

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2016 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA
2006-2015**

Warszawa 2017

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



Autorzy opracowania:

Justyna Kopiec (I.3) - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Olsztyn; Delegatura w Elblągu

Maciej Bargiel (I.4) - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Gdańsk

Anna Bakierowska (I.5) - Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Szczecin

oraz

pracownicy Departamentu Monitoringu i Informacji o Środowisku, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska, Warszawa

Beata Danowska (II.4.2.2), **Natalia Drgas** (II.2.3, II.4.1), **Karolina Gębka** (II.3.3.1, II.4.2.1, II.4.2.4, II.4.3), **Violetta Koszuta** (I.2, II.2.1-2, II.2.4, II.3.2.1-2, II.3.3.2), **Wojciech Kraśniewski** (II.3.2.1, II.3.3.2-3), **Włodzimierz Krzywiński** (II.2.1, II.2.2, II.2.4-5, II.4.4), **Sergio Neves** (II.4.4), **Aleksandra Orlita** (II.4.2.3), **Marta Rybka** (II.4.2.3), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.2.1), **Ida Stanisławczyk** (I.2, II.2.5), **Ewa Wiktorowicz** (II.3.2.2), **Jerzy Woron** (II.4.2.2), **Tamara Zalewska** (II.4.2.1-2, II.4.2.4, II.4.3) - Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Oddział Morski w Gdyni

Włodzimierz Meissner (II.3.1.1) - Uniwersytet Gdański, Wydział Biologii, Gdańsk

Tomasz Chodkiewicz (II.3.1.1) - Muzeum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa, Ogólnopolskie Towarzystwo Ochrony Ptaków, Marki

Zdzisław Cenian (II.3.1.1) - Komitet Ochrony Orłów, Olsztyn

Marzenna Pachur (II.3.1.2) - Morski Instytut Rybacki – PIB, Gdynia

Agnieszka Tatarek, Józef Wiktor (II.3.3.1) - Instytut Oceanologii PAN, Sopot

Pod redakcją:

Włodzimierza Krzywińskiego

Zdjęcia:

Wiesława Cielątkowska, Michał Saniewski, Sławomir Wiktorowicz



Spis treści

Wprowadzenie	5
I. Ramowa Dyrektywa Wodna	7
I.1. Wstęp	9
I.2. Ogólne warunki hydrologiczne	11
I.3. Województwo warmińsko-mazurskie	17
I.4. Województwo pomorskie	26
I.5. Województwo zachodniopomorskie	37
II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej	49
II.1. Wstęp	51
II.2. Ogólne warunki hydrologiczne i hydrograficzne	56
II.2.1. Temperatura wody morskiej	56
II.2.2. Zasolenie	57
II.2.3. Odczyn wody morskiej	59
II.2.4. Mieszanie wód	61
II.2.5. Wymiana wód i prądy morskie	63
II.3. Cechy stanu	66
II.3.1. Różnorodność biologiczna	66
II.3.1.1. Ptaki	66
II.3.1.2. Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI)	73
II.3.2. Łańcuchy pokarmowe	78
II.3.2.1. Fitoplankton	78
II.3.2.2. Zooplankton	82
II.3.3. Integralność dna morskiego	88
II.3.3.1. Fitobentos	88
II.3.3.2. Zoobentos	91
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego	97
II.4. Cechy presji	99
II.4.1. Eutrofizacja	99
II.4.2. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji	111
II.4.2.1. Radionuklidy	112
II.4.2.2. Metale ciężkie	115
II.4.2.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)	124
II.4.2.4. Test mikrojądrowy	131
II.4.3. Odpady w środowisku morskim	134
II.4.4. Podwodny hałas	140
III. Podsumowanie	145
Bibliografia	158

Wprowadzenie

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

Podstawową dyrektywą unijną dotyczącą ochrony wód i określającą politykę wodną jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r., zwana Ramową Dyrektywą Wodną (RDW – 2000/60/WE). Nakłada on obowiązek kontroli i oceny stanu wód, w tym części obszarów wód morskich określonych jako wody przejściowe i przybrzeżne wszystkich mórz europejskich, w tym Morza Bałtyckiego. Z kolei Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM – 2008/56/WE) z dnia 17 czerwca 2008 r. ustanawia ramy działań Wspólnoty Europejskiej w dziedzinie polityki środowiska morskiego w obszarach wód otwartego morza, pozostających pod jurysdykcją poszczególnych państw.

Integralną częścią wdrażania obydwu dyrektyw jest konieczność dokonywania ocen stanu środowiska morskiego w celu określenia kierunku koniecznych zmian i podejmowania działań niezbędnych do poprawy stanu ekosystemu Bałtyku, jeżeli uznany jest on za nieodpowiedni.

Biorąc pod uwagę odmienność metod monitoringu i ocen stosowanych zgodnie z każdą z dyrektyw, ocenę przedstawiono w podziale na Ramową Dyrektywę Wodną i Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej.

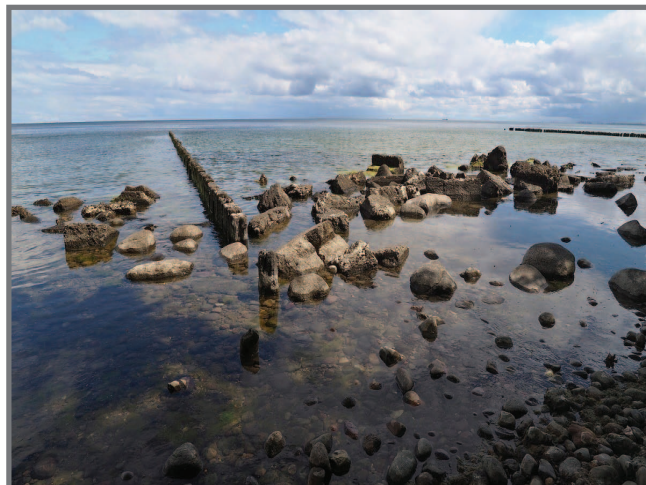
W pracy przedstawiono wyniki oceny stanu środowiska morskiego polskich obszarów morskich w 2016 roku w części obejmującej wody przejściowe i przybrzeżne (część I) oraz strefę otwartego morza (część II) w odniesieniu do poprzedzającego okresu 10 lat.

Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2006 – 2016 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ).

. Ramowa Dyrektywa Wodna



I.1. Wstęp



Wraz z akcesją do Unii Europejskiej Polska przyjęła szereg zobowiązań związanych z dostosowaniem prawodawstwa krajowego do przepisów wspólnotowych. Realizacja programu monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych oraz ocena ich stanu ekologicznego, chemicznego i ogólnego jest etapem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej w naszym kraju. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2016 przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187), które wymaga dokonania oceny stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i stanu ogólnego wód.

Badania przeprowadzone w 2016 r., podobnie jak w latach poprzednich, wykonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 r. „*W sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych*” (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558).

Klasyfikacja stanu/potencjału ekologicznego jednolitych części wód oparta została o zestaw elementów biologicznych i wspierających je parametrów fizykochemicznych. Do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych, strefy przylegającej do granic województw pomorskiego, zachodniopomorskiego i warmińsko-mazurskiego wykorzystano przede wszystkim wskaźniki biologiczne takie jak chlorofil-a, multimetryczny indeks B dla makrobezkręgowców bentosowych oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny. Do oceny włączono wyniki monitoringu ichtiofauny realizowanego przez Morski Instytut Rybacki - Państwowy Instytut Badawczy.

W ocenie stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb, zastosowany został indeks stanu ichtiofauny (SI), złożony z szeregu wskaźników cząstkowych. Z powodu wysokiej różnorodności struktury ichtiofauny w polskich wodach przejściowych, dla każdej jednolitej części wód (JCW) wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów badawczych:

- skład gatunkowy,
- liczebność gatunków lub grup gatunków kluczowych,
- struktura wielkościowa gatunku lub gatunków kluczowych,
- struktura wiekowa gatunku lub gatunków kluczowych.

Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej UE i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji wyników, w nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych, które zostały użyte w tabelach:

- liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu (Liczba gatunków);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego (okoń) w połowach (CPUE okoń);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego (stornia) w połowach (CPUE stornia);

- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach (CPUE drapieżniki);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości całkowitej ciała powyżej 30 cm) w połowach (CPUE duże ryby);
- średni udział okoni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach (% okoi >3);
- średni udział okoni w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach (% okoi >2);
- średni udział storni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach (% stornia >3).

Poszczególnym wskaźnikom cząstkowym przypisane zostały kategorie/rangi (1, 2 lub 3). Przyporządkowanie wskaźników cząstkowych do określonej kategorii/rang wynika z wiedzy eksperckiej o ekologii i biologii poszczególnych grup lub gatunków ryb w kontekście wpływu presji.

Końcowej oceny dokonano w oparciu o zaproponowany indeks stanu ichtiofauny (SI). Wartości wskaźnika zostały wyliczone oddzielnie dla każdej JCW, 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: W1, W2, W3 - wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3;
n1, n2, n3 - liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3.

Referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla sześciu jednolitych części wód została określona w 2014 r. na poziomie 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 wartościami wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (tab. I.1.1).

Tabela I.1.1. Zakresy wartości indeksu SI ichtiofauny i EQR dla poszczególnych klas oceny stanu ekologicznego wód przejściowych

Stan ekologiczny	Zakres SI	Zakres EQR
Bardzo dobry	4,4-5	0,88- 1,0
Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Słaby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	1,0-1,3	<0,28

Końcową ocenę stanu wód przeprowadzono w oparciu o klasyfikację stanu ekologicznego i chemicznego, z wykorzystaniem zasady dziedziczenia danych.

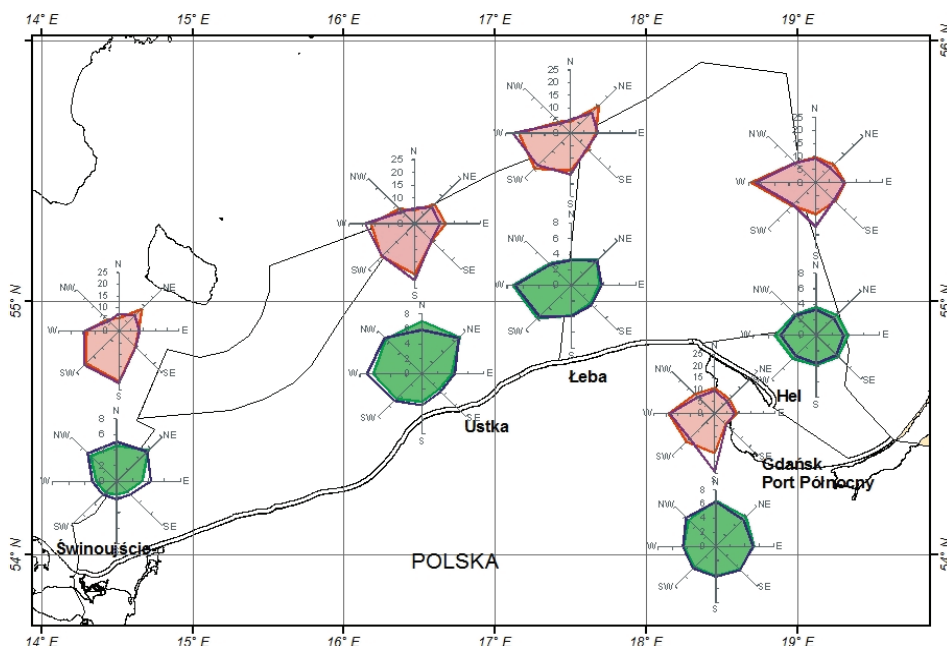
I.2. Ogólne warunki hydrologiczne



Jednym z elementów wspomagających ocenę stanu ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych jest ekspozycja na falowanie. Bezwzględna 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 2016 r. w stosunku do wielolecia 2006-2015 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 okresu 2006-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W 2016 r. wystąpił wzrost częstości wiatru północno-wschodniego w stosunku do wielolecia 2006-2015 (rys. I.2.1). Jednocześnie o kilka procent zmalała częstość wiatrów południowych, przy czym w największym stopniu w rejonie Helu i Gdańsku Port Północnym. W strefie otwartego wybrzeża dominowały wiatry z sektora południowego i zachodniego, z przewagą wiatru południowego i południowo-zachodniego w Świnoujściu, południowego w Uście (rys. I.2.1). Wiatry zachodnie dominowały w Helu, a w Gdańsku Port Północnym najczęstszymi były wiatry południowe. W wieloleciu (2006-2015) kierunek wiatru również wykazywał podobne zróżnicowanie regionalne (rys. I.2.1).



Rys. I.2.1. Różne wiatrów na wybranych stacjach polskiego wybrzeża; różnice górne: częstość występowania kierunków (kolor czerwony – 2016 rok, kolor fioletowy – wielolecie 2006-2015), różnice dolne – prędkość średnia w sektorach (kolor zielony – rok 2016, kolor granatowy – wielolecie 2006-2015)

Rozkład średniej prędkości wiatru w ośmiu sektorach kierunku w 2016 r. był najbardziej zbliżony do rozkładu w wieloleciu 2006-2015 (rys. I.2.1) w Świnoujściu i Helu. Jednocześnie w Świnoujściu wiatr był słabszy we wszystkich sektorach, a średnia prędkość wiatru była mniejsza o $0,3 \text{ m s}^{-1}$ od średniej wieloletniej, natomiast w Helu wiatry były silniejsze, a średnia prędkość większa o $0,5 \text{ m s}^{-1}$ (tab. I.2.1). W Ustce występowały silniejsze wiatry północne, a w Gdańsku Porcie Północnym północno-wschodnie (rys. I.2.1).

Tabela I.2.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2016 r. i w wieloleciu 2006-2015 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2016	2,9	5,0	4,9	4,2	4,8
2006-2015	3,2	5,3	4,8	3,7	4,9

O zróżnicowanych warunkach anemobarycznych panujących w ciągu roku w strefie brzegowej świadczy znaczny wzrost częstości występowania ciszy w Gdańsku Porcie Północnym, a zarazem spadek w Łebie (tab. I.2.2) przy porównywalnej średniej prędkości w 2016 roku i wieloleciu 2006-2015. Z kolei w Helu, gdzie wystąpił największy wzrost średniej prędkości wiatru w 2016 roku częstość ciszy była taka sama w obu okresach.

Tabela I.2.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2016 r. i w wieloleciu 2006-2015 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Okres \ Stacja	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk Port Północny
2016	1,8	0,2	0,5	0,6	1,3
2006-2015	1,9	0,6	2,2	0,6	0,7

Istotnym elementem hydrodynamiki morza w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych są zmiany jego poziomu oraz prądy w strefie brzegowej, które 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 powodzią 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 2006-2016, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

W 2016 r. zmniejszyła się częstość występowania ostrzegawczych poziomów morza w stosunku do wielolecia (tab. I.2.3) prawie na całym wybrzeżu. Na stacjach wschodniej części polskiego wybrzeża zmniejszyła się prawie 2-3-krotnie, szczególnie w rejonie Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku - Porcie Północnym. Jedynie w rejonie Zatoki Pomorskiej częstość występowania ostrzegawczych poziomów morza w stosunku do wielolecia była nieznacznie wyższa (stacja Świnoujście). Z kolei nietypowo, w okresie letnim (lipiec, sierpień) w rejonie wschodniego wybrzeża (Gdańsk - Port Północny) częstsze było występowanie stanów ostrzegawczych w stosunku do wielolecia. Typowym okresem, kiedy występują sztormy i związane z nimi wysokie poziomy oraz stany ostrzegawcze i alarmowe, jest jesień i zima. Sztormy letnie należą do rzadkości.

Stany alarmowe w 2016 r. pojawiały się w okresie jesiennym: w zachodniej części wybrzeża (Świnoujście) nawet od października do grudnia i charakteryzowały się większą częstością występowania niż w wieloleciu. Szczególnie częste było pojawianie się stanów alarmowych w Świnoujściu w październiku 2016 r., prawie 4-5-krotnie większe (tab. I.2.4). Na wybrzeżu wschodnim stany alarmowe występowały (listopad-grudzień) około dwukrotnie częściej w porównaniu do wielolecia. W Kołobrzegu w 2016 r. poziomów alarmowych nie zanotowano.

Rok 2016 był względnie spokojny, dopiero pod koniec w okresie jesiennym wystąpił sztormowy okres, kiedy często występowały bardzo wysokie, jak i bardzo niskie poziomy morza, przykładowo w październiku 2016 r. 608 cm i 441 cm w Świnoujściu.

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

Sezon lodowy 2015/2016 w polskiej strefie przybrzeżnej był krótki. W strefie brzegowej otwartego morza lód pojawił się jedynie w okolicy Świnoujścia. W sezonie 2015/2016 żegluga w rejonie otwartego morza odbywała się bez przeszkód. Zlodzenie w sezonie lodowym nie spowodowało utrudnień nawigacyjnych, z wyjątkiem toru wodnego Szczecin – Świnoujście. W polskiej strefie brzegowej największe zlodzenie wystąpiło 22 stycznia 2016 r. (rys. I.2.2).

Tabela I.2.3. Częstość (%) występowania poziomów morza (cm) osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na stacjach polskiego wybrzeża (z sześciu pomiarów na dobę)

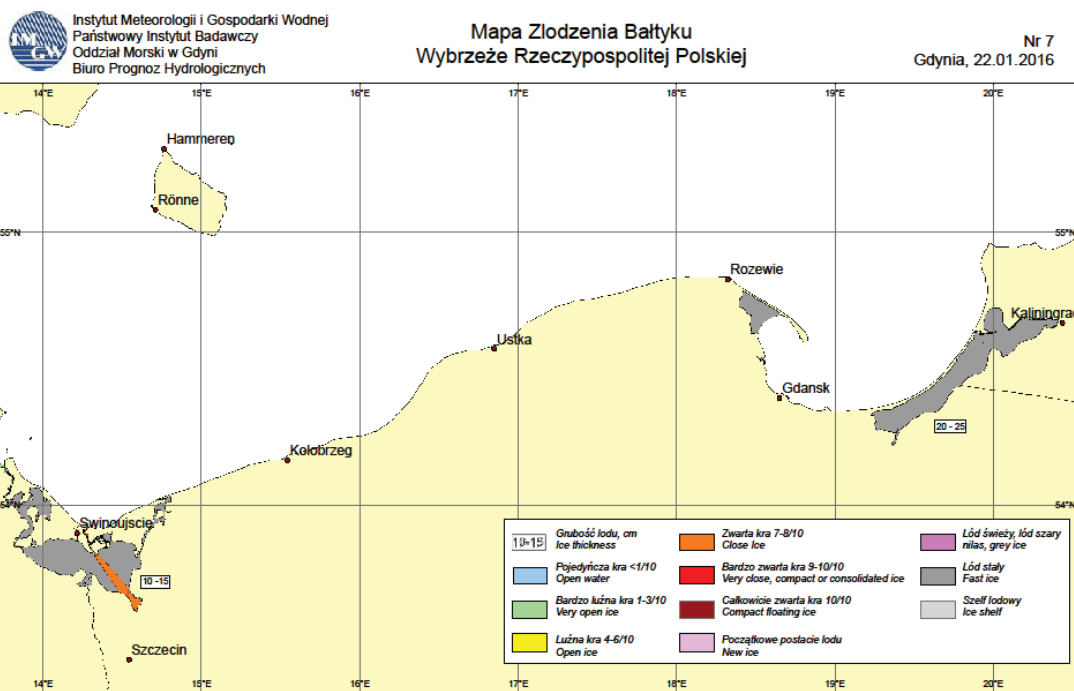
Stacja/JCWP	Poziom ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Świnoujście/ PLTWVB7	560	2006-2015	5,05	1,06	1,40	0,22	0,05	0,06			0,72	1,72	2,83	3,06	1,36
		2016										9,68	3,89	3,76	1,46
Kołobrzeg/ PLCWVB8	570	2006-2015*	4,52	1,12	0,48						0,28	0,24	1,11	1,61	0,78
		2016										0,54	2,78	3,23	0,55
Ustka/ PLCWVB6W, PLCWVB6E	570	2006-2015	4,41	0,83	0,43							0,81	0,89	1,40	0,73
		2016											2,22	2,69	0,41
Władysławowo/ PLCWVB3	550	2006-2015	13,82	2,84	2,58	0,17					1,50	4,30	6,67	9,41	3,46
		2016		1,15						0,54			3,89	10,75	1,37
Gdańsk – Port Północny/PLTWVB4	550	2006-2015	17,26	4,73	3,71	0,28			0,05	0,05	3,50	6,45	9,06	12,42	4,81
		2016		1,15					0,54	1,61		0,54	3,33	9,68	1,41

Tabela I.2.4. Częstość (%) występowania poziomów morza (cm) osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na stacjach polskiego wybrzeża (z sześciu pomiarów na dobę)

Stacja/JCWP	Poziom alarmowy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Świnoujście/ PLTWVB7	580	2006-2015	1,67	0,41	0,27						0,33	0,59	0,50	0,65	0,37
		2016										2,69	1,67	0,54	0,41
Kołobrzeg/ PLCWVB8	610	2006-2015*	0,32										0,19	0,18	0,06
		2016													
Ustka/ PLCWVB6W, PLCWVB6E	600	2006-2015	0,59									0,05	0,17	0,16	0,08
		2016**													
Władysławowo/ PLCWVB3	570	2006-2015	4,03	0,65	0,11							0,70	0,72	1,34	0,63
		2016											2,22	3,23	0,46
Gdańsk – Port Północny/PLTWVB4	570	2006-2015	5,65	1,36	0,11							1,13	1,17	1,72	0,93
		2016											2,22	3,23	0,46

* w Kołobrzegu brak danych dla następujących okresów: październik-grudzień 2009 r., część stycznia, marca i sierpnia 2010 r.

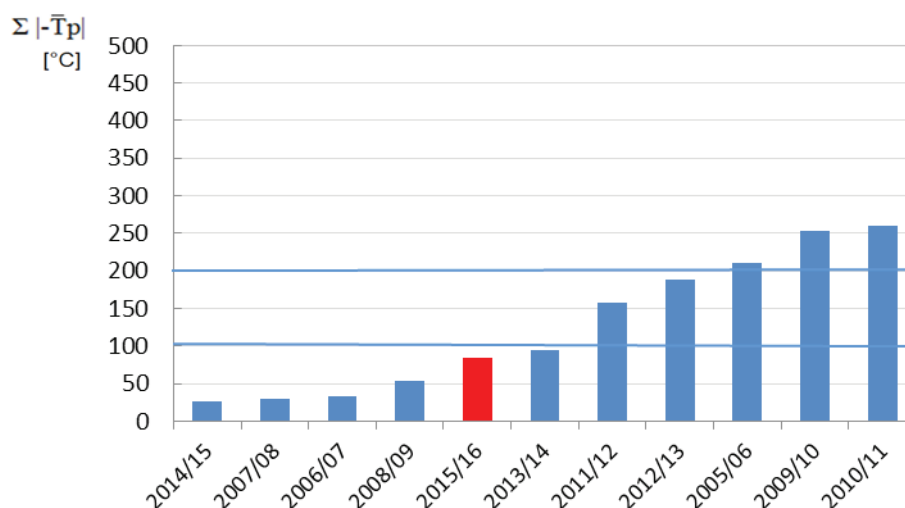
** w Uście stan alarmowy został przekroczony w dniu 27 grudnia 2016 r. w czasie pomiędzy terminami przyjętymi do obliczeń



Rys. I.2.2. Maksymalny zasięg zlodzenia w zimie 2015/16 w polskiej strefie brzegowej

Zima 2015/2016 na polskim wybrzeżu była ciepła. Analiza wybranych parametrów meteorologicznych determinujących przebieg zlodzenia, jak i samych warunków zlodzenia w strefie przybrzeżnej (liczba dni z lodem, długość sezonu lodowego, trwałość zlodzenia, suma chłodu (the cold sum) pozwoliła na ocenę surowości tego sezonu lodowego, zakwalifikowanego do łagodnych (Stanisławczyk 2016). Zima 2015/2016 plasuje się jako piąta najcieplejsza zima w szeregu zim z okresu 2006-2015 (rys. I.2.3). Prawie we wszystkich zimowych miesiącach było ciepło, jedynie zimny był styczeń, ale okres występowania chłodu był krótki i przeważał wtedy lekki mróz. Na wybranych stacjach na wybrzeżu średnie miesięczne temperatury powietrza były dodatnie, jedynie w styczniu 2016 r. były ujemne, przykładowo - średnia miesięczna temperatura w styczniu w Helu wynosiła $-1,2^{\circ}\text{C}$, a w Kołobrzegu $-0,8^{\circ}\text{C}$.

Ze względu na krótką zimę i niewielką liczbę dni z ujemnymi temperaturami powietrza oraz występujące naprzemiennie okresy ochłodzenia i ocieplenia, zjawiska lodowe oraz zjawiska roztopowe nie miały dużego wpływu na charakter sezonu zlodzenia. Znaczny spadek temperatury powietrza poniżej zera na początku stycznia spowodował szybkie tworzenie się lodu. Lód pojawiał się kolejno: na Zalewie Wiślanym, Zatoce Puckiej i Zalewie Szczecińskim, portach wybrzeża zachodniego, następnie portach wybrzeża wschodniego. Do końca drugiej dekady stycznia, niezależnie od sytuacji barycznej, nad Polską występowało mroźne powietrze pochodzenia arktycznego. Kolejny napływ mroźnego powietrza na przełomie pierwszej i drugiej połowy miesiąca łączył się z ponownym rozwojem zjawisk lodowych. W trzeciej dekadzie Polska dostała się pod wpływ cyrkulacji zachodniej. Napływało polarno-morskie powietrze, naprzemiennie ciepłe i chłodniejsze, a koniec miesiąca przyniósł ocieplenie i odwilż.



Rys. I.2.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2005-2016

Lód w polskiej strefie brzegowej występował w styczniu. W strefie brzegowej otwartego morza lód pojawił jedynie w okolicy Świnoujścia 8 stycznia (tab. I.2.5). Zlodzenie występowało na Zatoce Puckiej, Zalewie Szczecińskim, Zalewie Wiślanym oraz w portach wybrzeża. Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy. Stały lód obserwowano na Zatoce Puckiej i Zalewie Szczecińskim oraz Zalewie Wiślanym.

Tabela I.2.5. Warunki zlodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2015/16

Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Max grubość
Morze:					
Morze przed Świnoujściem/ PLTWVWB7	8,01	8,01	1	1	10
Porty:					
Gdańsk/PLTWIWB4	8,01	8,01	1	1	10
Gdynia/ PLTWIWB3v4	8,01	10,01	3	3	5
Ustka/ PLCWIIWB6W, PLCWIIWB6E	2,01	24,01	23	17	10
Darłowo	5,01	12,01	8	8	10
Kołobrzeg/ PLCWIIWB8	5,01	11,01	7	7	10
Dziwnów/ PLTWVWB6	5,01	9,01	5	5	10
Świnoujście/ PLTWVWB7	5,01	25,01	20	8	10
Zalewy/wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślany/ PLTWIWB1	2,01	2,02	32	32	25
Puck, port i wody przyległe / PLTWIWB2	3,01	31,01	29	29	10
Zalew Szczeciński/ PLTWIWB8	3,01	3,02	32	32	20
Tor wodny Szczecin –Świnoujście/ PLTWIWB8	4,01	2,02	30	30	15

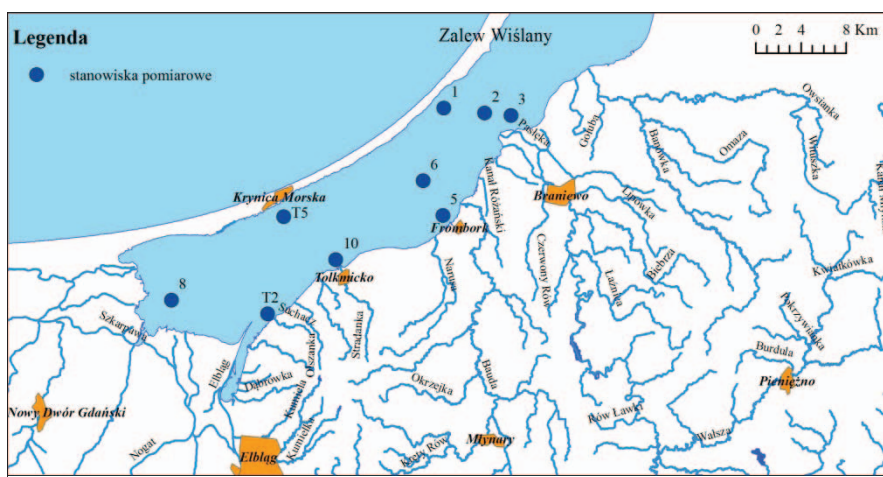
Pierwszy lód pojawił się 2 stycznia na Zalewie Wiślanym. Na Zalewie Szczecińskim pierwszy lód zaobserwowano 3 stycznia. Najwięcej dni z lodem było na Zalewie Szczecińskim i Wiślanym – 32 dni, lecz to i tak niewiele w stosunku do średniej wieloletniej dla tych akwenów. Wraz ze wzrostem temperatury powietrza rozwój zjawisk lodowych zatrzymał się. Dalszy wzrost temperatury powodował murszenie i topnienie lodu. Zanikanie lodu następowało szybko. Ostatni lód wystąpił na początku lutego na Zalewie Szczecińskim – 3 lutego. Na torze wodnym Szczecin - Świnoujście i Zalewie Wiślanym zanikł 2 lutego. Lód nie pojawił się więcej w tym sezonie. Długość sezonu lodowego, ze względu na prawie nieprzerwane występowanie lodu, była równa liczbie dni z lodem.

I.3. Województwo warmińsko-mazurskie



Na obszarze województwa warmińsko-mazurskiego znajduje się jedna jednolita część wód przejściowych – Zalew Wiślany (PLTW I WB 1). Jest to akwen transgraniczny, podzielony pomiędzy dwa kraje, Polskę i Federację Rosyjską. W granicach Polski położona jest południowa część Zalewu o długości 35,1 km, szerokości maksymalnej 11 km i powierzchni 328 km² (powierzchnia całego zbiornika – 838 km²).

W 2016 r. badania polskiej części wód Zalewu Wiślanego, objęte Państwowym Monitorowaniem Środowiska, wykonano na 9 stanowiskach pomiarowych w zakresie monitoringu diagnostycznego, operacyjnego i badawczego (rys. I.3.1).



Rys. I.3.1. Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2016 r.

Ocenę jakości wód wykonano w oparciu o rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. z 2016 r. poz. 1187). Sporządzono:

- ocenę potencjału ekologicznego w oparciu o wyniki badań z 2016 r. i ocenę dziedziczną z roku 2013, 2014 i 2015;
- ocenę stanu chemicznego w oparciu o wyniki z 2016 r. i 2014 r. stosując zasadę dziedziczenia ocen;
- ocenę stanu JCWP Zalew Wiślany oraz ocenę obszarów chronionych postępując się zarówno wynikami badań z 2016 r., jak i zasadą dziedziczenia ocen.

Ocena potencjału ekologicznego

Elementy biologiczne

Ocena elementów biologicznych została wykonana w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu-a z 2016 r. Wykorzystano również wyniki badań ichtiofauny wykonane w 2016 r. przez Morski Instytut Rybacki – PIB

w Gdyni oraz wyniki badań makroglonów i okrytozależkowych z 2014 r., i makrobezkęgowców bentosowych z 2013 r.

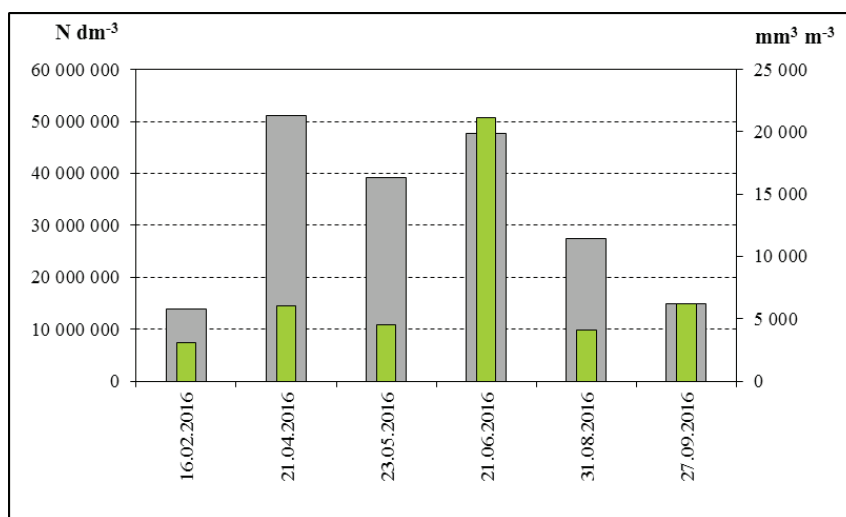
Fitoplankton. Próbkę do badań pobrano z 9 stanowisk pomiarowych (rys. I.3.1) w lutym, kwietniu, maju, czerwcu, sierpniu i we wrześniu. Średnią liczebność i bioobjętość obliczono z całego sezonu pomiarowego.

Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2016 r. był porównywalny z rokiem 2015, w którym oznaczono 65 taksonów, natomiast znacznie uboższy, niż w latach poprzednich. Oznaczono 7 grup taksonomicznych (Cyanophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Chryzophyta, Chlorophyta, Ciliophora, Euglenophyta) reprezentowanych przez 63 taksony (w 2013 r. oznaczono 111 taksonów, w 2014 – 93). Największą różnorodnością gatunkową charakteryzowały się Chlorophyta, Cyanophyta i Chryzophyta (odpowiednio 24, 18 i 12 gatunków). W 2015 r. Chlorophyta i Cyanophyta reprezentowane były przez 20 gatunków, natomiast Chryzophyta przez 15 gat. Liczba gatunków oznaczonych w 2016 r. na poszczególnych stanowiskach wahała się od 34 (st. 6) do 43 (st. 2).

Średnia całkowita liczebność fitoplanktonu w 2016 r. wyniosła 32 338 668 jednostek (N) w litrze (rys. I.3.2). Maksimum liczebności fitoplankton osiągnął w kwietniu (51 086 518 N l⁻¹). Przez cały sezon pomiarowy (z wyjątkiem badań wrześniowych) zdecydowanie dominowały sinice (Cyanophyta), których średnia liczebność w roku wyniosła 21 581 607 N l⁻¹, a gatunkiem o największej liczebności była *Merismopedia punctata*. W trakcie badań wrześniowych Cyanophyta współdominowały z Chlorophyta. Średnia całkowita liczebność na stanowiskach pomiarowych wahała się od 28 543 912 (st. 2) do 38 512 498 N l⁻¹ (st. T5).

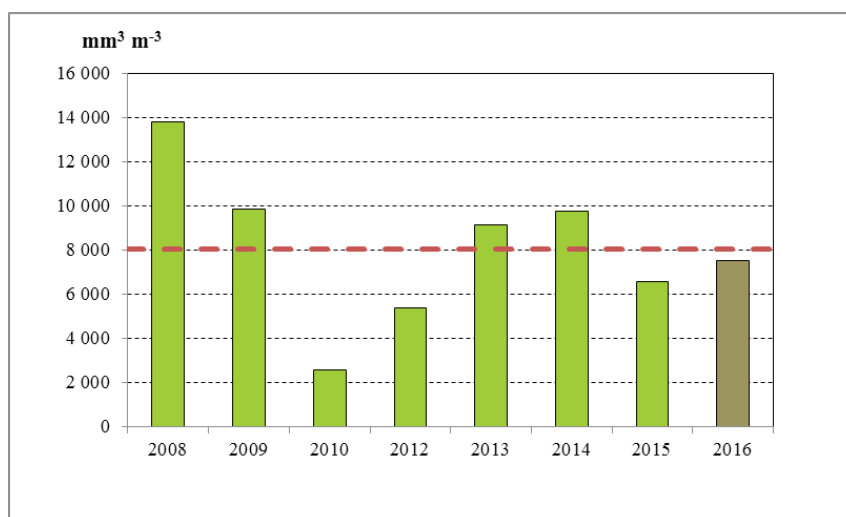
Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w 2016 r. wyniosła 7 512,48 mm³ m⁻³ (rys. I.3.2). Zdecydowane maksimum bioobjętości wystąpiło w czerwcu (21 125,36 mm³ m⁻³). Spośród grup taksonomicznych największą średnią bioobjętość posiadały Cyanophyta (4 661,13 mm³ m⁻³) z gatunkiem dominującym *Dolichospermum crassum*. Biorąc pod uwagę bioobjętość, w składzie fitoplanktonu w kwietniu, maju i czerwcu zdecydowanie dominowały sinice, w sierpniu Cyanophyta współdominowały z Chlorophyta, w lutym Chlorophyta współdominowały z Dinophyta, natomiast we wrześniu grupą dominującą były Ciliophora. W układzie przestrzennym wartości średniej całkowitej bioobjętości na stanowiskach pomiarowych wahały się od 4 096,98 mm³ m⁻³ (st. 2) do 22 602,91 mm³ m⁻³ (st. 10).

W 2016 r. podobnie, jak w roku 2015 (rys. I.3.3) nie udało się zaobserwować wiosennego zakwitów okrzemek. W badaniach kwietniowych bioobjętość okrzemek (271,32 mm³ m⁻³) stanowiła jedynie 4,5 % całkowitej bioobjętości fitoplanktonu. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 68,03 mg m⁻³ (= 68,03 µg l⁻¹) (rys. I.3.4) i **zakwalifikowała wskaźnik do V klasy (zły potencjał).**



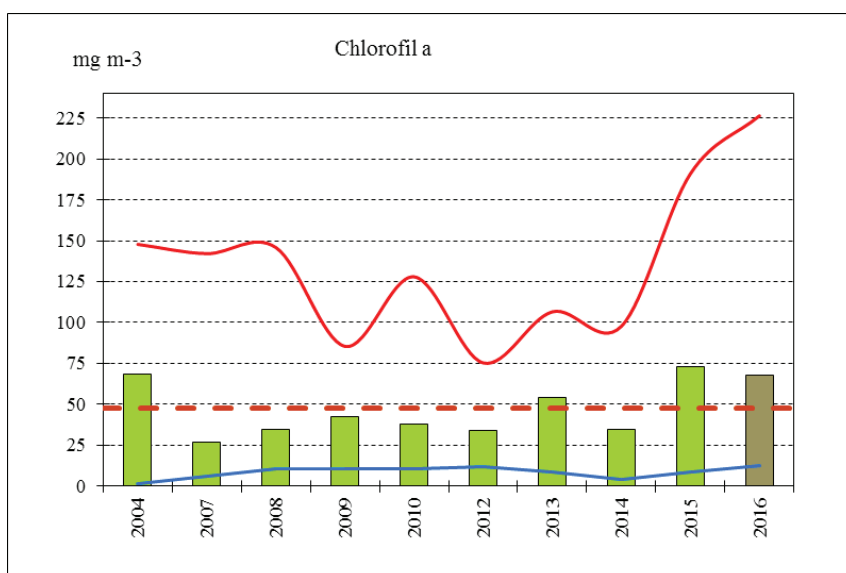
Rys. I.3.2. Liczebność i bioobjętość fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w oparciu o badania wykonane w 2016 r.

■ liczebność ■ bioobjętość



Rys. I.3.3. Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 - 2016 (średnie z sezonu badawczego)

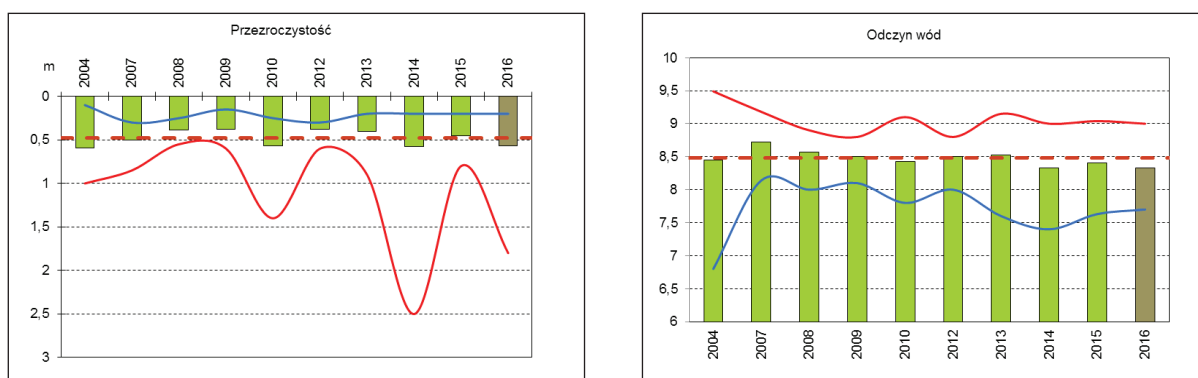
■ śr. - - - - - średnia 2008 - 2016



Rys. I.3.4. Stężenie chlorofilu a w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2004-2016 (średnie z sezonu badawczego)

■ śr. — min. — max. - - - - - średnia 2004-2016

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość i odczyn wód akwenu. Wody Zalewu Wiślanego charakteryzują się niską przezroczystością i wysokim, zasadowym pH. W 2016 r. przezroczystość wód, mierzona w trakcie poboru próbek, mieściła się w zakresie od 0,2 do 1,8 m. Średnia wartość z sezonu pomiarowego wyniosła 0,57 m (rys. I.3.5). W 2016 r. w trakcie badań sierpniowych i wrześniowych zaobserwowano wyjątkowo wysoką przezroczystość wód. Podobna sytuacja miała miejsce w 2014 r. Odczyn wód Zalewu wahał się w przedziale od 7,67 do 9,02, przy średniej z roku 8,33 (rys. I.3.5).



Rys. I.3.5. Przezroczystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2004 - 2016 (średnie z sezonu badawczego)

■ śr. — min. — max. - - - średnia 2004-2016

Ichtyofauna. Badania ichtyofauny Zalewu Wiślanego w 2016 r. przeprowadzono na 4 stanowiskach pomiarowych. Do charakterystyki zbiorowisk ryb zastosowano indeks stanu ichtyofauny (SI), na który składa się szereg wskaźników częściowych wskazanych dla JCWP. W tabeli I.3.1 przedstawiono zakresy wskaźników częściowych służących do oceny stanu ekologicznego wód Zalewu Wiślanego, w tabeli I.3.2 wyniki klasyfikacji wskaźników w 2016 r.

Tabela I.3.1. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników częściowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego ze względu na ichtyofaunę

Wskaźnik / Klasa	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5,0 - 9,9	2,5 - 4,9	1,2 - 2,4	0,0 - 1,1
CPUE okoń	≥ 100	50,0 - 99,9	20,0 - 49,9	10,0 - 19,9	0,0 - 9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75,0 - 149,9	37,5-74,9	18,7 - 37,4	0,0 - 18,6
Liczba gatunków	≥ 6	4,0 - 5,0	3,0	2,0	1,0
% okoi > 2	≥ 30	15,0 - 29,9	7,5 - 14,9	3,7 - 7,4	0,0 - 3,6

Tabela I.3.2. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2016 r.

Wskaźnik	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2016 r.	Klasa
CPUE duże ryby	1,69	2
CPUE okoń	7,69	1
CPUE drapieżniki	14,44	1
Liczba gatunków	5,00	4
% okoi > 2	30,45	5

Wartość indeksu SI, wyznaczonego na podstawie danych z 2016 r. wyniosła 2,3 (EQR = 0,47) i **odpowiada 4 klasie (słaby potencjał)**

Klasyfikując elementy biologiczne wykorzystano wskaźniki badane w 2016 r. (chlorofil a, ichtyofauna) oraz zgodnie z zasadą dziedziczenia ocen wyniki badań makrobezkręgowców bentosowych (z 2013 r. klasa V) i makroglonów i okrytozależkowych (z 2014 r. klasa II). **Elementom biologicznym przypisano klasę V – potencjał zły.**

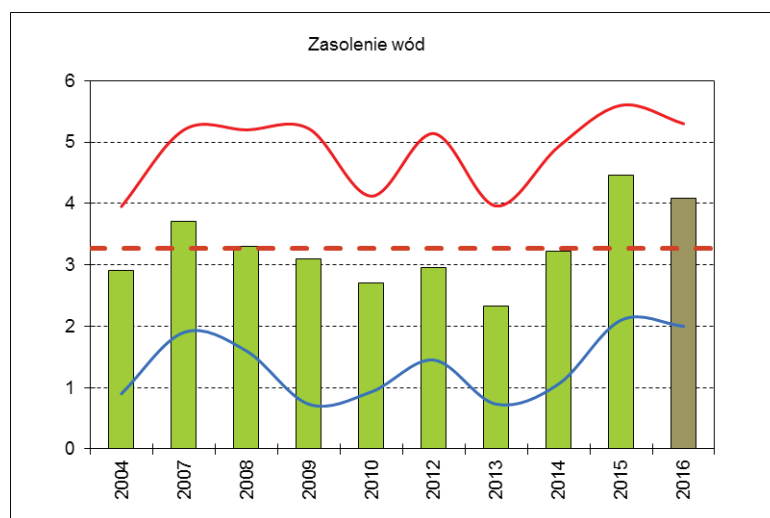
Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem, w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, JCWP Zalew Wiślaný przypisano II klasę w zakresie elementów hydromorfologicznych.

Elementy fizykochemiczne

W 2016 r. badania wskaźników fizykochemicznych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych, od lutego do września, wspólnie z badaniami fitoplanktonu.

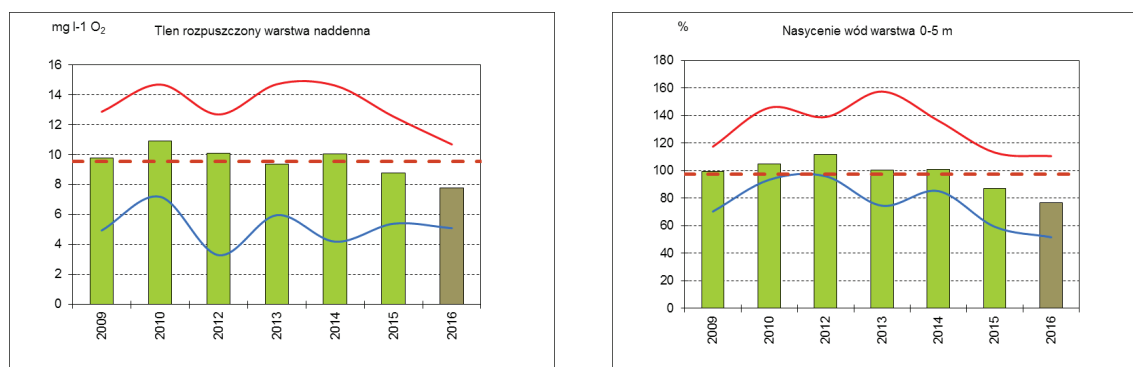
Zasolenie wód Zalewu Wiślanego jest wynikiem oddziaływania szeregu czynników. Do najważniejszych należą wielkość zasilania rzeczno­go i częstość wlewów wód morskich. Najniższe wartości występują wczesną wiosną, w związku z intensywnym dopływem słodkich wód rzecznych, najwyższe w okresie jesiennych sztormów i związanych z nimi wlewami zasolonych wód z Zatoki Gdańskiej. W 2016 r. utrzymały się wysokie, powyżej średniej wieloletniej, wartości zasolenia (rys. I.3.6). Mieściły się w zakresie od 2,0 do 5,3 (PSS'78).



Rys. I.3.6. Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2004-2016 (średnie z sezonu badawczego)

■ wartości śr. — min. — max. - - - średnia 2004-2016

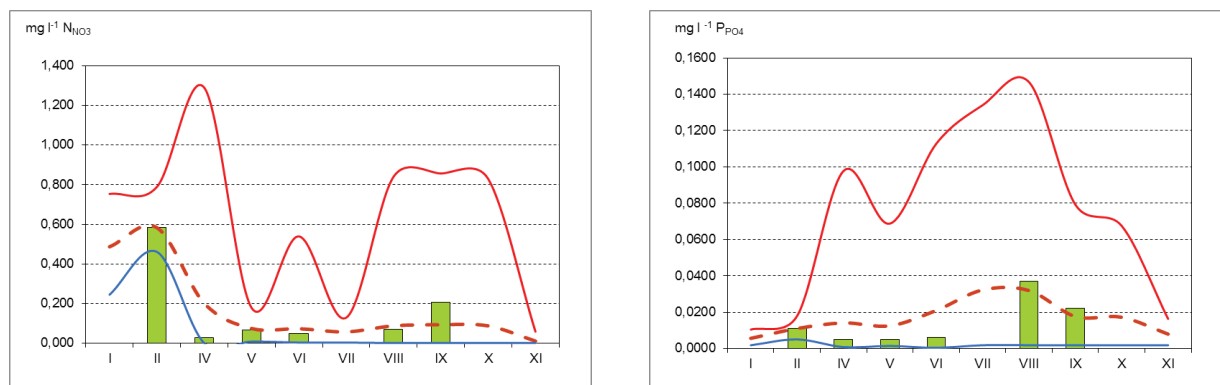
Na sezonowe zmiany natlenienia wód wpływają zarówno czynniki klimatyczne, jak i dynamika produkcji pierwotnej. Intensywnym zakwitom fitoplanktonu towarzyszą okresy wysokiego natlenienia powierzchniowej warstwy wód i niskie stężenia tlenu rozpuszczonego w warstwie naddennej. Obecnie do oceny stopnia natlenienia wód przejściowych, stosowane są dwa wskaźniki: stężenie tlenu rozpuszczonego nad dnem (wart. minimalna) oraz nasycenie tlenem warstwy wód 0-5 m (wart. maksymalna). W 2016 r. minimalne stężenie tlenu nad dnem wyniosło 5,1 mg l⁻¹, maksymalne nasycenie tlenem warstwy 0-5 m 111 %. Wartości średnie obu wskaźników były niższe od średniej z wielolecia (rys. I.3.7).



Rys. I.3.7. Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2016 (średnie z sezonu badawczego)

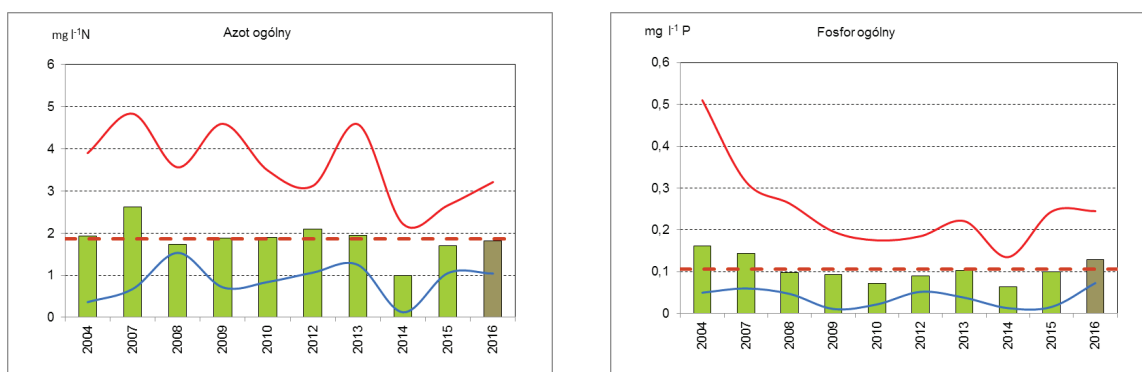
■ śr. — min. — max. - - - - średnia 2004-2016

Zawartość związków biogenych w Zalewie Wiślanym charakteryzuje zmienność sezonowa. Maksymalne stężenia notowane są zwykle zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem wegetacji, która rusza zaraz po zejściu lodu, utrzymującego się zwykle na Zalewie przez cały okres zimowy. Zima 2016 r. należała do łagodnych. Lód utrzymywał się przez 32 dni, od 02.01 do 02.02.2016 r. (I. Stanisławczyk 2016). Pierwszy pobór próbek do badań odbył się 16.02.2016 r., niemal bezpośrednio po zejściu lodu. Otrzymane wartości stężeń pokazują wielkość zimowej puli biogenów będącej bazą pokarmową dla wiosennego fitoplanktonu. Stężenia mineralnych form azotu najwyższe wartości osiągnęły w okresie zimowym (rys. I.3.8), mieściły się w przedziale od 0,462 do 0,789 mg N-NO₃ l⁻¹. W przypadku fosforu fosforanowego w okresie zimowym wystąpiły stosunkowo wysokie wartości stężeń (rys. I.3.8), które mieściły się w zakresie od 0,005 do 0,018 mg P-PO₄ l⁻¹, maksymalne natomiast w sierpniu (zakres od 0,0018 do 0,1467 mg P-PO₄ l⁻¹). Przez cały sezon pomiarowy utrzymywały się wysokie stężenia ogólnych form azotu i fosforu (rys. I.3.9), odzwierciedlające poziom produkcji pierwotnej. Zakresy stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego wynosiły odpowiednio: od 1,040 do 3,210 mg N l⁻¹ (średnia roczna 1,810 mg N l⁻¹) i od 0,073 do 0,245 mg P l⁻¹ (średnia roczna 0,129 mg P l⁻¹).



Rys. I.3.8. Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2016 r. na tle stężeń z wielolecia

■ śr. 2016 — min. — max. - - - - średnia 2004-2016



Wobec powyższego JCWP Zalew Wiślany przypisano stan chemiczny poniżej dobrego.



☐ ponížej stanu dobrego

W 2016 r. wykonano ocenę spełniania wymagań przez JCWP Zalew Wiślany w zakresie obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych oraz obszarów ochrony siedlisk i gatunków, dla których stan wód jest ważnym czynnikiem w ochronie. Stwierdzono **niespełnianie wymagań** w tym zakresie ze względu na **zły potencjał ekologiczny**.

Podsumowanie

Ocena stanu wód jest wynikiem ocen potencjału ekologicznego i stanu chemicznego. Uwzględnia również ocenę spełniania wymogów przez obszary chronione. W 2016 r. stwierdzono zły stan wód Zalewu Wiślanego (tabela I.3.3).

Tabela I.3.3. Ocena jakości JCWP Zalew Wiślany w 2016 r.

Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Fitoplankton		V KLASA	II KLASA	PPD	PPD	ZŁY	PSD	N	ZŁY
Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
Makroglony i okrytozależkowe (2014 r.)									
Wskaźnik SM _I	II kl. - stan dobry								
Makrobezkręgowce bentosowe (2013 r.)									
Wskaźnik B	V kl. - stan zły								
Ichtyofauna		IV kl. - stan słaby							
Wskaźnik SI	IV kl. - stan słaby								

PPD – poniżej potencjału dobrego; PSD – poniżej stanu dobrego
szrafrą oznaczono ocenę potencjału silnie zmienionej części wód

W 2016 r. badania wód przejściowych (JCWP Zalew Wiślany), prowadzono w ramach monitoringu diagnostycznego, operacyjnego i badawczego na 9 stanowiskach pomiarowych. Stan JCWP Zalew Wiślany oceniono jako zły. Rok 2016 był drugim z kolei, w którym nie zaobserwowano wiosennego zakwitu okrzemek, natomiast w składzie fitoplanktonu nastąpiła zdecydowana dominacja sinic. Po zdecydowanym spadku średniorocznych stężeń związków azotu i fosforu obserwowanym w 2014 r. następuje ich ponowny wzrost. Obniżono ocenę jakości specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych z II klasy do poniżej potencjału dobrego, ze względu na stężenia aldehydu mrówkowego, które przekroczyły wartości dopuszczalne. Podobna sytuacja wystąpiła w odniesieniu do stanu chemicznego wód Zalewu, którego ocenę obniżono ze stanu dobrego do poniżej dobrego w związku z przekroczeniem przez dwie substancje wartości dopuszczalnych w organizmach żywych. Należy jednak zauważyć, że badania substancji priorytetowych w organizmach żywych w 2016 r. wykonano po raz pierwszy.

W dalszym ciągu głównym problemem akwenu jest eutrofizacja powodowana zarówno przez zasilanie w substancje biogenne z zewnątrz (dopływ rzekami, ze źródeł punktowych i obszarowych), jak i uwalnianie z osadów. Wynikiem eutrofizacji są występujące w okresie letnim zakwity fitoplanktonu, deficyty tlenowe nad dnem, ograniczenia przezroczystości wody, zmiany pH, które przyczyniają się do pogorszenia warunków bytowych organizmów wodnych (w tym też ryb) oraz obniżenia funkcji rekreacyjnej akwenu.

I.4. Województwo pomorskie

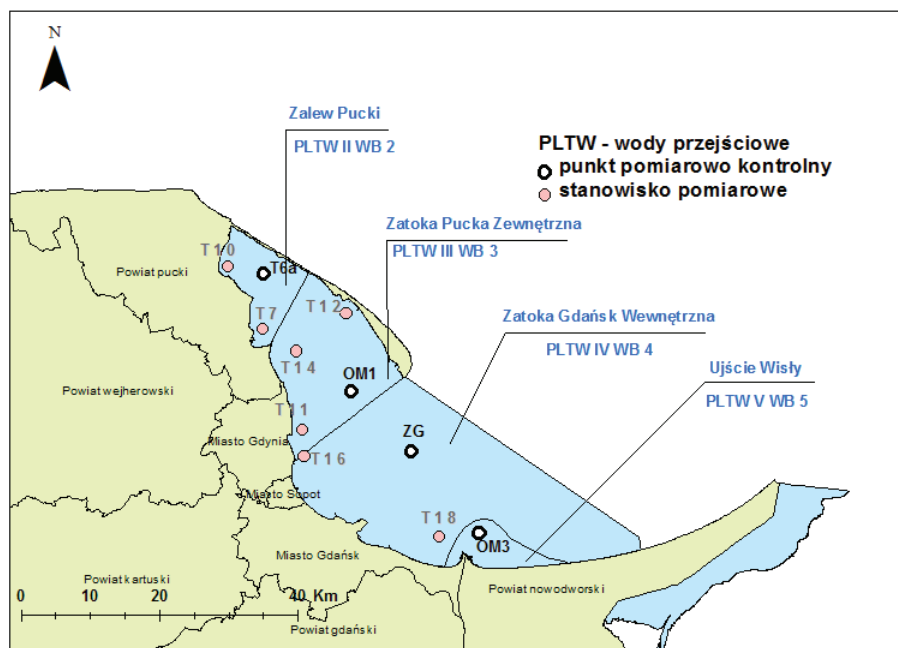


W województwie pomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych oraz siedem jednolitych części wód przybrzeżnych. Zgodnie z obowiązującą typologią (od 2016 r.) do naturalnych zaliczono wszystkie JCWP z wyjątkiem JCWP Port Władysławowo a także JCWP Ujście Wisły. Zaliczone zostały one do wód silnie zmienionych (tab. I.4.1).

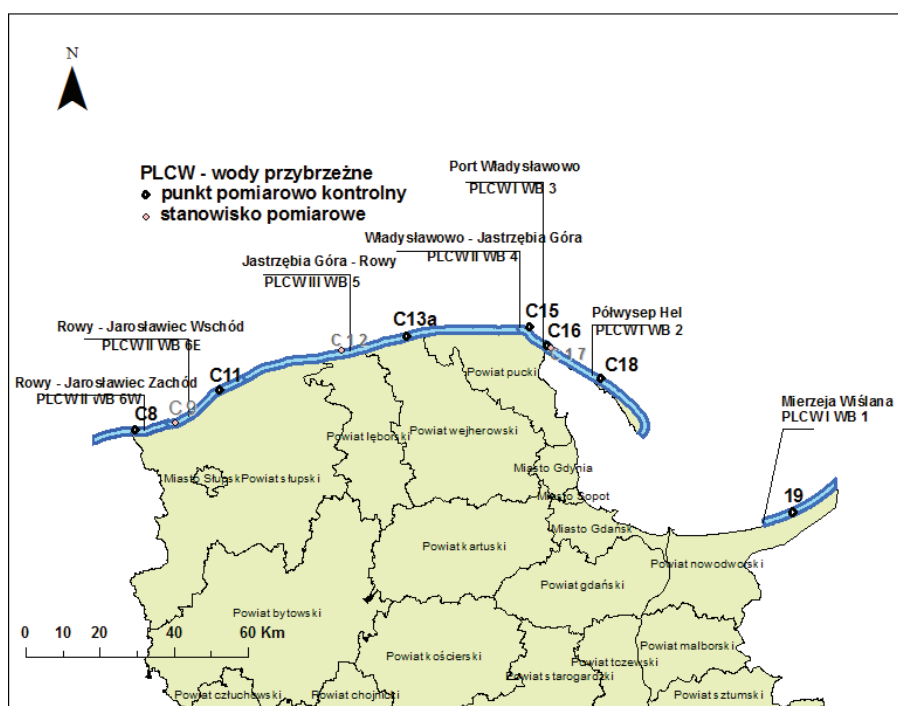
Tabela I.4.1. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego

Nazwa JCW	Kod JCW	Rodzaj JCW
Zalew Pucki	PLTW II WB 2	Naturalna
Zatoka Pucka Zewnętrzna	PLTW III WB 3	Naturalna
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	PLTW IV WB 4	Naturalna
Ujście Wisły	PLTW V WB 5	Silnie zmieniona
Rowy - Jarosławiec Zachód	PLCW II WB 6W	Naturalna
Rowy - Jarosławiec Wschód	PLCW II WB 6E	Naturalna
Jastrzębia Góra - Rowy	PLCW III WB 5	Naturalna
Władysławowo - Jastrzębia Góra	PLCW II WB 4	Naturalna
Port Władysławowo	PLCW I WB 3	Silnie zmieniona
Półwysep Hel	PLCW I WB 2	Naturalna
Mierzeja Wiśłana	PLCW I WB 1	Naturalna

W 2016 r. w województwie pomorskim badania prowadzono na 7 stanowiskach pomiarowych i 4 punktach pomiarowo-kontrolnych w typie wód przejściowych (rys. I.4.1) oraz na 3 stanowiskach pomiarowych i 7 punktach pomiarowo-kontrolnych w typie wód przybrzeżnych (rys. I.4.2).



Rys. I.4.1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych i stanowisk pomiarowych wód przejściowych województwa pomorskiego



Rys. I.4.2. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych i stanowisk pomiarowych wód przybrzeżnych województwa pomorskiego

Zalew Pucki (PLTW II WB 2)

Badania wód w PLTW II WB 2 Zalew Pucki prowadzono w roku 2016 w punkcie pomiarowo-kontrolnym (ppk) T6a, oraz na stanowiskach pomiarowych T7 i T10. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego, diagnostycznego, badawczego i obszarów chronionych. Na potrzeby oceny JCWP, wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego T6a. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 13.03.16 r. na ppk T6a oraz stanowisku pomiarowo-kontrolnym T7, w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Zakwit fitoplanktonu zaobserwowano także na

stanowisku pomiarowym T10 w dniu 26.09.16 r., w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia warmingiana*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 4,88 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** w roku 2016 przyjął wartość 2,17 i został zaklasyfikowany do IV klasy, wskaźnik **makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM₁)** przyjął wartość 0,76 i przyporządkowano go do III klasy natomiast **wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI)** wyniósł 2,42 i został zaklasyfikowany do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, o czym zdecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne zaliczono do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny, azot mineralny, odczyn pH, przeźroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP zakwalifikowano jako zły. **Stan chemiczny JCWP** określono jako **dobry**. Ostatecznie **stan JCWP PLTW II WB 2 Zalew Pucki** oceniono jako **zły**. Nie zostały spełnione wymagania dla monitoringu obszarów chronionych.

Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTW III WB 3)

Badania wód w PLTW III WB 3 Zatoka Pucka Zewnętrzna prowadzono w roku 2016 w punkcie pomiarowo kontrolnym OM1, oraz na stanowiskach pomiarowych T11, T12 i T14. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego, diagnostycznego, badawczego i obszarów chronionych. Na potrzeby oceny JCWP, wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego OM1. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 09.03.16 r. na ppk OM1, w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Na stanowisku pomiarowym T11 zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 12.05.16 r., w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Na tym stanowisku zaobserwowano zakwit fitoplanktonu także w dniu 19.07.16 r. i 13.09.16 r., w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia warmingiana*. Na stanowisku pomiarowym T12 odnotowano zakwit fitoplanktonu w dniu 10.03.16 r., w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Na stanowisku pomiarowym T14 zarejestrowano zakwit fitoplanktonu w dniu 14.09.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia warmingiana*. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** w roku 2016 przyjął wartość 2,07 i został zaklasyfikowany do IV klasy. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 4,35 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy, wskaźnik **makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM₁)** przyjął wartość 0,69 i został zaklasyfikowany do III klasy, **wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI)** wyniósł 2,43 i został zaklasyfikowany do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **IV klasy – stan słaby**, o czym zdecydował wynik wskaźnika makrobezkręgowców bentosowych (indeks multimetryczny B).

Elementy hydromorfologiczne zaliczono do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1.-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, przeźroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP zakwalifikowano jako słaby. **Stan chemiczny JCWP** określono jako **dobry**. Ostatecznie **stan PLTW III WB 3 Zatoka Pucka Zewnętrzna** oceniono jako **zły**. Nie zostały spełnione wymagania dla monitoringu obszarów chronionych.

Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTW IV WB 4)

Badania wód w PLTW IV WB 4 Zatoka Gdańska Wewnętrzna prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym ZG, oraz na stanowiskach pomiarowych T16, T18. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego

diagnostycznego, badawczego i obszarów chronionych. Na potrzeby oceny JCWP, wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego ZG. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu na stanowisku pomiarowym T16 w dniu 09.03.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Na stanowisku pomiarowym T18 zakwit fitoplanktonu odnotowano w dniu 11.05.16 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Na stanowisku pomiarowym T18 zakwit fitoplanktonu odnotowano także w dniu 07.06.16 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* oraz *Skeletonema marinoi*. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** w roku 2016 przyjął wartość 1,9 i został zaklasyfikowany do V klasy. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,09 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. **Wskaźnik ichtiofauna** przyporządkowano do IV klasy. Klasa ichtiofauny jest dziedziczona z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, o czym zadecydował wynik wskaźnika makrobezkręgowców bentosowych (indeks multimetryczny B).

Elementy hydromorfologiczne zaliczono do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy, fosfor ogólny, odczyn pH, przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy.

Stan ekologiczny JCWP zakwalifikowano jako **zły**. **Stan chemiczny JCWP** określono jako **poniżej stanu dobrego**. Ostatecznie **stan PLTW IV WB 4 Zatoka Gdańska Wewnętrzna** oceniono jako **zły**. Nie zostały spełnione wymagania dla monitoringu obszarów chronionych.

Ujście Wisły Przekop (PLTW V WB 5)

Badania wód w PLTW V WB 5 Ujście Wisły prowadzono na punkcie pomiarowo-kontrolnym OM3. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu na punkcie pomiarowo-kontrolnym OM3 w dniu 02.03.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*, w dniu 11.05.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Desmodesmus communis*, w dniu 07.06.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, w dniu 20.07.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia glauca*, w dniu 15.09.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia warmingiana*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 11,33 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** przyporządkowano do III klasy. **Wskaźnik ichtiofauna** przyporządkowano do IV klasy. Klasa makrobezkręgowców bentosowych jak i ichtiofauny jest dziedziczona z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **IV klasy – stan słaby**, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne zaliczono do II klasy (JCWP silnie zmieniona)

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy, azot mineralny, nasycenie tlenem i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2011 roku.

Potencjał ekologiczny JCWP sklasyfikowany został jako **słaby**. Ostatecznie **stan PLTW V WB 5 Ujście Wisły** oceniono jako **zły**.

Rowy - Jarosławiec Zachód (PLCW II WB 6W)

Badania wód w PLTW II WB 6 W Rowy - Jarosławiec Zachód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C8. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika.

Elementy biologiczne

W JCWP nie zaobserwowano zakwitów fitoplanktonu w dniach pobierania próbek. Najliczniejsze występujące gatunki fitoplanktonu to *Skeletonema marinoi* - w dniach 10.03.16 r., 12.04.16 r., 11.05.16 r., 08.06.16 r., 26.09.16 r. Dnia 23.08.16 r. najliczniejszym gatunkiem był *Achnanthes taeniata*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 6,03 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) przyporządkowano do IV klasy. Jest to klasa dziedziczna z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azotu ogólny, fosfor fosforanowy i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Stan ekologiczny JCWP zaliczony został jako **zły**. Ostatecznie **stan PLTW II WB 6 W Rowy - Jarosławiec Zachód** oceniono jako **zły**.

Rowy - Jarosławiec Wschód (PLCW II WB 6E)

Badania wód w PLTW II WB 6 E Rowy - Jarosławiec Wschód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C11, oraz na stanowisku pomiarowym C9. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika.

Elementy biologiczne

W JCWP nie zaobserwowano zakwitów fitoplanktonu w dniach prowadzenia badań. Najliczniejszy występujący gatunek fitoplanktonu to *Achnanthes taeniata* w dniu 10.03.16 r. Dnia 12.04.16 r. najliczniejsze gatunki to na punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 *Thalassionema nitzschioides*, na stanowisku pomiarowym C9 *Skeletonema marinoi*. Dnia 11.05.16 r. najliczniejsze gatunki to na punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 *Cyclotella choctawhatcheeana*, na stanowisku pomiarowym C9 *Skeletonema marinoi*. Dnia 08.06.16 r. najliczniejsze gatunki to na punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 *Skeletonema marinoi*, na stanowisku pomiarowym C9 *Diatoma tenuis*. Dnia 23.08.16 r. najliczniejsze gatunki to na punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 *Thalassiosira spp.*, na stanowisku pomiarowym C9 *Melosira nummuloides*. Dnia 26.09.16 r. najliczniejsze gatunki to na punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 *Achnanthes taeniata*, na stanowisku pomiarowym C9 *Chaetoceros spp.* **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,10 mg m⁻³ i został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik **makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM₁)** przyjął wartość 0,97 i przyporządkowany został do I klasy. Wskaźnik makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B) przyporządkowano do IV klasy. Jest to klasa dziedziczna z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, fosfor fosforanowy i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy. Jest to klasa dziedziczna z 2011 roku.

Stan ekologiczny JCWP zaliczony został jako **zły**. Stan chemiczny JCWP oceniono jako poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań bioty w 2016 roku. Ostatecznie **stan PLTW II WB 6 E Rowy - Jarosławiec Wschód** oceniono jako **zły**.

Jastrzębia Góra - Rowy (PLCW III WB 5)

Badania wód w PLCW III WB5 Jastrzębia Góra-Rowy prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C13a, oraz stanowisku pomiarowym C12. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego, diagnostycznego, badawczego i obszarów chronionych. Na potrzeby oceny JCW, wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C13a. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 08.03.16 r. na ppk C13a w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi* oraz *Merismopedia warmingiana*. Na punkcie pomiarowo-kontrolnym C13a odnotowano także zakwit fitoplanktonu w dniu 22.09.16 r. i 23.11.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Merismopedia warmingiana*. Na stanowisku pomiarowym C12 zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 08.03.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 3,23 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** w roku 2016 przyjął wartość 3,94 i został zaklasyfikowany do I klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, o czym zdecydowało stężenie chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy.

Stan ekologiczny JCW zaliczony został jako **zły**. **Stan chemiczny JCW** określony został jako **dobry**. Ostatecznie **stan PLCW III WB5 Jastrzębia Góra-Rowy** oceniono jako **zły**. Nie zostały spełnione wymagania dla monitoringu obszarów chronionych.

Władysławowo - Jastrzębia Góra (PLCW II WB 4)

Badania wód w PLCW II WB4 Władysławowo-Jastrzębia Góra prowadzono na punkcie pomiarowo-kontrolnym C15. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu operacyjnego, diagnostycznego, badawczego i obszarów chronionych. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 07.03.16 r. na ppk C15 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 2,27 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** w roku 2016 przyjął wartość 2,96 i został zaklasyfikowany do III klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **III klasy – stan umiarkowany**, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a oraz wyniku wskaźnika makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B).

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny i fosfor ogólny.

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy.

Stan ekologiczny JCW zaliczony został jako **umiarkowany**. **Stan chemiczny JCW** przyporządkowany został jako **poniżej stanu dobrego**. Zdecydowało o tym, przekroczenie maksymalnego rocznego stężenia benzo(g,h,i)peryleny. Ostatecznie **stan PLCW II WB4 Władysławowo-Jastrzębia Góra** oceniono jako **zły**. Nie zostały spełnione wymagania dla monitoringu obszarów chronionych.

Port Władysławowo (PLCW I WB 3)

Badania wód w PLCW I WB 3 Port Władysławowo prowadzono na punkcie pomiarowo kontrolnym C16. Badania prowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 07.03.16 r. i 18.05.16 r. na ppk C16 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. Zakwit fitoplanktonu odnotowano także w dniu 25.07.16 r. w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*, *Merismopedia warmingiana* i *Pauliella taeniata*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 8,37 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany

do V klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** przyporządkowano do IV klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne zaliczono do II klasy (JCWP silnie zmieniona).

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny, fosfor ogólny, fosfor fosforanowy i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Potencjał ekologiczny JCW zaliczony został jako **zły**. Ostatecznie **stan PLCW I WB 3 Port Władysławowo** zaklasyfikowano jako **zły**.

Półwysep Hel (PLCW I WB 2)

Badania wód w PLCW I WB 2 Półwysep Hel prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C18, oraz stanowisku pomiarowym C17. Badania prowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP, wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C18. Nie wykluczono z oceny żadnego wskaźnika

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 07.03.16 r. na punkcie pomiarowo-kontrolnym C18 oraz stanowisku pomiarowym C17 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Skeletonema marinoi*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 3,5 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** przyporządkowano do II klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **V klasy – stan zły**, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a.

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2012 roku.

Stan ekologiczny JCWP zaliczony został jako **zły**. Stan chemiczny JCWP oceniono jako dobry. Ocena stanu chemicznego jest dziedziczona z 2012 roku. Ostatecznie **stan PLCW I WB 2 Półwysep Hel** oceniono jako **zły**.

Mierzeja Wiślana (PLCW I WB 1)

Badania wód w PLCW I WB 1 Mierzeja Wiślana prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C19. Badania prowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

W JCWP zaobserwowano zakwit fitoplanktonu w dniu 03.03.16 r. na punkcie pomiarowo-kontrolnym C19 w wyniku nadmiernej ilości gatunku *Synedra ulna* i *Euglena*. **Stężenie chlorofilu a** w 2016 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 4,77 mg m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Wskaźnik **makrobezkręgowce bentosowe (multimetryczny indeks B)** przyporządkowano do IV klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2015 roku. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do **IV klasy – stan zły**, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu a oraz wyniku wskaźnika makrobezkręgowców bentosowych (multimetryczny indeks B).

Elementy hydromorfologiczne przyporządkowano do I klasy.

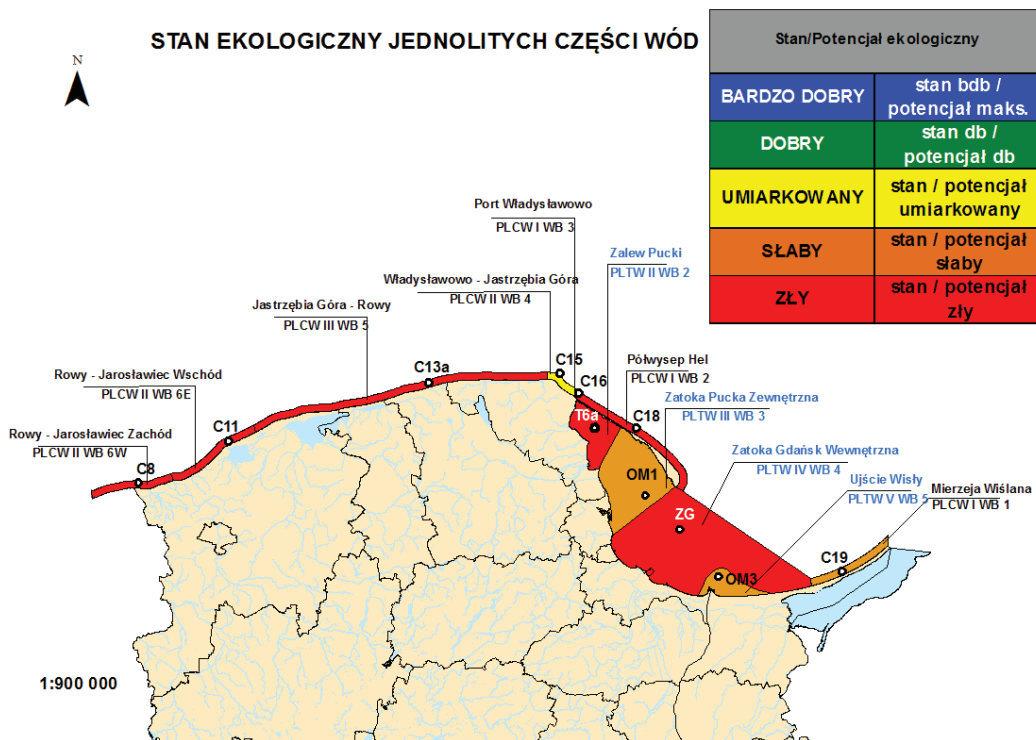
Elementy fizykochemiczne (3.1-3.5) zaklasyfikowano poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny i przezroczystość (widzialność krążka Secchiego).

Elementy fizykochemiczne z grupy 3.6, substancje szczególnie szkodliwe – specyficzne zanieczyszczenia syntetyczne i niesyntetyczne przyporządkowano do II klasy. Jest to klasa dziedziczona z 2011 roku.

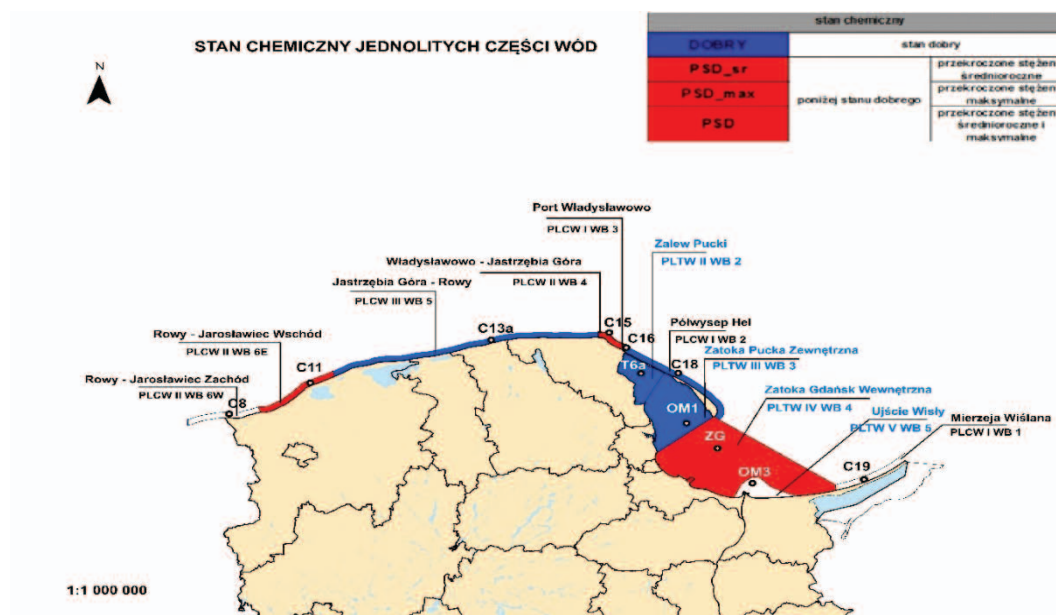
Stan ekologiczny JCW zaliczony został jako **zły**. Ostatecznie **stan PLCW I WB 1 Mierzeja Wiślana** oceniono jako **zły**.

Podsumowanie

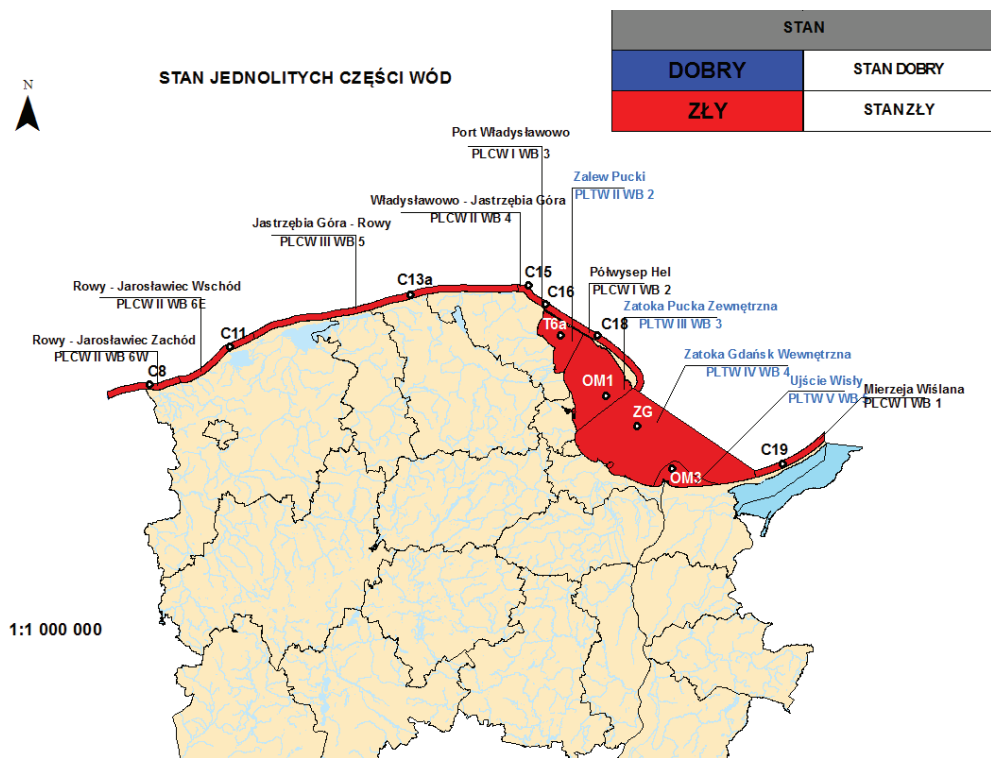
Ocena stanu wód województwa pomorskiego jest wynikiem ocen stanu/potencjału ekologicznego (rys. I.4.3) i stanu chemicznego (rys. I.4.4). W 2016 r., w województwie pomorskim stwierdzono zły stan ogólny wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych (rys. I.4.5, tab. I.4.2).



Rys. I.4.3. Stan/potencjał ekologiczny jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w 2016 roku



Rys. I.4.4. Stan chemiczny jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w 2016 roku



Rys. I.4.5. Stan ogólny jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego w 2016 roku

Tabela I.4.2. Ocena jakości wód województwa pomorskiego w 2016 r

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Zalew Pucki	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makroglony i okrytożalążkowe									
	Wskaźnik SM ₁	III kl. – stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
	Ichtyofauna									
Wskaźnik SI	III kl. – stan umiarkowany									
Zatoka Pucka Zewnętrzna	Fitoplankton		IV KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA	SŁABY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makroglony i okrytożalążkowe									
	Wskaźnik SM ₁	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
	Ichtyofauna									
Wskaźnik SI	III kl. - stan umiarkowany									
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA	ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	V kl. - stan zły								
	Ichtyofauna									
Wskaźnik SI	IV kl. - stan słaby (2015 r.)									
Ujście Wisły Przekop	Fitoplankton		IV KLASA	II KLASA	PPD *	II KLASA (2011 r.)	SŁABY	-	-	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - stan umiarkowany (2015 r.)								
	Ichtyofauna									
Wskaźnik SI	IV kl. - stan słaby (2015 r.)									
Rowy - Jarosławiec Zachód	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	-	ZŁY	-	-	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								

Tabela I.4.2 - c.d.

Rowy - Jarosławiec Wschód	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA (2011 r.)	ZŁY	PSD	-	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makroglony i okrytozależkowe									
	Wskaźnik SM ₁	I kl. - stan bardzo dobry								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby (2015 r.)									
Jastrzębia Góra - Rowy	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	I kl. - stan bardzo dobry								
Władysławowo - Jastrzębia Góra	Fitoplankton		III KLASA	I KLASA	PSD*	II KLASA	UMIARKOWANY	PSD-MAX	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - stan umiarkowany								
Port Władysławowo	Fitoplankton		V KLASA	II KLASA	PPD*	-	ZŁY	-	-	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby (2015 r.)								
Półwysep Hel	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA (2012 r.)	ZŁY	DOBRY (2012 r.)	-	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	II kl. - stan dobry								
Mierzeja Wiśłana	Fitoplankton		IV KLASA	I KLASA	PSD *	II KLASA (2011 r.)	SŁABY	-	-	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby (2015 r.)								

PSD – poniżej stanu dobrego, PSD_MAX – poniżej stanu dobrego (przekroczone stężenia maksymalne),

PPD – poniżej potencjału dobrego

szraflurą oznaczono ocenę potencjału silnie zmienionej części wód

I.5. Województwo zachodniopomorskie



W województwie zachodniopomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych oraz trzy jednolite części wód przybrzeżnych. Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2016 roku do wód naturalnych zaliczono trzy jednolite części wód przybrzeżnych (JCWP Dziwna-Świna, JCWP Sarbinowo-Dziwna, JCWP Jarosławiec-Sarbinowo) i jedną przejściową (JCWP Zalew Kamieński), a do silnie zmienionych trzy jednolite części wód przejściowych (JCWP Zalew Szczeciński, JCWP Ujście Świny, JCWP Ujście Dziwny) (tab. I.5.1).

Tabela I.5.1. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego

Nazwa JCWP	Kod JCWP*	Rodzaj JCWP
Ujście Dziwny	PLTWVWB6	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście; nurt kierowany za pomocą kierownic)
Ujście Świny	PLTWVWB7	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście; nurt kierowany za pomocą kierownic)
Zalew Kamieński	PLTWIWB9	Naturalna
Zalew Szczeciński	PLTWIWB8	Silnie zmieniona (droga wodna, infrastruktura portowa)
Jarosławiec - Sarbinowo	PLCWIIIWB7	Naturalna
Sarbinowo - Dziwna	PLCWIIIWB8	Naturalna
Dziwna - Świna	PLCWIIIWB9	Naturalna

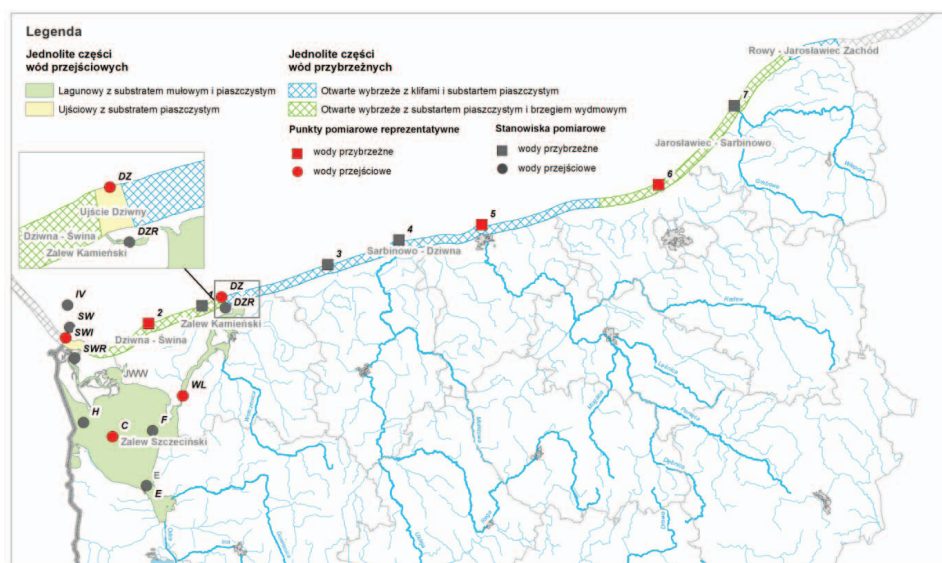
* Kod JCW: PLTW - wody przejściowe, PLCW - wody przybrzeżne

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2016 roku

Badania jakości wód przejściowych i przybrzeżnych w 2016 roku prowadzono w oparciu o Program Państwowego Monitoringu Środowiska Województwa Zachodniopomorskiego na lata 2016–2020. Zadanie, pod nazwą „Badania i ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych”, objęło badania wód Zalewu Szczecińskiego, pasa wód przybrzeżnych Zatoki Pomorskiej i Wybrzeża Środkowego.

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2016 roku tworzyło 7 punktów reprezentatywnych, na które składa się 18 stanowisk pomiarowych, zlokalizowanych w 4 jednolitych częściach wód przejściowych i 3 jednolitych częściach wód przybrzeżnych (rys. I.5.1). W 2016 roku w ramach monitorin-

gu diagnostycznego i operacyjnego badaniami objętych zostało sześć JCWP (4 przejściowe: Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński, Ujście Dziwny, Ujście Świny oraz 2 przybrzeżne: Dziwna - Świna, Sarbinowo - Dziwna), a monitoringiem badawczym JCWP przybrzeżne (Jarosławiec - Sarbinowo).



Rys. I.5.1. Lokalizacja punktów pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2016 roku

Zalew Szczeciński (PLTW I WB 8)

Zalew Szczeciński jest akwenem o charakterze transgranicznym. Przez środek Zalewu przebiega granica państwa, wykorzystująca naturalną granicę hydrogeologiczną, dzielącą zbiornik na Zalew Wielki i Mały. Przez środek części polskiej przebiega pogłębiony tor wodny portu Szczecin-Świnoujście. Zalew charakteryzuje się skomplikowaną hydrodynamiką. Wymiana wód morskich następuje przez trzy wąskie cieśniny: Piany, Świny i Dziwny. Od południa Zalew zasilany jest głównie wodami rzeki Odry. O jakości wód decyduje duża zmienność prądów wodnych powodowanych zjawiskiem „cofki”, podczas której następuje spiętrzenie wód oraz odwrócenie biegu Świny. Zjawisko nasila się w sezonie letnim i jesiennym.

Obszar JCWP pokrywa się z wyznaczonymi w ramach sieci NATURA 2000 obszarami specjalnej ochrony ptaków – Zalew Szczeciński (PLB320009) i Delta Świny (PLB320002) oraz specjalnym obszarem ochrony siedlisk – Ujście Odry i Zalew Szczeciński (PLH990018). W Trzebieży oraz w Stepnicy w sezonie letnim działają kąpieliska.

Badania jakości wód JCWP Zalew Szczeciński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu wód JCWP Zalew Szczeciński przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia klasyfikacji wskaźników (badania ichtiofauny z 2015 roku) **potencjał ekologiczny JCWP Zalew Szczeciński** oceniony został jako **słaby a stan wód jako zły**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku oznaczano chlorofil a (IV klasa), makrozoobentos (IV klasa) oraz makrofity (wskaźnik ESMIZ – III klasa). Wyniki badań ichtiofauny (III klasa) dla JCWP Zalew Szczeciński były dziedziczone z 2015 roku.

Potencjał elementów biologicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku określono jako słaby.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś

jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku został oceniony jako dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Szczeciński uwzględniono wyniki badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku C i od marca do września 2016 roku w ramach monitoringu operacyjnego na stanowiskach: E, H, F, SWR, traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód Zalewu Szczecińskiego wpłynęły wyniki badań przejrzystości wód (widzialność krążka Secchiego), odczynu pH, azotu amonowego, fosforu ogólnego oraz nasycenie wód tlenem. Wartości wskaźników, takich jak tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego (OWO), azot azotanowy, ogólny i mineralny wskazywały na dobry potencjał wód Zalewu Szczecińskiego w 2016 roku.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Zalew Szczeciński została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku C i monitoringu operacyjnego na stanowiskach: H, E. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 nie był dziedziczony z poprzednich lat. Stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego realizowanego w 2016 r. przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego.

Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Szczeciński została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego C w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jednego rejsu w miesiącu. Żaden z elementów chemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku oceniony został jako dobry. Natomiast dla substancji, które w 2016 roku oznaczane były w biocie, odnotowano przekroczenia zawartości difenylesterów bromowanych, rtęci, heptachloru i epoksydu heptachloru w mięśniach okonia.

Ostatecznie stan chemiczny JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku został oceniony jako poniżej stanu dobrego.

Inne istotne informacje

W 2016 roku dla JCWP Zalew Szczeciński przeprowadzono również ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Zalew Szczeciński w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Zalew Kamieński (PLTW I WB 9)

JCWP Zalew Kamieński obejmuje cieśninę Dziwny od Zalewu Szczecińskiego do ujścia Dziwny do Bałtyku. Na obszarze tej części wód w różnych porach roku występuje zjawisko tzw. cofki. Przy wiatrach wiejących z północnego zachodu, szczególnie w drugiej połowie roku, mogą występować wlewy wód morskich. W miesiącach wiosennych następuje odpływ do Zatoki Pomorskiej. O jakości wód w dużym stopniu decyduje hydrodynamika cieśniny Dziwny, gdyż wyniki badań zależą w znacznym stopniu od aktualnego stanu morza i kierunku wiatru. Zalew Kamieński nadaje się do uprawiania żeglarstwa, wędkarstwa i innych sportów wodnych. JCWP w całości leży na wyznaczonym w ramach sieci Natura 2000 obszarze specjalnej ochrony ptaków – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz specjalnym obszarze ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).

Badania stanu wód JCWP Zalew Kamieński przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast klasyfikację i ocenę

JCWP Zalew Kamieński przeprowadzono 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. z 2016 r., poz.1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia (badania ichtiofauny z 2011 roku) **stan ekologiczny JCWP Zalew Kamieński** oceniony został jako **słaby**, a **stan wód** jako **zły**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku badano: chlorofil a (III klasa), makrozoobentos (IV klasa) oraz makrofity (wskaźnik ESMIZ - III klasa). Wyniki badań ichtiofauny (III klasa) dla JCWP Zalew Kamieński zostały odziedziczone z 2011 roku.

Według oceny wykonanej na podstawie tych wskaźników, w JCWP Zalew Kamieński w 2016 roku stwierdzono słaby stan elementów biologicznych.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCWP Zalew Kamieński w 2016 roku został oceniony jako bardzo dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Kamieński uwzględniono wyniki badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku WL i od marca do września 2016 roku w ramach monitoringu operacyjnego na stanowisku DZR traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Kamieński został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu JCWP wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), warunki tlenowe (OWO i stwierdzone występowanie epizodów przesylenia wód tlenem), azot amonowy oraz fosfor ogólny.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Zalew Kamieński została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku WL i monitoringu operacyjnego na stanowisku DZR. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 nie był dziedziczony z poprzednich lat.

W 2016 roku stan elementów fizykochemicznych (grupa 3.6) JCWP Zalew Kamieński oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego realizowanego w 2016 roku przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego.

Ocena stanu chemicznego JCWP Zalew Kamieński została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody na stanowisku pomiarowym WL w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jednego rejsu w miesiącu. Żaden z elementów chemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat. W 2016 roku, w JCWP Zalew Kamieński nie zostały przeprowadzone badania wskaźników w biocie.

Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Kamieński w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Inne istotne informacje

W 2016 roku dla JCWP Zalew Kamieński przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Zalew Kamieński w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Ujście Dziwny (PLTW V WB 6)

JCWP Ujście Dziwny jest najmniejszą częścią wód wybrzeża zachodniopomorskiego. Obejmuje część Zatoki Pomorskiej, pozostającej pod wpływem wód odprowadzanych cieśniną Dziwny. Przez JCWP przebiega tor podejściowy do portu

morskiego, przystani rybackiej i mariny w Dziwnowie. Wody JCWP poddane są presji ze względu na ładunki zanieczyszczeń odprowadzane przez cieśninę Dziwny, jak też ze względu na popularność Dziwnowa jako miejscowości wypoczynkowej i sezonowe natężenie ruchu turystycznego. Latem w Dziwnowie organizowane jest kąpielisko morskie.

JCWP w całości leży na wyznaczonym w ramach sieci NATURA 2000 obszarze specjalnej ochrony ptaków – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz specjalnym obszarze ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).

Badania stanu chemicznego JCWP Ujście Dziwny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu chemicznego JCWP Ujście Dziwny przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia klasyfikacji (wyniki badań ichtiofauny z 2011 roku), **potencjał ekologiczny JCWP Ujście Dziwny i stan wód** ocenione zostały jako **złe**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku przeprowadzono badania chlorofilu a (V klasa) oraz makrozoobentosu (III klasa). Wyniki badań ichtiofauny (II klasa) dla JCWP Ujście Dziwny były dziedziczone z 2011 roku.

W 2016 roku wyniki klasyfikacji wykazały zły potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Dziwny.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku został oceniony jako dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Dziwny uwzględniono wyniki badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku DZ. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), przesylenia wód tlenem oraz wysokie stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, ogólnego, mineralnego oraz fosforu ogólnego). Wartości wskaźników, takich jak: tlen rozpuszczony, OWO (zawartość węgla organicznego), odczyn pH oraz stężenia fosforanów wskazywały na dobry potencjał wód JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Ujście Dziwny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku DZ. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego realizowanego w 2016 r. przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego.

Ocena stanu chemicznego JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego DZ w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jeden rejs w miesiącu.

W 2016 roku w JCWP Ujście Dziwny nie zostały przeprowadzone badania wskaźników w biocie. Żaden z elementów chemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Inne istotne informacje

Dla JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Ujście Dziwny w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Ujście Świny (PLTW V WB 7)

JCWP Ujście Świny obejmuje obszar Zatoki Pomorskiej od granicy państwa z Niemcami do ujścia Świny. Obszar JCWP pozostaje pod wpływem antropogenicznym i obejmuje regularnie pogłębiany tor podejściowy do portu Szczecin–Świnoujście, po którym odbywa się ruch statków oraz promów pasażerskich. JCWP pozostaje pod wpływem wód Odry, która przez cieśninę Świny odprowadza wody do Bałtyku. Ponadto ze względu na walory rekreacyjne regionu oraz sprzyjające warunki dla sportów wodnych, w sezonie letnim obserwuje się wzmożony ruch turystyczny. W centrum Świnoujścia oraz w dzielnicy Warszów utworzone są kąpieliska morskie.

Badania jakości wód JCWP Ujście Świny przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu wód JCWP Ujście Świny przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, oraz badań ichtiofauny z 2011 roku wykorzystanych w oparciu o zasadę dziedziczenia, **potencjał ekologiczny JCWP Ujście Świny** oceniony został jako **umiarkowany**, a **stan wód** jako **zły**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku oznaczano chlorofil a (III klasa) i makrozoobentos (III klasa). Wyniki badania ichtiofauny (II klasa) były dziedziczone z 2011 roku. Ocena przeprowadzona na ich podstawie wykazała umiarkowany potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Świny w 2016 roku.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, potencjał elementów hydromorfologicznych JCWP Ujście Świny w 2016 roku został oceniony jako dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Świny uwzględniono wyniki badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku SWI i od lutego do września 2016 roku w ramach monitoringu operacyjnego na stanowiskach SW i IV traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Świny w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji biogennej (azotu azotanowego, ogólnego i mineralnego oraz fosforu ogólnego). Na dobry potencjał wód JCWP Ujście Świny w 2016 roku wskazywały wartości takich wskaźników jak: tlen rozpuszczony, nasycenie tlenem, zawartość węgla organicznego (OWO), odczyn pH oraz stężenia fosforanów.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Ujście Świny została oparta na wynikach badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku SWI i monitoringu operacyjnego na stanowiskach SW i IV. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Potencjał elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 JCWP Ujście Świny w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego w 2016 roku przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego.

Ocena stanu chemicznego JCWP Ujście Świny została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego SWI w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jeden rejs w miesiącu. Żaden z elementów chemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat. W 2016 roku, w JCWP Ujście Świny nie zostały przeprowadzone badania wskaźników w biocie.

Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Świny w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Inne istotne informacje

Dla JCWP Ujście Świny w 2016 roku przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Ujście Świny w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Dziwna - Świna (PLCW III WB 9)

JCWP Dziwna - Świna obejmuje przybrzeżne wody Zatoki Pomorskiej na obszarze 1 mili morskiej od brzegu pomiędzy ujściem Świny i Dziwny. W Międzyzdrojach, Grodnie, Wiśłęce, Świętoustiu i Międzywodziu organizowane są kąpieliska morskie.

Na obszarze JCWP znajduje się morska część Wolińskiego Parku Narodowego (WPN) oraz dwa obszary ochronne wyznaczone w ramach sieci NATURA 2000 – Zatoka Pomorska (PLB 990003) oraz Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002).

Badania jakości wód JCWP Dziwna - Świna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu wód JCWP Dziwna - Świna przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego, **stan ekologiczny JCWP Dziwna - Świna** oceniony został jako **słaby**, a **stan wód** jako **zły**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku przeprowadzono badania chlorofilu a i makrozoobentosu. Wartości tych wskaźników mieściły się w przedziale IV klasy. Żaden z elementów biologicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów biologicznych JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku oceniono jako słaby.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku został oceniony jako bardzo dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Dziwna - Świna uwzględniono wyniki badań prowadzonych od stycznia do grudnia 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku 2 i od lutego do września 2016 roku w ramach monitoringu operacyjnego na stanowisku 1 traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji biogennej (azotu azotanowego, ogólnego, mineralnego, fosforu ogólnego, fosforanów). Na dobry stan wód JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku wskazywały wartości takich wskaźników fizykochemicznych, jak: tlen rozpuszczony, ogólny węgiel organiczny, nasycenie wód tlenem oraz odczyn pH.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCW Dziwna - Świna została oparta na wynikach badań

prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu diagnostycznego na stanowisku 2 i monitoringu operacyjnego na stanowisku 1. Żaden z elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 nie był dziedziczony z poprzednich lat.

Stan elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu diagnostycznego w 2016 roku przeprowadzono badania pełnej listy wskaźników stanu chemicznego. Klasyfikacja stanu chemicznego JCWP Dziwna - Świna została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego 2 w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością jednego rejsu w miesiącu. Żaden z elementów chemicznych nie był odziedziczony z poprzednich lat. Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oraz 4.2 oznaczanych w wodzie dla JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku oceniony został jako dobry.

Dla substancji oznaczanych w organizmach, w 2016 roku odnotowano przekroczenia zawartości difenylesterów bromowanych (PBDE), heptachloru i epoksydu heptachloru oraz rtęci i jej związków w mięśniach okonia.

Ostatecznie stan chemiczny JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku został oceniony jako poniżej stanu dobrego.

Inne istotne informacje

Dla JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Dziwna - Świna w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Sarbinowo - Dziwna (PLCW II WB 8)

Największa na zachodniopomorskim wybrzeżu JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych do 1 mili morskiej od brzegu, rozciągając się od Dziwnowa do Sarbinowa. Zagrożenia dla jakości wód związane są głównie z zanieczyszczeniami odprowadzanymi z obszaru zlewni. Do największych rzek Przymorza uchodzących do tej JCWP należy zaliczyć Regę, Parsętę i Czerwoną. Ze względu na wysokie walory rekreacyjne w sezonie letnim występuje nasilenie ruchu turystycznego, szczególnie w Pobierowie, Niechorzu, Mrzeżynie i Kołobrzegu. Na obszarze JCWP znajduje się ciąg kilkunastu zorganizowanych kąpielisk morskich. Ze względu na infrastrukturę na obszarze JCWP istnieją dogodne warunki do żeglugi rekreacyjnej. Na wybrzeżu znajduje się morski port handlowo-rybacki w Kołobrzegu i w Mrzeżynie oraz przystanie jachtowe.

Obszar tej JCWP pokrywa się w całości z obszarem specjalnej ochrony siedlisk – Zatoka Pomorska (PLB990003) oraz w części zachodniej ze specjalnym obszarem ochrony siedlisk – Ostoja na Zatoce Pomorskiej (PLH990002), wyznaczonymi w ramach sieci NATURA 2000.

Badania jakości wód JCWP Sarbinowo - Dziwna przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu wód JCWP Dziwna - Świna przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu badawczego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia wyników klasyfikacji wskaźników, **stan ekologiczny** oraz **stan wód JCWP Sarbinowo-Dziwna** ocenione zostały jako **złe**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku wykonano oznaczenia chlorofilu a (V klasa). Wyniki badania makrozoobentosu (V klasa) były odziedziczone z 2015 roku dla wszystkich stanowisk pomiarowych.

Według klasyfikacji przeprowadzonej na podstawie tych wskaźników, w JCWP Sarbinowo - Dziwna stwierdzono zły stan elementów biologicznych.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie

zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku został oceniony jako bardzo dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

W ocenie elementów fizykochemicznych JCWP Sarbinowo - Dziwna uwzględniono wyniki badań prowadzonych od lutego do września 2016 roku w ramach monitoringu badawczego na trzech stanowiskach (3, 4, 5) traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat za wyjątkiem zawartości OWO (dziedziczenie z 2015 roku).

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, ogólnego i mineralnego, fosforu ogólnego i fosforanów). Na dobry stan wód JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku wskazywały wartości takich wskaźników fizykochemicznych, jak: tlen rozpuszczony, nasycenie tlenem i zawartość węgla organicznego (OWO).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Klasyfikacja elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Sarbinowo - Dziwna była w pełni dziedziczona z 2012 roku, a ich stan oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Klasyfikacja stanu chemicznego elementów z grupy 4.1 oraz 4.2 dla JCWP Sarbinowo - Dziwna była w pełni dziedziczona z 2012 roku.

W 2012 roku stan chemiczny JCWP Sarbinowo - Dziwna oceniony został jako poniżej stanu dobrego, o czym zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenoli i kationu tributyllocyny. Ocena stanu chemicznego JCWP Sarbinowo - Dziwna, została przeprowadzona na podstawie zbioru sześciu wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób z trzech stanowisk pomiarowych w trakcie dwóch rejsów, w związku z czym poziom ufności oceny oszacowano jako niski.

W 2016 roku, w JCWP Sarbinowo - Dziwna przeprowadzono monitoring operacyjny chemiczny substancji z grupy 4.1 dla pięciu substancji w wodzie z częstotliwością 12 oznaczeń w roku oraz jedenastu substancji w biocie. Dla substancji oznaczanych w wodzie: ołowiu i jego związków, rtęci i jej związków oraz związków tributyllocyny zanotowano stężenia poniżej granicy oznaczalności a stężenia niklu i jego związków oraz oktylofenoli nie przekraczały wartości granicznych dla stanu dobrego. Przeprowadzono także badania dla flouorantenu z częstotliwością dwa oznaczenia w roku, w wyniku których nie stwierdzono przekroczeń dla stężeń średniorocznych i maksymalnych.

Przeprowadzone w 2016 roku, w ramach monitoringu operacyjnego chemicznego badania jedenastu substancji z grupy 4.1 w organizmach wykazały przekroczenia stężeń tych substancji w mięśniach ryb dla: difenyleterów bromowanych (PBDE), heptachloru i epoksydu heptachloru oraz rtęci i jej związków.

Ostatecznie stan chemiczny JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku został sklasyfikowany jako poniżej stanu dobrego.

Inne istotne informacje

Dla JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Sarbinowo - Dziwna w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Jarosławiec - Sarbinowo (PLCW III WB 7)

JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych w odległości 1 mili morskiej od brzegu pomiędzy Sarbinowem i Jarosławcem. Na stan wód wpływają zanieczyszczenia odprowadzane wodami rzeczными Wieprzy oraz mniejszych rzek Przymorza. Do miejscowości turystycznych intensywnie odwiedzanych należą Sarbinowo, Mielno i Darłowo. W sezonie letnim wzdłuż wybrzeża organizowane są kąpieliska morskie.

Obszar JCWP pokrywa się z obszarami specjalnej ochrony siedlisk w ramach sieci NATURA 2000 – Przybrzeżne Wody Bałtyku (PLB990002) i Zatoka Pomorska (PLB990003).

Badania jakości wód JCWP Jarosławiec - Sarbinowo przeprowadzono zgodnie z rozporządzeniem Ministra Śro-

dowiska z dnia 21 listopada 2013 roku *zmieniającym rozporządzenie w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych* (Dz.U. z 2013 r., poz. 1558). Natomiast ocenę stanu wód JCWP Dziwna - Świna przeprowadzono 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. z 2016 r., poz. 1187).

Na podstawie badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu badawczego oraz w oparciu o zasadę dziedziczenia, **stan ekologiczny** oraz **stan wód JCWP Jarosławiec - Sarbinowo** ocenione zostały jako **złe**.

Elementy biologiczne

W 2016 roku wykonano oznaczenia chlorofilu a (V klasa), a wyniki badania makrozoobentosu (IV klasa) były dziedziczone z 2015 roku.

Stan elementów biologicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo będący wynikiem oceny wszystkich badanych wskaźników oceniono jako **zły**.

Elementy hydromorfologiczne

Zgodnie z zasadą, że jednolitej części wód niewyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej nadaje się w zakresie elementów hydromorfologicznych klasę I, zaś jednolitej części wód wyznaczonej na podstawie przeglądu warunków hydromorfologicznych jako sztucznej lub silnie zmienionej, nadaje się klasę II, stan elementów hydromorfologicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku został oceniony jako bardzo dobry.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenę elementów fizykochemicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo przeprowadzono w oparciu o wyniki badań prowadzonych w 2016 roku w ramach monitoringu badawczego na dwóch stanowiskach (6 i 7) w okresie od lutego do września traktując je jako jeden zbiór danych. Żaden z elementów fizykochemicznych nie był dziedziczony z poprzednich lat za wyjątkiem zawartości OWO (dziedziczenie z 2015 roku).

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku został oceniony jako poniżej dobrego. Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz zbyt wysokie stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, ogólnego i mineralnego, fosforu ogólnego i fosforanów). Na dobry stan wód JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku wskazywały wartości takich wskaźników fizykochemicznych, jak: tlen rozpuszczony, nasycenie tlenem, OWO (zawartość węgla organicznego) oraz odczyn pH.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

Ocena elementów fizykochemicznych z grupy 3.6. dla JCWP Jarosławiec - Sarbinowo była w pełni dziedziczona z 2012 roku.

Stan elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 oceniony został jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

Ocena chemiczna elementów z grupy 4.1 oraz 4.2 dla JCWP Jarosławiec - Sarbinowo była w pełni dziedziczona z 2012 roku.

Stan chemiczny JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2012 roku oceniony został jako poniżej dobrego, o czym zdecydowały przekroczenia wartości średniorocznych eteru pentabromodifenylowego (PBDE), oktylofenoli i kationu tributylocyny.

Ocena stanu chemicznego JCWP Jarosławiec - Sarbinowo, została przeprowadzona na podstawie zbioru czterech wyników dla każdego wskaźnika, uzyskanych w wyniku poboru prób z dwóch stanowisk pomiarowych w trakcie dwóch rejsów, w związku z czym poziom ufności oszacowano jako niski.

W 2016 roku, w JCWP Jarosławiec - Sarbinowo przeprowadzono monitoring operacyjny chemiczny substancji z grupy 4.1 dla trzech substancji z częstotliwością 12 oznaczeń w roku oraz dla czterech z częstotliwością dwóch oznaczeń w roku. Dla difenyleterów bromowanych (PBDE) oraz związków tributylocyny zanotowano stężenia poniżej granicy oznaczalności, a stężenia średnioroczne oktylofenoli nie przekraczały wartości granicznych dla stanu dobrego.

Przeprowadzono także badania dla fluorantenu, rtęci i jej związków, benzo(g,h,i)peryleny, indeno(1,2,3-cd)-pirenu z częstotliwością dwóch oznaczeń w roku. Stężenia średnioroczne i maksymalne dla rtęci były poniżej granicy oznaczalności, a dla fluorantenu i benzo(g,h,i)peryleny nie stwierdzono przekroczeń dla stężeń średniorocznych i maksymalnych.

Ostatecznie stan chemiczny JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku został sklasyfikowany jako dobry.

Inne istotne informacje

Dla JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku przeprowadzono ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych, będących jednolitymi częściami wód przeznaczonymi do celów rekreacyjnych, w tym kąpieliskowych oraz dla obszarów chronionych wrażliwych na eutrofizację wywołaną zanieczyszczeniami pochodzącymi ze źródeł komunalnych.

Dla JCWP Jarosławiec - Sarbinowo w 2016 roku nie zostały spełnione wymagania dla obszarów chronionych.

Podsumowanie

Ocena stanu wód województwa zachodniopomorskiego jest wynikiem ocen stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego (tab. I.5.2). W 2016 r., w województwie zachodniopomorskim stwierdzono zły stan ogólny wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych.

Tabela I.5.2. Ocena jakości wód województwa zachodniopomorskiego w 2016 r

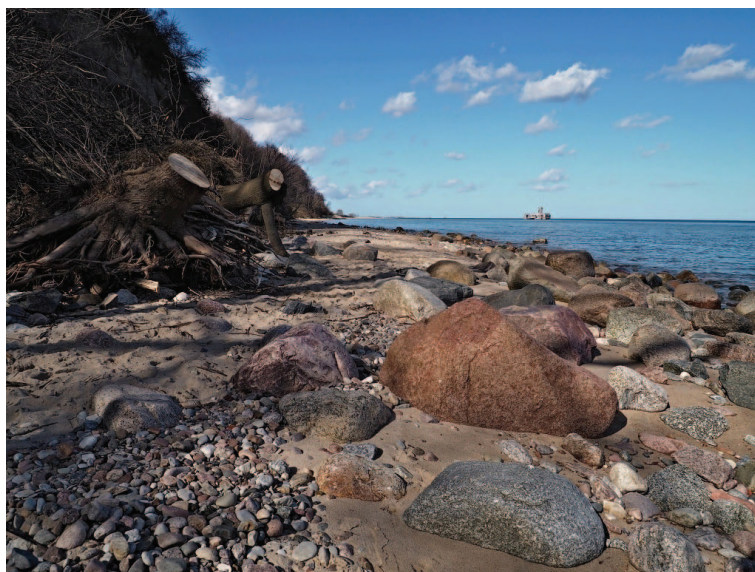
Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy hydromorfologiczne	Elementy fizykochemiczne	Specyficzne zanieczyszczenia	STAN/POTENCJAŁ EKOLOGICZNY	STAN CHEMICZNY	Obszary chronione	STAN JCWP	
Zalew Szczeciński	Fitoplankton		IV KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	SŁABY	PSD	N	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - potencjał słaby								
	Makroglony i okrytozależkowe									
	Wskaźnik SM ₁	III kl. - potencjał umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - potencjał słaby								
	Ichtiofauna									
	Wskaźnik SI	III kl. - potencjał umiarkowany (2015 r.)								
Zalew Kamieński	Fitoplankton		IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - stan umiarkowany								
	Makroglony i okrytozależkowe									
	Wskaźnik SM ₁	III kl. - stan umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
	Ichtiofauna									
	Wskaźnik SI	III kl. - stan umiarkowany (2011 r.)								
Ujście Dziwny	Fitoplankton		V KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - potencjał zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - potencjał umiarkowany								
	Ichtiofauna									
	Wskaźnik SI	II kl. - potencjał dobry (2011 r.)								

Tabela I.5.2 - c.d.

Ujście Świny	Fitoplankton		III KLASA	II KLASA	PPD	II KLASA	UMIARKOWANY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	III kl. - potencjał umiarkowany								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	III kl. - potencjał umiarkowany								
	Ichtiofauna									
	Wskaźnik SI	II kl. - potencjał dobry (2011 r.)								
Dziwna - Świna	Fitoplankton		IV KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	SŁABY	PSD	N	ZŁY
	Chlorofil-a	IV kl. - stan słaby								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								
Sarbinowo - Dziwna	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	PSD	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	V kl. - stan zły								
Jarosławiec - Sarbinowo	Fitoplankton		V KLASA	I KLASA	PSD	II KLASA	ZŁY	DOBRY	N	ZŁY
	Chlorofil-a	V kl. - stan zły								
	Makrobezkręgowce bentosowe									
	Wskaźnik B	IV kl. - stan słaby								

PPD – poniżej potencjału dobrego; PSD - poniżej stanu dobrego
szrafurą oznaczono ocenę potencjału silnie zmienionej części wód

Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp



Poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Ramy formalne tego celu są określone przez Konwencję Helsińską (o ochronie środowiska morskiego Bałtyku), a od chwili przystąpienia do Wspólnoty Europejskiej, także przez unijne akty prawne. Jednym z podstawowych aktów normujących w tym zakresie jest Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM, 2008/56/WE) odnosząca się do zrównoważonego wykorzystywania mórz zintegrowanego z zachowaniem ekosystemów morskich w stanie jak najmniej zmienionym. Dyrektywa ta została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. poprzez przyjęcie nowej wersji załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE. w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich

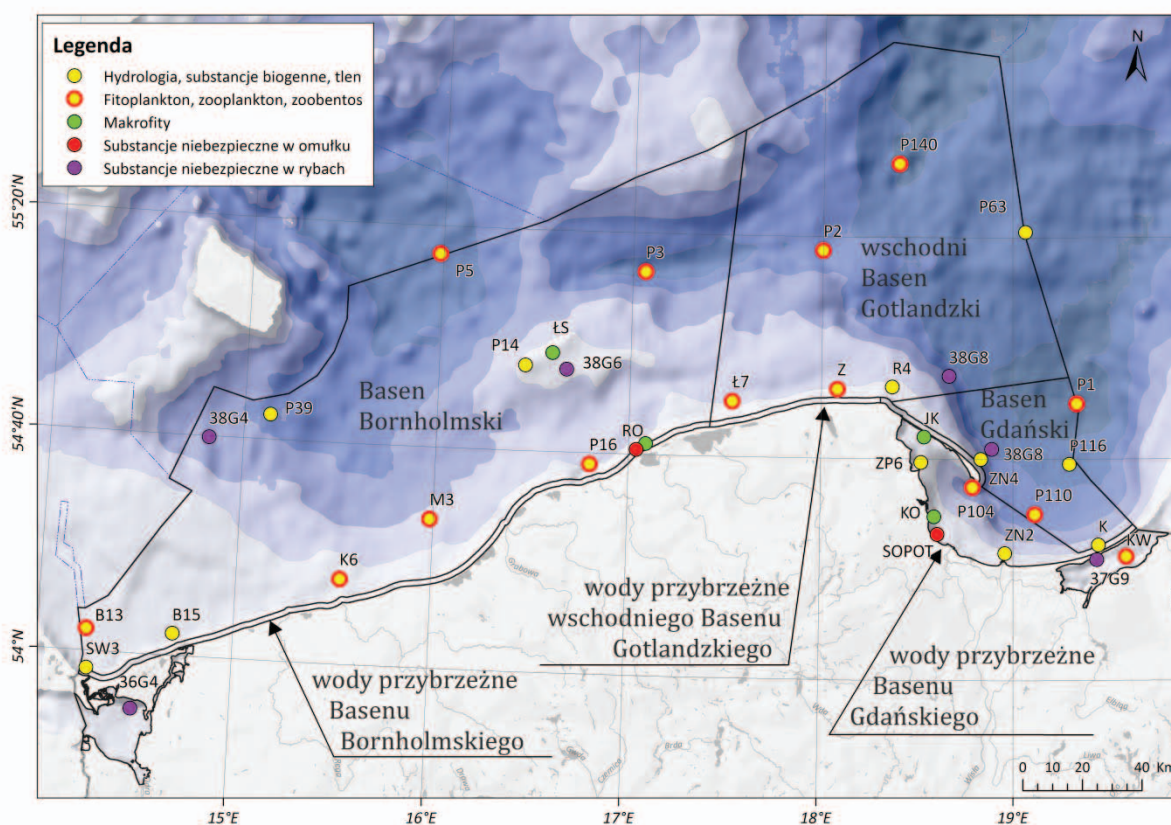
Podstawowymi celami dyrektyw są: (i) ochrona i zachowanie środowiska morskiego, (ii) zapobieganie pogarszaniu się stanu środowiska morskiego oraz (iii) poprawa i docelowo osiągnięcie **dobrego stanu środowiska** (*Good Environmental Status* – GES). Zgodnie z definicją RDSM przez dobry stan środowiska należy rozumieć: „...*taki stan środowiska wód morskich tworzących zróżnicowane i dynamiczne pod względem ekologicznym oceany i morza, które są czyste, zdrowe i urodzajne w odniesieniu do panujących w nich warunków, zaś wykorzystanie środowiska morskiego zachodzi na poziomie, który jest zrównoważony i gwarantuje zachowanie możliwości użytkowania i prowadzenia działań przez obecne i przyszłe pokolenia*”. Wspólnota Europejska stawia przed krajami członkowskimi ambitny cel w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska wód morskich do roku 2020. Do maja 2017 roku obowiązywały kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich określone w Decyzji Komisji Europejskiej (2010/477/UE). Zostały one zmienione decyzją Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiającą kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylającą decyzję 2010/477/UE. Podstawą prawną wykonywania ocen stanu środowiska wód morskich do 2016 roku przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska był art. 61h oraz art. 61k ustawy – Prawo Wodne, która w styczniu 2013 r. transponowała zapisy RDSM do prawodawstwa polskiego.

Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 Dyrektywy RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej, w tym również Polska, zostały zobligowane do dokonania wstępnej oceny stanu swoich wód morskich do 2012 r. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych**, w odniesieniu do których zdefiniowano kryteria dobrego stanu środowiska (Załącznik 1 RDSM; Anon. 2008):

- C1 – różnorodność biologiczna,
- C2 – gatunki obce,
- C3 – komercyjnie eksploatowane gatunki ryb i mięczaków,
- C4 – łańcuchy pokarmowe,
- C5 – eutrofizacja,
- C6 – integralność dna morskiego,

- C7 – warunki hydrograficzne,
- C8 – substancje zanieczyszczające i efekty zanieczyszczeń,
- C9 – substancje szkodliwe w rybach i owocach morza,
- C10 – śmieci w środowisku morskim,
- C11 – podwodny hałas i inne źródła energii.

Wskaźniki opisowe stanowią dwie grupy: **cech stanu** (C1, C3, C4 i C6) i **cech presji** (C2, C5, C7, C8, C9, C10 i C11). Obie grupy traktowane są równoważnie. Kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego (Decyzja Komisji Europejskiej, 2010/477/UE) zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego w pracach grupy roboczej HELCOM CORESET; zaproponowano też zestaw **wskaźników podstawowych** specyficznych dla obszaru Morza Bałtyckiego (HELCOM 2012). Harmonizacja regionalna dotyczyła również wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny, mając na względzie długofalową strategię monitoringu i ocen HELCOM [HELCOM Monitoring and Assessment Strategy (HELCOM 2013)] (rys. II.1.1, tab. II.1.1), a przede wszystkim przygotowania do holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku HELCOM HOLAS II za lata 2011–2016 [<http://helcom.fi/helcom-at-work/Project>].



Rys. II.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (HELCOM 2013); na mapie zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM

W nowym podziale akwenów wg HELCOM MAS (HELCOM 2013), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański (tab. II.1.1). Obszary Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do odpowiednich akwenów obejmujących wody przybrzeżne: 26 – polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i 28 – polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Ze względu na zakres badań monitoringowych prowadzonych w Zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM, głównie w odniesieniu do ichtiofauny i substancji niebezpiecznych, autorzy niniejszej pracy zdecydowali się na zachowanie wydzielenia tych obszarów, jak

we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i in. 2013, 2014; Zalewska i in. 2015 oraz Łysiak Pastuszek i in. 2016) wydanych w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska.

Tabela II.1.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*); pozostawiono niezmienione podakweny: 35A – Zalew Wiślaný i 38A – Zalew Szczeciński

Numer akwenu	Nazwa polska	Nazwa angielska
24	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	Eastern Gotland Basin Polish coastal waters
	wschodni Basen Gotlandzki	Eastern Gotland Basin
26	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	Gdansk Basin Polish coastal waters
	Basen Gdański	<i>Gdansk Basin</i>
28	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	Bornholm Basin Polish coastal waters
	Basen Bornholmski	<i>Bornholm Basin</i>
35A	polska część Zalewu Wiślanego	Vistula Lagoon Polish part
38A	polska część Zalewu Szczecińskiego	Szczecin Lagoon Polish part

RDSM obejmuje zasięgiem działania wszystkie obszary morskie, również wody przejściowe i przybrzeżne, dlatego w celu uwzględnienia obowiązującej klasyfikacji dla wód przejściowych i przybrzeżnych zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną UE (RDW) przyjęto, że granicę GES/subGES stanowi dolna granica „stanu dobrego” wg klasyfikacji RDW (tab. II.1.2).

Tabela II.1.2. Współzależność klasyfikacji stanu środowiska wg Ramowej Dyrektywy Wodnej i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej

Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW)	Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej (RDSM)
Stan bardzo dobry	Dobry stan środowiska (GES)
Stan dobry	
Stan umiarkowany	Stan niezadowolający/niepożądany (subGES)
Stan słaby	
Stan zły	

W ten sposób, zgodnie z zasadami RDW, każdy wskaźnik podstawowy został sklasyfikowany w systemie 5-klasowym w odniesieniu do wartości referencyjnych, natomiast klasyfikacji ogólnej w ramach cechy dokonywano na zasadzie agregacji (na ogół uśredniania) wartości liczbowych przypisanych klasom (tab. II.1.2).

Aby zrealizować założenia RDSM w zakresie osiągnięcia dobrego stanu środowiska, konieczne jest prowadzenie systematycznych badań umożliwiających przeprowadzenie oceny i wyznaczenie kierunków działań w celu poprawy stanu środowiska w tych jego elementach, gdzie jest ona wymagana. Zakres i częstotliwość tych badań ujęte są w programie monitoringu środowiska (PMS), którego konstrukcja powinna pozwalać na kontrolowanie stanu środowiska w zakresie wszystkich 11 cech opisowych.

W 2016 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicznych i chlorofilu-a – na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (rys. II.1.1). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz pobranie materiału biologicznego oraz osadów dennych wykonywane były przede wszystkim podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku HELCOM COMBINE.

Ocenę za rok 2016 przeprowadzono zgodnie z zasadami wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Ocena została wykonana głównie na podstawie wyników Programu Monitoringu Wód Morskich, zgodnie z wymogami RDSM, monitoringu skażeń radioaktywnych (HELCOM MORS PRO) oraz pomiarów i obserwacji wykonywanych w Oddziale Morskim IMGW-PIB w ramach działalności statutowej Ośrodka Oceanografii i Monitoringu Hydrosfery i Atmosfery (w zakresie: mieszanie wód, wymiana wód, ekspozycja na falowanie, itp.). Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były w ramach Państwowego Programu Monitoringu Środowiska – Monitoring Wód Powierzchniowych, na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Ocenę w zakresie indeksu wielkich ryb LFI w wodach otwartego morza przygotował MIR-PIB w Gdyni na podstawie wyników uzyskanych w międzynarodowym programie BITS (Baltic International Trawl Surveys). Badania wykonywano na potrzeby Wieloletniego Programu Zbierania Danych Rybackich finansowanego przez Ministerstwo Rolnictwa i Rozwoju Wsi. Do celów monitoringu ichtiofauny prace wykonywane z pokładu statku badawczego r/v „Baltica”, związane z realizacją programu BITS (odnoszące się głównie do ryb poławianych przemysłowo), poszerzone zostały o zbiór danych dotyczących gatunków niekomercyjnych. Określana jest liczebność i masa wszystkich gatunków w połowie. Ponadto reprezentatywna próba ryb niekomercyjnych poddawana jest szczegółowej analizie ichtiologicznej, uwzględniającej określenie takich parametrów osobniczych, jak: długość ciała, masa, wiek, płeć, stadium rozwoju gonad, stan wypełnienia żołądka i rejestrację widocznych zmian chorobowych. Badania BITS prowadzone są zgodnie z międzynarodowym programem koordynacyjnym opracowanym przez grupę roboczą WG BIFS, jednak nie uwzględnia obszaru Ławicy Słupskiej, która jest obszarem chronionym w sieci Natura 2000 (PLC9001) oraz proponowanym obszarem referencyjnym dla polskiej strefy Bałtyku.

W 2016 r. kontynuowano badania nowych elementów Programie Monitoringu Wód Morskich, takich jak: monitoring hydromorfologiczny (cecha C6 – integralność dna morskiego i C7 – warunki hydrograficzne), monitoring odpadów w środowisku morskim (cecha C10) oraz hałasu podwodnego (cecha C11).

W ramach monitoringu hydromorfologicznego przeprowadzono pilotowe badania na 35 transektach wzdłuż polskiego brzegu. W zakresie odpadów, prowadzono pilotowy monitoring odpadów na linii brzegowej na 15 odcinkach o długości 1 km w następujących rejonach: Mierzeja Wiśłana, Zatoka Gdańska, Zatoka Pucka, Półwysep Hel (od strony otwartego morza), Białogóra, Słowiński Park Narodowy, Jarosławiec, Sarbinowo, Mrzeżyno i Wolin-Uznam (rozdz. II.4.3, rys. II.4.3.1). Badania zostały wykonane we współpracy z WWF Polska 4 razy w roku. Podjęto także wstępne badania odpadów pływających w toni wodnej (na 6 stacjach) oraz we współpracy z MIR-PIB badania identyfikacji i klasyfikacji odpadów zdeponowanych na dnie morza.

W ramach monitoringu hałasu podwodnego w wyznaczonych miejscach polskiej strefy Bałtyku (rozdz. II.4.4., rys. II.4.4.1) zainstalowano aparaturę do pomiarów hałasu podwodnego i przeprowadzono pomiary hałasu pochodzącego od przepływających statków. W wyniku przesłania do instytucji nadzorujących/wydających zezwolenia ankiet dotyczących między innymi sonarów używanych na jednostkach pływających, otrzymano dane, które będą wprowadzone do bazy danych hałasu w ICES (rozdz. II.4.4). Będą one wykorzystane do oceny wskaźnika: „liczba dni występowania dźwięków impulsowych, przekraczających próg hałasu powodującego przemieszczanie się osobników fauny morskiej”.

Podobnie jak w 2015 r. uwzględniono wyniki badań stanu awifauny polskich obszarów morskich w oparciu o dane nt. ptaków zimujących i rozrodczości bielika. Ocenę opracowano na podstawie danych, pozyskanych w progra-

mie PMŚ w ramach realizacji pracy pt.: „Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony Natura 2000, lata 2015-2018” zleconej przez Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, finansowanej ze środków Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej oraz publikacji „Biuletyn monitoringu przyrody. Monitoring Ptaków Polski w latach 2013-2015” (Neubauer i in. 2015). Monitoring zimujących ptaków morskich jest prowadzony w ramach monitoringu ptaków Polski, w ramach PMŚ. Liczenie ptaków zimujących odbywa się z pokładu statku, płynącego wzdłuż 56 transektów w polskich wodach terytorialnych w pasie o szerokości 12 Mm oraz w Zatoce Gdańskiej, jak również w dwóch płytkich akwenach POM poza pasem wód terytorialnych, to jest na ławicy Słupskiej i w Zatoce Pomorskiej.

Dane uzyskane w 2016 r. w ramach realizacji programów monitoringowych umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech stanu: C1 – bioróżnorodność na podstawie oceny ptaków zimujących i bielika oraz wskaźnika wielkich ryb, C6 – integralność dna morskiego oraz cech presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

Dla cechy C4 – łańcuchy troficzne, tylko przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2016 r. na tle wieloletnia 2006-2015 z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających ocenę. W przypadku cech: C10 – odpady w środowisku morskim i C11 – podwodny hałas i inne formy energii w opracowaniu przedstawiono wyniki badań bez wieloletniego tła, jak również bez oceny ze względu na brak wskaźników i kryteriów oceny. W pracy zawarto także analizę szerokiego tła środowiskowego w postaci zmian termiki i zasolenia wód morskich, odczynu oraz wymiany i mieszania wód.

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne i hydrograficzne



II.2.1. 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 wieloletniej dziesięciolecia 2006-2015 (rys. II.2.1.1). 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.

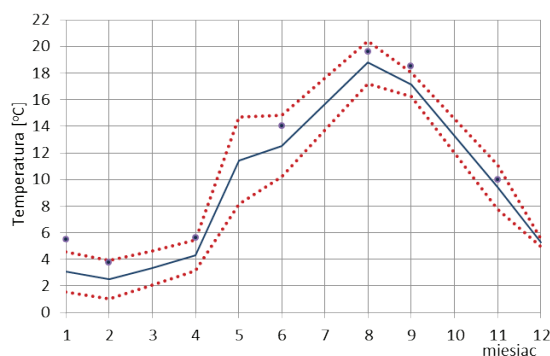
Maksymalna powierzchniowa temperatura wody ($4,764^{\circ}\text{C}$) w Basenie Bornholmskim była w lutym 2016 roku najbardziej zbliżona do maksimum wieloletniego ($4,730^{\circ}\text{C}$), zaś we wschodnim Basenie Gotlandzkim maksimum w 2016 r. było wyższe od wieloletniego o $1,553^{\circ}\text{C}$ we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

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

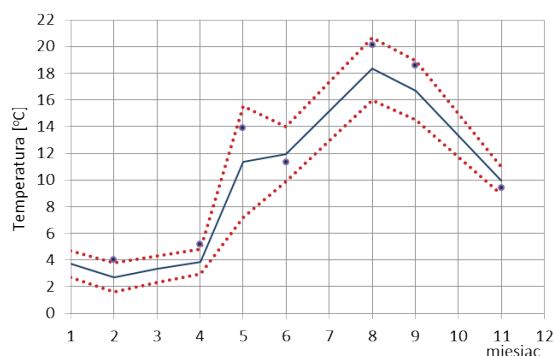
Wartości średnie temperatury wody w poszczególnych miesiącach odzwierciedlają powyższą charakterystykę (rys. II.2.1.1), gdzie duże odchylenia dodatnie wartości średniej wiążą się z wyższymi temperaturami ekstremalnymi w 2016 w porównaniu do wielolecia, a odchylenia ujemne ze znacznie mniejszymi wartościami temperatury maksymalnej.

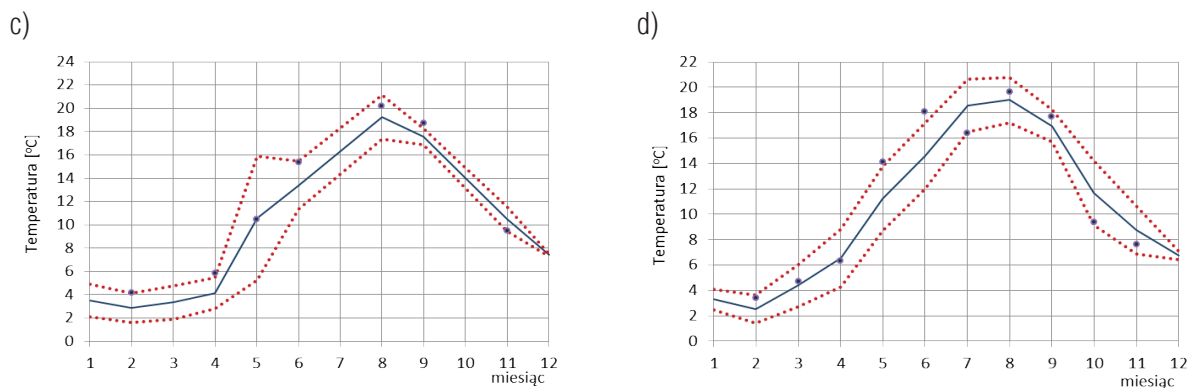
Minimalna temperatura wody we wszystkich akwenach była w poszczególnych miesiącach wyższa od minimalnych temperatur w wieloleciu, poza sierpniem w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, co świadczy, że 2016 rok był najcieplejszym w omawianym okresie.

a)



b)



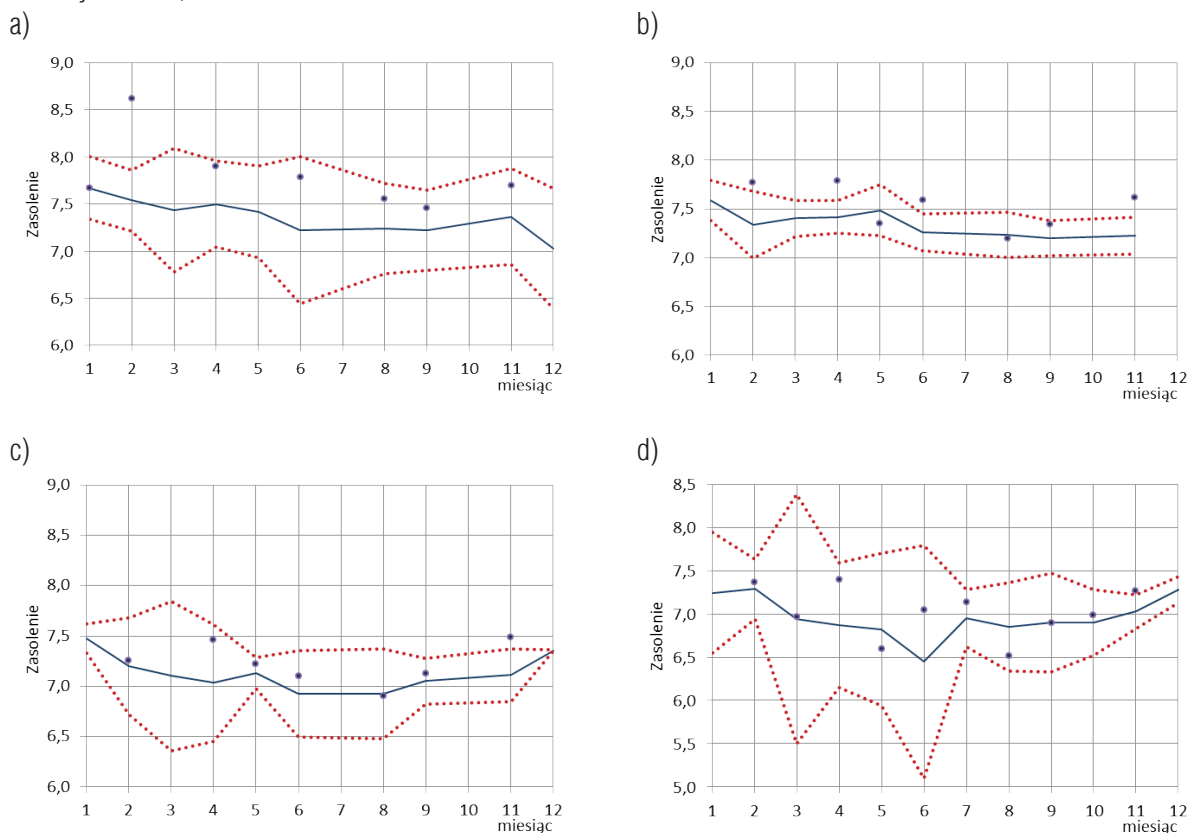


Rys. II.2.1.1. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2016 r. w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2006-2015; linie przerywane – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2006-2015; punkty – rok 2016 (uwaga – różne skalowanie wartości temperatury)

II.2.2. Zasolenie

Średnie zasolenie wody w warstwie powierzchniowej wód Basenu Bornholmskiego przez cały 2016 rok, poza lutym, było wyższe o około 0,5 od średniego zasolenia z okresu 2006-2015, z tendencją malejącą do września (rys. II.2.2.1 a). 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. II.2.2.1 b), co zaznaczyło się także w mniejszych różnicach wartości minimalnych w przypadku, których wartość średnia wyniosła 0,447.



Rys. II.2.2.1. 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)

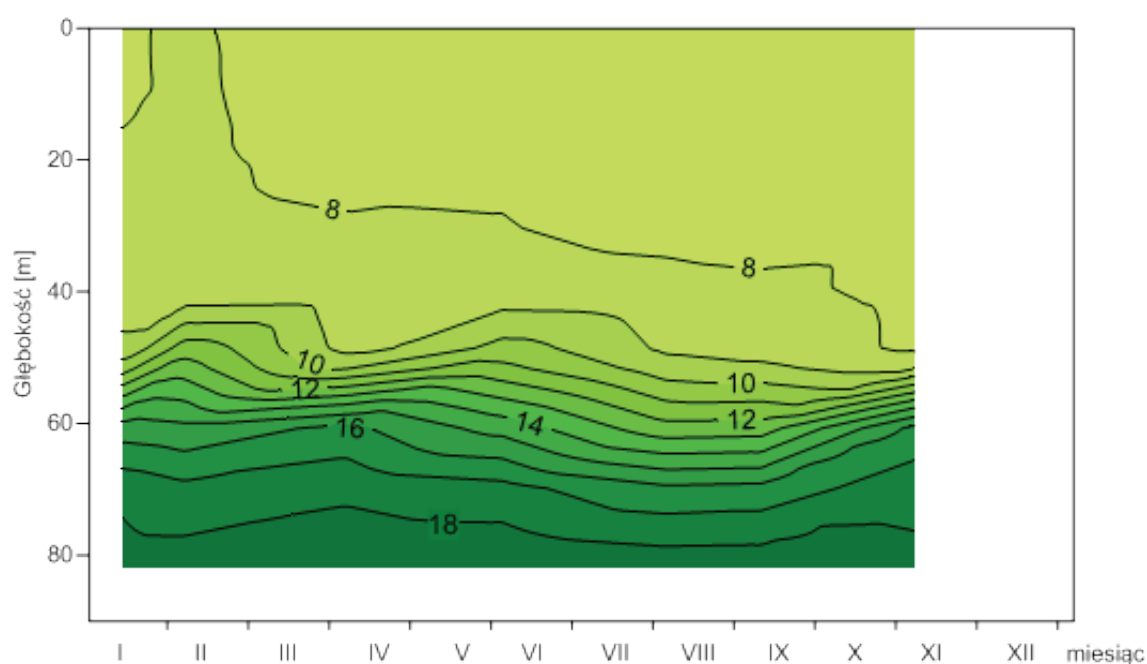
W Basenie Gdańskim zasolenie w okresie wiosennym oraz na przełomie lata i jesieni 2016 roku było wyższe niż w wieloleciu (rys. II.2.2.1 d). W wodach przybrzeżnych tego akwenu ulegało wahaniom w ciągu roku, a w sposób istotny spadło w sierpniu (rys. II.2.2.1 d).

Zasolenie wód przydennych strefy głębokowodnej południowego Bałtyku w 2016 r. 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. II.2.2.2 a).

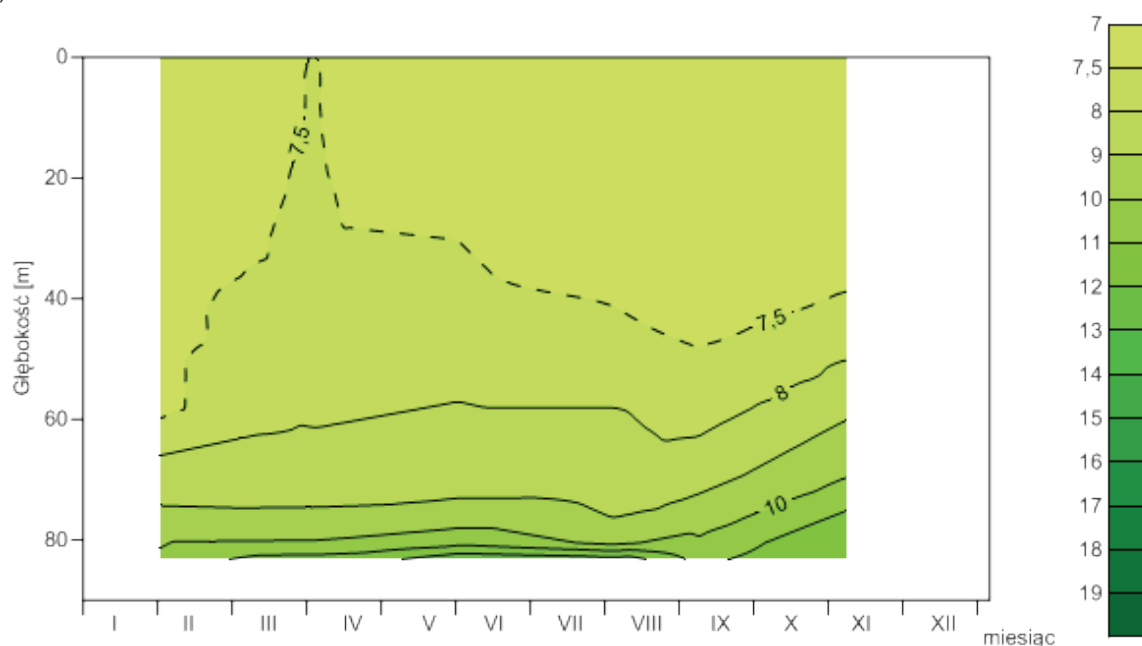
W wodach przydennych wschodniego Basenu Gotlandzkiego zasolenie wzrastało od początku roku do maja 2016 r., utrzymując się następnie na podobnym poziomie do sierpnia. Po krótkotrwałym spadku nastąpił jego ponowny wzrost w listopadzie (rys. II.2.2.2 b).

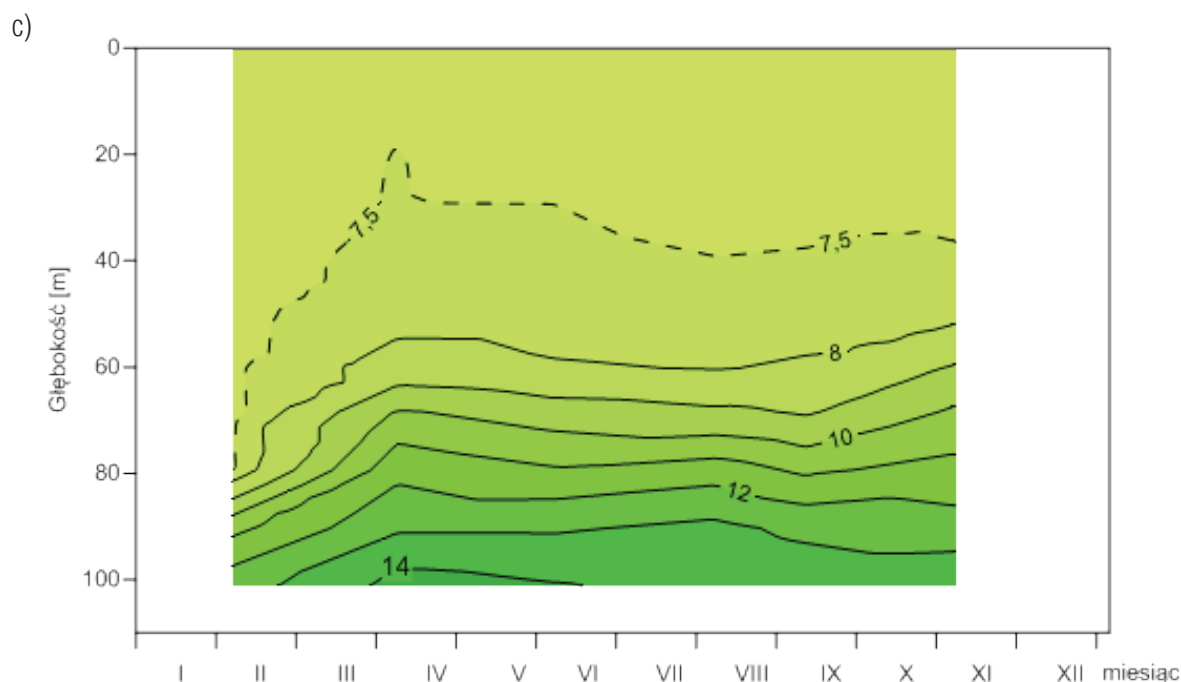
W Głębi Gdańskiej największe zasolenie (14,318) wód przydennych 2016 r. wystąpiło na początku kwietnia (rys. II.2.2.2 d), po czym utrzymywało się na niższym poziomie do listopada (13,726).

a)



b)





Rys. II.2.2.2. Zmiany zasolenia w wybranych akwenach głębokowodnych polskich obszarów morskich w 2016 r.; a) Głębia Bornholmska, b) półd-wsch. Basen Gotlandzki, c) Głębia Gdańska

II.2.3. Odczyn wody morskiej

Parametrem opisującym kwasowość /zasadowość wody morskiej jest 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 (rys. II.1.1).

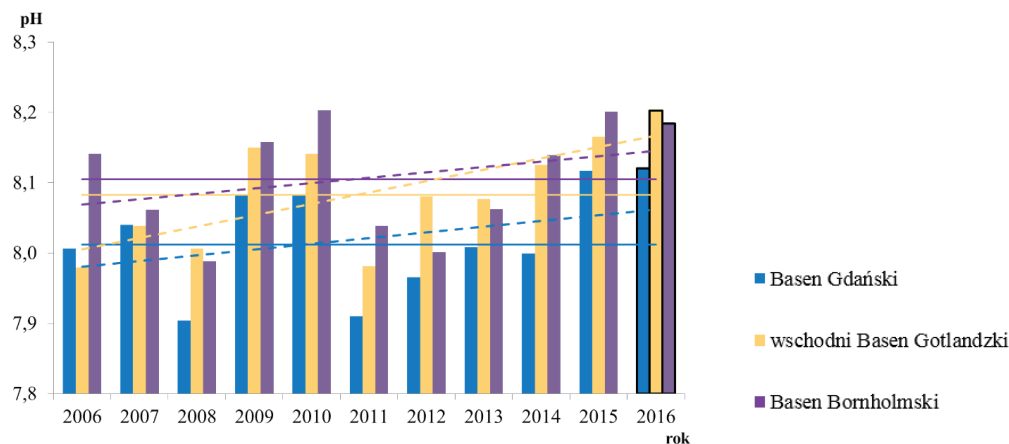
Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2016 r. w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zmieniały się w granicach od 7,04 do 9,23, a zakres tej zmienności był większy w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (7,16–8,85) (Łysiak-Pastuszek 2016). W 2016 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 8,17 i była wyższa od średniej dla 2015 roku (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 roku (tab. II.2.3.1).

Tabela II.2.3.1. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2016 r. w porównaniu z 2015 r.

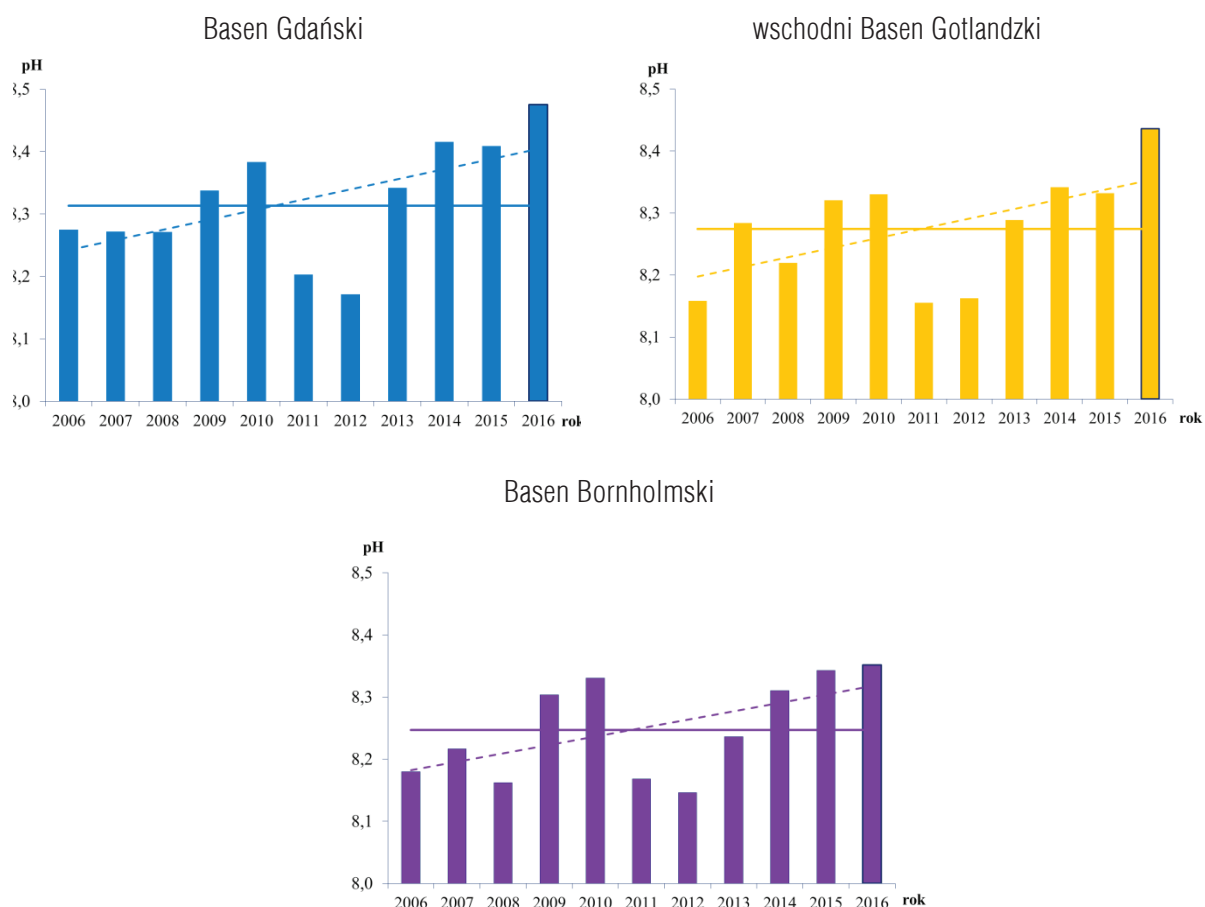
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Basen Gdański	7,16	7,04	8,85	9,22	8,12	8,12
wschodni Basen Gotlandzki	7,28	7,20	8,63	9,00	8,30	8,20
Basen Bornholmski	7,42	7,14	8,76	9,23	8,12	8,18

Rozpatrując otrzymane w 2016 roku 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. II.2.3.1).



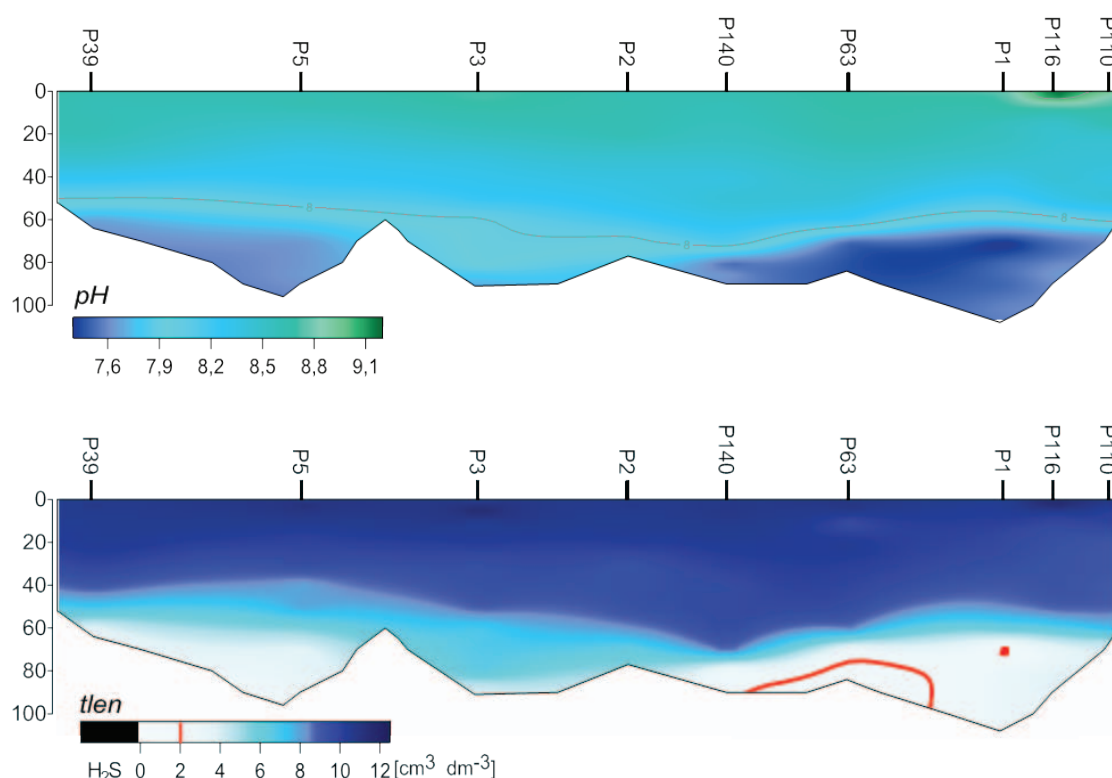
Rys. II.2.3.1. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2006–2016 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja zmian

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. II.2.3.2).



Rys. II.2.3.2. Średnie wartości odczynu wody morskiej w latach 2006–2016 w powierzchniowej warstwie (0–10 m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2006–2015, linia przerywana – tendencja)

Zmiany odczynu wody morskiej są w dużej mierze efektem procesów biologicznych zachodzących w powierzchniowej warstwie wody. Podczas intensywnych 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 zmienności przestrzennej i czasowej 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 rysunek II.2.3.3. 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 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).



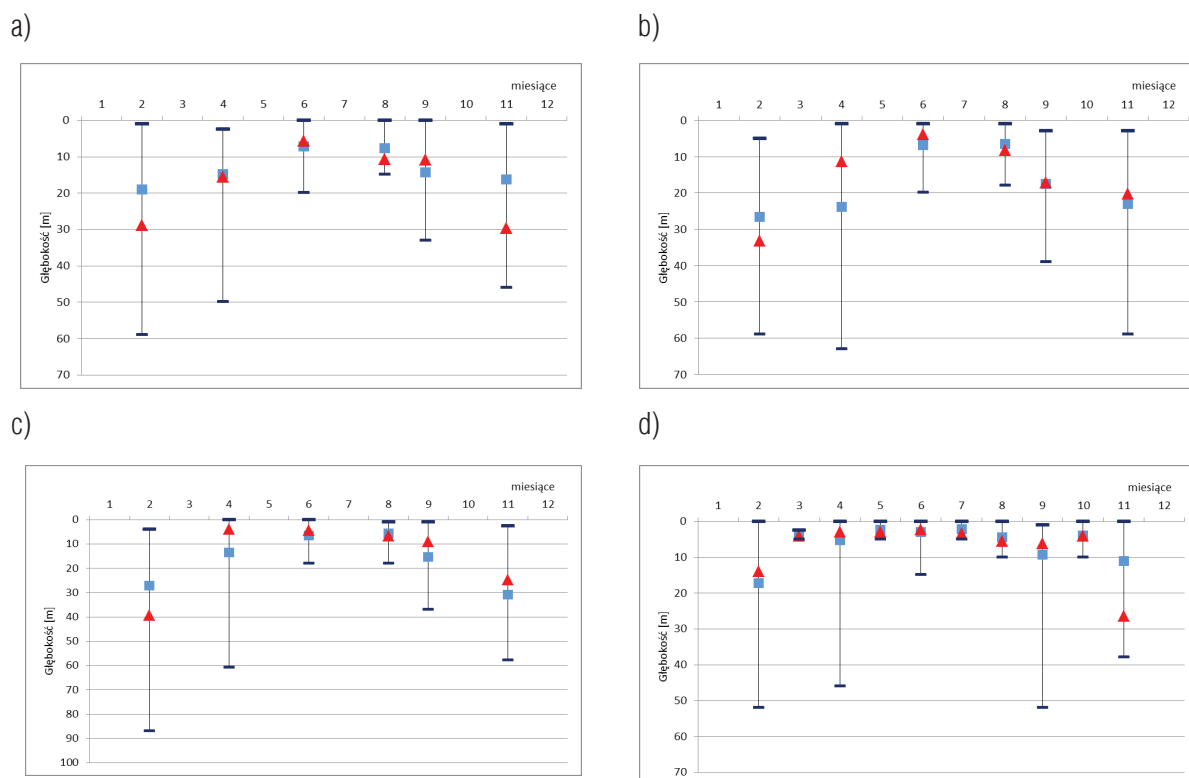
Rys. II.2.3.3. Pionowy rozkład pH oraz stężenia tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z kwietnia 2016 r)

II.2.4. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich jest wynikiem mieszania wiatrowego oraz konwekcji. 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 jesienno-zimowego 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. II.2.4.1).

Zjawisko to występuje szczególnie w rejonach o znacznych głębokościach jak: Basen Gdański, wschodni Basen

Gotlandzki czy Basen Bornholmski. Należy do nich także akwen „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 znacznie odbiegający maksymalny zasięg.



Rys. II.2.4.1. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w 2016 r. oraz średnia głębokość w 2016 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego

Podczas większości rejsów w 2016 r., średnia głębokość warstwy wymieszania w wodach Basenu Bornholmskiego była większa od średniej z poprzedzającego 10-lecia poza czerwcem i wrześniem, kiedy była mniejsza. W lutym i listopadzie jej głębokość różniła się o ponad 10 m od średniej wieloletniej (rys. II.2.4.1 a).

Większe różnice w stosunku do średniej wieloletniej wystąpiły w kwietniu 2016 roku we wschodnim Basenie Gotlandzkim, kiedy średnia głębokość warstwy wynosiła tylko około 10 m. W pozostałych miesiącach wartości średnie były podobne w obu okresach (rys. II.2.4.1 b).

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. II.2.4.1 d). Z kolei w wodach przybrzeżnych Basenu maksymalny zasięg głębokości warstwy wymieszania jest ograniczony do około 15 m od maja do sierpnia, w marcu i październiku kiedy wykonywane są głównie pomiary w Zalewie Puckim. W pozostałych miesiącach wartości średnie są generalnie mniejsze, tylko w listopadzie 2016 r. zarejestrowano znacznie większą głębokość w stosunku do średniej wieloletniej (rys. II.2.4.1 d), różniącą się o około 15 m.

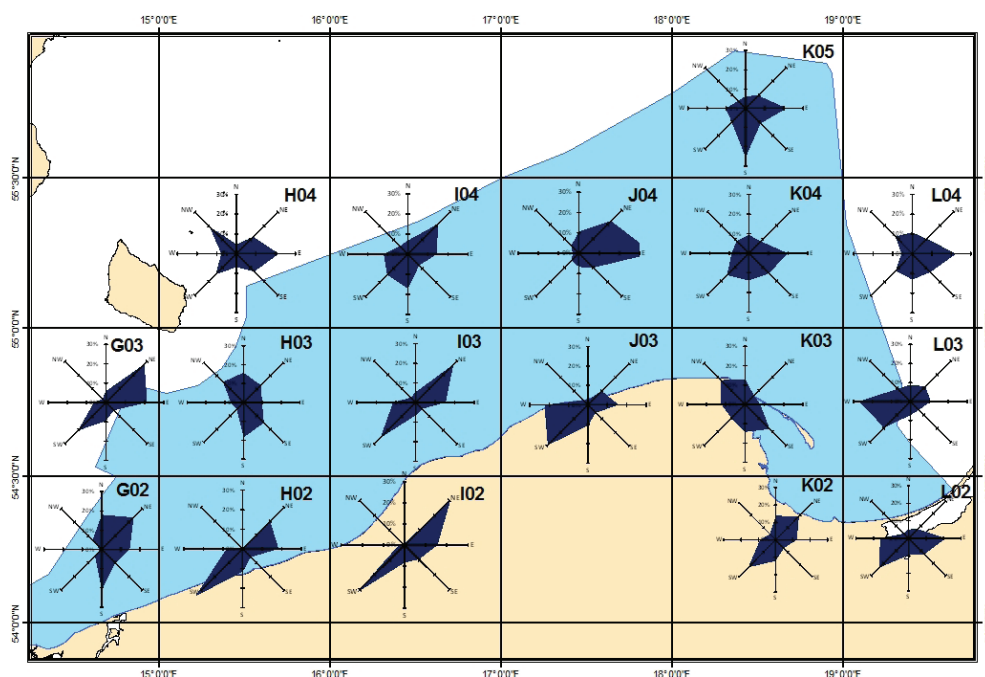
II.2.5. Wymiana wód i prądy morskie

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 progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Bełcie (głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego.

W roku 2006 brak było znaczących wlewów, od 2007 roku obserwowano wlewy: w styczniu, marcu i listopadzie 2007 r. oraz od stycznia do września 2008 r. Znacznie większe wlewy (choć należące do umiarkowanych) wystąpiły w 2011 r.: 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., wpłynął na warunki termohalinowe polskich wód przydennych jeszcze w 2012 r. Odnowił też wody Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego. Dopiero jesienią 2014 r. rozpoczął się jeden z największych wlewów słonych wód z Morza Północnego. Według Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (www.io-warnemuende.de) objętość wód wlewowych wyniosła 198 km³, natomiast ilość transportowanej soli to około 4 Gt (IOW 2015a). 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. Miały one wpływ na warunki zasolenia, warunki tlenowe i temperaturowe.

W roku 2016 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 stacji P5 na początku kwietnia 2016 r. zmierzono zasolenie 18,9, podczas gdy w poprzednich latach okresie 2006-2015 na tej stacji najwyższe wynosiło 19,6 – w czasie największego wlewu z 2014 r. Na stacjach położonych dalej na wschód (P140) również podczas rejsu kwietniowego zaobserwowano jedynie minimalny wzrost zasolenia w warstwach przydennych.

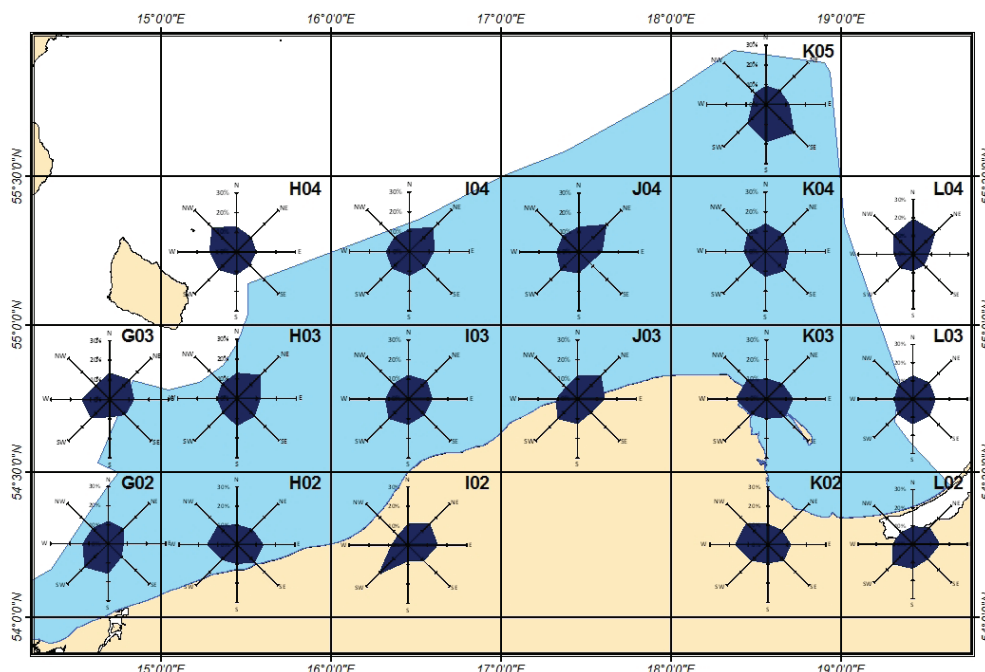
Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano pomiary przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2006 do 2016 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwach o grubości 2,5 metra od około 9,8 m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



Rys. II.2.5.1. Różne prądy w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2016 r.

Ogólną charakterystykę rozkładu prądów podczas rejsów w 2016 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (rys. II.2.5.1). Dla porównania wyznaczono róż prądów dla okresu 2006–2015 (rys. II.2.5.2). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na wszystkich rysunkach wynosi 30%.

Kierunki prądów podpowierzchniowych w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty: H02, I02, I03) w 2016 r. zawierały się w wąskim przedziale wzdłuż osi północny-wschód południowy-zachód, poza kwadratami G02, gdzie dominowały prądy północno-wschodnie i K02 – południowo-zachodnie (rys. II.2.5.1). 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. Rozkłady te zbliżone były do wieloletnich tylko w środkowej części polskiego wybrzeża, natomiast w Zatoce Pomorskiej przeważał kierunek północny oraz wzdłużbrzegowy, a w Zatoce Gdańskiej osiowy, północny-wschód – północny-zachód (rys. 2.5.1).



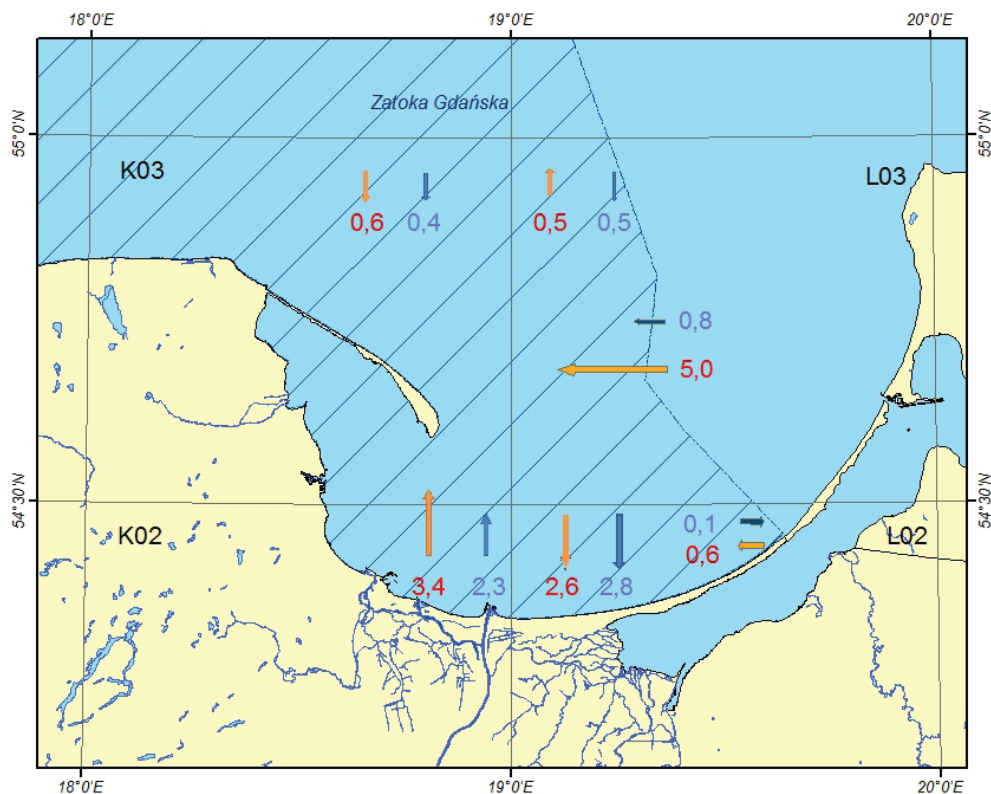
Rys. II.2.5.2. Róż prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2006–2015

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 (rys. II.2.5.2). W 2016 r. przeważały jednak prądy zachodnie i południowo-zachodnie, a prądy wschodnie miały niewielki udział procentowy (rys. II.2.5.1).

W 2016 r., w rejonie Basenu Bornholmskiego najmniej było prądów północnych i południowych, a przeważały kierunki wschodnie (rys. II.2.5.1), podczas gdy w wieloleciu w większości przypadków były to prądy sektora północno-zachodniego (rys. II.2.5.2). W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej występowały głównie prądy południowe oraz wschodnie, w przeciwieństwie do dominujących – południowych w wieloleciu. W kwadratach obejmujących Rynnę Słupską (I04 i J04) prądy w 2016 r. miały odmienne kierunki: odpowiednio południowo-zachodnie oraz północno-zachodnie i wschodnie (rys. II.2.5.1), natomiast w wieloleciu w obu przypadkach dominujące były prądy północno-wschodnie z małym, porównywalnym udziałem pozostałych kierunków (rys. II.2.5.2).

Wieloletnie pomiary prądów metodą ciągłego profilowania przy pomocy ADCP od warstwy podpowierzchniowej do warstwy przydennej, wykonywane podczas rejsów monitoringowych, pozwalają na dokonanie oceny skali wymiany poziomej wód w wybranych rejonach. Na rys. II.2.5.3 zilustrowano wynik obliczeń objętościowego natężenia przepływu wody (w tys. $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$) w warstwie podpowierzchniowej od 7,5 do 12,5 m głębokości wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w latach 2006–2015 oraz w 2016 r.

W 2016 r. wypadkowe natężenie przepływu w warstwie podpowierzchniowej morza w kwadratach strefy przybrzeżnej (K02 i L02) było podobne, ale miało przeciwny kierunek. Na zachodzie, wody podpowierzchniowe odpływały w kierunku centralnej części Zatoki Gdańskiej, podczas gdy na wschodzie płynęły w kierunku strefy przybrzeżnej. Charakter wymiany wód w wieloleciu był podobny, zarówno w odniesieniu do kierunku, jak i wielkości przepływu. Dopływ wód ($0,6 \text{ tys. m}^3 \text{ s}^{-1}$) przez granicę polskiej strefy ekonomicznej z kierunku wschodniego w tym rejonie był w 2016 r. sześciokrotnie większy niż w wieloleciu (rys. II.2.5.3).



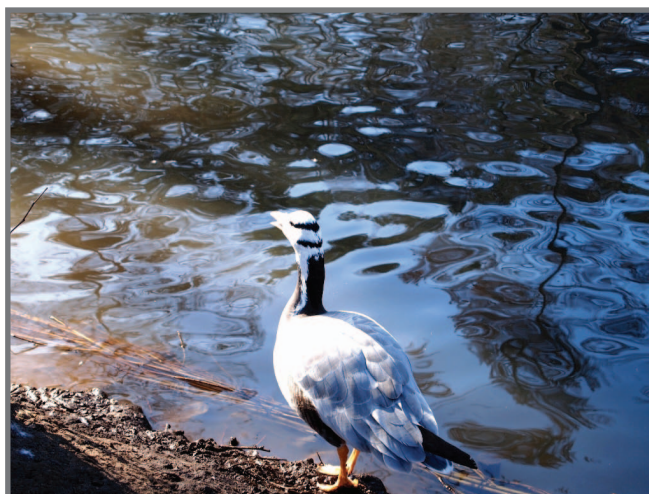
Rys. II.2.5.3. Natężenie przepływu wody (w tys. $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$) w warstwie na głębokości od 7,5 do 12,5 m w kwadratach bałtyckich K02, K03, L02 i L03 w wieloleciu 2006-2015 (strzałki niebieskie) oraz w roku 2016 (strzałki pomarańczowe) wzdłuż osi północ-południe oraz wschód-zachód przez wschodnią granicę polskiej strefy ekonomicznej

Na północnej granicy Zatoki Gdańskiej, w kwadratach K03 i L03 wypadkowe natężenie przepływu w wieloleciu wynosiło łącznie około $900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, natomiast na wschodzie występował podobny dopływ wód z rosyjskiej części Zatoki ($800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

W 2016 roku dopływ wód z otwartego morza równoważył się z odpływem w kwadracie L03, ale poprzez wschodnią granicę napływały wielokrotnie większe masy wód (rys. II.2.5.3).

II.3. Cechy stanu

II.3.1. Różnorodność biologiczna

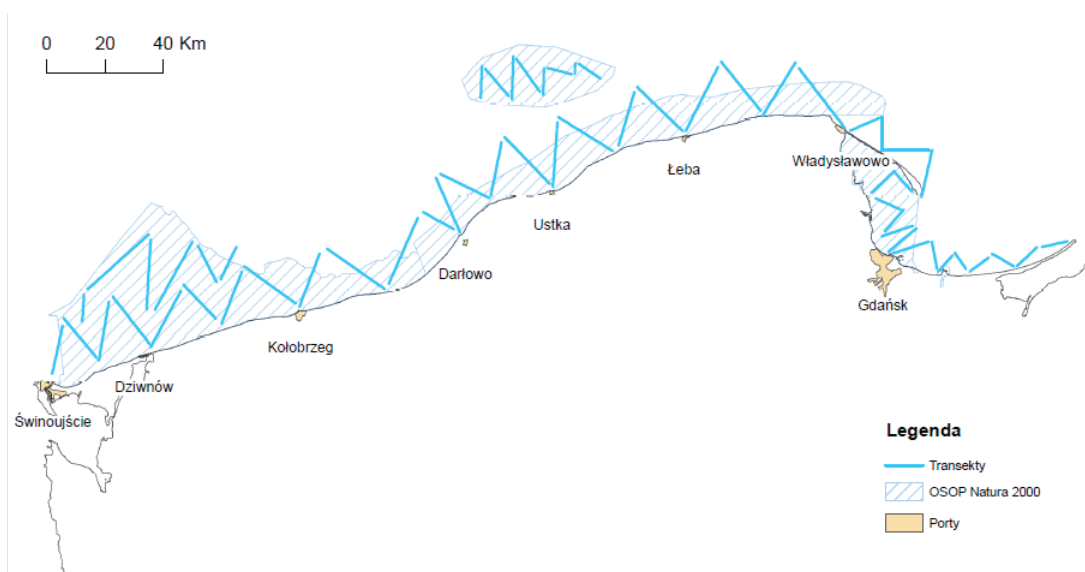


II.3.1.1. Ptaki

Morskie ptaki zimujące

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM) skierowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim. Gatunki te stanowią grupę gatunków podstawowych, do których zalicza się ptaki występujące licznie wzdłuż wybrzeża polskiego wybrzeża (lodówka, markaczka, uhlą), jak i te rzadsze, dla których Bałtyk jest jednym z ważniejszych zimowisk w Europie (po dwa gatunki nurów i perkozów, trzy gatunki alk).

W 2016 roku MZPM przeprowadzono na 56 transektach wyznaczonych w 12 milowym pasie wód terytorialnych oraz na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 obejmujących Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (rys. II.3.1.1.1). Transekty były zróżnicowanej długości od 3,7 do 28,3 km. Obserwatorzy wykonywali obserwacje z pokładu statków i notowali wszystkie widziane ptaki w obrębie transektu (po 300 m z każdej strony statku) oraz poza strefą transektu. Całkowita długość transektów w 2016 roku osiągnęła 875,5 km, z czego 84,5 km przypadło na Ławicę Słupską, 68,2 km na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych. Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie transektów wyniosła w sumie 525,3 km², co stanowi około 1,6% powierzchni polskiego sektora Bałtyku.



Rys. II.3.1.1.1. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich na tle obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000

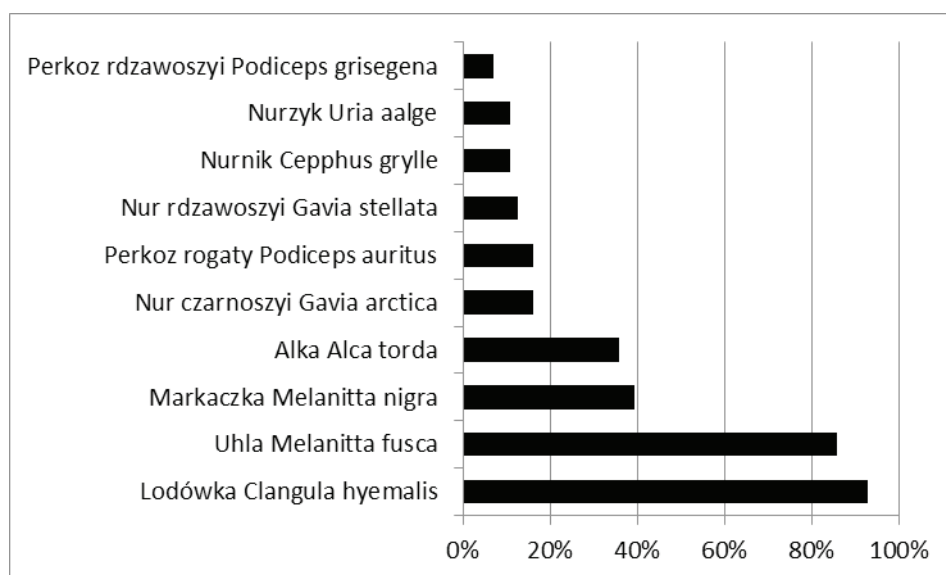
Podczas liczeń w 2016 roku ogółem stwierdzono 53 062 osobniki ptaków wodnych z 24 gatunków oraz 142 osobniki, których przynależność gatunkowa nie została określona, co daje w sumie 53 204 ptaki. Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowią 0,3% wszystkich zaobserwowanych osobników. Podobnie jak w poprzednich sezonach w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: łodówki i uhli. Stanowiły one w sumie aż 89,6% wszystkich ptaków stwierdzonych w pasie transektów i 86,7% wszystkich ptaków zaobserwowanych podczas rejsów. Udział trzeciego pod względem liczebności gatunku – markaczki wyniósł odpowiednio 5,5% i 7,3% z wszystkich ptaków policzonych w pasie transektu i w całej strefie objętej liczeniem. Udział w całym ugrupowaniu ptaków na poziomie powyżej 1% osiągnęły jeszcze mewa srebrzysta i kormoran (tab. II.3.1.1.1).

Tabela II.3.1.1.1. Struktura gatunkowa ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2016 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,01%; gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną

Gatunek	Osobniki w transekcje		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
Łodówka	16 103	65,3%	31 161	58,7%
Uhl	5 989	24,3%	14 947	28,2%
Markaczka	1 368	5,5%	3 891	7,3%
Mewa srebrzysta	479	1,9%	1 376	2,6%
Kormoran	282	1,1%	800	1,5%
Perkoz dwuczuby	112	0,5%	156	0,3%
Edredon	82	0,3%	82	0,2%
Alka	78	0,3%	223	0,4%
Mewa siodłata	25	0,1%	40	0,1%
Perkoz rogaty	24	0,1%	37	0,1%
Mewa siwa	16	0,1%	84	0,2%
Nur rdzawoszyi	15	0,1%	39	0,1%
Nur czarnoszyi	15	0,1%	35	0,1%
Szlachar	13	0,1%	44	0,1%
Gągoł	13	0,1%	22	0,04%
Śmieszka	11	0,04%	19	0,04%
Nurogęs	9	0,04%	22	0,04%
Nurzyk	8	0,03%	15	0,03%
Nurnik	8	0,03%	11	0,02%
Perkoz rdzawoszyi	4	0,02%	4	0,01%
Świstun	2	0,01%	2	+
Łabędź niemy	1	+	42	0,08%
Łabędź krzykliwy			9	0,02%
Mewa mała			1	+
RAZEM	24 657	100,0	53 062	100,0

W grupie gatunków podstawowych wskaźnik rozpowszechnienia obliczany jest jako udział transektów, na których stwierdzono dany gatunek. Był on najwyższy w przypadku dwóch najliczniejszych gatunków – łodówki i uhli. Te dwie kaczki stwierdzano na 86%-93% wszystkich transektów (rys. II.3.1.1.2). Trzeci pod względem liczebności gatunek ptaka morskiego zimującego w polskiej części Bałtyku jakim jest markaczka, miał wartość współczynnika rozpowszechnienia wyraźnie niższą, co było spowodowane jego skupiskowym rozmieszczeniem, bowiem większość ptaków tego gatunku przebywało w obrębie Zatoki Pomorskiej. Alka pomimo wyraźnie niższej liczebności była dość szeroko roz-

powszechniona (wskaźnik rozpowszechnienia = 36%). Gatunek ten przebywał w dużym rozproszeniu i zazwyczaj spotykane były tylko pojedyncze osobniki. Pozostałe gatunki osiągały rozpowszechnienie poniżej 30% (rys. II.3.1.1.2).

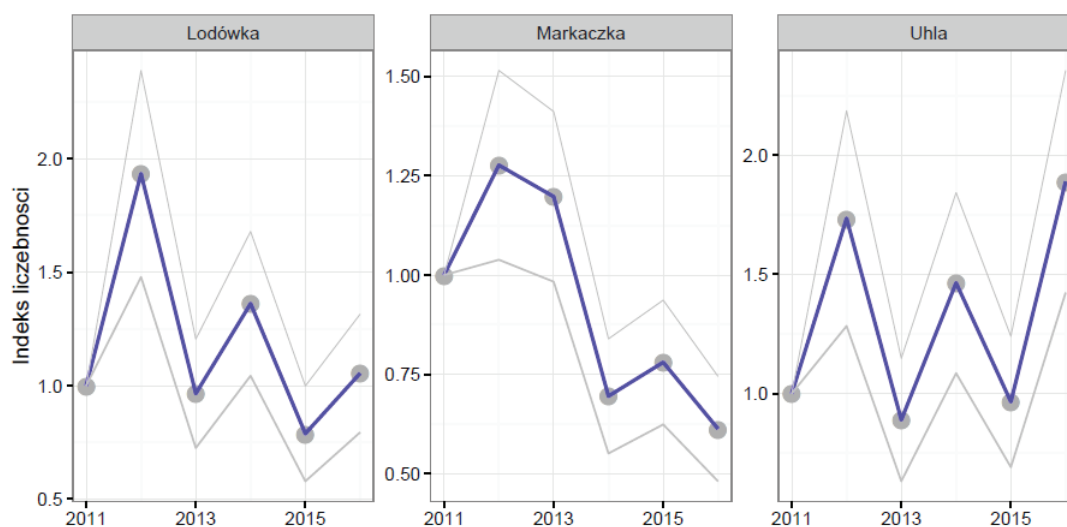


Rys. II.3.1.1.2. Rozpowszechnienie ptaków z grupy gatunków podstawowych dla programu, zimujących w polskiej strefie Bałtyku w 2016 r.

Zmiany liczebności

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011-2016 przeprowadzono dla czterech najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjego. Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Spośród kaczek morskich tylko markaczka wykazała istotny statystycznie umiarkowany trend spadkowy. Liczebność lodówki i uhli w omawianym okresie można uznać za stabilną, ale brak istotnego statystycznie trendu (rys. II.3.1.1.3). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skov i in. 2011). Alka i nur czarnoszyi nie wykazały istotnego trendu zmian liczebności, natomiast w przypadku mewy srebrzystej zanotowano silny, istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (rys. II.3.1.1.3). Wynik ten nie musi jednak świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeży jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich.

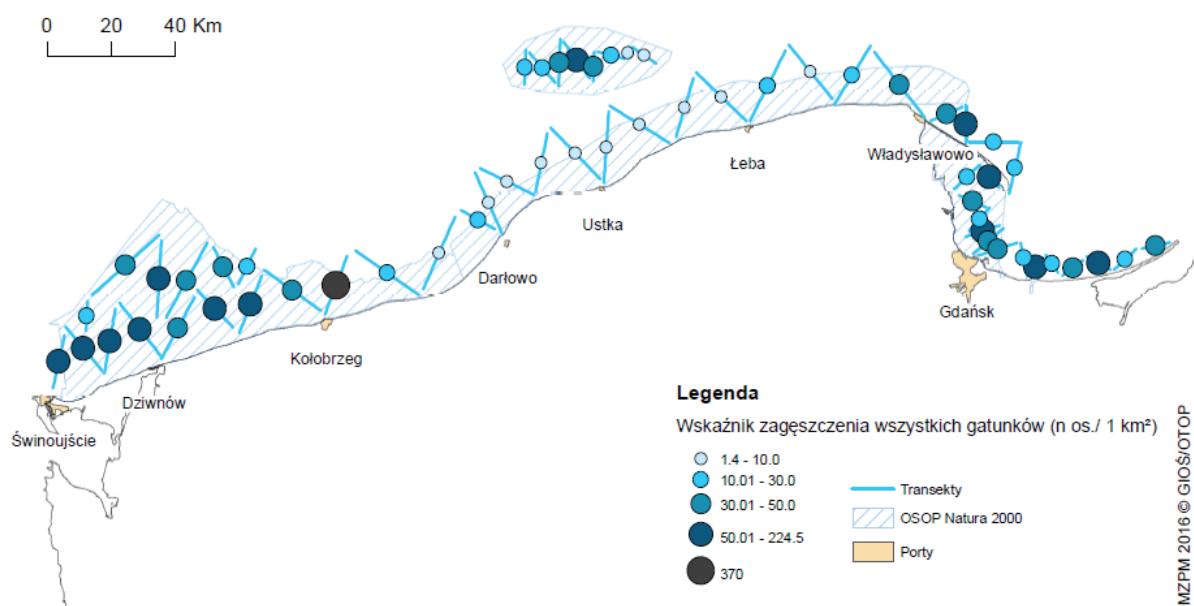




Rys. II.3.1.1.3. Zmiany liczebności ptaków morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2016

Rozmieszczenie ptaków morskich

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się w trzech rejonach: na Zatoce Pomorskiej, na Zatoce Gdańskiej i w centralnej części Ławicy Słupskiej. Bardzo dużą koncentrację zaobserwowano też na północ od Kołobrzegu. Zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Darłowem i Łebą (rys. II.3.1.1.4).

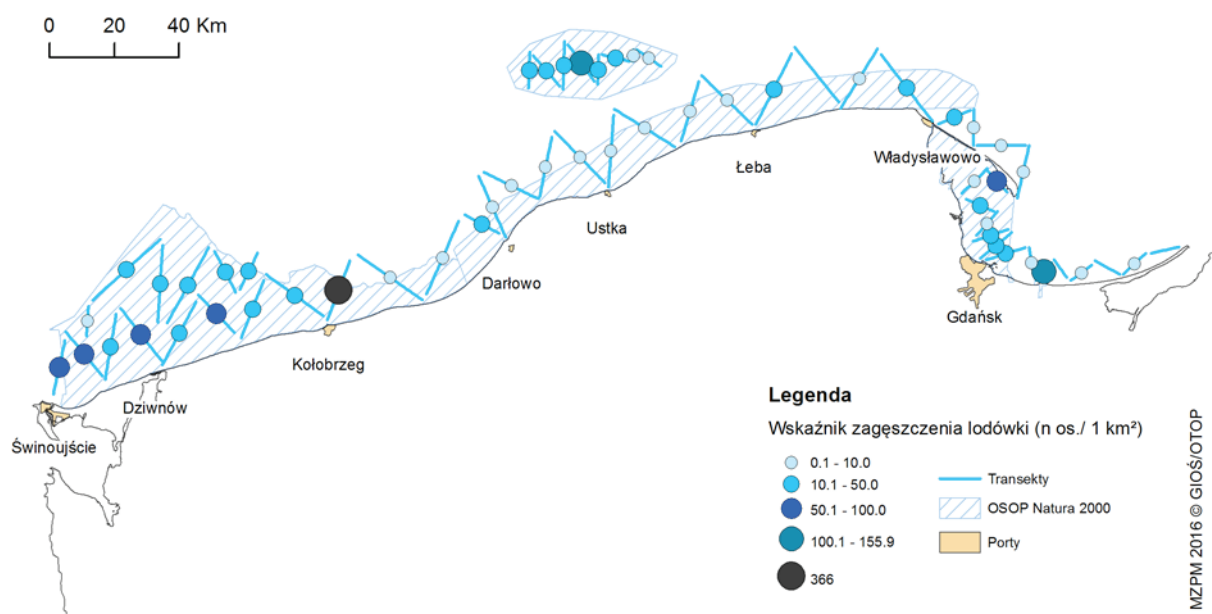


Rys. II.3.1.1.4. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku w 2016 roku

Lodówka (*Clangula hyemalis*)

Najwyższy wskaźnik zagęszczenia lodówki w 2016 roku, przekraczający wartość 360 os./km² zaobserwowano we wschodniej części Zatoki Pomorskiej w pasie wód terytorialnych. Warto zauważyć, że w poprzednim sezonie bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym rejonie. W centralnej części Ławicy Słupskiej oraz w południowej części Zatoki Gdańskiej zanotowane zagęszczenia przekroczyły 100 os./km². Dość wysokie zagęszczenia lodówek zaobserwowano też na pozostałej części Zatoki Pomorskiej w strefie wód terytorialnych, gdzie na połowie transektów wskaźnik zagęszczenia przekroczył 50 os./km². W obrębie obszaru specjalnej ochrony ptaków Natura 2000

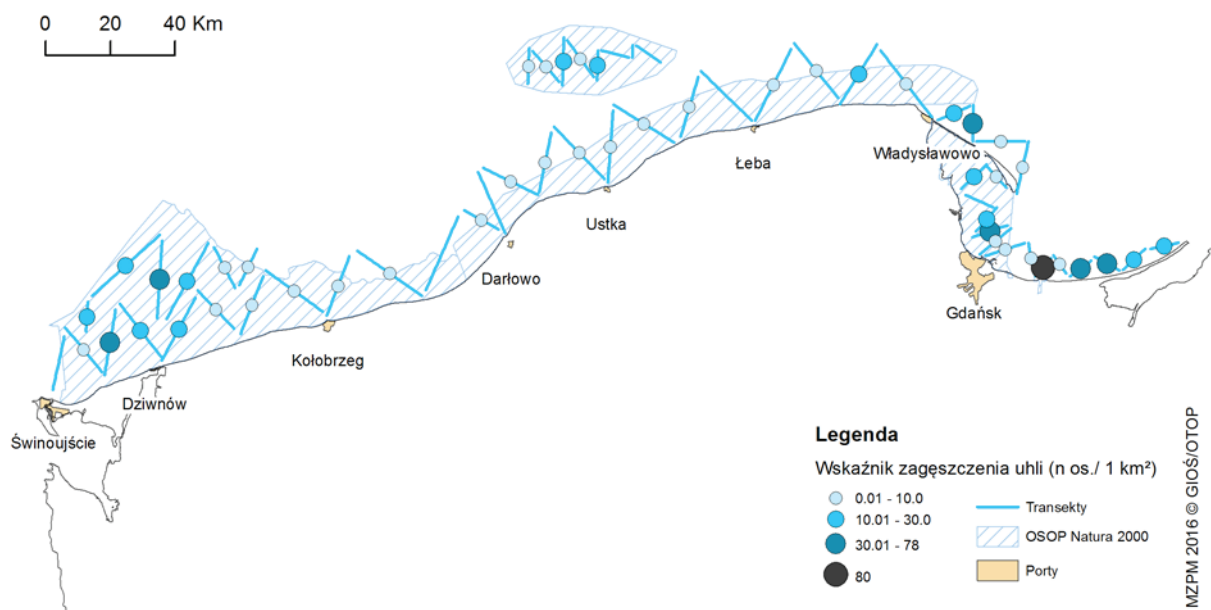
Przybrzeżne Wody Bałtyku wskaźnik zagęszczenia lodówek był niski i tylko lokalnie w części wschodniej, wzdłuż dwóch transektów oraz w okolicach Darłowa, osiągnął on wartość powyżej 10 os./km². Więcej ptaków tego gatunku przebywało jeszcze na Zatoce Puckiej (rys. II.3.1.1.5). Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2012-2016 roku było bardzo podobne. Obserwowano je na Ławicy Słupskiej oraz na Zatoce Pomorskiej. Oba te akweny są znane jako ważne w skali Bałtyku zimowiska tego gatunku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011). W odróżnieniu do lat 2011-2014, mniej lodówek zaobserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej.



Rys. II.3.1.1.5. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku w 2016 roku

Uhla (*Melanitta fusa*)

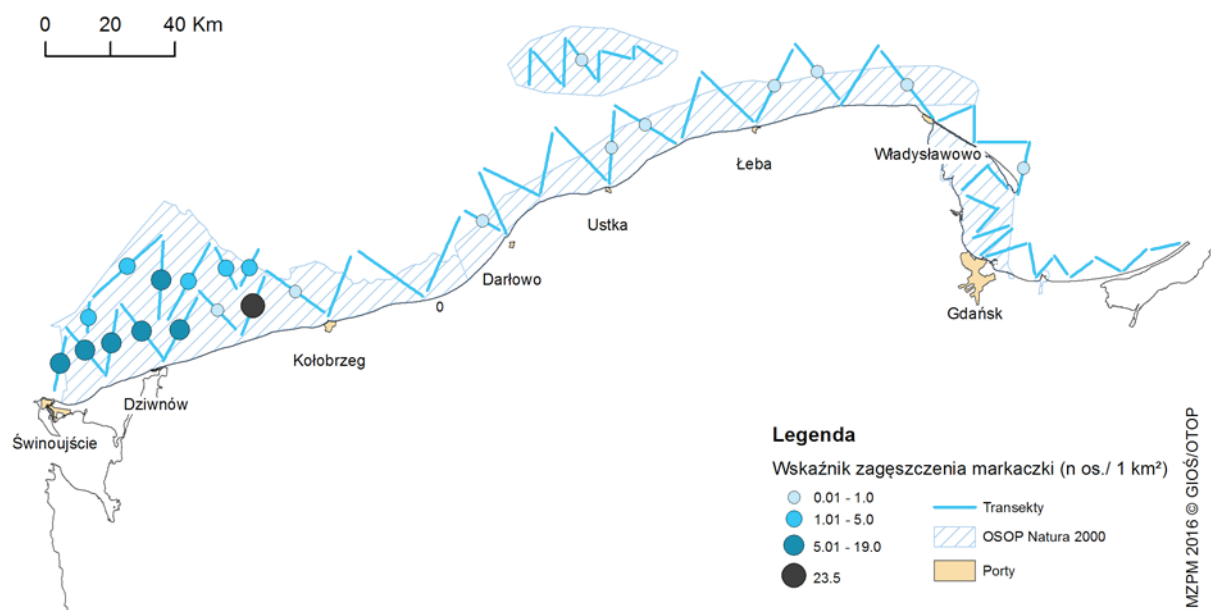
Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej, w jej centralnej części, osiągając tam wskaźniki zagęszczenia w granicach 30-78 os./km². Największa koncentracja uhli została zaobserwowana na Zatoce Gdańskiej, na wysokości przekopu ujścia Wisły, gdzie wskaźnik zagęszczenia wyniósł 80 os./km². W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nielicznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Na Ławicy Słupskiej gatunek ten pojawił się mniej licznie niż w ubiegłym sezonie, kiedy lokalnie zanotowano tam zagęszczenia dochodzące do 78 os./km². Prawdopodobnie była to jednak sytuacja wyjątkowa, bo w latach 2011-2014 liczebność uhli na Ławicy Słupskiej była mała. Tak jak w poprzednich latach większe skupienia uhli zaobserwowano także u nasady Półwyspu Helskiego, tuż poza granicą obszaru Natura 2000 Przybrzeżne Wody Bałtyku (rys. II.3.1.1.6). Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2012-2016 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013 i 2015 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz pojawienie się w 2015 roku dużych stad na Ławicy Słupskiej.



Rys. II.3.1.1.6. Wskaźniki zagęszczenia uhlí w polskiej strefie Bałtyku w 2016 roku

Markaczka (*Melanitta nigra*)

Występowanie markaczek w styczniu 2016 r., podobnie jak w poprzednich latach ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej, gdzie lokalnie wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągał wartość od 5 do 19 os./km², a maksymalnie 23,5 os./km². Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, których wskaźnik nie przekraczał wartości 1 os./km² (rys. II.3.1.1.7). Na południe i na wschód od Półwyspu Helskiego gatunku tego nie stwierdzono wcale. Wyniki uzyskane w 2016 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991-1993 (Durinck i in. 1994) oraz 2007-2009 (Skov i in. 2011).



Rys. II.3.1.1.7. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku w 2016 roku

Podsumowanie

Zimą 2016 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhl. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki w dużym stopniu ograniczone było do Zatoki Pomorskiej. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków. Z grupy gatunków dodatkowych mewa srebrzysta *sensu lato* uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia, jednak jej liczebność nie była już duża i wyraźnie spadała na akwenach dalej położonych od brzegu.

Produktywność bielika (*Haliaeetus albicilla*) w pasie nadmorskim

Monitoring Produktywności Bielika (MPB) to program w którym kontrolowane są wszystkie znane stanowiska bielika położone w polskiej strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Parametry rozrodcze bielików gniazdujących w strefie nadmorskiej, traktowane są jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku.

Prace terenowe polegają na corocznej, co najmniej dwukrotnej kontroli gniazd położonych w odległości do 10 km od linii brzegowej morza i wód przejściowych. Wczesną wiosną sprawdzane jest zajęcie stanowisk, a jeśli zajdzie taka potrzeba wyszukiwane są również nowe gniazdo. Kolejne kontrole mają miejsce od połowy maja. W każdym gnieździe oceniana jest liczba młodych poprzez wspinanie się do gniazd. Niektóre stanowiska, na których stwierdzono małe pisklęta wymagają również trzeciej kontroli, podczas której ustalany jest ostateczny wynik lęgu. Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystane są wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu. Analizę parametrów rozrodczych oparto na 3 powszechnie stosowanych wskaźnikach:

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

Program MPB skoncentrowany jest na badaniu parametrów rozrodczych bielika i zastosowana metoda prowadzenia prac terenowych nie dostarcza ścisłych danych na temat liczby corocznie zasiedlanych rewirów (badania nie mają charakteru cenzusu). Tym niemniej możliwe jest oszacowanie liczebności oraz zagęszczenia populacji lęgowej. W oparciu o zebrane wyniki liczebność bielika w strefie nadbałtyckiej w 2016 roku oszacowano na 95-100 par. Średnie zagęszczenie populacji lęgowej wynosi około 1,7 – 1,8 par/100 km².

W 2016 roku kontrolowano łącznie 97 stanowisk bielika, z czego 84 stanowiska były zajęte przez ptaki, a w 69 udało się ustalić końcowy wynik lęgu. W 33 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a więc sukces lęgowy wyniósł 47,8%. Był on o ponad 13% niższy od stwierdzonego w 2015 roku (61,4%) i nie osiągnął Granicy GES (59%). Porównanie wyników monitoringu bielika w latach 2015 i 2016 zamieszczono w tab. II.3.1.1.2.

Tabela II.3.1.1.2. Wyniki monitoringu bielika w pasie nadmorskim w latach 2015 i 2016

Parametr	2015	2016
Liczba skontrolowanych rewirów	84	97
Liczba rewirów zajętych przez bieliki	77	84
Liczba rewirów ze znanym wynikiem lęgu	70	69
Liczba rewirów z sukcesem	43	33
Sukces lęgowy [%]	61,4	47,8

Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono z wykorzystaniem informacji wyłącznie z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 41 gniazd (tab. II.3.1.1.3). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody.

W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi wyraźnie dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazuje jednak, że najbardziej rozpowszechnione są lęgi z dwoma pisklętami. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosi około 30% (zaniżenie). Produktivność bielików we wszystkich gniazdach wyniosła 0,88 pisklęcia na parę i nie osiągnęła granicy dobrego stanu (GES 0,97). W gniazdach, w których odnotowano sukces lęgowy, wychowało się 1,88 pisklęcia na parę i jest to jedyny parametr z trzech analizowanych, który osiągnął granicę GES (1,64). Należy jednak pamiętać, że możliwa jest duża zmienność roczna parametrów rozrodczych, a ostateczny wskaźnik dobrego stanu określa się na podstawie wyników z 5 lub 10 lat badań.

Tabela II.3.1.1.3. Porównanie liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych w 2016 roku dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd

Parametr	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba skontrolowanych rewirów	41	41
Liczba rewirów ze znanym wynikiem lęgu	40	40
Liczba rewirów z sukcesem	19	19
Liczba piskląt	23	35
Liczba lęgów z 1 pisklęciem	15	4
Liczba lęgów z 2 pisklętami	4	14
Liczba lęgów z 3 pisklętami	0	1
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,21	1,84
Liczba młodych na parę lęgową	0,58	0,88

II.3.1.2. Indeks wielkich ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartego morza, odławianych w połowach badawczych, związanych z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla cech C1 i C4 z Decyzji Komisji 2010/477/UE (Anon. 2010). Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego (Greenstreet i in. 2011). Dla Bałtyku indeks obejmuje jedynie zbiorowość ryb dennych z wyłączeniem ryb pelagicznych, uwzględniając 5 gatunków: dorsz, witlinek, stornia, gładzica i skarp (Psuty i in. 2012).

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Obecnie wskaźnik LFI uznany został za wskaźnik podstawowy (core indicator) w opracowaniach HELCOM CORESET II (HELCOM 2012).

Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI.

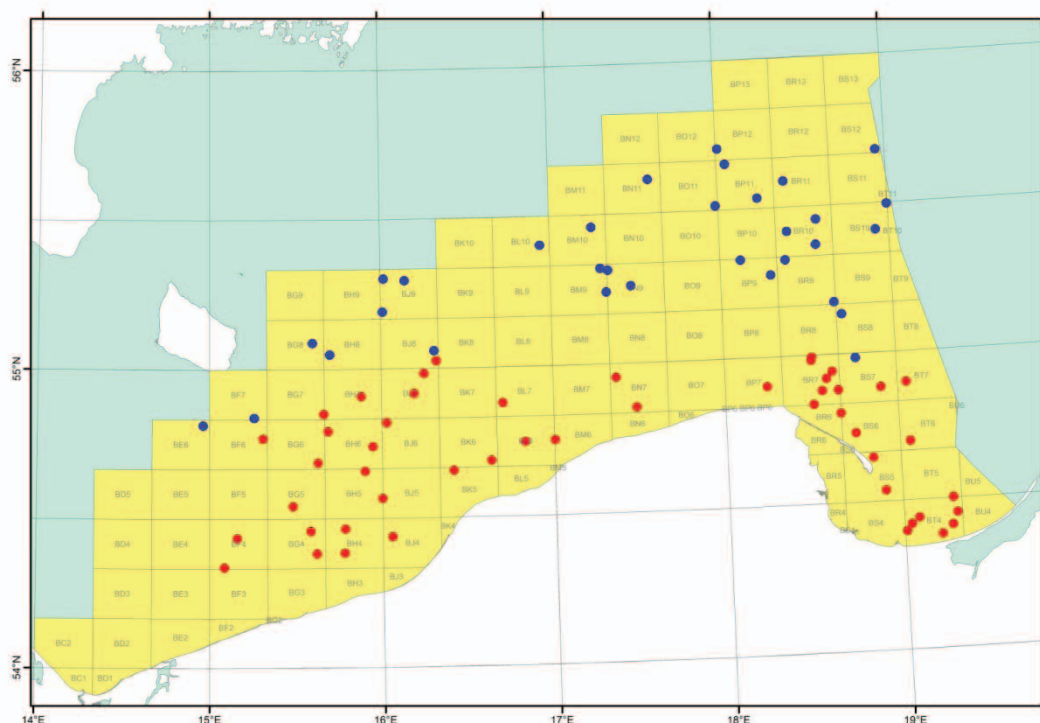
Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks charakteryzuje zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich zasobów pokarmowych może następować zjawisko przegęszczenia populacji i zmniejszenia średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

Na wartość indeksu LFI mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura wody lub stężenie substancji biogenicznych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, stosowana będzie wartość graniczna pomiędzy subGES a GES wyznaczona w 2011 r. (Psuty i in. 2012) i przyjęta Rozporządzeniem Ministra Środowiska z dnia 23 maja 2016 r. w sprawie przyjęcia zestawu właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska wód morskich (Dz. U. 2016 poz. 813).

Użyte w 2011 r. (na etapie rozwoju i testowania wskaźnika) dane pochodziły z rejsów z użyciem włoka dennego zrealizowanych w ramach międzynarodowego programu BITS z 1. kwartału danego roku kalendarzowego. Do obliczenia wartości wskaźnika w okresie jedenastoletnim (2000-2008 oraz 2009-2011) w polskiej strefie połowowej użyto danych z bazy DATRAS oraz własnej bazy utworzonej na potrzeby projektu. Oprócz danych polskich, użyto również danych z rejsów duńskich, które pochodziły z połowów w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej. Do obliczeń wykorzystano dane z 476 polskich oraz 261 duńskich punktów pobrania ichtiofauny. Ze względu na niekompletność informacji o przyłowach wszystkich dennych gatunków, brak jest możliwości użycia danych sprzed 2000 r. do szacowania tego wskaźnika.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskich obszarów morskich, dokonano oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza – odpowiadającej podrejonowi ICES 26 i obejmującej także wschodni Basen Gotlandzki (rys. II.1.1) oraz zachodniej części – odpowiadającej podrejonowi ICES 25 (Basen Bornholmski; rys. II.1.1). Nie przeprowadzono obliczeń wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24 (Basen Arkoński wraz z Zatoką Pomorską), ponieważ nie było możliwości zobrazowania oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z małego wycinka podobszaru 24, leżącego w granicach polskich obszarów morskich; dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie.

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2016 r. użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskich obszarach morskich, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 49 stacji polskich oraz 31 stacji duńskich (rys. II.3.1.2.1).



Rys. II.3.1.2.1. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów z użyciem włoka dennego BITS wykonanych w 2016 r. przez stronę polską i duńską; ● stacje polskie (49), ● stacje duńskie (31)

Ocena stanu środowiska w zakresie cechy C1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic dobrego stanu środowiska (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. Tendencję tę obserwowano zarówno w przypadku dorsza, jak i pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

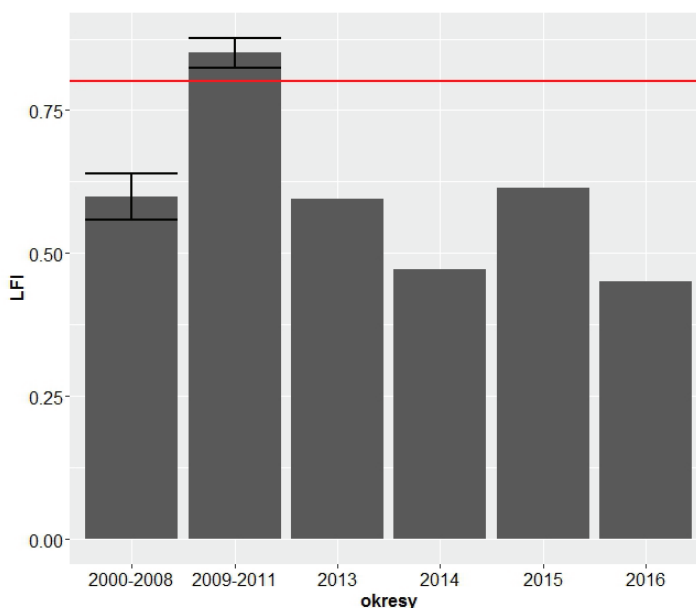
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000-2008) będą charakteryzować stan nieodpowiedni środowiska – subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009-2011, wskazująca na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

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2016 r. przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku kontynuacji prac grupy HELCOM CORESET II przez grupę HELCOM FISH PRO.

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

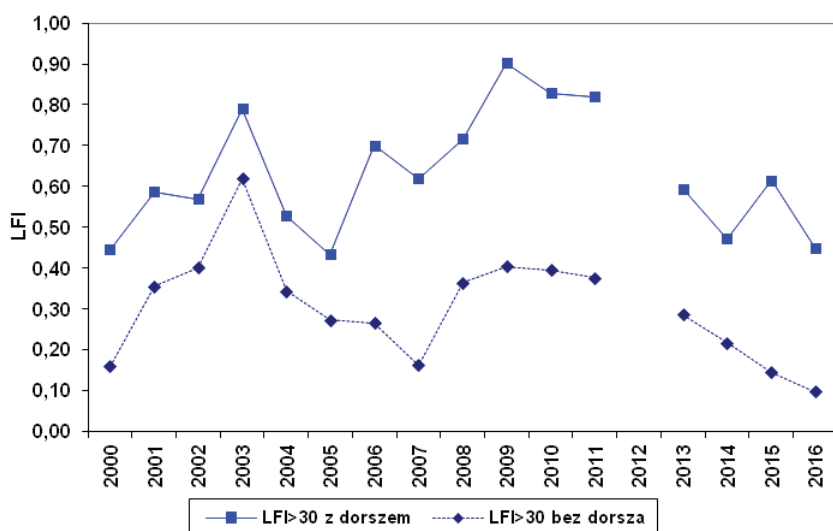
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,85 (SD=0,05) i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) za lata 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie, dlatego granicę między stanem nieodpowiednim i dobrym (subGES/GES) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2016) wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 25 wynosi 0,45, co odpowiada nieodpowiedniemu stanowi środowiska subGES (rys. II.3.1.2.2 i rys. III.3, tab. II.3.1.2.1).



Rys. II.3.1.2.2. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013-2016 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Poniżej zamieszczono krzywe obrazujące udział dużych ryb w połowach BITS w okresach 2000-2011 i 2013-2016 (rys. II.3.1.2.3). Udział dużych ryb przedstawiono dla gatunków: stornia, gładzica, skarp i witlinek z udziałem dorsza oraz bez udziału dorsza. Sposób prezentacji wyników pozwala na zobrazowanie dużego znaczenia tego gatunku, jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie polskich obszarów morskich, mieszczących się w podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.



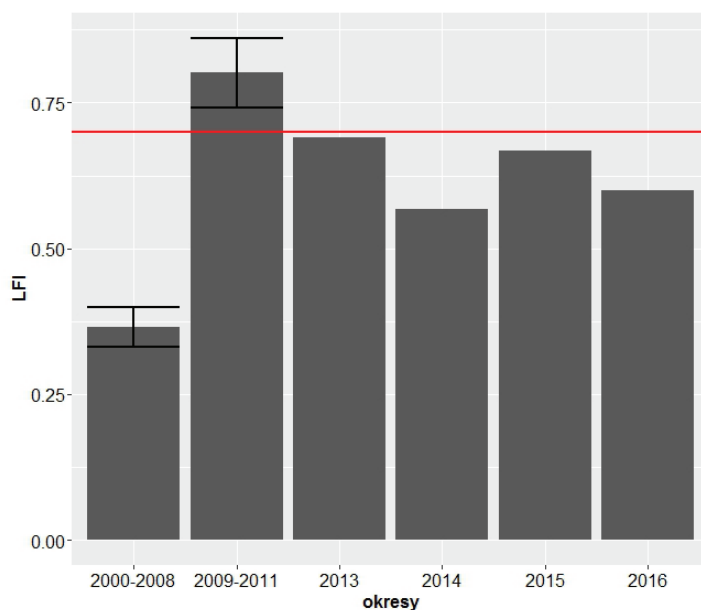
Rys. II.3.1.2.3. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2016 w podobszarze ICES 25; LFI z udziałem dorsza (kwadraty), LFI bez dorsza (romby)

W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana wartość wskaźnika LFI (0,45) wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji w porównaniu z rokiem 2015. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również spadła. Oznacza to znaczące zmniejszenie biomasy wszystkich ryb dennych większych niż 30 cm (rys. II.3.1.2.3). Wskazuje to na stałe zmniejszanie się udziału biomasy dużych ryb, głównie storni w podrejonie 25.

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

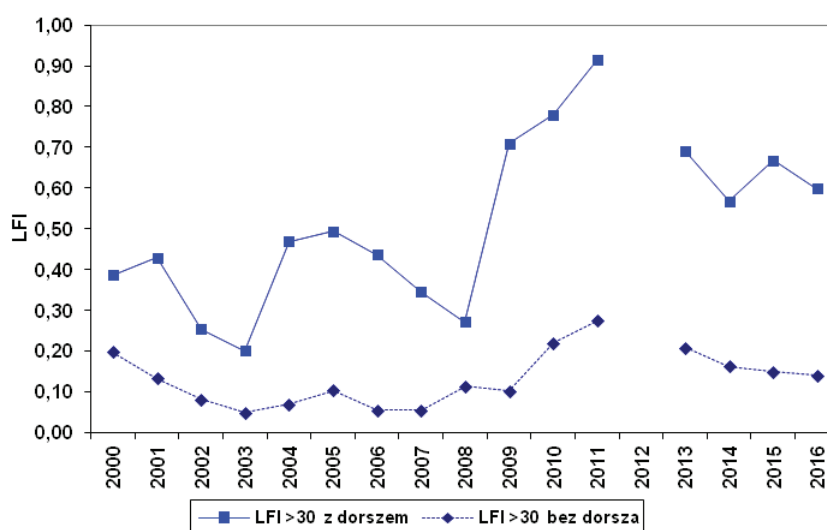
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009-2011 wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000-2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. W tym obszarze przyjęto granicę między nieodpowiednim i dobrym stanem środowiska (subGES/GES) na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2016) wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 26 wyniosła 0,60, co określa nieodpowiedni stan środowiska – subGES (rys. II.3.1.2.4 i rys. III.3, tab. II.3.1.2.1).



Rys. II.3.1.2.4. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2013-2016 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresach 2000-2011 oraz 2013-2016 dla podobszaru ICES 26 (rys. II.3.1.2.5) z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków oraz po wyłączeniu dorsza wskazuje, że także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarach morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.3.1.2.5. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2011 oraz 2013-2016 w podobszarze ICES 26; LFI z udziałem dorsza (kwadraty), LFI bez dorsza (romby)

W przypadku podobszaru ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,60), wskazuje na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w porównaniu z rokiem 2015. Na spadek wskaźnika wpłynął wzrost biomasy dorsza o długości większej niż 30 cm. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również nieznacznie się zmniejszyła w porównaniu do roku 2015 (rys. II.3.1.2.5). Uzyskana wartość LFI jest znacznie niższa niż wyznaczona dla tego podrejonu granica subGES/GES.

Tabela II.3.1.2.1. Zestawienie ocen stanu środowiska wód polskich obszarów morskich na podstawie indeksu LFI w 2016 r.

	Indeks LFI
Otwarte morze – część wschodnia (ICES 26)	subGES
Otwarte morze – część zachodnia ICES (25)	subGES

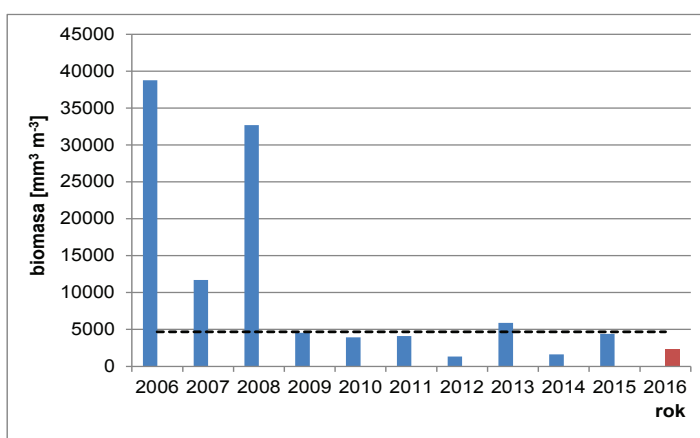
II.3.2. Łańcuchy pokarmowe

II.3.2.1. Fitoplankton

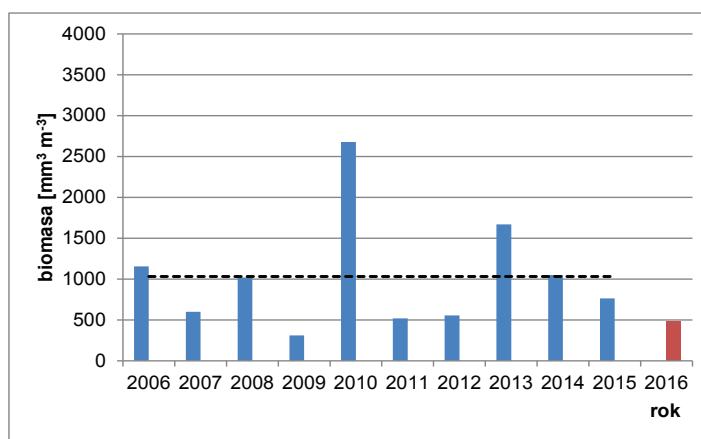


W ramach Monitoringu Bałtyku w 2016 r. badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (podakwen 26) – na stacji P110 w centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 w Zalewie Puckim, w wodach otwartych Basenu Gdańskiego (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i Głębi Bornholmskiej (st. P5). Pobrania próbek dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

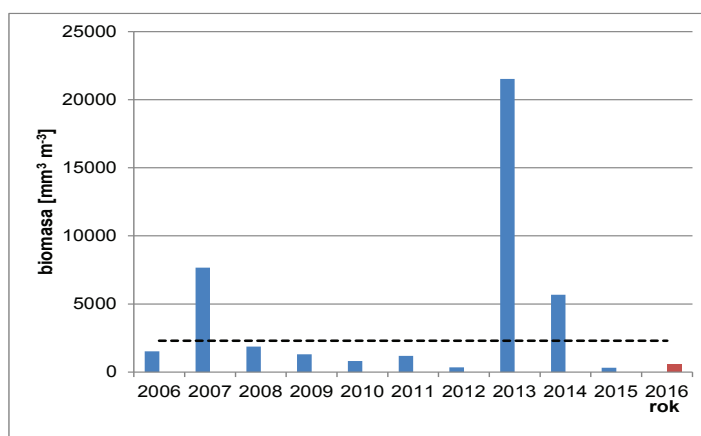
Do chwili obecnej, zarówno w pracach grupy HELCOM CORESET, jak i ekspertów krajowych, nie zaproponowano żadnego skutecznego wskaźnika do oceny stanu środowiska morskiego w oparciu o badania struktury gatunkowej, biomasy lub liczebności fitoplanktonu (HELCOM 2012). Problem polega na dużej dynamice zmienności struktur fitoplanktonu w ciągu roku oraz zbyt małej rozdzielczości pobierania próbek, co przekłada się na brak możliwości jednoznacznego skorelowania zmian biomasy kluczowych grup, jak i całkowitej biomasy fitoplanktonu z czynnikami presji (Wasmund i in. 2011). Funkcjonujące aktualnie wskaźniki oceny stanu fitoplanktonu opierają się głównie na całkowitej biomasy i stężeniach chlorofilu-a, jako parametru aproksymującego wielkość biomasy fitoplanktonu (Anon. 2010). W RDSM fitoplankton rozważany jest jako jeden z elementów charakteryzujących cechę C4 – łańcuchy troficzne oraz cechę C5 – eutrofizacja (chlorofil-a). W odniesieniu do cechy C4 dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2006-2015 z wynikami uzyskanymi w 2016 r. (rys. II.3.2.1.1-II.3.2.1.10); uwaga – różne skalowanie wartości biomasy.



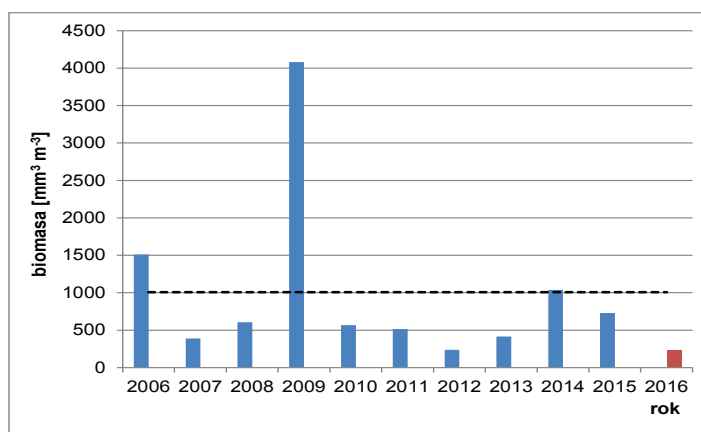
Rys. II.3.2.1.1. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



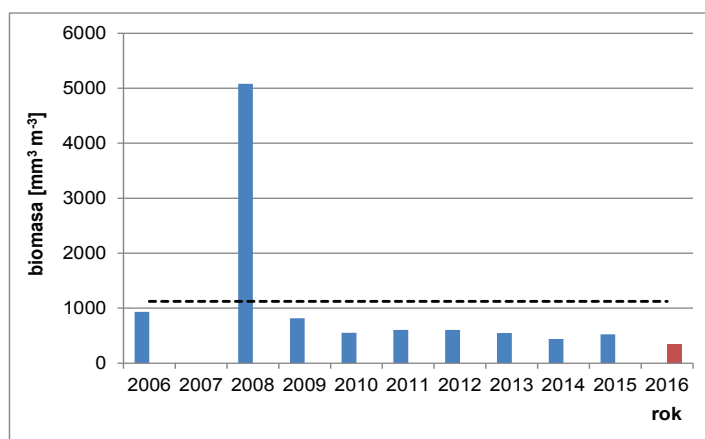
Rys. II.3.2.1.2. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



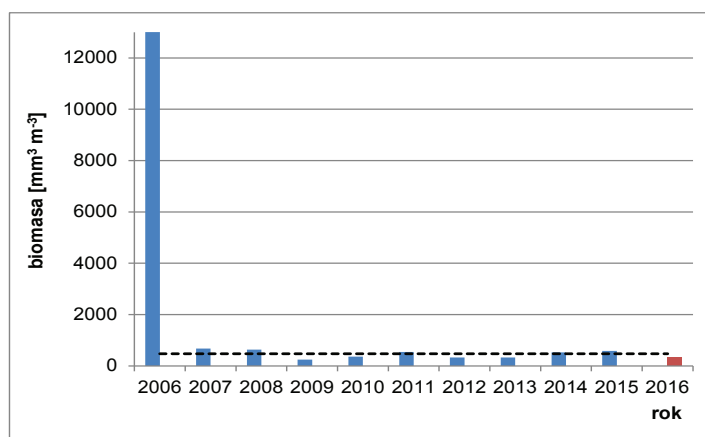
Rys. II.3.2.1.3. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



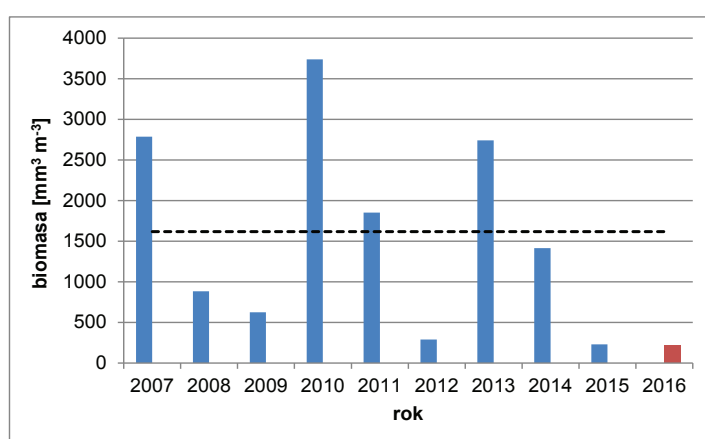
Rys. II.3.2.1.4. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupek czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



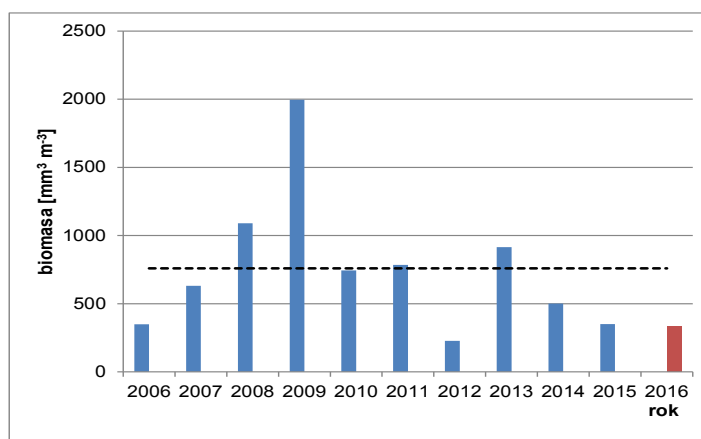
Rys. II.3.2.1.5. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



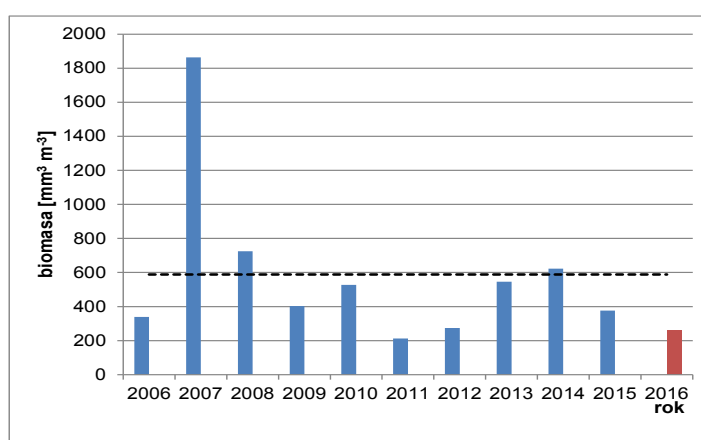
Rys. II.3.2.1.6. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



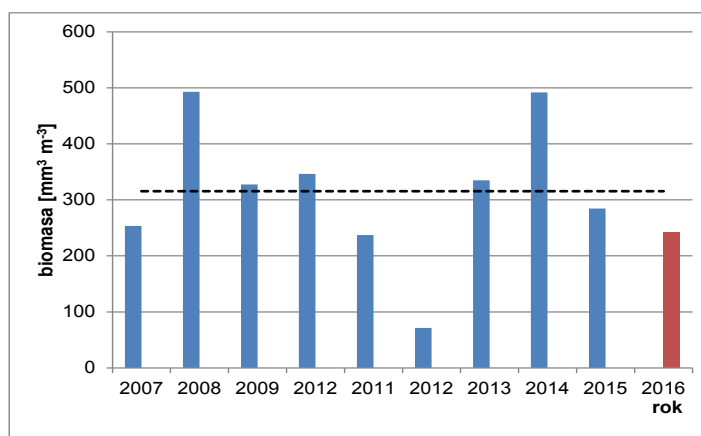
Rys. II.3.2.1.7. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2007-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.2.1.8. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.2.1.9. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pód.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2006-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa



Rys. II.3.2.1.10. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2007-2015 (słupki niebieskie) oraz w 2016 r. (słupki czerwony); linia przerywana – średnia dekadowa

Przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasa z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2006-2015, przy czym do obliczenia wartości średnich nie włączono pojedynczych wartości ekstremalnych (np. w przypadku stacji P110 w 2013 r., dla stacji P16 w 2016 r. oraz KW w latach 2006 i 2008), które oznaczały pobór próbki w szczycie masowego zakwitów fitoplanktonu.

W przypadku stacji zalewowych (ZP6, KW), ze względu na małą głębokość, biomasa wyliczana była w całej kolumnie wody, natomiast w wodach otwartych wyniki wyliczano dla warstw 0-10 (st. B13, K6, P16) oraz 0-20 (st. Ł7, P1, P110, P140, P5) metrów.

W 2016 roku wartości biomasy fitoplanktonu były, zdecydowanie niższe od średniej z dziesięciolecia 2006-2015. W Zalewie Wiślanym – stacja KW (rys. II.3.2.1.1) wartości biomasy w miesiącach letnich były niższe w stosunku do roku 2015, co wpisuje się w trend znacznych zmienności biomasy w dziesięcioleciu 2006-2015. Należy zauważyć, iż począwszy od 2009 roku notowane wartości biomasy w tym akwenie, pomimo fluktuacji wyników, były zdecydowanie niższe niż w latach 2006-2008. Wody przybrzeżne Zatoki Gdańskiej – stacja ZP6 (rys. II.3.2.1.2) oraz P110 (rys. II.3.2.1.3) charakteryzowały się zbliżonymi wartościami biomasy w miesiącach letnich w 2016 roku. W porównaniu do 2015 roku, biomasa na stacji ZP6 była niższa, natomiast w przypadku stacji P110 wyższa, jednakże obie wartości znajdowały się zdecydowanie poniżej średniej z dziesięciolecia (Kraśniewski i in. 2011).

W przypadku strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7 – rys. II.3.2.1.4, st. K6 – rys. II.3.2.1.5 oraz st. P16 – rys. II.3.2.1.6) średnie wartości biomasy w miesiącach letnich, pomimo nielicznych epizodycznych przypadków wysokich wartości związanych z zakwitami glonów, w ciągu wielolecia nie ulegały znacznym wahaniom. Na stacji Ł7 wartości biomasy były zdecydowanie niższe niż w 2015 roku, a w całej strefie płytkowodnej zanotowano wartości biomasy z okresu letniego niższe w stosunku do wielolecia 2006-2015. W rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowano znaczne fluktuacje wartości biomasy w miesiącach letnich od początku serii danych pomiarowych (rys. II.3.2.1.7). Wody Zatoki Pomorskiej znajdują się pod wpływem znaczącego oddziaływania wód morskich oraz rzeki Odry, co może wpływać na znaczne wahania w dynamice rozwoju struktur fitoplanktonu w tym akwenie, niemniej jednak wartości biomasy z lata w 2016 roku w stosunku do 2015 roku nie uległy zmianie.

W przypadku strefy głębokowodnej rozkład średnich wartości biomasy w miesiącach letnich charakteryzował się niskimi wartościami. Najwyższe średnie wartości biomasy z lata notowano w 2016 roku w rejonie Głębi Gdańskiej (rys. II.3.2.1.8), niższe w rejonie pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (rys. II.3.2.1.9), a najniższe w rejonie Głębi Bornholmskiej (rys. II.3.2.1.10). Zależność ta znajduje również odzwierciedlenie w wartościach średnich z wielolecia 2006-2015. Różnice te wynikają m.in. z wpływu wód Zatoki Gdańskiej i również wód Wisły na obszar Głębi Gdańskiej (Trzosińska i Andruliewicz 1998, Łysiak-Pastuszek i in. 2011). Wpływ ten maleje w miarę oddalania się od lądu, stąd niższe wartości średniej biomasy z lata w przypadku stacji z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (P140) oraz Głębi Bornholmskiej (P5). Podsumowując, w 2016 r. biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich nie przekroczyła wartości średnich z lat 2006-2015.

II.3.2.2. Zooplankton

Zooplankton jako element mający istotną rolę w funkcjonowaniu ekosystemów Morza Bałtyckiego jest corocznie badany w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich. Prace związane z monitoringiem zooplanktonu bałtyckiego dotyczą oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w roku 2016 r. prowadzono na 10 stacjach: w Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim (st. ZP6), w Zatoce Gdańskiej (st. P110), w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), w otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), w Głębi Bornholmskiej (st. P5) i w południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140). Próbkę zooplanktonu ze stacji pobierano 5 razy w okresie od kwietnia do listopada. Najczęściej pobierano próbki na stacji ZP6 – 12 razy. Na wszystkich stacjach używano do połowy mezozooplanktonu dużej siatki WP2, za wyjątkiem stacji KW i ZP6, gdzie użyto małej siatki zooplanktonowej. W ciągu całego roku w zbadanych próbkach biologicznych stwierdzono 29 taksonów gdzie, przeważały organizmy z podgromady Copepoda oraz z nadrzędu Cladocera (tab. II.3.2.2.1). Resztę taksonów stanowiły organizmy zaliczane głównie do meroplanktonu, czyli organizmów wchodzących w skład planktonu tylko podczas niektórych stadiów rozwojowych.

Skład jakościowy dla południowego Bałtyku w roku 2016 okazał się mniej różnorodny pod względem taksonów – 29, niż w roku 2015 r. – 34 taksony (tab. II.3.2.2.1). Największą różnorodność gatunkową mezozooplanktonu, stwierdzono na stacji zalewowej ZP6 (23 taksony). Uboższa w gatunki okazała się stacja Zalewu Wiślanego (st. KW),

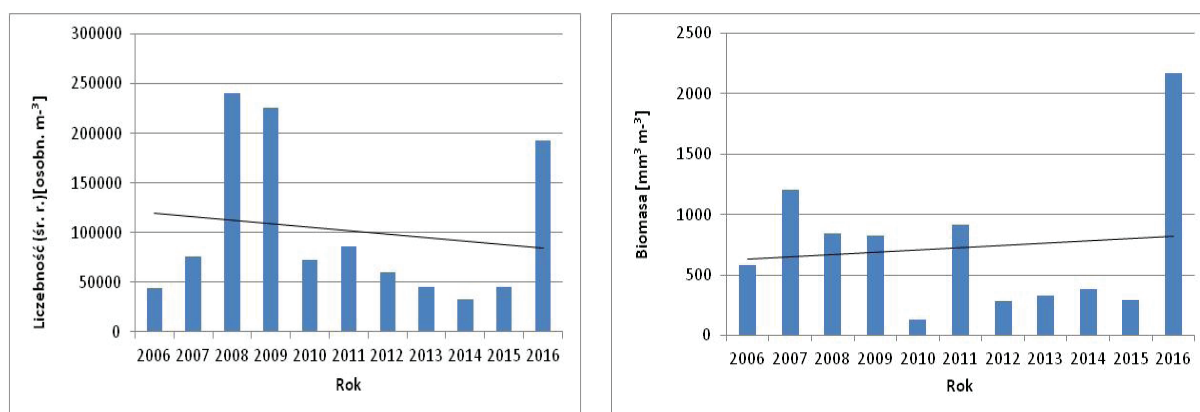
gdzie stwierdzono 16 taksonów. Na wodach strefy płytkowodnej najbogatsza w gatunki była stacja K6 – 18 taksonów. Punktem poboru z największą różnorodnością gatunkową ze strefy pełnomorskiej była stacja z obszaru Basenu Gótländzkiego (st. P140)- 20 taksonów, a najuboższą - z obszaru Głębi Bornholmskiej (st. P5) – 17 taksonów.

Tabela II.3.2.2.1. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2016 r.

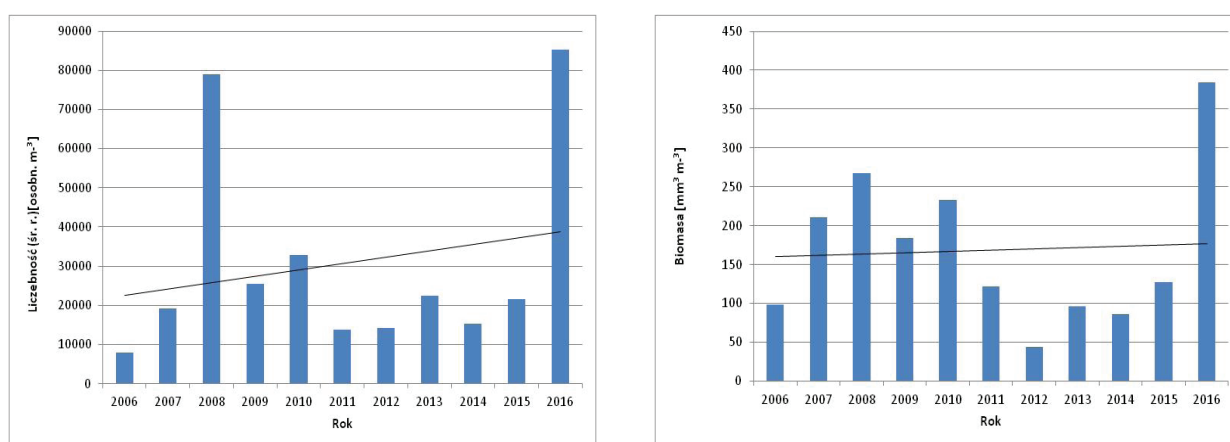
Grupa	Takson	KW	ZP6	P110	Ł7	P16	K6	B13	P1	P140	P5
Cladocera	<i>Bosmina longispina</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Cercopagis pengoi</i>	X	X	X						X	
	<i>Alona quadrangularis</i>		X								
	<i>Chydorus sphaericus</i>		X								
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	X	X								
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon leucartii</i>		X							X	
	<i>Podon polyphemoides</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia longiremis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X	X					X			
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
	<i>Temora longicornis</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae		X		X		X	X			
	<i>Oithona similis</i>								X	X	X
	Harpacticoida	X									X
Varia	Balanus						X	X			
	Fritillaria		X	X	X	X	X		X	X	X
	Gastropoda		X		X	X	X	X			X
	Decapoda	X		X					X		
	Rotifera	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Hydromedusae		X					X	X	X	X
	Bivalvia	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Pisces		X						X	X	
	Polychaeta	X		X		X	X	X	X	X	X
Razem		16	23	17	16	16	18	19	19	20	17

W 2016 r. na wszystkich stacjach dominowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Centropages hamatus* i stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida). Z nadrzędu Cladocera dominowała *Bosmina longispina* oraz *Evadne nordmanni*. Na stacji ZP6 z uwagi na brakiczny typ wód, gdzie zasolenie oscyluje w ciągu roku między 6-7 jednostek, zaobserwowano największą różnorodność gatunkową wioślarek (9 gatunków). W wodach Zalewu Wiślanego zaobserwowano obecność inwazyjnej, drapieżnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. Duże skupiska tej wioślarki często negatywnie oddziałują na rybactwo ponieważ przyczyniają się do niszczenia sieci rybackich i zarazem do strat ekonomicznych (Krylov i in., 1999, Leppäkoski i Olenin, 2000). Gatunki wioślarek *Alona quadrangularis* oraz *Chydrous sphaericus* pojawiły się tylko na stacji ZP6. W 2016 r. odnotowano obecność słonolubnego widłonoga *Oithona similis* zaliczanego do rzędu Cyclopoida. Z uwagi na jego wąski zakres tolerancji w stosunku do zasolenia można określić go mianem gatunku wskaźnikowego. *Oithona similis* pojawiał się przez cały rok w Głębi Bornholmskiej oraz w Głębi Gdańskiej (za wyjątkiem czerwca), a w Basenie Gotlandzkim odnotowano ją raz w listopadzie. Dość szeroki zakres występowania tego widłonoga może świadczyć, tak jak w przypadku ubiegłego roku, o wlewach słonych wód z rejonu Kattegatu.

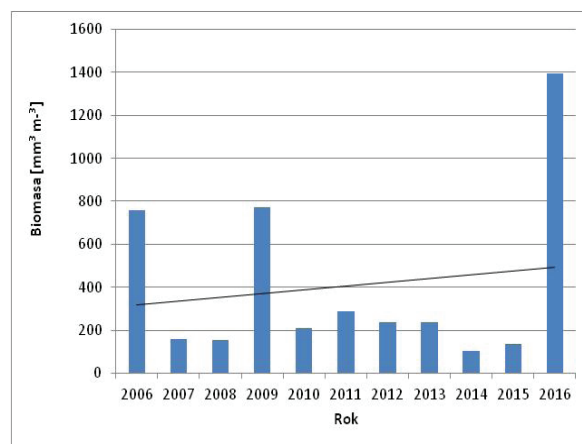
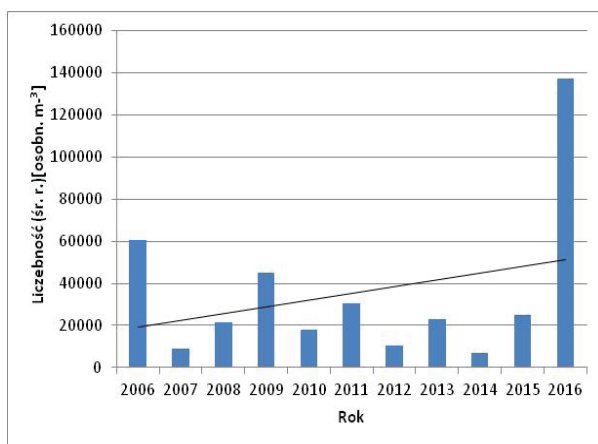
Ze względu na nieukończone i niezaakceptowane przez grupę roboczą HELCOM HOLAS II propozycje wskaźników do oceny zooplanktonu w zakresie cech C1 - bioróżnorodność (pelagial) i C4 - łańcuchy troficzne, zmiany w frakcji zooplanktonowej przedstawiono na przykładzie średnich liczebności i biomasy w roku 2016 w odniesieniu do 10-lecia. Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w roku 2016 (rys. II.3.2.1-10).



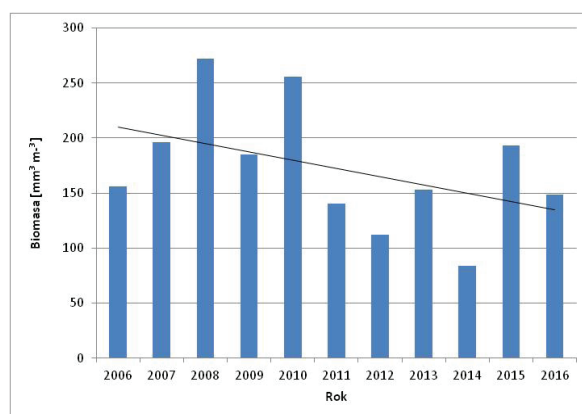
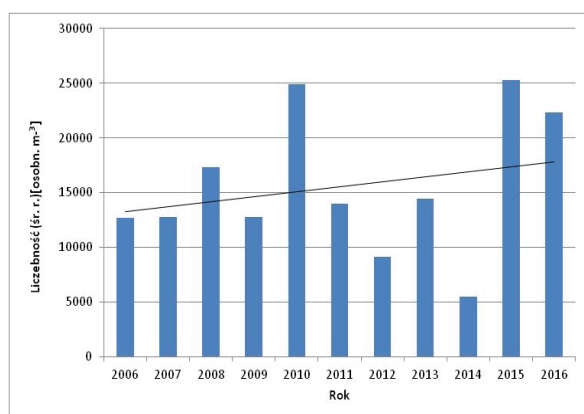
Rys. II.3.2.2.1. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



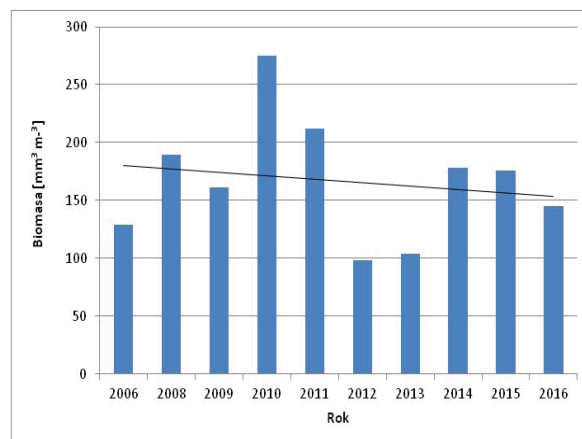
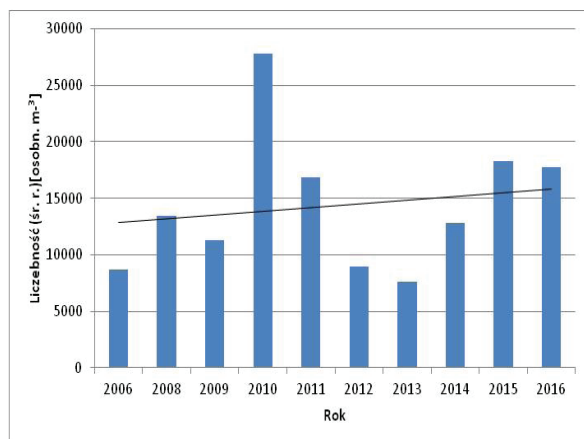
Rys. II.3.2.2.2. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



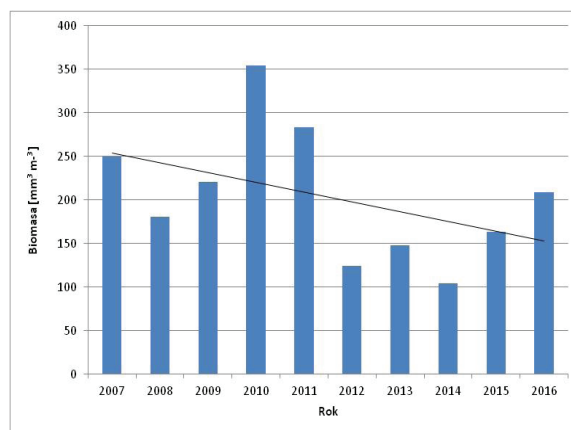
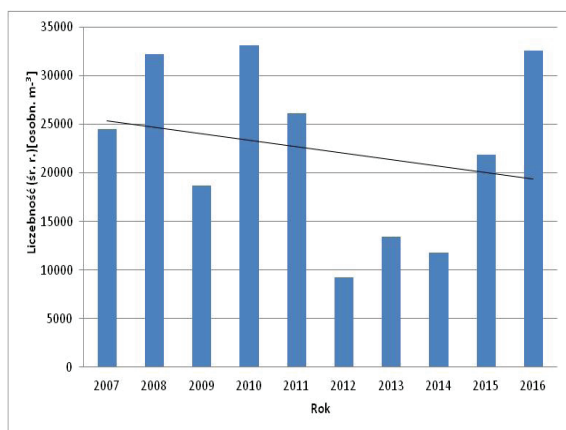
Rys. II.3.2.2.3. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



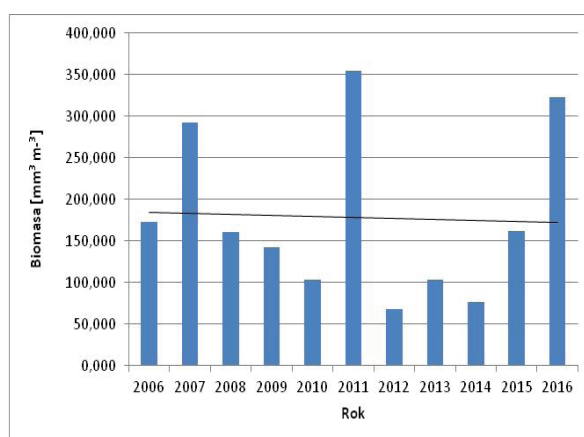
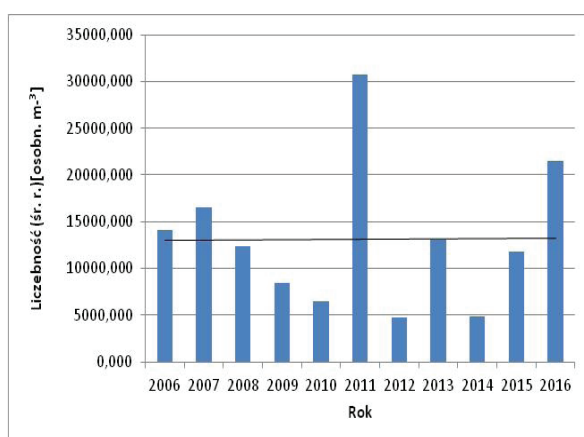
Rys. II.3.2.2.4. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



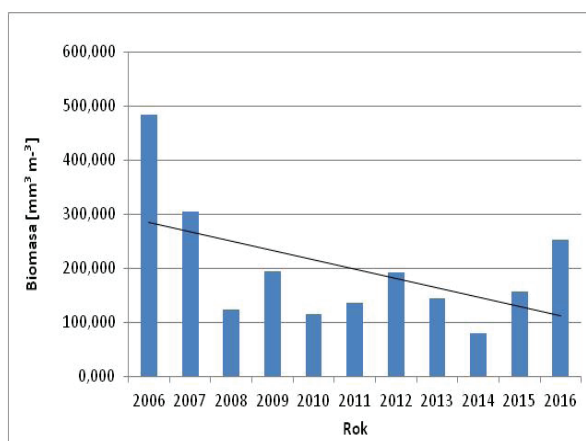
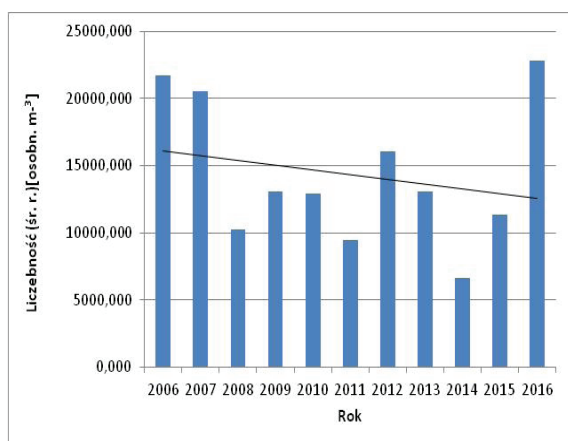
Rys. II.3.2.2.5. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



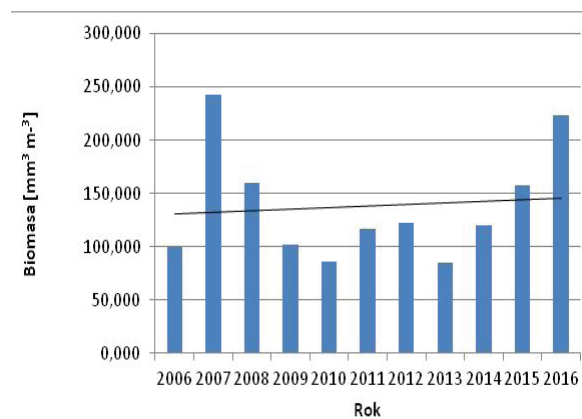
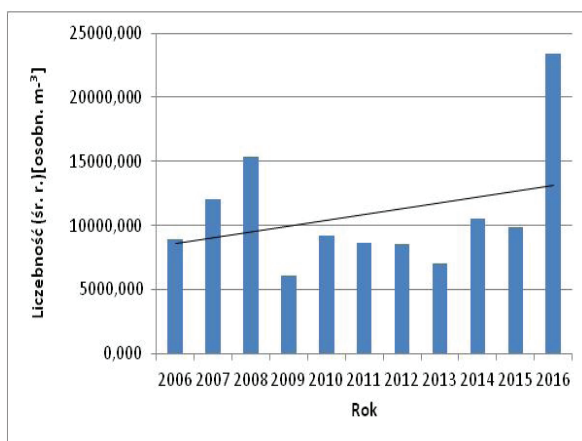
Rys. II.3.2.2.6. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



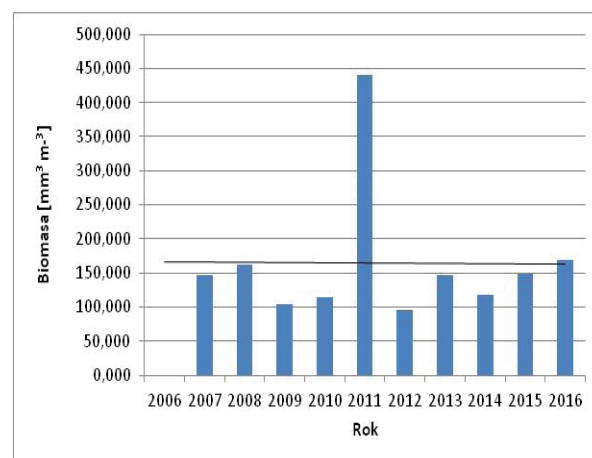
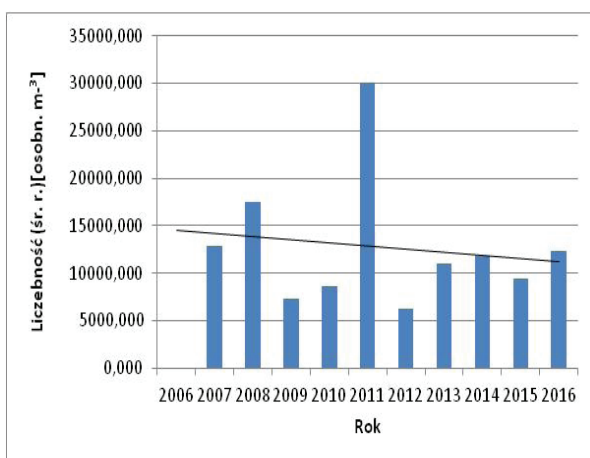
Rys. II.3.2.2.7. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.3.2.2.8. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2006-2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.3.2.2.9. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pód.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2006–2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja

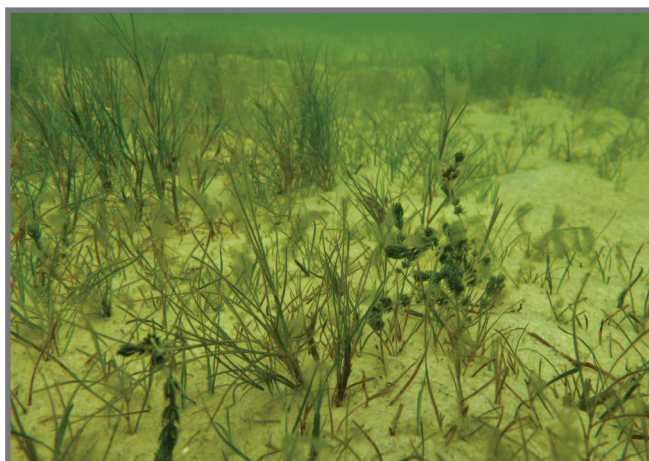


Rys. II.3.2.2.10. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2006–2015 i w 2016 r.; linia ciągła – tendencja

Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu w 2016 r. jest wyraźnie wyższa niż w roku ubiegłym jak i w stosunku do poprzednich lat. Szczególne wzrosty liczebności i biomasy widać na stacjach KW, ZP6, Ł7, B13, P1, P110, P140. Wzrost biomasy na tle poprzednich lat może być przyczyną zmiany podejścia metodycznego i uwzględnienia w tym roku szacowanej biomasy Bivalvia i Rotifera do obliczeń biomasy. Często w przeciągu roku na wszystkich stacjach licznie pojawiało się stadium larwalne nauplius (Copepoda). Na stacji KW bardzo licznie pojawił się widłonóg *Eurytemora affinis*, co mogło spowodować gwałtowny wzrost liczebności (rys. II.3.2.2.1) w stosunku do ubiegłych lat. Do wzrostu biomasy na stacji KW (rys. II.3.2.2.1) może także przyczyniać się masowa obecność wioślarki *Diaphanosoma brachyurum* oraz larw Polychaeta i Bivalvia, które uwzględniano do obliczeń biomasy używając współczynników Wet Weight (Hernroth Li in., 1985). Podobny wyraźny wzrost liczebności stwierdzono na stacji ZP6, gdzie licznie pojawiły się widłonogi jako stadium larwalne nauplius oraz copepodit I-III. Zmiany liczebności zooplanktonu w Morzu Bałtyckim mogą mieć związek ze zmianami klimatycznymi, co koreluje ze zjawiskiem eutrofizacji. W przyszłości należałoby dokładnie omówić związek pomiędzy liczebnością zooplanktonu a czynnikami fizyko-chemicznymi w polskiej strefie Bałtyku.

II.3.3. Integralność dna morskiego

II.3.3.1. Fitobentos



W roku 2016 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim. Wskazane stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego (rys. II.1.1). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie zanikania czynności fizjologicznych makrofitobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofitów (SM_1). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofitów, na podstawie średnich wartości z dwóch sezonów pomiarowych (GIOŚ 2010).

$$SM1 = \frac{\sum_1^n B_p}{\sum_1^n B_c}$$

gdzie:

B_p – biomasa taksonów „pozytywnych” (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus*, *Ceramium* spp., *Polysiphonia fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara* spp., *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton* spp., *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*),

B_c – całkowita biomasa makrofitów.

Granice pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES) w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca $SM_1=0,8$. W klasyfikacji wg (RDW), wartości wskaźnika SM_1 pogrupowano w pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (tab. II.3.3.1.1).

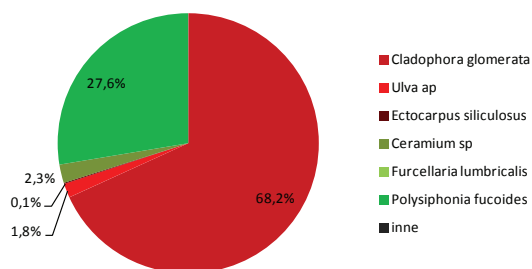
Tabela II.3.3.1.1. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_1 , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM)

Przedział wartości wskaźnika SM_1	Stan ekologiczny	
	wg RDW	wg RDSM
$0,95 < SM_1 \leq 1,0$	bardzo dobry (5)	GES
$0,80 < SM_1 \leq 0,95$	dobry (4)	
$0,57 < SM_1 \leq 0,80$	umiarkowany (3)	subGES
$0,2 < SM_1 \leq 0,57$	słaby (2)	
$0 \leq SM_1 \leq 0,2$	zły (1)	

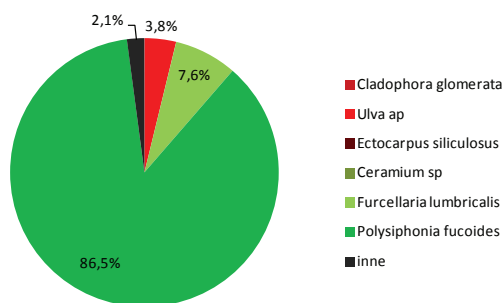
W roku 2016 na profilu Jama Kuźnicka oprócz notowanych w latach poprzednich gatunków *Cladophora glomerata*, *Ulva compressa*, *Ulva prolifera*, *Chara baltica*, *Tolypella nidifica*, *Pylaiella littoralis*, *Acrochetim sp.*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium virgatum*, *Polysiphonia fucoides*, *Myriophyllum spicatum*, *Stucenia pectinata*, *Potamogeton perfoliatus*, *Zannichellia palustris* oraz *Zostera marina*, pojawiła się nienotowana od 2011 roku *Ceratophyllum demersum* (Łysiak-Pastuszak i Zalewska 2013, 2014, Łysiak-Pastuszak i in. 2016, Zalewska i in. 2015). W rejonie Klifu Orłowskiego oprócz występujących stale gatunków: *Cladophora glomerata*, *Ulva intestinalis*, *Ulva clathrata*, *Ulva prolifera*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Acrochetim sp.*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne*, *Ceramium sp.*, *Ceramium tenuissimum*, *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides*, *Rhodomela confervoides* i *Zostera marina*, w 2016 r. występowała *Cladophora fracta* oraz *Ceramium rubrum*. Na Ławicy Słupskiej oprócz gatunków występujących stale takich jak: *Desmarestia viridis*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Ceramium diaphanum*, *Ceramium tenuicorne*, *Coccotylus truncatus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Polysiphonia fucoides* odnotowano występowanie *Dictyosiphon foeniculaceus* nienotowanej wcześniej w tym rejonie w ramach monitoringu makrofitobentosu. W obrębie Głazowiska Rowy podobnie jak w latach ubiegłych nie odnotowano zmian w odniesieniu do gatunków: *Cladophora glomerata*, *Ulva clathrata*, *Ulva sp.*, *Ectocarpus siliculosus*, *Pylaiella littoralis*, *Polysiphonia fucoides*, *Coccotylus truncatus*, *Ceramium diaphanum*, *Furcellaria lumbricalis*. Nowym taksonem stwierdzonym w ramach monitoringu makrofitobentosu był przedstawiciel zielenic *Cladophora rupestris*.

W trakcie badań monitoringowych skład jakościowy makrofitobentosu nie uległ większym zmianom sezonowym. Zmienił się jedynie ich skład ilościowy (rys. II.3.3.1.1 a - h). Latem przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zieleńce, które stanowiły w obrębie Klifu Orłowskiego 70% całkowitej biomasy, Jamy Kuźnickiej 15,9% i Głazowiska Rowy 3,4%. Pod koniec sezonu wegetacyjnego (wrzesień), zieleńce występowały sporadycznie, a głównym dominantem w całkowitej biomasy były krasnorosty. Stanowiły one odpowiednio: w obrębie Klifu Orłowskiego 94%, Ławicy Słupskiej 100% oraz Głazowiska Rowy 100%. W przypadku Jamy Kuźnickiej zarówno w czerwcu jak i we wrześniu duży udział w całkowitej biomasy miały rośliny nasienne i *Chara baltica*, wynoszący odpowiednio 77,3% i 67,2%.

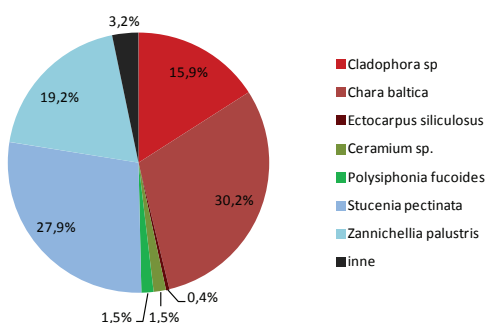
a)



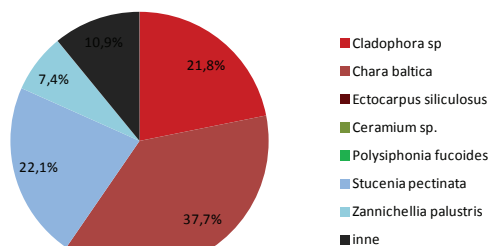
b)



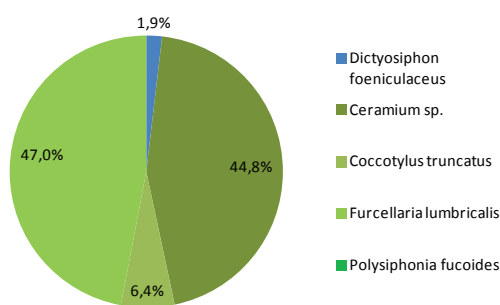
c)



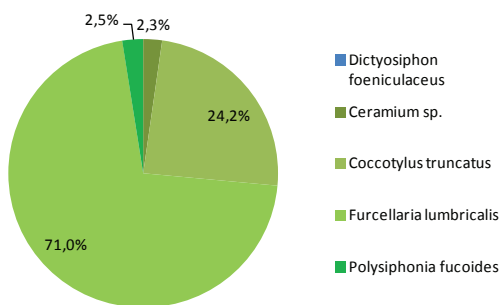
d)



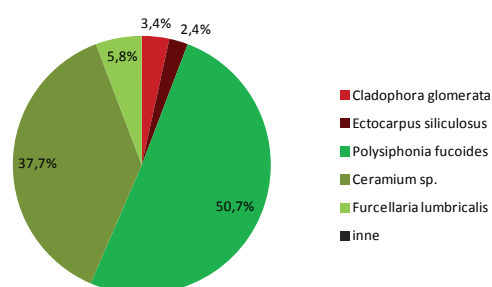
e)



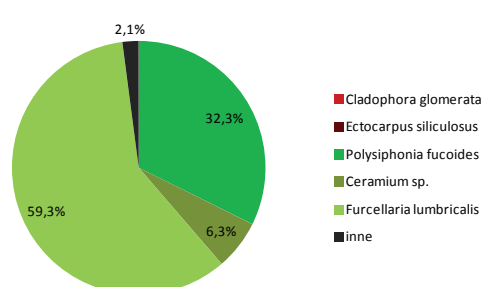
f)



g)



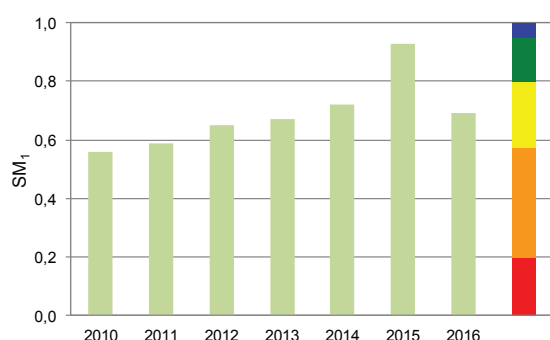
h)



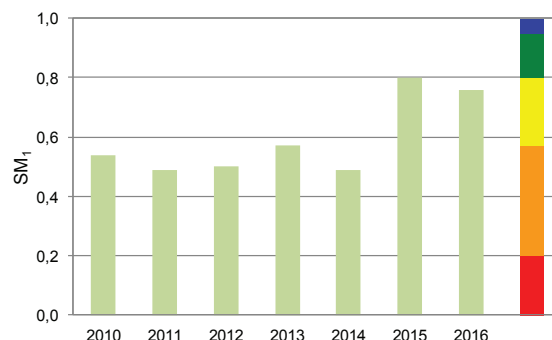
Rys. 3.3.1.1. Procentowy udział taksonów fitobentosu w całkowitej biomase z poszczególnych lokalizacji: Klif Orłowski – czerwiec (a), wrzesień (b), Jama Kuźnicka – czerwiec (c), wrzesień (d), Ławica Słupska – czerwiec (e), wrzesień (f), Głazowisko Rowy – czerwiec (g), wrzesień (h)

W roku 2016, na podstawie wskaźnika SM_1 , stwierdzono bardzo dobry stan makrofitobentosu w obszarze Ławicy Słupskiej – otwarte wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.3.1.2 c) oraz w obszarze Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego (rys. II.3.3.1.2 d). W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego nie zaobserwowano zmiany stanu ekologicznego w stosunku do roku poprzedniego (umiarkowany). W obrębie Jamy Kuźnickiej stan ekologiczny nie uległ zmianom (umiarkowany), chociaż odnotowano spadek współczynnika SM_1 z 0,8 w 2015 roku do 0,76 w roku 2016 (rys II.3.3.1.2 b). Zdecydowanemu pogorszeniu uległ stan ekologiczny w rejonie Klifu Orłowskiego – z dobrego (SM_1 – 0,93) na umiarkowany (SM_1 – 0,69) (rys II.3.3.1.2 a). Na negatywną zmianę współczynnika SM_1 charakteryzującego badany rejon, wpłynął znaczny wzrost udziału *Cladophora glomerata* w sumarycznej biomase makrofitobentosu w czerwcu i we wrześniu (z 6,8% w roku ubiegłym do 49% w roku 2016).

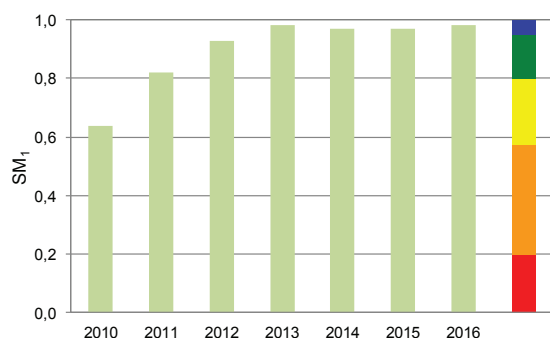
a)



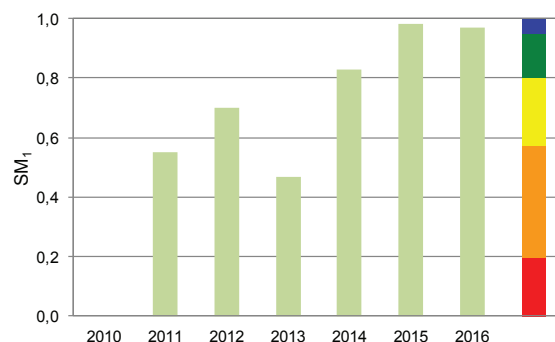
b)



c)



d)



Rys. 3.3.1.2. Ocena stanu makrozoobentosu i okrytożalążkowych na podstawie indeksu SM_1 w akwenu płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; boczny słupek – klasy jakości wg klasyfikacji SM_1 – tab. II.3.3.1.1

II.3.3.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach cech C1 (bioróżnorodność), C4 (łańcuchy pokarmowe) i C6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – B. Jest to wskaźnik opracowany na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej, który uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją (IMGW-PIB 2012, Osowiecki i in. 2012). W celu dokonania oceny stanu za granicę dobrego stanu ekologicznego przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym a dobrym stanem ekologicznym klasyfikacji według RDW (tab. II.3.3.2.1), zgodnie z Załącznikami 3 i 4 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 21.07.2016 r. (Anon. 2016).

Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku:

- - polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (podakwen 26) ; stacje: P104 oraz ZP6,
- - Basen Gdański; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- - wschodni Basen Gotlandzki; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2,
- - Basen Bornholmski; stacje: B13, K6, M3, P16, P3 oraz P5.

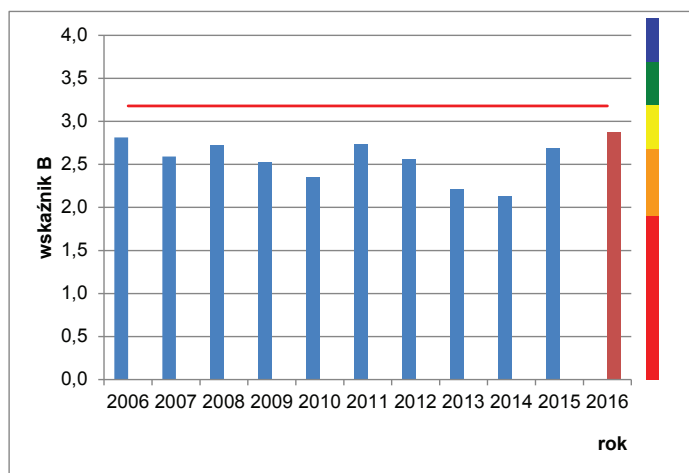
Tabela II.3.3.2.1. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Zał. 3 i 4 Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód

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

Na wykresach (rys. II.3.3.2.1-II.3.3.2.10) przedstawiono wartości wskaźnika B, wyznaczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2016 r. na tle jego zmian w dziesięciolecie 2006-2015 na stacjach z odpowiednią serią danych pomiarowych. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM,

która pokrywa się z granicą między stanem umiarkowanym i dobrym wg RDW. Ocenę dla poszczególnych akwenów uzyskiwano poprzez uśrednianie wartości wskaźnika B z poszczególnych stacji, a następnie przypisanie uzyskanej wartości odpowiadającej klasy stanu.

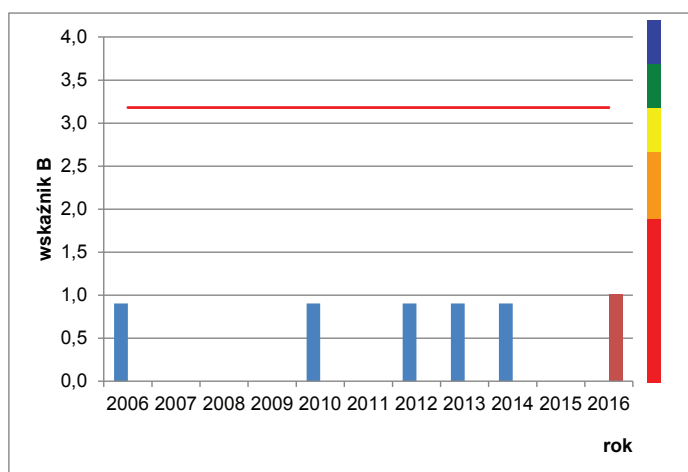
Stan środowiska morskiego podakwenu wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26), analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji (P104), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 zlokalizowanej w Zalewie Puckim. Graficznie zilustrowano wyniki ze stacji P104 (rys. II.3.3.2.1).



Rys. II.3.3.2.1. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2006-2015 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W pobliżu Helu, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej (st. P104), makrozoobentos charakteryzował się w 2016 r. stanem umiarkowanym środowiska w rozumieniu RDW (rys. II.3.3.2.1). Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco, w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszej stacji P104 (58 m). St. ZP6 znajduje się w osłoniętej wewnętrznej Zatoce Puckiej, jej głębokość wynosi zaledwie 4,5 m, podłoże stanowi piasek mulisty, kamienie oraz żwir, a występująca roślinność denna sprzyja pojawianiu się gatunków makrozoobentosu, których bytowanie jest ściśle uzależnione od obecności roślinności podwodnej (Żmudziński 1982, 1994, Warzocha 1994). Różnica w warunkach abiotycznych oraz biotycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na średni stan środowiska, natomiast na stacji ZP6 stan dobry. W ujęciu ogólnym **stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w zakresie makrofauny dennej należy ocenić jako umiarkowany – 3 klasa** w systemie ocen RDW, co w klasyfikacji RDSM przenosi się na **stan nieodpowiedni – subGES**.

W wodach Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu: w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4), w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) oraz w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110). Badania monitoringowe na stacjach ZN4 i P110 rozpoczęły się dopiero w 2014 r., dlatego stan fauny dennej w tym akwenie zilustrowano graficznie jedynie na przykładzie Głębi Gdańskiej – stacji P1 posiadającej najdłuższą serię wyników badań monitoringowych (rys. II.3.3.2.2).

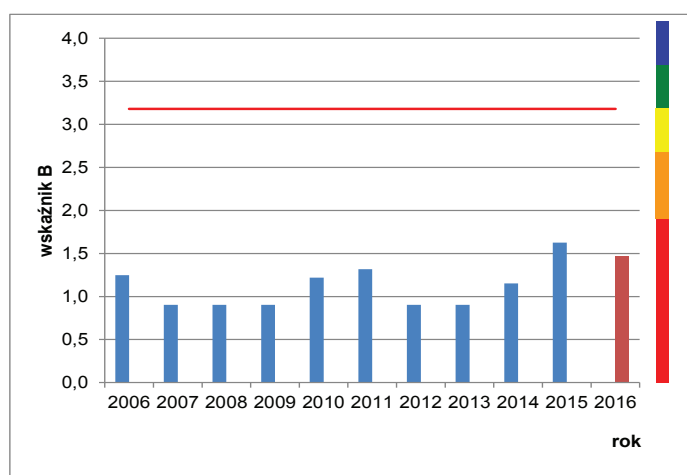


Rys. II.3.3.2.2. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2006-2015 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (Basen Gdański) – st. P1; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

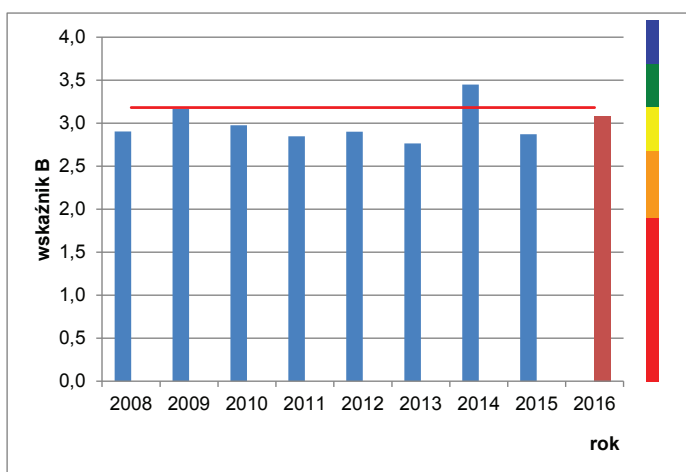
Na stacji ZN4 w pobliżu zewnętrznej krawędzi Helu stan makrozoobentosu określono jako umiarkowany wg RDW, co odpowiada subGES wg RDSM. Natomiast w przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2016 r., ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych stan określono jako zły (zob. rozdz. II.4.1).

W centralnej Zatoce Gdańskiej, na stacji P110, stan makrozoobentosu w 2016 r. był słaby. Jest to stacja o znacznej głębokości (69 m), charakteryzująca się mulistym substratem oraz niekorzystnymi warunkami tlenowymi w strefie przydennej, co ma bezpośredni wpływ na obecność makrozoobentosu. W związku z powyższym ogólny **stan makrozoobentosu w Basenie Gdańskim, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa 1), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM.**

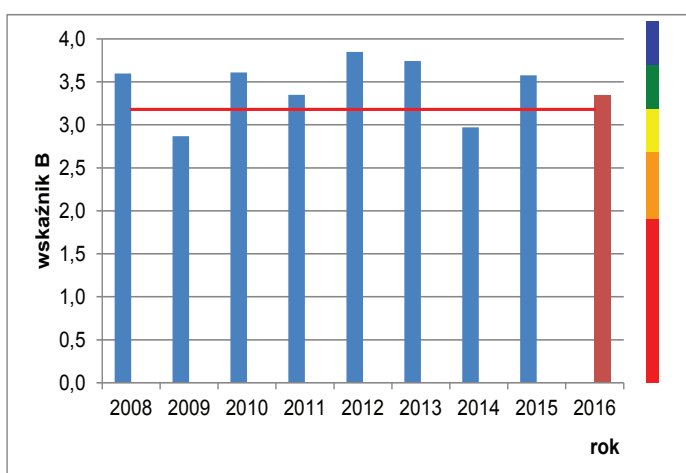
W przypadku otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono dla stacji głębokowodnej P140 (rys. II.3.3.2.3) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego oraz dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (rys. II.3.3.2.4 i II.3.3.2.5).



Rys. II.3.3.2.3. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2006-2015 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.3.2.4. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2015 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Ł7); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

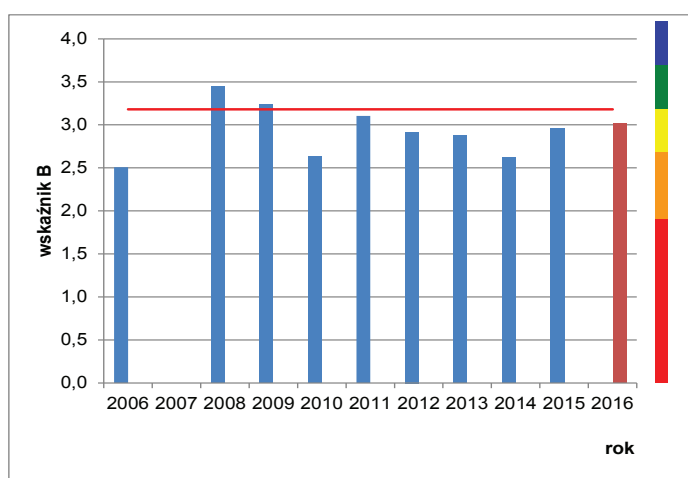


Rys. II.3.3.2.5. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2015 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. Z); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

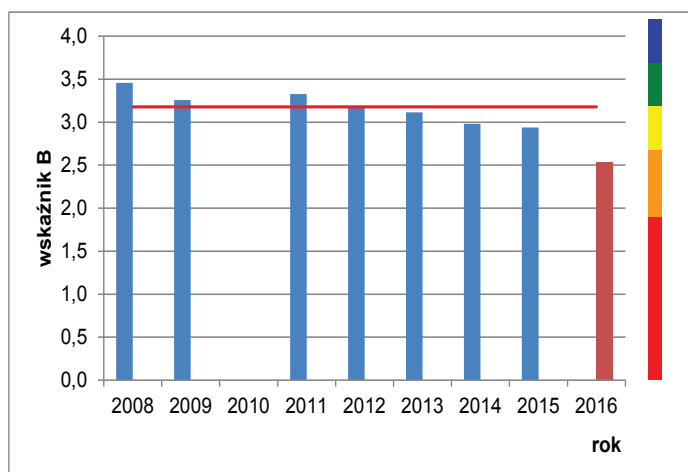
W pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) stan makrozoobentosu pozostawał zły, w rozumieniu RDW, w całym analizowanym wieloleciu (2005-2015). W latach 2015 oraz 2016 zanotowano nieznaczny wzrost wskaźnika dla tej stacji na skutek pojawienia się wieloszczeta z gatunku *Scoloplos armiger*, który jest gatunkiem tolerującym gorsze warunki, a przede wszystkim niedobór tlenu i wpłynął korzystnie na wartość wskaźnika na skutek zwiększenia różnorodności makrozoobentosu. Pojawienie się tego gatunku w tym rejonie ma przypuszczalnie związek z wlewem wód słonych do Morza Bałtyckiego i „przepchnięciem” wieloszczeta z rejonu Rynny Słupskiej, gdzie występuje powszechnie w większych ilościach (Warzocha 1994). Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie, tj. płytkowodnych stacjach Ł7 (rys. II.3.3.2.4) oraz Z (rys. II.3.3.2.5), stan makrozoobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od strefy głębokowodnej. W przypadku obu stacji, wartości wskaźnika B oscylowały w granicach dobrego stanu środowiska i wskazywały na stan środowiska zbliżony z zanotowanym w 2015 roku. Wydaje się, iż rok 2014 był w przypadku stacji Ł7 wyjątkowy w kontekście stanu środowiska, a lata 2015 oraz 2016 należy traktować jako powrót do typowej sytuacji, gdy stan makrozoobentosu znajduje się tuż poniżej granicy dobrego stanu. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazuje większe zróżnicowanie w wieloleciu, jednak makrozoobentos osiągał tu zazwyczaj dobry stan. Sytuację osiągnięcia przez struktury makrozoobentosu dobrego stanu środowiska należy traktować jako zjawisko typowe dla tego obszaru. W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego najwyższą ocenę ($B = 4,42$) uzyskał w 2016 r. makrozoobentos na stacji P2 położonej w rejonie Rynny Słupskiej.

Ogólny **stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego** należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa 3, oraz **za stan poniżej dobrego (subGES)** wg zasad RDSM.

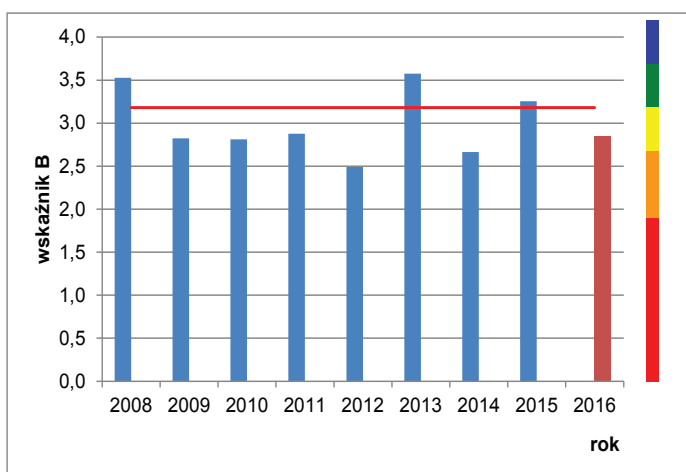
W Basenie Bornholmskim znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej (rys. I.1.1) – st. P16, M3 i K6 w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża i st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, a także głębokowodna st. P5 w obszarze Głębi Bornholmskiej. W 2016 r. zoobentos w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego wykazywał gorszy stan niż w roku poprzednim; na stacjach P16 (rys. II.3.3.2.6) i B13 (rys. II.3.3.2.9) stan nie uległ zmianie w stosunku do 2015 roku – stan umiarkowany, a na stacji K6 (rys. II.3.3.2.8) – stan dobry (2015) spadł do umiarkowanego. W przypadku zbiorowiska zoobentosu na stacji M3 (rys. II.3.3.2.7) zanotowano obniżanie wartości wskaźnika od stanu dobrego w 2011 roku, aż po osiągnięcie słabego stanu środowiska po raz pierwszy w historii danych pomiarowych w 2016 roku. Obserwowana sytuacja nie ma związku z obniżeniem bioróżnorodności gatunkowej, lecz ze znaczną dominacją w liczebności gatunku *Pygospio elegans*, co powoduje zaburzenie jednorodności dystrybucji gatunków, a w konsekwencji obniżenie wartości wskaźnika [uwaga: monitoring fauny dennej na stacji K6 rozpoczął się w 2008 r.].



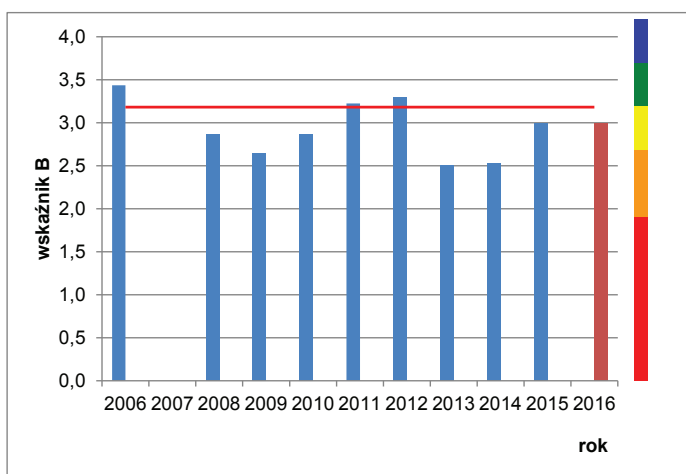
Rys. II.3.3.2.6. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2006-2015 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); brak słupka oznacza brak poboru w danym roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.3.2.7. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2015 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); brak słupka oznacza brak poboru w danym roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.3.3.2.8. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008–2015 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



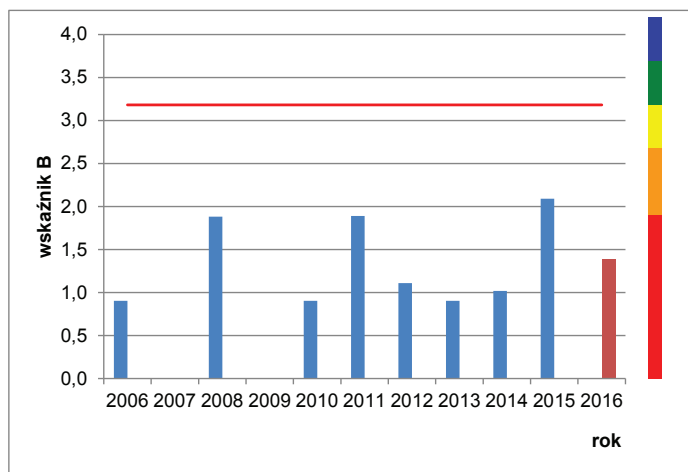
Rys. II.3.3.2.9. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupek brązowy) na tle dziesięciolecia 2006–2015 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W dziesięcioleciu 2006–2015, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego (z wyjątkiem st. M3), charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

W 2016 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). Warunki hydrodynamiczne panujące tutaj odbiegają w znacznym stopniu od panujących na stacji P5 (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (rys. II.3.3.2.10), ze względu na inny rodzaj podłoża, jak również na odmienne kształtowanie się warunków tlenowych (Conley i in. 2002, Karlson i in. 2002). W rejonie Rynny Słupskiej występują osady gliniaste, z elementami piasku i substratu kamienistego, natomiast w Głębi Bornholmskiej występuje osad mulisty, a warunki hydrodynamiczne sprzyjają występowaniu deficytu tlenowego oraz anoksji (Warzocha 1994).

W związku z powyższym, zbiorowisko zoobentosu charakteryzujące obszar Głębi Bornholmskiej (st. P5) jest jedynym odstającym spośród stacji monitoringowych wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie zoobentos w wieloleciu 2006–2015 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2015 r., jako jedynym w serii danych pomiarowych, makrozoobentos w rejonie Głębi Bornholmskiej osiągnął stan słaby (rys. II.3.3.2.10).

Ta korzystna, na tle wielolecia, sytuacja jest zapewne związana z epizodem wlewu bardziej natlenionej wody z rejonu Morza Północnego (IOW 2015a, SMHI 2015a), co skutkowało poprawą stanu natlenienia wód przydennych, ogólną poprawą stanu makrozoobentosu oraz przeniesieniem gatunku *Trochochaeta multisetosa*, który występuje w rejonie Głębi Arkońskiej, ale nigdy nie był notowany w Głębi Bornholmskiej na stacji P5. W 2016 roku stan makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej określono jako zły.



Rys. II.3.3.2.10. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2016 r. (słupki brązowe) na tle dziesięciolecia 2006-2015 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny **stan makrozoobentosu w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany** jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja z poszczególnych stanowisk monitorigowych – 3, oraz **poniżej dobrego (subGES)** wg zasad RDSM.

Mimo, iż na poszczególnych stanowiskach monitoringowych makrozobentos osiągał stan dobry, a nawet stan bardzo dobry, to w żadnym z monitorowanych podakwenów nie osiągnął wartości docelowej RDSM – dobrego stanu ekologicznego (GES).

Podsumowując, należy stwierdzić, że dobór i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć duże znaczenie dla oceny stanu makrofauny bezkręgowców dennych w ocenianych akwenach. Z analizy danych nasuwa się jednoznacznie konkluzja, iż w rejonach, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie występuje większa różnorodność biologiczna oraz pojawiają się gatunki bardziej wrażliwe na niekorzystne oddziaływanie środowiska, stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy, niż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne, zatem ogólna klasyfikacja w takim akwenie może być zawyżona. W celu optymalizacji procesu dokonywania oceny dla makrozoobentosu wydaje się wskazane uwzględnienie zasięgu występowania określonego substratu, jak również miejsc z okresowym występowaniem warunków beztlenowych, poprzez szacowanie procentowego udziału takich obszarów w ocenianych akwenach. Ocena uwzględniająca zmienność warunków abiotycznych, wpływających na występowanie organizmów dennych, zapewne ukaże pełniejszy obraz faktycznego stanu środowiska w analizowanych obszarach.

II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego

Cecha C6 dotyczy oceny czy integralność dna zapewnia prawidłowe funkcjonowanie ekosystemu, a w szczególności czy nie występują w obrębie dna morskiego negatywne oddziaływania na ekosystemy bentosowe. Opracowanie parametrów/wskaźników charakteryzujących prawidłowo i w pełnym stopniu cechę C6 jest niezmiernie skomplikowanym zadaniem. Ocena powinna uwzględniać wskaźniki opisujące podłoże, występowanie organizmów kształtujących siedliska, jak również parametry opisujące skład gatunkowy, rozkład rozmiarów, zasięg występowania, czy zmienność sezonową zbiorowisk. Obecnie jest brak wskaźników do przeprowadzenia pełnej oceny tej cechy (HELCOM 2012,

GIOŚ 2014b). W realizowanym programie monitoringu środowiska morskiego parametrami, które mogą posłużyć do jej przeprowadzenia są wskaźniki multimetryczne makrozoobentosu i fitobentosu. Wskaźniki te uwzględniają informacje na temat nie tylko liczebności, ale również wrażliwości organizmów bentosowych na niekorzystny wpływ działalności ludzkiej, a zatem niosą w sobie informacje o stanie środowiska w aspekcie występowania pozytywnych oraz negatywnych czynników kształtujących warunki bytowania na dnie morskim (Anon. 2010).

Ocena cechy C6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM₁) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (akwen 26), Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 28). Wynika to z ograniczonego występowania struktur makrofitobentosu w polskich obszarach morskich ze względu na brak odpowiednich warunków (odpowiedniego podłoża) do bytowania tej formacji biologicznej, w szczególności, w strefie wód otwartego morza (Osowiecki i Kruk-Dowgiałło 2006, Kruk-Dowgiałło i in. 2011).

Kwestią do rozstrzygnięcia pozostaje sposób integracji wyników poszczególnych wskaźników w ramach danej cechy. Na potrzeby niniejszego opracowania zastosowano zabieg uśredniania wyników wskaźników w ramach akwenów; nie zdecydowano się na zastosowanie kryteriów wykonywania oceny według Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), gdzie stosuje się zasadę: decyduje najniższa ocena wśród elementów jakości ekologicznej – *One-Out-All-Out* (OOAO). Zastosowanie zasady OOAO skutkowałoby przypisaniem wartości stanu dla danej cechy według stanu najłagodszego wskaźnika, jednakże jak dotąd nie zdecydowano się na taki zabieg w ramach RDSM.

Tabela II.3.3.3.1. Ocena cechy C6 w oparciu o klasyfikację RDW w 2016 r. (w nawiasie odpowiednia ocena wg RDSM)

Akwen	Klasa RDW			Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia	
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (26)	3	3	3	Umiarkowany (subGES)
Basen Bornholmski	5	3	4	Dobry (GES)
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (28)	5		5	Bardzo dobry (GES)

Ocena cechy C6 w 2016 r. wskazuje na występowanie warunków **poniżej dobrego stanu środowiska morskiego subGES** (klasa 3 w rozumieniu RDW) jedynie **w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, natomiast dwa pozostałe obszary osiągnęły dobry stan środowiska – GES** (tab. II.3.3.3.1).

II.4. Cechy presji

II.4.1. Eutrofizacja



Ocenę stanu środowiska w roku 2016 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich przeprowadzono zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) ((Dz. Urz. UE L 164 z 25.06.2008, str. 19), zwanej dalej „RDSM”). Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód COMBINE. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla cechy C5-eutrofizacja, jako jednego ze wskaźników opisowych presji. Wskaźniki podstawowe zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo–skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy C5 scharakteryzowano za pomocą wskaźników podstawowych związanych z trzema kryteriami:

- czynniki sprawcze opisywane przez poziom soli odżywczych w środowisku morskim,
- skutki bezpośrednie nadmiaru substancji pokarmowych, scharakteryzowane poprzez koncentracje chlorofilu-a oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska w substancje odżywcze, określane przez natlenienie wód przydennych („RDSM”, Dz. Urz. UE L 232 z 02.09.2010, str. 14).

Stężenia substancji biogenicznych i tlenu w wodzie morskiej, a także koncentracje chlorofilu-a oraz przezroczystość, badane są regularnie od wielu lat w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ), według wytycznych HELCOM COMBINE. W 2016 r. odbyło się 6 rejsów, podczas których, na 21 stacjach badawczych, rozmieszczonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ), przeprowadzono pomiary ww. parametrów. Analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu-a oraz przezroczystości przeprowadzono dla wydzielonych akwenów (rys. II.1.1) na tle dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny.

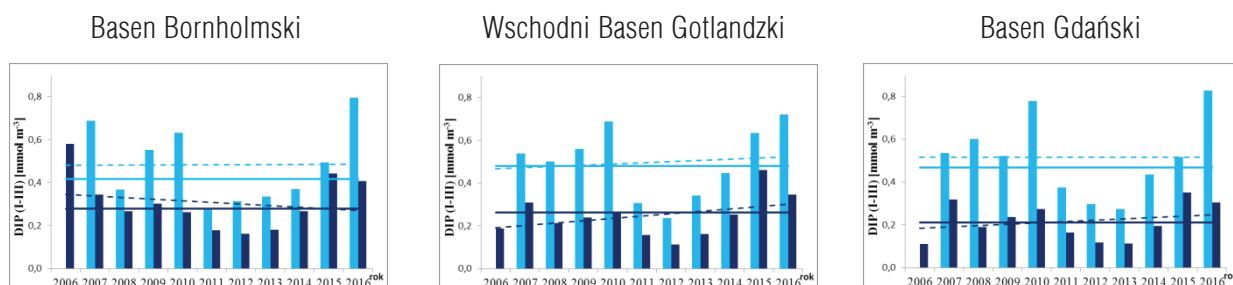
Czynniki sprawcze

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 ciąg-

gu 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 okresie 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. II.4.1.1).

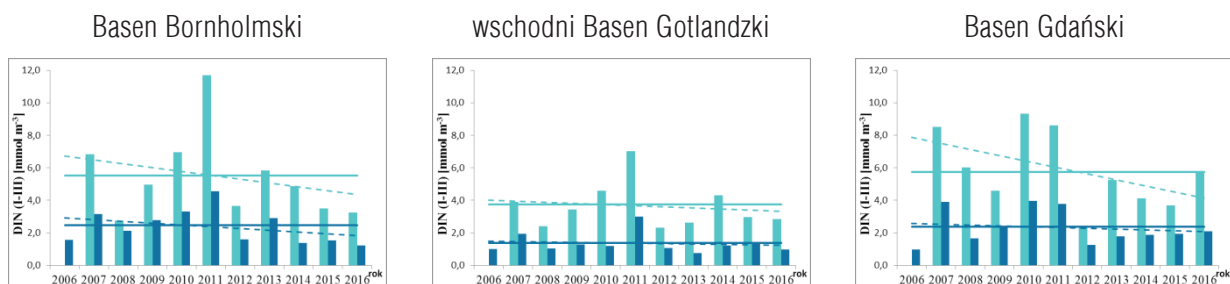


Rys. II.4.1.1. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

Odminną 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 (tab. II.4.1.1). Średnie stężenia roczne tego parametru w 2016 roku były niższe od notowanych w roku ubiegłym dla wszystkich, za wyjątkiem Basenu Gdańskiego, rejonach, a także niższe od średnich z ubiegłej dekady (rys. II.4.1.2). 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.

Tabela II.4.1.1. Średnie stężenia [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)

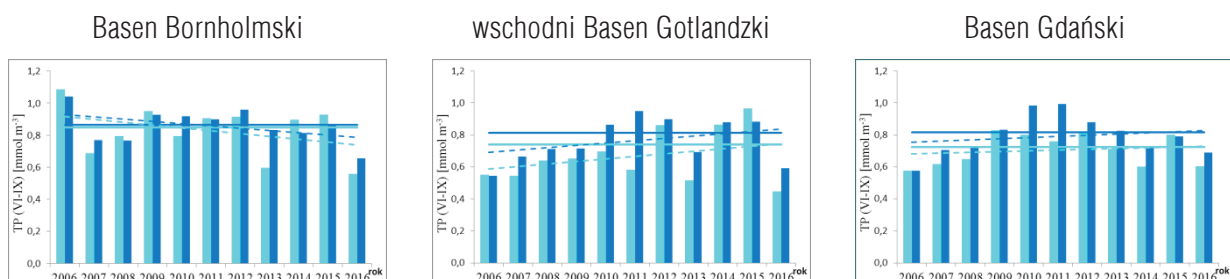
Akwen	DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	0,80	3,24	0,55	25,91
	(0,42)	(5,52)	(0,85)	(25,6)
wschodni Basen Gotlandzki	0,72	2,85	0,45	26,20
	(0,48)	(3,75)	(0,74)	(23,93)
Basen Gdański	0,83	5,75	0,60	29,92
	(0,47)	(5,75)	(0,72)	(26,65)



Rys. II.4.1.2. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (I–III) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

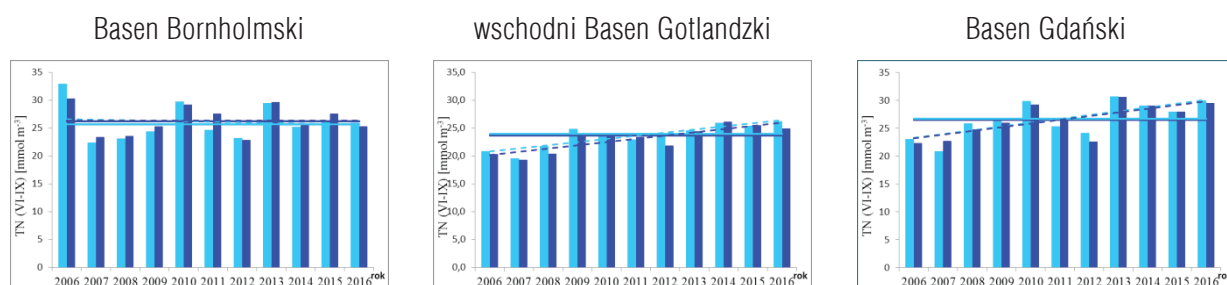
Warto zwrócić uwagę na różnicę w definiowaniu okresu, dla którego obliczana jest pula zimowych substancji biogennych. W dotychczasowych opracowaniach (Zalewska i in. 2015, Łysiak-Pastuszek i in. 2016) jako okres zimowy przyjmowano miesiące od stycznia do marca. Również Projekt Raportu do KE (Projekt 2015) przyjmuje to samo założenie. Z drugiej strony w aktualnej wersji Przewodnika Oceny Eutrofizacji HELCOM (www.helcom.fi) 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.

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 rysunkach II.4.1.3–4. 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. II.4.1.3. Zmiany stężeń fosforu całkowitego w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

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.

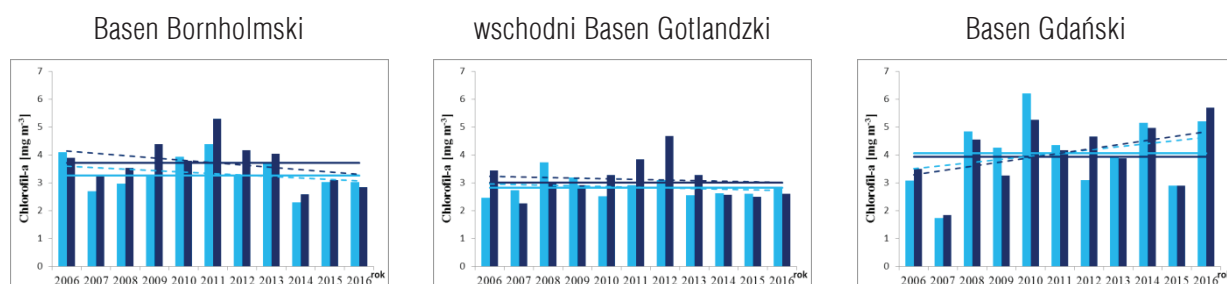


Rys. II.4.1.4. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

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.

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. II.4.1.5).



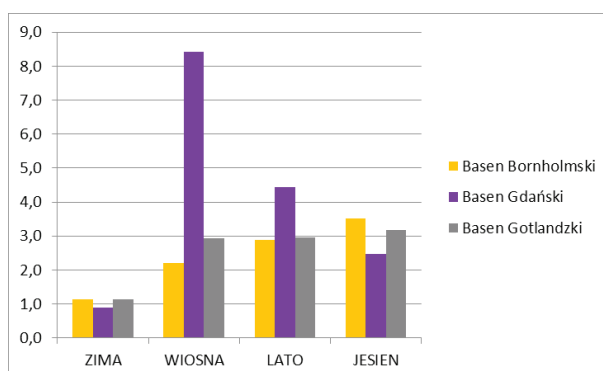
Rys. II.4.1.5. Zmiany zawartości chlorofilu-a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2006–2015 oraz w 2016 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

Średnie roczne zawartości chlorofilu-a w 2016 roku 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. II.4.1.5, tab. II.4.1.2).

Tabela II.4.1.2. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2016 r. ([średnie z okresu 2006–2015](#))

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 zakwitu. Na pozostałym obszarze największy zakwit przypadał na okres późno-jesienny (rys. II.4.1.6).



Rys. II.4.1.6. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2016 r.

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu, parametrem powiązanym 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.

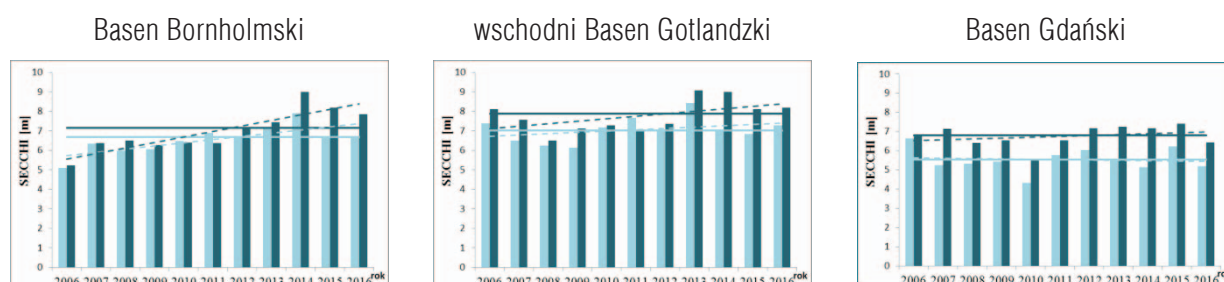
Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany, wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu-a.

W 2016 r. przezroczystość w polskich obszarach morskich zmieniała się w zakresie od 3 m podczas zakwitów letniego w Basenie Gdańskim, do 17 m, tuż przed kwitaniem wiosennym, 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 (tab. II.4.1.3).

Tabela II.4.1.3. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2016 r. (średnie z okresu 2006–2015)

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 dziesięcioletki. Były również porównywalne do średniej z 2015 r., z wyjątkiem Basenu Gdańskiego, gdzie przezroczystość była wyraźnie niższa (rys. II.4.1.7).



Rys. II.4.1.7. 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 okresu 2006–2015, linie przerywane – tendencje

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 polskich obszarach morskich zaznacza się pozytywny kierunek obserwowanych zmian – poprawa przezroczystości wód morskich.

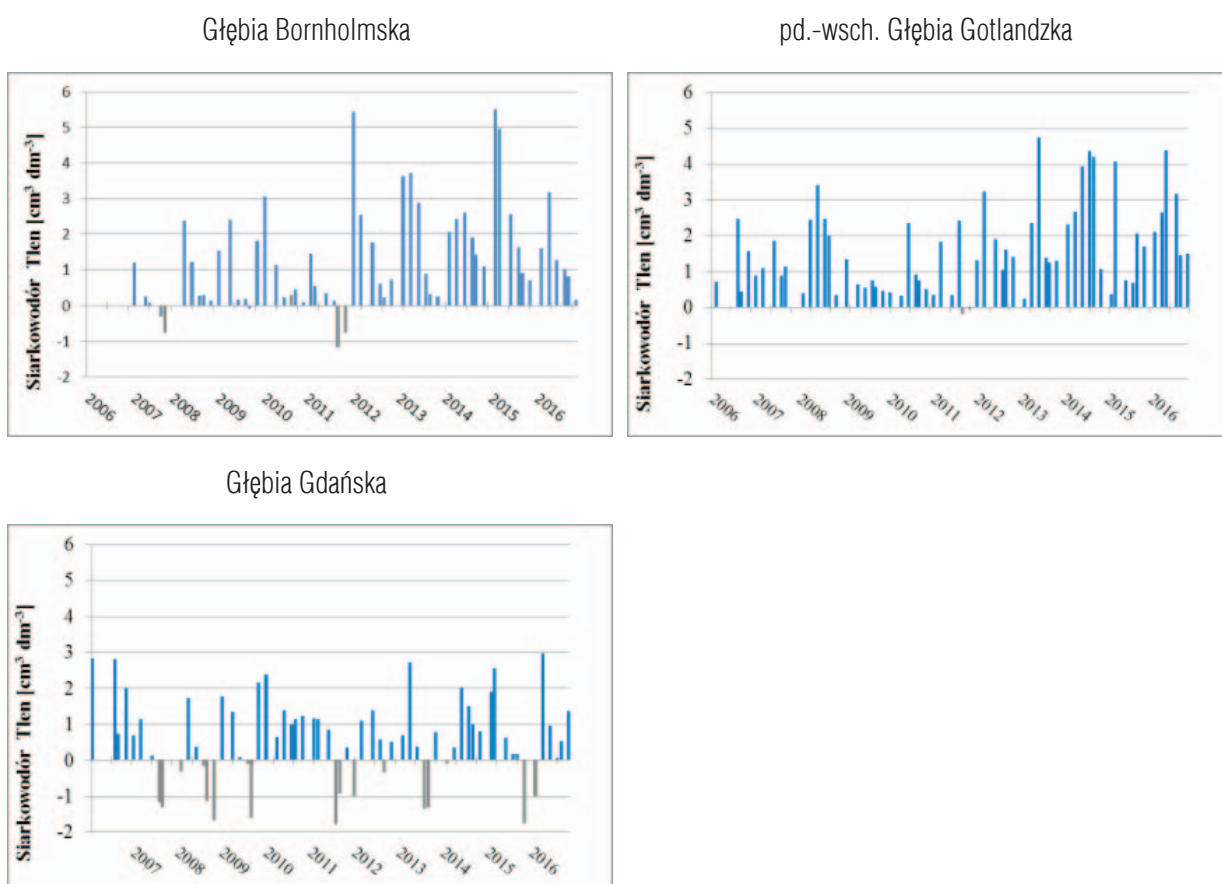
Skutki pośrednie

Wtórny skutkiem nadmiaru substancji biogennych 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).

Ocena poziomu deficytu tlenu wykonywana jest 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.

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

Pod koniec roku 2015 tlen, dostarczony z wodami wielkiego wlewu z Morza Północnego (MBI) z 2014 r., został prawie wyczerpany z warstw przydennych strefy głębokowodnej polskich obszarów morskich, a w Głębi Gdańskiej pojawił się siarkowódór. 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. 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, osiągając roczne maksimum $4,3 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ na początku lata. Od września pojawiła się już strefa deficytu tlenowego (Drgas 2016) (rys. II.4.1.8).



Rys. II.4.1.8. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2006–2016

Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy które wystąpiły w zimie 2015/2016, podobnie jak wlew z 2014 roku, 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 polskich obszarów morskich.

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak pynokliny, pojawianie się upwelling'ów), były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie utrzymywało się powyżej wartości $4,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (tab. II.4.1.4).

Tabela II.4.1.4. Minimalne stężenie tlenu przy dnie w lecie 2016 r. w polskich obszarach morskich (min. 2006–2015)

Akwen	strefa	O ₂ 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)

siarkowodor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Ocena eutrofizacji

W 2016 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich przeprowadzono ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM). Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe, które posłużyły do wyliczenia współczynników jakości ekologicznej z wykorzystaniem wartości referencyjnych i zastosowaniem wag, a następnie po odpowiedniej agregacji, zostały ostatecznie odniesione do dwustopniowej skali rekomendowanej przez RDSM, czyli stan odpowiedni/dobry (GES) lub nieodpowiedni/zły (subGES).

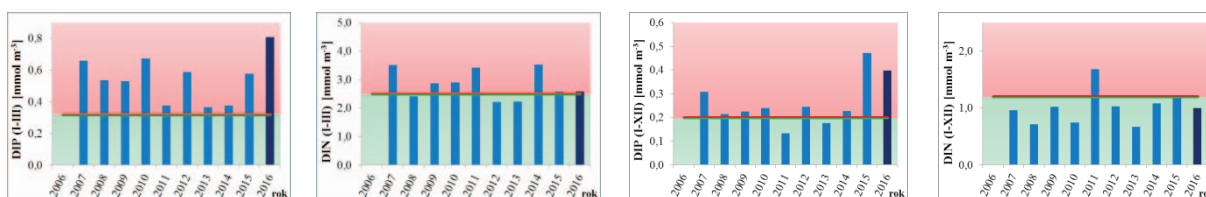
Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2016 r. w zakresie eutrofizacji uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

Na taki stan złożyły się przede wszystkim bardzo złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, nadmierne zakwity fitoplanktonu, co przełożyło się na przekroczenie wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu. Również stężenia fosforanów oraz azotu całkowitego, zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu (rys. II.4.1.9–12).

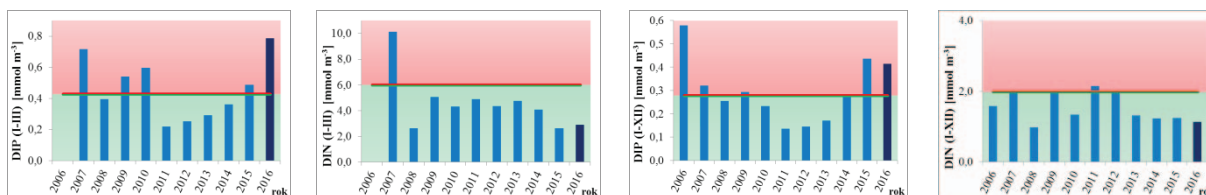
Wykorzystując wskaźniki podstawowe obliczone dla 2016 r. przetestowano również metodę oceny stanu środowiska morskiego przygotowaną na potrzeby bieżącej oceny holistycznej Morza Bałtyckiego w HELCOM. W tym przypadku wartości wskaźników z roku oceny zostały odniesione do wartości GES. Ocena stanu polskich obszarów morskich wykonana w/w metodą potwierdziła wcześniej uzyskany wynik negatywny, czyli również ocenę subGES.

stężenia zimowe	stężenia roczne
-----------------	-----------------

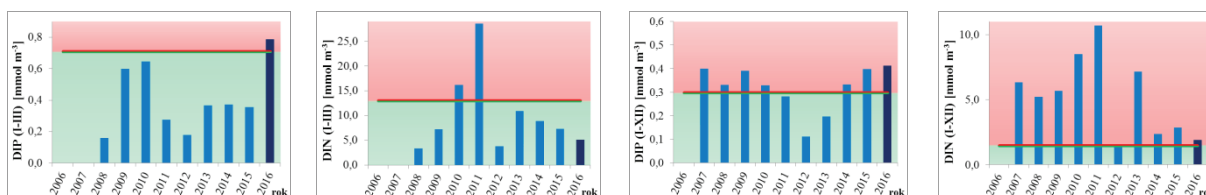
Basen Bornholmski strefa głębokowodna



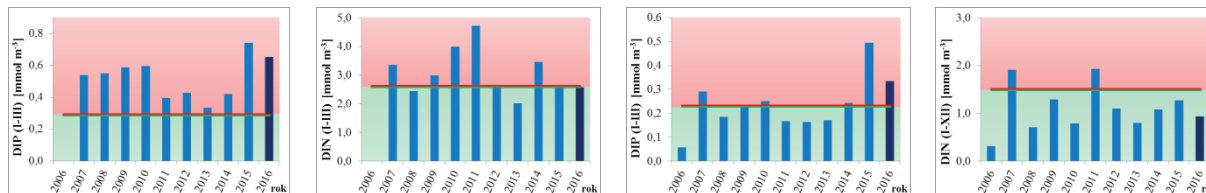
Basen Bornholmski strefa płytkowodna



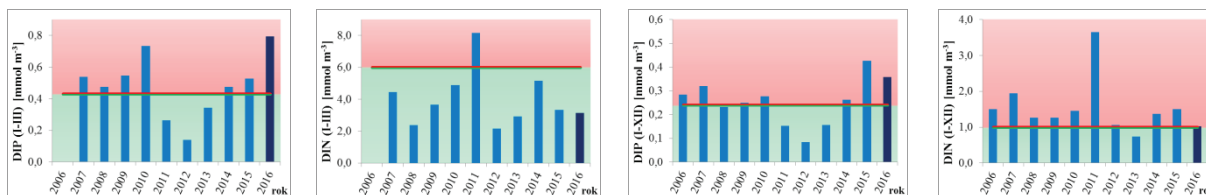
Basen Bornholmski Zatoka Pomorska



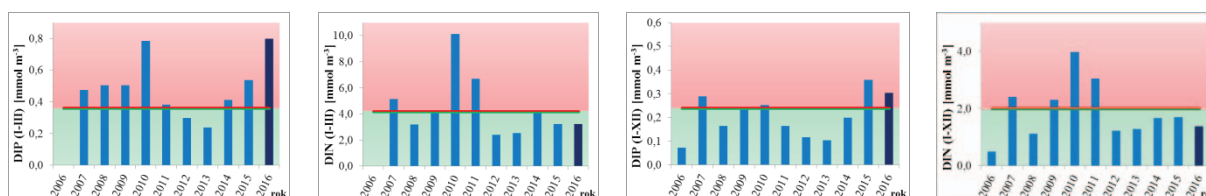
wschodni Basen Gotlandzki strefa głębokowodna



wschodni Basen Gotlandzki strefa płytkowodna



Basen Gdański

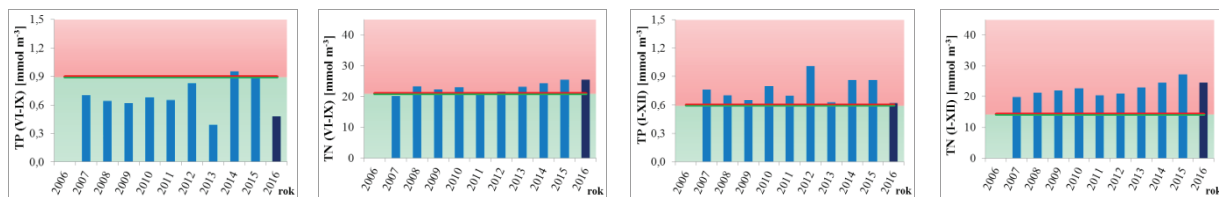


Rys. II.4.1.9. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10 m, w okresie zimowym oraz średnich rocznych w latach 2006–2016 w polskich obszarach morskich. Linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

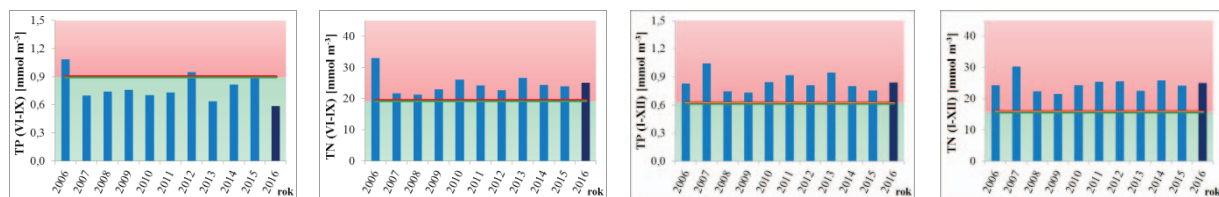
sezon letni

średnia roczna

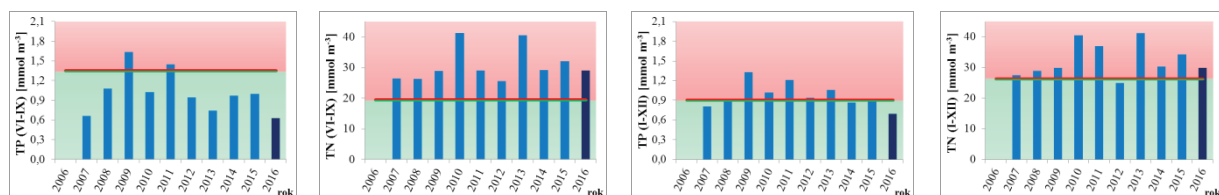
Basen Bornholmski strefa głębokowodna



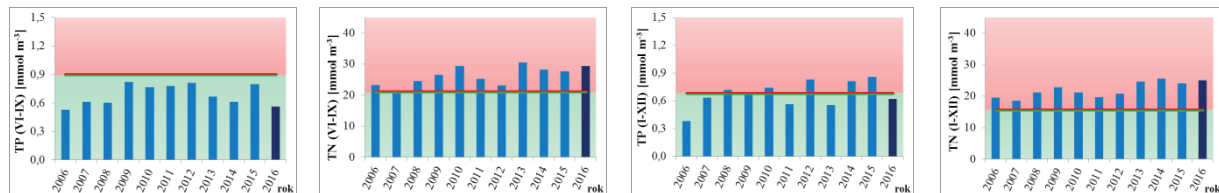
Basen Bornholmski strefa płytkowodna



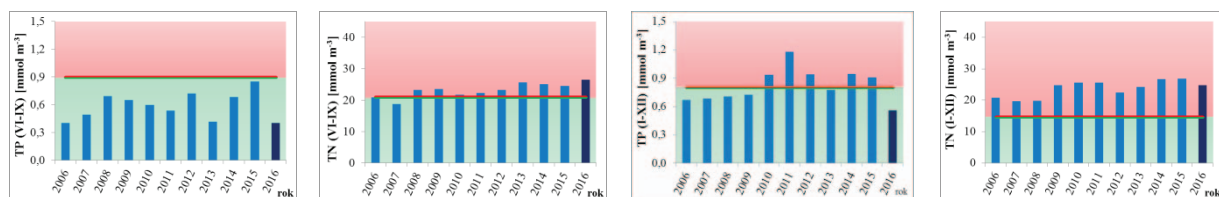
Basen Bornholmski Zatoka Pomorska



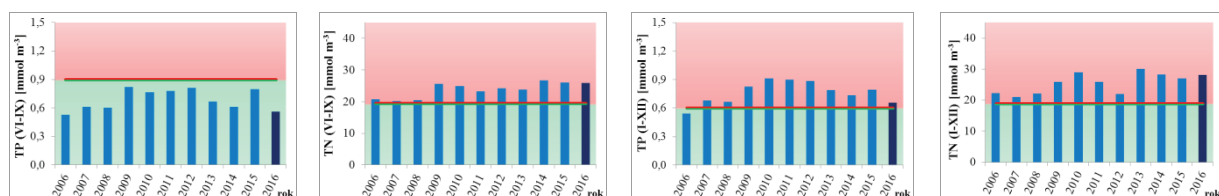
wschodni Basen Gotlandzki strefa głębokowodna



wschodni Basen Gotlandzki strefa płytkowodna



Basen Gdański



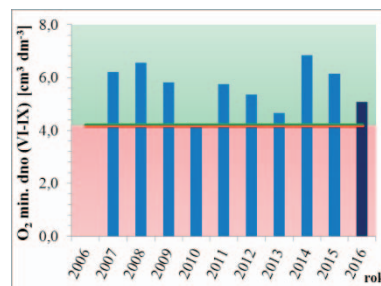
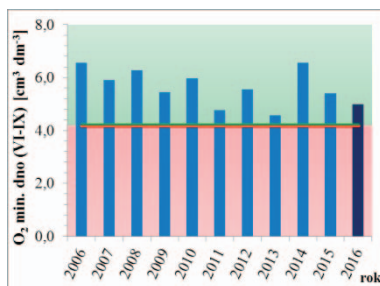
Rys. II.4.1.10. Zmiany stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10 m, w okresie letnim oraz średnich rocznych w latach 2006–2016 w polskich obszarach morskich. Linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)



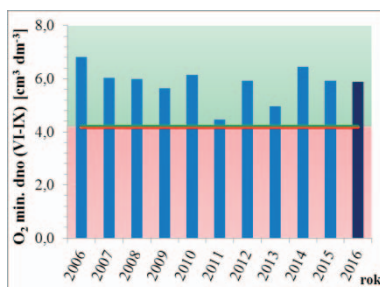
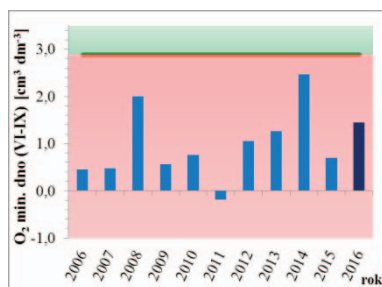
Rys. II.4.1.11. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w warstwie 0–10 m i przezroczystości (Secchi) w okresie letnim oraz średnich rocznych w latach 2006–2016 w polskich obszarach morskich. Linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

strefa głębokowodna	strefa płytkowodna	Zatoka Pomorska
---------------------	--------------------	-----------------

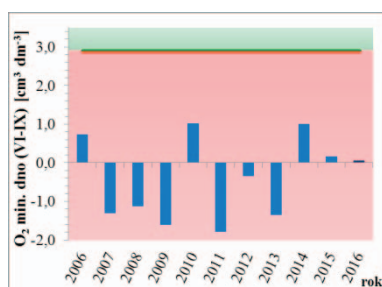
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

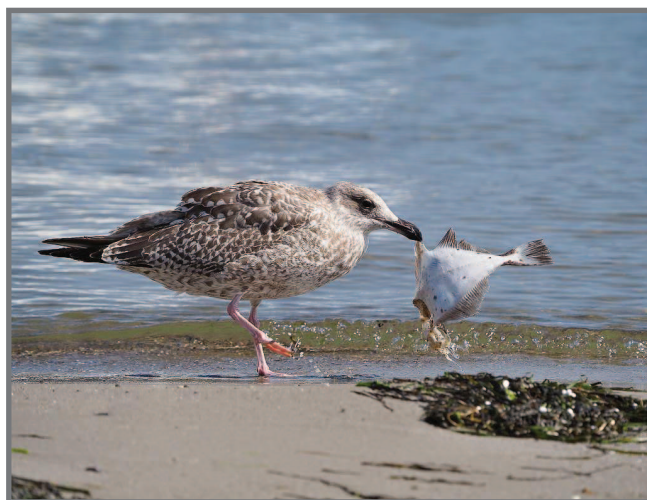


Basen Gdański



Rys. II.4.1.12. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2006–2016. Linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

II.4.2. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji



W 2016 roku, przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Ocena obejmowała dwie cechy wg Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (Anon 2008) bezpośrednio związane z substancjami zanieczyszczającymi: C8 - stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz C9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje dyrektywy dotyczącej substancji priorytetowych (Anon 2013) 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 (HELCOM 2012). Do wskaźników podstawowych należą wybrane grupy substancji niebezpiecznych lub pojedyncze substancje.

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

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej w zakresie substancji zanieczyszczających ustalono, podobnie jak w przypadku innych cech/wskaźników podstawowych, przyjęcie pięciostopniowej skali oceny, którą następnie transponowano do oceny dwustopniowej GES i subGES - dobry i nieodpowiedni stan środowiska właściwej dla RDSM. Przyjęto, że granicą dobrego stanu środowiska morskiego – GES dla celów wstępnej oceny wg RDSM jest wartość graniczna wskaźnika między stanem dobrym (ocena ≥ 4 w skali 5-stopniowej) i umiarkowanym (ocena < 4 w skali 5-stopniowej). Takie podejście umożliwia nie tylko stwierdzenie, czy stan środowiska w zakresie określonego parametru jest dobry, czy zły, ale również jak daleko stan środowiska odbiega od sytuacji pożądanej.

Stężenia wytypowanych substancji w wybranych matrycach: organizmach (rybach i małżach), osadach dennych i wodzie odniesione zostały do wartości docelowych w celu wyznaczenia współczynnika skażenia (WS) zgodnie ze wzorem:

$$WS = \frac{C_{SR}}{C_{GR}}$$

gdzie:

C_{SR} aktualne stężenie substancji zanieczyszczającej w określonej matrycy w środowisku

C_{GR} graniczne, docelowe stężenie substancji zanieczyszczającej, poniżej którego stan środowiska uznaje się za nienaruszony w wyniku obecności substancji zanieczyszczającej; wartości stężeń docelowych zostały określone na podstawie wartości EQS (ang. Environmental Quality Standards (Anon 2013)) oraz wartości progowych rekomendowanych przez regionalne konwencje morskie: HELCOM (HELCOM 2012) oraz OSPAR (OSPAR 2009)

Na podstawie wyznaczonych wartości WS określono stan środowiska w zakresie każdej z badanych substancji niebezpiecznych w omawianych akwenach (rys. II.1.1) zgodnie z klasyfikacją zamieszczoną w tabeli II.4.2.1. Kolejnym etapem było określenie stanu środowiska poszczególnych obszarów w zakresie grup substancji zanieczyszczających, poprzez agregację wyników metodą uśredniania wartości WS. Należy jednak podkreślić, że różnym matrycom nadano różne wagi.

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

Tabela II.4.2.1. Klasyfikacja stanu środowiska morskiego w zakresie substancji zanieczyszczających na podstawie współczynnika skażenia (WS) – w skali 5-stopniowej i 2-stopniowej według rekomendacji RDSM.

Zakres WS	Klasyfikacja	Ocena wg RDSM
$0 < WS < 0,5$	bardzo dobry	GES
$0,5 \leq WS < 1,0$	dobry	
$1,0 \leq WS < 5,0$	umiarkowany	SubGES
$5,0 \leq WS < 10,0$	słaby	
$10,0 \leq WS$	zły	

Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy C9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach uwzględnionych w ocenie w ramach cechy C8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

II.4.2.1. Radionuklidy

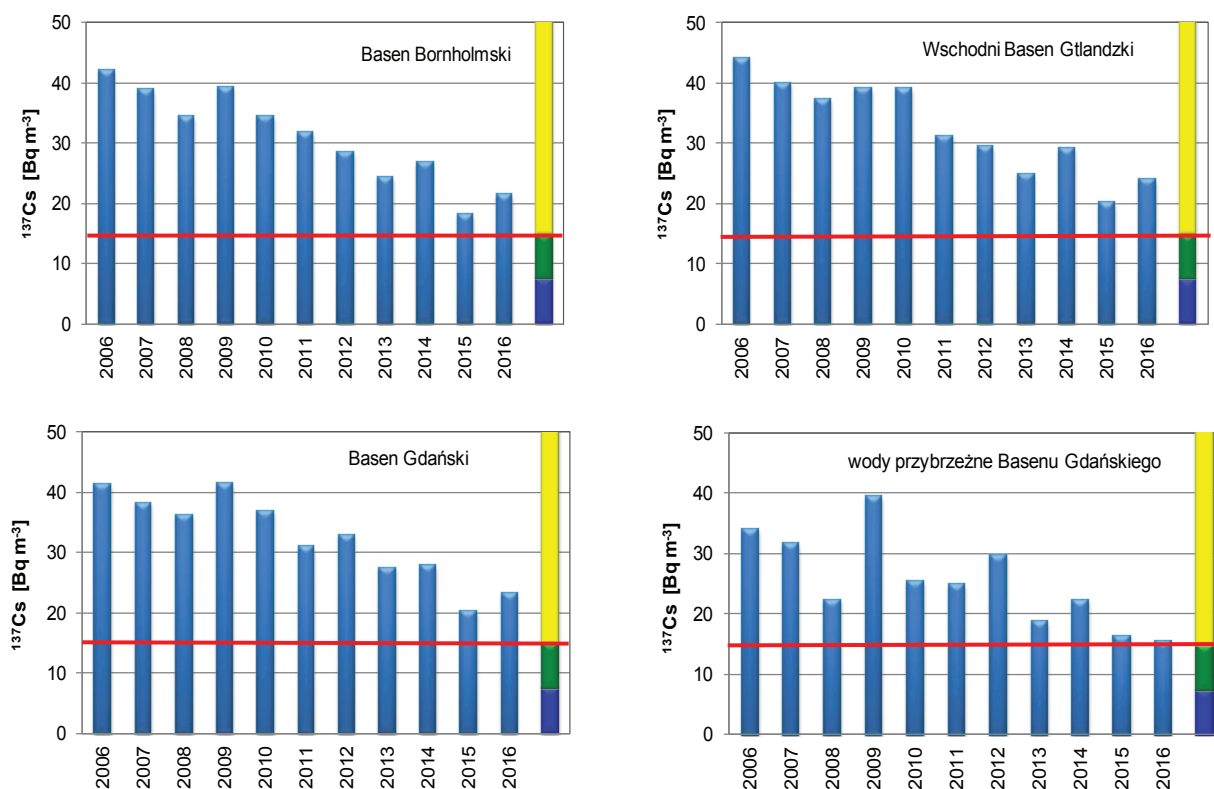
Woda morska

W 2016 roku, podobnie jak w latach poprzednich, prowadzony był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu – ^{137}Cs i strontu – ^{90}Sr obecnych w środowisku Morza Bałtyckiego. 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. oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. 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 (Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013).

Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2016 roku, 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 $19,2 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ 2015), ale jednocześnie średnia aktywność omawianego izotopu w 2016 roku była praktycznie o połowę niższa od wartości opisującej stan w 2006 roku ($41,9 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny (IMGW 2010). W 2016 roku, stężenia ^{137}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 (3,8) (Saniewski i Zalewska 2015). Największa wartość równa 28 Bq m^{-3} została odnotowana w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego na głębokości 40 m. Zasadniczo w obszarze tym, podobnie jak w okolicach Płw. Helskiego stężenia w całym profilu były nieznacznie większe niż w innych

rejonach. Pomijając jednak obszary pozostające pod wpływem dopływających wód rzecznych, stężenia ^{137}Cs w wodzie morskiej należy uznać za wyrównane w znacznym stopniu. Stężenia poniżej 20 Bq m^{-3} odnotowano w wodach powierzchniowych Zatoki Pomorskiej i w wodach przydennych w Basenie Bornholmskim.

W 2016 stężenia ^{137}Cs w trzech obszarach poddawanych ocenie, w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim były nieznacznie większe od wartości w roku poprzednim (rys. II.4.2.1.1). Wynosiły odpowiednio $21,5 \text{ Bq m}^{-3}$, $24,1 \text{ Bq m}^{-3}$ i $23,3 \text{ Bq m}^{-3}$. Średnie stężenie ^{137}Cs , praktycznie niezmienione w stosunku do roku poprzedniego, ale jednocześnie zdecydowanie niższe niż w pozostałych obszarach oceny, wystąpiło w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ($15,6 \text{ Bq m}^{-3}$). Podobnie, jak w przypadku wartości średniej dla całego obszaru południowego Bałtyku, również w poszczególnych basenach poddawanych ocenie, stężenia obserwowane w 2016 roku były prawie o połowę niższe od stężeń w 2006 roku.



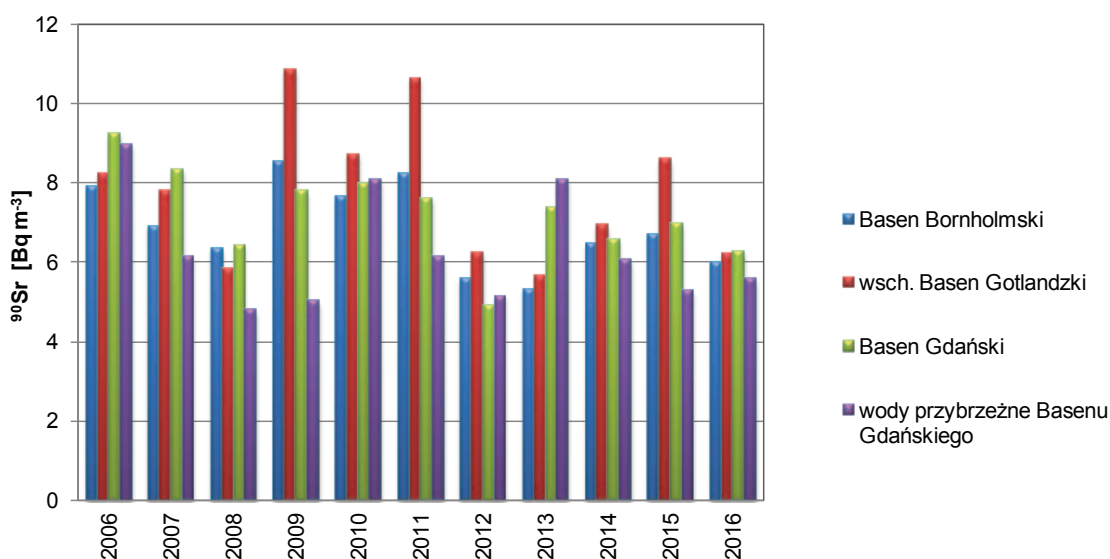
Rys. II.4.2.1.1. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2006-2016, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

Biorąc pod uwagę średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku), stwierdzono, że w 2016 roku współczynnik skażenia w dalszym ciągu przekracza nieznacznie wartość 1, wskazując na stan umiarkowany w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs wszystkich ocenianych obszarów, co odpowiada nieodpowiedniemu stanowi według wymagań RDSM. Należy jednak podkreślić, że zakładając obserwowane obecnie trendy i dynamikę zmian dobry stan środowiska może zostać osiągnięty w założonym przez RDSM czasie, czyli do 2020 roku.

Ze względu na to, że w przypadku drugiego z omawianych izotopów – ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznego spadku jego stężeń w wodzie morskiej, co oznacza, że jego rola w kształtowaniu poziomu radioaktywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs (Saniewski i Zalewska 2015), w opracowaniu przedstawiono również dane dla ^{90}Sr . Należy jednak podkreślić, że dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w żadnym z akwenów, w których średnie aktywności w 2016 roku były bardzo wyrównane (rys. II.4.2.1.2). Najmniejsza wartość ($5,6 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowała wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego. W pozostałych basenach wartości były praktycznie identyczne: $6,0 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim, $6,2 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim i $6,3 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim. Wartości te były mniejsze zaledwie o 2 do 3 Bq m^{-3} od wartości odnotowanych w 2006 roku, w którym średnie stężenia ^{90}Sr wynosiły odpowiednio: $7,9 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim, $8,3 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $9,2 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim i $9,0 \text{ Bq m}^{-3}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Największa zmiana w stosunku do roku poprzedniego została odnotowana we wschodnim Basenie Gotlandzkim, gdzie średnie stężenie zmalało o $2,4 \text{ Bq m}^{-3}$. W przypadku pozostałych obszarów oceny stężenia pozostały praktycznie na niezmiennym poziomie.

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

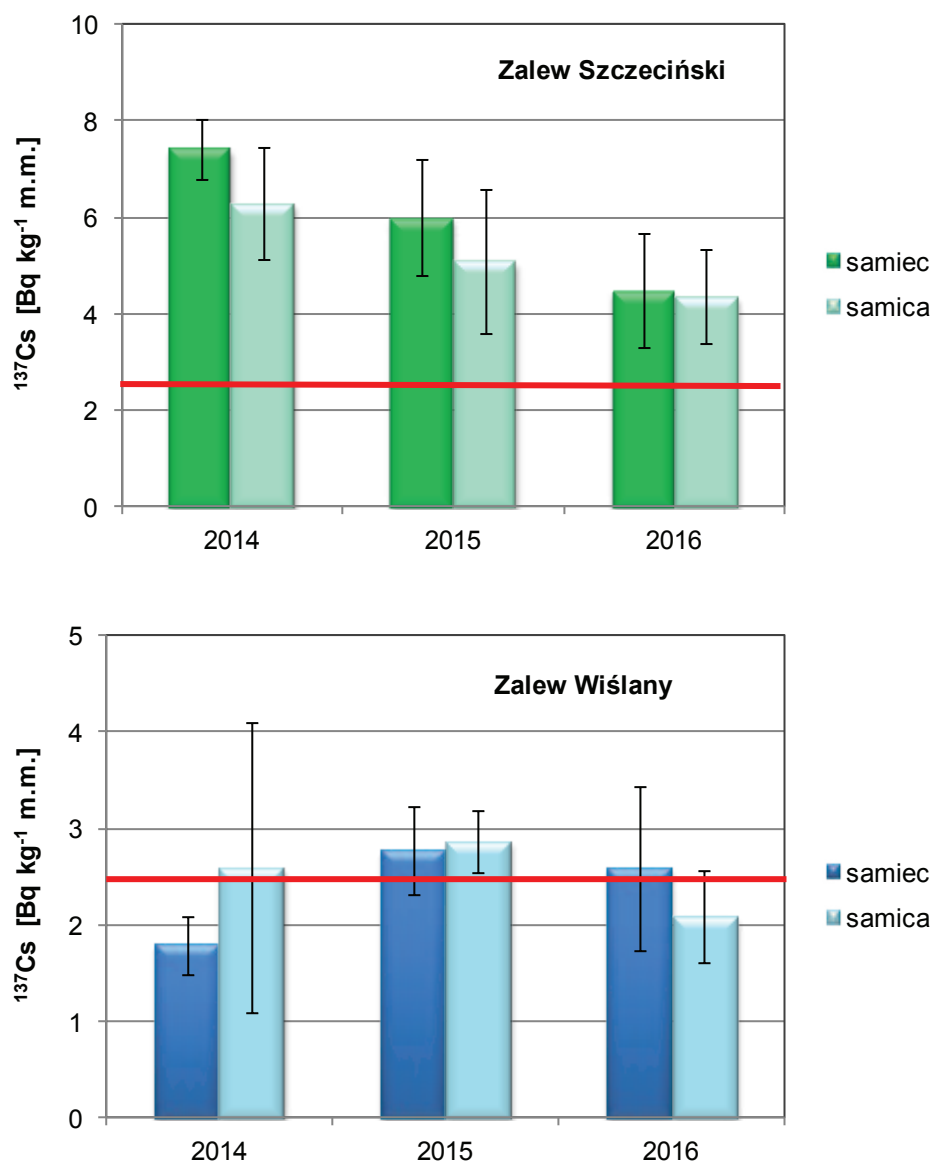


Rys. II.4.2.1.2. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2006-2016, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

W 2016 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, analizy mające na celu określenie stężeń promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) odłowionych w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim. Aktywności ^{137}Cs w rybach z Zalewu Szczecińskiego zmieniały się w węższym zakresie niż miało to miejsce w roku poprzednim: od $3,6$ do $6,2 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w przypadku samic i od $3,1$ do $6,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w przypadku samców (rys. II.4.2.1.3). Wartości średnie dla obu płci były bardzo wyrównane i wynosiły odpowiednio $4,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samice i $4,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ – samce i były nieco niższe niż obserwowane w roku poprzednim: $6,3 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $7,4 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Biorąc pod uwagę okres badań od 2014 do 2016 można stwierdzić pewną tendencję spadkową w zakresie stężeń ^{137}Cs w okoniach z Zalewu Szczecińskiego (rys. II.4.2.1.3). W Zalewie Wiślanym stężenia w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach, wartości średnie wynosiły odpowiednio $2,1 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samice) i $2,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samce) i były bardzo zbliżone do wartości obserwowanych w roku poprzednim: $2,9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samice) i $2,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (samce).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), **stan środowiska Zalewu Szczecińskiego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs należy uznać za umiarkowany, co oznacza stan nieodpowiedni według RDSM, natomiast w Zalewie Wiślanym średnia wartość, bez podziału na płeć, wskazuje na stan dobry.**



Rys. II.4.2.1.3. Stężenia ^{137}Cs w okoni (Perca fluviatilis) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2016 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

II.4.2.2. Metale ciężkie

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2016 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach i osadach morskich. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (rys. II.1.1). Jako wartości graniczne, determinujące określony stan środowiska morskiego – GES/subGES – dla ołowiu i rtęci przyjęto poziomy zalecane przez wytyczne KE oraz regionalne konwencje (Anon. 2013b, HELCOM 2012, OSPAR 2009). W przypadku kadmu wartość graniczną dobrego stanu środowiska morskiego wyznaczono na podstawie serii danych stężeń kadmu w wątrobach śledzia obejmujących lata 1985-2015. Przyjęto, że wartość graniczną pomiędzy stanem dobrym i złym określa 15 percentyl, któremu odpowiada stężenie Cd w wątrobie ryb na poziomie 0,288 mg kg⁻¹ m.m.

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań osadów dennych oraz śledzia z łowiska władysławowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska

kołobrzESCO-darłowskiEGO, storni z Zatoki Pomorskiej oraz osadów z Głębi Bornholmskiej. Bazą do oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach odławianych w rejonie Rowów i Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobach i tkance mięśniowej okonia. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2016 roku.

Ryby i małże

W tabeli II.4.2.2.1 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2016 r. na tle średnich stężeń (wartości w nawiasach) z dziesięciolecia lub krótszego okresu pomiarów. Rtęć oznaczano w tkance mięśniowej ryb, natomiast kadm i ołów w wątrobach. Podane wartości dotyczą zawartości metali w mokrej masie próbek.

Stężenia kadmu w wątrobach ryb były zależne od badanego gatunku. Pomiary wykazały, że wątroby śledzia z Basenu Gotlandzkiego i Bornholmskiego charakteryzują się najwyższym stężeniem kadmu odpowiednio - 0,585 i 0,500 mg kg⁻¹ m.m. Stężenia kadmu w wątrobach okoni z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego były wielokrotnie niższe - 0,040 i 0,091 mg kg⁻¹ m.m. Stężenia kadmu w storniach (0,263 i 0,217 mg kg⁻¹ m.m.) były około 50% niższe w porównaniu ze stężeniem w śledziach. Stężenie ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,028 - 0,043 mg kg⁻¹ m.m. W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci (0,040 - 0,069 mg kg⁻¹ m.m.), a jej stężenie w śledziu było na wyraźnie niższym poziomie (0,022 - 0,034 mg kg⁻¹ m.m.).

Średnie stężenia metali ciężkich w wieloleciu w omułkach pochodzących ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego są znacznie niższe od ich stężeń w omułkach odławianych w Zatoce Gdańskiej. W omułkach odłowionych w Basenie Bornholmskim w 2016 r., stężenia kadmu i ołowiu były niższe odpowiednio o 14% i 40%, a rtęci wyższe o 50% w porównaniu z ich stężeniami w małżach pozyskanych z Zatoki Gdańskiej.

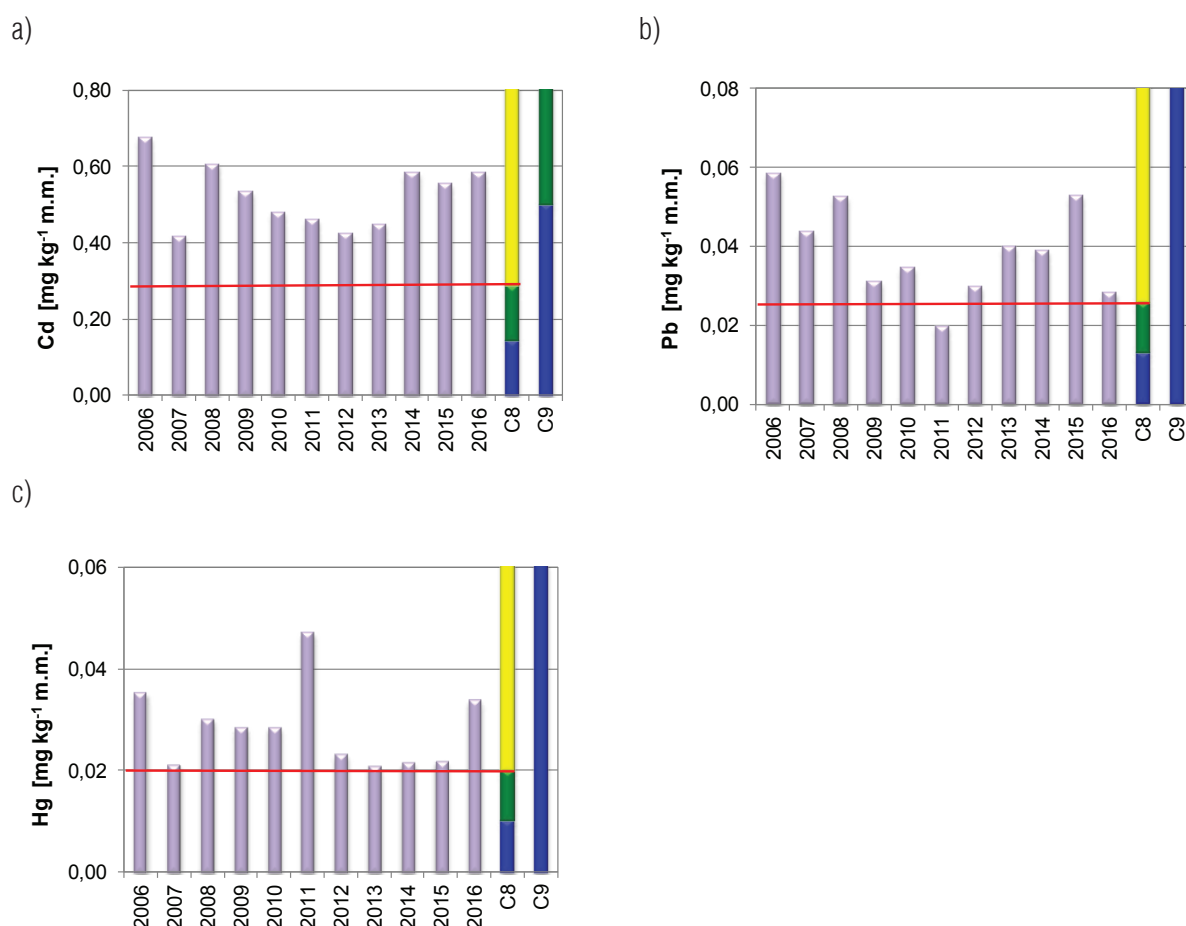
Tabela II.4.2.2.1. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2016 r.; w nawiasach średnia z okresu 2006-2015

Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg ⁻¹ m.m.]	Pb [mg kg ⁻¹ m.m.]	Hg [mg kg ⁻¹ m.m.]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,585 (0,563)	0,028 (0,051)	0,034 (0,028)
Basen Bornholmski	śledź	0,500 (0,481)	0,041 (0,038)	0,022 (0,025)
	stornia	0,263 (0,245) ¹	0,043 (0,050) ¹	0,040 (0,038) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omulek	0,123 (0,106) ¹	0,077 (0,042) ¹	0,006 (0,007) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,143 (0,236)	0,136 (0,136)	0,004 (0,010)
Zalew Szczeciński	okoń	0,040 (0,059) ²	0,034 (0,019) ²	0,041 (0,074) ²
Zalew Wiślany	okoń	0,091 (0,107) ²	0,033 (0,023) ²	0,069 (0,080) ²
Basen Gdański	stornia	0,217 ³	0,041 ³	0,058 ³

¹ - średnia wartość stężenia z lat 2012-2015, ² - średnia wartość stężenia z lat 2014-2015, ³ - stężenie z 2016 r.

W okresie 2006-2012 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu $0,580 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego (rys. II.4.2.2.1 a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES ($0,026 \text{ mg kg}^{-1}$) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w 2006 r. - $0,058 \text{ mg kg}^{-1}$ (rys. II.4.2.2.1 b). Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (rys. II.4.2.2.1 c). Najwyższe stężenie rtęci, $0,047 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, stwierdzono w 2011 r. W latach 2012-2015 i w 2007 r. stężenia rtęci nieznacznie przekraczały granicę GES/subGES $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$

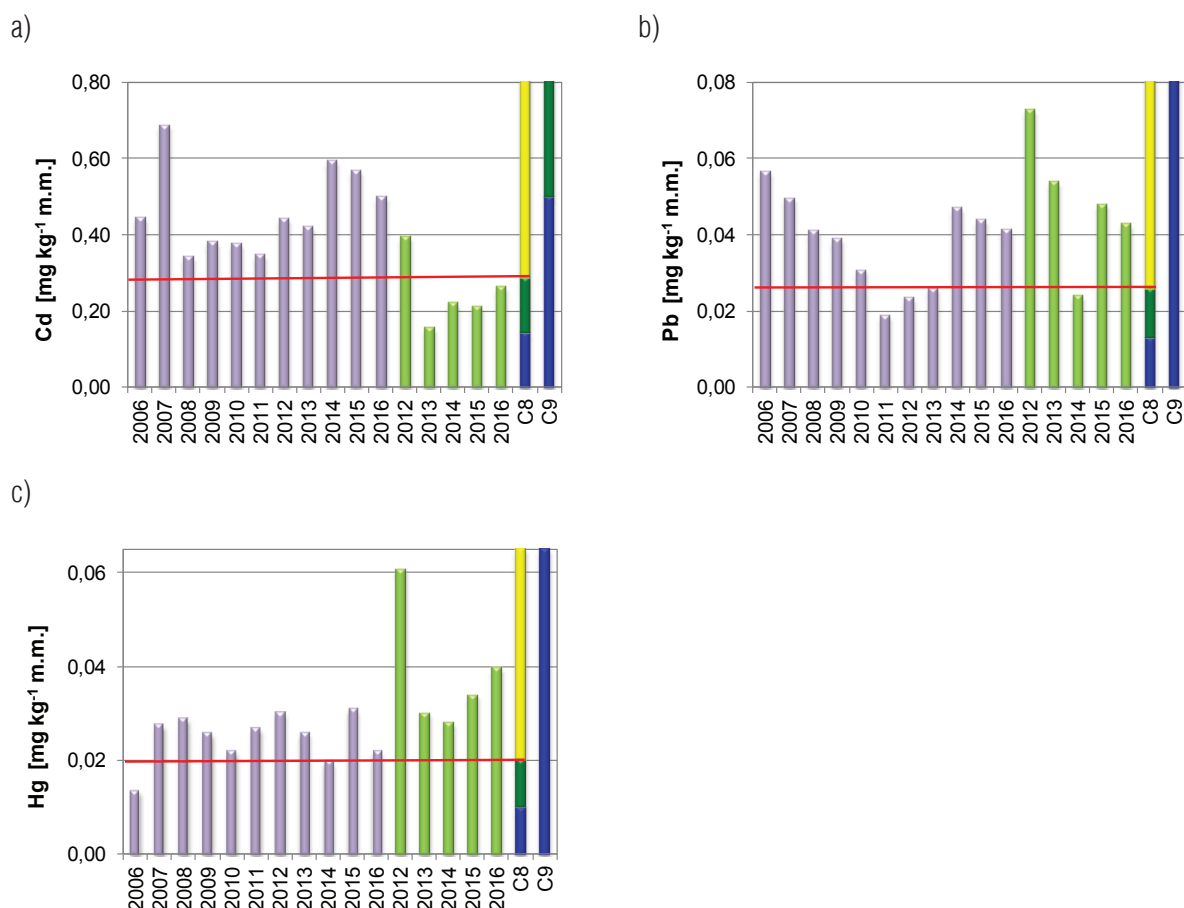
W 2016 roku, stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach śledzia przekroczyły granice GES/subGES dla cechy C8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako umiarkowanie zanieczyszczony, a więc nieodpowiedni (subGES).



Rys. II.4.2.2.1. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2006-2016; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

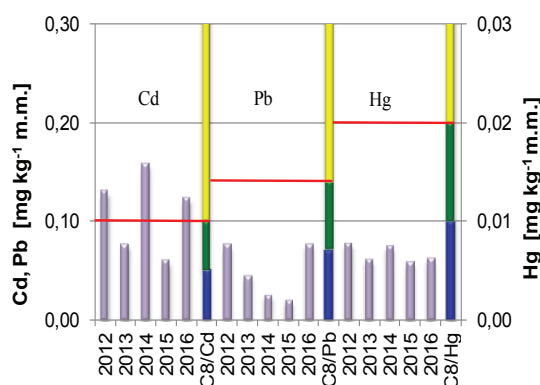
Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje wody Basenu Bornholmskiego jako umiarkowanie zanieczyszczone w całym okresie 2006-2016 (rys. II.4.2.2.2 a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2011-2013 (rys. II.4.2.2.2 b). Poziom rtęci w tkance śledzia (z wyjątkiem lat 2006 i 2014) przekroczył wartość graniczną GES - $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (rys. II.4.2.2.2 c). Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w latach 2013-2016 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu, z wyjątkiem roku 2014 oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekracza poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (rys. II.4.2.2.2).

Ponieważ pięć z sześciu wartości stężeń omawianych metali przekracza granicę GES cechy C8, kwalifikując śledzia i stornię z Basenu Bornholmskiego jako umiarkowanie zanieczyszczone, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



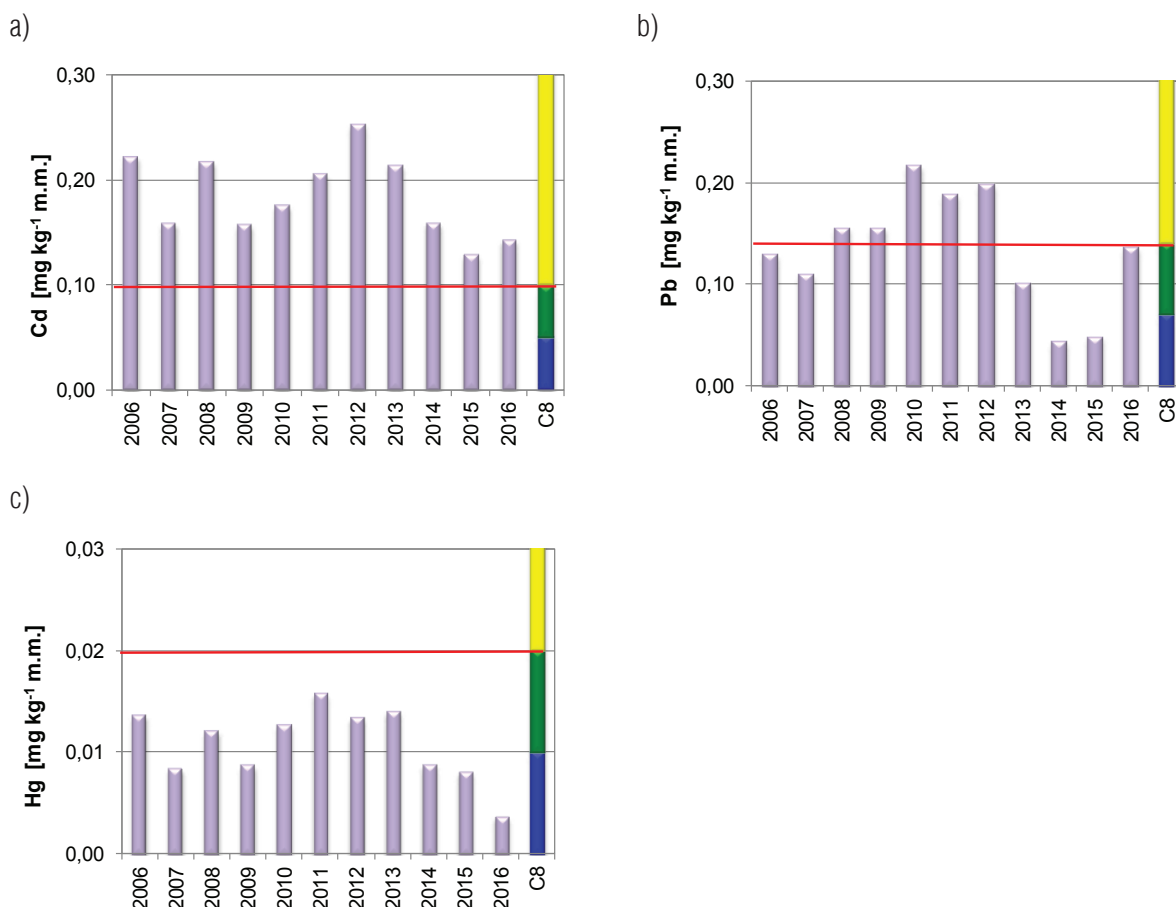
Rys. II.4.2.2.2. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2006–2016 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2016 (słupki zielone); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

Monitoring wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi prowadzony jest od 2012 roku w oparciu o stężenia metali w małżach odławianych w rejonie Rowów. W tym okresie poziom kadmu w małżach wskazywał na umiarkowane zanieczyszczenie tym pierwiastkiem w 2012, 2014 i 2016 roku oraz dobry stan wód w 2013 i 2015 roku (rys. II.4.2.2.3). Pod względem stężenia ołowiu w małżach, stan wód należy ocenić jako dobry i bardzo dobry w całym okresie pomiarów. W przypadku rtęci w całym okresie pomiarów, stężenie w małżach wskazuje na bardzo dobry stan wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, pod względem zanieczyszczenia tym metalem.



Rys. II.4.2.2.3. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2012–2016; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku

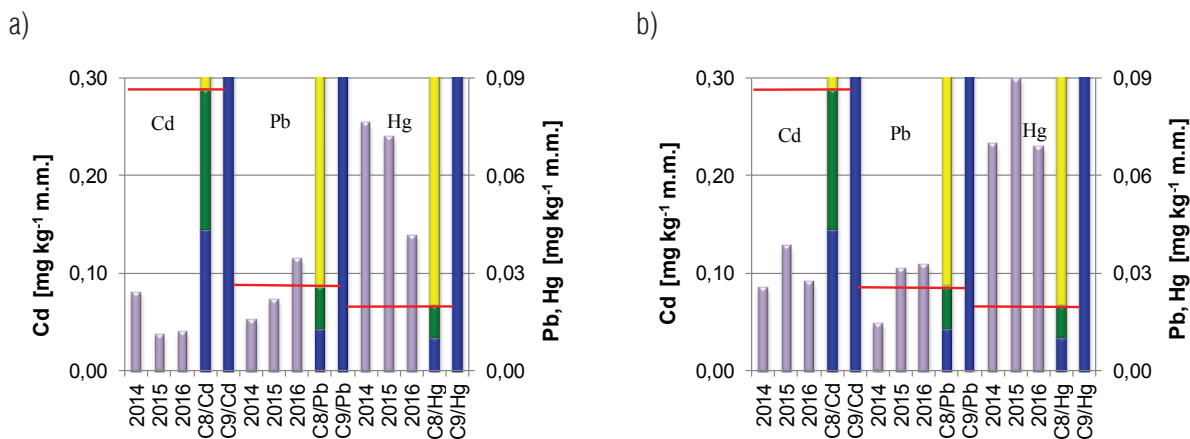
Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2006-2016) przekraczało poziom $0,01 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, określający dobry stan środowiska co wskazuje na umiarkowane zanieczyszczenie strefy przybrzeżnej tym metalem (rys. II.4.2.2.4 a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2008-2012 wody przybrzeżne były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem, natomiast stan dobry obserwowano w latach 2006-2007, 2013 i 2016 oraz bardzo dobry w latach 2014-2015 (rys. II.4.2.2.4 b). Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej $0,016 \text{ mg kg}^{-1}$ w 2011 roku do najniższej $0,004 \text{ mg kg}^{-1}$ w 2016 roku. Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się na poziomie właściwym dla dobrego i bardzo dobrego stanu wód (rys. II.4.2.2.4 c).



Rys. II.4.2.2.4. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2006-2016; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku

Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odławianego w latach 2014-2016. Stężenia kadmu w wątrobach okonia pochodzącego z obu zalewów mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (rys. II.4.2.2.5 a, b). Średnie stężenie kadmu w okoniu z Zalewu Wiślanego było dwukrotnie wyższe od jego stężenia w okoniu odławianym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobie okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 i 2015 oraz w okoniu z Zalewu Wiślanego w roku 2014 nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1}$ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem. W 2016 r., stężenie ołowiu w wątrobach okoni z obu zalewów przekroczyło wartość graniczną dobrego stanu wód. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okoni z obu zalewów znacznie przekroczyło granicę dobrego stanu dla rtęci $0,020 \text{ mg kg}^{-1}$ w całym okresie pomiarów.

Z uwagi na to, że w 2016 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, wody Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako umiarkowanie zanieczyszczone tymi metalami i ich stan jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.4.2.2.5. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2016; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku, C9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

W 2016 roku po raz pierwszy pozyskano stornię do oceny stanu wód Basenu Gdańskiego. Stężenia metali w tkankach storni z Basenu Gdańskiego były na podobnym poziomie jak w storni z Zatoki Pomorskiej. Stężenie kadmu mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu wód. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej (tab. II.4.2.2.1) przekroczyły poziomy graniczne dla dobrego stanu środowiska wg cechy C8. W związku z powyższym stan wód Basenu Gdańskiego należy uznać jako nieodpowiedni – subGES.

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu i ołowiu w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej ryb przeznaczonych do spożycia wynoszą odpowiednio: $1,00 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, $1,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (HELCOM 2012). Stężenia metali w śledziu, storni i okoni w całym okresie pomiarów nie przekroczyły podanych wartości. Biorąc pod uwagę powyższe należy stwierdzić, że stężenia metali ciężkich w rybach odłowionych w polskich obszarach morskich Bałtyku w 2016 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy C9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry – GES.

Osady

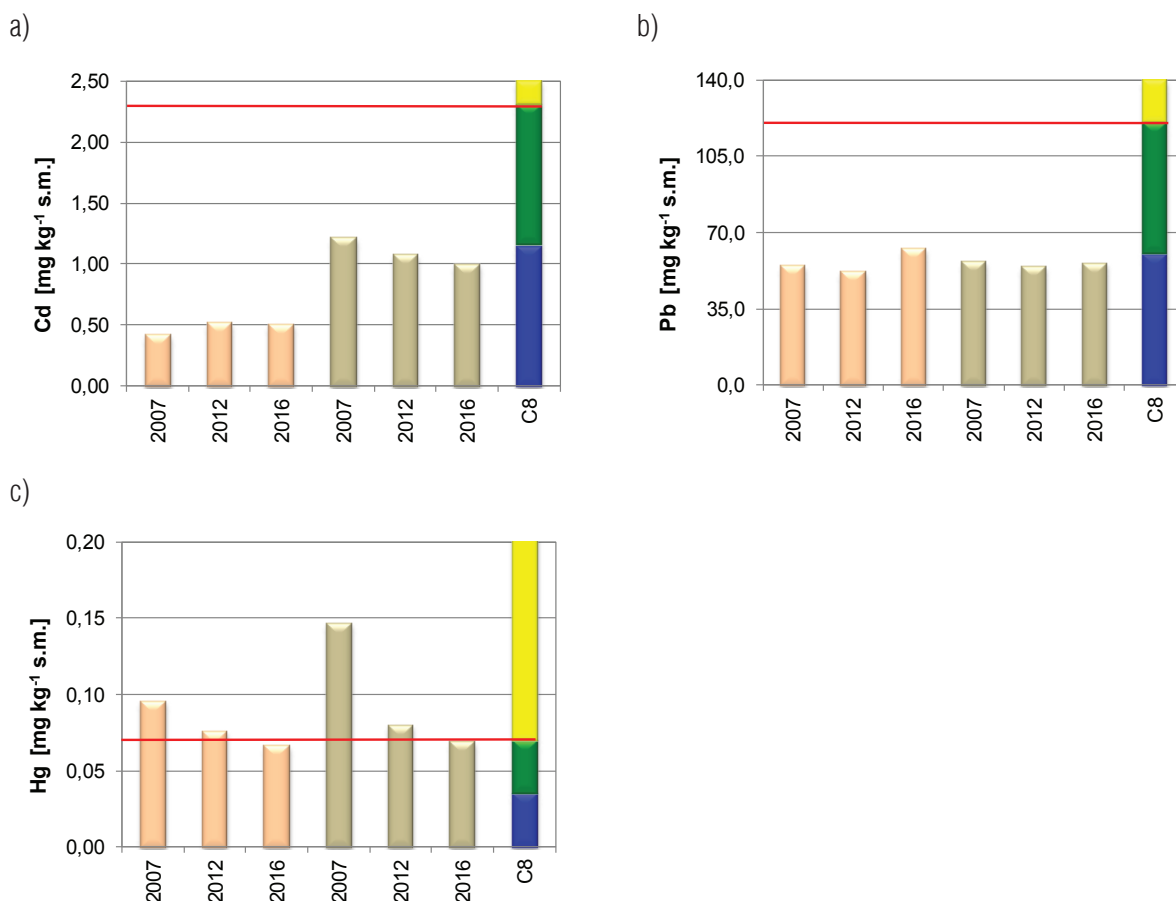
Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w osadach morskich pozyskanych latach 2007, 2012 i 2016 z Basenu Gotlandzkiego ($55^{\circ}33,18' \text{ N}$, $18^{\circ}24,0' \text{ E}$) i Głębi Bornholmskiej ($55^{\circ}15,0' \text{ N}$, $15^{\circ}59,0' \text{ E}$). W tab. II.4.2.2.2 przedstawiono wyniki oznaczeń kadmu, ołowiu i rtęci w warstwie powierzchniowej osadów o grubości 2 cm. Stężenia ołowiu i rtęci w osadach z obu akwenów 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.

Tabela II.4.2.2.2. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w osadach morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego w latach 2007-2016

Podakwen	Rok	Cd [mg kg^{-1}]	Pb [mg kg^{-1}]	Hg [mg kg^{-1}]
wschodni Basen Gotlandzki	2007	0,418	54,9	0,096
	2012	0,521	52,4	0,076
	2016	0,512	62,6	0,067
Basen Bornholmski	2007	1,217	56,7	0,147
	2012	1,080	54,5	0,080
	2016	1,004	55,8	0,069

Aby stan środowiska morskiego uznać za dobry, stężenia metali ciężkich w osadzie morskim nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu, ołowiu i rtęci wynoszą odpowiednio: $2,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$, $120 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i $0,07 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Stężenie kadmu i ołowiu w osadach z Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego mieściło się w granicach określonych dla bardzo dobrego i dobrego stanu wód (rys. II.4.2.2.6 a, b). Stężenie rtęci przekroczyło granicę GES ($0,07 \text{ mg kg}^{-1}$) w latach 2007 i 2012. W tym okresie środowisko obu akwenów należy ocenić jako umiarkowanie zanieczyszczone rtęcią, a stan jako nieodpowiedni – subGES (rys. II.4.2.2.6 c).

W 2016 stężenia metali w osadach wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego nie przekroczyły poziomów granicznych dla dobrego stanu wód wg cechy C8. W związku z powyższym, stan środowiska obu akwenów należy uznać jako odpowiedni pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi – GES.



Rys. II.4.2.2.6. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w osadzie dennym [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140 – słupki pomarańczowe) i Basenu Bornholmskiego (st. P5 – słupki brązowe) w latach 2007-2016; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; C8 – substancje niebezpieczne w środowisku

Rośliny makrofytobentosowe

W 2016 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofytobentosowych. 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 makrofytobentosu. 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 (rys. II.4.2.2.7-10) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie

pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach.

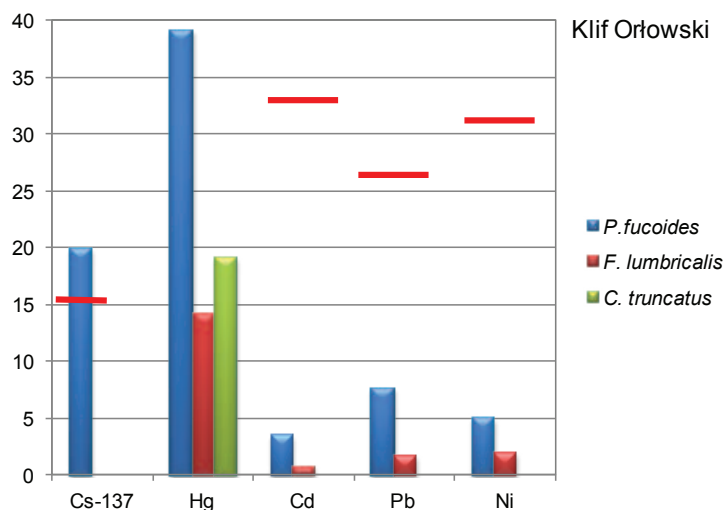
W 2016 roku, podobnie jak w latach poprzednich, największymi stężeniami zarówno metali ciężkich, jak i ^{137}Cs charakteryzowała się *P. fucooides*. Średnie aktywności ^{137}Cs w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów wynosiły odpowiednio $19,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i $6,8 \text{ Bq kg}^{-1} \text{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

Największe średnie stężenia Hg występowały, podobnie jak w latach poprzednich, w *P. fucooides*. Wynosiły one odpowiednio $39,1 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w rejonie Klifu Orłowskiego, $27,9 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w rejonie Rowów oraz $26,4 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w rejonie Ławicy Słupskiej. Zbliżone wartości zawartości Hg, przekraczające $20 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ 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 $19 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie zbliżonym do poziomu obserwowanego w przypadku alg. Stężenia Hg wynosiły odpowiednio $21,3 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w przypadku *Z. palustris*, $17,9 \text{ } \mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w przypadku *S. pectinata*.

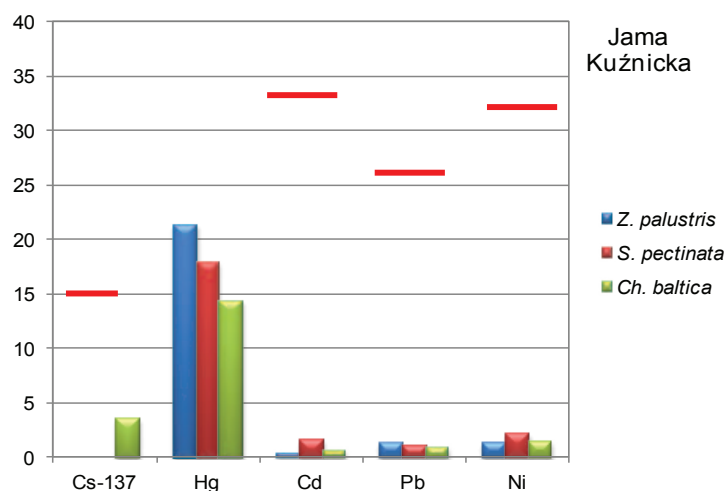
Stężenie Pb w *P. fucooides* w rejonach Klifu Orłowskiego wynosiło $7,6 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ i było zdecydowanie wyższe od odnotowanego w rejonie Rowów ($1,8 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$). Bardzo niskie stężenie Pb odnotowano w przypadku pozostałych krasnorostów. Zmieniały się one w zakresie od $0,4 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ w przypadku *F. lumbricalis* w rejonie Rowów i *C. diaphanum* w rejonie Ławicy Słupskiej do $1,8 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$ – wartości odnotowanej w *F. lumbricalis* w rejonie Klifu Orłowskiego. Stężenia Pb w *Ch. baltica* i roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej pozostawały na poziomie $1 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$

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

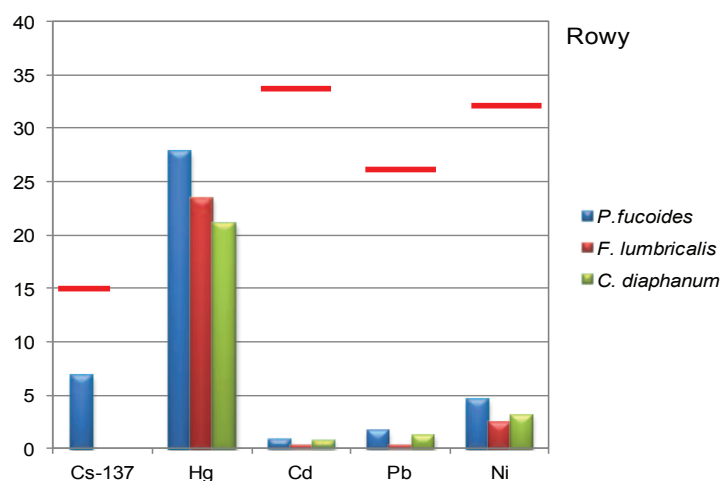
Największe stężenia Ni wystąpiły w *F. lumbricalis* ($12,9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) i *C. truncatus* ($9,9 \text{ mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$) w rejonie Ławicy Słupskiej. W przypadku dwóch pozostałych lokalizacji, specyficznych dla występowania krasnorostów stężenia Ni pozostawały w zakresie od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



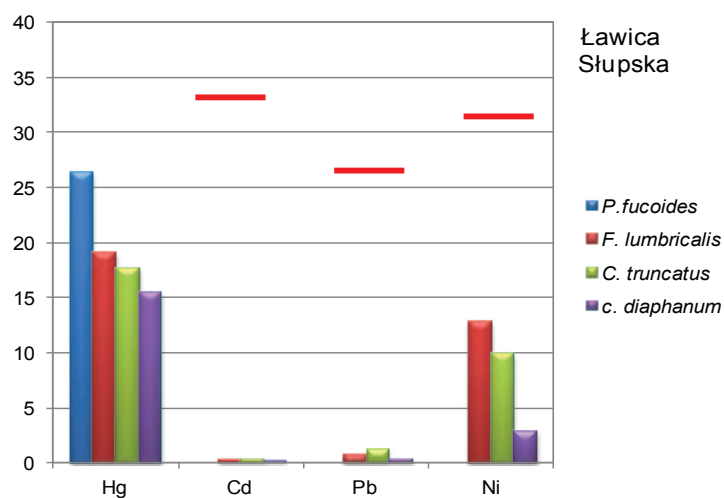
Rys. II.4.2.2.7. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi)



Rys. II.4.2.2.8. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

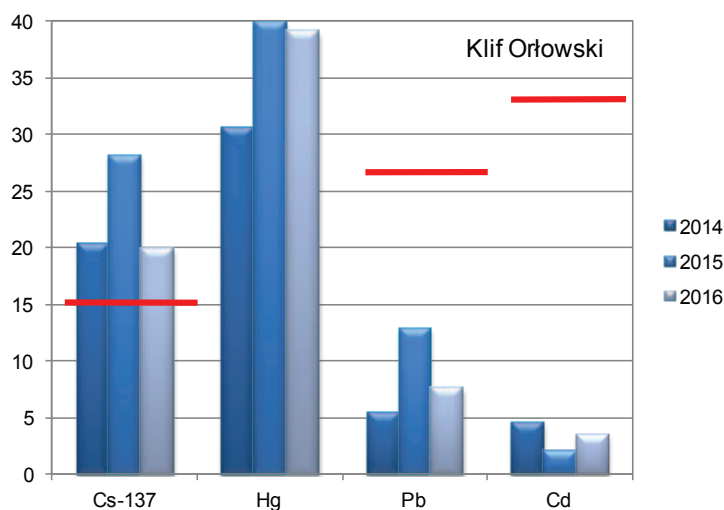


Rys. II.4.2.2.9. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - przypadku Hg granica poza zakresem osi)



Rys. II.4.2.2.10. Stężenia Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w czterech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2016 r. (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

Z porównania stężeń monitorowanych w latach 2014-2016 substancji niebezpiecznych w tkankach *P. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego (rys. II.4.2.2.11) wynika, że stężenia te zmieniają się w pewnych granicach, brak jest jednak jednoznacznych zmian, które wskazywałyby na określone zmiany w środowisku. Tylko w przypadku ^{137}Cs można oczekiwać spadku związanego głównie z rozpadem promieniotwórczym, ale dotyczy to dłuższego okresu monitorowania.



Rys. II.4.2.2.11. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [μg kg⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg⁻¹ s.m.] w *P. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2016 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

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

II.4.2.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

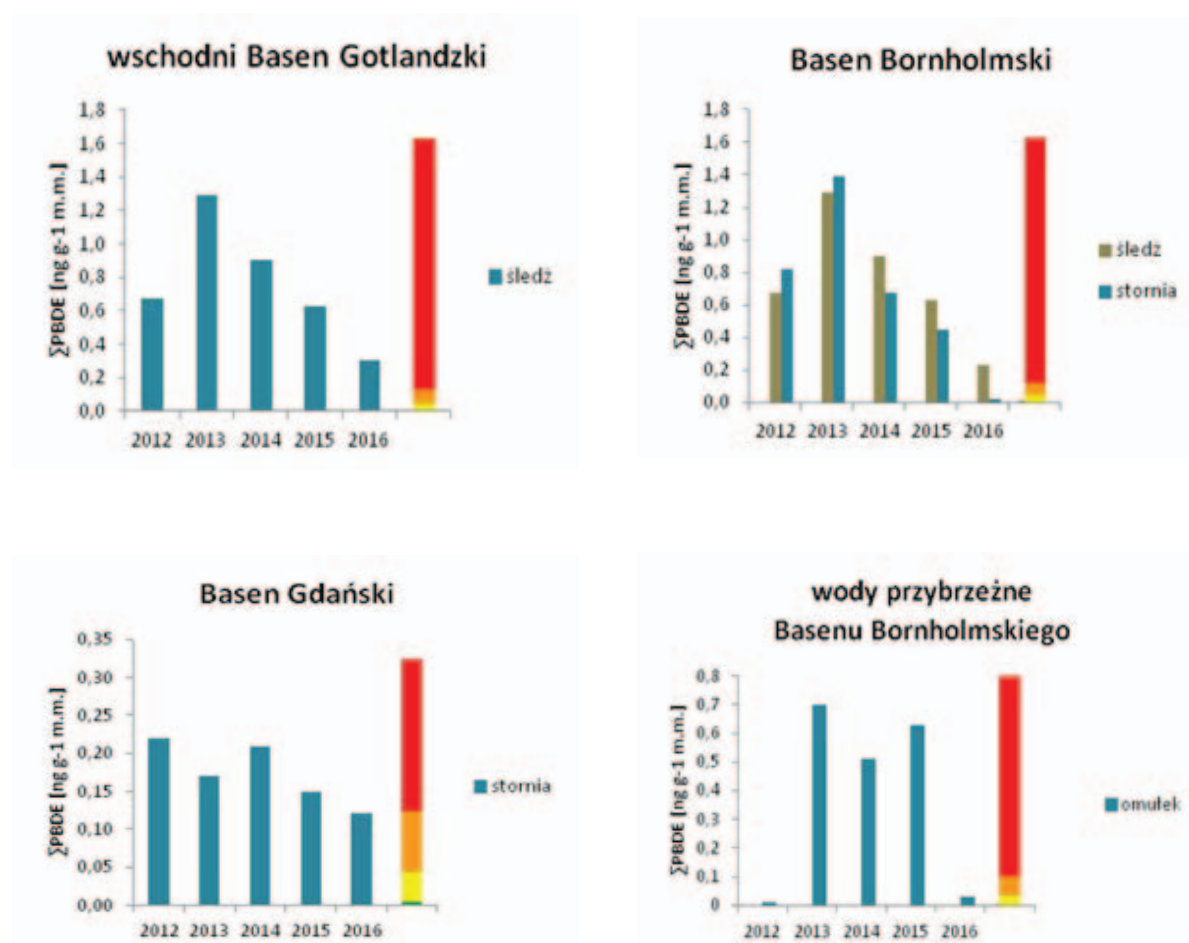
Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2016 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenylesterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (rys. II.1.1), zgodnie z podziałem zaproponowanym w „Strategii Monitoringu i Ocen HELCOM” (2014).

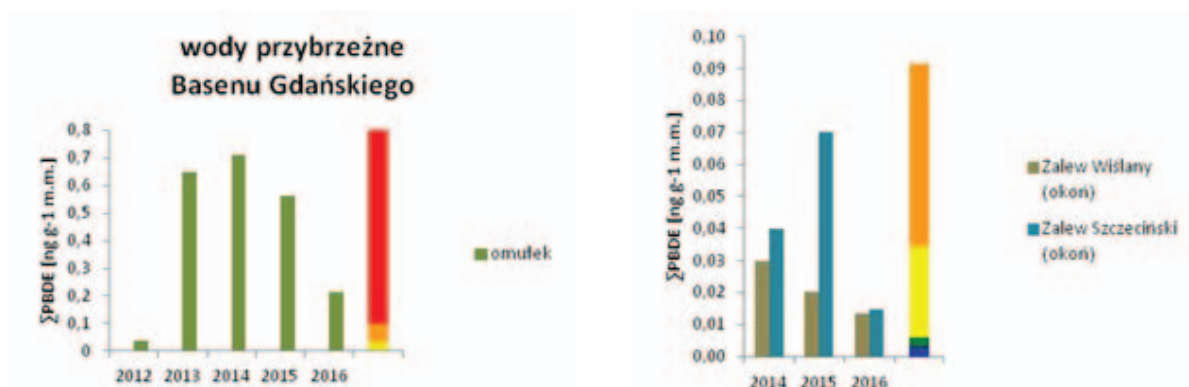
Ocenę stanu środowiska Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono w oparciu o zawartość polibromowanych difenylesterów (PBDE) w okoniu (*Perca fluviatilis*). Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych z okolic Rowów. Ocenę

stanu środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego przeprowadzono na podstawie wartości stężeń analitu w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) z łowiska władystawowskiego, a Basenu Bornholmskiego w oparciu o zawartości PBDE w śledziu pochodzącego z łowiska kołobrzESCO-darłowskiego oraz stornia (*Platichthys flesus*) z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenyloeterów w storniu odłowionej z Zatoki Gdańskiej, z kolei wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego w tkance miękkiej małży z okolic Sopotu.

Na rysunku II.4.2.3.1 przedstawiono sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), stornia (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) oraz małży (*Mytilus trossulus*) odłowionych w ocenianych akwenach w latach 2012-2016.

W porównaniu do ubiegłych lat badań w 2016 roku zaobserwowano spadek zawartości PBDE we wszystkich badanych akwenach, zarówno w tkankach mięśniowych ryb, jak i tkance miękkiej małży. W 2016 nastąpiła także zmiana wartości progowej dopuszczalnego stężenia sumy 6-ciu kongenerów PBDE, konsekwencją której nastąpiła drastyczna zmiana stanu środowiska morskiego dla wszystkich analizowanych akwenów. W poprzednich latach na podstawie dostępnych danych określono stan środowiska jako dobry (GES), aktualnie w oparciu o nowy target ($0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$) stan środowiska morskiego należy uznać za zły (subGES) dla wszystkich badanych akwenów według RDSM pod względem zanieczyszczenia polibromowanymi difenyloeterami.





Rys. II.4.2.3.1. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2012-2016; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 5-stopniowej (tab. II.4.2.1)

W tabeli II.4.2.3.1 zaprezentowano zawartości heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odłowionych z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego na przestrzeni 5-ciu lat badań.

Tabela II.4.2.3.1. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012-2016; kolor komórek wskazuje ocenę wg 5-stopniowej klasyfikacji - GES wg RDSM (tab. II.4.2.1)

Akwen	Gatunek	HBCDD				
		2012	2013	2014	2015	2016
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04	0,022
Basen Gdański	stornia	bd	bd	bd	bd	0,051
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	1,02	1,14	1,18	0,56	0,672
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,05	1,28	0,62	0,25	0,098
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037

b.d. – brak danych

W 2016 roku stężenie HBCDD w tkankach organizmów morskich w większości badanych akwenach było niższe niż w ubiegłym roku. Wyjątek stanowi śledź pobrany z łowiska kołobrzeczno-darłowskiego (Basen Bornholmski) oraz omułki z okolic Sopotu (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego), gdzie nastąpił wzrost stężenia analitu w porównaniu z 2015 r. Na podstawie otrzymanych wartości stężeń HBCDD w organizmach morskich stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za bardzo dobry według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym dobry (GES) według RDSM.

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

W 2016 roku po raz trzeci przeprowadzono badania zawartości sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w 5-ciu akwenach: wschodni Basen Gotlandzki, Basen Bornholmski, Basen Gdański, Zalew Wiślaný oraz Zalew Szczeciński (tab. II.4.2.3.2).

W większości badanych akwenów zaobserwowano wzrost wartości stężeń PFOS w porównaniu do 2015 roku. Jedynie w śledziu odłowionym z Basenu Bornholmskiego oraz storni z wód Basenu Gdańskiego nastąpił spadek wartości badanego analitu w porównaniu z ubiegłym rokiem. Podobnie jak w latach poprzednich najwyższe wartości stężeń uzyskano dla okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego, co wynika prawdopodobnie ze znacznego udziału wód lądowych w obszarach zalewowych. Stężenia PFOS w tych akwenach były kilkukrotnie wyższe w porównaniu do pozostałych.

W oparciu o uzyskane zawartości sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) uznaje się stan środowiska morskiego jako dobry (GES) wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

Tabela II.4.2.3.2. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2016; kolor komórek wskazuje ocenę wg 5-stopniowej klasyfikacji - GES wg RDSM (tab. II.4.2.1)

Akwen	Gatunek	PFOS		
		2014	2015	2016
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771
	stornia	0,365	0,615	0,818
Basen Gdański	stornia	bd	bd	0,937
Zalew Wiślaný	okoń	2,214	1,554	2,899
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358

b.d. – brak danych

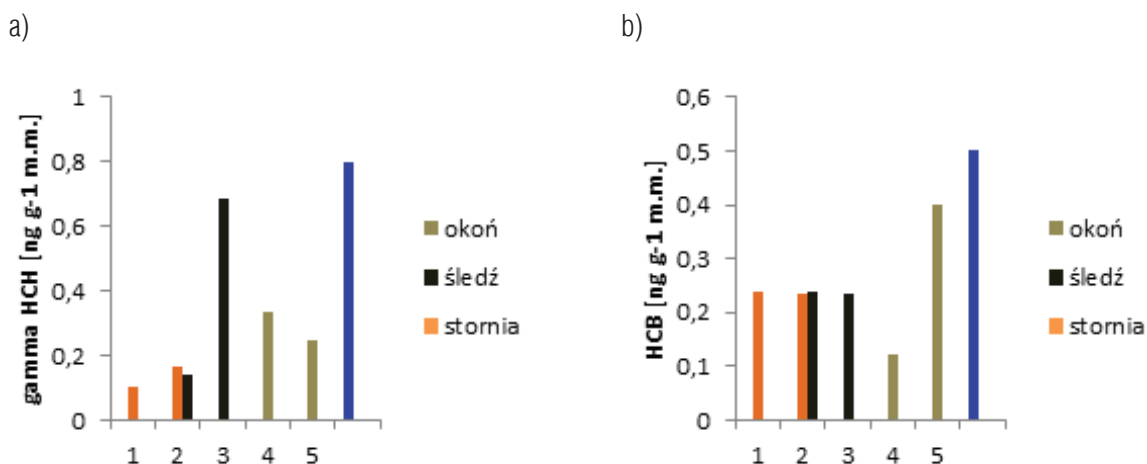
Związki chloroorganiczne

W 2016 roku przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α -, β -endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB28, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003).

Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb i małży odłowionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzewsko-darłowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omułka jadalnego z okolic Sopotu), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka miękka omułka jadalnego odłowionego z obszaru głazowiska Rowy) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (Gustavson i Jonsson 1999, Falandysz i in. 2002).

Ocenę stanu środowiska morskiego wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego pod względem zanieczyszczenia heksachlorobenzenem (HCB) i lindanem (gamma HCH) wykonano w oparciu o wartości docelowe. Na wykresach (rys. II.4.2.3.2) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH uzyskane w 2016 r. w tkankach mięśniowych ryb w obu omawianych akwenach.

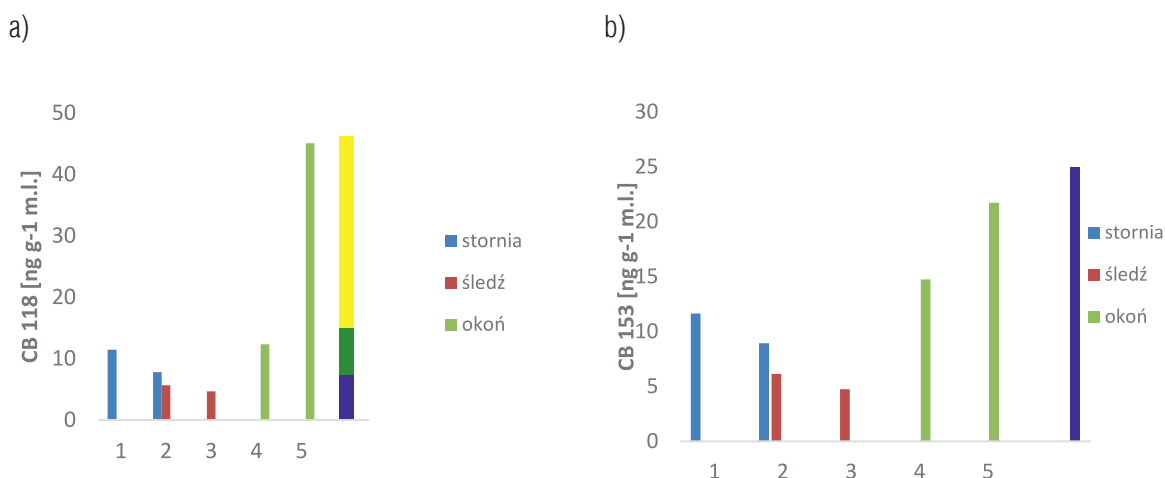
Badania zawartości lindanu (HCH) oraz heksachlorobenzenu (HCB) w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2006-2016 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

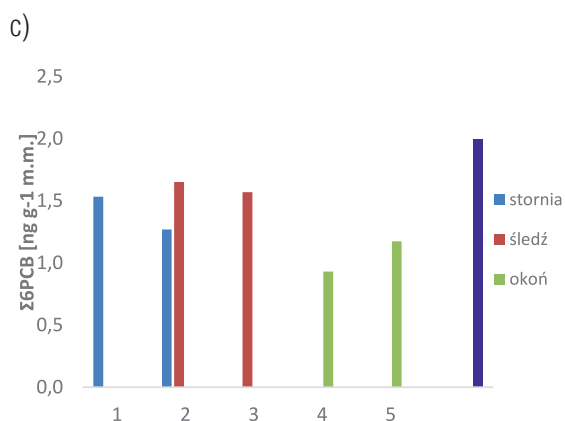


Rys. II.4.2.3.2. Średnie stężenie lindanu g-HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2016 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślan, 5 - Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 5-stopniowej - GES wg RDSM (tab. II.4.2.1)

W 2016 r. na podstawie uzyskanych wartości stężeń kongenerów polichlorowanych bifenyli: CB28, CB52, CB101, CB138 i CB180 w tkankach mięśniowych śledzia złowionych w całym obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku wskazywały bardzo dobry stan środowiska według 5-stopniowej klasyfikacji i tym samym dobry stan – GES – według wymogów RDSM.

Rysunek II.4.2.3.3 przedstawia średnie stężenie CB118, CB153 oraz Σ6 PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzESCO-darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa stornia z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). Zawartości CB118 w tkankach mięśniowych ryb w większości badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska – GES wg klasyfikacji RDSM, wyjątek stanowi Zalew Szczeciński gdzie uzyskane wartości stężeń wskazują umiarkowany stan środowiska wg 5-stopniowej klasyfikacji, odpowiadając stanowi nieodpowiedniemu – subGES wg RDSM. Na przestrzeni dziesięciu lat badań CB118 zarejestrowano także nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska. Uzyskane stężenia CB153 w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich analizowanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska – GES wg klasyfikacji RDSM. Ze względu na dość wysokie stężenie graniczne (1600 µg kg⁻¹ m.l.) tego analitu tendencja ta utrzymuje się od 10 lat. (Sapota 2004, 2006).





Rys. II.4.2.3.3. Średnie stężenia CB118 (a), CB153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2016 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 5-stopniowej (tab. II.4.2.1)

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

W 2016 r. dokonano oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(α)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (*Mytilus trossulus*). Małże zostały odłowione z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Stężenie wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w tkance miękkiej małży odniesiono do wartości docelowych, determinujących granice dobrego stanu środowiska morskiego. Porównanie oceny stanu środowiska z latami poprzednimi przedstawiono w tab. II.4.2.3.3 i II.4.2.3.4.

W 2016 r. ponownie w większości uzyskano stężenia wskaźnikowych węglowodorów aromatycznych na niskich poziomach, klasyfikując wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego i wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego jako bardzo dobry wg skali 5-stopniowej, co odpowiada stanowi dobremu (GES) wg RDSM. Wyjątek stanowią zawartości indeno(1,2,3-cd)pirenu w tkankach miękkich małży z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, uzyskane stężenie 8,98 µg kg⁻¹ s.m. świadczy o nieodpowiednim stanie środowiska subGES wg RDSM.

Tabela II.4.2.3.3. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego na tle lat 2013-2016; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej (tab. II.4.2.1)

WWA	2013	2014	2015	2016
Fluoranten	0,45	0,11	0,01	0,03
Benzo(k)fluoranten	0,09	0,12	0,01	0,05
Benzo(a)piren	0,03	0,09	0,01	0,40
Benzo(g,h,i)perylen	0,13	0,18	0,01	0,05
Indeno(1,2,3-cd)piren	8,22	4,63	0,10	3,74

Tabela II.4.2.3.4. Współczynniki skażenia (WS) poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus trossulus*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego na tle lat 2013-2016; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej (tab. II.4.2.1)

WWA	2013	2014	2015	2016
Fluoranten	0,40	0,93	0,02	0,01
Benzo(k)fluoranten	0,01	0,44	0,01	0,01
Benzo(a)piren	0,01	0,62	0,02	0,40
Benzo(g,h,i)perylen	0,08	0,40	0,01	0,01
Indeno(1,2,3-cd)piren	3,51	33,82	0,10	0,01

Organiczne związki cyny

W 2016 r. przeprowadzono badania zawartości związków cynoorganicznych (TBT, DBT, MBT i TPhT) (HELCOM 2009b) w organizmach żyjących w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska Władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska Kołobrzeko-Darłowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omułek jadalny z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej), wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omułek jadalny z obszaru Głazowisko Rowy) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Oceny stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributylcyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).

Uzyskane w 2016 stężenia tributylcyny w tkankach mięśniowych śledzia, storni i okonia wskazują na dobry stan środowiska (GES) wg klasyfikacji RDSM. Podobnie jak w ubiegłym roku spośród badanych ryb z omawianych akwenów, TBT wykryto jedynie w tkankach mięśniowych storni z Zatoki Gdańskiej (Basen Gdański), uzyskując średnie stężenia na poziomie 2,544 ng g⁻¹ m.m. W tkankach mięśniowych ryb z pozostałych lokalizacji analizowane związki występowały w ilościach poniżej granicy oznaczalności (Rantakokko 2010, Filipkowska 2011).

W 2016 r. również jak w 2015 r. wykryto zanieczyszczenie TBT omułka jadalnego z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (okolicz Sopotu) uzyskując kilka jednostek niższe średnie stężenie TBT na poziomie 37,28 ng g⁻¹ s.m. Na podstawie powyższych danych stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TBT w małżach występuje na poziomie nieodpowiednim (subGES) wg RDSM. W tkankach miękkich omułka z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Głazowisko Rowy) uzyskano wartości stężenia poniżej granicy oznaczalności.

Farmaceutyki

W tabeli II.4.2.3.5 zaprezentowano wyniki zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradolu (EEA2) w próbkach wody morskiej z trzech lat badań 2014-2016. Próbki wody pobrano z warstwy powierzchniowej (do 1 m głębokości) z 9 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku.

W 2016 roku uzyskano stężenia poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody dla 17-alfa etynyloestradolu i diklofenaku. W wyniku modyfikacji metody udało się obniżyć wartości limitów oznaczalności dla badanych farmaceutyków w porównaniu do ubiegłych lat (tab. II.4.2.3.5). Jednakże ze względu na to, iż stężenie definiujące granicę pomiędzy dobrym (GES) a nieodpowiednim (subGES) stanem środowiska jest o rząd wielkości mniejsze (0,007 ng dm⁻³) od granicy oznaczalności dla 17-alfa etynyloestradolu nie jest możliwe zakwalifikowanie badanych obszarów morskich według RDSM (GES/subGES). Z kolei wartości uzyskane dla diklofenaku wskazują na dobry stan środowiska (GES) morskiego wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

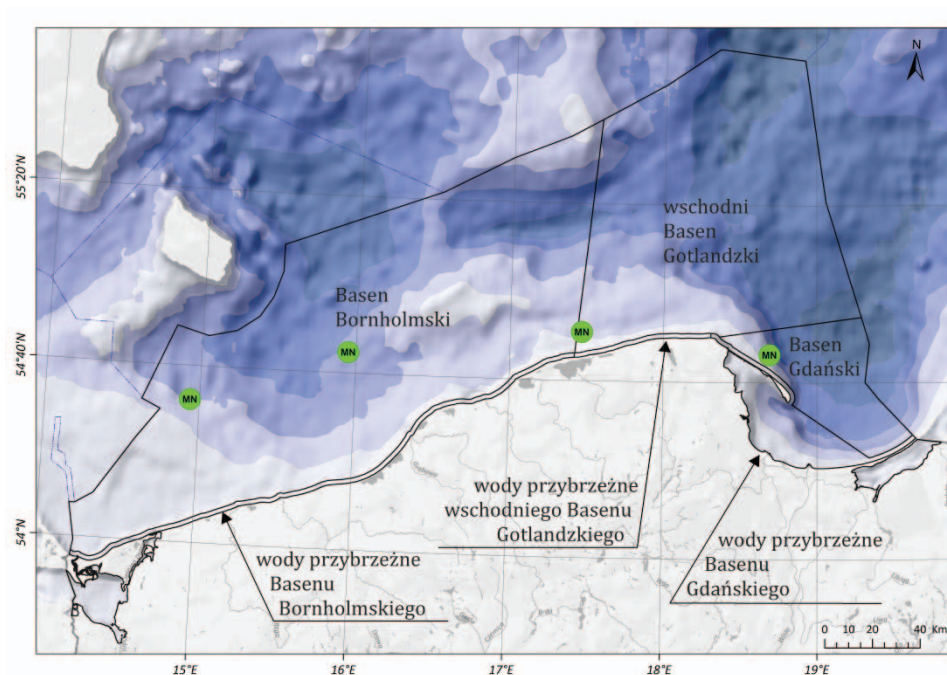
Tabela II.4.2.3.5. Stężenie diklofenaku i 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014-2016; kolor komórek wskazuje ocenę wg skali 5-stopniowej (tab. II.4.2.1)

Akwen	Stacja	Diklofenak [ng dm ⁻³]			EE2 [ng dm ⁻³]		
		2014	2015	2016	2014	2015	2016
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,15	<0,15	<0,1

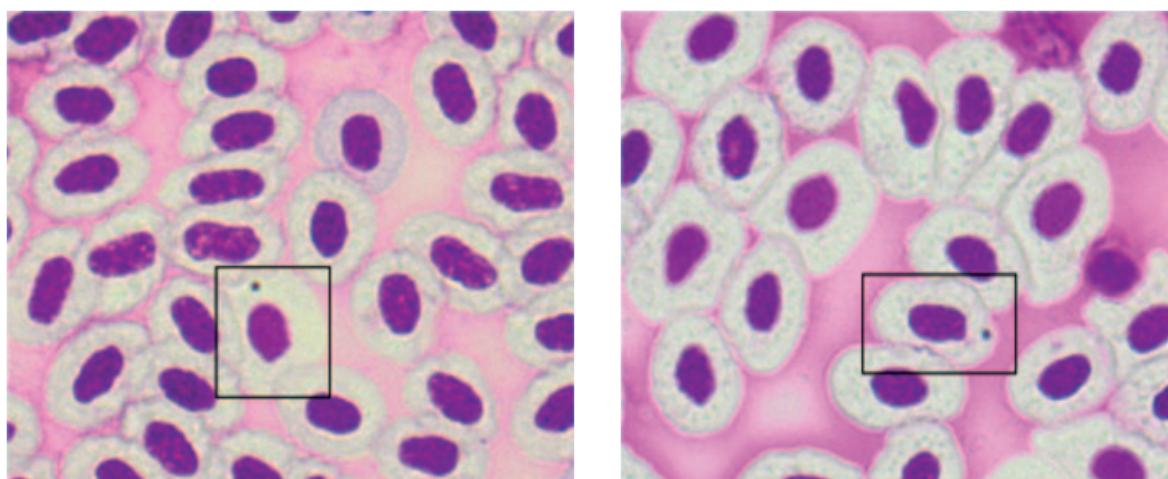
II.4.2.4 Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytogenetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). Liczba mikrojąder powstałych z chromosomów lub ich fragmentów w wyniku opóźnienia podziału komórki jest miarą genotoksyczności określonych substancji obecnych w środowisku. Test ten znajduje szerokie zastosowanie w badaniach toksykologicznych u takich organizmów jak ryby czy bezkręgowce. Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru (Klobuèar i in., 2003; Cavas i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie, badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego kontynuowano również w 2016 roku. Analizie mikroskopowej poddane zostały próbki krwi śledzia bałtyckiego. Krew do badań została pobrana z ryb odłowionych w czterech obszarach południowego Bałtyku (rys. II.4.2.4.1) i naniesiona na szkiełka mikroskopowe (rys. II.4.2.4.2). Analiza polegała na zliczeniu nieprawidłowości występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych zmian przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm (Fenech i in., 2003).

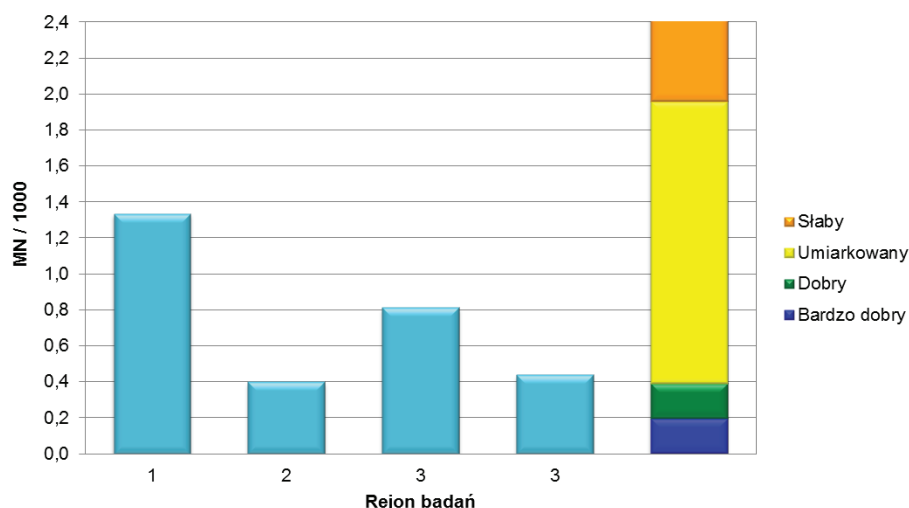


Rys. II.4.2.4.1. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego



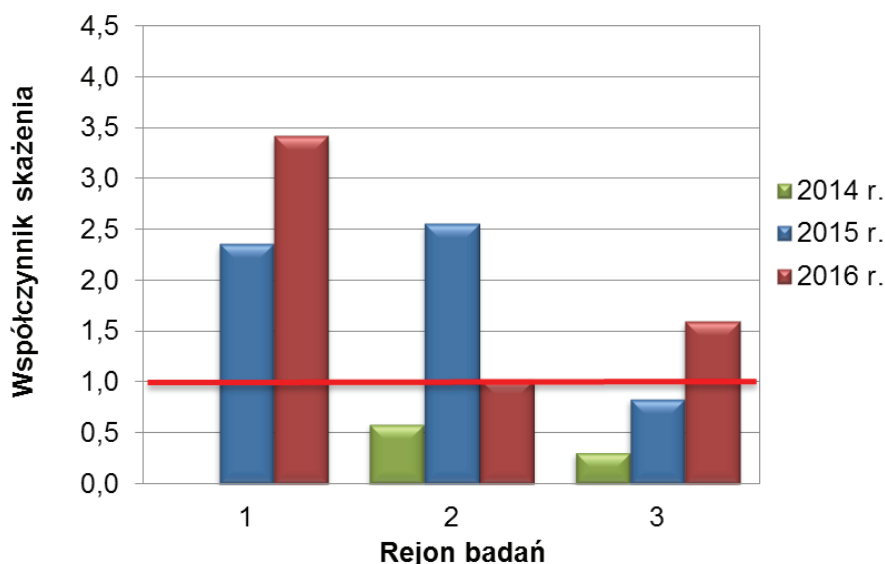
Rys. II.4.2.4.2. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w listopadzie 2016 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN)

W roku 2016 we wszystkich czterech lokalizacjach przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim w zakresie występowania mikrojąder (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego. Najwyższe wartości stwierdzono w Basenie Gdańskim, w którym liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 1,34. W Basenie Bornholmskim odnotowano zmiany komórkowe w zakresie od 0,44 do 0,81 MN (rys. II.4.2.4.3). W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego liczba aberracji wyniosła 0,40, co oznacza, że tylko nieznacznie została przekroczona wartość wyznaczająca granicę pomiędzy dobrym a nieodpowiednim stanem środowiska (rys. II.4.2.4.3).



Rys. II.4.2.4.3. Liczba mikrojąder (MN) przypadająca na 1000 komórek krwi śledzi z wybranych rejonów południowego Bałtyku w 2016 r.; 1 – łowisko władysławowskie S (Basen Gdański), 2 – łowisko uestecko-łebskie (wschodni Basen Gotlandzki), 3 – łowisko kołobrzewsko-darłowskie (Basen Bornholmski), 4 – łowisko bornholmskie S (Basen Bornholmski); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; słupki oceny wg skali 5-stopniowej

Dla każdego rejonu badań został obliczony współczynnik skażenia (WS), który uzyskano poprzez odniesienie otrzymanych wyników do wartości referencyjnych. Na podstawie WS można sklasyfikować stan środowiska morskiego w zakresie substancji zanieczyszczających. W roku 2016 współczynnik skażenia w rejonie Basenu Gdańskiego wyniósł 3,4, co oznacza niewielki wzrost w stosunku do roku 2015, w którym wartość WS wyniosła 2,4 (rys. II.4.2.4.4). Nieznaczny wzrost odnotowano również w przypadku Basenu Bornholmskiego. Współczynnik skażenia wzrósł od 0,3 w 2014 roku do 1,6 w roku 2016 (Zalewska i in. 2015; Łysiak-Pastuszek i in. 2016). Natomiast we wschodnim Basenie Gotlandzkim współczynnik skażenia w roku 2016 wyniósł 1,03 i był zdecydowanie mniejszy w porównaniu do roku poprzedniego (2,5) (rys. II.4.2.4.4).



Rys. II.4.2.4.4. Współczynnik skażenia (WS) wyznaczony na podstawie częstości występowania mikrojąder w krwi śledzi pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2016; 1 – Basen Gdański, 2 – wschodni Basen Gotlandzki, 3 – Basen Bornholmski; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszek i in., 2016)

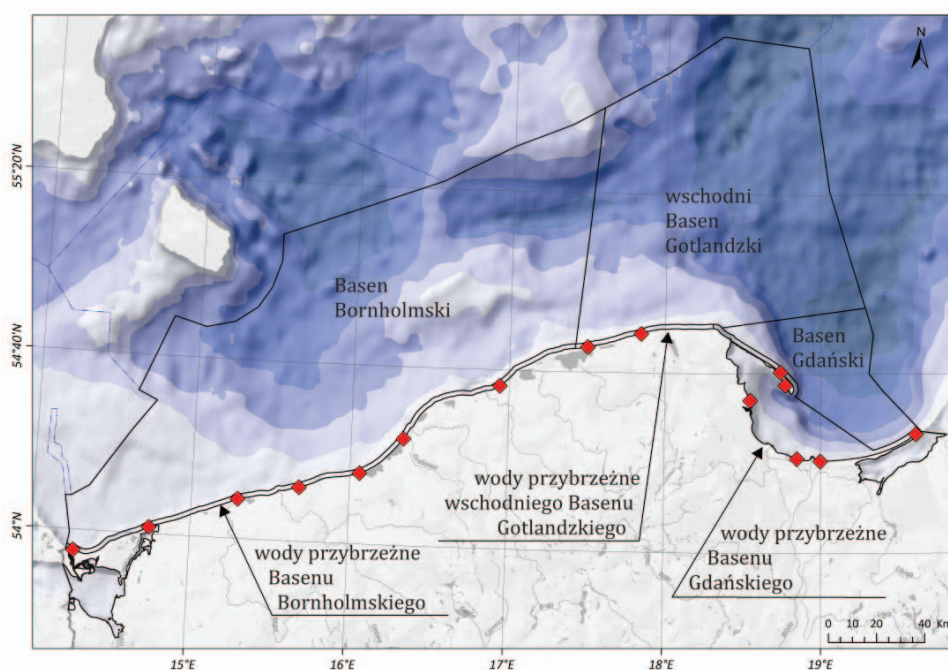
Ostatecznie stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2016 roku należy uznać za umiarkowany i tym samym nieodpowiedni w skali 2-stopniowej w trzech obszarach poddanych ocenie.

II.4.3. Odpady w środowisku morskim



W 2015 r. rozpoczęto realizację pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim. Program ten obejmował monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W roku 2016 badania te kontynuowano. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2016 roku uwzględniono wyłącznie dane dotyczące monitoringu odpadów zdeponowanych na linii brzegowej. Monitoring ten został przeprowadzony na 15 odcinkach o długości 1 km wybranych tak, aby odzwierciedlały stan całego wybrzeża oraz reprezentowały różne typy plaż: miejska, wiejska, o różnym natężeniu ruchu turystycznego (rys. II.4.3.1).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących na się na całej szerokości monitorowanego odcinka, od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na wyznaczonych odcinkach, przeprowadzony był czterokrotnie: w kwietniu, na przełomie czerwca i lipca, na przełomie września i na przełomie grudnia 2016 r. i stycznia 2017 r. W 2016 r., tak jak i w roku poprzednim, monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF.

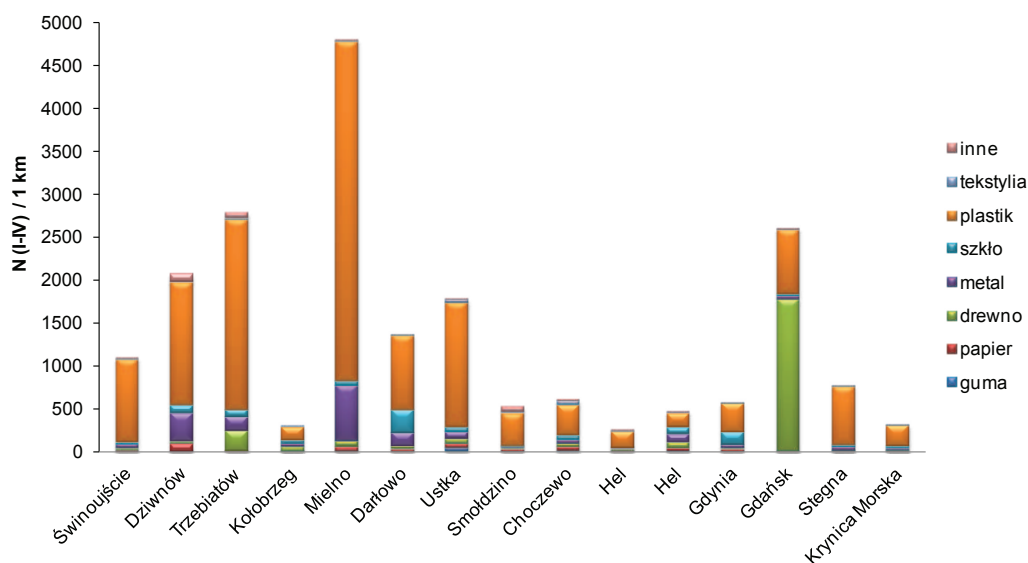


Rys. II.4.3.1. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2016 r.

Prezentowane dane odzwierciedlają obecną sytuację w zakresie ilości odpadów gromadzonych na linii polskiego wybrzeża, ale nie wykorzystano ich do określenia stanu środowiska morskiego, ze względu na fakt, iż dotychczas nie określono w sposób ilościowy granicy dobrego stanu środowiska (GES) dla tego wskaźnika. Na tym etapie przyjmuje się, że o poprawie stanu środowiska może świadczyć trend wskazujący na spadek ilości odpadów gromadzonych na brzegu, ale dokonanie oceny będzie możliwe dopiero po kilkuletnich obserwacjach.

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. II.4.3.2.

Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup zgromadzone w grupie „inne odpady”, ale na pięciu odcinkach nie pojawiły się one w ogóle, na sześciu odcinkach wystąpiły w ilości kilku sztuk. Natomiast na czterech stacjach zliczono od 22 do 90 sztuk. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Dziwnowie (rys. II. 4.3.3 d).



Rys. II.4.3.2. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2016 roku

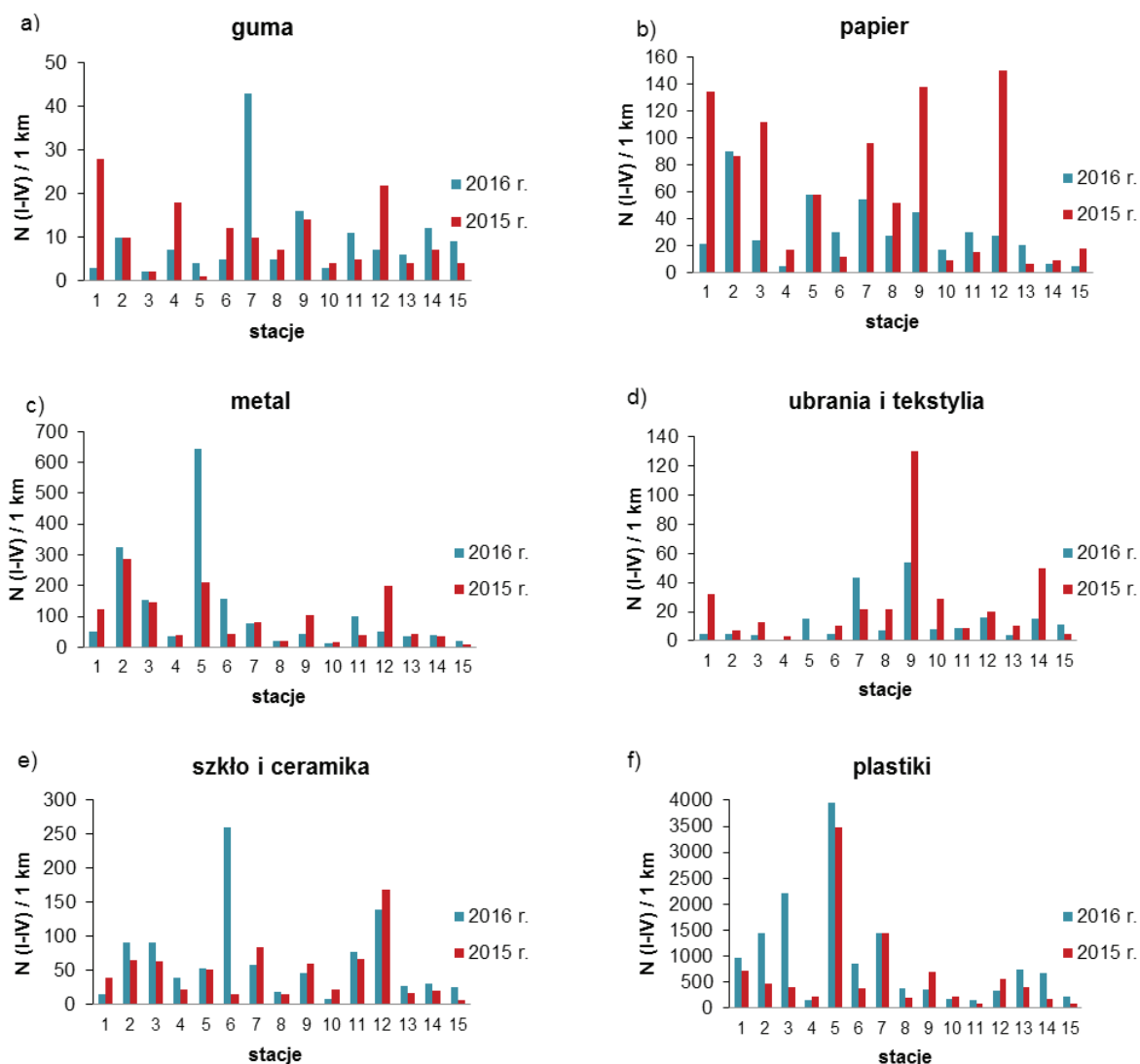
W roku 2016 odnotowano wzrost liczby odpadów na linii polskiego Wybrzeża. Największą sumaryczną liczbę odpadów (4792) w 2016 roku zidentyfikowano na odcinku Mielno, w tym największy udział miały odpady plastikowe (3949). Liczba odpadów metalowych wyniosła 644. W poprzednim roku w Mielnie odnotowano również największą ilość odpadów, jednakże była ona nieznacznie niższa i wynosiła 4388 (Łysiak-Pastuszek i in. 2016).

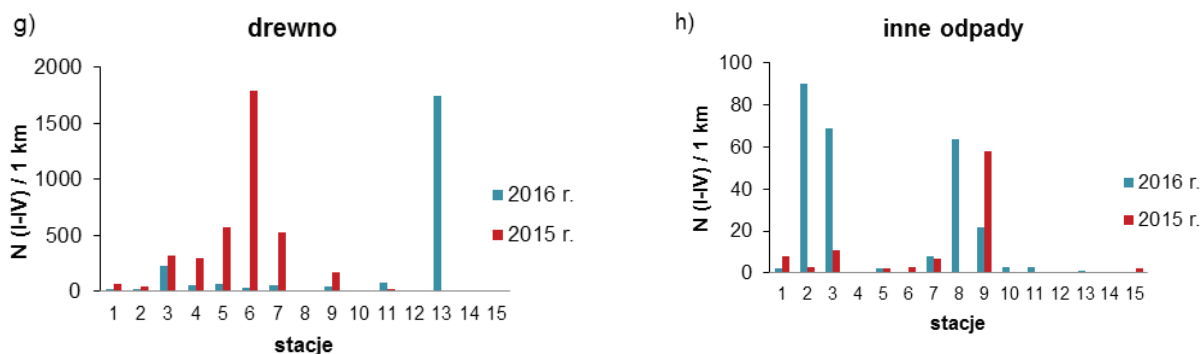
Pozostałe odcinki charakteryzowały się mniejszą liczbą odnotowanych odpadów. W przypadku trzech odcinków: Trzebiatów, Gdańsk i Dziwnów sumaryczna liczba odpadów wyniosła odpowiednio 2789, 2592 i 2075, natomiast w przypadku odcinków: Świnoujście, Darłowo, Ustka liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach zmieniała się w zakresie od 1085 do 1792 i są to wartości mniejsze od tych odnotowanych w roku 2015. Najmniejszą liczbą odpadów (poniżej 500), charakteryzowały się odcinki: Kołobrzeg, Choczewo, Hel i Krynica Morska. Na tych odcinkach, podobnie jak na pozostałych z wyjątkiem Gdańska, dominowały odpady plastikowe, które w każdym przypadku stanowiły ponad 50% zidentyfikowanych odpadów (rys. II.4.3.2).

Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (69%), charakteryzowały się odpady drewniane – 12% i odpady metalowe – 9%. Udział odpadów w kategorii szkło i ceramika oraz papier wynosił odpowiednio 5% i 2%. Ubrania i tekstylia stanowiły 1%, a udział odpadów gumowych oraz odpadów z kategorii inne pozostawał poniżej 1%. Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej Wybrzeża jest turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem, które prowadzą właściwe gminy, szczególnie w okresach atrakcyjnych turystycznie.

Liczbę odpadów w poszczególnych kategoriach odnotowanych na 15 odcinkach w 2016 roku porównano z danymi z roku 2015 (rys. II.4.3.3). W roku 2016 odnotowano czterokrotny wzrost liczebności odpadów gumowych na

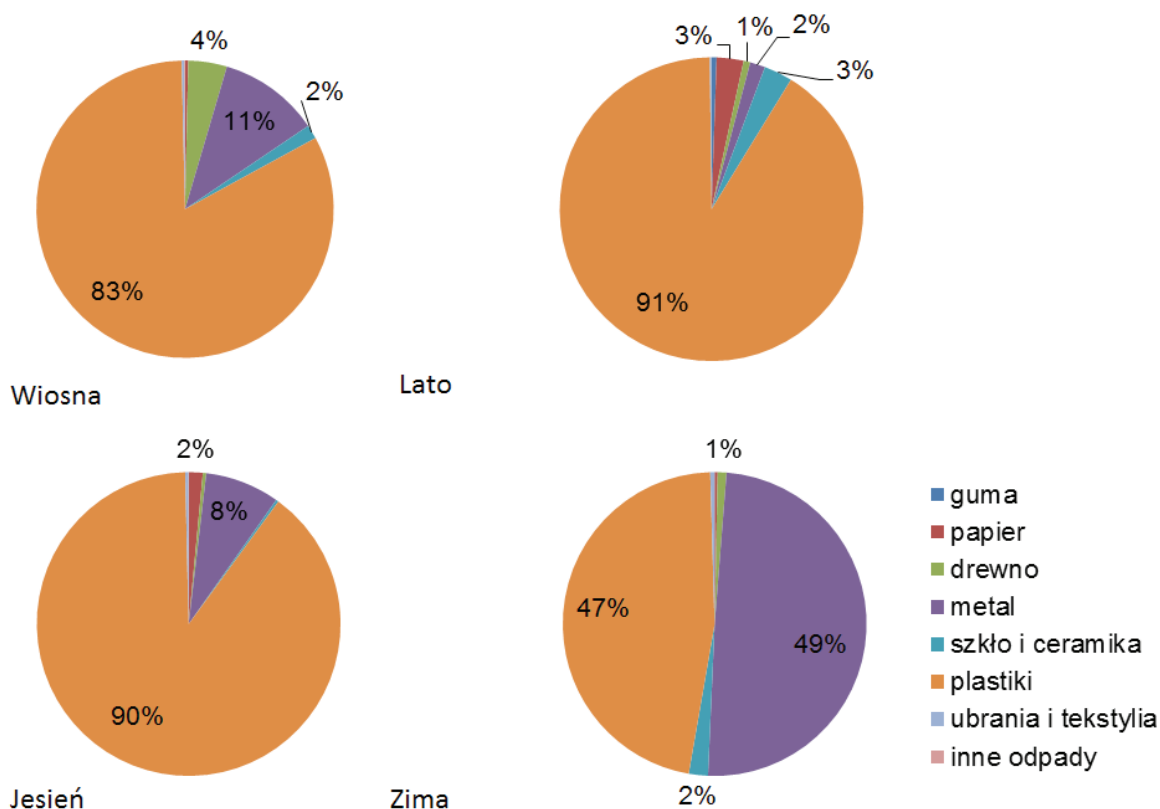
odcinku Ustka (z 10 do 43 sztuk) (rys. II.4.3.3 a). Niewielki wzrost stwierdzono także na stacjach: Mielno, Choczewo, Hel, Gdańsk, Stegna i Krynica Morska. Natomiast na stacji Świnoujście zliczono znacznie mniejszą liczbę odpadów tego typu. W roku 2015 ilość odpadów gumowych odnotowanych na tym odcinku wyniosła 28 sztuk, natomiast w roku 2016 zliczono tylko trzy gumowe elementy. Spadek odnotowano również na stacjach: Darłowo, Smołdzino, Hel i Gdynia. W przypadku odpadów papierowych, praktycznie na wszystkich stacjach odnotowano spadek ich ilości w roku 2016 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.) (rys. II.4.3.3 b). Na odcinku Mielno odnotowano trzykrotny wzrost elementów metalowych w porównaniu z poprzednim rokiem (z 209 sztuk w 2015 roku do 644 sztuk w roku 2016) (rys. II.4.3.3 c). 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 roku 2016 w porównaniu do roku 2015 (rys. II.4.3.3 d). Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Choczewie. Natomiast najwięcej odpadów szklanych i ceramicznych oraz plastików ponownie stwierdzono w Mielnie (rys. II.4.3.3 e i f). Liczba odpadów szklanych i ceramicznych wzrosła z 16 w roku 2015 do 260 w roku 2016. Znaczny wzrost stwierdzono również w przypadku elementów drewnianych na stacjach: Trzebiatów, Kołobrzeg, Mielno, Darłowo, Ustka oraz Choczewo (rys. II.4.3.3 g). Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródła pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna.





Rys. II.4.3.3. Liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2015 i 2016 roku. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1- Świnoujście, 2- Dziwnów, 3- Trzebiatów, 4- Kołobrzeg, 5- Mielno, 6- Darłowo, 7- Ustka, 8- Smołdzino, 9- Choczewo, 10, 11- Hel, 12- Gdynia, 13- Gdańsk, 14- Stegna, 15- Krynica Morska. UWAGA: różne skale na wykresach

W celu prześledzenia zmian sezonowych przedstawiono udział poszczególnych kategorii odpadów w czterech sezonach na trzech wybranych odcinkach: Mielno – plaża wiejska o charakterze turystycznym, gdzie ilość odpadów była największa (rys. II.4.3.4), Trzebiatów – plaża miejska w pobliżu rzeki (rys. II.4.3.5) oraz Gdańsk – również plaża miejska w pobliżu rzeki (rys. II.4.3.6).

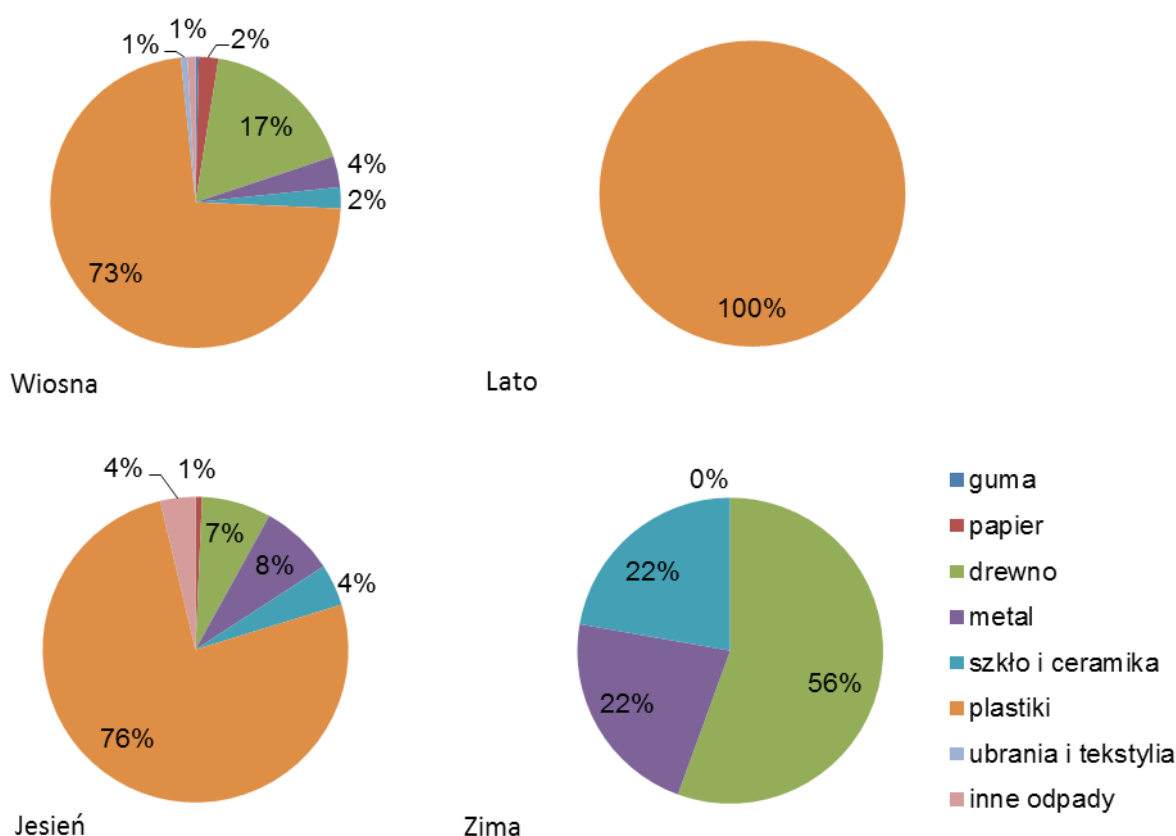


Rys. II.4.3.4. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Mielno (plaża wiejska o charakterze turystycznym) o długości 1 km

Na odcinku Mielno (rys. II.4.3.4), dominującym rodzajem odpadów we wszystkich okresach badań były elementy plastikowe. W sezonie wiosennym, letnim i jesiennym ich udział był na poziomie 83-91%. W kwietniu ich liczba wynosiła 925, natomiast znaczny spadek odnotowano w lipcu (509). W październiku stwierdzono czterokrotny wzrost liczby odpadów plastikowych (2216). Jest to najprawdopodobniej związane z kumulacją odpadów po okresie turystycznym. W styczniu liczba odpadów plastikowych została zredukowana na tym odcinku do 30 sztuk. Znaczny

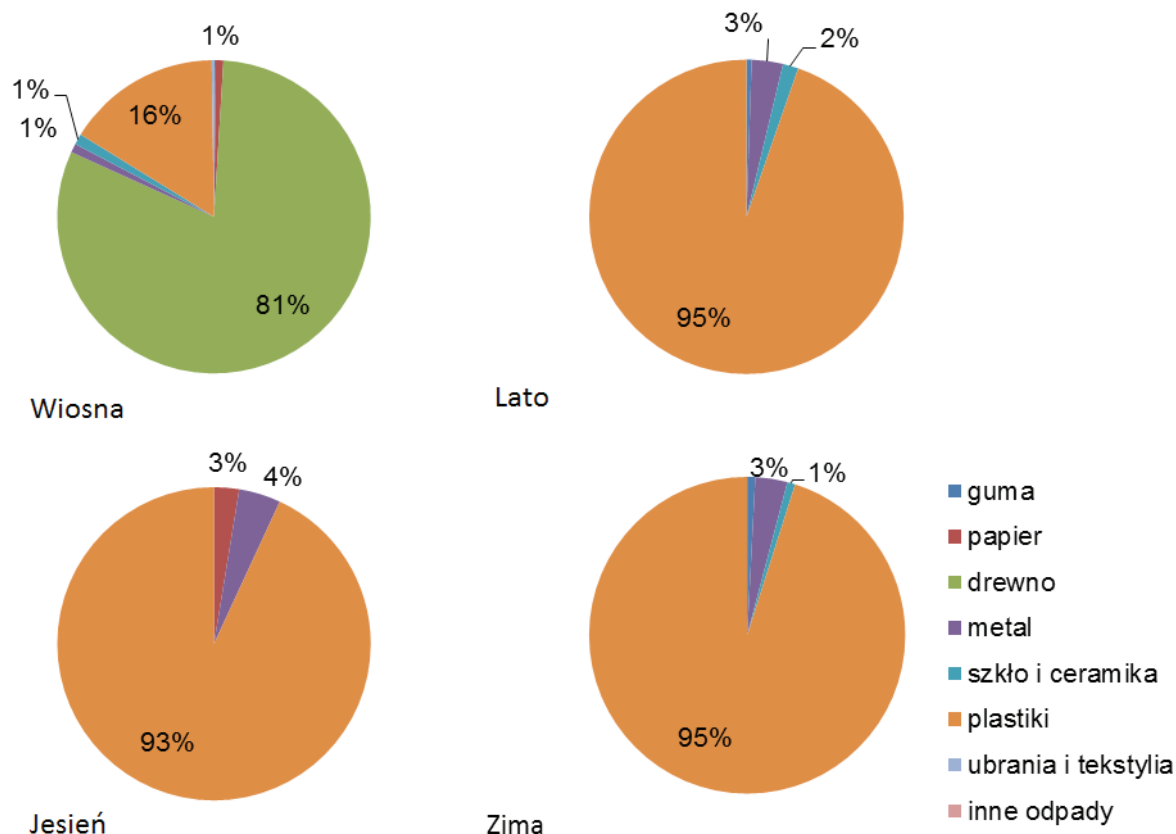
był również udział odpadów metalowych, wynoszący odpowiednio 11% w kwietniu, 8% w lipcu i październiku oraz aż 49% w styczniu i tym samym stanowiły dominującą kategorię odpadów.

Na odcinku w Trzebiatowie w okresie wiosennym, letnim i jesiennym, podobnie jak w Mielnie, dominowały odpady plastikowe. Ich udział kształtował się na poziomie od 73% w kwietniu do 100% w lipcu (rys. II.4.3.5). W kwietniu zliczono 402 sztuk elementów plastikowych, natomiast w lipcu stanowiły one 100%. Pomimo, że w III etapie monitoringu odpady plastikowe nie stanowiły 100 %, to odnotowano wzrost ich liczby w stosunku do etapu poprzedniego. W lipcu liczba odpadów plastikowych wynosiła 507 sztuk, natomiast w październiku 1308. W ostatnim okresie zimowym odnotowano ich spadek do 73 sztuk. W kwietniu stwierdzono także znaczny udział odpadów drewnianych (17%), które zdecydowanie dominowały w styczniu (56%). W tym miesiącu, zliczono także wiele odpadów gumowych i metalowych, których udział był na poziomie 22%. W pozostałych etapach, zanieczyszczenia te występowały na poziomie kilku procent.



Rys. II.4.3.5. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Trzebiatów (plaża miejska w pobliżu rzeki) o długości 1 km

W Gdańsku, w odróżnieniu od poprzednich prezentowanych odcinków, w pierwszym etapie badań dominowały odpady drewniane, które stanowiły aż 81% wszystkich zliczonych zanieczyszczeń (rys. II.4.3.6). Udział odpadów plastikowych kształtował się na poziomie 16%. W lipcu, październiku i styczniu odnotowano znaczny wzrost udziału plastików, które stanowiły odpowiednio 95%, 93% i 95%. W tych etapach natomiast nie odnotowano odpadów drewnianych. Pozostałe odpady stanowiły kilka procent, przy czym w trzecim i czwartym etapie odnotowano wzrost odpadów metalowych w porównaniu z etapem pierwszym (z 1% do 4%). W październiku stwierdzono także obecność odpadów papierowych (3%), których nie odnotowano w lipcu ani w styczniu, a w kwietniu stanowiły one tylko 1 %.



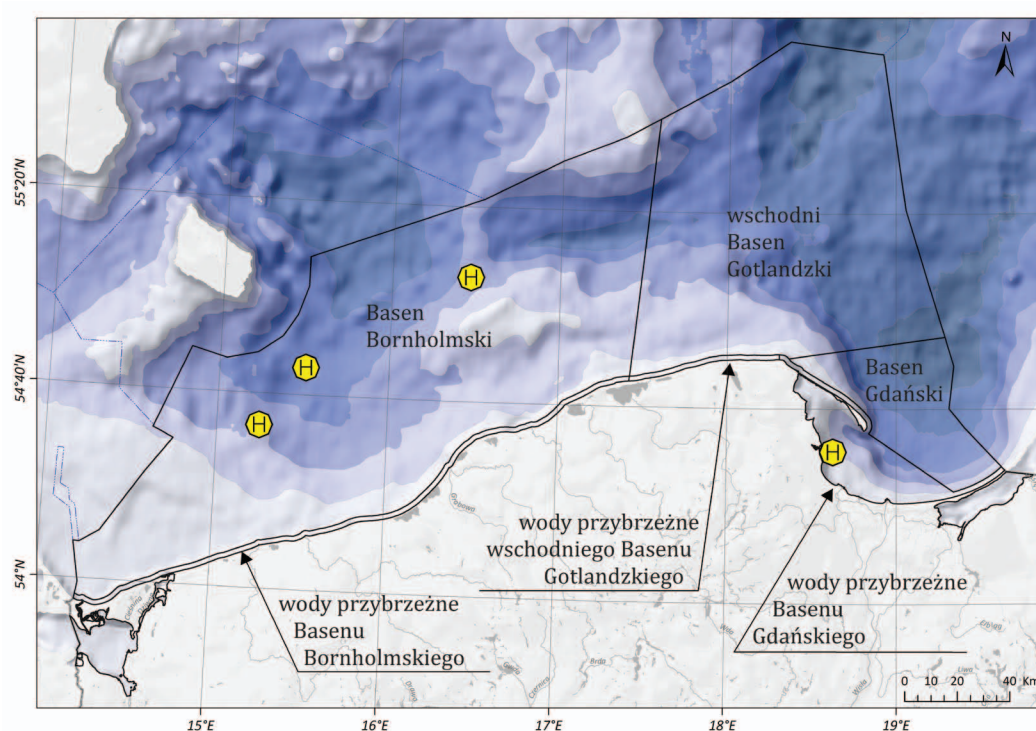
Rys. II.4.3.6. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Gdańsk (plaża miejska w pobliżu rzeki) o długości 1 km

Pomimo że we „Wstępnej ocenie stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego - Raport do Komisji Europejskiej” (GIOŚ 2014b) przyjęto system oceny, w niniejszym opracowaniu nie przeprowadzono oceny stanu środowiska w zakresie odpadów morskich. Jest to związane z brakiem jednoznacznego, ujednoliconego podejścia do sposobu klasyfikacji i oceny, nad którymi prace prowadzone są obecnie w ramach HELCOM.

II.4.4. Podwodny hałas



Zgodnie ze wcześniejszymi założeniami gromadzenia danych do oceny cechy C11 – podwodny hałas i inne formy energii, w 2016 roku kontynuowano pomiary hałasu otoczenia w morzu. Plan rozmieszczenia hydrofonów w południowym Bałtyku (rys. II.4.4.1) został uzgodniony z właściwymi Urzędami Morskimi w Gdyni, Słupsku i Szczecinie tak, by znajdowały się blisko głównych korytarzy żeglugowych oraz aby ominąć strefy zagrożenia dla systemów kotwicznych.



Rys. II.4.4.1. Planowana lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku

W marcu 2016 r. wykonano ciągłe pomiary hałasu podwodnego na stacji H39a (w strefie sąsiadującej ze stacją P39), na dwóch różnych głębokościach. Umieszczono także dwa zestawy po 2 hydrofony na bojach MeteorRisk B01 i B02 na głębokościach 4 m oraz 20 m (tab. II.4.4.1).

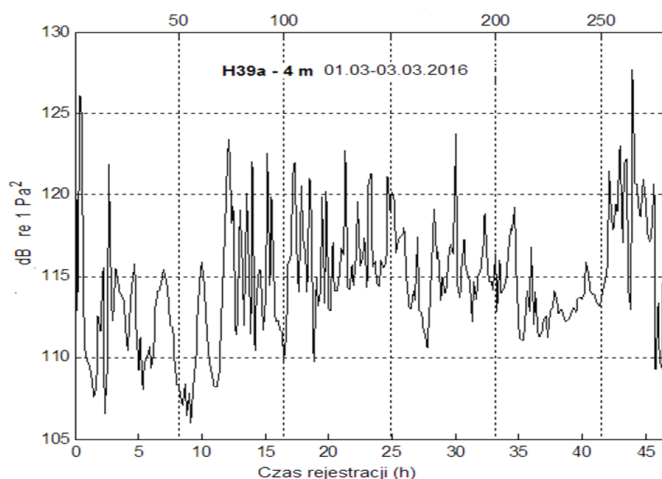
Tabela II.4.4.1. Informacje o lokalizacjach pomiarów hałasu podwodnego

Nazwa stacji	Współrzędne geograficzne		Data posadowienia	Data podjęcia	Początek pomiaru	Koniec pomiaru	Głębokość zanurzenia [m]	Głębokość stacji [m]
	Długość	Szerokość						
H39a	15° 30,567'	54° 45,600'	01-03-2016	03-03-2016	01-03-2016	03-03-2016	4,0; 65,0	72,0
B01	15° 15,000'	54° 33,500'	16-05-2016		16-05-2016		20,0; 41,0	45,0
B02	16° 28,000'	55° 05,500'	16-05-2016		16-05-2016		20,0; 48,0	53,0
HZN4	18° 37,725'	54° 31,184'	31-10-2016		31-10-2016	23-11-2016	10,0	50,0

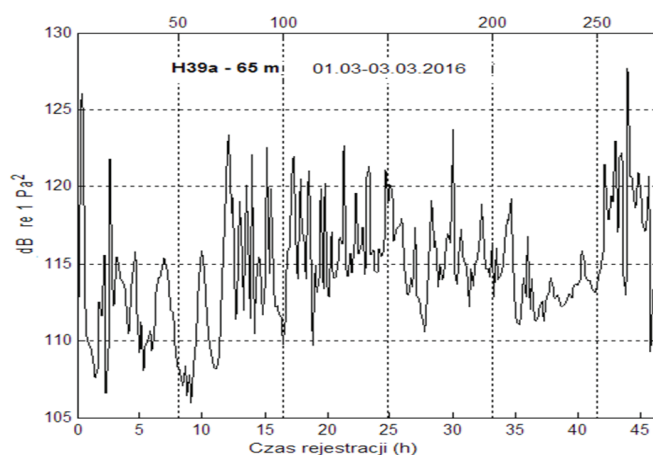
Podczas próby podjęcia hydrofonów z boi w celu odczytania danych w dniach 13-14 października 2016 r. okazało się, że w wyniku działania sztormu obydwa zestawy zostały utracone. W celu uzupełnienia danych podjęto nadzwyczajne działania polegające na wykonywaniu pomiarów hałasu podwodnego w okresie od dnia 31.10.2016 do 09.11.2016 w okresach 8 godzin w rejonie stacji ZN4, na stacji HZN4, w rejonie dużego ruchu statków.

Na rys. II.4.4.2 przedstawiono przebieg poziomu szumu w czasie, w paśmie częstotliwości od 50 Hz do 8 kHz, zarejestrowany w Basenie Bornholmskim na stacji H39a w okresie 01.03-03.03.2016. Urządzenia pracowały przy wydajności 30% cyklu pomiarowego, tzn. sygnał był aktywny cyklicznie przez 3 sekundy i nieaktywny przez następne 7 sekund. Poziom szumu przedstawiono w decybelach względem standardowej wartości ciśnienia akustycznego, przyjętego w akustyce podwodnej, które wynosi $p_0=1\mu\text{Pa}$.

a)



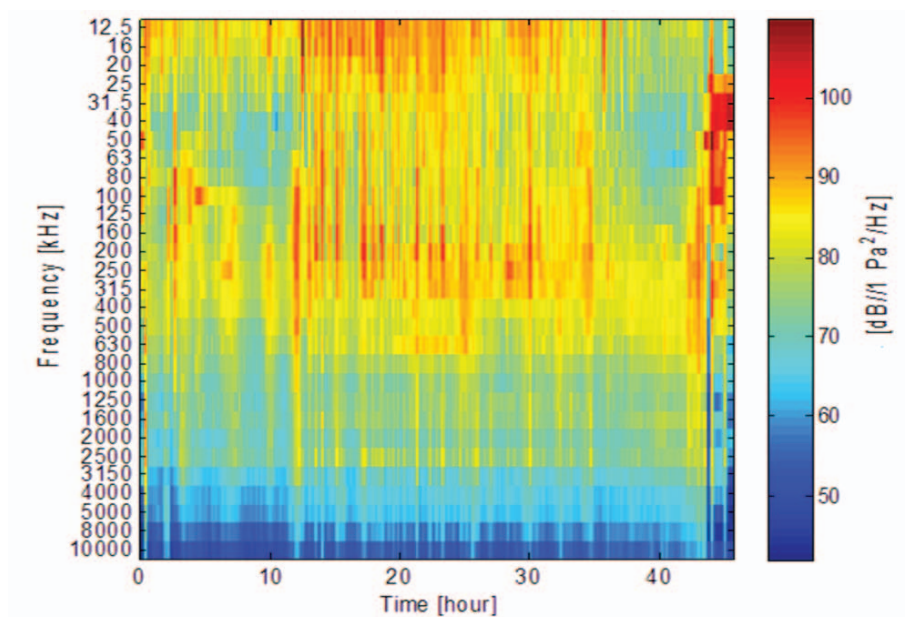
b)



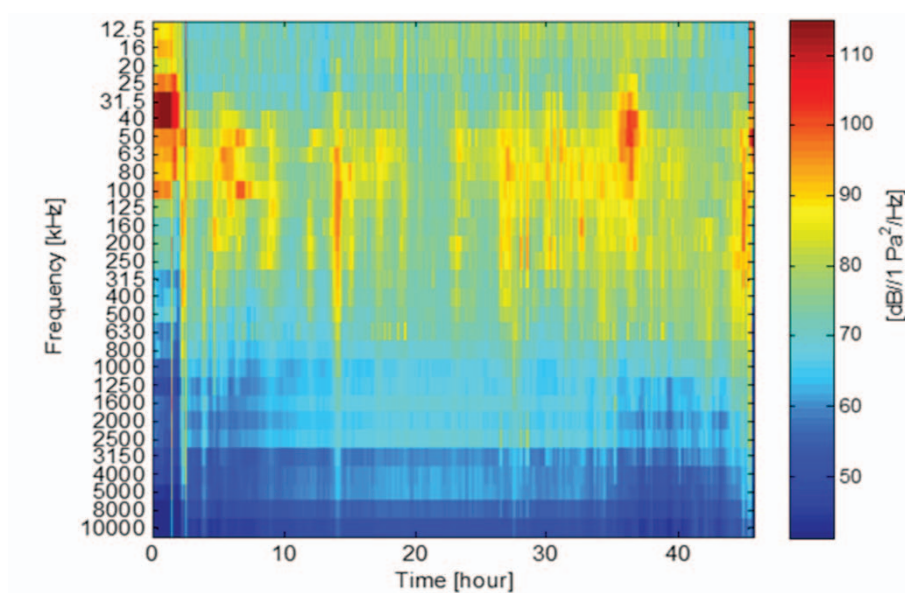
Rys. II.4.4.2. Historia zmian poziomu szumu w szerokim paśmie, zarejestrowanych w Basenie Bornholmskim na głębokościach: 4 m (a) i 65 m (b)

Na rys. II.4.4.3 przedstawiono poziom gęstości widma szumu w tercjach z szeregu częstotliwości centralnych pasma 12, 20, 25, 31.5, 40, 50 Hz itd. Pozwala to na określenie przekroczenia poziomu, uznawanego za dolną granicę częstotliwości dźwięków odbieranych przez zwierzęta morskie, np. ryby.

a)

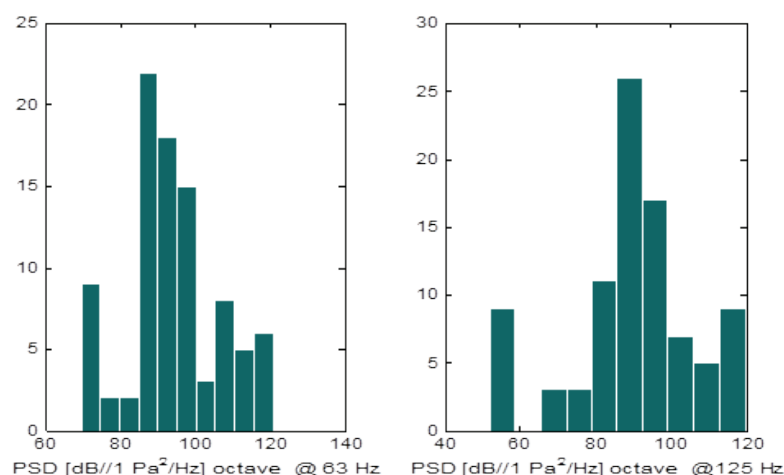


b)



Rys. II.4.4.3. Historia zmian poziomu gęstości widmowej szumu w szerokim paśmie częstotliwości w Basenie Bornholmskim na głębokościach: 4 m (a) i 65 m (b)

Dane zamieszczone na rys. II.4.4.3 wskazują, że ruch statków wnosi praktycznie stale obecny wkład do pola szumów otoczenia, szczególnie w paśmie od 50 do 5000 Hz. Jednakże, w przypadku statków przepływających blisko, hałas pochodzący od statków może przewyższać poziom szumów naturalnych morza (szumów własnych) nawet w zakresie częstotliwości 25 kHz. Na przykład w Zatoce Pomorskiej próg słyszalności śledzia, zwłaszcza dla częstotliwości 63 Hz i 125 Hz jest przekraczany w odległości 500 m od torów wodnych, nawet o 30 dB, co ma znaczący i szkodliwy wpływ na osobniki tego gatunku.



Rys. II.4.4.4. Histogram przedstawiający częstotliwości występowania wartości poziomu gęstości widmowej mocy szumu w dwóch oktawach o częstotliwościach środkowych 63 i 125 Hz (oś X), opracowane na podstawie pomiarów wykonanych w dniach 31 października i 1 listopada 2016 roku

Wybór częstotliwości środkowych przedziałów 63 Hz i 125 Hz, wybrano zgodnie z zaleceniami dyrektywy RDSM, 500 Hz reprezentuje przedział częstotliwości, w którym występuje zwykle maksimum poziomu szumu pochodzenia naturalnego (od źródeł dynamicznych znajdujących się na powierzchni morza), natomiast 5 kHz stanowi w przybliżeniu górną częstotliwość, ograniczającą zakres czułości słuchu śledzia.

W zakresie monitoringu wskaźnika – liczby dni występowania dźwięków impulsowych przekraczających próg hałasu oddziałującego na faunę morską, Urząd Morski w Słupsku przekazał jak dotąd jedyny raport użycia urządzeń do badań sejsmicznych na pokładzie niemieckiego statku badawczego r/v „Maria S. Merian” w polskiej strefie Morza Bałtyckiego w okresie od 02.03.2016 do 25.03.2016. Informacja została przekazana w postaci ankiety wypełnionej dla terminów rejsów, w których w/w urządzenia były używane. Dane zostały przedstawione w formie tabelarycznej (tab. II.4.4.2). Jak widać z zestawienia poziom wytworzonego ciśnienia akustycznego znacznie przekraczał granicę powodującą uszkodzenia organów wewnętrznych organizmów morskich SEL (sound exposure level) rzędu 187 dB re 1 μ Pa2s.

Tabela II.4.4.2. Wykaz pomiarów hałasu wywołanego przez użycie urządzeń do badań sejsmicznych podczas duńskiego rejsu na r/v „Maria S. Merian”

Data	Początek transektu	Koniec transektu	Czas używania urządzeń [h]	Poziom ciśnienia akustycznego [dB re 1 μ Pa 1m]	Zakres częstotliwości [Hz]
02-03-2016	54 46'N 15 51'E	55 05'N 16 23'E	5,5	247	5-200
03-03-2016	55 05'N 16 23'E	55 23'N 16 38'E	18	247	5-200
06-03-2016	55 30'N 17 02'E	55 01'N 16 17'E	7,5	247	5-200
07-03-2016	55 01'N 16 17'E	54 03'N 14 22'E	18	247	5-200
10-03-2016	54 06' N 14 29' E	55 05' N 16 22' E	22,5	247	4-100
11-03-2016	55 05' N 16 22' E	55 25' N 17 00' E	7	247	4-100
24-03-2016	54 47' N 15 03' E	54 14' N 15 10' E	10	247	5-200
25-03-2016	54 14'N 15 07'E	54 48'N 14 53 E	13	247	5-200

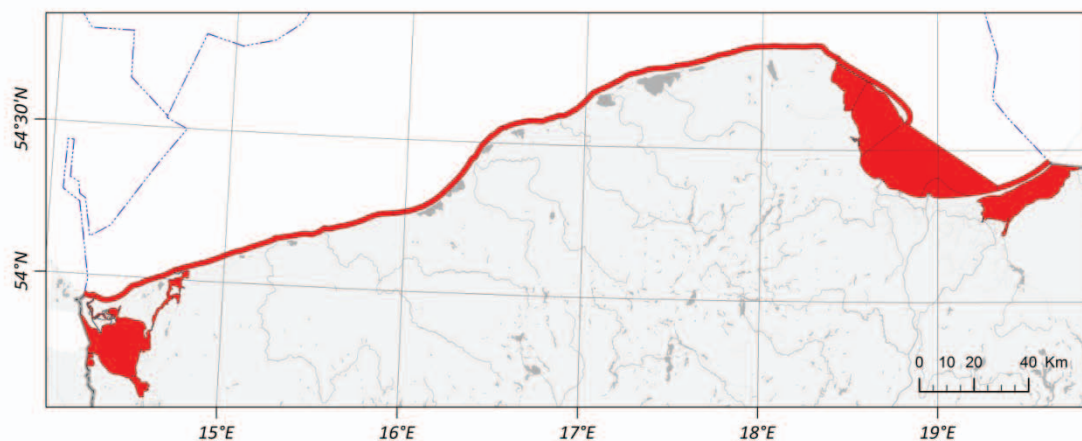
III. Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach otwartych. W 2016 roku ocenę stanu środowiska monitorowanych obszarów przeprowadzono, podobnie jak w roku poprzednim, z zastosowaniem dwóch odrębnych metod oceny zgodnych odpowiednio z Ramową Dyrektywą Wodną i Ramową Dyrektywą w sprawie Strategii Morskiej. Zasady rekomendowane w RDW wykorzystano do oceny stanu środowiska jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, zlokalizowanych na terenie województw mazursko-warmińskiego, pomorskiego i zachodniopomorskiego. Badania były prowadzone przez Wojewódzkie Inspektoraty Ochrony Środowiska w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego. Drugą metodę zgodną z RDSM wykorzystano do opisu stanu środowiska morskiego zarówno w obszarach przybrzeżnych, jak i obszarach morza otwartego.

Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2016 przeprowadzono w oparciu o 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 oraz wytyczne Głównego Inspektora z maja 2017 roku. Podstawę oceny stanowiły wyniki badań z 2016 r.

Dla badanych części wód przejściowych i przybrzeżnych przeprowadzono **ocenę stanu/potencjału ekologicznego** w oparciu o ocenę elementów biologicznych, hydromorfologicznych i fizykochemicznych oraz **ocenę stanu wód** (rys. III.1) uwzględniając ocenę spełnienia wymagań dla obszarów chronionych i ocenę stanu chemicznego.



Rys. III.1. Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2016 r.

Stan wszystkich jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych, oceniony według zasad RDW, gdzie najniższa ocena elementu wyznacza ostateczną klasyfikację stanu (*one-out-all-out*), otrzymał klasyfikację **stan zły**. Głównym elementem wpływającym na zły stan ogólny wód przejściowych i przybrzeżnych był zły stan parametrów fizykochemicznych (3.1-3.5) określony dla wszystkich jednolitych części wód. W 2016 roku stan/potencjał ekologiczny 2 JCWP sklasyfikowany został jako **umiarkowany**: Władysławowo-Jastrzębia Góra i Ujście Świny natomiast 5 JCWP wykazywało **słaby stan/potencjał ekologiczny**: zewnętrzna Zatoka Pucka, ujście Wisły, Zalew Szczeciński, Zalew Szczeciński oraz Dziwna Świna. Pozostałe JCWP charakteryzowały się złym stanem/potencjałem ekologicznym (rozdz. I). O ocenie stanu/potencjału ekologicznego zdecydowały słabe lub złe oceny elementów biologicznych i złe oceny elementów fizykochemicznych.

Stan chemiczny części wód przejściowych i przybrzeżnych, wynikający z obecności i poziomu występowania substancji priorytetowych i innych substancji zanieczyszczających, został określony w 2015 r. jako **dobry dla części wód w obrębie woj. pomorskiego (z wyjątkiem JCWP Władysławowo-Jastrzębia Góra, Rowy-Jarosławiec Wschód oraz Zatoka Gdańska Wewnętrzna)**, natomiast w woj. zachodniopomorskim uzyskał ocenę **stan dobry**, z wyjątkiem JCWP, gdzie badana była zawartość difenylesterów bromowanych (PBDE), heptachloru i epoksydu heptachloru oraz rtęci i jej związków w mięśniach okonia, których ocena wskazywała na stan **poniżej dobrego** (JCWP Zalew Szczeciński, Dziwna-Świna, Sarbinowo-Dziwna).

Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2016 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla każdej z cech. Należy podkreślić, że dane uzyskane w 2016 r. w ramach realizacji programu monitoringu wód Bałtyku w strefie głębokowodnej, wg wytycznych HELCOM COMBINE, umożliwiły dokonanie oceny w zakresie pięciu cech obejmujących dwie cechy stanu: C1 – bioróżnorodność oraz C6 – integralność dna morskiego oraz trzy cechy presji: C5 – eutrofizacja, C8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz C9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego. W zakresie cech C4 – łańcuchy troficzne i C7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2016 r. na tle wielolecia 2006-2015. W przypadku cech C10 – odpady w środowisku morskim i C11 – podwodny hałas i inne formy energii, których monitoring został wdrożony w 2015 r. na zasadach pilotażowych, niniejsza publikacja przedstawia wyniki badań przeprowadzonych w omawianym roku. Nie przeprowadzono jednakże oceny stanu środowiska morskiego w zakresie tych cech ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu.

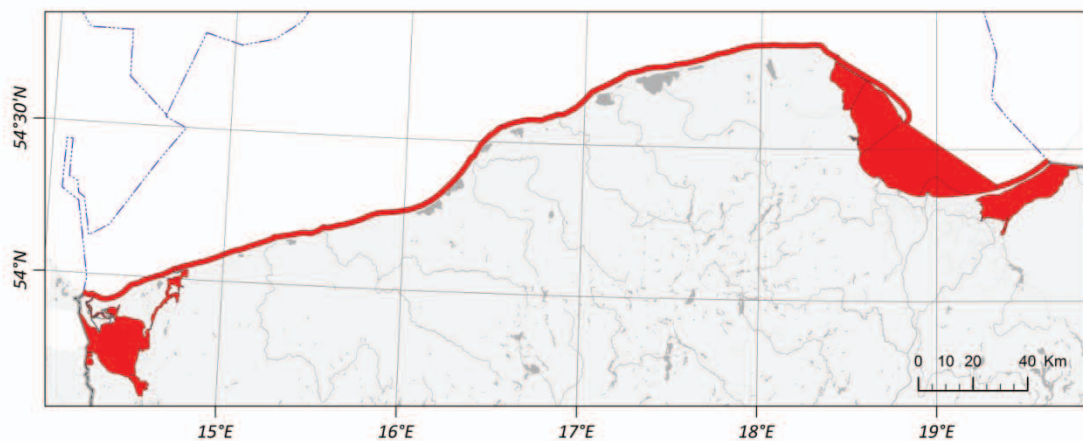
Cechy stanu

Od 2015 r. włączono do oceny jednej z cech stanu – bioróżnorodności (C1) – dane dotyczące monitoringu ptaków morskich zimujących w Polsce oraz produktywności bielika. Monitoring zimujących ptaków morskich prowadzony jest w ramach monitoringu ptaków Polski, a liczenie ptaków zimujących odbywa się z pokładu statku, wzdłuż transektów w obrębie polskich wód terytorialnych, w Zatoce Gdańskiej, jak również w dwóch płytkich akwenach poza pasem wód terytorialnych – na Ławicy Słupskiej i w Zatoce Pomorskiej.

Monitoring ukierunkowany jest na ocenę liczebności 10 gatunków podstawowych, które są związane ze środowiskiem morskim, takich jak: łódówka (*Clangula hyemalis*), markaczka (*Melanitta nigra*) i uhla (*Melanitta fusca*) – występujące na wybrzeżu gatunki kaczek oraz alka (*Alca torda*), nurzyk (*Uria aalge*) i nurnik (*Cephus grylle*) – występujące na Bałtyku przez cały rok, a także nur czarnoszyi (*Gavia arctica*), nur rdzawoszyi (*Gavia stellata*), perkoz rogaty (*Podiceps auritus*) i perkoz rdzawoszyi (*Podiceps grisegena*), dla których Morze Bałtyckie stanowi jedno z ważniejszych miejsc zimowania. W zimie (2015/2016), podobnie jak w poprzednich sezonach, w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: łódówki i uhli. Stanowiły one w sumie aż 89,6% wszystkich ptaków stwierdzonych w pasie transektów i 86,7% wszystkich ptaków zaobserwowanych podczas rejsów. Udział trzeciego pod względem liczebności gatunku – markaczki wyniósł odpowiednio 5,5% i 7,3% z wszystkich ptaków policzonych w pasie transektu i w całej strefie objętej liczeniem.

Monitoring produktywności bielika (MPB) jest nowym programem, rozpoczętym w 2015 r. w ramach Monitoringu Lęgowych Ptaków Morskich (MLPM). Produktywność populacji bielika opisują 3 wskaźniki: sukces lęgowy – określający udział par, które odchowały młode, liczba młodych na parę z sukcesem – średnia liczba piskląt na parę z lęgiem skutecznym i liczba młodych na parę lęgową – średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu.

Sukces lęgowy bielika w 2016 r. wyniósł 47,8% i nie osiągnął granicy GES (59%). Produktywność bielików we wszystkich gniazdach wyniosła 0,88 pisklęcia na parę i nie osiągnęła granicy dobrego stanu (GES; 0,97). W gniazdach, w których odnotowano sukces lęgowy, wychowało się 1,88 pisklęcia na parę i jest to jedyny parametr z trzech analizowanych, który osiągnął granicę GES (1,64). Tym samym **wskaźnik produktywności bielika nie osiągnął w 2016 roku GES** (rys. III.2). Należy jednak pamiętać, że możliwa jest duża zmienność roczna parametrów rozrodczych, a **ostateczny wskaźnik dobrego stanu określa się na podstawie wyników z pięciu lub dziesięciu lat badań**.

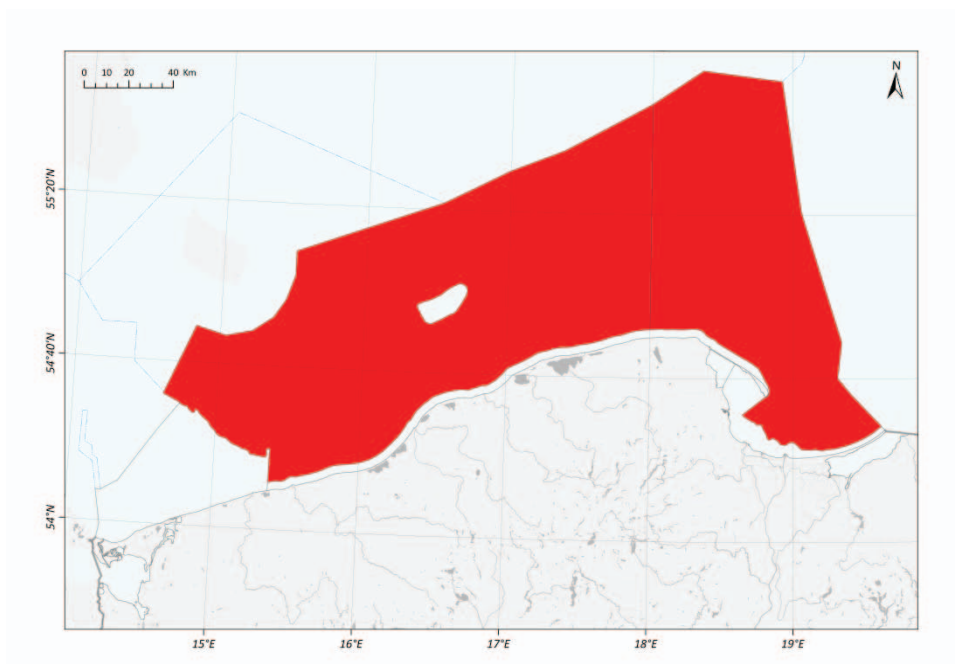


Rys. III.2. Ocena stanu produktywności bielika w 2016 r.

Drugim elementem, który stanowił podstawę oceny stanu środowiska morskiego była ichtiofauna, a dokładnie indeks wielkości ryb (LFI). Indeks odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Ocenę cechy C1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny, przeprowadzono w oparciu o dane zgromadzone w połowach badawczych, związanych z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS), oddzielnie dla: wschodniej części otwartego morza – odpowiadającej podrejonowi ICES 26 i zachodniej części – odpowiadającej podrejonowi ICES 25.

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

W ocenie przeprowadzonej na podstawie danych z 2016 roku wartość wskaźnika LFI dla podobszaru ICES 25 wynosiła 0,45, a dla podobszaru ICES 26 – 0,60, co określa nieodpowiedni stan środowiska – subGES (rys. III.3). Uzyskane wartości wskazują na pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału dużych ryb w porównaniu z rokiem 2015.

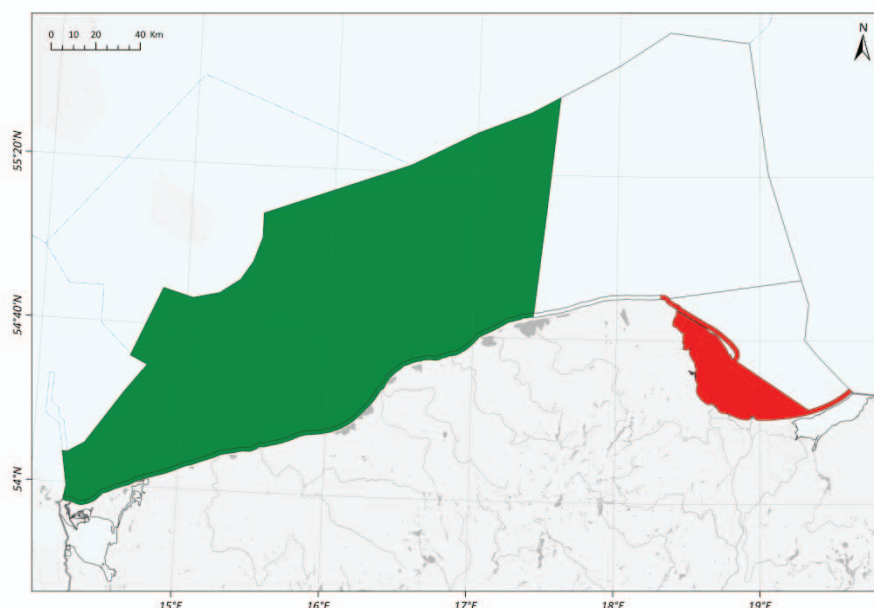


Rys. III.3. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie bioróżnorodności – cecha C1 – na podstawie indeksu wielkich ryb w 2016 r.

Ocena cechy C6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofytobentosu (SM1) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (akwen 26), Basen Bornholmski oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (akwen 28).

Ocena cechy C6 w 2016 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego subGES (klasa 3 w rozumieniu RDW) jedynie w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, natomiast dwa pozostałe obszary osiągnęły dobry stan środowiska – GES (rys. III.4).

Należy zwrócić uwagę, iż w przypadku cechy C6 ocena makrozoobentosu uwzględnia również obszary głębokowodne, w których makroglony i okrytozależkowe nie występują. Nie wpływa to jednak na zaniżenie ogólnej oceny dla tej cechy w analizowanych obszarach, gdyż wyniki dla strefy otwartego morza obejmują również, poza obszarami o niskiej zawartości tlenu w wodach przydennych rejonów głębokowodnych (np. stacja P5), obszary wypłycone, o znacznej różnorodności biologicznej i jak Rvna Słunska.



Rys. III.4. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie cechy C6 – integralność dna morskiego – w 2016 r.

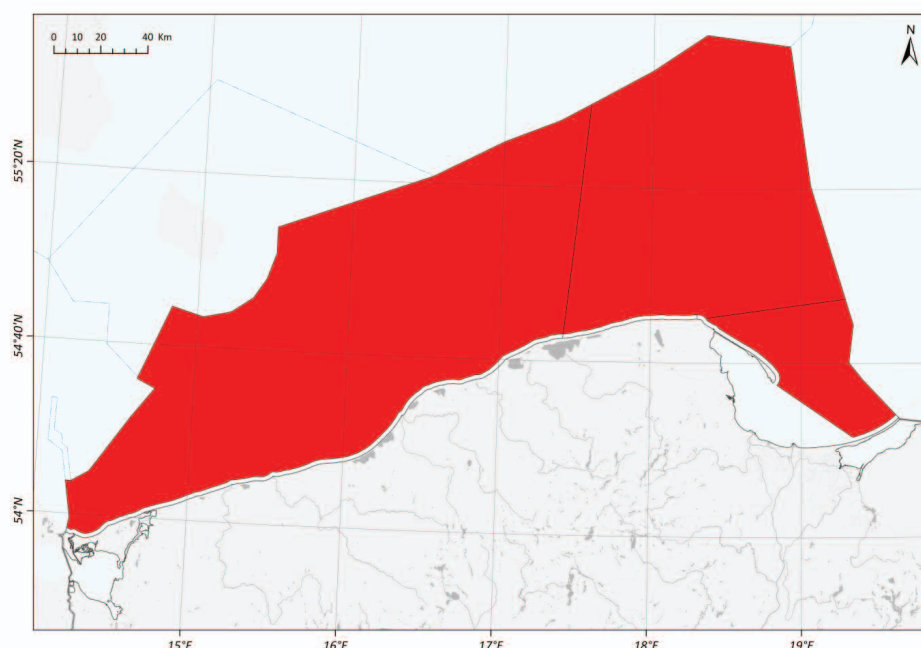
Ocenę stanu integralności dna morskiego polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wskaźnika SM1 określonego na podstawie danych pozyskanych dla wód przybrzeżnych w okolicach miejscowości Rowy. Ze względu na bardzo dobry stan makroglonów i okrytozależkowych w 2016 r. obszar ten osiągnął ogólną ocenę – stan dobry GES.

Cechy presji

Eutrofizacja

Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (C5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, azotu nieorganicznego, fosforu i azotu całkowitego, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil-a i przezroczystość wody morskiej oraz tlen rozpuszczony przy dnie, jako wskaźnik skutków pośrednich nadmiaru substancji biogennych.

W wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, tj. w Basenie Gdańskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim (dane z obszarów przybrzeżnych zostały włączone do oceny wg RDW), sumaryczna ocena eutrofizacji, agregująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w 2016 r. wynik negatywny – subGES (<4,0) (rys. III.5). Na taki stan złożyły się przede wszystkim bardzo złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, nadmierne zakwity fitoplanktonu, co przełożyło się na przekroczenie wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu. Również stężenia fosforanów oraz azotu całkowitego, zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu.

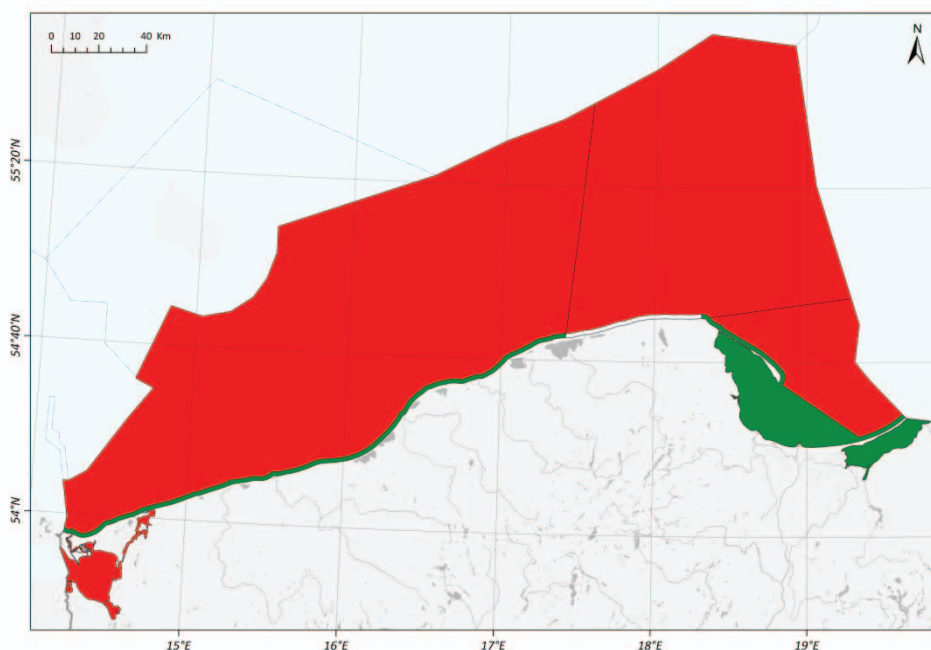


Rys. III.5. Ocena stanu eutrofizacji polskich obszarów morskich wg klasyfikacji RDSM w 2016 r.

Substancje niebezpieczne

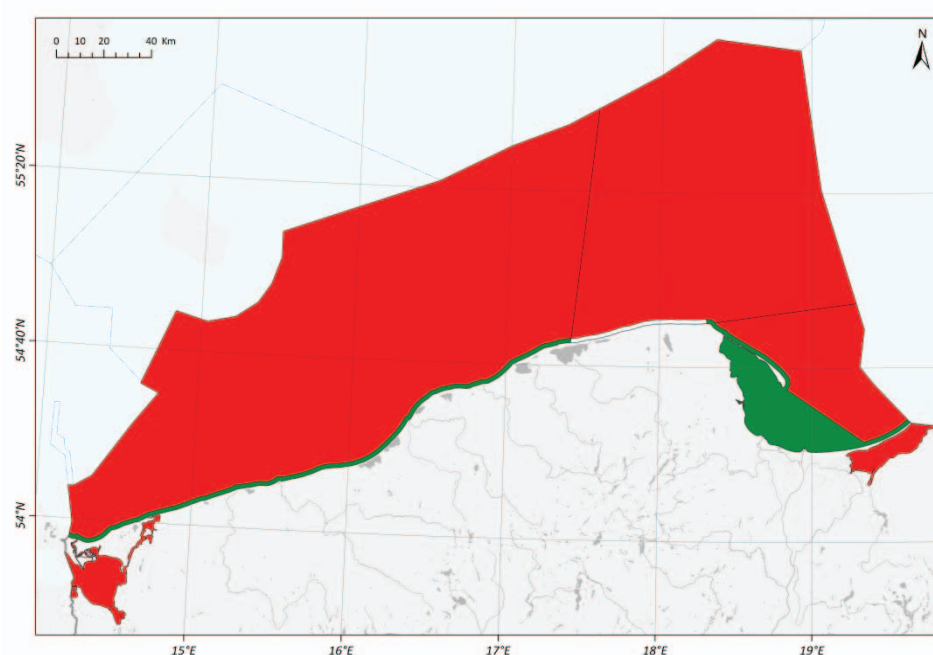
Stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy C8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg w rybach, małżach, osadach i roślinach w pięciu z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM: wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim oraz w obszarach Zalewów: Wiślanego i Szczecińskiego. W organizmach ryb i małży pochodzących z tych samych lokalizacji określono stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny, sulfonianu perfluorooktanu oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. W 2016 roku kontynuowano analizy dwóch farmaceutyków w wodzie morskiej. Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w wodzie morskiej, okoniach i roślinach makrofytobentosowych oraz wyniki analiz testów mikrojądrowych mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny. Informacje na temat poziomu stężeń poszczególnych substancji zanieczyszczających w różnych matrycach agregowano wyznaczając średnie współczynniki skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując, że wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla makrofytów w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb i osadów w przypadku metali ciężkich oraz wody w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1.

Stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs uznano za umiarkowany i tym samym nieodpowiedni biorąc pod uwagę skalę 2-stopniową według RDSM (rys. III.6) w rejonach wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego na podstawie stężeń obserwowanych w wodzie morskiej oraz w Zalewie Szczecińskim na podstawie danych dla ryb. Jednocześnie w rejonach wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego stan określono jako dobry w oparciu o stężenia obserwowane w roślinności makrofytobentosowej występującej w tym obszarze. Oznacza to zmianę stanu w tych obszarach w stosunku do roku poprzedniego, co jest konsekwencją obniżania stężeń omawianego izotopu w wodzie morskiej będącej bezpośrednim jego źródłem. Dobry stan środowiska został stwierdzony w Zalewie Wiślanym na podstawie stężeń ^{137}Cs w okoniach, należy jednak podkreślić, że do oceny przyjęto wartość odniesienia obowiązującą dla śledzi.



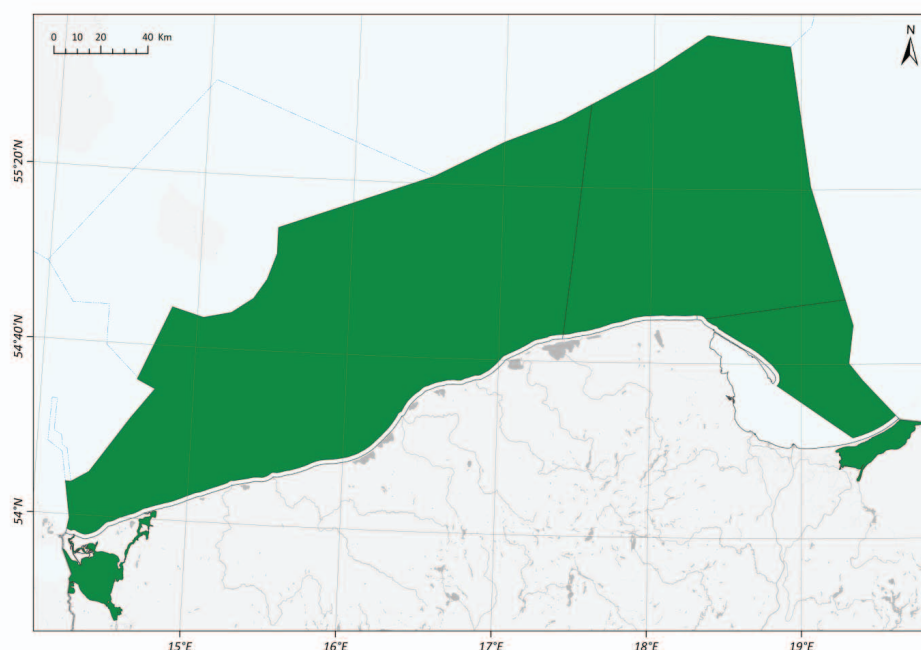
Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs (cecha C8) w 2016 r.

W 2016 roku stan środowiska w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego w zakresie cechy 8 oceniono na podstawie agregacji danych dotyczących stężeń Hg, Pb i Cd w rybach i w osadach (rys. III.7). Ostatecznie zagregowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,09, co oznacza nieodpowiedni (subGES) stan środowiska. O końcowej ocenie zdecydowały podwyższone stężenia Hg i Cd w rybach. Stężenia Pb w rybach tylko w nieznacznym stopniu przekraczały dopuszczalny poziom, a zawartość wszystkich metali w osadach pozostawała poniżej pożądanych wartości. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w rejonie Basenu Bornholmskiego, w którym stężenia Hg, Pb i Cd w rybach (śledziach i storniach) są wyższe od granicy wyznaczającej dobry stan środowiska. Jedynie w przypadku Cd w wątrobach storni są nieznacznie poniżej założonego poziomu. W przypadku osadów kryteria dobrego stanu są spełnione dla wszystkich metali, podobnie jak w przypadku roślin makrofitobentosowych. Jednakże bazując na agregacji wszystkich danych stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy uznać za nieodpowiedni (subGES), chociaż zagregowany współczynnik skażenia (1,10) wskazuje na niewielkie odchylenie od dobrego stanu środowiska. W 2016 roku stan nieodpowiedni charakteryzował również Basen Gdański, ze względu na znacznie podwyższone (ok. 3-krotnie) stężenie Hg w tkance mięśniowej storni oraz wyższe niż oczekiwane stężenie Pb w wątrobie storni. Jedynie poziom Cd odpowiadał dobremu stanowi środowiska. Stan obszarów Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego oceniony na podstawie stężeń metali w okoniach był również nieodpowiedni w 2016 roku. Również i w tym przypadku stężenia Hg i Pb przewyższały granicę dobrego stanu środowiska. Jedynymi obszarami, że został osiągnięty dobry stan środowiska morskiego w zakresie poziomów metali ciężkich były w 2016 roku przybrzeżne obszary Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego. Stan tych obszarów został oceniony na podstawie stężeń metali obserwowanych w tkance miękkiej małży i w tkankach roślinnych. W obydwu obszarach nieznaczne przekroczenia odnotowano tylko w przypadku Cd w małżach. Stężenia w roślinach były zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu, należy jednak podkreślić, że znaczenie tej matrycy w stosunku do organizmów fauny zostało obniżone poprzez nadanie wagi na poziomie 0,3.



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha C8 – w 2016 r.

Dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji przeprowadzony w ramach cechy 9 został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, w których odłowiono ryby tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim oraz w Zalewach Wiślanym i Szczecińskim (rys. III.8).



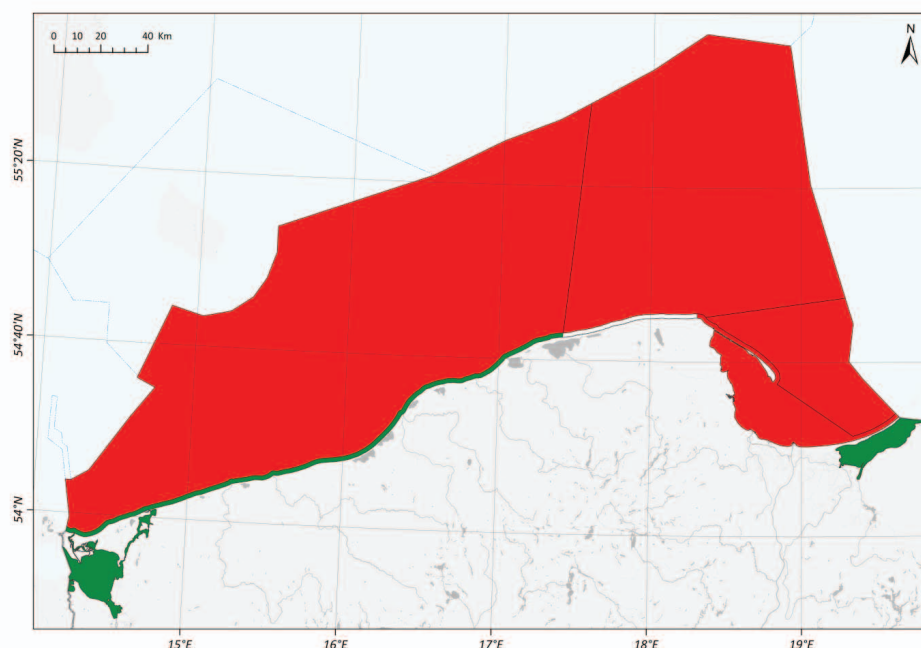
Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha C9 – w 2016 r.

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy 8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem całej listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matriicach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych difenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu

perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, heksachlorocyklobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli - CB28, CB52, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB-118, tributyllocyny – TBT oznaczanych w mięśniach ryb oraz metabolitów WWA (1-hydroksypiren i 1 – hydroksyfenantren) oznaczanych w żółci ryb. Gatunkami ryb wykorzystanymi w ocenie były śledzie we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledzie i stornie w Basenie Bornholmskim oraz stornie w Basenie Gdańskim. We wszystkich trzech obszarach stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (rys. III.9) i jest to istotna zmiana w stosunku do roku poprzedniego, w którym we wszystkich obszarach stwierdzono dobry stan środowiska. Wynika ona jednak nie z faktu wzrostu skażenia środowiska morskiego TZO, ale z przyjęcia nowej wartości docelowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE w celu dostosowania oceny w obszarach polskich do holistycznej oceny Bałtyku przygotowywanej w ramach projektu HELCOM HOLAS II, dla której wartość progowa została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Obecnie przyjęta wartość jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0.0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. (poprzednio stosowana wartość, wskazana na podstawie raportu projektu HELCOM CORESET, wynosiła aż $4 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m.). Współczynniki skażenia dla tego wskaźnika były bardzo wysokie na poziomie 36 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 15 w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 3,6 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 1,5 w Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim wskazując na stan umiarkowany w 5-stopniowej skali oceny stanu środowiska, czyli nieodpowiedni subGES w skali 2-stopniowej.

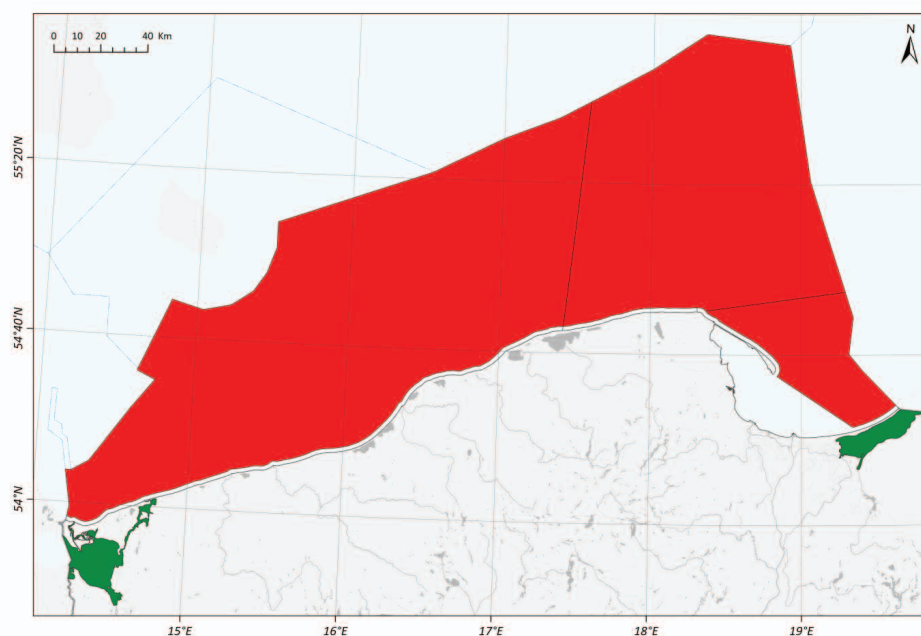
Obszary Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego oceniono na podstawie analiz TZO przeprowadzonych w mięśniach okoni. Stan obydwu obszarów uznano za dobry, pomimo tego, że i w tym przypadku stężenie sumy sześciu kongenerów PBDE przekraczały dopuszczalny poziom, ale współczynniki skażenia były zdecydowanie mniejsze (1,6 w Zalewie Wiślanym i 1,7 w Zalewie Szczecińskim). Stężenia pozostałych analizowanych związków były poniżej granicy dla dobrego stanu.

Stan środowiska obszarów przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Bornholmskiego oceniony na podstawie analiz: bromoorganicznych (polibromowanych difenylesterów - suma 6 PBDE i heksabromocykłododekanu - HBCDD), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, heksachlorocyklobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli - CB28, CB52, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB-118, tributyllocyny – TBT oraz czterech związków z grupy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu, benzo(ghi)perylenu, indeno(1,2,3cd)pirenu) oznaczanych w omułkach z okolic Rowów i Sopotu. Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został uznany za nieodpowiedni ze względu na znaczny (ze względu na zmianę wartości docelowej) współczynnik skażenia wyznaczony dla sumy sześciu kongenerów PBDE oraz podwyższone stężenia TBT i indeno (1,2,3-cd) pirenu, dla których współczynniki skażenia wynosiły odpowiednio 3,1 i 3,7. Pomimo nieznacznego przekroczenia nowej wartości progowej dla sumy 6PBDE w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, stan tego obszaru uznano za dobry, zagregowany współczynnik skażenia wyniósł 0,3.



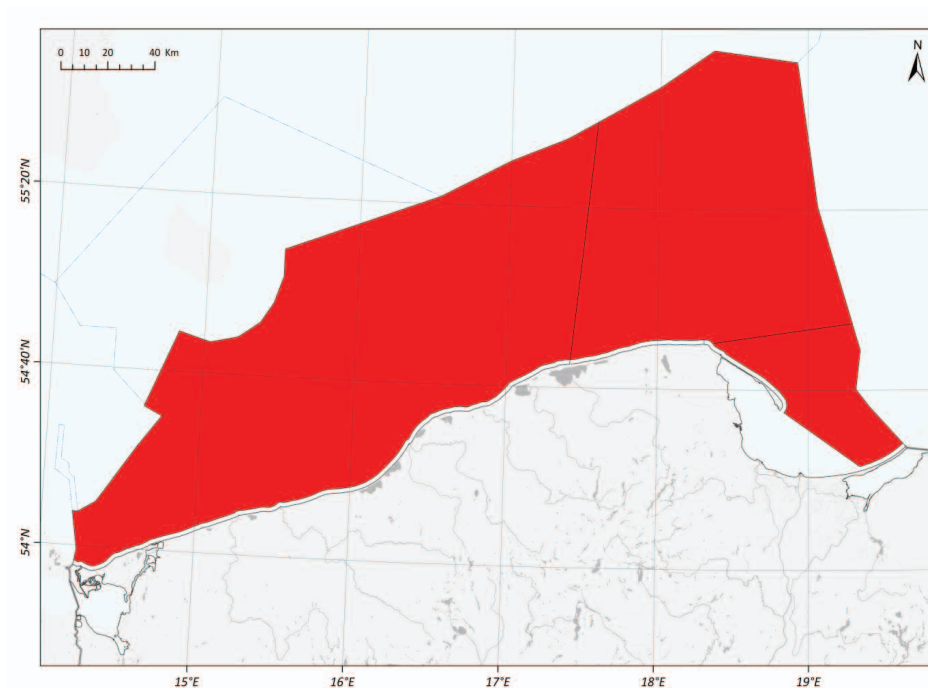
Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C8 – w 2016 r.

Ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy C9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych difenylesterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH i sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB28, CB 52, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180) oraz tributyllocyny – TBT w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostrożenia granicy dobrego stanu dla sumy 6PBDE (wartość progowa dla ochrony zdrowia ludzi została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych i wynosi $0.0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$), zły stan środowiska został stwierdzony we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim, natomiast stan środowiska Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego został uznany za dobry (rys. III.10).



Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha C9 – w 2016 r.

W 2016 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzi pochodzących z czterech lokalizacji zagregowano uzyskując ocenę trzech obszarów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego (rys. III.11). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów, jednak we wschodnim Basenie Gotlandzkim wartość wyznaczająca granicę dobrego stanu została przekroczona tylko nieznacznie (współczynnik skażenia wyniósł 1,03). Z najgorszą sytuacją mamy do czynienia w przypadku Basenu Gdańskiego, gdzie współczynnik skażenia wyniósł 3,44.



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w 2016 r. w zakresie cechy C8 – biologiczne skutki zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2016 roku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w tab. III.1. Wyniki oceny przedstawiono w rozbiciu na poszczególne cechy, a nawet poszczególne wskaźniki podstawowe (cecha C8 i C9), ponieważ nie przyjęto zasad agregacji całościowej, tzn. ocen wszystkich cech w jedną ogólną ocenę stanu.

Tabela III.1. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2016 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES)

Nazwa akwenu	C1		C6	C5	C8				C9	
	Produ- ktywność bielika	Wskaźnik wielkości ryb			Radio- nuklidy	Metale ciężkie	Trwałe zanie- czyszczenia organiczne	Test mikro- jądrowy	Metale ciężkie	Trwałe zanie- czyszczenia organiczne
polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego										
wschodni Basen Gotlandzki										
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego										
Basen Gdański										
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego										
Basen Bornholmski										
polska część Zalewu Wiślanego										
polska część Zalewu Szczecińskiego										

BIBLIOGRAFIA

- Anon., 2008, Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive), Official Journal of the European Union L 164/19, 25.6.2008
- Anon., 2010, Commission Decision of 1 September 2010 on criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters; notified under document C(2010) 5956, Official Journal of the European Union L232/14, 2.9.2010, 2010/477/UE
- Anon., 2013a, Ustawa z dnia 4 stycznia 2013 o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw, Dz.U. 2013 z dnia 4 lutego 2013 r., poz. 165
- Anon., 2013b, Dyrektywa Rady Europy i Parlamentu Europejskiego 39/2013/WE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej dyrektywy 2000/60/WE i 2008/105/WE
- Anon., 2014, Rozporządzenie Ministra Środowiska z 22 października 2014 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2014 r. poz. 1482
- Anon., 2015, Ustawa z dnia 18 lipca 2011 r. – Prawo wodne, Dz. U. 2001 Nr 115, poz. 1229 – zapis wg Dz. U. 2015, poz. 469 1590, 1642, 2295, z 2016 r. poz. 352; 1-224
- Anon., 2016, Rozporządzenie Ministra Środowiska z 21 lipca 2016 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych, Dz. U. z 2016 r. poz. 1187
- Baršienė J., Butrimavičienė L., Grygiel W., Lang T., Michailovas A., Jackūnas T., 2013, Environmental genotoxicity and cytotoxicity in flounder (*Platichthys flesus*), herring (*Clupea harengus*) and Atlantic cod (*Gadus morhua*) from chemical munitions dumping zones in the southern Baltic Sea. J. Mar. Env. Res. 96, 56-67
- Burreau S., Zebühr Y., Broman D., Ishaq R., 2006, Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean, Science of The Total Environment, 659–672
- Cavas T., Ergene-Gozukara S., 2005, Micronucleus test in fish cells: A bioassay for in situ monitoring of genotoxic pollution in the marine environment. Environmental and Molecular Mutagenesis 46, 64-70
- Conley D.J., Aigars J., Kotta J., Maximov A., 2011 Hypoxia is increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea, Environmental Science & Technology
- Conley D. J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O. P., Wulff F., 2002, Hypoxia in the Baltic Sea. Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. Environmental Science and Technology 36, 5315-5320

- Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3–6, 2016, IMGW-PIB; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Enger P.S., 1967, Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 527–538
- Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Puzyn, T., Strandberg, L., Rappe, C., 2002, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener-specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea, *Food Addit. Contam.* 19, 779–795
- Feistel S., Feistel R., Nehring D., Matthäus W., Nausch G., Naumann M.: Hypoxic and anoxic regions in the Baltic Sea, 1969 2015. *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 100 (2016)
- Feistel R., Nausch G., Mohrholz V., Łysiak-Pastuszek E., Seifert T., Matthäus W., Krüger S., Hansen I.S., 2003, Warm waters of summer 2002 in the deep Baltic. *Oceanologia* 45 (4): 511–592
- Feistel R., Nausch G., Heene T., Piechura J., Hagen E., 2004, Evidence for a warm water inflow into the Baltic Proper in summer 2003. *Oceanologia* 46 (4), 581–598
- Fenech M., Chang W. P., Kirsch-Volders M., Holland N., Bonassi S., Zeiger E., 2003, HUMN project: detailed description of the scoring criteria for the cytokinesis-block micronucleus assay using isolated human lymphocyte cultures. *Mutation Research* 534, 65–75
- Fleming-Lehtinen V., Kaartokallio H., Olsonen R., 2011, Water transparency in the Baltic Sea between 1903 and 2008, HELCOM Indicator Fact Sheets 2011; Baltic Marine Environment Protection Commission; online: http://helcom.fi/environment2/ifs/en_GB/cover_366_2-3366_2-3
- Filipkowska A., 2011, Związki cynoorganiczne w strefie przybrzeżnej Bałtyku Południowego – wpływ warunków środowiskowych na rozmieszczenie i degradację. Praca doktorska, IO PAN, Sopot 2011
- Galassi S., 2007, A multispecies approach for monitoring persistent toxic substances in the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 39–48
- GIOŚ, 2010, Przewodniki metodyczne do badań i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2010, 84 str.
- GIOŚ, 2014a, Program monitoringu wód morskich; online: http://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Program_monitoringu_wod_morskich_RM.pdf
- GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej; online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf
- GIOŚ, 2015, Monitoring ptaków w tym monitoring obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Faza IV lata 2012–2015. Etap II; online: [https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty?file=files/pliki/RaportMPP4_etap2_zad2&4_zima2013\(3\).pdf](https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty?file=files/pliki/RaportMPP4_etap2_zad2&4_zima2013(3).pdf)
- GIOŚ, 2016, Monitoring ptaków w tym monitoring obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Sprawozdanie z Monitoringu Ptaków Polski. Etap I. Marki, grudzień 2015; online: <https://www.monitoringptakow.gios.gov.pl/raporty>
- Giovanardi F., Vollenweider R.A., 2004, Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas, *Journal of Limnology*, 63 (2), 199–218
- Greenstreet S. P. R., Rogers S. I., Rice J.C., Piet G. J., Guirey E.J., Fraser H. M., Fryer R. J., 2011, Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*, 68(1): 1–11
- Gustavson, K., Jonsson, P., 1999, Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussel (*Mytilus edulis*) in Nordic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38(8), 723–736
- Hansson M., Axe P. and Andersson L., 2009, 'Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960–2009', SMHI Report Mo 2009–214

- Hawkins A.D., Johnston A. D. F., 1978, The hearing of Atlantic salmon – *Salmo salar*. J. Fish. Biol. 13, 655–673
- HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999–2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87, 47 pp.
- HELCOM, 2009a, Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region, Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B, 148 pp.
- HELCOM, 2009b, Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea Final report of the HAZARDOUS project. Baltic Sea Environment Proceedings No. 119, 99 pp.
- HELCOM, 2012, Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. Balt. Sea. Environ. Proc. No. 129 B, 219 pp.
- HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy; online: www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy
- Henroth, L., 1985. Recommendations on methods for Marine Biological studies in the Baltic Sea meso zooplankton biomass assessment. BMB Publ. No 10 Working Group
- ICES, 2010, Report of the ICES/HELCOM Workshop on Flatfish in the Baltic Sea (WKFLABA), 8 – 11 November 2010, Öregrund, Sweden, ICES CM 2010/ACOM:68, 85 pp.
- ICES, 2013, Report of the Benchmark Workshop on Baltic Multispecies Assessments (WKBALT 2013), 4–8 February 2013, Copenhagen, Denmark, ICES CM 2013/ACOM:43, 399 pp.
- ICES, 2015, EU request to ICES to provide FMSY ranges for selected North Sea and Baltic Sea stocks. [In:] Report of the ICES Advisory Committee, 2015. ICES Advice 2015, Book 6, Section 6.2.3.1.
- ICES, 2016a, *ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion*. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion, published 13 May 2016, 4 pp.
- ICES, 2016b, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Cod (*Gadus morhua*) in subdivisions 24–32 (eastern Baltic stock) (eastern Baltic Sea), published 31 May 2016, 8 pp.
- ICES, 2016c, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Flounder (*Platichthys flesus*) in subdivisions 24 and 25 (west of Bornholm and southwestern central Baltic), published 31 May 2016, 6 pp.
- ICES, 2016d, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Flounder (*Platichthys flesus*) in subdivisions 26 and 28 (east of Gotland and Gulf of Gdansk), published 31 May 2016, 6 pp.
- ICES, 2016e, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Sprat (*Sprattus sprattus*) in subdivisions 22–32 (Baltic Sea), published 31 May 2016, 8 pp.
- ICES, 2016f, *ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort Baltic Sea Ecoregion*. Herring (*Clupea harengus*) in subdivisions 25–29 and 32 (central Baltic Sea, excluding Gulf of Riga), published 31 May 2016, 9 pp.
- IMGW-PIB, 2012, Opracowanie wstępnej oceny stanu środowiska polskiej strefy ekonomicznej Morza Bałtyckiego zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej. Umowa numer 51/2010/F z dnia 30.11.2010 zawarta z Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska, finansowana przez NFOŚiGW, IMGW-PIB Oddział Morski w Gdyni, Instytut Morski w Gdańsku, Gdynia-Gdańsk 2012, 193 str. (maszynopis)
- IMGW-PIB, 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: <http://baaltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- IOW, 2016, MARNET Monitoring Stations - Arkona Sea Data of the automated measuring stations (MARNET) - Salinity, online: <https://www.io-warnemuende.de/marnet-arkona-sea.html>

- IOW, 2016a, Leibnitz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde – Monitoring Cruise FS “Elisabeth Mann Borgese”, Cruise No. EMB-120, online: www.io-warnemuende.de/cruise-reports.html
- IOW, 2016b, Cruise Report Cruise-No. EMB 124 (IOW 2016).
- IOW, 2016c, Cruise Report Cruise-No. EMB 128 (IOW 2016).
- Isosaari P., Hallikainen A., Kiviranta H., Vuorinen P. J., Parmanne R., Koistinen J., Vartiainen T., 2005, Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, biphenyls, naphthalenes and polybrominated diphenyl ethers in the edible fish caught from the Baltic Sea and lakes in Finland. *Environmental Pollution* 141, 213–225
- Jerkø H., Turunen-Rise I., Enger P.S., Sand O., 1989, Hearing in the eel (*Anguilla anguilla*). *J. Comp. Physiol. A* 165, 455–459
- Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review* 40, 427–489
- Klobuèar G.I.V., Pavlica M., Erben R., Pape D., 2003, Application of the micronucleus and comet assays to mussel, *Mytilus edulis*. *Aquatic Toxicology* 64, 15–23
- Kraśniewski W., Łysiak-Pastuszek E., Piątkowska Z., 2011, Zmienność parametrów biologicznych. [W:] M. Miętus i M. Sztobryn (red.) Stan środowiska polskiej strefy przybrzeżnej Bałtyku w latach 1986–2005. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy, Warszawa 2011, 124–133
- Kruk-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18–22
- Krylov, P.I., Bychenkov, D.E., Panov, V.E., Rodionova, N.V. and Telesh, I.V. 1999. Distribution and seasonal dynamics of the Ponto-Caspian invader *Cercopagis pengoi* (Crustacea, Cladocera) in the Neva Estuary (Gulf of Finland). *Hydrobiologia* 393: 227–232.
- Leppäkoski, E. and Olenin, S. 2000. Non-native species and rates of spread: lessons from the brackish Baltic Sea. *Biological Invasions* 2: 151–163.
- Łysiak-Pastuszek E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojski, T. Walczykiwicz (red.) Dorzecze Wisły – monografia powodzi maj czerwiec 2010. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204–206
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska T., (red.), 2013, Ocena stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2012 na tle dziesięciolecia 2002–2013. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2013, 99 str.
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska T., (red.), 2014, Ocena stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2013 na tle dziesięciolecia 2003–2012. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2014, 99 str.
- Łysiak-Pastuszek E., Zalewska E., Krzywiński W., Grochowski A., (red.), 2016, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005–2014. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016, ISBN 978-83-61227-77-9, 163 s.
- Marsh G., Athanasiadou M., Å., Asplund L., 2004, Identification of Hydroxylated and Methoxylated Polybrominated Diphenyl Ethers in Baltic Sea Salmon (*Salmo salar*) Blood. *Environmental. Sciences Technology* 38 (1), 10–18
- Miętus M., Łysiak-Pastuszek E., Zalewska T., Krzywiński W. (red.), 2010, Bałtyk Południowy w 2005 roku – Charakterystyka wybranych elementów środowiska. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział Morski w Gdyni, Warszawa 2010, ISBN 978-83-61102-30-4, 171 str.

- Mohrholz, V., Naumann M., Nausch G., Krüger S., Gräwe U., 2015: Fresh oxygen for the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*, 152–166.
- Nausch G., Naumann M., Umlauf L., Mohrholz V., Siegel H., 2015, Hydrographic-hydrochemical assessment of the Baltic Sea 2014. *Marine Science Reports* No 96/2015, 91 pp.
- Neubauer G., Meissner W., Chylarecki P., Chodkiewicz T., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Bettleja J., Gaszewski K., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P., 2015, Monitoring Ptaków Polski w latach 2013–2015. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 13, 1–92
- Opióła R., Błachowiak-Samołyk K., 1999, Mezozooplankton. [W:] B. Cyberska, Z. Lauer, A. Trzosińska "Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 1998 roku". Materiału Oddziału Morskiego IMGW, Gdynia 1999, 202–210
- Osowiecki A., Kruk-Dowgiałło L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głazowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiałło L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzyński W., 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (3), 1–10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2
- OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online:
http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessment_Criteria_Haz_Subst.pdf
- Postel L., Arístegui J., Hernández-Leon S., Gómez M., Almeida C., Portillo-Hahnfeld A., Montero M. F., Packard T. T., 2009, Seasonal variability in plankton community structure and web food transfer along the salinity gradient of the Baltic sea. *ICES CM* 2009/A:11, 1246, 20 pp.
- Projekt raportu do Komisji Europejskiej, 2015. „Zestaw celów środowiskowych dla wód morskich”.
- Psuty I., Luzeńczyk A., Szymanek L., Szindler-Richert J., Pachur M., Lejk A., 2012, Załącznik 4. Przewodnik metodyczny do przeprowadzenia klasyfikacji oraz wstępnej oceny stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny zgodnego z wymaganiami RDSM. MIR-PIB, Gdynia 2012, 35 str.
- Psuty I., Wandzel T., Lejk A.M., Podolska M., Zaporowski R., Smoliński S., Grochowski A., Wodzianowski T., 2014, Przewodnik metodyczny do badań terenowych i analiz laboratoryjnych ichtiofauny w wodach przejściowych i przybrzeżnych w ramach monitoringu diagnostycznego ichtiofauny. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2014, 101 str.
- Pyhälä M., Fleming-Lehtinen V., Łysiak-Pastuszek E., Carstens M., Murray C., Andersen J.H., 2013, Eutrophication status of the Baltic sea 2007–2011 – Concise thematic assessment, Helsinki Commission, HELCOM HOD 42/2013
- Pyś-Wolska M., 1997, Mezozooplankton. [W:] B. Cyberska, Z. Lauer, A. Trzosińska "Warunki środowiskowe polskiej strefy południowego Bałtyku w 1997 roku". Materiału Oddziału Morskiego IMGW, Gdynia 1998, 185–191
- Rantakokko P., 2010, Concentrations of organotin compounds in various fish species in the Finnish lake waters and Finnish coast of the Baltic Sea. *Science of The Total Environment* 408(12), 2474–81
- Saniewski M., Zalewska T., 2015, Atmospheric deposition and riverine load of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 1–11
- Sapota G., 2004, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seawater of the Southern Baltic Sea, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 162, 153–157

- Sapota G. 2006, Decreasing trend of persistent organic pollutants (POPs) in herring from the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 1, 15-21
- SMHI 2016, Report from the SMHI monitoring cruise with R/V Aranda, www.smhi.se
- Stanisławczyk I., 2016, Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2015-16, online: www.baltyk.pogodynka.pl/index.php?page=2&subpage=64
- Trzosińska A., Andrulewicz E. (red.), 1998, Doraźne skutki powodzi 1997 roku w środowisku wodnym Zatoki Gdańskiej i Pomorskiej. Morski Instytut Rybacki, Gdynia 1998, 76 str.
- Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni*, 1 (131), 225-237
- Wasmund N., Pollehne F., Postel L., Siegel H., Zettler M.L., 2012, Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2011. *Meereswiss. Ber., Warnemünde*, 89, 86 pp.
- Wasmund, N., Tuimala J., Suikkanen S., Vandepitte L., Kraberg A., 2011, Long-term trends in phytoplankton composition in the western and central Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 87, 145-159
- Wesslander K., 2011, The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters
- Wirz M.V., Saldiva P.H., Freire-Maia D.V., 2005, Micronucleus test for monitoring genotoxicity of polluted river water in *Rana castesbeiana* tadpoles. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 75. 1220-1227
- Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000-2004, *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 1-14
- Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *Oceanologia* 55 (3), 485-517
- Zalewska T., 2015, Bioindykatory makrofitobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., Krzemiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2013, ISBN 978-83-61227-53-3, 132 str.
- Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution, *Marine Pollution Bulletin* 118(1), 281-288
- Żmudziński L., 1982, Zoobentos litoralu Bałtyku. [W:] L. Żmudziński i J. Ostrowski (red.) *Zoobentos Bałtyku lat sześćdziesiątych*. Wyd. Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku, 82, 5-38
- Żmudziński L., 1994, Flora i fauna morska. [W:] A. Majewski i Z. Lauer (red.) *Atlas Morza Bałtyckiego*. IMGW, Gdynia 1994, 165-172