobrazowania udziału notowanych gatunków nierodzących w strukturze makrozoobentosu w jednostkach oceny HOLAS II tj. w Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim, sporządzono wykresy liczebności oraz biomasy w latach 2011-2016 (rys.1.5.1 – rys. 1.5.3).

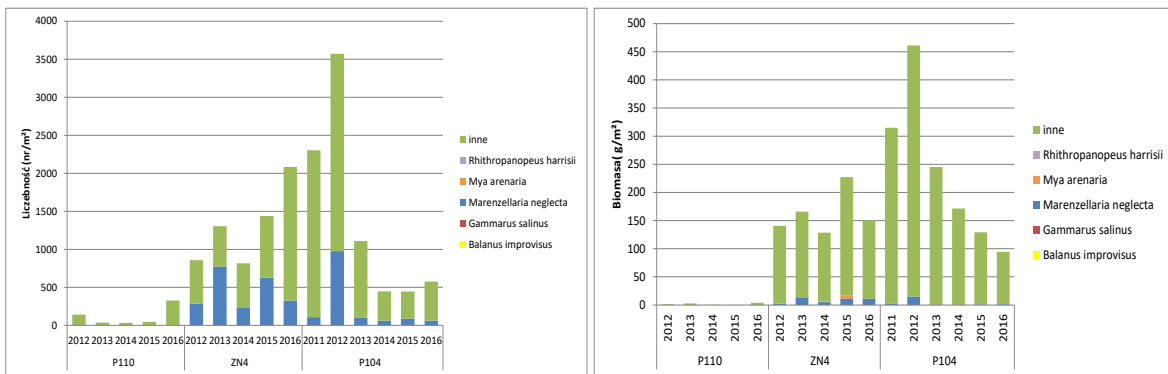
We wszystkich rejonach badań głównymi gatunkami występującymi w znacznych liczebnościach jest wieloszczet *Marezzelleria neglecta* oraz przedstawiciel małża *Mya arenaria*, który ze względu na rozmiary osobnicze wykazuje znaczny udział w strukturze biomasy szczególnie w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego (rys.1.5.1) i Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (rys.1.5.2). Gatunek *Marezzelleria neglecta* stanowił największy udział w liczebności makrozoobentosu w strefie głębokowodnej Basenu Gdańskiego (rys. 1.5.3).



Rys.1.5.1. Udział gatunków nierodzących w całkowitej liczebności i biomasy makrozoobentosu wód Basenu Bornholmskiego (źródło danych PMS).



Rys.1.5.2. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomase makrozoobentosu wód Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (źródło danych PMŚ).



Rys. 1.5.3. Udział gatunków nierodzimych w całkowitej liczebności i biomase makrozoobentosu wód Basenu Gdańskiego (źródło danych PMŚ).

## 1.6. Czynniki sprawcze i skutki eutrofizacji

Stężenia substancji biogenicznych i tlenu w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu-a oraz przezroczystość, badane są regularnie od wielu lat w ramach PMŚ, według wytycznych HELCOM COMBINE. Analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu-a oraz przezroczystości przeprowadzono dla wydzielonych akwenów HOLAS na tle dziesięciolecia poprzedzającego ostatni rok obejmujący opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich.

### *Czynniki sprawcze*

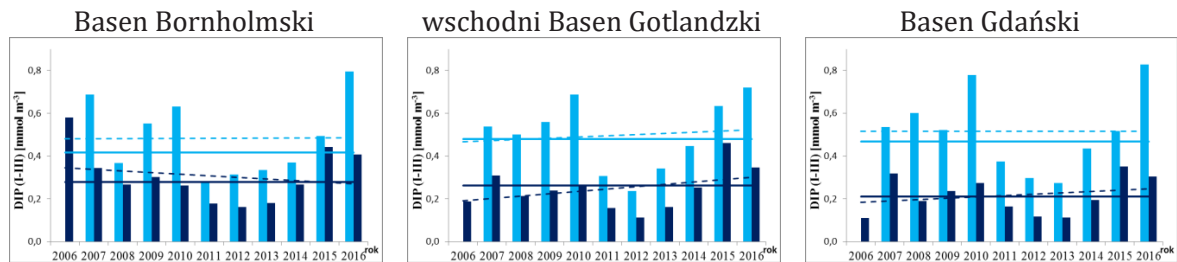
Najistotniejszym wskaźnikiem opisującym proces eutrofizacji Morza Bałtyckiego jest zawartość soli odżywczych w wodzie morskiej. Substancje te mają największy, bezpośredni lub pośredni, wpływ na pozostałe wskaźniki eutrofizacji, m.in. na rozwój fitoplanktonu. Analizując wielkość ładunku substancji biogenicznych należy mieć na uwadze wpływ nietypowych zjawisk przyrodniczych, które miały miejsce w rozpatrywanym okresie, takich jak wlewy z Morza Północnego z apogeum w 2014 r. (IMGW-PIB 2015), odpływ fal powodziowych wodami Wisły do Zatoki Gdańskiej w 2010 r. (Łysiak-Pastuszek 2011). Mogą one zakłócać obraz zmian długoterminowych wpływając na wartości średnie bądź przebieg linii trendu.

Zawartość fosforanów (DIP) i nieorganicznego azotu (DIN) badana jest głównie w okresie zimowym gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, zanika produkcja pierwotna, a wartości stężeń soli biogennych są najwyższe w ciągu roku. Ta zimowa pula substancji pokarmowych w głównej mierze decyduje o intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym.

Kontrola stanu środowiska morskiego polskiej EEZ przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, przeprowadzona na początku lutego 2016 r., wykazała znaczny (w Basenie Bornholmskim nawet dwukrotny) wzrost stężeń nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych, zarówno w poprzednim roku jak i w latach 2006–2015. Tendencja wzrostowa zimowej puli nieorganicznych związków fosforu obserwowana jest szczególnie od 2014 r., co można pośrednio przypisać skutkom wlewów wód z Morza Północnego (Feistel 2016). Również średnie roczne stężenia, świadczące o dostępności tych związków w cyklu całorocznym, w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2016 r., utrzymywały się na wysokim poziomie, były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia i tylko niewiele niższe od odpowiednich wartości z poprzedniego roku (rys. 1.6.1).

Odmianą sytuację zaobserwowano w przypadku azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej, którego stężenia w okresie zimowym 2016 r. były porównywalne z rokiem 2015 w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim i znacznie wyższe w Basenie Gdańskim, jednak niższe od średniej z poprzedzającego dziesięciolecia (tabela 1.6.1). Średnie stężenia roczne tego parametru w 2016 r. były niższe od notowanych w roku ubiegłym dla wszystkich, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, rejonów, a także niższe od średnich z ubiegłej dekady (rys. 1.6.2). W całym badanym obszarze obserwowany jest pozytywny kierunek zmian – spadkowa tendencja stężeń azotu mineralnego, najbardziej zaznaczona w Basenie Gdańskim w odniesieniu do zimowej puli tych związków.

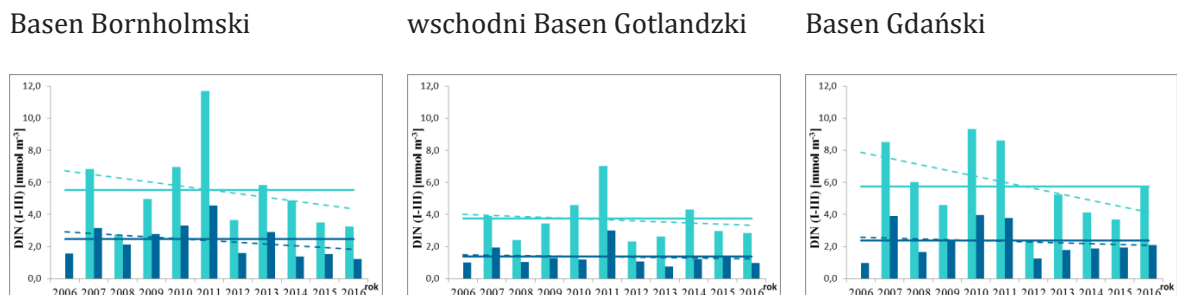




Rys. 1.6.1. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w POM w miesiącach zimowych (I-III) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Tabela 1.6.1. Średnie stężenia [ $\text{mmol m}^{-3}$ ] w 2016 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (I–III) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	0,80 (0,42)	3,24 (5,52)	0,55 (0,85)	25,91 (25,6)
wschodni Basen Gotlandzki	0,72 (0,48)	2,85 (3,75)	0,45 (0,74)	26,20 (23,93)
Basen Gdański	0,83 (0,47)	5,75 (5,75)	0,60 (0,72)	29,92 (26,65)



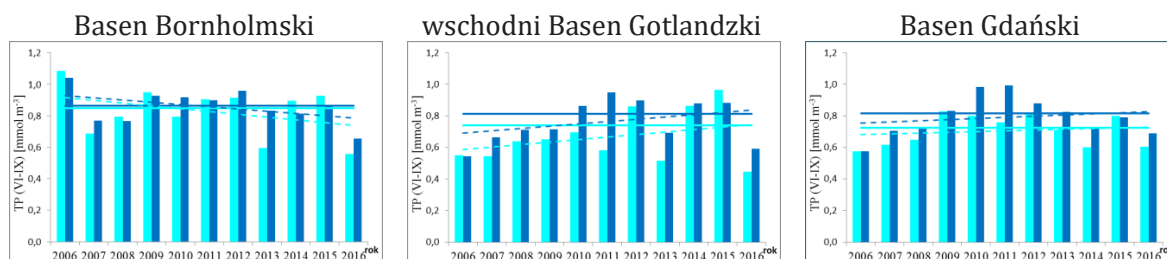
Rys. 1.6.2. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w POM w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Warto zwrócić uwagę na różnicę w definiowaniu okresu, dla którego obliczana jest pula zimowych substancji biogennych. W dotychczasowych opracowaniach (Zalewska i in. 2015, Łysiak-Pastuszak i in. 2016) jako okres zimowy przyjmowano miesiące od stycznia do marca. Z drugiej strony w aktualnej wersji Przewodnika Oceny Eutrofizacji HELCOM (HELCOM 2015c) jako miesiące zimowe traktuje się grudzień, styczeń i luty. Tak więc istnieje możliwość wystąpienia różnic w puli substancji odżywczych obliczonych dla tych dwóch, różnie zdefiniowanych okresów. Może to wystąpić np. w sytuacji kiedy rejs marcowy, zaliczany do okresu zimowego, odbywał się w trakcie lub po, wcześniej występującym, zakwicie wiosennym. W związku z powyższym, dla celów porównawczych, w ramach opisu warunków środowiskowych jako zimowy zastosowano



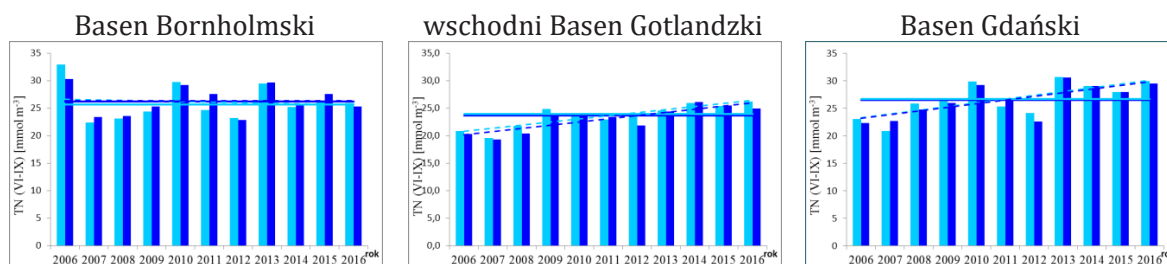
okres I-III, natomiast w aktualizacji oceny wód otwartego morza do wyliczeń zimowej puli substancji biogennych przyjęto miesiące zgodne z raportem HOLAS II, czyli XII-II.

Kolejnymi wskaźnikami eutrofizacji są stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w wydzielonych akwenach przedstawiono na rys. 1.6.3 oraz rys. 1.6.4. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie 0–10 m były w 2016 r. znacznie niższe niż latem 2015 r. dla wszystkich akwenów. Utrzymywały się również poniżej wartości średnich dla ostatniego dziesięciolecia. Podobne zależności dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. W Basenie Bornholmskim zarysowała się nawet niewielka poprawa – spadkowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, natomiast na pozostałym obszarze utrzymywała się bardzo słaba tendencja wzrostowa.



Rys. 1.6.3. Zmiany stężeń fosforu całkowitego w POM (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Wartości stężeń azotu całkowitego, zarówno w okresie letnim 2016 r. jak i w cyklu całorocznym, były wyższe od średniej wieloletniej, a także z roku 2015, we wszystkich monitorowanych akwenach oprócz Basenu Bornholmskiego. Potwierdziła to wzrostowa tendencja średnich z miesięcy letnich oraz rocznych stężeń azotu całkowitego w tych obszarach. Wyjątkiem był Basen Bornholmski, gdzie zmiany zawartości azotu całkowitego nie były jednoznaczne.



Rys. 1.6.4. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i stężeń rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

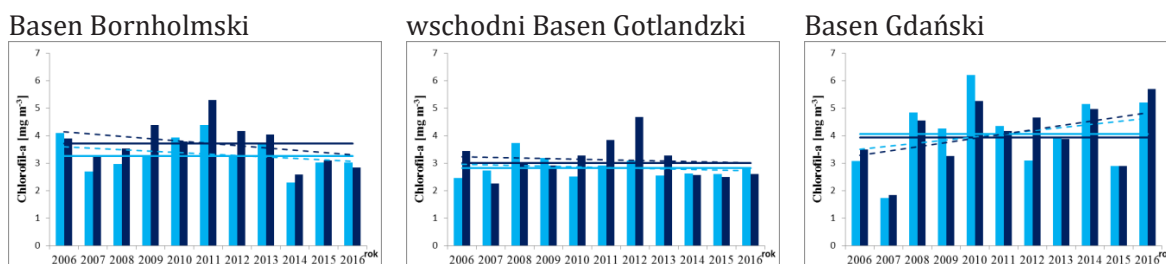
### Skutki bezpośrednie

Skutkiem wzrostu dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim są intensywne zakwity fitoplanktonu. Ich efektem w większości przypadków jest zwiększenie koncentracji chlorofilu-a w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu-a analizuje się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu-a w wodzie morskiej.



Zakwit fitoplanktonu (fot. IMGW-PIB)

W Basenie Bornholmskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim zawartość chlorofilu-a w 2016 r. w okresie letnim oscylowała wokół wartości średnich z ostatniego dziesięciolecia 2006–2015, była również na poziomie zbliżonym do poprzedniego roku. Wpisywała się ona w obserwowaną wcześniej słabą tendencję spadkową, w przeciwieństwie do Basenu Gdańskiego, gdzie znacznie wyższe koncentracje chlorofilu-a w miesiącach letnich 2016 r. przekładały się na zauważoną w poprzednich latach, tendencję wzrostową (rys. 1.6.5).



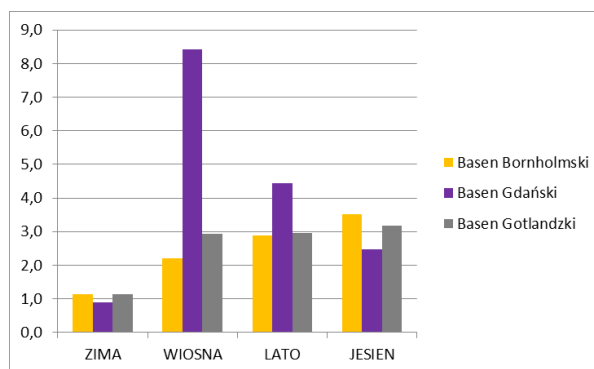
Rys. 1.6.5. Zmiany zawartości chlorofilu-a w POM w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015; linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).

Średnie roczne zawartości chlorofilu-a w 2016 r. w wodach Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego były zbliżone i pozostawały na niższym od średniej z ostatniej dekady poziomie, wpisując się w obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia słabą tendencję spadkową. Wartości te nie różniły się znacząco od tych dla poprzedniego roku. Natomiast w Basenie Gdańskim bardzo wysoka koncentracja pigmentu znacząco (>25%) przewyższała średnią z okresu 2006–2015, oraz była prawie dwukrotnie wyższa od wartości z 2015 r. (rys. 1.6.5, tabela 1.6.2).

Tabela 1.6.2. Średnie zawartości [ $\text{mg m}^{-3}$ ] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i średnie zawartości roczne (śr. r.) w POM w 2016 r.; (średnie z okresu 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	Chl-a (VI-IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	3,03	2,85
	(3,27)	(3,71)
wschodni Basen Gotlandzki	2,83	2,60
	(2,82)	(3,01)
Basen Gdański	5,20	5,70
	(4,06)	(3,94)

W 2016 r. najintensywniejsza produkcja pierwotna miała miejsce w Basenie Gdańskim podczas wiosennego zakwit. Na pozostałym obszarze największy zakwit przypadał na okres późno-jesienny (rys. 1.6.6).



Rys. 1.6.6. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [ $\text{mg m}^{-3}$ ] w wydzielonych akwenach POM w 2016 r. (źródło danych PMŚ).

W ramach testowania wskaźnika średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach letnich, wykonano analizę na podstawie danych udostępnianych w Systemie SatBałtyk (Woźniak i in. 2011 a, b) w postaci dziennych map wartości rozkładów stężeń chlorofilu-a na różnych głębokościach dla całego obszaru Morza Bałtyckiego. Obejmują one wartości stężenia chlorofilu-a na powierzchni morza wyznaczone przy zastosowaniu danych łączonych z pomiaru satelitarne (MODIS) i modelu EcoSat stosowanych w przypadku braku informacji satelitarnej. Wartości na wybranych głębokościach w warstwie 0-10 m są estymowane w oparciu o statystyczny model uwzględniający główne cechy charakteryzujące pionowe rozkłady koncentracji chlorofilu-a w wodach bałtyckich:

$$C_a(z) = C_a(0) \frac{A + B \exp[-(z - z_m)^2 \sigma]}{A + B \exp[-(z)^2 \sigma]}$$

gdzie:

$$A = 10^{(1.38 \log(C_a(0)) + 0.0883)}$$

$$B = 10^{(0.714 \log(C_a(0)) + 0.0233)}$$

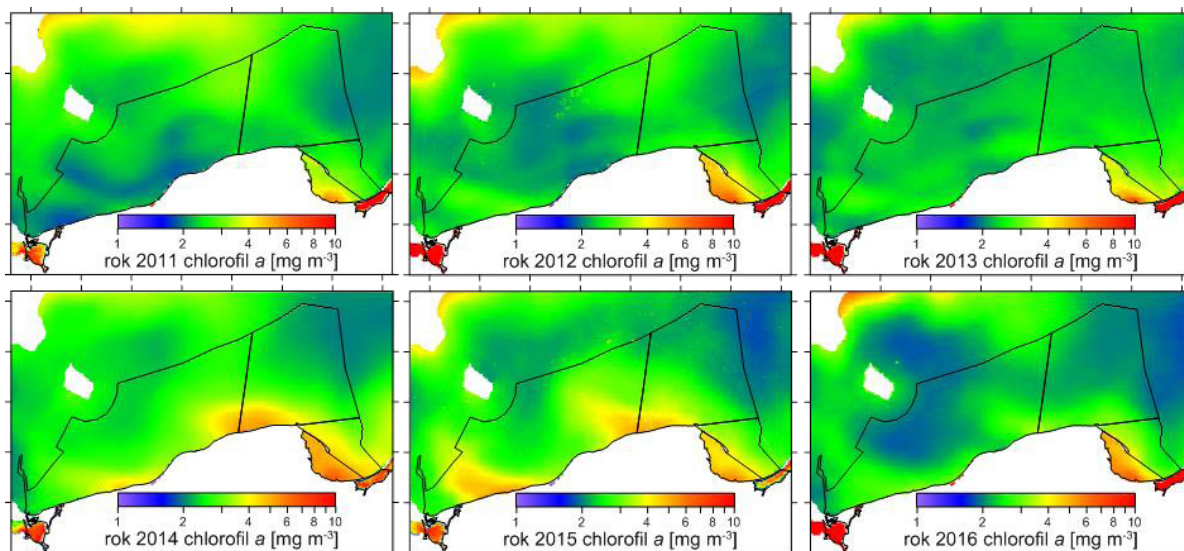
$$z_m = -4.61 \log(C_a(0)) + 8.86$$

$$\sigma = 0.0052$$

Formuła ta odwzorowuje charakterystyczne dla wszystkich akwenów morskich występowanie maksimum stężenia chlorofilu-a na głębokości, na której dwa główne limitujące czynniki, czyli poziom oświetlenia docierającego z powierzchni i zawartość substancji biogennych

w toni wodnej tworzą optymalne warunki dla fotosyntezy. Przy czym wyznaczone w niej na drodze statystycznych analiz współczynniki wiążą ogólny, uniwersalny kształt pionowych rozkładów koncentracji chlorofilu-a z warunkami środowiskowymi panującymi w Bałtyku (Ostrowska i in. 2007).

Wartości średnie stężeń chlorofilu-a dla każdego piksela o długości boku 1 km wyznaczono poprzez numeryczne scałkowanie pionowych stężeń chlorofilu-a metodą trapezów w zakresie 0-10 m z krokiem 1 m. Otrzymane w rezultacie mapy uśredniano następnie w okresach rocznych i dla miesięcy letnich od czerwca do września, w każdym roku osobno (rys. 1.6.7).



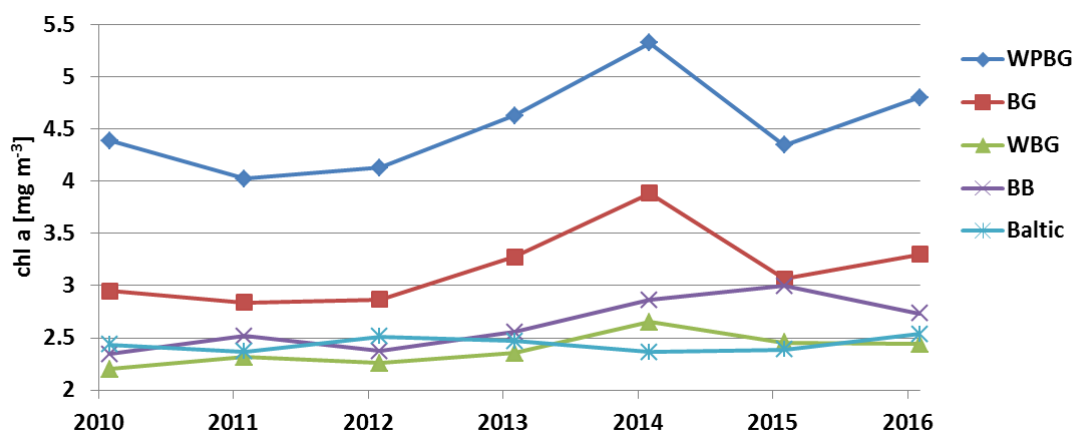
Rys. 1.6.7. Średnie stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk.

We wszystkich analizowanych obszarach widoczna jest niejednorodność przestrzenna wartości stężenia chlorofilu-a wewnątrz poszczególnych akwenów (rys. 1.6.7), przy czym rozkład ich maksymalnych i minimalnych wartości jest zróżnicowany w poszczególnych latach. W skrajnych przypadkach można wyodrębnić rejonu znacząco odbiegające wartościami od wyznaczonych dla całego akwenu średnich, jak np. wysokie stężenia chlorofilu-a w rejonie przybrzeżnym wschodniego Basenu Gotlandzkiego w roku 2014, utrzymujące się w roku 2015. Miało to z pewnością wpływ na zaobserwowany wzrost średniej wyznaczonej dla całego akwenu. Natomiast silny spadek wartości średniej wyznaczonej w Basenie Bornholmskim w roku 2016 odzwierciedla najniższe z notowanych w analizowanym obszarze wartości średnich widoczne w centralnym i zachodnim rejonie tego obszaru. W latach 2014 i 2015 uwidoczniają się większe stężenia chlorofilu-a wzdłuż środkowego wybrzeża, w rejonach występowania upwellingu przybrzeżnego. Jest to związane niewątpliwie z większą aktywnością upwellingów w tych latach widoczną na mapach anomalii temperatury powierzchniowej (rys. 1.3.4).

Średnie stężenie chlorofilu-a w warstwie 0-10 m w poszczególnych akwenach w latach 2011-2016 wyznaczono w odniesieniu do miesięcy letnich (VI - IX) i całego roku (I - XII) na podstawie odpowiednich map wartości średnich wyznaczonych dla każdego roku z analizowanego okresu (rys. 1.6.8). W analizach wykorzystano również analogicznie wyznaczone wartości średnie stężenia chlorofilu-a dla całego obszaru Morza Bałtyckiego.

W okresie letnim wartość średniego stężenia chlorofilu-a w analizowanych obszarach zmieniała się od 2,24 (wschodni Basen Gotlandzki, 2016) do 5,23  $\text{mg m}^{-3}$  (polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 2014). Przy czym wyraźnie zauważalne jest utrzymywanie się wysokich wartości w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie w całym analizowanym okresie średnia wartość stężenia chlorofilu-a tylko raz (w roku 2011) spadła nieco poniżej 4  $\text{mg m}^{-3}$ , podczas gdy we wschodnim basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim średnie stężenie

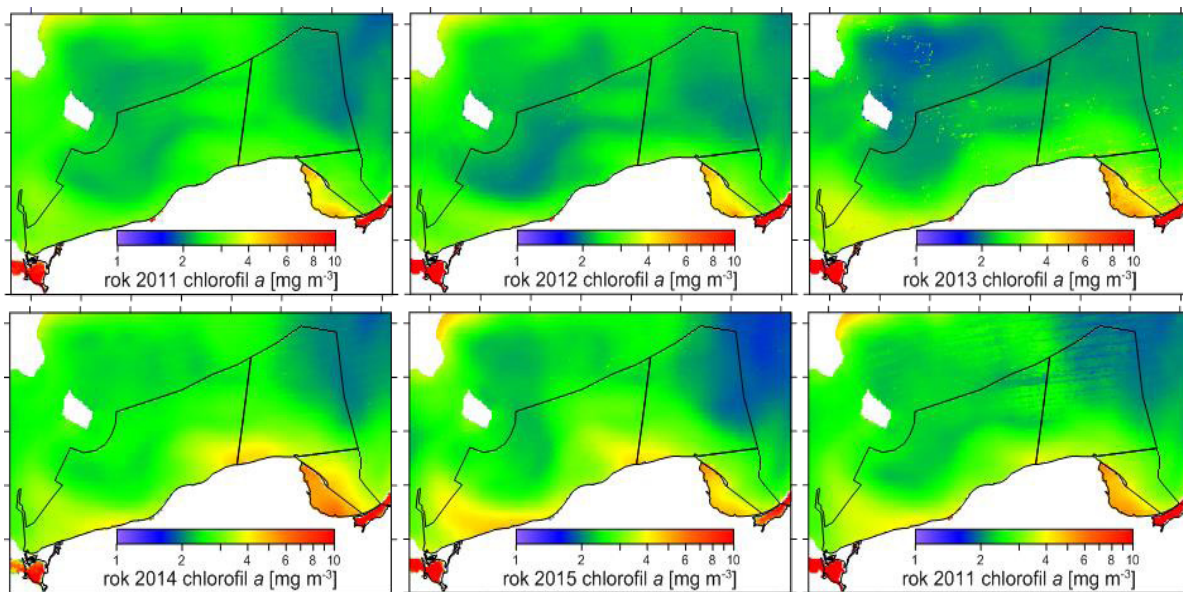
chlorofilu-a było znacząco mniejsze (odpowiednio od 2,24 do 2,68 mg m<sup>-3</sup> i od 2,28 do 3,06 mg m<sup>-3</sup>) i utrzymywało się na podobnym poziomie jak średnie stężenia wyznaczone dla całego obszaru Morza Bałtyckiego (rys. 1.6.8).



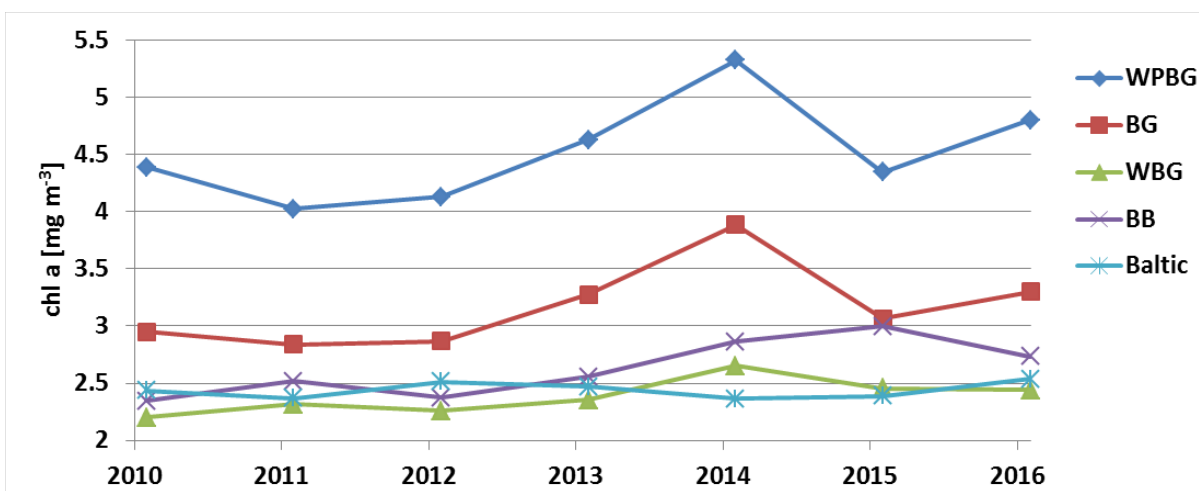
Rys. 1.6.8. Średnie stężenia chlorofilu-a w warstwie 0-10 m w miesiącach letnich (VI-IX), obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku.

We wszystkich akwenach największe zróżnicowanie wyznaczonych średnich wartości stężeń chlorofilu-a występowały w drugiej połowie analizowanego okresu, przy czym najbardziej znaczący wzrost tych wartości przypada na rok 2014. Należy z tego wnioskować, że w tym czasie panowały najkorzystniejsze w analizowanym okresie warunki środowiskowe mające wpływ na rozwój fitoplanktonu. W Basenie Bornholmskim tendencja ta utrzymała się do następnego roku 2015 kiedy znowu nastąpił niewielki wzrost średniej wartości stężenia chlorofilu-a (z 2,85 do 3,06 mg m<sup>-3</sup>). Warto zauważyć, że w tym samym okresie średnia dla całego obszaru Morza Bałtyckiego wykazywała niewielką tendencję spadkową. Nieznaczny wzrost widoczny jest dopiero dla roku 2016, podczas gdy we wszystkich analizowanych obszarach (z wyjątkiem wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego) średnie wartości chlorofilu-a w roku 2016 są mniejsze niż w roku poprzednim i wróciły do poziomu z początku analizowanego okresu.

Kolejne obliczenia wykonano dla całego roku, tzn. na podstawie wszystkich map w danym roku kalendarzowym (rys. 1.6.9, rys. 1.6.10). Podobnie jak w przypadku wartości średnich stężeń chlorofilu-a z okresu letniego, wyraźnie widoczne jest zróżnicowanie przestrzenne średnich rocznych. Można przy tym zauważyć wyraźne w kolejnych latach i w każdym akwenie tendencje do spadku tych wartości postępującego wraz z odległością od brzegu. Warto też zauważyć wyraźny podział wschodniego Basenu Gotlandzkiego na rejon południowozachodni z większymi średnimi rocznymi stężeniami chlorofilu-a niż w rejonie północnwschodnim. Podobną tendencję można zauważyć w okresie letnim (rys. 1.6.7), nie jest ona jednak tak wyraźna.



Rys. 1.6.9. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m.

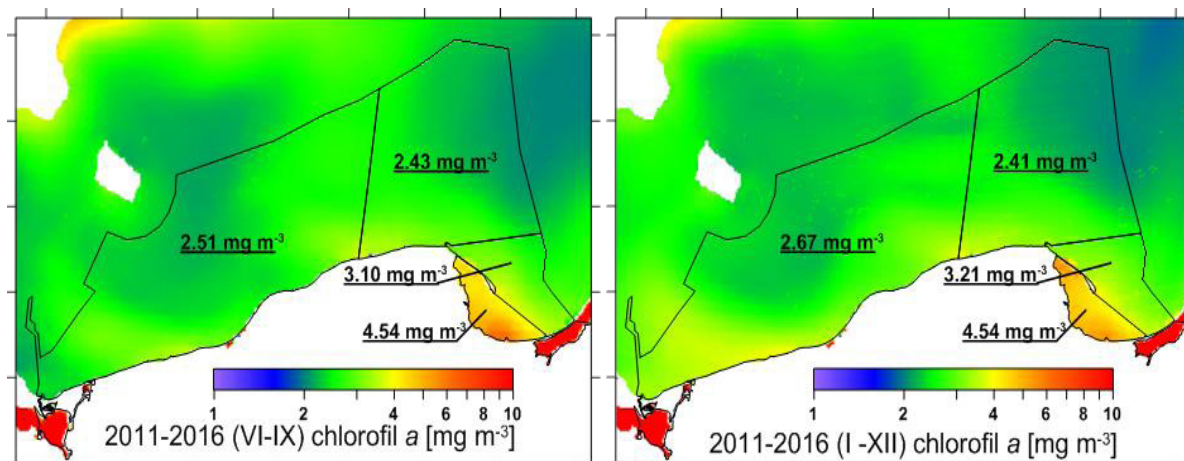


Rys. 1.6.10. Średnie roczne stężenia chlorofilu-a obliczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla warstwy 0-10 m, dla: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (WPBG), Basenu Gdańskiego (BG), Basenu Bornholmskiego (BB), Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (WBG), oraz dla całego Bałtyku.

Wyznaczona dla poszczególnych akwenów średnia roczna stężenia chlorofilu-a zmienia się w granicach od 2,26 mg m<sup>-3</sup> (wschodni Basen Gotlandzki, 2012) do 5,33 mg m<sup>-3</sup> (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, 2016), a więc w podobnym zakresie jak w przypadku średnich letnich. Podobnie też w każdym akwenie wystąpił znaczący wzrost średniej w roku 2014, który w Basenie Bornholmskim utrzymał się w roku 2015. Basen Bornholmski i wschodni Basen Gotlandzki charakteryzowały się najmniejszą zmiennością średnich stężeń chlorofilu-a, które podobnie jak w okresie letnim przyjmowały wartości zbliżone do wyznaczonych dla całego Morza Bałtyckiego w tym okresie. Największe wartości średnie stężeń chlorofilu-a zanotowano w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, tak jak w przypadku wartości letnich były one blisko dwa razy większe od średnich Bałtyckich. Warto zauważyć, że wartości wyznaczone dla Basenu Gdańskiego w całym analizowanym okresie są niższe od tych w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, lecz ich zmienność ma identyczny przebieg a różnica w ich odpowiednich

wartościach bezwzględnych zawiera się w przedziale od  $1,18 \text{ mg m}^{-3}$  (2011 r.) do  $1,5 \text{ mg m}^{-3}$  (2016 r.).

Porównanie rozkładów przestrzennych letnich i całorocznych średnich wartości stężenia chlorofilu-a w analizowanych obszarach w latach 2011-2016 przedstawiono na rys. 1.6.11. W obu analizowanych okresach można wyróżnić rejony charakteryzujące się podobnymi tendencjami. Na przykład w rejonie centralnym i północnozachodnim Basenu Bornholmskiego i rejonie północnowschodnim wschodniego Basenu Gotlandzkiego występują wyraźnie niższe wartości średnich stężeń chlorofilu-a niż w pozostałych obszarach tych akwenów. Wartości średnie wyznaczone dla miesięcy letnich i całego roku w odniesieniu do całych akwenów różnią się nieznacznie.



Rys. 1.6.11. Rozkład średniego stężenia chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI-IX) i w całym roku na podstawie danych z Systemu SatBałtyk dla lat 2011-2016 oraz średnie wartości dla poszczególnych basenów.

Stopień przezroczystości wody morskiej jest jednym z ważniejszych parametrów nie tylko informującym o stanie środowiska, ale też determinującym wiele procesów zachodzących w toni wodnej. Podstawowym wśród nich procesem jest dystrybucja promieniowania użytecznego w procesie fotosyntezy, kształtowana nie tylko przez warunki zewnętrzne, określające ile tego promieniowania dochodzi do powierzchni wody ale też, i to w największym stopniu, przez stopień przezroczystości samej toni wodnej. Im większa przezroczystość, tym głębiej dochodzi energia słoneczna i tym bardziej rozszerza się warstwa, w której zachodzi proces fotosyntezy.

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu-a, parametrem powiązaniem z produkcją pierwotną. Spadek przezroczystości wody, wywołany wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej, jest pośrednio również efektem wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. Obniżenie przezroczystości może powodować spadek miąższości strefy eufotycznej, w której odbywa się produkcja pierwotna.

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

Podstawowymi parametrami na podstawie których można bezpośrednio określić przezroczystość wody morskiej, są spektralne rozkłady współczynników absorpcji i rozpraszania promieniowania słonecznego, określone w toni wodnej na poszczególnych głębokościach (Dera, 2003). Stosowanie takiej metody wymaga jednak dosyć zawansowanej aparatury pomiarowej i doświadczonego operatora do jej obsługi. Z tego powodu, w warunkach morskich, często stosowane jest określanie zasięgu widzialności w toni wodnej białego dysku, o średnicy 30 cm, nazwanego głębokością dysku Secchiego, za nazwiskiem włoskiego badacza Pietro Angelo Secchi,

który wprowadził ten parametr w swoich badaniach na Morzu Śródziemnym już w 1865 r. (Preisendorfer, 1986; Davies-Colley i in., 1993).

Głębokość dysku Secchiego jest parametrem, opisującym w zintegrowany sposób podstawowe właściwości optyczne w przypowierzchniowej warstwie wody, istotne szczególnie dla produktywności biologicznej danego akwenu. Parametr ten, może być, oczywiście z ograniczoną dokładnością, powiązany z zasięgiem strefy eufotycznej w morzu, rozumianej jako słup wody w którym zachodzi przeważająca większość procesów fotosyntezy materii organicznej w morzu.

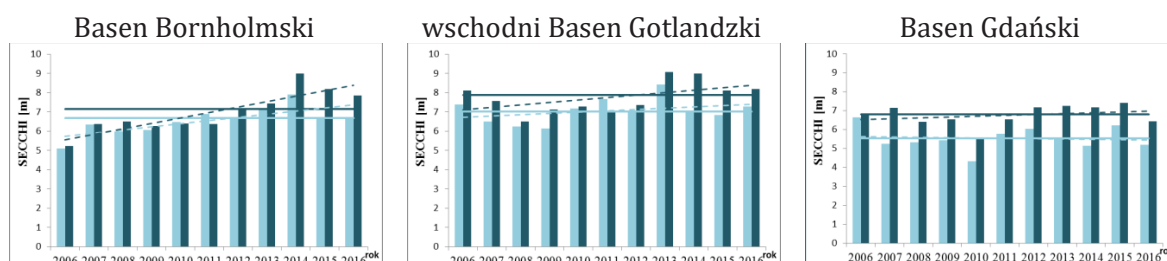
W 2016 r. przezroczystość w POM zmieniała się w zakresie od 3 m podczas zakwitów letniego w Basenie Gdańskim, do 17 m, tuż przed zakwitami wiosennymi, w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Najniższą średnią (zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną) przezroczystość notowano w Basenie Gdańskim, natomiast najwyższe wartości stwierdzono we wschodnim Basenie Gotlandzkim (tabela 1.6.3).

Tabela 1.6.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w POM w 2016 r. (średnie z lat 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	6,7	7,9
	(6,7)	(7,2)
wschodni Basen Gotlandzki	7,3	8,2
	(7,0)	(7,9)
Basen Gdański	5,2	6,4
	(5,5)	(6,8)

Średnia przezroczystość z miesięcy letnich w 2016 r. była na poziomie zbliżonym do średniej z poprzedniego roku oraz średniej z ostatniej dekady. W odniesieniu do średniej rocznej wartości z 2016 r. oscylowały wokół średniej z ostatniej dziesięciolecia. Były również porównywalne do średniej z 2015 r., z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, gdzie przezroczystość była wyraźnie niższa (rys. 1.6.12).

Mimo opisanych wyżej różnic między akwenami, w całym monitorowanym obszarze stwierdzono wzrostową tendencję przezroczystości o różnym nasileniu, zarówno dla okresu letniego, jak i dla całego roku. Najsilniejsza była w Basenie Bornholmskim, przede wszystkim w zakresie średnich całorocznych. We wschodnim Basenie Gotlandzkim również silniejsza była inklinacja dodatnia dla średnich z całego roku. W Basenie Gdańskim zanikowi uległa ujemna tendencja i pojawiła się bardzo słaba tendencja wzrostu przezroczystości. Reasumując należy stwierdzić, że w POM zaznacza się pozytywny kierunek obserwowanych zmian – poprawa przezroczystości wód morskich.



Rys. 1.6.12. Zmiany przezroczystości wody morskiej w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z lat 2006–2015, linie przerywane – tendencje (źródło danych PMŚ).



Z uwagi na bezpośredni związek przezroczystości z absorpcją i rozpraszaniem światła słonecznego w toni wodnej, możliwe jest jego powiązanie z charakterystyką spektralną strumienia promieniowania wychodzącego z przypowierzchniowej warstwy wody, mierzonego przez radiometry umieszczone na satelitach środowiskowych. Pozwala to na zdalne określanie tego parametru, przy wykorzystaniu dostępnej informacji satelitarnej. Z uwagi na specyficzne właściwości optyczne różnych akwenów, związki pomiędzy charakterystykami strumienia oddolnego (określanymi tzw. reflektancją bezkontaktową, definiowaną jako stosunek radiacji wychodzącej z toni wodnej do oświetlenia padającego na powierzchnie wody) a głębokością dysku Secchiego mają charakter lokalny.

Przedstawione poniżej analizy opierają się na wartościach głębokości dysku Secchiego określonych za pomocą algorytmu opracowanego dla wód Bałtyku i zaimplementowanego w Systemie SatBałtyk. W algorytmie wykorzystano wyznaczaną satelitarne reflektancję w dwóch kanałach spektralnych 531 nm i 654 nm. Głębokość dysku Secchiego, wyliczona została na podstawie poniższego wzoru:

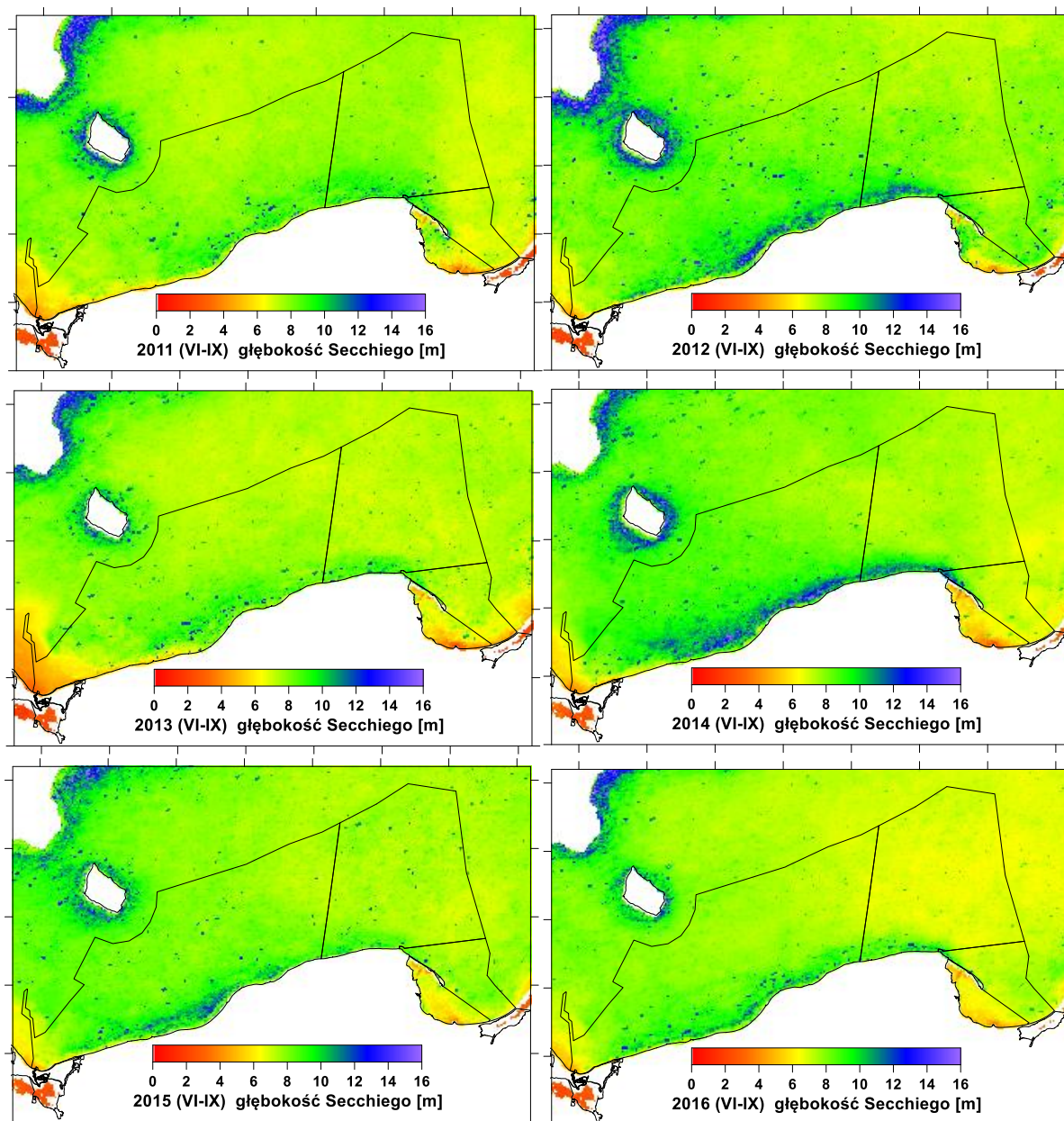
$$\text{Secchi [m]} = 1,59 + 8,6 x + 3,04 * x^2$$

gdzie  $x = \log(Rrs(531nm)/Rrs(645nm))$

Równanie regresji wykorzystane w tym algorytmie opracowane zostało na podstawie synchronicznych pomiarów dysku Secchiego i reflektancji bezkontaktowej przeprowadzonych podczas szeregu rejsów badawczych s/y Oceania z Instytutu Oceanologii PAN na wodach Bałtyku.

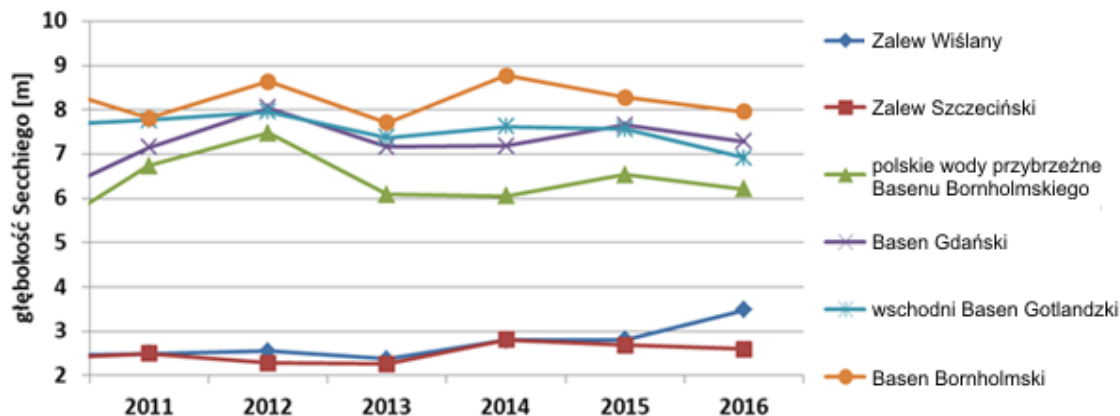
Obecnie, estymowane wartości głębokości dysku Secchiego w Systemie SatBałtyk nie są wspierane modelowaniem eko-hydrodynamicznym, co oznacza, że zaprezentowane tu średnie uzyskane są tylko na podstawie danych satelitarnych, pozyskanych dla dni bezchmurnych nad badanym akwenem. Stąd też wartości średnie liczone są tu na podstawie danych z różnej liczby punktów, uzależnionej od stanu i częstości zachmurzenia nad danym akwenem. W praktyce może to mieć pewien wpływ na prezentowane tu wartości średnie, zwłaszcza na obszarach charakteryzujących się zwiększoną ilością dni zachmurzonych (np. strefa przybrzeżna). Pomimo tego ograniczenia, prezentowane tu statystyki oparte są na licznych danych, znacznie przewyższających liczbę danych możliwych do uzyskania klasycznymi metodami tylko na podstawie pomiarów *in-situ*.

Na rys. 1.6.13 przedstawione są rozkłady przestrzenne średnich rocznych wartości głębokości dysku Secchiego, w sezonie letnim, wyliczone dla poszczególnych lat 2011-2016.



Rys. 1.6.13. Rozkłady przestrzenne średnich rocznych wartości głębokości dysku Secchiego dla poszczególnych lat w sezonie letnim wyznaczone na podstawie danych z Systemu SatBałtyk.

Oprócz wyraźnie wyższych wartości na wodach zatokowych, nie widzimy tu bardzo silnego różnicowania na pozostałych obszarach, chociaż jest ono wciąż wyraźne i utrzymuje się na przestrzeni wszystkich lat, co przedstawione jest na rys. 1.6.14 i w tabeli 1.6.4. Widoczne zwłaszcza w latach 2012 i 2014, stosunkowo wysokie wartości przezroczystości wody na niewielkich obszarach przy brzegu, mogą być rezultatem upwellingu, wynoszącego w tych rejonach, względnie czyste wody z głębszych warstw. Obszary te charakteryzowały się jednak większą liczbą dni z zachmurzeniem, a co za tym idzie mniejszą liczbą danych, na podstawie których wyliczono wartości średnie. Rejony te są na tyle małe, że sytuacja ta nie ma praktycznie żadnego wpływu na wartości średnie wyliczone dla poszczególnych obszarów i istotne z punktu widzenia celu niniejszego opracowania.



Rys. 1.6.14. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na podstawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk.

Na rys. 1.6.14 widać, że Basen Bornholmski charakteryzował się największą przezroczystością wód w całym okresie oceny, a nieco mniejszą pozostałe baseny otwartego morza. Przezroczystość wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego była mniejsza o około 1 m ze względu na wpływ wód otwartego morza, natomiast w wodach obu zalewów przezroczystość była najmniejsza.

Z porównania wyników z systemu SatBałtyk (tabela 1.6.4) z obliczeniami średniej z pomiarów monitoringowych (tabela 1.6.3) wynika, że w przypadku Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego są one wyższe od 1,5 do 2 m, natomiast niższe o około 0,5 m we wschodnim Basenie Gotlandzkim.

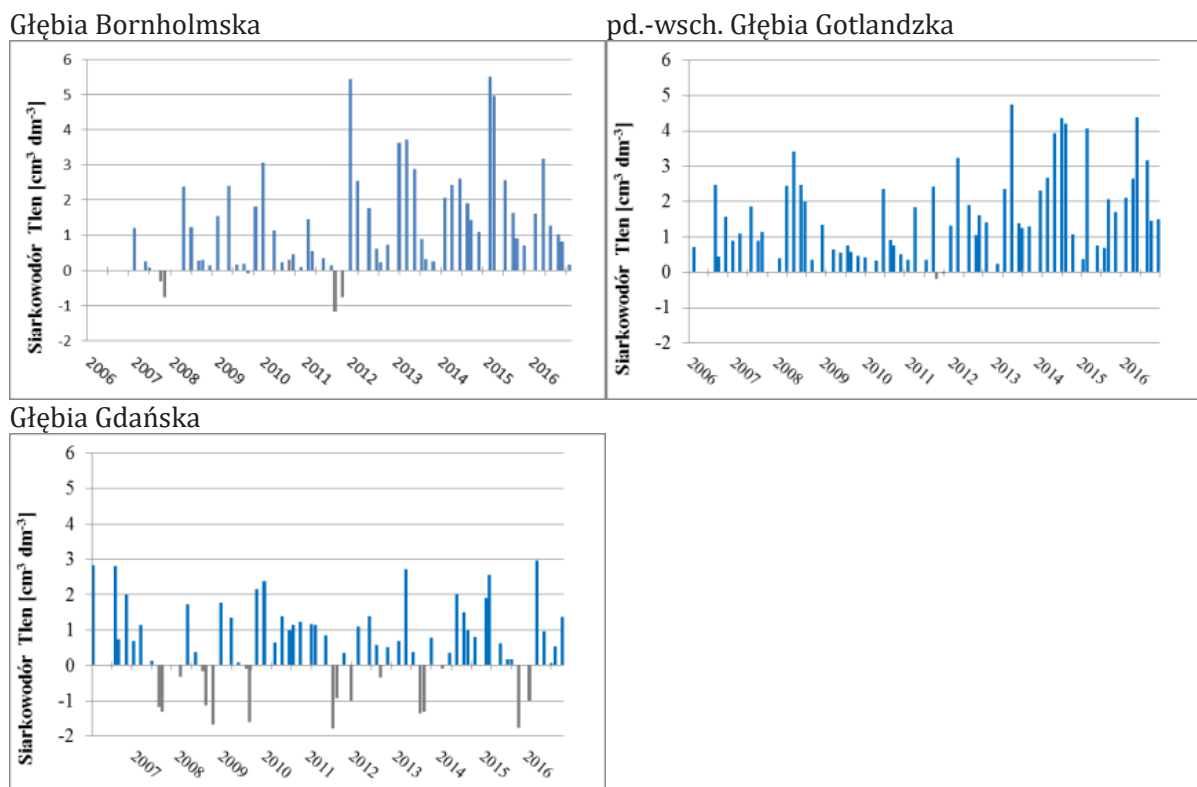
Tabela 1.6.4. Średnie głębokości dysku Secchi w wybranych akwenach POM w miesiącach letnich (VI-IX) dla poszczególnych lat, obliczone na podstawie danych satelitarnych z Systemu SatBałtyk.

Rok	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2011-2016
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	6,7	7,5	6,1	6,1	6,5	6,2	6,5
Basen Gdański	7,1	8,0	7,2	7,2	7,7	7,3	7,4
wschodni Basen Gotlandzki	7,8	8,0	7,4	7,6	7,6	6,9	7,5
Basen Bornholmski	7,8	8,6	7,7	8,8	8,3	8,0	8,2

### Skutki pośrednie

Wtórny skutkiem nadmiaru substancji biogenych w środowisku morskim Bałtyku jest spadek natlenienia wód przydennych. Natlenienie warstw przydennych jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu do warstwy przydennej odpowiedzialne są głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego (Hansson 2009, Conley 2011).

Pomimo, że w wodach otwartego morza do oceny natlenienia warstw wód przydennych stosuje się wskaźnik podstawowy HELCOM – dług tlenowy, coroczne oceny poziomu deficytu tlenu, ze względu na trudności metodyczne, wykonywane są na podstawie analizy zmian stężeń tlenu rozpuszczonego w warstwie przydennej. Wskaźnikiem podstawowym jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września.



Rys. 1.6.15. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi POM w latach 2006–2016 (wartości ujemne oznaczają obecność siarkowodoru) (źródło danych PMS).

W 2016 r. warunki tlenowe przy dnie obszarów głębokowodnych były nadal kształtowane przez wlewy wód z rejonu Kattegatu (Fiestel 2016). Po olbrzymim wlewie w grudniu 2014 r. (IMGW-PIB 2015) nastąpiły kolejne, słabe lub umiarkowane, z których te z listopada 2015 r. oraz z przełomu stycznia i lutego 2016 r., wpłynęły na sytuację tlenową przy dnie głębi południowego Bałtyku w 2016 r. (IOW 2016abc, SMHI 2016) (rys. 1.6.15).

Pod koniec roku 2015 tlen, dostarczony z wodami wielkiego wlewu z Morza Północnego (ang. MBI – Major Baltic Inflow) z 2014 r., został prawie wyczerpany z warstw przydennych strefy głębokowodnej POM, a w Głębi Gdańskiej pojawił się siarkowodor. Wlew z listopada 2015 r. poprawił stosunkowo szybko warunki natlenienia w Głębi Bornholmskiej, gdzie stężenie tlenu wzrosło ze śladowych ilości  $0,7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  w listopadzie do  $1,7 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  w styczniu 2016 r. Kolejny wlew z początku roku 2016 spowodował zanik warstwy deficytu tlenowego w tym rejonie, zwiększając zawartość tlenu do  $3 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ . Natomiast do Głębi Gdańskiej, obszaru głębokowodnego najbardziej oddalonego od źródła przemieszczających się wód, wlew dotarł dopiero w kwietniu, powodując zanik strefy azoicznej i wzrost stężenia tlenu do  $3,2 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ . Na południowo-wschodnim stoku Głębi Gotlandzkiej dobre warunki tlenowe utrzymywały się do sierpnia 2016 r., osiągając roczne maksimum  $4,3 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  na początku lata. Od września pojawiła się już strefa deficytu tlenowego (Drgas 2016).

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy, które wystąpiły w zimie 2015/2016, podobnie jak wlew z 2014 r., spowodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego. W kolejnych miesiącach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który doprowadził do powrotu deficytu tlenowego pod koniec 2016 r. w strefie przydennej we wszystkich głębiach POM.

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak piknokliny, pojawianie się upwellingu), były w roku oceny dobrze natlenione, a stężenie tlenu przy dnie utrzymywało się powyżej wartości  $4,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$  (tabela 1.6.5).

Tabela 1.6.5. Minimalne stężenie tlenu przy dnie w lecie 2016 r. w POM (min. 2006–2015) (źródło danych PMŚ).

Akwen	strefa	O <sub>2</sub> min (VI–IX)
Basen Bornholmski	głębokowodna	0,8 (-1,2)*
	płytkowodna	5,0 (4,6)*
	Zatoka Pomorska	4,2 (5,1)*
wschodni Basen Gotlandzki	głębokowodna	1,4 (-0,2)*
	płytkowodna	5,9 (4,5)*
Basen Gdański	głębokowodna	0,1 (-1,8)*
	płytkowodna	5,1 (4,3)*

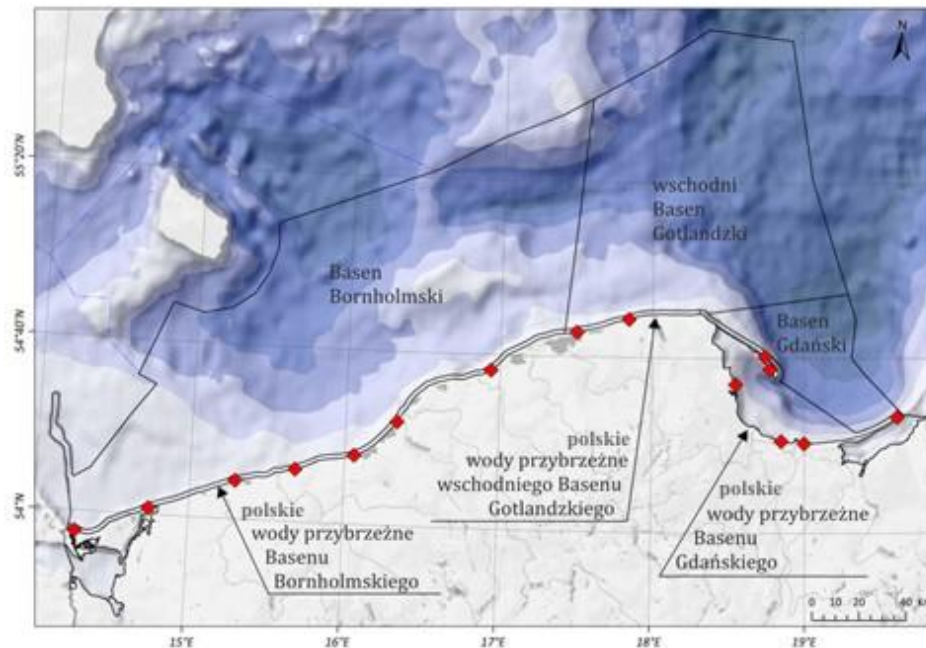
\* Siarkowódór wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu.

### 1.7. Odpady w środowisku morskim w latach 2015-2016

W latach 2015 i 2016 przeprowadzono pilotażowy program monitoringu odpadów w środowisku morskim. Program ten koncentrował się przede wszystkim na monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej, ale obejmował również monitoring odpadów na dnie i monitoring mikrocząstek.

#### *Odpady deponowane na brzegu*

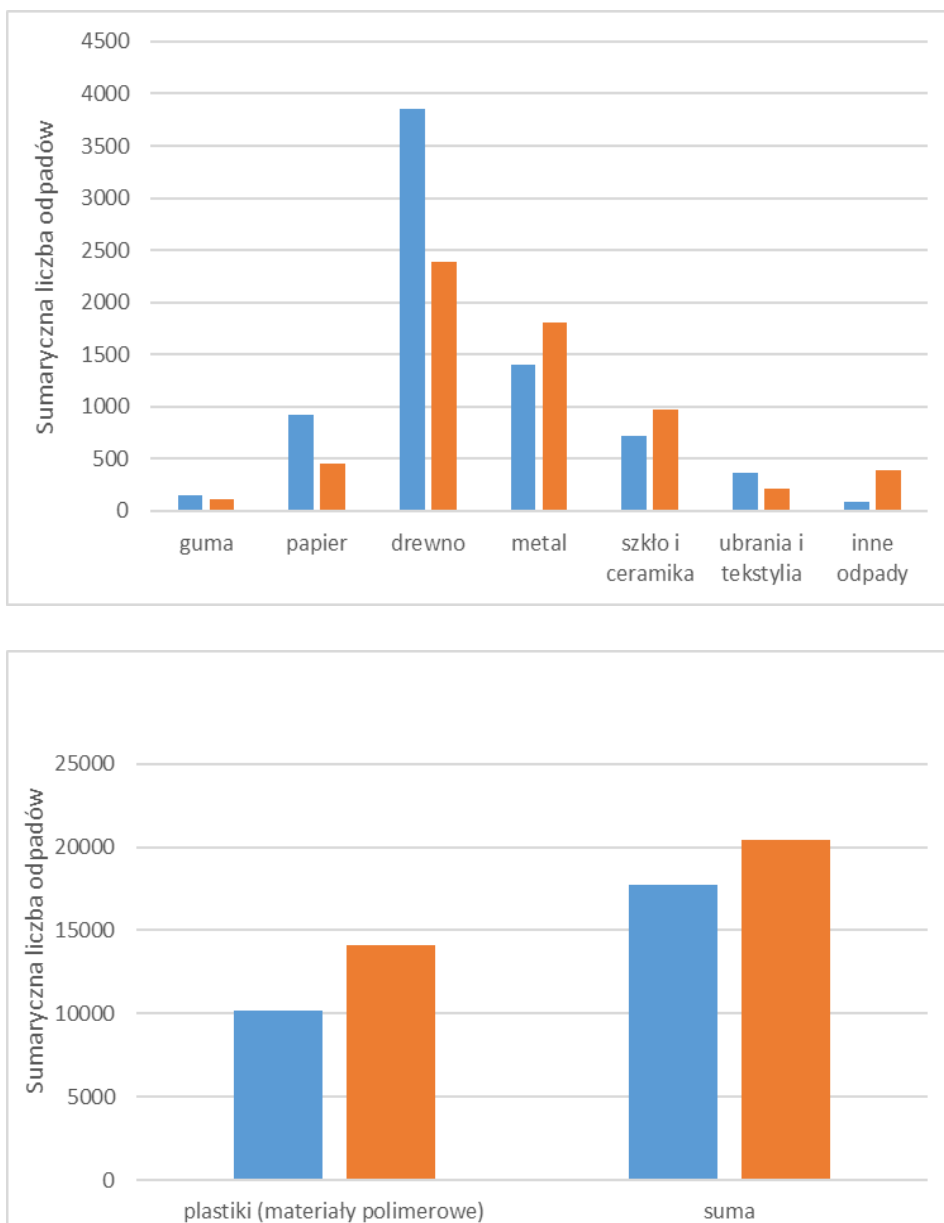
Monitoring odpadów gromadzonych na brzegu przeprowadzony został na 15 odcinkach o długości 1 km (rys. 1.7.1). Na każdym odcinku przeprowadzono monitoring wszystkich odpadów znajdujących na się na całej szerokości monitorowanego odcinka, od linii wody do granicy plaży. Monitoring obejmuje identyfikację i zliczanie określonego rodzaju odpadu. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na wyznaczonych odcinkach prowadzony był w każdym roku czterokrotnie: w kwietniu (wiosna), na przełomie czerwca i lipca (lato), na przełomie września i października (jesień) na przełomie grudnia i stycznia (zima).



Rys. 1.7.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2015 r. i 2016 r.

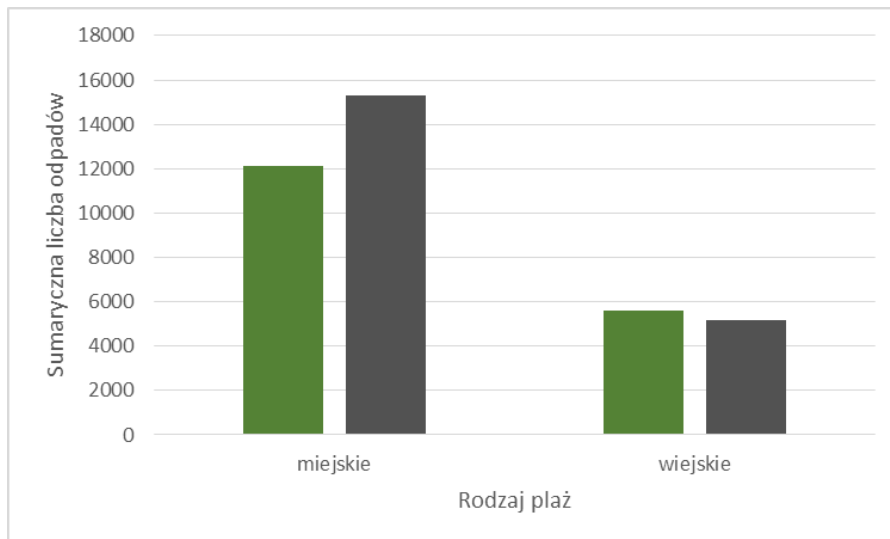
Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach: guma, papier, drewno, metal, szkło i ceramika, plastik (materiały polimerowe) oraz ubrania i tekstylia przedstawiono na rys. 1.7.2.

Dominującym rodzajem odpadów były materiały polimerowe – plastiki, których liczba w 2015 r. wyniosła 10209. W tym samym roku odnotowano również stosunkowo dużą liczbę odpadów grupy drewna (3850) i w dalszej kolejności metalu (1395). Liczebność pozostałych kategorii odpadów pozostawała poniżej 1000. Należy jednak podkreślić, że udział plastików w całkowitej liczbie odpadów był największy i wynosił 58%. W 2016 r. udział ten wyniósł 69%. W tym samym roku odnotowano również wzrost liczby odpadów na linii brzegowej polskiego Wybrzeża w porównaniu z rokiem ubiegłym z 17702 do 20429. Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (14104) charakteryzowały się odpady metalowe (1807), szkło i ceramika (968). Stwierdzono także znaczny udział odpadów z grupy inne odpady (383), których frekwencja w 2015 r. wyniosła 92.

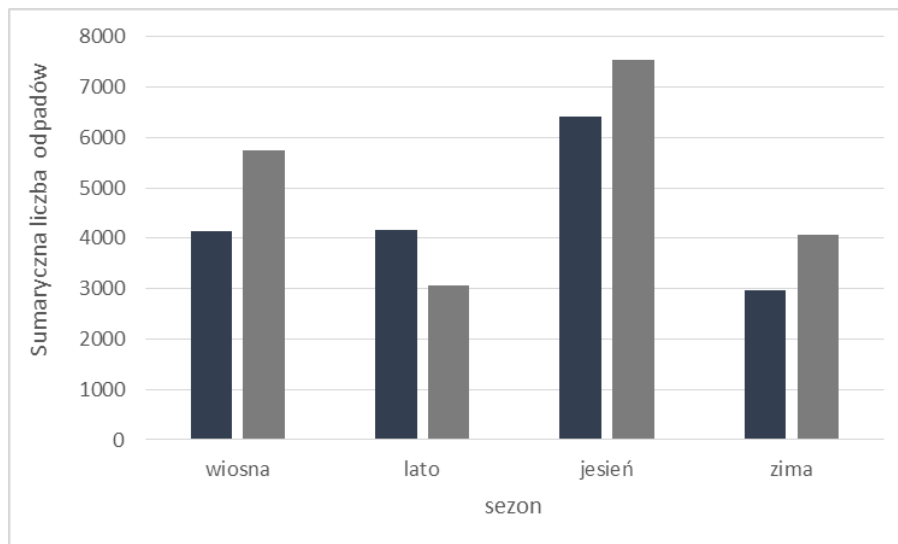


Rys. 1.7.2. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów (z czterech etapów) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2015 r. (słupki niebieskie) i 2016 r. (słupki pomarańczowe) (źródło danych PMŚ).

Monitoring w zakresie liczby odpadów stałych wyrzucanych na brzeg lub gromadzonych wzdłuż linii brzegowej prowadzony był na plażach o charakterze miejskim i wiejskim. Odpady te teoretycznie poddane są innym presjom i pochodzą z różnych źródeł. Jednak większość obszarów polskiego Wybrzeża jest intensywnie wykorzystywana turystycznie. Zgodnie z oczekiwaniem największą liczebnością odpadów charakteryzowały się plaże typu miejskiego (rys. 1.7.3). W 2015 r. całkowita liczba odpadów na plażach miejskich wynosiła 12 106, natomiast rok później wzrosła do 15284. W przypadku plaż wiejskich liczby odpadów w latach 2015 i 2016 były zbliżone i wynosiły odpowiednio 5595 i 5145. Istotne różnice w liczbie odpadów w obszarach miejskich i wiejskich ma swoje źródło w turystyce, której wpływ jest szczególnie widoczny w okresach atrakcyjnych turystycznie (rys. 1.7.4).



Rys. 1.7.3. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów na plażach miejskich i wiejskich w 2015 r. (słupki zielone) i 2016 r. (słupki ciemno-szare) (źródło danych PMŚ).

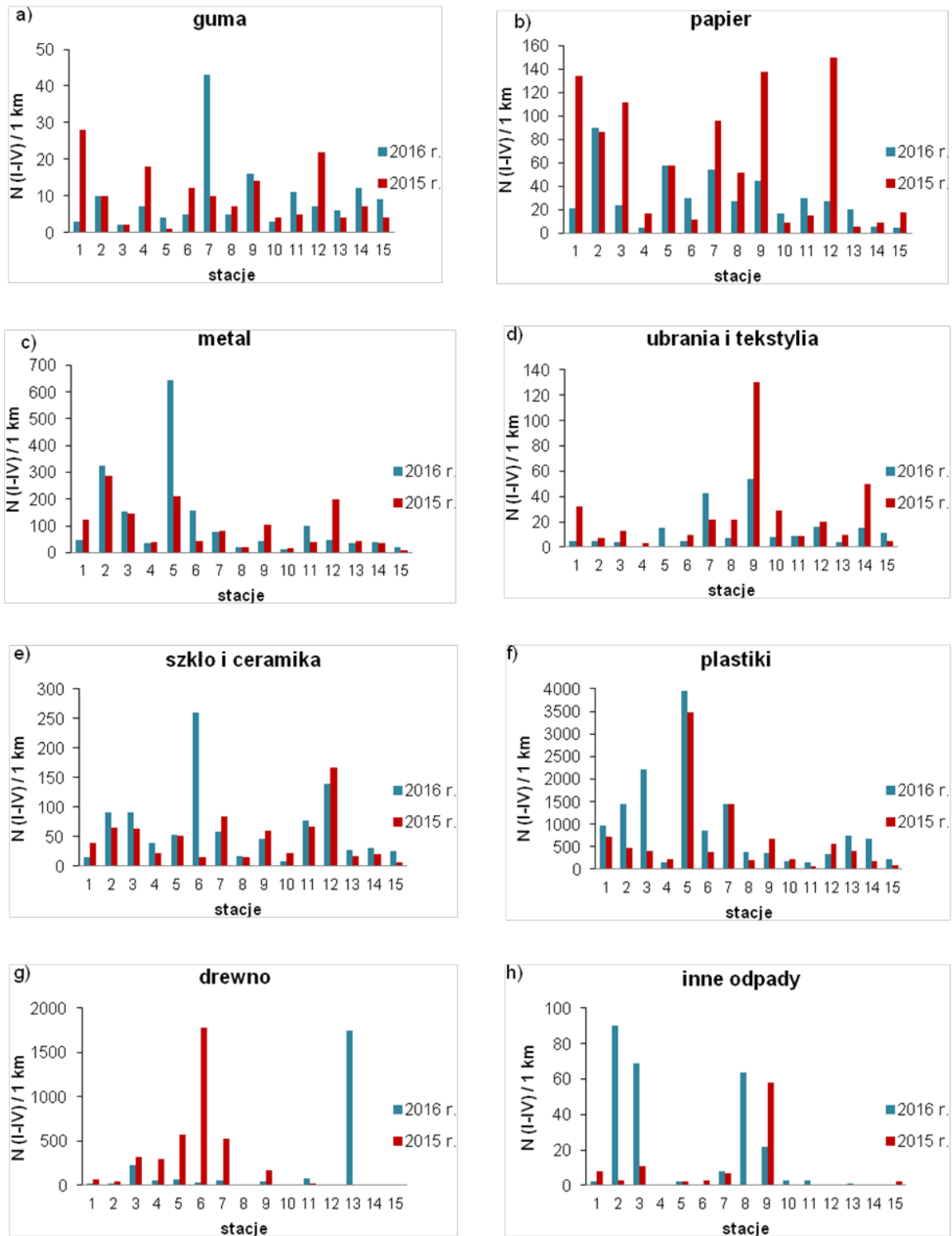


Rys. 1.7.4. Sumaryczna liczba pojedynczych odpadów w poszczególnych sezonach w 2015 r. (słupki czarne) i 2016 r. (słupki szare) (źródło danych PMŚ).

W 2015 r. liczba odpadów w okresie wiosennym i letnim wynosiła około 4100, natomiast w 2016 r. w okresie wiosennym liczba odpadów (5741) była wyższa od tej odnotowanej w okresie letnim (3076). Największy wzrost liczby odpadów w obydwu latach wystąpił w okresie jesiennym. Taka charakterystyka może mieć związek z tym, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem, które prowadzą właściwe gminy, szczególnie w okresach najbardziej atrakcyjnych turystycznie.

Liczbę odpadów w poszczególnych kategoriach odnotowanych na 15 odcinkach w 2016 r. porównano z danymi z roku 2015 (rys. 1.7.5). W 2016 r. wzrosła liczba odpadów na linii polskiego Wybrzeża, czterokrotny wzrost liczebności odpadów gumowych odnotowano na odcinku Ustka (z 10 do 43 sztuk). Niewielki wzrost stwierdzono także na stacjach: Mielno, Choczewo, Hel, Gdańsk, Stegna i Krynica Morska. Natomiast na stacji Świnoujście zliczono znacznie mniejszą liczbę odpadów tego typu. W 2015 r. ilość odpadów gumowych odnotowanych na tym odcinku wynosiła 28 sztuk, natomiast w 2016 r. zliczono tylko trzy gumowe elementy. Spadek odnotowano również na stacjach: Darłowo, Smołdzino, Hel i Gdynia.





Rys. 1.7.5. Liczba odpadów (z czterech etapów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015 i 2016. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1-Świnoujście, 2- Dziwnów, 3-Trzebiatów, 4-Kołobrzeg, 5-Mielno, 6-Darłowo, 7-Ustka, 8-Smołdzino, 9- Choczewo, 10-Hel , 11- Hel II, 12-Gdynia, 13-Gdańsk, 14-Stegna, 15- Krynica Morska. Na wykresach zastosowano różne skale (źródło danych PMŚ).

W przypadku odpadów papierowych, praktycznie na wszystkich stacjach odnotowano spadek ich ilości w 2016 r. w porównaniu z rokiem ubiegłym. Największe różnice stwierdzono na plaży w Gdyni, na której zliczono 27 odpadów z tej kategorii (150 sztuk w 2015 r.). Na odcinku Mielno odnotowano trzykrotny wzrost elementów metalowych w porównaniu z poprzednim rokiem z 209 sztuk w 2015 r. liczebność odpadów wzrosła do 644 sztuk w 2016 r. Wzrost tego typu odpadów stwierdzono także na plaży w Dziwnowie, Darłowie i na Helu. Na pozostałych odcinkach liczba zanieczyszczeń metalowych pozostawała na zbliżonym poziomie, bądź uległa nieznacznemu zmniejszeniu. W przypadku ubrań i tekstyliów na 11 z 15 odcinków stwierdzono wzrost liczby odpadów tej kategorii w 2016 r. w porównaniu z 2015 r. Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Choczewie. Natomiast najwięcej odpadów szklanych i ceramicznych stwierdzono w Darłowie a plastików najwięcej stwierdzono w Mielnie. Liczba odpadów szklanych i ceramicznych wzrosła z 16 w 2015 r. do 260 w 2016 r. Znaczny wzrost stwierdzono również w przypadku elementów drewnianych na stacjach: Trzebiatów, Kołobrzeg, Mielno, Darłowo, Ustka oraz Choczewo. Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródeł pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna.

Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup zgromadzono w grupie „odpady inne”. W 2015 r. na siedmiu odcinkach nie pojawiły się w ogóle, na pięciu odcinkach wystąpiły w ilości kilku sztuk, jedynie na odcinku Choczewo ilość odpadów w tej kategorii wynosiła 58. W kolejnym roku monitoringu odpadów morskich odnotowano wzrost liczebności odpadów z grupy „odpady inne”, na pięciu odcinkach nie pojawiły się one w ogóle, na sześciu odcinkach wystąpiły ilości kilku sztuk. Natomiast na czterech stacjach zliczono od 22 do 90 sztuk. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Dziwnowie (rys. 1.7.5).

## TOP 20

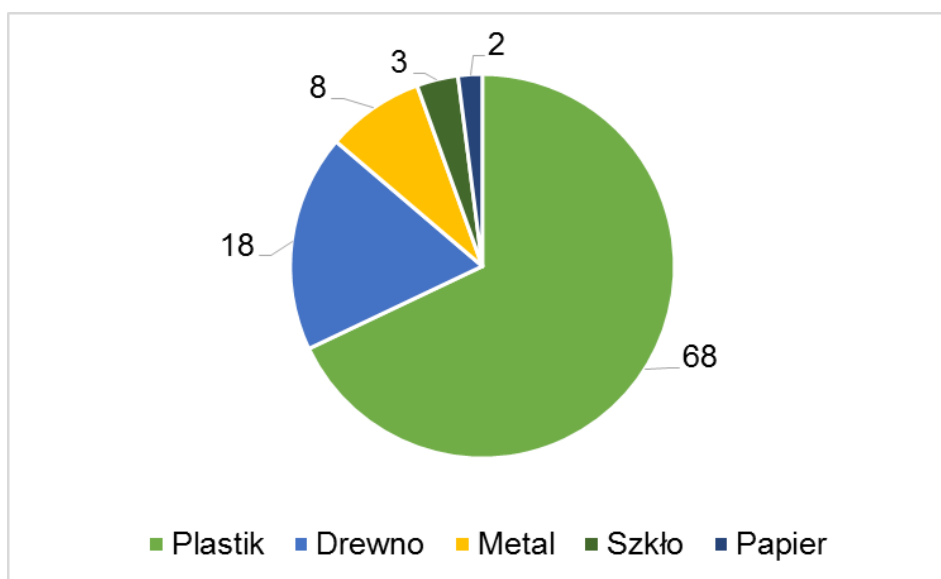
Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (tabela 1.7.1). Najbardziej licznie występowały niedopałki papierosów i filtry (11220), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 30%. Na kolejnym znalazły się kawałki drewna zaklasyfikowane do grupy inne drewno. Ich liczebność wynosiła 2998, co odpowiadało udziałowi na poziomie 8%. Na trzecim miejscu znalazły się kapsle od butelek, wieczka i pokrywki stanowiące 4,7% wszystkich odpadów.

Tabela 1.7.1. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w latach 2015 i 2016 (źródło danych PMŚ).

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1.	Plastik	niedopałki papierosów i filtry	11220	30,1
2.	Drewno	inne drewno	2998	8,0
3.	Metal	kapsle od butelek, wieczka i pokrywki	1740	4,7
4.	Drewno	inne drewno < 50 cm	1374	3,7
5.	Plastik	sztućce, tacki, słomki, mieszadła	1302	3,5
6.	Plastik	kapsle, pokrywy, pierścienie	1240	3,3
7.	Plastik	butelki po napojach >0.5l	1177	3,2
8.	Drewno	inne drewno > 50 cm	1142	3,1
9.	Szkło	butelki (kawałki butelek)	1051	2,8
10.	Plastik	opakowania po słodyczach	819	2,2
11.	Plastik	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50cm	818	2,2
12.	Plastik	torby na zakupy, plastikowe zgrzewki od puszek	743	2,0
13.	Plastik	długopisy i nakrętki	742	2,0
14.	Metal	puszki po napojach	741	2,0
15.	Plastik	inne plastiki	622	1,7
16.	Papier	kawałki papieru	613	1,6

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
17.	Plastik	butelki po napojach <=0.5l	592	1,6
18.	Plastik	kubki i pokrywy	433	1,2
19.	Plastik	patyczki do uszu	402	1,1
20.	Plastik	plastik/kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50cm	359	1,0

Biorąc pod uwagę podstawowe kategorie odpadów największym udziałem na poziomie 68% charakteryzowały się plastiki, udział odpadów drewnianych był na poziomie 18%, odpadów metalowych – 8%, odpadów szklanych – 3% i odpadów papierowych – 2% (rys. 1.7.6). Wśród poszczególnych odpadów tworzących listę 20 najbardziej powszechnych odpadów nie znalazły się odpady z kategorii: ubrania i tekstylia oraz guma.



Rys. 1.7.6. Udział procentowy pięciu grup najliczniejszych odpadów w latach 2015 i 2016 (źródło danych PMS).

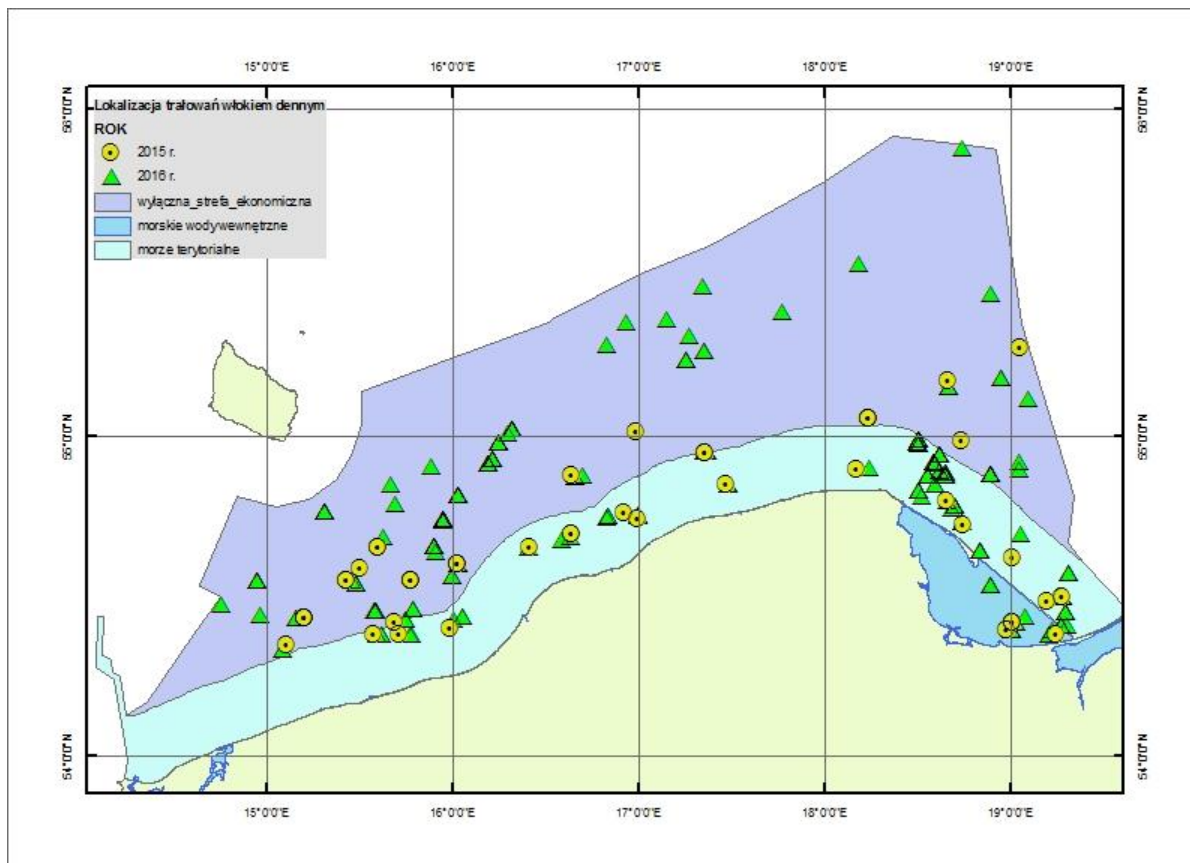
### Odpady zdeponowane na dnie

Dane dotyczące odpadów zdeponowanych na dnie pochodzące z lat 2015 i 2016 pozyskano z bazy danych ICES (źródło: <http://www.ices.dk/marine-data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx>). Dane raportowane przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy pozyskiwane są podczas trałowania prowadzonego w ramach Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich prowadzonego przez MIR-PIB (rys. 1.7.7).

Całkowita masa odpadów zidentyfikowanych w 2015 r. wyniosła 2,45 kg, natomiast w 2016 r. 17,5 kg (tabela 1.7.2). Oczywiście końcowy wynik – masa zidentyfikowanych odpadów zależy od obszaru objętego badaniami.

Tabela 1.7.2. Wyniki badań odpadów zgromadzonych na dnie w rejonach południowego Bałtyku w latach 2015 i 2016.

Rok	Głębokość [m]	Czas trałowania [min]	Masa [kg]	Liczba zaciągów
2015	19-112	około 30	2,449	33
2016			17,459	51



Rys. 1.7.7. Lokalizacja obszarów identyfikacji odpadów zdeponowanych na dnie.

### ***Mikrocząstki w wodzie morskiej i osadach dennych***

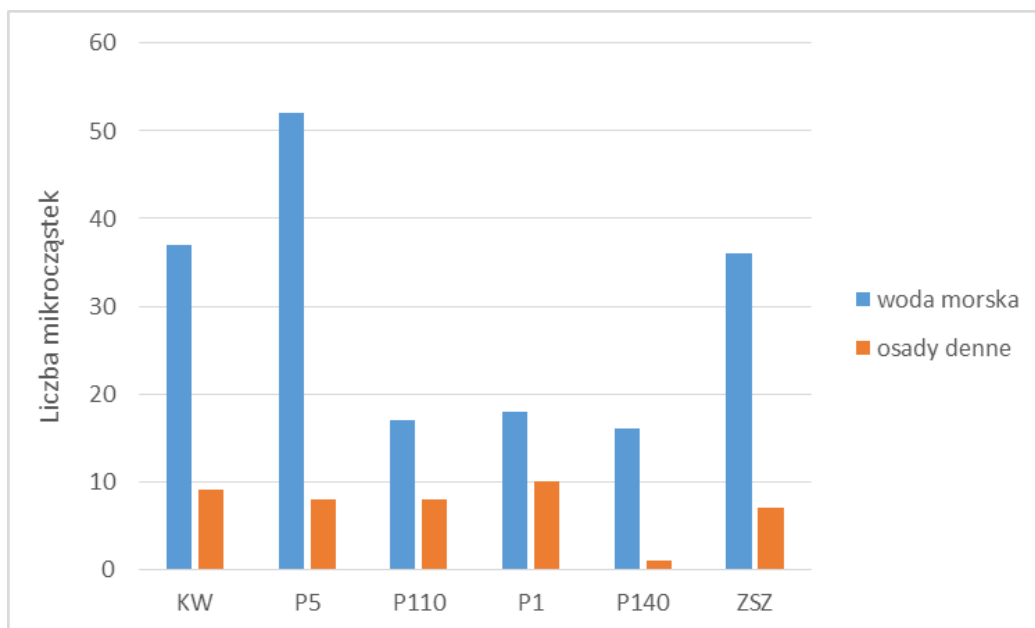
Termin mikrocząstki stosuje się w przypadku cząstek odpadów mniejszych niż 5 mm, ale mogą one również być znacznie mniejsze. Badania mikrocząstek obejmują zarówno cząsteczki syntetyczne, jak i niesyntetyczne (takie jak plastik, celuloza, bawełna, wełna, guma, metal, szkło). Cząstki mogą pochodzić ze źródeł pierwotnych lub pochodzić z rozkładu większych elementów śmieci (tak zwane cząstki wtórne). Mikrocząstki można znaleźć we wszystkich elementach/matrycach środowiska, w wodzie morskiej, osadach dennych, w organizmach, na brzegu.

W 2016 r. pobrano próbki wody morskiej i osadów dennych do badań mikrocząstek w 6 lokalizacjach:

- 1) 4 w rejonie morza otwartego: Głębia Gdańska - P1, Wschodni Basen Gotlandzki - P140, Głębia Bornholmska - P5 i Basen Gdański - P110 podczas rejsu w 2016 r.;
- 2) w Zalewie Szczecińskim – ZSZ;
- 3) w Zalewie Wiślanym – KW.

Największą liczbę mikrocząstek zidentyfikowano w wodzie w rejonie Głębi Bornholmskiej (52) – rys. 1.7.8. W dalszej kolejności znalazły się obszary Zalewów Wiślanego (37) i Szczecińskiego (36). W rejonie Zatoki Gdańskiej (P110), Głębi Gdańskiej (P1) i wschodniego Basenu Gotlandzkiego (P140) liczby mikrocząstek w wodzie morskiej były zbliżone (16-18).

W przypadku osadów poza obszarem wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie zidentyfikowano tylko 1 mikrocząstkę, liczba mikrocząstek pozostawała w wąskim zakresie od 7 do 10.



Rys. 1.7.8. Liczba mikrocząstek w wodzie morskiej i osadach dennych w 2016 r. (źródło danych PMŚ).

### 1.8. Substancje niebezpieczne w elementach środowiska morskiego i efekty ich oddziaływania oraz substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do spożycia

Monitoring prowadzony w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w zakresie substancji zanieczyszczających w środowisku morskim i w zakresie efektów oddziaływania substancji zanieczyszczających obejmuje trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, uwzględniając rekomendacje dyrektywy dotyczącej substancji priorytetowych oraz rekomendacje wynikające z prac realizowanych w ramach Projektu HELCOM HOLAS II mającego na celu przeprowadzenie holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2011-2016 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach podstawowych. Poziomy stężenie poszczególnych substancji określane są w różnych elementach ekosystemu morskiego: wodzie morskiej, organizmach oraz osadach dennych wytypowanych na podstawie adekwatności ich stosowania w ocenie stanu środowiska. Uzyskane dane w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska i finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, pozwalają na przeprowadzenie oceny stanu środowiska w zakresie dwóch wskaźników D8 - stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 - poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie UE ani innych odpowiednich norm zgodnych z zapisami RDSM.

Stężenia większości substancji: metali ciężkich (Pb, Cd i Hg) i związków chloroorganicznych w rybach, małżach i osadach dennych oraz  $^{137}\text{Cs}$  i  $^{90}\text{Sr}$  (reprezentujących izotopy promieniotwórcze) w wodzie morskiej monitorowane są w sposób systematyczny od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska. Związki bromoorganiczne, organiczne związki cyny oraz wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne zostały objęte monitoringiem od 2012 r., natomiast od 2014 r. do monitoringu włączono analizy sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w rybach oraz farmaceutyków w wodzie.

W obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych prowadzony jest monitoring substancji priorytetowych zgodnie z wymogami RDW.

W 2014 r. do programu monitoringu włączono metodę testu mikrojądrowego umożliwiającą badanie stanu ryb, w kontekście oceny szkodliwego oddziaływania substancji niebezpiecznych na organizmy morskie.

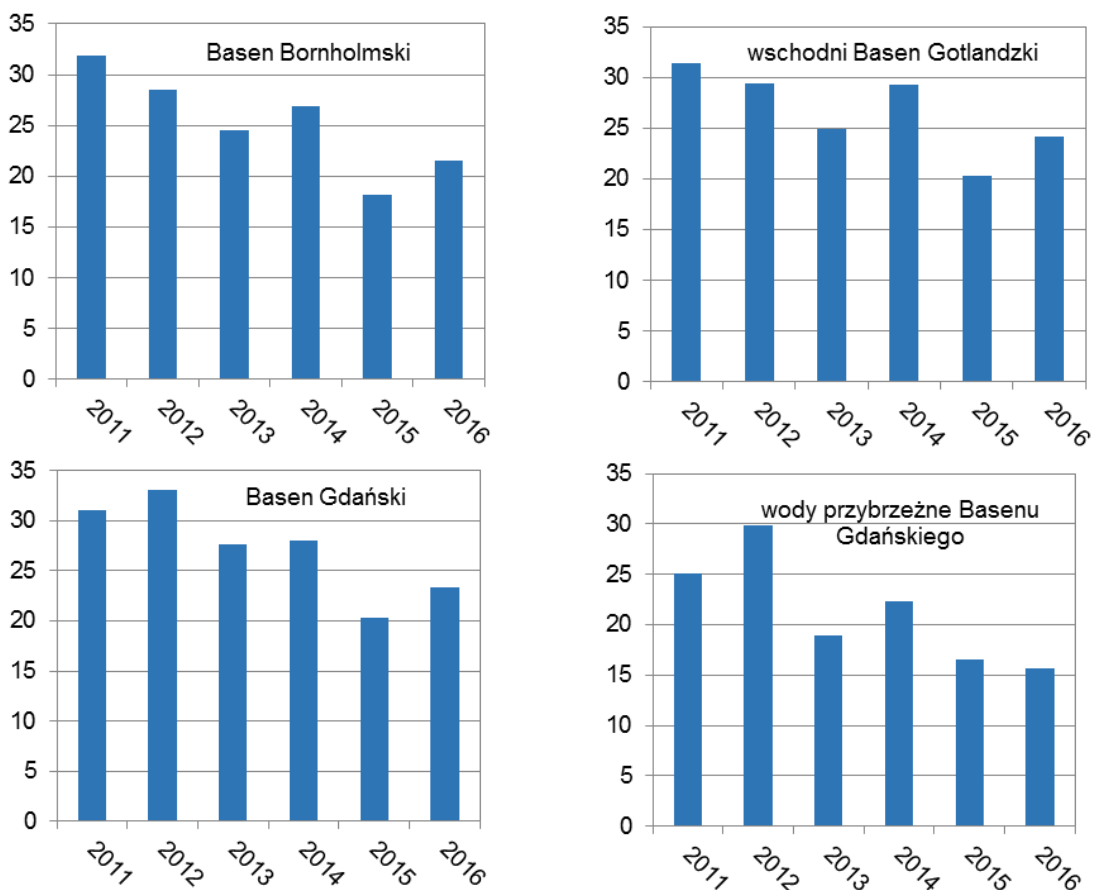
## **Radionuklidy**

### **Woda**

W latach 2011- 2016, podobnie jak w latach poprzednich, w polskiej części południowego Bałtyku kontynuowany był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu –  $^{137}\text{Cs}$  i strontu –  $^{90}\text{Sr}$  obecnych w środowisku morskim. Są to izotopy pochodzenia antropogenicznego, charakteryzujące się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu promieniotwórczego wynoszącym odpowiednio 30 i 28 lat, które w głównej mierze odpowiedzialne są za kształtowanie poziomu radioaktywności w wodach Morza Bałtyckiego. Głównymi źródłami monitorowanych izotopów są testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypada na lata 50. i 60. XX wieku oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 r. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej, procesy sedymentacji oraz wymiana wód z Morzem Północnym.

Średnie stężenie promieniotwórcze  $^{137}\text{Cs}$  w wodzie morskiej w 2016 r., obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło  $22,3 \text{ Bq m}^{-3}$  i było nieznacznie wyższe od średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim  $19,2 \text{ Bq m}^{-3}$ , ale jednocześnie średnia aktywność omawianego izotopu w 2016 r. stanowiła około 1/5 maksymalnej wartości odnotowanej w 1991 r. i będącej wynikiem awarii elektrowni w Czarnobylu. W 2016 r., stężenia  $^{137}\text{Cs}$  w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od  $9,4 \text{ Bq m}^{-3}$  do  $28,0 \text{ Bq m}^{-3}$ . Najmniejsza wartość wystąpiła, podobnie jak w latach poprzednich w rejonie ujścia Wisły, gdzie udział wód rzecznych jest znaczący, o czym świadczy niskie zasolenie obserwowane w tym rejonie. Największa wartość równa  $28 \text{ Bq m}^{-3}$  została odnotowana w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego na głębokości 40 m. Stężenia poniżej  $20 \text{ Bq m}^{-3}$  odnotowano w wodach powierzchniowych Zatoki Pomorskiej i w wodach przydennych w Basenie Bornholmskim.

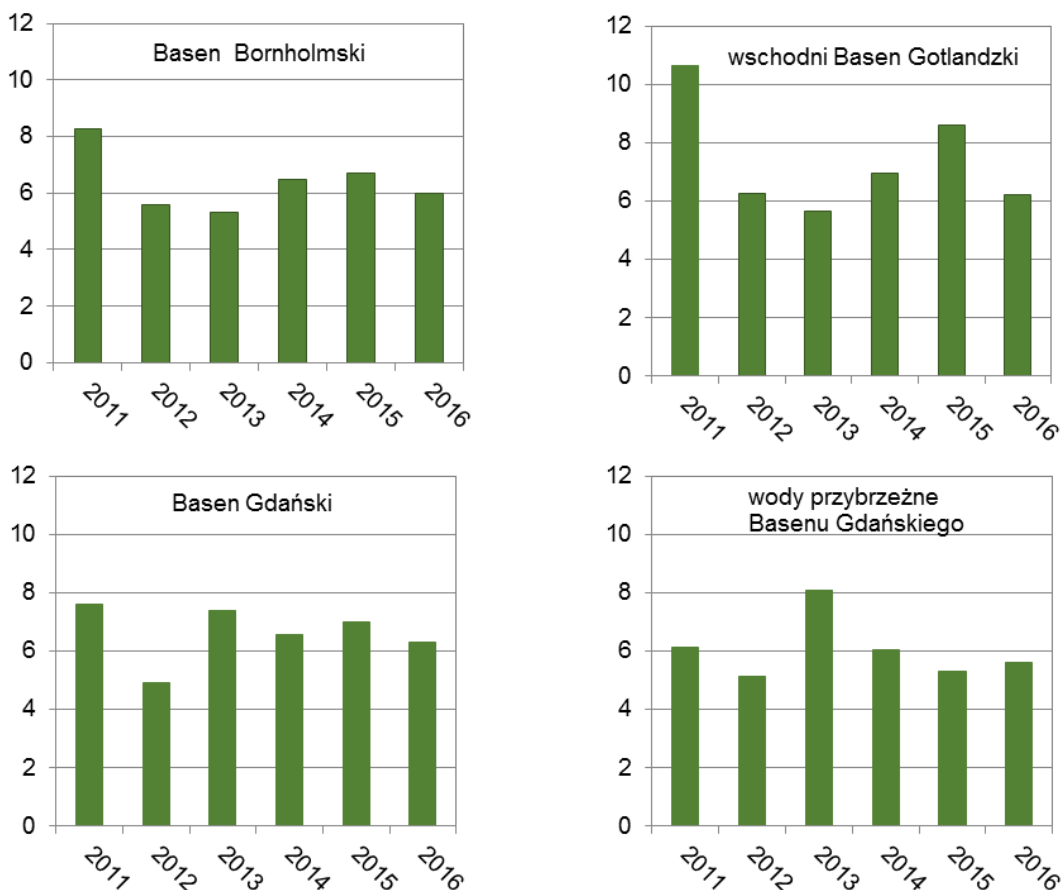
W 2016 r. średnie stężenia  $^{137}\text{Cs}$  w trzech obszarach poddawanych ocenie, w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim były nieznacznie większe od wartości w roku poprzednim (rys. 1.8.1). Wynosiły odpowiednio  $21,5 \text{ Bq m}^{-3}$ ,  $24,1 \text{ Bq m}^{-3}$  i  $23,3 \text{ Bq m}^{-3}$ . Średnie stężenie  $^{137}\text{Cs}$ , praktycznie niezmiennione w stosunku do roku poprzedniego, ale jednocześnie zdecydowanie niższe niż w pozostałych obszarach oceny, wystąpiło w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ( $15,6 \text{ Bq m}^{-3}$ ). Zasadniczo we wszystkich obszarach obserwuje się spadek stężeń promieniotwórczych  $^{137}\text{Cs}$  w stosunku do roku 2011, stanowiącego początek okresu oceny, w którym średnie stężenia w trzech obszarach: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim były bardzo wyrównane i pozostawały w zakresie  $31,1 - 31,9 \text{ Bq m}^{-3}$ . W 2011 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnie stężenie  $^{137}\text{Cs}$  wynosiło  $25,1 \text{ Bq m}^{-3}$  i było wyższe o około  $10 \text{ Bq m}^{-3}$  od obserwowanego w tym obszarze w 2016 r.



Rys. 1.8.1. Średnie stężenia <sup>137</sup>Cs (Bq m<sup>-3</sup>) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

W przypadku <sup>90</sup>Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w żadnym z akwenów, w których średnie aktywności w 2016 r. były bardzo wyrównane (rys. 1.8.2). Najmniejsza wartość (5,6 Bq m<sup>-3</sup>) charakteryzowała wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. W pozostałych basenach wartości były praktycznie identyczne: 6,0 Bq m<sup>-3</sup> w Basenie Bornholmskim, 6,2 Bq m<sup>-3</sup> we wschodnim Basenie Gotlandzkim i 6,3 Bq m<sup>-3</sup> w Basenie Gdańskim. Wartości te były mniejsze o 0,5 do 4,5 Bq m<sup>-3</sup> od wartości odnotowanych w 2011 r., w którym średnie stężenia <sup>90</sup>Sr wynosiły odpowiednio: 8,29 Bq m<sup>-3</sup> w Basenie Bornholmskim, 10,7 Bq m<sup>-3</sup> we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 7,6 Bq m<sup>-3</sup> w Basenie Gdańskim i 6,1 Bq m<sup>-3</sup> w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Największa zmiana dotyczyła wschodniego Basenu Gotlandzkiego, gdzie średnie stężenie zmalało o 4,5 Bq m<sup>-3</sup>.

W roku 2016 średnia aktywność promieniotwórcza <sup>90</sup>Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła 6,1 Bq m<sup>-3</sup>. Najmniejsze stężenie <sup>90</sup>Sr równe 3,9 Bq m<sup>-3</sup> odnotowano w wodach przydennych Głębi Gdańskiej, największe zaś (9,4 Bq m<sup>-3</sup>) w wodach przydennych Basenu Gdańskiego na stacji P110.

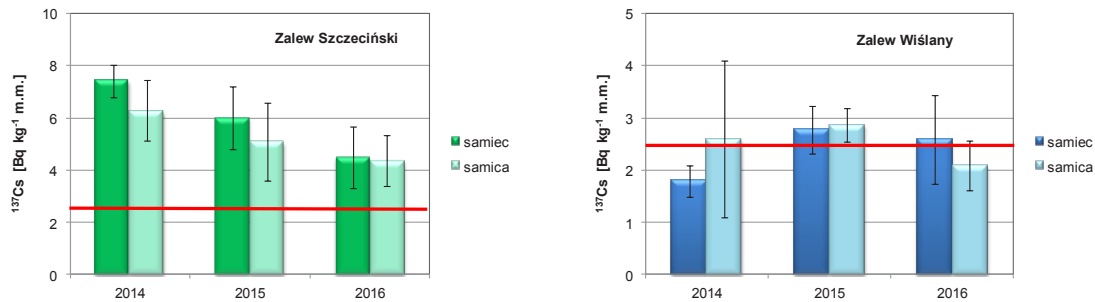


Rys. 1.8.2. Średnie stężenia  $^{90}\text{Sr}$  ( $\text{Bq m}^{-3}$ ) w wodzie morskiej w obszarach oceny (źródło danych PMŚ).

## Ryby

W latach 2014 – 2016 prowadzono analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu –  $^{137}\text{Cs}$  w okoniu (*Perca fluviatilis*) odłowionym w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. W 2016 r. aktywności  $^{137}\text{Cs}$  w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w węższym zakresie niż miało to miejsce w roku poprzednim: od 3,6 do 6,2  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. w przypadku samic i od 3,1 do 6,6  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. w przypadku samców (rys. 1.8.3). Wartości średnie dla obu płci były bardzo wyrównane i wynosiły odpowiednio 4,5  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. – samice i 4,6  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. – samce i były nieco niższe niż obserwowane w roku poprzednim: 6,3  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. i 7,4  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. Biorąc pod uwagę okres badań od 2014 r. do 2016 r. można stwierdzić pewną tendencję spadkową w zakresie stężeń  $^{137}\text{Cs}$  w okoniu z Zalewu Szczecińskiego (rys. 1.8.3). W Zalewie Wiślanym stężenia w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach, wartości średnie wynosiły odpowiednio 2,1  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. (samice) i 2,6  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. (samce) i były bardzo zbliżone do wartości obserwowanych w roku poprzednim: 2,9  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. (samice) i 2,8  $\text{Bq kg}^{-1}$  m.m. (samce).





Rys. 1.8.3. Średnie stężenia <sup>137</sup>Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ).

## Metale ciężkie

### Rośliny makrofitobentosowe

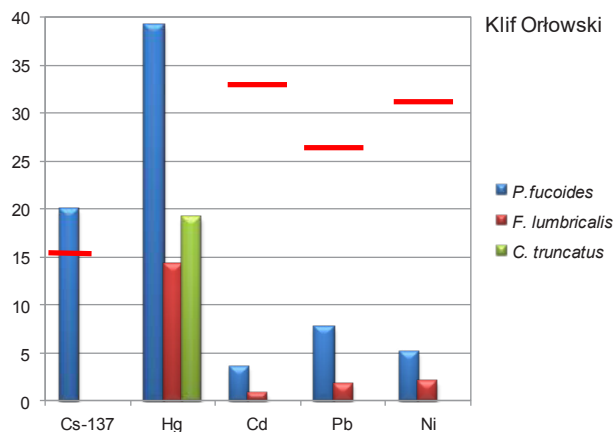
W latach 2014 - 2016 prowadzono pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – <sup>137</sup>Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (czerwcu i wrześniu) w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu. Do badań wytypowano siedem gatunków: cztery reprezentujące algi i gromadę krasnorostów - *Polysiphonia fucoides*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus* i *Ceramium dipahanum*, jeden reprezentujący ramienice - *Chara baltica* i dwa należące do roślin naczyniowych - *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*. *P. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego, Głazowiska Rowy i Głazowiska Ławica Słupska, natomiast *S. pectinata*, *Z. palustris* i *C. baltica* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Dane prezentowane na wykresach przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach (rys. 1.8.4 – rys. 1.8.8).

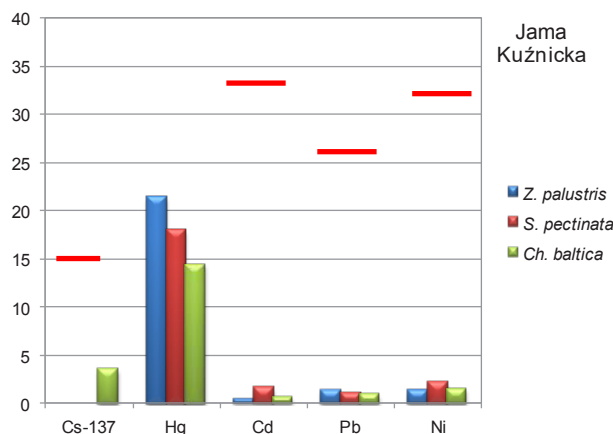
W 2016 r., podobnie jak w latach poprzednich, największymi stężeniami zarówno metali ciężkich, jak i <sup>137</sup>Cs charakteryzowała się *P. fucoides*. Średnie aktywności <sup>137</sup>Cs w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów wynosiły odpowiednio 19,8 Bq kg<sup>-1</sup> s.m. i 6,8 Bq kg<sup>-1</sup> s.m. i były nieznacznie niższe niż obserwowane w roku poprzednim. W przypadku pozostałych gatunków i lokalizacji, stężenia <sup>137</sup>Cs pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody, z wyjątkiem gatunku *Ch. baltica* występującej w rejonie Jamy Kuźnickiej, w tkankach której aktywność <sup>137</sup>Cs wyniosła 3,5 Bq kg<sup>-1</sup> s.m.

Największe średnie stężenia Hg występowały, podobnie jak w latach poprzednich, w *P. fucoides*. Wynosiły one odpowiednio 39,1 μg kg<sup>-1</sup> s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, 27,9 μg kg<sup>-1</sup> s.m. w rejonie Rowów oraz 26,4 μg kg<sup>-1</sup> s.m. w rejonie Ławicy Słupskiej. Zbliżone wartości zawartości Hg, przekraczające 20 μg kg<sup>-1</sup> s.m. odnotowano w tkankach pozostałych krasnorostów w rejonie Rowów, natomiast w obszarze Klifu Orłowskiego i Ławicy Słupskiej stężenia Hg w *F. lumbricalis*, *C. truncatus* i *C. diaphanum* zmieniały się w granicach od 14 do 19 μg kg<sup>-1</sup> s.m. Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie zbliżonym do poziomu obserwowanego w przypadku alg. Stężenia Hg wynosiły odpowiednio 21,3 μg kg<sup>-1</sup> s.m. w przypadku *Z. palustris*, 17,9 μg kg<sup>-1</sup> s.m. w przypadku *S. pectinata*.

Stężenie Pb w *P. fucoides* w rejonach Klifu Orłowskiego wynosiło 7,6 mg kg<sup>-1</sup> s.m. i było zdecydowanie wyższe od odnotowanego w rejonie Rowów (1,8 mg kg<sup>-1</sup> s.m.). Bardzo niskie stężenie Pb odnotowano w przypadku pozostałych krasnorostów. Zmieniało się ono w zakresie od 0,4 mg kg<sup>-1</sup> s.m. w przypadku *F. lumbricalis* w rejonie Rowów i *C. diaphanum* w rejonie Ławicy Słupskiej do 1,8 mg kg<sup>-1</sup> s.m. – wartości odnotowanej w *F. lumbricalis* w rejonie Klifu Orłowskiego. Stężenia Pb w *Ch. baltica* i roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej pozostawały na poziomie 1 mg kg<sup>-1</sup> s.m.



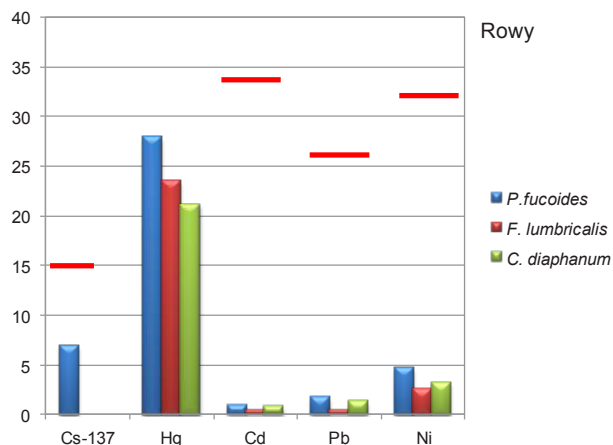
Rys. 1.8.4. Stężenia <sup>137</sup>Cs [Bq kg<sup>-1</sup> s.m.], Hg [µg kg<sup>-1</sup> s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg<sup>-1</sup> s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).



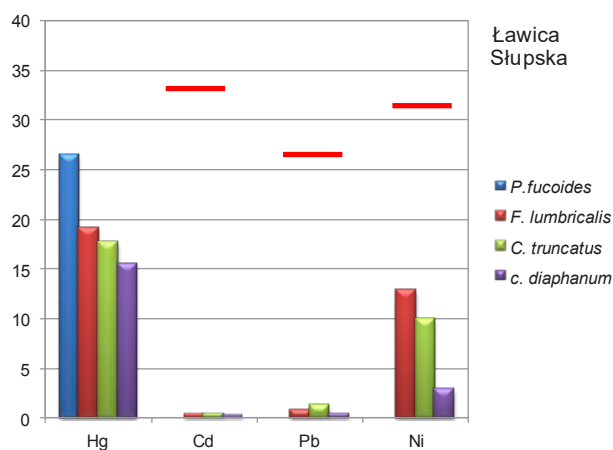
Rys. 1.8.5. Stężenia <sup>137</sup>Cs [Bq kg<sup>-1</sup> s.m.], Hg [µg kg<sup>-1</sup> s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg<sup>-1</sup> s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Również w przypadku Cd stężenia pozostawały na stosunkowo niskim poziomie. Najniższe stężenia w bardzo wąskim zakresie od 0,3 do 0,4 mg kg<sup>-1</sup> s.m. wystąpiły w trzech gatunkach krasnorostów w rejonie Ławicy Słupskiej. Nieznacznie tylko wyższe wartości na poziomie 0,7 – 0,8 mg kg<sup>-1</sup> s.m. charakteryzowały te gatunki w rejonie Rowów i Klifu Orłowskiego. Natomiast w przypadku roślin występujących w Jamie Kuźnickiej, najniższe stężenie odnotowano w *Z. palustris* (0,5 mg kg<sup>-1</sup> s.m.), najwyższe zaś *S. pectinata* (1,6 mg kg<sup>-1</sup> s.m.).

Największe stężenia Ni wystąpiły w *F. lumbricalis* (12,9 mg kg<sup>-1</sup> s.m.) i *C. truncatus* (9,9 mg kg<sup>-1</sup> s.m.) w rejonie Ławicy Słupskiej. W przypadku dwóch pozostałych lokalizacji, specyficznych dla występowania krasnorostów stężenia Ni pozostawały w zakresie od 2 do 5 mg kg<sup>-1</sup> s.m. Najniższe zawartości Ni charakteryzowały tkanki roślin naczyniowych: *Z. palustris* 1,3 mg kg<sup>-1</sup> s.m. i *S. pectinata* - 2,2 mg kg<sup>-1</sup> s.m. oraz gatunek *Ch. baltica* - 1,5 mg kg<sup>-1</sup> s.m.

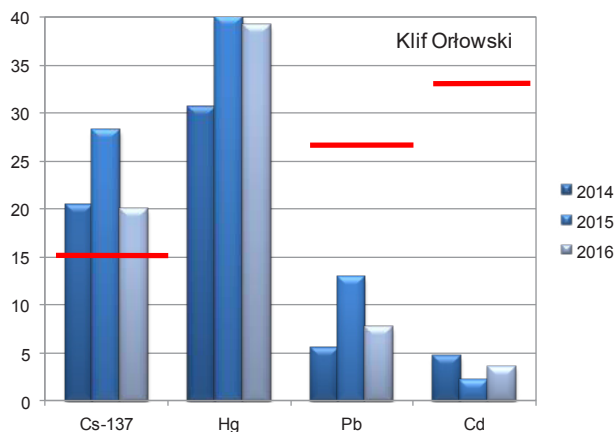


Rys. 1.8.6. Stężenia <sup>137</sup>Cs [Bq kg<sup>-1</sup> s.m.], Hg [µg kg<sup>-1</sup> s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg<sup>-1</sup> s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).



Rys. 1.8.7. Stężenia Hg [µg kg<sup>-1</sup> s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg<sup>-1</sup> s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Z porównania stężeń monitorowanych w latach 2014-2016 substancji niebezpiecznych w tkankach *P. fucooides* z rejonu Klifu Orłowskiego (rys. 1.8.8) wynika, że stężenia te zmieniają się w pewnych granicach, brak jest jednak jednoznacznych zmian, które wskazywałyby na określone zmiany w środowisku. Tylko w przypadku <sup>137</sup>Cs można oczekiwać spadku związanego głównie z rozpadem promieniotwórczym, ale dotyczy to dłuższego okresu monitorowania.



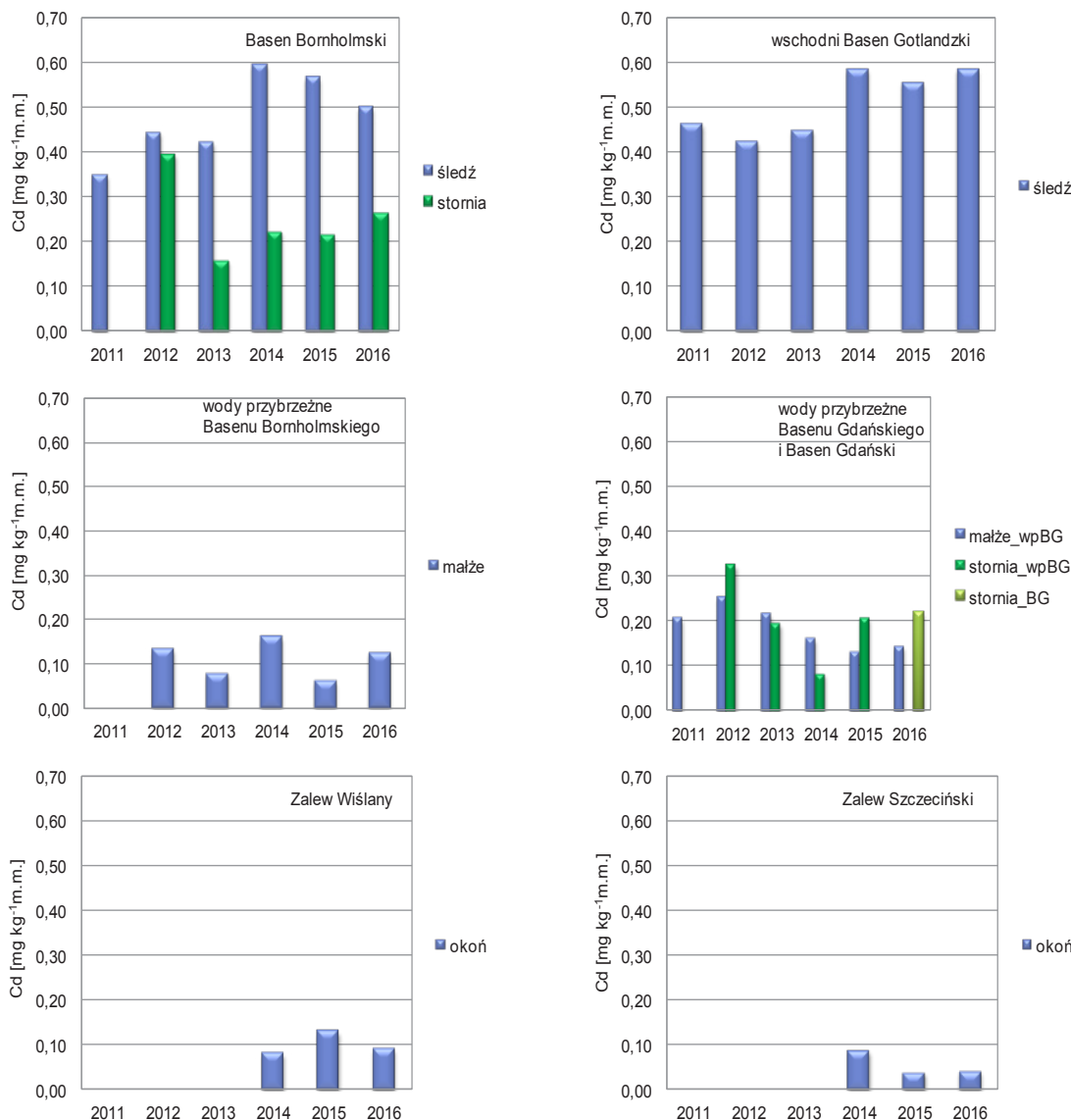
Rys. 1.8.8. Stężenia  $^{137}\text{Cs}$  [ $\text{Bq kg}^{-1}$  s.m.], Hg [ $\mu\text{g kg}^{-1}$  s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [ $\text{mg kg}^{-1}$  s.m.] w *P. fucooides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2016 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi) (źródło danych PMŚ).

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofitobentosowej, stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego może być opisany na podstawie wyników uzyskanych dla rejonu Klifu Orłowskiego i Jamy Kuźnickiej, rejon Rowów charakteryzuje wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego, natomiast Ławica Słupska może być reprezentatywna dla Basenu Bornholmskiego, co zostało wykorzystane w ocenie.

### Ryby i małże

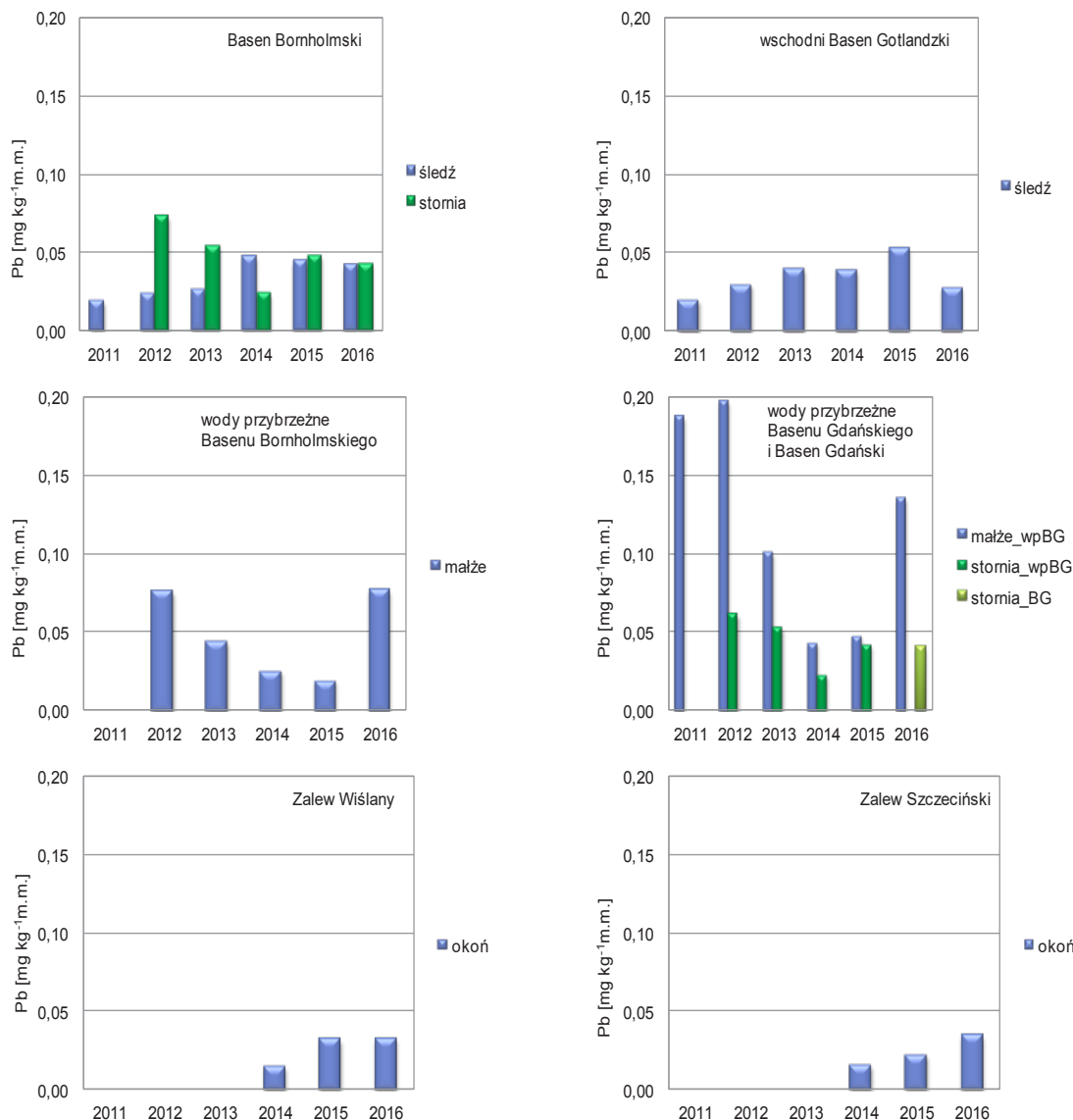
W latach 2011- 2016 w polskiej części południowego Bałtyku kontynuowano monitoring pod względem zanieczyszczenia organizmów metalami ciężkimi: kadmem (Cd), ołowiem (Pb) i rtęcią (Hg). Pierwsze oznaczenia metali wykonano w 1998 r. Najdłuższa seria danych w latach 1998 – 2016 dotyczy śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz małży z Zatoki Gdańskiej, czyli wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W kolejnych latach zakres monitoringu rozszerzono o nowe obszary i gatunki. Stężenia metali oznaczano w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*). Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach.

Stężenia kadmu w wątrobach ryb były w całym okresie badań zależne od badanego gatunku (rys. 1.8.9). W 2016 r. pomiary wykazały, że wątroby śledzia z Basenu Gotlandzkiego i Bornholmskiego charakteryzują się najwyższym stężeniem kadmu odpowiednio - 0,585 i 0,500  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m. Stężenia kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego były wielokrotnie niższe - 0,040 i 0,091  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m. Stężenia kadmu w storni (0,263 i 0,217  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m.) były około 50% niższe w porównaniu ze stężeniem w śledziach. W latach 2011 – 2016 średnie stężenie kadmu w omułkach ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego (0,109  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m.) jest znacznie niższe od średniego stężenia w omułkach z Zatoki Gdańskiej (0,184  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m.), jednak w 2016 r. stężenia kadmu były bardziej wyrównane i wyniosły odpowiednio 0,123 i 0,143  $\text{mg kg}^{-1}$  m.m.



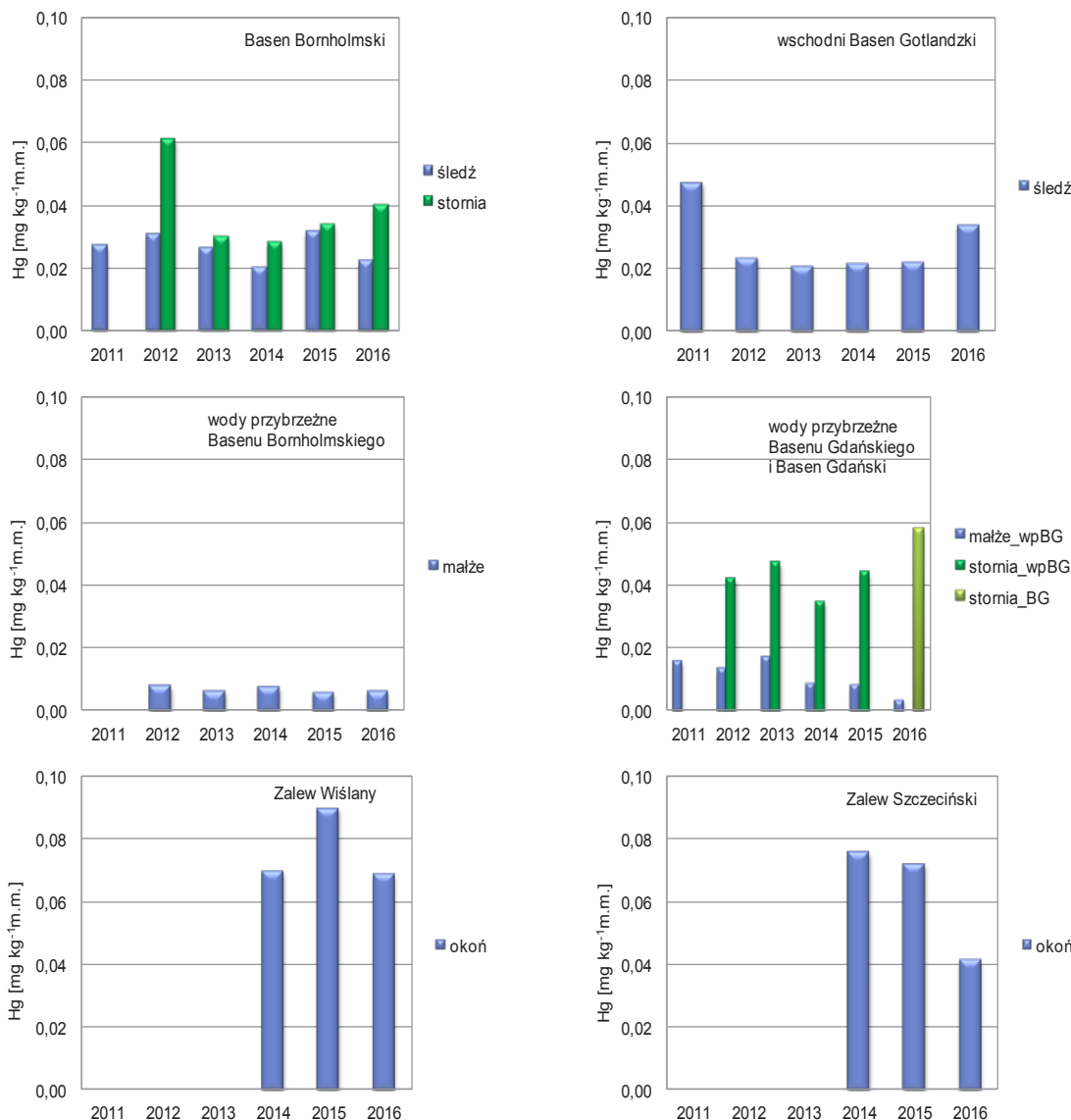
Rys. 1.8.9. Stężenie kadmu [ $\text{mg kg}^{-1} \cdot \text{m.m.}$ ] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

Stężenia ołowiu (rys. 1.8.10) w 2016 r. w wątrobach śledzia, stornia i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,028-0,043  $\text{mg kg}^{-1} \cdot \text{m.m.}$  Zbliżony poziom stężenia ołowiu w wątrobach ryb można obserwować w całym okresie 2011 – 2016. Jednak taki stan dotyczy ostatnich lat. Biorąc pod uwagę cały okres pomiarów (lata 1998 – 2016) w przypadku śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego stwierdzono istotny statystycznie trend spadkowy. W omułkach odłowionych w wodach polskich przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stężenie ołowiu w 2016 r. było niższe o 40% w porównaniu ze stężeniem w małżach z Zatoki Gdańskiej.



Rys. 1.8.10. Stężenie ołowiu [mg kg<sup>-1</sup> m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

W przypadku rtęci (rys. 1.8.11) w tkance mięśniowej ryb, jej stężenie w śledziu w 2016 r. było wyraźnie na niższym poziomie (0,022 - 0,034 mg kg<sup>-1</sup> m.m.) w porównaniu z tkankami mięśniowymi okonia i stornia, które charakteryzowały się stężeniami w zakresie od 0,040 do 0,069 mg kg<sup>-1</sup> m.m. Tkanek wszystkich gatunków ryb charakteryzuje wyższe stężenie rtęci niż tkankę małży. Stężenie rtęci, tak jak w przypadku ołowiu i kadmu, w omułku odłowionym w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,004 mg kg<sup>-1</sup> m.m.) jest niższe od stężenia rtęci w omułku z Zatoki Gdańskiej (0,006 mg kg<sup>-1</sup> m.m.).

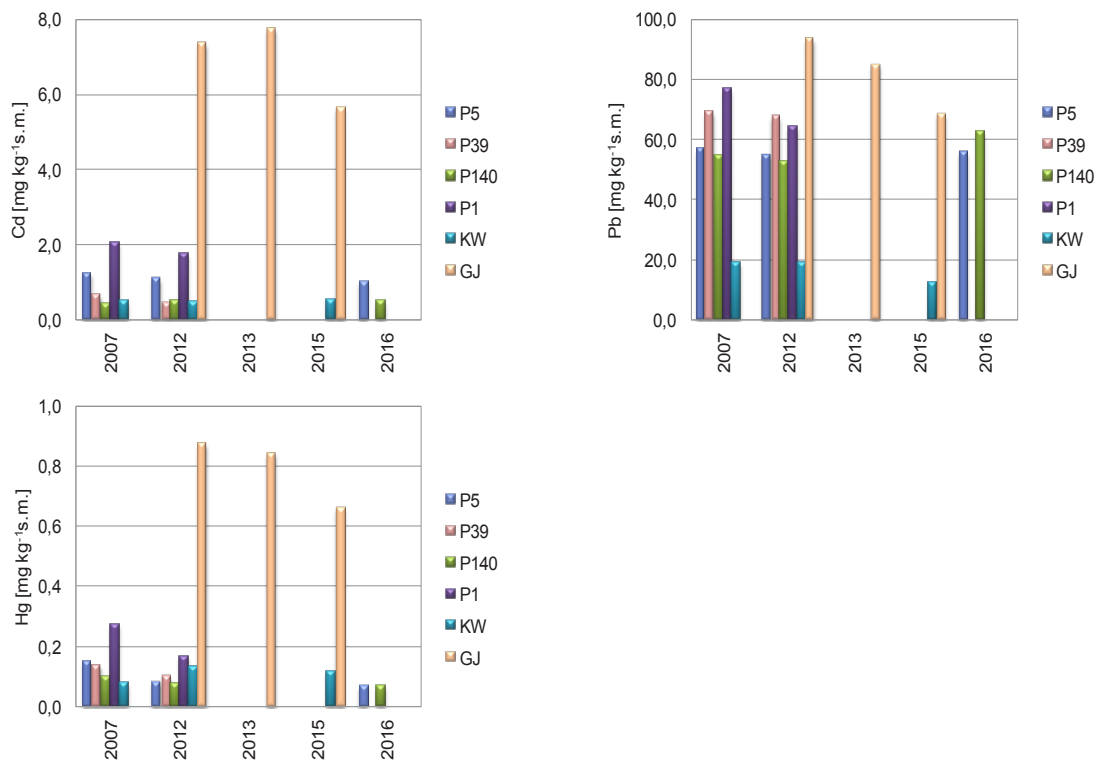


Rys. 1.8.11. Stężenie rtęci [mg kg<sup>-1</sup> m.m.] w organizmach w latach 2011 – 2016 (źródło danych PMŚ).

### Osady

Metale ciężkie wprowadzane do środowiska naturalnego w wyniku działalności człowieka dostają się do mórz i oceanów, gdzie ulegają przemianom biochemicznym i ostatecznie podlegają akumulacji w osadach dennych. Stan środowiska Bałtyku pod względem zanieczyszczenia osadów dennych kadmem, ołowiem i rtęcią w warstwie powierzchniowej o grubości 2 cm różni się w zależności od rejonu. Pomiary zawartości metali w osadach z trzech Basenów Bałtyku: wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Głębia Gotlandzka - P140), Basenu Gdańskiego (Głębia Gdańska - P1) i Basenu Bornholmskiego (Głębia Bornholmska - P5 i P39) (rys. 1.8.12) wykazały, że najwięcej metali odkłada się w Głębi Gdańskiej (P1), co jest niewątpliwie wpływem ładunku odprowadzanego Wisłą. Stosunek zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadu pobranego w 2012 r. z Głębi Gdańskiej do ich zawartości w Głębi Gotlandzkiej wynosi odpowiednio 3,4, 1,2 i 2,2. W przypadku Głębi Bornholmskiej (P5) i Głębi Gotlandzkiej (P140), stężenia ołowiu i rtęci w obu akwenach były na zbliżonym poziomie, z wyjątkiem roku 2007 gdy stężenie rtęci w osadzie z Głębi Bornholmskiej było o ponad 50% wyższe od jej stężenia w osadzie z Basenu Gotlandzkiego. W przypadku kadmu, osad z Głębi Bornholmskiej charakteryzował się

dwukrotnie wyższym stężeniem w latach 2012 i 2016 oraz trzykrotnie wyższym w 2007 r. W przypadku pomiarów zawartości metali w osadach wód przybrzeżnych: Zalew Szczeciński (GJ) i Zalew Wiślany (KW) (rys. 1.8.12), wykazały one, że zdecydowanie więcej metali odkłada się w Zalewie Szczecińskim, a niewątpliwie wpływ na to ma to, że akwen ten jest częścią rozbudowanego systemu ujściowego Odry. Stosunek zawartości kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadu pobranego w 2015 r. z Zalewu Szczecińskiego do ich zawartości w Zalewie Wiślanym wynosi odpowiednio 10,7, 5,6 i 5,6.



Rys. 1.8.12. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci [ $\text{mg kg}^{-1} \text{s.m.}$ ] w powierzchniowej warstwie (0-2 cm) osadów dennych w latach 2007 – 2016 (źródło danych PMŚ).

### Trwałe zanieczyszczenia organiczne

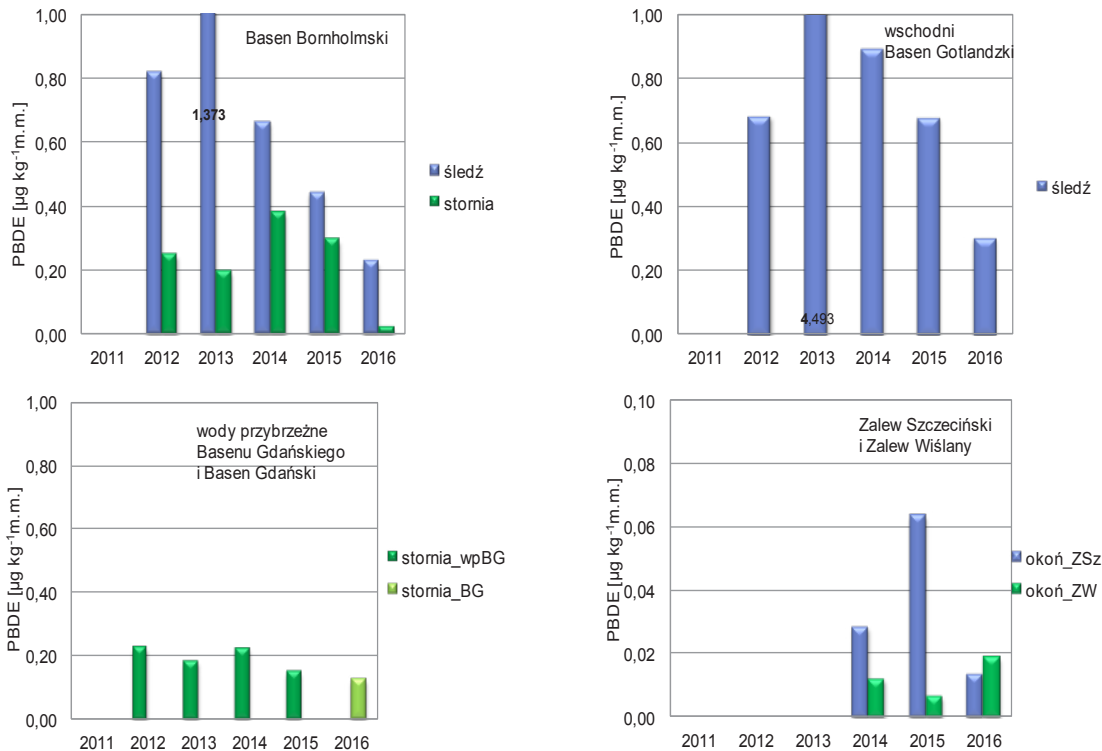
W niniejszym opracowaniu omówiono najbardziej istotne z punktu widzenia oceny substancje lub grupy substancji organicznych w organizmach ryb i małży. Należą do nich bromowane difenyletery PBDE (suma kongenerów 28, 47, 99, 100, 153, 154), heksabromocyklododekan- HBCDD, kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne – PFOS, związki tributyllocyny (kation tributyllocyny), polichlorowane bifenylole (suma 28, 52, 101, 138, 153), kongener CB 118, oraz benzo(a)piren i 1-hydroksypiren – reprezentujące grupę wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i ich metabolitów – WWA.

#### Polibromowane difenyletery –PBDE

Bromowane difenyletery monitorowane są od 2012 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*). Najwyższe stężenia sumy kongenerów PBDE oznaczono w śledziu odłowionym w 2013 r., w Basenie Bornholmskim –  $1,37 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  i we wschodnim Basenie Gotlandzkim –  $4,49 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  (rys. 1.8.13). W kolejnych latach obserwowano spadek stężeń PBDE w śledziu w obydwu akwenach. W 2016 r. stężenia te w omawianych obszarach osiągnęły wartości  $0,23 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  i  $0,30 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$



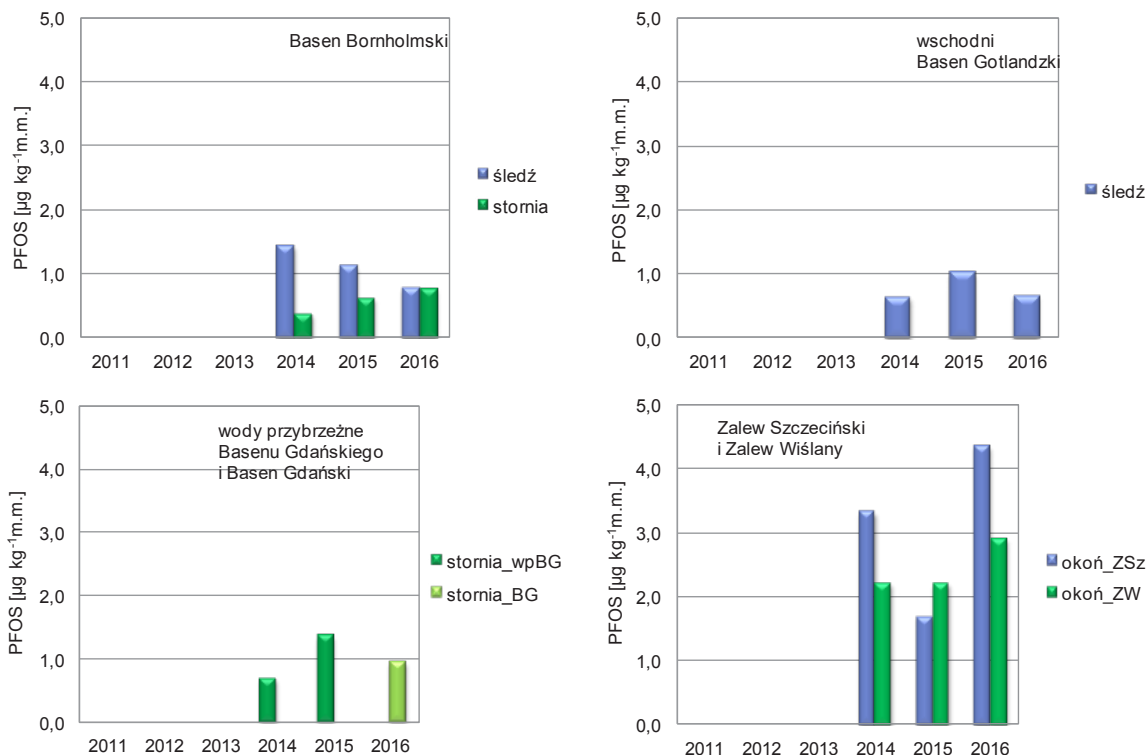
Stężenia PBDE w storni pozostawały na niższych poziomach, w Basenie Bornholmskim pomiędzy  $20 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  a  $49 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$ , natomiast w 2016 r. spadły do wartości  $0,02 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i w Basenie Gdańskim były w zakresie  $0,15 - 0,22 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  W okoniu z Zalewu Szczecińskiego stężenia PBDE były na najniższych poziomach od  $0,01 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  do  $0,06 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$



Rys. 1.8.13. Stężenie PBDE [ $\mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$ ] w rybach w latach 2012-2016 (źródło danych PMŚ).

### Kwas perfluorooktanosulfonowy – PFOS

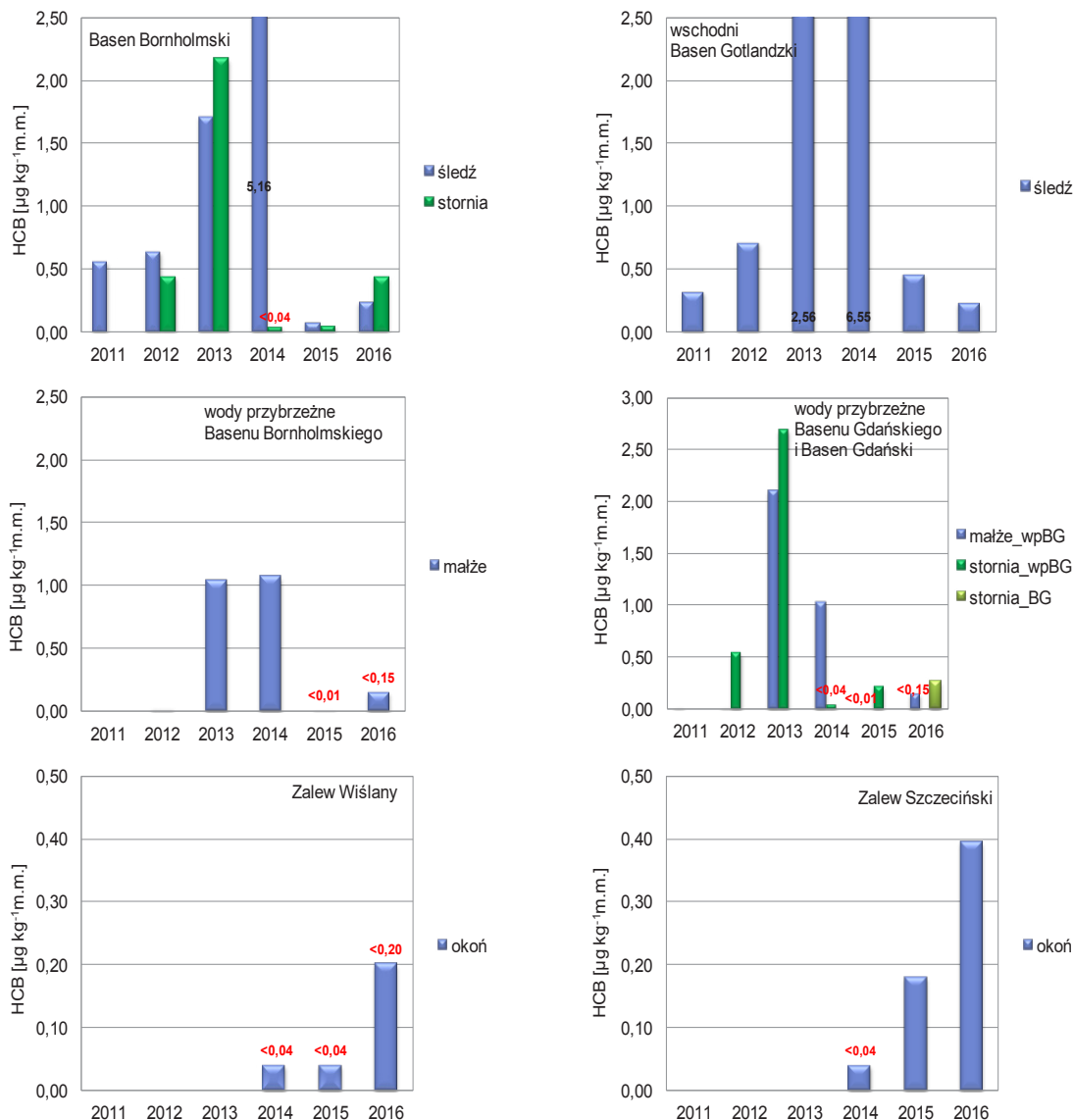
Kwas perfluorooktanosulfonowy i jego pochodne – PFOS monitorowany jest od 2014 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*). Najwyższe stężenia PFOS wystąpiły w okoniu (rys. 1.8.14). W Zalewie Szczecińskim stężenia PFOS w latach 2014-2016 utrzymywały się na poziomie  $2 - 3 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$ , natomiast w Zalewie Wiślanym maksymalne stężenie wyniosło  $4,6 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  w roku 2016. Widocznie niższe stężenia PFOS na poziomie  $1 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  i poniżej oznaczono w śledziu w Basenie Bornholmskim i we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Zbliżone wartości odnotowano również w storni w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i w Basenie Gdańskim, natomiast najniższe stężenia PFOS pozostające w zakresie od  $0,37$  do  $0,77 \mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$  odnotowano w storni z Basenu Bornholmskiego.



Rys. 1.8.14. Stężenie PFOS [ $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ ] w rybach w latach 2014 – 2016 (źródło danych PMŚ).

### Heksachlorobenzen – HCB

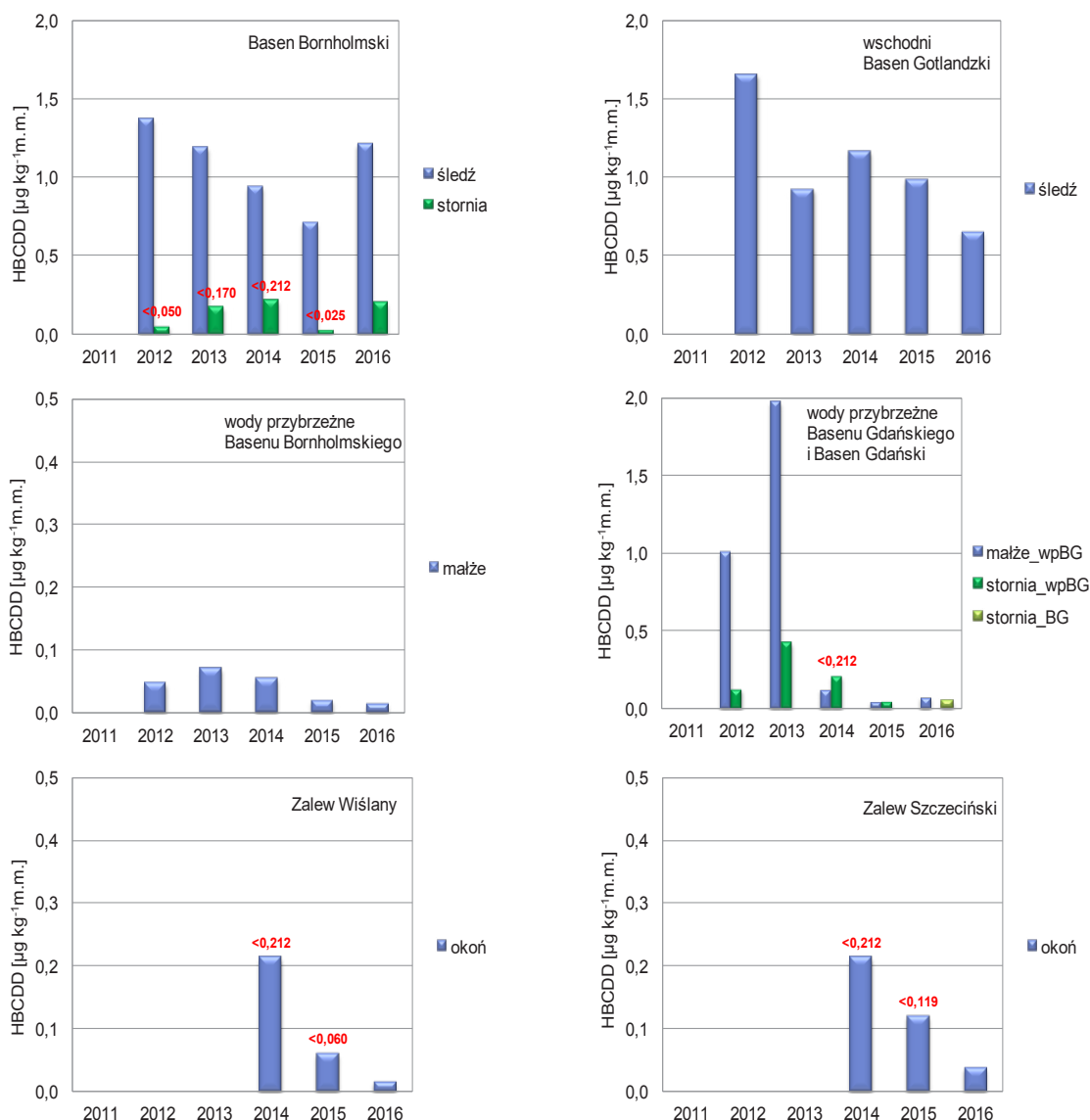
Heksachlorobenzen monitorowany jest w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*) oraz w małżach. Najwyższe jego stężenia w omawianym okresie wystąpiły w tkankach śledzia odłowionego w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim (rys. 1.8.15). Wyniosły one odpowiednio 5,16  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  i 6,55  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  Wartości odnotowane w 2013 r. były niższe i pozostawały na poziomach 1,72  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  i 2,56  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  W tym samym roku stężenie w storni w Basenie Bornholmskim wyniosło 2,17, a w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego - 2,69  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  W pozostałych latach stężenie HCB w rybach pozostawały poniżej osiągając w 2016 r. wartości na poziomie 0,2  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  w śledziu i 0,4  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  (Basen Bornholmski) oraz 0,3  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  (Basen Gdański) w storni. W przypadku okonia maksymalne stężenie HCB na poziomie 0,4  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  odnotowano w 2016 r. w Zalewie Szczecińskim. Maksymalne stężenie HCB w przypadku małży odnotowano w 2013 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (2,1  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ ). W pozostałych przypadkach stężenia pozostawały poniżej 1  $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$



Rys. 1.8.15. Stężenie HCB [ $\mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$ ] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<” oznaczają granice oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ).

### Heksabromocyklododekan – HBCDD

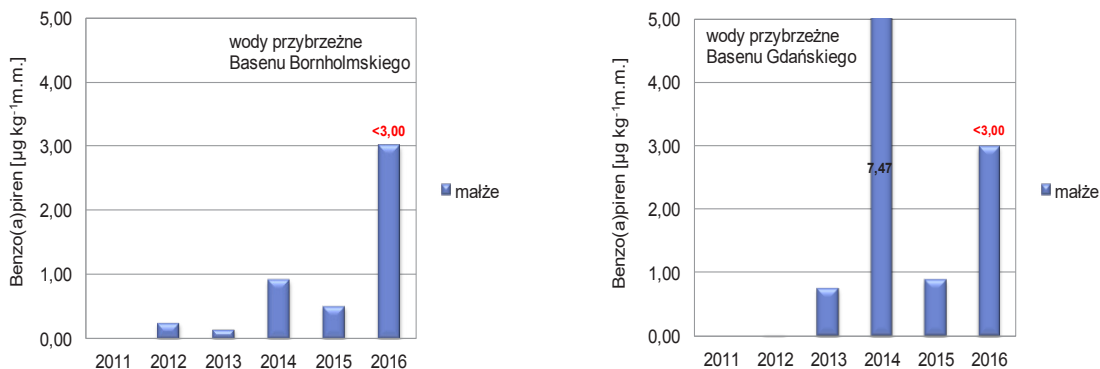
Heksabromocyklododekan monitorowany jest od 2012 r. w mięśniach trzech gatunków ryb: śledź (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*) i okoń (*Perca fluviatilis*) oraz w małżach. Najwyższe jego stężenia charakteryzowały mięśnie śledzia i pozostawały w zakresach od  $0,71 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  do  $1,37 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  w Basenie Bornholmskim i od  $0,65 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  do  $1,65 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  we wschodnim Basenie Gotlandzkim (rys. 1.8.16). W przypadku stornia najwyższe stężenie –  $0,42 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  HBCDD odnotowano w 2013 r. w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Stężenia HBCDD w okoniu pozostawały poniżej poziomu oznaczalności stosowanej metody, z wyjątkiem roku 2016, kiedy osiągnęły wartości  $0,015 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  w Zalewie Wiślany i  $0,037 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  w Zalewie Szczecińskim. W przypadku małży stosunkowo wysokie wartości odnotowano tylko w latach 2012 i 2013 w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, natomiast w 2016 r. pozostawały one na niskim poziomie i wynosiły  $0,013 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i  $0,076 \mu\text{g kg}^{-1}\text{ m.m.}$  w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.



Rys. 1.8.16. Stężenie HBCDD [ $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ ] w organizmach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<” oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

### Benzo(a)piren

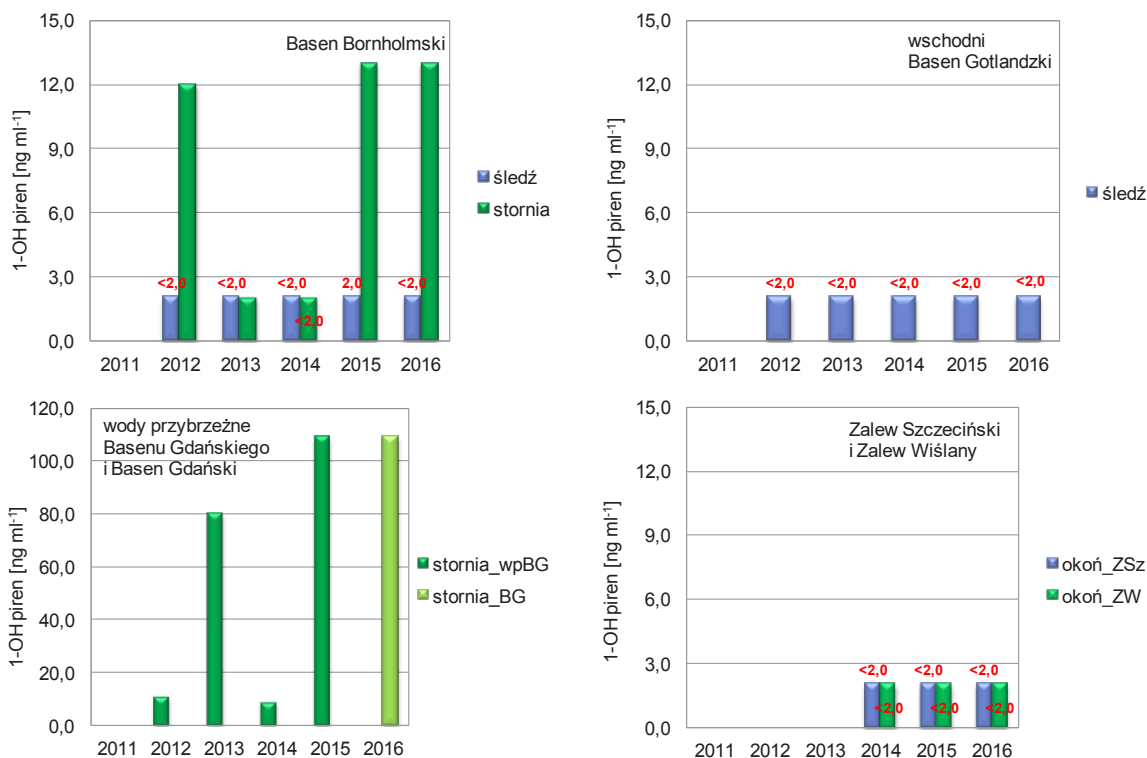
Benzo(a)piren analizowany jest tylko w tkance miękkiej małży i uznawany jest za podstawowy wskaźnik poziomu wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Najwyższe stężenie benzo(a)pirenu na poziomie  $7,5 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$  odnotowano w 2014 r. w małżach z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. 1.8.17). W pozostałych przypadkach stężenia benzo(a)pirenu pozostawały poniżej jedności z wyjątkiem roku 2016, gdzie jego stężenia były poniżej poziomu oznaczalności metody, który wzrósł do  $3 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$



Rys. 1.8.17. Stężenie benzo(a)pirenu [ $\mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$ ] w małżach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<math><</math>” oznaczają granicę oznaczalności, liczby czarne odpowiadają wartościom stężeń wykraczających poza zakres osi (źródło danych PMŚ).

### 1 -hydroksypiren

1 - hydroksypiren jest metabolitem oznaczanym w żółci wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych wytwarzanym przez organizm ryb. W przypadku śledzia z obydwu obszarów: Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz okonia z Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego, stężenia 1-hydroksypirenu pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody w całym okresie badań (od 2012 r.) (rys. 1.8.18).



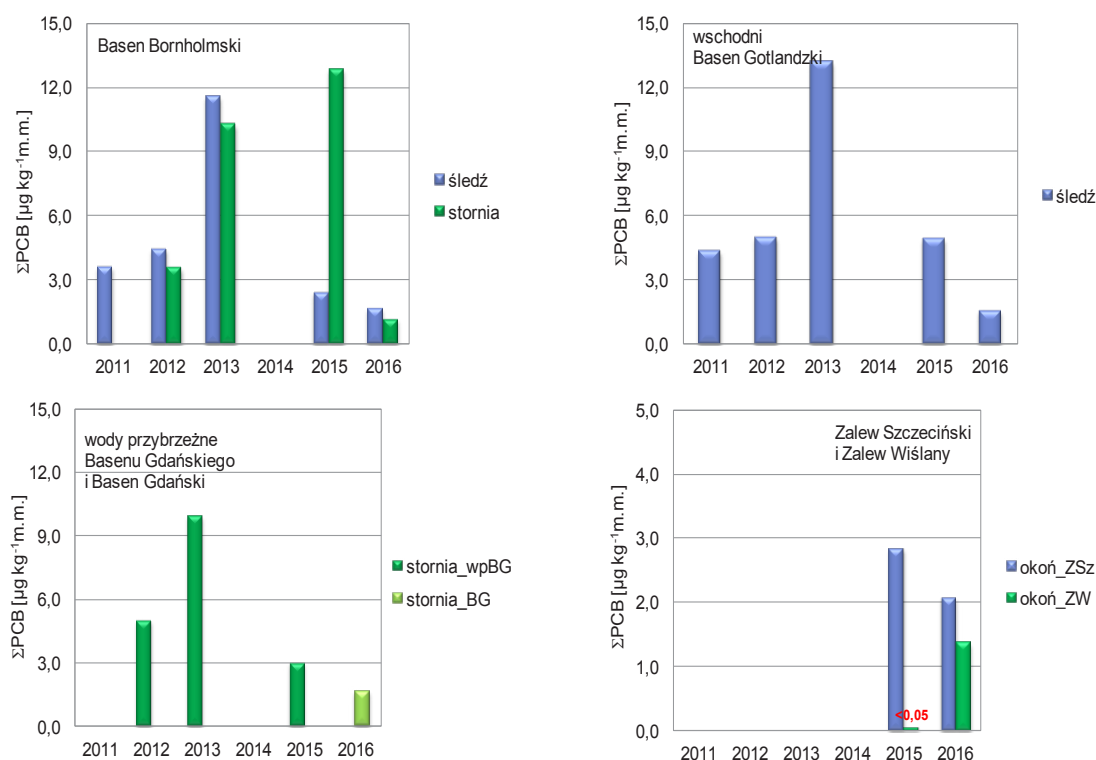
Rys. 1.8.18. Stężenie 1-hydroksypirenu [ $\text{ng ml}^{-1}$ ] w rybach w latach 2012 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<math><</math>” oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

W przypadku stornia w Basenie Bornholmskim odnotowano wartości na poziomie 12-13  $\text{ng ml}^{-1}$  w latach 2012, 2015 i 2016, natomiast wysokie wartości charakteryzowały stornię odłowioną

w rejonie Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie stężenie 1-hydroksipirenu osiągnęło wartość  $109 \mu\text{g ml}^{-1}$  w latach 2015 i 2016.

### Kongenery polichlorowanych bifenyli - (suma 28, 52, 101, 138, 153, 180) - PCB

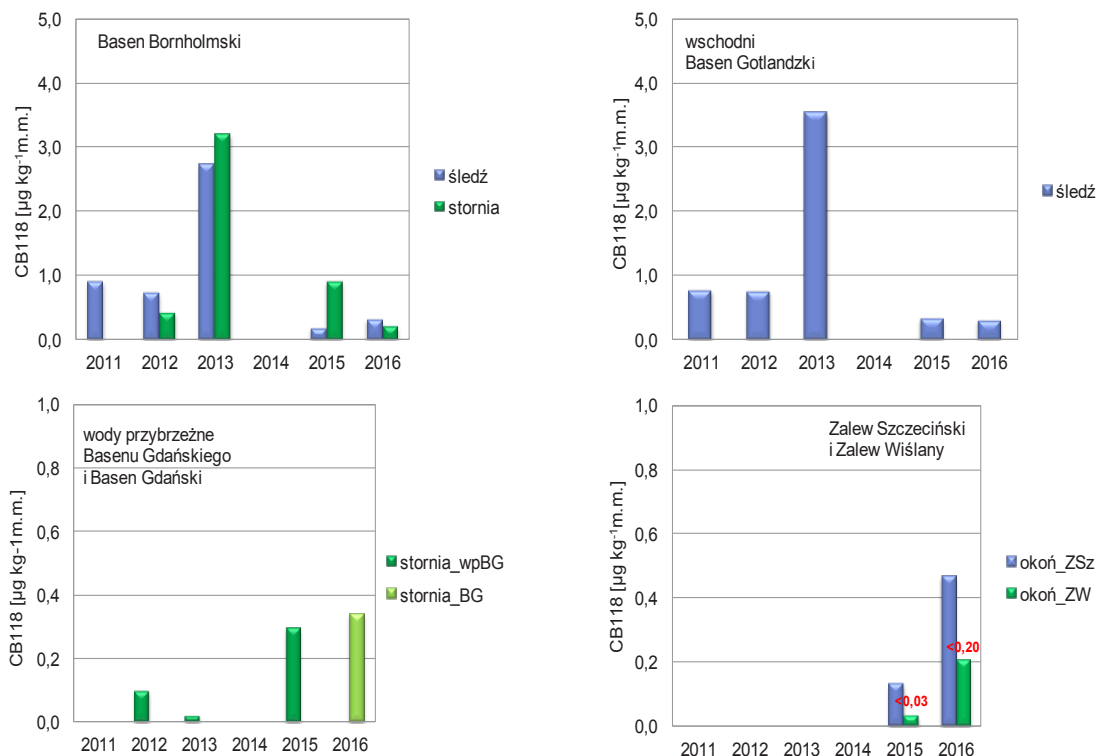
Suma stężeń sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli (28, 52, 101, 138, 153, 180) określana jest na podstawie analiz stężeń poszczególnych kongenerów w tkance mięśniowej trzech gatunków ryb. Najwyższe stężenia wystąpiły w 2013 r. osiągając wartości  $11,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku śledzia oraz  $10,3 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku storni z Basenu Bornholmskiego oraz  $13,7 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku śledzia ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego i  $9,9 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku storni z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. 1.8.19). W 2016 r. stężenia sumy sześciu kongenerów były na poziomach  $1,6 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. i  $1,2 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku śledza,  $1,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. i  $3,0 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku storni oraz  $1,4 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. i  $2,1 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. w przypadku okonia odpowiednio z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.



Rys. 1.8.19. Stężenie sumy sześciu kongenerów PCB [ $\mu\text{g kg}^{-1}$  m.m.] w rybach w latach 2011 - 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<” oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

### Kongener CB118

Ze wspólnych analiz polichlorowanych bifenyli został wyłączony jeden z kongenerów CB118 jako szczególnie szkodliwy. Podobnie jak w przypadku pozostałych kongenerów jego największe stężenia zidentyfikowano w 2013 r. Jego stężenia w śledziu i storni pozostawały w zakresie od  $2,7 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. do  $3,5 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. z wyjątkiem storni z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, w przypadku których stężenie CB118 pozostawało poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody ( $0,02 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m.) (rys. 1.8.20). W 2016 r. stężenia CB118 we wszystkich gatunkach były na zbliżonym poziomie i pozostawały w zakresie od  $0,2 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m. do  $0,46 \mu\text{g kg}^{-1}$  m.m.

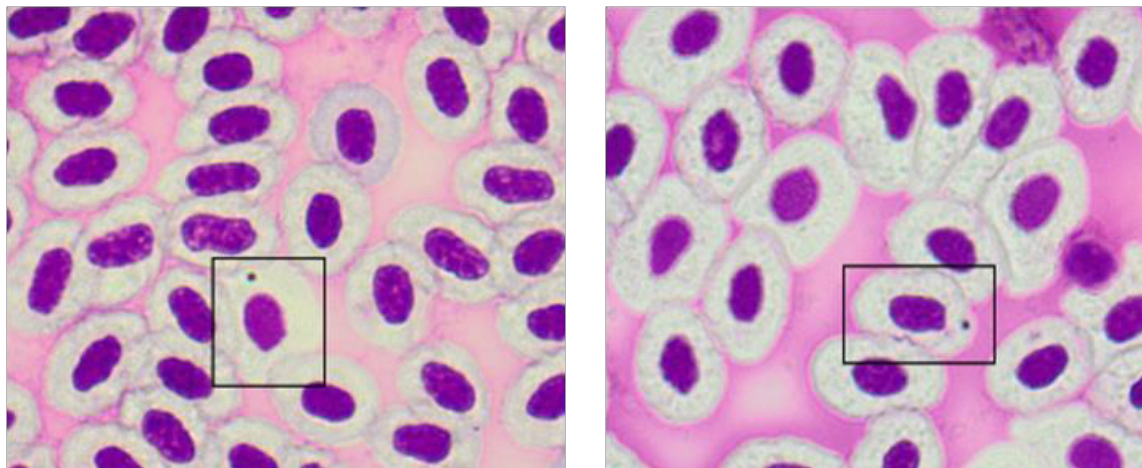


Rys. 1.8.20. Stężenie CB118 [ $\mu\text{g kg}^{-1} \text{m.m.}$ ] w rybach w latach 2011 – 2016, czerwone liczby poprzedzone znakiem „<” oznaczają granicę oznaczalności (źródło danych PMŚ).

**Test mikrojądrowy**

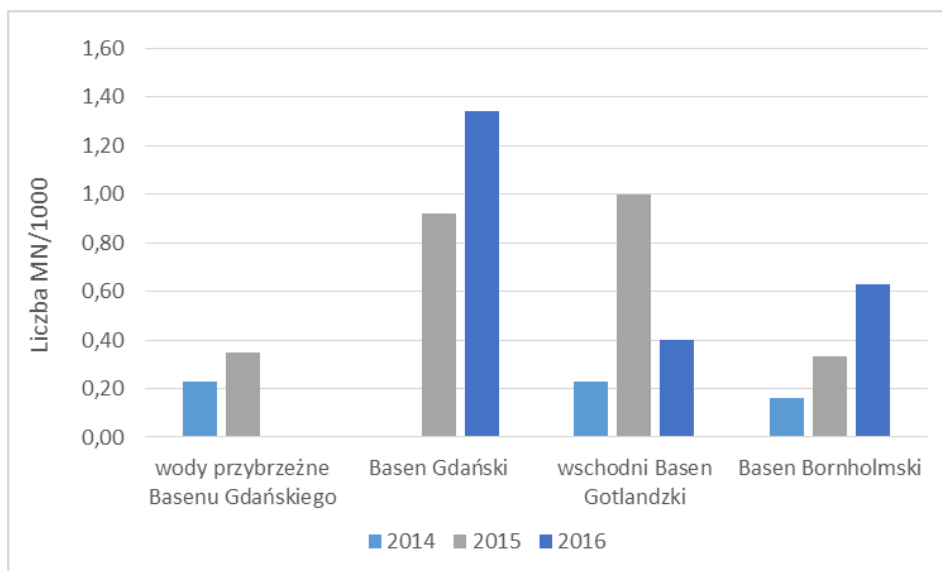
Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych. Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 r. do programu monitoringu Bałtyku.

Badaniom poddana jest krew ryb odławianych w lokalizacjach przypisanych do czterech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. Analiza polega na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest ocenianym parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm. Przykłady zdjęć mikroskopowych obrazujących przykładowe struktury mikrojąder zaprezentowano na rys. 1.8.21.



Rys. 1.8.21. Eryocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w listopadzie 2016 r.; kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN) (źródło danych PMŚ).

Z zestawienia wyników dla trzech lat badań z czterech lokalizacji wynika, że najmniejsza częstość występowania zmian w obrębie komórek krwi charakteryzowała ryby odławiane w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (rys. 1.8.22). Wynosiła ona 0,23 i 0,35 odpowiednio w roku 2014 i 2015. Największa liczba mikrojąder charakteryzowała ryby z Basenu Gdańskiego i wynosiła 0,92 i 1,34 odpowiednio w 2015 r. i 2016 r. W przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego odnotowano największą zmienność. W latach 2014 i 2016 liczba mikrojąder nie przekroczyła 0,40, natomiast w 2015 r. odnotowano wzrost do 1,0. W Basenie Bornholmskich liczba zmian przypadająca na 1000 erytrocytów utrzymywała się na dość niskim poziomie, jednak można stwierdzić niewielki wzrost od 0,16 w 2014 r. do 0,63 w 2016 r.



Rys. 1.8.22. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzia z wybranych rejonach południowego Bałtyku w latach 2014-2016 (źródło danych PMŚ).



## **Choroby ryb**

### **Elementy ekosystemu**

Problem występowania chorób dotyczy wielu gatunków ryb, również tych o istotnym znaczeniu gospodarczym. Obecność zmian patologicznych odgrywa istotną rolę przy ocenie walorów konsumpcyjnych ryb, czego konsekwencją może być obniżenie jakości produktów rybołówstwa lub ich eliminacja z rynku. Choroby ryb stanowią nie tylko problem ekonomiczny, ale są odzwierciedleniem niekorzystnych zmian, zachodzących w środowisku Morza Bałtyckiego.

Rejestracja zewnętrznych objawów chorób ryb jest od wielu lat wykorzystywana w zintegrowanych programach monitoringu stanu zdrowia ekosystemu. Pierwsze doniesienia o występowaniu zmian patologicznych u ryb bałtyckich pojawiały się już na początku ubiegłego stulecia (Bergman 1912; Lundbeck 1928). W późniejszych latach rozszerzono ich zakres, uwzględniając czasowe i przestrzenne trendy występowania chorób ryb (Dethlefsen i Watermann 1982; Lang i Dethlefsen 1994). Ze względu na wysokie koszty badań ukierunkowanych na zintegrowany monitoring środowiska morskiego, dotychczasowy udział MIR-PIB ogranicza się do analiz tylko niektórych kategorii zewnętrznych zmian patologicznych u ryb. Analizy te wykonywane są dodatkowo, w trakcie rejsów poświęconych innej problematyce badawczej. Na podstawie pozyskanych danych, sporządzane są raporty o występowaniu zewnętrznych objawów chorobowych u ryb, które przedstawiane są na spotkaniu Grupy Roboczej ds. chorób ryb (ICES Working Group on Pathology and Diseases of Marine Organisms, WGPDMO).

Obecność owrzodzeń u ryb jest jednym z dobrze rozpoznanych wskaźników zanieczyszczenia środowiska morskiego (Noga 2000), a monitoring występowania tego typu zmian patologicznych jest rekomendowany przez ICES (Bucke i in. 1996). Choroba ta występuje u wielu gatunków ryb i należy do najczęściej obserwowanych u storni i dorszy bałtyckich.

Owrzodzenia klasyfikowane są zgodnie z następującą skalą:

- 1) obumieranie naskórka, rozpulchnienie naskórka, nastroszenie i utrata łusek, zaczerwienienie bez ran;
- 2) ubytki w obrębie skóry właściwej;
- 3) ogniska martwicze i ubytki drążące w głąb mięśni;
- 4) owrzodzenia zablizniające się;
- 5) blizna.

Na liście chorób rekomendowanych przez ICES do monitoringu zmian patologicznych u ryb (Sindermann i in. 1980; Bucke i in. 1996) znajduje się też limfocystoza oraz deformacje szkieletu. Do najczęściej spotykanych rodzajów deformacji należą:

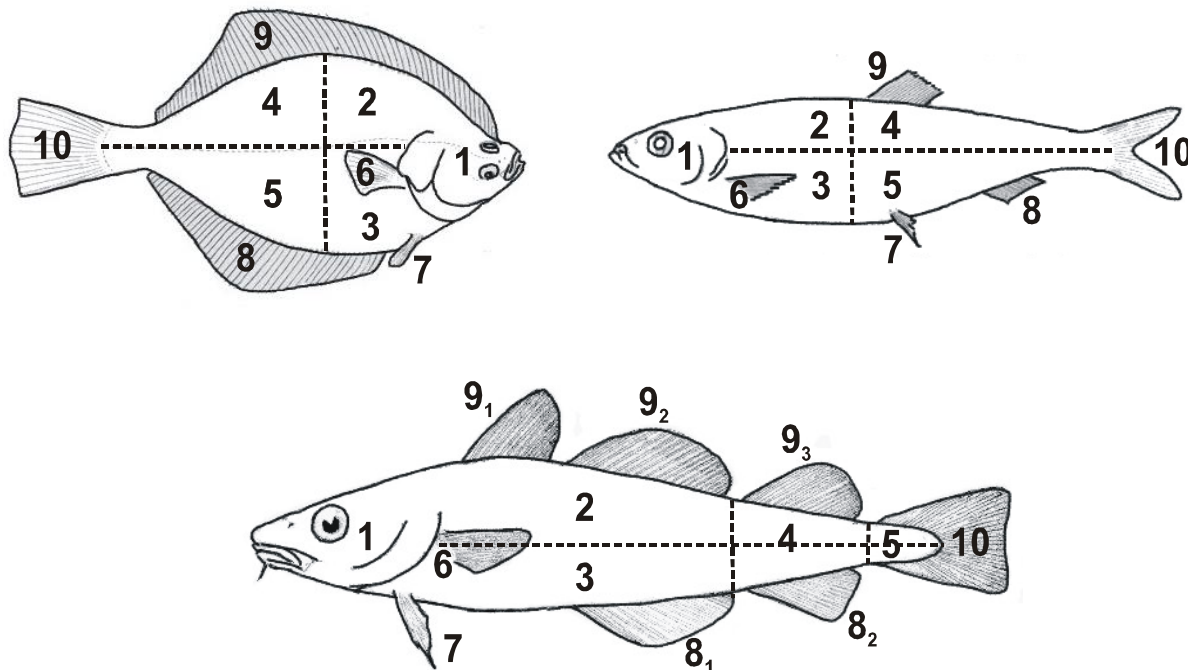
- 1) karłowatość;
- 2) deformacje kręgosłupa:
  - a) lordoza - łukowate wygięcie kręgosłupa w stronę brzuszną,
  - b) kifoza - łukowate wygięcie kręgosłupa w stronę grzbietową,
  - c) skrócenie trzonów kręgów;
- 3) mopsowatość – skrócenie szczęki górnej lub żuchwy.

Obecność deformacji szkieletu u ryb jest uznawana przez wielu autorów za dobry bioindykator obecności zanieczyszczeń, zalecany przez ICES do wykorzystania w badaniach monitoringowych (Bengtsson 1979; Bucke i in. 1996; Klumpp i in. 2002).

Materiał do badań pozyskiwano podczas rejsów badawczych (w miesiącach: luty, wrzesień, październik i listopad) na statku r.v. „Baltica”. Poboru prób dokonywano w POM (podobszary ICES 25 - 26).

W latach 2011 - 2016 badaniami zmian patologicznych objęto łącznie ponad 300 tys. ryb - dorszy, śledzi, szprotów i płastug. Obserwacje zmian chorobowych prowadzono w trakcie standardowych pomiarów długości ryb. Odnotowywano zmiany występujące na powierzchni skóry i tuż pod nią oraz makroskopowe zmiany w budowie morfologicznej i anatomicznej ryb, w tym zniekształcenia kręgosłupa, głowy i płetw.

Ryby zakwalifikowane jako chore, po określeniu rodzaju choroby i lokalizacji zmian według standardowego kodu (tabela 1.8.1, rys. 1.8.23), były poddawane analizom biologicznym. Rozpoznawanie symptomów zmian chorobowych u ryb, ich klasyfikację i rejestrację w komputerowej bazie danych prowadzono zgodnie z zaleceniami ICES (Dethlefsen i in. 1986; ICES 1989).



Rys. 1.8.23. Schemat budowy morfologicznej ryb (płastugi, szprot/śledź, dorsz). Poszczególne partie ciała ryb oznakowano symbolami stosowanymi w międzynarodowym monitoringu zewnętrznych zmian chorobowych. 1 - głowa, 2 - tułów (część grzbietowa), 3 - tułów (część brzuszna), 4 - tułów (część tylna grzbietowa/przedogonowa), 5 - tułów (część tylna brzuszna/ogonowa), 6 - płetwa piersiowa (P), 7 - płetwa brzuszna (V), 8 - płetwa odbytowa (A) (1, 2 u dorsza), 9 - płetwa grzbietowa (D) (1, 2, 3 u dorsza), 10 - płetwa ogonowa (C).

Tabela 1.8.1. CHOROBY RYB - oznaczenia i kody.

Oznaczenie części ciała	Kod cz. ciała
Głowa	1
Korpus ciała	2
Korpus ciała	3
Korpus ciała	4
Korpus ciała	5
Płetwy piersiowe	6
Płetwy brzuszne	7
Płetwa odbytowa	8
Płetwa grzbietowa	9
Płetwa ogonowa	10
Płetwa tłuszczowa	11*
Strona lewa	12
Strona prawa	13
Góra	14
Spód	15

\*Nie dotyczy płastug, śledzia, szprota i dorsza.

Gatunek ryby	Kod gatunku
Dorsz	COD
Stornia	FLE

Nazwa choroby	Kod choroby
<b>Limfocystoza</b>	<b>10</b>
<b>Owrzodzenia</b>	<b>21-25</b>
1/ obumieranie naskórka	21
2/ ubytki skóry	22
3/ ogniska martwicze	23
4/ owrzodzenia	24
5/ blizna	25
<b>Deformacje szkieletu</b>	<b>51-53</b>
1/ karłowatość	51
2/ anomalie kręgosłupa	52
3/ mopsowatość	53

### Obszary oceny

Zgodnie z systemem przyjętym przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), obszar Morza Bałtyckiego został podzielony na 12 podobszarów (*ICES Subdivisions*). Poszczególne części Bałtyku oznaczone zostały następującymi numerami: SD 21 – Kattegat, SD 22 i 23 – Cieśniny Duńskie, SD 24-29 – Bałtyk Właściwy, SD 30 i 31 – Zatoka Botnicka oraz SD 32 – Zatoka Fińska. POM obejmują część podobszarów 24, 25 i 26.

Materiał do badań pozyskiwano podczas rejsów badawczych (w miesiącach: luty, wrzesień, październik i listopad) na statku r/v „Baltica”. Poboru prób dokonywano w POM (podobszary ICES 25 - 26).

### Opisowa ocena

W latach 2011-2016 u badanych ryb zarejestrowano głównie następujące objawy chorobowe: owrzodzenia, limfocystozę i deformacje szkieletu. Ekstensywność zachorowań była wyższa u ryb dennych (dorsz, stornia), niż u ryb pelagicznych (szprot i śledź) (tabela 1.8.2).

Jednostką chorobową najczęściej notowaną u dorszy były owrzodzenia - ekstensywność występowania tego schorzenia była wyższa w podobszarze 26 niż 25 (tabela 1.8.2). Najwyższy odsetek (9%) dorszy z owrzodzeniami wykazano w roku 2013 w podobszarze ICES 26. W kolejnych latach odsetek ten systematycznie malał, przybierając najniższe wartości w roku 2016 (rys. 1.8.24).

Odsetek storni z owrzodzeniami również wykazywał trend malejących w latach 2011 - 2016. Najwyższą ekstensywność stwierdzono w roku 2011 u ryb poławianych w podobszarze ICES 26 (2,1%). W roku 2016 ekstensywność występowania owrzodzeń nie przekraczała 1% w obu badanych podobszarach ICES. Dominującą jednostką chorobową u storni była limfocystoza. W roku 2014 wykazano najwyższą ekstensywność zachorowań storni (3,9%) w podobszarze 26. Ekstensywność przyjmowała wysokie wartości również w latach 2015 i 2016 (3,7 i 3,3%) (rys. 1.8.24).

Przypadki występowania limfocystozy wykazano również u śledzi - najwyższą ekstensywność stwierdzono w roku 2014 (0,3%). W roku 2016 odsetek dorszy z objawami limfocystozy nie przekraczał 0,1%. Obecność deformacji szkieletu stosunkowo rzadko stwierdzano u storni - w latach 2012-2014 cechy tego schorzenia wykazywał niewielki odsetek osobników (0,03 - 0,06%). Odsetek dorszy z deformacjami szkieletu był dziesięciokrotnie wyższy

niż u storni - najwyższą ekstensywność stwierdzono w latach 2015 i 2016 (0,62 i 0,47%) (rys. 1.8.24).

Jednym z czynników etiologicznych, prowadzących do powstania owrzodzeń u ryb są infekcje wywołane przez bakterie, najczęściej z rodzaju *Vibrio* i *Aeromonas* (Larsen i in. 1978). Badania mikrobiologiczne przeprowadzone w latach 2007 i 2008 na próbkach owrzodzonych tkanek dorszy wykazały obecność bakterii reprezentujących rodziny *Pseudomonadaceae*, *Aeromonadaceae*, *Shewanellaceae* i *Vibrionaceae*. Z kilku próbek wyizolowano *Chryseobacterium meningosepticum* i *Acinetobacter* spp., które mogą być patogenne dla ludzi (Grawiński i in. 2009). Szereg innych czynników może również sprzyjać rozwojowi tego schorzenia u ryb. Wiele doniesień naukowych wskazuje, że ekspozycja na toksyczne substancje (pestycydy, wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne - PAHs, polichlorowane bifenyle - PCBs i metale ciężkie) może prowadzić do uszkodzenia skóry, zwiększając jej podatność na infekcje bakteryjne, wirusowe i grzybicze (Sindermann 1977; Larsen i in. 1978; Austin 2007). Wtórne infekcje mogą rozwinąć się także w mechanicznych uszkodzeniach skóry, wywołanych np. przez narzędzia połowowe (Mellergaard i Bagge 1998). Powstawaniu owrzodzeń u ryb mogą sprzyjać także niekorzystne warunki środowiska (pH, promieniowanie ultrafioletowe, zmiany zasolenia i temperatury wody). Oprócz bezpośredniego działania toksycznego na skórę, substancje chemiczne mogą zaburzać równowagę hormonalną, prowadząc do nadmiernego uwalniania glikokorykosteroidów, znanych jako „hormony stresu”. Hormony sterydowe regulują wiele procesów fizjologicznych, m. in. odpowiedź immunologiczną, której zaburzenie może sprzyjać zwiększonej podatności ryb na infekcje (Barton i Iwama 1991; Noga 2000).

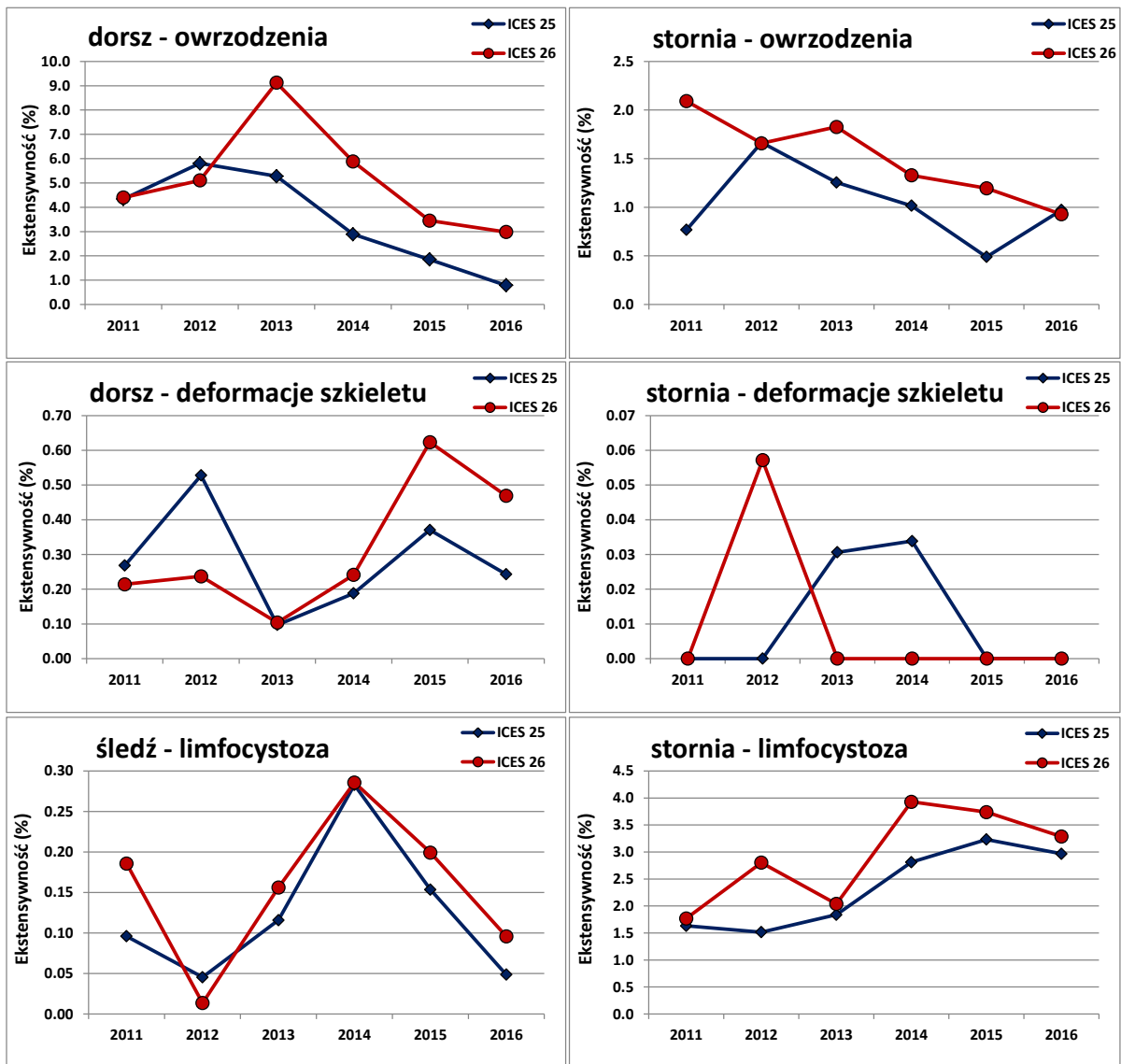
Deformacje szkieletu mogą mieć podłoże genetyczne lub powstać we wczesnych stadiach życia ryb jako skutek niedoboru witamin i minerałów, bądź też działania niekorzystnych warunków środowiska (np. temperatury) oraz ekspozycji na zanieczyszczenia chemiczne (niektóre metale ciężkie, głównie kadm) obecne w wodzie morskiej. Lang i Dethlefsen (1987) wykazali wyższą zawartość kadmu u dorszy bałtyckich z deformacjami szkieletu, w porównaniu z osobnikami rozwiniętymi prawidłowo.

Limfocystoza jest chorobą o podłożu wirusowym, wywołaną przez iridovirus (Wolf i in. 1966). Limfocystoza w początkowym stadium infekcji objawia się powstawaniem pojedynczych drobnych guzków (białych lub różowawych) na powierzchni skóry i płetw ryb (głównie płastug). W zaawansowanych stadiach choroby, guzki często występują w zgrupowaniach i mogą obejmować znaczną powierzchnię ciała ryb.

#### Podsumowanie i wnioski

1. Ekstensywność występowania chorób była wyższa u ryb poławianych w podobszarze ICES 26 niż w 25.
2. Najczęściej notowanymi zewnętrznymi zmianami chorobowymi u ryb były owrzodzenia, których najwyższą ekstensywność stwierdzono u dorszy.
3. Ekstensywność występowania owrzodzeń u dorszy wykazywała trend malejący w latach 2013 – 2016, a u storni w latach 2011 - 2016.

Najczęściej obserwowaną u storni i śledzi jednostką chorobową była limfocystoza. Ekstensywność występowania limfocystozy wykazywała malejący trend w latach 2014 -2016 u obu badanych gatunków ryb choć w przypadku storni i całego okresu oceny (lata 2011-2016) obserwowano trend wzrostowy.



Rys. 1.8.24. Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016, według podobszarów ICES. (źródło danych PMŚ).

Tabela 1.8.2. Ekstensywność występowania chorób ryb w POM Bałtyku w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

Gatunek	Rok	Liczba ryb	Ekstensywność (%)		
			Owrzodzenia	Limfocystoza	Deformacje szkieletu
dorsz	2011	14831	4,36	0,00	0,25
	2012	8139	5,33	0,00	0,33
	2013	13998	6,87	0,10	0,10
	2014	18393	3,63	0,00	0,20
	2015	17748	2,51	0,00	0,47
	2016	20805	1,67	0,00	0,33
<b>dorsz suma</b>		<b>93914</b>	<b>2,52</b>	<b>0,01</b>	<b>0,40</b>
śledź	2011	18496	0,00	0,13	0,00
	2012	16571	0,00	0,03	0,00
	2013	15479	0,03	0,13	0,01
	2014	14711	0,01	0,28	0,00
	2015	16384	0,01	0,18	0,01
	2016	20250	0,00	0,07	0,00
<b>śledź suma</b>		<b>101891</b>	<b>0,01</b>	<b>0,17</b>	<b>0,00</b>
stornia	2011	2285	1,49	1,71	0,00
	2012	2409	1,66	2,45	0,04
	2013	5620	1,49	1,92	0,02
	2014	4760	1,13	3,24	0,02
	2015	6996	0,89	3,52	0,00
	2016	9147	0,93	3,10	0,00
<b>stornia suma</b>		<b>31217</b>	<b>0,78</b>	<b>1,79</b>	<b>0,02</b>
szprot	2011	14753	0,01	0,00	0,03
	2012	10704	0,00	0,00	0,02
	2013	10368	0,00	0,00	0,01
	2014	11800	0,00	0,00	0,01
	2015	13765	0,00	0,00	0,01
	2016	15929	0,00	0,01	0,01
<b>szprot suma</b>		<b>77319</b>	<b>0,00</b>	<b>0,00</b>	<b>0,02</b>
<b>Razem</b>		<b>304341</b>			

## 2. Ocena stanu polskich wód Morza Bałtyckiego

### 2.1. Cechy stanu

Opracowana metoda oceny cech stanu dla POM jest w wielu aspektach zbieżna z metodą zaproponowaną w ramach II oceny holistycznej HELCOM oraz nawiązuje również do wskazówek technicznych podanych w aktualnej, roboczej wersji przewodnika do art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017).

Główną różnicą w metodzie oceny cech stanu w stosunku do poprzedniej wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) jest obecnie zaproponowana „zintegrowana ocena bioróżnorodności” odnosząca się jednocześnie do cech D1, D4 i D6, co z jednej strony rzutuje na brak możliwości jednoznacznego porównania wyników niniejszej oceny z poprzednią, z drugiej strony zachowana jest zgodność metodologii oceny w regionie Morza Bałtyckiego we współpracy Polski (Głównego Inspektora Ochrony Środowiska) z Komisją Helsińską (HELCOM). Możliwe jest jednak podsumowanie wszelkich zmian zachodzących w środowisku w porównaniu z wstępną oceną stanu środowiska wód morskich z 2012 r. na poziomie niektórych wskaźników (GIOŚ 2014) oraz nawiązanie do II oceny holistycznej (HELCOM 2017a). Do oceny wykorzystano dane pochodzące z realizacji Programu Państwowego Monitoringu Środowiska w okresie od 1 stycznia 2011 r. do 31 grudnia 2016 r.

#### Elementy ekosystemu

W załączniku do decyzji 2017/848 w części II dotyczącej oceny zasadniczych elementów i właściwości oraz obecnego stanu środowiska wód morskich na podstawie art. 8 ust. 1 lit. a RDSM wymieniono elementy ekosystemu, które są oceniane w ramach poszczególnych cech (wskaźników opisowych/wskaźników jakości). W związku z tym w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich ocenie zostało poddanych 5 elementów ekosystemu:

- 1) grupy gatunków ptaków;
- 2) grupy gatunków ssaków morskich;
- 3) grupy gatunków ryb;
- 4) siedliska bentosowe;
- 5) siedliska pelagiczne oraz ekosystemy, w tym łańcuchy pokarmowe.

Wynikiem końcowym oceny „bioróżnorodności” w przeciwieństwie do poprzedniej wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (GIOŚ 2014) nie jest przedstawienie jej w podziale na poszczególne cechy opisujące stan środowiska w POM, lecz wskazanie oddzielnych ocen dla każdego elementu ekosystemu, bez konieczności dalszej integracji między tymi ocenami i wyznaczenia jednej wartości oceny „bioróżnorodności” na najwyższym poziomie. Przeprowadzenie ocen dla 5 elementów ekosystemu spełnia jednocześnie wymóg zastosowania cech do określenia dobrego stanu środowiska, wymienionych w załączniku I do RDSM:

- 1) D1 – różnorodność biologiczna;
- 2) D4 – łańcuchy pokarmowe;
- 3) D6 – integralność dna morskiego.

#### Obszary oceny

Zgodnie z RDSM oraz decyzją 2017/848 na państwa członkowskie UE został nałożony obowiązek sporządzenia wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w określonej skali geograficznej, aby zagwarantować spójność i umożliwić porównanie ocen. W ramach współpracy regionalnej w Morzu Bałtyckim zostały wydzielone obszary oceny (ang. *assessment units*) według opracowanego przez HELCOM (HELCOM 2013a, aktualizacja Załącznika 4 - 2017) podziału hierarchicznego w 4-stopniowej skali:

- 1) brak podziału: oceniany jest cały obszar Morza Bałtyckiego;

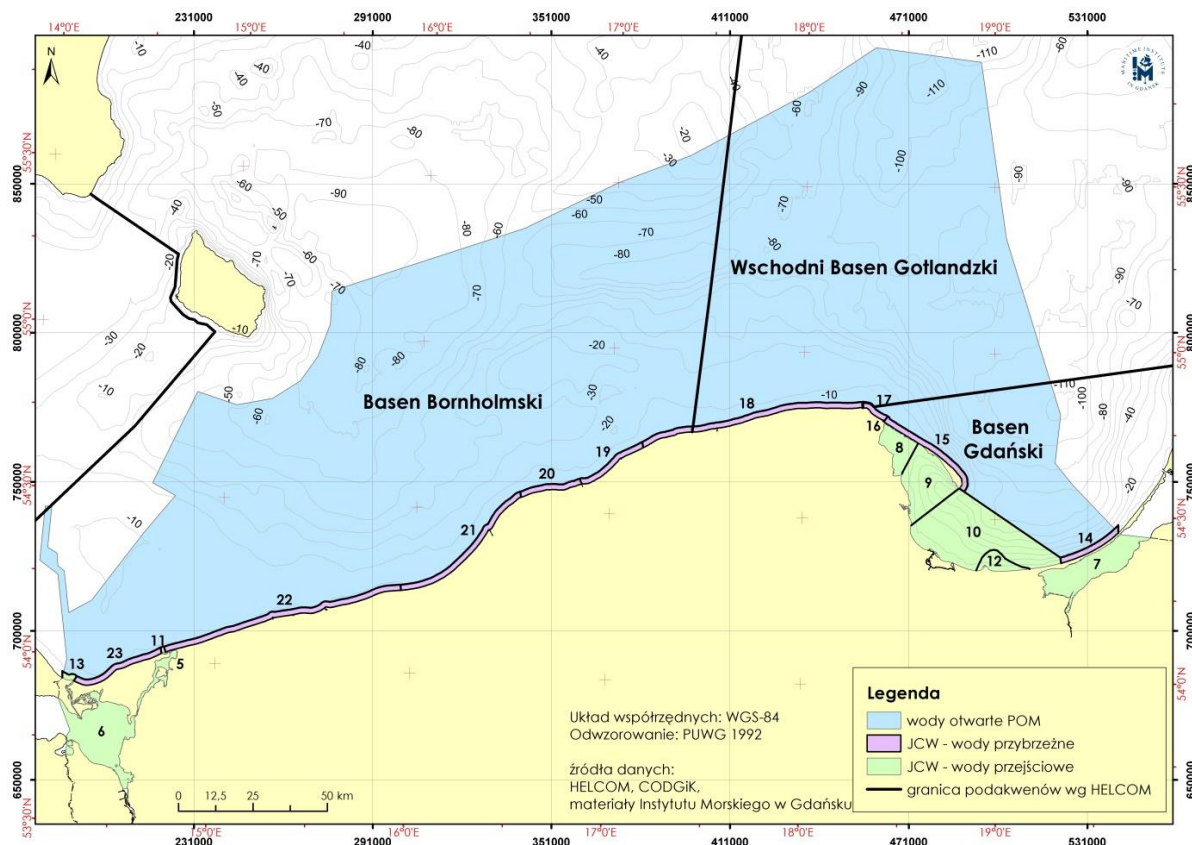
- 2) podział na 17 podakwenów w obrębie Morza Bałtyckiego;
- 3) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na 40 obszarów obejmujących wody przybrzeżne;
- 4) podział na 17 podakwenów otwartego morza oraz na jednolite części wód przejściowych i przybrzeżnych (JCWP według RDW, Anon. 2000).

W ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” poszczególne elementy ekosystemu (ptaki, ssaki morskie, ryby, siedliska bentosowe i pelagiczne) są oceniane w różnych skalach podziału Morza Bałtyckiego na podakweny wyznaczone przez HELCOM (2013a, aktualizacja załącznika 4 - 2017). Wybór odpowiednich obszarów oceny wynika z potrzeby możliwie najlepszego scharakteryzowania stanu gatunków, grup gatunków siedlisk bądź ekosystemów w odniesieniu do jak najmniejszej możliwej jednostki terytorialnej. Każdy wynik zintegrowanej oceny dla pojedynczego elementu ekosystemu uzyskano oddzielnie z uwzględnieniem podziału na ocenę w wodach otwartych według HELCOM (2013a, aktualizacja załącznika 4 - 2017) i w wodach przybrzeżnych i przejściowych, w tej kategorii – z uwzględnieniem podziału na jednolite części wód stosowanym w RDW. W związku z tym nie dochodzi do agregacji przestrzennej wyników oceny.

W przypadku ssaków morskich ocena stanu populacji fok odnosi się do poziomu 1., tj. do całego obszaru Morza Bałtyckiego, w części obejmującej POM. Ocena stanu ptaków określana jest na poziomie 2, natomiast gatunki ryb wód przejściowych, siedliska pelagiczne i bentosowe w POM oceniane są na poziomie 4. podziału Morza Bałtyckiego, dla 22 obszarów oceny, tj. dla 19 jednolitych części wód zgodnie z RDW oraz dla 3 głębokowodnych basenów otwartego morza, które są wspólnymi jednostkami podziału z sąsiadującymi państwami członkowskimi.

Wydzielone obszary oceny w POM są zbieżne z zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (HELCOM 2017a). Podział polskiej strefy Bałtyku na obszary oceny zastosowany w niniejszej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności” został przedstawiony na rys. 2.1.1 oraz w tabeli 2.1.1.





Rys. 2.1.1. Podział POM na obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP wymienione w tabeli 2.1.1.).

Tabela 2.1.1. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ssaków morskich, siedlisk bentosowych i pelagicznych w polskiej strefie Bałtyku (lp. 5-23 – obszary oceny JCWP oznaczone na rys. 2.1.1.).

Lp.	Nazwa obszaru oceny w POM (podakwen M. Bałtyckiego)	Kod obszaru oceny	Typ wód (JCWP)	Powierzchnia [km <sup>2</sup> ]	Oceniany element ekosystemu
1.	Morze Bałtyckie	-	Całe POM z wyłączeniem zalewów		ssaki morskie
2.	Basen Gdański	-	wody otwarte	2102,97	siedliska bentosowe i pelagiczne
3.	Wschodni Basen Gotlandzki	-	wody otwarte	10881,74	
4.	Basen Bornholmski	-	wody otwarte	17766,07	
5.	Zalew Kamieński	PL TW I WB 9	JCWP - wody przejściowe	43,60	
6.	Zalew Szczeciński	PL TW I WB 8	JCWP - wody przejściowe	407,28	
7.	Zalew Wiślany	PL TW I WB 1	JCWP - wody przejściowe	301,74	
8.	Zalew Pucki	PL TW II WB 2	JCWP - wody przejściowe	111,03	
9.	Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB 3	JCWP - wody przejściowe	285,57	
10.	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	JCWP - wody przejściowe	709,43	

Lp.	Nazwa obszaru oceny w POM (podakwen M. Bałtyckiego)	Kod obszaru oceny	Typ wód (JCWP)	Powierzchnia [km <sup>2</sup> ]	Oceniany element ekosystemu
11.	Ujście Dziwny	PL TW V WB 6	JCWP - wody przejściowe	2,34	
12.	Ujście Wisły Przekop	PL TW V WB 5	JCWP - wody przejściowe	64,12	
13.	Ujście Świny	PL TW V WB 7	JCWP - wody przejściowe	8,35	
14.	Mierzeja Wiślana	PL CW I WB 1	JCWP - wody przybrzeżne	39,57	
15.	Półwysep Hel	PL CW I WB 2	JCWP - wody przybrzeżne	69,67	
16.	Port Władysławowo	PL CW I WB 3	JCWP - wody przybrzeżne	0,13	
17.	Władysławowo-Jastrzębia Góra	PL CW II WB 4	JCWP - wody przybrzeżne	17,29	
18.	Jastrzębia Góra-Rowy	PL CW II WB 5	JCWP - wody przybrzeżne	139,91	
19.	Rowy-Jarosławiec Zachód	PL CW II WB 6W	JCWP - wody przybrzeżne	45,79	
20.	Rowy-Jarosławiec Wschód	PL CW II WB 6E	JCWP - wody przybrzeżne	38,48	
21.	Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	JCWP - wody przybrzeżne	98,36	
22.	Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	JCWP - wody przybrzeżne	153,33	
23.	Dziwna-Świna	PL CW III WB 9	JCWP - wody przybrzeżne	58,69	

### Metoda oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego

W celu przeprowadzenia oceny krajowej stanu środowiska wód morskich za lata 2011-2016, opracowano zmodyfikowaną metodę na podstawie metodyki zastosowanej w ocenie HOLAS II.

W przyjętej metodzie, oddzielne oceny dla ssaków, ptaków morskich, ryb, siedlisk bentosowych i siedlisk pelagicznych odnoszą się do cechy D1 (różnorodność biologiczna), ocena siedlisk bentosowych jest wspólna dla cech D1 i D6 (integralność dna morskiego), ocena siedlisk pelagicznych charakteryzuje cechę D1, zaś ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych odnosi się do cech D1 i D4 (łańcuchy pokarmowe).

Zgodnie z decyzją 2017/848 cecha D6 – integralność dna morskiego ze względu na charakteryzujące ją kryteria właściwe jednocześnie do oceny stanu siedlisk bentosowych, jak i presji fizycznych jest zaliczana do cech stanu i cech presji. W opisie stanu wyróżnione są dwa kryteria: D6C4 (zakres utraty typu siedliska wynikający z oddziaływań antropogenicznych nie przekracza określonego odsetka naturalnego zasięgu siedliska w ocenianym obszarze), dla którego w niniejszej ocenie, podobnie jak w II ocenie holistycznej (HELCOM 2017a), nie opracowano jeszcze wskaźnika oraz kryterium 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 zasięgu siedliska w ocenianym obszarze).

Z kolei w odniesieniu do presji ocenę integralności dna morskiego przeprowadzono dla trzech kryteriów presji i oddziaływania: D6C1, D6C2, D6C3, co zostanie omówione w rozdziale 2.2.

Niektóre wskaźniki zastosowane w ocenie stanu siedlisk bentosowych i pelagicznych spełniają również kryteria w ramach cechy D4 (tabela 2.1.2). Zgodnie z decyzją 2017/848 ocena ekosystemów, w tym łańcuchów pokarmowych, powinna zostać przeprowadzona w oparciu o ocenę co najmniej trzech grup troficznych (dwie spośród tych grup troficznych nieuwzględniające ryb; przynajmniej jedna grupa troficzna zawierająca producenta pierwotnego; prezentacja podstawy, środka i szczytu piramidy troficznej). Z uwagi na fakt, że powyższa decyzja weszła w życie dopiero w maju 2017 r., a przewodnik do przeprowadzenia oceny zgodnie z art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) traktuje sposób wykonania oceny dla ekosystemów dość ogólnie, w krajowej ocenie wykonano ocenę dla ekosystemów jedynie w sposób opisowy. Tak samo został potraktowany ten aspekt w pierwszej wersji II oceny holistycznej (HELCOM 2017a), tzn. jako podsumowanie oceny dla siedlisk, ryb, ssaków i ptaków (w oparciu o różne wskaźniki) charakteryzujących różne poziomy troficzne w ekosystemie bałtyckim, wskazując na wzajemne zależności, powiązania oraz zmiany zachodzące w sieciach troficznych. W niniejszym opracowaniu ocenę łańcuchów pokarmowych zawarto w rozdziale „Ekosystemy i sieci troficzne”.

### **Wskaźniki**

Podstawą do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM zgodnie z decyzją 2017/848 są wskaźniki rekomendowane przez grupy robocze HELCOM. W zależności od stopnia opracowania, wskaźniki HELCOM uzyskały odpowiedni status:

**Wskaźnik podstawowy** (ang. *core indicator*) – wskaźnik opracowany wspólnie i zaakceptowany przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej w ramach realizacji celów Bałtyckiego Planu Działań Komisji Helsińskiej (ang. *HELCOM Baltic Sea Action Plan*, BSAP) i kryteriów określonych w RDSM, charakteryzujący się określoną wartością progową dobrego stanu środowiska w całym obszarze Morza Bałtyckiego, jeśli jest to ekologicznie właściwe, lub w poszczególnych obszarach oceny według podziału HELCOM (2013a). Wskaźnik podstawowy odnosi się do stanu lub presji. Cel środowiskowy lub wartość progowa są dokładnie opisane dla każdego operacyjnego wskaźnika podstawowego, uzgodnione są także metody jego oceny.

**Wskaźnik wstępny** (ang. *pre-core indicator*) – wskaźnik wskazany przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej jako niezbędny do spełnienia celów BSAP i wymagań ocen RDSM. Nie uzyskał jeszcze statusu wskaźnika podstawowego, głównie z uwagi na fakt, że nie wszystkie aspekty wskaźnika zostały dopracowane i w związku z tym nie uzyskał on pełnej akceptacji przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej. Parametry niezbędne do wyznaczenia wskaźnika powinny być monitorowane, jednak uznaje się, że dane niezbędne do jego obliczenia mogą pochodzić z innych źródeł niż monitoring według HELCOM.

**Wskaźnik kandydujący** (ang. *candidate indicator*) – wskaźnik będący w procesie opracowania, mający koncepcyjny charakter, niezakończony proces testowania, finalnie prowadzący do uzyskania statusu wskaźnika podstawowego. Elementy wskaźnika (np. procedura oceny, wartości progowe) wykazują nadal poważne braki oraz nie ma powszechnej akceptacji wskaźnika przez państwa członkowskie Konwencji Helsińskiej. Przyjmuje się, że lista wskaźników kandydujących jest dokumentem otwartym, gdzie na poziomie eksperckim przedstawiane są propozycje nowych wskaźników podstawowych.

W ocenie stanu środowiska w POM zaproponowano zastosowanie podstawowych i wstępnych wskaźników opracowanych przez ekspertów grup HELCOM, typowych do oceny „bioróżnorodności” w oparciu o dane biotyczne, uzupełnionych zestawem wskaźników krajowych, a także wskaźnikami właściwymi dla oceny eutrofizacji, charakteryzującymi środowisko abiotyczne, które są stosowane zgodnie z wytycznymi RDW.

Wskaźniki powinny spełniać różne kryteria i standardy metodologiczne dotyczące określenia dobrego stanu środowiska (art. 9 ust. 3 RDSM, wymienione w części II załącznika do decyzji 2017/848) oraz powinny odpowiadać wymaganiom decyzji 2017/848 co do cech D1, D4 i D6, które opisują stan.

Wskaźniki zastosowane do oceny krajowej za lata 2011-2016 zostały przypisane do odpowiednich kryteriów zgodnych z decyzją 2017/848 i są przedstawione w tabeli 2.1.2. Zmiany treści załącznika III do RDSM wprowadzone dyrektywą 2017/845 były konieczne, aby ułatwić wdrażanie i zapewnienie lepszego powiązania elementów ekosystemu, presji antropogenicznych

i oddziaływań wywieranych na środowisko morskie ze wskaźnikami jakości. Dla cech (wskaźników jakości) D1, D4 i D6, dla których zostały określone kryteria zgodne z art. 9 ust. 3 RDSM, przypisano odpowiednie presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalności człowieka w środowisku morskim, wymienione w tabeli 2.1.2 na podstawie załącznika III do RDSM (tabela 2, pozycja 2a i 2b).

Tabela 2.1.2. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności” w POM uwzględniające ssaki morskie, siedliska bentosowe i siedliska pelagiczne oraz presje antropogeniczne, sposoby użytkowania i działalność człowieka w środowisku morskim przypisano do odpowiednich kryteriów decyzji 2017/848.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Ssaki morskie	D1- różnorodność biologiczna	D1C1	-	Śmiertelność w przyłowie znajduje się poniżej poziomu, który zagraża gatunkom, więc jest zapewniona jego długoterminowa żywotność.	Przyłów ssaków morskich (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Niepokojenie gatunków (np. w miejscach legu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.
		D1C2	-	Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej (P, B)	Niepokojenie gatunków (np. w miejscach legu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia.
		-	D1C3	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.	Stan reprodukcji foki szarej (P, B)	

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
		D1C4	-	Zasięg gatunków i w stosownych przypadkach ich struktura, jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.	Występowanie foki szarej (P, B)	Wprowadzanie odpadów (odpady stałe w tym mikroodpady). Wprowadzanie hałasu związanego z działalnością człowieka (impulsowego, ciągłego).
Ptaki		D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych (P, B) Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań). Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Ryby		D1C3		Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiła z powodu oddziaływań antropogenicznych.	Wskaźnik produktywności bielika (P, B)	Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Niepokojenie gatunków (np. w miejscach lęgu, odpoczynku lub żerowania) spowodowane obecnością człowieka.
		D1C3		Właściwości demograficzne populacji (np. wielkość ciała lub struktura klas wiekowych, stosunek płci, wskaźnik płodności i wskaźnik przeżywalności) gatunków wskazują na zdrową populację, która nie ucierpiła z powodu oddziaływań antropogenicznych.	Indeks wielkich ryb (LF11) (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań).
		D1C2 D1C3		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiła z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań).

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Siedliska bentosowe	D1- różnorodność biologiczna i D6- integralność dna morskiego	D6C5	-	Zakres negatywnych skutków oddziaływań antropogenicznych na stan typów siedlisk, w tym na zmiany ich biotycznej i abiotycznej struktury oraz funkcji (np. jej tempowego 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 zasięgu siedliska w ocenianym obszarze.	B - multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (K, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).



Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
					<p>SM<sub>1</sub> – wskaźnik stanu makrofitów (K, B)</p> <p>ESM<sub>1z</sub> – makrofitowy indeks stanu ekologicznego w zalewach (K, B)</p>	<p>Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).</p>

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Siedliska pelagiczne	D1 - różnorodność biologiczna	D1C6	-	Stan typu siedliska, w tym jego struktura biotyczna i abiotyczna oraz jej funkcje (np. typowy skład gatunkowy, 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.	MSTS – struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (P, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej – źródła rozproszone i punktowe.
					Chlorofil-a (P, E lub K, E)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej – źródła rozproszone i punktowe.
					CyaBI-zakwity sinic (W, E)	

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/ jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
Ekosystemy, w tym sieć troficzna	D1 - różnorodność biologiczna i D4 - łańcuchy pokarmowe	D4C1	-	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	B - multimetryczny wskaźnik makrozoobentosu (K, B) Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych (K, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia. Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb) komercyjnych i rekreacyjnych. Zaburzenia fizyczne dna morskiego (tymczasowe lub odwracalne).

Element kryteriów	Cecha (wskaznik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
		D4C2	-	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	Dia/Dino-wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy (W, B)	Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe. Zmiany warunków hydrologicznych (min. temperatura wody w zimie).
		-	D4C3	Rozkład wielkości osobników w grupie troficznej nie został naruszony ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	MSTS – struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu (P, B) Indeks wielkich ryb (LF11) (K, B)	Eksploatacja lub śmiertelność/szkody w obrębie dzikich gatunków (w ramach połowów komercyjnych i rekreacyjnych oraz innych działań) – jako efekt eksploatacji zasobów żywych (połowy ryb komercyjnych i rekreacyjnych. Wprowadzanie substancji biogennych – źródła rozproszone, punktowe, depozycja atmosferyczna. Wprowadzanie materii organicznej –źródła rozproszone i punktowe.

Element kryteriów	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)	Dominujące presje lub sposoby użytkowania i działalność człowieka (Tab. 2, Anon. 2017a)
			D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	Wskaźnik produktywności bielika (P, B)	Wprowadzanie innych substancji (np. substancji syntetycznych, substancji niesyntetycznych, radionuklidów) – źródła rozproszone, źródła punktowe, depozycja atmosferyczna, poważne zdarzenia.

**Cecha D1** – utrzymanie różnorodności biologicznej. Jakość i występowanie siedlisk oraz rozmieszczenie i różnorodność gatunków odpowiadają dominującym warunkom fizjograficznym, geograficznym i klimatycznym regionu Morza Bałtyckiego.

**Cecha D4** – występowanie elementów morskiego łańcucha pokarmowego w ilościach i zróżnicowaniu na poziomie zapewniającym w dalszej perspektywie liczebność gatunków i utrzymanie ich pełnej zdolności reprodukcyjnej.

**Cecha D6** – utrzymanie integralności dna morskiego na poziomie zapewniającym ochronę struktury i funkcji ekosystemów oraz brak negatywnego wpływu na te ekosystemy.

**Kryterium podstawowe** – kryterium do obowiązkowego zastosowania przez państwa członkowskie UE przy określaniu zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska w celu oceny, w jakim stopniu osiąga się dobry stan środowiska.

**Kryterium drugorzędne** – kryterium wykorzystywane jako uzupełniające kryterium podstawowe lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska dla danego kryterium.

**Elementy kryteriów** – elementy tworzące ekosystem, a zwłaszcza jego elementy biologiczne (gatunki, siedliska) lub aspekty presji na środowisko morskie, które są oceniane w ramach każdego kryterium.

Wypełniając kryteria decyzji 2017/848 w raporcie w 2018 r. odnośnie RDSM, stan środowiska Morza Bałtyckiego przedstawiono w oparciu o następujące informacje dotyczące poszczególnych kryteriów (DIKE 16-2017-08):

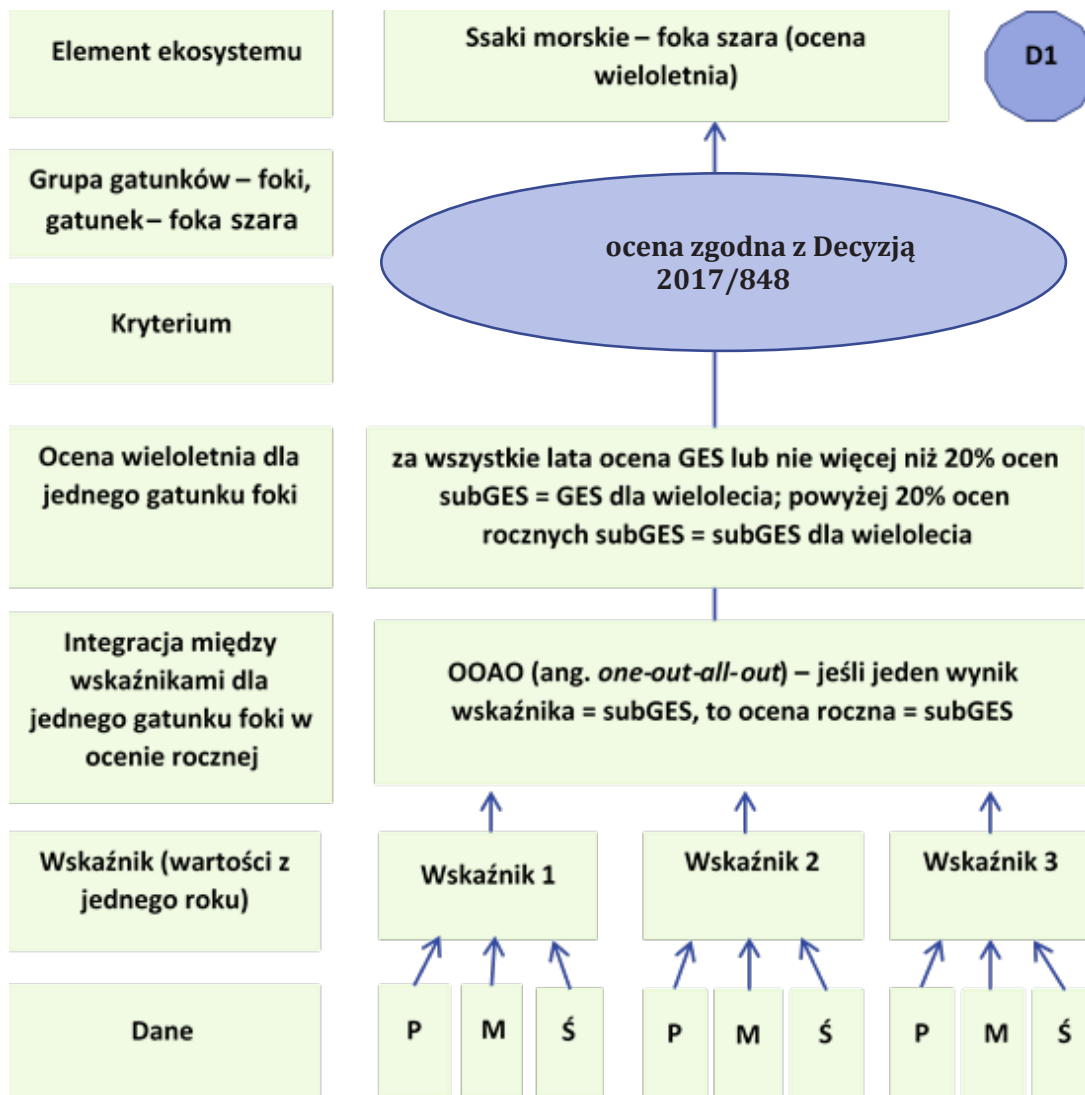
- 1) D1C1 (incydentalny przyłów) – śmiertelność w przyłowie;
- 2) D1C2-C5 (gatunki ptaków, ssaków morskich i ryb) – stan gatunku oraz zestawienie gatunków, które wykazują lub osiągnęły dobry stan w danej grupie gatunków w obszarze oceny na tle wszystkich ocenianych gatunków;
- 3) D1C6 (ogólne typy siedlisk pelagicznych) – zestawienie siedlisk, które wykazują lub osiągnęły dobry stan w obszarze oceny na tle wszystkich ocenianych siedlisk;
- 4) D6C4 (ogólne typy siedlisk bentosowych) – zasięg utraty siedliska (%) na tle wszystkich ocenianych siedlisk;
- 5) D6C5 (ogólne typy siedlisk bentosowych) – zasięg niekorzystnego oddziaływania (%) na tle wszystkich ocenianych siedlisk.

### **„Zintegrowana ocena bioróżnorodności”**

„Zintegrowana ocena bioróżnorodności” polega na wykonaniu oceny stanu dla wyznaczonych obszarów oceny w POM, oddzielnie dla poszczególnych elementów ekosystemu i za pomocą jednoczesnego wykorzystania kilku wskaźników (podstawowych, wstępnych, krajowych i eutrofizacji) w obszarze oceny, które łącznie odnoszą się do cech D1, D4 i D6. Każdy wskaźnik jest przypisany do oceny odpowiedniego gatunku, grupy gatunków lub danego typu siedliska. Określony wskaźnik może być wykorzystany w ocenie tylko jednokrotnie. Możliwość wykorzystania różnych wskaźników w zintegrowanej ocenie oraz ich porównywalność jest możliwa poprzez przeprowadzenie normalizacji wartości wskaźników w przedziale od 0 do 1, przy wskazaniu wartości minimalnej i maksymalnej dla danego wskaźnika.

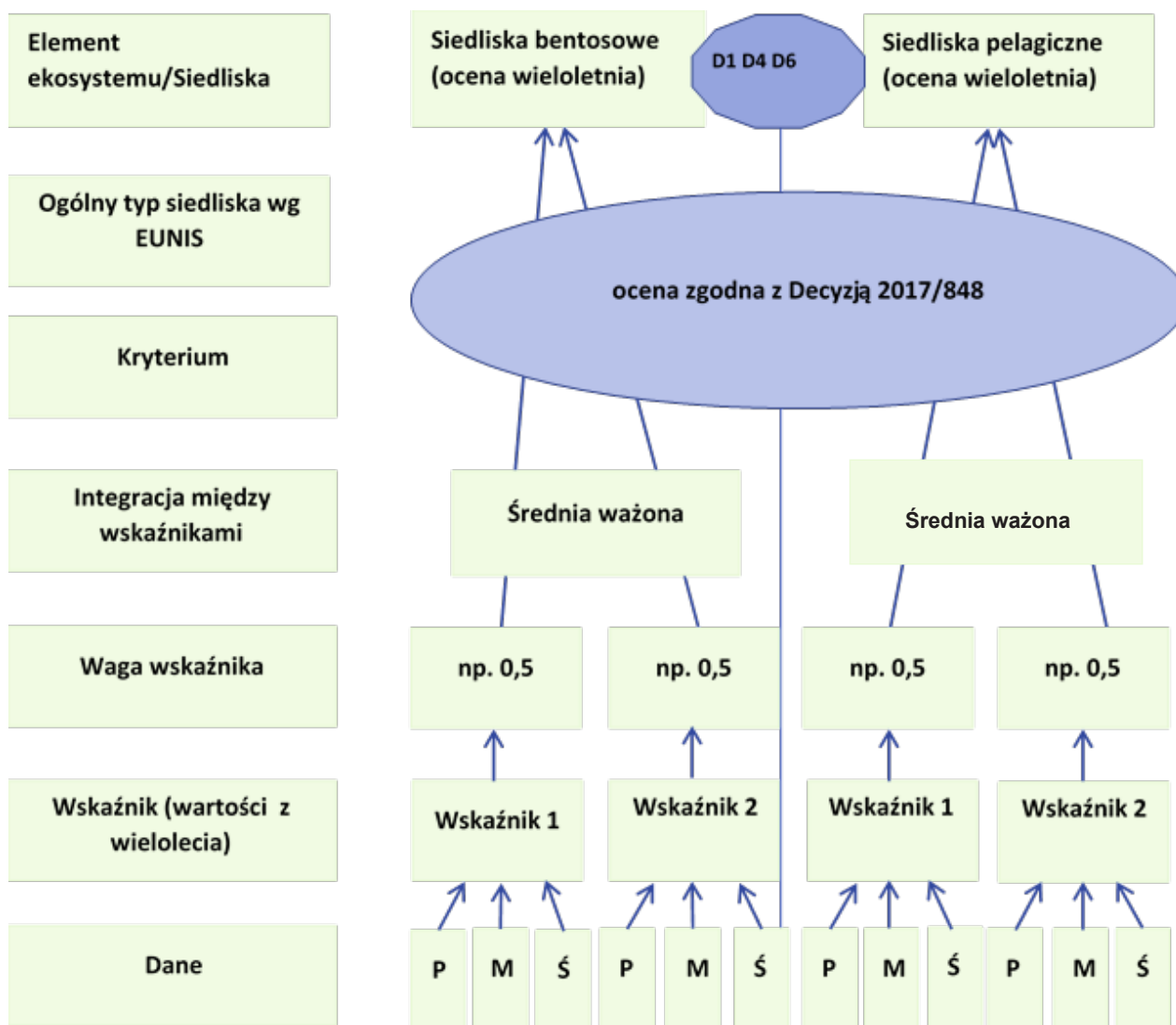
W przypadku ssaków morskich ocena stanu odnosi się do poziomu 1., tj. całego obszaru Morza Bałtyckiego, w części obejmującej POM. Ssaki morskie występujące w POM to foka szara (*Halichoerus grypus*), foka pospolita (*Phoca vitulina*), foka obrączkowana (*Pusa hispida*) oraz morświn (*Phocoena phocoena*). Jednak z uwagi na brak wiarygodnych danych i uzgodnionych wartości granicznych dla wskaźników oceniających stan morświna, gatunek ten został wyłączony z „zintegrowanej oceny bioróżnorodności”, a jego ocena została wykonana w sposób opisowy. Spośród trzech gatunków fok bałtyckich, jedynie foka szara stale występuje na wodach krajowych i zajmuje stałe miejsce haul-out (miejsce odpoczynku) w rejonie Ujścia Wisły. Z tego względu jedynie foka szara została poddana ocenie wieloletniej, gdyż dwa pozostałe gatunki (foka

pospolita i foka obrączkowana) występują w POM sporadycznie. Raport WWF (Hylla-Wawryniuk 2017), uwzględniający swoim zakresem lata 2009 - 2016 podaje, że foki pospolite oraz foki obrączkowane były odnotowywane sporadycznie w POM, również w obrębie haul-out foki szarej. Ogółem, obserwacje tych dwóch gatunków stanowiły, odpowiednio, 4% i 0,8% wszystkich obserwacji fok odnotowanych w bazie danych WWF. Z tego względu „zintegrowana ocena bioróżnorodności” w zakresie ssaków morskich w POM dotyczy w zasadzie wyłącznie foki szarej. Ogólny schemat oceny ssaków morskich został przedstawiony na rys. 2.1.2.



Rys. 2.1.2. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” w zakresie ssaków morskich – fok (cecha D1 – różnorodność biologiczna, według PMŚ, liczba wskaźników podana przykładowo, ssaki morskie to 1 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1).

Ocena stanu siedlisk bentosowych i pelagicznych w POM została przeprowadzona na poziomie 4. podziału Morza Bałtyckiego, dla 19 jednolitych części wód zgodnie z RDW oraz dla 3 basenów otwartego morza. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” w zakresie siedlisk bentosowych i pelagicznych przedstawiono na rys. 2.1.3.



Rys. 2.1.3. Ogólny schemat „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” w zakresie siedlisk bentosowych i pelagicznych w POM (cecha D1 – różnorodność biologiczna, cecha D4 – łańcuchy pokarmowe, cecha D6 – integralność dna morskiego, według PMŚ, liczba wskaźników i ich wagi w obrębie siedliska podane przykładowo, siedliska bentosowe i pelagiczne to 2 z 5 elementów ekosystemu w ramach cechy D1).

### Wiarygodność oceny

Dla oceny wieloletniej 2011-2016, równoległe do oceny stanu, przeprowadza się ocenę wiarygodności. W pierwszej kolejności należy ocenić wiarygodność pojedynczego wskaźnika w obszarze oceny w latach 2011-2016 na podstawie 4 składowych: wiarygodności czasowej, wiarygodności przestrzennej, wiarygodności klasyfikacji i wiarygodności metodyki poprzez przypisanie każdej z tych składowych klasy: niskiej, średniej lub wysokiej i odpowiadających im wartości liczbowych, które należy uśrednić, aby uzyskać jedną wartość wiarygodności wskaźnika. W celu określenia wiarygodności wskaźnika należy odpowiedzieć na pytania podane w tabeli 2.1.3.



Tabela 2.1.3. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny.

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
<b>Wiarygodność czasowa</b>	Czy dane monitoringowe pokrywają w pełni okres oceny: 2011-2016? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z wszystkich lat z okresu 2011-2016 są uwzględnione? Jeżeli zmienność z roku na rok nie występuje, czy są spełnione wymagania czasowej częstotliwości monitoringu (np. monitoring makroobrotosowy w wodach RDW jeden raz na 3 lata)?	Czy dane monitoringowe pokrywają większą część okresu oceny: 2011-2016? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 3 do 4 lat są uwzględnione?	Czy dane monitoringowe z okresu oceny: 2011-2016 są niewystarczające? Jeżeli wskaźnik wykazuje zmiany z roku na rok, czy wyniki z 1 do 2 lat są uwzględnione?
Wskaź odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności czasowej	1	0,5	0
<b>Wiarygodność przestrzenna</b>	Czy stacje monitoringowe są odpowiednio rozmieszczone w danym obszarze oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć określony wskaźnik w tym obszarze? Czy dane uzyskane z tych stacji reprezentują wiarygodnie przynajmniej 80% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?	Czy stacje monitoringowe są w większości tak rozmieszczone w danym obszarze oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć wskaźnik w tym obszarze? Czy otrzymane dane z tych stacji reprezentują wiarygodnie przynajmniej 60-80% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?	Czy stacje monitoringowe nie pokrywają w sposób właściwy danego obszaru oceny, aby na podstawie danych z tych stacji wyliczyć wskaźnik w tym obszarze? Czy otrzymane dane z tych stacji reprezentują wiarygodnie mniej niż 60% danego siedliska w obszarze oceny? Jeżeli wskaźnik wykazuje wyraźny gradient lub nieregularność, czy rozmieszczenie stacji monitoringowych pokrywa przynajmniej 90% tej zmienności?
Wskaź odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności przestrzennej	1	0,5	0
<b>Wiarygodność klasyfikacji</b>	Czy porównanie z wartością progową wskazuje wyraźnie, że GES został osiągnięty lub czy GES nie został osiągnięty z prawdopodobieństwem	Czy porównanie z wartością progową wskazuje, że wartości są na ogół w zakresie GES/subGES, ale występują pewne wartości odstające w serii	Czy porównanie z wartością progową nie wskazuje, czy dane są w zakresie GES/subGES, tzn. GES został osiągnięty lub nie został osiągnięty z

Składowe wiarygodności	Klasy		
	Wysoka	Średnia	Niska
	co najmniej 90%? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma zakończoną interkalibrację?	danych, tzn. GES został osiągnięty lub nie został osiągnięty z prawdopodobieństwem 70-89%? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik został poddany skutecznej interkalibracji?	prawdopodobieństwem mniejszym od 70%? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik nie przeszedł skutecznej interkalibracji?
Wskaź odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności klasyfikacji	1	0,5	0
<b>Wiarygodność metodyki</b>	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM były monitorowane według wytycznych tego przewodnika? Czy kontrola jakości była prowadzona według zasad HELCOM lub innych międzynarodowych przewodników zapewnienia jakości pomiarów? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma zakończoną interkalibrację?	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM były monitorowane tylko częściowo według wytycznych? Czy kontrola jakości była prowadzona, ale według lokalnych zasad? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik ma przeprowadzaną interkalibrację?	Czy parametry składowe wskaźnika, dla których istnieje przewodnik metodyczny HELCOM nie były monitorowane według tych wytycznych? Czy dane nie były poddane kontroli jakości? W przypadku oceny wskaźników stosowanych w RDW odpowiedź czy dany wskaźnik nie przeszedł skutecznej interkalibracji?
Wskaź odpowiedź „TAK” przy jednej z klas: wysokiej, średniej lub niskiej dla wiarygodności metodyki	1	0,5	0
<b>Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW) – uśrednij wartości, dla których wskazano „TAK”</b>	przykład: $(1+1+0,5+0,5)/4=0,75$		

Opracowanie własne na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej „State of the Baltic Sea. The Integrated assessment of biodiversity. Report 2017”.

W kolejnym kroku uśrednione wartości wiarygodności poszczególnych wskaźników (WW) powinny zostać zintegrowane.

W przypadku ssaków morskich – foki szarej, średnia wiarygodność dla obszaru oceny (WO), a więc całego POM z wyłączeniem zalewów, oblicza się jako średnią arytmetyczną wiarygodności wskaźników (WW).

Dla siedlisk bentosowych i pelagicznych w danym obszarze oceny, w celu wyznaczenia średniej wiarygodności dla ocenionych obszarów oceny, wskaźniki będą podlegać integracji na zasadzie obowiązującej w opracowanej metodzie oceny, czyli średniej ważonej w oparciu o wagi przypisane wskaźnikom. Dodatkowo, jeżeli zabrakło wskaźnika do oceny grup gatunków lub ogólnego typu siedliska występujących w danym obszarze, należy pomniejszyć ostateczną ocenę wiarygodności dla danego obszaru oceny o 25%.

W rezultacie uzyskuje się wynik statusu wiarygodności (WO) danego elementu ekosystemu dla danego obszaru oceny zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli 2.1.4.

Tabela 2.1.4. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności (kolory oznaczają status wiarygodności stosowany do przedstawienia oceny na mapach).

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
$\geq 0,75$	wysoki
0,5 – 0,74	średni
$< 0,5$	niski

## **Ssaki morskie**

### **Wskaźniki**

Do wykonania oceny stanu środowiska na podstawie fok w ramach II oceny holistycznej za lata 2011-2016 przyjęto wypracowane w ramach HELCOM cztery wskaźniki główne (ang. *core indicators*): „*Liczebność populacji i trend liczebności*”, „*Występowanie*”, „*Stan reprodukcji*” oraz „*Stan odżywienia*” (HELCOM 2017a). Trzy pierwsze wskaźniki zostały uwzględnione w ramach PMŚ w POM (Opioła i in. 2016) z uwagi na jednolitą metodykę prac (analiza fotograficzna/loty), natomiast wskaźnik „*Stan odżywienia*” (HELCOM 2017c) z uwagi na pilotażowy charakter projektu w POM oraz rozpoczęty proces zmiany tego wskaźnika (lub jego poziomów referencyjnych) w ramach grupy HELCOM SEAL nie był monitorowany. Należy również podkreślić, że do prawidłowego zastosowania tego wskaźnika niezbędny jest materiał pozwalający na obróbkę statystyczną uzyskanych wyników, a więc reprezentatywny zarówno pod kątem liczebności pozyskanych do analiz osobników, jak i grup wiekowych czy płci. Takie prace prowadzi w chwili obecnej Stacja Morska im. Krzysztofa Skóry Uniwersytetu Gdańskiego w Helu we współpracy z partnerami z grupy HELCOM SEAL. Brak jednego ze wskaźników nie uniemożliwia jednak wykonania oceny gatunku. Przyjęta metodyka oceny wiarygodności uwzględnia ten fakt.

Jednocześnie należy podkreślić, że presje na ssaki morskie, które nie zostały zakwalifikowane do oceny parametrycznej jako wskaźniki, są szczególnie istotnym zagrożeniem dla wszystkich gatunków ssaków morskich Morza Bałtyckiego. Przyłów ssaków morskich został uznany za jeden z ważniejszych czynników związanych z antropopresją i limitujących populacje (ICES 2016a). Niemniej, na poziomie HELCOM czynnik ten nie został użyty do oceny stanu zachowania gatunków, a jest wyłącznie przedstawiany w ogólnym opisie presji. Przyłów, jako wskaźnik presji, oparty jest na liczbie zwierząt, które zostały znalezione martwe przez rybaków w sieciach. Dane są zbierane przez MIR-PIB) Przyłów odnosi się bezpośrednio do trendów wyliczanych z danych z ostatnich 10 lat. Dane niezbędne do wyznaczenia tego wskaźnika to informacje zawarte w raportach zgłaszanych do MIR-PIB lub do Departamentu Rybołówstwa Ministerstwa Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. Od 2006 r. nie odnotowano w raportowanych danych ani jednego przypadku przyłowu morświna, natomiast w przypadku foki szarej odnotowano 4 osobniki przyłowione w latach 2011-2016 (MIR-PIB 2017). Sami autorzy raportu MIR-PIB wskazują na niewielką liczbę zaraportowanych, przyłowionych zwierząt (ptaki

i ssaki morskie) w stosunku do wysokiego nakładu połowowego. Odnotowana w raporcie liczebność pozostaje w kontraście do danych dostępnych zgromadzonych w bazie WWF/SMIOUG ([www.fokarium.pl](http://www.fokarium.pl)) – w okresie 2011-2017 na plażach znaleziono ponad 200 martwych fok i kilkanaście morświnów, z których część posiadała ślady wskazujące na możliwość przyłowy. W przypadku morświna, przyłów został określony jako krytyczne zagrożenie dla gatunku, w szczególności dla populacji Bałtyku Właściwego. Przyjęto, że przyłów już na poziomie jednego osobnika, stanowi znaczące zagrożenie dla populacji morświna w tym rejonie (Harkonen i in. 2013, HELCOM 2017d). W lipcu 2016 r., w Zatoce Pomorskiej odnotowano przyłów samicy morświna, jednocześnie odnotowano dwa martwe morświny ze śladami okaleczenia i uszkodzeniami ciała wskazującymi na przyłów (baza danych WWF/SMOIUG).

Utonięcie w wyniku zaplątania w sprzęt do połowu ryb to jedna z głównych przyczyn śmierci morświnów w Bałtyku, jednak problem ten dotyczy również fok (Korpinen i Braeger 2013). Ryzyko przypadkowego przyłowy jest największe przy różnego rodzaju sieciach skrzelowych, występuje również przy stosowaniu innych metod połowu ryb, jak sieci pułapkowe, żaki, w których też odnotowywano przyłów ssaków morskich (ICES 2013a, Vanhatalo i in. 2014).

Przypadkowy przyłów morświna w obszarze Kattegatu oraz cieśnin Duńskich został oszacowany na 165-263 osobników w 2014 r. głównie w oparciu o informacje z kamer CCTV, informacje z komercyjnych łodzi rybackich i dane dotyczących intensywności połowów (ICES 2016b). Estymacje te muszą być jednak traktowane z dużą ostrożnością, biorąc pod uwagę źródła danych użytych do wyliczeń. Dokumentacja przypadkowego przyłowy morświnów w Bałtyku Właściwym jest fragmentaryczna, zwykle dotyczy pojedynczych osobników w ciągu roku dla wszystkich krajów raportujących. W Polsce w okresie od 2011 r. do 2016 r. łącznie odnotowano 22 raporty o morświnach z przyłowy (dane z lat 2011- 2015 na podstawie raportu WWF, dane z 2016 r. na podstawie danych SMIOUG).

W przypadku foki szarej, poza presją ze strony rybołówstwa, należy odnotować fakt, że jej stanowisko (haul-out) w Ujściu Wisły jest niestabilnym siedliskiem położonym na piaszczystych łąkach. Z uwagi na znaczne wahania poziomu wód, rozmywanie łąch w trakcie naturalnych procesów hydrodynamicznych (które mogą być modyfikowane przez działalność człowieka – jak np. inwestycje hydrotechniczne w Ujściu Wisły), ilość dostępnego dla fok miejsca nie jest stała (Fot. 2.1.1), w przeciwieństwie do sytuacji w Szwecji czy Finlandii, gdzie wybrzeża są skaliste. Presja również z tej strony może mieć krytyczne znaczenie dla stada występującego w POM, a przede wszystkim dla wykorzystania haul-out w Ujściu Wisły jako miejsca stałego rozrodu gatunku. W trakcie monitoringu PMS zaobserwowano również foki odpoczywające na betonowych opaskach (tzw. kierownicach), które mogą potencjalnie zostać wykorzystane przez gatunek jako „zastępczy” haul-out (Fot. 2.1.2) w przypadku bardzo wysokich stanów wód lub innych zjawisk ograniczających dostęp do łąch. Rozmywanie łąch jest co roku odnotowywane w trakcie prac monitoringowych, jednak nie jest możliwe poddanie tego czynnika ocenie parametrycznej, a tym bardziej prognozowaniu stanu zachowania siedliska czy jego waloryzacji (Pawliczka 2012).



Fot. 2.1.1. Foki odpoczywające na niewielkiej piaszczystej łasze (haul-out) w rejonie Ujścia Wisły w marcu 2017 r.



Fot. 2.1.2. Foki odpoczywające na betonowym umocnieniu (tzw. kierownica) w rejonie Ujścia Wisły w kwietniu 2017 r.

### ***Wskaźnik „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”***

Liczebność populacji foki szarej określa liczbę wszystkich osobników foki szarej, występujących na lądzie w miejscu haul-out oraz w wodzie w niewielkiej odległości od tego miejsca. Dane niezbędne do określenia liczebności foki szarej uzyskuje się z obserwacji lotniczych. Odbywają się one na przełomie maja i czerwca, czyli w okresie linienia fok szarych. Liczebność

zwierząt określa się na podstawie obserwacji lotniczych wykonywanych przez dwóch obserwatorów z samolotu lecącego z prędkością około 110 km/h na wysokości ok 150-200 m. Obserwatorzy wykonują dokumentację fotograficzną z każdego wykonanego lotu obserwacyjnego, dzięki czemu można określić dokładną liczbę fok. Dzięki wykonanym zdjęciom możliwe jest także zidentyfikowanie foki co do gatunku. Monitoring foki szarej prowadzony obecnie w Polsce jest zgodny z założeniami HELCOM co do spójnej metodyki zastosowanej przez wszystkie kraje nadbałtyckie (HELCOM 2017b). Synchronizacja badań lotniczych, których termin przypada na 2 tygodnie przełomu maja i czerwca, pozwala ograniczyć ryzyko podwójnego liczenia tych samych osobników, dzięki czemu możliwe jest przeprowadzenie analizy porównawczej otrzymanych wyników. W tabeli 2.1.5 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu populacji dla opisywanego wskaźnika.

Tabela 2.1.5. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”.

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej	Wzrost liczebności równy lub wyższy niż 10% od wartości z poprzedniego roku	Wzrost liczebności poniżej 10% lub jej spadek

W II ocenie holistycznej, jako poziom referencyjny dla wskaźnika przyjęto 10% wzrost liczebności całej populacji. Dla stanu dobrego (GES) uzgodniono wartość wzrostu liczebności populacji jako nie niższą niż 3 punkty procentowe od poziomu referencyjnego - a więc na poziomie 7% (HELCOM 2015). Należy podkreślić, że poziom referencyjny (10%) odnosi się do maksymalnie możliwego wzrostu liczebności w przypadku populacji całkowicie izolowanych. Populacja bałtycka foki szarej spełnia ten warunek - jednak w przypadku stada występującego w POM już tak nie jest. Stado foki szarej, które występuje na wyleżysku (polska nazwa haul-out) Ujście Wisły, nie jest „izolowaną” grupą zwierząt. Wzrost liczebności (rok do roku) nie jest efektem rozrodu osobników wyłącznie tam występujących, ponieważ osobniki z rejonu Ujścia Wisły nie prowadzą regularnego rozrodu w tym obszarze i są w początkowym stadium rekolonizacji a wzrost liczebności jest realizowany przede wszystkim poprzez zasilanie stada z zewnątrz. Tym samym do osiągnięcia poziomu dobrego stanu środowiska (GES) w przypadku foki szarej występującej w POM powinien zostać spełniony warunek wzrostu powyżej 10%.

Podobną sytuację gwałtownego wzrostu liczebności we wstępnej fazie rekolonizacji zaobserwowano na Bornholmie od 2007 r., kiedy odnotowano pierwsze pojawiające się foki szare (3 osobniki). W 2008 r. było to już 80 osobników oraz stwierdzono pierwszy rozród tego gatunku na wyspie.

Efekt znacznego, zasilanego z zewnątrz w początkowej fazie, wzrostu liczebności stada na rekolonizowanych terenach opisano też w przypadku foki szarej w rejonie Morza Wattowego. Oszacowano też, że imigracja fok z innych kolonii mogła stanowić do 35% całkowitego wzrostu liczebności populacji w latach 1985-2013 (Brasseur 2015).

W związku z dynamicznymi zmianami liczebności stada oraz niepewnością, co do statusu rozrodu foki szarej w POM, charakterystycznych dla początkowej fazy rekolonizacji, proponowane kryteria dla tych wskaźników przyjęto wyłącznie na lata dla okresu 2011-2016. Prowadzony w kolejnych latach monitoring powinien stanowić podstawę ewentualnej rewizji wartości progowych na podstawie otrzymanych wyników, jak i stanu całej populacji gatunku w Morzu Bałtyckim. Wstępne dane z lat 2015 i 2016 wskazują na możliwe wyplaszczanie trendu wzrostu całej populacji w Bałtyku, co może pociągać za sobą istotne zmiany dla fok występujących w wodach krajowych POM.

### **Wskaźnik „Występowanie foki szarej”**

Obecność osobników fok szarych jest stwierdzona na podstawie monitoringu lotniczego w okresie od marca do lipca. Monitorowanie występowania foki szarej obejmuje całe wybrzeże

Polski, w tym piaszczyste łachy Ujścia Wisły oraz Ryf Mew na Zatoce Puckiej. Jednocześnie zdjęcia lotnicze pozwalają na zdefiniowanie obszarów haul-out na polskim wybrzeżu. W trakcie przeprowadzonych badań potwierdzono występowanie jednego miejsca haul-out w POM w Ujściu Wisły. Z dostępnych danych (Pawliczka 2012, Hylla-Wawryniuk 2017) wynika, że jest to miejsce od lat odwiedzane przez foki szare i rokrocznie są one tam stale obecne. W tabeli 2.1.6 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu środowiska w POM dla opisywanego wskaźnika, które są zgodne z zaleceniami HELCOM (HELCOM 2017b).

Tabela 2.1.6. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „Występowanie foki szarej”.

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Występowanie foki szarej	Obecność foki szarej na wszystkich zdefiniowanych obszarach haul-out podczas okresu monitorowania w czasie linienia	Obecność foki szarej nie stwierdzona na przynajmniej jednym ze zdefiniowanych obszarów haul-out podczas okresu monitorowania w czasie linienia

### Wskaźnik „Stan reprodukcji foki szarej”

Stan reprodukcji foki szarej określa się na podstawie obecności samic w ciąży, karmiących lub osobników juwenilnych w szacie „lanugo” stwierdzanych na podstawie monitoringu lotniczego w miesiącach marzec i kwiecień. Obecnie, takie dane w okresie objętym oceną nie są dostępne, ponieważ nie był prowadzony monitoring zgodny z zaleceniami HELCOM. Nie potwierdzono regularnego rozrodu fok szarych w Ujściu Wisły w ramach monitoringu WWF Polska i SMIUG, prowadzonego za pomocą kamer, choć w okresie objętym oceną odnotowano przypadki pojedynczych osobników w „lanugo”. W tabeli 2.1.7 przedstawiono kryteria określenia dobrego stanu środowiska dla wymienionego wskaźnika.

Tabela 2.1.7. Kryterium określenia dobrego stanu populacji foki szarej na podstawie wskaźnika „Stan reprodukcji foki szarej”.

Wskaźnik	Stan dobry (GES)	Stan poniżej dobrego (subGES)
Stan reprodukcji foki szarej	Liczba samic karmiących lub młodych oraz samic w ciąży stanowi co najmniej 5% liczebności populacji (stada)	Liczba samic karmiących lub młodych oraz samic w ciąży stanowi mniej niż 5% liczebności populacji (stada)

Dla całej populacji bałtyckiej foki szarej w II ocenie holistycznej HELCOM przyjął wartość referencyjną wskaźnika na poziomie 95% liczby wszystkich samic powyżej 6-go roku życia (HELCOM 2017e). Dla oceny krajowej, w oparciu o wyznaczony wcześniej poziom wskaźnika „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej” założono, że stan dobry – GES występuje w przypadku, kiedy co najmniej 5% obserwowanego stada stanowią osobniki w lanugo/samice karmiące lub samice w ciąży. Oznaczałoby to wówczas, że połowa zakładanego, minimalnego wzrostu liczebności populacji (rok do roku) w POM jest możliwym efektem zasilania wewnętrznego lokalnej populacji. Taki rozród miałby już charakter regularnego znaczącego zjawiska dla lokalnego stada.

### Metoda oceny stanu foki szarej

Metoda integracji wskaźników w ramach oceny populacji foki szarej w POM polega na zasadzie: OOA0 (ang. „one-out-all-out”), w której wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę (HELCOM 2017a). W przypadku wystąpienia dla jednego wskaźnika oceny poniżej stanu dobrego (subGES) w danym roku, następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES dla stanu foki szarej w tym roku. Ocena wieloletnia w wyniku integracji między ocenami rocznymi osiągnie dobry stan środowiska (GES), jeśli w danym okresie wystąpią wszystkie roczne oceny GES lub nie

więcej niż 20% ocen wykazuje stan poniżej dobrego – subGES. Strukturę zintegrowanej oceny foki szarej w POM za lata 2011-2016 zaprezentowano w tabeli 2.1.8.

Tabela 2.1.8. Struktura zintegrowanej oceny foki szarej w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny	Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności”	Integracja między wskaźnikami – ocena roczna	Ocena wieloletnia
Wody POM z wyłączeniem zalewów	Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej	OOAO (ang. <i>one-out-all-out</i> ) – jeśli jeden wynik wskaźnika = subGES, to ocena roczna = subGES	w okresie oceny wszystkie oceny roczne GES lub nie więcej niż 20% ocen subGES = GES dla wielolecia; powyżej 20% ocen rocznych subGES = subGES dla wielolecia
	Występowanie foki szarej		
	Stan reprodukcji foki szarej		

### Ocena foki szarej za lata 2011-2016

Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie ssaków morskich – foki szarej wykorzystano trzy wymienione wcześniej wskaźniki: „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”, „Występowanie foki szarej” oraz „Stan reprodukcji foki szarej” w oparciu o dane przedstawione w tabeli 2.1.9. Zajęcie występujących na polskim wybrzeżu miejsc haul-out wskazano na podstawie dostępnych danych oraz obserwacji lotniczych w 2016 r. wykonywanych w ramach pilotażowego wdrożenia monitoringu gatunków i siedlisk morskich – PMŚ prowadzonego w latach 2015-2018 (Opióła i in. 2016), (rys. 2.1.4, tabela 2.1.10). Obecnie stwierdzono jedyne miejsce haul-out fok szarych na łasze w Ujściu Wisły. Współrzędne geograficzne punktu środkowego haul-out to 54,3694° N i 18,9495° E. Punkt środkowy wskazano dla poligonu, w obrębie, którego znajduje się haul-out, wyznaczonego na podstawie obserwacji przeprowadzonych w dniu 22 marca 2017 r.

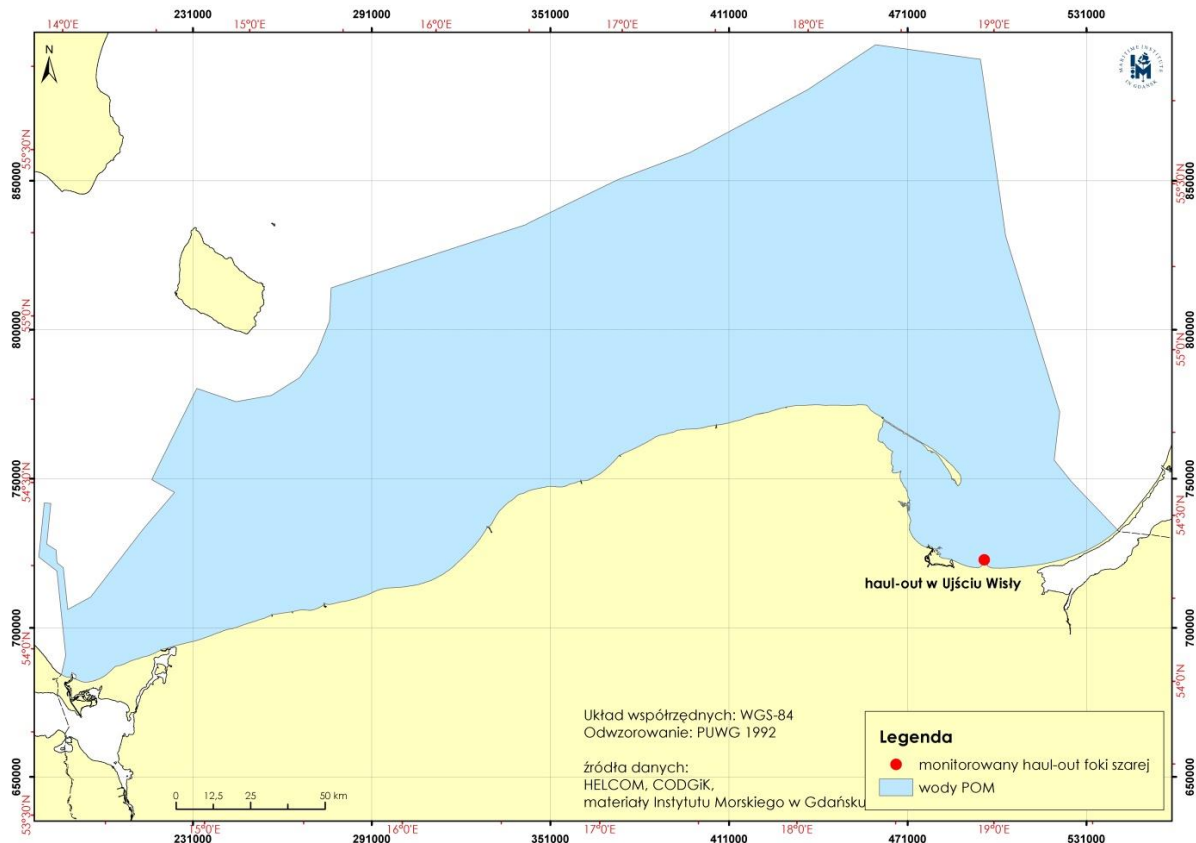
Tabela 2.1.9. Źródło danych do oceny stanu foki szarej w POM.

Obszar oceny	Stacja	Wskaźnik/Źródło danych		
		Liczebność populacji i trend liczebności	Występowanie	Stan reprodukcji
Wody POM z wyłączeniem zalewów	Ujście Wisły – obecnie jedyne stwierdzone i zgłoszone do HELCOM miejsce haul-out fok szarych w POM	2011-2016 – baza WWF Polska 2016 - PMŚ	2011-2016 – baza WWF Polska, SMIOUG 2016 - PMŚ	2011-2016 – baza WWF Polska, SMIOUG

Tabela 2.1.10. Zestawienie wyników monitoringu lotniczego, prowadzonego w ramach PMŚ w 2016 r. w POM (Opióła i in. 2016).

Data lotu	Liczba fok w rejonie Ujścia Wisły (haul-out)	Liczba martwych osobników
28.04.2016	168	0
23.05.2016	120	0
4-5.06.2016	4	0
25.07.2016	8	0





Rys. 2.1.4. Obszar oceny i monitorowany haul-out foki szarej w POM.

Utrzymujący się od wielu lat haul-out foki szarej w rejonie piaszczystej łachy w ujściu Wisły jest regularnie monitorowany (od 2010 r.) przez WWF Polska oraz Stację Morską Uniwersytetu Gdańskiego (SMIOUG). Dane zbierane są za pomocą kamer i przedstawiane w postaci maksimów miesięcznych (WWF) lub liczone za pomocą modelu (SMIOUG), czyli inną metodą niż zalecana przez HELCOM i zastosowaną w ramach PMS (obserwacje z samolotu, podawanie maksimów liczebności z 2 lotów wykonywanych na przełomie maja i czerwca). Jednocześnie, o ile dane pozyskane przez WWF (Hylla-Wawryniuk 2017) są kompletne dla lat niniejszej oceny, to dane SMIOUG zgłoszone do bazy HELCOM, dotyczą wyłącznie lat 2015 i 2016 - stąd możliwość ich użycia do oceny parametrycznej jest zależna od rozpatrywanego wskaźnika. Dane WWF można zastosować dla wskaźnika „*Liczebność i trend liczebności foki szarej*”, natomiast dane SMIOUG nie znajdują zastosowania do oceny za lata 2011-2016.

Bazując na dostępnych danych (WWF Polska, SMIOUG) należy mocno podkreślić początkowy charakter zjawiska rekolonizacji, który cechuje:

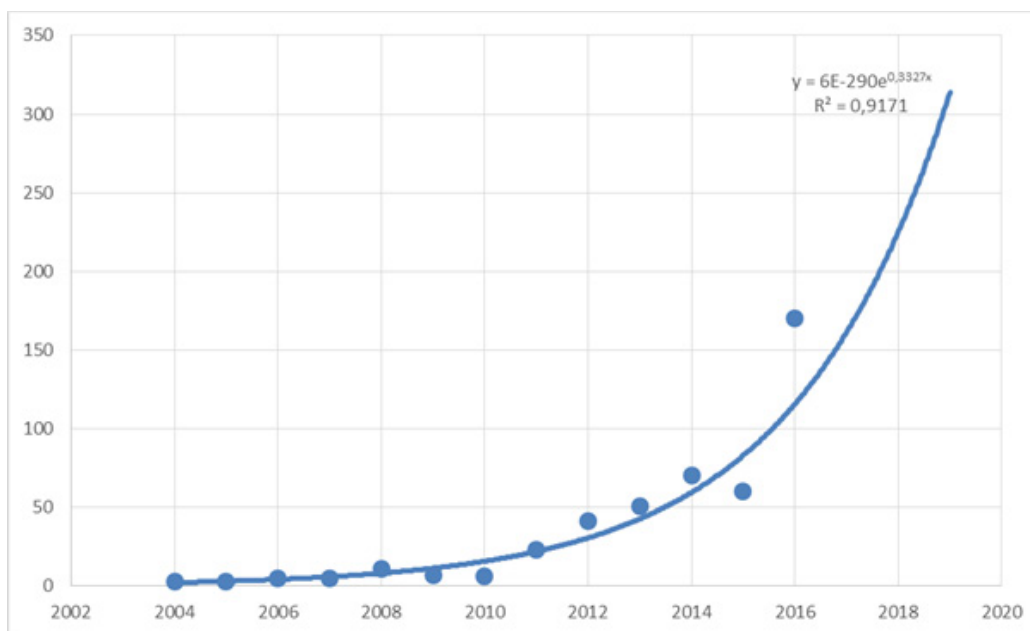
- 1) bardzo niski udział ocenianego stada w ogólnej liczebności populacji foki szarej w Morzu Bałtyckim – przy założeniu około 30 tys. osobników dla całego obszaru Morza Bałtyckiego w 2016 r. (HELCOM 2017a) polskie stado stanowi dużo poniżej 1% liczebności populacji; w przypadku maksymalnej odnotowanej w 2016 r. liczebności 120 osobników (PMS) będzie to 0,4% liczebności Bałtyckiego stada;
- 2) duża zmienność międzyletnia oraz sezonowa liczebności stada foki szarej w obrębie stanowiska (tabela 2.1.11) wskazująca na zasilanie stada osobnikami z innych rejonów Morza Bałtyckiego;
- 3) brak potwierdzenia systematycznego rozrodu gatunku w latach 2011-2016 (WWF Polska, SMIOUG).

Tabela 2.1.11. Maksymalne liczebności fok odnotowywane w ujściu Wisły (Przekop Wisły). Dane dla wszystkich gatunków fok na podstawie monitoringu haul-out WWF Polska. Maksymalna liczba fok pospolitych widzianych jednocześnie w tym rejonie to 2, fok obrączkowanych – 1. Na żółto zaznaczono miesiące maj-czerwiec, które odpowiadają czasowemu przedziałowi prowadzenia monitoringu zgodnego z wytycznymi HELCOM.

Miesiąc	Rok							
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Styczeń	4	4	3	12	12	13	30	100
Luty	2	-	3	1	6	18	20	150
Marzec	2	1	1	2	12	40	19	120
Kwiecień	1	3	4	7	40	111	100	290
Maj	7	4	19	25	51	70	60	170
Czerwiec	4	6	23	41	35	50	30	150
Lipiec	6	15	22	55	77	50	120	5
Sierpień	6	12	22	49	94	70	12	100
Wrzesień	12	9	20	61	31	91	12	100
Październik	13	12	21	22	23	60	100	80
Listopad	4	8	12	28	24	165	205	130
Grudzień	4	4	25	10	42	57	150	100
Maksimum w roku	13	15	25	61	94	165	205	290

Źródło: WWF Polska.

W oparciu o krzywą trendu (rys. 2.1.5) można stwierdzić, że w POM rozpoczęła się początkowa faza rekolonizacji przez foki. Należy podkreślić, że jest to wykładniczy model dopasowania z relatywnie wysokim poziomem dopasowania ( $R^2$ ), nieuwzględniającym jednak czynników takich jak śmiertelność (liczba osobników lub procent) populacji, które giną z różnych przyczyn (w tym z przyczyn naturalnych) w danej jednostce czasu (rok), przyrost naturalny (różnica pomiędzy liczbą narodzin a śmiertelnością) - czy migracja (liczba osobników zasilająca daną populację z zewnątrz).



Rys. 2.1.5. Krzywa trendu wzrostu liczebności fok szarej w Ujściu Wisły (lata 2004-2008 na podstawie – Pawliczka i in. 2012; lata 2009-2016 na podstawie maksymalnych wartości maj-czerwiec z tabeli 2.1.11).

### Ocena na podstawie wskaźnika „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”

Dane za lata 2011-2016 prezentowane przez WWF Polska, choć nie są zgodne z metodyką HELCOM, są opracowane w sposób niezmienny, czyli zapewniający stały błąd stosowanej metody. Takie dane mają charakter zgodny z zasadami wyznaczania trendu i wyraźnie wskazują na systematyczny wzrost liczebności gatunku w rejonie haul-out. Zarówno dane pochodzące z miesięcy maj-czerwiec jak i dla całego roku (maksymalne liczebności nie zawsze występowały w tych miesiącach) wskazują na rosnący trend liczebności. Jednocześnie, średnioroczny wzrost liczebności populacji foki szarej w tym rejonie wynosił w latach 2011-2016 około 90%.

Danych tych nie można jednak porównać z danymi PMS, zebranymi zgodnie z metodyką HELCOM, kiedy to w roku 2016 odnotowano 168 osobników. Stąd nie można wystawić oceny dla tego wskaźnika w oparciu o łączne dane PMS i WWF, jednak można zestawić dane wzrostu liczebności stada tylko w oparciu o dane WWF Polska bez włączania do oceny bezwzględnej liczby fok. W takim przypadku, przy rosnącym trendzie liczebności populacji oraz średniorocznym przyroście na poziomie powyżej zakładanych 10%, ocena tego wskaźnika wskazuje na stan dobry (GES) (tabela 2.1.12).

Tabela 2.1.12. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej*” dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	GES

We wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005 - 2010 nie dokonano oceny w oparciu o ten wskaźnik z uwagi na brak wystarczających danych (GIOŚ 2014).

### Ocena na podstawie wskaźnika „Występowanie foki szarej”

W latach 2011-2016 foka szara występowała co roku na jedynym wyleżysku gatunku w Ujściu Wisły. Dane WWF Polska wskazują na stałe wykorzystanie tego miejsca w przeciągu całego roku. W latach 2011-2016 foka szara występowała systematycznie w tym rejonie w każdym z 12 miesięcy. Monitoring PMS potwierdził systematyczne występowanie gatunku w rejonie haul-out w 2016 r. (tabela 2.1.10.) i ocena tego wskaźnika wskazuje na stan dobry (tabela 2.1.13).

Tabela 2.1.13. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Występowanie foki szarej*” dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	GES

Natomiast we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005 - 2010 z uwagi na brak opracowanego wskaźnika nie uwzględniono go w ocenie (GIOŚ 2014).

### Ocena na podstawie wskaźnika „Stan reprodukcji foki szarej”

W ramach monitoringu PMS nie stwierdzono rozrodu gatunku. Jednocześnie odnotowano wyłącznie sporadycznie występowanie młodych fok w lanugo (w 2011 r. oraz w 2016 r. odnotowano poród foki w rejonie Ujścia Wisły) w ramach monitoringu WWF Polska/SMIOUG. Dostępne informacje, cytowane wcześniej, wskazują, że jest to stały rozród jednak na poziomie poniżej 5% liczebności stada (tabela 2.1.14).

Tabela 2.1.14. Ocena stanu foki szarej na podstawie wskaźnika „*Stan reprodukcji foki szarej*” dla okresu 2011-2016 w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011-2016
Wody POM z wyłączeniem zalewów	subGES

Natomiast we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego za lata 2005-2010 nie dokonano oceny w oparciu o ten wskaźnik z uwagi na brak wystarczających danych (GIOŚ 2014).

### Ocena zintegrowana dla foki szarej

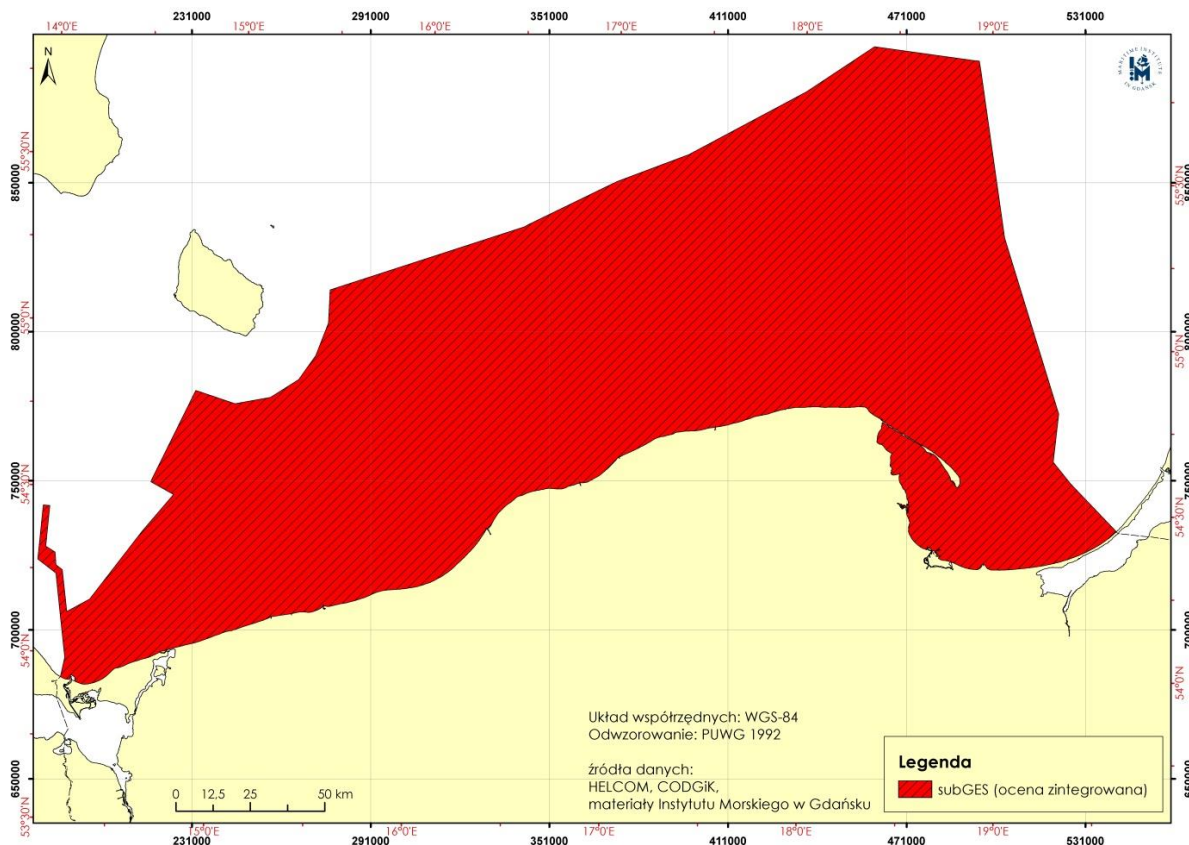
Biorąc pod uwagę wyniki ocen za poszczególne lata w okresie od 2011 r. do 2016 r. oraz przyjęte zasady przeprowadzenia oceny wieloletniej przedstawione w tabeli 2.1.15 oraz na rys. 2.1.6 – wieloletnia zintegrowana ocena końcowa za lata 2011-2016 dla foki szarej wskazuje na stan poniżej dobrego – subGES.

Tabela 2.1.15. Zintegrowana ocena stanu foki szarej (*Halichoerus grypus*) w POM za lata 2011-2016 (źródło danych PMŚ, WWF, SMIOUG, HELCOM).

Haul-out Ujście Wisły		Ocena roczna wskaźnika			Zintegrowana ocena roczna
Rok	Liczba osobników / Trend %*	Wskaźnik „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”	Wskaźnik „Występowanie foki szarej”	Wskaźnik „Stan reprodukcji foki szarej”	
2011	23/283%	-	GES	subGES	subGES
2012	41/78%	GES	GES	subGES	subGES
2013	51/24%	GES	GES	subGES	subGES
2014	70/37%	GES	GES	subGES	subGES
2015	60/-14%	subGES	GES	subGES	subGES
2016	170 (168**)/183%	GES	GES	subGES	subGES
<b>Wielolecie 2011-2016</b>					subGES

\* Dane WWF Polska – maksimum z miesięcy maj-czerwiec = 293 (dotyczy także tabeli na stronie 161).

\*\* Wartości odnotowane zgodnie z metodyką HELCOM w ramach PMŚ.



Rys. 2.1.6. Zintegrowana ocena stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016.

**Wiarygodność oceny foki szarej za lata 2011-2016**

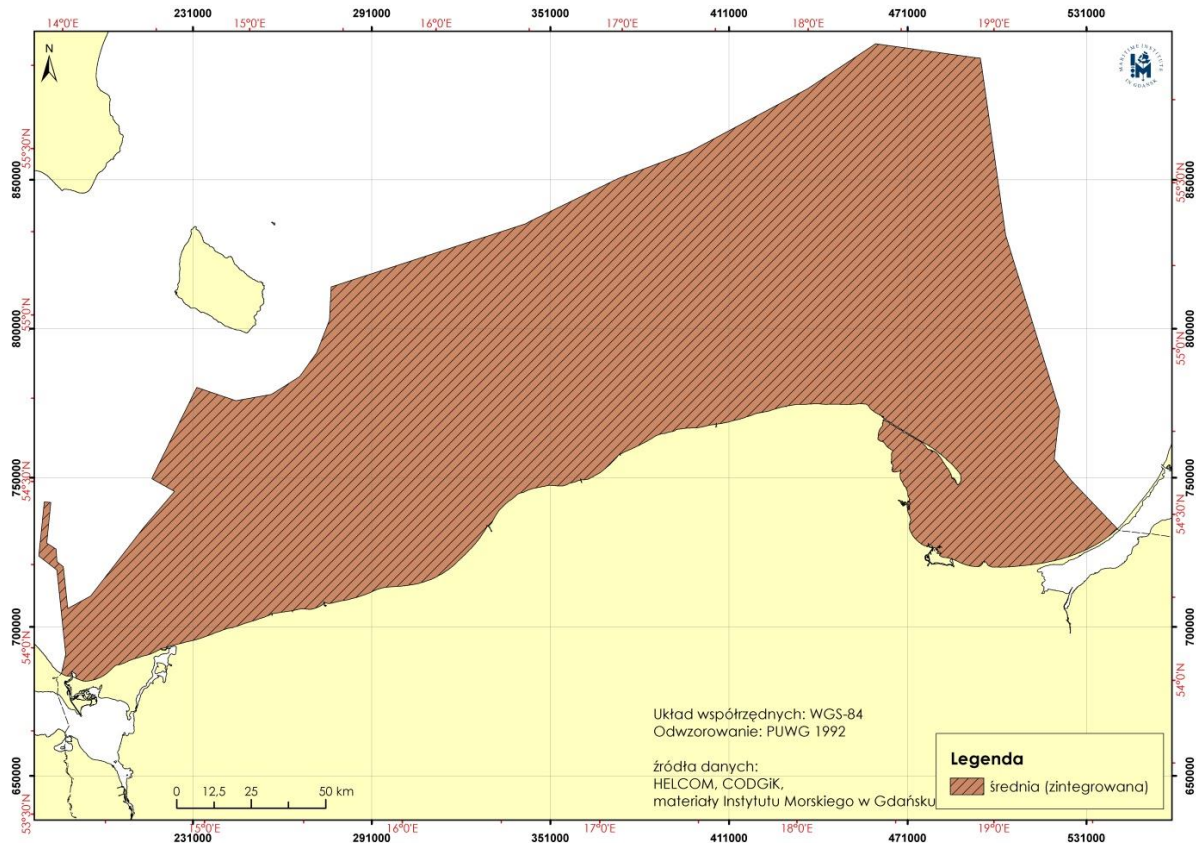
Wynik wiarygodności oceny foki szarej z danych za lata 2011-2016 wykonany dla każdego ze wskaźników oraz dla oceny całościowej przedstawiony został w tabeli 2.1.16).

Tabela 2.1.16. Wynik wiarygodności oceny foki szarej w latach 2011-2016 w POM.

Składowe wiarygodności	Wskaźnik „Liczebność populacji i trend liczebności foki szarej”	Wskaźnik „Występowanie foki szarej”	Wskaźnik „Stan reprodukcji foki szarej”
Wiarygodność czasowa	1	1	1
Wiarygodność przestrzenna	1	1	1
Wiarygodność klasyfikacji	1	1	0,5
Wiarygodność metodyki	0,5	1	0,5
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,87	1	0,75
Ocena wiarygodności dla obszaru oceny (WO) – POM, 2011-2016	0,66 – status wiarygodności: średni		

Dla wszystkich wskaźników wiarygodność czasowa i przestrzenna wynosi 1, ponieważ wszystkie były monitorowane w pełnym okresie oceny oraz w obrębie jedynego miejsca haul-out Ujście Wisły (WWF Polska, SMIOUG, PMS). Dla wskaźnika „Stan reprodukcji foki szarej” wiarygodność klasyfikacji i metodyki wynoszą 0,5, gdyż ocenę oparto wyłącznie o informacje

pochodzące z ośrodków prowadzących monitoring przy pomocy kamer (WWF Polska, SMIOUG) a nie o dane liczbowe raportowane do HELCOM (SMIOUG w tym okresie nie raportował tego parametru pomimo prowadzenia monitoringu). W przypadku wskaźnika „Liczebność i trend liczebności foki szarej” z uwagi na fakt, że dane: „maksymalne liczebności” WWF Polska podaje dla całych miesięcy, a nie jak wymaga metodyka HELCOM – dla zawężonego czasowo okresu dwóch ostatnich tygodni maja i dwóch pierwszych czerwca, wiarygodność metodyki też wynosi 0,5. Z powyższej analizy wiarygodności wynika, że jej status dla foki szarej w obrębie POM jest średni i wynosi 0,66 (tabela 2.1.16, rys. 2.1.7).



Rys. 2.1.7. Wiarygodność oceny stanu fok szarych w polskiej strefie Bałtyku za lata 2011-2016.

### Ocena morświna za lata 2011-2016

Monitoring morświna w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ) rozpoczął się w POM w 2016 r., stąd jego wyniki nie stanowią podstawy do oceny parametrycznej za lata 2011-2016. Jednocześnie z uwagi na brak uzgodnionych poziomów referencyjnych i rekomendowanych przez HELCOM wskaźników oraz ich wartości progowych GES/subGES, a przede wszystkim brak wiarygodnych danych do oceny tego gatunku, został on wyłączony ze „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” dla składowej ekosystemu „ssaki morskie”, a jego ocena w obrębie POM za lata 2011-2016 jest wykonana w sposób opisowy na podstawie II oceny holistycznej (HELCOM 2017a).

W chwili obecnej brak jest wystarczających danych dotyczących liczebności populacji morświna za lata podlegające ocenie, a ich ewentualne pozyskanie w oparciu o algorytm wypracowany w ramach projektu SAMBAH jest, z jednej strony, opatrzone dużym błędem (SAMBAH 2017), z drugiej strony, może odnosić się wyłącznie do 1 sezonu (2016 r.), kiedy prowadzono monitoring PMŚ. Ostatni z wymienionych argumentów nie daje podstaw do wyliczenia, a co za tym idzie, zastosowania krzywej trendu liczebności populacji, a także obliczeń opartych na tej podstawie. Jednocześnie, nie jest możliwe użycie wskaźnika „Występowanie morświna”, z uwagi na brak corocznego monitoringu oraz danych literaturowych

potwierdzających występowanie gatunku w ujęciu rok-do-roku w wyznaczonych do monitoringu obszarach w POM.

Ocena holistyczna przyjęta w całości dla morświna w ocenie krajowej, jest z całą pewnością najlepszym rozwiązaniem, z jednej strony z uwagi na brak prowadzonego na obszarze POM stałego monitoringu pozwalającego na taką ocenę parametryczną, z drugiej strony, na objęcie nią całej populacji (z rozdziałem na populacje Bałtyku Właściwego i zachodniego Bałtyku), której częścią są osobniki odnotowywane w wodach POM. Wskazując na zasadność takiego podejścia, kierowano się przede wszystkim kryterium jakości danych oraz możliwości ich zastosowania z wysokim współczynnikiem wiarygodności. Należy w tym miejscu podkreślić, że sam fakt takiego podejścia nie oznacza rezygnacji z zasadności prowadzenia monitoringu w POM – wręcz przeciwnie - dotychczasowe wyniki wskazują, że tylko systematyczny i zgodny z metodyką HELCOM (Michałek i in. 2016) monitoring morświna pozwoli w kolejnych latach na ocenę ich stanu w POM. Jest to o tyle istotne, że z całą pewnością kolejne lata pozwolą na szacowanie liczebności morświna.

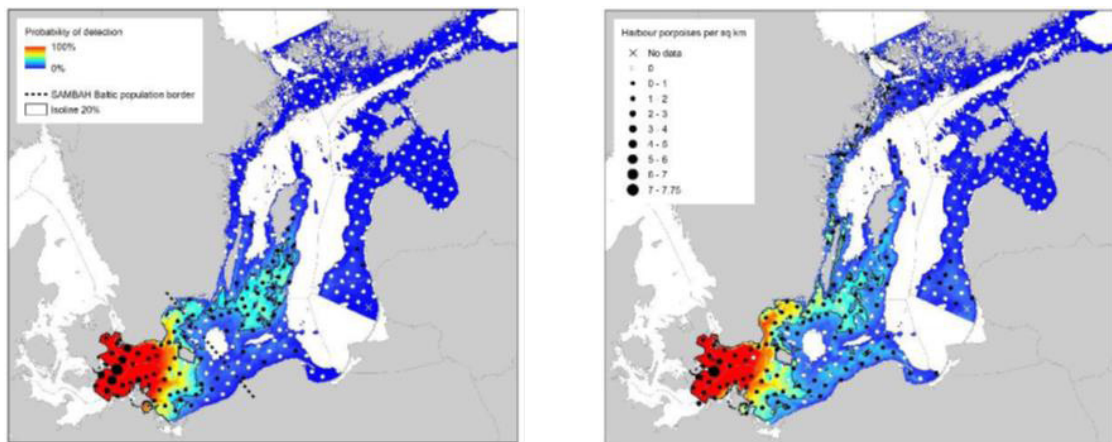
Większość badań przeprowadzona w latach 2011-2013 skupiona była na pasywnym monitoringu akustycznym (SAMBAAH 2017) i potwierdziła obecność dwóch subpopulacji morświnów w Bałtyku: jednej występującej głównie na wschód od Bornholmu na terenie Bałtyku Właściwego i drugiej, na obszarze południowego Kattegatu, Cieśnin Duńskich (Wielki Bełt) i południowo-zachodniego Bałtyku (SAMBAAH 2017, rys. 2.1.8). Badania genomiki populacyjnej wskazały zauważalne różnice pomiędzy morświnami z wyżej wymienionych obszarów (Lah i in. 2016).

Subpopulacja morświna Bałtyku Właściwego została uznana za krytycznie zagrożoną wyginieciem i umieszczona na Czerwonej Liście HELCOM (HELCOM 2013b). Liczba zwierząt w tej subpopulacji jest szacowana na około 500 osobników (przedział ufności estymacji wynosi 95% w zakresie 80 - 1091 osobników). Duża część tej subpopulacji występuje latem, w czasie godów i rozrodu, na płytkich ławicach na południowy-wschód od Gotlandii.

Subpopulacja z obszarów Kattegat, Wielki Bełt i Bałtyk Zachodni została oszacowana na około 40 500 osobników (przedział ufności 95% dla estymacji pomiędzy 25614 a 65041 osobników) w czasie badań wizualnych przeprowadzanych metodą transektową (Viquerat i in. 2013). Ta subpopulacja została uznana za zagrożoną przez HELCOM, jednak z niższym statusem zagrożenia określanym jako „narażony”.

Morświny wymagają ścisłej ochrony na podstawie dyrektywy Rady 92/43/EWG z dnia 21 maja 1992 r. w sprawie ochrony siedlisk przyrodniczych oraz dzikiej fauny i flory (Dz. Urz. WE L 206 z 22.07.1992, str. 7, z późn. zm. - Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 2, str. 102, z późn. zm.), zwanej dalej „dyrektywą siedliskową”, i są wymienione w załączniku IV do dyrektywy siedliskowej (zwierzęta i rośliny, które wymagają ścisłej ochrony).

Stan zachowania populacji morświnów w ocenie przygotowanej na potrzeby dyrektywy siedliskowej za lata 2007-2012 został oceniony jako zły przez wszystkie kraje nadbałtyckie raportujące dane o morświnie, czyli Danię, Niemcy, Polskę i Szwecję. Sytuacja morświna w Bałtyku jest uwzględniona w Planie Odtworzenia Morświnów Bałtyckich (Jastarnia Plan, ASCOBANS 2009) i w rekomendacji HELCOM 17/2 (HELCOM 2013c).



Rys. 2.1.8. Przewidywane prawdopodobieństwo detekcji morświnów w okresie miesiąca, w przedziałach maj-październik (lewa mapa) i listopad-kwiecień (prawa mapa).

Czarna izolinia wskazuje obszar, gdzie prawdopodobieństwo detekcji wynosi 20% (izolinia 20% w legendzie mapy oddzielająca kolory jasny niebieski i niebieski), co pokrywa obszar występowania około 30% całej populacji morświna. Granica ta jest często używana do wyznaczania obszarów o dużym zagęszczeniu morświnów. Linia kropkowana na rysunku z lewej wyznacza granicę pomiędzy populacją morświna z Cieśnin Duńskich (Wielki Bełt) i populacją Bałtyku Właściwego podczas obserwacji z okresu maj-październik (SAMBAH 2017). Jest to również granica pomiędzy sąsiadującymi obszarami zarządzania Bałtyku Właściwego w czasie lata. Biały obszar – nie był badany w projekcie SAMBAH (Źródło: SAMBAH 2017).

## Ptaki

### Wskaźniki HELCOM dla poszczególnych basenów i całego Bałtyku

Dane uzyskiwane w poszczególnych krajach nadbałtyckich, w tym w Polsce w ramach programów monitoringowych, są agregowane przez współpracujących z HELCOM naukowców do trzech wskaźników podstawowych (*core indicators*) opisujących stan awifauny:

- 1) wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the wintering season*) (HELCOM 2018a);
- 2) wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the breeding season*) (HELCOM 2018b);
- 3) wskaźnik produktywności bielika (*White-tailed eagle productivity*) (HELCOM 2015a).

Opublikowane w ramach oceny wyniki odnoszą się do trzech wyżej wymienionych wskaźników.

Wskaźniki odpowiadają kryteriom i standardom metodologicznym dotyczącym określenia dobrego stanu środowiska (art. 9 ust. 3 RDSM, wymienione w części II załącznika do decyzji 2017/848) oraz powinny odpowiadać wymaganiom dyrektywy 2017/845 co do cech 1, 4 i 6 odnoszących się do stanu. Wskaźniki rekomendowane do oceny krajowej za lata 2011-2016 zostały przypisane do odpowiednich kryteriów zgodnych z decyzją 2017/848 i są przedstawione w tabeli 2.1.17. Dla POM stosuje się jedynie kryteria podstawowe.

Kryterium D1C2 odnoszące się do liczebności populacji jest reprezentowane przez dwa wskaźniki podstawowe: wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych oraz wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych. Konsekwencją takiego stanu rzeczy są dwie wartości indeksów liczebności dla lat 2011-2016 dla gatunków, które wchodzi w skład obu wskaźników. Jednak zgodnie z decyzją 2017/848 państwa członkowskie UE ostatecznie powinny podać jedną ocenę dobrego stanu środowiska dla gatunku. Do 12 czerwca 2018 r. KE nie przedstawiła jednak jasnych wytycznych co do metody integracji wyników gatunkowych w obu wskaźnikach. W aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego dla wód morskich zastosowano metodę OOA0



(ang. „one-out-all-out”), a szczegółowy opis integracji znajduje się w rozdziale 2.1 w części „Metoda oceny stanu ptaków”.

Tabela 2.1.17. Wskaźniki do oceny awifauny zgodnie z decyzją 2017/848 Kryt1 – kryterium podstawowe, Kryt2 – kryterium drugorzędne. W „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności” w latach 2011-2016 zastosowano wskaźniki podstawowe.

Element kryteriów	Cecha	Kryt1	Kryt2	Opis kryterium za decyzją 2017/848	Wskaźnik podstawowy
	D1 - różnorodność biologiczna	D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długoterminowa żywotność.	Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych
			D1C4	Zasięg gatunków i, w stosownych przypadkach, struktura jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.	
			D4C1	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie.	
		D4C2	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.		
Ptaki	D1 - różnorodność biologiczna	D1C2		Liczebność populacji gatunków nie ucierpiała z powodu oddziaływań antropogenicznych, więc jest zapewniona jej długookresowa żywotność	Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych
			D1C3	Rozkład wielkości osobników w grupie troficznej nie został naruszony ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	
		D1C4	Zasięg gatunków i, w stosownych przypadkach, struktura jest zgodna z dominującymi warunkami fizjograficznymi, geograficznymi i klimatycznymi.		
		D4C1	Różnorodność (skład gatunków, a także ich względna liczebność) w grupie troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.		
Gatunki i siedliska zagrożone zanieczyszczeniem	D4 - grupy troficzne ekosystemu		D4C2	Równowaga całkowitej liczebności pomiędzy grupami troficznymi nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne	Wskaźnik produktywności bielika
			D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	
	D8 - substancje zanieczyszczające	D8C2		Zdrowie gatunków i stan siedlisk nie zostały negatywnie dotknięte z powodu substancji zanieczyszczających, w tym poprzez skutki kumulacyjne i synergiczne.	
		D1C3		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.	

Element kryteriów	Cecha	Kryt1	Kryt2	Opis kryterium za decyzją 2017/848	Wskaźnik podstawowy
			D1C2	Wielkość populacji (liczebność).	
			D1C4	Rozmieszczenie gatunku (zasięg, wzorzec, rozpowszechnienie).	
	D4 - grupy troficzne ekosystemu	-	D4C4	Wydajność grupy troficznej nie została naruszona ze względu na oddziaływanie antropogeniczne.	
		D4C1		Liczebność/rozmieszczenie kluczowych grup troficznych i gatunków.	
		D4C2		Produktywność kluczowych gatunków lub grup troficznych.	

### **Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych**

Wskaźnik zmian liczebności zimujących ptaków wodnych prezentuje dane o liczebności 22 gatunków ptaków wodnych w okresie sprawozdawczym obejmującym lata 2011-2016 (tabela 2.1.18). Dane z Polski wchodzące w skład wskaźnika pochodzą z dwóch programów monitoringu: Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (31 obiektów położonych na wodach przejściowych) oraz Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (56 transektów na wodach terytorialnych). Oba programy są prowadzone w ramach PMŚ, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Tabela 2.1.18. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności zimujących ptaków wodnych wraz z informacją o grupie funkcyjnej. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* - zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* - gatunki pelagiczne, *benthic* – bentosowe, *grazing* - roślinożerne zdobywające pokarm na lądzie. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018).

Gatunek	Nazwa naukowa	Grupa funkcyjna
łabędź niemy	<i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>
łabędź czarnodzioby	<i>Cygnus columbianus</i>	<i>grazing</i>
łabędź krzykliwy	<i>Cygnus cygnus</i>	<i>grazing</i>
birginiak	<i>Polysticta stelleri</i>	<i>benthic</i>
gągoł	<i>Bucephala clangula</i>	<i>benthic</i>
bielaczek	<i>Mergellus albellus</i>	<i>pelagic</i>
nurogęs	<i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>
szlachar	<i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>
głowienka	<i>Aythya ferina</i>	<i>benthic</i>
czernica	<i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>
ogorzalka	<i>Aythya marila</i>	<i>benthic</i>
świstun	<i>Mareca penelope</i>	<i>grazing</i>
krzyżówka	<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>grazing</i>
rożeniec	<i>Anas acuta</i>	<i>grazing</i>
cyraneczka	<i>Anas crecca</i>	<i>wading</i>
perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>
łyska	<i>Fulica atra</i>	<i>grazing</i>
śmieszka	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	<i>surface</i>
mewa siwa	<i>Larus canus</i>	<i>surface</i>
mewa srebrzysta	<i>Larus argentatus</i>	<i>surface</i>
mewa siodłata	<i>Larus marinus</i>	<i>surface</i>
kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>pelagic</i>

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

- 1) śmiertelność w wyniku przyłowu;
- 2) śmiertelność spowodowana wyciekami substancji ropopochodnych;
- 3) śmiertelność spowodowana polowaniami;
- 4) zmniejszenie powierzchni dostępnych siedlisk wskutek płoszenia przez jednostki pływające i obiekty infrastruktury;
- 5) zmiany dostępności pokarmu wynikające z rybackiej eksploatacji populacji ryb;
- 6) 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 (Żydelis i in. 2009). 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; Żydelis 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, Schwemmer i in. 2011). W przypadku bentofagów dodatkowa utrata siedlisk spowodowana jest fizycznym uszkodzeniem dna morskiego, spowodowanym zarówno przez połowy jak i wydobywanie.

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). Skumulowany wpływ na ptaki wodne został przeanalizowany na przykładzie nurów rdzawoszyjowego i czarnoszyjowego (Dierschke i in. 2012). Publikowany tu wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych łączy efekty różnych oddziaływań.

### Metoda analizy danych

Wskaźnik jest obliczany w oparciu o dane o liczebności ptaków wodnych w strefie wód przybrzeżnych, dostarczone przez koordynatorów liczeń *International Waterbird Census* (IWC) do HELCOM. Obiekty, na których liczono ptaki były głównie odcinkami wybrzeża morskiego, zalewami lub zatokami morskimi. Polska (MZPM) i Finlandia są jedynymi krajami, które dostarczyły dodatkowo dane z obszarów otwartego morza. Docelowo (do 2018 r.) wskaźnik będzie bazował na tego typu danych również z innych państw, a skład gatunkowy wskaźnika będzie obejmował również gatunki zimujące w obszarach otwartego morza. Dane surowe zawierają dla każdego gatunku kod stanowiska, jego współrzędne, rok obserwacji oraz zarejestrowaną liczbę osobników. Dla obiektów, dla których prowadzono liczenia pozyskano również dane o temperaturze powietrza w oparciu o bazę danych E-OBS (v. 13.1, Haylock i in. 2008). Na tej podstawie obliczono średnią temperaturę powietrza dla całego tygodnia przed datą liczenia rekomendowaną przez IWC.

Wskaźniki liczebności dla poszczególnych gatunków obliczono za pomocą uogólnionych modeli addytywnych (GAM), uwzględniając efekt stanowiska, roku oraz średniej temperatury (dla 7 gatunków modele nie uwzględniały temperatury). Następnie dla każdego gatunku obliczono średnią wartość wskaźnika w latach 1991-2000, która służyła jako punkt referencyjny (wartość wskaźnika równa 1). W celu obliczenia wskaźnika estymowane wartości w każdym roku podzielono przez wartość referencyjną. Tak otrzymane wartości oznaczają, że jeśli wskaźnik ma wartość powyżej 1, to populacja wzrosła liczebnie, a jeśli poniżej tej wartości, to cechował ją spadek. W ostatnim kroku obliczono średnią geometryczną wskaźników z lat 2011-2016, która następnie była porównywana z wartością referencyjną (patrz *Metoda oceny stanu ptaków*). Za pomocą narzędzia MSI w środowisku R (Soldaat i in. 2017) roczne wskaźniki liczebności dopasowano do modelu wykładniczego i obliczono średnie roczne tempo wzrostu populacji ( $\lambda$ ) wraz z jego błędem standardowym i 95% przedziałami ufności. Tempo wzrostu populacji zostało użyte do klasyfikacji trendów w ramach sześciu kategorii:

- 1) silny wzrost (dolna granica 95%PU dla  $\lambda$  jest większa niż 1,05);

- 2) umiarkowany wzrost (dolna granica 95%PU dla  $\lambda$  zawiera się w przedziale 1,00-1,05);
- 3) stabilny (dolna granica 95%PU dla  $\lambda$  jest większa od 0,95 a górna granica mniejsza od 1,05);
- 4) umiarkowany spadek (górna granica 95%PU dla  $\lambda$  zawiera się w przedziale 0,95-1,00);
- 5) silny spadek (górna granica 95%PU dla  $\lambda$  jest mniejsza niż 0,95);
- 6) nieokreślony (dolna granica 95%PU dla  $\lambda$  jest mniejsza od 0,95 lub górna granica jest większa od 1,05, a jednocześnie przedział ten obejmuje wartość 1,00).

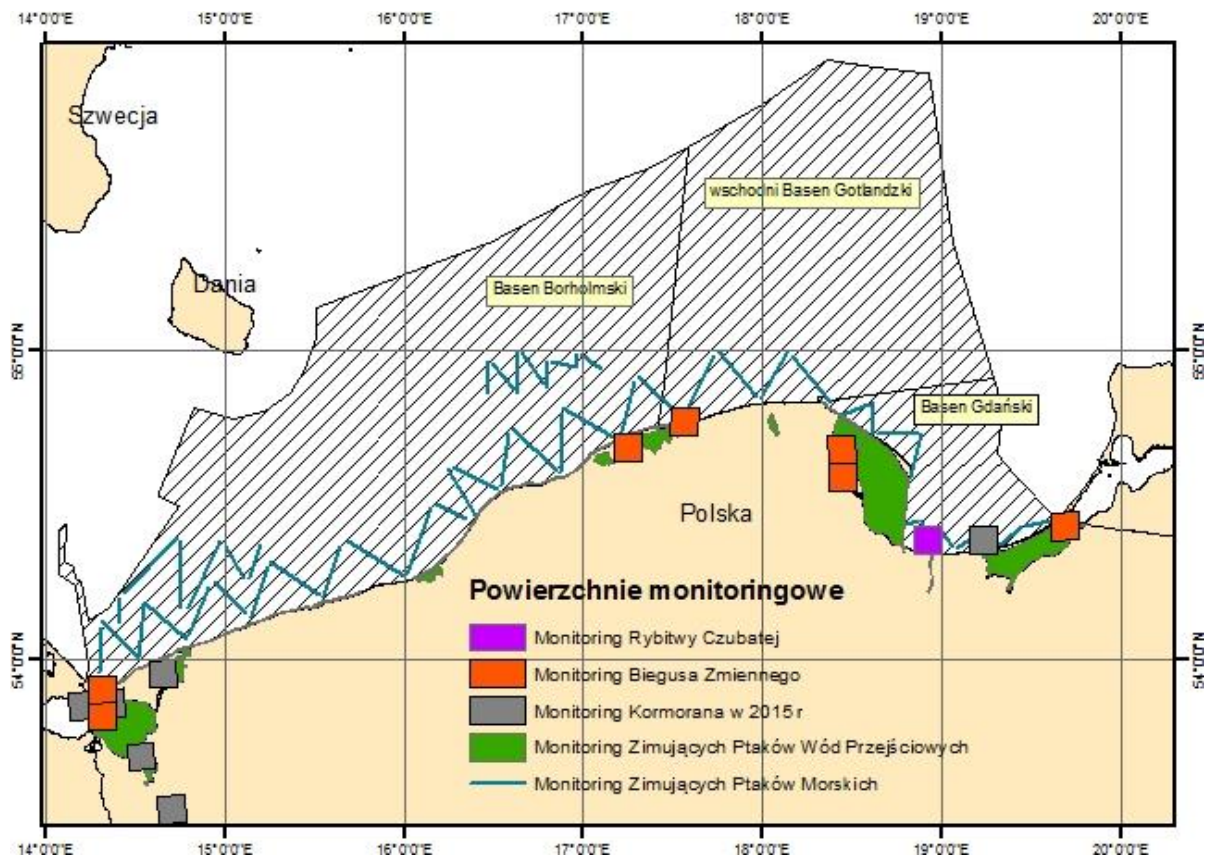
### Wskaźnik zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych

Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych agreguje informacje o zmianach liczebności 30 gatunków ptaków wodnych w okresie sprawozdawczym obejmującym lata 2011-2016 (tabela 2.1.19). Uwzględniono w nim dane dla Polski dla 3 gatunków z programów: Monitoringu Kormorana, Monitoringu Rybitwy Czubatej oraz Monitoringu Biegusa Zmiennego (tabela 2.1.19, rys. 2.1.9). Programy te są prowadzone w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Tabela 2.1.19. Gatunki wchodzące w skład wskaźnika zmian liczebności lęgowych ptaków wodnych wraz z informacją, czy są lęgowe w Polsce oraz jaki program monitoringu dostarcza informacji o zmianach liczebności w pasie nadmorskim w Polsce. Grupa funkcyjna: *wading* – brodzące, *surface* – zdobywające pokarm przy powierzchni, *pelagic* – gatunki pelagiczne, *benthic* – bentoniczne, *grazing* – roślinożerne. Gatunki uszeregowano w porządku systematycznym (KF 2018).

Gatunek		Grupa funkcyjna	Lęgi w PL	Program monitoringu
łabędź niemy	<i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>	tak	-
bernikla białolica	<i>Branta leucopsis</i>	<i>grazing</i>	nie	-
gęgawa	<i>Anser anser</i>	<i>grazing</i>	tak	-
edredon	<i>Somateria mollissima</i>	<i>benthic</i>	sporadycznie	-
uhla	<i>Melanitta fusca</i>	<i>benthic</i>	nie	-
nurogęs	<i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>	tak	-
szlachar	<i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>	nie	-
ohar	<i>Tadorna tadorna</i>	<i>wading</i>	tak	-
czernica	<i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>	tak	-
ogorzałka	<i>Aythya marila</i>	<i>benthic</i>	nie	-
perkoz dwuczuby	<i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>	tak	-
ostrygojad	<i>Haematopus ostralegus</i>	<i>wading</i>	tak	-
szablodziób	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>wading</i>	sporadycznie	-
sieweczka obroźna	<i>Charadrius hiaticula</i>	<i>wading</i>	tak	-
kamusznik	<i>Arenaria interpres</i>	<i>wading</i>	nie	-
biegus zmienny	<i>Calidris alpina</i>	<i>wading</i>	tak	MBZ, od 2007 r.
nurnik	<i>Cepphus grylle</i>	<i>pelagic</i>	nie	-
nurzyk	<i>Uria aalge</i>	<i>pelagic</i>	nie	-
alka	<i>Alca torda</i>	<i>pelagic</i>	nie	-
wydrzyk				
ostrosterny	<i>Stercorarius parasiticus</i>	<i>surface</i>	nie	-
mewa siwa	<i>Larus canus</i>	<i>surface</i>	tak	-
mewa żółtonoga	<i>Larus fuscus</i>	<i>surface</i>	sporadycznie	-
mewa srebrzysta	<i>Larus argentatus</i>	<i>surface</i>	tak	-
mewa siodłata	<i>Larus marinus</i>	<i>surface</i>	nie	-

Gatunek		Grupa funkcyjna	Lęgi w PL	Program monitoringu
rybitwa				
wielkodzioba	<i>Hydroprogne caspia</i>	surface	nie	-
rybitwa czubata	<i>Thalasseus sandvicensis</i>	surface	tak	MRC, od 2015 r.
rybitwa rzeczna	<i>Sterna hirundo</i>	surface	tak	-
rybitwa popielata	<i>Sterna paradisaea</i>	surface	nie	-
rybitwa białoczarna	<i>Sternula albifrons</i>	surface	tak	-
kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	pelagic	tak	MKO, od 2015 r.



Rys. 2.1.9. Powierzchnie i transekty monitoringowe w Monitoringu Ptaków Polski dla gatunków wchodzących w skład wskaźników wykorzystywanych do oceny stanu awifauny w POM.

Populacje lęgowych ptaków, których liczebność wchodzi w skład kryterium D1C2 są ekspozowane na szereg niekorzystnych czynników presji, zarówno antropogenicznej, jak i naturalnej. Najważniejsze z nich to:

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

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 nienadające się do gniazdowania, gdyż człowiek traktowany jest jako drapieżnik (Frid, Dill 2002; Beale, Monaghan 2004). W efekcie, gniazdowanie kluczowych gatunków ptaków jest z reguły ograniczone do fragmentów wybrzeża chronionych jako rezerваты, gdzie presja ludzka bywa nieco niższa. Jednak powszechne naruszanie zakazów wstępu do rezerwatów powoduje obniżenie udatności lęgów również na tych terenach (GBPW Kuling, dane niepublikowane). Naziemne lęgi są rozdeptywane przez ludzi i psy, a niepokojenie inkubujących ptaków zwiększa ekspozycję lęgów na drapieżnictwo wron i mew oraz 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 (GBPW Kuling, dane niepublikowane). 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 – dane niepubl.).

### **Metoda analizy danych**

Ocena opiera się na liczbie par lęgowych wybranych gatunków ptaków wodnych, liczonych w koloniach lęgowych lub na powierzchniach próbnych. Do obliczania rocznych wskaźników i trendów używane są dla każdego gatunku surowe dane na poziomie stanowiska, dostarczane przez krajowe programy monitoringowe. Dane surowe zawierają dla każdego gatunku kod stanowiska, jego współrzędne, rok obserwacji, zarejestrowaną liczebność i jednostkę, w której ją wyrażono (zwykle pary lęgowe).

Do obliczenia rocznych wskaźników i trendów użyto programu TRIM (Pannekoek i van Strien 2001). Dla każdego gatunku zbudowano model wyjaśniający zaobserwowaną liczebność za pomocą efektu stanowiska i efektu roku. Metoda bazuje na logliniowej regresji Poissona i jest w stanie przypisać wartości brakującym obserwacjom (ter Braak i in. 1994, van Strien i in. 2001, 2004). Dla każdego roku uzyskano wskaźniki trendu liniowego oraz średnie roczne tempo wzrostu populacji ( $\lambda$ ) wraz z błędem standardowym i 95% przedziałami ufności. Dla każdego gatunku określono kategorię trendu na podstawie parametru  $\lambda$  i jego 95% przedziałów ufności (sześć kategorii jak w przypadku wskaźnika zimujących ptaków wodnych). Jako wartość referencyjną dla trendu przyjęto średnią wartość wskaźników dla lat 1991–2000 i całość serii pomiarowej wyskalowano tak, aby przyjmowała ona 1. Podobnie jak w przypadku ptaków zimujących obliczano średnią geometryczną wartości wskaźników z lat 2011–2016, która porównywana była z wartością referencyjną, aby określić stan ochrony (patrz *Metoda oceny stanu ptaków*).

### **Wskaźnik produktywności bielika**

Wskaźnik produktywności bielika oceniany jest przy użyciu trzech parametrów reprodukcji gatunku. Ocenie podlega sukces lęgowy, produktywność (liczba piskląt na zajęte gniazdo) oraz liczba piskląt (rozumiana jako liczba piskląt na gniazdo z sukcesem lęgowym).

Dane dla Polski z lat 2015–2016 pochodzą z Monitoringu Produktywności Bielika prowadzonego w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska, koordynowanego przez GIOŚ i finansowanego przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Dane z lat 2011–2014 to niepublikowane dane Komitetu Ochrony Orłów.

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 2015a).



Antropogeniczną presją, która najwyraźniej dotknęła bielika po objęciu go ochroną prawną było wprowadzanie do środowiska niebezpiecznych substancji chemicznych, głównie chloroorganicznych. Ich negatywny wpływ na reprodukcję bielików został na przestrzeni lat dobrze udokumentowany i stał się podstawą włączenia wskaźników sukcesu lęgowego bielika w skład wskaźników HELCOM.

Próbki tkanek i jaj bielików zawierają jedne z najwyższych stężeń związków chloroorganicznych (np. DDT i PCB) oraz metali ciężkich w Bałtyku i na świecie, jakie kiedykolwiek udokumentowano (Henriksson i in. 1966, Jensen 1966, Jensen i in. 1972, Koivusaari i in. 1980, Helander 1994b, Helander i in. 1982, 2002, 2008, Olsson i in. 2000, Nordlöf i in. 2010). Ponadto, badania poszczególnych bielików wykazały, że samice, które były narażone na wysokie stężenia zanieczyszczeń w latach 1960 i 1970, pozostały nieproduktywne po tym, jak stężenia zanieczyszczeń w ich jajach zmniejszyły się, wskazując na trwały wpływ wcześniejszej ekspozycji (Helander i in. 2002).

Tendencje w zakresie produktywności i stężenia pozostałości DDE i PCB wskazują, że stężenia DDE spadły obecnie poniżej szacowanego krytycznego poziomu progowego wpływającego na reprodukcję, ale przypadki bardzo wysokich stężeń pojawiły się w latach 2009-2013 wśród jaj bielika znad Zatoki Botnickiej.

Stężenia bromowanych środków zmniejszających palność zostały zbadane w próbkach jaj bielików ze Szwecji (Nordlöf i in. 2010). Stężenia w próbkach z Bałtyku były trzy i sześć razy wyższe niż w próbkach śródlądowych pochodzących odpowiednio z południowej Szwecji i Laponii.

Ostatnie badania obejmujące dane z lat 1965-2011 wykazały, że średnia produktywność bielików wykazała istotną statystycznie ujemną korelację z zawartością DDE w jaju i z indeksem ekspozycji na sPCB, sDDT, sPCDD / F (Faxneld i in. 2014). Nie stwierdzono korelacji między produktywnością a stężeniami PBDE w jajach. U północnoamerykańskich rybołówów (*Pandion haliaetus*) niekorzystny wpływ na rozród miało stężenie PBDE w jajach przekraczające 1000 ng / g (Henny i in. 2009), czyli 2-3-krotnie wyższe niż stężenia stwierdzone w jajach bałtyckich bielików. Nie stwierdzono ujemnej korelacji między produktywnością a PFOS w jajach (Faxneld i in. 2014). Stężenia PFOS były jednak w tym samym zakresie, co w jajach kormoranów (*Phalacrocorax carbo sinensis*) z jeziora Vänern, dla których ocena ryzyka wskazuje na możliwość wpływu na przeżywalność zarodków (Nordén 2013).

Szczególną uwagę należy zwrócić na przypadki zatruc bielików w wyniku konsumpcji amunicji ołowianej. Spośród 11 osobników zbadanych w Finlandii w latach 1994-2001, dwa (18%) padły w wyniku zatrucia ołowiem (Krone i in. 2006). W Niemczech raporty z trzech nakładających się okresów mogą wskazywać na tendencję rosnącą: 12% w latach 1990-2000 (Krone i in. 2002), 23% w latach 1996-2007 (Krone i in. 2009), 27% w latach 1999-2010 (Herrmann i in. 2011). W Szwecji wyniki analiz nie wykazały obniżenia stężenia ołowiu w latach 1981-2004, wykazały natomiast, że co najmniej 14% badanych okazów śmiertelnie zatręło się w tym okresie, spożywając amunicję ołowianą (Helander i in. 2009). Wstępne wyniki kolejnych badań z lat 2005-2012 wskazały na brak poprawy pomimo częściowego zakazu stosowania amunicji ołowianej od 2002 r., a 20% bielików z wybrzeża zostało śmiertelnie zatrutych (Helander i in. 2012). Analiza przyczyny śmierci 90 martwych bielików znalezionych w Finlandii w latach 2003-2013 wykazała, że 30% padło z powodu zatrucia ołowiem (Isomurso i in. 2014). Wszystkie te dane sugerują, że zatrucie ołowiem jest ważną przyczyną śmiertelności bielików w basenie Bałtyku, której rozmiary i znaczenie do tej pory nie zostały w pełni rozpoznane.

Ogromny rozwój farm wiatrowych może doprowadzić do znacznego wzrostu śmiertelności wśród bielików i objawiać się zmniejszeniem sukcesu lęgowego i produktywności (Dahl i in. 2012), ale nie zmniejszeniem liczby piskląt w lęgu. Warunki pogodowe mogą mieć wpływ na sukces lęgowy i produktywność, a wraz z możliwymi skutkami zmian klimatu powinny być badane. Możliwe będzie także oszacowanie wpływu zależnych od zagęszczenia konfliktów pomiędzy parami bielików. Niedawne badania przeprowadzone w Niemczech wykazały istotny, zależny od zagęszczenia, negatywny wpływ na sukces lęgowy (a tym samym na produktywność), ale brak wpływu na liczbę piskląt w lęgu (Heuck i Albrecht 2012).

Teoretycznie, na wielkość lęgu i sukces lęgowy wpływają również niedobory pokarmu, ale jak dotąd nie zaobserwowano tego zjawiska w bałtyckiej populacji bielika.

### **Metoda analizy danych**

Do obliczeń wykorzystano tylko dane z gniazd, dla których liczbę piskląt ustalono po wspięciu się do wnętrza gniazda. Jeśli  $n_0$  to liczba gniazd zajętych, w których nie doszło do wylotu ani jednego pisklęcia,  $n_1$  to liczba gniazd zawierających 1 pisklę,  $n_2$  – zawierających 2 pisklęta, a  $n_3$  – zawierających 3 pisklęta, to wartości parametrów obliczano jak poniżej:

#### *Sukces lęgowy*

Proporcja gniazd zawierających co najmniej 1 pisklę w wieku co najmniej 3 tygodni spośród wszystkich zajętych gniazd:

$$(n_1 + n_2 + n_3) / (n_0 + n_1 + n_2 + n_3)$$

#### *Produktywność*

Średnia liczba piskląt w wieku co najmniej 3 tygodni spośród wszystkich zajętych gniazd:

$$(n_1 + [n_2 \times 2] + [n_3 \times 3]) / (n_0 + n_1 + n_2 + n_3)$$

#### *Liczba piskląt*

Średnia liczba piskląt w wieku co najmniej 3 tygodni w gniazdach zawierających młode:

$$(n_1 + [n_2 \times 2] + [n_3 \times 3]) / (n_1 + n_2 + n_3)$$

Użyto wyłącznie danych z gniazd kontrolowanych poprzez wspięcie się na drzewo.

### **Oceniana jednostka**

Za najbardziej odpowiednią uważa się ocenę dla jednostek podziału Bałtyku zastosowanych w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II. Jednak w przypadku kilku krajów subpopulacje zasiedlające pas wybrzeża takich jednostek są zbyt małe ze statystycznego punktu widzenia i w takich wypadkach możliwe jest łączenie danych z sąsiednich jednostek. W Polsce liczebność subpopulacji, zasiedlających każdą z dwóch jednostek jest zbyt niska ze statystycznego punktu widzenia. W związku z powyższym ocena dla Polski została przeprowadzona w całym pasie wybrzeża morskiego w kraju.

### **Metoda oceny stanu ptaków**

#### ***Wskaźniki zmian liczebności zimujących i lęgowych ptaków wodnych***

Ocena stanu środowiska dla wskaźników liczebności zimujących i lęgowych ptaków wodnych (*Abundance of waterbirds in the breeding season* oraz *Abundance of waterbirds in the wintering season*) wyznaczona została poprzez obliczenie udziału procentowego, jaki w puli wszystkich gatunków wchodzących w skład danego wskaźnika stanowią gatunki, które osiągnęły ocenę dobrego stanu środowiska (GES). Gatunek osiąga GES, gdy jego aktualna liczebność w stosunku do okresu referencyjnego (lata 1991–2000) nie różni się o więcej niż 30% (lub 20% dla gatunków znoszących 1 jajo), czyli stanowi przynajmniej 0,7 (lub 0,8) liczebności referencyjnej. Dobry stan środowiska (GES) dla wskaźnika zostaje osiągnięty wówczas, gdy gatunki te stanowią  $\geq 75\%$  wszystkich gatunków. Odchylenia liczebności gatunku w górę w stosunku do liczebności referencyjnej ( $>30\%$  lub  $>20\%$ ) nie są traktowane jako nieosiągnięcie wartości progowej wskazującej na dobry stan środowiska (GES), traktować je jednak należy jako możliwy przejaw braku równowagi w ekosystemie. Takie podejście używane jest do i) oceny wielogatunkowej lub ii) oceny dla poszczególnych grup funkcyjnych gatunków. Ocena jest przeprowadzana w skali siedmiu obszarów geograficznych, przy czym Polski dotyczą dwa: Basen Bornholmski i Basen Gotlandzki. Dodatkowo w raporcie podawana jest wartość wskaźnika w skali Bałtyku.

Ocena dla grup funkcyjnych jest tworzona w RDSM zgodnie z decyzją 2017/848. W każdym przypadku wartość progowa jest uznawana za osiągniętą, kiedy liczebność 75% gatunków odstaje o  $\leq 30\%$  (lub 20% dla gatunków składających 1 jajo) od wartości referencyjnej. Ponieważ trudno jest określić poziom referencyjny charakterystyczny dla warunków pierwotnych, za poziom ten

uznaje się liczebność osiągniętą na początku okresu gromadzenia danych (lata 1991-2000). Populacja w pojedynczym roku może ulegać losowym wpływom, więc jako referencyjną uznano średnią liczebność danego gatunku w latach 1991-2000.

Gdy ocena stanu dotyczy grup gatunków, progowa wartość 75% gatunków których liczebność nie odstaje w dół o więcej niż 30% (20% dla gatunków składających 1 jajo) od wartości referencyjnej jest odniesiona wprost do liczby gatunków tworzących grupę. Dla siedlisk morskich w Europie ICES (2015) zdefiniowało grupy funkcyjne gatunków, wyróżniające się głównie sposobem zdobywania pokarmu (tabela 2.1.21). OSPAR/HELCOM/ICES (2016) zidentyfikowało gatunki odpowiednie do włączenia do wskaźnika liczebności ptaków lęgowych i wskaźnika liczebności ptaków zimujących, a dwa dodatkowe gatunki (łabędź czarnodzioby i śmieszka) zostały zidentyfikowane w toku aktualnej oceny.

Wskaźnik „Liczebność ptaków zimujących” zapewnia ocenę stanu dla 22 gatunków, w tym:

- 1) 5 gatunków bentosowych (*benthic feeders*: birginiak, gągoł, głowienka, czernica, ogorzałka);
- 2) 7 gatunków roślinożernych (*grazing feeders*: łabędź niemy, ł. czarnodzioby, ł. krzykliwy, świstun, krzyżówka, rożeniec, łyska);
- 3) 5 gatunków pelagicznych (*pelagic feeders*: bielaczek, nurogęś, szlachar, perkoz dwuczuby, kormoran);
- 4) 4 gatunków zdobywających pokarm przy powierzchni (*surface feeders*: śmieszka, mewa siwa, m. siodłata, m. srebrzysta);
- 5) 1 gatunku brodzącego (*wading feeder*: cyraneczka).

Wskaźnik „Liczebność ptaków lęgowych” zapewnia ocenę stanu dla 30 gatunków, w tym:

- 1) 4 gatunków bentosowych (*benthic feeders*: czernica, ogorzałka, edredon, uhla);
- 2) 3 gatunków roślinożernych (*grazing feeders*: łabędź niemy, bernikla białolica, gęgawa);
- 3) 7 gatunków pelagicznych (*pelagic feeders*: nurogęś, szlachar, perkoz dwuczuby, kormoran, nurnik, nurzyk, alka);
- 4) 10 gatunków zdobywających pokarm przy powierzchni (*surface feeders*: mewa siwa, m. siodłata, m. srebrzysta, m. żółtonoga, wydrzyk ostrosterny, rybitwa wielkodzioba, r. czubata, r. rzeczna, r. popielata, r. białoczelna);
- 5) 6 gatunków brodzących (*wading feeders*: ohar, ostrygojad, szablodziób, sieweczka obroźna, kamusznik, biegus zmienny).

Zgodnie z decyzją 2017/848 państwa członkowskie UE powinny podać jedną ocenę dobrego stanu środowiska dla gatunku. Wyniki pochodzące z obu ptasich wskaźników zostały więc zintegrowane metodą OAO (ang. „one-out-all-out”), w której wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę. Oznacza to, że w przypadku wystąpienia dla jednego wskaźnika liczebności dla gatunku wartości poniżej stanu dobrego (subGES) w analizowanym okresie (lata 2011-2016), następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES dla gatunku. Następnie dokonano oceny dla pięciu grup funkcyjnych, zgodnie z wyżej opisaną zasadą proporcjonalności, mówiącą że zintegrowana ocena dla ptaków wodnych jest w dobrym stanie, jeśli więcej niż 75% gatunków wykazuje stan dobry (GES). Ostatnim krokiem jest wyznaczenie oceny zintegrowanej dla Kryterium D1C2 dla populacji ptaków wodnych w skali basenu w oparciu o zasadę proporcjonalności (GES zostaje osiągnięty, gdy  $\geq 75\%$  gatunków cechuje się dobrym stanem).

Tabela 2.1.20. Grupy funkcyjne ptaków wodnych wyróżniane przez ICES (2015): brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*), pelagiczne (*pelagic feeders*), bentosowe (*benthic feeders*), roślinożerne (*grazing feeders*).

Grupa	Sposób zdobywania pokarmu	Rodzaj pokarmu	Uwagi
<i>benthic feeders</i>	żerowanie na dnie morza	bezkregowce (np. mięczaki, jeżowce)	
<i>grazing feeders</i>	żerowanie w strefie pływów i w płytkiej wodzie	rośliny (np. trawa morska, słonorośla), glony	gęsi, łabędzie, kaczki pływające, łyska
<i>pelagic feeders</i>	żerowanie w szerokim zakresie głębokości wody	pelagiczne i denne ryby i bezkregowce (kałamarnice, zooplankton)	tylko gatunki które zwykle aktywnie pływają pod wodą, łącznie z głuptakiem; zalicza się tu także gatunki odżywiające się rybami bentosowymi (np. płastugi).
<i>surface feeders</i>	żerowanie w powierzchniowej (1–2 m) warstwie wody	małe ryby, zooplankton i inne bezkregowce	„warstwa powierzchniowa” zdefiniowana w odniesieniu do normalnej głębokości na jaką zanurzają się gatunki (z wyjątkiem głuptaka)
<i>wading feeders</i>	brodzenie w płytkiej wodzie	bezkregowce (mięczaki, wieloszczety itp.)	

### **Wskaźnik produktywności bielika**

Dobry stan środowiska (GES) oceniany jest przy użyciu 3 parametrów reprodukcji bielików: sukcesu lęgowego, produktywności oraz liczby piskląt. Ocena produktywności bielika opiera się na zasadzie: wynik z najniższą oceną wyznacza całkowitą ocenę (ang. „one-out-all-out” – OOA0), czyli w przypadku wystąpienia dla jednego parametru reprodukcji wyniku oceny poniżej stanu dobrego (subGES) w analizowanym okresie, następuje ostatecznie przyjęcie oceny subGES.

Poszczególne parametry reprodukcji były obliczone jako średnie dla 6-letniego przedziału dla lat 2011–2016. Do oceny GES używane jest porównanie średnich wartości trzech parametrów z okresu 2011–2016 z wartościami referencyjnymi.

Poziom referencyjny wyznaczono w oparciu o dane zebrane na szwedzkim wybrzeżu Bałtyku (Helander 1994a, 2003): o sukcesie lęgowym z lat 1915–1953 i o liczbie piskląt z lat 1858–1950 (produktywność jest pochodną obu tych parametrów). Poziomy referencyjne odnoszą się zatem do ptaków zasiedlających ekosystemy wybrzeża morskiego. Z powodu braku danych z innych regionów Bałtyku, jednakowy poziom referencyjny został wstępnie zastosowany we wskaźniku dla całej strefy bałtyckiego wybrzeża.

### **Sukces lęgowy**

Rozumiany jako odsetek lęgów zakończonych sukcesem. Poziom referencyjny ustalono na podstawie danych z 43 lat (1915–1953). Średnio odsetek lęgów zakończonych sukcesem wyniósł 72%, a 95% przedział ufności objął wartości od 59% do 86%.

### **Produktywność**

Poziom referencyjny dla produktywności (liczby piskląt na zajęte gniazdo) uzyskano przez pomnożenie poziomów referencyjnych dla liczby piskląt w lęgu i sukcesu lęgowego. Dało to wartość przeciętnej produktywności na poziomie  $1,84 \times 0,72 = 1,32$ , z 95% przedziałem ufności od  $1,64 \times 0,59 = 0,97$  do  $2,04 \times 0,86 = 1,75$ .

### **Liczba piskląt**

Poziom referencyjny dla liczby piskląt (w gniazdach z sukcesem, czyli zawierających młode) ustalono na podstawie wyników obrączkowania i danych literaturowych obejmujących 91 lęgów z lat 1858–1950. Średnia arytmetyczna liczby piskląt w tej populacji wyniosła 1,84. Granice 95% przedziału ufności oszacowano metodą *bootstrap* i wyniosły one 1,64 i 2,04.

Jako wartość docelową odnoszącą się do dobrego stanu środowiska przyjmuje się dolną granicę 95-procentowego przedziału ufności z okresu referencyjnego. Wartość graniczna GES dla sukcesu lęgowego wynosiła więc 0,59 (59%), dla produktywności to 0,97 pisklęcia, dla liczby piskląt – 1,64 pisklęcia.

### Ocena ptaków zimujących w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 22 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności zimujących ptaków wodnych w obrębie dwóch basenów leżących częściowo na polskich wodach morskich: Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego. Wszystkie analizowane gatunki występowały w latach 2011-2016 na polskich wodach morskich, choć liczebność 4 z nich była bardzo niska (patrz. Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych). Dodatkowo, przeprowadzono ocenę w obrębie całego Morza Bałtyckiego.

Dla każdego gatunku podano informacje o trendzie liczebności w latach 1991-2016 w skali całego Bałtyku oraz dwóch wyżej wymienionych basenów (tabela 2.1.21). Wyniki dla poszczególnych gatunków znajdują się w tabeli 2.1.22 oraz na wykresach rys. 2.1.10 – rys. 2.1.31.

Oceny dokonano dla 5 grup funkcyjnych, a wyniki jak i ostateczną ocenę dobrego stanu dla POM przedstawiono w tabeli 2.1.23.

Tabela 2.1.21. Trendy zmian liczebności ptaków zimujących na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Gotlandzkim w latach 1991-2016.

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
		Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
birginiak <i>Polysticta stelleri*</i>	<i>benthic</i>	0,9222	0,0104	↓↓						
gągoł <i>Bucephala clangula</i>	<i>benthic</i>	1,0203	0,0014	↑	1,0099	0,0025	↑	1,0366	0,0032	↑
głowienka <i>Aythya ferina</i>	<i>benthic</i>	0,9729	0,0031	↓	0,9687	0,0050	↓	0,9696	0,0135	↓
czernica <i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>	0,9958	0,0028	→	1,0043	0,0059	→	1,0120	0,0054	↑
ogorzałka <i>Aythya marila*</i>	<i>benthic</i>	0,9974	0,0033	→	0,9962	0,0048	→	1,0898	0,0201	↑↑
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>	1,0005	0,0011	→	1,0104	0,0018	↑	1,0223	0,0028	↑
łabędź czarnodzioby <i>Cygnus columbianus*</i>	<i>grazing</i>	0,9745	0,0233	?	0,9088	0,0290	↓			
łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	<i>grazing</i>	1,0213	0,0026	↑	1,0104	0,0038	↑	1,0590	0,0077	↑
świstun <i>Mareca penelope*</i>	<i>grazing</i>	1,0220	0,0057	↑	1,0441	0,0070	↑			
krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	<i>grazing</i>	1,0045	0,0014	↑	1,0078	0,0038	↑	1,0321	0,0032	↑
rożeniec <i>Anas acuta</i>	<i>grazing</i>	0,9962	0,0074	→	0,9802	0,0198	?			
łyska <i>Fulica atra</i>	<i>grazing</i>	0,9678	0,0022	↓	1,0094	0,0047	↑	0,9806	0,005	↓
bielaczek <i>Mergellus albellus*</i>	<i>pelagic</i>	1,0596	0,0042	↑↑	1,0423	0,0064	↑	1,0715	0,0084	↑↑
nurogęs <i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>	0,9951	0,0016	↓	0,9919	0,0032	↓	0,9921	0,0034	↓
szlachar <i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>	0,9965	0,0019	→	0,9977	0,0033	→	1,0127	0,0048	↑
perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>	1,0319	0,0118	↑	1,0210	0,0040	↑	1,0470	0,0047	↑
kormoran <i>Phalacrocorax carbo*</i>	<i>pelagic</i>	1,0260	0,0030	↑	1,0260	0,0040	↑	1,0687	0,0157	↑
śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	<i>surface</i>	1,0397	0,0184	↑	1,0006	0,0036	-	1,0486	0,0404	?
mewa siwa	<i>surface</i>	0,9984	0,0043	→				1,0619	0,0980	?

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
		Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
<i>Larus canus</i>										
mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	surface	1,0078	0,0052	→				1,0305	0,0824	?
mewa siodłata <i>Larus marinus*</i>	surface	1,0002	0,0061	→				0,9941	0,0262	?
<hr/>										
cyraneczka <i>Anas crecca</i>	wading	0,9915	0,0119	→	1,0193	0,0098	↑			

Dla każdego gatunku podano średnie roczne tempo zmian liczebności (**Trend**) oraz błąd standardowy (**SE**). Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Gatunki oznaczone \* były modelowane bez wpływu temperatury. Kategoria trendu liczebności (**Kat**): ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, → – stabilny, ↓↓ – silny spadek, ↓ – umiarkowany spadek, ? – nieokreślony. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

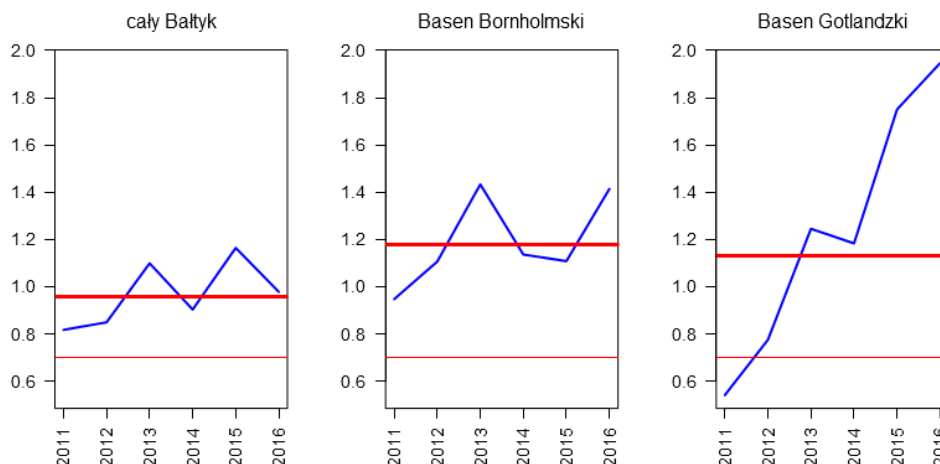
Tabela 2.1.22. Średnie wartości wskaźnika liczebności w latach 2011-2016 dla 22 zimujących gatunków ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim.

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik dla lat 2011-2016		
		Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
birginiak <i>Polysticta stelleri</i>	benthic	0,223		
gągoł <i>Bucephala clangula</i>	benthic	1,418	1,064	1,867
głowienka <i>Aythya ferina</i>	benthic	0,553	0,519	0,295
czernica <i>Aythya fuligula</i>	benthic	0,906	1,05	1,083
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	benthic	0,865	0,837	1,279
łyśka <i>Fulica atra</i>	grazing	0,575	0,825	0,431
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	grazing	0,96	1,178	1,132
łabędź czarnodzioby <i>Cygnus columbianus</i>	grazing	0,471	0,537	
łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	grazing	1,209	1,112	2,199
świstun <i>Mareca penelope</i>	grazing	1,186	1,61	
krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	grazing	1,075	1,131	1,778
rożeniec <i>Anas acuta</i>	grazing	0,738	1,103	
bielaczek <i>Mergellus albellus</i>	pelagic	2,746	1,747	3,437
nurogęs <i>Mergus merganser</i>	pelagic	0,959	0,804	0,919
szlachar <i>Mergus serrator</i>	pelagic	0,978	0,914	1,075
perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	pelagic	1,156	1,165	1,869
kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	pelagic	1,389	1,431	1,791
śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	surface	2,209		4,945
mewa siwa <i>Larus canus</i>	surface	0,799		0,674
mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	surface	1,048		1,124
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	surface	0,891	0,781	0,727
cyraneczka <i>Anas crecca</i>	wading	1,479	1,296	

Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość  $\geq 0,7$ ), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

### Łabędź niemy *Cygnus olor*

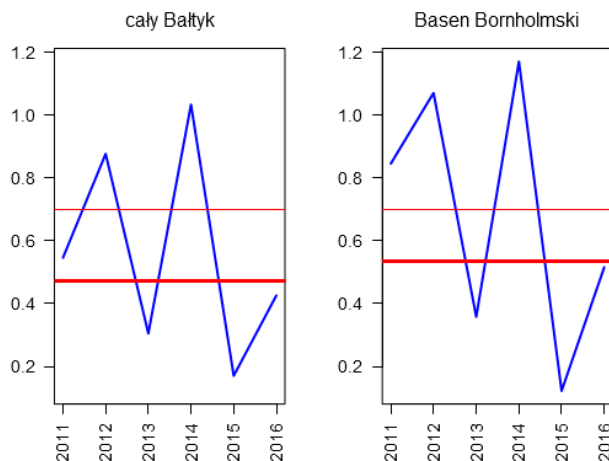
Łabędź niemy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,96), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,178) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,132).



Rys. 2.1.10. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Łabędź czarnodzioby *Cygnus columbianus*

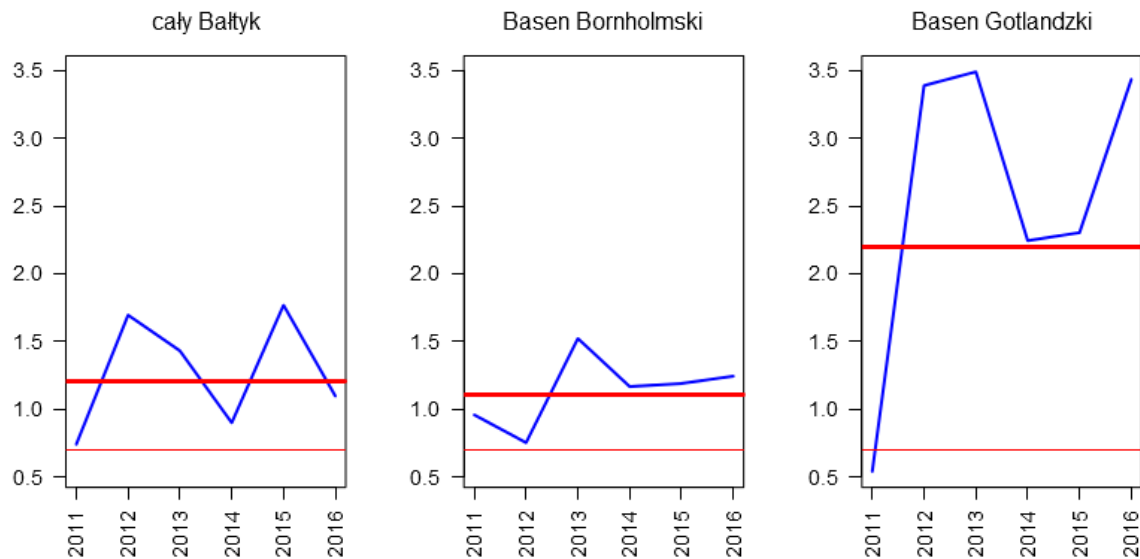
Łabędź czarnodzioby w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,471), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,537). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.11. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia czarnodziobego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku i Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Łabędź krzykliwy *Cygnus cygnus*

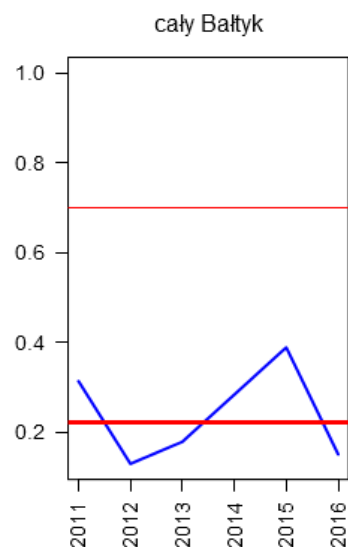
Łabędź krzykliwy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,209), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,112) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,199).



Rys. 2.1.12. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia krzykliwego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### **Birginiak *Polysticta stelleri***

Liczebność birginiaka w skali całego Morza Bałtyckiego w latach 2011-2016 znajdowała się poniżej granicy określającej dobry stan środowiska (GES) (wartość wskaźnika 0,223). Gatunek nie był oceniany w mniejszej skali przestrzennej ze względu na zbyt niską liczebność.

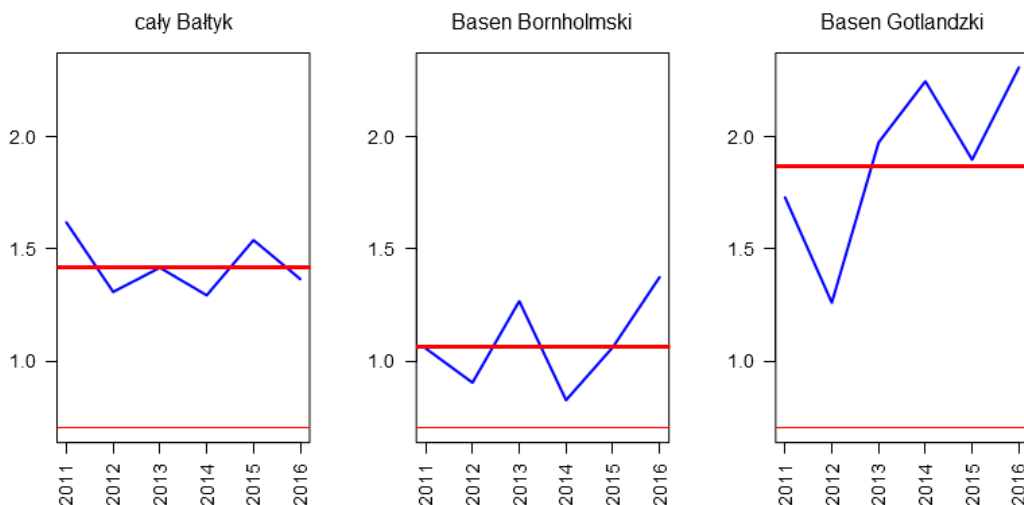


Rys. 2.1.13. Roczne wskaźniki liczebności birginiaka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,223; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).



**Gągoł *Bucephala clangula***

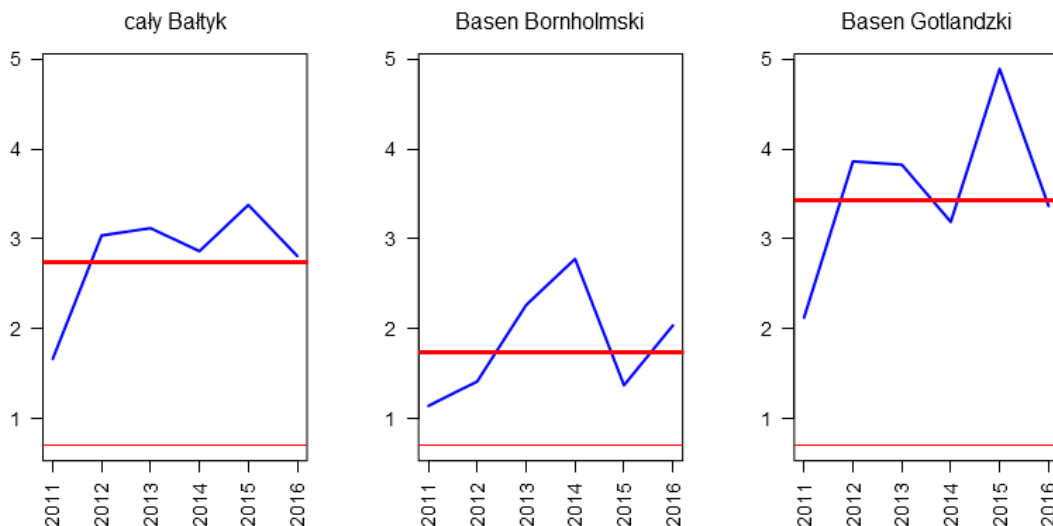
Gągoł w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,418), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,064) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,867).



Rys. 2.1.14. Roczne wskaźniki liczebności gągoła (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Bielaczek *Mergellus albellus***

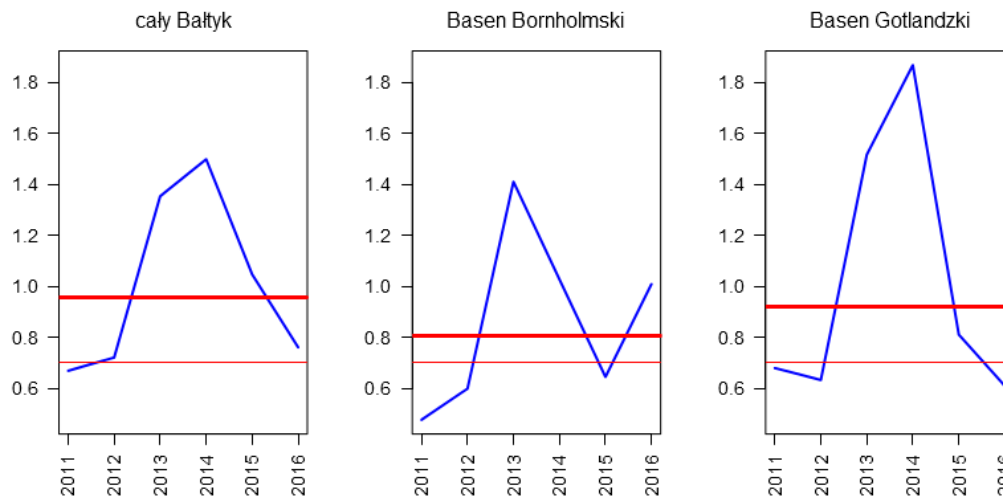
Bielaczek w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,746) jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,747) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 3,437).



Rys. 2.1.15. Roczne wskaźniki liczebności bielaczka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Nurogęś *Mergus merganser***

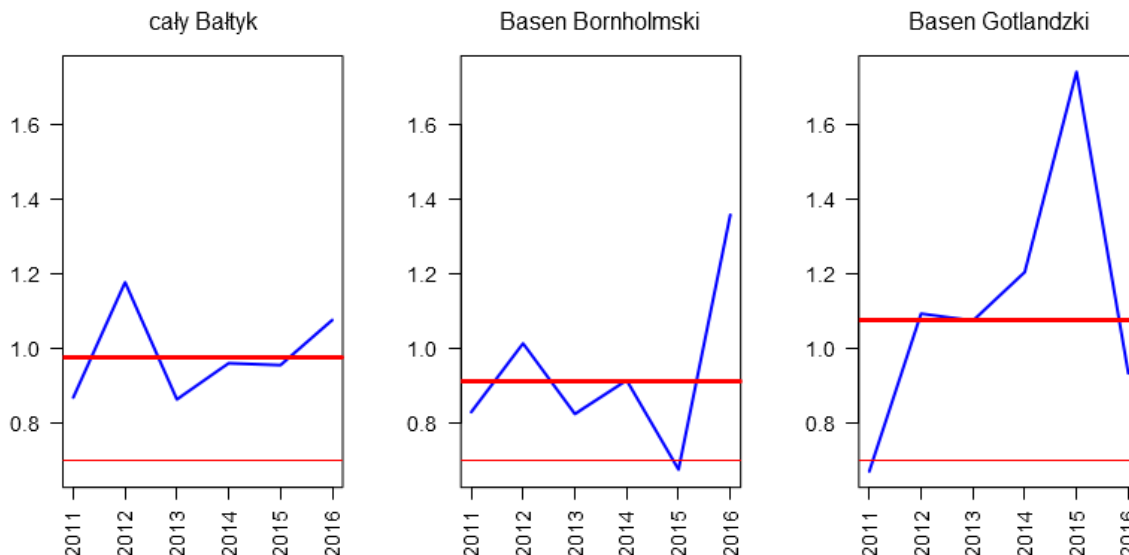
Nurogęś w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,959), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,804) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,919).



Rys. 2.1.16. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Szlachar *Mergus serrator***

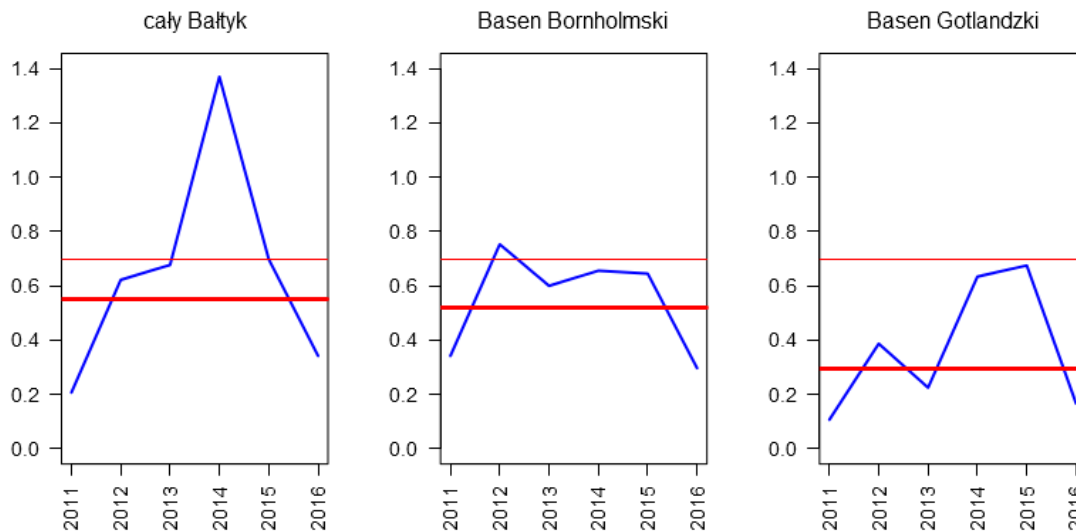
Szlachar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,978), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,914) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,075).



Rys. 2.1.17. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Głowienka *Aythya ferina***

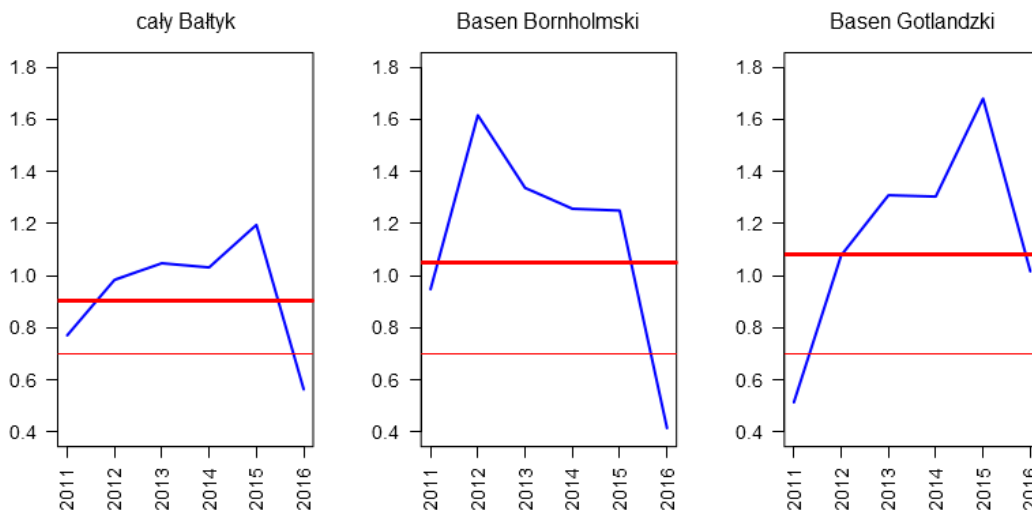
Wskaźnik liczebności głowienki w sezonie zimowym w latach 2011-2016 znajdował się poniżej poziomu wyznaczonego jako dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,553), jak i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,519) oraz Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,295).



Rys. 2.1.18. Roczne wskaźniki liczebności głowienki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Czernica *Aythya fuligula***

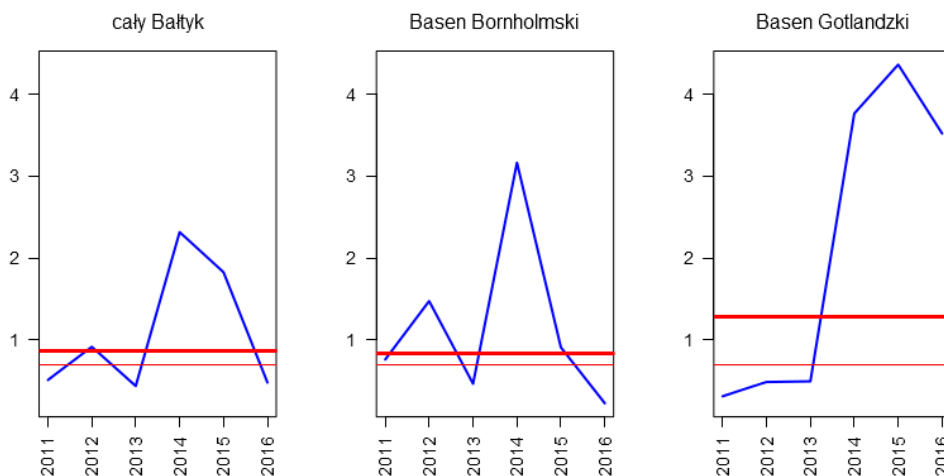
Czernica w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,906), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,05) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,083).



Rys. 2.1.19. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Ogorzałka *Aythya marila***

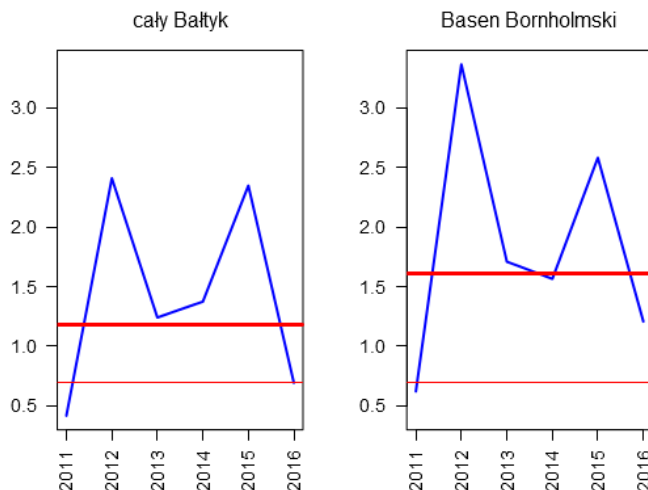
Ogorzałka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,865), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,837) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,279).



Rys. 2.1.20. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Świstun *Mareca penelope***

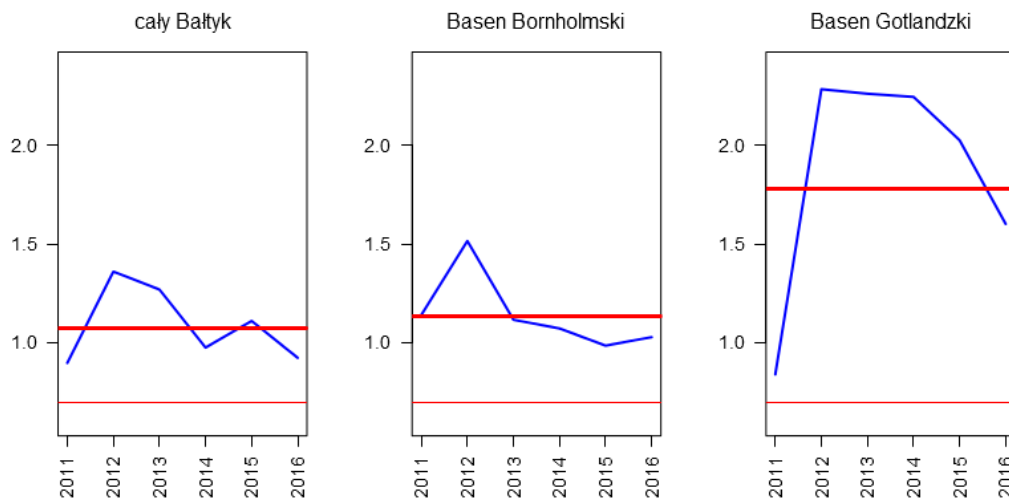
Świstun w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,186), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,61). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.21. Roczne wskaźniki liczebności świstuna (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Krzyżówka *Anas platyrhynchos***

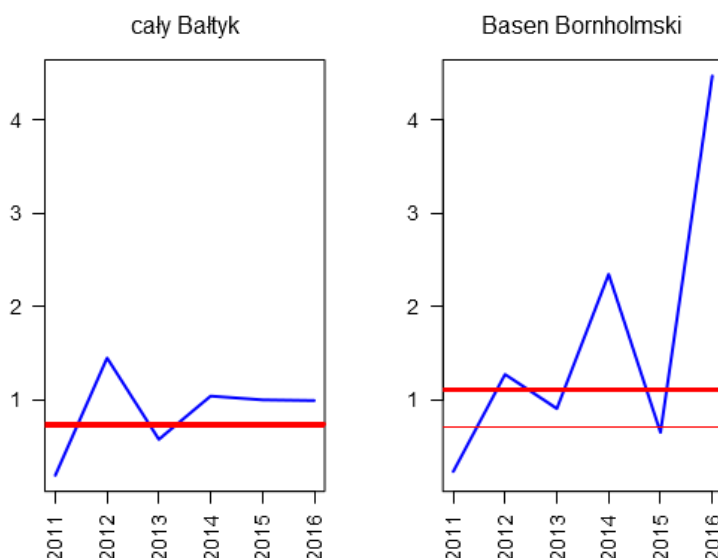
Krzyżówka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,075), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,131) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,778).



Rys. 2.1.22. Roczne wskaźniki liczebności krzyżówki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Rożeniec *Anas acuta***

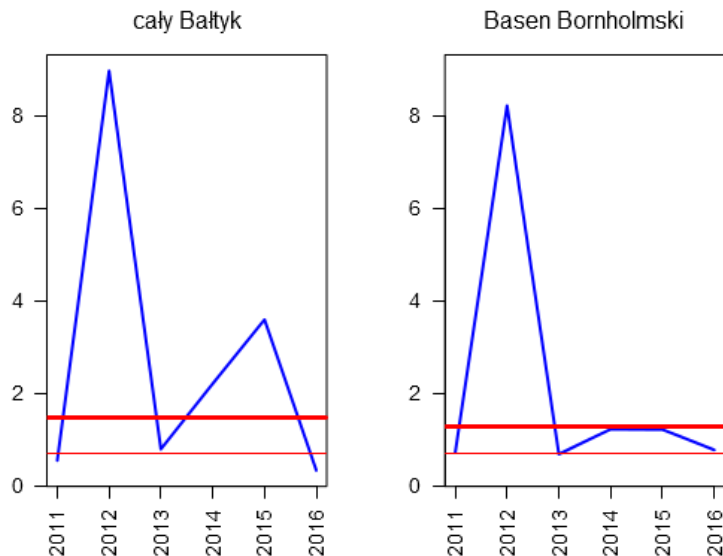
Rożeniec w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,738), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,103). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.23. Roczne wskaźniki liczebności rożeńca (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

### Cyraneczka *Anas crecca*

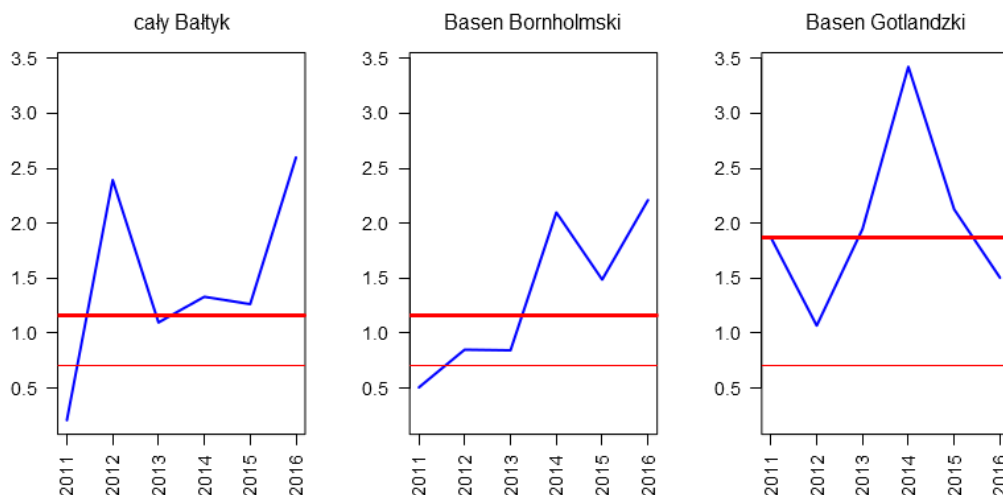
Cyraneczka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,479), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,296). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.24. Roczne wskaźniki liczebności cyraneczki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

### Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

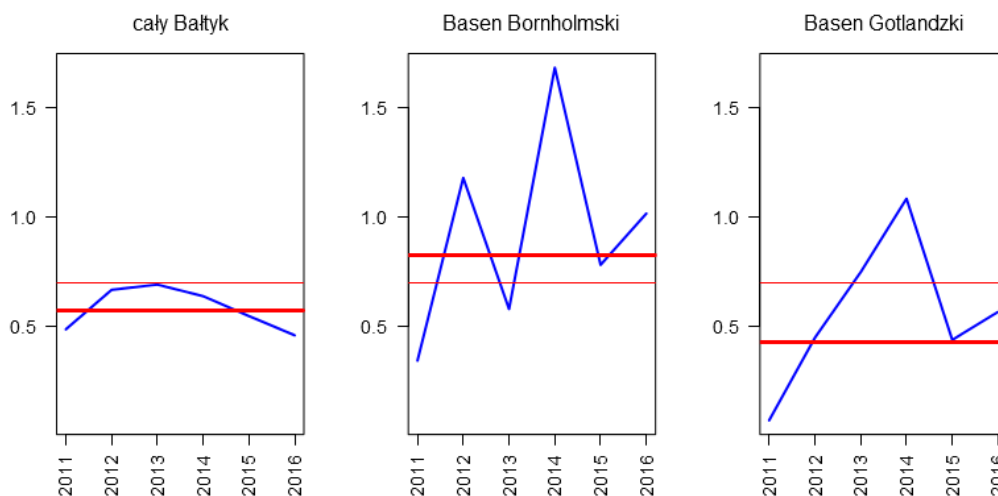
Perkoz dwuczuby w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,156), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,165) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,869).



Rys. 2.1.25. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

**Łyska *Fulica atra***

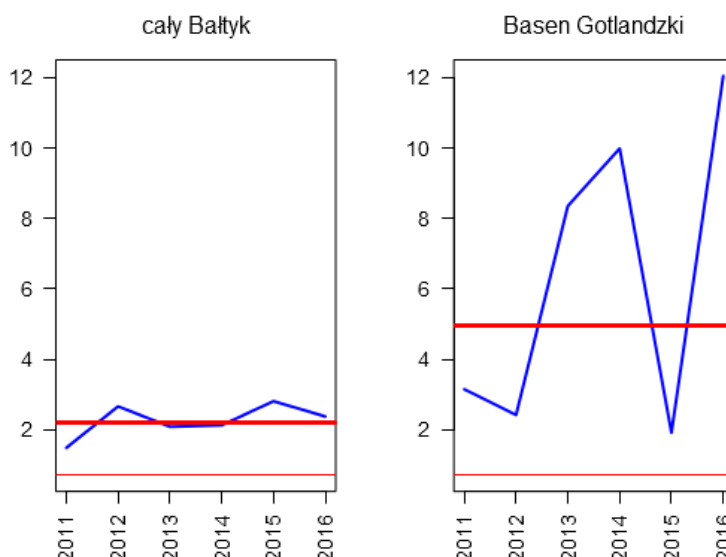
W latach 2011-2016 łyska osiągnęła dobry stan środowiska (GES) tylko w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,825). Wartości wskaźnika w skali całego Morza Bałtyckiego (0,575) oraz Basenu Gotlandzkiego (0,431) znajdowały się poniżej progu GES.



Rys. 2.1.26. Roczne wskaźniki liczebności łyski (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Śmieszka *Chroicocephalus ridibundus***

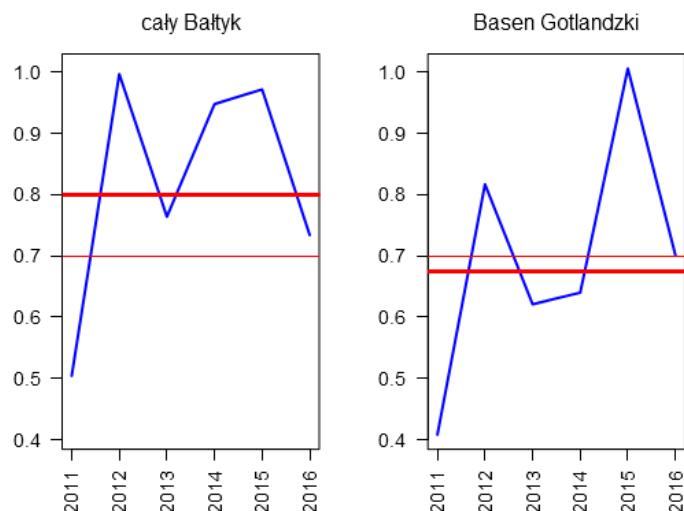
Śmieszka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,209), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 4,945). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.27. Roczne wskaźniki liczebności śmieszki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Mewa siwa *Larus canus*

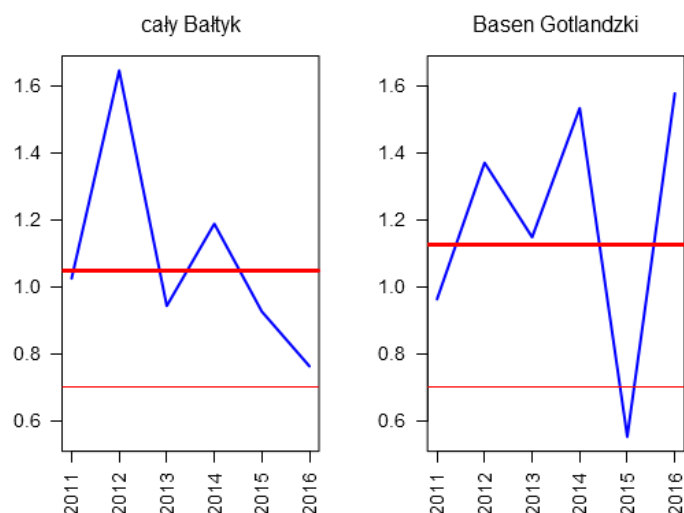
W latach 2011-2016 mewa siwa osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,799). W obrębie Basenu Gotlandzkiego liczebność mewy siwej znajdowała się poniżej granicy GES (wartość wskaźnika 0,674). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.



Rys. 2.1.28. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

Mewa srebrzysta w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,048), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,124). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność.

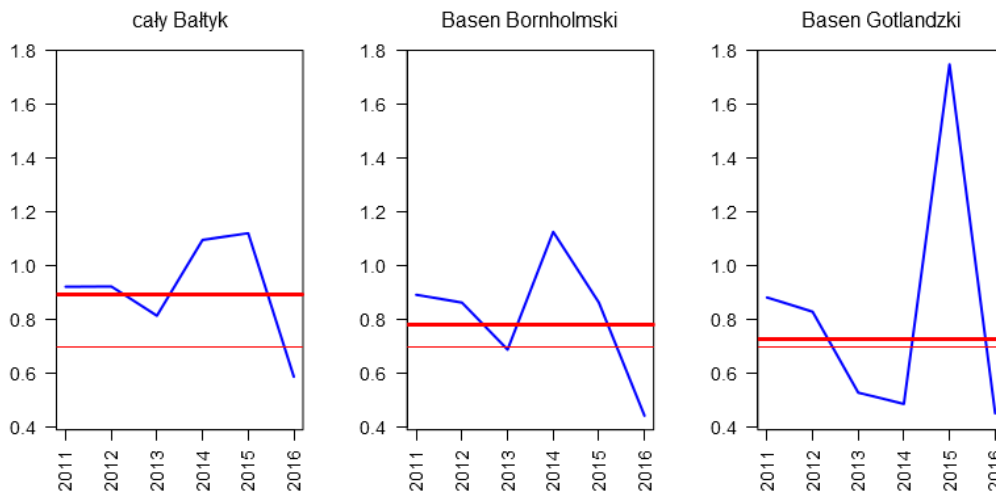


Rys. 2.1.29. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).



**Mewa siodłata *Larus marinus***

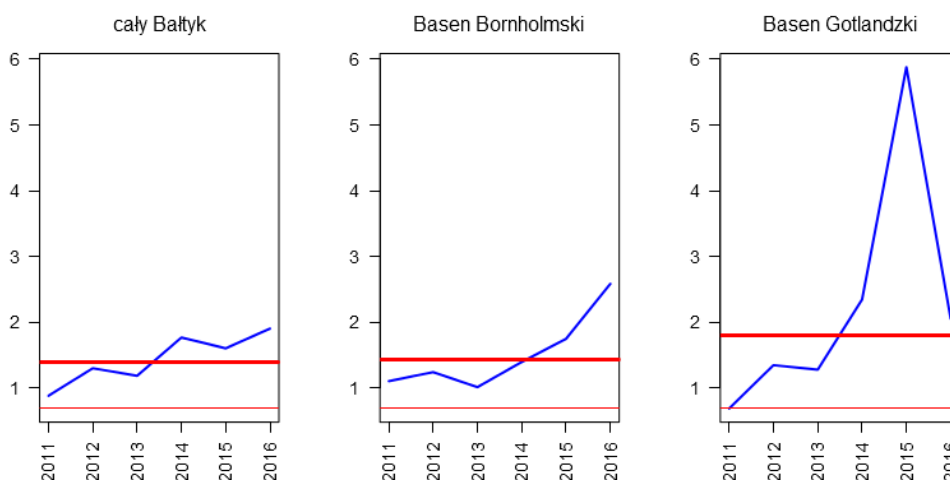
Mewa siodłata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,891), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,781) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,727).



Rys. 2.1.30. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Kormoran *Phalacrocorax carbo***

Kormoran w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,389), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,431) oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,791).



Rys. 2.1.31. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

W obrębie Basenu Bornholmskiego dobry stan środowiska osiągnęło 16 z 18 gatunków tam występujących (89%). W Basenie Gotlandzkim dobry stan uzyskało 14 z 17 gatunków (82%).

Oznacza to, że wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych w obu badanych basenach obejmujących polskie wody morskie osiągnął dobry stan (GES, wartość progowa to 75%; tabela 2.1.23). Podobnej analizy dokonano również dla każdej z 5 grup funkcyjnych. W obu badanych basenach wskaźniki dla grup funkcyjnych osiągnęły dobry stan (tabela 2.1.23).

W skali całego Morza Bałtyckiego badany wskaźnik również uzyskał dobry stan środowiska (GES), gdyż 18 z 22 badanych gatunków znajdowało się w dobrym stanie (82%). Ptaki brodzące (*wading feeders*), zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*) i gatunki pelagiczne (*pelagic feeders*) osiągnęły dobry stan, natomiast gatunki bentosowe (*benthic feeders*) i roślinożerne (*grazing feeders*) znalazły się poniżej wyznaczonej granicy dobrego stanu środowiska (tabela 2.1.23).

Tabela 2.1.23. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków zimujących w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych: na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim.

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,82	0,89	0,82
<i>benthic feeders</i>	0,60	0,75	0,75
<i>grazing feeders</i>	0,71	0,86	0,75
<i>pelagic feeders</i>	1,00	1,00	1,00
<i>surface feeders</i>	1,00	1,00	0,75
<i>wading feeders</i>	1,00	1,00	

Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość  $\geq 0,75$ ), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.

### Ocena ptaków lęgowych w latach 2011-2016

Ocenę dobrego stanu przeprowadzono dla 30 gatunków wchodzących w skład wskaźnika liczebności lęgowych ptaków wodnych w obrębie dwóch obszarów – Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego – w których znajdują się polskie wody morskie oraz dodatkowo w obrębie całego Morza Bałtyckiego. Oceny dokonano również dla 5 grup funkcyjnych.

Dla każdego gatunku podano informacje o trendzie liczebności w latach 1991-2016 w skali całego Bałtyku oraz dwóch wyżej wymienionych basenów (tabela 2.1.24).

Wyniki dla poszczególnych gatunków znajdują się w tabeli 2.1.25 oraz na wykresach rys. 2.1.32-rys. 2.1.61.

Tabela 2.1.24. Trendy zmian liczebności ptaków lęgowych na całym Bałtyku oraz w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim w latach 1991-2016. (źródło danych PMS, HELCOM).

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
		Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
edredon <i>Somateria mollissima</i>	<i>benthic</i>	0.8963	0.0031	↓	1.0185	0.009	↑	0.9285	0.0026	↓
uhla <i>Melanitta fusca</i>	<i>benthic</i>	0.9639	0.0045	↓				0.963	0.0031	↓
czernica <i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>	<b>1.0173</b>	<b>0.0036</b>	↑	<b>0.9745</b>	<b>0.0113</b>	↓	<b>1.0072</b>	<b>0.0029</b>	↑
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	<i>benthic</i>							0.9617	0.044	?
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>	<b>1.036</b>	<b>0.0023</b>	↑	<b>0.9893</b>	<b>0.0035</b>	↓	<b>1.0124</b>	<b>0.0017</b>	↓
bernikla białolica <i>Branta leucopsis</i>	<i>grazing</i>	0.9453	0.01	↓						
gęgawa <i>Anser anser</i>	<i>grazing</i>	<b>0.9888</b>	<b>0.0029</b>	↓	<b>1.0447</b>	<b>0.0079</b>	↑	<b>1.0124</b>	<b>0.0026</b>	↑
nurogeś <i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>	<b>0.9889</b>	<b>0.0044</b>	↓	<b>1.0647</b>	<b>0.0179</b>	↑	<b>0.9939</b>	<b>0.0021</b>	↓

Gatunek	Grupa	Cały Bałtyk			Basen Bornholmski			Basen Gotlandzki		
		Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat	Trend	SE	Kat
szlachar <i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>	1.0159	0.0031	↑	0.9635	0.0045	↓	1.0085	0.0048	→
<b>perkoz dwuczuby</b> <i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>	<b>1.0697</b>	<b>0.01</b>	↑	<b>1.0368</b>	<b>0.0121</b>	↑	<b>1.0576</b>	<b>0.007</b>	↑
nurnik <i>Cephus grylle</i>	<i>pelagic</i>	0.9348	0.0202	↓				1.0432	0.0094	↑
nurzyk <i>Uria aalge</i>	<i>pelagic</i>	1.05	0.0128	↑	0.9035	0.329	?	1.0359	0.0127	↑
alka <i>Alca torda</i>	<i>pelagic</i>	1.0597	0.0051	↑	0.9744	0.0464	?	1.0085	0.0037	↑
<b>kormoran</b> <i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>pelagic</i>	<b>1.0531</b>	<b>0.0129</b>	↑	<b>1.0108</b>	<b>0.0067</b>	→	<b>1.0019</b>	<b>0.0035</b>	→
wyrzyk ostrosterny <i>Stercorarius parasiticus</i>	<i>surface</i>							1.011	0.0093	→
<b>mewa siwa</b> <i>Larus canus</i>	<i>surface</i>	<b>1.0011</b>	<b>0.0025</b>	→	<b>0.955</b>	<b>0.0033</b>	↓	<b>0.9846</b>	<b>0.0034</b>	↓
mewa żółtonoga <i>Larus fuscus</i>	<i>surface</i>	0.9014	0.0136	↓↓	1.0952	0.0175	↑↑	1.0028	0.0113	→
<b>mewa srebrzysta</b> <i>Larus argentatus</i>	<i>surface</i>	<b>0.9439</b>	<b>0.0026</b>	↓↓	<b>1.0055</b>	<b>0.0031</b>	→	<b>0.9988</b>	<b>0.0032</b>	→
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	<i>surface</i>	0.9352	0.0021	↓↓	1.0548	0.0177	↑	0.9439	0.0018	↓↓
rybitwa wielkodzioba <i>Hydroprogne caspia</i>	<i>surface</i>	1.0076	0.009	→	0.9037	0.0291	↓	1.0099	0.0074	→
<b>rybitwa czubata</b> <i>Thalasseus sandvicensis</i>	<i>surface</i>				<b>0.9652</b>	<b>0.0175</b>	?	<b>1.016</b>	<b>0.0071</b>	↑
<b>rybitwa rzeczna</b> <i>Sterna hirundo</i>	<i>surface</i>	<b>1.0628</b>	<b>0.0061</b>	↑	<b>0.9772</b>	<b>0.0052</b>	↓	<b>1.0614</b>	<b>0.0263</b>	↑
rybitwa popielata <i>Sterna paradisaea</i>	<i>surface</i>	1.0503	0.0042	↑	0.9407	0.0068	↓	1.0338	0.0057	↑
<b>rybitwa białoczelna</b> <i>Sternula albifrons</i>	<i>surface</i>	<b>1.0154</b>	<b>0.0111</b>	→	<b>0.9921</b>	<b>0.0064</b>	→	<b>0.9954</b>	<b>0.0036</b>	→
<b>ohar</b> <i>Tadorna tadorna</i>	<i>wading</i>	<b>0.962</b>	<b>0.0054</b>	↓	<b>1.0003</b>	<b>0.0045</b>	→	<b>0.9976</b>	<b>0.0027</b>	→
<b>ostrzygojad</b> <i>Haematopus ostralegus</i>	<i>wading</i>	<b>0.9979</b>	<b>0.0019</b>	→	<b>0.982</b>	<b>0.0033</b>	↓	<b>1.0148</b>	<b>0.003</b>	↑
szablodziób <i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>wading</i>	0.9596	0.0167	↓	0.9805	0.006	↓	0.979	0.0031	↓
<b>sieweczka obroźna</b> <i>Charadrius hiaticula</i>	<i>wading</i>	<b>1.0166</b>	<b>0.0036</b>	↑	<b>0.9799</b>	<b>0.0041</b>	↓	<b>1.0019</b>	<b>0.01</b>	→
kamusznik <i>Arenaria interpres</i>	<i>wading</i>	0.9374	0.0051	↓↓				0.9452	0.0031	↓
biegus zmienny <i>Calidris alpina</i>	<i>wading</i>	0.9116	0.0274	↓↓	0.8806	0.0117	↓↓	0.9072	0.0077	↓↓

Dla każdego gatunku podano średnie roczne tempo zmian liczebności (**Trend**) oraz błąd standardowy (**SE**). Pogrubiono gatunki regularnie gniazdujące w Polsce w badanym okresie. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Kategoria trendu liczebności (**Kat**): ↑↑ – silny wzrost, ↑ – umiarkowany wzrost, → – stabilny, ↓↓ – silny spadek, ↓ – umiarkowany spadek, ? – nieokreślony. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21.

Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

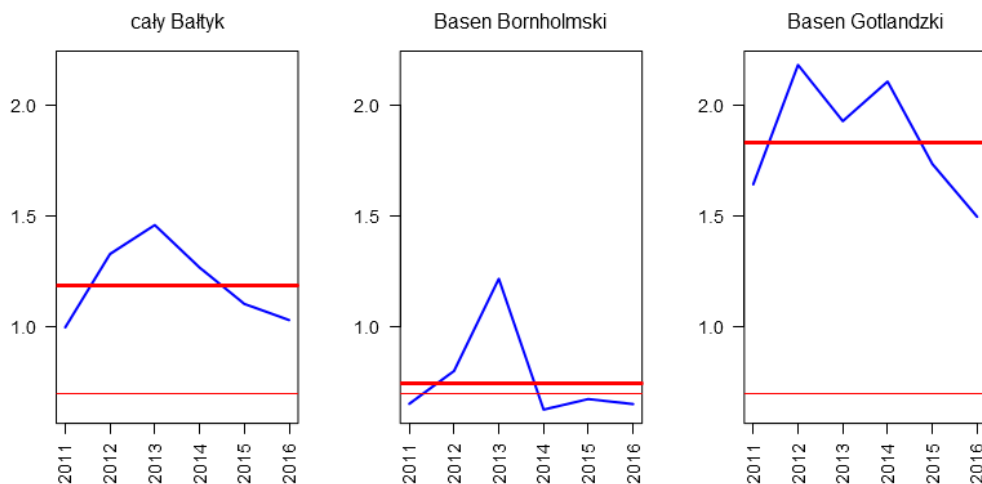
Tabela 2.1.25. Średnie wartości wskaźników liczebności w latach 2011-2016 służące ocenie dobrego stanu dla 30 gatunków lęgowych ptaków na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMS, HELCOM).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik dla lat 2011-2016		
		Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
edredon <i>Somateria mollissima</i>	benthic	0,973	1,442	0,131
uhla <i>Melanitta fusca</i>	benthic	0,521		0,495
<b>czernica <i>Aythya fuligula</i></b>	<b>benthic</b>	<b>1,214</b>	<b>0,598</b>	<b>1,438</b>
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	benthic	1,159		
<b>łabędź niemy <i>Cygnus olor</i></b>	<b>grazing</b>	<b>1,188</b>	<b>0,749</b>	<b>1,834</b>
bernikla białolica <i>Branta leucopsis</i>	grazing			0,315
<b>gęgawa <i>Anser anser</i></b>	<b>grazing</b>	<b>1,219</b>	<b>2,1</b>	<b>0,843</b>
<b>nurogęś <i>Mergus merganser</i></b>	<b>pelagic</b>	<b>0,858</b>	<b>1,875</b>	<b>0,852</b>
szlachar <i>Mergus serrator</i>	pelagic	0,973	0,522	1,309
<b>perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i></b>	<b>pelagic</b>	<b>2,759</b>	<b>1,791</b>	<b>3,067</b>
nurnik <i>Cephus grylle</i>	pelagic	2,063		0,284
nurzyk <i>Uria aalge</i>	pelagic	1,721	0,088	2,306
alka <i>Alca torda</i>	pelagic	1,143	0,465	2,442
<b>kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i></b>	<b>pelagic</b>	<b>0,977</b>	<b>1,154</b>	<b>2,05</b>
wyrzyk ostrosterny <i>Stercorarius parasiticus</i>	surface	1,188		
<b>mewa siwa <i>Larus canus</i></b>	<b>surface</b>	<b>0,752</b>	<b>0,423</b>	<b>1,049</b>
mewa żółtonoga <i>Larus fuscus</i>	surface	0,973	4,401	0,141
<b>mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i></b>	<b>surface</b>	<b>0,948</b>	<b>1,097</b>	<b>0,351</b>
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	surface	0,327	1,669	0,273
rybitwa wielkodzioba <i>Hydroprogne caspia</i>	surface	1,176	0,124	1,186
<b>rybitwa czubata <i>Thalasseus sandvicensis</i></b>	<b>surface</b>	<b>1,445</b>	<b>0,486</b>	
<b>rybitwa rzeczna <i>Sterna hirundo</i></b>	<b>surface</b>	<b>2,919</b>	<b>0,69</b>	<b>3,298</b>
rybitwa popielata <i>Sterna paradisaea</i>	surface	1,894	0,307	2,62
<b>rybitwa białoczelna <i>Sternula albifrons</i></b>	<b>surface</b>	<b>0,951</b>	<b>0,878</b>	<b>1,242</b>
<b>ohar <i>Tadorna tadorna</i></b>	<b>wading</b>	<b>0,996</b>	<b>1,033</b>	<b>0,498</b>
<b>ostrzygojad <i>Haematopus ostralegus</i></b>	<b>wading</b>	<b>1,284</b>	<b>0,719</b>	<b>0,964</b>
szablodziób <i>Recurvirostra avosetta</i>	wading	0,623	0,677	0,523
<b>sieweczka obroźna <i>Charadrius hiaticula</i></b>	<b>wading</b>	<b>1,027</b>	<b>0,699</b>	<b>1,285</b>
kamusznik <i>Arenaria interpres</i>	wading	0,377		0,31
biegus zmienny <i>Calidris alpina</i>	wading	0,151	0,092	0,093

Pogrubiono gatunki regularnie gniazdujące w Polsce w badanym okresie. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość  $\geq 0,7$ , a dla gatunków składających rocznie 1 jajo - 0,8), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.21. Gatunki w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

### **Łabędź niemy *Cygnus olor***

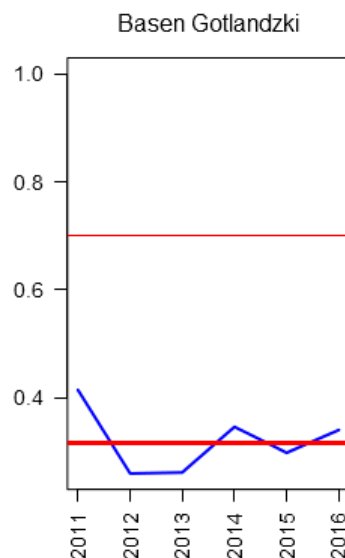
Łabędź niemy w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,188), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 0,749 oraz 1,834). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.32. Roczne wskaźniki liczebności łabędzia niemego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

### **Bernikla białolica *Branta leucopsis***

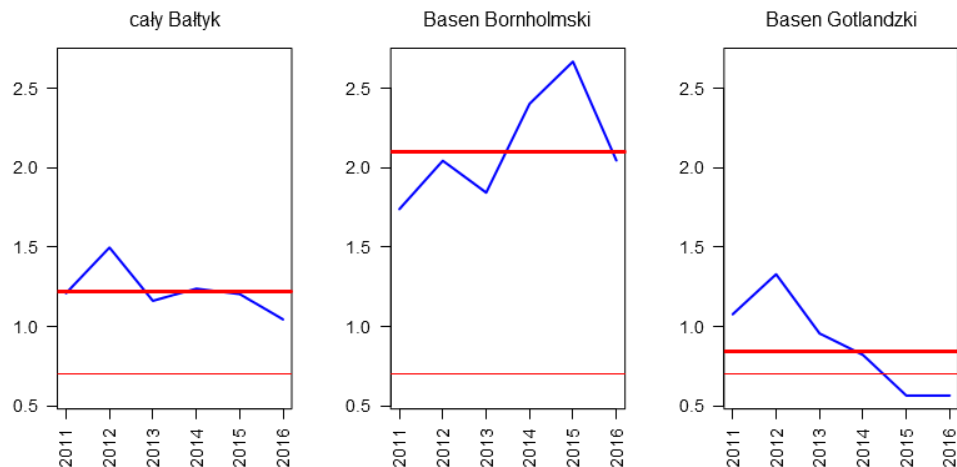
Bernikla białolica to północny gatunek gęsi, który nie odbywa lęgów w Polsce. Nad Morzem Bałtyckim jest ona lęgowa tylko na terenie Basenu Gotlandzkiego. W latach 2011-2016 nie osiągnęła tam dobrego stanu środowiska (GES), gdyż wartość wskaźnika wynosiła 0,315.



Rys. 2.1.33. Roczne wskaźniki liczebności bernikli białolicej (niebieska linia) w skali basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

### **Gęgawa *Anser anser***

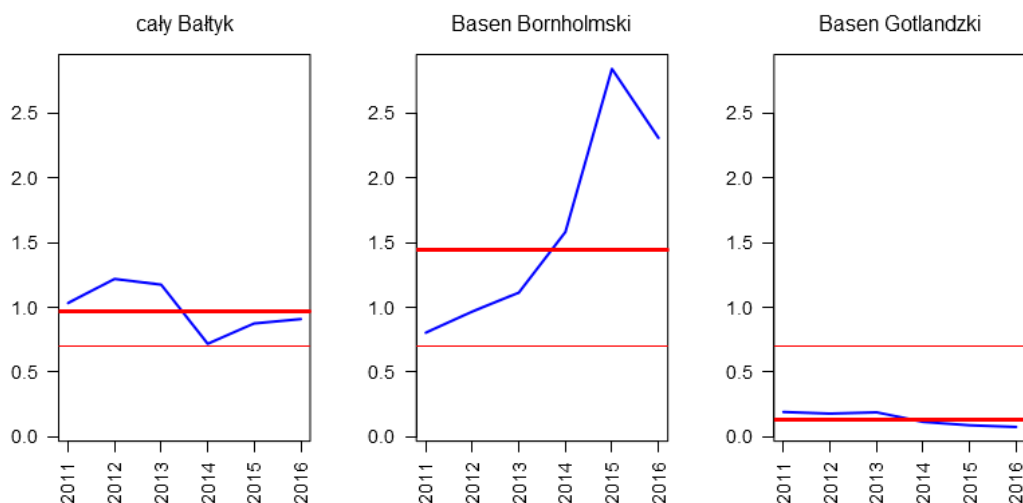
Gęgawa w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wskaźnik 1,219), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika odpowiednio 2,1 oraz 0,843). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.34. Roczne wskaźniki liczebności gęgawy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### ***Edredon Somateria molissima***

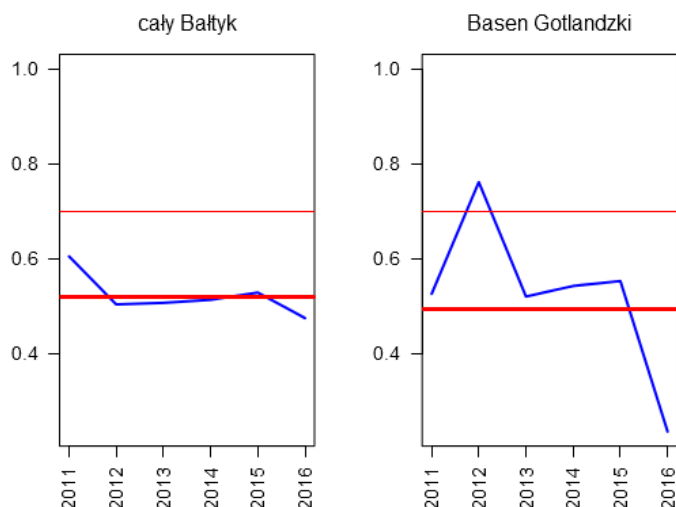
Edredon w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i w obrębie Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,442), jednak nie osiągnął GES w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wskaźnik 0,131). Lęgi tego gatunku na polskim wybrzeżu Bałtyku stwierdzane są wyjątkowo. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.35. Roczne wskaźniki liczebności edredona (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### ***Uhla Melanitta fusca***

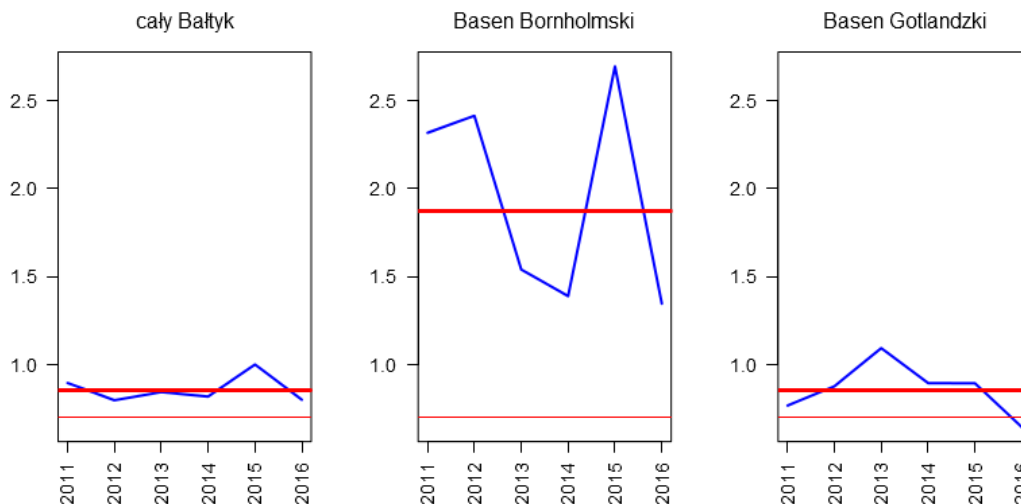
Uhla w latach 2011-2016 nie osiągnęła dobrego stanu środowiskowego (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,521), jak i w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,495). Gatunek nie odbywa lęgów w Basenie Bornholmskim oraz w Polsce. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.36. Roczne wskaźniki liczebności uhlia (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

#### Nurogęś *Mergus merganser*

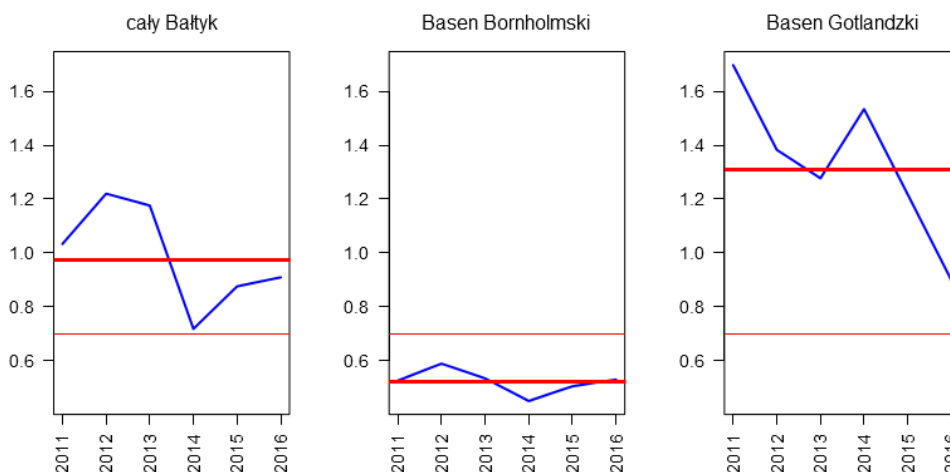
Nurogęś w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,858), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 1,875 i 0,852). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.37. Roczne wskaźniki liczebności nurogęsi (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

#### Szlachar *Mergus serrator*

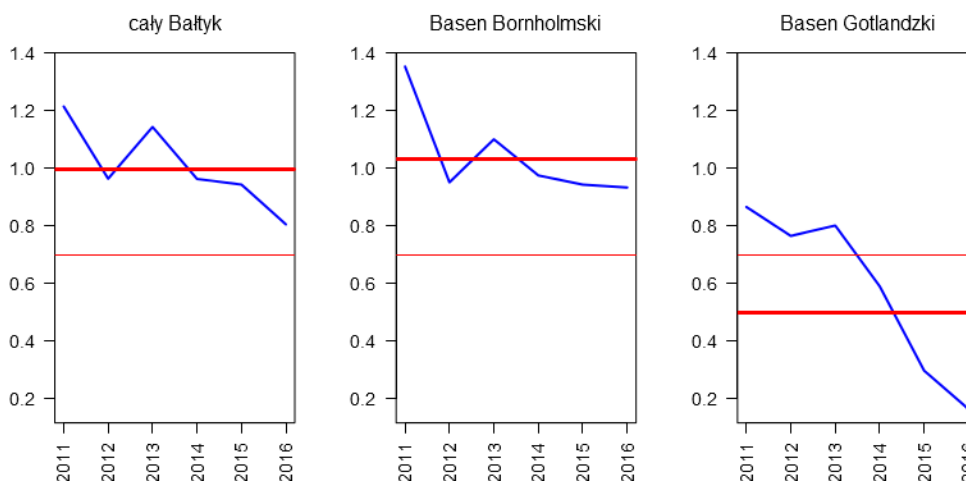
Szlachar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,309), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,522). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.38. Roczne wskaźniki liczebności szlachara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### **Ohar *Tadorna tadorna***

Ohar w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,996) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,033), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,498). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



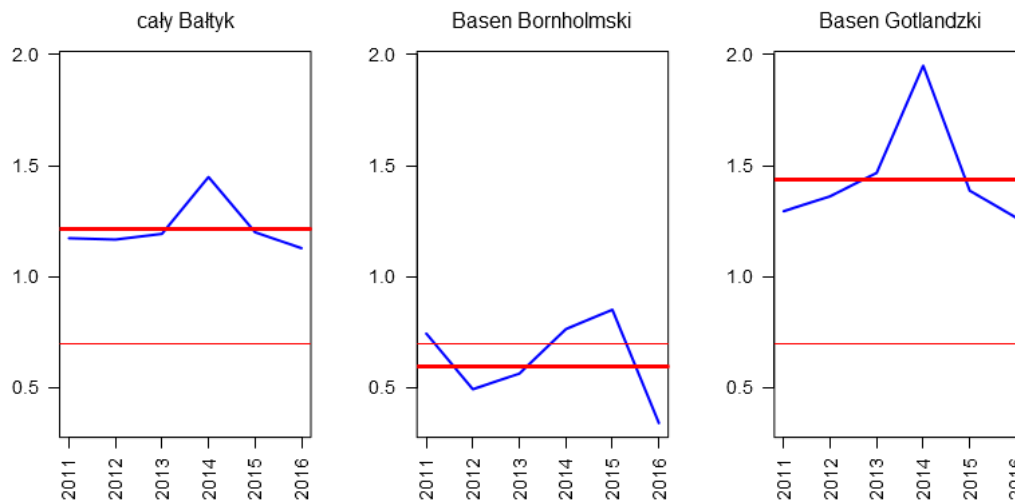
Rys. 2.1.39. Roczne wskaźniki liczebności ohara (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### **Czernica *Aythya fuligula***

Czernica w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,214) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,438), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,598). Gatunek ten



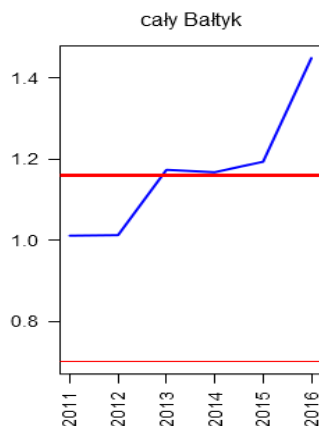
odbywa łęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji łęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.40. Roczne wskaźniki liczebności czernicy (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Ogorzałka *Aythya marila*

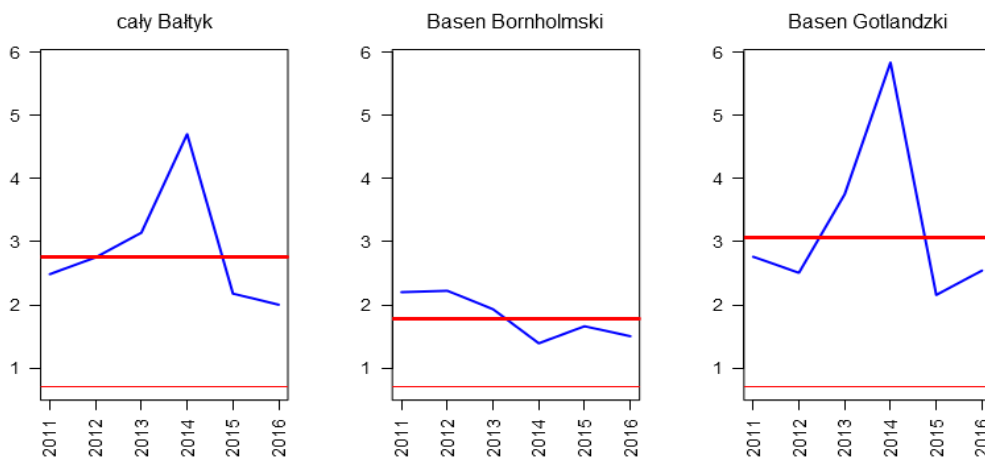
Ogorzałka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,159). Gatunek nie był oceniany w mniejszej skali przestrzennej ze względu na niewystarczającą liczebność. Gatunek ten nie odbywa łęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.41. Roczne wskaźniki liczebności ogorzałki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Perkoz dwuczuby *Podiceps cristatus*

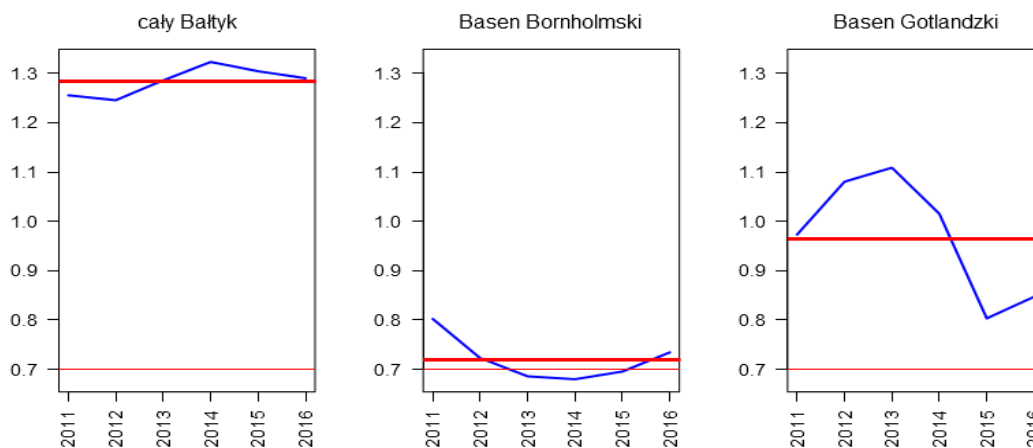
Perkoz dwuczuby w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,759), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wskaźniki odpowiednio 1,791 oraz 3,067). Gatunek ten odbywa łęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji łęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.42. Roczne wskaźniki liczebności perkoza dwuczubego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Ostrygojad *Haematopus ostralegus*

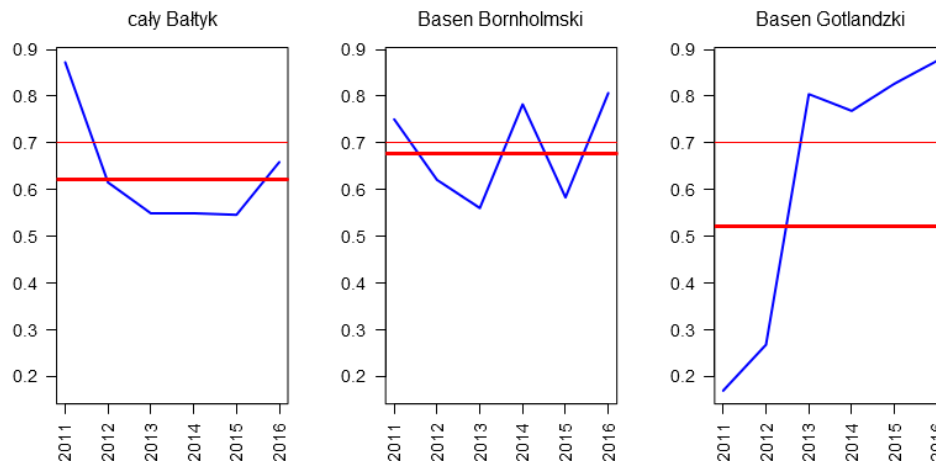
Ostrygojad w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,284), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźnika odpowiednio 0,719 oraz 0,964). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.43. Roczne wskaźniki liczebności ostrygojada (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Szablodziób *Recurvirostra avosetta*

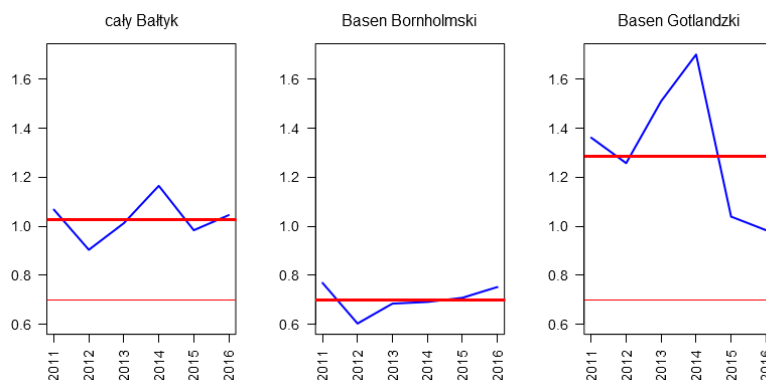
Szablodziób w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiskowego (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,623), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźnika odpowiednio 0,677 oraz 0,523). Lęgi tego gatunku stwierdzone są na polskim wybrzeżu Bałtyku wyjątkowo. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.44. Roczne wskaźniki liczebności szablodzioba (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Sieweczka obrożna *Charadrius hiaticula*

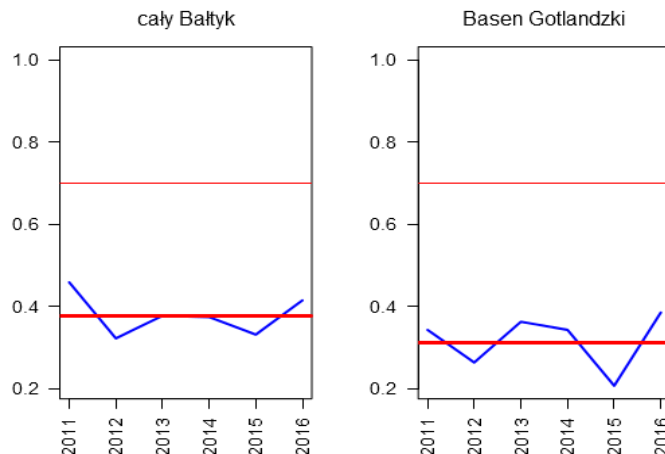
Sieweczka obrożna w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,027) i w Basenie Gotlandzkim (wartość wskaźnika 1,285), natomiast nie osiągnęła go w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,699). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.45. Roczne wskaźniki liczebności sieweczki obrożnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Kamusznik *Arenaria interpres*

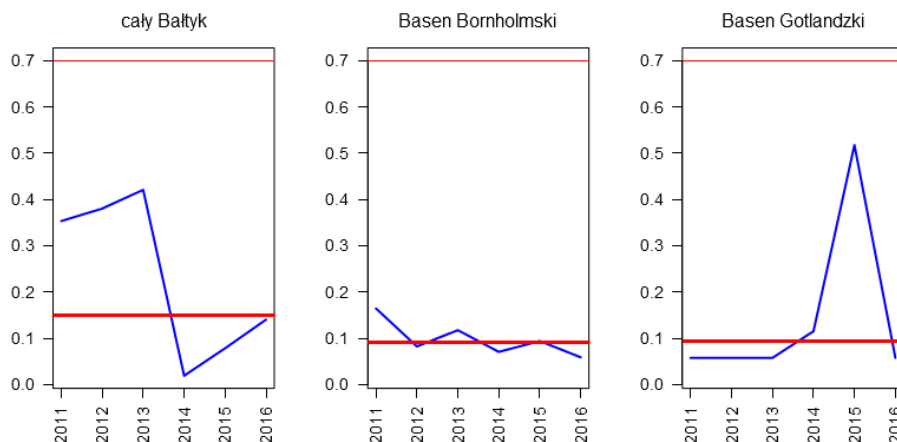
Kamusznik w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,377) oraz w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,31). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.46. Roczne wskaźniki liczebności kamusznika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Biegus zmienny *Calidris alpina*

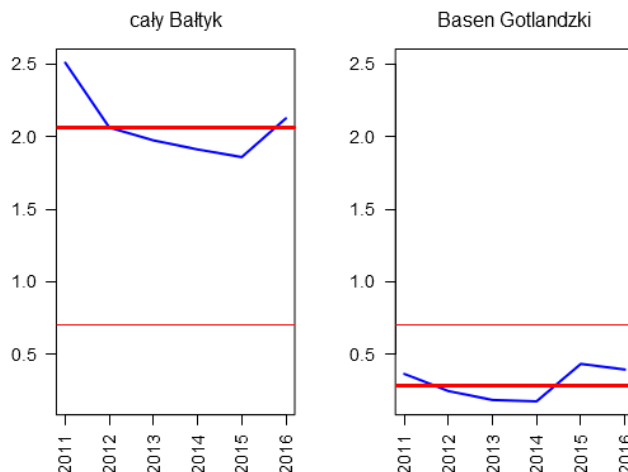
Biegus zmienny w latach 2011-2016 nie osiągnął dobrego stanu środowiska (GES) ani w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,151), ani w obrębie Basenu Bornholmskiego ani Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika odpowiednio 0,092 oraz 0,093). Obecnie gatunek ten najprawdopodobniej nie odbywa już lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku (wyniki programu MBZ). W Polsce jest objęty corocznym monitoringiem w ramach PMŚ.



Rys. 2.1.47. Roczne wskaźniki liczebności biegusa zmiennego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Nurnik *Cepphus grylle*

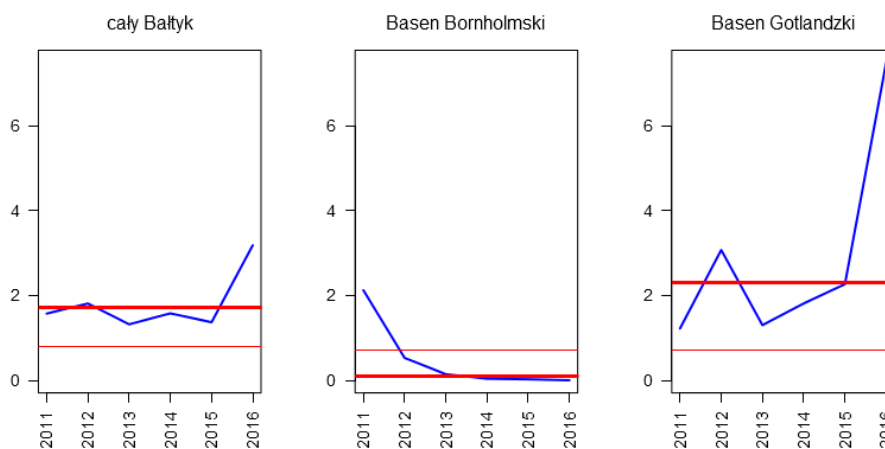
Nurnik w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,063), nie osiągnął go jednak w obrębie Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,284). Gatunek nie był oceniany w Basenie Bornholmskim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.48. Roczne wskaźniki liczebności nurnika (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Nurzyk *Uria aalge***

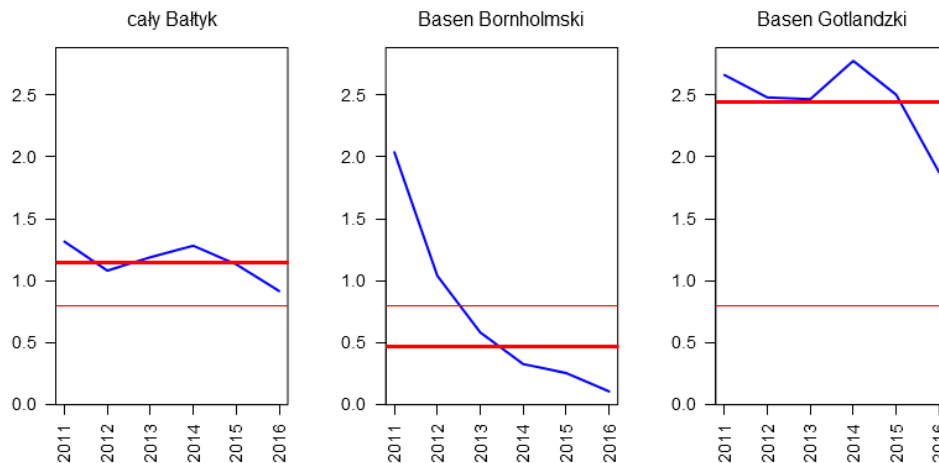
Nurzyk w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,721) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,306), nie osiągnął go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,088). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.49. Roczne wskaźniki liczebności nurzyka (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Alka *Alca torda***

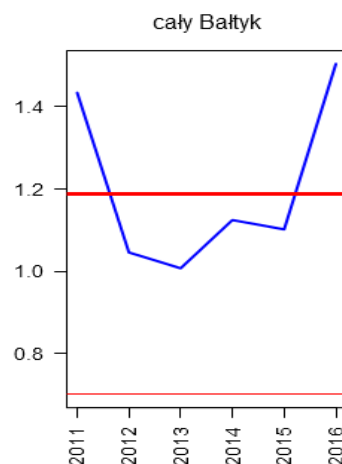
Alka w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,143) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,442), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,465). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.50. Roczne wskaźniki liczebności alki (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu (cienka czerwona linia, gatunek składający 1 jajo więc równa 0,8) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Wydrzyk ostrosterny *Stercorarius parasiticus*

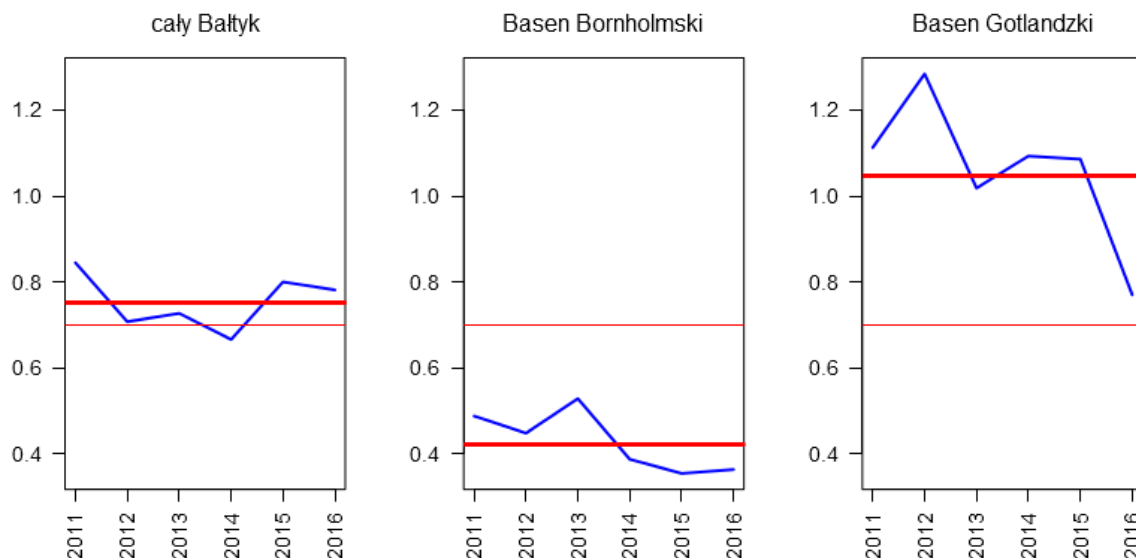
Wydrzyk ostrosterny nie odbywa lęgów w Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim, nie podlega więc tu ocenie. W latach 2011-2016 gatunek ten osiągnął dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,188).



Rys. 2.1.51. Roczne wskaźniki liczebności wydrzyka ostrosternego (niebieska linia) w skali całego Bałtyku wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Mewa siwa *Larus canus*

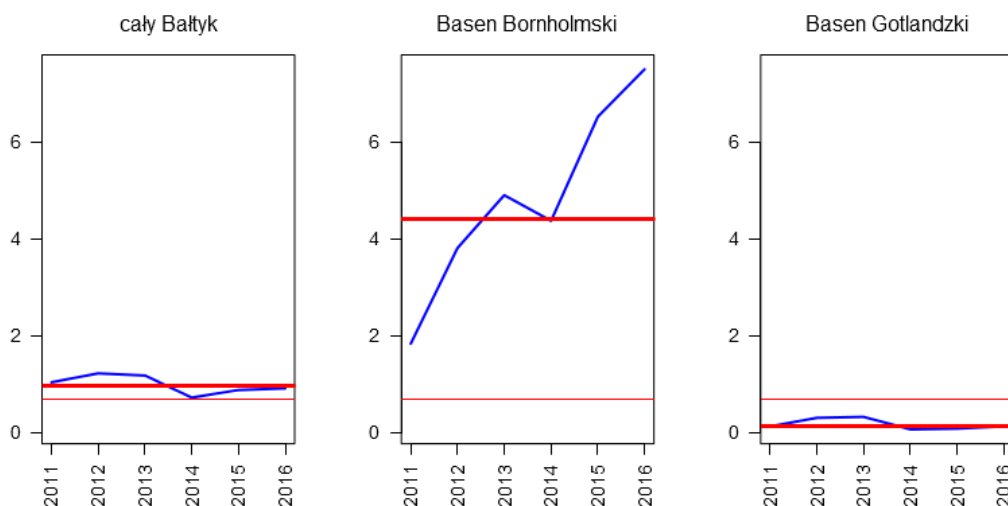
Mewa siwa w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,752) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,049), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,423). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, nie jest objęty aktualnie monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.52. Roczne wskaźniki liczebności mewy siwej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

**Mewa żółtonoga *Larus fuscus***

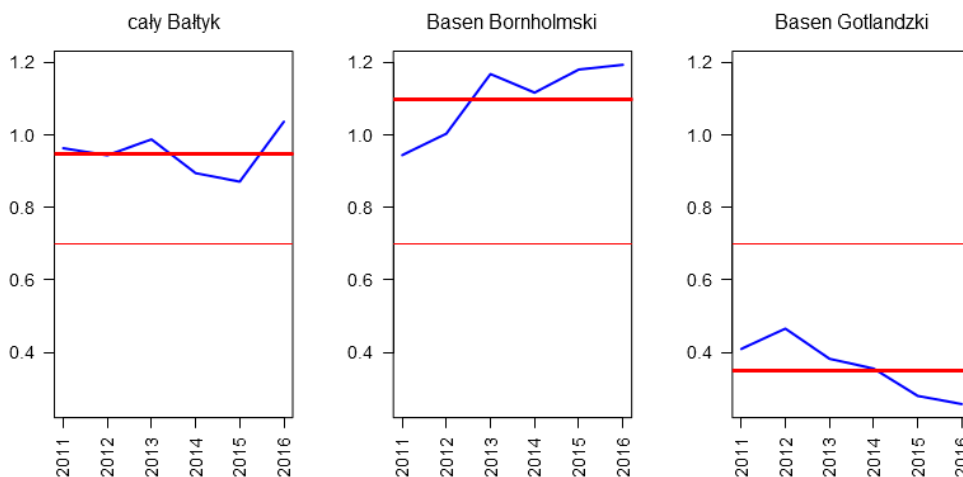
Mewa żółtonoga w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,973) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 4,401), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,141). Gatunek ten bardzo rzadko odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, i jako taki nie jest objęty monitoringiem populacji lęgowej. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.53. Roczne wskaźniki liczebności mewy żółtonogiej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Mewa srebrzysta *Larus argentatus*

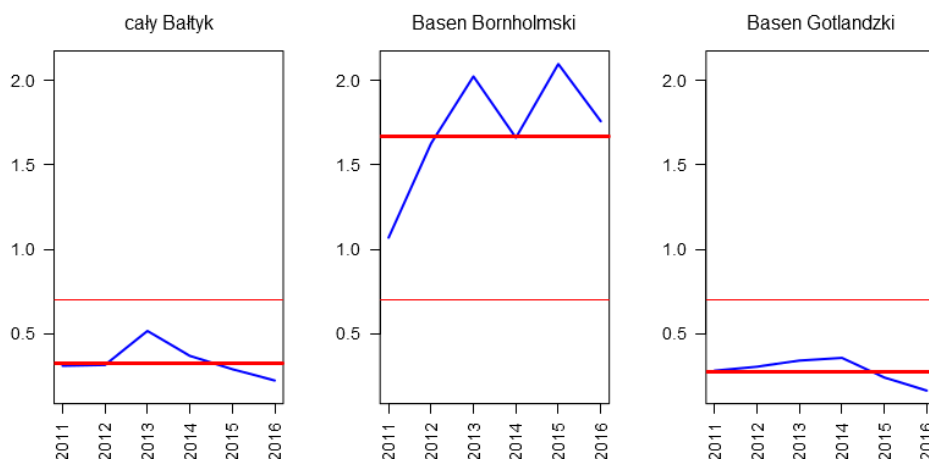
Mewa srebrzysta w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,948) i Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,097), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,351). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest obecnie objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.54. Roczne wskaźniki liczebności mewy srebrzystej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Mewa siodłata *Larus marinus*

Mewa siodłata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) jedynie w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 1,669), nie osiągnęła go w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,327) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 0,273). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.

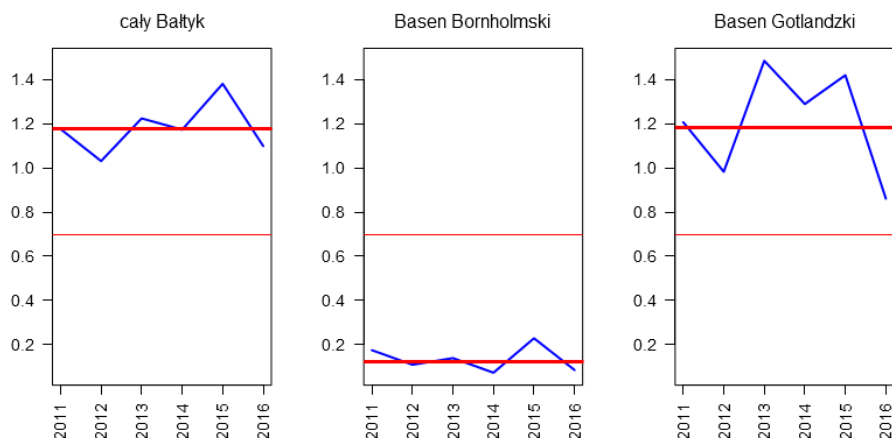


Rys. 2.1.55. Roczne wskaźniki liczebności mewy siodłatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).



### Rybitwa wielkodzioba *Hydroprogne caspia*

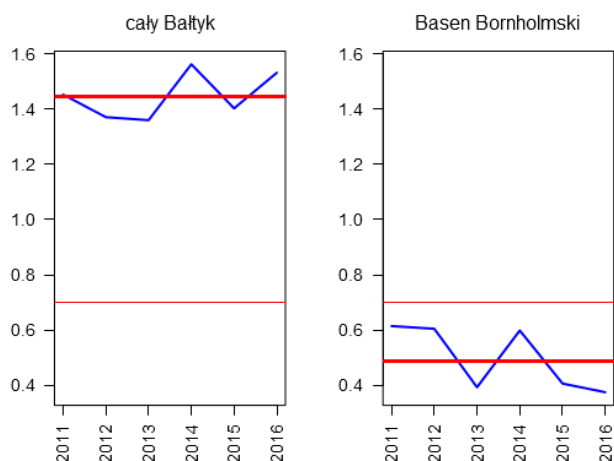
Rybitwa wielkodzioba w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,176) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 1,186), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,124). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.56. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy wielkodziobej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Rybitwa czubata *Thalasseus sandvicensis*

Rybitwa czubata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,445), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,486). Gatunek nie był oceniany w Basenie Gotlandzkim ze względu na zbyt niską liczebność. Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku i od 2015 r. jest monitorowany w ramach PMŚ.

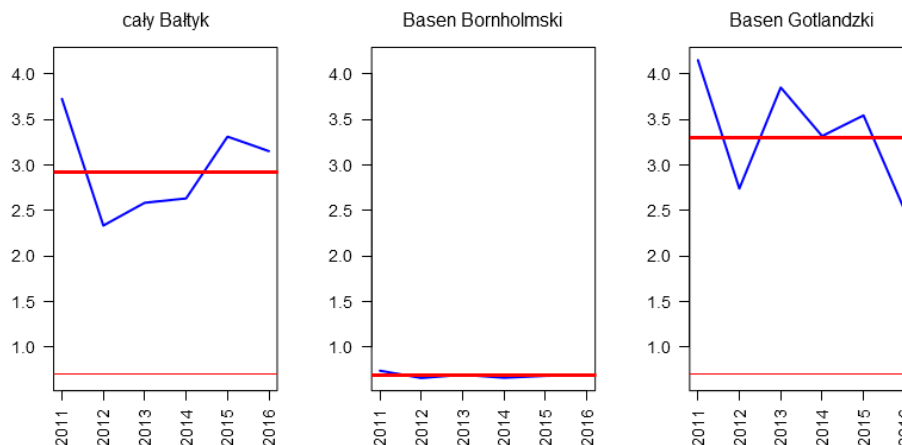


Rys. 2.1.57. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy czubatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (grubą czerwoną linią) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienką czerwoną linią) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

### Rybitwa rzeczna *Sterna hirundo*

Rybitwa rzeczna w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 2,919) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika

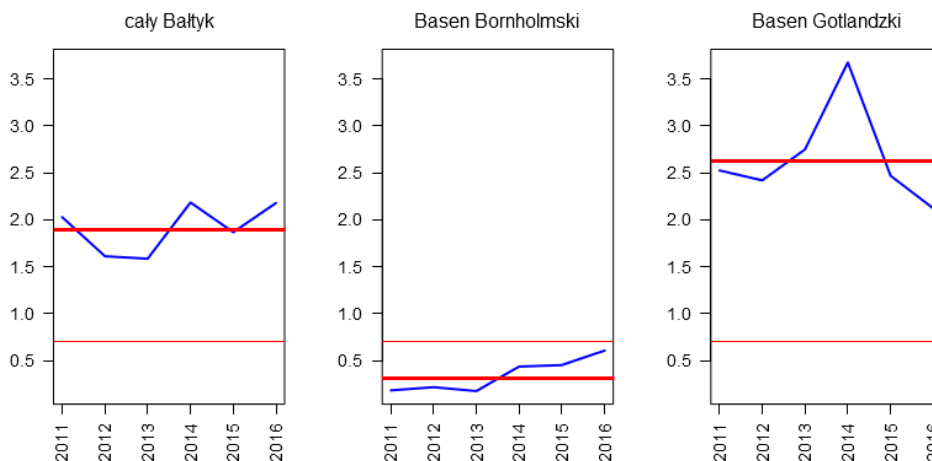
3,298), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wartość wskaźnika 0,307). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest wciąż objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.58. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy rzecznej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Rybitwa popielata *Sterna paradisea*

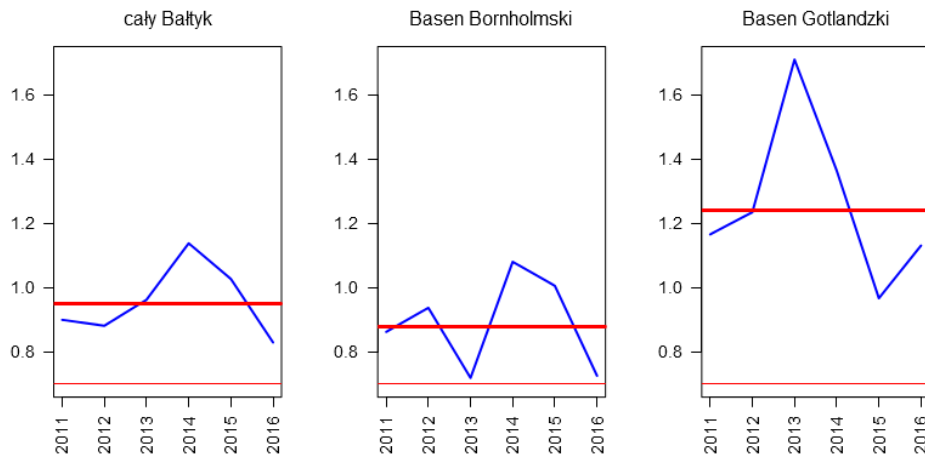
Rybitwa popielata w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 1,894) i Basenu Gotlandzkiego (wartość wskaźnika 2,62), nie osiągnęła go jednak w skali Basenu Bornholmskiego (wskaźnik 0,307). Gatunek ten nie odbywa lęgów na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.59. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy popielatej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMŚ, HELCOM).

#### Rybitwa białoczelną *Sternula albifrons*

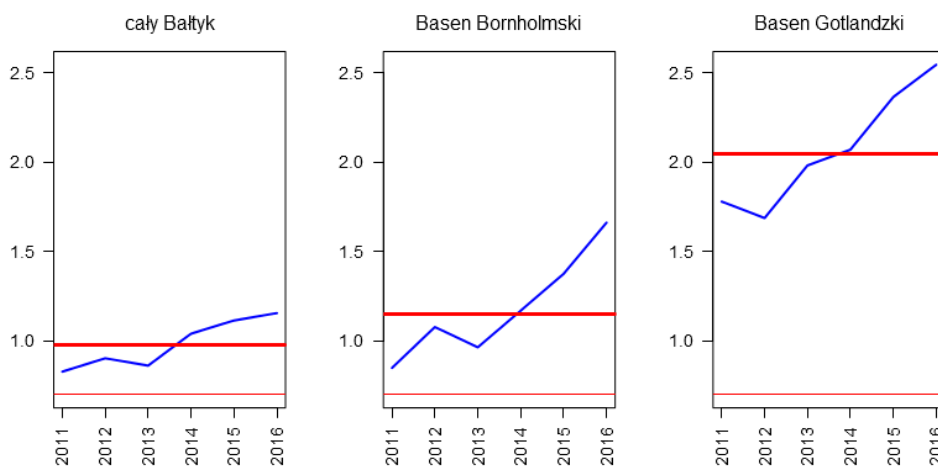
Rybitwa białoczelną w latach 2011-2016 osiągnęła dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,977), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 0,878 i 1,242). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku, ale nie jest obecnie objęty monitoringiem populacji lęgowej w pasie nadmorskim. Dane pochodzą z innych państw nadbałtyckich.



Rys. 2.1.60. Roczne wskaźniki liczebności rybitwy białoczelnej (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

### Kormoran *Phalacrocorax carbo*

Kormoran w latach 2011-2016 osiągnął dobry stan środowiska (GES) zarówno w skali całego Morza Bałtyckiego (wartość wskaźnika 0,977), jak i w obrębie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego (wartości wskaźników odpowiednio 1,154 i 2,05). Gatunek ten odbywa lęgi na polskim wybrzeżu Bałtyku. Dane z lat 2015 i 2016 dla Polski pochodzą z Monitoringu Kormorana w PMS.



Rys. 2.1.61. Roczne wskaźniki liczebności kormorana (niebieska linia) w skali całego Bałtyku oraz Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego wraz ze średnią wartością wskaźnika w latach 2011-2016 użytą w ocenie dobrego stanu (gruba czerwona linia) oraz wartością graniczną dobrego stanu środowiska (GES) (0,7; cienka czerwona linia) (źródło danych PMS, HELCOM).

W Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych znalazł się poniżej dobrego stanu środowiska. Stan GES osiągnęło w tych obszarach odpowiednio 50% i 59% gatunków (progowa wartość to 75%). Zły stan środowiska stwierdzono również dla wyszczególnionych grup funkcyjnych, oprócz ptaków roślinożernych (*grazing feeders*) w Basenie Bornholmskim oraz gatunków pelagicznych (*pelagic feeders*) w Basenie Gotlandzkim.

W obszarze całego Bałtyku jedynie 5 gatunków nie osiągnęło dobrego stanu środowiska. Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych wskazuje więc na dobry stan ptaków tej grupy,

gdyż 83% gatunków osiągnęło GES (próg 75%, tabela 2.1.26). Podobna sytuacja miała miejsce wśród pięciu wydzielonych grup funkcyjnych, wśród których cztery osiągnęły dobry stan: ptaki zdobywające pokarm przy powierzchni (*surface feeders*), gatunki pelagiczne (*pelagic feeders*), bentosowe (*benthic feeders*) oraz roślinożerne (*grazing feeders*). Jedynie ptaki brodzące (*wading feeders*) znalazły się poniżej granicy GES.

Tabela 2.1.26. Średnie wartości wskaźnika liczebności ptaków lęgowych w latach 2011-2016 dla wszystkich gatunków oraz 5 grup funkcyjnych na całym Morzu Bałtyckim, w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim (źródło danych PMS, HELCOM).

Rodzaj wskaźnika	Cały Bałtyk	Basen Bornholmski	Basen Gotlandzki
wszystkie gatunki	0,83	0,50	0,59
<i>benthic feeders</i>	0,75	0,50	0,33
<i>grazing feeders</i>	1,00	1,00	0,67
<i>pelagic feeders</i>	1,00	0,50	0,86
<i>surface feeders</i>	0,90	0,44	0,63
<i>wading feeders</i>	0,50	0,40	0,33

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość  $\geq 0,75$ ), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20.

### Zintegrowana ocena ptaków wodnych

Zintegrowaną ocenę dla ptaków wodnych dla lat 2011-2016 dokonano w oparciu o wyżej opisane wyniki wskaźników zmian liczebności w sezonie lęgowym i w okresie zimowania w dwóch obszarach: w Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. W obu obszarach do zintegrowanej oceny trafiły wyniki dla 35 gatunków, przy czym skład gatunkowy pomiędzy basenami był różny, co wynikało z różnego rozmieszczenia gatunków w Basenie Morza Bałtyckiego. Ocenę przeprowadzono w dwóch etapach. W pierwszym etapie dokonano integracji danych pochodzących ze wskaźników liczebności ptaków wodnych w okresie lęgowym i zimowania metodą OOA (tabela 2.1.27 i tabela 2.1.28). W drugim etapie dokonano oceny dla wszystkich ptaków wodnych oraz dla 5 grup funkcyjnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim metodą proporcjonalności zaproponowaną przez HELCOM (dobry stan w grupie można określić jeśli uzyskało go więcej niż 75% gatunków). Ostateczne wyniki zawiera tabela 2.1.27.

Tabela 2.1.27. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
edredon <i>Somateria mollissima</i>	<i>benthic</i>	-	GES	GES
gągoł <i>Bucephala clangula</i>	<i>benthic</i>	GES	-	GES
głowienka <i>Aythya ferina</i>	<i>benthic</i>	subGES	-	subGES
czernica <i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>	GES	subGES	subGES
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	<i>benthic</i>	GES	-	GES

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>	GES	GES	GES
łabędź czarnodzioby <i>Cygnus columbianus</i>	<i>grazing</i>	subGES	-	subGES
łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
gęgawa <i>Anser anser</i>	<i>grazing</i>	-	GES	GES
świstun <i>Mareca penelope</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
rożeniec <i>Anas acuta</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
łyśka <i>Fulica atra</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
bielaczek <i>Mergellus albellus</i>	<i>pelagic</i>	GES	-	GES
nurogęs <i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
szlachar <i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>	GES	subGES	subGES
perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
alka <i>Alca torda</i>	<i>pelagic</i>	-	subGES	subGES
nurzyk <i>Uria aalge</i>	<i>pelagic</i>	-	subGES	subGES
kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
mewa siwa <i>Larus canus</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
mewa żółtonoga <i>Larus fuscus</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	<i>surface</i>	GES	GES	GES
rybitwa wielkodzioba <i>Hydroprogne caspia</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
rybitwa czubata <i>Thalasseus sandvicensis</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
rybitwa rzeczna <i>Sterna hirundo</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
rybitwa popielata <i>Sterna paradisaea</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
rybitwa białoczelna <i>Sternula albifrons</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
ohar <i>Tadorna tadorna</i>	<i>wading</i>	-	GES	GES
cyraneczka <i>Anas crecca</i>	<i>wading</i>	GES	-	GES
ostrygojad <i>Haematopus ostralegus</i>	<i>wading</i>	-	GES	GES
szablodziób <i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES
sieweczka obroźna <i>Charadrius hiaticula</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES
biegus zmienny <i>Calidris alpina</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES

Tabela 2.1.28. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Gotlandzkim za lata 2011-2016. Brak wpisu oznacza, że ocena nie była możliwa do przeprowadzenia, ze względu na brak obecności gatunków lub bardzo niską liczebność. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20. Gatunki uszeregowano w grupach funkcyjnych według porządku systematycznego (KF 2018).

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
edredon <i>Somateria mollissima</i>	<i>benthic</i>	-	subGES	subGES
uhła <i>Melanitta fusca</i>	<i>benthic</i>	-	subGES	subGES
gągoł <i>Bucephala clangula</i>	<i>benthic</i>	GES	-	GES

Gatunek	Grupa funkcyjna	Wskaźnik liczebności zimujących ptaków wodnych	Wskaźnik liczebności lęgowych ptaków wodnych	Zintegrowana ocena
głowienka <i>Aythya ferina</i>	<i>benthic</i>	subGES	-	subGES
czernica <i>Aythya fuligula</i>	<i>benthic</i>	GES	GES	GES
ogorzałka <i>Aythya marila</i>	<i>benthic</i>	GES	-	GES
łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	<i>grazing</i>	GES	GES	GES
łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
bernikla białolica <i>Branta leucopsis</i>	<i>grazing</i>	-	subGES	subGES
gęgawa <i>Anser anser</i>	<i>grazing</i>	-	GES	GES
krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	<i>grazing</i>	GES	-	GES
łyska <i>Fulica atra</i>	<i>grazing</i>	subGES	-	subGES
bielaczek <i>Mergellus albellus</i>	<i>pelagic</i>	GES	-	GES
nurogęś <i>Mergus merganser</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
szlachar <i>Mergus serrator</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
nurnik <i>Cepphus grylle</i>	<i>pelagic</i>	-	subGES	subGES
alka <i>Alca torda</i>	<i>pelagic</i>	-	GES	GES
nurzyk <i>Uria aalge</i>	<i>pelagic</i>	-	GES	GES
kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	<i>pelagic</i>	GES	GES	GES
śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>	<i>surface</i>	GES	-	GES
mewa siwa <i>Larus canus</i>	<i>surface</i>	subGES	GES	subGES
mewa żółtonoga <i>Larus fuscus</i>	<i>surface</i>	-	subGES	subGES
mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	<i>surface</i>	GES	subGES	subGES
mewa siodłata <i>Larus marinus</i>	<i>surface</i>	GES	subGES	subGES
rybitwa wielkodzioba <i>Hydroprogne caspia</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
rybitwa rzeczna <i>Sterna hirundo</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
rybitwa popielata <i>Sterna paradisaea</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
rybitwa białoczelna <i>Sternula albifrons</i>	<i>surface</i>	-	GES	GES
ohar <i>Tadorna tadorna</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES
ostrzygojad <i>Haematopus ostralegus</i>	<i>wading</i>	-	GES	GES
szablodziób <i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES
sieweczka obroźna <i>Charadrius hiaticula</i>	<i>wading</i>	-	GES	GES
kamusznik <i>Arenaria interpres</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES
biegus zmienny <i>Calidris alpina</i>	<i>wading</i>	-	subGES	subGES

Całe ugrupowanie ptaków wodnych nie osiągnęło dobrego stanu środowiska na wodach grupy Bornholmskiej i Gotlandzkiej. W Basenie Bornholmskim dobry stan osiągnęły jedynie ptaki brodzące (grazing feeders), natomiast w Basenie Gotlandzkim GES uzyskały gatunki pelagiczne (pelagic feeders).

Tabela 2.1.29. Zintegrowana ocena stanu ptaków wodnych w Basenie Bornholmskim i Basenie Gotlandzkim dla 5 wyróżnionych grup funkcyjnych za lata 2011-2016. Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym, a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Grupa funkcyjna patrz tabela 2.1.20.

Region	Grupa funkcyjna	Ocena
Basen Bornholmski	<i>wszystkie gatunki</i>	60%
	<i>benthic feeders</i>	60%
	<i>grazing feeders</i>	88%
	<i>pelagic feeders</i>	57%
	<i>surface feeders</i>	44%
	<i>wading feeders</i>	50%
Basen Gotlandzki	<i>wszystkie gatunki</i>	60%
	<i>benthic feeders</i>	50%
	<i>grazing feeders</i>	67%
	<i>pelagic feeders</i>	88%
	<i>surface feeders</i>	56%
	<i>wading feeders</i>	33%

### Ocena produktywności bielika w latach 2011-2016

W latach 2011-2016 wszystkie trzy analizowane parametry reprodukcji bielika znajdowały się powyżej wartości granicznej dobrego stanu:

- 1) sukces lęgowy wynosił 59% (wartość progowa GES to 59%);
- 2) produktywność (liczba piskląt na zajęte gniazdo) wynosiła 1,07 (wartość progowa to 0,97);
- 3) liczba młodych na parę z sukcesem wynosiła 1,81 (wartość progowa 1,64).

Wszystkie trzy parametry osiągnęły dobry stan, w związku z tym ocena końcowa wskaźnika produktywności bielika również znalazła się powyżej granicy dobrego stanu (GES).

Tabela 2.1.30. Parametry reprodukcji bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie 10 km do linii brzegowej Bałtyku w Polsce w poszczególnych latach w okresie 2011-2016 oraz wartości średnie trzech parametrów podlegających ocenie w całym analizowanym okresie (źródło danych PMŚ).

Rok	Liczba gniazd z określonym wynikiem lęgu	Proporcja gniazd z kontrolą wnętrza	Sukces lęgowy	Produktywność	Liczba piskląt
2011	8	0%	88%	-	-
2012	6	17%	67%	1,33	2,00
2013	5	20%	100%	1,00	1,00
2014	27	19%	67%	1,20	1,80
2015	79	42%	61%	1,10	1,81
2016	69	58%	48%	0,88	1,84
2011-2016	194	41%	59%	1,07	1,81

Wskaźniki, które osiągnęły dobry stan środowiska (GES) zaznaczono kolorem zielonym (wartość  $\geq 0,75$ ), a wskaźniki które nie osiągnęły dobrego stanu (subGES) kolorem czerwonym. Dane z lat 2011-2014 pochodzą z Komitetu Ochrony Orłów, a dane z lat 2015 i 2016 z Monitoringu Produktywności Bielika (GIOŚ). W 2011 r. nie przeprowadzono kontroli wnętrza gniazda, stąd możliwe było obliczenie jedynie sukcesu lęgowego.

### Wiarygodność oceny

Ocenę wiarygodności oceny przedstawia tabela 2.1.31.

Tabela 2.1.31. Ocena wiarygodności oceny wskaźników *Liczebność ptaków zimujących* i *Liczebność ptaków lęgowych* oraz *Produktywność bielika* w latach 2011-2016.

Składowe wiarygodności	Wskaźnik „ <i>Liczebność ptaków zimujących</i> ”	Wskaźnik „ <i>Liczebność ptaków lęgowych</i> ”	Wskaźnik „ <i>Produktywność bielika</i> ”
Wiarygodność czasowa	1	1	1
Wiarygodność przestrzenna	0	0,5	1
Wiarygodność klasyfikacji	1	1	1
Wiarygodność metodyki	0,5	0,5	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,63	0,75	1
Ocena wiarygodności dla obszaru oceny (WO) -2011-2016	0,79 – status wiarygodności: wysoki		

Oceny wiarygodności oceny liczebności zimujących ptaków morskich były obniżone przede wszystkim przez fakt, iż w przyjętych przez HELCOM wydzieleniach przestrzennych tylko część państw wykonywała liczenia ptaków na otwartym morzu. Polska wyróżniała się na tym tle korzystnie, wykonując corocznie liczenia zimujących ptaków morskich zarówno w strefie bezpośrednio przylegającej do wybrzeża, jak i w strefie odległej od wybrzeża (*offshore*, z jednostek pływających), ale ocena całościowa musi uwzględniać fakt, że w innych rejonach Basenu Bornholmskiego i Basenu Gotlandzkiego liczenia z jednostek pływających nie były wykonywane. Dodatkowo, część zimujących gatunków występowała w liczebnościach na tyle niskich, że uniemożliwiających wiarygodną ocenę wskaźników składowych.

Wiarygodność oceny liczebności ptaków lęgowych była wyższa niż ptaków zimujących, ale część gatunków składowych nie była liczona na całości obszarów objętych oceną, obniżając reprezentatywność przestrzenną i stanowiąc odstępstwo od przyjętej metodyki.

Wskaźnik produktywności bielika dotyczył wyłącznie obszaru Polski i był oceniany jako wiarygodny.

Planując monitoring ptaków dla potrzeb ocen stanu wód morskich w najbliższej przyszłości należy wziąć pod uwagę niepełną liczbę gatunków lęgowych, dla których zbierane są obecnie dane w granicach Polski. Na obszarze wybrzeża nie jest prowadzony stały monitoring liczebności lęgowej sieweczki obrożnej, ostrygojada, rybitwy rzecznej, rybitwy białoczelnej, mewy srebrzystej, mewy siwej, łabędzia niemego, gęgawy, ohara, nurogęsi, czernicy i perkoza dwuczubego. Dla części z tych gatunków liczenia populacji gniazdującej w strefie wybrzeża są bardzo trudne logistycznie, z uwagi na wysoką liczebność lub trudno dostępne siedliska. Dla kilku gatunków z tej grupy możliwe jest jednak uzyskanie wiarygodnych ocen liczebności na obszarze uwzględnianym w opracowaniu przy relatywnie niskich kosztach prac (ostrygojad, sieweczka obrożna, rybitwa rzeczna, rybitwa białoczelna, ohar).

Sugerowane przez grupy eksperckie rozszerzenie wskaźników stanu populacji ptaków lęgowych poprzez uwzględnienie wyników zrealizowanej rozrodczości (B3; ICES 2015) jest dla dużej większości gatunków praktycznie niewykonalne, z uwagi na ogromną pracochłonność i wysokie wymagania metodyczne związane z uzyskaniem wiarygodnych oszacowań. Dodatkowo, pozyskiwanie tego typu danych w dużej skali przestrzennej może stanowić czynnik zagrożenia dla udatności lęgów. W konsekwencji, sugeruje się, by w najbliższej przyszłości monitoring nie obejmował wskaźników sukcesu lęgowego ptaków siewkowych i blaszkodziobych.



### **Porównanie z poprzednim okresem raportowania**

Wskaźniki liczebności ptaków zimujących przedstawione we wstępnej ocenie stanu środowiska polskich wód morskich (GIOŚ 2014) odnosiły się do innych wydziałów geograficznych niż przyjęte w niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich i obejmowały jedynie 3 spośród 22 gatunków ptaków ocenianych w obecnej aktualizacji wstępnej oceny. W konsekwencji, porównywanie tych wskaźników jest bezzasadne. Wskaźniki liczebności lęgowych gatunków ptaków nie były w ogóle oceniane we wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich. Wskaźniki produktywności bielika przedstawione we wstępnej ocenie dotyczyły innego okresu sprawozdawczego oraz innej strefy odległości od brzegu morskiego (do 15 km). W obecnej aktualizacji strefa ta obejmuje pas o szerokości 10 km, co uniemożliwia bezpośrednie porównania wartości. Biorąc powyższe pod uwagę należy odnotować, że sukces lęgowy bielika w latach 2005-2009 był wyższy (73%) niż w latach 2011-2016 (59%), natomiast produktywność była niższa (0,99) niż obecnie (1,07). Podobnie, liczba piskląt przypadająca na parę z sukcesem lęgowym była w poprzednim okresie sprawozdawczym niższa (1,37) niż w latach 2011-2016 (1,81). Bezpośrednie porównywanie tych wskaźników jest jednak niezasadne z uwagi na to, że liczba piskląt i produktywność były w poprzedniej dekadzie zaniżane z powodu braku bezpośrednich kontroli zawartości gniazda.

## Ryby

Do oceny stanu ryb wykorzystano dwa wskaźniki krajowe – Indeks wielkich ryb LFI1 oraz Indeks stanu ichtiofauny SI (tabela 2.1.32).

Tabela 2.1.32. Wskaźniki zastosowane w ocenie krajowej (2011-2016) w „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności” w POM uwzględniające ichtiofaunę.

Element ekosystemu	Cecha (wskaźnik opisowy/jakości)	Kryterium podstawowe	Kryterium drugorzędne	Opis kryterium zgodnie z decyzją 2017/848	Wskaźnik: podstawowy (P), alternatywny (A), wstępny (W), krajowy (K), bioróżnorodności (B), eutrofizacji (E)
Ichtiofauna	D1 - Bioróżnorodność	D1C3	D4C3	Właściwości demograficzne populacji	Indeks wielkich ryb (LFI1)
		D1C2*	D4C1*	Liczebność populacji	Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych
		D1C3*			

\* Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych został opracowany na potrzeby RDW.

**Indeks LFI1** odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Indeks LFI1 spełnia kryteria dla cech D1C3 i D4C3 (tabela 2.1.32) określone w decyzji 2017/848. Indeks LFI1 dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego.

Pierwotnie **Indeks stanu ichtiofauny SI** dla wód przejściowych powstał na potrzeby oceny stanu ekologicznego według RDW. Waktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich wykorzystany został on również w kontekście RDSM.

### Elementy ekosystemu

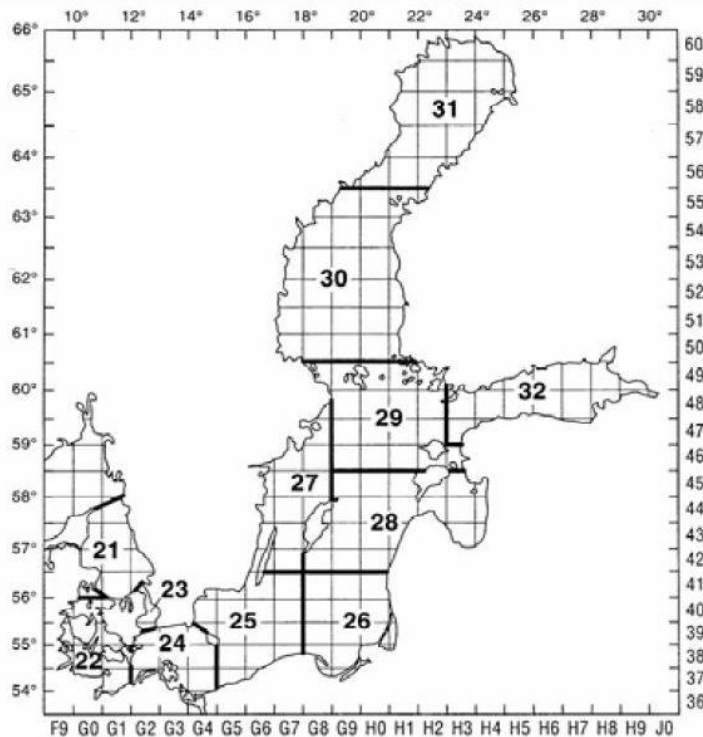
Dla Bałtyku indeks LFI1 obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: (dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp). Natomiast Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych uwzględnia szereg gatunków ryb występujących w poszczególnych JCWP.

### Obszary oceny

#### **Indeks wielkich ryb LFI1**

Zgodnie z systemem przyjętym przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES), obszar Morza Bałtyckiego został podzielony na 12 podobszarów (*ICES Subdivisions*, rys. 2.1.62). Poszczególne części Bałtyku oznaczone zostały następującymi numerami: SD 21 – Kattegat, SD 22 i 23 – Cieśniny Duńskie, SD 24-29 – Bałtyk Właściwy, SD 30 i 31 – Zatoka Botnicka oraz SD 32 – Zatoka Fińska. POM obejmują część podobszarów 24, 25 i 26.

Ocena dla wskaźnika LFI1 dokonywana jest dla podobszarów ICES 25 i 26 w POM.



Rys. 2.1.62. Podział Morza Bałtyckiego na podobszary przyjęty przez Międzynarodową Radę Badań Morza (ICES).

Tabela 2.1.33. Obszary oceny zastosowane w ocenie stanu ichtiofauny (cecha D1) dla wskaźnika LFI1 w (POM).

Lp.	Nazwa obszaru oceny (podakwen M. Bałtyckiego) w POM	Kod obszaru oceny	Oceniany element ekosystemu
1.	Podobszar ICES 25	SD 25	Ichtiofauna
2.	Podobszar ICES 26	SD 26	Ichtiofauna

### ***Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych***

W latach 2011-2016 w POM w obrębie JCWP zaliczanych do typu wód przejściowych, prowadzony był monitoring ryb zgodny z opracowanym Programem monitoringu diagnostycznego ichtiofauny. Prace te obejmowały połowy w 9 JCWP: Ujście Dziwny, Ujście Świny, Ujście Wisły Przekop, Zalew Kamieński, Zalew Pucki, Zalew Szczeciński, Zalew Wiślany, Zatoka Gdańska Wewnętrzna oraz Zatoka Pucka Zewnętrzna (tabela 2.1.34). Ichtiofauna Zalewu Kamieńskiego, Ujścia Dziwny oraz Ujścia Świny poddawana była monitoringowi biologicznemu tylko w trakcie pierwszych, pilotażowych prac badawczych w 2011 r. Z powodu ograniczonej liczby obserwacji (jeden rok) dla trzech wyżej wymienionych JCWP nie przeprowadzono oceny za okres 2011-2016.

Tabela 2.1.34. Jednolite części wód przejściowych Polski.

Lp.	Kod jednolitej części wód	Nazwa jednolitych części wód	Powierzchnia [km <sup>2</sup> ]
1.	PLTW_I_WB_1	Zalew Wiślany*	365,8
2.	PLTW_IV_WB_4	Zatoka Gdańska Wewnętrzna*	710,5
3.	PLTW_III_WB_3	Zatoka Pucka Zewnętrzna*	285,8
4.	PLTW_II_WB_2	Zalew Pucki*	110,9
5.	PLTW_V_WB_5	Ujście Wisły Przekop*	64,8
6.	PLTW_I_WB_8	Zalew Szczeciński*	466,7
7.	PLTW_I_WB_9	Zalew Kamieński	43,6
8.	PLTW_V_WB_6	Ujście Dziwny	2,4
9.	PLTW_V_WB_7	Ujście Świny	10,5

\*Przeprowadzono ocenę ichtiofauny za okres 2011-2016.

## Wskaźniki

### *Indeks wielkich ryb LFI1*

Indeks wielkich ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb<sup>2</sup>. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Wskaźnik LFI1 uznany został za wskaźnik podstawowy (*core indicator*) w opracowaniach HELCOM CORESET II. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI1 dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI1.

Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszenia średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI1 a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 r. granica pomiędzy subGES a GES.

Użyte w 2011 r. (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów dennych zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1 kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie dwunastoletnim (2000-2008 oraz 2009-2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów poboru prób ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowie wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 r. do szacowania wskaźnika LFI1.

<sup>2</sup> Pojęcie „duże ryby” oznacza ryby powyżej długości całkowitej (*longitudo totalis*) określonej specyficznie dla każdego obszaru. W przypadku POM „duże ryby” to osobniki powyżej 30 cm l.t.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszarowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszarowi ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z leżącego w granicach POM małego wycinka podobszaru 24 (dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie).

Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic GES dla wskaźnika dużych ryb w ichtiofaunie dennej Bałtyku. Testowanie wskaźnika wykazało, że od 2008 r. wartość indeksu wzrastała, co świadczyło o wzrastającym udziale ryb dużych. Tendencje te obserwowano zarówno dla dorsza, jak i dla pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI1 wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszeniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich, wielkości indeksu LFI1 w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w latach 2011 - 2016 przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES.

#### **Podobszar ICES 25**

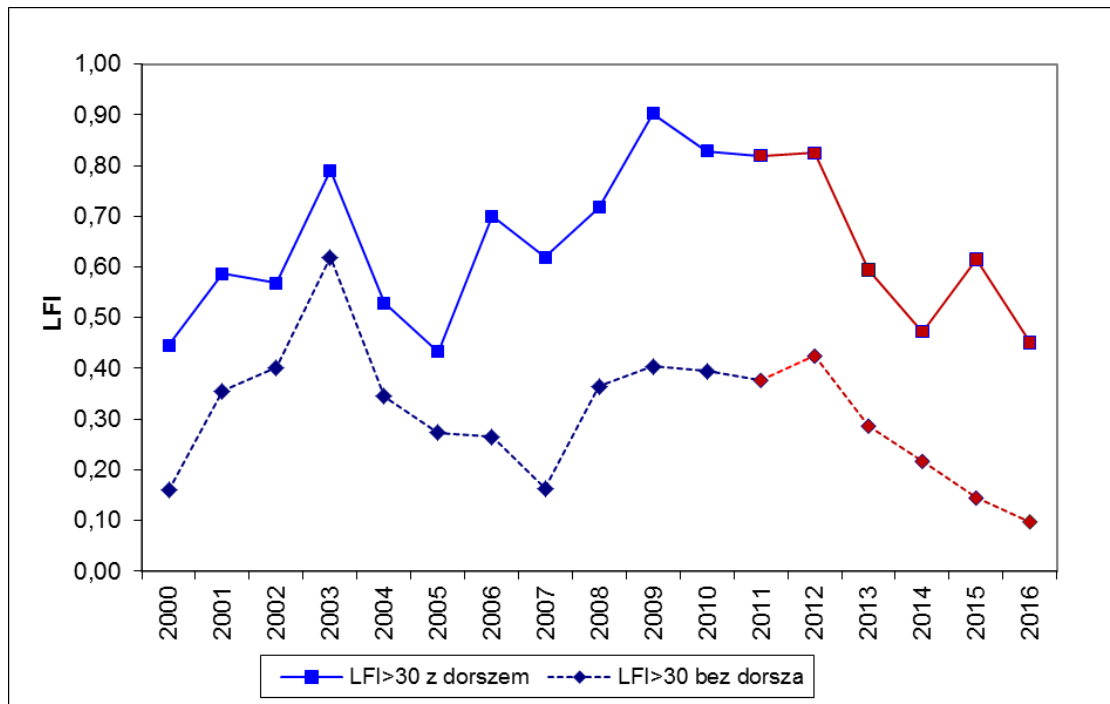
Wartość wskaźnika LFI1 w latach 2009-2011 wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,8.

Wartość LFI1 w 2011 r. była wysoka i osiągnęła poziom wyższy (0,82) niż wartość progowa, która dla tego obszaru wynosi 0,8. W 2012 r. utrzymywała się na tym samym poziomie. W 2013 r. wynosiła już tylko 0,59, w kolejnym roku spadła, rok później znowu wzrosła, aby ponownie spaść w 2016 r. do wartości 0,45. Wartość wskaźnika LFI1 dla gatunków dennych z wyłączeniem dorsza najpierw wzrosła od wartości 0,38 w 2011 r. do 0,42 w 2012 r., a następnie spadła do rekordowo niskiej wartości 0,10. Oznacza to, że udział biomasy ryb płaskich w populacji, głównie storni, większych niż 30 cm znacząco się zmniejszył (rys. 2.1.63).

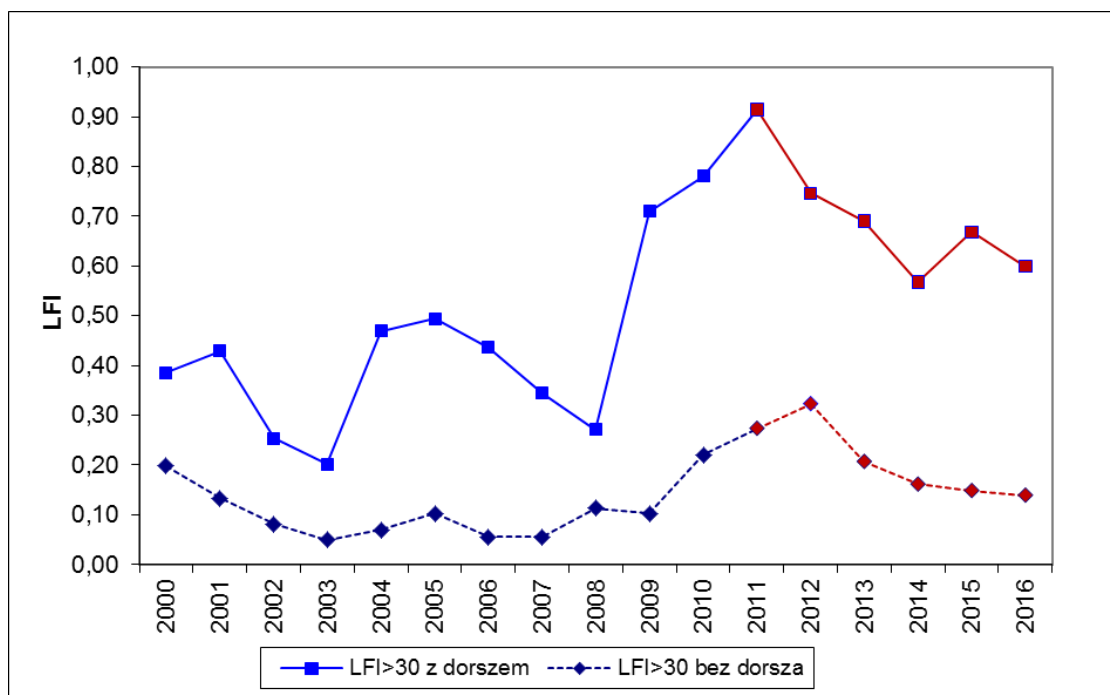
#### **Podobszar ICES 26**

Wartość wskaźnika LFI1 w latach 2009-2011 wyniosła 0,80 (SD=0,10), i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,7.

W 2011 r. wartość wskaźnika LFI1 była znacznie wyższa od wyznaczonej wartości progowej (0,7). W 2012 r. nastąpił jej spadek, ale nadal była wyższa niż wartość progowa. W 2013 r. osiągnęła poziom poniżej wartości progowej. W kolejnym roku wynosiła już tylko 0,47. W 2015 r. nastąpił jej ponowny wzrost do wartości 0,67, a więc bliskiej wartości progowej, a w kolejnym roku spadek do wartości 0,6. Wartość wskaźnika LFI1 dla gatunków dennych z wyłączeniem dorsza począwszy od 2011 r. najpierw rosła – do poziomu 0,32 w 2012 r. - a następnie malała i w 2016 r. osiągnęła wartość 0,14 (rys. 2.1.64).



Rys. 2.1.63. Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 25.



Rys. 2.1.64. Zmiany wartości wskaźnika LFI1 (liczonego z uwzględnieniem dorsza i bez) w latach 2000-2010 oraz w latach 2011-2016 (oznaczono kolorem czerwonym) w podobszarze ICES 26.

### ***Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych***

Do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb sformułowany został indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie szeregu wskaźników cząstkowych, wskazanych dla każdej JCWP.

Z uwagi na zróżnicowanie zespołów ichtiofauny w poszczególnych typach biotycznych oraz różne metody połowu, zastosowano wskaźniki dobrane do charakterystyki biotycznej danego typu wód. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów:

- 1) skład gatunkowy;
- 2) liczebność gatunków lub grup gatunków kluczowych;
- 3) struktura wielkościowa gatunku lub gatunków kluczowych;
- 4) struktura wiekowa gatunku lub gatunków kluczowych.

Ocenę stanu i potencjału ekologicznego poddanych monitoringowi JCWP wykonano w oparciu o metodykę przedstawioną w „Przewodniku metodycznym do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji wód przejściowych”, sporządzonym w ramach realizacji zadania „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych” w latach 2010-2012, biorąc pod uwagę wskaźniki odnoszące się do danych połowowych z okresu letniego (w roku 2014, 2015 i 2016, zgodnie z zaleceniami HELCOM, połowy badawcze odbywały się tylko w okresie letnim). Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami RDW i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji wyników, w nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych:

- 1) liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim (**Liczba gatunków**);
- 2) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: okonia w połowach w sezonie letnim (**CPUE okoń**);
- 3) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: stornia, w połowach w sezonie letnim (**CPUE stornia**);
- 4) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach w sezonie letnim (**CPUE drapieżniki**);
- 5) średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm l.t) w połowach w sezonie letnim (**CPUE duże ryby**);
- 6) średni udział okoni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (**% okoń >3**);
- 7) średni udział okoni w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (**% okoń >2**).

Końcowej oceny dokonano w oparciu o zaproponowany indeks stanu ichtiofauny (SI). Wartości wskaźnika zostały wyliczone oddzielnie dla każdej JCWP, na podstawie zestawienia wyskalowanych wskaźników cząstkowych zgodnie z poniższym równaniem:

$$SI = \frac{\sum W_1 \times 3 + \sum W_2 \times 2 + \sum W_3}{\sum n_1 \times 3 + \sum n_2 \times 2 + \sum n_3}$$

gdzie:

$W_1, W_2, W_3$  - wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3,

$n_1, n_2, n_3$  - liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3.

Referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla wszystkich JCWP w latach 2011-2016 została określona jako SI=5. Jednocześnie stanowi ona maksymalną wartość jaką może uzyskać indeks stanu ichtiofauny SI obliczany w oparciu o wyskalowane wskaźniki cząstkowe. W celu dokonania końcowej oceny stanu jakości środowiska wodnego w oparciu o elementy ichtiofauny, posłużono się zakresami wartości wskaźnika ichtiofauny (SI) oraz odpowiadającym im wartościom wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (tabela 2.1.35).

Tabela 2.1.35. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.

Ocena stanu ekologicznego	Ocena potencjału ekologicznego	Zakres wartości SI	Zakres wartości EQR
Bardzo dobry	Maksymalny	4,4-5	0,88- 1,0
Dobry	Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Słaby	Słaby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	Zły	1-1,3	Mniej niż 0,28

Należy mieć na uwadze fakt, iż ze względu na brak długiej serii danych monitoringowych, odnoszących się do ichtiofauny wód przejściowych, stosowane obecnie granice klas poszczególnych wskaźników cząstkowych są propozycją wstępną i podczas kolejnych lat badań powinny zostać zweryfikowane.

### „Zintegrowana ocena bioróżnorodności - ryby”

#### *Indeks wielkich ryb LFI1*

W przypadku wskaźnika LFI1, w ciągu sześciu lat na całym badanym obszarze wód otwartych stan wód określony na podstawie indeksu LFI1 stopniowo się pogarszał. Z analizy indeksu LFI1 wynika, że biomasa dorszy większych niż 30 cm w okresie sześcioletnim stopniowo się zmniejszała. Wskaźnik LFI1 początkowo wskazywał na dobry stan środowiska, ale już od 2013 r. spadł poniżej wartości progowej. W rozpatrywanym okresie zmniejszył się udział biomasy dużych ryb płaskich. Pod koniec tego okresu w 2016 r. nastąpił spadek udziału biomasy dużych dorszy w populacji w obu podobszarach ICES. Wskazuje to na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb.

Zgodnie z powyższym opisem stan środowiska wód morskich w odniesieniu do wskaźnika LFI1 oceniono jako subGES (tabela 2.1.36, rys. 2.1.69).

Tabela 2.1.36. Ocena według wskaźnika LFI1 dla podobszarów ICES 25 i 26 w poszczególnych latach.

Podobszar ICES	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Ocena łączna za okres 2011-2016
Otwarte morze - część wschodnia (ICES 26)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES
Otwarte morze - część zachodnia (ICES 25)	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	subGES

#### *Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych*

Zmiany wartości wskaźników cząstkowych zaprezentowane zostały w formie wykresu liniowego (rys. 2.1.65). Tendencją, która daje się zauważyć we wszystkich jednolitych częściach wód do 2015 r. jest spadek liczebności drapieźników oraz spadek liczebności okonia w połowach. Jednak, wyniki monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2016 r. w obszarze Zalewu Puckiego, Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej Zewnętrznej wskazują na nieznaczny wzrost



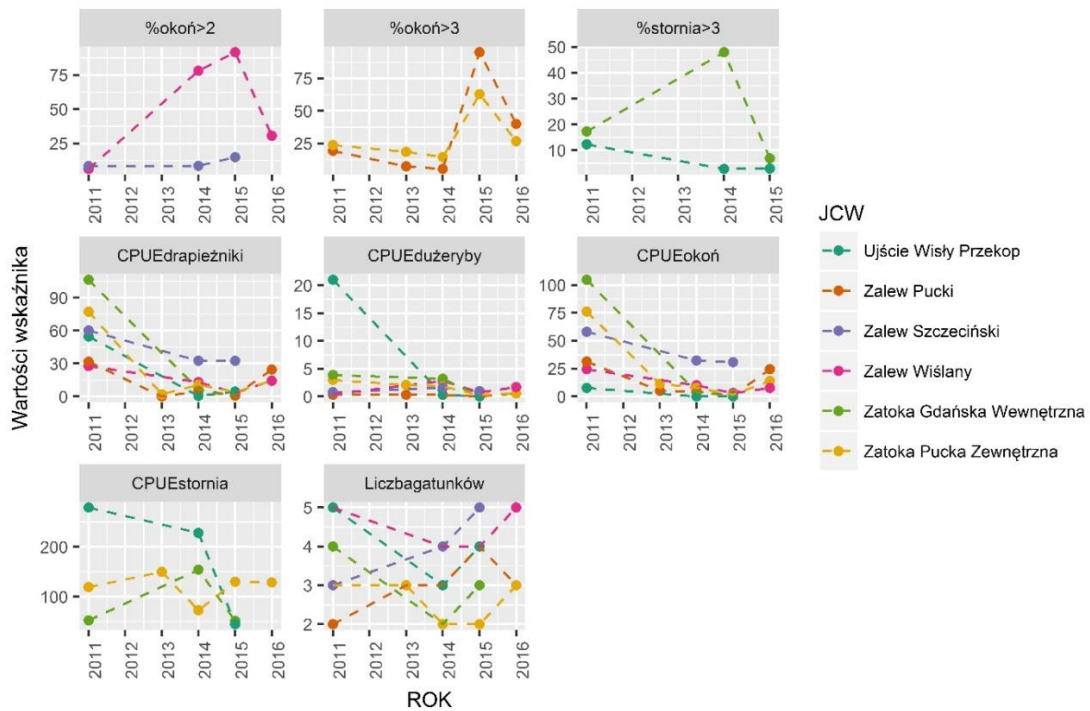
liczebności drapieżników i okonia. W ocenianym okresie w obrębie JCWP Ujście Wisły Przekop odnotowano spadek liczebności dużych ryb, związany ze specyficznymi warunkami hydrologicznymi obserwowanymi w obrębie stanowisk monitoringowych w trakcie realizacji połowów. W zaciągach trałowych wykonanych w Ujściu Wisły Przekop w latach 2014 i 2015 dominowały ryby pelagiczne (śledź, szprot, stynka), zaś liczebność dużych ryb (w tym dużych ryb drapieżnych) była niska. Podobnie liczebność storni na stanowiskach zlokalizowanych w Ujściu Wisły Przekop była niska w porównaniu do lat wcześniejszych.

Do 2015 r. obserwowano również spadek liczebności dużych ryb w Zalewie Wiślanym, Zalewie Puckim i Zatoce Puckiej Zewnętrznej. Wartości tego wskaźnika dla wymienionych jednolitych części wód wzrosła nieznacznie w 2016 r. W latach 2014 i 2015 w połowach monitoringowych zrealizowanych na Zalewie Wiślanym odnotowana została silna grupa okoni, należących do grup wieku powyżej 2. Wartość tego wskaźnika na Zalewie Wiślanym w 2016 r. zmalała w stosunku do roku 2015. Podobnie, w roku 2015 wysoki udział okonia, należącego do grup wieku powyżej 3 obserwowano na Zalewie Puckim oraz Zatoce Puckiej Zewnętrznej. Liczba gatunków o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności całego połowu w analizowanym okresie nie wykazuje znaczących trendów i waha się w granicach od 2 do 5.

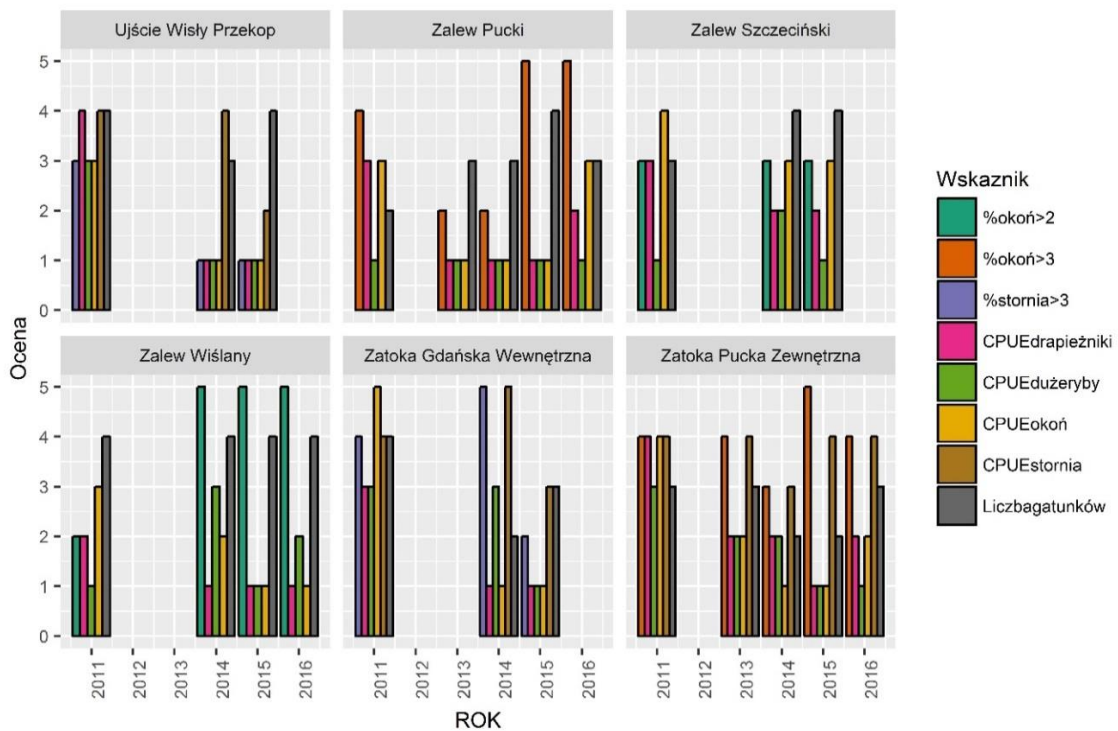
Należy mieć na uwadze, że obserwowane zmiany wartości wskaźników mogą mieć charakter krótkich (kilkuletnich) fluktuacji, związanych z naturalną dynamiką populacji ryb występujących w wodach przejściowych. Zatem, przewidywanie długoterminowych istotnych trendów w zakresie struktury i funkcjonowania ichtiofauny na bazie ograniczonych danych wydaje się niemożliwe.

Wartości prezentowanych wskaźników cząstkowych w latach 2011-2016 odzwierciedlone zostały w postaci ocen cząstkowych indeksu stanu ichtiofauny (SI) w obrębie monitorowanych JCWP (rys. 2.1.66). Zmiany ocen cząstkowych z kolei miały znaczenie w kontekście ostatecznej wartości indeksu SI (rys. 2.1.67) oraz oceny stanu wód przejściowych opartej o występujące tam zbiorowiska ryb. W latach 2011-2015 zaobserwowano spadek wartości indeksu SI w obrębie większości jednolitych części wód. Był on szczególnie widoczny w przypadku Ujścia Wisły Przekop, Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zatoki Gdańskiej Wewnętrznej. Wartość indeksu wzrastała w latach 2013-2016 w przypadku Zalewu Puckiego. Obliczona na podstawie danych z 2016 r. wartość indeksu SI wzrosła w odniesieniu do 2015 r. również dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej oraz Zalewu Wiślanego.

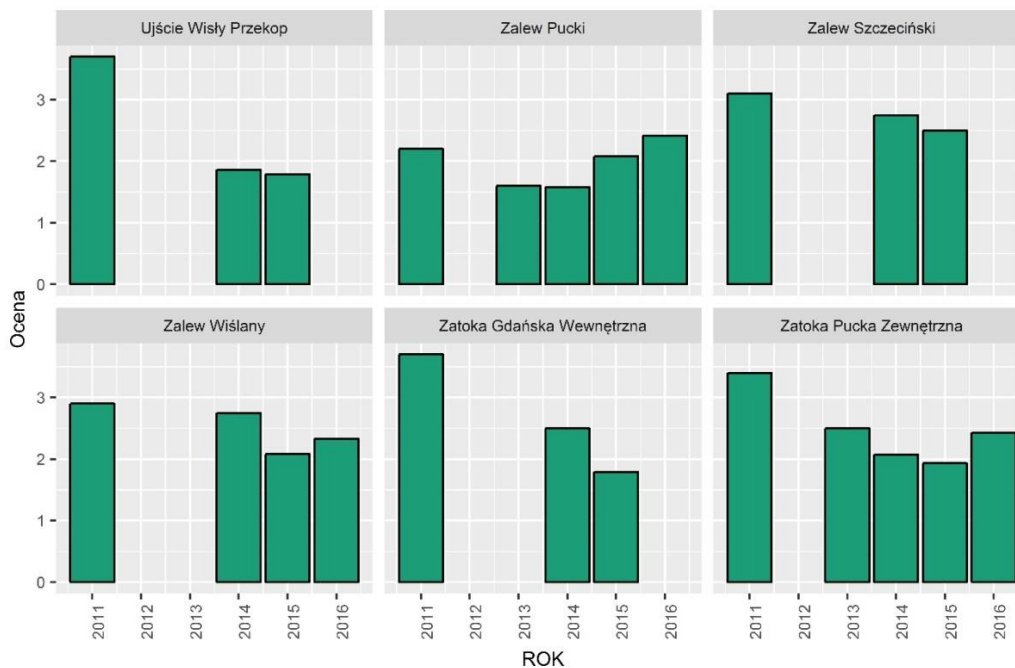
W badaniach ichtiologicznych istnieje niepewność wyników związana z wysoką mobilnością ryb i ich behawiorem, a także trudnościami w dostosowaniu metodyki badawczej do zróżnicowanych warunków środowiskowych. Nie zaleca się jednoznacznej interpretacji przedstawionych wyników jako dowodów na pogorszenie stanu ekologicznego omawianych jednolitych części wód. Konieczne jest uzyskanie odpowiedniej serii danych, umożliwiających przetestowanie używanych metod oceny stanu ekologicznego w skali czasowej oraz prześledzenie długotrwałych zmian zachodzących w środowisku. Prezentowane wyniki powinny być rozpatrywane w zestawieniu ze wskaźnikami opartymi o pozostałe elementy biologiczne, wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego ekosystemów wodnych.



Rys. 2.1.65. Zmiany wartości wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.1.66. Zmiany oceny wybranych wskaźników cząstkowych w ramach indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).



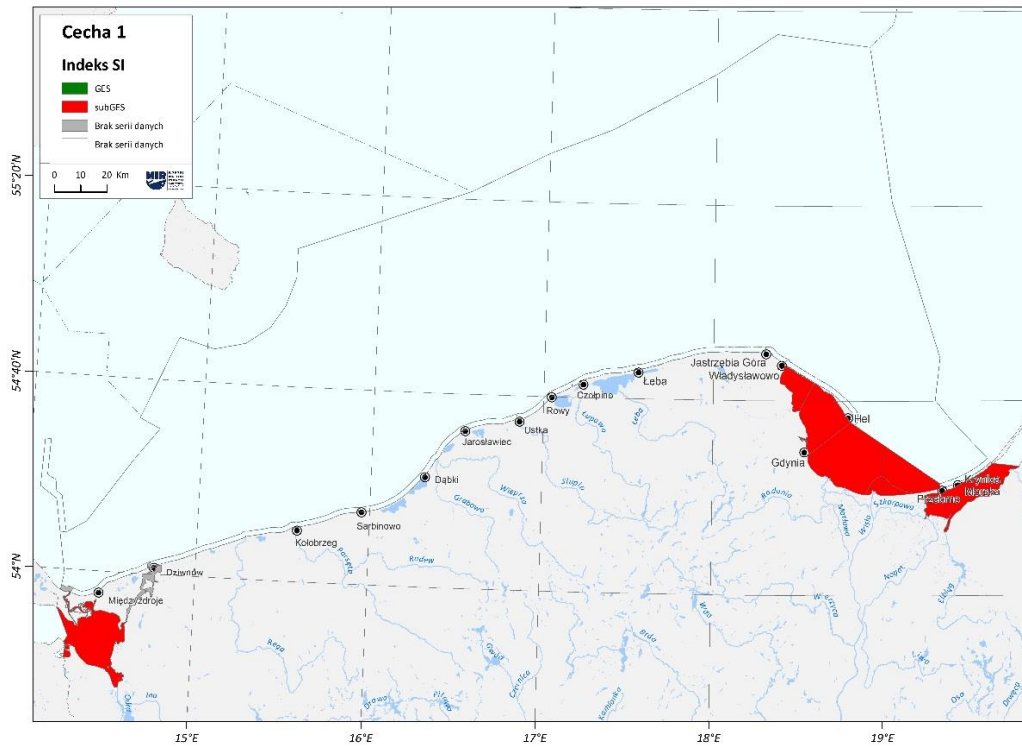
Rys. 2.1.67. Zmiany wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód (źródło danych PMŚ).

Ocena stanu ekologicznego na podstawie ichtiofauny w latach 2011-2016 dla jednolitych części wód przejściowych dokonana została z uwzględnieniem zasady „one-out-all-out”. Oznacza to, że w ocenie końcowej za lata 2011-2016 wzięto pod uwagę najniższą ocenę odnotowaną w rozpatrywanym okresie (tabela 2.1.37). Ocena na podstawie wskaźnika SI została również wykorzystana do oceny cechy D1 (założenia wskaźnika SI odpowiadają następującym kryteriom RDSM D1C2 „population abundance” i D1C3 „population demographic”). W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 r.

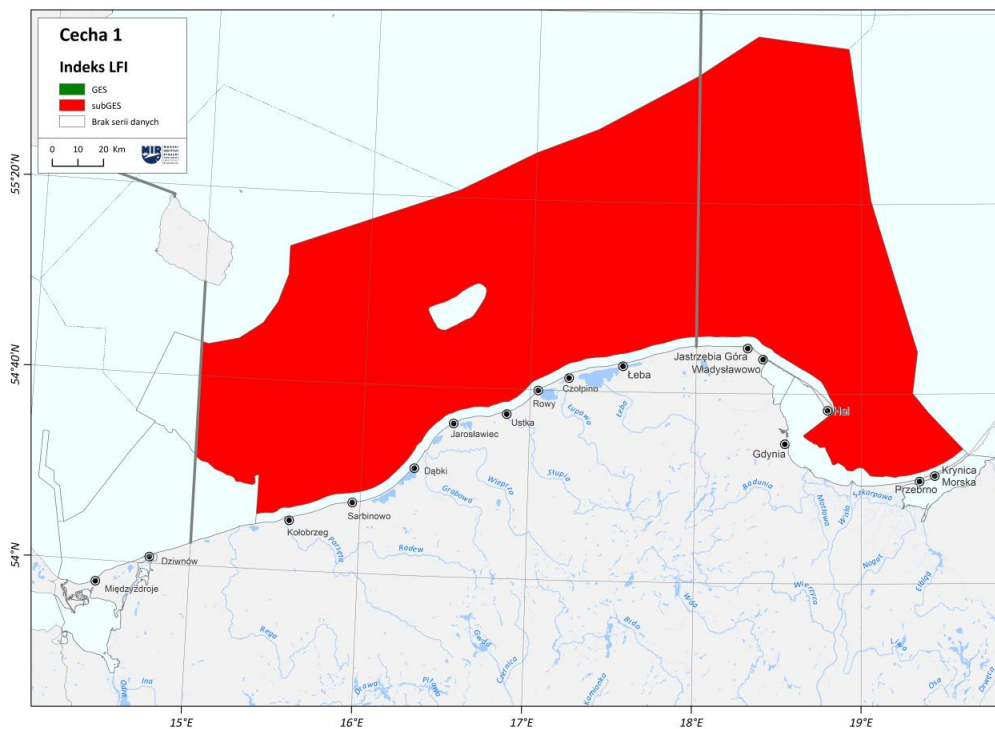
Tabela 2.1.37. Wartość indeksu stanu ichtiofauny (SI) w poszczególnych jednolitych częściach wód przejściowych w latach 2011-2016. Kolorami przedstawiona została ocena stanu ekologicznego w kolejnych latach oraz łączna ocena w latach 2011-2016: czerwony – zły, żółty – umiarkowany, zielony – dobry, biały (Bd) – brak danych, szary – brak oceny łącznej.

Nazwa jednolitej części wód	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Średnia SI z okresu 2011-2016	Ocena łączna według RDSM
Ujście Dziwny	3,6	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,60	*
Ujście Świny	3,4	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,40	*
Ujście Wisły Przekop	3,7	Bd	Bd	1,86	1,79	Bd	2,45	
Zalew Kamiński	3,0	Bd	Bd	Bd	Bd	Bd	3,00	*
Zalew Pucki	2,2	Bd	1,6	1,58	2,08	2,42	1,97	
Zalew Szczeciński	3,1	Bd	Bd	2,75	2,5	Bd	2,78	
Zalew Wiślany	2,9	Bd	Bd	2,75	2,08	2,33	2,51	
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,7	Bd	Bd	2,5	1,79	Bd	2,66	
Zatoka Pucka Zewnętrzna	3,4	Bd	2,5	2,07	1,93	2,43	2,47	

\* W przypadku 3 JCWP łącznej oceny nie dokonano ponieważ dostępne dane dotyczą jedynie prób zebranych w 2011 r.



Rys. 2.1.68. Ocena stanu środowiska morskiego wód przejściowych według RDW w latach 2011-2016.



Rys. 2.1.69. Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie LFI1 dla ichtiofauny w latach 2011-2016.

## Wiarygodność oceny

### Indeks wielkich ryb LFI1

Ocena stanu środowiska wód otwartych została dokonana w oparciu o dane pochodzące z kilkunastu lat badań. W każdym roku próby były pozyskiwane z kilkudziesięciu stacji, które dosyć dobrze pokrywają podobszary ICES 25 i 26. Metody połowu ryb na stacjach co roku były takie same. Z tego względu wiarygodność oceny stanu środowiska wód otwartych w oparciu o indeks LFI1 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. Wtedy obecna interpretacja wyników i wynikająca z nich ocena stanu wód otwartych może ulec zmianie. Niemniej jednak nawet przy zmianie wartości progowych już teraz wyraźnie widać trend malejącej wartości wskaźnika LFI1 wskazujący na pogarszanie się stanu środowiska od 2011 r.

Tabela 2.1.38. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika dla jednego obszaru oceny.

Wiarygodność obszaru oceny	LFI1	
	SD25	SD26
Obszar oceny		
Czasowa	1	1
Przestrzenna	1	1
Klasyfikacji	0,5*	0,5*
Metodyki	1	1
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,875	0,875

\*Obniżona ocena w przypadku klasyfikacji wynika z arbitralnego przyjęcia wartości progowych.

### Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

W latach 2011-2016 połowy badawcze ukierunkowane na monitoring stanu ichtiofauny prowadzone były w 18 JCWP w obrębie POM. Większość obszarów, należących do typu wód przybrzeżnych zbadana była tylko w jednym roku (2011), zaś JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w dwóch latach (2011 i 2015). Pozostałe JCWP, należące do typu wód przejściowych, poddane były badaniom w okresie od 1 roku do 5 lat, z przerwami (tabela 2.1.37). Zgodnie z RDSM oraz ustaleniami HELCOM (FISH-PRO II) w ocenie stanu środowiska morskiego w ramach cechy D1 zastosowanie mają dwa wskaźniki: *Abundance of coastal fish key functional groups* i *Abundance of key coastal fish species*, obejmujące kluczowe grupy funkcjonalne ryb przybrzeżnych (drapieżniki i karpiozłoty) oraz kluczowe gatunki ryb przybrzeżnych (stornia lub okoń). Ocena dokonywana jest osobno dla poszczególnych stanowisk monitoringu, dzięki czemu minimalizuje się wpływ warunków środowiska (np. zasolenie wód, temperatura wód) oraz narzędzi połowu na ocenę stanu. Może być ona przeprowadzona dwoma metodami, zaś wybór metody zależy od dostępności danych. Jeżeli dostępne są dostatecznie długie serie czasowe, reprezentujące wartości tych wskaźników (15 i więcej lat nieprzerwanej serii), możliwe jest wykorzystanie podstawowego podejścia opartego o porównanie aktualnych wartości wskaźników z wartościami obserwowanymi w okresie referencyjnym (tzw. „baseline approach”). Jeżeli wymagania te nie są spełnione (np. seria czasowa <15 lat), możliwe jest zastosowanie zastępczej metodyki, opartej o analizę trendu. Dlatego przeprowadzenie oceny nie jest możliwe dla danych obejmujących wyniki z jednego lub dwóch lat badań ichtiofauny dla dwóch ww. wskaźników. Z kolei, użycie krótkiej serii czasowej związane jest z niską mocą statystyczną testu z powodu małej liczby obserwacji (wartości wskaźnika w poszczególnych latach) i nie jest rekomendowane w ocenie stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny strefy przybrzeżnej. Zgodnie z założeniami

metodycznymi HELCOM FISH PRO II ocena przeprowadzona na serii danych o długości nieprzekraczającej 10 lat posiada niską wiarygodność (HELCOM, in prep.).

Biorąc pod uwagę powyższe informacje i argumenty, ocena na podstawie wskaźników HELCOM (*Abundance of coastal fish key functional groups* i *Abundance of key coastal fish species*) nie była możliwa. Do oceny cechy D1 według RDSM został wykorzystany jednak wskaźnik SI (założenia wskaźnika SI odpowiadają następującym kryteriom RDSM D1C2 „population abundance” i D1C3 „population demographic”), co pozwoliło dokonać oceny dla sześciu JCWP przejściowych (tabela 2.1.39, rys. 2.1.68).

Tabela 2.1.39. Metoda wyznaczenia uśrednionej wiarygodności wskaźnika SI dla jednego obszaru oceny.

Wiarygodność obszaru oceny	Ujście Wisły Przekop	Zalew Pucki	Zalew Szczeciński	Zalew Wiślany	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Zatoka Pucka Zewnętrzna
Czasowa	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
Przestrzenna	1	1	1	1	1	1
Klasyfikacji	0	0	0	0	0	0
Metodyki	0	0	0	0	0	0
Uśredniona wartość wiarygodności wskaźnika (WW)	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375	0,375

W przypadku ichtiofauny, wiarygodność dla obszaru oceny (WO), a więc całego POM, jest średnią arytmetyczną wiarygodności wskaźników (WW). Dla wskaźnika LFI1 uzyskano wiarygodność wysoką (0,875) a w przypadku wskaźnika SI niską (0,375).

W rezultacie w ocenie bioróżnorodności dla ichtiofauny uzyskano wynik wiarygodności (WO) średni (0,625) zgodnie z klasyfikacją przedstawioną w tabeli 2.1.40.

Tabela 2.1.40. Klasyfikacja wyniku oceny wiarygodności.

Wartość średniej wiarygodności w obszarze oceny (WO)	Status wiarygodności
≥ 0,75	wysoka
0,5 – 0,74	średnia
< 0,5	niska

## Siedliska bentosowe

### Wskaźniki

W pierwszej wersji oceny holistycznej HELCOM HOLAS II zostały wykorzystane nie wszystkie wskaźniki, które były w ostatnich latach opracowywane przez odpowiednie grupy realizujące projekty HELCOM (HELCOM 2017a), ponieważ nadal wymagają doprecyzowania metody obliczania, wyznaczenia wartości progowych we wszystkich obszarach oceny oraz przetestowania wskaźników w oparciu o odpowiednie dane monitoringowe. Tym samym nie zostały wykorzystane w ocenie krajowej w POM.

W II ocenie holistycznej za lata 2011–2015, w raporcie „State of the Baltic Sea: The second HELCOM holistic assessment of the ecosystem health of the Baltic Sea – first version” (HELCOM 2017a), siedliska bentosowe oceniono stosując jednocześnie:

- 1) W wodach otwartych:

- a) wskaźnik „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*” – BQI ponad halokliną, której położenie ustalono arbitralnie na głębokości około 60 m;
  - b) wskaźnik eutrofizacji – „*Dług tlenowy*” określający deficyt tlenu, dla strefy głębszej niż 60 m.
- 2) W wodach przejściowych i przybrzeżnych:
- a) krajowe wskaźniki stanu makrobezkręgowców bentosowych oraz krajowe wskaźniki oceny stanu makrofitów;
  - b) wskaźnik eutrofizacji „*Przezroczystość wody morskiej – widzialność krążka Secchiego*”;
  - c) wskaźnik eutrofizacji „*Tlen rozpuszczony przy dnie*”.

Natomiast, w niniejszej ocenie krajowej w POM, stan siedlisk bentosowych w wodach otwartych, jak i w jednolitych częściach wód przejściowych i przybrzeżnych w obszarze POM został oceniony na podstawie trzech krajowych wskaźników: B, SM<sub>1</sub> i ESMIz. Do oceny siedliska dna miękkiego użyto wskaźnika B określającego stan organizmów bentosowych oraz wskaźnika SM<sub>1</sub> określającego stan makrofitów. Ocenę stanu siedliska dna twardego oraz stanu siedliska dna mieszanego przeprowadzono tylko za pomocą wskaźnika SM<sub>1</sub>. Stan siedliska dna miękkiego porośniętego makrofitami w zalewach: Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim oceniono na podstawie wskaźnika ESMIz.

Wskaźnik SM<sub>1</sub> opracowano w 2009 r. (Osowiecki i in. 2009, GIOŚ 2014), szczegółowo uzasadniając jego zastosowanie w POM oraz podkreślając specyficzny charakter środowiska POM. Wskaźnik ten zastosowano do oceny wstępnej stanu środowiska polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku za lata 2005-2010 (GIOŚ 2014). Zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz. U. poz. 1187) wskaźnik ten stosowany jest do oceny stanu makrofitów w wodach przejściowych (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna) i przybrzeżnych POM. W pozostałych częściach wód przejściowych, takich jak: Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński i Zalew Kamieński stosowany jest wskaźnik ESMIz (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016). Wskaźnik ESMIz został wdrożony do systemu klasyfikacji i ocen stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w POM decyzją Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, zawartą w dokumencie „Wytyczne dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska do przeprowadzenia oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny spełnienia dodatkowych wymagań dla wód stanowiących obszary ochronne” w maju 2017 r.

Koncepcja zastosowania jednego, uniwersalnego wskaźnika do oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie zoobentosu, na dnie miękkim w wodach otwartych Bałtyku dla celów II oceny holistycznej wypracowana została w wyniku realizacji projektu HELCOM CORESET II. Wybrano zmodyfikowany multimetryczny wskaźnik BQI (ang. *Benthic Quality Index*), który obecnie jest synonimem wskaźnika „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*” (ang. *State of the soft-bottom macrofauna community*). Oznaczało to wyłączenie z oceny wskaźników bentosowych opracowanych w większości krajów nadbałtyckich (BQI, DKI, MarBIT, ZKI, BBI i B).

Wskaźnik podstawowy „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*” – BQI nie uzyskał akceptacji wszystkich krajów bałtyckich (m.in. Danii, Niemiec i Szwecji) i nie wykorzystano go do oceny we wszystkich podakwenach wód otwartych w POM. Decyzją projektu HELCOM TAPAS wskaźnik miał mieć zastosowanie w ocenie stanu makrozoobentosu wyłącznie na stacjach o głębokości nie przekraczającej 60 m, co oznacza wyłączenie z oceny akwenów reprezentowanych przez stacje monitoringowe na głębokościach większych niż 60 m. Dla tych ostatnich obszarów zarekomendowano użycie wskaźnika zapożyczonego z oceny eutrofizacji – „*Dług tlenowy*” (ang. *Oxygen debt*). Natomiast w ocenie krajowej oceniono stan siedliska bentosowego w wodach otwartego morza wyłącznie na podstawie wskaźnika B w oparciu o dane ze stacji znajdujących się zarówno nad jak i pod halokliną, dzięki czemu dodatkowe zastosowanie w ocenie krajowej wskaźnika „*Dług tlenowy*” jest zbędne.

W zastosowaniu wskaźnika BQI przyjęto założenie, że wrażliwości poszczególnych gatunków makrozoobentosu, które są składową algorytmu wskaźnika i w istotny sposób wpływają na wyliczoną wartość, są zależne od różnorodności biologicznej (taksonomicznej), która jest pochodną od zasolenia. W POM stwierdzenie to należy uznać za uproszczenie, gdyż różnorodność taksonomiczną i obecność gatunków wrażliwych kształtuje wiele innych czynników. Do najważniejszych zaliczyć należy czynniki będące następstwem eutrofizacji: niska jakość osadów dennych wynikająca z nadmiaru materii organicznej oraz warunki tlenowe w naddennej warstwie wody. W rejonie południowobałtyckich głębi zasolenie zwiększa się wraz ze wzrostem głębokości, a gatunków zoobentosu – w tym szczególnie wrażliwych – ubywa.

Wartości wrażliwości zostały wyznaczone przez Schiele i in. (2016 r.) dla 329 gatunków makrozoobentosu w 19 podjednostkach geograficznych Bałtyku, uwzględniając różnice zasolenia, głębokości oraz narzędzia poboru próbek. Nie wyznaczono wartości progowych wskaźnika dla podakwenów w granicach POM, tj. Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego, a dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego wartość progowa została wyznaczona wstępnie. Stan siedlisk bentosowych w wodach otwartych POM w II ocenie holistycznej (HELCOM 2017a), tj. Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego został oceniony jedynie przy użyciu wskaźnika „Dług tlenowy”, ponieważ dla tych podakwenów nie zostały wyznaczone wartości progowe dobrego stanu środowiska dla BQI.

Wybór zestawu wskaźników zastosowanych w raporcie II oceny holistycznej (HELCOM 2017a) dla oceny stanu siedlisk bentosowych w wodach przybrzeżnych i przejściowych jest dyskusyjny. Proponowane przez zespół ekspercki projektu BalticBOOST i SPICE wskaźniki: „Tlen rozpuszczony przy dnie” oraz „Przezroczystość wody morskiej – Widzialność krążka Secchi’ego” nie zostaną wykorzystane w ocenie krajowej stanu siedlisk bentosowych. Wskaźniki te stanowią obiektywne narzędzie do określenia stanu siedlisk pelagicznych, jednak ich wykorzystanie do oceny siedlisk dna morskiego i bentosu budzi merytoryczne wątpliwości.

Wskaźnik „Przezroczystość wody morskiej – Widzialność krążka Secchi’ego” dotyczy wyłącznie przypowierzchniowej warstwy wody (do około 6–7 m), ma więc pośredni i ograniczony związek z jakością siedlisk dna morskiego. Przezroczystość wody cechuje się naturalną zmiennością w czasie i przestrzeni (chwilowe posztormowe zmętnienie wody, intensywne spływy wód rzecznych, przemieszczające się zakwity fitoplanktonu, itp.). Zwiększone koncentracje zawiesiny i planktonu w dynamicznej, przypowierzchniowej warstwie wody – ograniczające jej przezroczystość – oddziałują na siedliska dna morskiego i zasiedlający je zoobentos w sposób, co najwyżej, pośredni.

Wskaźnik „Tlen rozpuszczony przy dnie” w przydennej warstwie wody należy do grupy czynników mających istotne znaczenie dla bentosu. Jednak w wodach przybrzeżnych i przejściowych tlen w naddennej warstwie wody nie jest czynnikiem limitującym stan zbiorowisk zoobentosu, gdyż płytkość akwenów umożliwia pionowe mieszanie mas wody i dobrą bezpośrednią wymianę z atmosferą, dzięki czemu w strefie przydennej nie występują deficyty tlenu. Tlen jest czynnikiem limitującym występowanie zespołów zoobentosu zasiedlającego głębsze dno, poniżej warstwy halokliny (50–60 m), gdzie w wyniku mineralizacji opadającej materii organicznej może dochodzić do wyczerpywania tlenu w przydennej warstwie wody. Wadą wskaźnika jest to, że pokazuje stan w momencie pomiaru *in situ* i nie odzwierciedla retrospektywnie skutków zmian warunków środowiskowych, które ukształtowały aktualnie występujący zespół bentosu. Przykładem może być sytuacja panująca na dnie południowobałtyckich głębi. Utrzymujący się stan hipoksji (lub anoksji) powoduje stopniową eliminację zoobentosu, jednak po wlewie natlenionych wód z Morza Północnego, chwilowy wzrost stężenia tlenu w przydennej warstwie wody sprawia, że warunki bytowania zoobentosu w momencie pomiaru tlenu mogą mieć wartości optymalne, co nie oznacza, że organizmy bentosowe będą obecne, ponieważ ponowne zasiedlenie dna nie odbywa się natychmiast po poprawie warunków tlenowych. Stan ten trwa do czasu wyczerpania tlenu w procesie mineralizacji opadającej z toni wodnej materii organicznej. Wskaźnik tlenowy bezpośrednio po wlewie natlenionych wód wykazuje dobry stan siedliska, podczas gdy wskaźniki biotyczne oceniające bezpośrednio stan bentosu mogą dawać wynik niekorzystny.



Przyjmując, że stan jakości zbiorowisk zoobentosu jest pochodną stanu jakości siedlisk dna morskiego, za najbardziej odpowiednią miarę oceny siedlisk dennych uznać należy wskaźniki biotyczne oparte na charakterystyce struktury jakościowej i ilościowej zoobentosu, z uwzględnieniem wrażliwości taksonów na czynniki presji, a nie na ocenie zestawu wybranych czynników fizyczno-chemicznych. Uzyskana wartość wskaźnika biotycznego zoobentosu odzwierciedla skumulowane skutki oddziaływania wszystkich, a nie tylko wybranych, czynników fizyczno-chemicznych. W państwach nadbałtyckich od kilkunastu lat powszechnie stosuje się wskaźniki biotyczne dedykowane bezpośrednio ocenie stanu siedlisk dennych i zasiedlających je zespołów bentosu.

Koncepcja oceny stanu siedlisk bentosowych w II ocenie holistycznej w zakresie wykorzystania wskaźnika „*Stan zbiorowisk makrofauny dna miękkiego*” – BQI – dla wód otwartych nie została dotychczas przeanalizowana w kontekście spójności ocen dokonywanych wskaźnikami krajowymi *versus* BQI. Również pod względem merytoryczności zasad oceny proponowanym wskaźnikiem obawy budzić mogą ewentualne skutki niekonsekwencji metodycznych w stosowaniu wskaźników, z których do najważniejszych zaliczyć należy:

- 1) podział na wody morskie znajdujące się w domenie RDW i wody otwarte będące przedmiotem oceny w RDSM jest podziałem sztucznym, typowo administracyjnym (JCWP i podakweny HELCOM są podstawowymi jednostkami zarządzania „*basic management unit*” podlegającym odrębnym ocenom i wynikającym z niej konsekwencjom); podział ten nie uwzględnia ciągłości siedlisk dna morskiego, które zachowują te same cechy i właściwości biotyczne i fizyczno-chemiczne, mimo że zostały rozdzielone na terytorialne jednostki oceniane różnymi metodami;
- 2) wskaźnik BQI bazuje na innych wartościach wrażliwości gatunków zoobentosu niż wskaźniki krajowe, co może skutkować odmienną wartością oceny;
- 3) wartości referencyjne dla wskaźnika BQI zostały określone w odmienny sposób niż dla wskaźników krajowych, co może skutkować pojawieniem się różnic między ocenami;
- 4) podział na klasy jakości (wartość progowa stan dobry – GES/stan poniżej dobrego – subGES) dla wskaźnika BQI został określony w odmienny sposób niż dla wskaźników krajowych.

W II ocenie holistycznej za lata 2011–2015, w ocenie stanu siedlisk bentosowych w wodach otwartych zastosowano wskaźnik biotyczny BQI oraz wskaźnik „*Dług tlenowy*”, natomiast dla potrzeb oceny krajowej użyto wskaźnika B opracowanego w Polsce na potrzeby krajowej oceny stanu ekologicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach wdrażania RDW (Osowiecki i in. 2012, rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych). Metodę tę stosuje się obecnie również w PMŚ w ocenie stanu środowiska wód otwartych na potrzeby RDSM. Wskaźnik B został przetestowany i wykorzystany do oceny stanu środowiska wód otwartych w ocenie wstępnej stanu środowiska polskich wód morskich (Osowiecki i in. 2012, GIOŚ 2014). Wskaźniki BQI i B, mimo że oparte są na tych samych kryteriach, różnią się metodyką w zakresie ich zastosowania (tabela 2.1.41 i tabela 2.1.42).

Tabela 2.1.41. Charakterystyka kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej z wykorzystaniem wskaźników B i BQI.

Lp.	Kryteria	Ocena krajowa wskaźnik B	Ocena holistyczna wskaźnik BQI
1.	Zasięg terytorialny	Dno miękkie POM w całym zakresie głębokości	Dno miękkie do głębokości 60 m (średnia głębokość halokliny)
2.	Określenie stopnia wrażliwości/tolerancji taksonów (w tym gatunków obcych)	Metoda ekspercka (w oparciu o wiedzę na temat ekologii i występowania taksonów)	Kalkulacja matematyczna (indeks Hulberta)
3.	Sposób wyznaczania wartości referencyjnej	Najwyższa wartość wskaźnika w terytorialnej jednostce oceny	Mediana najwyższych 10% wartości BQI w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016)
4.	Metoda określania wartości progowej - granicy GES/subGES	Metoda statystyczna Jenks-Caspal (1971)	Metoda zależna od obszaru oceny: - wyznaczona metodą statystyczną lub metodą ekspercką, - wyznaczonych jako 0,6 wartość 10. percentyla (górnych 10% wszystkich wartości BQI) w terytorialnej jednostce zasoleniowej

Tabela 2.1.42. Analiza porównawcza zastosowania wskaźników B i BQI dla poszczególnych kryteriów zastosowanych w ocenie krajowej i w II ocenie holistycznej wraz z rekomendacjami.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
Uzasadnienie możliwości zastosowania	Wskaźnik B był interkalibrowany w ramach typu wód przybrzeżnych BC7.	W chwili obecnej nie ma ustalonych granic stanu wskaźnika BQI dla 2 z 3 jednostek oceny w POM, w związku z czym nie ma możliwości wykorzystania wskaźnika w ocenie krajowej.		
Zasięg terytorialny	Ocena krajowa wykonana w oparciu o wskaźnik B uwzględniać będzie wszystkie wyniki PMS w zakresie badań makrozoobentosu zebrane w okresie oceny (lata 2011-2016), na wszystkich stacjach, na których badano zoobentos, w całym zakresie głębokości POM.	Ocena holistyczna wykonana w oparciu o wskaźnik BQI uwzględniać będzie wyniki PMS w zakresie badań makrozoobentosu do głębokości 60 m (średnia głębokość położenia haloekliny), w wyniku czego wyłączone będą z oceny duże fragmenty dna morskiego POM, na których wykonywany jest monitoring zoobentosu i pozyskiwane są dane.	Granica głębokości zalegania haloekliny, 60 m, nie jest naturalną granicą różnicującą siedliska denne pod względem charakteru, właściwości i integralności. Zastosowanie kryterium głębokości – w przypadku wskaźnika BQI – skutkuje wyeliminowaniem z oceny Basenu Bornholmskiego stacji monitoringowych zlokalizowanych na większych głębokościach, niż określona na 60 m głębokość haloekliny, w tym stacji P5 (91 m) oraz stacji P3 (89-90 m), która usytuowana jest na zachodnim progu Rynny Słupskiej i której dno zasiedla zróżnicowany i cenny zespół makrozoobentosu; cyt.: „W 2015 r., podobnie jak rok wcześniej, pobrano próbki fauny dennej w rejonie Rynny Słupskiej (st. P2 oraz P3), przy czym stacja P3 zaliczana jest do obszaru Basenu Bornholmskiego, a stacja P2 do obszaru Basenu Gotlandzkiego. Uzyskane wartości wskaźnika B wskazywały na dobry (P3), a nawet bardzo dobry (P2) stan środowiska, pomimo znacznej głębokości tych stacji (P2 – 74 m; P3 – 89 m)” (Łysiak-Pastuszak i in. (red.) 2016).	Do oceny włączono dane w zakresie badań makrozoobentosu pozyskanych w PMS z całości obszaru POM.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
Określenie stopnia wrażliwości/tolerancji taksonów (w tym gatunków obcych)	W ocenie krajowej, wykonanej w oparciu o wskaźnik B, stopień wrażliwości/tolerancji taksonów zoobentosu na czynniki presji określono metodą oceny eksperckiej na podstawie danych literaturowych oraz wyników badań własnych nad stałością występowania taksonów w poszczególnych typach biotycznych. Gatunkom obcym/inwazyjnym nadano najniższą wartość wrażliwości.	W ocenie holistycznej wykonanej w oparciu o wskaźnik BQI stopień wrażliwości/tolerancji taksonów zoobentosu wyznacza się z wykorzystaniem indeksu Hulberta. Metoda przyznaje gatunkom oportunistycznym i inwazyjnym wysokie wartości wrażliwości. [w:] (Kownacka i Warzocha 2015): Tab. 1. kolumna „class4_all. Gatunkom typowym dla czystego, piaszczystego dna ( <i>Cerastoderma glaucum</i> 4,17, <i>Bathyporeia pilosa</i> 4,77, <i>Pygospio elegans</i> 4,36) przypisano wartości wrażliwości zbliżone lub niższe niż oportunistycznym gatunkom wskaźnikowym dna zdegradowanego ( <i>Hediste diversicolor</i> 4,17, <i>Corophium volutator</i> 6,41). Wysokie wartości mają również gatunki obce – inwazyjne (np.: <i>Marenzelleria</i> spp. 7,61”.	Arbitralne ustalenie głębokości halokliny na 60 m negatywnie weryfikują wyniki badań monitoringowych. Dane z PMS w 2012 r. (źródło: IMGW-PIB) wskazują, że: „Najbliżej powierzchni morza, na poziomie około 40 m, haloklina znajdowała się w Głębi Bornholmskiej w listopadzie, a w pozostałych okresach pomiarowych występowała na głębokości około 45 m...” (Kamińska 2013).	Przyjęto metodę ekspercką w określaniu wrażliwości taksonów zoobentosu. Gatunkom inwazyjnym i oportunistycznym przypisano najniższy stopień wrażliwości.

Kryterium	Wskaźnik B	Wskaźnik BQI	Komentarz	Rekomendacja
Sposób wyznaczenia wartości referencyjnej	Wartość referencyjna wskaźnika B jest tożsama z najwyższą wartością wskaźnika wyliczoną w danym okresie oceny.	Ocena holistyczna wykonana w oparciu o wskaźnik BQI zakłada, że wartością referencyjną wskaźnika jest mediana najwyższych 10% wartości BQI w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016).	Zaproponowany w przypadku oceny wskaźnikiem BQI sposób określania wartości referencyjnej oznacza to, że około 5% najwyższych wartości wskaźnika przekroczy wartość referencyjną, a EQR (będący ilorazem wyliczonej wartości wskaźnika i wartości referencyjnej) dla tych wartości przekroczy wartość 1. Jest to sprzeczne z definicją, która określa EQR jako standaryzowaną niemianowaną wartość, będącą ułamkiem wartości referencyjnej wskaźnika, mieszczącą się w przedziale 0-1.	Wartość referencyjną określono na poziomie najwyższej wartości wskaźnika zmierzonej w okresie oceny.
Metoda określania wartości progowej - granicy GES/subGES	W ocenie krajowej wykonanej w oparciu o wskaźnik B granice liczbowe wskaźnika, określające poszczególne stany jakości ekologicznej, zgodnie z przepisami RDW, wyznaczono metodą naturalnego grupowania (natural breaks), (Jenks i Caspall 1971). Jest to metoda oparta na optymalizacji podziału danych na grupy ze względu na ich podobieństwo wewnątrz grupy i różnicowanie pomiędzy nimi. Wartość progową według RDSM - granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) - przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeb oceny RDW.	W ocenie holistycznej, wykonanej w oparciu o wskaźnik BQI granicę GES/subGES wyznacza iloczyn 0,6 i wartość 10. percentyla (górných 10% wszystkich wartości BQI) w terytorialnej jednostce zasoleniowej według Schiele i in. (2016).		W celu określenia granicy stanu GES/subGES w ocenie stanu siedlisk bentosowych zastosowano metodę naturalnego grupowania.

Przeprowadzono testowanie wskaźników B i BQI na podstawie danych PMŚ oraz wartości wskaźnika BQI wyliczonych przez ekspertów grupy HELCOM TAPAS z uwzględnieniem metodyki zastosowanej w II ocenie holistycznej, tj. wrażliwości gatunków zależnej od zasolenia w akwenach określonych przez Schiele i in. (2016), dla stacji usytuowanych ponad halokliną. Jedynymi stacjami, które spełniały powyższe kryteria w POM, i dla których wyliczono wskaźniki BQI były stacje Ł7 i Z, zlokalizowane we Wschodnim Basenie Gotlandzkim. W celach porównawczych, ze zbioru tych samych danych wyliczono wskaźniki B, osobno dla każdej z analizowanych 3 próbek zoobentosu pobranych na stacjach Ł7 i Z w latach 2011–2015.

Na stacji Z wartości wskaźników B i BQI wykazały, że stan zoobentosu na tej stacji scharakteryzowany obydwoma wskaźnikami określono jako dobry – GES. Na stacji Ł7 Wskaźnik BQI we wszystkich latach i we wszystkich próbkach wskazał na dobry stan środowiska (GES), natomiast średnia wartość wskaźnika B w okresie oceny wykazała stan zoobentosu poniżej dobrego (subGES).

Zależność wskaźników B i BQI od czynników presji, tj. wskaźników eutrofizacji, zbadano dla serii danych z okresu oceny holistycznej (lata 2011–2016). Analizowano zależności wskaźników multimetrycznych z następującymi wskaźnikami eutrofizacji (stężenia substancji biogennych odnoszą się do powierzchniowej warstwy morza 0–10 m; stężenie chlorofilu-a do warstwy 0–20 m):

- 1) średnia przejrzystość wody morskiej w miesiącach letnich (widzialność krążka Secchi'ego); Secchi (VI–IX);
- 2) przejrzystość wody morskiej w rozdzielczości rocznej – średnia roczna; Secchi (rok);
- 3) średnie stężenie fosforanów [ $\text{PO}_4^{3-}$ ] w miesiącach zimowych; DIP (I–III);
- 4) średnie roczne stężenie fosforanów; DIP (rok);
- 5) średnie stężenie fosforu ogólnego w miesiącach letnich; TP (VI–IX);
- 6) średnie roczne stężenie fosforu ogólnego; TP (rok);
- 7) średnie stężenie azotu mineralnego w miesiącach zimowych; DIN (I–III) [ $\text{DIN}=\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^- + \text{NH}_4^+$ ];
- 8) średnie roczne stężenie azotu mineralnego; DIN (rok);
- 9) średnie stężenie azotu ogólnego w miesiącach letnich; TN (VI–IX);
- 10) średnie roczne stężenie azotu ogólnego; TN (rok);
- 11) średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach letnich; Chl-a (VI–IX);
- 12) średnie roczne stężenie chlorofilu-a; Chl-a (rok);
- 13) średnie minimalne stężenie tlenu w warstwie przydennej w miesiącach letnich;  $\text{O}_2$  (VI–IX).

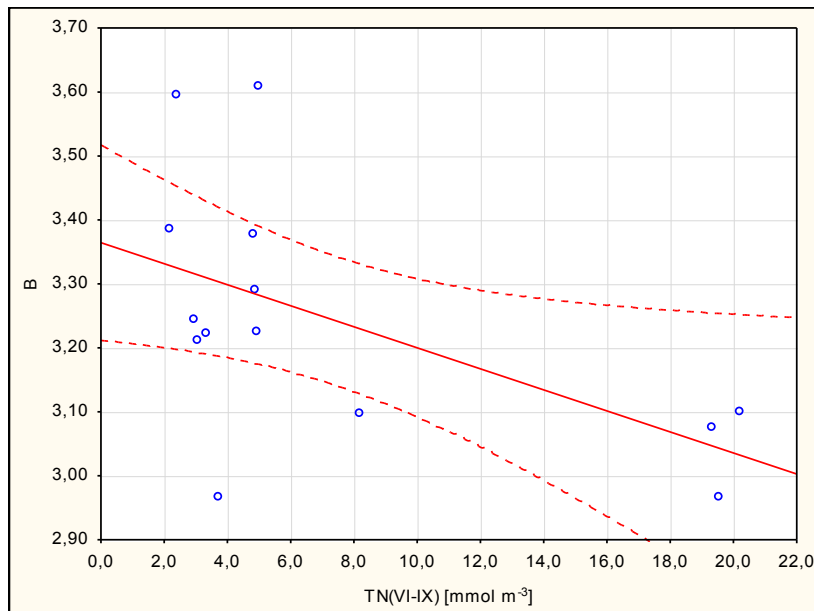
Wykonano także analizę zmienności wskaźników B i BQI w czasie (np. wskaźnik B vs czas).

W pięcioletniej serii danych nie udało się ustalić praktycznie żadnej statystycznie istotnej zależności, z wyjątkiem zależności pomiędzy BQI i zawartością azotu ogólnego (TN). Mając na uwadze, że stacje Ł7 i Z usytuowane są na płytkim dnie (głębokość odpowiednio: 21 m i 17 m) zależność tę uznać należy za przypadkową. Brak korelacji z pozostałymi czynnikami presji może wynikać z korzystnych dla zoobentosu warunków środowiskowych w tej strefie głębokości, ale przede wszystkim z ubogiego zbioru danych i bardzo krótkiej analizowanej serii pomiarowej. W tak krótkim okresie, żaden z czynników presji, potencjalnie oddziałujących na zespół zoobentosu, nie okazał się czynnikiem limitującym ich rozwój.

Dalszą analizę korelacji dla tego rejonu POM wykonano wyłącznie dla wskaźnika B, z uwagi na brak danych w zakresie BQI. Testowano zależność wskaźnika B w następujących układach danych:

- 1) zależność od chwilowych stężeń czynników eutrofizacji w warstwie przydennej;
- 2) zależność od wskaźników eutrofizacji.

W układzie chwilowych stężeń substancji biogennych i tlenu w wodzie przydennej dla puli wyników uzyskanych na stacjach Ł7 i Z w dłuższym okresie (lata 1999–2016), podobnie jak dla okresu oceny (lata 2011–2016), nie udało się wykazać żadnych istotnych statystycznie zależności między wskaźnikiem B, a czynnikami eutrofizacji (rys. 2.1.70).



Rys. 2.1.70. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w obszarze płytkowodnym POM (stacje Ł7, Z), dane z lat 1999-2016.

W ramach badania zależności wskaźnika B od wskaźników eutrofizacji, w serii danych z lat 1987–2016, jedyną statystycznie istotną zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego, który traktuje się często jako aproksymator zawartości materii organicznej. Zatem nawet w tym płytkim i dynamicznym obszarze morza, zaznacza się wpływ nadmiaru materii organicznej na zbiorowisko organizmów żyjących na dnie.

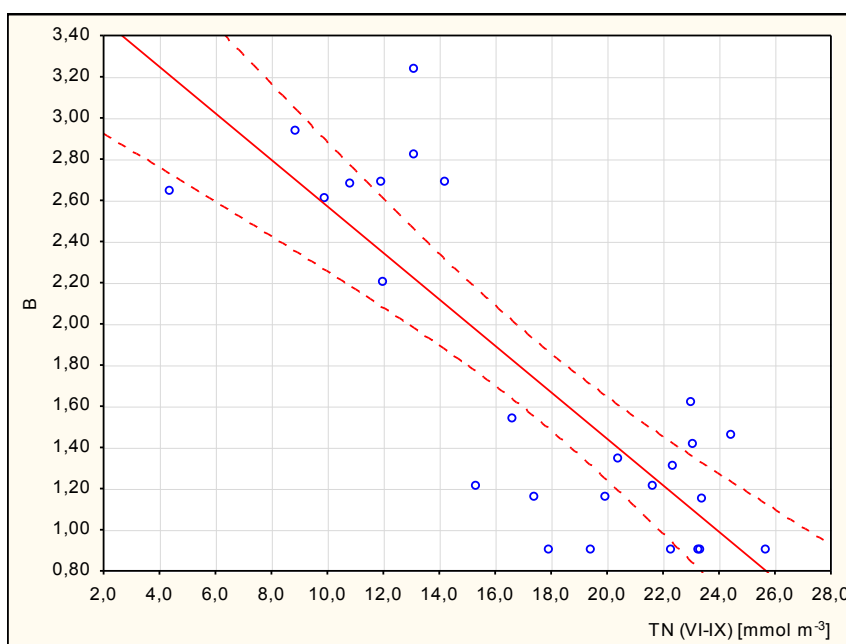
Jedyna istotna zależność wystąpiła między wskaźnikiem B i czynnikiem presji – azotem całkowitym (w okresie wegetacyjnym – miesiące VI-IX), co oznacza, że stan zoobentosu w strefie płytkiego dna limituje przede wszystkim dostępność materii organicznej dla organizmów filtrujących i odżywiających się materią organiczną zdeponowaną na powierzchni osadów dna morskiego.

Zoobentos obszaru głębokowodnego (pod halokliną) w polskiej części Wschodniego Basenu Gotlandzkiego reprezentuje zbiorowisko badane na stacji P140. Generalnie, na stacjach głębokowodnych warunki środowiskowe dla bytowania zoobentosu są mniej korzystne niż w strefie dna płytkiego. Ponadto ulegają one zmianom o nieprzewidywalnej częstotliwości wywołanej, przede wszystkim, wlewami natlenionych i gęstych wód z Morza Północnego. Czynniki presji oddziałują na zespoły makrozoobentosu z różnym nasileniem. W tej strefie głębokości czynniki presji oddziałują na zoobentos w sposób zdecydowanie limitujący, zatem zależności między wartościami pomiarów a wartością wskaźnika B zaznaczają się znacznie silniej.

Badanie korelacji wskaźnika B z obszaru głębokowodnego z czynnikami eutrofizacji wykonano w analogicznym układzie jak w przypadku strefy płytkowodnej. Badano zależność od chwilowych stężeń czynników eutrofizacji w warstwie wody przydennej oraz zależność od wskaźników eutrofizacji. Dane pomiarowe z warstwy przydennej stężeń substancji biogennych i tlenu z lat 1999–2016 nie obejmowały okresu 2011–2013.

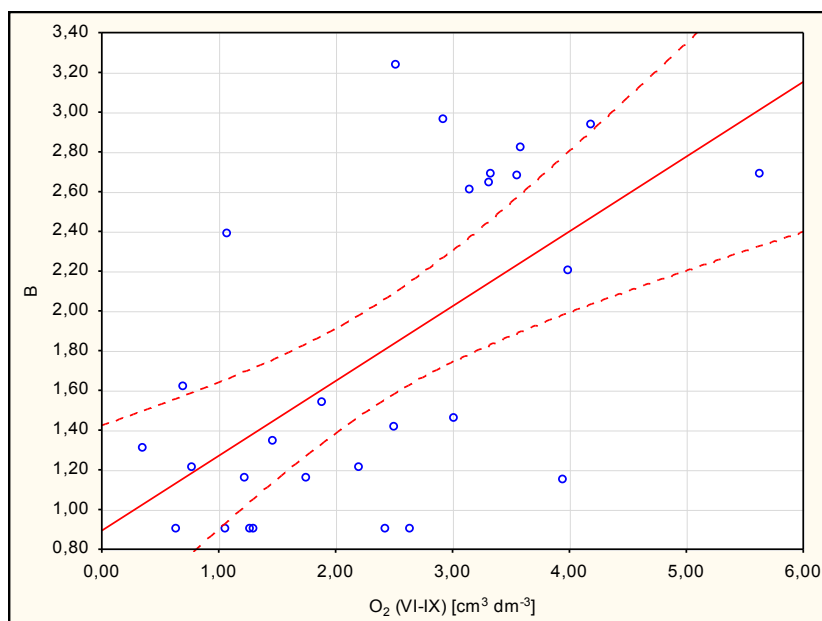
Badanie korelacji wskaźnika B (zoobentosu) z czynnikami presji – wskaźnikami eutrofizacji – wykazało kilka istotnych zależności, z których najsilniejsze to zależność między wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego w miesiącach letnich (TN VI-IX;  $r=-0,82$ ;  $n=28$ ;  $p=0,000$ ) (rys.

2.1.70), jak i w przedziale całego roku (TN-rok;  $r=-0,690$ ,  $n=27$ ,  $p=0,000$ ), a także korespondującą z azotem ogólnym jako aproksymatorem obecności materii zawieszanej w kolumnie wody – widzialnością krążka Secchi w miesiącach letnich (Secchi VI-IX;  $r=-0,600$ ,  $n=28$ ,  $p=0,000$ ). Nieco słabszą, niemniej istotną statystycznie, zależność wskaźnika B stwierdzono względem natlenienia warstwy przydennej ( $r=0,610$ ,  $n=28$ ,  $p=0,0018$ ) (rys. 2.1.72). Natomiast zależności wskaźnika B od stężeń azotu mineralnego w miesiącach zimowych (DIN I-III) należy uznać za słabe. Przeprowadzone badanie zależności korelacyjnych wykazało jednoznacznie, że stan zoobentosu w obszarze głębokowodnym jest zależny od czynników eutrofizacji – nadmiar materii organicznej, aproksymowanej przez zawartość azotu ogólnego, jest czynnikiem niekorzystnym. Analogicznie działa niedobór tlenu w wodzie przydennej również związany z nadmiarem materii organicznej.





Rys. 2.1.71. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością azotu ogólnego w wodzie morskiej w miesiącach letnich (TN(VI-IX)) w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016.



Rys. 2.1.72. Zależność między wskaźnikiem stanu makrozoobentosu (B) a zawartością tlenu w wodzie przydennej w miesiącach letnich ( $O_2(VI-IX)$ ) w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (stacja P140), dane z lat 1987-2016.

Podsumowując, analiza porównawcza ocen stanu środowiska z wykorzystaniem wskaźników B i BQI wykazała, że wskaźnik B jest bardziej selektywny niż BQI, tj. w przeciwieństwie do wskaźnika BQI różnicuje stan zoobentosu na stacjach w strefie płytkowodnej polskiej strefy Bałtyku. Ponadto, wskaźnik B wykazuje silne powiązania z czynnikami presji, szczególnie w strefie głębokowodnej. Z powyższych stwierdzeń wynika, że multimetryczny wskaźnik B dobrze charakteryzuje stan zbiorowisk makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku, zarówno w strefie płytkowodnej, jak i głębokowodnej. Z tego względu wskaźnik B jest wykorzystany w ocenie siedlisk bentosowych.

Do oceny stanu siedliska dna miękkiego w zalewach, oprócz wskaźnika B, zastosowano również nowy, krajowy wskaźnik – „*Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach*”, tzw. ESMiz, dostosowany do oceny stanu jakości środowiska Zalewu Szczecińskiego, Zalewu Kamieńskiego i Zalewu Wiślanego, na podstawie makrofitów (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016).

### **Wskaźnik stanu makrofitów – $SM_1$**

#### **Charakterystyka i wzór**

Wskaźnik  $SM_1$  do oceny stanu środowiska na podstawie makrofitów w POM określa stosunek biomasy taksonów pozytywnych ( $Bp$ ) (tabela 2.1.43.) do całkowitej biomasy makrofitów ( $Bc$ ). Wzór uwzględnia wartości procentu pokrycia dna przez te taksony ( $pd$ ), a także wskazuje miesiące, z których zaciągane są dane (Osowiecki i in. 2012a). We wzorze wskaźnika  $SM_1$ , zastosowanym w ocenie wstępnej dla lat 2005-2010 (GIOŚ 2014), składowa „procent pokrycia dna” oraz informacje o miesiącach z których zaciągane są dane, nie były zaznaczone we wzorze, a jedynie w opisie wskaźnika i metodzie jego wyliczania. Dla jednoznaczności, w poniższym wzorze wskaźnika  $SM_1$  zaznaczono ww. składową i informacje o miesiącach.

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n (B_p * pd_p)_{VI} + \sum_1^n (B_p * pd_p)_{IX}}{\sum_1^z (B_t * pd_t)_{VI} + \sum_1^z (B_t * pd_t)_{IX}}$$

gdzie:

$B_p$  – biomasa [g s.m.] taksonu pozytywnego (takson 1÷n)

$pd_p$  – pokrycie dna taksonu pozytywnego (takson 1÷n) (tabela 2.1.43.)

$B_t$  – biomasa [g s.m.] każdego stwierdzonego taksonu (takson 1÷z)

$pd_t$  – pokrycie dna przez każdy stwierdzony takson (takson 1÷z)

VI – dane z czerwca

IX – dane z września

Tabela 2.1.43. Wykaz taksonów pozytywnych makrofitów uwzględnianych we wskaźniku  $SM_1$ .

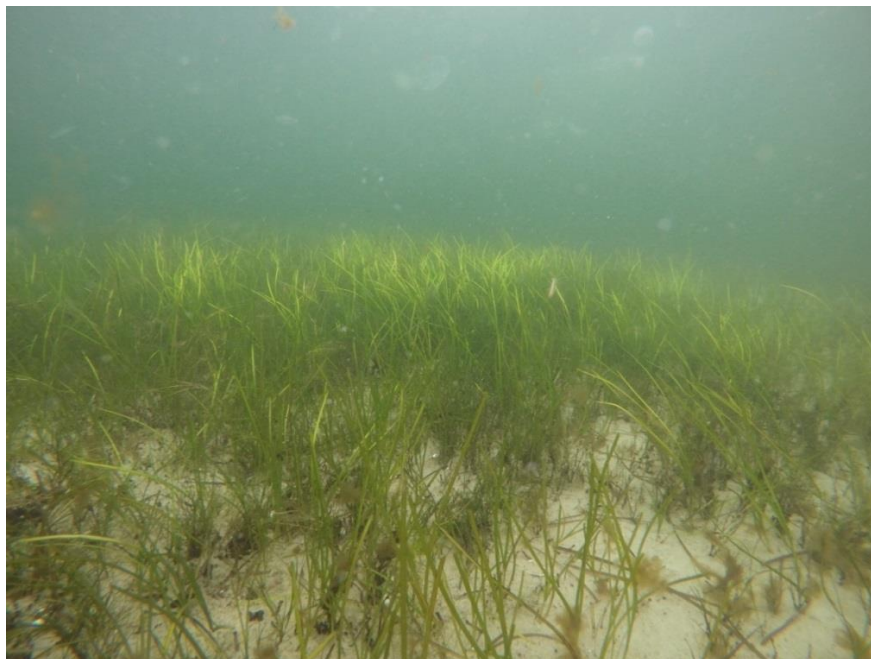
Taksony pozytywne dla $SM_1$ (VI, IX)
<i>Chara</i> sp.
<i>Tolypella nidifica</i>
<i>Desmarestia viridis</i>
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>
<i>Sphacelaria cirrosa</i>
<i>Delesseria sanguinea</i>
<i>Ceramium diaphanum</i>
<i>Ceramium tenuicorne</i>
<i>Ceramium virgatum</i>
<i>Coccotylus truncatus</i>
<i>Furcellaria lumbricalis</i>
<i>Polysiphonia elongata</i>
<i>Vertebrata fucoides</i> -( <i>Polysiphonia fucoides</i> )
<i>Rhodomela confervoides</i>
<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Myriophyllum spicatum</i>
<i>Potamogeton filiformis</i>
<i>Potamogeton perfoliatus</i>
<i>Ranunculus baudotii</i>
<i>Ruppia maritima</i>
<i>Potamogeton pectinatus</i> -( <i>Stuckenia pectinata</i> )
<i>Zannichellia palustris</i>
<i>Zostera marina</i>

Ocena stanu dla lat 2011-2016 przy zastosowaniu wskaźnika  $SM_1$  to średnia ze wszystkich wartości wskaźnika  $SM_1$  wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, dla danego obszaru oceny.

Wskaźnik  $SM_1$  zastosowano na etapie oceny wstępnej stanu środowiska w POM, z wyjątkiem zalewów przy morskich za lata 2005-2010 (GIOŚ 2014) i wykorzystano także do oceny stanu POM dla lat 2011-2016.

Wskaźnik  $SM_1$  spełnia kryterium D6C5 (tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego zgodnie z wytycznymi decyzji 2017/848, a także BSAP w zakresie celów ekologicznych – dobrze rozwijające się i pozostające w równowadze

populacje roślin i zwierząt oraz naturalny krajobraz morski, a przede wszystkim stosowany jest do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych w POM, w ramach realizacji zaleceń RDW.



Rys. 2.1.73. Makrofity w Zatoce Puckiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

### Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość progowa, czyli granica między stanem dobrym – GES a stanem poniżej dobrego – subGES określany na podstawie wskaźnika  $SM_1$  wynosi 0,80 (tabela 2.1.44).

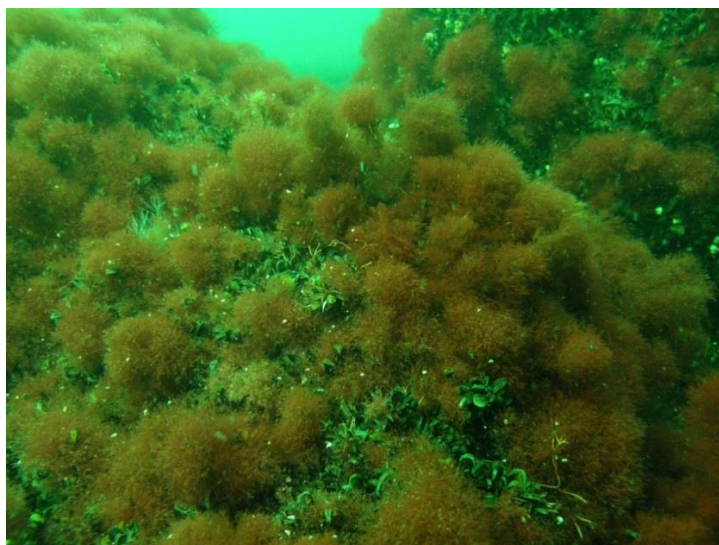
Tabela 2.1.44. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika  $SM_1$  według RDW i RDSM.

Przedziały wartości wskaźnika $SM_1$	Stan ekologiczny	
	według RDW	według RDSM
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (1)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (2)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (3)	subGES
$0,20 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (4)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,20$	zły (5)	

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Wskaźnik  $SM_1$  bazuje na dynamice wzajemnych zależności między biomasą taksonów pozytywnych, a biomasą całkowitą, w tym biomasą taksonów oportunistycznych (także powierzchni jaką porastają), co odzwierciedla stan ekologiczny ekosystemu. Do gatunków pozytywnych zaliczane są gatunki siedliskotwórcze, wrażliwe na zmiany jakości wody, związane z dnem, np. *Furcellaria lumbricalis*, porastające dno kamieniste, czy też *Zostera marina* oraz ramienice rosnące na dnie piaszczystym. Ich biomasa i powierzchnia porostania dna jest tym większa, im lepszy jest stan ekologiczny akwenu (wartości wskaźnika  $SM_1$  są wówczas bliskie 1). Zmiany w występowaniu gatunków pozytywnych mogą nastąpić pod wpływem czynników bezpośrednich, takich jak np. zmiany fizyczne i chemiczne w osadach lub zmiany przezroczystości wody oraz z przyczyn pośrednich – występowanie gatunków oportunistycznych (negatywnych), takich jak gatunki jednoroczne o szerokiej tolerancji na zmianę warunków środowiskowych, w

tym na pogarszanie stanu ekologicznego środowiska (wzrost eutrofizacji). Gatunki te, np. *Pylaiella littoralis*, *Ectocarpus siliculosus* czy *Chaetomorpha linum*, występują najczęściej w postaci nieprzytwierdzonej do dna i mogą zalegać na różnych typach osadów. W reakcji na zwiększone stężenia substancji biogennych w wodzie, gatunki te zwiększają swoją biomasa i powierzchnię pokrywania dna, kosztem gatunków pozytywnych. Ich masowe występowanie, np. w postaci mat glonowych zalegających na dnie, stanowi poważne zagrożenie dla innych składników biocenozy, 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. Większy udział procentowy gatunków jednorocznych w całkowitej biomacie makrofitów (wartości wskaźnika  $SM_1$  są bliskie 0) świadczy o pogarszaniu się warunków troficznych środowiska.



Rys. 2.1.74. Dno twarde siedliska bentosowego z makrofitami na gładzowisku Ławicy Słupskiej (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

### **Multimetryczny wskaźnik B**

#### **Charakterystyka i wzór**

Multimetryczny wskaźnik B określa stan ekologiczny miękkiego dna morskiego na podstawie makrozoobentosu (Osowiecki i in. 2012). W swoim algorytmie zawiera najbardziej istotne kryteria oceny walorów zbiorowiska, tj. różnorodność taksonomiczną i liczebność poszczególnych taksonów oraz jakościową informację o ekologicznej wrażliwości/tolerancji poszczególnych taksonów. Wskaźnik przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest różnorodność taksonomiczna i udział taksonów wrażliwych, a udział taksonów w strukturze całkowitej liczebności wyrównany. Wskaźnik wyznacza się wg równania:

$$B = \frac{\sum_{i=1}^3 (w_i Q_i s n_i)}{\sum_{i=1}^3 D_i} - \log \left( 1 + \sum_{i=1}^3 D_i \right)$$

gdzie:

$w_i$  – waga klas dominacji,

$D_i$  - liczba taksonów należących do poszczególnych klas dominacji  $D_1, D_2, D_3$ ,

$s n_i = \sum s n_i$ ,

współczynnik  $Q_i = 0$  jeżeli  $D_i = 0$ ;  $Q_i = 1$  jeżeli  $D_i \neq 0$ ,

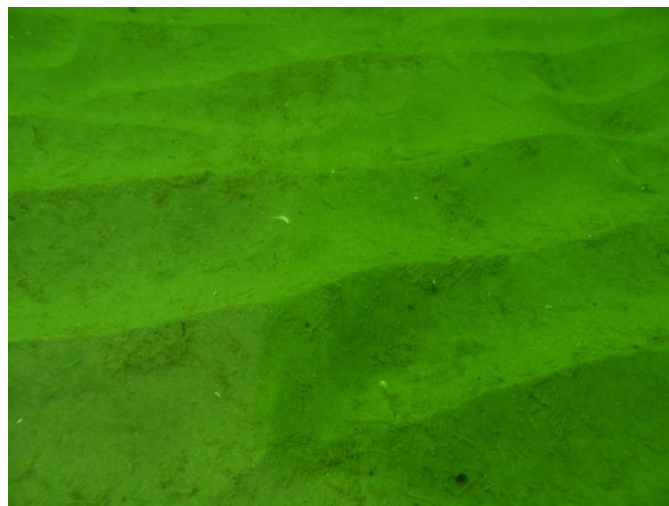
sensi – współczynnik wrażliwości/tolerancji taksonów na stres wywołany antropopresją (3 – taksony wrażliwe, 2 – taksony pośrednie, 1 – taksony tolerancyjne) (tabela 2.1.45).

W zależności od liczby klas dominacji,  $w_i$  może przyjmować wartości:

$w_1 = 3$  dla klasy dominacji  $D_1$  (udział > 10%),  
 $w_2 = 2$  dla klasy dominacji  $D_2$  ( $5\% \leq$  udział  $\leq 10\%$ ),  
 $w_3 = 1$  dla klasy dominacji  $D_3$  (udział < 5%).

Stan zbiorowisk makrozoobentosu mierzony wskaźnikiem B określa się dla każdej stacji. W przypadku poboru kilku próbek lub dokonania powtórzeń na stacji wartość wskaźnika uśrednia się.

Zakres tolerancji i wrażliwości taksonów na stres wywołany nadmierną zawartością materii organicznej w osadzie, będącej wynikiem postępującej eutrofizacji, określono metodą oceny eksperckiej, na podstawie danych literaturowych (Leppäkoski 1975, Pearson i Rosenberg 1978, Ostrowski 1985, Okołotowicz 1985, Żmudziński 1990, Rumohr i in. 1996, Janas 1998, Rosenberg i in. 2004, Blomqvist i in. 2006, Osowiecki i in. 2008) oraz wyników badań własnych nad stałością występowania taksonów w poszczególnych typach biotycznych w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Gatunkom obcym lub inwazyjnym nadano najniższą wartość wrażliwości. Nie wszystkie gatunki wchodzące w skład biocenozy jednakowo kształtują jej charakter i funkcjonowanie (Odum 1982). W związku z tym, podstawą algorytmu wskaźnika jest założenie, że gatunki dominujące w większym stopniu kształtują stan jakości zoocenoz dennych, niż gatunki występujące nielicznie. We wskaźniku zastosowano klasyfikację dominacji Trojana (1980), według której gatunki występujące w danym zespole podzielono na: dominanty ( $D_1$ ) – najliczniejsze, influenty ( $D_2$ ) – średnioliczne oraz gatunki akcesoryczne ( $D_3$ ) – małoliczebne. Każdej z klas dominacji przypisano wagę odpowiadającą roli, jaką pełnią w środowisku. Dominantom (stanowiącym więcej niż 10% całkowitej liczebności w próbce) nadano wagę 3, gdyż to one w największym stopniu kształtują charakter zoocenoz dennych. Influentom, stanowiącym od 5 do 10% całkowitej liczebności w próbce, nadano wagę odpowiednio niższą – 2, a gatunkom akcesorycznym, najmniej licznym (stanowiących mniej niż 5% całkowitej liczebności) – przypisano wagę 1.



Rys. 2.1.75. Dno miękkie siedliska bentosowego (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Zastosowano trzystopniową skalę tolerancji i wrażliwości, według której podzielono taksony notowane w polskiej strefie Bałtyku (tabela 2.1.45) na:

- 1) taksony o wąskim zakresie tolerancji, tzw. Gatunki wskaźnikowe dna czystego (Sensi=3);
- 2) taksony pośrednie, których występowanie nie jest ściśle skorelowane z zawartością materii organicznej w osadach dennych (Sensi=2);
- 3) taksony o szerokim zakresie tolerancji, odporne na znaczną zawartość materii organicznej w osadzie (Sensi=1).

Tabela 2.1.45. Wrażliwości taksonów zoobentosu stosowanych w wyliczaniu wskaźnika B.

Taksony wrażliwe (Sensi = 3)	Taksony wrażliwe (Sensi = 2)	Taksony wrażliwe (Sensi = 1)
<i>Anodonta anatina</i>	Ampharete	<i>Bylgides sarsi</i>
<i>Astarte borealis</i>	<i>Ampharete finmarchica</i>	<i>Capitella capitata</i>
<i>Astarte elliptica</i>	<i>Ampharete baltica</i>	Chironomidae
Astartidae	<i>Apocorophium lacustre</i>	Chironomini
<i>Bathyporeia pilosa</i>	Aricidea	<i>Chironomus plumosus</i>
<i>Cerastoderma glaucum</i>	<i>Aricidea cerrutii</i>	Corophium
<i>Cyathura carinata</i>	<i>Acmira cerrutii</i>	<i>Corophium multisetosum</i>
<i>Ecrobia ventrosa</i>	Bezzia	<i>Corophium volutator</i>
<i>Eurydice pulchra</i>	Bithynia	<i>Crassikorophium crassicorne</i>
<i>Fabricia stellaris</i>	<i>Bithynia tentaculata</i>	<i>Gammarus tigrinus</i>
<i>Heterotanais oerstedii</i>	Chelicerata	<i>Hediste diversicolor</i>
Hydrozoa	<i>Cyanophthalma obscura</i>	Insecta
Idotea	Dendrocoelum	<i>Limecola balthica</i>
<i>Idotea balthica</i>	<i>Diastylis rathkei</i>	<i>Marenzelleria neglecta</i>
<i>Idotea chelipes</i>	Diptera	<i>Marenzelleria viridis</i>
<i>Idotea granulosa</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>	Marenzelleria
<i>Jaera albifrons</i>	<i>Dyopodos monacanthus</i>	<i>Mya arenaria</i>
Jaera	<i>Ephydatia fluviatilis</i>	Oligochaeta
<i>Leptocheirus pilosus</i>	Gammarus	<i>Pholoe minuta</i>
<i>Monoporeia affinis</i>	<i>Gammarus duebeni</i>	<i>Rangia cuneata</i>
<i>Nymphon brevistre</i>	<i>Gammarus inaequicauda</i>	<i>Rhithropanopeus harrisii</i>
Piscicola	<i>Gammarus oceanicus</i>	<i>Saduria entomon</i>
<i>Pontoporeia femorata</i>	<i>Gammarus salinus</i>	<i>Scoloplos armiger</i>
<i>Priapulus caudatus</i>	<i>Gammarus zaddachi</i>	<i>Streblospio shrubsolii</i>
<i>Pygospio elegans</i>	<i>Halicryptus spinulosus</i>	<i>Trochochaeta multisetosa</i>
<i>Travisia forbesii</i>	<i>Halitholus cirratus</i>	-
Unio	Hydrobia	-
-	<i>Lekanesphaera hookeri</i>	-
-	<i>Manayunkia aestuarina</i>	-
-	<i>Mytilus edulis</i>	-
-	<i>Mytilus trossulus</i>	-
-	Nemertea	-
-	<i>Peringia ulvae</i>	-
-	Pisidium	-
-	<i>Planaria torva</i>	-
-	Potamopyrgus	-
-	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-
-	<i>Praunus flexuosus</i>	-
-	<i>Procerodes littoralis</i>	-
-	<i>Radix labiata</i>	-
-	Sphaerium	-

Taksony wrażliwe (Sensi = 3)	Taksony wrażliwe (Sensi = 2)	Taksony wrażliwe (Sensi = 1)
-	Tanypodinae	-
-	Tanytarsini	-
-	<i>Terebellides stroemii</i>	-
-	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	-
-	<i>Valvata piscinalis</i>	-
-	<i>Viviparus viviparus</i>	-

Źródło: opracowanie własne; nazwy taksonów przyjęto za: World Register of Marine Species, <http://www.marinespecies.org>, data wejścia na stronę: 11.08.2017.

Wskaźnik B spełnia kryterium D6C5 (tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego oraz kryterium D4C1 w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe zgodnie z decyzją 2017/848, a także jest stosowany na potrzeby oceny stanu ekologicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach RDW (Osowiecki i in. 2012, Anon. 2016).

### Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość referencyjna wskaźnika B jest tożsama z najwyższą wartością wskaźnika wyliczoną w serii danych historycznych. W przypadku, gdy w kolejnym okresie oceny zostanie uzyskana wyższa wartość wskaźnika B, staje się ona nową (zaktualizowaną) wartością referencyjną. Zalecane jest wówczas zaktualizowanie klasyfikacji stanu jakości ekologicznej metodą Jenks i Caspall (1971).

Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) – przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeb oceny RDW.

Stosuje się pięciostopniową klasyfikację, która została wprowadzona do systemu prawnego w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (tabela 2.1.46).

Tabela 2.1.46. Klasyfikacja stanu jakości zbiorowisk zoobentosu dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B według RDW i RDSM (GIOŚ 2014).

Wartość wskaźnika B	Wartość EQR	Stan ekologiczny	
		według RDW	według RDSM
> 3,72	> 0,765	bardzo dobry (1)	GES
≥ 3,18	≥ 0,647	dobry (2)	
≥ 2,70	≥ 0,546	umiarkowany (3)	subGES
≥ 1,91	≥ 0,395	słaby (4)	
< 1,91	< 0,395	zły (5)	

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Wskaźnik B dobrze charakteryzuje stan zbiorowiska makrozoobentosu w polskiej strefie Bałtyku – wykazuje zróżnicowanie między obszarami płytkowodnymi i głębokowodnymi oraz silnie i słabiej narażonymi na wpływ eutrofizacji. Wykazuje także silne powiązanie z czynnikami presji – stężeniami substancji biogennych i natlenieniem wód przydennych.

W strefie płytkowodnej Bałtyku w POM, w ramach badania zależności wskaźnika B od wskaźników eutrofizacji, w serii danych z lat 1987–2016, statystycznie istotną zależność stwierdzono pomiędzy wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego, który traktuje się często jako

aproksymator zawartości materii organicznej. Zatem nawet w tym płytkim i dynamicznym obszarze morza, zaznacza się niekorzystny (zależność jest odwrotnie proporcjonalna) wpływ nadmiaru materii organicznej na zbiorowisko organizmów żyjących na dnie. Stan zoobentosu w strefie płytkiego dna limituje przede wszystkim dostępność materii organicznej dla organizmów filtrujących i odżywiających się materią organiczną zdeponowaną na powierzchni osadów dna morskiego (Łysiak-Pastuszek i Osowiecki 2017).

Wskaźnik B wykazuje silne powiązania z czynnikami presji szczególnie w strefie głębokowodnej Morza Bałtyckiego. Badanie korelacji wskaźnika B z czynnikami presji – wskaźnikami eutrofizacji – wykazało kilka istotnych zależności, z których najsilniejsza to zależność między wskaźnikiem B i zawartością azotu ogólnego w miesiącach letnich, a także korespondującą z azotem ogólnym jako aproksymatorem obecności materii zawieszanej w kolumnie wody – widzialnością krążka Secchi w miesiącach letnich. Nieco słabszą, niemniej istotną statystycznie zależność wskaźnika B stwierdzono względem natlenienia warstwy przydennej. Nadmiar materii organicznej oraz niedobór tlenu w wodzie przydennej są czynnikami niekorzystnymi (Łysiak-Pastuszek i Osowiecki 2017).

### ***Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach – ESMIz***

#### **Charakterystyka i wzór**

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach, tzw. ESMIz jest zmodyfikowanym wskaźnikiem ESMI (oceniającym stan ekologiczny jezior polskich), dostosowanym do oceny stanu jakości środowiska zalewów, takich jak Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński i Zalew Wiślany, na podstawie makrofitów (Ciecierska i Kolada 2014, Bociąg 2016).

$$ESMIz = 1 - \exp \left[ - \frac{H}{H_{maks.}} \times Z \times \exp \left( \frac{N}{P} \right) \right]$$

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego jest wskaźnikiem multimetrycznym, skonstruowanym z dwóch wskaźników:

1. Wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego (H) uwzględniający skład gatunkowy, wyliczany ze wzoru Shannona-Wienera (1946), gdzie cechą ilościową są powierzchnie poszczególnych zbiorowisk:

$$H = - \sum \frac{n_i}{N} \times \ln \frac{n_i}{N}$$

gdzie:

**H** – wskaźnik zróżnicowania fitocenotycznego,

**n<sub>i</sub>** – powierzchnia płatów konkretnego zbiorowiska roślinnego, wyrażona w procentach ogólnej powierzchni fitolitoralu,

**N** – powierzchnia fitolitoralu jeziora przyjęta za 100%.

Wartość wskaźnika H uzależniona jest od liczby zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu oraz ich wzajemnego stosunku ilościowego. W warunkach braku czynników ograniczających możliwości rozwoju szaty roślinnej (brak lub bardzo mała antropopresja) udział poszczególnych zbiorowisk roślinnych w fitolitoralu jest zrównoważony, a współczynnik H osiąga wysokie wartości. W sytuacji zachwiania równowagi fitocenotycznej, np. na skutek presji, układy roślinne wykazują tendencje do upraszczania się, niektóre zbiorowiska wycofują się, inne zaczynają dominować, a wartość H spada.

Miarą strukturalnych uproszczeń roślinności pod wpływem antropopresji jest stosunek rzeczywistego zróżnicowania fitocenotycznego (H) do teoretycznie możliwego maksymalnego zróżnicowania  $H_{maks.}$ , obliczanego ze wzoru:



$$H_{\text{maks.}} = \ln S$$

gdzie:

$H_{\text{maks.}}$  – współczynnik teoretycznego maksymalnego zróżnicowania fitocenotycznego

$S$  – liczba zbiorowisk tworzących fitolitoral.

2. Wskaźnik zasiedlenia (Z) uwzględniający obfitość makrofitów, wyrażający stosunek powierzchni rzeczywiście zajmowanej przez makrofity (powierzchni fitolitoralu) do powierzchni potencjalnie dostępnej dla roślin:

$$Z = \frac{N}{P - \text{izob.}2,5}$$

gdzie:

$Z$  – wskaźnik zasiedlenia,

**izob. 2,5** – powierzchnia wody ograniczona izobatą 2,5 m (odczytywana z karty batymetrycznej),

$N$  – powierzchnia fitolitoralu,

$P$  – powierzchnia całego zalewu.

Wskaźnik zasiedlenia przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest maksymalna głębokość występowania roślin.

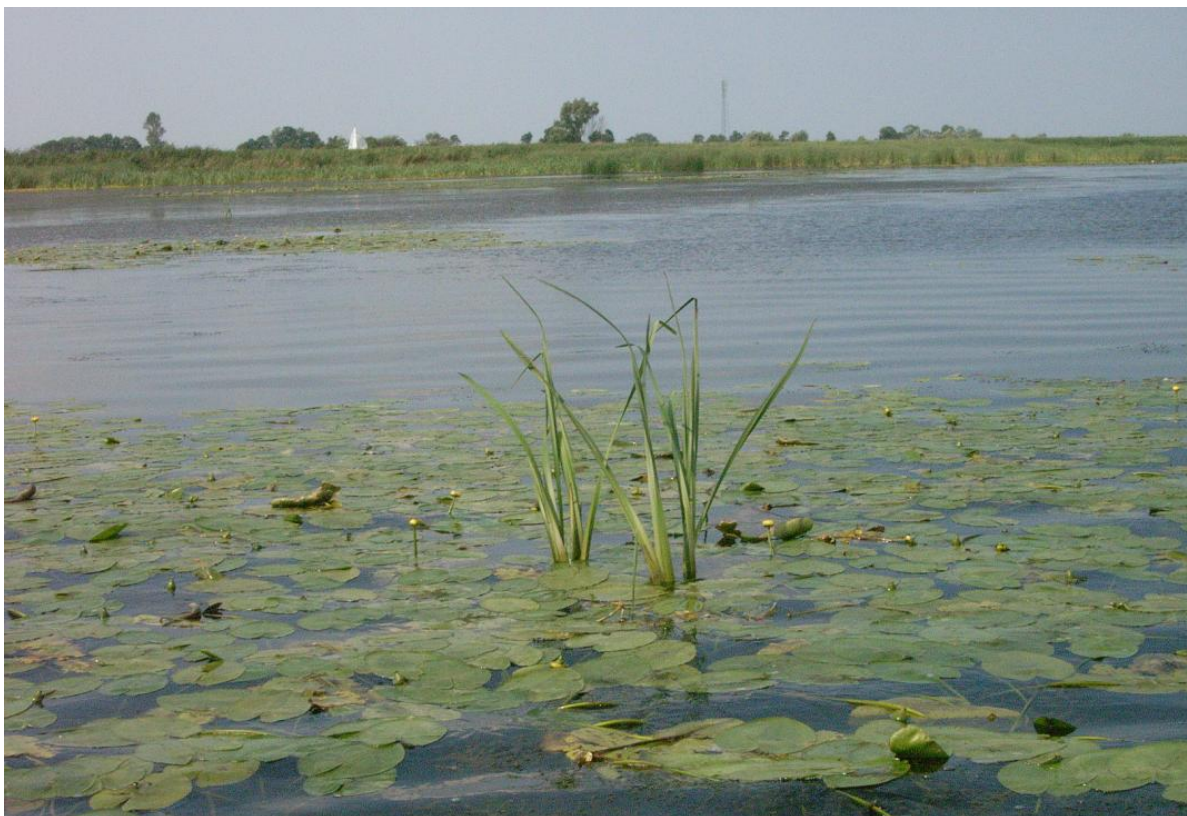
Dodatkowo, we wzorze ESMIz wprowadzona została wielkość, uwzględniająca różnice typologiczne zbiorników, tj. iloraz powierzchni fitolitoralu ( $N$ ) do powierzchni całego zbiornika ( $P$ ).

Dane do oceny wskaźnika ESMIz dla zalewów uzyskuje się w oparciu o obserwacje w transektach, służących ocenie stanu ochrony siedliska przyrodniczego *Zalewy i jeziora przymorskie, laguny* (1150) zgodnie z wymogami dyrektywy siedliskowej.

Wskaźnik ESMIz spełnia kryterium D6C5 (tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna i cechy D6 – integralność dna morskiego zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymogi RDW stawiane wskaźnikom jakości ekologicznej.

### **Wartość progowa dobrego stanu środowiska**

Wartość progowa ESMIz jest obniżona w stosunku do wartości oryginalnej wyznaczonej dla wskaźnika ESMI. Na podstawie teoretycznego modelu wartości wskaźnika ESMI układów referencyjnych dla zalewów (0,306), wartości graniczne klas stanu ekologicznego na podstawie ESMI, obowiązujące w PMŚ na podstawie rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, zostały odpowiednio zmodyfikowane. Przyjęto współczynnik przeliczeniowy do kalibracji granic klas stanu ekologicznego równy 0,3 (Bociąg 2016). Klasyfikacja ta dobrze odzwierciedla zróżnicowanie układów roślinnych w zalewach.



Fot. 2.1.76. Tatarak zwyczajny *Acorus calamus* wśród zanurzonych i o liściach pływających w rezerwacie Zatoka Elbląska – Zalew Wiślany (fot. Instytut Morski w Gdańsku).

Wartość progową według RDSM – granicę między dobrym stanem środowiska a stanem poniżej dobrego (GES/subGES) przyjęto na poziomie wartości granicznej między stanem dobrym a umiarkowanym definiowanym dla potrzeby oceny RDW, która wynosi 0,123 (tabela 2.1.47). Taka wartość progowa została wyznaczona jako obniżony dla tego typu wód cel środowiskowy.

Tabela 2.1.47. Klasyfikacja stanu ekologicznego wskaźnika ESMIz według zmodyfikowanej skali (Bociąg 2016), dostosowanej w RDSM (opracowanie autorskie).

Wartość wskaźnika ESMIz	Stan ekologiczny	
	według RDW	według RDSM
≥ 0,204	bardzo dobry (1)	GES
0,203 – 0,123	dobry (2)	
0,122 – 0,060	umiarkowany (3)	subGES
0,059 – 0,002	słaby (4)	
< 0,002	zły (5)	

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Makrofitowy Indeks Stanu Ekologicznego w zalewach wyraźnie i w sposób kierunkowy reaguje na antropopresję. Zastosowanie tego wskaźnika pozwala na oszacowanie wpływu presji, takich jak degradacja, zanieczyszczenie substancjami organicznymi i przekształcenia strefy brzegowej (Hering i in. 2014) i przede wszystkim eutrofizacja (Hobot i in. 2013, Chilińska 2015).

Zarówno sam kumulacyjny indeks, jak i poszczególne wskaźniki, uwzględniające skład taksonomiczny i obfitość makrofitów, wchodzące w jego skład, wyraźnie korelują ze stanem troficznym zbiornika, czyli ze wskaźnikami trofii: średnią koncentracją chlorofilu-a, widzialnością krążka Secchiego, zawartością fosforu całkowitego czy azotu oraz klasą czystości według SOJJ

(Ciecierska i in. 2006, Ciecierska i Kolada 2014, Chilińska 2015). ESMIz najsilniej koreluje z widzialnością krążka Secchiego - im lepsza widzialność, tym wyższy wskaźnik, nieco słabiej z zawartością związków azotu i fosforu - im wyższa zawartość, tym niższy wskaźnik (Ciecierska i Kolada 2014). Współczynnik H wchodzący w skład multimetriksu ESMIz wykazuje niewielką, choć istotną statystycznie korelację z punktacją SOJJ i równie niską lub nawet nieistotną statystycznie korelację z innymi analizowanymi parametrami presji. Natomiast wskaźnik zasiedlenia Z wykazuje silną korelację ze wszystkimi analizowanymi wskaźnikami presji i przyjmuje tym wyższe wartości, im większa jest maksymalna głębokość występowania roślin (Ciecierska i in. 2006).

### **Metoda oceny stanu siedlisk bentosowych**

Ocenę stanu siedlisk bentosowych wykonuje się na podstawie pojedynczych wskaźników, a także na zasadzie integracji wskaźników. Metodą integracji między wskaźnikami jest średnia ważona uwzględniająca przypisane im wagi. Zgodnie z rekomendacją HELCOM, wagi wskaźników w obrębie obszaru oceny są równe (HELCOM SPICE 2017). Integrację między wskaźnikami należy przeprowadzić w ramach jednego obszaru oceny i tych samych ogólnych typów siedliska wskazanych w decyzji 2017/848, w oparciu o klasyfikację EUNIS zmodyfikowaną przez Evans i in. (2016) na potrzeby RDSM. Zgodnie z przewodnikiem przeprowadzenia oceny stanu środowiska morskiego na potrzeby raportu z art. 8 RDSM (Walmsley i in. 2017) nie integruje się wskaźników oceniających różne typy siedliska w jednym obszarze oceny.

W warunkach panujących w POM oznacza to, że oddzielną ocenę należy wykonać dla siedliska bentosowego dna miękkiego przy zastosowaniu wskaźnika B i w jednym przypadku w integracji ze wskaźnikiem SM<sub>1</sub> (Zalew Pucki) oraz dla siedliska bentosowego dna twardego (głazowisko Ławicy Słupskiej i głazowisko Rowy), a także siedliska bentosowego dna mieszanego (rejon Kilfu Orłowskiego) przy użyciu jedynie wskaźnika SM<sub>1</sub>.

Ocena stanu siedlisk bentosowych w zalewach: Szczecińskim, Kamieńskim i Wiślanym przeprowadzono 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 (tabela 1.4.4), 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 ocenizwiązanych przede wszystkim z mułami infralitoralu (tabela 1.4.4).

Strukturę zintegrowanej oceny uwzględniającą zastosowane wskaźniki i ich wagi w POM dla siedlisk bentosowych podano w tabeli 2.1.48.

Tabela 2.1.48. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny	Podakweny w POM	Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności”	Status wskaźnika	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami (jeśli w obszarze oceny występują 2 wskaźniki)	Ocena wieloletnia
wody otwarte	Basen Gdański, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski – dno miękkie	B	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena niezintegrowana (1 wskaźnik) – wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika;
	Basen Bornholmski – dno twarde	SM <sub>1</sub>	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )
wody przejściowe i przybrzeżne	17 jednolitych części wód – dno miękkie	B	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena niezintegrowana (1 wskaźnik) – wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika;
	Zalew Pucki – dno miękkie	SM <sub>1</sub>	krajowy	0,5	średnia ważona	jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )
		B	krajowy	0,5		
	Zalew Wiślany, Zalew Szczeciński, Zalew Kamiński – dno miękkie	ESM <sub>1z</sub>	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )
		B	krajowy	1	brak integracji	
	Rowy – Jarosławiec Wschód – dno twarde	SM <sub>1</sub>	krajowy	1	brak integracji	jeśli ocena zintegrowana – wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )
Zatoka Pucka Zewnętrzna – dno mieszane	SM <sub>1</sub>	krajowy	1	brak integracji		

Do integracji co najmniej dwóch wskaźników w obszarze oceny, należy stosować wartości znormalizowane wskaźników. W celu uzyskania wartości wskaźnika w przedziale od 0 do 1, należy przeprowadzić jego normalizację uwzględniając wartości minimalne i maksymalne danego wskaźnika oraz uwzględnienie wartości granicznej dla BQR równej 0,6.

W ocenie siedlisk bentosowych należy znormalizować wartość wskaźnika B w przypadku wystąpienia integracji z wartością wskaźnika  $SM_1$ . Metoda normalizacji została opracowana na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej (narzędzie informatyczne BEAT 3.0) (HELCOM 2017a) (tabela 2.1.49 i tabela 2.1.50).

Tabela 2.1.49. Metoda normalizacji wskaźnika B.

Wartość wskaźnika B (WB)	Granica BQR	Normalizacja
0 – 1,90	0,2	$0,2 * (WB/1,91)$
1,91 – 2,69	0,4	$0,2 + 0,2 * ((WB-1,91)/0,79)$
2,7 – 3,17	0,6	$0,4 + 0,2 * ((WB-2,7)/0,48)$
3,18 – 3,72	0,8	$0,6 + 0,2 * ((WB-3,18)/0,54)$
3,73 – 4,9	1	$0,8 + 0,2 * ((WB-3,72)/1,18)$

Tabela 2.1.50. Metoda normalizacji wskaźnika  $SM_1$ .

Wartość wskaźnika $SM_1$	Normalizacja
jeśli $SM_1$ (2011-2016) < wartość progowa	$0,6 * (SM_1 - \text{wartość min.}) / (\text{wartość progowa} - \text{wartość min.})$
jeśli $SM_1$ (2011-2016) > wartość progowa	$0,6 + 0,4 * (SM_1 - \text{wartość progowa}) / (\text{wartość max.} - \text{wartość progowa})$

Jeśli do oceny stanu w danym obszarze oceny wykorzystano co najmniej dwa wskaźniki, wyliczono dla nich BQR (ang. *Biological Quality Ratio*) i wykonano ich integrację, to wynik takiej zintegrowanej oceny należy sklasyfikować w sposób następujący (tabela 2.1.51):

Tabela 2.1.51. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności”.

Wartość graniczna BQR	Wynik BQR	Status „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” – siedliska bentosowe
$\geq 0,6$	0,6 – 1,0	dobry – GES
< 0,6	0 – 0,59	poniżej dobrego – subGES

Jeśli ocena stanu danego obszaru zostanie przeprowadzona za pomocą tylko jednego wskaźnika, wynik takiej oceny klasyfikuje się na podstawie wartości progowej tego wskaźnika między stanem GES – dobrym, a stanem subGES – poniżej dobrego. Dotyczy to zarówno wykorzystania w ocenie obszaru wyłącznie wskaźnika  $SM_1$  (tabela 2.1.52), wskaźnika B (tabela 2.1.53) albo wskaźnika ESMIz (tabela 2.1.54).

Tabela 2.1.52. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika  $SM_1$ .

Wartość wskaźnika $SM_1$	Status oceny
> 0,80	dobry – GES
$\leq 0,80$	poniżej dobrego – subGES

Tabela 2.1.53. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika B.

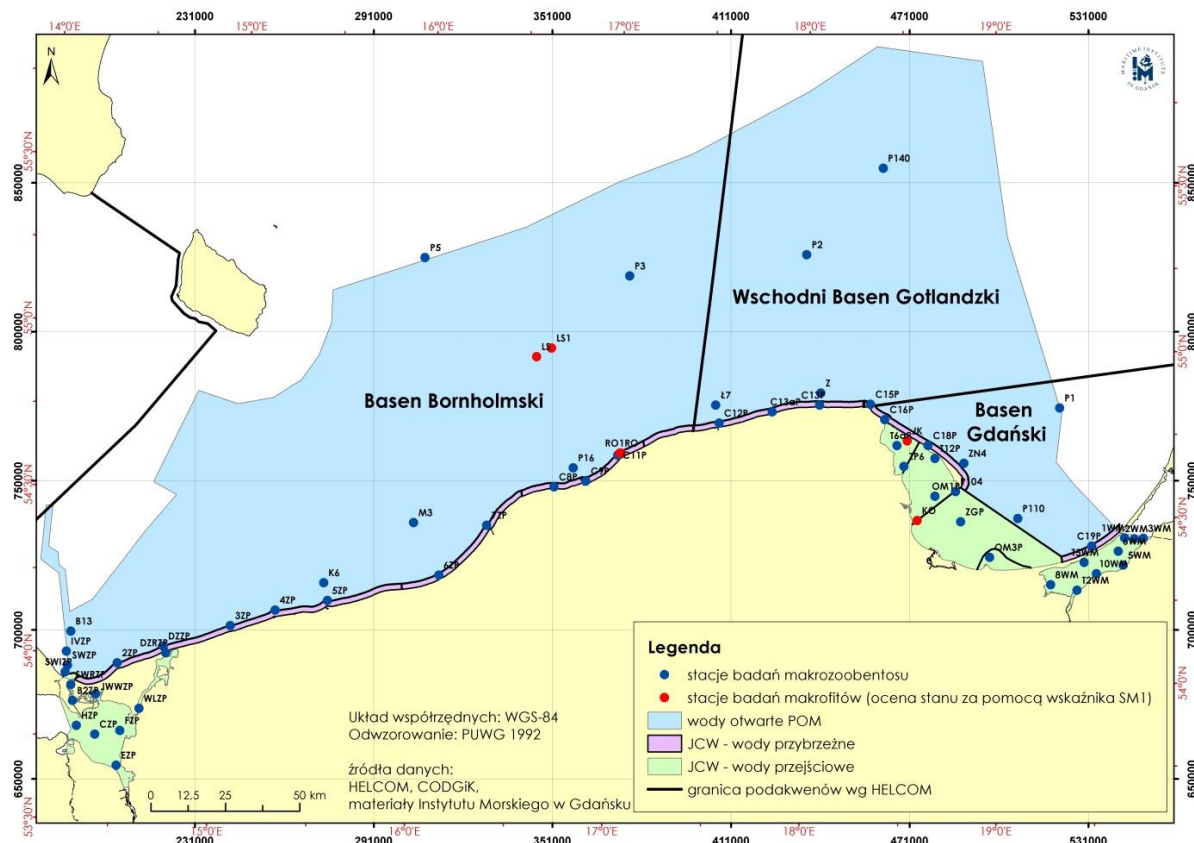
Wartość wskaźnika B	Status oceny
$\geq 3,18$	dobry – GES
< 3,18	poniżej dobrego – subGES

Tabela 2.1.54. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk bentosowych na podstawie wskaźnika ESMIz.

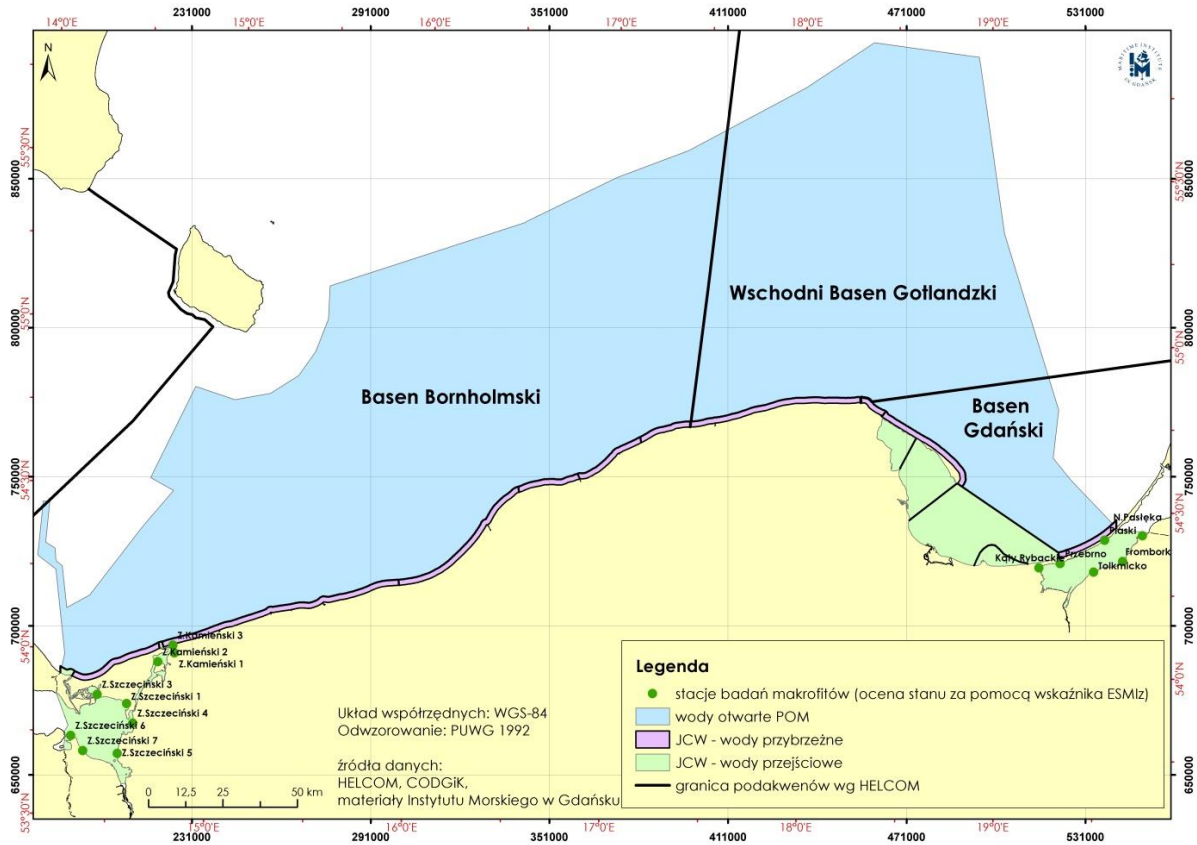
Wartość wskaźnika ESMIz	Status oceny
≥ 0,123	dobry - GES
< 0,123	poniżej dobrego - subGES

**Ocena siedlisk bentosowych za lata 2011-2016**

Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych wykorzystano cząstkowe oceny wskaźników krajowych: wskaźnika stanu makrofitów - SM<sub>1</sub>, multimetrycznego wskaźnika B oraz makrofitowego indeksu stanu ekologicznego w zalewach - ESMIz. Do obliczeń wartości wskaźników posłużono się wyłącznie danymi krajowymi z PMŚ ze stacji badań makrozoobentosu, makrofitów na głazowiskach oraz w Zalewie Puckim i w Zatoce Puckiej Zewnętrznej (rys. 2.1.77) oraz ze stacji badań makrofitów w Zalewie Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim (rys. 2.1.78). Wykaz powyższych stacji wraz ze współrzędnymi geograficznymi znajduje się na rys. 2.1.77.



Rys. 2.1.77. Lokalizacja stacji badań makrofitów i makrozoobentosu w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w POM na podstawie wskaźników SM<sub>1</sub> i B.



Rys. 2.1.78. Lokalizacja stacji badań makrofitów w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk bentosowych w Zalewie Wiślanym, Szczecińskim i Kamieńskim na podstawie wskaźnika ESMIz.

Tabela 2.1.55. Charakterystyka stacji monitoringowych, z których pozyskano dane do oceny siedlisk bentosowych (źródło danych PMŚ).

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P5	BMPK2	55.2500	15.9833
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P3	PL-P3	55.2166	17.0666
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	B13	BMPK14	54.0666	14.2500
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	M3	BMPK13	54.4500	15.9833
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	P16	BMPK12	54.6333	16.8000
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	K6	BMPK56	54.2566	15.5333
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	LS	PL-LS	54.9647	16.5905
Basen Bornholmski	wody otwarte/podakwen HELCOM	LS1	PL-LS1	54.9916	16.6669
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	P1	BMPL1	54.8333	19.3333
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	ZN4	PL-ZN4	54.6666	18.8333
Basen Gdański	wody otwarte/podakwen HELCOM	P110	BMPL6	54.5000	19.1133
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	L7	BMPK51	54.8333	17.5350
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	Z	BMPK11	54.8750	18.0833
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	P140	BMPK1	55.5550	18.4000
Wschodni Basen Gotlandzki	wody otwarte/podakwen HELCOM	P2	BMPK43	55.2916	18.0000
Zalew Kamiński	PL.TW.I.WB.9	WL	WLZP	53.8480	14.6230
Zalew Kamiński	PL.TW.I.WB.9	DZR	DZRZP	54.0198	14.7425
Zalew Kamiński	PL.TW.I.WB.9	Zalew Kamiński 1	-	54.0099	14.8034
Zalew Kamiński	PL.TW.I.WB.9	Zalew Kamiński 2	-	53.9801	14.7211
Zalew Kamiński	PL.TW.I.WB.9	Zalew Kamiński 3	-	54.0327	14.7938
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	C	CZP	53.7620	14.4060
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	E	EZP	53.6730	14.5250
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	F	FZP	53.7780	14.5330
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	H	HZP	53.7850	14.3100
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	JWW	JWWZP	53.8830	14.3980
Zalew Szczeciński	PL.TW.I.WB.8	B2	BZP	53.8590	14.2820



Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	SWR	SWRZP	53.9063	14.2682
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 1	-	53.8484	14.5752
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 3	-	53.8709	14.4232
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 4	-	53.7907	14.6131
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 5	-	53.6969	14.5440
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 6	-	53.7422	14.3016
Zalew Szczeciński	PL.TW I WB 8	Zalew Szczeciński 7	-	53.6990	14.3681
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	1	1WM	54.4400	19.6670
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	2	2WM	54.4370	19.7170
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	3	3WM	54.4380	19.7640
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	5	5WM	54.3580	19.6580
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	6	6WM	54.4000	19.6330
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	T5	T5WM	54.3670	19.4560
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	8	8WM	54.3000	19.2830
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	T2	T2WM	54.2830	19.4190
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	10	10WM	54.3330	19.5190
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	Zalew Wiślany - Piaski	-	54.4210	19.5782
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	Zalew Wiślany - Przebrno	-	54.3515	19.3481
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	Zalew Wiślany - Frombork	-	54.3393	19.2373
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	Zalew Wiślany - Kąty Rybackie	-	54.4336	19.7748
Zalew Wiślany	PL.TW I WB 1	Zalew Wiślany - Nowa Pastęka	-	54.3564	19.6707
Zalew Pucki	PL.TW II WB2	T6a	T6aP	54.3251	19.5204
Zalew Pucki	PL.TW II WB2	ZP6	BMPL5	54.6566	18.5216
Zalew Pucki	PL.TW II WB2	JK (początek transektu)	P-JK	54.7355	18.5675
Zalew Pucki	PL.TW II WB2	JK (koniec transektu)	P-JK	54.7331	18.5658
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL.TW III WB3	OM1	OM1P	54.5670	18.6830

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	T12	T12P	54.6810	18.6830
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	KO (początek transektu)	PL-KO	54.4848	18.5720
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PL TW III WB3	KO (koniec transektu)	PL-KO	54.4871	18.5763
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	ZG	ZGP	54.4899	18.8175
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PL TW IV WB 4	P104	PL-P104	54.5816	18.7900
Ujście Dziwny	PL TW V WB 6	DZ	DZZP	54.0400	14.7280
Ujście Wisły Przekop	PL TW V WB 5	OM3	OM3P	54.3830	18.9680
Ujście Świny	PL TW V WB 7	SWI	SWI	53.9434	14.2352
Ujście Świny	PL TW V WB 7	SW	SWZP	53.9640	14.2450
Ujście Świny	PL TW V WB 7	IV	IVZP	54.0059	14.2335
Półwysep Hel	PL CWI WB2	C18	C18P	54.7200	18.6460
Mierzeja Wiślana	PL CWI WB1	C19	C19P	54.4159	19.4958
Port Władysławowo	PL CWI WB3	C16	C16P	54.7970	18.4190
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	3	3ZP	54.1130	15.0650
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	4	4ZP	54.1670	15.2910
Sarbinowo-Dziwna	PL CW II WB 8	5	5ZP	54.2040	15.5570
Rowy-Jarostawiec Zachód	PL CW II WB 6W	C8	C8P	54.5737	16.7038
Rowy-Jarostawiec Wschód	PL CW II WB 6E	C9	C9P	54.5940	16.8680
Rowy-Jarostawiec Wschód	PL CW II WB 6E	C11	C11P	54.6750	17.0300
Rowy-Jarostawiec Wschód	PL CW II WB 6E	RO	PL-RO	54.6813	17.0405
Rowy-Jarostawiec Wschód	PL CW II WB 6E	RO1	PL-RO1	54.6816	17.0466
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C12	C12P	54.7794	17.5551
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C13	C13P	54.8390	18.0780
Jastrzębia Góra-Rowy	PL CWII WB 5	C13a	C13a	54.8166	17.8305
Władysławowo-Jastrzębia Góra	PL CWII WB 4	C15	C15P	54.8430	18.3440
Dziwna-Świna	PL CW III WB 9	2	2ZP	53.9810	14.4980
Jarostawiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	6	6ZP	54.2950	16.1250

Obszar oceny	Typ wód	Nazwa stacji	Kod stacji według ICES	Szerokość geograficzna [N]	Długość geograficzna [E]
Jarosławiec-Sarbinowo	PL CW III WB 7	7	7ZP	54.4510	16.3610

**Ocena na podstawie wskaźnika  $SM_1$** 

Do oceny stanu środowiska za pomocą wskaźnika  $SM_1$  wykorzystano dane PMŚ zebrane w latach 2011-2016, dotyczące biomasy i pokrycia dna przez taksony makrofitów w czterech obszarach oceny w POM (tabela 2.1.56).

Tabela 2.1.56. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach wykorzystane do przeprowadzenia oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika  $SM_1$  za okres 2011-2016 (według danych PMŚ).

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski (Głazowisko Ławicy Słupskiej)	LS, LS1	HELCOM COMBINE RDSM
Rowy-Jarosławiec Wschód (Głazowisko Rowy)	RO, RO1	HELCOM COMBINE RDSM
Zalew Pucki	JK profil JK (7 stacji rozmieszczonych na profilu co 1 m głębokości)	HELCOM COMBINE RDSM
Zatoka Pucka Zewnętrzna (dno mieszane w rejonie Klifów Orłowskiego)	profil KO (8 stacji rozmieszczonych na profilu co 1 m głębokości)	HELCOM COMBINE RDSM

Oceny stanu siedliska bentosowego na podstawie makrofitów w analizowanych obszarach oceny dokonano na podstawie łącznie 98 wartości wskaźnika  $SM_1$  z lat 2011-2016 wyliczonych dla poszczególnych stacji badawczych. W latach 2011-2016 stan środowiska był poniżej dobrego – subGES w trzech obszarach oceny z wyjątkiem głazowiska Ławicy Słupskiej (Basen Bornholmski), gdzie został osiągnięty dobry stan środowiska – GES (tabela 2.1.57).

Tabela 2.1.57. Ocena stanu siedliska bentosowego na podstawie wartości wskaźnika  $SM_1$  dla okresu 2011-2016 w 4 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości wskaźnika $SM_1$						
Basen Bornholmski – Głazowisko Ławicy Słupskiej	0,46	0,84	1	1	1	1	0,88*
Rowy-Jarosławiec Wschód – Głazowisko Rowy	1	0,17	0,26	1	1	1	0,74*
Zalew Pucki	0,77	0,41	0,62	0,99	0,92	0,43	0,69*
Zatoka Pucka Zewnętrzna	0,75	0,78	0,62	0,71	0,87	0,66	0,74*

\*Średnia ze wszystkich wartości wskaźnika  $SM_1$  wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, w danym obszarze oceny.

We wszystkich omawianych obszarach ocena stanu siedlisk bentosowych mierzona wskaźnikiem  $SM_1$  jest wyższa w latach 2011-2016 od tej z lat 2005 -2010 (tabela 2.1.58). Różnice w ocenie stanu środowiska między dwoma okresami oceny są znaczne. Wartość wskaźnika  $SM_1$  dla Głazowiska Ławicy Słupskiej (Basen Bornholmski) i Głazowiska Rowy (JCWP: Rowy-Jarosławiec-Wschód) jest wyższa dla okresu 2011-2016 niż dla okresu 2005-2010 o, odpowiednio, 42% i 40%. W Zalewie Puckim wskaźnik  $SM_1$  osiągnął wyższą wartość o 25 %, natomiast w Zatoce Puckiej Zewnętrznej (dno mieszane w rejonie Klifów Orłowskiego) o 6%. Tylko w jednym obszarze oceny – w Basenie Bornholmskim nastąpiła zmiana klasy jakości z subGES na GES.

Tabela 2.1.58. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2010-2011 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika  $SM_1$  w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM.

Obszar oceny	Wstępna ocena (lata 2010 i 2011)	Aktualizacja wstępnej oceny (lata 2011-2016)	Kierunek zmian: ↗ polepszenie stanu ↘ pogorszenie stanu
Basen Bornholmski (Głazowisko Ławicy Słupskiej)	0,62	0,88	↗
Rowy-Jarosławiec Wschód (Głazowisko Rowy)	0,53	0,74	↗
Zalew Pucki	0,55	0,69	↗
Zatoka Pucka Zewnętrzna (dno mieszane w rejonie Klifu Orłowskiego)	0,70	0,74	↗

Porównując stan środowiska POM w latach 2011-2016 ( $SM_1=0,74$  - subGES) ze stanem w latach 2010-2011 ( $SM_1=0,58$  - subGES) można zauważyć, że uległ on poprawie.

#### Ocena na podstawie wskaźnika B

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik B, uwzględniającą dane PMŚ w zakresie makrozoobentosu zebranego w okresie oceny (lata 2011-2016), wykonano dla wszystkich (22) obszarów oceny w POM, obejmujących zarówno wody otwarte, jak i przejściowe i przybrzeżne (tabela 2.1.59).

Tabela 2.1.59. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrozoobentosie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika B za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	P5, P3, B13, M3, P16, K6	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, ZN4, P110	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, Z, P140, P2	HELCOM COMBINE
Zalew Kamieński	WL, DZR	RDW
Zalew Szczeciński	C, E, F, H, JWW, B2, SWR	RDW
Zalew Wiślany	1, 2, 3, 5, 6, T5, 8, T2, 10	RDW
Zalew Pucki	T6a, ZP6	st. T6a - RDW, st. ZP6 - HELCOM COMBINE
Zatoka Pucka Zewnętrzna	OM1, T12	RDW
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	ZG, P104	st. ZG - RDW, st. P104 - HELCOM COMBINE
Ujście Dziwny	DZ	RDW
Ujście Wisły Przekop	OM3	RDW
Ujście Świny	SWI, SW, IV	RDW
Półwysep Hel	C18	RDW
Mierzeja Wiślana	C19	RDW
Port Władysławowo	C16	RDW
Sarbinowo-Dziwna	3ZP, 4ZP, 5ZP	RDW
Rowy-Jarosławiec Zachód	C8	RDW
Rowy-Jarosławiec Wschód	C9, C11	RDW
Jastrzębia Góra-Rowy	C12, C13, C13a	RDW
Władysławowo-Jastrzębia Góra	C15	RDW
Dziwna-Świna	2ZP	RDW
Jarosławiec-Sarbinowo	6ZP, 7ZP	RDW

Ocena stanu siedliska bentosowego (dno miękkie) wykonana z zastosowaniem wskaźnika B dla 22 obszarów oceny w POM wykazała, że zaledwie cztery podakweny prezentowały stan

dobry – GES ( $B \geq 3,18$ ) (tabela 2.1.60.). Były to jednolite części wód przybrzeżnych (Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec-Zachód), zlokalizowane w strefie morza środkowego wybrzeża, z dala od źródeł zanieczyszczeń antropogenicznych.

Najgorszy stan (subGES) stwierdzono w Basenie Gdańskim, Basenie Bornholmskim oraz Wschodnim Basenie Gotlandzkim, które w swoich granicach zawierają południowo bałtyckie głębie, od których baseny wzięły swe nazwy. Życie makroskopowe na dnie głębi jest ubogie pod względem taksonomicznym i ilościowym. Pojawia się ono okresowo, w następstwie napływu natlenionych wód z Morza Północnego i trwa do wyczerpania się tlenu w wodach przydennych. Wpływa to na stan jakości wód, który odzwierciedla niska wartość wskaźnika B.

Stan poniżej dobrego – subGES stwierdzono również w badanym Zalewie Szczecińskim, Zalewie Kamieńskim, a szczególnie w Zalewie Wiślany. Są to akweny silnie zeutrofizowane, będące odbiornikami wód rzek wnoszących duży ładunek soli biogenicznych i pomimo swojej relatywnej płytkości, posiadające złe warunki tlenowe w wodach przydennych i osadach. Pozytywnie na tym tle wyróżnił się obszar oceny: Zalew Pucki (wewnętrzna część Zatoki Puckiej), w którym przez cztery lata panowały dobre warunki (stan GES). Jednak słaby stan stwierdzony w 2011 r. zaważył o obniżeniu łącznej oceny w okresie 2011-2016 do stanu subGES.

Tabela 2.1.60. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego na podstawie wartości wskaźnika B dla okresu 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011- 2016*
	Wartości wskaźnika B						
Basen Gdański	0	1,41	1,9	0,9	1,9	1,88	1,33
Wschodni Basen Gotlandzki	2,36	2,46	2,52	2,82	2,92	3,01	2,86
Basen Bornholmski	2,71	2,58	2,6	2,55	2,8	2,7	2,7
Zalew Kamieński	1,73	2,64	-	-	2,97	2,41	2,52
Zalew Szczeciński	2,03	2,42	-	2,6	1,91	2	2,25
Zalew Wiślany	-	1,08	1,13	-	-	-	1,15
Zalew Pucki	2,16	3,34	3,3	3,23	3,44	3,17	2,92
Zatoka Pucka Zewnętrzna	2,8	-	-	2,92	2,44	-	2,69
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	2,72	2,57	2,21	2,51	2,58	2,84	2,6
Ujście Dziwny	-	-	-	-	2,43	2,75	2,59
Ujście Wisły Przekop	2,02	-	-	2,22	2,73	-	2,32
Ujście Świny	2,6	3,09	-	-	3,27	3,03	3,11
Mierzeja Wiślana	1,96	-	-	2,63	2,08	-	2,22
Półwysep Hel	-	3,58	-	3,47	3,41	-	3,49
Port Władysławowo	-	-	-	1,73	2,36	-	2,04
Władysławowo- Jastrzębia Góra	-	3,02	-	3,13	3,48	-	3,21
Jastrzębia Góra-Rowy	-	3,6	-	3,04	2,82	-	3,38
Rowy-Jarosławiec Zachód	-	-	-	2,84	4,11	-	3,48
Rowy-Jarosławiec Wschód	2,51	-	-	3,47	4,37	-	2,91
Jarosławiec-Sarbinowo	-	1,81	-	-	2,5	-	2,16
Sarbinowo-Dziwna	-	2,53	-	-	1,79	-	2,16
Dziwna-Świna	-	2,36	-	-	-	2,61	2,56

\*Średnia ze wszystkich wartości wskaźnika B wyliczonych na poszczególnych stacjach, w poszczególnych latach, w danym obszarze oceny.

Określenie kierunku zmian jakości środowiska mierzonego wskaźnikiem B, jakie zaszły w okresie od opracowania wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego (GIOŚ 2014) do końca okresu sporządzania niniejszej aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich jest utrudnione, gdyż granice 17 z 22 podakwenów (obszarów oceny) wyznaczone we wstępnej ocenie różnią się w stosunku do granic wyznaczonych w aktualnej ocenie (HELCOM 2013a). Ocena wstępna została wykonana na poziomie 3. podziału Morza Bałtyckiego na podakweny, a w obecnej aktualizacji oceny wstępnej – ocenie podlegają obszary na poziomie 4 (HELCOM 2013a, aktualizacja załącznika 4 -2017). W tabeli 2.1.61 przedstawiono zmianę stanu (polepszenie lub pogorszenie) w podakwenach, których granice w niniejszej ocenie są takie same jak w ocenie poprzedniej.

Tabela 2.1.61. Porównanie wyników oceny stanu środowiska w latach 2005-2010 (wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) i w latach 2011-2016 (aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego) na podstawie wskaźnika B w podakwenach Morza Bałtyckiego wyznaczonych w POM.

Obszar oceny	Wstępna ocena (lata 2008-2011)	Aktualizacja wstępnej oceny (lata 2011-2016)	Kierunek zmian: ↗ polepszenie stanu ↘ pogorszenie stanu
Basen Bornholmski	2,82	2,70	↘
Wschodni Basen Gotlandzki	2,60	2,86	↗
Basen Gdański	1,63	1,33	↘
Zalew Wiślany	1,75	1,15	↘
Zalewu Szczeciński	2,13	2,25	↗

Różnice w ocenie stanu środowiska mierzonego wskaźnikiem B w obydwu okresach oceny były niewielkie. W żadnym z podakwenów nie nastąpiła zmiana klasy jakości (GES/subGES). Największa zmiana zaszła w Zalewie Wiślanym, gdzie wskaźnik B obniżył się o 0,6.

#### **Ocena na podstawie wskaźnika ESMIz**

Do oceny stanu siedliska bentosowego (piaski infralitoralu) w Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim na podstawie makrofitów za pomocą wskaźnika ESMIz wykorzystano dane PMS, zebrane w 2016 r. na 15 stacjach badawczych (tabela 2.1.62).

Tabela 2.1.62. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o makrofitach w zalewach wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika ESMIz za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Zalew Wiślany	Zalew Wiślany – Piaski, Zalew Wiślany – Przebrno, Zalew Wiślany – Frombork, Zalew Wiślany – Kąty Rybackie, Zalew Wiślany – Nowa Pasłęka, Zalew Wiślany - Tolkmicko	RDW
Zalew Szczeciński	Zalew Szczeciński 1, Zalew Szczeciński 3, Zalew Szczeciński 4, Zalew Szczeciński 5, Zalew Szczeciński 6, Zalew Szczeciński 7	RDW
Zalew Kamieński	Zalew Kamieński 1, Zalew Kamieński 2, Zalew Kamieński 3	RDW

Ocena zalewów wykonana z zastosowaniem wskaźnika ESMIz dla 3 obszarów oceny w POM wykazała stan poniżej dobrego – subGES (ESMIz < 0,123), (tabela 2.1.63). Ekosystemy zalewów charakteryzują się dużą powierzchnią, bardzo małą głębokością, położone są w odcinkach przyujściowych rzek i poddawane są wpływowi dużych, silnie antropogenicznie zmienionych zlewni. Wszystkie te cechy sprawiają, że ekosystemy te są bardzo podatne na degradację (Cieśliński 2010, 2011).

Tabela 2.1.63. Ocena stanu siedliska bentosowego dna miękkiego w zalewach na podstawie wartości wskaźnika ESMIz dla okresu 2011-2016 (dane jedynie z 2016 r.) w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wielolecie 2011-2016
Zalew Wiślany	0,029
Zalew Szczeciński	0,036
Zalew Kamieński	0,027

Aktualna ocena stanu makrofitów w zalewach z wykorzystaniem wskaźnika ESMIz została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

### Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych

Zgodnie z metodą oceny stan siedlisk bentosowych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na 4 wskazane poniżej rodzaje siedlisk, różniące się strukturą zespołów flory i fauny związanych z określonym typem dna.

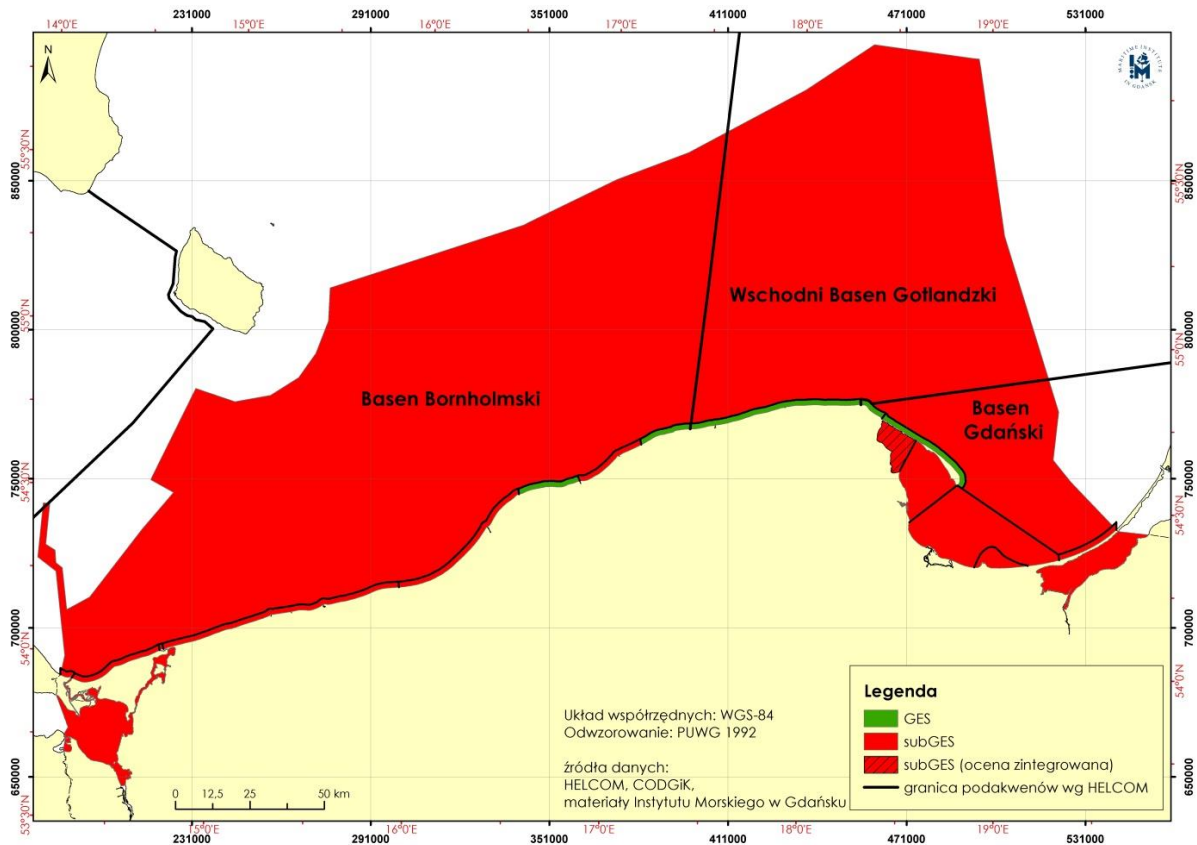
1. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie miękkim w 22 obszarach oceny w POM (w odniesieniu do ogólnych typów siedlisk na podstawie klasyfikacji EUNIS według decyzji 2017/848 – tabela 1.4.4), w tym w 21 obszarach na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika B (tabela 2.1.53) oraz dla obszaru JCW Zalewu Puckiego, gdzie zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikiem  $SM_1$  i B (tabela 2.1.64), a następnie użyto klasyfikacji wyniku oceny – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” (tabela 2.1.51). Ocenę stanu tego siedliska przedstawiono na mapie (rys. 2.1.79).

Tabela 2.1.64. Zintegrowana ocena stanu siedlisk bentosowych na dnie miękkim z uwzględnieniem wskaźnika  $SM_1$  i B w okresie 2011-2016.

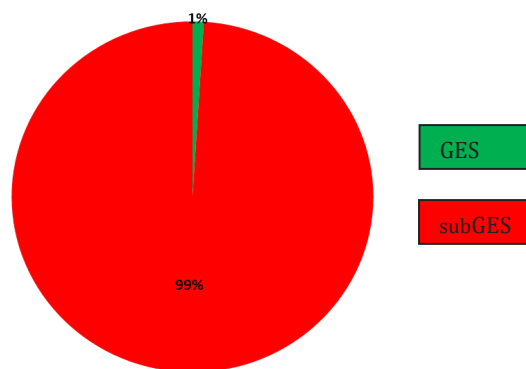
Obszar oceny	Wskaźnik	Wartość znormalizowana wskaźnika dla lat 2011-2016	Waga wskaźnika	BQR	Ocena
Zalew Pucki	$SM_1$	0,52	0,5	0,50	subGES
	B	0,49	0,5		

Ocena siedliska bentosowego (dno miękkie) wykazała, że w latach 2011-2016 większość (18) obszarów oceny w POM, stanowiących 99% powierzchni, prezentowało stan poniżej dobrego – subGES, a tylko 4 podakweny (1% powierzchni POM), jednolite części wód przybrzeżnych: Półwysep Hel, Władysławowo – Jastrzębia Góra, Jastrzębia Góra – Rowy, Rowy – Jarosławiec-Zachód charakteryzowały się dobrym stanem – GES.





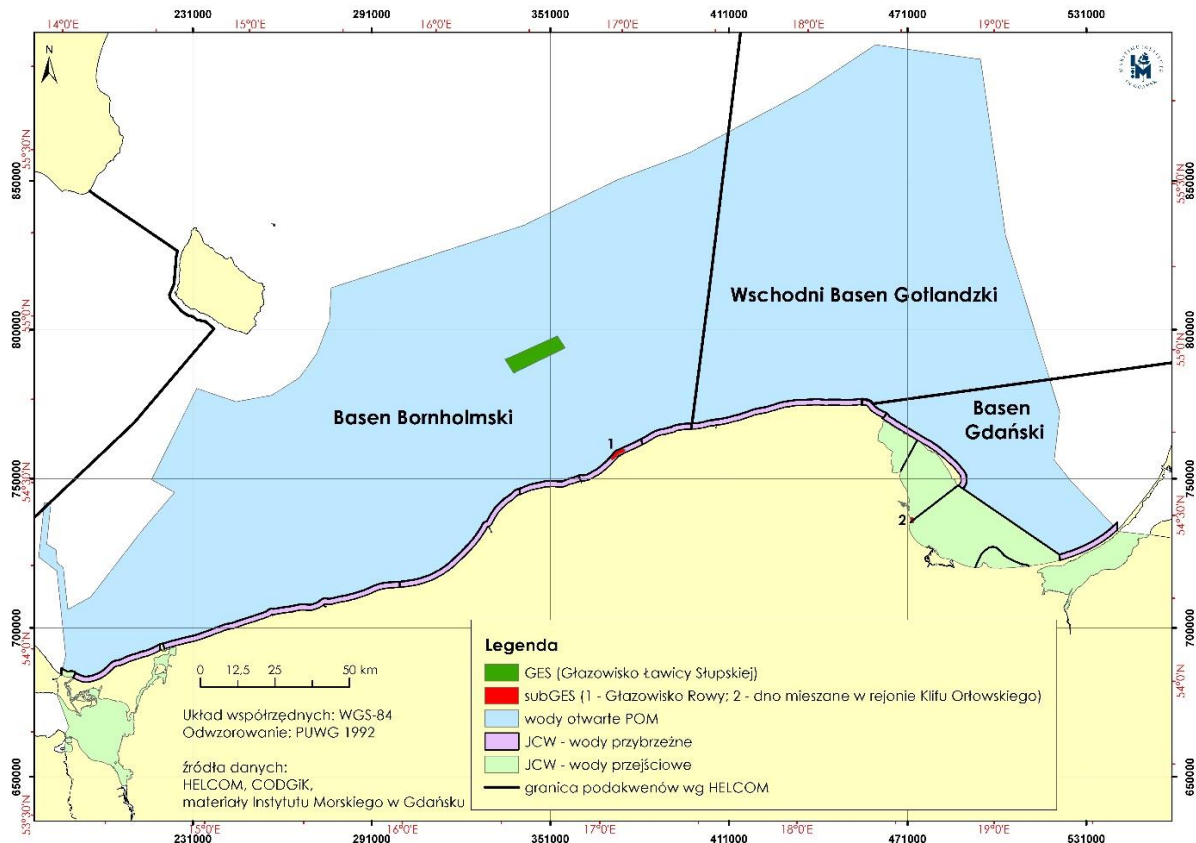
Rys. 2.1.79. Zintegrowana ocena stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).



Rys. 2.1.80. Siedlisko bentosowe dna miękkiego wykazujące stan dobry – GES oraz poniżej dobrego – subGES w odniesieniu do powierzchni POM w latach 2011-2016 (źródło danych PMŚ).

2. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie twardym w 2 obszarach oceny w POM: na głązowisku Ławicy Słupskiej (w obszarze Basenu Bornholmskiego) oraz na głązowisku Rowy (w obszarze jednolitych części wód: Rowy - Jarosławiec-Wschód) na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika  $SM_1$  (tabela 2.1.52), którą przedstawiono na rys. 2.1.81.

Ocena siedliska bentosowego na dnie twardym wykazała, że w latach 2011-2016 głązowisko Ławicy Słupskiej o powierzchni 111,3 km<sup>2</sup> prezentowało dobry stan – GES, natomiast głązowisko Rowy (powierzchnia 2,57 km<sup>2</sup>) cechował stan poniżej dobrego – subGES (rys. 2.1.81).



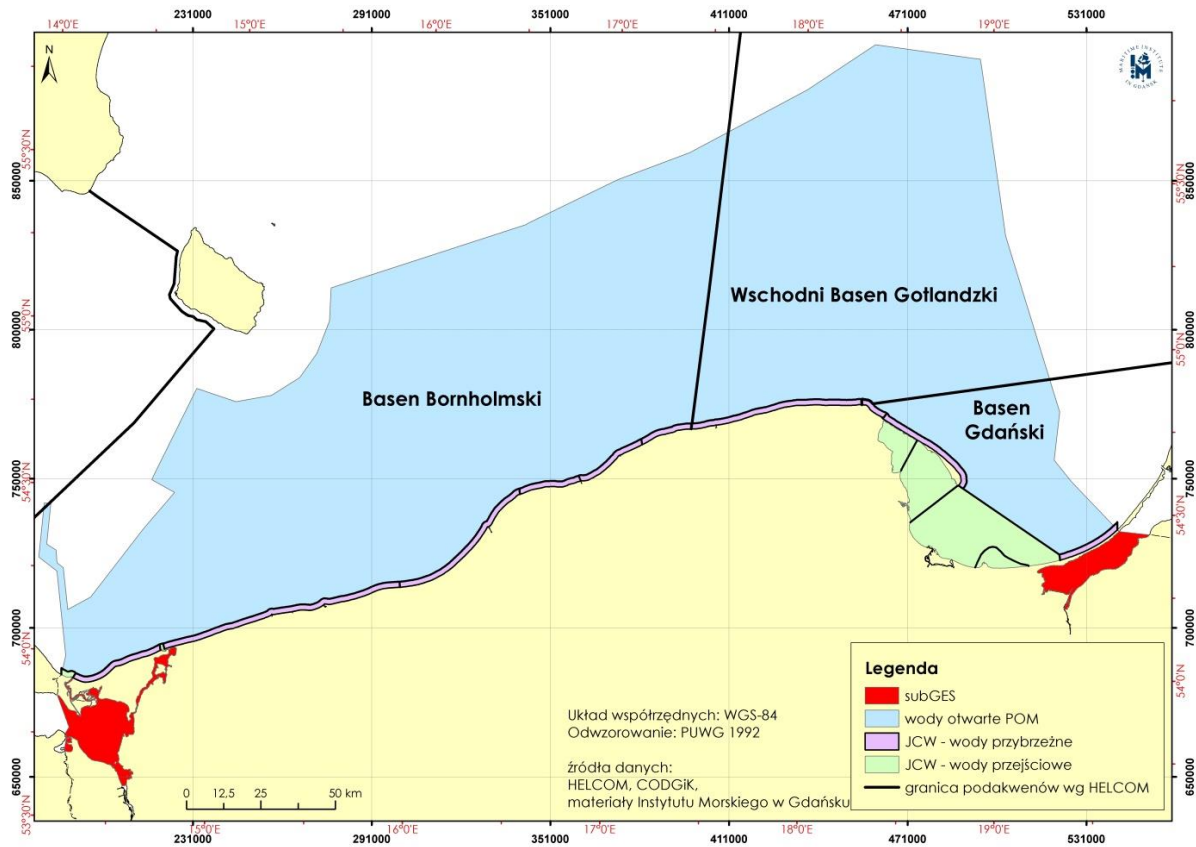
Rys. 2.1.81. Ocena stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszane (rejon Klifu Orłowskiego) dla wielolecia 2011-2016 w POM.

3. Ocena stanu siedliska bentosowego na dnie mieszanym w obszarze Zatoki Puckiej Zewnętrznej w rejonie Klifu Orłowskiego na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika  $SM_1$  (tabela 2.1.52).

W rejonie Klifu Orłowskiego o powierzchni 1,99 km<sup>2</sup> ocena tego typu siedliska wykazała stan poniżej dobrego – subGES (rys. 2.1.81).

4. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 3 obszarach oceny w POM: Zalewie Wiślanym, Zalewie Szczecińskim i Zalewie Kamieńskim na podstawie klasyfikacji wyniku oceny zgodnej z wartościami progowymi dla wskaźnika  $ESM_{Iz}$  (tabela 2.1.54.), którą przedstawiono na rys. 2.1.82.

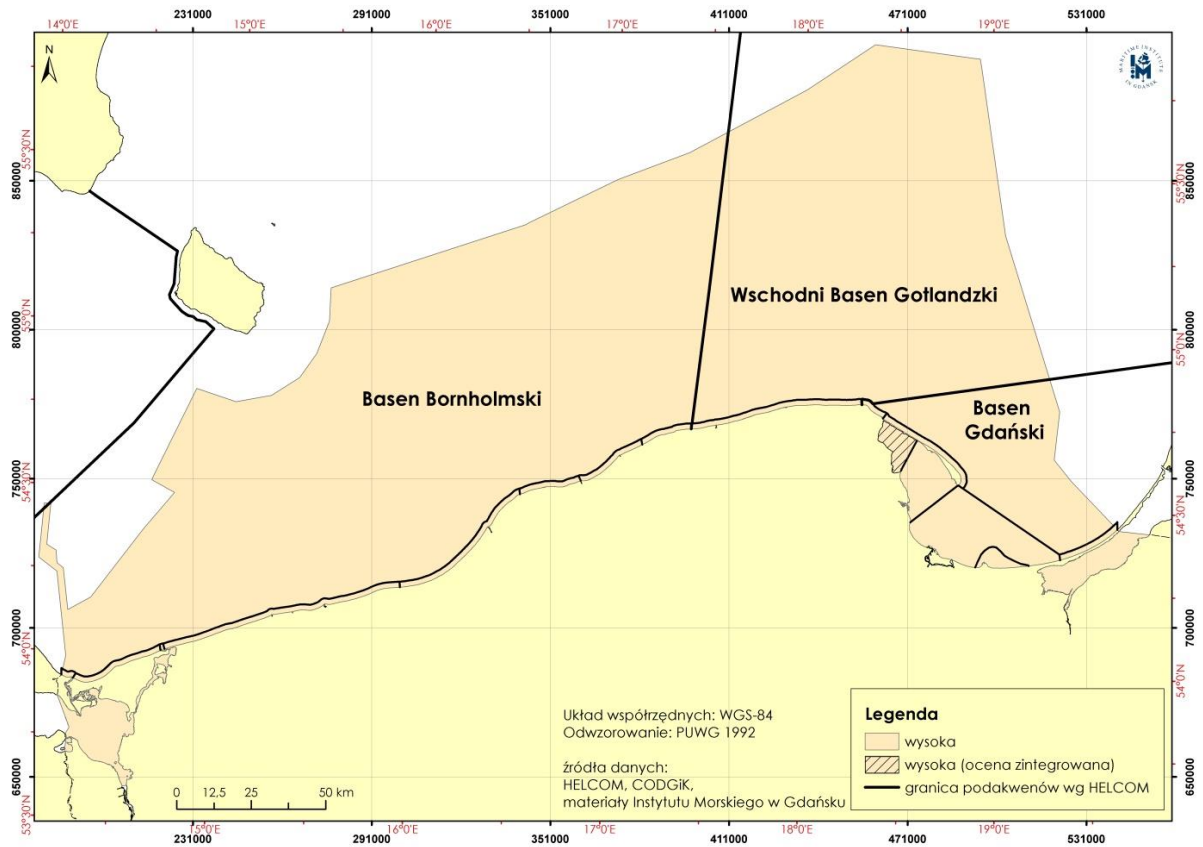
Ocena makrofitów w zalewach o łącznej powierzchni 752,61 km<sup>2</sup> wykazała stan poniżej dobrego – subGES w każdym z tych jednolitych części wód (rys. 2.1.82).



Rys. 2.1.82. Ocena stanu siedliska makrofitów w zalewach w 2016 r. w POM (źródło danych PMŚ).

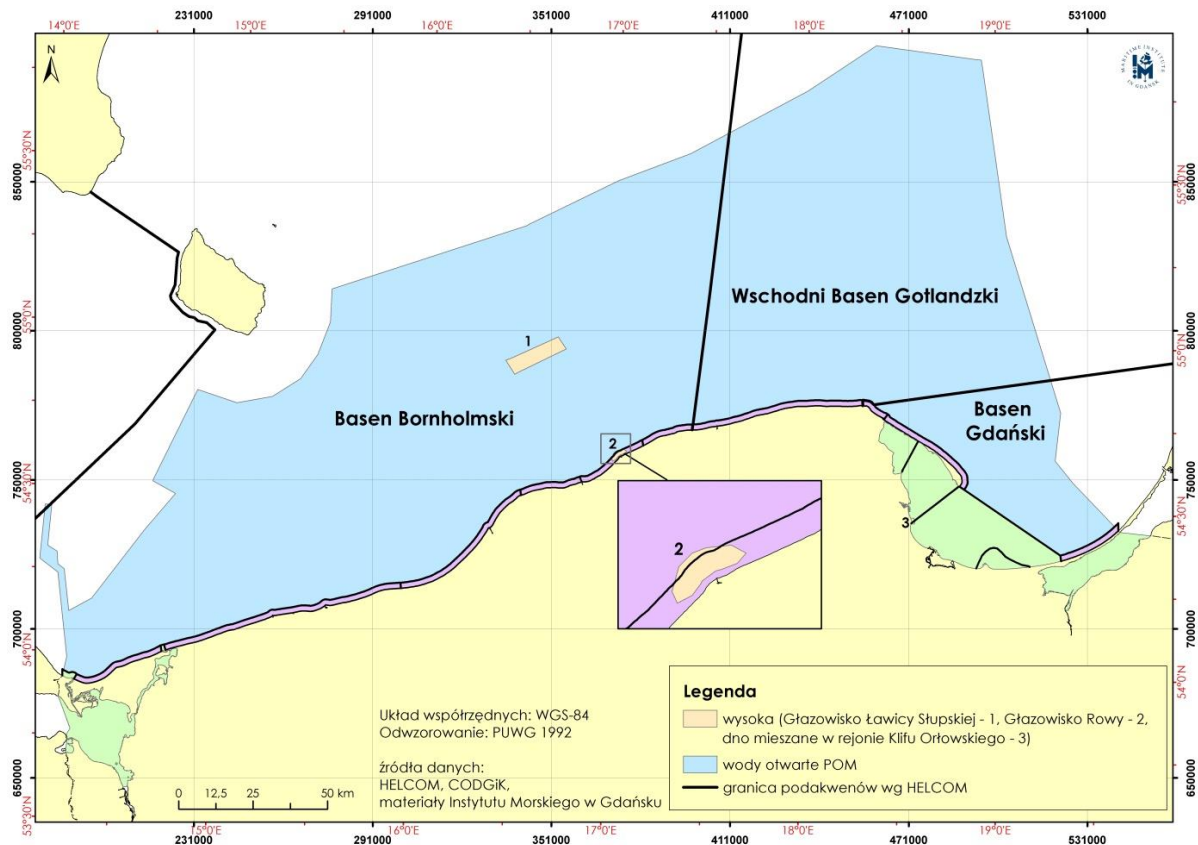
### Wiarygodność oceny siedlisk bentosowych za lata 2011-2016

Wiarygodność oceny dla siedlisk bentosowych na dnie miękkim przy zastosowaniu wskaźnika B oraz w integracji z wskaźnikiem  $SM_1$  (Zalew Pucki) wskazuje na status wysoki (rys. 2.1.83).



Rys. 2.1.83. Status wiarygodności zintegrowanej oceny stanu siedliska bentosowego – dno miękkie dla wielolecia 2011-2016 w POM.

Podobnie, w przypadku wiarygodności oceny dla siedliska bentosowego na dnie twardym (głazowisko Ławicy Słupskiej oraz głazowisko Rowy) oraz na dnie mieszanym w rejonie Klifu Orłowskiego status określono również jako wysoki (rys. 2.1.84).



Rys. 2.1.84. Status wiarygodności oceny stanu siedliska bentosowego – dno twarde (głazowiska) oraz dna mieszanego w rejonie Klifu Orłowskiego dla wielolecia 2011-2016 w POM.

## Siedliska pelagiczne

### Wskaźniki

Stan siedlisk pelagicznych w wodach otwartych POM został oceniony na podstawie podstawowego wskaźnika „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*” (zastosowany jedynie w Basenie Gdańskim) i wstępnego wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*”, typowych do oceny struktury biotycznej siedliska. Dodatkowo do oceny tych siedlisk wykorzystano dwa wskaźniki eutrofizacji: wstępny wskaźnik „*Indeks zakwitów sinic*” oraz podstawowy wskaźnik „*Chlorofil-a*”. Ostatnie dwa wskaźniki włączono do oceny głównie w celu przedstawienia zmian na najniższym, podstawowym poziomie produkcji biologicznej – zmian w produkcji pierwotnej. Wskaźnik „*Chlorofil-a*” charakteryzuje ogólny poziom produkcji pierwotnej poprzez aproksymowanie zmienności biomasy fitoplanktonu. Jest on jednocześnie jednym z podstawowych wskaźników oceny eutrofizacji.

Dla 19 jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych do określenia stanu siedlisk pelagicznych zastosowano krajowy wskaźnik „*Chlorofil-a*”, który spełnia wymagania RDW (Anon. 2000).

Powyższy dobór wskaźników do oceny stanu siedlisk pelagicznych w POM jest zbieżny z zastosowanym w II ocenie holistycznej Morza Bałtyckiego (HELCOM 2017a).

### Wskaźnik „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*”

#### Charakterystyka i wzór

Wskaźnik „*Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu*” (ang. *Zooplankton mean size and total stock – MSTs*) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM. Pozwala ocenić stan niższych poziomów troficznych sieci pokarmowej pelagialu i w sposób pośredni jej strukturę.

Zooplankton stanowi ogniwo łączące producentów pierwotnych i konsumentów wyższego rzędu, a jego struktura determinuje przepływ energii do wyższych poziomów troficznych. Zmiany w składzie jakościowym i ilościowym zooplanktonu rzutują na zasoby fitoplanktonu oraz na stan i wielkość zasobów rybnych (Jeppsen i in. 2011).

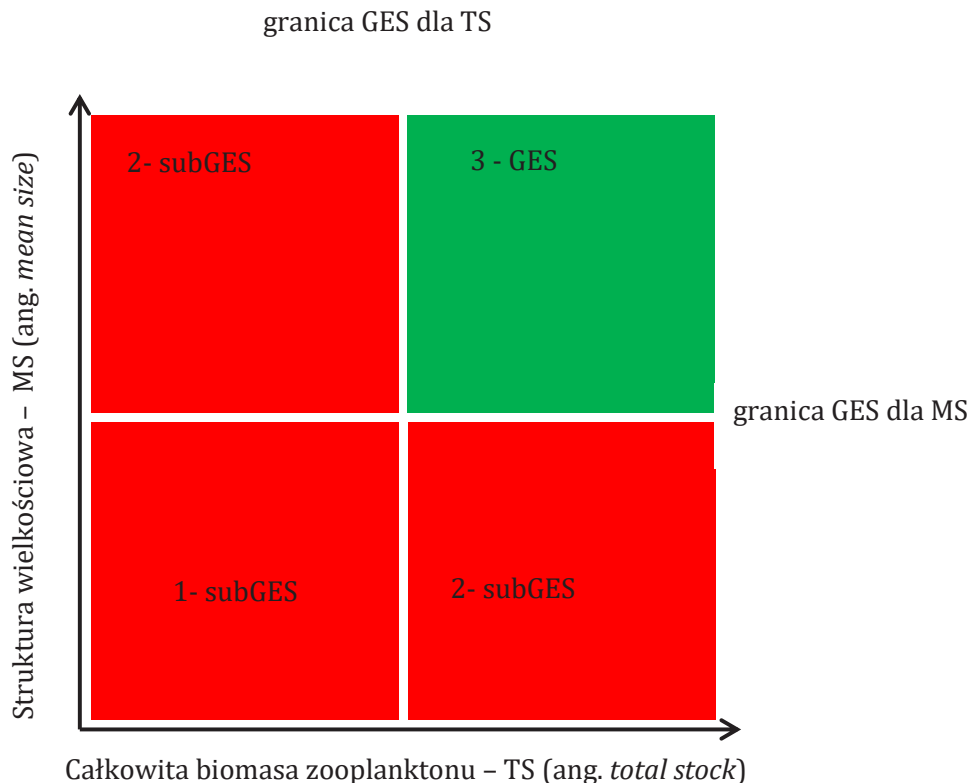
Do obliczenia wskaźnika MSTS potrzebne są dane charakteryzujące całkowitą liczebność zooplanktonu (liczba osobników w 1 m<sup>3</sup> wody – ind. m<sup>-3</sup>) i całkowitą biomasę zooplanktonu (miligramy lub mikrogramy masy mokrej zooplanktonu w 1 m<sup>3</sup> wody - mg m<sup>-3</sup> lub µg m<sup>-3</sup>) z miesięcy czerwiec – wrzesień z okresu oceny. Są to miesiące, w których wykonuje się najwięcej badań monitoringowych zooplanktonu oraz charakteryzują się największą produkcją planktonu i największą presją drapieżników na zasoby zooplanktonu. Dane pochodzące z badań wykonanych na stacjach zlokalizowanych w obrębie jednego obszaru oceny, mogą służyć jedynie do oceny tego podakwenu. Do obliczeń wskaźnika mogą zostać użyte wyłącznie dane według listy taksonów zooplanktonu opracowanej przez grupę HELCOM ZEN-ZIIM, mimo, że w bazie ICES niektóre nazwy taksonów różnią się od tej z listy ZEN-ZIIM, co należy zweryfikować przed przystąpieniem do obliczeń. Dane użyte do oceny powinny cechować się rozkładem normalnym (np. test Kołmogorowa-Smirnowa/Shapiro-Wilka), a jeżeli wyniki odbiegają od krzywej w sposób znaczący, należy przeprowadzić ich normalizację za pomocą przekształcenia Boxa-Coxa. W tym celu można wykorzystać kalkulator dostępny online ([http://www.wessa.net/rwasp\\_boxcoxnorm.wasp](http://www.wessa.net/rwasp_boxcoxnorm.wasp); Wessa 2017). W rezultacie należy uzyskać dwie składowe wskaźnika:

- 1) Strukturę wielkościową zooplanktonu (ang. *mean size*), czyli iloraz całkowitej liczebności (suma poszczególnych wartości liczebności taksonów zooplanktonów) oraz całkowitej biomasy [µg m<sup>-3</sup>] – **MS**;
- 2) Całkowitą biomasę zooplanktonu (ang. *total stock*), czyli sumę poszczególnych wartości biomasy taksonów zooplanktonu [mg m<sup>-3</sup>] – **TS**.

Wskaźnik MSTS spełnia kryterium D1C6 (tabela 2.1.2) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D4C3 w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celów ekologicznych – dobrze rozwijające się i pozostające w równowadze populacje roślin i zwierząt, co ma bezpośrednie powiązanie ze strukturą sieci pokarmowej.

### **Wartość progowa dobrego stanu środowiska**

Metodykę wyznaczania granicy dobrego stanu środowiska (GES) przyjęto na podstawie raportu HELCOM dotyczącego wskaźnika MSTS (Gorokhova i in. 2015). Granice dla obu składowych wskaźnika (TS, MS) wyznacza się w oparciu o dane z okresu referencyjnego (na podstawie zawartości chlorofilu-a – RefCon<sub>chl</sub> lub kondycji ryb pelagicznych w rejonach analogicznych do lokalizacji stacji zooplanktonowych – RefCon<sub>fish</sub>), czyli takiego przedziału czasu, kiedy nie był jeszcze obserwowany wpływ eutrofizacji na strukturę sieci pokarmowej i występowały korzystne warunki pokarmowe dla ryb. Brak obserwowanego wpływu eutrofizacji definiowany jest jako akceptowalne stężenie chlorofilu-a na niskim poziomie, natomiast korzystne warunki pokarmowe dla ryb oznaczają, że kondycja ryb śledziowatych (na podstawie wskaźników opisujących kondycję ryb) i zasoby ich populacji są stosunkowo wysokie. Za wartości graniczne obu składowych wskaźnika (TS, MS), uznaje się wartości tożsame z dolną granicą 99% przedziału ufności dla danych po normalizacji metodą Boxa-Coxa. Wartości progowe MSTS w Basenie Gdańskim wyznaczono w oparciu o dane z okresu referencyjnego związanego z kondycją ryb pelagicznych (RefCon<sub>fish</sub>) z lat 1986-2016. Koncepcja oceny stanu środowiska na podstawie wskaźnika MSTS została przedstawiona na rys. 2.1.85.



Rys. 2.1.85. Wartości progowe GES dla obu składowych wskaźnika MSTs: MS (struktura wielkościowa zooplanktonu) i TS (całkowita biomasa zooplanktonu).

W przypadku, gdy wskaźnik przyjmie wartość oznaczoną na rysunku jako 1 (wartości obu składowych wskaźnika są niższe od granic dla tych składowych: MS i TS) lub kiedy wskaźnik przyjmuje wartość oznaczoną na rysunku jako 2 (przynajmniej jedna wartość składowej wskaźnika jest niższa od wyznaczonej granicy GES dla tej składowej) – to stan środowiska jest oceniony jako poniżej dobrego – subGES. Jedynie w przypadku, gdy wskaźnik przyjmie wartość oznaczoną na rysunku jako 3 (wartości obu składowych wskaźnika są wyższe od granic dla tych składowych: MS i TS) – to stan środowiska może być oceniony jako dobry – GES.

Wartość wskaźnika MSTs nie jest znormalizowana. Dla obszarów oceny występujących w POM wartość progowa została wyznaczona i przyjęta do zastosowania w ocenie dla Basenu Gdańskiego (tabela 2.1.65). W Basenie Bornholmskim oraz we Wschodnim Basenie Gotlandzkim wartości progowe nie zostały wyznaczone (HELCOM 2017f).

Tabela 2.1.65. Wartość progowa dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „Struktura wielkościowa i całkowite zasoby zooplanktonu” dla obszaru oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa dla struktury wielkościowej zooplanktonu – MS [ $\mu\text{g m}^{-3}$ ]	Wartość progowa dla struktury wielkościowej zooplanktonu – TS [ $\text{mg m}^{-3}$ ]
Basen Gdański	10,2	103

Źródło: na podstawie opracowania Margoński i Całkiewicz (2017).

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Za dwa najważniejsze czynniki presji antropogenicznej powiązane ze stanem zooplanktonu uznaje się rybołówstwo i eutrofizację. Rybołówstwo oparte, tak jak w rejonie Bałtyku, na intensywnych połowach dorsza, prowadzi do spadku wielkości jego populacji, a tym samym do wzrostu rozwoju populacji ryb planktonożernych, które coraz bardziej ograniczają zasoby

zooplanktonu o największych rozmiarach. Inne presje powiązane z działalnością człowieka, które mogą regulować jakościowe i ilościowe zasoby zooplanktonu to (za Gorokhova i in. 2015):

- 1) zmiana temperatury wody – w wyniku zmian klimatu (wyższa temperatura wody sprzyja rozwojowi zooplanktonu mikrofagowego);
- 2) zmiana stężenia tlenu w wodzie;
- 3) zanieczyszczenie wód;
- 4) pojawianie się gatunków inwazyjnych.

### **Wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy”**

#### **Charakterystyka i wzór**

Wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” (ang. *Diatom/Dinoflagellate ratio* – Dia/Dino) jest wskaźnikiem obrazującym zmiany stanu środowiska jako wyniku oddziaływania czynników antropogenicznych i globalnych, np. zmiany klimatu (Alheit i in. 2005, HELCOM 2017g), prowadzących jednocześnie do przeobrażeń w łańcuchu pokarmowym (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). Wskaźnik ten można zastosować wszędzie tam, gdzie występują wiosenne zakwity okrzemek lub bruzdnic (Wasmund i in. 1998, 2013). Definicja zakwitu oraz czas jego trwania w różnych podakwenach Bałtyku zostały określone przez HELCOM (1996) oraz Wasmund’a i in. (1998). Zakwit jest to masowy wzrost ilości fitoplanktonu w wodzie. Dla poszczególnych grup fitoplanktonu zostały określone wartości progowe, których przekroczenie wskazuje na zakwit. Dla okrzemek i bruzdnic ta wartość to 1000  $\mu\text{g l}^{-1}$  (Kownacka 2017). Na intensywność zakwitu wpływa wiele czynników, takich jak: zawartość składników odżywczych, dostępność światła, stopień wymieszania wód, temperatura i zasolenie.

Wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” opiera się na określeniu stosunku biomasy autotroficznych okrzemek do auto- i miksotroficznych bruzdnic na podstawie wzoru opracowanego przez Wasmund i in. (2013). W POM, dla spełnienia wymagań tego wskaźnika, fitoplankton powinien być monitorowany od lutego do maja. Podany poniżej wzór wskaźnika jest możliwy do zastosowania przy założeniu, że wartość graniczna dla biomasy okrzemek i bruzdnic równa 1000  $\mu\text{g l}^{-1}$  zostanie przekroczona przynajmniej w jednej próbie w sezonie przez okrzemki lub bruzdnicę. Oznacza to, że pobór prób odbył się podczas trwania zakwitu w rejonie Bałtyku Południowego (Wasmund 2017).

$$\text{wskaźnik okrzemkowo - bruzdnicowy} = \frac{\text{biomasa okrzemek}}{\text{biomasa okrzemek} + \text{biomasa bruzdnic (auto + miksotroficznych)}}$$

Do wyliczenia wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego” rekomendowana jest średnia mokra biomasa sezonowa okrzemek i bruzdnic. Jeśli okrzemki w danym roku były pobierane więcej niż raz w okresie od lutego do maja, w pierwszej kolejności należy wyliczyć średnią miesięczną biomasa okrzemek i bruzdnic (auto- i miksotroficznych) na każdej stacji badawczej, natomiast we wzorze używać średnich wartości sezonowych mokrej masy okrzemek i bruzdnic, które oblicza się ze średnich miesięcznych. Biomasa okrzemek i bruzdnic musi być wyliczona jako mokra masa lub jako biomasa wyrażona w zawartości węgla w komórce i podana w tych samych jednostkach zarówno w liczniku, jak i w mianowniku wzoru. Im większa częstotliwość poboru prób, tym większe prawdopodobieństwo napotkania zakwitu i większa wiarygodność wskaźnika (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). W celu obliczenia wskaźnika dla wielolecia, należy uśrednić wartości wskaźnika z wybranych lat.

Wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” spełnia kryterium D4C2 (tabela 2.1.2) w ramach cechy D4 – łańcuchy pokarmowe oraz kryterium D5C1 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie łańcucha pokarmowego, eutrofizacji, naturalnego rozmieszczenia i występowania roślin i zwierząt oraz równowagi w zespołach roślinnych i zwierzęcych.



### Wartość progowa dobrego stanu środowiska

Wartość wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowy*” jest znormalizowana, tzn. zawiera się w przedziale od 0 do 1, gdzie 1 wskazuje na dominację okrzemek przy braku bruzdnic. Wartość progowa została wyznaczona i przetestowana w II ocenie holistycznej dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego (HELCOM 2017g). Wartości progowe dla wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” przedstawiono w tabeli 2.1.66. Wartości równe lub wyższe od wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska – GES.

Tabela 2.1.66. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” regularnego dla obszarów oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa GES [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]
Basen Gdański	0,6
Wschodni Basen Gotlandzki	0,5
Basen Bornholmski	0,6

Źródło: na podstawie opracowania Kownacka (2017).

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Podczas wiosennego zakwitu spośród wszystkich grup fitoplanktonu w wodzie morskiej przeważają okrzemki i bruzdnice (HELCOM 2002, Danielsson i Papush 2008). Jego intensywność jest zdeterminowana głównie ilością substancji biogenych zakumulowanych podczas zimy. Następuje wtedy transfer energii i materii organicznej w ekosystemie (Krzywiński 2017). Stosunek ilości okrzemek do bruzdnic odzwierciedla stan ekosystemu i jakości zespołu fitoplanktonowego jako pożywienia dla pozostałych elementów w łańcuchu pokarmowym.

Okrzemki podczas zakwitu szybko osiągają wysoką biomasę, ponieważ intensywnie absorbują składniki odżywcze potrzebne do wzrostu. Z uwagi na ich właściwości sedymentacyjne, ich ilość w toni wodnej szybko maleje, a na dnie są pokarmem również dla organizmów bentosowych (Heiskanen 1998). Bruzdnice rosną wolniej niż okrzemki i z uwagi na ich zdolność do migracji pionowych w toni wodnej, mogą wykorzystywać składniki pokarmowe z niższych warstw wód. Pozostają w toni wodnej przez dłuższy czas, dzięki czemu są preferowanym pokarmem dla zooplanktonu (Horn i in. 2015, Pastuszek i in. 2016, Kownacka 2017, Wasmund i in. 2017).

Obserwacje zmiany stosunku biomasy okrzemek do bruzdnic w czasie zakwitu wiosennego i ich znaczenia dla całego ekosystemu w obszarze Morza Bałtyckiego są prowadzone już od dłuższego czasu (Klais i in. 2011, 2013, Wasmund i in. 1998, 2008). Zmiany grup dominantów fitoplanktonu mogą być wywołane działalnością człowieka, jak również globalną zmianą klimatu, tzw. „regime shift” (Kownacka 2016).

Głównym czynnikiem presji antropogenicznej powiązanych ze stanem fitoplanktonu: okrzemek i bruzdnic, jest eutrofizacja (Wasmund i in. 1998, Kownacka 2016, Krzywiński 2017). Wzbogacanie Morza Bałtyckiego w azotany i fosforany powoduje ogólny wzrost biomasy fitoplanktonu, w tym niektórych gatunków okrzemek lub bruzdnic, a co za tym idzie, wzrost mętności wody, zmniejszenie ilości tlenu w wodzie przydennej, zmiany w składzie taksonomicznym glonów prowadzące do zmian w strukturze łańcucha pokarmowego (Wasmund i in. 1998). Spadek zawartości krzemu występuje od zimy do lata, dlatego też wskaźnik „*okrzemkowo-bruzdnicowy*” może wskazywać na limitację wzrostu okrzemek w wodzie (Wasmund i in. 1998, 2013).

Na zmiany ilościowe i jakościowe w strukturze fitoplanktonu kluczowy wpływ ma także zmiana klimatu, tzw. „regime shift”. Wiosną obserwuje się drastyczny spadek biomasy okrzemek w Basenie Bornholmskim i Wschodnim Basenie Gotlandzkim przy równoczesnym wzroście biomasy wiciowców i bruzdnic (dane PMŚ 2011-2016, Wasmund i Uhlig 2003, Pastuszek i in. 2016). Przyczyną spadku biomasy okrzemek może być przełowienie (Pastuszek i in. 2016). Niezrównoważone połowy dużych drapieżników (dorsza) w Bałtyku w latach 80-tych XX wieku w połączeniu z obniżoną rekrutacją tego gatunku doprowadziły do zmniejszenia presji na ryby planktonożerne i w efekcie bardzo znacznego wzrostu biomasy szprota. Zwiększona biomasa ryb

planktonożernych powoduje zwiększoną konsumpcję zooplanktonu, a tym samym zmniejsza się presja na fitoplankton. Niewykorzystany fitoplankton przyczynia się do zwiększonej sedymentacji na dnie Bałtyku, zatem jest elementem przyczyniającym się do pogorszenia warunków tlenowych w wodach przydennych – sytuacji przypisywanej procesowi eutrofizacji (Pastuszak i in. 2016).

### **Wskaźnik „Indeks zakwitów sinic”**

#### **Charakterystyka i wzór**

„Indeks zakwitów sinic” (ang. *Cyanobacterial bloom index* – CyaBI) jest wskaźnikiem wstępnym w zakresie eutrofizacji, stosowanym do oceny w wodach otwartego morza, na podstawie zakwitów sinic w miesiącach letnich. Wskaźnik został opracowany przez ekspertów z Fińskiego Instytutu Środowiska (SYKE) (HELCOM 2012, HELCOM 2017h).

Do wyznaczania wskaźnika i oceny stanu środowiska można wykorzystywać zarówno dane satelitarne (parametr CSA, sinice w warstwie powierzchniowej morza, ang. *cyanobacterial surface accumulations*) oraz dane pomiarowe *in situ* (parametr – biomasa sinic) (HELCOM 2017h).

Głównym źródłem danych służących do opracowania parametru CSA były dane w zakresie chlorofilu-a i przejrzystości wody morskiej, pochodzące z codziennych analiz zdjęć satelitarnych w Fińskim Instytucie Środowiska (SYKE) (Kahru i Elmgren 2014b, HELCOM 2017h). Dane satelitarne charakteryzują się bardzo wysoką częstotliwością pomiaru, dzięki czemu w sposób optymalny można śledzić tworzenie się, przebieg i czas trwania zakwitów sinic w powierzchniowej warstwie morza. Niemniej parametr ten jest silnie uzależniony nie tylko od czynników eutrofizujących, ale także od zmian związanych z klimatem, np. warunków wiatrowych. Metodyka opracowania tego parametru została opisana w raporcie HELCOM z projektu CORESET (HELCOM 2017h). Biomasa sinic uzupełnia parametr CSA, dostarczając informacji o rzeczywistej liczebności i biomasy sinic w powierzchniowej (0-10 m) warstwie wody (HELCOM 2017i). Te dane zbierane są w ramach monitoringu przez wszystkie kraje bałtyckie, zgodnie z krajowymi programami monitoringu Morza Bałtyckiego. Metody monitoringu i zasady metodyczne analizy taksonomicznej oraz oznaczania biomasy sinic opisane są w przewodniku „HELCOM Manual for Marine Monitoring” (HELCOM 2014a) w sekcji dotyczącej monitoringu fitoplanktonu w zakresie struktury gatunkowej, liczebności i biomasy. Z uwagi na znacznie niższą rozdzielczość czasową monitoringu *in situ*, wartości progowe dla biomasy oraz wyznaczony na ich podstawie stan nie spełniają wymagań odpowiedniej wiarygodności dla wskaźnika podstawowego.

Połączenie obydwu parametrów w jeden indeks zapewnia bardziej wiarygodne określenie stanu siedliska pelagicznego. Wskaźnik CyaBI zmienia się w sposób przeciwny w stosunku do wzrostu eutrofizacji, tzn. niskie wartości wskaźnika wskazują na silne zeutrofizowanie środowiska.

Wskaźnik „Indeks zakwitów sinic” spełnia kryterium D1C6 (tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D5C3 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celu ekologicznego – zmniejszenie eutrofizacji w Bałtyku.

#### **Wartość progowa dobrego stanu środowiska**

Wartości progowe dla poszczególnych obszarów oceny w Morzu Bałtyckim (HELCOM 2014b, 2017h) zostały wyznaczone oddzielnie dla każdego z parametrów tworzących wskaźnik na podstawie zgromadzonych długookresowych serii danych, w tym danych satelitarnych (CSA) dotyczących zakwitów sinic w Morzu Bałtyckim w latach 1979-2014 (Kahru i Elmgren 2014b) oraz danych z obserwacji *in situ* (biomasa sinic) w latach 1990-2015, zgromadzonych przez grupę HELCOM PEG (Wasmund i in. 2015). Wartości progowe wyznaczono stosując kombinację analizy statystycznej długookresowych serii danych z osądem eksperckim, ponieważ największym problemem w tym zadaniu był brak wiarygodnych i spójnych danych historycznych. Dane z lat 1970 lub 1980, występujące w dostępnych seriach nie odpowiadają charakterystyce „brak

oddziaływania człowieka lub tylko niewielki wpływ tej działalności”, więc nie mogły być wykorzystane jako wartości referencyjne. Szczególnie, że zakwity sinic są zjawiskiem naturalnym w Morzu Bałtyckim, więc wartości progowe nie muszą określać stanu – bez zakwitów, ale raczej stan, gdzie nie występują intensywne zakwity, a przede wszystkim – nie występują zakwity potencjalnie toksyczne. Taki stan w zakresie zakwitów sinic, powinien być zgodny ze zrównoważonym wykorzystaniem morza przez człowieka.

W celu wyznaczenia wartości progowych, w seriach dostępnych danych zidentyfikowano okresy z niską intensywnością zakwitów, mimo że odnosiły się już do środowiska zeutrofizowanego. Okresy o niższej intensywności zakwitów, w porównaniu do ogólnego poziomu, wyznaczono za pomocą metody wykrywania skokowych zmian środowiskowych (ang. *regime shift detection*) z algorytmem Rodionov’a (2004). W przypadku braku okresów o niskiej intensywności zakwitów, obliczano średnie dla poszczególnych lat stosując metodę kwartyli.

Metodę wykrywania zmian środowiskowych udało się zastosować we wszystkich obszarach oceny dla parametru CSA – sinice w warstwie powierzchniowej morza. W Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim i w Basenie Gdańskim, które obejmują polską strefę Bałtyku, gdzie nie były dostępne dane biomasy sinic z czasów przed znacznym wzrostem intensywności ich zakwitów, wartości progowe oszacowano z wykorzystaniem kwartyli charakteryzujących najniższą biomasa. Z danych z pojedynczych pomiarów, obliczano średnie miesięczne, a następnie średnie sezonowe (dla okresu 20 czerwca – 31 sierpnia) (HELCOM 2017a, 2017h). W obliczeniach uwzględniono biomasa sinic z rodzaju *Nodularia*, *Aphanizomenon* oraz *Dolichospermum* (poprzednio *Anabaena*).

Wartość wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*” jest znormalizowana, tzn. zawiera się w przedziale od 0 do 1, gdzie 1 oznacza dobry stan środowiska. Wartości progowe wyznaczono dla obydwu parametrów charakteryzujących ten wskaźnik oraz zintegrowaną wartość progową, jako średnią ze znormalizowanych wyników ocen obydwu parametrów (CSA i biomasy), przedstawiono w tabeli 2.1.67. Wyniki wskaźnika powyżej wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska. Jeżeli w danym obszarze oceny jeden z parametrów nie miał zastosowania, ocenę wykonuje się w oparciu o wartość progową wyznaczoną tylko dla pozostałego parametru, np. tak jak w przypadku Basenu Gdańskiego, gdzie ocenę można odnieść tylko do parametru CSA przy braku wyznaczenia wartości progowej dla biomasy *in situ*.

Tabela 2.1.67. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES parametrów CSA i biomasy sinic oraz zintegrowanej oceny wskaźnika CyaBI dla obszarów oceny w POM.

Obszar oceny	Wartość progowa GES (zintegrowana)	Wartość progowa GES dla parametru - CSA	Wartość progowa GES dla parametru - biomasa
Basen Gdański	0,98	0,98	-
Wschodni Basen Gotlandzki	0,84	0,84	0,84
Basen Bornholmski	0,87	0,86	0,87

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Badania proporcji stabilnych izotopów azotu i węgla oraz zawartości węgla organicznego w osadach dennych wykazały, że wzrost poziomu substancji biogennych w Morzu Bałtyckim i związany z tym wzrost produktywności zostały zapoczątkowane już w latach 1950 i 1960 XX wieku (Andrén i in. 2000, Struck i in. 2000, Poutanen i Nikkilä 2001). Według Finni i in. (2001) zakwity sinic stały się zjawiskiem powszechnym w wodach Bałtyku Właściwego i w Zatoce Fińskiej już w latach 1960 XX wieku. Przyjmuje się, że intensywne zakwity sinic są jednym z symptomów eutrofizacji, napędzanej wzrostem dopływu substancji odżywczych do środowiska morskiego (Bianchi i in. 2000). W przypadku tego wskaźnika głównym czynnikiem presji antropogenicznej są ładunki fosforu związane m.in. z rolnictwem i przemysłem. Nadmiar azotu i fosforu w środowisku morskim prowadzi do intensywnego wzrostu fitoplanktonu, w tym sinic, w toni wodnej, co z kolei wpływa na zmniejszenie przejrzystości wody morskiej, powoduje powstawanie deficytów tlenowych w wodach przydennych, a w konsekwencji wywołuje zmiany

w strukturze gatunkowej (Hällfors i in. 2013, HELCOM 2013d). Intensyfikacja zakwitów sinic jest tylko częściowo wynikiem wzbogacenia środowiska w substancje biogenne i jak wspomniano wyżej – w szczególności dysproporcjonalnego wzrostu zawartości rozpuszczonego fosforu. Wielu autorów wskazuje także na inne przyczyny, nie związane z eutrofizacją, np.: zmiany hydrograficzne, jak wzrost temperatury, spadek zasolenia i bardziej efektywne mieszanie pionowe lub zmiany w zawartości mikropierwiastków i metali śladowych, a także zmiany w relacji fitoplanktonu do zooplanktonu (Kahru i in. 1994). Intensywne zakwity sinic, z uwagi na ich możliwą toksyczność, wywierają potencjalnie negatywny skutek na różnorodność ekosystemów morskich oraz ich społeczno-ekonomiczną wartość.

### **Wskaźnik „Chlorofil-a”**

#### **Charakterystyka i wzór**

Chlorofil-a jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu.

W wodach otwartego morza, a więc poza 1-milowym pasem wód przybrzeżnych (HELCOM 2013a) do oceny w Basenie Gdańskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim, ma zastosowanie wskaźnik podstawowy – „Chlorofil-a”. Charakteryzuje średnie stężenia tego pigmentu w wodach powierzchniowych (0-10 m) w okresie letnim, w miesiącach czerwiec-wrzesień (HELCOM 2006a). Do wyznaczania wskaźnika i oceny stanu środowiska można wykorzystywać zarówno dane pomiarowe *in situ* jak i dane satelitarne. Zasady integracji obydwu typów danych są opisane w protokole oceny (HELCOM 2017k). Pobór próbek wody i proces analityczny oznaczania zawartości chlorofilu-a odbywa się zgodnie z wytycznymi przewodnika HELCOM COMBINE (HELCOM 2014a). Dane pomiarowe *in situ* są gromadzone w ramach krajowych programów monitoringu i przekazywane do bazy danych w ICES. W ocenie krajowej dane dotyczące wskaźnika „Chlorofil-a” pochodziły z badań *in situ* w ramach PMŚ.

Możliwe jest także włączenie danych z bezobsługowych urządzeń pomiarowych np. Ferry Box lub boi. Zbiór danych na temat chlorofilu-a w oparciu o zdjęcia satelitarne (ang. *Earth Observation Data*) w ramach II oceny holistycznej został przygotowany przez Fiński Instytut Środowiska (SYKE) przy zastosowaniu do obserwacji instrumentów ENVISAT/MERIS – model bio-optyczny (Schröder i in. 2007). Dokładność algorytmu bio-optycznego zweryfikowano względem danych pomiarowych ze stacji monitoringowych HELCOM COMBINE w ramach projektu HELCOM EUTRO-OPER (HELCOM 2013e, 2014b). Dane na temat chlorofilu-a ze zdjęć satelitarnych odnoszą się do warstwy powierzchniowej morza, gdzie duży wpływ na dane ma przezroczystość wody morskiej. Dane EO raportowano jako codzienne statystyki w siatce o wielkości oczka 20 km. Ze zbioru danych usunięto obszary objęte zachmurzeniem.

W wodach przybrzeżnych i przejściowych ma zastosowanie analogiczny wskaźnik „Chlorofil-a” włączony do krajowego systemu klasyfikacji stanu JCWP (Anon. 2016), zgodnie z wytycznymi RDW (Anon. 2000). Zastosowanie mają również dane pomiarowe *in situ* z miesięcy czerwiec-wrzesień dla 15 JCWP. Wyjatek stanowią wody Zalewu Wiślanego, Zalewu Puckiego, Zalewu Kamieńskiego i Zalewu Szczecińskiego, gdzie do wyliczenia wskaźnika wykorzystuje się średnią roczną.

Wskaźnik „Chlorofil-a” spełnia kryterium D1C6 (tabela 2.1.2.) w ramach cechy D1 – różnorodność biologiczna oraz kryterium D5C2 w ramach cechy D5 – eutrofizacja zgodnie z decyzją 2017/848, a także wymagania Bałtyckiego Planu Działań w zakresie celu ekologicznego – zmniejszenie eutrofizacji w Bałtyku.

#### **Wartość progowa dobrego stanu środowiska**

Dobry stan środowiska jest określany dla poszczególnych obszarów oceny w oparciu o naukowe zasady i zaakceptowane przez kraje bałtyckie wartości progowe, które definiują dopuszczalną zawartość chlorofilu-a w wodzie morskiej (HELCOM 2017d) w zakresie średnich stężeń w okresie letnim, tj. czerwiec-wrzesień. Wartości progowe w poszczególnych obszarach oceny zostały wyznaczone w ramach projektu TARGREV (HELCOM 2013e), z uwzględnieniem wyników opracowań projektu HELCOM EUTRO PRO (HELCOM 2006a, 2009) oraz krajowych prac

związanych z wdrożeniem RDW. Ostateczny zestaw wartości progowych został ustalony przez zespół ekspertów w ramach działalności grupy HELCOM IN-EUTROPHICATION i zaakceptowany przez HELCOM HOD. Specyficzne wartości progowe dla wskaźnika „Chlorofil-a” uzgodnione dla obszarów oceny obejmujących POM przedstawiono w tabeli 2.1.68 i tabela 2.1.69. Wartości równe lub niższe od wartości progowej oznaczają dobry stan środowiska – GES.

Tabela 2.1.68. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „Chlorofil-a” dla obszarów oceny w POM – wody otwarte.

Obszar oceny	Wartość progowa GES [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]
Basen Gdański	2,2
Wschodni Basen Gotlandzki	1,9
Basen Bornholmski	1,8

Tabela 2.1.69. Wartości progowe dobrego stanu środowiska – GES wskaźnika „Chlorofil-a” dla obszarów oceny w POM – jednolite części wód

Obszar oceny	Wartość progowa GES [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ]
Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński	20
Zalew Wiślany	23,20
Zalew Pucki	2,00
Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,76
Ujście Dziwny	3,80
Ujście Wisły Przekop	5,50
Ujście Świny	7,50
Półwysep Hel, Port Władysławowo, Sarbinowo-Dziwna, Rowy-Jarosławiec Zachód, Rowy-Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra-Rowy, Władysławowo-Jastrzębia Góra, Jarosławiec-Sarbinowo	1,90
Mierzeja Wiślana, Dziwna-Świna	3,15

### Czynniki presji powiązane ze wskaźnikiem

Chlorofil-a z uwagi na łatwość analizy i pomiaru zawartości w środowisku wodnym jest powszechnie stosowanym aproksymatorem biomasy fitoplanktonu. Koncentracja chlorofilu-a jest pośrednio silnie zależna od stężeń substancji biogennych w morzu (Fleming-Lehtinen i in. 2008, Łysiak-Pastuszak i in. 2009), a więc silnie powiązana z presją antropogeniczną w postaci ładunków tych substancji, dopływających z lądu i atmosfery (HELCOM 2009). Wskaźnik wykazuje kierunek zmian zgodny ze wzrostem stopnia eutrofizacji. Fitoplankton jest podstawą większości oceanicznej/morskiej produkcji biomasy. Rozwój fitoplanktonu zależy od dostępności czynników potrzebnych do fotosyntezy (światło i dwutlenek węgla) i związków nieorganicznych, głównie soli azotu i fosforu. W wyniku przeżyźnienia tymi związkami zbiorników wodnych (eutrofizacji) następuje zazwyczaj wzrost biomasy fitoplanktonu. W Morzu Bałtyckim zewnętrzny ładunek substancji biogennych jest dodatkowo zwiększany wewnętrznym dopływem fosforu z osadów dennych w obszarach objętych deficytem tlenowym. Wzrost biomasy fitoplanktonu, w wyniku sedymentacji, prowadzi w efekcie do zwiększenia deficytu tlenowego w wodach przydennych – tworzy się tzw. błędne koło (ang. *vicious circle*) eutrofizacji. Zmiany elementów biotycznych, jak i abiotycznych, np. zmiany klimatu lub zmiany w strukturze organizmów odżywiających się fitoplanktonem, także wpływają na zasoby tej formacji ekologicznej.

### **Metoda oceny stanu siedlisk pelagicznych**

Ocenę stanu siedlisk pelagicznych wykonuje się na zasadzie integracji wskaźników. Metodą integracji między wskaźnikami stosowanymi do oceny siedlisk pelagicznych jest średnia ważona uwzględniająca przypisane im wagi. Wskaźniki uzupełniające ocenę siedlisk pelagicznych (m.in. wskaźniki eutrofizacji) i mające niższy status, charakteryzują się niższą wagą od pozostałych wskaźników. Integrację między wskaźnikami należy przeprowadzić w ramach jednego obszaru oceny i jednego ogólnego typu siedliska: pelagiczne wody otwarte lub pelagiczne wody przejściowe i przybrzeżne. W warunkach panujących w POM oznacza to, że oddzielną ocenę należy wykonać dla siedliska pelagicznego wód otwartych przy zastosowaniu czterech wskaźników: MSTS, Dia/Dino, Chl a (VI-IX) i CyaBI w Basenie Gdańskim lub trzech wskaźników: Dia/Dino, Chl a (VI-IX) i CyaBI we Wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim oraz oddzielnie dla siedliska pelagicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych jedynie przy uwzględnieniu wskaźnika „Chlorofil-a”.

Strukturę zintegrowanej oceny uwzględniającą zastosowane wskaźniki i ich wagi w POM dla siedlisk pelagicznych przedstawiono w tabeli 2.1.70.

Do integracji co najmniej dwóch wskaźników w obszarze oceny, należy stosować wartości znormalizowane wskaźników. W celu uzyskania wartości wskaźnika w przedziale od 0 do 1, należy przeprowadzić normalizację uwzględniającą wartości minimalne i maksymalne danego wskaźnika oraz uwzględnienie wartości granicznej BQR równej 0,6.

Metoda normalizacji dla wskaźnika MSTS w Basenie Gdańskim została opracowana na podstawie metody zastosowanej w II ocenie holistycznej (narzędzie informatyczne BEAT 3.0) (HELCOM 2017a) i przedstawiona w tabeli 2.1.72., w której wykorzystano wartości minimalne i maksymalne dla struktury wielkościowej zooplanktonu (MS) i całkowitej biomasy zooplanktonu (TS) podane w tabeli 2.1.71. oraz wartości progowe wyznaczone dla Basenu Gdańskiego (tabela 2.1.65).

Tabela 2.1.70. Struktura zintegrowanej oceny siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016.

Obszar oceny		Wskaźnik zastosowany w krajowej „zintegrowanej ocenie bioróżnorodności”	Status wskaźnika	Waga wskaźnika	Integracja między znormalizowanymi wskaźnikami (jeśli w obszarze oceny występują co najmniej 2 wskaźniki)	Ocena wieloletnia	
Ogólny typ siedliska na podstawie Decyzji 2017/848	Podakweny w POM						
pelagiczne wody otwarte	Basen Gdański	MSTS	podstawowy „bioróżnorodności”	0,3	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )	
		Dia/Dino	wstępny „bioróżnorodności”	0,3			
		Chl a (VI-IX)	podstawowy eutrofizacji	0,3			
		CyaBI	wstępny eutrofizacji	0,1			
	Wschodni Basen Gotlandzki	Dia/Dino	wstępny „bioróżnorodności”	0,4	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )	
		Chl a (VI-IX)	podstawowy eutrofizacji	0,4			
	Basen Bornholmski	CyaBI	Dia/Dino	wstępny eutrofizacji	0,2	średnia ważona	wynik na podstawie klasyfikacji BQR (ang. <i>Biological Quality Ratio</i> )
			Chl a (VI-IX)	wstępny „bioróżnorodności”	0,4		
		CyaBI	Dia/Dino	podstawowy eutrofizacji	0,4		
			Chl a (VI-IX)	wstępny eutrofizacji	0,2		
pelagiczne wody przejściowe i przybrzeżne	15 JCWP z wyjątkiem zalewów	Chl a (VI-IX)	wstępny eutrofizacji krajowy eutrofizacji	1	brak integracji	wynik na podstawie klasyfikacji tego wskaźnika w obszarze oceny	
	4 JCWP: Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński	Chl a (średnia roczna)	krajowy eutrofizacji				

Do dalszej integracji z pozostałymi wskaźnikami w Basenie Gdańskim (Dia/Dino, Chl a i CyaBI) należy uwzględnić tylko jedną z dwóch wartości wskaźnika MSTS po normalizacji: albo MS znormalizowany albo TS znormalizowany na zasadzie wyboru tej wartości, która jest niższa.

Tabela 2.1.71. Wartość minimalna i maksymalna dla składowych wskaźnika MSTS niezbędnych do przeprowadzenia normalizacji wskaźnika.

Wartość	MS – struktura wielkościowa zooplanktonu	TS – całkowita biomasa zooplanktonu
minimalna	7,4	25,7
maksymalna	17,8	1041,6

Tabela 2.1.72. Metoda normalizacji wskaźnika MSTS w Basenie Gdańskim.

Wartość wyliczona MS (MSobs) i wartość wyliczona TS (TSobs)	Normalizacja
jeśli MSobs < wartość progowa dla MS	$0,6 * (MSobs - 7,4) / (10,2 - 7,4)$
jeśli MSobs > wartość progowa dla MS	$0,6 + 0,4 * (MSobs - 10,2) / (17,8 - 10,2)$
jeśli TSobs < wartość progowa dla TS	$0,6 * (TSobs - 25,7) / (103 - 25,7)$
jeśli TSobs > wartość progowa dla TS	$0,6 + 0,4 * (TSobs - 102,8) / (1041,6 - 103)$

Wskaźniki Dia/Dino oraz CyaBI, których wartości zawierają się w przedziale od 0 do 1, należy przekształcić, aby uwzględnić wartość graniczną dla BQR równą 0,6 (tabela 2.1.74.).

Tabela 2.1.73. Metoda normalizacji wskaźnika Dia/Dino lub CyaBI.

Wartość wskaźnika Dia/Dino lub CyaBI	Normalizacja
jeśli Dia/Dino/ CyaBI (2011-2016) < wartość progowa	$0,6 * (Dia/Dino/ CyaBI - \text{wartość min.}) / (\text{wartość progowa} - \text{wartość min.})$
jeśli Dia/Dino/ CyaBI (2011-2016) > wartość progowa	$0,6 + 0,4 * (Dia/Dino/ CyaBI - \text{wartość progowa}) / (\text{wartość max.} - \text{wartość progowa})$

Również wskaźnik „Chlorofil-a” obliczany dla wód otwartych Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy znormalizować w przypadku integracji z innymi wskaźnikami. „Chlorofil-a” jest przede wszystkim wskaźnikiem eutrofizacji i zmienia się wraz ze wzrostem degradacji środowiska odmiennie niż wskaźniki MSTS lub Dia/Dino, tzn. jego wartość rośnie, więc nie można było zastosować rozwiązania identycznego jak dla powyższych wskaźników. Z tego powodu przyjęto powszechnie stosowaną w statystyce metodę normalizacji danych w przedziale 0-1 (ang. *feature scaling*), wprowadzając przelicznik 0,6, uwzględniający wartość graniczną dla BQR. Metodę taką przyjęto również z uwagi na fakt, że szczegółowa metodyka normalizacji wskaźnika w narzędziu BEAT 3.0 nie została wyjaśniona w sposób wystarczający ani udostępniona na forum HELCOM, ponieważ nadal trwają prace m.in. nad uzgodnieniem zasad wyboru wartości skalujących – maksymalnych i minimalnych dla poszczególnych basenów oceny.

Obliczenia wykonano stosując równanie:

$$\text{Chl-a (norm)} = 0,6 * ((\text{Obs} - \text{min}) / (\text{max} - \text{min}))$$

gdzie:

Chl-a (norm) – wskaźnik znormalizowany w przedziale 0-1 z uwzględnieniem wartości granicznej 0,6,  
 Obs - średnie stężenie chlorofilu-a w miesiącach (VI-IX) w wieloleciu 2011-2016 obliczone jako średnia z danych dla poszczególnych stacji,  
 min - stężenie minimalne obliczone jako średnia z minimalnych stężeń dla poszczególnych stacji w okresie oceny (lata 2011-2016),  
 max - stężenie maksymalne obliczone jako średnia z maksymalnych stężeń dla poszczególnych stacji w okresie oceny (lata 2011-2016).



Jeżeli do oceny stanu w danym obszarze oceny wykorzystano co najmniej dwa wskaźniki, wyliczono dla nich BQR (ang. *Biological Quality Ratio*) i przeprowadzono integrację, to w rezultacie wynik zintegrowanej oceny należy sklasyfikować następująco (tabela 2.1.74):

Tabela 2.1.74. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności”.

Wartość graniczna BQR	Wynik BQR	Status „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” – siedliska pelagiczne
≥ 0,6	0,6 – 1,0	dobry – GES
< 0,6	0 – 0,59	poniżej dobrego – subGES

Jeżeli ocena stanu danego obszaru zostanie przeprowadzona wyłącznie za pomocą jednego wskaźnika, wynik oceny klasyfikuje się na podstawie wartości progowej tego wskaźnika między stanem GES – dobrym, a stanem subGES – poniżej dobrego. W POM ma to zastosowanie jedynie w przypadku wskaźnika „*Chlorofil-a*” w wodach przejściowych i przybrzeżnych (tabela 2.1.75).

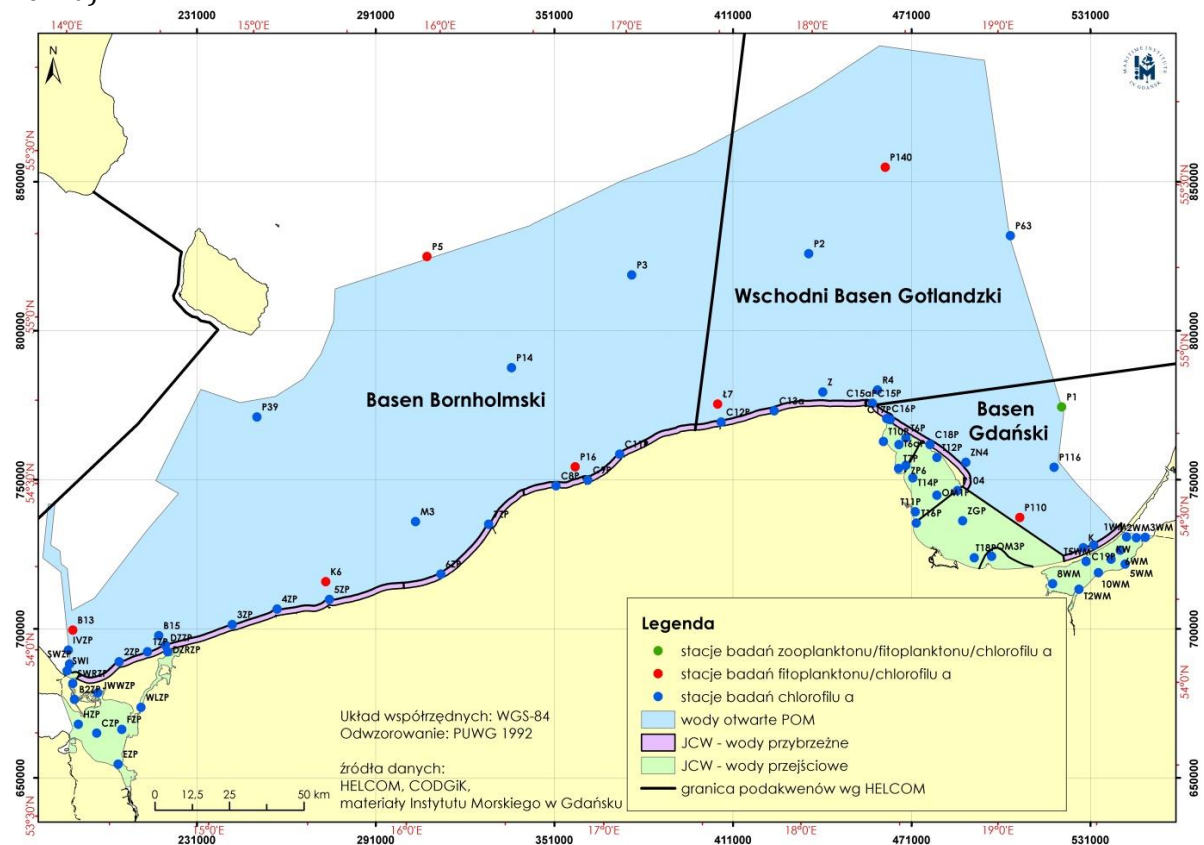
Tabela 2.1.75. Klasyfikacja wyniku oceny stanu siedlisk pelagicznych w wodach przejściowych i przybrzeżnych na podstawie wskaźnika „*Chlorofil-a*”.

Jednolita część wód	Wartość wskaźnika Chl a	Status oceny
Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński	≤ 20,0	dobry – GES
	> 20	poniżej dobrego – subGES
Zalew Wiślany	≤ 23,20	dobry – GES
	> 23,20	poniżej dobrego – subGES
Zalew Pucki	≤ 2,00	dobry – GES
	> 2,00	poniżej dobrego – subGES
Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna	≤ 3,76	dobry – GES
	> 3,76	poniżej dobrego – subGES
Ujście Dziwny	≤ 3,8	dobry – GES
	> 3,8	poniżej dobrego – subGES
Ujście Wisły Przekop	≤ 5,5	dobry – GES
	> 5,5	poniżej dobrego – subGES
Ujście Świny	≤ 7,5	dobry – GES
	> 7,5	poniżej dobrego – subGES
Półwysep Hel, Port Władysławowo, Sarbinowo - Dziwna, Rowy - Jarosławiec Zachód, Rowy - Jarosławiec Wschód, Jastrzębia Góra - Rowy, Władysławowo - Jastrzębia Góra, Jarosławiec - Sarbinowo	≤ 1,9	dobry – GES
	> 1,9	poniżej dobrego – subGES
Mierzeja Wiślana, Dziwna - Świna	≤ 3,15	dobry – GES
	> 3,15	poniżej dobrego – subGES

### Ocena siedlisk pelagicznych za lata 2011-2016

Na potrzeby krajowej oceny stanu środowiska morskiego w zakresie siedlisk pelagicznych wykorzystano cząstkowe oceny wskaźników: MSTs, „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” oraz „*Chlorofil-a*” w oparciu o dane krajowe z PMS, zebrane na stacjach monitoringu zooplanktonu, fitoplanktonu i chlorofilu-a (rys. 2.1.86) z wyjątkiem wskaźnika „*Indeks zakwitów sinic*”, do

którego posłużono się danymi wyliczonymi w ramach II oceny holistycznej - HOLAS II (HELCOM 2017a).



Rys. 2.1.86. Lokalizacja stacji badań zooplanktonu, fitoplanktonu i chlorofilu-a w ramach PMŚ, dostarczających danych do oceny stanu siedlisk pelagicznych w POM.

**Ocena na podstawie wskaźnika „Struktura wielkościowa (MS) i całkowite zasoby zooplanktonu (TS) - (MSTS)”**

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik MSTS, uwzględniając dane PMŚ w zakresie zooplanktonu zebranego w okresie oceny (lata 2011-2016) wykonano jedynie dla Basenu Gdańskiego (tabela 2.1.76), dla którego zostały wyznaczone wartości progowe w POM.

Tabela 2.1.76. Stacja, z której uzyskano niezbędne dane o zooplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika MSTS za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Gdański	P1	HELCOM COMBINE

Stan siedliska pelagicznego w Basenie Gdańskim w latach 2011-2016, określony na podstawie wskaźnika MSTS, został uznany za dobry - GES (tabela 2.1.77). Zgodnie z metodyką oceny z wykorzystaniem wskaźnika MSTS, zarówno w przypadku gdy obie składowe (MS i TS) lub jedna z nich są niższe od wartości progowych dla tych składowych, wypadkowa ocena MSTS wskazuje stan poniżej dobrego - subGES. Taka sytuacja miała miejsce tylko w latach 2011 i 2013, kiedy składowa wskaźnika - struktura wielkościowa zooplanktonu (MS) osiągnęła wartość niższą od wartości progowej (10,2). Na tej podstawie można stwierdzić, że w strukturze zooplanktonu w Basenie Gdańskim przeważały w tych dwóch latach organizmy o niewielkich rozmiarach, które nie stanowią optymalnej bazy pokarmowej dla ryb planktonożernych (Arrhenius i Hansson 1993, Cardinale i in. 2002, Möllmann i in. 2003). Jak wskazuje ocena drugiej składowej wskaźnika MSTS - całkowitej biomasy zooplanktonu (TS), była ona powyżej dobrego stanu (103) we wszystkich latach okresu oceny (tabela 2.1.77).

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych na podstawie zooplanktonu z wykorzystaniem wskaźnika MSTS została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

Tabela 2.1.77. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika MSTS dla okresu 2011-2016 w Basenie Gdańskim (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości składowych wskaźnika MSTS: MS – struktura wielkościowa [ $\mu\text{g osobn.}^{-1}$ ]/TS – całkowita biomasa [ $\text{mg m}^{-3}$ ]						
Basen Gdański	9,7/243	15,5/158	9,3/285	15,8/182	16,1/156	17,8/395	14/236

#### Ocena na podstawie wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego”

Do wyliczenia wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego” (Dia/Dino) wykorzystano dane uzyskane w trakcie badań monitoringowych z lat 2011-2016, pochodzące z bazy danych PMŚ z obszaru Basen Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego oraz Wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Wartości wskaźników do oceny krajowej dla tych obszarów oceny zostały wyliczone na podstawie danych z 8 stacji badawczych (tabela 2.1.78.). Próbkę fitoplanktonowe z okresu oceny były zbierane i analizowane mikroskopowo według metodyki HELCOM (2016), natomiast obliczenia liczebności i biomasy wykonane zgodnie z rekomendacją Edler (1979) oraz Olenina i in. (2006).

Tabela 2.1.78. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o fitoplanktonie wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika Dia/Dino za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	B13, K6, P16, P5	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, P110	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, P140	HELCOM COMBINE

W celu otrzymania wiarygodnych wyników do wyliczenia wskaźnika „okrzemkowo-bruzdnicowego” dla wielolecia 2011-2016 uprzednio sprawdzono, czy dane PMŚ z tego okresu spełniają założenia niezbędne do przeprowadzenia oceny (wartość graniczna dla biomasy okrzemek lub bruzdnic musi być wyższa niż  $1000 \mu\text{g l}^{-1}$  w co najmniej jednej próbie w sezonie) (Kownacka 2016, Wasmund i in. 2017). Poniżej przedstawiono maksymalne wartości mokrej masy okrzemek oraz bruzdnic w latach 2011-2016 (tabela 2.1.79).

Tabela 2.1.79. Zestawienie maksymalnych wartości mokrej masy okrzemek i bruzdnic [ $\mu\text{g l}^{-1}$ ] w latach 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM.

Gromada	Rok	Basen Gdański	Wschodni Basen Gotlandzki	Basen Bornholmski
Okrzemki	2011	1718,23	3182,244	5396,63
	2012	555,85	772,67	1106,86
	2013	5305,62	10229,11	5455,96
	2014	1210,73	3376,97	1878,49
	2015	600,95	209,37	957,65
	2016	159,76	123,66	179,35
Bruzdnice	2011	10,89	16,69	7,11
	2012	86,22	1,96	69,52
	2013	213,95	278,12	175,75
	2014	2663,67	168,19	884,84
	2015	38,54	36,29	33,39
	2016	511,67	470,93	319,55

Wartości wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” w okresie 2011-2016 zostały przedstawione w tabeli 2.1.80. Analiza danych z lat 2011-2016 w trzech badanych podakwenach wykazała, iż w latach 2015 i 2016 nie natrafiono na zakwit podczas poboru prób, ponieważ zarówno suma biomasy okrzemek, jak i bruzdnic, w żadnej próbie w danym sezonie nie przekroczyła granicznej wartości  $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ . Podobnie w roku 2012, w Basenie Gdańskim oraz we Wschodnim Basenie Gotlandzkim, nie zaobserwowano wiosennego zakwitu (tabela 2.1.79). Dane z tych lat nie zostały wzięte pod uwagę podczas wyliczania wskaźnika Dia/Dino dla wielolecia 2011-2016. Średnie wartości wskaźnika Dia/Dino w okresie 2011-2016, z wyłączeniem trzech lat nie spełniających założeń, wyniosły dla Basenu Gdańskiego - 0,75, dla Wschodniego Basenu Gotlandzkiego - 0,97 oraz dla Basenu Bornholmskiego - 0,91, co wskazuje na dobry stan środowiska – GES (tabela 2.1.80). Jedynie w 2014 r. w Basenie Gdańskim wartość wskaźnika Dia/Dino znalazła się poniżej wyznaczonej wartości progowej (0,6) (tabela 2.1.65), co wskazuje na zły stan środowiska w tym roku.

Tabela 2.1.80. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” dla okresu 2011-2016 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	2011	2012	2013	2014	2015	2016	Wielolecie 2011-2016
	Wartości wskaźnika „ <i>okrzemkowo-bruzdnicowego</i> ”						
Basen Bornholmski	1	0,96	0,97	0,77	*	*	0,93
Wschodni Basen Gotlandzki	0,99	*	0,97	0,95	*	*	0,97
Basen Gdański	0,99	*	0,94	0,31	*	*	0,75

\*Lata wyłączone z łącznej oceny stanu siedlisk pelagicznych w okresie 2011-2016 ze względu na niespełnione założenie o przekroczeniu mokrej masy okrzemek lub bruzdnic powyżej  $1000 \mu\text{g l}^{-1}$ /brak zakwitu.

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych na podstawie fitoplanktonu z wykorzystaniem wskaźnika „*okrzemkowo-bruzdnicowego*” została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014). W Basenie Bornholmskim najwyższa mokra masa obydwu grup glonów wyniosła  $9842 \mu\text{g l}^{-1}$  w 2011 r. W tym obszarze każdego roku przewagę w mokrej masie miały okrzemki. We Wschodnim Basenie Gotlandzkim maksymalną wartość mokrej masy okrzemek oraz bruzdnic odnotowano w 2013 r. i wyniosła ona  $11278 \mu\text{g l}^{-1}$ . W latach, w których udało się natrafić na zakwit, w mokrej masie każdego roku przewagę miały okrzemki, co potwierdza wynik wskaźnika Dia/Dino. W Basenie Gdańskim w 2014 r., kiedy wynik wskaźnika wskazywał na stan środowiska poniżej dobrego, mokra masa okrzemek wyniosła  $928 \mu\text{g l}^{-1}$ , a mokra masa bruzdnic aż  $2050 \mu\text{g l}^{-1}$  (tabela 2.1.79). Dobry stan środowiska oznacza, że zakwity fitoplanktonu występują z częstością i intensywnością zgodną z warunkami fizykochemicznymi specyficznymi dla danego typu wód bądź też może występować niewielki wzrost ich częstości i intensywności (zgodnie z RDW). Rozwój fitoplanktonu podlega także bardzo silnym wpływom warunków meteorologicznych (GIOŚ 2014).

### **Ocena na podstawie wskaźnika „Indeks zakwitów sinic”**

Wskaźnik „*Indeks zakwitów sinic*” (HELCOM 2017g) w ocenie krajowej w POM przyjęto z II oceny holistycznej (HELCOM 2017a), w której został zastosowany na zasadzie testowania, dlatego wyniki oceny można uznać za niejednoznaczne. Do opracowania parametru – biomasa dla wskaźnika CyaBI wykorzystano dane pomiarowe z Estonii, Finlandii, Litwy, Łotwy, Niemiec, Polski i Szwecji. Dane te zostały poddane analizie przez ekspertów grupy HELCOM PEG, przed wykorzystaniem w ramach oceny siedlisk pelagicznych. Ocena dla wskaźnika „Indeks zakwitów sinic” w POM zaimplementowano z pierwszej wersji raportu zintegrowanej oceny eutrofizacji HELCOM HOLAS II, obejmującej okres 2011-2015 ze względu na okres (2011-2015), dla którego były możliwe do wykorzystania dane (HELCOM 2017i).

W latach 2011-2015, stan środowiska morskiego w ocenianych w POM obszarach oceny: Basenie Bornholmskim, Wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim na podstawie

wskaźnika „Indeks zakwitów sinic” nie przekroczył ustalonych wartości progowych z basenów, wskazując na stan poniżej dobrego – subGES (tabela 2.1.81).

Tabela 2.1.81. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „Indeks zakwitów sinic” dla okresu 2011-2015 w 3 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wartość progowa GES	Wartości wskaźnika CyaBI w wieloletniu 2011-2015
Basen Bornholmski	0,87	0,80
Wschodni Basen Gotlandzki	0,84	0,76
Basen Gdański	0,98	0,83

Aktualna ocena stanu siedlisk pelagicznych z wykorzystaniem wskaźnika „Indeks zakwitów sinic” została wykonana w POM po raz pierwszy, więc nie można się odnieść do oceny wstępnej (GIOŚ 2014).

#### **Ocena na podstawie wskaźnika „Chlorofil-a”**

Ocenę krajową w oparciu o wskaźnik „Chlorofil-a”, uwzględniającą dane PMŚ zebrane w okresie oceny (lata 2011-2016), wykonano dla wszystkich (22) obszarów oceny w POM, obejmujących zarówno wody otwarte, jak i przejściowe i przybrzeżne (tabela 2.1.82).

Tabela 2.1.82. Stacje, z których uzyskano niezbędne dane o chlorofilu-a wykorzystane w przeprowadzeniu oceny stanu środowiska w POM za pomocą wskaźnika „Chlorofil-a” za okres 2011-2016.

Obszar oceny	Stacja	Typ monitoringu
Basen Bornholmski	B13, B15, K6, P16, P5, P39, P3, P14, M3	HELCOM COMBINE
Basen Gdański	P1, P110, P116, K, ZN4	HELCOM COMBINE
Wschodni Basen Gotlandzki	Ł7, Z, R4, P2, P63, P140	HELCOM COMBINE
Zalew Kamieński	WL, DZR	RDW
Zalew Szczeciński	C, E, F, H, JWW, B2, SWR	RDW
Zalew Wiślany	1, 2, 3, 5, 6, 8, 10, T2, T5, KW	RDW z wyjątkiem st. KW - HELCOM COMBINE
Zalew Pucki	ZP6, T6a, T7, T10, T6	RDW z wyjątkiem st. ZP6 - HELCOM COMBINE
Zatoka Pucka Zewnętrzna	OM1, T11, T12, T14	RDW
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	P104, ZG, T16, T18	RDW z wyjątkiem st. P104 - HELCOM COMBINE
Ujście Dziwny	DZ	RDW
Ujście Wisły Przekop	OM3	RDW
Ujście Świny	SWI, SW, IV	RDW
Półwysep Hel	C17, C18	RDW
Mierzeja Wiślana	C19	RDW
Port Władysławowo	C16	RDW
Sarbinowo-Dziwna	3ZP, 4ZP, 5ZP	RDW
Rowy-Jarosławiec Zachód	C8	RDW
Rowy-Jarosławiec Wschód	C9, C11	RDW
Jastrzębia Góra-Rowy	C12, C13a	RDW
Władysławowo-Jastrzębia Góra	C15, C15a	RDW
Dziwna-Świna	1ZP, 2ZP	RDW
Jarosławiec-Sarbinowo	6ZP, 7ZP	RDW

W aktualnym cyklu oceny (lata 2011-2016) stan środowiska morskiego praktycznie wszystkich ocenianych obszarów w obrębie POM nie spełnił warunków dobrego stanu środowiska w odniesieniu do zawartości chlorofilu-a w okresie letnim lub na przestrzeni roku w przypadku Zalewu Wiślanego, Zalewu Szczecińskiego oraz Zalewu Kamieńskiego. Jedynym

wyjątkiem jest część wód przejściowych – Zewnętrzna Zatoka Pucka, gdzie stwierdzono osiągnięcie wartości progowej i określono stan dobry – GES (tabela 2.1.83).

Szczegółowa ocena stanu środowiska morskiego w POM pod względem zawartości chlorofilu-a została przedstawiona w ocenie cechy D5 – eutrofizacja (*ocena - Cecha D5 - Eutrofizacja*).

Tabela 2.1.83. Ocena stanu siedliska pelagicznego na podstawie wartości wskaźnika „Chlorofil-a” dla okresu 2011-2016 w 22 obszarach oceny w POM (GES, subGES).

Obszar oceny	Wartość progowa	Wartość wskaźnika „Chlorofil-a” [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ] w wieloleciu 2011-2016
Basen Gdański	2,2	4,09
Wschodni Basen Gotlandzki	1,9	2,76
Basen Bornholmski	1,8	3,14
Zalew Kamieński	20,00	28,11
Zalew Szczeciński	20,00	31,87
Zalew Wiślany	23,20	57,28
Zalew Pucki	2,00	6,67
Zatoka Pucka Zewnętrzna	3,76	3,67
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	3,76	4,25
Ujście Dziwny	3,80	10,32
Ujście Wisły Przekop	5,50	10,73
Ujście Świny	7,50	11,09
Mierzeja Wiślana	3,15	6,85
Półwysep Hel	1,90	3,11
Port Władysławowo	1,90	6,85
Władysławowo-Jastrzębia Góra	1,90	4,58
Jastrzębia Góra-Rowy	1,90	5,86
Rowy-Jarosławiec Zachód	1,90	4,83
Rowy-Jarosławiec Wschód	1,90	5,63
Jarosławiec-Sarbinowo	1,90	3,57
Sarbinowo-Dziwna	1,90	4,17
Dziwna-Świna	3,15	6,63

Bezpośrednie porównanie wyników bieżącej oceny stanu środowiska morskiego za lata 2011-2016 akwenów pełnomorskich (Basen Bornholmski, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański) pod względem zawartości chlorofilu-a z wynikami poprzedniego cyklu oceny (GIOŚ 2014) jest niemożliwe, ponieważ w obu ocenach zastosowano różne metody. W poprzedniej ocenie klasyfikację stanu środowiska przeprowadzono w systemie 5 klas jakości, odnosząc aktualną wartość wskaźnika do krajowej wartości referencyjnej (Łysiak-Pastuszek i in. 2009), przy czym dobry stan środowiska określano również na podstawie krajowych wartości progowych (Basen Bornholmski –  $TR_{PL} = 1,80 \mu\text{g dm}^{-3}$ , Wschodni Basen Gotlandzki –  $TR_{PL} = 1,54 \mu\text{g dm}^{-3}$ , Basen Gdański –  $TR_{PL} = 2,64 \mu\text{g dm}^{-3}$ ). Z kolei w bieżącej ocenie, stan aktualny odnoszono do wartości progowych uzgodnionych dla poszczególnych obszarów oceny (tabela 2.1.1) na podstawie wyników projektu HELCOM TARGREV (HELCOM 2013e) w ramach międzynarodowej współpracy HELCOM, zaakceptowanych przez grupę HELCOM Heads of Delegation w 2012 r. Niezależnie od zastosowanych mniej lub bardziej restrykcyjnych wartości progowych w obu

cyklach oceny uzyskano negatywne wyniki. Obszary otwartego morza znajdujące się w obrębie POM (Basen Bornholmski, Wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański) w okresie 2011-2016 wykazują nadal stan poniżej dobrego (subGES) w odniesieniu do zawartości chlorofilu-a w okresie letnim.

W odniesieniu do wód przejściowych i przybrzeżnych nie można dokonać porównania oceny wskaźnika „Chlorofil-a” z poprzednim cyklem oceny (GIOŚ 2014), ponieważ wówczas obszary te zostały ocenione w ramach akwenów 38 i 62 – zagregowane jednostki oceny RDW, które obejmowały wody przybrzeżne basenów Bałtyku Właściwego i Basenu Bornholmskiego.

### Ocena zintegrowana siedlisk pelagicznych

Stan siedlisk pelagicznych w POM w ramach oceny wieloletniej 2011-2016 przedstawiono w podziale na wskazane poniżej 2 różne rodzaje siedlisk, zgodnie z metodą oceny i decyzją 2017/848.

1. Ocena stanu siedliska pelagicznego wód otwartych w 3 obszarach oceny w POM, w których zastosowano zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: MSTs, Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Basen Gdański) i zintegrowaną ocenę między wskaźnikami: Dia/Dino, CyaBI i Chlorofil-a (Wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Bornholmski) (tabela 2.1.85), a następnie użyto klasyfikacji wyniku oceny – BQR w ramach „zintegrowanej oceny bioróżnorodności” (tabela 2.1.74). W Tabeli 2.1.84 przedstawiono zastosowanie normalizacji wskaźnika „Chlorofil-a”, natomiast zintegrowaną ocenę stanu siedliska pelagicznego przedstawiono w tabeli 2.1.85.

Tabela 2.1.84. Zestawienie danych dotyczących wskaźnika „Chlorofil-a” z basenów otwartego morza wykorzystanych do jego normalizacji.

Obszar oceny	Obs (średnia z lat 2011-2016)	Wartość progowa [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ]	Min [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ]	Max [ $\mu\text{g dm}^{-3}$ ]	BQR (wartość znormalizowana)	ER
Basen Bornholmski	3,14	1,80	2,21	4,09	0,297	1,75
Basen Gdański	4,09	2,20	2,74	5,91	0,256	1,86
Wschodni Basen Gotlandzki	2,76	1,90	1,76	3,74	0,304	1,46

Uzyskane wartości BQR dla wskaźnika „Chlorofil-a” są spójne z wartościami współczynników eutrofizacji (ER). Najniższemu ER, wskazującemu na stan najbliższy dobrego stanu środowiska, odpowiada najwyższy BQR (najbardziej zbliżony do granicy BQR=0,6) – stan środowiska scharakteryzowany we Wschodnim Basenie Gotlandzkim. Natomiast najwyższej wartości ER odpowiada najniższa wartość BQR – obie opisujące stan najbardziej oddalony od granicy dobrego stanu środowiska w Basenie Gdańskim.

Tabela 2.1.85. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych z uwzględnieniem wskaźników: MSTs, Dia/Dino, CyaBI, Chl-a w okresie 2011-2016.

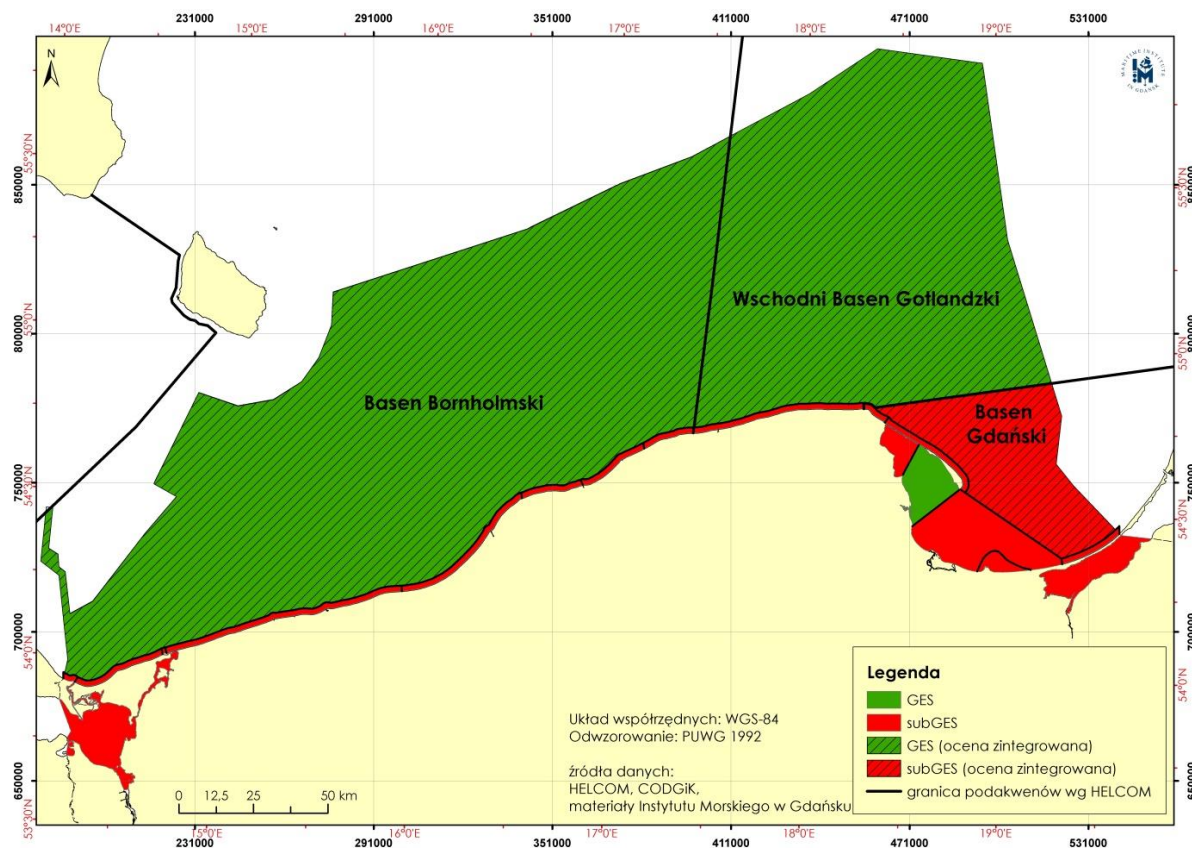
Obszar oceny	Wskaźnik	Wartość znormalizowana wskaźnika dla lat 2011-2016	Waga wskaźnika	BQR	Ocena
Basen Gdański	MSTs	0,66	0,3	0,55	subGES
	Dia/Dino	0,75	0,3		
	CyaBI	0,50	0,1		
	Chl-a	0,26	0,3		
Wschodni Basen Gotlandzki	Dia/Dino	0,97	0,4	0,62	GES
	CyaBI	0,54	0,2		
	Chl-a	0,30	0,4		
	Dia/Dino	0,93	0,4	0,60	GES

Basen Bornholmski	CyaBI	0,55	0,2	
	Chl-a	0,30	0,4	

Ocena siedliska pelagicznego wód otwartego morza wykazała, że w latach 2011-2016 Wschodni Basen Gotlandzki i Basen Bornholmski prezentowały stan dobry –GES, natomiast Basen Gdański – stan poniżej dobrego – subGES (rys. 2.1.87).

2. Ocena stanu siedliska pelagicznego w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 19 jednolitych częściach wód w POM, w których zastosowano klasyfikację wyniku oceny zgodną z wartościami progowymi dla wskaźnika „Chlorofil-a” (tabela 2.1.75).

Prawie wszystkie podakweny (18) w wodach przejściowych i przybrzeżnych prezentowały stan poniżej dobrego – subGES z wyjątkiem Zatoki Puckiej Zewnętrznej, gdzie zaobserwowano dobry stan środowiska (rys. 2.1.87).



Rys. 2.1.87. Zintegrowana ocena stanu siedlisk pelagicznych dla wielolecia 2011-2016 w POM (źródło danych PMŚ).

Trzy obszary oceny w POM, w tym 2 baseny otwartego morza: Basen Bornholmski oraz Wschodni Basen Gotlandzki, a także Zatoka Pucka Zewnętrzna, stanowiące 87% powierzchni POM, prezentowały stan dobry – GES, natomiast w pozostałych obszarach oceny łącznie z Basenem Gdańskim (13% powierzchni POM) zaobserwowano stan środowiska poniżej dobrego (subGES) (rys. 2.1.88).