

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2018 NA TŁE DZIESIĘCIOLECIA 2008-2017**

Warszawa 2019

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) - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Olsztynie

Patrycja Andziak-Tereszczuk (I.4) - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Gdańsku

Anna Bakierowska (I.5) - Główny Inspektorat Ochrony Środowiska, Regionalny Wydział Monitoringu Środowiska w Szczecinie

oraz

pracownicy Departamentu Monitoringu Środowiska, Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie:

II.3.1.1 na podstawie opracowania w ramach realizacji umowy nr 48/2015/F z dnia 5 listopada 2015 r. pomiędzy Ogólnopolskim Towarzystwem Ochrony Ptaków a Głównym Inspektoratem Ochrony Środowiska autorstwa: **Zdzisława Ceniana, Tomasza Chodkiewicza, Macieja Kozakiewicza, Włodzimierza Meissnera,**

II.3.1.2, II.4.1 na podstawie opracowania w ramach realizacji umowy nr 24/2017/F zawartej dnia 08.08.2017 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym autorstwa: **Jana Horbowego** (II.4.1), **Marzenny Pachur** (II.3.1.2), **Leny Szymanek** (II.3.1.2, II.4.1)

Ewa Antão (I.2), **Dawid Biernacik** (I.2), **Anna Chodubska** (I.2), **Beata Danowska** (II.4.3.2), **Natalia Drgas** (II.2.3, II.4.2), **Magda Grabowska-Piekarz** (I.2), **Ewa Jakusik** (I.2), **Violetta Koszuta** (I.2, II.2.1-2, II.2.4), **Wojciech Kraśniewski** (II.3.2.1, II.3.3.2-3), **Joanna Maciak** (II.2.4, II.4.4), **Aleksandra Orlita** (II.4.3.3), **Krzysztof Piłczyński** (II.4.5), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.3.1), **Ida Stanisławczyk** (I.2), **Ewa Wiktorowicz** (II.3.2.2), **Tamara Zalewska** (II.4.3.1-2, II.4.3.4, II.4.4) - Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej - PIB

Pod redakcją:

Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:

Wiesława Cielątkowska, Michał Saniewski, Sławomir Wiktorowicz, Ewa Wiktorowicz,



©Copyright by Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa 2019 r.

WPROWADZENIE.....	4
I. RAMOWA DYREKTYWA WODNA.....	5
I.1. WSTĘP.....	6
I.2. OGÓLNE WARUNKI HYDROLOGICZNE.....	7
I.3. WOJEWÓDZTWO WARMIŃSKO-MAZURSKIE.....	14
<i>Ocena potencjału ekologicznego</i>	15
I.4. WOJEWÓDZTWO POMORSKIE.....	22
<i>Ocena stanu w 2018 roku</i>	24
I.5. WOJEWÓDZTWO ZACHODNIOPOMORSKIE.....	33
<i>Ocena stanu w 2018 roku</i>	34
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ	43
II.1. WSTĘP.....	44
II.2. OGÓLNE WARUNKI HYDROLOGICZNE.....	48
II.2.1. Temperatura wody morskiej.....	48
II.2.2. Zasolenie.....	51
II.2.3. Odczyn wody morskiej.....	53
II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO ₂	56
II.2.5. Mieszanie wód.....	58
II.2.6. Wymiana wód i prądy morskie.....	59
II.3. CECHY STANU.....	62
II.3.1. Grupy gatunków.....	62
II.3.1.1. Ptaki.....	62
II.3.1.2. Ryby.....	85
II.3.2. Siedliska Pelagiczne.....	90
II.3.2.1. Fitoplankton.....	90
II.3.2.2. Zooplankton.....	95
II.3.3. Siedliska Bentosowe.....	104
II.3.3.1. Fitobentos.....	104
II.3.3.2. Zoobentos.....	107
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.....	114
II.4. CECHY PRESJI.....	115
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców.....	115
Ocena GES na podstawie stad.....	116
Ocena GES na podstawie cechy 3.....	131
II.4.2. Eutrofizacja.....	133
II.4.3. Substancje niebezpieczne w środowisku i w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	145
II.4.3.1. Radionuklidy.....	146
II.4.3.2. Metale ciężkie.....	150
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO).....	159
II.4.3.4. Test mikrojądrowy.....	167
II.4.4. Odpady w środowisku morskim.....	170
II.4.5. Podwodny hałas.....	178
III. PODSUMOWANIE.....	192
BIBLIOGRAFIA.....	205
SPIS RYSUNKÓW.....	210
SPIS TABEL.....	221

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.

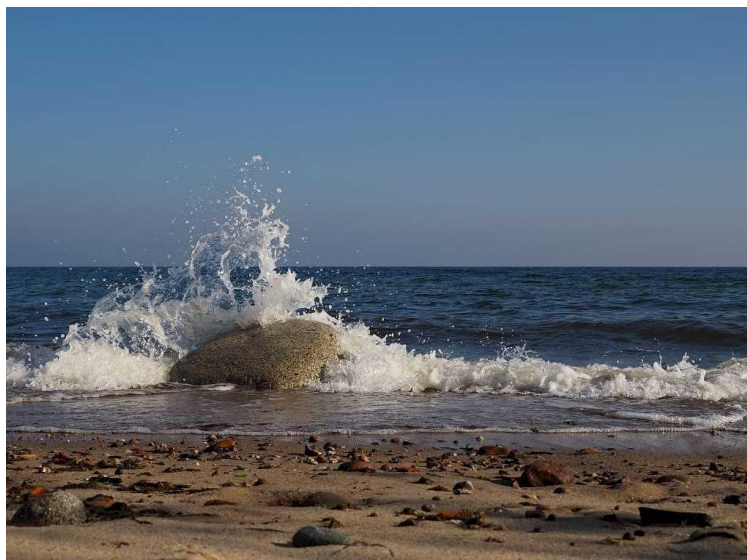
Podstawową dyrektywą unijną dotyczącą ochrony wód i określającą politykę wodną jest dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r., zwana Ramową Dyrektywą Wodną (RDW – 2000/60/WE). Nakłada ona obowiązek kontroli i oceny stanu wód, w tym części obszarów wód morskich określonych 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. Dyrektywa została transponowana do prawa polskiego ustawą z dnia 4 stycznia 2014 roku (Dz. U. 2013 r., poz. 165). W 2017 roku RDSM 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.

Integralnym elementem 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.

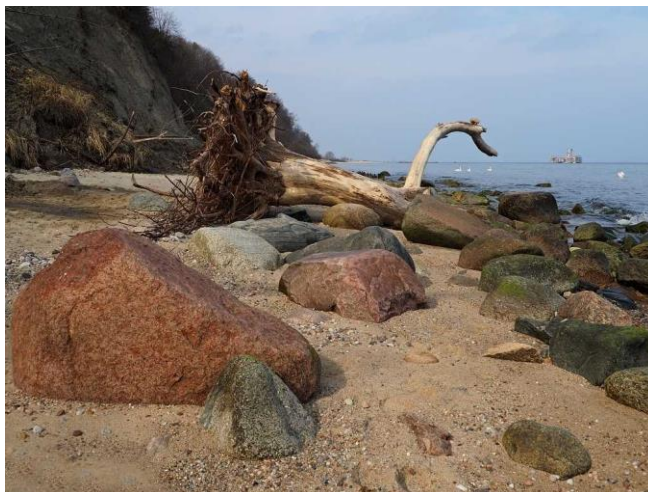
Prezentowane opracowanie zawiera ocenę stanu środowiska polskich obszarów morskich, obejmujących zarówno obszary przybrzeżne i przejściowe, jak i obszary morza otwartego. Biorąc pod uwagę odmienność metod monitoringu i ocen stosowanych w różnych obszarach i zakres implementacji dyrektyw, ocenę przedstawiono w podziale na Ramową Dyrektywę Wodną i Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej.

W pracy przedstawiono wyniki oceny stanu środowiska morskiego polskich obszarów morskich w 2018 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 2008–2018 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMS).

I. 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/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i ogólnego jest wynikiem wdrażania Ramowej Dyrektywy Wodnej. Ocenę jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2018 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. 2016 r., poz. 1187), które wymaga dokonania oceny stanu/potencjału ekologicznego, stanu chemicznego i stanu ogólnego wód.

Badania przeprowadzone w 2018 r. wykonano w oparciu o Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. „*W sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych*” (Dz.U. z 2016 r., poz.1178) oraz zgodnie z wieloletnim Programem Państwowego Monitoringu Środowiska na lata 2016-2020.

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” oraz wskaźnik SI dla ichtiofauny.

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 (JCWP) wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen.

Kończącą ocenę stanu wód przeprowadzono w oparciu o ocenę stanu lub potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego.

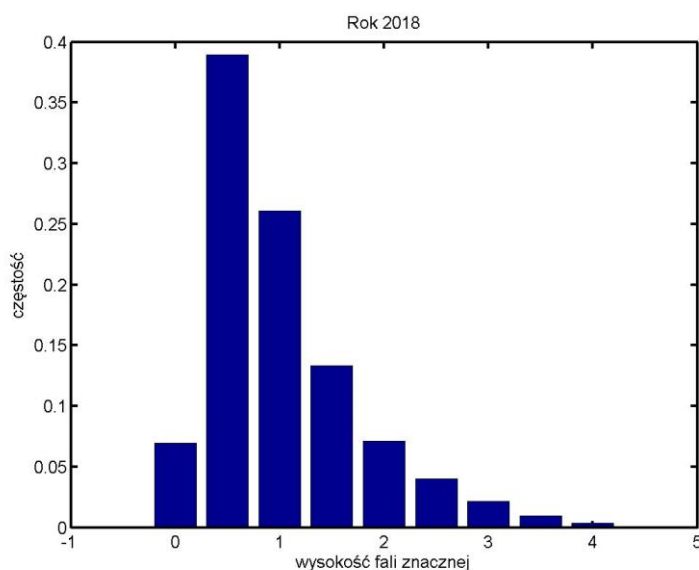
Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych została uzupełniona opisem ogólnych warunków hydrologicznych z uwzględnieniem charakterystyki falowania oraz zmian poziomu morza, jak również warunków zlodzenia.

I.2 Ogólne warunki hydrologiczne



Zjawiskiem hydrodynamicznym mającym duży wpływ na stan wód przybrzeżnych, jest falowanie. Jego intensywność odpowiada m. in. za mieszanie wód powierzchniowych w całym basenie, batymetryczną zmienność dna morskiego w strefie brzegowej oraz erozję samych brzegów.

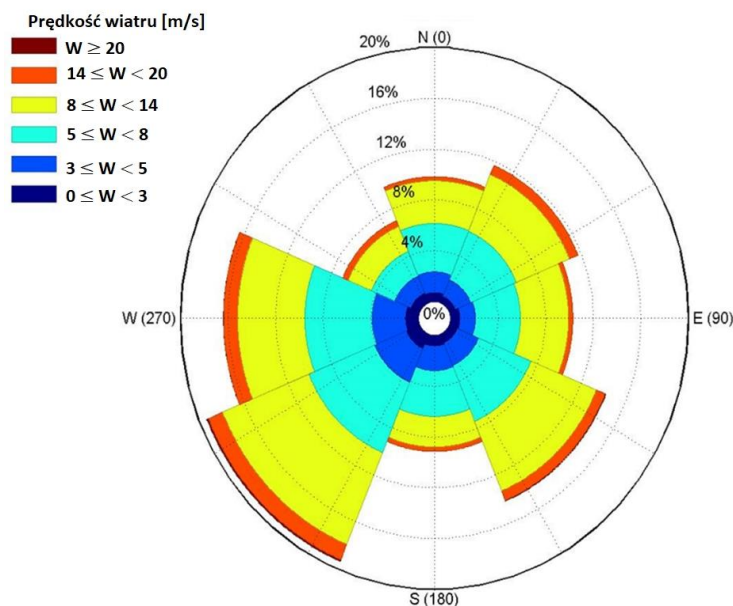
Falowanie i jego wpływ na strefę przybrzeżną można ocenić pośrednio posiłkując się jego pomiarami wykonanymi w obszarze głębokowodnym basenu. Wysokość fali znacznej w roku 2018 była próbkowana co 30 minut w punkcie o współrzędnych geograficznych: 55°28'50"N, 18°10'56"E za pomocą urządzenia pomiarowego AWAC (Acoustic Wave And Current Profiler). Wynik tych pomiarów przedstawiono na histogramie częstości na Rys. I.1., na którym widać, że w 2018 roku najczęściej występowały stany morza z wysokością fali znacznej ok. 0,5 m (prawie w 40% przypadków) oraz z wysokością fali znacznej ok. 1 m (25% przypadków). Należy jednak wziąć pod uwagę, że pomiar nie był możliwy podczas maksimów aktywności sztormowej, więc ekstremalne wysokości fali znacznej nie mogły być ujęte w analizie.



Rys. I.1. Częstość występowania różnych wysokości fali znacznej w 2018 roku na podstawie pomiarów urządzeniem AWAC

Kierunek głębokowodnego falowania wiatrowego odpowiada mniej więcej kierunkowi wiatru, a z powodu braku odpowiednich pomiarów w strefie przybrzeżnej pozostaje jedynie możliwość, zamiast analizy kierunku falowania, analizy kierunku wiatru w strefie głębokowodnej. Róża wiatrów z pomiarów dla punktu na Bałtyku odpowiadającego położeniu AWAC'a (urządzenia do pomiaru falowania) została przedstawiona na Rys. I.2. Widać na nim przewagę wiatrów z kierunku zachodniego i południowo-zachodniego. Należy jednak pamiętać, że kierunek falowania

głębokowodnego ulega transformacji po dotarciu do strefy, w której fala zaczyna czuć dno. Początek tej strefy jest zmienny i zależy od długości falowania.



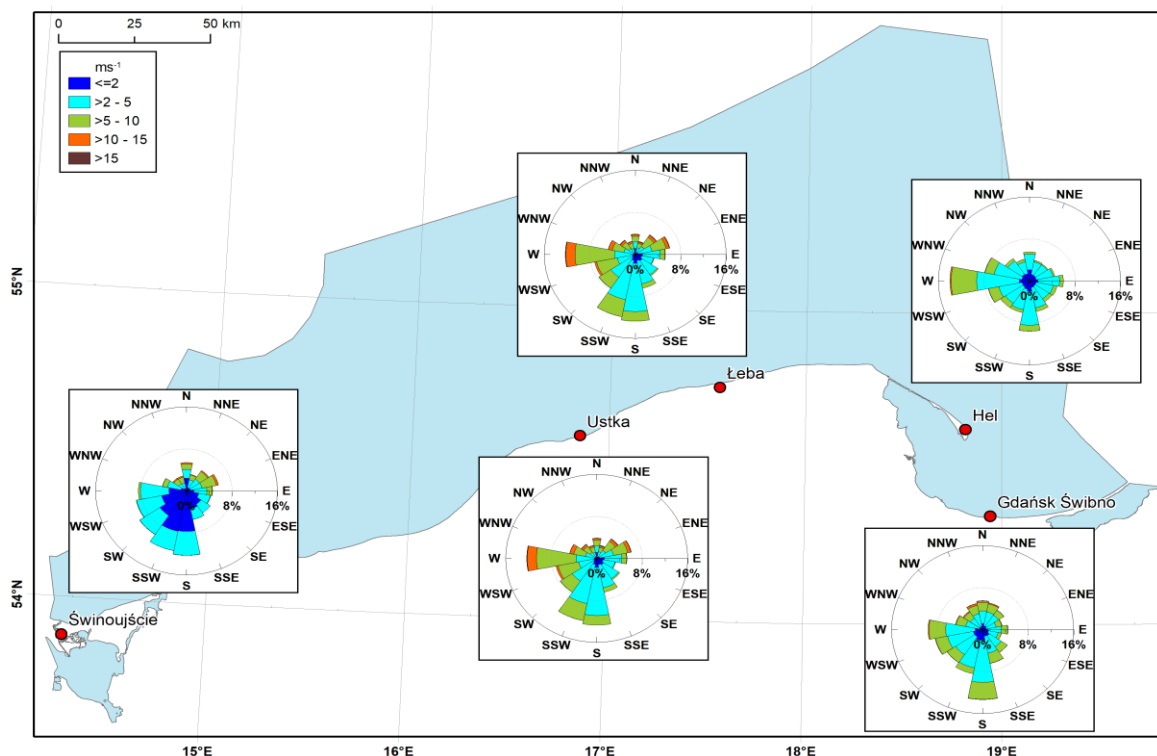
Rys. I.2. Róża wiatrów w roku 2018 z pomiarów w punkcie odpowiadającym położeniu urządzenia AWAC (W – prędkość wiatru w m/s)

W każdym przypadku nabiegające na brzeg falowanie wypiętrza się i zmienia kierunek w strefie transformacji falowania w taki sposób, że grzbiet fali staje się możliwie najbardziej równoległy do linii brzegowej zanim fala się załamie.

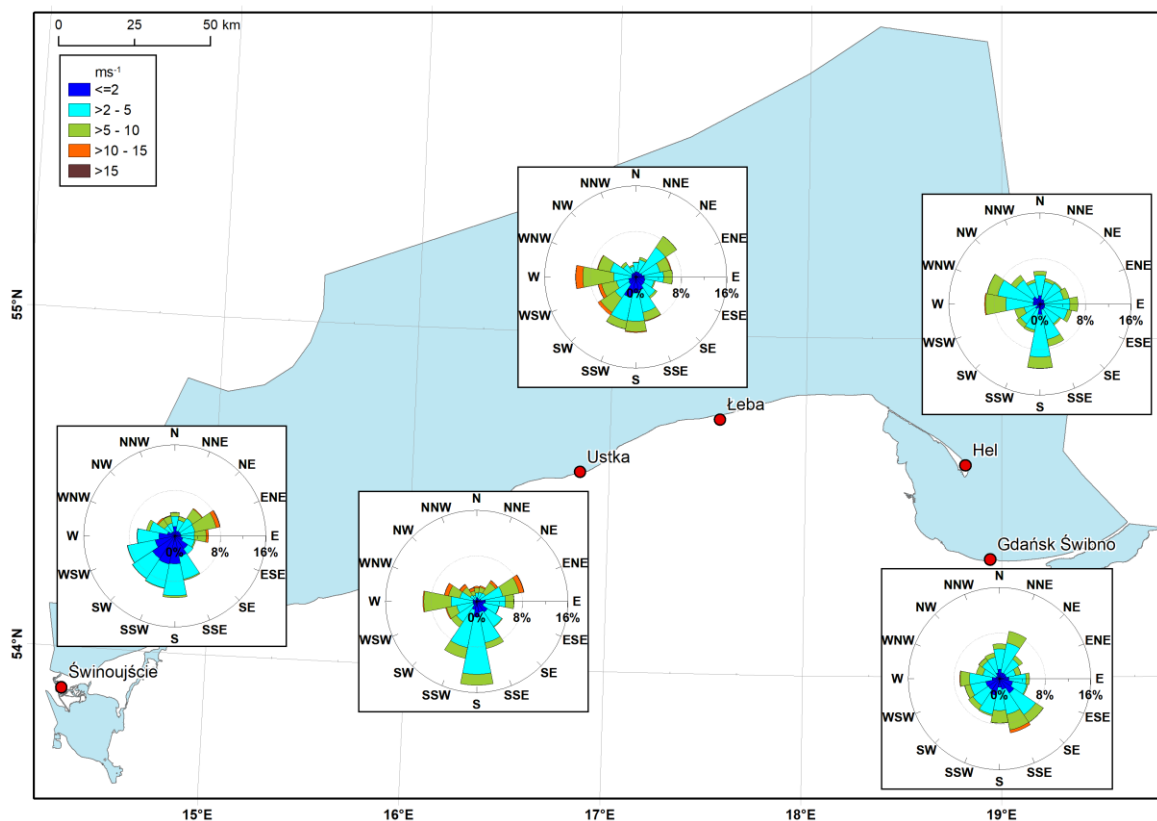
Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na brzeg w 2018 r. w stosunku do wielolecia 2008-2017 przedstawiono również pośrednio, wykorzystując pomiary kierunku i prędkości wiatru na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2008-2018, gromadzonych w ramach realizacji obowiązkowych zadań państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Na stacjach polskiego Wybrzeża w latach 2008-2017 zdecydowanie dominował wiatr z zachodu (Ustka, Łeba, Hel), bądź z południa (Świnoujście i Gdańsk-Świbno). Udział wiatru z pozostałych kierunków był mniejszy. Największe prędkości notowano przeważnie na środkowym Wybrzeżu przy wietrze wiejącym z zachodu lub z sektora północnego (Rys. I.3).

Rozkład kierunków i prędkości wiatru na stacjach polskiego Wybrzeża w roku 2018 nieznacznie odbiegał od średniego rozkładu z wielolecia. Na wszystkich stacjach można zauważyć zwiększony udział wiatru z sektora północno-wschodniego i południowo-wschodniego oraz mniejszy udział cyrkulacji zachodniej (Rys. I.4).



Rys. I.3. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2008-2017



Rys. I.4. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2018.

Średnia prędkość wiatru na stacjach wybrzeża w 2018 roku nie odbiegała znacząco od średnich wartości wieloletnich - różnica w obu omawianych okresach nie przekraczała przeważnie $\pm 0,5 \text{ m s}^{-1}$. Na stacji w Świnoujściu i Helu prędkość

wiatru była nieznacznie wyższa niż w wieloleciu 2008-2017, natomiast w Ustce, Łebie oraz w Gdańsku-Świbnie nieznacznie niższa niż przeciętnie (Tabela I.1).

Tabela I.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008-2017 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2018	3,6	4,7	4,5	4,1	3,9
2008-2017	3,2	5,2	4,8	3,8	4,6

W 2018 roku na stacjach wybrzeża zarejestrowano także zbliżoną do wielolecia 2008-2017 liczbę przypadków ciszy. Jedynie na stacji w Łebie częstość występowania ciszy była niższa (Tabela I.2).

Tabela I.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego Wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008-2017 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2018	1,8	0,3	0,2	0,4	0,4
2008-2017	1,7	0,5	1,8	0,5	0,5

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 hydro-morfologiczne. Szczególnie zmiany poziomu morza w okresie sztormów (spiętrzenia sztormowe) powodują konieczność rozwoju infrastruktury służącej ochronie terenów nadmorskich przed zalewaniem czy wręcz powodziami sztormowymi. Miara zagrożeń tej strefy jest częstość występowania poziomów osiągających lub przekraczających poziom ostrzegawczy i alarmowy oraz straty w infrastrukturze nadmorskiej wywołane tymi zjawiskami.

Charakterystykę zmian poziomu morza opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2008-2017, gromadzonych w ramach działalności państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB z 24 pomiarów na dobę. W 2018 r. częstość występowania stanów ostrzegawczych była znacznie większa na Wybrzeżu Wschodnim (rejon Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku – Port Północny oraz Władysławowo) w porównaniu do pozostałej części Wybrzeża polskiego, podobnie jak to kształtowało się w wieloleciu 2008-2017 (Tabela I.3). Najczęściej notowano stany ostrzegawcze – 1,72% na stacji Władysławo, najmniej (ok. 5 – krotnie mniej) w Ustce – 0,37%. Częstość występowania stanów ostrzegawczych morza w 2018 r. w stosunku do wielolecia 2008-2017 była znacznie niższa na Wybrzeżu Wschodnim (prawie o połowę w przypadku stacji Gdańsk Port Północny), a także na Wybrzeżu Środkowym i niewiele niższa na Zatoce Pomorskiej (stacja Świnoujście).

Tabela I.3. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008-2017

Stacja Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2008-2017	0,74	0,57	0,51	2,17	2,89
	2018	0,72	0,54	0,37	1,72	1,61
alarmowy	2008-2017	0,39	0,07	0,07	0,48	0,57
	2018	0,01	0	0	0,39	0,38

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego Wybrzeża w 2018 r. pokazała, iż w zachodniej części Wybrzeża zanotowano w lutym bardzo małą częstość występowania stanów ostrzegawczych (Tabela I.4), natomiast w grudniu i styczniu 2018 r. nie odnotowano ich wcale. Podobnie, na stacjach w Kołobrzegu i w Ustce w analizowanym roku w sezonie zimowym (grudzień-luty) nie zaobserwowano stanów ostrzegawczych. Z kolei na Wybrzeżu Wschodnim, we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym w styczniu 2018 r., częstość występowania stanów ostrzegawczych

wyniosła odpowiednio 0,94% i 0,54%, czyli prawie 7 i 14 -krotnie mniej w stosunku do średniej wieloletniej (2008-2017) dla owych stacji. W okresie letnim (czerwiec – sierpień) na stacjach polskiego Wybrzeża w 2018 r. nie odnotowano poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy.

Tabela I.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża w 2018 roku i w wieloleciu 2008-2017

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2008-2017	1,76	0,22	0,75	0,19	0,09	0,04	0,01		0,29	1,61	1,46	2,38
		2018		0,15								0,13	8,47	
Kołobrzeg	570	2008-2017	2,02	0,44	0,37	0,01					0,24	0,9	1,24	1,81
		2018										6,32		
Ustka	570	2008-2017	1,79	0,38	0,39	0,01						1,14	1,01	1,4
		2018										4,3		
Władysławowo	550	2008-2017	6,36	0,68	2,42	0,13			0,03	0,04	0,79	3,6	3,96	7,76
		2018	0,94								6,25	13,31		
Gdańsk Port Północny	550	2008-2017	7,48	1,5	3,17	0,18		0,01	0,03	0,2	1,67	5,44	5,02	9,81
		2018	0,54								6,75	11,69		

W 2018 r. częstość występowania stanów alarmowych była znacznie większa na Wybrzeżu Wschodnim (rejon Zatoki Gdańskiej – stacja w Gdańsku – Port Północny oraz Władysławowo) w porównaniu do pozostałej części Wybrzeża polskiego, podobnie jak to kształtowało się w wieloleciu 2008-2017 (Tabela I.5). Najczęściej notowano stany alarmowe – 0,39% na stacji Władysławowo. Na stacjach w Kołobrzegu i w Ustce w analizowanym roku nie odnotowano stanów alarmowych. Częstość występowania stanów alarmowych morza w 2018 r. w stosunku do wielolecia 2008-2017 była zdecydowanie niższa na polskim Wybrzeżu, szczególnie na zachodnim i środkowym Wybrzeżu.

Stany alarmowe w 2018 r. odnotowano na stacjach w Świnoujściu, Władysławowie i Gdańsku – Porcie Północnym, jedynie w październiku (Tabela I.5). We wspomnianym wyżej miesiącu na stacjach: we Władysławowie i Gdańsku – Porcie Północnym obserwowano stany alarmowe, prawie kilkakrotnie częściej niż wynika to ze średniej wieloletniej, a szczególnie we Władysławowie (z częstością 4,57% w stosunku do 1,12% do średniej wieloletniej). Na pozostałych stacjach nie odnotowano poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy w 2018 r.

Tabela I.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża w 2018 roku i w wieloleciu 2008-2017

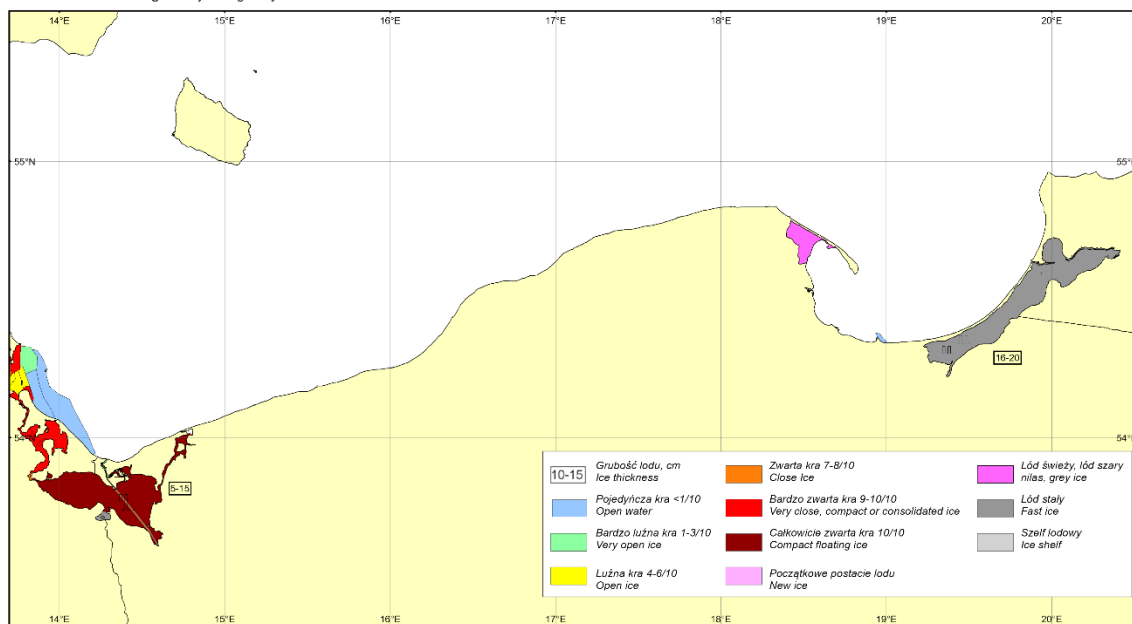
Stacja	Stan alarmowy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2008-2017	1,24	0,31	0,2						0,32	1,38	0,53	0,69
		2018										0,13		
Kołobrzeg	610	2008-2017	0,64	0,01										0,16
		2018												
Ustka	600	2008-2017	0,62									0,09		0,11
		2018												
Władysławowo	570	2008-2017	2,1	0,35	0,07							1,12	0,69	1,37
		2018										4,57		
Gdańsk Port Północny	570	2008-2017	2,51	0,35	0,13							1,49	0,72	1,62
		2018										4,44		

Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych. Sezon zimowy 2017/18 na polskim wybrzeżu był umiarkowany, ale niezbyt długi. Złodzenie w polskiej strefie przybrzeżnej w tym sezonie lodowym nie spowodowało utrudnień nawigacyjnych, z wyjątkiem toru wodnego Szczecin – Świnoujście. Średnie miesięczne temperatury powietrza w okresie zimy na polskim wybrzeżu były dodatnie, oprócz lutego. W styczniu występowały krótkie okresy z ujemną dobową temperaturą powietrza, ale dopiero w lutym wystąpiło większe ochłodzenie, które zapoczątkowało tworzenie się lodu. Największe ochłodzenie wystąpiło na przełomie lutego i marca 2018r., a w zasadzie w trzeciej dekadzie lutego i pierwszym tygodniu marca. Występowanie zjawisk lodowych ograniczyło się w tym sezonie do wybrzeża zachodniego wraz z Zalewem Szczecińskim i wód wewnętrznych – Zalewu Wiślanego i Zatoki Puckiej oraz portów wybrzeża. Złodzenie na morzu prawie nie wystąpiło, były to pojedyncze dni w rejonie Gdyni i Kołobrzegu. Pierwszy lód na Zalewie Wiślanym pojawił się na krótko w drugiej połowie grudnia, a także stycznia, ale dopiero w lutym zalew pokrył się lodem i taka sytuacja pozostała prawie aż do końca marca. Na Zatoce Puckiej lód pojawił się w połowie stycznia, ale po 2 tygodniach zanikł, by ponownie pojawić się w marcu. Na Zalewie Szczecińskim lód wystąpił od końca lutego nieprzerwanie do końca drugiej dekady marca. Najczęściej notowano krę, śryż i lód brzegowy. W portach wybrzeża polskiego sytuacja wyglądała różnie, największą liczbę dni z lodem notowano w Darłowie (Tabela I.6). Najwięcej dni z lodem było na Zalewie Wiślanym – 47 dni i Zatoce Puckiej 38 dni.

Tabela I.6. Warunki złodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2017/18

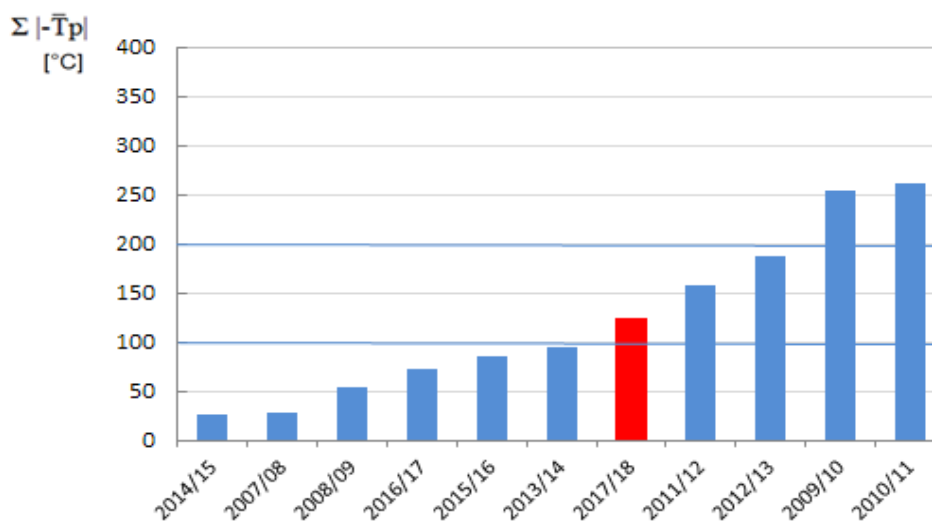
Stacje	Pierwszy lód	Ostatni lód	Długość sezonu	Liczba dni z lodem	Max grubość [cm]
Morze:					
Morze przed Świnoujściem/ PLTWVWB7	2.03	5.03	4	4	10
Morze przed Gdynią/ PLTWIIIWB3	11.03	11.03	1	1	5
Porty:					
Gdańsk Port Północny/PLTWIVWB4	28.02	6.03	7	7	10
Gdynia/ PLTWIIIWB3	3.03	10.03	8	7	5
Hel	2.03	3.03	2	2	5
Ustka/ PLCWIIWB6W, PLCWIIWB6E	9.02	7.03	27	13	5
Darłowo	15.02	18.03	32	18	10
Kołobrzeg/ PLCWIIWB8	28.02	10.03	11	11	5
Dziwnów/ PLTWVWB6	1.03	4.03	4	4	10
Świnoujście/ PLTWVWB7	28.03	11.03	12	12	10
Zalewy/wody przybrzeżne:					
Zalew Wiślan/ PLTWIWB1	19.12	24.03	96	47	25
Puck, port i wody przyległe PLTWIWB2	15.01	24.03	69	38	10
Zalew Szczeciński/ PLTWIWB8	26.02	22.03	25	25	15
Tor wodny Szczecin –Świnoujście/ PLTWIWB8	28.02	14.03	15	15	20

W polskiej strefie brzegowej największe złodzenie wystąpiło 7 marca 2018 r. (Rys. I.5). Maksymalny zasięg lodu na Bałtyku wystąpił w dniu 5 marca 2018 r. i wyniósł przeszło 170 000 km² (zbliżony do średniej wieloletniej).



Rys. I.5. Maksymalny zasięg zlodzenia w zimie 2017/18 w polskiej strefie brzegowej

Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego „suma chłodu” („cold sum”) temperatur powietrza w 2017/18 stanowiła już zimę umiarkowaną i w okresie 2008–2018 plasuje się pośrodku między najchłodniejszymi, a najcieplejszymi zimami (Rys. I.6) (Stanisławczyk 2018).



Rys. I.6. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2008/09 – 2017/18

I.3. Województwo warmińsko-mazurskie



Na obszarze województwa warmińsko-mazurskiego znajduje się jedna jednolita część wód przejściowych – Zalew Wiślan (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 2018 r. badania polskiej części wód Zalewu Wiślanego, objęte Państwowym Monitorowaniem Środowiska, wykonano na 9 stanowiskach pomiarowych w zakresie monitoringu operacyjnego i badawczego (Rys. I.7).



Rys. I.7. Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2018 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).

Ocena potencjału ekologicznego

Elementy biologiczne

Ocena elementów biologicznych została wykonana w oparciu o wyniki badań fitoplanktonu i chlorofilu a z 2018 r. Wykorzystano również wyniki badań ichtiofauny wykonane w 2018 r. przez Morski Instytut Rybacki – PIB w Gdyni.

Fitoplankton. Badania fitoplanktonu prowadzono w oparciu o metodykę zamieszczoną w Przewodniku metodycznym do badań terenowych i analiz laboratoryjnych elementów biologicznych wód przejściowych i przybrzeżnych (BMS 2010).

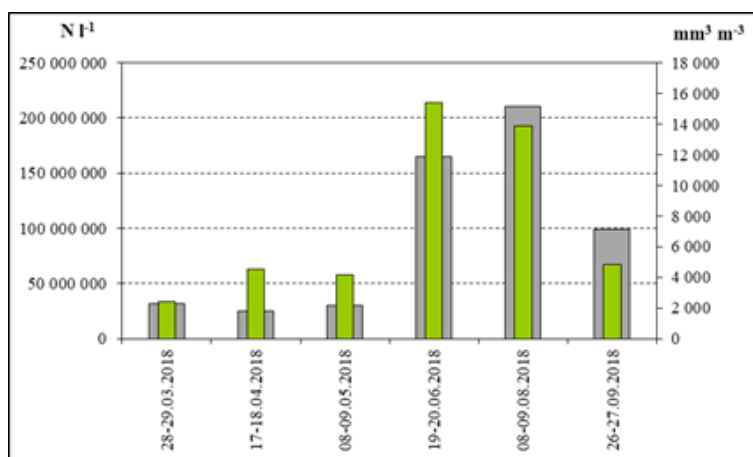
Próbki do badań pobrano z 9 stanowisk pomiarowych (Rys. I.7) w marcu, kwietniu, maju, czerwcu, sierpniu i we wrześniu. Średnią liczebność i bioobjętość obliczono z całego sezonu pomiarowego.

Skład gatunkowy fitoplanktonu w 2018 r. był porównywalny z rokiem 2017, bogatszy natomiast niż w latach 2016 – 2015 (w których oznaczono odpowiednio 63 i 65 taksony), a uboższy w porównaniu do lat wcześniejszych. Oznaczono 8 grup taksonomicznych (Cyanophyta, Cryptophyta, Dinophyta, Chryzophyta, Chlorophyta, Haptophyta, Ciliophora, Euglenophyta) reprezentowanych przez 88 taksonów (w 2013 r. oznaczono 111 taksonów, w 2014 – 93, a w 2017 87). Największą różnorodnością gatunkową charakteryzowały się Chlorophyta (zielenice), Chryzophyta (reprezentowane wyłącznie przez okrzemki) i Cyanophyta (sinice) – oznaczono odpowiednio 27, 25 i 24 gatunki. W 2017 r. Chlorophyta reprezentowało również 27 gatunków, Chryzophyta 25 gatunków, a Cyanophyta 22 gatunki. Liczba gatunków oznaczonych na poszczególnych stanowiskach pomiarowych mieściła się w zakresie od 44 (st. 6) do 54 (st. T2).

Średnia całkowita liczebność fitoplanktonu w 2018 r. wyniosła 93 465 265 jednostek (N) w litrze (Rys. I.8). Maksimum liczebności fitoplankton osiągnął w sierpniu (210 902 071 N l⁻¹). Liczebność fitoplanktonu podlegała zmianom sezonowym. W kwietniu nastąpił spadek liczebności w porównaniu z marcem, następnie od maja obserwowano wzrost, który maksimum osiągnął w sierpniu. W marcu, w składzie fitoplanktonu zdecydowanie dominowały Cryptophyta, w kwietniu Cryptophyta współdominowały z Chlorophyta, a od maja rozpoczęła się trwająca do końca sezonu pomiarowego dominacja Cyanophyta. Sinice maksymalną liczebność osiągnęły w sierpniu (202 291 049 N l⁻¹) i były też grupą o największej średniej liczebności w sezonie (79 746 669 N l⁻¹). W układzie przestrzennym średnia całkowita liczebność fitoplanktonu wahała się od 34 710 232 (st. 3) do 219 535 515 N l⁻¹ (st. T2).

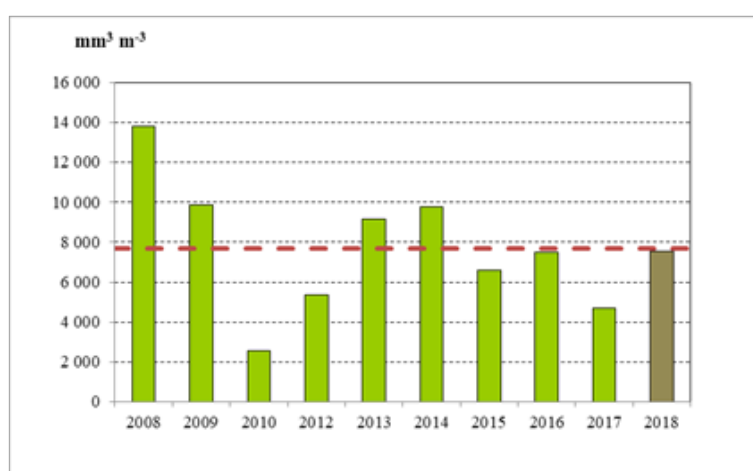
Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w 2018 r. wyniosła 7 522,44 mm³ m⁻³ (Rys. I.8). Maksimum bioobjętości wystąpiło w czerwcu i sierpniu (odpowiednio 15 413,91 i 13 850,93 mm³ m⁻³). Spośród grup taksonomicznych największą średnią bioobjętość w sezonie osiągnęły Cyanophyta (4 157,19 mm³ m⁻³). Minimum bioobjętości wystąpiło w marcu (2 393,86 mm³ m⁻³). Sezonowość zmian bioobjętości poszczególnych grup fitoplanktonu w 2018 r. została zaburzona w następstwie wysokich temperatur wody panujących przez cały okres wiosenno-letni. Z wyjątkiem dominacji okrzemek w kwietniu, których bioobjętość wyniosła wówczas 2 345,32 mm³ m⁻³, przez pozostałą część sezonu dominowały sinice, z maksimum bioobjętości w czerwcu (11 798,67 mm³ m⁻³). W układzie przestrzennym wartości średniej całkowitej bioobjętości wahały się od 5 991,96 mm³ m⁻³ (st. 10) do 10 091,09 mm³ m⁻³ (st. T2).

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 63,57 mg m⁻³ (= 63,57 µg l⁻¹) (Rys. I.10) i kwalifikuje wskaźnik do V klasy (zły potencjał).



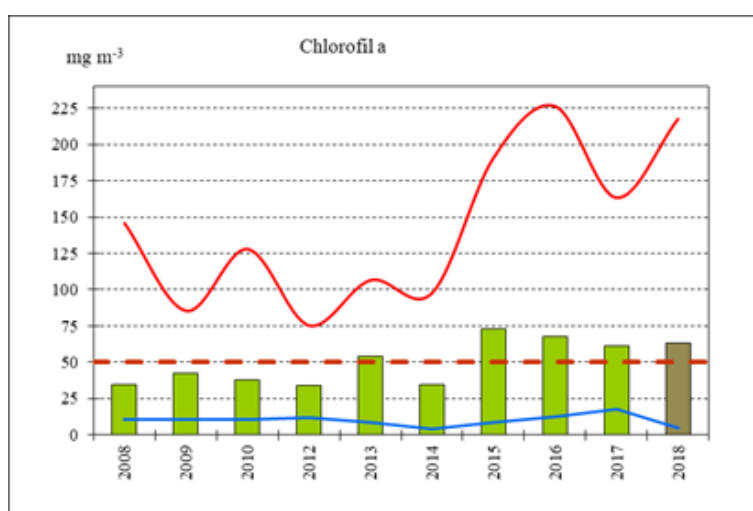
Rys. I.8. Liczebność (NI⁻¹) i bioobjętość (mm³ m⁻³) fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w sezonie pomiarowym 2018 r.

■ liczebność ■ bioobjętość



Rys. I.9. Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 - 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).

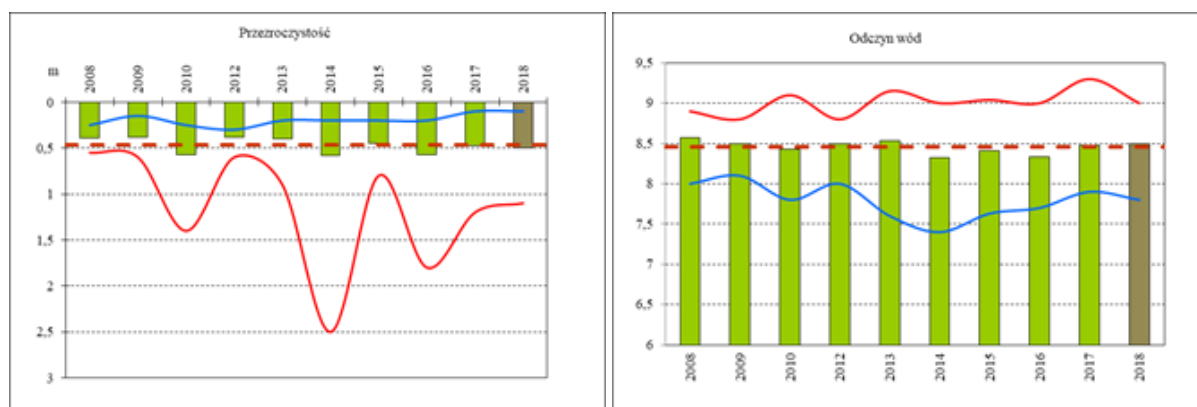
■ śr. - - - średnia z lat 2008 - 2018



Rys. I.10. Stężenie chlorofilu „a” w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008-2018 (średnie z sezonu pomiarowego).

■ śr. — min. — max. - - - średnia z lat 2008-2018

Rozwój fitoplanktonu jest jednym z czynników kształtujących przezroczystość i odczyn wód akwenu. Wody Zalewu charakteryzują się niską przezroczystością i wysokim, zasadowym pH. W 2018 r. przezroczystość wód, mierzona w trakcie pobierania próbek, mieściła się w zakresie od 0,1 do 1,1 m. Średnia wartość z sezonu pomiarowego wyniosła 0,5 m (Rys. I.11). Odczyn wód Zalewu wahał się w przedziale od 7,8 do 9,0, przy średniej z roku 8,5 (Rys. I.11).



Rys. I.11. Przezroczystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2008 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego)

■ śr. — min. — max. - - - średnia z lat 2008-2018

Ichtiofauna. Ocenę potencjału ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb w 2018 r. wykonano w oparciu o metodykę zawartą w Przewodniku metodycznym do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji wód przejściowych", sporządzoną w ramach realizacji zadania „Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych

i przybrzeżnych" w latach 2010-2012, wykorzystując indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie wskaźników cząstkowych charakteryzujących daną JCWP. W przypadku Zalewu Wiślanego są to:

- CPUE duże ryby - średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm Lt) w połowach w sezonie letnim;
- CPUE okoi - średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego, okonia, w połowach w sezonie letnim;
- CPUE drapieżniki - średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach w sezonie letnim;
- liczba gatunków - liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim;
- %okoi>2 - średni udział okoi w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim.

Badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2018 r. zostały wykonane na 6 stanowiskach pomiarowych (Rys. I.12). W Tabeli I.7 przedstawiono zakresy wskaźników cząstkowych służących do oceny potencjału ekologicznego wód Zalewu Wiślanego, w Tabeli I.8 wyniki klasyfikacji wskaźników w 2018 r.

Tabela I.7. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny.

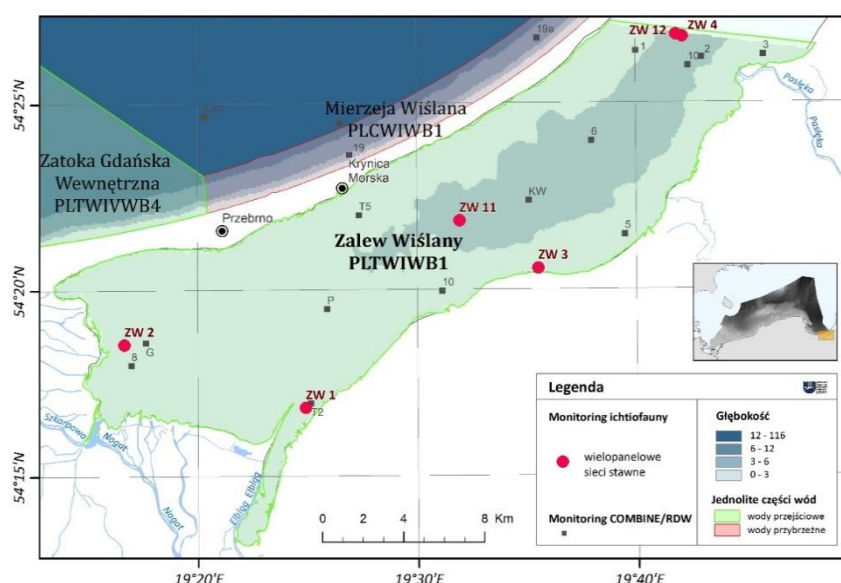
Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5,0 – 9,9	2,5 – 4,9	1,2 – 2,4	0,0 – 1,1
CPUE okoi	≥100	50,0 – 99,9	20,0 – 49,9	10,0 – 19,9	0,0 – 9,9
CPUE drapieżniki	≥150	75,0 – 149,9	37,5 – 74,9	18,7 – 37,4	0,0 – 18,6
Liczba Gatunków	≥6	4,0 – 5,0	3	2	1

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
% okoi > 2	≥30	15,0 – 29,9	7,5 – 14,9	3,7 – 7,4	0,0 – 3,6

Tabela I.8. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny w 2018 r.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	Wartość wskaźnika na podstawie danych z 2018 r.	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	3,7	3
CPUE okoi	21,1	3
CPUE drapieżniki	25,8	2
Liczba Gatunków	6	5
% okoi > 2	28,5	4

Wartość indeksu SI, wyznaczonego na podstawie danych z 2018 r. **wyniosła 3,33** (EQR = 0,67) i odpowiada **3 klasie** (potencjał umiarkowany).

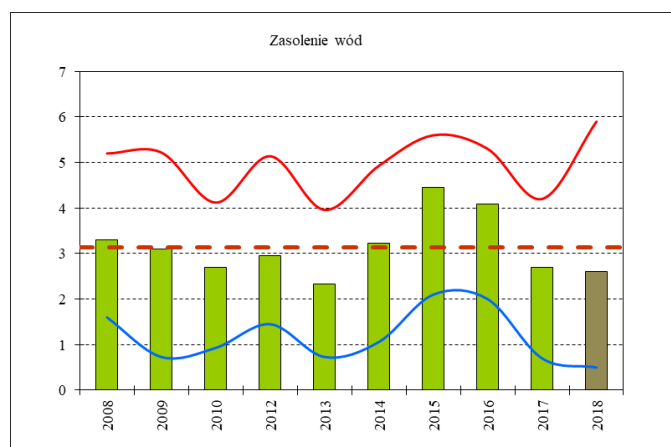


Rys. I.12. Stanowiska badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2018 r.

Elementom biologicznym przypisano klasę V – zły potencjał. Zgodnie z obowiązującym rozporządzeniem o wyniku klasyfikacji elementów biologicznych zdecydowały wskaźniki, którym nadano najmniej korzystną klasę (chlorofil „a”).

W 2018 r. badania wskaźników fizykochemicznych prowadzono na 9 stanowiskach pomiarowych, od marca do września, wspólnie z badaniami fitoplanktonu.

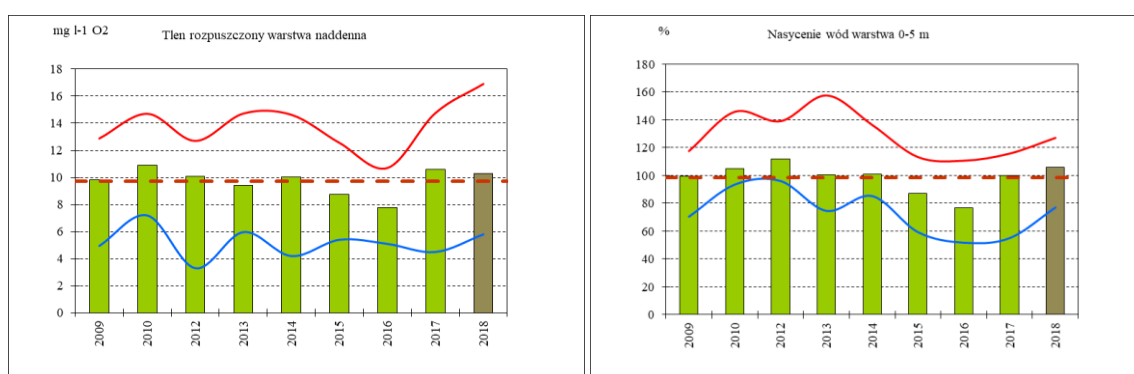
Zasolenie wód Zalewu Wiślanego jest wynikiem oddziaływania szeregu czynników. Do najważniejszych należą wielkość zasilania rzecznej i częstość wlewów wód morskich. Najniższe wartości występują wczesną wiosną, w związku z intensywnym dopływem słodkich wód rzecznych, najwyższe w okresie jesiennych sztormów i związanych z nimi wlewami zasolonych wód z Zatoki Gdańskiej. W 2018 r. wartości zasolenia (Rys. I.13) mieściły się w zakresie od 0,5 do 5,9 (PSS78) i podobnie, jak w 2017 r. były niższe niż w latach 2015 i 2016, a także niższe od średniej z wielolecia.



Rys. I.13. Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2008–2018 (średnie z sezonu pomiarowego).

■ śr. — min. — max. - - - średnia z lat 2008–2018

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. 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 2018 r. minimalne stężenie tlenu nad dnem wyniosło 5,8 mg l⁻¹, maksymalne nasycenie tlenem warstwy 0–5 m 127 %. Wartości średnie obu wskaźników były wyższe od średniej z wielolecia (Rys. I.14).

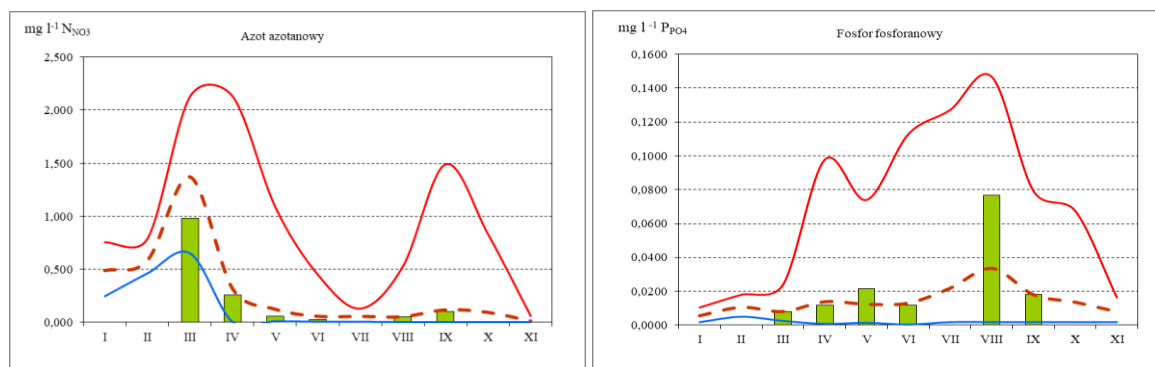


Rys. I.14. Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).

■ śr. — min. — max. - - - średnia z lat 2009–2018

Zawartość **związków biogenych** w Zalewie Wiślanym charakteryzuje zmienność sezonowa. Maksymalne stężenia notowane są zwykle zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem wegetacji, która rusza bezpośrednio po zejściu lodu, utrzymującego się zwykle na Zalewie przez cały okres zimowy. Sezon zimowy 2017/2018 należał do umiarkowanych

i niezbyt długich. Łód utrzymywał się przez 47 dni i w zasadzie od początku lutego do 24.03.2018 r. (opr. IMGW: Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2017/2018, I.Stanisławczyk). Pierwsze próbki wody do badań zostały pobrane bezpośrednio po zejściu lodu, 28-29.03.2018 r., wobec czego otrzymane wartości stężeń wskazują na wielkość zimowej puli biogenów będącej bazą pokarmową wiosennego fitoplanktonu. Stężenia mineralnych form azotu najwyższe wartości osiągnęły w okresie zimowym (Rys. I.15) i mieściły się w zakresie od 0,651 do 1,531 mg N-NO₃ l⁻¹. W przypadku fosforu fosforanowego maksymalne wartości stężeń (Rys. I.15) wystąpiły w sierpniu i mieściły się w zakresie od 0,007 do 0,139 mg P-PO₄ l⁻¹. Stężenia ogólnych form azotu i fosforu (Rys. I.16), odzwierciedlające wielkość produkcji pierwotnej, utrzymywały się na poziomie średniej z wielolecia. Zakresy stężeń azotu ogólnego i fosforu ogólnego, w sezonie pomiarowym 2018, wynosiły odpowiednio od 0,82 do 3,01 mg N l⁻¹ (średnia roczna 1,55 mg N l⁻¹) i od 0,049 do 0,234 mg P l⁻¹ (średnia roczna 0,105 mg P l⁻¹).



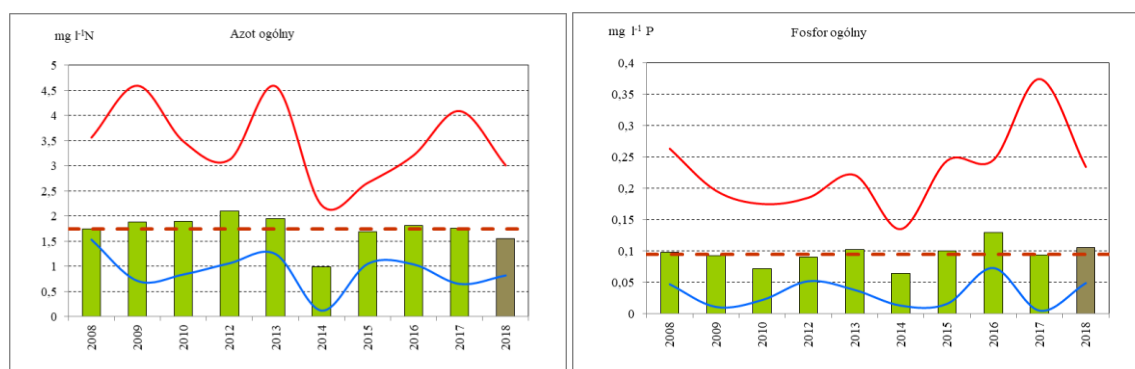
Rys. I.15. Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2018 r. na tle stężeń z wielolecia.

śr. 2018

 min. z lat 2008-2018

 max. z lat 2008-2018

 średnia z lat 2008-2018



Rys. I.16. Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 - 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).

śr.

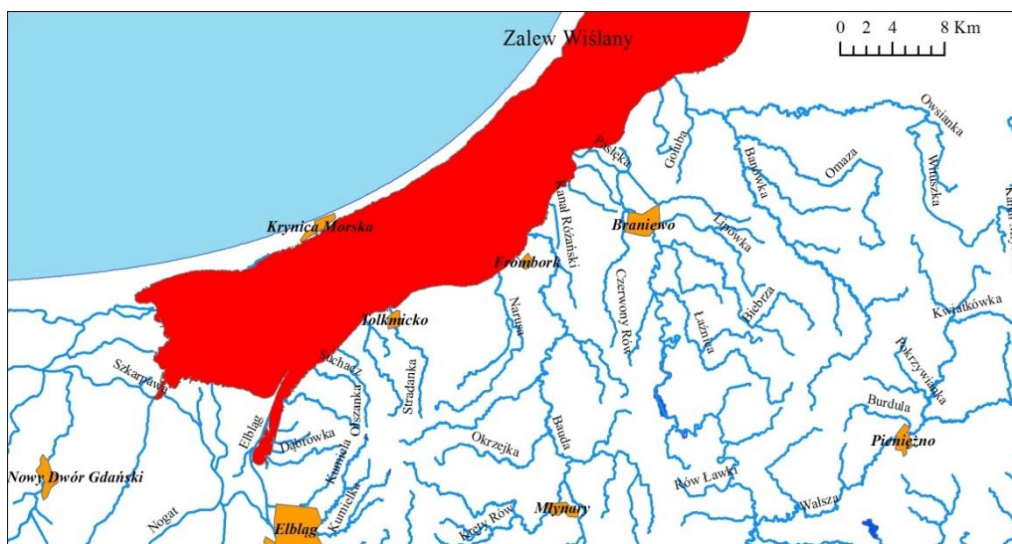
 min.

 max.

 średnia z lat 2008-2018

Elementy fizykochemiczne w 2018 r. nie spełniły wymagań II klasy ze względu na niską przezroczystość, wysokie nasycenie wód tlenem oraz wysokie stężenia azotu ogólnego, co oznacza, że osiągnęły **potencjał poniżej dobrego (PPD)**.

Potencjał ekologiczny jednolitej części wód przejściowych Zalew Wiśłany w 2018 r. oceniono jako **zły** (Rys. I.17), z uwagi na ocenę wskaźników biologicznych (V klasa) i fizykochemicznych (PPD).



Rys. I.17. Ocena potencjału ekologicznego JCWP Zalew Wiślany w 2018 r.

V klasa Zły potencjał ekologiczny

I.4. Województwo pomorskie

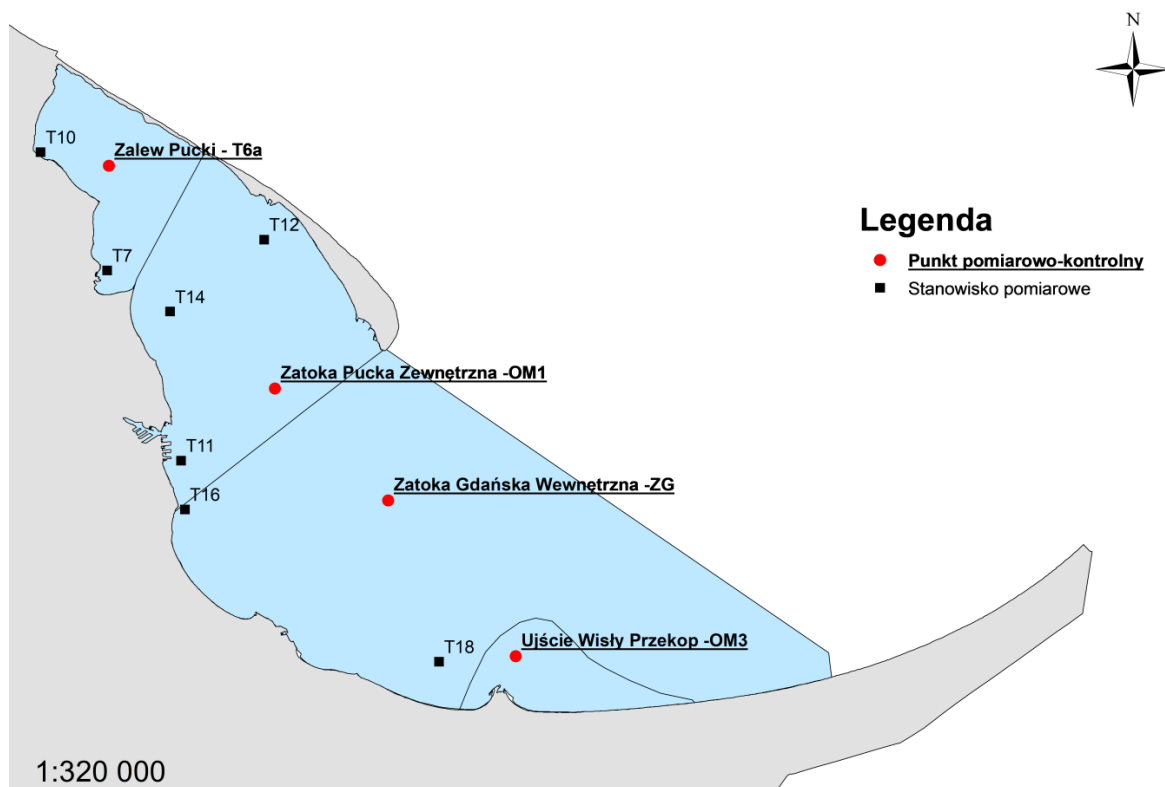


W województwie pomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych (JCWP) oraz siedem jednolitych części wód przybrzeżnych. Zgodnie z obowiązującą typologią od 2016 r. do naturalnych zaliczono 9 JCWP: Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna, Zatoka Gdańska Wewnętrzna, Rowy Jarosławiec Wschód, Rowy Jarosławiec Zachód, Jastrzębia Góra Rowy, Półwysep Hel, Mierzeja Wiślana. JCWP Port Władysławo i JCWP Ujście Wisły zaliczone zostały do wód silnie zmienionych. W Tabeli I.9 przedstawiono wykaz JCWP przylegających do województwa pomorskiego.

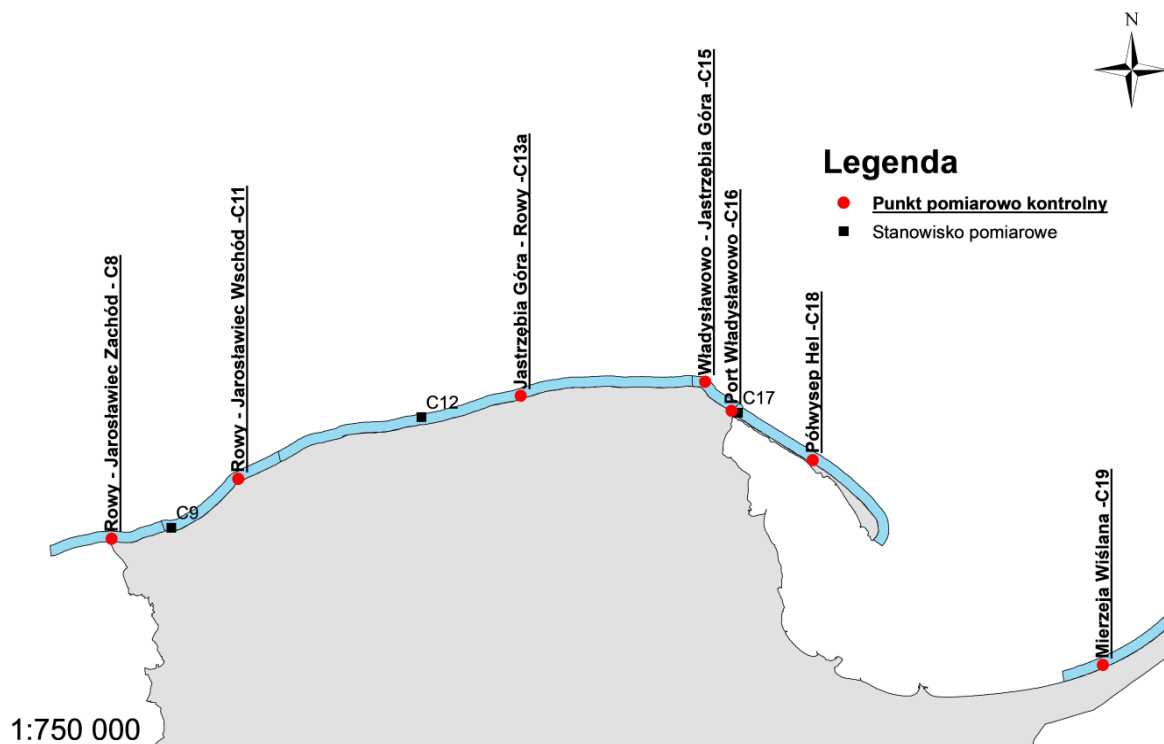
Tabela I.9. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego.

Nazwa JCWP	Kod JCWP	Rodzaj JCWP
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 Przekop	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 Wiślana	PLCW I WB 1	Naturalna

W 2018 roku w województwie pomorskim badania prowadzono na 4 punktach pomiarowo-kontrolnych i 7 stanowiskach pomiarowych w typie wód przejściowych oraz na 7 punktach pomiarowo-kontrolnych i 3 stanowiskach pomiarowych w typie wód przybrzeżnych. Rys. I.18 - Rys. I.19 przedstawiają lokalizację punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych.



Rys. I.18. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej.



Rys. I.19. Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego.

Ocena stanu w 2018 roku

Zalew Pucki (PLTW II WB 2)

Badania wód w JCWP Zalew Pucki prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym T6a oraz na stanowiskach pomiarowych T7 i T10. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego T6a.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $6,13 \text{ mg/m}^3$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM_1) przyjął wartość 0,93 i przyporządkowano go do II klasy, natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 2,1 co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy, o czym zadecydował wskaźnik oceniający chlorofil „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Elementy fizykochemiczne ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny. Do II klasy zaklasyfikowano nasycenie wód tlenem i odczyn pH. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie, oraz fosforu fosforanowego przyporządkowano do I klasy.

Stan ekologiczny określono na poziomie złym.

Stan chemiczny nie został oceniony ze względu na brak wykonywanych badań.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Zalew Pucki określono na poziomie złym.

Zatoka Pucka Zewnętrzna (PLTW III WB3)

Badania wód w JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym OM1 oraz na stanowiskach pomiarowych T11, T12 i T14. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego OM1.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $3,77 \text{ mg/m}^3$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM_1) przyjął wartość 0,76 i przyporządkowano go do III klasy, natomiast wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 1,9 co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy, o czym zadecydował wskaźnik oceniający ichtiofaunę.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny. Odczyn pH oraz nasycenie wód tlenem zaklasyfikowane zostało do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie przyporządkowano do I klasy.

Stan ekologiczny określono na poziomie słabym.

Stan chemiczny nie został oceniony ze względu na brak wykonywanych badań.
Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Pucka Zewnętrzna określono na poziomie złym.

Zatoka Gdańska Wewnętrzna (PLTW IV WB 4)

Badania wód w JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna przeprowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym ZG oraz na stanowiskach pomiarowych T16, T18. Realizowano we wszystkich miejscach poboru zakres monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo kontrolnego ZG. Żaden wskaźnik nie był wykluczony z oceny.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 5,25 mg/m³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) wyniósł 2,3 co spowodowało zaliczenie go do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy. Zdecydował o tym wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI).

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot azotanowy i azot ogólny, fosfor ogólny. Wskaźniki nasycenie wód tlenem oraz odczyn pH zaliczone zostały do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie przyporządkowano do I klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie słabym.

Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego.

Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały wartości w biotach dla difenylesterów bromowanych, rtęci i jej związków.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Zatoka Gdańska Wewnętrzna określono na poziomie złym.

Ujście Wisły Przekop (PLTW V WB5)

Badania wód w JCWP Ujście Wisły Przekop prowadzono na punkcie pomiarowo-kontrolnym OM3. Badania przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 7,13 mg/m³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do III klasy. Wskaźnik ichtiofauna (wskaźnik SI) w roku 2018 przyjął wartość 3,6 i został zaklasyfikowany do II klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do III klasy – stan umiarkowany, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), nasycenie wód tlenem, azot azotanowy, azot ogólny oraz fosfor ogólny. Odczyn pH został przyporządkowany do II klasy. Do I klasy zaklasyfikowano tlen rozpuszczony.

Potencjał ekologiczny JCWP określony został na poziomie umiarkowanym.

Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach poniżej stanu dobrego. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie w biotach takich substancji jak difenyloetery bromowane, rtęć i jej związki oraz heptachlor.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Ujście Wisły Przekop określono na poziomie złym.

Rowy Jarosławiec Zachód (PLCW II WB 6W)

Badania wód w JCWP Rowy Jarosławiec Zachód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C8. Badania przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 3,07 mg/m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan słaby, na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia granicznych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego) i azot ogólny. Odczyn pH, fosfor ogólny zaliczone zostały do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, nasycenie wód tlenem, azot azotanowy, fosfor fosforanowy (V) oceniono w I klasie.

Stan ekologiczny JCWP określony został jako słaby.

Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie difenyloeterów bromowanych, rtęci i jej związków, oraz heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy Jarosławiec Zachód określono na poziomie złym.

Rowy Jarosławiec Wschód (PLCW II WB 6E)

Badania wód w JCWP Rowy Jarosławiec Wschód prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C11 oraz na stanowisku pomiarowym C9. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowiska zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C11.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 2,88 mg/m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Wskaźnik makroglony i okrytozależkowe (wskaźnik SM₁) przyjął wartość 0,94 i przyporządkowano go do II klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan słaby na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały na poziomie poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot ogólny. Wskaźnik odczyn pH zaliczony został do II klasy. Zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie oraz nasycenie wód tlenem, azot azotanowy, fosfor fosforanowy (V), fosfor ogólny oceniono w I klasie.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie słabym.

Stan chemiczny JCWP nie został oceniony ze względu na brak wykonywanych badań.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Rowy Jarosławiec Wschód określono na poziomie złym.

Jastrzębia Góra–Rowy (PLCW III WB 5)

Badania wód w JCWP Jastrzębia Góra–Rowy prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C13a oraz na stanowisku pomiarowym C12. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C13a.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było bardzo wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 13,30 mg/m³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Oceniłone zostały na poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot ogólny, fosfor ogólny. Odczyn pH, nasycenie wód tlenem zaklasyfikowane zostały do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie, azot azotanowy, fosfor fosforanowy (V) oceniono na I klasę.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie złym.

Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego.

Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczono zostało średnioroczne stężenie difenylesterów bromowanych, rtęci i jej związków, oraz heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Jastrzębia Góra – Rowy określono na poziomie złym.

Władysławowo–Jastrzębia Góra (PLCW II WB 4)

Badania wód w JCWP Władysławowo–Jastrzębia Góra prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C15. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było niskie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 1,10 mg/m³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do I klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do I klasy – stan bardzo dobry, o czym zadecydowało stężenie chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1–3.5)

Oceniłone zostały na poziomie poniżej stanu dobrego w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: azot ogólny przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), fosfor ogólny. Nasycenie wód tlenem oraz odczyn pH oceniono na II klasę. Stężenie tlenu rozpuszczonego, fosforu fosforanowego (V) oraz azotu azotanowego zaklasyfikowano do I klasy.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie umiarkowanym.

Stan chemiczny JCWP nie został oceniony ze względu na brak wykonywanych badań.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Władysławowo – Jastrzębia Góra określono na poziomie złym.

Port Władysławowo (PLCW I WB 3)

Badania wód w JCWP Port Władysławowo prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C16. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 4,87 mg/m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do V klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do V klasy – stan zły na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot azotanowy, azot ogólny, fosfor fosforanowy (V), fosfor ogólny. Do II klasy zaklasyfikowano odczyn pH. Stężenie tlenu rozpuszczonego i nasycenie wód tlenem przyporządkowano do I klasy.

Potencjał ekologiczny JCWP określony został na poziomie złym.

Stan chemiczny JCWP nie został oceniony ze względu na brak wykonywanych badań.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Port Władysławowo określono na poziomie złym.

Półwysep Hel (PLCW I WB2)

Badania wód w JCWP Półwysep Hel prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C18 oraz na stanowisku pomiarowym C17. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego. Na potrzeby oceny JCWP wyniki ze stanowisk zostały zagregowane do punktu pomiarowo-kontrolnego C18.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było niskie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła 1,77 mg/m⁻³ i wskaźnik został zaklasyfikowany do II klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do II klasy – stan dobry na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot ogólny, fosfor ogólny. Nasycenie wód tlenem, odczyn pH, fosfor fosforanowy(V) zaklasyfikowano do II klasy. Azot azotanowy, tlen rozpuszczony oceniono na I klasę.

Stan ekologiczny JCWP określono na poziomie umiarkowanym.

Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego.

Stan chemiczny oceniono na podstawie badań w biotach. Przekroczone zostały średnioroczne stężenia difenylesterów bromowanych, rtęci i jej związków oraz heptachloru.

Ostatecznie stan ogólny JCWP Półwysep Hel określono na poziomie złym.

Mierzeja Wiśłana (PLCW I WB1)

Badania wód w JCWP Mierzeja Wiśłana prowadzono w punkcie pomiarowo-kontrolnym C19. Badania wód przeprowadzono w zakresie monitoringu badawczego.

Elementy biologiczne

Stężenie chlorofilu „a” w 2018 r. było wysokie. Średnia z całego okresu pomiarowego wyniosła $4,85 \text{ mg/m}^3$ i wskaźnik został zaklasyfikowany do IV klasy. Elementy biologiczne zostały zaklasyfikowane do IV klasy – stan słaby na podstawie wyniku stężenia chlorofilu „a”.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Ocenione zostały poniżej stanu dobrego, w wyniku przekroczenia dopuszczalnych wartości następujących wskaźników: przezroczystość (widzialność krążka Secchiego), azot ogólny, azot azotanowy. Nasycenie wód tlenem, odczyn pH, fosfor fosforanowy(V), fosfor ogólny, przyporządkowano do II klasy. Stężenie tlenu rozpuszczonego w wodzie zaklasyfikowano do I klasy.

Stan ekologiczny JCWP określony został na poziomie słabym.

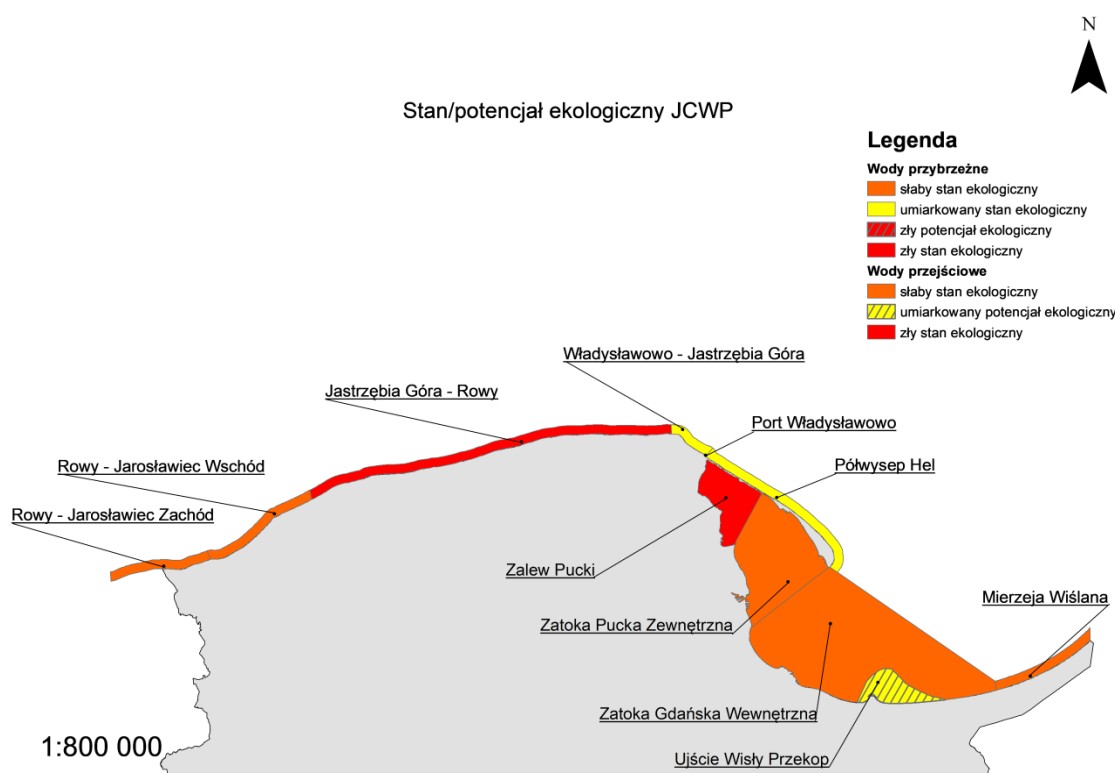
Stan chemiczny JCWP oceniono poniżej stanu dobrego. Stan chemiczny został oceniony na podstawie badań w biocie.

Przekroczone zostały średnioroczne stężenia difenylesterów bromowanych, rtęci i jej związków oraz heptachloru.

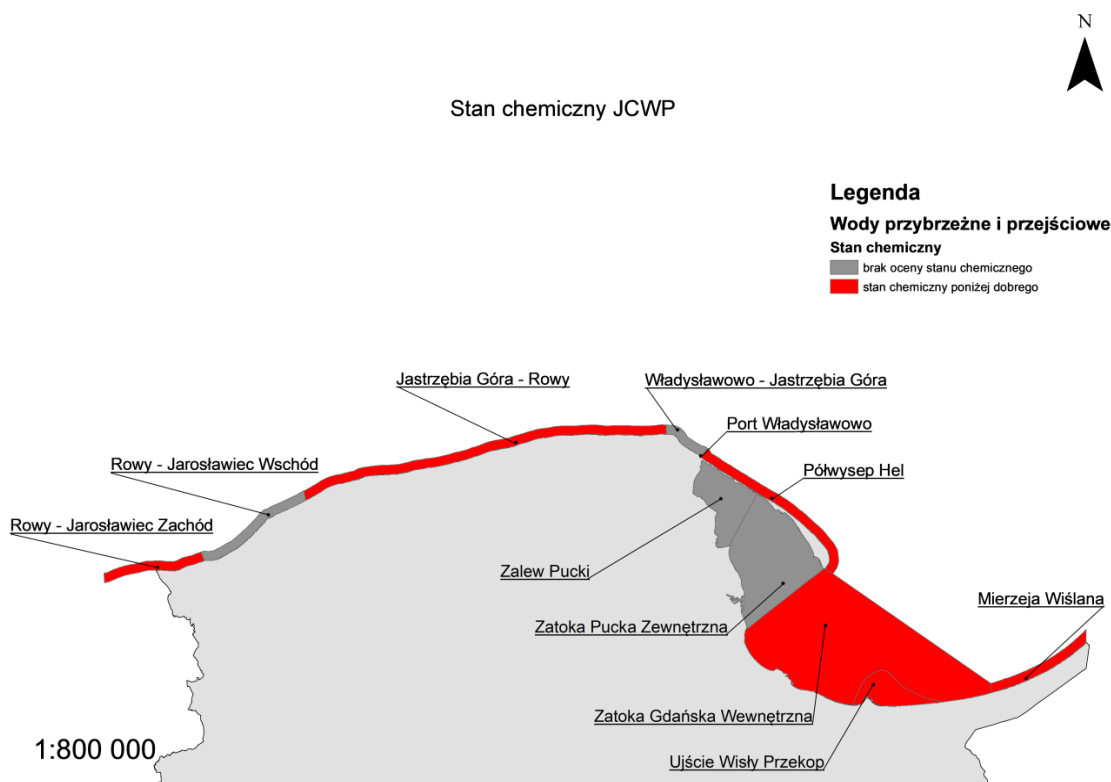
Ostatecznie stan ogólny JCWP Mierzeja Wiślana określono na poziomie złym.

Podsumowanie

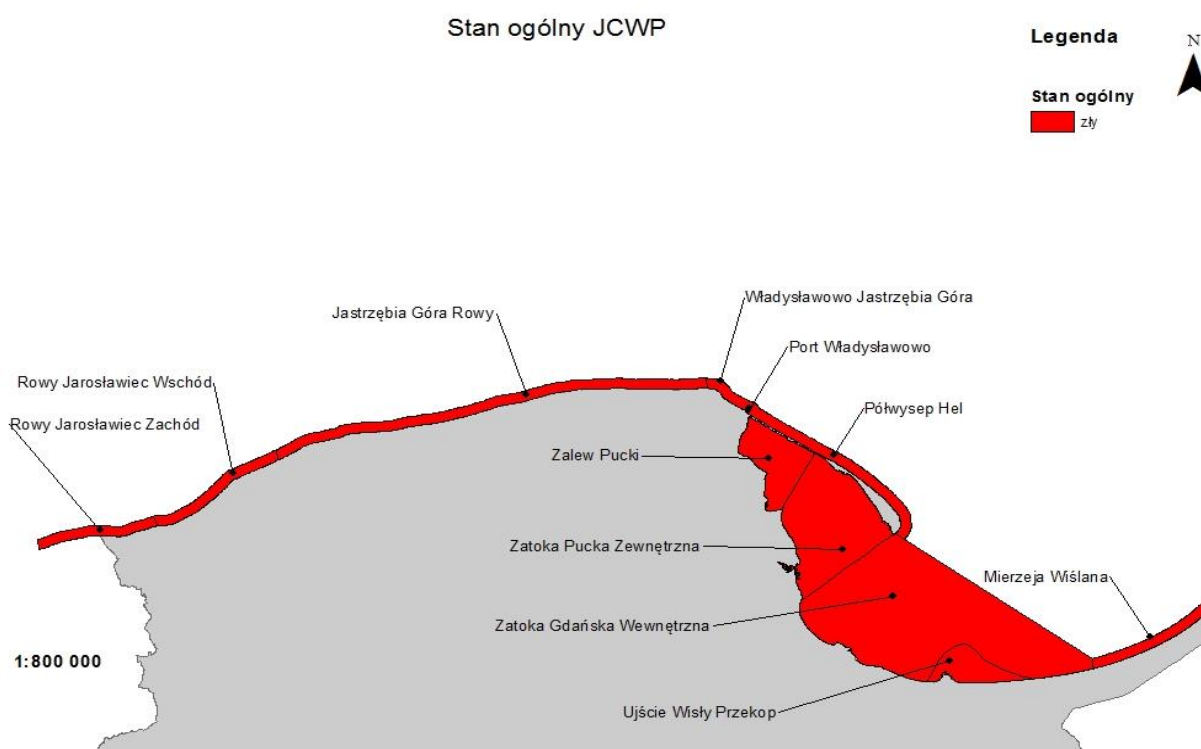
Ocena stanu wód przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego jest wynikiem oceny stanu/potencjału ekologicznego (Rys. I.20) i stanu chemicznego (Rys. I.21). W 2018 roku stwierdzono zły stan ogólny wszystkich JCWP przejściowych i przybrzeżnych (Rys. I.22). W Tabeli I.10 umieszczono ocenę jakości wód województwa pomorskiego w 2018 r.



Rys. I.20. Stan oraz potencjał ekologiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.



Rys. I.21. Stan chemiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.



Rys. I.22. Stan ogólny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.

Tabela I.10. Ocena jakości wód województwa pomorskiego w 2018 r.

Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy fizykochemiczne	Stan/potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Stan JCWP
Zalew Pucki	Fitoplankton		V KLASA	PSD*	ZŁY	ZŁY
	Chlorofil „a”	V kl. – stan zły				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	II kl. – stan dobry				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	IV kl. – stan słaby				
Zatoka Pucka Zewnętrzna	Fitoplankton		IV KLASA	PSD*	SŁABY	ZŁY
	Chlorofil „a”	III kl. – stan umiarkowany				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	III kl. – stan umiarkowany				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	IV kl. – stan słaby				
Zatoka Gdańska Wewnętrzna	Fitoplankton		IV KLASA	PSD*	SŁABY	ZŁY
	Chlorofil „a”	III kl. – stan umiarkowany				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	IV kl. – stan słaby				
Ujście Wisły Przekop	Fitoplankton		III KLASA	PPD*	UMIARKOWANY	ZŁY
	Chlorofil „a”	III kl. – stan umiarkowany				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	II kl. – stan dobry				
Rowy Jarosławiec Zachód	Fitoplankton		IV KLASA	PSD*	SŁABY	ZŁY
	Chlorofil „a”	IV kl. – stan słaby				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				
Rowy Jarosławiec Wschód	Fitoplankton		IV KLASA	PSD*	SŁABY	ZŁY
	Chlorofil „a”	IV kl. – stan słaby				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	II kl. – stan dobry				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				

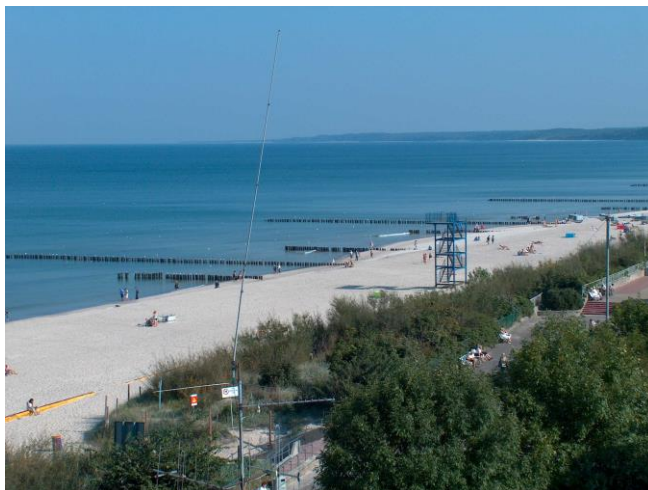
Nazwa JCWP	Elementy biologiczne		Elementy fizykochemiczne	Stan/potencjał ekologiczny	Stan chemiczny	Stan JCWP
Jastrzębia Góra Rowy	Fitoplankton		V KLASA	PSD*	ZŁY	PSD*
	Chlorofil „a”	V kl.- stan zły				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				
Władysławowo- Jastrzębia Góra	Fitoplankton		I KLASA	PSD*	UMIARKOWANY	-
	Chlorofil „a”	I kl.- stan bardzo dobry				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				
Półwysep Hel	Fitoplankton		II KLASA	PSD*	UMIARKOWANY	PSD*
	Chlorofil „a”	II kl.- stan dobry				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				
Mierzeja Wiśłana	Fitoplankton		IV KLASA	PSD*	SŁABY	PSD*
	Chlorofil „a”	IV kl.- stan słaby				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				
Port Władysławowo	Fitoplankton		V KLASA	PPD*	ZŁY	-
	Chlorofil „a”	V kl.- stan zły				
	Makroglony i okrytozalążkowe					
	Wskaźnik SM _I	-				
	Ichtiofauna					
	Wskaźnik SI	-				

PSD*-poniżej stanu dobrego

PPD*- poniżej potencjału dobrego

Szrafurą oznaczono ocenę potencjału silnie zmienionej części wód

I.5. Województwo zachodniopomorskie



W województwie zachodniopomorskim wyznaczone zostały cztery jednolite części wód przejściowych (JCWP Zalew Szczeciński, JCWP Zalew Kamieński, JCWP Ujście Świny, JCWP Ujście Dziwny) oraz trzy jednolite części wód przybrzeżnych (JCWP Dziwna-Świna, JCWP Sarbinowo-Dziwna, JCWP Jarosławiec-Sarbinowo). Zgodnie z typologią wód powierzchniowych obowiązującą od 2016 roku do wód naturalnych zaliczono 3 jednolite części wód przybrzeżnych i 1 przejściową jednolitą część wód, a do silnie zmienionych 3 jednolite części wód przejściowych, scharakteryzowane w Tabeli I.11.

Tabela I.11. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego.

Nazwa JCWP	KOD JCWP*	Rodzaj JCWP
Ujście Dziwny	PLTWWB6	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Ujście Świny	PLTWWB7	Silnie zmieniona (sztucznie ukształtowane ujście - nurt kierowany za pomocą kierownic)
Zalew Kamieński	PLTWWB9	Naturalna
Zalew Szczeciński	PLTWWB8	Silnie zmieniona (droga wodna, infrastruktura portowa)
Jarosławiec-Sarbinowo	PLCWIIWB7	Naturalna
Sarbinowo-Dziwna	PLCWIIWB8	Naturalna
Dziwna-Świna	PLCWIIWB9	Naturalna

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

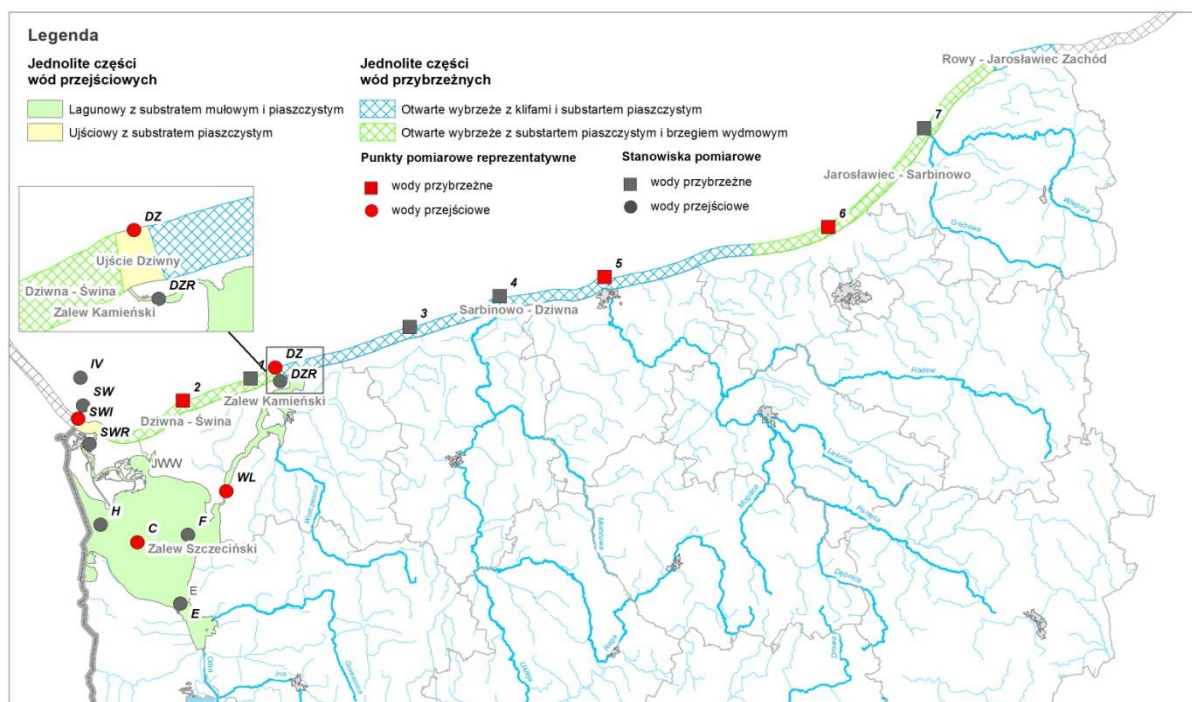
Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2018 roku

Sieć monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego tworzy 7 reprezentatywnych punktów pomiarowo-kontrolnych, na które składa się 18 stanowisk pomiarowych, zlokalizowanych w 4 jednolitych częściach wód przejściowych i 3 jednolitych częściach wód przybrzeżnych (Rys. I.23). W 2018 roku w ramach monitoringu badawczego badaniami objęte zostały wszystkie JCWP przejściowe i przybrzeżne, a monitoringiem badawczym i operacyjnym 3 JCWP przybrzeżne (Jarosławiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna, Dziwna-Świna) i 1 JCWP przejściowa (Zalew Szczeciński).

Badania jakości wód przejściowych i przybrzeżnych 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 Środkowego Wybrzeża. Badania przeprowadzono zgodnie z zasadami dotyczącymi planowania i realizacji programów badań monitoringowych jednolitych części wód powierzchniowych zawartymi w rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 19 lipca 2016 r. w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu wód powierzchniowych i podziemnych (Dz.U. z 2016 r., poz. 1178). Ponadto, JCWP Zalew Szczeciński i Ujście Świny objęte zostały również badaniami jakości wód w ramach współpracy polsko-niemieckiej, na mocy umowy pomiędzy Rzeczpospolitą Polską a Republiką Federalną

Niemiec o współpracy w dziedzinie gospodarki wodnej na wodach granicznych sporządzona w Warszawie dnia 19 maja 1992 r. (Dz.U. z 1997 r., poz. 56).

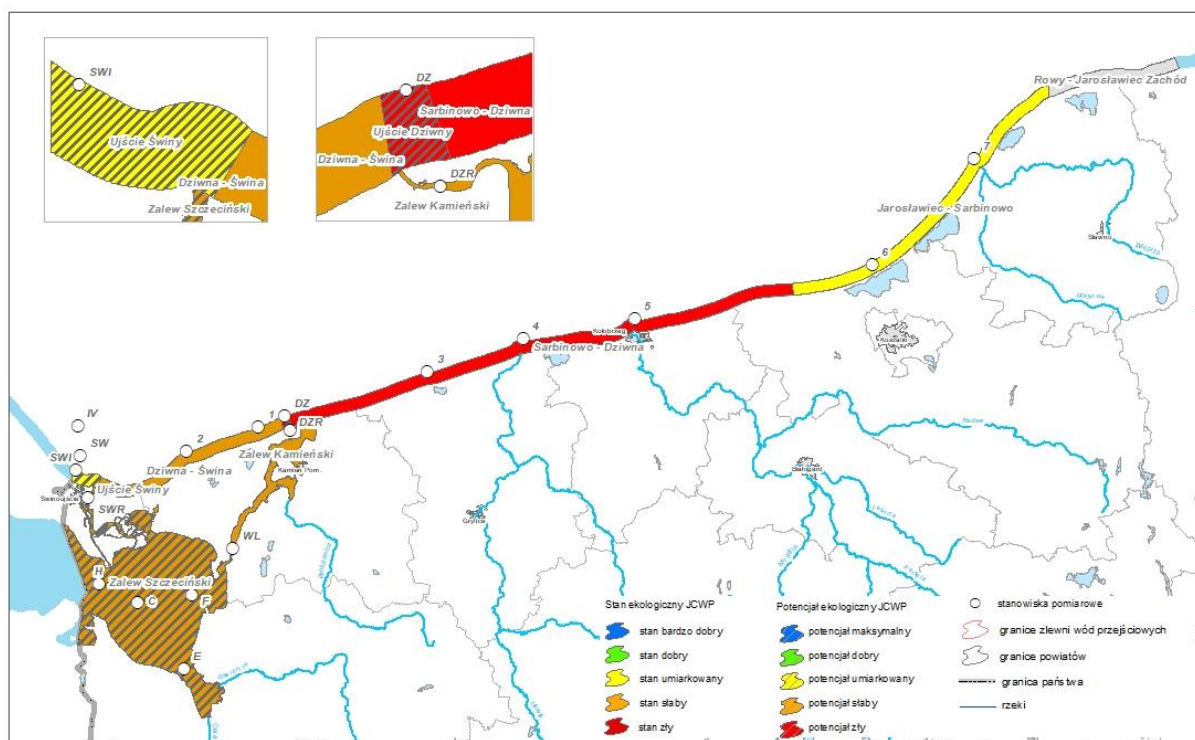
Wszystkie monitorowane JCWP zostały objęte dodatkowo badaniami rozpoznawczymi obecności w wodzie siedmiu wskaźników z grupy węglowodorów aromatycznych (benzo(a)pirenu, benzo(b)fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(ghi)perylenu, indeno(1,2,3-cd)pirenu, fluorantenu, antracenu) w ramach monitoringu badawczego WWA. Celem badań prowadzonych z częstotliwością 4 razy w roku było pozyskanie serii danych na potrzeby określenia tła geochemicznego, obszarów emisji i dróg transportu zanieczyszczeń w wodach powierzchniowych.



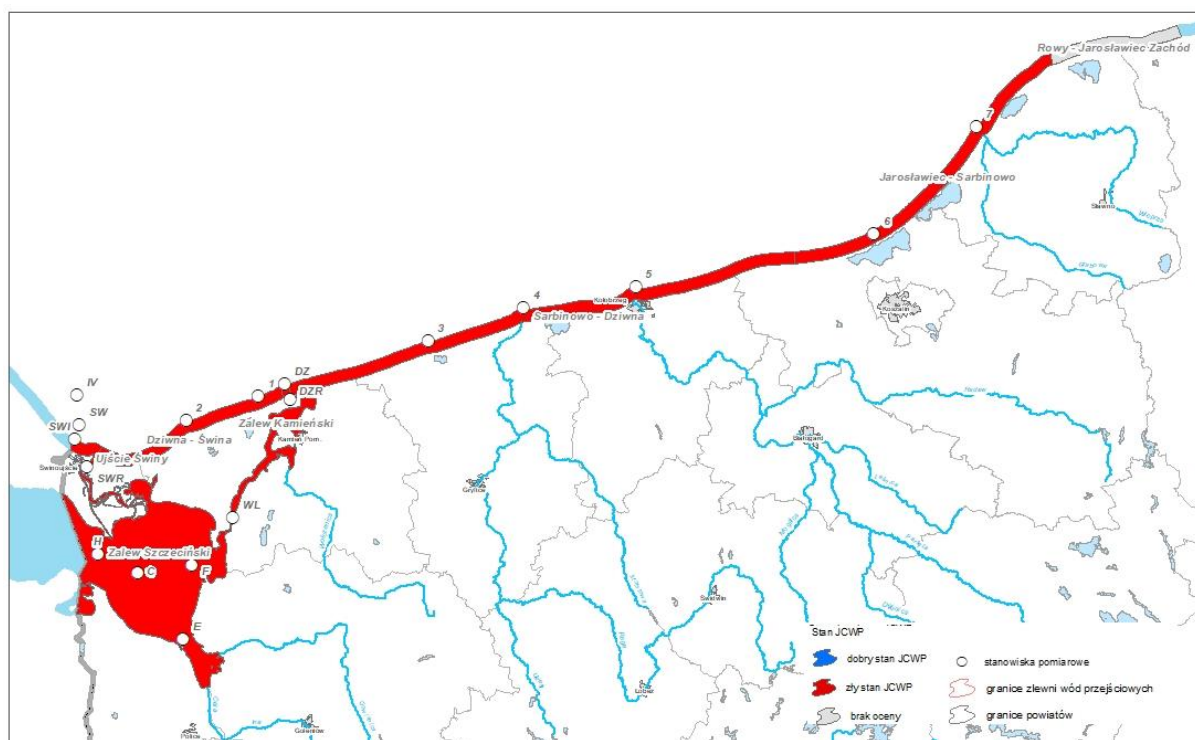
Rys. I.23. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2018 roku.

Ocena stanu w 2018 roku

Uzyskane, na podstawie prowadzonego w 2018 roku monitoringu, wyniki badań pozwoliły na sporządzenie klasyfikacji elementów jakości wód, stanu/potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz na oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych. Ocenę stanu wód JCWP przejściowych i przybrzeżnych za 2018 rok 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) oraz rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. *w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych* (Dz.U. z 2011 r., poz. 1549). Dodatkowo uwzględniono zasady określone szczegółowo w opracowanych przez GIOŚ Wytycznych dla wojewódzkich inspektoratów ochrony środowiska do przeprowadzenia oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych (GIOŚ, marzec 2018). Klasyfikacja wskaźników jakości wód przeprowadzona została w oparciu o zagregowane i przypisane do punktów kontrolno-pomiarowych wyniki pomiarów wykonanych na objętych badaniami monitoringowymi stanowiskach pomiarowych. Przeprowadzono kolejno klasyfikację poszczególnych elementów jakości wód powierzchniowych (elementów biologicznych, fizykochemicznych, hydromorfologicznych, chemicznych), klasyfikację stanu/potencjału ekologicznego, klasyfikację stanu chemicznego oraz ocenę stanu badanych jednolitych części wód powierzchniowych. Wyniki klasyfikacji i oceny JCWP przedstawiono na mapach.



Rys. I.24. Wyniki klasyfikacji stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2018 roku.



Rys. I.25. Wyniki oceny stanu JCW przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2018 roku.

JCWP Zalew Szczeciński (PLTWMB8)

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: Płany, Świny i Dziwny. Od południa Zalew zasilany jest głównie wodami rzeki Odry. O jakości wód decyduje duża zmienność prądów wodnych powodowanych zjawiskiem tzw. 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).

Na podstawie badań prowadzonych od lutego do grudnia 2018 roku w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Zalew Szczeciński-C oraz na czterech stanowiskach pomiarowych (E, F, H, SWR) w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, potencjał ekologiczny JCWP Zalew Szczeciński oceniono jako słaby a stan wód jako zły.

Elementy biologiczne

Stan ichtiofauny, określony za pomocą wskaźnika SI, został sklasyfikowany jako umiarkowany. Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (IV klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP Zalew Szczeciński określono jako słaby.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Szczeciński w 2018 roku zaklasyfikowano poniżej dobrego.

Na niską ocenę potencjału wód Zalewu Szczecińskiego wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), nasycenia wód tlenem, zawartość węgla organicznego i fosforu ogólnego.

Wartości wskaźników takich jak tlen rozpuszczony przy dnie, odczyn, azot ogólny, azot azotanowy, azot mineralny oraz fosfor fosforanowy wskazywały na dobry potencjał wód JCWP Zalew Szczeciński.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania chromu, cynku i miedzi, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na 3 stanowiskach pomiarowych (Zalew Szczeciński-E, Zalew Szczeciński-C, Zalew Szczeciński-H). Potencjał badanych elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Zalew Szczeciński zaklasyfikowany jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2018 roku JCWP Zalew Szczeciński została objęta w ramach monitoringu operacyjnego badaniami wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono występowanie przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości dla stanu dobrego. Próby pobierano podczas rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Oznaczone stężenia difenylesterów bromowanych i heksachlorobutadienu w wodzie nie przekraczały wartości granicznej środowiskowej normy jakości dobrego stanu chemicznego, ustalonej dla danego wskaźnika. O przypisaniu JCWP Zalew Szczeciński złego stanu chemicznego zdecydowały wyniki badań rtęci, której maksymalne stężenie przekraczało wartość graniczną dobrego stanu wód.

W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości rtęci w rybach z rodzaju okoń stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.

Ponadto, w ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania kadmu, ołowiu, rtęci i niklu, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na trzech stanowiskach pomiarowych (Zalew Szczeciński-E, Zalew Szczeciński-C, Zalew Szczeciński-H). Stan chemiczny dla wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oznaczanych w wodzie dla JCWP Zalew Szczeciński w 2018 roku, za wyjątkiem rtęci sklasyfikowano jako dobry. Stan chemiczny JCWP Zalew Szczeciński sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Zalew Kamieński (PLTWB9)

JCWP Zalew Kamieński obejmuje cieśninę Dziwny od Zalewu Szczecińskiego do ujścia Dziwny do Bałtyku. O jakości wód w dużym stopniu decyduje skomplikowana hydrodynamika akwenu, gdyż wyniki badań monitoringowych w znacznym stopniu zależą od aktualnego stanu morza i kierunku wiatru. Na obszarze tej części wód występuje zjawisko tzw. cofki, polegające na tym, że przy wiatrach wiejących z północnego zachodu, szczególnie w drugiej połowie roku, mogą występować wlewy wód morskich. Zalew Kamieński doskonale 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).

Na podstawie badań prowadzonych od stycznia do września 2018 roku w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Zalew Kamieński-WL oraz na stanowisku pomiarowym Zalew Kamieński-DZR w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, stan ekologiczny JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano jako słaby, a stan wód oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

Stan ichtiofauny, określony za pomocą wskaźnika SI, został sklasyfikowany jako umiarkowany. Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (IV klasa) stan elementów biologicznych JCWP Zalew Kamieński określono jako słaby.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Zalew Kamieński został zaklasyfikowany poniżej dobrego.

Na niską ocenę stanu JCWP wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie wód tlenem, zawartość węgla organicznego) oraz warunki biogenne (azot amonowy, azot azotanowy, azot ogólny, fosfor ogólny).

Dobremu stanowi wód odpowiadały wartości następujących wskaźników: odczyn, azot mineralny oraz fosfor fosforanowy.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości rtęci i heptachloru w organizmach ryb z rodzaju okoń stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.

Stan chemiczny JCWP Zalew Kamieński sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Ujście Dziwny (PLTWB6)

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.

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).

Na podstawie badań prowadzono od lutego do września 2018 roku w punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Dziwny-DZ w ramach monitoringu badawczego, potencjał ekologiczny oraz stan wód JCWP Ujście Dziwny zakwalifikowane zostały jako zły.

Elementy biologiczne

Stan ichtiofauny, określony za pomocą wskaźnika SI, został sklasyfikowany jako bardzo dobry (klasa I). Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (V klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Dziwny określono jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Dziwny został zaklasyfikowany poniżej dobrego.

Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) nasycenie wód tlenem oraz wysokie stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, mineralnego ogólnego oraz fosforu ogólnego).

Wartości wskaźników określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość węgla organicznego), zakwaszenie (odczyn pH) oraz stężenia fosforanów wskazywały na dobry potencjał JCWP Ujście Dziwny.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenylesterów bromowanych w mięśniach okonia oraz heptachloru i rtęci w całych organizmach ryb tego rodzaju stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.

Stan chemiczny JCWP Ujście Dziwny sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Ujście Świny (PLTWWB7)

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 w sezonie letnim tworzone są kąpieliska morskie.

Na podstawie badań prowadzonych od lutego do września 2018 roku w ramach monitoringu badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Ujście Świny-SW oraz na dwóch stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV), potencjał ekologiczny JCWP Ujście Świny oceniony został jako umiarkowany, a stan wód jako zły.

Elementy biologiczne

Stan ichtiofauny, określony za pomocą wskaźnika SI, został sklasyfikowany jako umiarkowany. Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (III klasa) potencjał elementów biologicznych JCWP Ujście Świny określono jako umiarkowany.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Potencjał elementów fizykochemicznych JCWP Ujście Świny został zaklasyfikowany poniżej dobrego.

Na niską ocenę potencjału wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), zaobserwowane epizody wysokiego nasycenia tlenem warstwy powierzchniowej oraz stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego oraz fosforu ogólnego).

Na dobry potencjał wód JCWP Ujście Świny wskazywały wartości takich wskaźników jak tlen rozpuszczony przy dnie, węgiel organiczny, odczyn pH oraz fosfor fosforanowy.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.6)

W ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania chromu, cynku i miedzi, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na 3 stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SW, Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV). Potencjał badanych elementów fizykochemicznych z grupy 3.6 dla JCWP Ujście Świny zaklasyfikowany jako dobry.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach współpracy polsko-niemieckiej na wodach granicznych prowadzono badania kadmu, ołowiu, rtęci i niklu, z częstotliwością sześciu oznaczeń rocznie, na trzech stanowiskach pomiarowych (Ujście Świny-SW, Ujście Świny-SW, Ujście Świny-IV). Wartości wszystkich wskaźników z grupy 4.1 oznaczanych w wodzie dla JCWP Ujście Świny w 2018 roku odpowiadały dobremu stanowi wód.

W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenylesterów bromowanych, rtęci i heptachloru w rybach z rodzaju okoń stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.

Stan chemiczny JCWP Ujście Świny sklasyfikowano poniżej dobrego.

JCWP Dziwna-Świna (PLCWMIIWB9)

JCWP Dziwna-Świna obejmuje przybrzeżne wody Zatoki Pomorskiej na obszarze 1 mili morskiej od brzegu, pomiędzy ujściem Świny i Dziwny. W miejscowościach nadmorskich w sezonie letnim organizowane są kąpieliska morskie.

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

Na podstawie badań prowadzonych w okresie od stycznia do grudnia 2018 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego, w punkcie pomiarowo-kontrolnym Dziwna-Świna-2 oraz na stanowisku pomiarowym Dziwna-Świna-1, stan ekologiczny JCWP zaklasyfikowano jako słaby, a stan wód oceniono jako zły.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (IV klasa) stan elementów biologicznych JCWP Dziwna-Świna zaklasyfikowano jako słaby.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Dziwna-Świna zakwalifikowano poniżej dobrego.

Na niską ocenę wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), nasycenie wód tlenem w warstwie powierzchniowej oraz stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforu ogólnego).

Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe przy dnie (tlen rozpuszczony), zakwaszenie (odczyn) oraz stężenie fosforu fosforanowego.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu operacyjnego chemicznego prowadzono badania dwóch wskaźników stanu chemicznego, dla których w latach wcześniejszych stwierdzono przekroczenia wartości granicznej środowiskowej normy jakości. Klasyfikacja stanu chemicznego każdego wskaźnika została przeprowadzona na podstawie zbioru dwunastu wyników uzyskanych w wyniku poboru prób wody ze stanowiska pomiarowego Dziwna-Świna-2, w trakcie rejsów odbywających się z częstotliwością raz w miesiącu. Nie stwierdzono występowania difenyloeterów bromowanych w wodzie, dla których zmierzone wartości stężeń pozostawały poniżej granicy oznaczalności, a zawartość rtęci w wodzie nie przekraczała wartości granicznych dobrego stanu wód.

Stan chemiczny JCWP Dziwna-Świna sklasyfikowano jako dobry.

JCWP Sarbinowo-Dziwna (PLCMIWB8)

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 miejscowościach nadmorskich, gdzie w sezonie letnim tworzone są kąpieliska. 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.

Na podstawie badań prowadzonych w okresie od stycznia do grudnia 2018 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Sarbinowo - Dziwna-3 oraz na dwóch stanowiskach pomiarowych (Sarbinowo - Dziwna-4 i Sarbinowo - Dziwna-5), stan ekologiczny oraz stan wód JCWP Sarbinowo-Dziwna ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (V klasa) stan elementów biologicznych JCWP Sarbinowo - Dziwna zaklasyfikowano jako zły.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Sarbinowo - Dziwna zaklasyfikowano poniżej dobrego.

Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przezroczystości wód (widzialność krążka Secchiego) oraz stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, azotu mineralnego, azotu ogólnego, fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego).

Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe akwenu (tlen rozpuszczony przy dnie, nasycenie tlenem w warstwie powierzchniowej, zawartość węgla organicznego) oraz zakwaszenie (odczyn).

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu operacyjnego chemicznego przeprowadzono badania w wodzie substancji priorytetowych, dla których stwierdzono przekroczenia wartości granicznych we wcześniejszych latach. W przypadku difenyloeterów bromowanych oraz rtęci badania prowadzono z częstotliwością 12 razy w roku. Dla niklu i oktylofenoli, ze względu na stwierdzone niskie stężenia w wodzie, częstotliwość badań została zmniejszona do 4 w ciągu roku. Stężenia w wodzie większości badanych wskaźników z grupy 4.1 odpowiadały dobremu stanowi chemicznemu wód.

Stan chemiczny JCWP Sarbinowo -Dziwna sklasyfikowano jako dobry.

JCWP Jarostawiec - Sarbinowo (PLCWIIB7)

JCWP obejmuje pas wód przybrzeżnych w odległości 1 mili morskiej od brzegu pomiędzy Sarbinowem i Jarostawcem. Na stan wód wpływają zanieczyszczenia odprowadzane wodami rzeczными Wieprzy oraz mniejszych rzek Przymorza. Do intensywnie odwiedzanych miejscowości turystycznych 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).

Na podstawie badań prowadzonych w okresie od lutego do grudnia 2018 roku w ramach monitoringu operacyjnego i badawczego w reprezentatywnym punkcie pomiarowo-kontrolnym Jarostawiec-Sarbinowo-6 oraz na stanowisku pomiarowym Jarostawiec-Sarbinowo-7 stan ekologiczny oraz stan wód JCWP Jarostawiec-Sarbinowo ocenione zostały jako złe.

Elementy biologiczne

Na podstawie wyników oznaczeń chlorofilu „a” (III klasa) stan elementów biologicznych JCWP Jarostawiec-Sarbinowo zaklasyfikowano jako umiarkowany.

Elementy fizykochemiczne (grupa 3.1-3.5)

Stan elementów fizykochemicznych JCWP Jarostawiec-Sarbinowo został zaklasyfikowany poniżej dobrego.

Na niską ocenę stanu wód wpłynęły wyniki badań przeźroczystości wód (widzialność krążka Secchiego), nasycenie wód tlenem w warstwie powierzchniowej oraz zbyt wysokie stężenia substancji biogennych (azotu azotanowego, azotu ogólnego, azotu mineralnego, fosforu ogólnego i fosforu fosforanowego).

Na dobry stan wód wskazywały wartości wskaźników fizykochemicznych określających warunki tlenowe (tlen rozpuszczony przy dnie, zawartość ogólnego węgla organicznego) oraz odczyn.

Elementy chemiczne (grupa 4.1-4.2)

W ramach monitoringu operacyjnego chemicznego przeprowadzono badania zawartości w wodzie oktylofenoli, dla których we wcześniejszych latach wystąpiły przekroczenia wartości granicznej. Ze względu na potwierdzone niskie stężenia w wodzie, badania prowadzono z częstotliwością 4 razy w ciągu roku. Uzyskane wyniki odpowiadały dobremu stanowi chemicznemu wód.

W 2018 roku przeprowadzono również badania zawartości substancji priorytetowych w tkankach biologicznych organizmów wodnych. W przypadku zawartości difenyloeterów bromowanych w mięśniach ryb z rodzaju stornia oraz rtęci i heptachloru w całych organizmach tych ryb stwierdzono przekroczenia środowiskowych norm jakości przyjętych dla dobrego stanu chemicznego wód.

Stan chemiczny JCWP Jarostawiec-Sarbinowo sklasyfikowano poniżej dobrego.

Podsumowanie

W oparciu o wyniki klasyfikacji elementów biologicznych oraz wspierających je elementów fizykochemicznych przeprowadzono klasyfikację stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych, objętych monitoringiem w 2018 roku.

Elementy biologiczne monitorowane w 2 JCWP (Ujście Dziwny, Jarostawiec-Sarbinowo) przypisano do klasy trzeciej, 3 JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Dziwna-Świna) do klasy 4, a w pozostałych 2 JCWP (Ujście Świny, Sarbinowo-Dziwna) do klasy piątej.

Stan elementów fizykochemicznych 4 naturalnych JCWP (Zalew Kamieński, Jarostawiec-Sarbinowo, Sarbinowo-Dziwna, Dziwna-Świna) sklasyfikowano poniżej dobrego. Również potencjał elementów fizykochemicznych 3 silnie zmienionych JCWP (Zalew Szczeciński, Ujście Świny, Ujście Dziwny) został sklasyfikowany poniżej dobrego. Przezroczystość wód oraz fosfor ogólny były wskaźnikami, które we wszystkich JCWP zaważyły o takim wyniku klasyfikacji.

Elementy fizykochemiczne z grupy specyficznych zanieczyszczeń syntetycznych i niesyntetycznych dla ocenianych JCWP zaklasyfikowane zostały do stanu dobrego.

Dla 2 JCWP (Zalew Kamieński, Ujście Świny) stan lub potencjał ekologiczny sklasyfikowano jako umiarkowany, 3 JCWP (Zalew Kamieński, Zalew Szczeciński, Dziwna-Świna) jako słaby, a dla pozostałych 2 JCWP (Ujście Świny, Sarbinowo-Dziwna) jako zły (Rys. I.24).

Ocenę stanu chemicznego oparto o wyniki badań monitoringu operacyjnego chemicznego prowadzonego z częstotliwością 12 razy w ciągu roku, obejmującego badania wskaźników charakteryzujących występowanie w wodzie substancji szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. Stan chemiczny wszystkich badanych JCWP został sklasyfikowany poniżej stanu dobrego.

Na podstawie badań prowadzonych w 2018 roku, stan wszystkich monitorowanych wód przejściowych i przybrzeżnych oceniono jako zły (Rys. I.25).

II. Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp

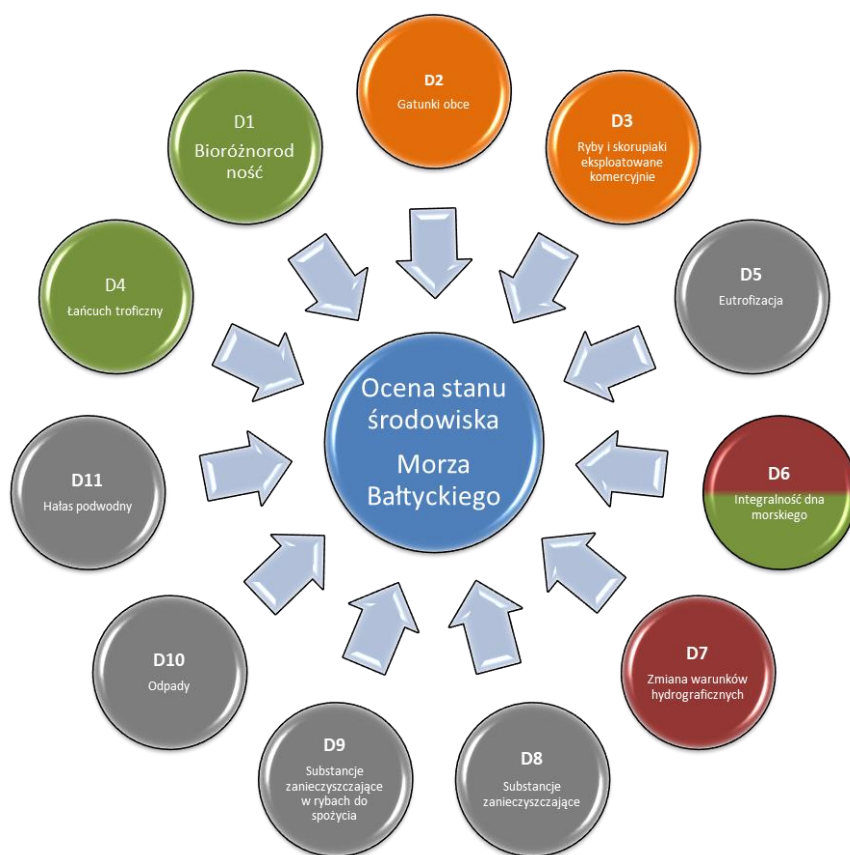


Utrzymanie lub poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie różnych elementów ekosystemu morskiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Działania podejmowane w tym kierunku mają zarówno charakter formalny, wynikający z obowiązującego prawodawstwa krajowego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

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

Krajową podstawą prawną regulującą sposób przeprowadzania ocen stanu środowiska wód morskich w sposób zgodny z RDSM jest art. 10 ustawy Prawo Wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566) – Art. 150.

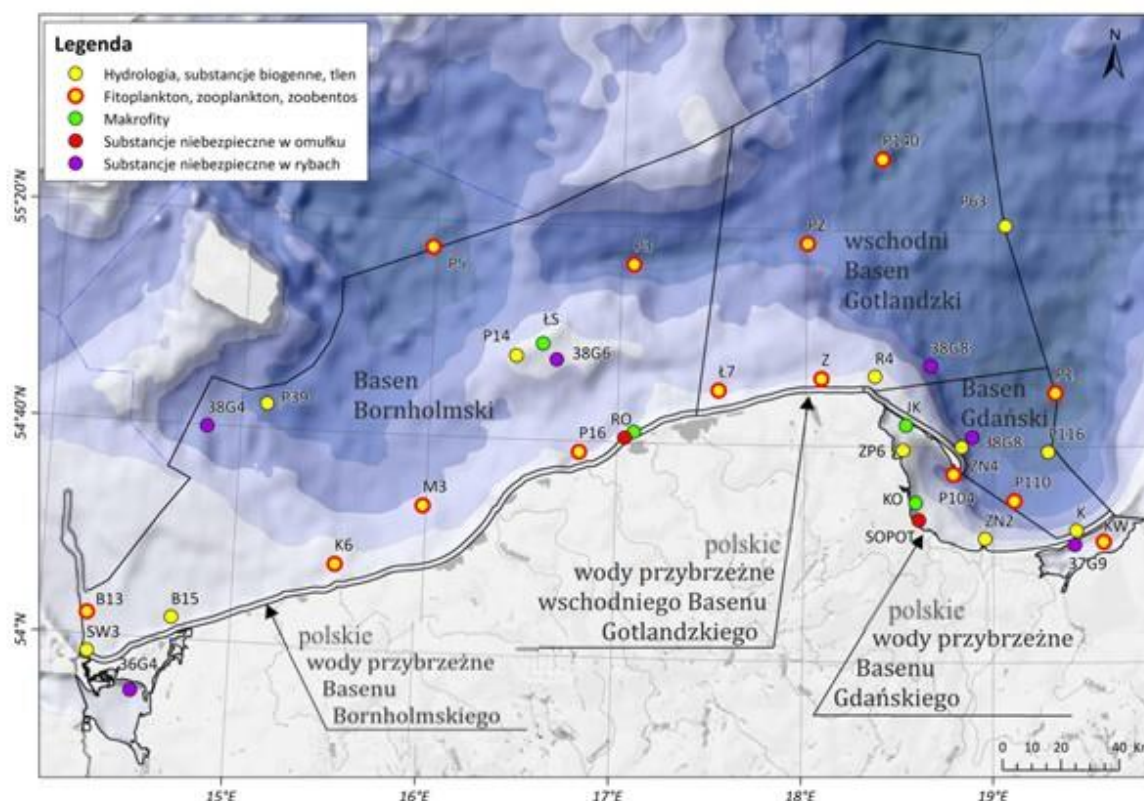
Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej zostały zobligowane do przeprowadzenia, do 2012 roku, wstępnej oceny stanu swoich obszarów morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Proces ten musi być powtarzany w cyklu 6-letnim, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu obszarów morskich w 2018 roku. Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla **11 cech – wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; Anon. 2017; Rys. II.1).



Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy

Decyzja Komisji wprowadziła podział wskaźników na dwie grupy, które muszą być uwzględnione w aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 153, ust.1 pkt 1 ustawy Prawo wodne (Dz. U. 2017 poz. 1566) należą do nich cechy **presji** (D2, D3, D5, D6, D7, D8, D9, D10 i D11) oraz 3 cechy stanu: D1, D4 i D6 dotyczące **elementów ekosystemu** (ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe). W celu zachowania z wersją anglojęzyczną RDSM przyjęto następującą konwencję oznaczeń cech i kryteriów: D – dla cech, C – dla kryterium. Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku (Załącznik 1 RDSM; Anon. 2017) są wykorzystywane do uzupełnienia kryterium podstawowego lub gdy istnieje zagrożenie, że środowisko morskie nie osiągnie lub nie utrzyma dobrego stanu środowiska morskiego dla danego kryterium.

Kryteria i wskaźniki dobrego stanu środowiska morskiego zostały zweryfikowane i zharmonizowane dla obszaru Morza Bałtyckiego w ramach współpracy koordynowanej przez HELCOM. Harmonizacja regionalna dotyczyła między innymi wydzielenia w Morzu Bałtyckim wspólnych, większych obszarów oceny HELCOM (Rys. II.2, Tabela II.1), mając na względzie długofalową strategię monitoringu i ocen, a przede wszystkim opracowanie drugiej, holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku HELCOM HOLAS II za lata 2011–2016.



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

W podziale akwenów wg HELCOM MAS (HELCOM 2013), zostały uwzględnione wody otwarte Zatoki Gdańskiej, dla których przyjęto nazwę Basen Gdański (Tabela II.1). Obszary Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego zostały włączone do odpowiednich akwenów obejmujących wody przybrzeżne: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Ze względu na zakres badań monitoringowych prowadzonych w Zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM, głównie w odniesieniu do ichtiofauny i substancji niebezpiecznych, zachowano wydzielenie tych obszarów, tak 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. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (*op.cit.*).

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

W celu pozyskania odpowiedniej informacji o poszczególnych elementach środowiska morskiego, będącej podstawą przeprowadzania ocen i wyznaczania kierunków działań, w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska prowadzone są systematyczne badania zgodnie z Programem monitoringu wód morskich spełniającego wymagania RDSM.

W 2018 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicznych i chlorofilu-a – na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (Rys. II.2). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne oraz pobranie materiału biologicznego oraz osadów dennych wykonywane były przede wszystkim podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku do monitoringu HELCOM.

Ocenę za rok 2018 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji 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) oraz pomiarów i obserwacji wykonywanych w Oddziale Morskim IMGW-PIB. 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.

Dane uzyskane w 2018 r. w ramach realizacji programów monitoringowych umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech stanu: D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu w Basenie Gdańskim oraz fitoplanktonu w Basenie Bornholmskim i wskaźnika wielkich ryb LFI, D6 – integralność dna morskiego oraz cech presji: D2 – gatunki obce (opis w zakresie nowych introdukcji gatunków zamieszczono w podsumowaniu). D3 – ryby i skorupiaki eksploatowane komercyjnie, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego.

W przypadku cech: D10 – odpady w środowisku morskim i D11 – 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.

Ocenę w zakresie indeksu wielkich ryb LFI oraz cechy D3 w wodach otwartego morza przygotowano na podstawie opracowania wykonanego w ramach realizacji umowy nr 24/2017/F zawartej dnia 08.08.2017 r. pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Morskim Instytutem Rybackim – Państwowym Instytutem Badawczym w Gdyni.

Ocena ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach pracy pt. "Monitoring ptaków z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2015-2018." na podstawie umowy nr 48/2015/F z dnia 5 listopada 2015 roku."

II.2. Ogólne warunki hydrologiczne

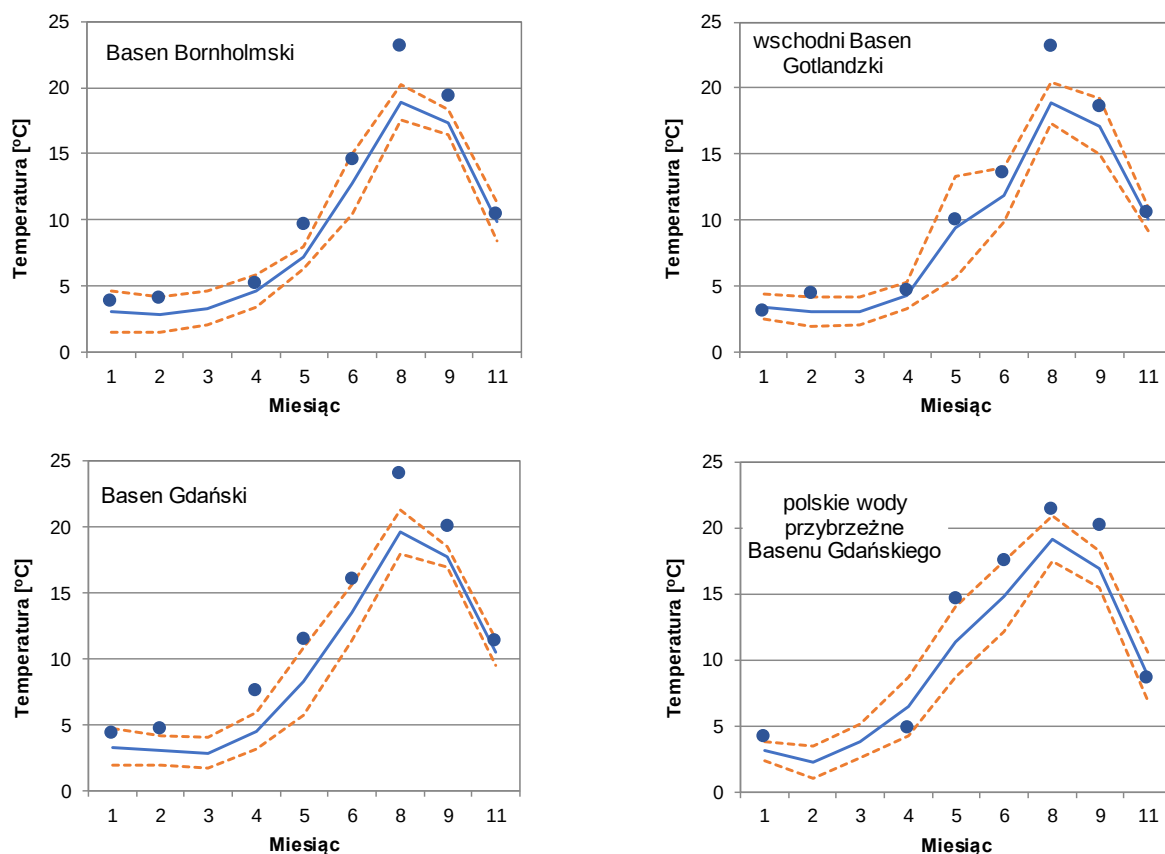


II.2.1. Temperatura wody morskiej

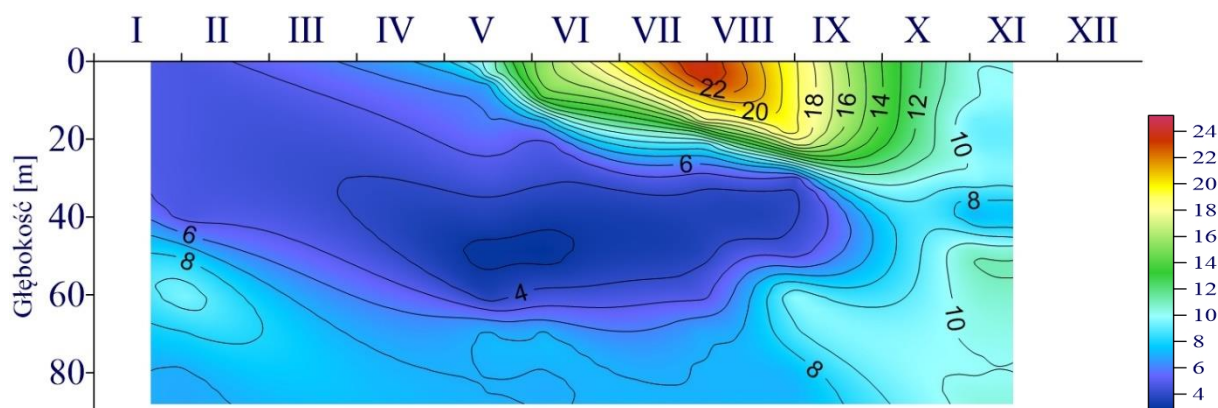
W 2018 roku zakresy średnich temperatur wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w zbliżonym zakresie: 3,8–23,1°C w Basenie Bornholmskim, 3,1–23,2°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 4,3–24,0°C w Basenie Gdańskim (Rys. II.3). Średnia temperatura maksymalna w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego była nieznacznie mniejsza, co znalazło swoje odzwierciedlenie w zakresie: 4,2–21,4°C. W przypadku wszystkich obszarów najmniejsze wartości charakteryzowały styczeń, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu. Należy podkreślić, że średnie wartości temperatur wyznaczone dla sierpnia w trzech basenach głębokowodnych były o ok. 4°C wyższe od wartości średnich w tym miesiącu dla dziesięciolecia 2008–2017, co ma bezpośredni związek z długotrwałym występowaniem wysokich temperatur w okresie letnim. Mniejszą zmianę w stosunku do wartości średniej dla dziesięciolecia odnotowano w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, gdzie średnia temperatura była większa o ok. 2°C. W pozostałych miesiącach średnie temperatury w 2018 r. w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim były bardzo zbliżone lub nieznacznie wyższe od wartości wyznaczonej dla dziesięciolecia, w Basenie Gdańskim średnie temperatury obliczone dla wszystkich miesięcy 2018 r. (z wyjątkiem sierpnia) były od 1,5 do 3°C wyższe od wartości średnich dla dziesięciolecia 2008–2017. W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego temperatury średnie w miesiącach maj, czerwiec i wrzesień były o ok. 3°C większe od średnich wieloletnich, podczas gdy w kwietniu wartość odnotowana w roku 2018 była o 1,7°C mniejsza.

W 2018 r. maksymalna temperatura równa 25,8 °C wystąpiła w Basenie Gdańskim i była większa od maksymalnej temperatury w dziesięcioleciu o 1,2°C, która była odnotowana w tym samym rejonie. W tym samym obszarze wystąpiły również różnice pomiędzy wartościami minimalnymi, które wyniosły odpowiednio 3,5°C i 0,2°C. W 2018 roku, w Basenie Bornholmskim maksymalna temperatura wyniosła 24,8°C w sierpniu, natomiast minimalną równą 3,0 odnotowano w lutym, podczas gdy w przypadku dziesięciolecia 2008–2017, maksymalna temperatura osiągnęła wartość 22,5°C, natomiast minimalna wyniosła -0,4°C. We wschodnim Basenie Gotlandzkim odnotowano podobną zależność, temperatura maksymalna w 2018 r. była wyższa o 1,1°C, podczas, gdy wartości minimalne wynosiły odpowiednio 3,5°C i 0,4°C w dziesięcioleciu, W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wartości maksymalne charakteryzujące omawiany rok i okres 2008–2017 były zbliżone, wynosiły odpowiednio 23,9°C i 22,8°C, podczas gdy większe zróżnicowanie charakteryzowało wartości minimalne: 3,3°C – 2018 r. i -1,3°C – 2008–2017.

Największa sezonowa zmienność temperatur w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej dotyczy warstwy do 30 m głębokości (Rys. II.4). W lutym na stacji P5 temperatura wody pozostawała na jednym poziomie 4,6°C do głębokości 40 m. Do głębokości 84m temperatury na różnych poziomach pozostawały w zakresie 6,8–9,6°C. W maju najwyższe temperatury na poziomie 10°C wystąpiły w warstwach do 2,5m, natomiast w czerwcu temperatura w warstwach do 10m wzrosła do ok. 15°C. Poniżej temperatury pozostawały w zakresie 2,7–7,4°C. W sierpniu zbliżone wartości temperatury (23,6–23,8°C) wystąpiły w warstwach do 5 m, natomiast we wrześniu wartość 19,2°C była charakterystyczna do 20m głębokości. Od 30 m do dna temperatury zmieniały się w zakresie od 4,3°C do 9,9°C. Najbardziej wyrównane temperatury w całym profilu pionowym wystąpiły w listopadzie (6,9–11,2), przy czym wartość 10 obserwowano zarówno na poziomach od 0 do 10m, jak i 60–70m.



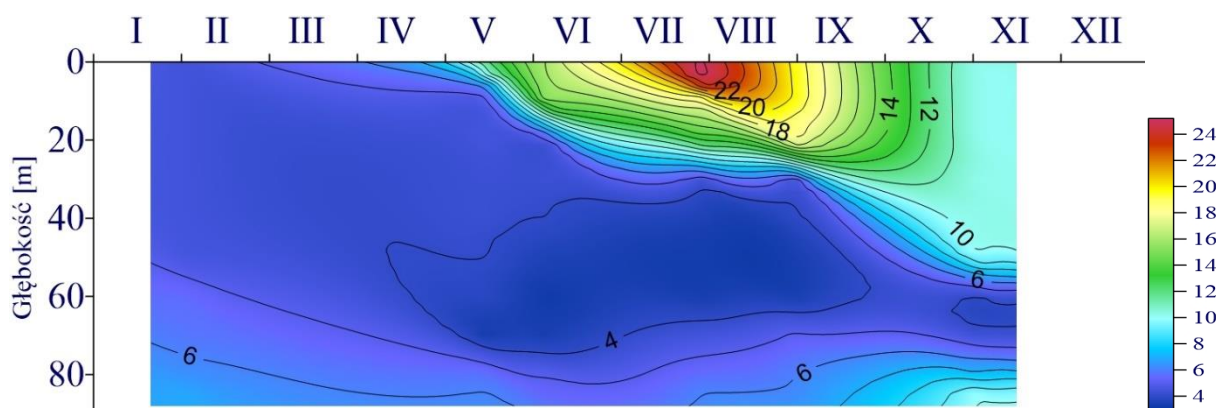
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2018 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2008-2017; linie przerywane – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2008-2017; punkty – 2018 rok



Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (stacja P5) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

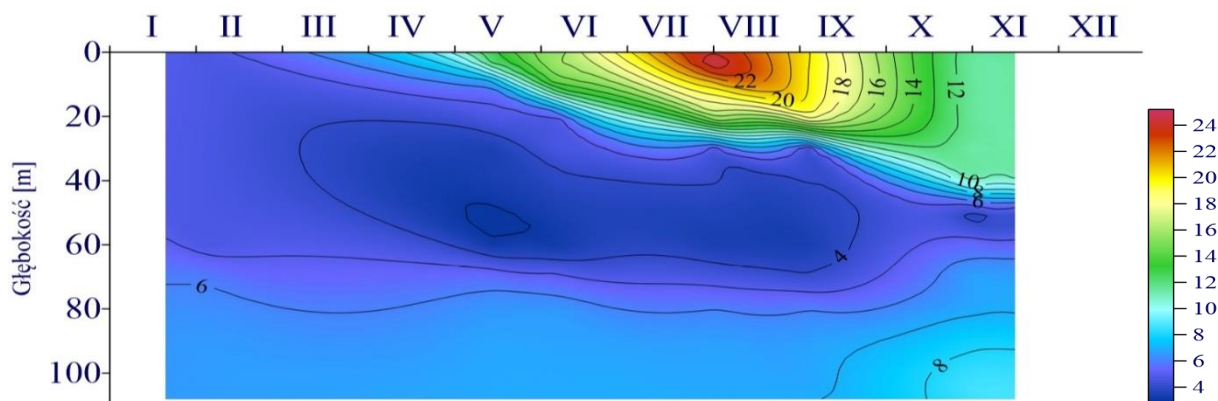
Sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego były zbliżone do obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej. W lutym temperatury w warstwach do 40 m utrzymywały się na poziomie 4,4°C, poniżej odnotowano nieznaczny wzrost. W maju tylko w warstwach do 2,5 m temperatura była podwyższona (ok. 11,5°C) w stosunku do warstw poniżej tej głębokości (3,3–6,8°C). W czerwcu warstwy do 10m charakteryzowały się temperaturą ok. 16°C, na 15m temperatura wynosiła 9,1°C, natomiast poniżej temperatury były wyrównane (3,5–5,0°C). Temperatura równa 25,1°C wystąpiła w sierpniu w warstwach do 5m głębokości, natomiast wartości w zakresie 3,2–5,9°C wystąpiły poniżej 40m. We wrześniu zakres głębokościowy wyższych temperatur

rozszerzył się do 20m, gdzie odnotowano wartości na poziomie 19°C, natomiast w listopadzie takie same temperatury równe 10,2°C charakteryzowały warstwy do głębokości 40m.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

Sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gdańskiego miały podobny przebieg w pozostałych dwóch obszarach. W lutym temperatury pozostawały na zbliżonym poziomie 4,7°C do głębokości 60m, poniżej której wartości były większe o ok. 2°C. W maju temperatura 12,5°C charakteryzowała warstwę do 2,5 m, na głębokościach od 30 do 60m spadała do ok 3°C, a przy dnie wynosiła 6,8°C. W czerwcu, sierpniu i wrześniu zmiany temperatury w profilu pionowym miały przebieg bardzo zbliżony do obserwowanego w maju. Różnice wystąpiły w zakresie głębokościowym występowania najwyższych temperatur i ich wartościach. W czerwcu temperatury na poziomie 15-16°C występowały do głębokości 10m. W sierpniu i wrześniu warstwy od 0 do 20 m charakteryzowały się wartościami, odpowiednio od 16,5°C do 24,9°C i od 19°C do 20°C. W listopadzie temperatury równe 11,4°C wystąpiły aż do głębokości 40m.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (stacja P1) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

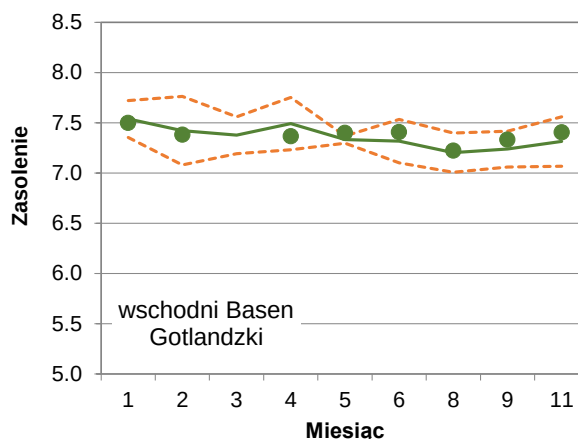
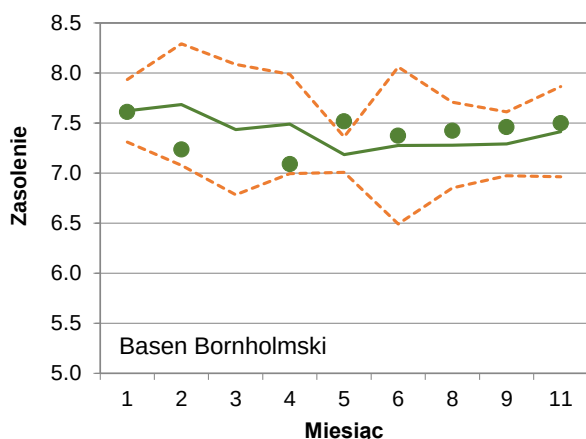
II.2.2. Zasolenie

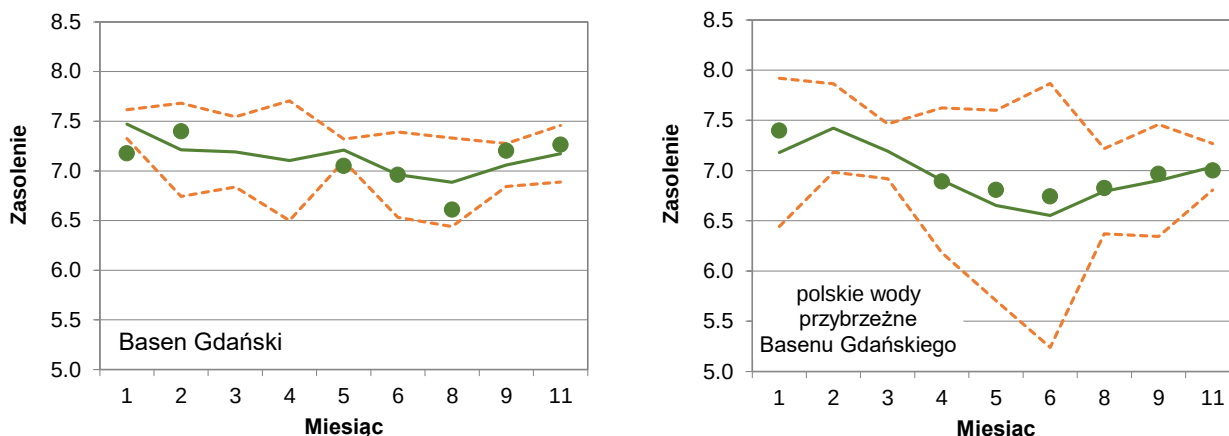
W 2018 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej (0 – 10 m) pozostawało w zakresie od 7,09 do 7,61, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała kwiecień, a największa styczeń (Rys. II.7). W styczniu wartość średnia zasolenia w 2018 roku była praktycznie identyczna z wartością średniej wyznaczoną dla okresu odniesienia 2008 – 2017. W lutym i kwietniu 2018 r. średnie wartości zasolenia w omawianym obszarze były widocznie mniejsze, o ok. 0,4, od wartości średnich wyznaczonych dla tych miesięcy w okresie 2008 – 2017. W maju średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej wyniosło 7,52 i było większe od średniej dla wielolecia o ok. 0,3. W czerwcu, sierpniu i wrześniu wartości zasolenia były nieznacznie niższe od wartości charakteryzujących okres 2008 – 2017.

W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego kierunek odchyień średnich z 2018 r. od wartości dla wielolecia był podobny, jednak różnice były mniejsze (Rys. II.7). Najmniejsze średnie zasolenie w tym obszarze charakteryzowało sierpień (7,22), natomiast największe wyznaczono, podobnie jak w Basenie Bornholmskim, w styczniu (7,50). Jednocześnie zakres wartości zasolenia rejestrowanych na poszczególnych stacjach w tym obszarze był szerszy: 7,00 – 7,64.

W Basenie Gdańskim średnie wartości zasolenia w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 6,61 w sierpniu do 7,40 w lutym (Rys. II.7). W styczniu i sierpniu średnie wartości zasolenia w 2018 roku były mniejsze o ok. 0,3 od średniej z wielolecia, podobnie jak w maju, przy czym różnica ta wynosiła 0,2. W czerwcu i listopadzie wartości charakteryzujące rok 2018 były zbliżone do tych dla okresu 2008 – 2017 i wynosiły odpowiednio 6,96 i 7,26. W lutym i wrześniu wartości średnie wyniosły odpowiednio 7,40 i 7,20, co oznacza, że były nieznacznie większe od wartości dla dziesięciolecia.

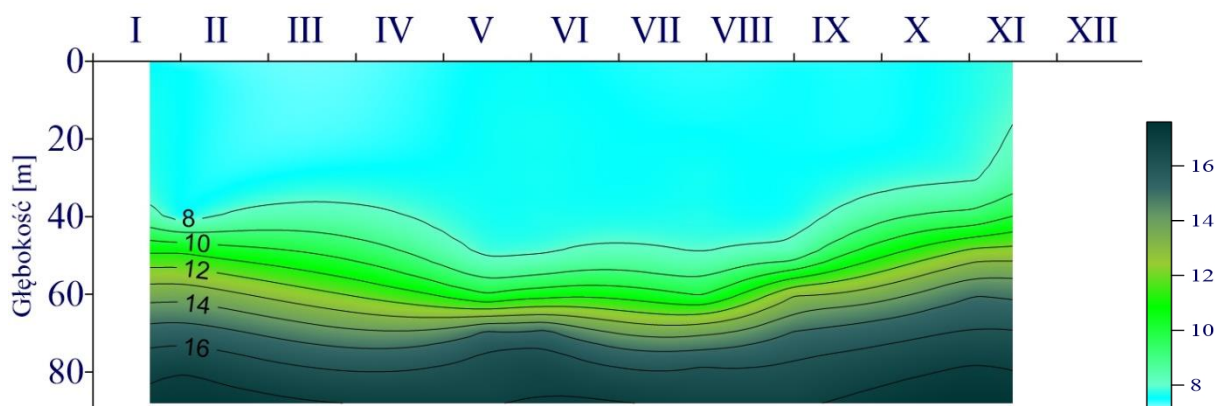
W 2018 r. w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wartości średnie zasolenia pozostawały w zakresie 6,74 do 7,40 (Rys. II.7), przy czym najmniejsza wartość charakteryzowała czerwiec, a największa styczeń. W kwietniu, sierpniu, wrześniu i listopadzie wartości średnie zasolenia w 2018 roku były na poziomach zbliżonych do wyznaczonych dla dziesięciolecia 2008 – 2017, jedynie w styczniu, maju i czerwcu odnotowano wartości wyższe o ok. 0,2.





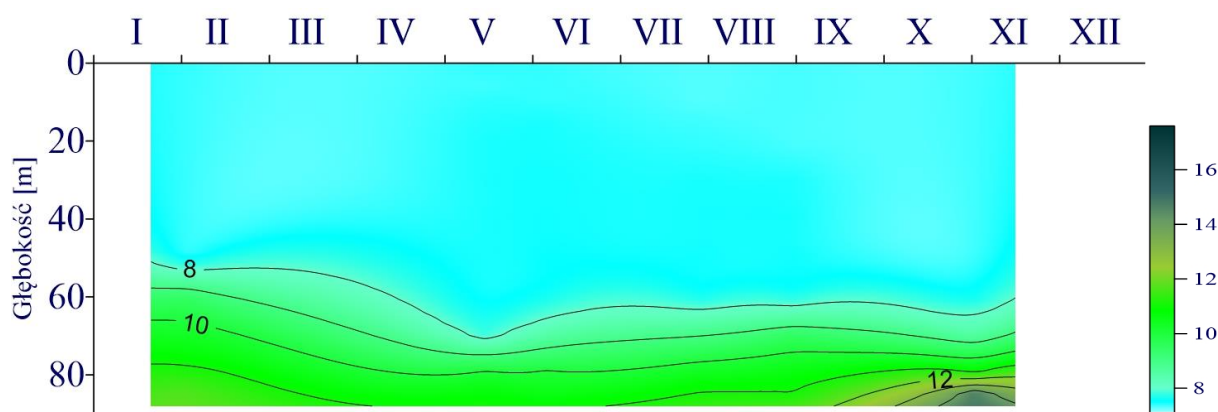
Rys. II.7. Zasilanie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2018 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2008-2017; linia przerywana – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2008-2017; punkty – rok 2018

W 2018 r. w Głębi Bornholmskiej (stacja P5) zmiany zasolenia w profilu pionowym miały zbliżony przebieg biorąc pod uwagę poszczególne miesiące (Rys. II.8). Do głębokości 40 m wartości zasolenia pozostawały w wąskim zakresie od 7,30 do 7,69 we wszystkich miesiącach badań z wyjątkiem listopada, w którym wyrównane wartości (7,67 – 7,93) występowały do głębokości 30m. Poniżej tych głębokości następował wzrost zasolenia. W miesiącach zimowych w warstwach przydennych zasolenie przekroczyło wartość 17, natomiast w pozostałych miesiącach badań pozostawało w wąskim zakresie od 16,53 do 16,84.



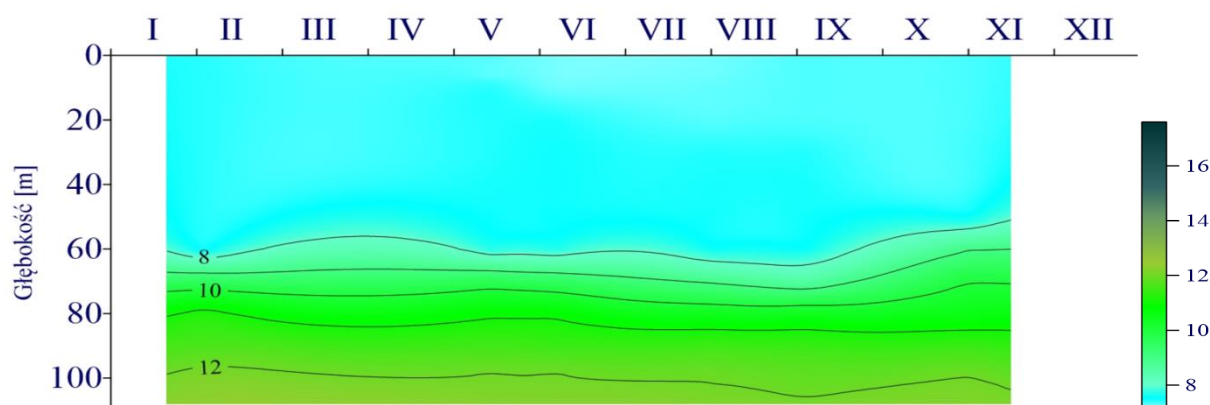
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (P5) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

We wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) głębokości, poniżej których obserwowano widoczny wzrost zasolenia wykazywały nieznaczne zróżnicowanie biorąc pod uwagę poszczególne miesiące (Rys. II.9). W lutym wyrównane zasolenie wystąpiło do głębokości 50 m, w maju granica przesunęła się do głębokości 70, natomiast w czerwcu, sierpniu, wrześniu i listopadzie zasolenia w zakresie 7,29 – 7,62 występowały do głębokości 60m. Wartości zasolenia w warstwach przydennych zmieniły się od 10,79 w maju do 14,80 w listopadzie.



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w płd.-wsch. Basenie Gotlandzkim (P140) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

W Basenie Gdańskim głębokość warstwy, do której wartości zasolenia były w stosunkowo wąskim zakresie od 7,19 do 7,66 wynosiła 60 m we wszystkich miesiącach prowadzenia pomiarów (lutym, maju, czerwcu, sierpniu i wrześniu) z wyjątkiem listopada, w którym miąższość warstwy charakteryzowanej wartościami 7,31 – 7,47 wynosiła 50m (Rys. II.10). Zasolenie w warstwach przydennych w całym okresie badań było na poziomie 12.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (P1) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

pH jest parametrem umożliwiającym ocenę odczynu wody morskiej. Obserwowana zmienność w czasie i przestrzeni jest wynikiem oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych) jak i antropogenicznych. Największy wpływ na zmiany kwasowości wód morskich mają różnice w dopływie dwutlenku węgla z atmosfery, które w dużej mierze są efektem działalności człowieka (np.: spalanie paliw kopalnych).

Pomiary odczynu pH, jako miary kwasowości/zasadowości środowiska morskiego, wykonywano podczas rejsów badawczych 6 razy w roku. Badania prowadzono na 21 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej wyłączonej strefie ekonomicznej (EEZ) (Rys. II.2). Analiza zmian wartości pH została opracowana na podstawie pomiarów z okresu 2008–2018.

Wartości pH zmierzone podczas rejsów w 2018 r. w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) zmieniały się w granicach od 7,02 do 9,27, a zakres tej zmienności był przesunięty w stronę wyższych wartości

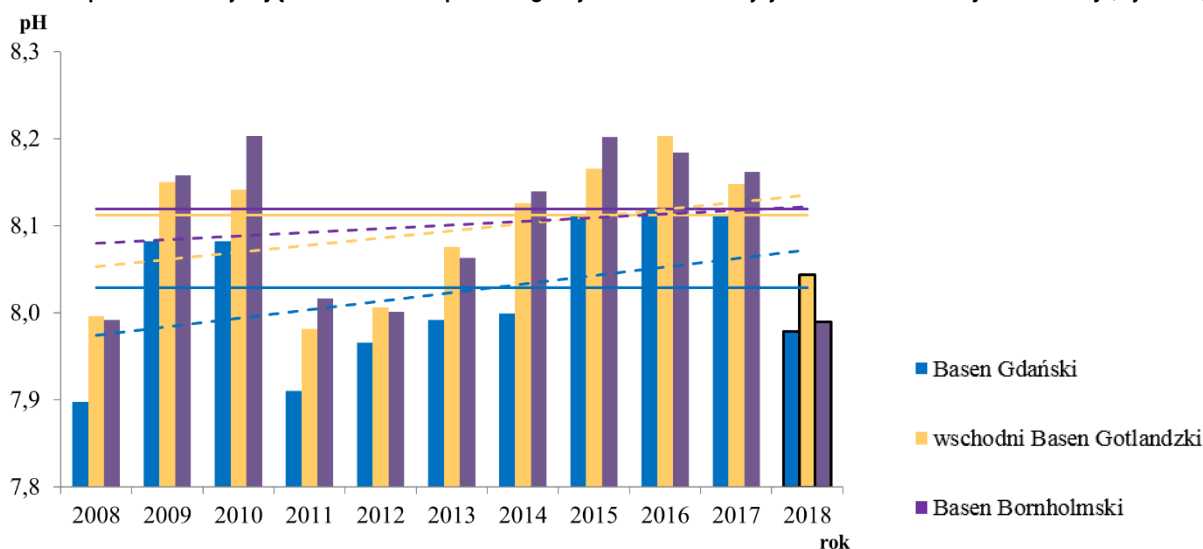
w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (6,85 do 9,18) (Krzymiński 2018). W 2018 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 8,00 i była niższa od średniej dla 2017 roku (8,15).

Również średnie wartości pH wody morskiej poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku ubiegłym, a roczne wartości ekstremalne różniły się od stwierdzonych w 2017 roku (Tabela II.2).

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2018 r w porównaniu z 2017 r.

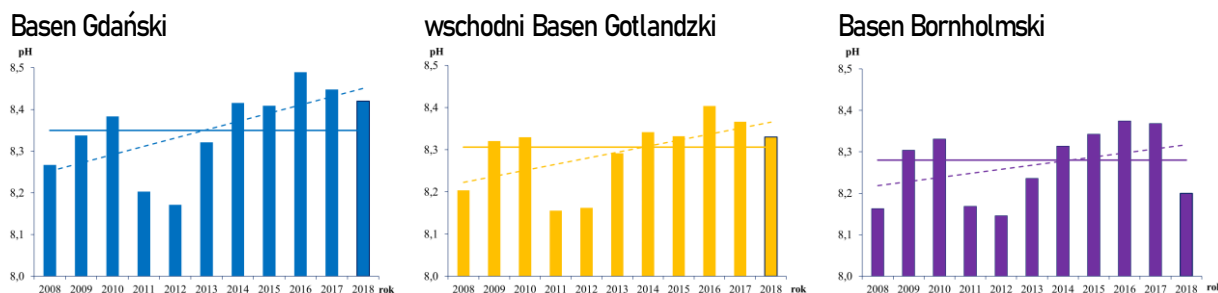
Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2017	2018	2017	2018	2017	2018
Basen Gdański	6,85	7,02 ↑	8,91	9,22 ↑	8,11	7,98 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	7,19	7,05 ↓	8,86	9,27 ↑	8,15	8,04 ↓
Basen Bornholmski	6,96	7,06 ↑	9,18	8,99 ↓	8,19	7,99 ↓

Analizując wartości pH zmierzone w 2018 roku w całej kolumnie wody na tle ostatnich dziesięciu lat stwierdzono utrzymującą się słabą, rosnącą tendencję odczynu wody morskiej na poziomie wydzielonych akwenów mimo, iż średnie wartości pH charakteryzujące rok 2018 w poszczególnych akwenach były niższe od średniej dekadowej (Rys. II.11).



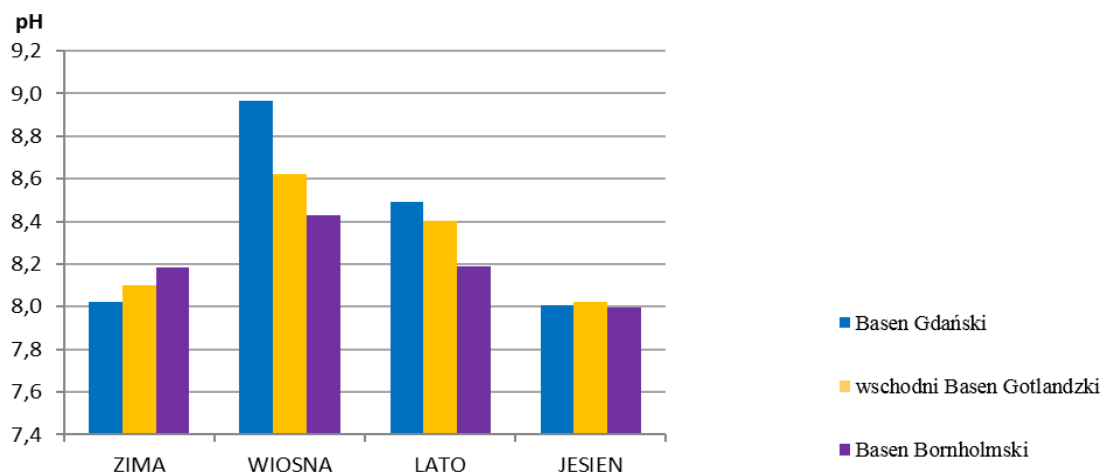
Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2008–2018 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2008–2017, linia przerywana – tendencja zmian.

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.12.)



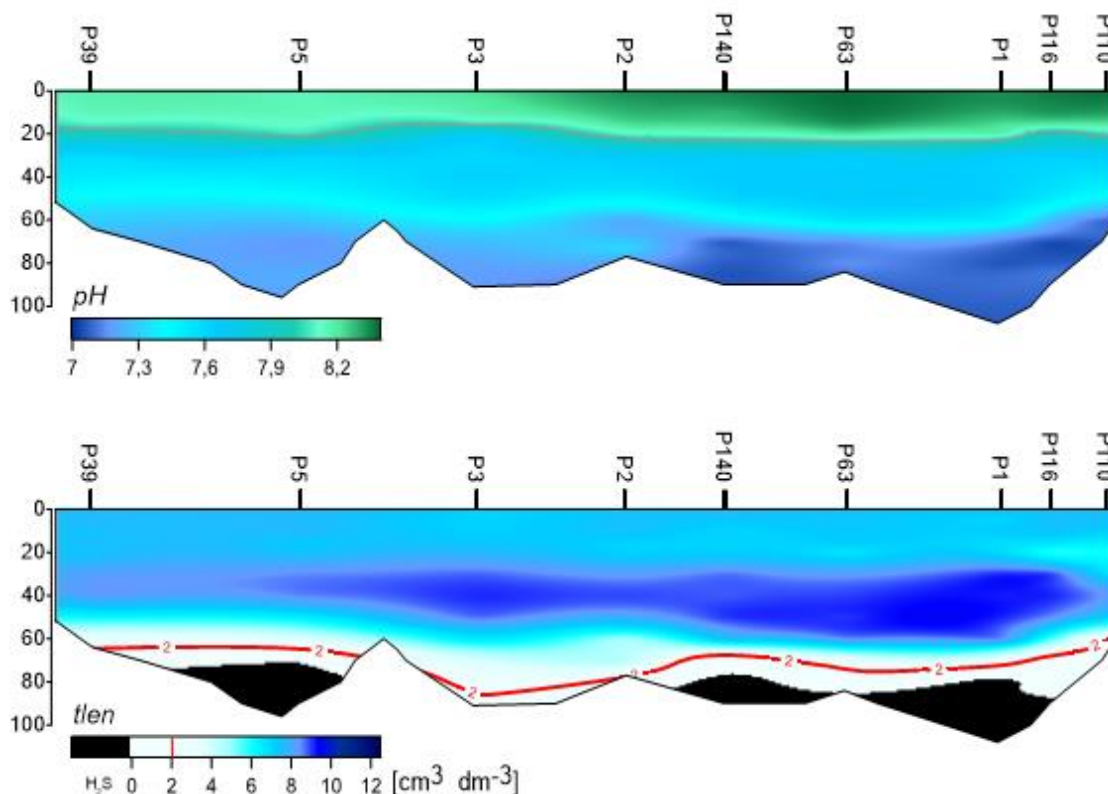
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2008–2018 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2008–2017, linia przerywana – tendencja)

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 i zmiennością przestrzenną i czasową tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011). Ze zmianami intensywności produkcji pierwotnej związane były zmiany sezonowe wartości pH. W roku 2017 najwyższe wartości pH zmierzono w okresie intensywnej wegetacji (wiosna), Rys. II.13.



Rys. II.13. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2018 r.

Charakterystyczny rozkład pionowy odczynu wody morskiej, czyli spadek pH od powierzchni do dna, związany m.in. ze zużyciem tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej) ilustruje Rys. II.14.



Rys. II.14. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z września 2018 r.)

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

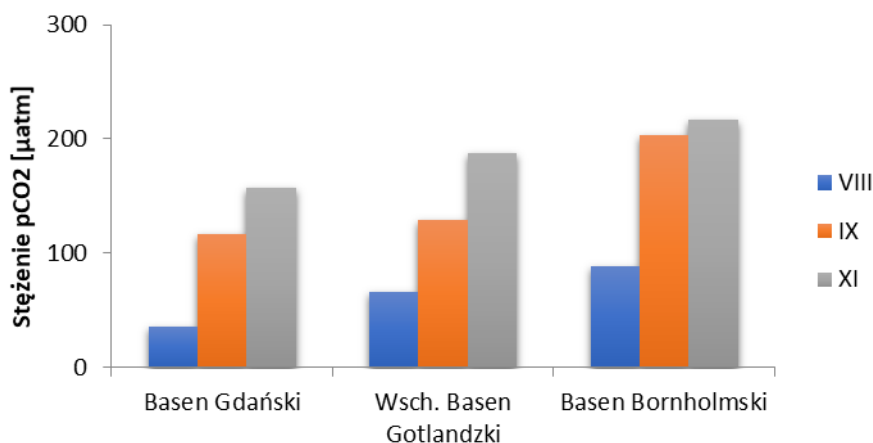
Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze znacząco wzrosło od początku okresu industrialnego, głównie na skutek spalania paliw kopalnych. Szacuje się, że wody oceaniczne pochłonęły dotychczas prawie połowę wyemitowanego do atmosfery dwutlenku węgla. Gaz ten rozpuszcza się w wodzie morskiej tworząc szybko dysocjujący, słaby kwas węglowy. Na skutek tego procesu równowaga między nieorganicznymi formami węgla przesunęła się w stronę zwiększonego stężenia CO_2 i obniżonej koncentracji jonów węglanowych, co z kolei powoduje wzrost kwasowości, a zatem obniżenie pH wody (Jakubowska i in. 2013). Zjawisko to określane jest jako „zakwaszanie oceanów” (ang. ocean acidification). Zakwaszanie oceanów jest uznane przez społeczność naukową za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich, co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE) nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego. W Ramowej Dyrektywie w sprawie Strategii Morskiej wskazuje się, że kraje członkowskie UE powinny przeciwdziałać zakwaszaniu oceanów i uwzględniać w opisie stanu obszarów morskich wyniki pomiarów pH i $p\text{CO}_2$.

W sierpniu 2018 roku, po raz pierwszy został wprowadzony regularny monitoring ciśnienia parcjalnego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W 2018 roku próbki wody morskiej do pomiarów $p\text{CO}_2$ pobrano podczas trzech rejsów badawczych (sierpień, wrzesień i listopad) na 21 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku (Rys. II.2).

Średnie stężenia $p\text{CO}_2$ w warstwie powierzchniowej (0–10 m) w Basenie Bornholmskim w 2018 r., obliczone na podstawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku zawierały się w zakresie od 168 do 217 μatm , przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała sierpień, a największa listopad. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 107 μatm do 188 μatm . W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalnego w poszczególnych miesiącach pozostawały w zakresie od 95 μatm w sierpniu do 157 μatm w listopadzie (Rys. II.15).

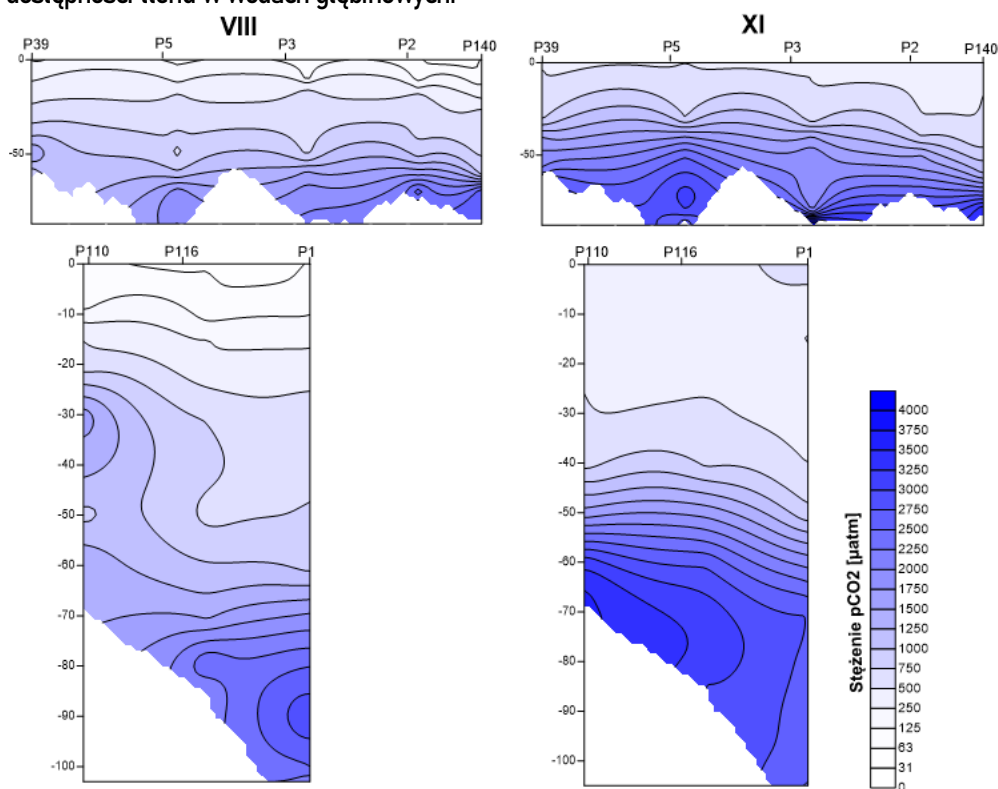
Największą wartość maksymalną dwutlenku węgla odnotowano w listopadzie w rejonie Basenu Gdańskiego, która wynosiła 537 μatm , w pozostałych miesiącach prowadzenia pomiarów (sierpień, wrzesień) wartości $p\text{CO}_2$ pozostawały w zakresie od 350 μatm do 465 μatm .

Według Kulińskiego i Pempkowiaka (2011) największą zawartość CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie parcjalne pozostaje na niższym poziomie. Taka zależność została potwierdzona uzyskanymi wynikami. Duża zmienność sezonowa wynika między innymi z tego, że zimą, woda z głębszych warstw jest wynoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO_2 na skutek mineralizacji materii organicznej. Powoduje to przesycenie wód powierzchniowych dwutlenkiem węgla ($p\text{CO}_2=400\text{--}600$ μatm). Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO_2 jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku $p\text{CO}_2$ i wzrostu pH do nawet ok. 8,5. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO_2 i obniżenia pH (Rys. II.16). W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy, z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. Mimo, że CO_2 jest również produkowane w tym procesie, pH nie ulega dalszemu obniżaniu, ponieważ uwalnianie siarczków, będących składnikiem alkaliczności całkowitej (AT) zwiększa jednocześnie pojemność buforową. Mechanizm ten jest dodatkowo wzmacniany przez denitryfikację, która również przyczynia się do wzrostu AT (Müller i in., 2016; Kuliński i in., 2014; Ulfsbo et al., 2011).



Rys. II.15. Wartości średnie pCO_2 w 2018r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański

Biorąc pod uwagę, że w Morzu Bałtyckim notuje się podobny trend obniżania pH jak w wodach oceanicznych, to dekompozycja dużych ilości materii organicznej w tym zbiorniku dodatkowo zwiększa uwalnianie CO_2 , prowadząc do zakwaszania wody, w szczególności warstw przydennych. Na podstawie rozkładu pionowego w Głębi Gdańskiej oraz w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, odnotowano najwyższe stężenia w trakcie rejsu listopadowego, co widać na Rys. II.16. Wysokie wartości pCO_2 w tym okresie mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych.



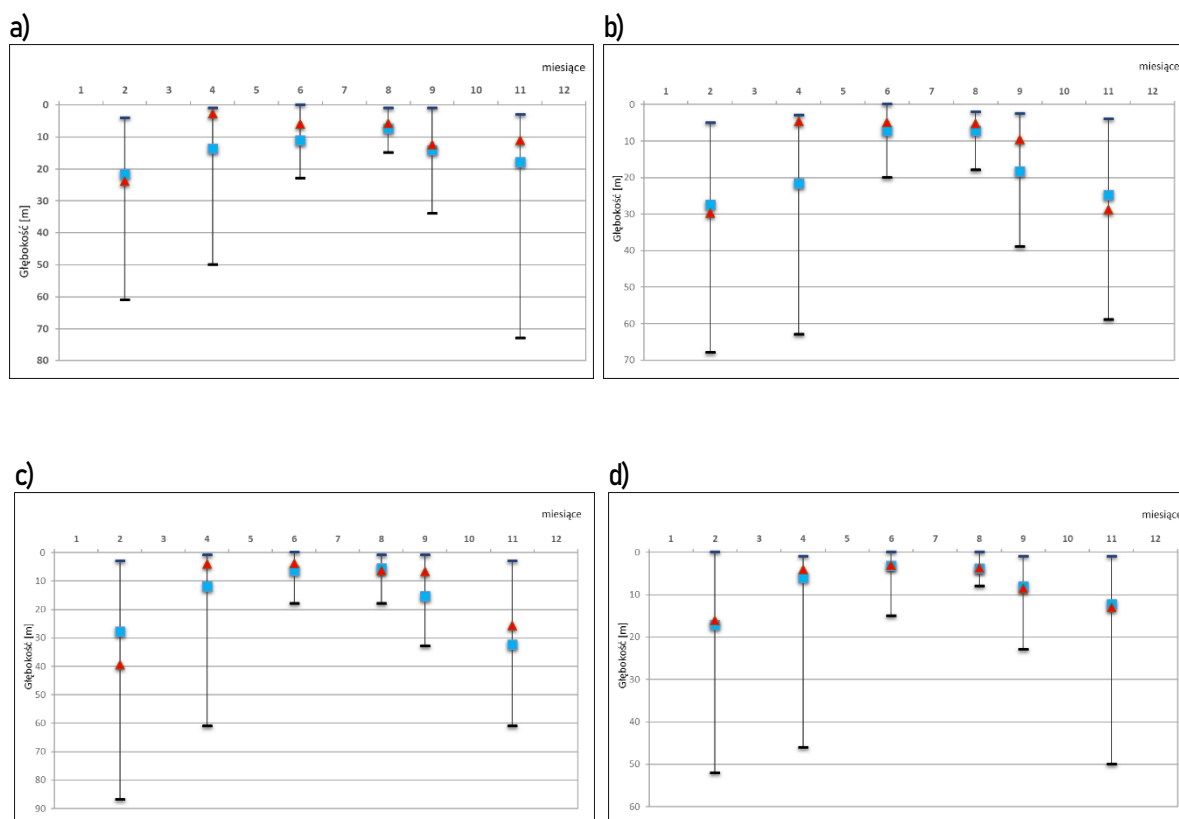
Rys. II.16. Rozkład pionowy pCO_2 w wodzie morskiej (sierpień, listopad) na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39-P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje P110-P1) w roku 2018.

II.2.5. Mieszanie wód

Pionowe mieszanie górnych warstw wód morskich jest wynikiem mieszania wiatrowego oraz konwekcji powodowanej różnicą gęstości mas wodnych o różnej temperaturze. Niezależnie od pory roku temperatura wody w strefie płytkowodnej jest często wyrównana od powierzchni do dna w wyniku mieszania wiatrowego. W przypadku rejonów o znacznych głębokościach jak: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański oraz głębokie obszary polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, pionowe mieszanie zasadniczo różni się w poszczególnych porach roku.

Latem występująca w kolumnie wody termoklina znacznie ogranicza mieszanie warstw powierzchniowych. Przy czym dominującym czynnikiem sprawczym mieszania wód cienkiej warstwy ułożonej nad termokliną jest wiatr. W okresie jesienno-zimowym zanik termokliny oraz wzmożone oddziaływanie wiatrowe i konwekcja przyczyniają się do mieszania górnych warstw wód morskich, aż do halokliny. Konwekcja występująca w okresie jesienno-zimowym 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 rozdziłu między tymi warstwami występują w okresie zimowym i na początku wiosny oraz późnym latem i jesienią. Najmniejsze zaś, od późnej wiosny (maj) do sierpnia (Rys. II.17).

Na rysunku dotyczącym Basenu Gdańskiego (Rys. II.17c) skala pionowa zasięgu mieszania jest większa niż w przypadku pozostałych akwenów, ze względu na znacznie większy, maksymalny zasięg warstwy wymieszania.



Rys. II.17. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2008–2017 r. oraz średnia głębokość w 2018 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego

Średnia głębokość warstwy wymieszania w Basen Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim w okresie zimowym i wczesną wiosną 2018 r., w większości wypadków była większa niż w wieloleciu. Najniższa średnia głębokość wymieszania wynosząca 39 m, została odnotowana w Basenie Gdańskim w lutym 2018 r. (Rys. II.17c). Wyjątek stanowił listopad, w którym wartości warstwy wymieszania były mniejsze niż w wieloleciu. Wartości te zarejestrowano w Basenie Bornholmskim oraz w Basenie Gdańskim (Rys. II.17a, c). Niższą głębokość warstwy zarejestrowano również w kwietniu, czerwcu, wrześniu i sierpniu (Rys. II.17a, b, c) we wszystkich trzech basenach. W większości przypadków różnice nie przekraczały 10 metrów.

W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.17d) część głęboka obszaru jest otwarta na wiatr z kierunków północnych, natomiast część zachodnia jest płytka i jednocześnie osłonięta dla większości kierunków wiatru poza wschodnim, co ogranicza możliwość wystąpienia dużej głębokości warstwy wymieszania. W 2018 roku we wszystkich miesiącach średnia głębokość warstwy była zbliżona do średniej z wielolecia.

II.2.6. 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, a wymiana wód odbywa się nad progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Błocie (głębokość 15-16 m). Odnowa wód w głębokich akwenach może mieć miejsce jedynie w wyniku ekstremalnych wlewów do Morza Bałtyckiego.

W roku 2007 obserwowano wlewy: w styczniu, marcu i listopadzie 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 2015). Miał on wpływ na warunki zasolenia, warunki tlenowe i temperaturowe. 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 umiarkowanych wlewów: w marcu 2015 r., listopadzie 2015 r.. Sytuacja w głębokich basenach Morza Bałtyckiego została ukształtowana głównie przez umiarkowane wlewy bałtyckie (listopad 2015 r., styczeń-luty 2016 r.) oraz dodatkowo mniejsze pomiędzy nimi. W 2016 r. w okresie od października do grudnia wystąpiły jeszcze trzy mniejsze wlewy o szacunkowej wielkości od 171 km³ do 184 km³. W 2018 r. nie stwierdzono istotnych zmian, większych wlewów.

Obserwowana intensyfikacja procesów wymiany wody z ich późniejszym wpływem na cykle biogeochemiczne trwa nadal od 2014 roku. Wpływ słonej, bogatej w tlen wody, która wpłynęła do Morza Bałtyckiego przez cieśniny duńskie, jest nadal widoczny.

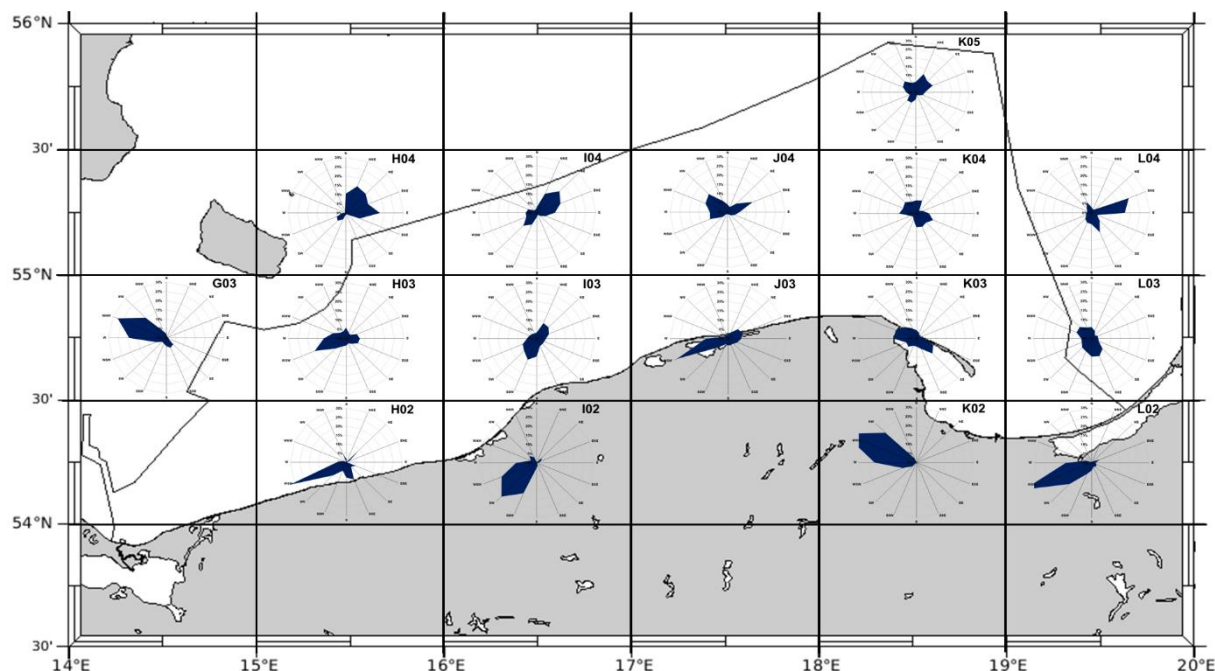
Do oceny warunków hydrodynamicznych w polskich obszarach morskich wykorzystano pomiary przy pomocy prądomierza ADCP RDI podczas ruchu statku, które wykonywano w okresie od 2008 do 2018 r. W strefach płytkowodnych prądy podpowierzchniowe mierzono zwykle w warstwach o grubości 2,5 metra od około 9,8 m do 12,3 m głębokości, zaś w rejonach o głębokości większej od 25 m – w warstwie od około 7,5 do 12,5 m.

Ogólną charakterystykę rozkładu prądów podczas rejsów w 2018 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (Rys. II.18). Dla porównania wyznaczono różne prądy dla okresu 2008-2017 (Rys. II.19). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na rysunkach przedstawiających prądy morskie dla wielolecia 2008 - 2017 wynosi 25%, z kolei maksymalny zakres skali dla roku 2018 rozszerzony został do 30%.

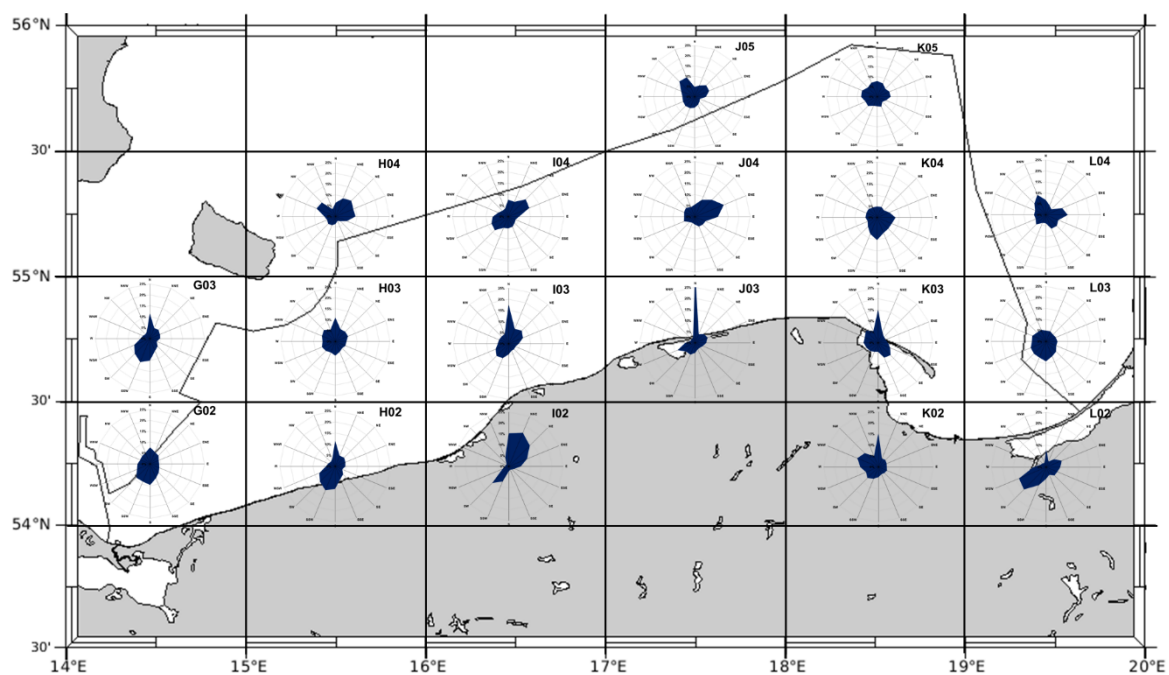
Prądy podpowierzchniowe w polskiej strefie przybrzeżnej (kwadraty: H02, I02, J03) w 2018 r. miały charakter zbliżony od rozkładów w wieloleciu, a dominowały w tych sektorach prądy w kierunkach południowo-zachodnich. W kwadracie K02 w strefie przybrzeżnej Zatoki Gdańskiej przeważnie rejestrowano prądy północno-zachodnie, natomiast w kwadracie L02 w większości przypadków były to południowo-zachodnie prądy skierowane wzdłuż brzegu (Rys. II.18). W 2018 roku w obrębie kwadratu L03 dominowały prądy skierowane wzdłuż osi północ-południe ze znaczną przewagą prądów południowych (Rys. II.18). W wieloleciu w kwadracie L03 występowały natomiast prądy z wszystkich kierunków, z niewielką przewagą w udziale procentowym prądów południowych (Rys. II.19).

W 2018 r., w rejonie Basenu Bornholmskiego nie zarejestrowano zbyt wielu prądów północnych i południowych. Niemniej w obszarze tym przeważały kierunki wschodnie i północno-zachodnie oraz południowo-zachodnie (Rys. II.18), podobnie jak w wieloleciu (Rys. II.19). W obrębie południowo-wschodniego stoku Głębi Gotlandzkiej występowały głównie prądy południowo-zachodnie, zbliżone do dominujących południowych w wieloleciu.

W kwadratach obejmujących Rynną Słupską (I04 i J04) rok 2018 był odmienny w porównaniu do prądów w wieloleciu 2008 – 2017. W obu kwadratach uwidoczniła się odpowiednio dominacja prądów północno-wschodnich w kwadracie I04 oraz północno-zachodnich w kwadracie J04 (Rys. II.18). W przypadku kwadratu J04 (Rys. II.18), stan taki jest całkowicie odmienny w porównaniu z wieloleciem.



Rys. II.18. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2018 r.



Rys. II.19. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2008-2017

II.3. Cechy stanu



II.3.1. Grupy gatunków

II.3.1.1. Ptaki

Monitoring Produktyności Bielika

Monitoring Produktyności Bielika (MPB) jest realizowany od 2015 roku. Dotyczy on stanowisk lęgowych bielika *Haliaeetus albicilla* położonych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego. Program monitoringu bielika w pasie nadmorskim prowadzony jest przez państwa nadbałtyckie w ramach funkcjonowania Komisji Ochrony Środowiska Morskiego Bałtyku (HELCOM). Parametry rozrodcze bielików gniazdujących w strefie nadmorskiej (10 km od brzegu) traktowane są jako jeden ze wskaźników jakości wód Bałtyku.

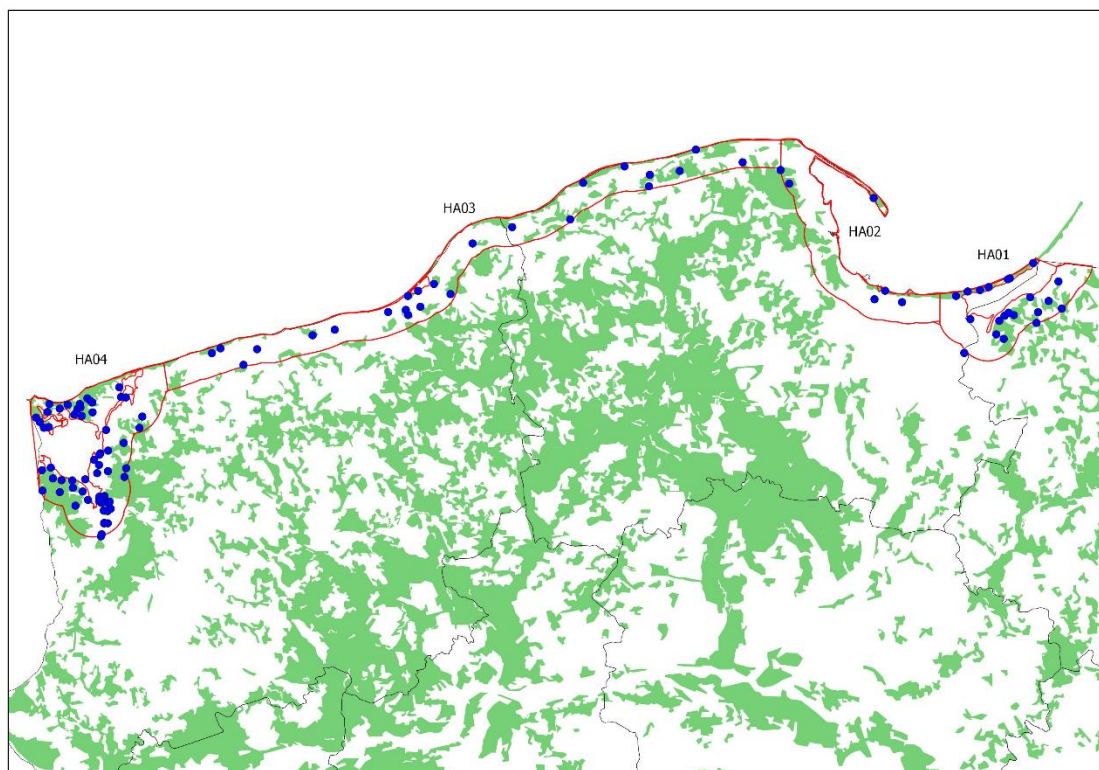
Założenia metodyczne

Produktynność populacji bielika opisują 3 wskaźniki:

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

W programie MPB do wyliczenia produkcji młodych wykorzystano niemal wyłącznie wyniki z gniazd kontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewo, a rzadko uzyskanych podczas obserwacji z ziemi (wyłącznie w przypadku gniazd widocznych z góry, np. osadzonych w głębokich jarach).

Badana powierzchnia obejmuje ok. 5600 km² wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W 2018 roku badany obszar podzielono na 4 powierzchnie, które z uwagi na odmienne ukształtowanie pasa nadmorskiego mogą się różnić zasobnością pokarmu preferowanego przez bielika. Powierzchnia HA01 obejmuje otoczenie Zalewu Wiślanego, HA02 – Zatoki Gdańskiej, HA03 – rozległy pas przylegający do otwartych wód Bałtyku i HA04 – pobrzeże Zalewu Szczecińskiego.



Rys. II.20. Mapa obszaru badań objętego w 2018 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01-H04).

Wyniki

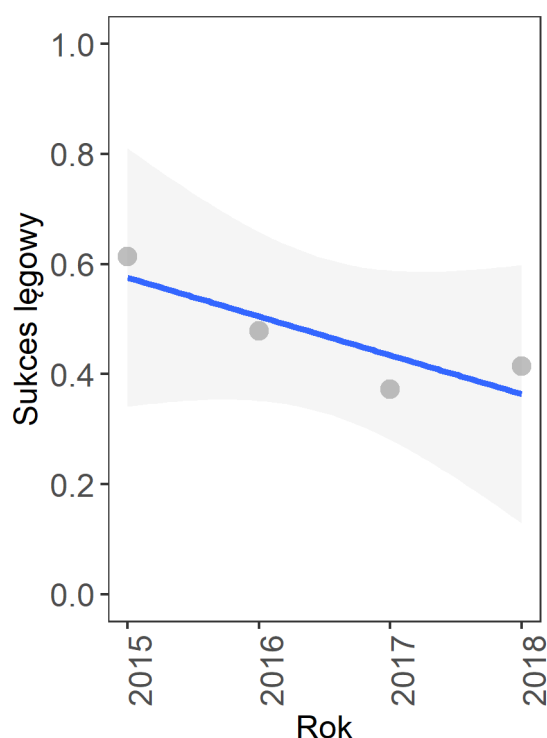
Wskaźniki i trendy produktywności

W 2018 roku skontrolowano 99 rewirów lęgowych bielika, a terytorialne ptaki stwierdzono w 85 rewirach (Ryc. II.20). Stwierdzono 70 par w kategorii „gniazdowanie pewne”, a w kolejnych 15 rewirach odnotowano ptaki w kategoriach „gniazdowanie możliwe” lub „prawdopodobne”.

Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu (70 terytoriów). Analizę parametrów rozrodczych oparto na 3 powszechnie stosowanych wskaźnikach: sukcesie lęgowym, liczbie młodych na gniazdo z sukcesem i liczbie młodych na parę przystępującą do lęgu.

Sukces lęgowy

W 29 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem – sukces lęgowy wyniósł zatem w 2018 roku 41,4% i był nieznacznie wyższy od wartości z 2017 roku. (Rys. II.21). Spośród 41 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 8 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. W 3 gniazdach stwierdzono niezależone jaja lub skorupki jaj, w 3 przypadkach ubitą wyściółkę z puchem, wskazującą na wysiadywanie, w 1 brak wyściółki i w 1 szczątki młodego. W odróżnieniu od 2017 roku, niski sukces gniazdowy nie był spowodowany faktem, że ptaki nie przystąpiły do lęgów, tylko faktycznymi stratami zniesień, głównie na etapie wczesnej inkubacji.



Rys. II.21. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2018. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji *loess*

Liczba młodych

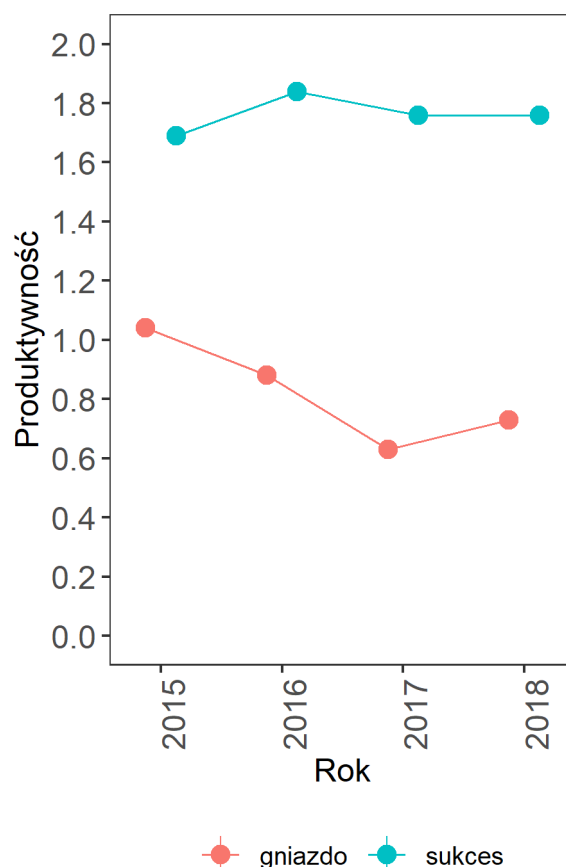
Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono wykorzystując wyłącznie informacje z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 29 gniazd (Tabela II.3). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody.

W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi wyraźnie dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazywała jednak, że najbardziej rozpowszechnione były lęgi dwupiskłecze (Tabela II.3). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił około 30% (zaniżenie). Produkcja młodych wyliczona tą metodą wyniosła 1,76 młodego na parę z sukcesem (Tabela II.3).

Średnia liczba piskląt w przeliczeniu na parę przystępującą do rozrodu jest najważniejszym parametrem rozrodczym, obrazującym rzeczywiste możliwości reprodukcyjne populacji. Uwzględnia również pary, które straciły lęgi. Zgodnie ze standardem HELCOM liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową jest iloczynem liczby młodych na parę z sukcesem i sukcesu lęgowego uzyskanego przez populację w danym roku ($1,76 \times 41,4\%$). Liczba młodych przeliczona na parę lęgową w 2018 roku wynosi zatem 0,69.

Tabela II.3. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2018 roku w 29 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd. Parametry produktywności obliczono na podstawie wyników kontroli wnętrza gniazda.

	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	20	21
Liczba piskląt	24	37
Liczba lęgów z 1 pis.	16	6
Liczba lęgów z 2 pis.	4	14
Liczba lęgów z 3 pis.	0	1
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem		1,76
Liczba młodych na parę lęgową		0,73



Rys. II.22. Wskaźniki produktywności bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2018. Legenda: „gniazdo” – średnia liczba młodych na parę lęgową; „sukces” – średnia liczba młodych na parę z sukcesem lęgowym.

Monitoring Zimujących Ptaków Wód Przejściowych

Uzyskane dane

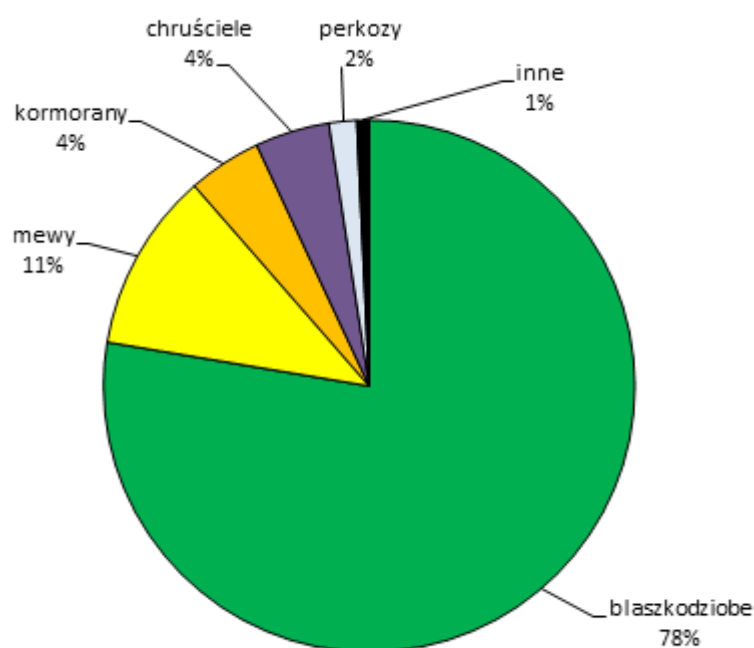
W 2018 roku ogółem na wszystkich 31 skontrolowanych obiektach stwierdzono 169 935 ptaków z gatunków powiązanych ekologicznie ze środowiskami wodnymi. Z tej liczby 163 338 osobników przebywało na kontrolowanych obiektach, a pozostałe zaobserwowano w trakcie przelotu. W przypadku 2 495 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej, klasyfikując je tylko do rodzaju lub do rodziny. Stanowiły one tylko 1,5% wszystkich osobników zanotowanych podczas liczenia (głównie gęsi). Stwierdzono obecność 47 gatunków, z tym że mewy: srebrzystą i białogłową potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą sensu lato. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 31 638 osobników, co stanowiło 19% całego ugrupowania, krzyżówka z liczebnością 23 084 osobników, co stanowiło 14% wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas tego liczenia oraz ogorzałka, którą stwierdzono w liczbie 18 421 os. (11% wszystkich policzonych ptaków). Pozostałe gatunki nie osiągnęły 10% udziału w całym ugrupowaniu. Poziom 5% całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników przekroczyły jeszcze tylko gągoł, nurogęs i łyska (Tabela II.4). Aż 78% wszystkich ptaków to przedstawiciele rzędu błaszkodziobych, a 11% ugrupowania stanowiły mewy. Udział pozostałych grup systematycznych był wyraźnie niższy (Rys. II.23).

Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 71% wszystkich stwierdzonych ptaków. Do tej grupy należało sześć najliczniejszych gatunków, w tym czernica, gągoł i ogorzałka, których liczebność przekroczyła 10 tys. osobników (Tabela II.4).

Tabela II.4. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2018 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką. „+” - udział procentowy niższy niż 0,1%.

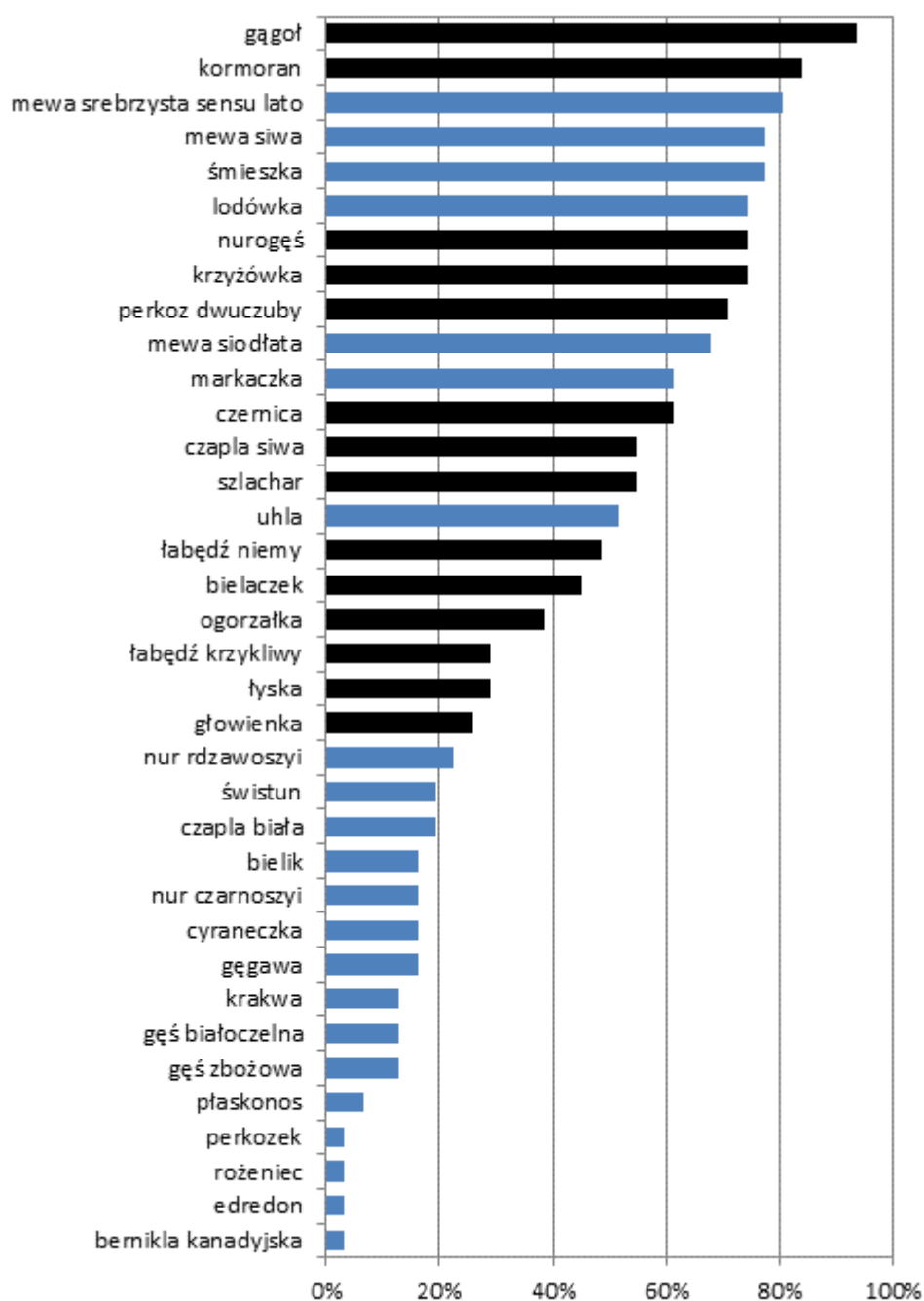
Gatunek	Ptaki siedzące	Ptaki w locie	Razem	Udział procentowy
czernica	31 106	532	31 638	19%
krzyżówka	22 065	1 019	23 084	14%
ogorzałka	18 396	25	18 421	11%
gągoł	8 990	258	9 248	5%
nurogęs	8 607	66	8 673	5%
łyska	7 685	13	7 698	5%
gęs zbożowa	7 424	127	7 551	4%
kormoran	6 715	882	7 597	4%
lodówka	5 747	663	6 410	4%
śmieszka	5 370	321	5 691	3%
łabędź niemy	4 960	531	5 491	3%
markaczka	4 499	237	4 736	3%
uhla	4 079	60	4 139	2%
mewa srebrzysta sensu lato	8 687	1 057	9 744	6%
perkoz dwuczuby	2 821	11	2 832	2%
mewa siwa	2 540	163	2 703	2%
gęgawa	2 319	11	2 330	1%
łabędź krzykliwy	2 218	140	2 358	1%
bielaczek	2 117		2 117	1%
głowienka	961		961	1%
szlachar	707	98	805	+
czapla siwa	514	4	518	+
mewa siodłata	403	37	440	+
cyraneczka	394		394	+
gęs białoczelna	390	3	393	+
czapla biała	265		265	+
świstun	208	2	210	+
krakwa	197	2	199	+
bernikla kanadyjska	151		151	+
nur rdzawoszyi	89	95	184	+
nur czarnoszyi	79	163	242	+
ptaskonos	38		38	+
edredon	36	1	37	+
bielik	29	20	49	+
rożeniec	19		19	+
perkozek	10		10	+
perkoz rogaty	7		7	+
perkoz rdzawoszyi	4		4	+
bernikla białolica	4	32	36	+
żuraw	2	8	10	+
kokoszka	2		2	+

Gatunek	Ptaki siedzące	Ptaki w locie	Razem	Udział procentowy
zimerodek	1		1	+
wodnik	1		1	+
brodziec piskliwy	1		1	+
podgorzátka	1		1	+
piaskowiec	1		1	+
Ptaki nieoznaczone co do gatunku				
gęś nieoznaczona	2 070		2 070	1%
kaczka nurkująca nieoznaczona	409		409	+
nur nieoznaczony		16	16	+
Suma	163 338	6 597	169 935	100%



Rys. II.23. Udział procentowy ptaków z poszczególnych grup systematycznych stwierdzonych w MZPWP w 2018 roku.

Gatunkami najpowszechniej występującymi, stwierdzonymi na co najmniej 80% skontrolowanych obiektów (25-29 z 31 skontrolowanych) były gągół, kormoran i mewa srebrzysta sensu lato. Mewa siwa i śmieszka były odnotowane na 77% obiektów. Szeroko rozpowszechnione były też nurogęś, lodówka, krzyżówka i perkoz dwuczuby (powyżej 70% obiektów) (Rys. II.24).



Rys. II.24. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków. Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 10 osobników.

Miejsca największych koncentracji ptaków wodnych

Najwięcej ptaków wodnych stwierdzono na Zalewie Szczecińskim z deltą Świny (54 346 osobników) i na Zatoce Puckiej wewnętrznej (33 785 os.) (Tabela II.5). Na pięciu obiektach, które gromadziły ponad 5 tysięcy ptaków, przebywało w sumie 73% ze wszystkich ptaków stwierdzonych w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (Tabela II.5).

Tabela II.5. Lista obiektów, na których w styczniu 2018 przebywało powyżej 5 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.

Kod obiektu	Obiekt	Liczba ptaków	Udział procentowy w stosunku do całkowitej liczebności ptaków stwierdzonych w ramach MZPWP
PZ03	Zalew Szczeciński z deltą Świny	54 346	33%
PG05	Zatoka Pucka wewnętrzna	33 785	21%
PG06	Zatoka Pucka zewnętrzna	17 124	10%
PZ04	Zalew Kamieński i rzeka Dziwna	7 816	5%
PS09	Jezioro Gardno	6 560	4%
Razem		119 631	73%

Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Obiekty wydzielone do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP) wcześniej były kontrolowane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW), tak więc istnieje możliwość prześledzenia zmian liczebności ptaków przebywających na wodach przejściowych we wcześniejszych latach. Zestawienie zmian liczebności i rozpowszechnienia dla 14 podstawowych gatunków dla MZPWP zawiera Tabela II.6. Podobnie jak w MZPW dominują tu wzrosty wartości obu tych parametrów, jednak seria pomiarowa jest krótka i należy je traktować z ostrożnością.

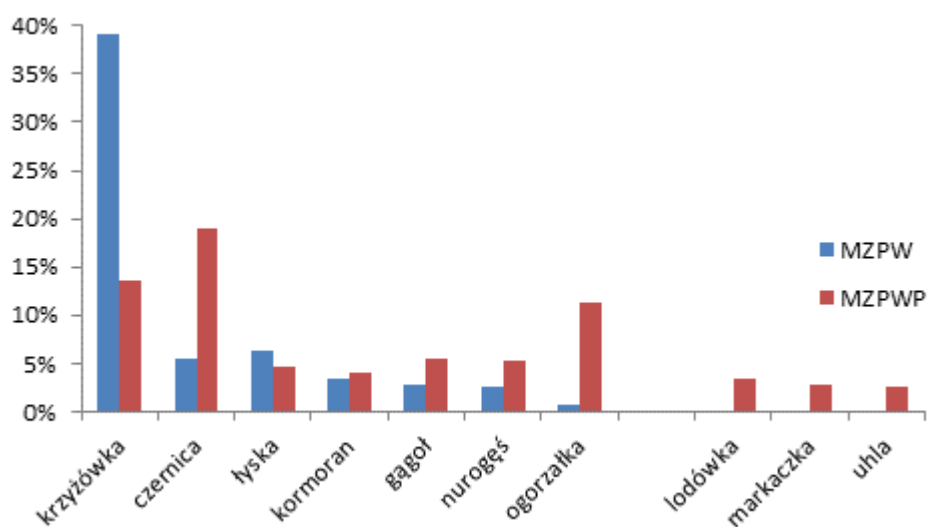
Tabela II.6. Liczebność i rozpowszechnienie (**Rozp.**) 14 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2018 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wraz z trendem zmian liczebności λ (**Trend.Licz**) oraz kategorią TRIM (Kat. trendu). i rozpowszechnienia (**Trend.Rozp**) na przestrzeni 7 lat (2011-2018). Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się parametru, a większe – na zwiększanie się. Oznaczenia trendów zmian liczebności: $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\downarrow$ – umiarkowany spadek, $\downarrow\downarrow$ – silny spadek, $\leftrightarrow$ – populacja stabilna, ? – trend niesprecyzowany. Gatunki uszeregowano alfabetycznie.

Nazwa gatunkowa	Liczba obiektów	Rozp.	Trend.Rozp	Liczebność	Trend.Licz	Kat.trendu
Bielaczek <i>Mergus albellus</i>	15	0,48	0,992	2117	0.981	?
Czapla siwa <i>Ardea cinerea</i>	17	0,55	1,153	514	1.224	$\uparrow\uparrow$
Czernica <i>Aythya fuligula</i>	21	0,68	1,069	31106	0.987	?
Gągoł <i>Bucephala clangula</i>	30	0,97	0,997	8990	0.999	?
Głowienka <i>Aythya ferina</i>	8	0,26	1,106	961	1.412	$\uparrow\uparrow$
Kormoran <i>Phalacrocorax carbo</i>	28	0,9	1,051	6715	1.115	$\uparrow$
Krzyżówka <i>Anas platyrhynchos</i>	25	0,81	0,996	22065	0.992	?
Łabędź krzykliwy <i>Cygnus cygnus</i>	18	0,58	1,122	2218	1.220	$\uparrow\uparrow$
Łabędź niemy <i>Cygnus olor</i>	21	0,68	1,038	4960	1.133	$\uparrow\uparrow$
Łyska <i>Fulica atra</i>	9	0,29	1,063	7685	1.209	?
Nurogęs <i>Mergus merganser</i>	29	0,94	1,011	8607	0.978	?
Ogorzątka	12	0,39	1,044	18396	1.061	$\uparrow$

Nazwa gatunkowa	Liczba obiektów	Rozp.	Trend.Rozp	Liczebność	Trend.Licz	Kat.trendu
<i>Aythya marila</i>						
Perkoz dwuczuby	22	0,71	0,977	2821	1.237	↑↑
<i>Podiceps cristatus</i>						
Szlachar	17	0,55	1,007	707	0.980	?
<i>Mergus serrator</i>						

Analiza wieloletnich trendów poszczególnych gatunków zwykle dokonywana jest dla dużych jednostek geograficznych (całe kontynenty lub ich części) czy administracyjnych (poszczególne państwa) (np. Švažas i in. 2001, Nilsson 2008, Musilová i in. 2009, Wetlands International 2015). W zależności od panujących w danym sezonie warunków pogodowych, a w szczególności stopnia zlodzenia zbiorników wodnych na terenie całego kraju i w krajach sąsiednich, ptaki wodne przemieszczają się nawet na duże odległości w poszukiwaniu miejsc dogodnych do przezimowania (Ridgill i Fox 1990, Švažas i in. 1994). Można więc przypuszczać, że znaczenie wód przejściowych będzie wzrastało podczas surowych zim, ponieważ wody przejściowe (głównie ujściowe odcinki Wisły i Odry oraz strefa przybrzeżna Bałtyku) będą zamarzać później niż zbiorniki śródlądowe położone z dala od Półwyspu Bałtyckiego. W miejscach tych gromadzić się będą ptaki odlatujące z obiektów pokrytych lodem, a także z bałtyckich zalewów przymorskich, które zamarzają stosunkowo wcześniej (Švažas i in. 1994).

Porównanie wyników uzyskanych w 2018 roku dla obiektów wydzielonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych i dla tych, które pozostały w Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych pokazuje, że istnieją znaczne różnice w rozmieszczeniu niektórych gatunków zimujących na terenie naszego kraju i wskazuje na duże znaczenie wód przejściowych nie tylko dla gatunków typowo związanych z akwenami morskimi jak łódówka, markaczka i uhl, ale także dla takich licznie zimujących w Polsce gatunków jak czernica, gągoł i nurogęs (Rys. II.25). Wody przejściowe są też głównym miejscem zimowania ogorzałki.



Rys. II.25. Porównanie udziału siedmiu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych stwierdzonych z ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW) i Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP).

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich

Omówienie wyników

Podczas liczeń w 2018 roku ogółem stwierdzono 64 222 osobniki ptaków wodnych z 27 gatunków oraz 211 osobników, których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 64 433 ptaki wodne policzone podczas 56 godzin i 33 minut rejsów (Tabela II.7). Ptaki nieoznaczone do gatunku stanowią 3,7% wszystkich zaobserwowanych osobników, co wynika przede wszystkim z dużej liczby alk i nurów o nieoznaczonej przynależności gatunkowej. Nie powinno to jednak istotnie wpłynąć na interpretację uzyskanych wyników. Podobnie jak w poprzednich sezonach w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: łodówki i uhli. Stanowiły one w sumie 96,3% wszystkich ptaków stwierdzonych w pasie transektów i 92,7% wszystkich ptaków zaobserwowanych podczas przeprowadzonych rejsów. Udział w całym ugrupowaniu ptaków na poziomie powyżej 1% osiągnęła jeszcze tylko mewa srebrzysta. Udział trzeciego pod względem liczebności gatunku z grupy podstawowych – markaczki wyniósł odpowiednio 0,4% i 0,8% z wszystkich ptaków policzonych w pasie transektu i w całej strefie objętej liczeniem (Tabela II.8). W porównaniu do poprzednich sezonów zaznaczył się duży spadek liczebności tego gatunku.

Tabela II.7. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartości mniejsza niż 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
łodówka	18 784	35,5	34 573	611,4
uhla	14 208	26,8	24 966	441,5
mewa srebrzysta	457	0,9	2 174	38,4
markaczka	126	0,2	494	8,7
krzyżówka	29	0,1	379	6,7
alka	53	0,1	371	6,6
mewa siwa	205	0,4	346	6,1
kormoran	128	0,2	278	4,9
perkoz dwuczuby	152	0,3	249	4,4
łabędź niemy	20	0,04	60	1,1
nur rdzawoszyi	12	0,02	51	0,9
łabędź krzykliwy	16	0,03	50	0,9
nurzyk	9	0,02	50	0,9
świstun			35	0,6
nur czarnoszyi	13	0,02	24	0,4
nurogęs	4	0,01	22	0,4
perkoz rogaty	9	0,02	17	0,3
nurnik	5	0,01	15	0,3
szlachar	4	0,01	14	0,2
mewa siodłata	6	0,01	13	0,2
śmieszka	3	0,01	10	0,2
gągoł			9	0,2
edredon	3	0,01	7	0,1
bielaczek			6	0,1

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
gęgawa			5	0,1
perkoz rdzawoszyi	3	0,01	3	0,1
czernica			1	0,02
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	2	+	89	1,6
nur nieoznaczony	5	0,01	61	1,1
<i>Melanitta</i> nieoznaczona			40	0,7
łabędź nieoznaczony			19	0,3
tracz nieoznaczony			2	0,04
RAZEM	34 256	64,5	64 433	1139,4

Tabela II.8. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2018 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,01%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
lodówka	18 784	54,8%	34 573	53,8%
uhła	14 208	41,5%	24 966	38,9%
mewa srebrzysta	457	1,3%	2 174	3,4%
markaczka	126	0,4%	494	0,8%
krzyżówka	29	0,1%	379	0,6%
alka	53	0,2%	371	0,6%
mewa siwa	205	0,6%	346	0,5%
kormoran	128	0,4%	278	0,4%
perkoz dwuczuby	152	0,4%	249	0,4%
łabędź niemy	20	0,1%	60	0,1%
nur rdzawoszyi	12	0,04%	51	0,1%
łabędź krzykliwy	16	0,05%	50	0,1%
nurzyk	9	0,03%	50	0,1%
świstun			35	0,1%
nur czarnoszyi	13	0,04%	24	0,04%
nurogęs	4	0,01%	22	0,03%
perkoz rogaty	9	0,03%	17	0,03%
nurnik	5	0,01%	15	0,02%
szlachar	4	0,01%	14	0,02%
mewa siodłata	6	0,02%	13	0,02%
śmieszka	3	0,01%	10	0,02%
gągoł			9	0,01%
edredon	3	0,01%	7	0,01%
bielaczek			6	0,01%
gęgawa			5	0,01%
perkoz rdzawoszyi	3	0,01%	3	+

Gatunek	Osobniki w transekcie		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
czernica			1	+
RAZEM	34 249	100%	64 222	100%

W pasie wód terytorialnych zanotowano 9, a w obszarze Zatoki Pomorskiej położonym poza tą strefą 8, a na Ławicy Słupskiej 7 gatunków grupy podstawowych dla monitoringu (Tabela II.9 – Tabela II.11).

Tabela II.9. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza od 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Zagęszczenie [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
uhla	10 642	25,9	19 935	453,3
lodówka	7 612	18,5	13 244	301,1
mewa srebrzysta	419	1,0	2 051	46,6
markaczka	112	0,3	456	10,4
alka	51	0,1	363	8,3
mewa siwa	203	0,5	342	7,8
kormoran	114	0,3	263	6,0
krzyżówka	29	0,1	254	5,8
perkoz dwuczuby	152	0,4	249	5,7
nur rdzawoszyi	11	0,03	50	1,1
świstun			35	0,8
łabędź niemy	7	0,02	30	0,7
nurzyk	9	0,02	25	0,6
nurogęs	4	0,01	22	0,5
nur czarnoszyi	8	0,02	13	0,3
szlachar	4	0,01	12	0,3
łabędź krzykliwy			11	0,3
perkoz rogaty	3	0,01	11	0,3
mewa siodłata	6	0,01	10	0,2
gągoł			9	0,2
nurnik	2	+	8	0,2
śmieszka	1	+	8	0,2
edredon	3	0,01	7	0,2
bielaczek			6	0,1
gęgawa			5	0,1
czernica			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	2	+	83	1,9
nur nieoznaczony	5	0,01	58	1,3
<i>Melanitta</i> nieoznaczona			40	0,9
łabędź nieoznaczony			19	0,4
tracz nieoznaczony			2	+
RAZEM	19399	47,25	37622	855,43

Tabela II.10. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

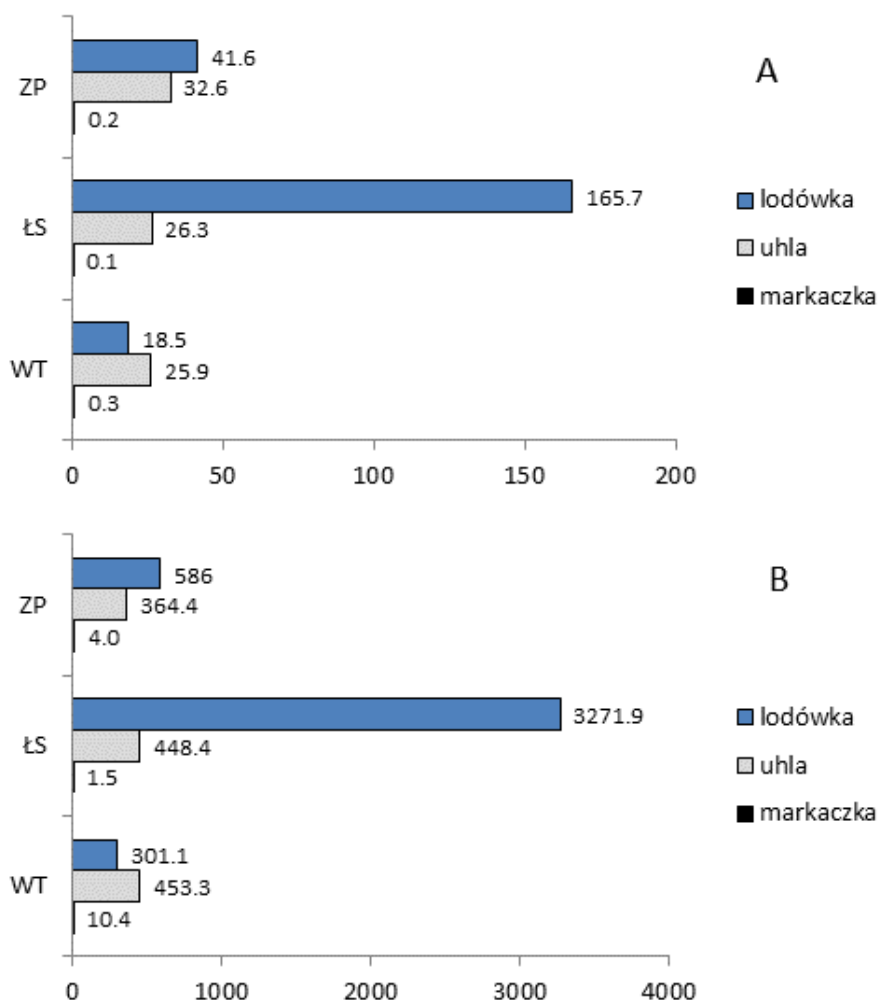
Gatunek	Osobniki w transekcje	Zagęszczenie [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h. rejsu]
łodówka	8300	165,7	16981	3271,9
uhła	1317	26,3	2327	448,4
mewa srebrzysta	27	0,5	88	17,0
łabędź niemy			17	3,3
nurzyk			13	2,5
markaczka	3	0,1	8	1,5
nur czarnoszyi	3	0,1	8	1,5
nurnik	3	0,1	7	1,3
alka	2	+	6	1,2
szlachar			2	0,4
kormoran			1	0,2
mewa siodłata	1	+	1	0,2
nur rdzawoszyi			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona			5	1,0
nur nieoznaczony			1	0,2
RAZEM	9656	192,7	19466	3750,7

Tabela II.11. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Zagęszczenie [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h. rejsu]
łodówka	2872	41,6	4348	586,0
uhła	2249	32,6	2704	364,4
krzyżówka			125	16,8
łabędź krzykliwy	16	0,2	39	5,3
mewa srebrzysta	11	0,2	35	4,7
markaczka	11	0,2	30	4,0
kormoran	14	0,2	14	1,9
łabędź niemy	13	0,2	13	1,8
nurzyk			12	1,6
perkoz rogaty	6	0,1	6	0,8
mewa siwa	2	+	4	0,5
nur czarnoszyi	2	+	3	0,4
perkoz rdzawoszyi	3	+	3	0,4
śmieszka	2	+	2	0,3
alka			2	0,3

Gatunek	Osobniki w transekcie	Zagęszczenie [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h. rejsu]
mewa siodłata			2	0,3
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony			2	0,3
alka nieoznaczona			1	0,1
RAZEM	5201	75,4	7345	989,9

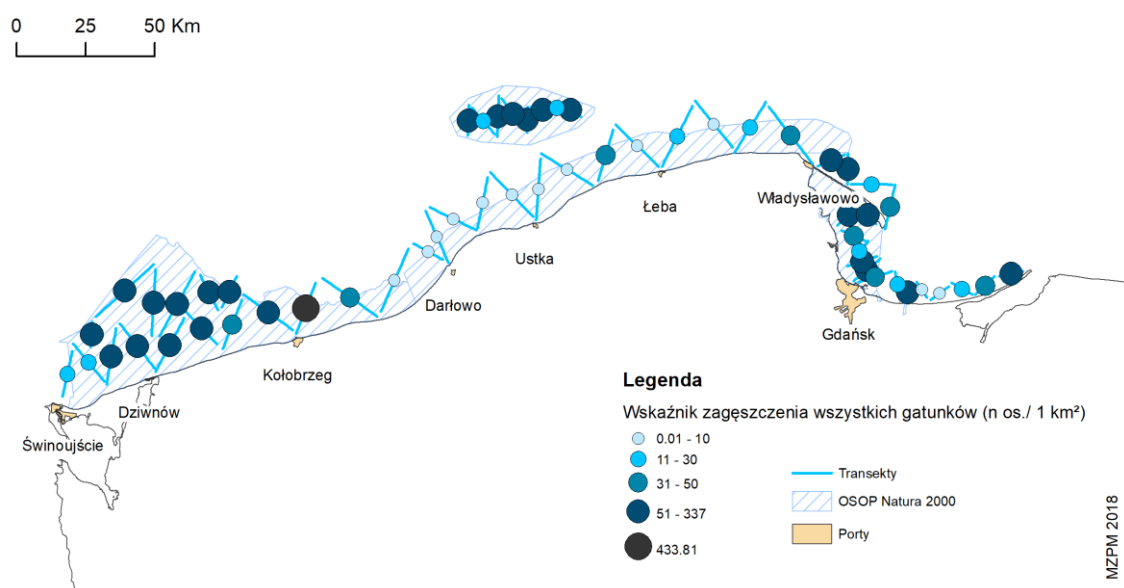
Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: lodówka, uhla i markaczka (Tabela II.7). Lodówka miała najwyższe zagęszczenie i wskaźnik częstości występowania na Ławicy Słupskiej i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (Tabela II.9 – Tabela II.11, Rys. II.26). U uhli wartość obu wskaźników była najwyższa w pasie wód terytorialnych (Tabela II.9, Rys. II.26). W roku 2018 markaczka pojawiła się mniej licznie niż w poprzednich sezonach. Najwięcej ptaków tego gatunku, tak jak w poprzednim roku, spotkano w pasie wód terytorialnych, jednak ze względu na dużą powierzchnię tego obszaru wskaźnik zagęszczenia markaczki był niski (Tabela II.9, Rys. II.26). Pozostałe gatunki z grupy podstawowych były mało liczne. Tylko mewa srebrzysta w obrębie całego pasa wód terytorialnych osiągnęła średnią wartość wskaźnika zagęszczenia równy 1 os./km² (Tabela II.9).



Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2018 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

W analizie uwzględniono tylko osobniki zaobserwowane w granicach transektów i notowane podczas liczenia techniką „snap-shot”, ponieważ tylko takie stwierdzenia mogą służyć do obliczania zagęszczenia ptaków przebywających na akwenach morskich (Komdeur i in. 1992). W pierwszej części analizy przedstawiono wartości zagęszczeń wszystkich gatunków stwierdzanych na kolejnych transektach (Rys. II.27). Pokazuje ona różnice w liczebności ptaków morskich między różnymi częściami polskiej strefy Bałtyku i wskazuje na znaczenie poszczególnych akwenów dla awifauny. Najwięcej ptaków morskich gromadziło się w trzech rejonach: na Zatoce Pomorskiej, na Zatoce Gdańskiej i na Ławicy Słupskiej (Rys. II.27). Większą koncentrację zaobserwowano też w pasie wód terytorialnych na północny-zachód od Łeby. Podobnie, jak w poprzednim sezonie zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Darłowem i Łebą za wyjątkiem wspomnianego jednego większego skupienia ptaków (Rys. II.27).



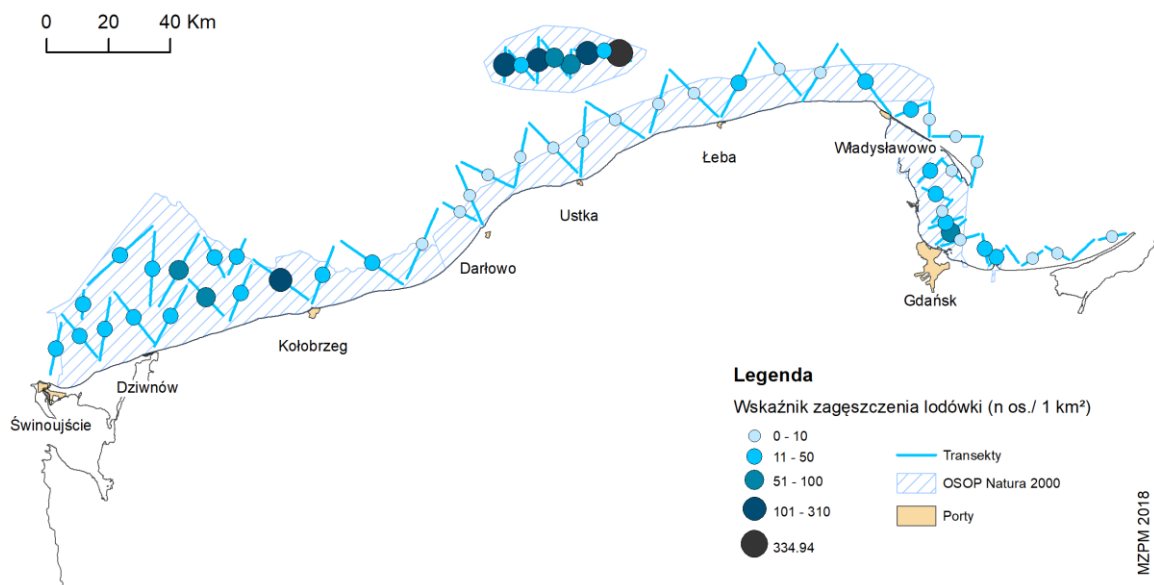
Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków ptaków morskich

Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka – której liczebność w stosunku do pierwszego sezonu badań (2011) wyraźnie wzrosła oraz mewa srebrzysta sensu lato – gatunek, który licznie przebywa na Bałtyku, choć jego obecność na akwenach położonych z dala od brzegu w dużej mierze zależy od aktywności kutrów rybackich.

Lodówka

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki zaobserwowano we wschodniej części Ławicy Słupskiej, gdzie przekroczył on 330 os./km² (Rys. II.28). W poprzednich trzech sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku przebywała we wschodniej części Zatoki Pomorskiej w pasie wód terytorialnych. W roku 2018 liczba lodówek w tym miejscu także osiągnęła najwyższe wartości zagęszczenia w obrębie Zatoki Pomorskiej, choć nie były one już tak duże. Wysokie wartości wskaźnika zagęszczenia (powyżej 100 os./km²) lodówek stwierdzono na większości transektów w obrębie Ławicy Słupskiej (Rys. II.28). Na Obszarze Specjalnej Ochrony Ptaków Przybrzeżne Wody Bałtyku wskaźniki zagęszczenia lodówek były niskie i tylko lokalnie, wzdłuż czterech z 16 transektów, przekroczyły one wartość 10 os./km². Tak jak w ubiegłym sezonie nieco więcej ptaków tego gatunku przebywało na Zatoce Puckiej na północ od Gdańska (Rys. II.28).

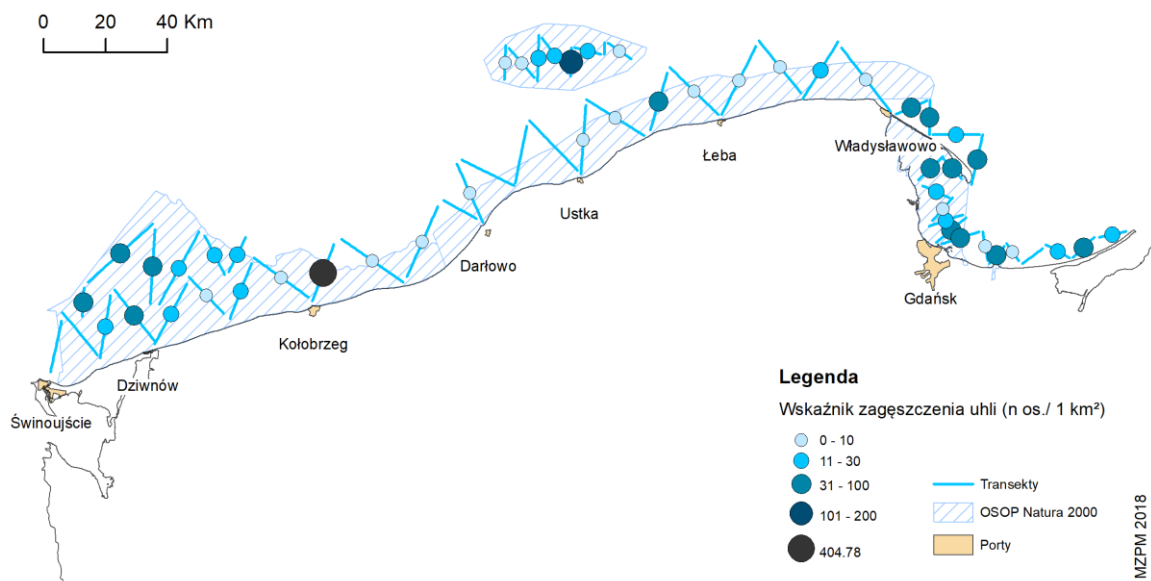


Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku.

Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2012-2018 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 obserwuje się teraz w obrębie Zatoki Gdańskiej.

Uhla

Gatunek ten najliczniej występował na Zatoce Gdańskiej, na Zatoce Pomorskiej i w centralnej części Ławicy Słupskiej. (Rys. II.29). Największa koncentracja uhli została zaobserwowana na północny-wschód od Kołobrzegu, gdzie wskaźnik zagęszczenia wyniósł 405 os./km². W środkowej części polskiej strefy Bałtyku, poza dwoma transektami uhle przebywały bardzo nielicznie (Rys. II.29), co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Na Ławicy Słupskiej gatunek ten pojawił się licznie w jej centralnej części, a maksymalne zagęszczenie przekroczyło tam 100 os./km². W stosunku do lat 2011-2014 obserwuje się wzrost liczebności uhli na tym akwenie. 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.29). Wskazuje to na potrzebę powiększenia tego obszaru w kierunku wschodnim. Ponownie większe zgrupowanie tego gatunku przebywało w pobliżu granicy z Obwodem Kaliningradzkim. Wskaźnik zagęszczenia przekroczył tam 30 os./km² i był niższy niż w roku 2017. Warto jednak zaznaczyć, że miejsce to często gromadzi duże stada uhli i z tego powodu zostało wytypowane według kryteriów BirdLife International jako ostoja ptaków (ostoja ptaków o znaczeniu międzynarodowym – *Important Bird Area of International Importance* – IBA) pn. Wschodnie Wody Przygraniczne (Meissner 2010).

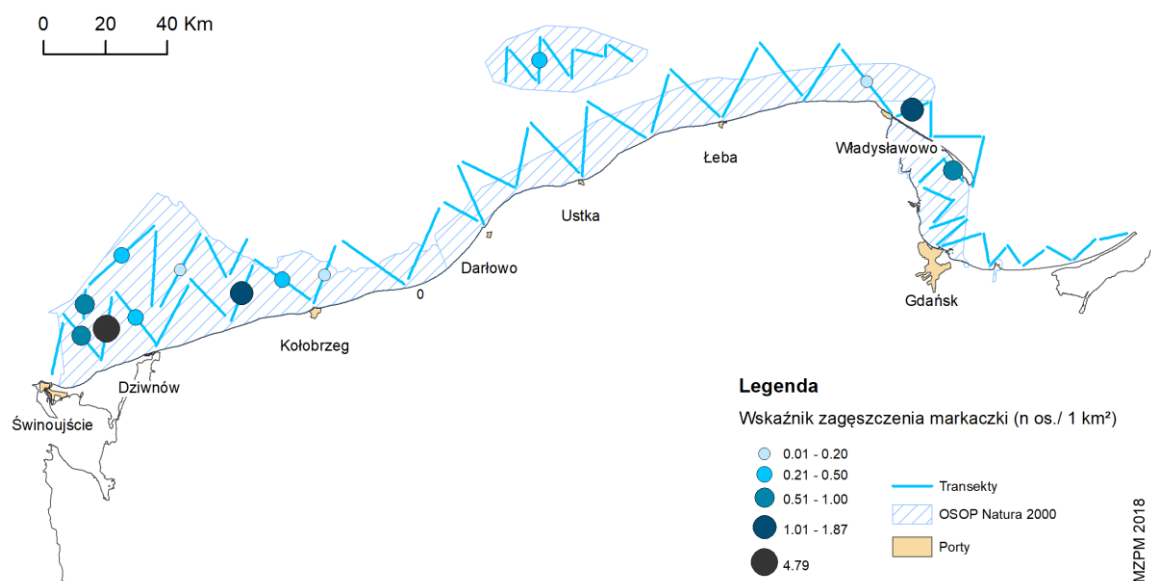


Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia uhl w polskiej strefie Bałtyku.

Obraz rozmieszczenia uhl w latach 2012–2018 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013 i 2015 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej. Zwracają uwagę znaczne wahania liczebności tego gatunku na ławicy Słupskiej.

Markaczka

Największe zgrupowanie markaczek w styczniu 2018, podobnie jak w poprzednich latach pojawiło się na Zatoce Pomorskiej, będącej głównym zimowiskiem tego gatunku w Wyłącznej Strefie Ekonomicznej Polski (Rys. II.30). Jednak ogólna liczebność markaczek była w sezonie 2018 znacznie niższa w porównaniu do lat ubiegłych, a maksymalna wartość wskaźnika zagęszczenia tego gatunku osiągnęła tylko 5 os./km² (w roku 2017 – 38 os./km²). Poza Zatoką Pomorską markaczkę odnotowano tylko wzdłuż czterech transektów, gdzie tylko w jednym przypadku wskaźnik zagęszczenia przekroczył wartość 1 os./km² (Rys. II.30). Na rozległych obszarach między Rozewiem i Kołobrzegiem oraz na wschód od Gdańska nie stwierdzono tego gatunku.

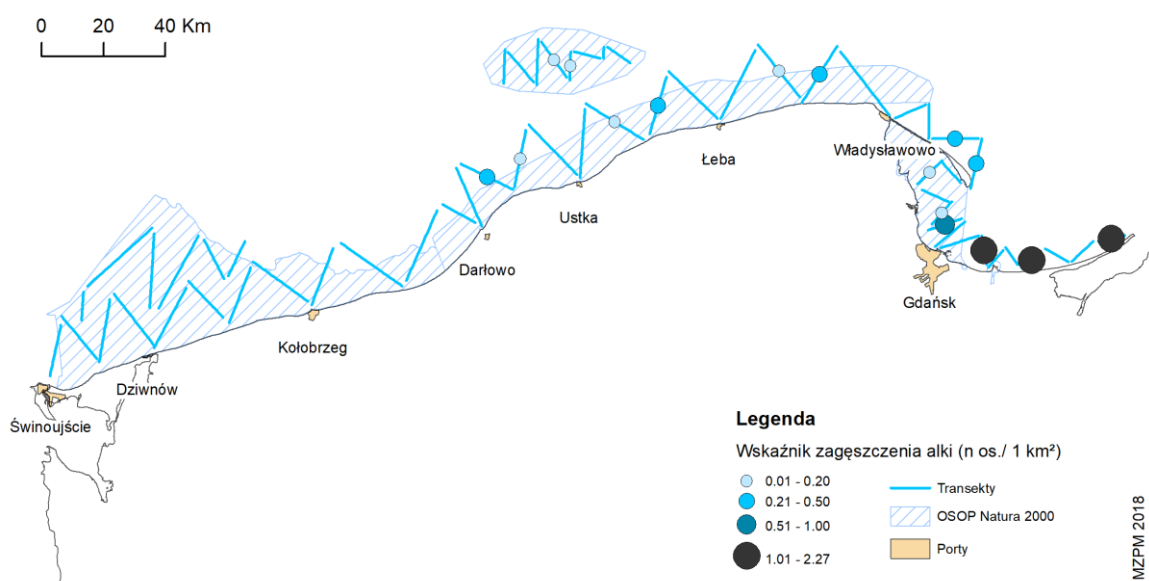


Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku.

Wyniki uzyskane w 2018 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który regularnie gromadzi większość zimujących 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). Bez danych z pozostałej części Bałtyku trudno jest wskazać na przyczyny tak dużego spadku liczebności markaczek w 2018 roku.

Alka

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowano na Zatoce Gdańskiej z maksymalną koncentracją na wschód od ujścia przekopu Wisty, gdzie zanotowano najwyższą wartość wskaźnika zagęszczenia wynoszącą 2,3 os./km² (Rys. II.31). Między Władysławowem i Darłowem oraz w centralnej części Ławicy Słupskiej alki notowano w zagęszczeniach dochodzących do 0,5 os./km². Na pozostałej części pasa wód terytorialnych i na Zatoce Pomorskiej nie zaobserwowano tego gatunku (Rys. II.31).

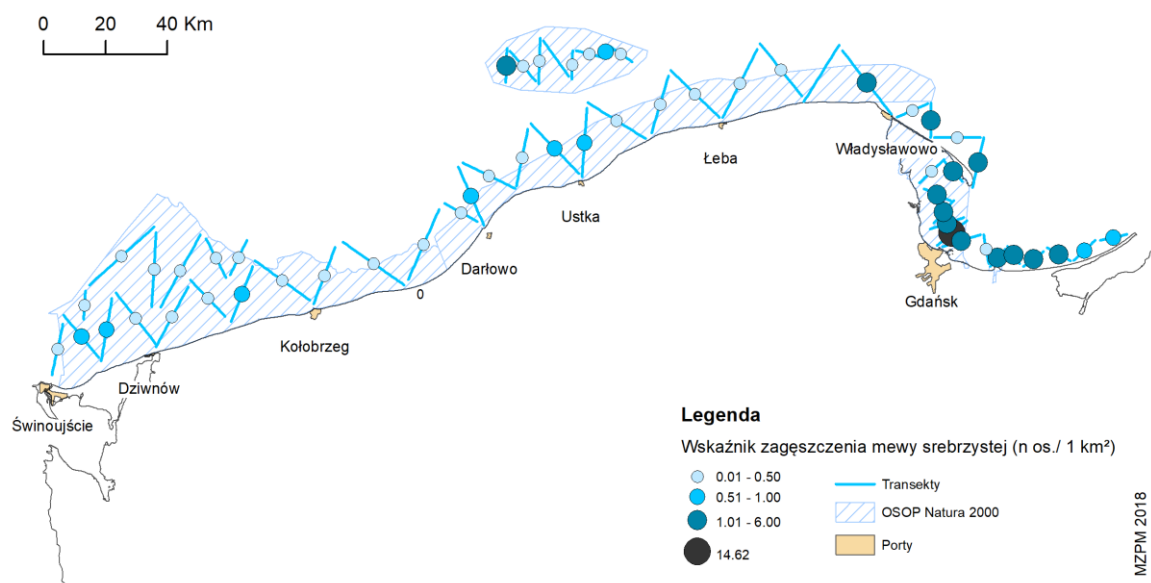


Rys. II.31. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku.

Rozmieszczenie alk w obrębie polskiej strefy Bałtyku w kolejnych latach objętych monitoringiem było podobne. Alka jest mało liczny gatunkiem w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się rzadko.

Mewa srebrzysta *sensu lato*

Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku, zaobserwowanym wzdłuż prawie wszystkich transektów. Tak jak w poprzednich latach największe jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie wartość wskaźnika zagęszczenia w większości przypadków przekraczała 1 os./km², a na wysokości Gdańska wskaźnik ten osiągnął 14,6 os./km² (Rys. II.32). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji za wyjątkiem zachodniego skraju Ławicy Słupskiej, gdzie wskaźnik zagęszczenia przekroczył wartość 1 os./km² (Rys. II.32).



Rys. II.32. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku.

Liczebność mewy srebrzystej na obszarach położonych z dala od brzegu silnie zależy od aktywności połowowej. Mewy te towarzyszą kutrom rybackim na łowiskach, stąd ich rozmieszczenie w kolejnych latach jest zmienne, choć najczęściej największe koncentracje tych ptaków notuje się w rejonie Zatoki Gdańskiej.

Wskaźnik rozpowszechnienia

Gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były lodówka, mewa srebrzysta i uhlą. Lodówkę i mewę srebrzystą stwierdzono na 54, a uhlę na 48 spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.12). Pozostałe gatunki zaobserwowano na mniej niż połowie transektów. Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była alka, zaobserwowana na 28,6% transektów, a kolejnym markaczka ze wskaźnikiem rozpowszechnienia 23,2%. Wskaźniki rozpowszechnienia kolejnych gatunków z tej grupy: nura rdzawoszyjowego, nura czarnoszyjowego, nurzyka i perkoza rogatego były wyraźnie niższe, choć przekroczyły wartość 10% (Tabela II.12). Na co najmniej 20% skontrolowanych transektów odnotowano obecność kormorana, mewy siwej i perkoza dwuczubego (Tabela II.12). Pozostałe gatunki były mało liczne i z tego powodu nie mogły być szeroko rozpowszechnione.

Tabela II.12. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków morskich. Grubą czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
Lodówka	54	96,4%
mewa srebrzysta	54	96,4%
uhlą	48	85,7%
kormoran	22	39,3%
mewa siwa	18	32,1%
alka	16	28,6%
markaczka	13	23,2%
perkoz dwuczuby	12	21,4%

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
nur rdzawoszyi	8	14,3%
nur czarnoszyi	7	12,5%
nurzyk	7	12,5%
perkoz rogaty	6	10,7%
mewa siodłata	5	8,9%
nurnik	5	8,9%
krzyżówka	3	5,4%
łabędź niemy	3	5,4%
perkoz rdzawoszyi	3	5,4%
szlachar	2	3,6%
śmieszka	2	3,6%
edredon	1	1,8%
łabędź krzykliwy	1	1,8%
nurogęs	1	1,8%

Analizę zmian wskaźnika rozpowszechnienia w latach 2011-2018 przeprowadzono dla dziesięciu gatunków z grupy podstawowych (Tabela II.13).

Tabela II.13. Wskaźniki i trendy rozpowszechnienia dla 10 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2011-2018 na powierzchniach próbnym MZPM. Podano wskaźnik rozpowszechnienia wyrażony jako procentowy udział powierzchni próbnym, na których stwierdzono gatunek w stosunku do liczby powierzchni ogółem oraz trend zmian wskaźnika rozpowszechnienia (λ , trend rozp) na przestrzeni 8 lat (2011-2018). Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się,

Nazwa gatunkowa	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Trend.rozp
Alka <i>Alca torda</i>	0.18	0.54	0.32	0.34	0.45	0.36	0.18	0.29	0.982
Nurnik <i>Cephus grylle</i>	0.13	0.14	0.07	0.11	0.15	0.11	0.02	0.09	0.881
Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>	0.93	1.00	0.93	0.88	0.93	0.93	1.00	0.96	1.003
Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>	0.21	0.36	0.14	0.20	0.14	0.16	0.16	0.13	0.916
Nur rdzawoszyi <i>Gavia stellata</i>	0.02	0.09	0.14	0.18	0.21	0.13	0.07	0.14	1.158
Uhla <i>Melanitta fusca</i>	0.82	0.75	0.80	0.84	0.93	0.86	0.88	0.86	1.017
Markaczka <i>Melanitta nigra</i>	0.34	0.36	0.36	0.25	0.23	0.39	0.30	0.23	0.959
Perkoz rogaty <i>Podiceps auritus</i>	0.21	0.13	0.11	0.14	0.13	0.16	0.14	0.11	0.964
Perkoz rdzawoszyi <i>Podiceps grisegena</i>	0.05	0.05	0.04	0.11	0.11	0.07	0.11	0.05	1.069
Nurzyk <i>Uria aalge</i>	0.02	0.20	0.13	0.13	0.29	0.11	0.11	0.13	1.132

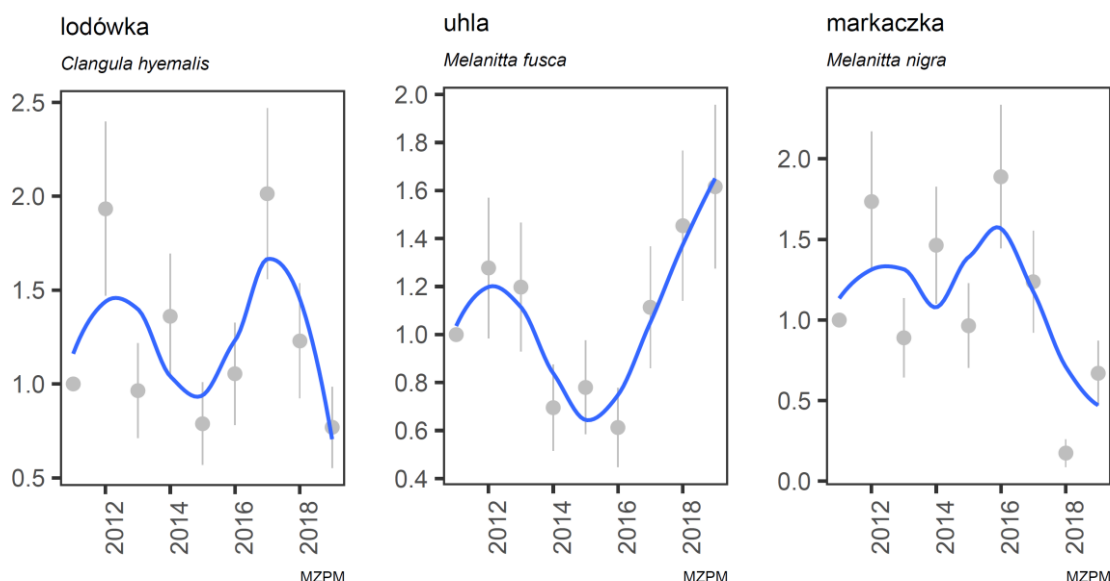
Zmiany liczebności i rozpowszechnienia

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011-2018 przeprowadzono dla pięciu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyiego (Tabela II.14). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych. Zbyt krótki okres czasu trwania monitoringu (poniżej 10 lat) uniemożliwia wykonanie tego typu analizy dla pozostałych gatunków.

Tabela II.14. Wskaźniki liczebności (**Wsk.licz.**) wraz z ich błędem standardowym (**SE**) otrzymane w 2018 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (**Trend.λ**) wraz z błędem standardowym (**SEλ**) oraz kategorią TRIM (**kat. trendu**). Oznaczenia trendów: ↑ - umiarkowany wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ↔ - populacja stabilna, ? - trend niesprecyzowany

Nazwa gatunkowa	Wsk.licz	SE	Trend.λ	SEλ	Kat. trendu
Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>	0.6190	0.2750	0.9138	0.0418	↓
Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>	1.2301	0.3092	1.0165	0.0243	?
Markaczka <i>Melanitta nigra</i>	0.1740	0.0868	0.8660	0.0374	↓↓
Uhla <i>Melanitta fusca</i>	1.4535	0.3031	1.0004	0.0225	↔
Mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	0.3051	0.0675	0.7982	0.0205	↓↓
Alka <i>Alca torda</i>	1.0392	0.5403	0.8284	0.0425	↓↓

Spośród kaczek morskich tylko uhla, wykazała w ostatnich dwóch latach istotny statystycznie trend wzrostowy, który zaznaczył się po silnym spadku liczby zimujących ptaków po roku 2013 (Rys. II.33). Jednak na przestrzeni ośmiu lat prowadzenia monitoringu trend ten jest stabilny (Tabela II.13). Liczebność lodówki w omawianym okresie można uznać za stabilną, choć brak jest istotnego statystycznie trendu zmian liczebności, a zaznaczają się u tego gatunku silne wahania liczebności z maksymalnymi wartościami w latach 2012 i 2017 (Rys. II.33). Silny, istotny statystycznie spadek liczebności odnotowano u markaczki, na co decydujący wpływ miała bardzo niska liczba ptaków stwierdzona w roku 2018. Brak skoordynowanych liczeń ptaków morskich na całym Bałtyku nie pozwala na stwierdzenie, czy zaobserwowane u nas zmiany liczebności kaczek morskich wynikają z przemieszczeń ptaków między różnymi zimowiskami, czy też odzwierciedlają zjawiska o szerokim zasięgu.

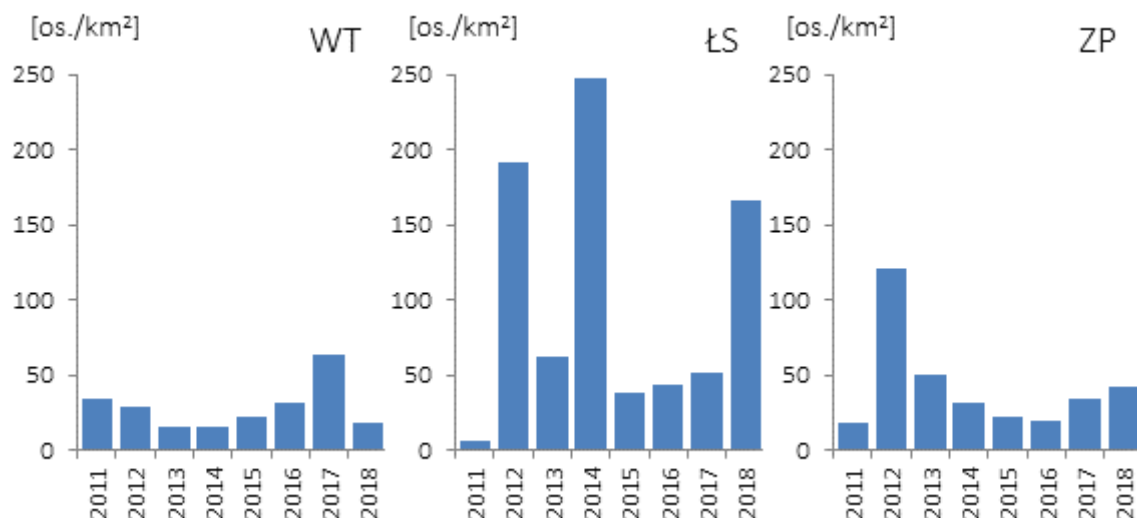


Rys. II.33. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2018. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy.

Nur czarnoszyi wykazał istotny statystycznie umiarkowany spadkowy trend zmian liczebności, natomiast w przypadku mewy srebrzystej i alki spadek ten jest silny. Należy jednak zaznaczyć, że na wynik u alki i nura czarnoszyjego wpływa przede wszystkim bardzo wysoka liczba ptaków odnotowana w roku 2012. W przypadku mewy srebrzystej wynik ten nie musi świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeży jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich. Należałoby więc odnieść liczbę mew stwierdzoną w kolejnych sezonach do aktywności połowowej na akwenach objętych liczeniami.

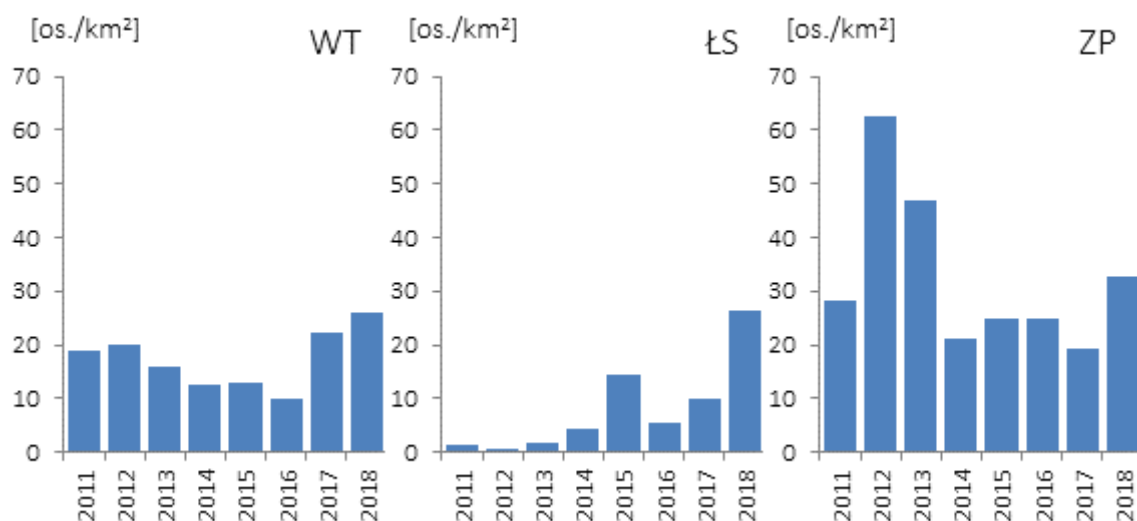
Zmiany wskaźnika zagęszczenia najliczniej zimujących gatunków w różnych częściach polskiej strefy Bałtyku

Analizując zmiany wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki można zauważyć, że stopniowy spadek liczebności ptaków w pasie wód terytorialnych, jaki miał miejsce w latach 2011-2014 zatrzymał się, a od roku 2015 następuje stopniowy wzrost liczebności tego gatunku. Jednak w 2018 roku odnotowano jego ponowny spadek. Na Zatoce Pomorskiej po kilkuletnim spadku w roku 2017 i 2018 zaznaczył się nieznaczny wzrost liczby zimujących ptaków (Rys. II.34). Zwracają też uwagę bardzo duże wahania liczebności tego gatunku na jednym z najważniejszych bałtyckich zimowisk jakim jest Ławica Słupska. Świadczy to najprawdopodobniej o przemieszczeniach ptaków między Bałtyckimi zimowiskami (Rys. II.34).



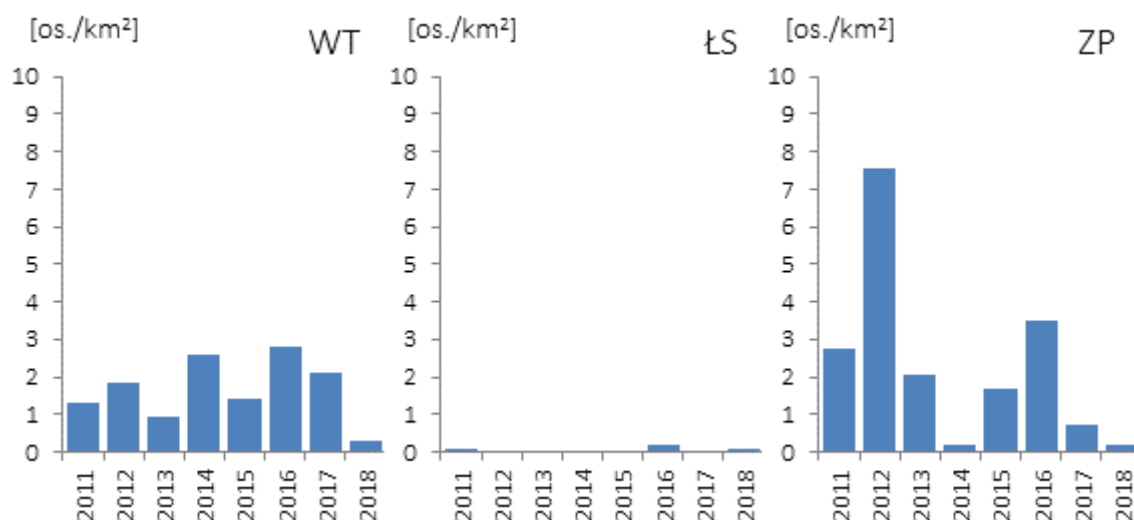
Rys. II.34. Porównanie wskaźnika zagęszczenia uhl w latach 2011-2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).

Akwenem o wzrastającym znaczeniu dla zimujących uhl jest Ławica Słupska, na której zaznacza się wzrost liczby ptaków tego gatunku (Rys. II.35). Biorąc pod uwagę wszystkie lata monitoringu można stwierdzić, że uhlą najliczniej przebywała na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (Rys. II.35). W pasie wód terytorialnych zagęszczenie uhl było w kolejnych latach bardziej wyrównane. W latach 2017-2018 uhl przebywało tu wyraźnie więcej, a wskaźnik zagęszczenia tego gatunku osiągnął najwyższą wartość w całym okresie prowadzenia liczeń (Rys. II.35).



Rys. II.35. Porównanie wskaźnika zagęszczenia uhl w latach 2011-2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).

Najwięcej markaczek zimuje na Zatoce Pomorskiej, a na Ławicy Słupskiej gatunek ten pojawia się sporadycznie (Rys. II.36). Wyniki te są zgodne z danymi uzyskanymi wcześniej (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).



Rys. II.36. Porównanie wskaźnika zagęszczenia markaczki w latach 2011–2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).

Podsumowanie wyników

Zimą 2018 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna do lat poprzednich. Najliczniejszymi gatunkami, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są łodówka i uhla, jednak liczebność trzeciej pod względem liczebności markaczki była w roku 2018 wyjątkowo niska. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.8). Z grupy gatunków dodatkowych mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.12), jednak jej liczebność nie była duża (Tabela II.7).

Spośród kaczek morskich, tylko uhla wykazała w ostatnich dwóch latach istotny statystycznie trend wzrostowy. Liczebność łodówki w omawianym okresie można uznać za stabilną, choć brak jest istotnego statystycznie trendu zmian liczebności, a zaznaczają się u tego gatunku silne wahania liczebności z maksimami w latach 2012 i 2017. Silny, istotny statystycznie spadek liczebności odnotowano u markaczki, na co decydujący wpływ miała bardzo niska liczba ptaków tego gatunku stwierdzona w roku 2018.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2018 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po ośmiu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje łodówek obserwowano w latach 2012, 2014 i 2018 na Ławicy Słupskiej oraz na Zatoce Pomorskiej. Dla uhli najważniejszym akwenami jest Zatoka Pomorska, coraz istotniejszym zimowiskiem staje się również Ławica Słupska. Są to ważne zimowiska ptaków morskich w skali Bałtyku (Durinck i in. 1994, Skov i in. 2011).

Podobnie jak w latach ubiegłych zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych. Wynik ten jest zbieżny z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku (W. Meissner – dane niepublikowane, Skov i in. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste płoszenie przez przepływające statki (Kube i Skov 1996, Garthe i Hüppop 2004, Kaiser i in. 2006), a w tej okolicy znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie. Interpretacja wyników uzyskanych w całym ośmioletnim okresie badań jest poważnie utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczaniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie

ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe (Nilsson 2008, Skov i in. 2011), a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane.

W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków (OSOP) przebywało aż 90% ze wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Można jednak stwierdzić, że rozległe OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

II.3.2.2. Ryby

Indeks wielkich ryb w wodach otwartych (LFI)

Indeks LFI odnosi się do zbiorowości ryb w wodach otwartych, obserwowanych w połowach badawczych, realizujących zadania związane z oceną stanu zasobów ryb demersalnych (Baltic International Trawl Surveys - BITS). Wskaźnik LFI spełnia kryteria dla Cechy D1C3 i D4C3 z Decyzji Komisji 2017/848/UE. Jest on dobrze rozwinięty dla zbiorowości ryb demersalnych z Morza Północnego. Dla Bałtyku indeks uwzględnia dane dla 5 gatunków: dorsz, witlinek, stornia, gładzica, skarp.

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb¹. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Wskaźnik LFI uznany został za wskaźnik podstawowy (*core indicator*) w opracowaniach HELCOM CORESET II. Dotychczasowe badania nad indeksem LFI dla ryb bałtyckich wykazały, że jest on dobrym wskaźnikiem presji człowieka na ekosystem morski. Rybołówstwo, mające bezpośredni wpływ na strukturę zbiorowisk ryb, może prowadzić do zwiększenia relatywnej liczebności małych osobników i obniżenia średniej długości ryb, zmieniając tym samym wartości wskaźnika LFI.

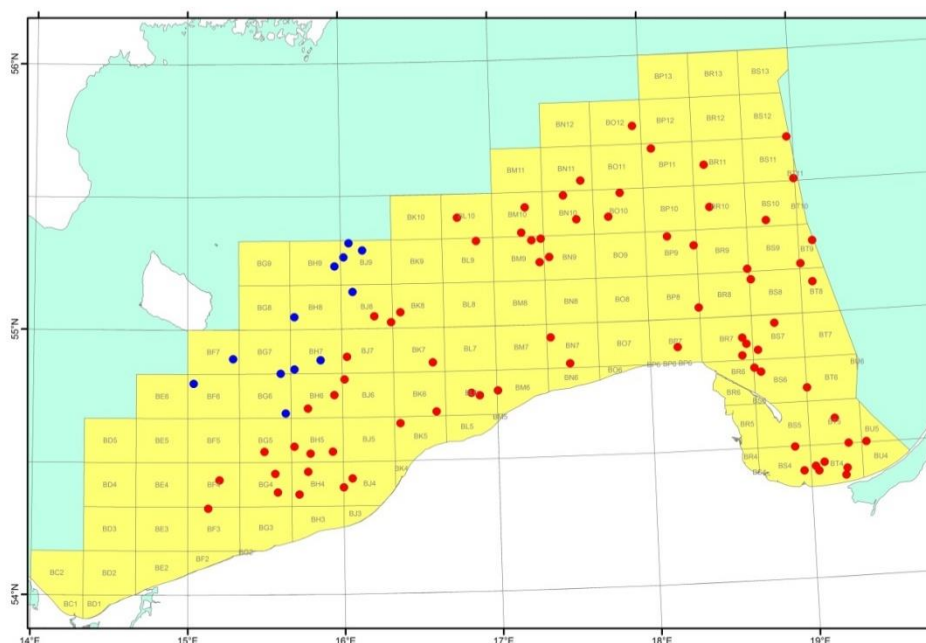
Duże ryby, obecne w połowach badawczych, wskazują na dobry stan Morza Bałtyckiego. Indeks ma wyrażać zmiany śmiertelności połowowej na poziomie zbiorowości. Niskie wartości indeksu wyrażają wysoką śmiertelność połowową. Z drugiej strony, przy niskiej śmiertelności połowowej, ale w sytuacji braku odpowiednich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

Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II.

W celu dokonania precyzyjnej oceny, zawierającej dane służące do opisu specyficznych części polskiego wybrzeża, dokonuje się oddzielnej oceny dla: wschodniej części otwartego morza (odpowiadającej podobszarowi ICES 26) i zachodniej części (odpowiadającej podobszarowi ICES 25). Kalkulacja wskaźnika dla polskiej części podobszaru ICES 24, nie została opracowana, ponieważ nie ma możliwości oceny stanu tamtejszego zespołu ryb na podstawie wyników pochodzących jedynie z leżącego w granicach POM małego wycinka podobszaru 24 (dominujący w powyższych obliczeniach dorsz, bytujący w podobszarach ICES 22-24, tworzy tam odrębne stado zachodnie).

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2018 roku użyto danych pochodzących z połowów badawczych w polskiej strefie ekonomicznej, realizowanych w ramach programu BITS. W analizie wykorzystano dane pochodzące z 64 stacji polskich oraz 19 stacji duńskich (Rys. II.37).

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



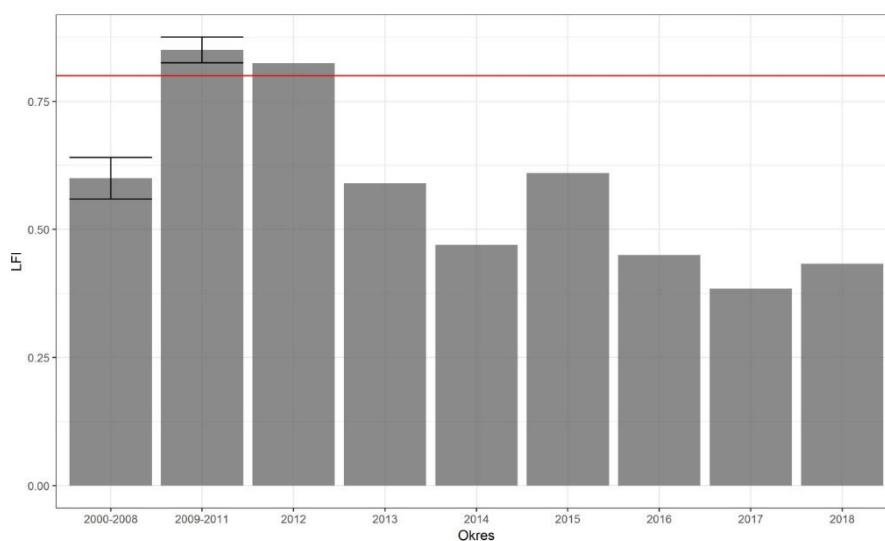
Rys. II.37. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2018 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (64); ● stacje duńskie (19).

Ocena stanu środowiska w zakresie cechy 1 – bioróżnorodność – na podstawie ichtiofauny

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

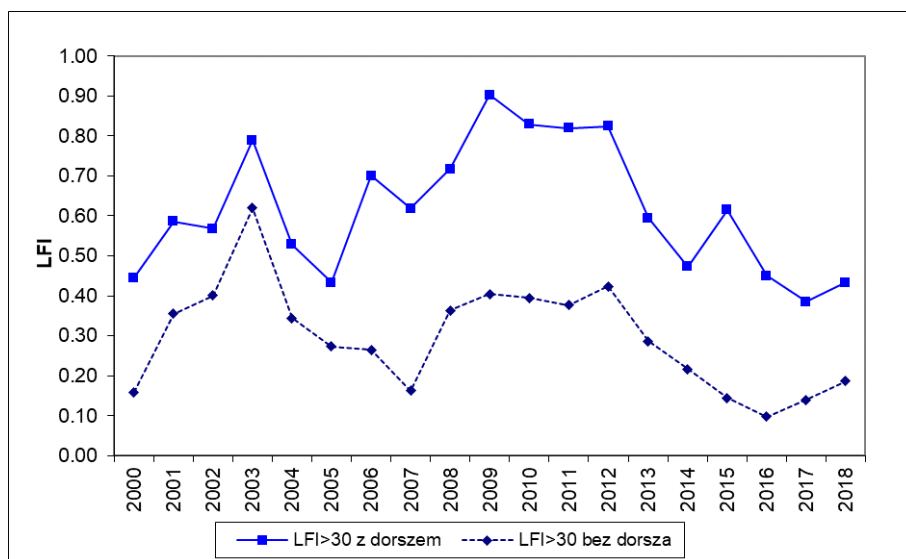
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (threshold value) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2018) wartość wskaźnika LFI wyniosła 0,43 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.38, Rys. II.42, Tabela II.15)



Rys. II.38. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2018 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000–2018 (Rys. II.39). Udział dużych ryb z wyłączeniem dorsza (pozostały: stornia, gładzica, skarp oraz witlinek) przedstawiony został za pomocą linii przerywanej. Sposób prezentacji wyników również z wyłączeniem dorsza pozwala na zobrazowanie dużego znaczenia tego gatunku, jako mającego istotny wpływ na wartość wskaźnika LFI w obrębie Polskich Obszarów Morskich, mieszczących się w podobaszrze ICES 25 Morza Bałtyckiego.



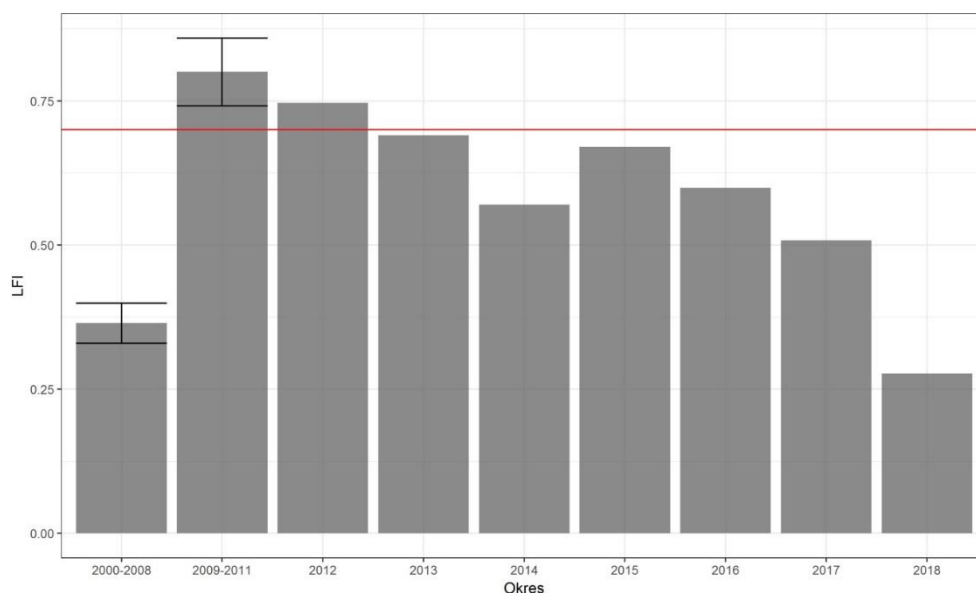
Rys. II.39. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2018 w podobaszrze ICES 25.

W przypadku podobaszru ICES 25, uzyskana w 2018 roku wartość wskaźnika LFI (0,43) wskazuje na niewielkie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji. Wzrost jest nieznaczny w porównaniu z rokiem ubiegłym – zaledwie o 0,05. W ciągu ostatnich 3 lat wartość wskaźnika oscyluje na zbliżonym poziomie – pomiędzy 0,38 a 0,45. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również wzrosła w stosunku do ubiegłego roku. Analiza obu wskaźników pokazuje, że nieznacznie wzrosła biomasa dużych dorszy i dużych storni w podobaszrze 25.

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

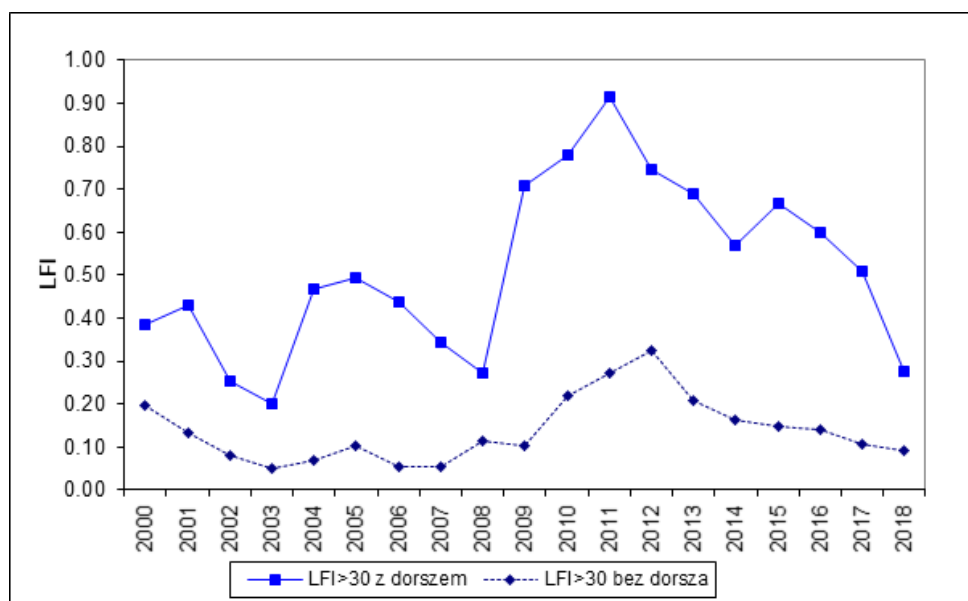
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2018) wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobaszru ICES 26 0,28. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu - subGES (Rys. II.40, Rys. II.42, Tabela II.15).



Rys. II.40. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2018 w podobozarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES

Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresie 2000-2018 dla podobozaru ICES 26 (Rys. II.41) charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciągła) oraz po wyłączeniu dorsza (linia przerywana). Także w podobozarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarów morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.

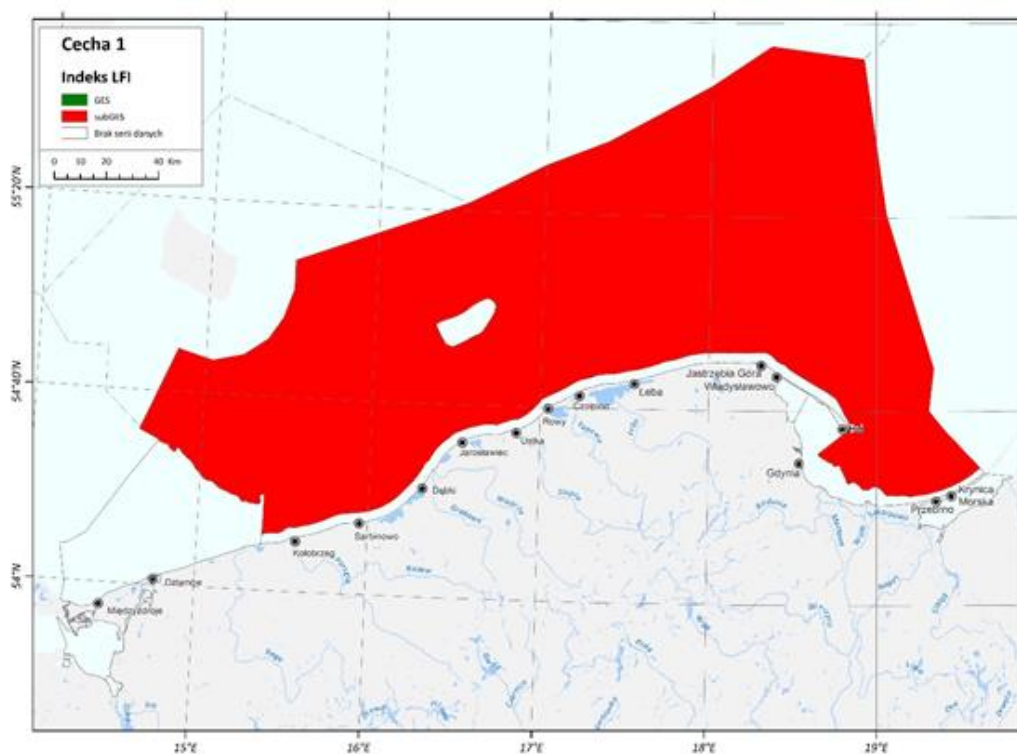


Rys. II.41. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2018 w podobozarze ICES 26.

W podobozarze ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,28) uzyskana w 2018 roku, wskazuje na drastyczne pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Jest to najniższa odnotowana wartość począwszy od 2009 r. W porównaniu z rokiem ubiegłym odnotowano spadek o 0,23. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również się zmniejszyła. W ciągu ostatnich kilku lat oba wskaźniki - z dorszem i bez - osiągnęły najniższy poziom. Na obniżenie wartości LFI wpłynął głównie spadek biomasy dorszy większych niż 30 cm, a w dalszej kolejności również storni. Uzyskana wartość LFI jest zdecydowanie niższa niż wyznaczona dla tego rejonu wartość progowa.

Tabela II.15. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku.

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



Rys. II.42. Ocena stanu środowiska dla cechy 1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2018 r.

II.3.2. Siedliska Pelagiczne

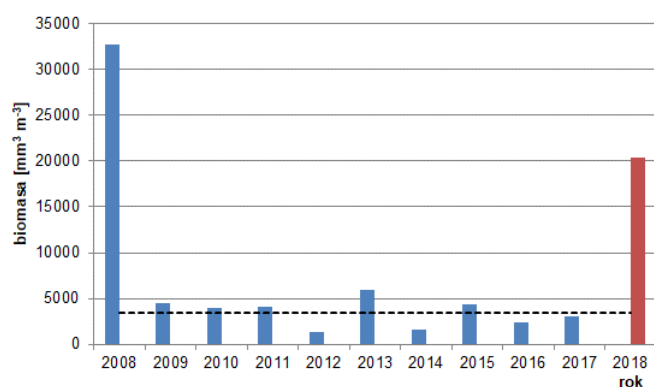


II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach Monitoringu Bałtyku w 2018 roku badania fitoplanktonu prowadzono na 10 stacjach pomiarowych: w wodach przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej - stacja P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej oraz stacja wysokiej częstotliwości z Zalewu Puckiego (ZP6), 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 w Głębi Bornholmskiej (st. P5). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

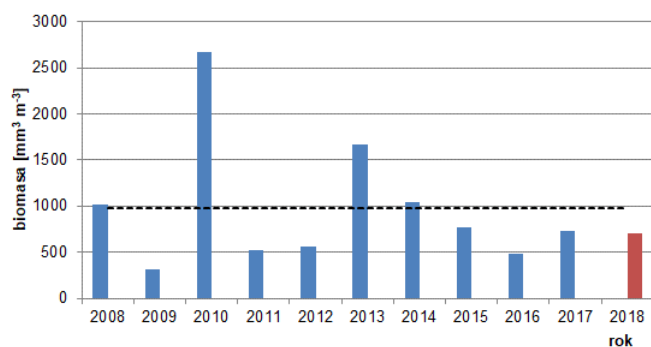
Biomasa fitoplanktonu

W pierwszej kolejności w opracowaniu, podobnie jak miało to miejsce w latach ubiegłych, dokonano porównania wartości średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2008-2017 z wynikami uzyskanym w 2018 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasa z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2008-2017, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. w przypadku stacji P110 w 2013, K6 oraz KW w 2008 roku). 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 2018 roku biomasa fitoplanktonu charakteryzowała się wartościami zbliżonymi do tych uzyskanych w 2017 roku, wartości te były niższe od średniej z dziesięciolecia 2008-2017. Jedyny wyjątek stanowiły wyniki uzyskane dla stacji z rejonu Zalewu Wiślanego - stacja KW (Rys. II.43), gdzie wartość średnia biomasy z miesięcy letnich była dużo wyższa ze względu na wystąpienie zakwitów sinic szczególnie z rodzaju *Dolichospermum*.

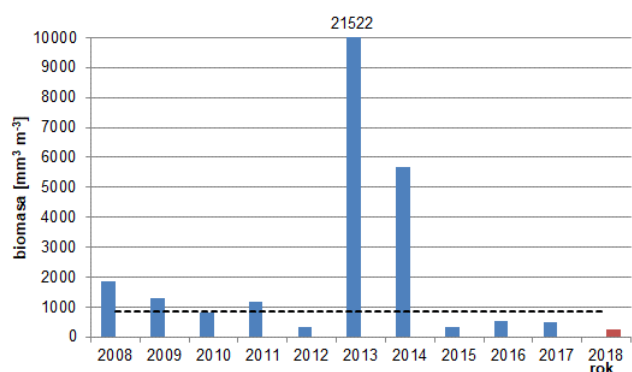


Rys. II.43. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.

W wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej na stacji wysokiej częstotliwości ZP6 (Rys. II.44) średnia biomasa fitoplanktonu w lecie nie uległa zmianie w stosunku do 2017 a jej wartości w stosunku do stacji z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110; Rys. II.45) były zdecydowanie niższe. Wartości biomasy w 2018 roku znajdowały się poniżej wartości średniej z wielolecia dla tych stacji.



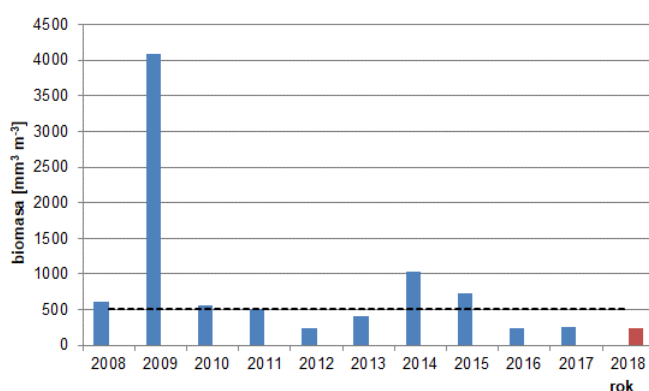
Rys. II.44. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.



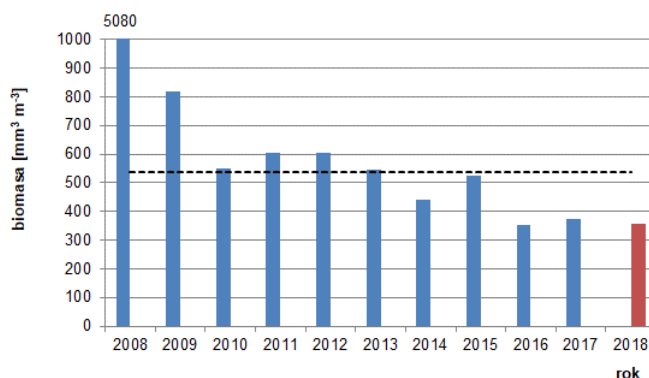
Rys. II.45. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.

W przypadku stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża tj. Ł7 (Rys. II.46), K6 (Rys. II.47) oraz P16 (Rys. II.48) średnie wartości biomasy w miesiącach letnich, ulegały nieznacznym fluktuacjom w latach 2008 – 2017 (st. Ł7, st. P16). W przypadku stacji K6 zdaje się uwidaczniać spadkowy trend średniej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich. Średnia biomasa fitoplanktonu z miesięcy letnich w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża osiągała wartości zbliżone na wszystkich stacjach monitoringowych. Zanotowane wartości nie różniły się istotnie od wartości zanotowanych w 2017 roku i były zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia 2008–2017.

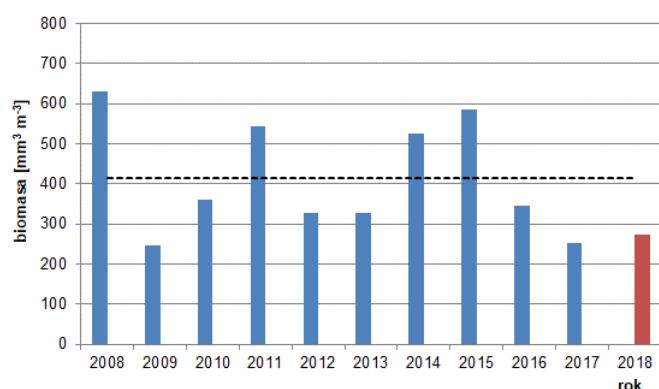
W rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowano w latach 2008–2017 znaczne fluktuacje wartości średniej biomasy w miesiącach letnich, również w stosunku do średniej wartości z wielolecia (Rys. II.49). Wody Zatoki Pomorskiej znajdują się pod wpływem znaczącego oddziaływania wód morskich oraz rzeki Odry, co może wpływać na znaczne wahania w dynamice rozwoju struktur fitoplanktonu w tym akwenie, niemniej jednak wartość biomasy z lata w 2018 roku była zbliżona do tej zanotowanej w 2017 roku, utrzymując się znacznie poniżej wartości średniej z wielolecia 2008–2017 dla tej stacji.



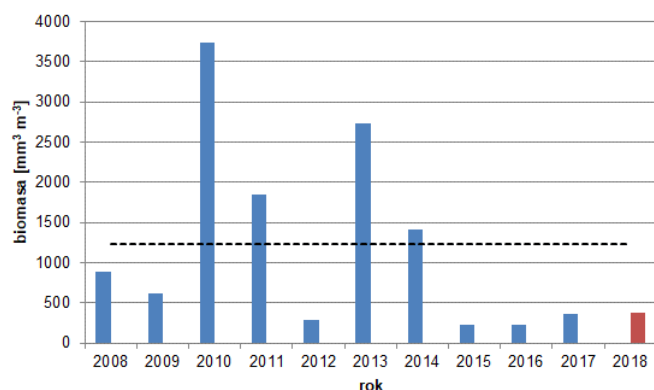
Rys. II.46. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.



Rys. II.47. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.

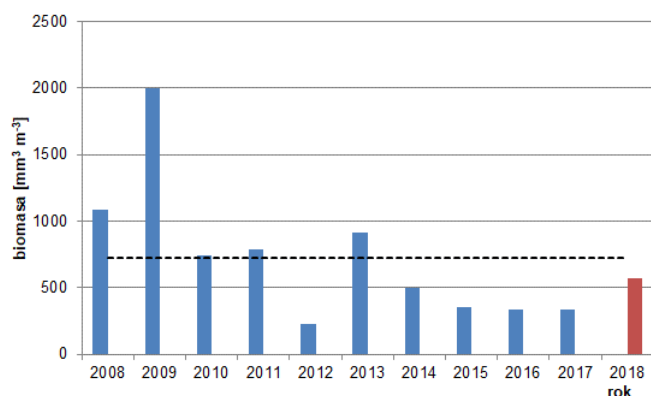


Rys. II.48. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.

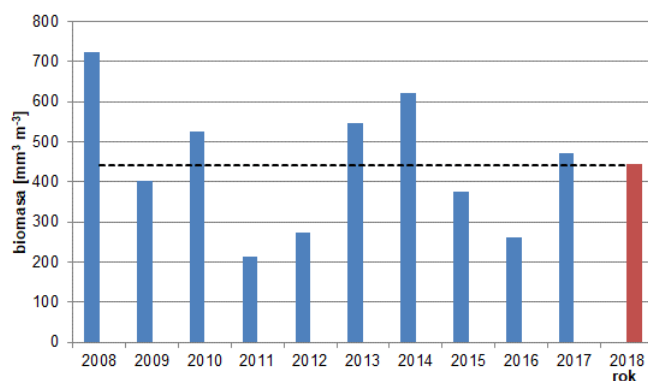


Rys. II.49. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.

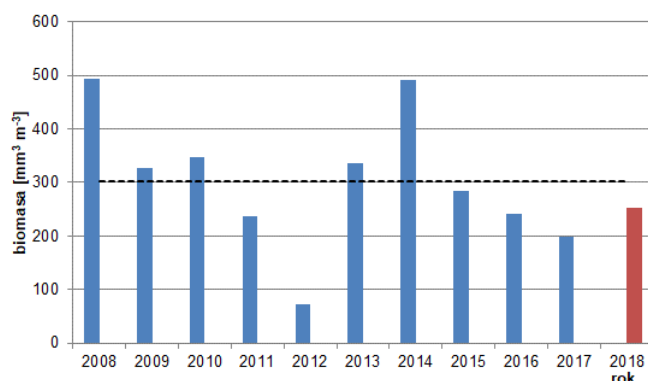
W przypadku strefy głębokowodnej rozkład średnich wartości biomasy w miesiącach letnich ulegał nieznacznym fluktuacjom w latach 2008-2017. Najwyższe średnie wartości biomasy z lata notowano w 2018 roku w rejonie Głębi Gdańskiej (Rys. II.50) niższe w rejonie płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.51), a najniższe, podobnie jak w 2017 roku, w rejonie Głębi Bornholmskiej (Rys. II.52). W przypadku stacji P5 (Głębia Bornholmska) zanotowane wartości były zbliżone do tych uzyskanych dla strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża, na pozostałych stacjach strefy głębokowodnej wartości biomasy były wyższe. W przypadku stacji z rejonu płd.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) zanotowana wartość biomasy znajdowała się na poziomie średnim dla wielolecia 2008-2017.



Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.



Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.



Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 w latach 2008-2017 oraz w 2018 r.

Podsumowując z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2018 roku nie przekroczyła wartości średnich z lat 2008-2017. W przypadku większości stacji monitoringowych nie zaobserwowano znacznych zmian wartości średniej biomasy z miesięcy letnich w stosunku do 2017 roku. Jedynie w przypadku stacji z rejonu Zalewu Wiślanego (st. KW) oraz Głębi Gdańskiej (st. P1) notowane wartości były zdecydowanie wyższe od tych z 2017 roku. W przypadku stacji KW, P110, Ł7, K6 oraz P16 pojawiają się, w serii danych, wartości biomasy znacznie przewyższające wartości średnie, co ma związek z zakwitami fitoplanktonu. Ze względu na epizodyczny charakter zakwitów, wartości biomasy w latach, kiedy notowano takie zdarzenia, nie zostały uwzględnione przy wyliczeniach średniej biomasy z wielolecia, gdyż deformują one całościowy obraz zmienności fitoplanktonu.

Wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy

W 2017 roku w ramach przeprowadzania drugiej holistycznej oceny stanu Morza Bałtyckiego zaproponowano do oceny stanu fitoplanktonu wykorzystanie wskaźnika „okrzemkowo - bruzdnicowego”. Jest to wskaźnik podstawowy HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy sinic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). Skuteczność wskaźnika została potwierdzona podczas przeprowadzonej w latach 2017 - 2018 aktualizacji stanu środowiska wód morskich. W związku z faktem, iż warunkiem koniecznym do spełnienia w celu wyliczenia w/w wskaźnika jest osiągnięcie średniej biomasy okrzemek bądź bruzdnic, w miesiącach luty – maj, powyżej wartości 1000 $\mu\text{g dm}^{-3}$ podobnie jak miało to miejsce w 2017 roku możliwe było dokonanie oceny jedynie dla akwenu wód otwartych Basenu Bornholmskiego, w obrębie którego zanotowano biomasę okrzemek na stacji B13 na poziomie 1517,84 $\mu\text{g dm}^{-3}$.

Na pozostałych stacjach akwenu notowano niższe wartości biomasy okrzemek – 873.71 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (st. P5) oraz 134.11 $\mu\text{g dm}^{-3}$ (st. K6).

Wartość wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego wyliczono z poniższego wzoru.

$$\text{wskaźnik okrzemkowo - bruzdnicowy} = \frac{\text{biomasa okrzemek}}{\text{biomasa okrzemek} + \text{biomasa bruzdnic (auto + miksotroficznych)}}$$

Wartości progowe wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego zaproponowane w ramach aktualizacji oceny wstępnej Morza Bałtyckiego i przyjęte w zestawie właściwości typowych dla dobrego stanu środowiska (Monitor Polski rok 2019 poz. 230) zamieszczono w Tabeli II.16.

Tabela II.16. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego.

Obszar oceny	Wartość progowa GES [$\mu\text{g l}^{-1}$]
Basen Gdański	0,6
Wschodni Basen Gotlandzki	0,5
Basen Bornholmski	0,6

Wartość wskaźnika wyliczona dla obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego wynosiła w 2018 roku 0,96 w związku z czym wskaźnik uzyskał ocenę GES.

II.3.2.2. Zooplankton

Zooplankton jako główne ogniwo łańcucha pokarmowego, jest bezwzględnie ważnym elementem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów morskich (w tym Morza Bałtyckiego). Bałtyk charakteryzuje się specyficznym rozkładem zasolenia rosnącym od Zatoki Fińskiej i Botnickiej (zasolenie 2) w stronę Cieśnin Duńskich (zasolenie 16-20). Taki rozkład zasolenia ma znaczący wpływ na bioróżnorodność Morza Bałtyckiego. Każdego roku w ramach programu monitoringu polskich obszarów morskich realizowane są prace związane z mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia jego składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2018r. przeprowadzono na 10 stacjach (Rys. II.2) rozmieszczonych 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). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie próbki pobierano 12 razy. Narzędziem wykorzystanym do połowu mezozooplanktonu były siatki zooplanktonowe: WP2, którą użyto na stacjach P1, P140, P5, P110. oraz mała siatka zooplanktonowa – na stacjach płytkowodnych i zalewowych Ł7, P16, K6, B13, KW, ZP6.

W roku 2018 stwierdzono 29 taksonów, wśród których przeważały organizmy należące do podgromady Copepoda oraz do nadrzędu Cladocera (Tabela II.17). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które okresowo wchodzą w skład zooplanktonu, tzn. ich stadia rozwojowe (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiotów, i wielu gatunków młodocianych ryb),

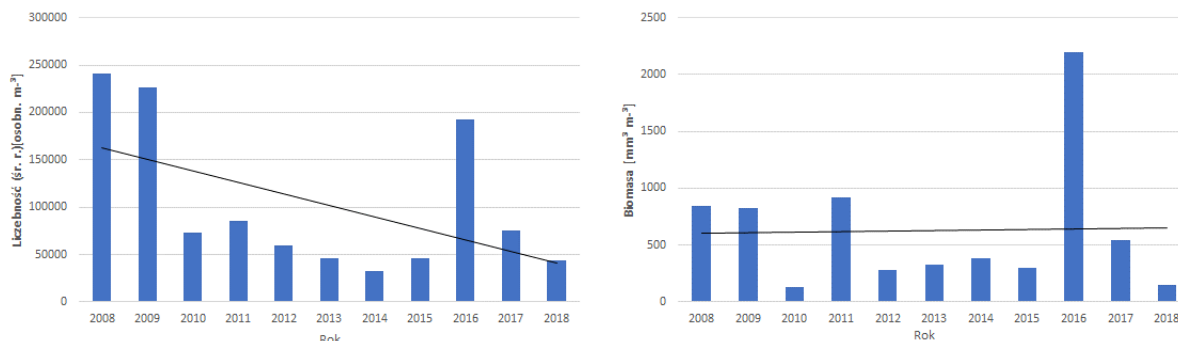
W 2018 roku skład gatunkowy zooplanktonu dla rejonów południowego Bałtyku był bogatszy niż w roku 2017 – łącznie zanotowano 27 taksonów (Tabela II.17). Stanowiskiem poboru najbardziej różnorodnym gatunkowo była stacja P1 (21 taksonów) (Tabela II.17). Najuboższymi okazały się stacje P140 i P16 (15 taksonów) (Tabela II.17). Stanowiskiem z największą różnorodnością gatunkową ze strefy pełnomorskiej była stacja z rejonu Głębi Gdańskiej (st. P1) – 21 taksonów. Taką samą różnorodnością gatunkową charakteryzowała się stacja ZP6 z rejonu Zalewu Puckiego (Tabela II.17).

Tabela II.17. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2018r.

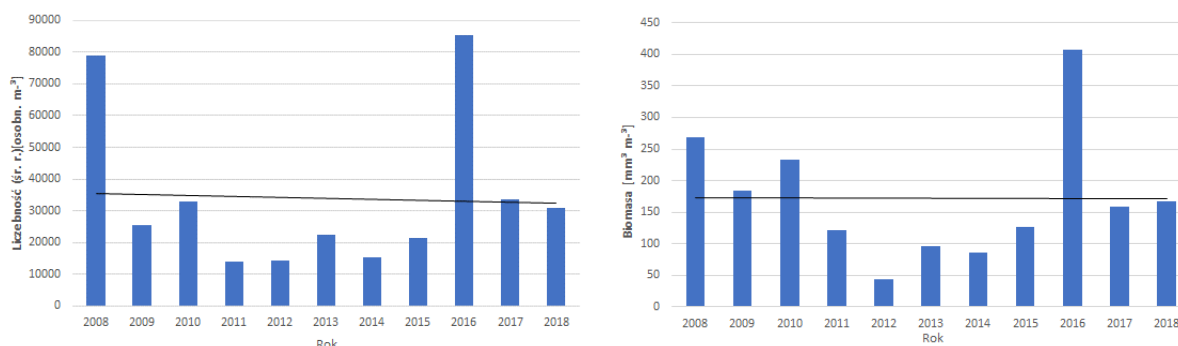
Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5	ZP6
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>										X
	<i>Bosmina longispina</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Daphnia cucullata</i>			X							
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			X			X				X
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Leptodora kindtii</i>			X							
	<i>Podon sp.</i>					X					
	<i>Podon intermedius</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon polyphemoides</i>	X	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>Acartia tonsa</i>										X
	<i>Centropages hamatus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eurytemora affinis</i>	X		X	X	X	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	X
	Cyclopinae	X	X	X		X	X				
	<i>Oithona similis</i>					X	X			X	
	Harpacticoida	X		X			X				
Varia	Hydromedusae					X	X			X	
	Bivalvia	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X	X		X						X
	Pisces					X					X
	Polychaeta	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Fritillaria				X	X	X	X	X	X	X
	Decapoda			X							
	Rotifera	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Razem		18	16	17	17	21	20	15	15	18	21

W 2018 r. na wszystkich stacjach dominowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis*, *Temora longicornis* i stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I-III (Calanoida) (Tabela II.17). Z nadrzędu Cladocera na wszystkich stacjach pojawiła się wioślarka *Evadne normanni*. Kolejnymi przedstawicielami podgromady Cladocera, które dominowały na poszczególnych stacjach był licznie występujący gatunek *Bosmina longispina* (Tabela II.17). Pojawiały się także często gatunki z rodziny Podonidae *Podon polyphemoides* oraz *Podon intermedius* (Tabela II.17). W roku 2018 zanotowano na stacji z Zalewu Wiśłango (KW) obecność typowo jeziornej rozwielitki *Daphnia cucullata* (Tabela II.17). Rok 2018 jest kolejnym w, którym nie odnotowano obecności drapieżnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. Gatunek wioślarki należącej do rodziny Sididae *Diaphanosoma brachyurum* bardzo licznie pojawił się na stacji KW. W 2018 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 w Głębi Bornholmskiej od czerwca do listopada, a w Głębi

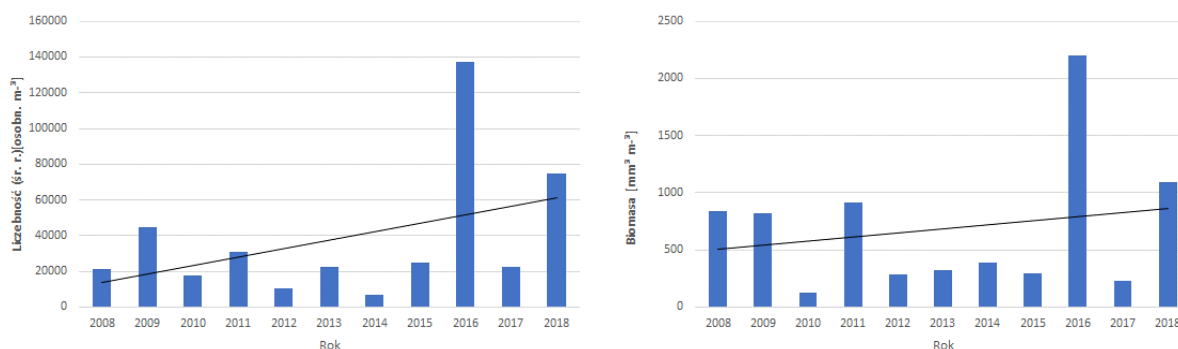
Gdańskiej i w Zatoce Gdańskiej pojawił się tylko w maju. Rzadkie pojawianie się tego widłonoga w 2018 roku, świadczy o braku wlewu słonych mas wody z Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie do Bałtyku. Z gatunków opisanych w tabeli (Tabela II.17) jako „Varia” na każdej stacji przez cały rok stwierdzono liczną obecność Rotifera. Podobna sytuacja dotyczyła larw Polychaeta i Bivalvia (Tabela II.17). Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w roku 2018 (Rys. II.53-Rys. II.62).



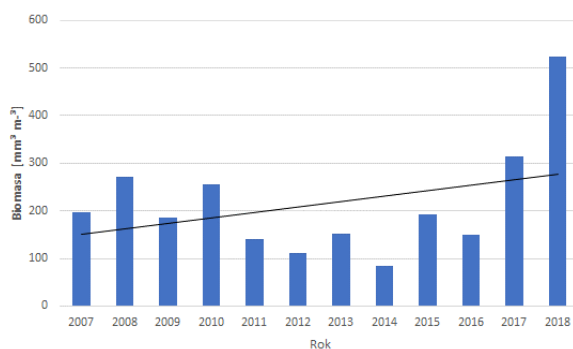
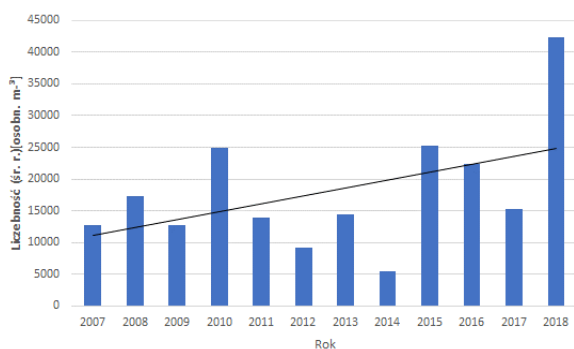
Rys. II.53. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



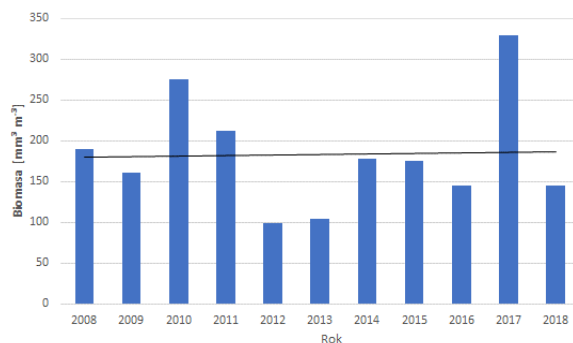
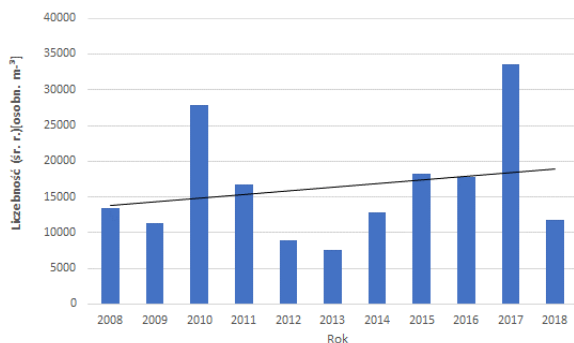
Rys. II.54. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



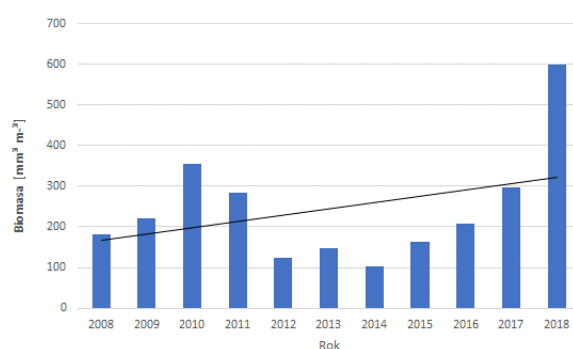
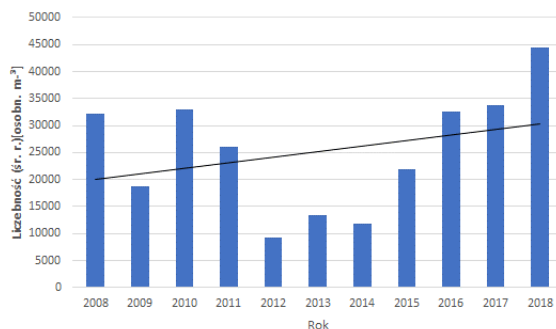
Rys. II.55. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



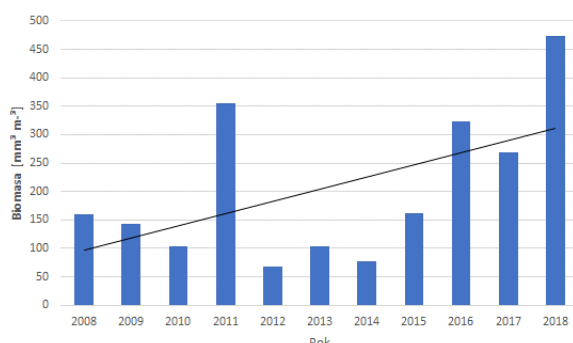
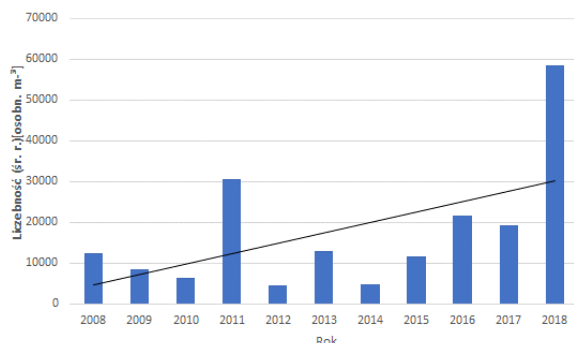
Rys. II.56. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



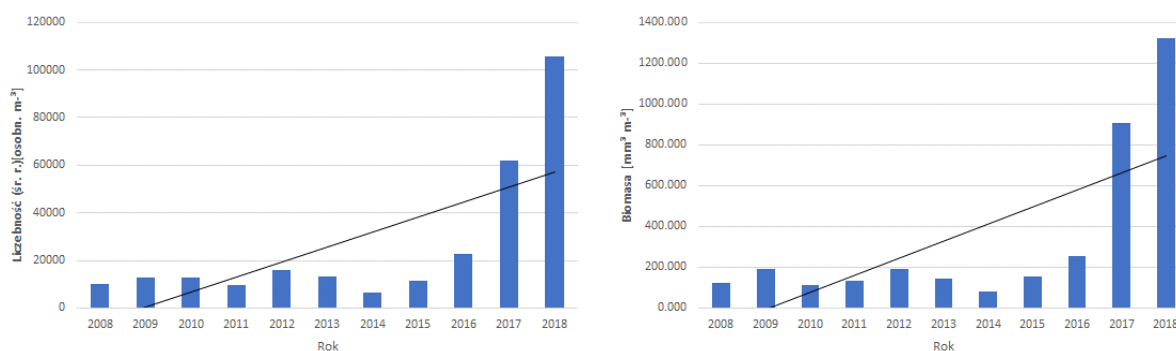
Rys. II.57. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



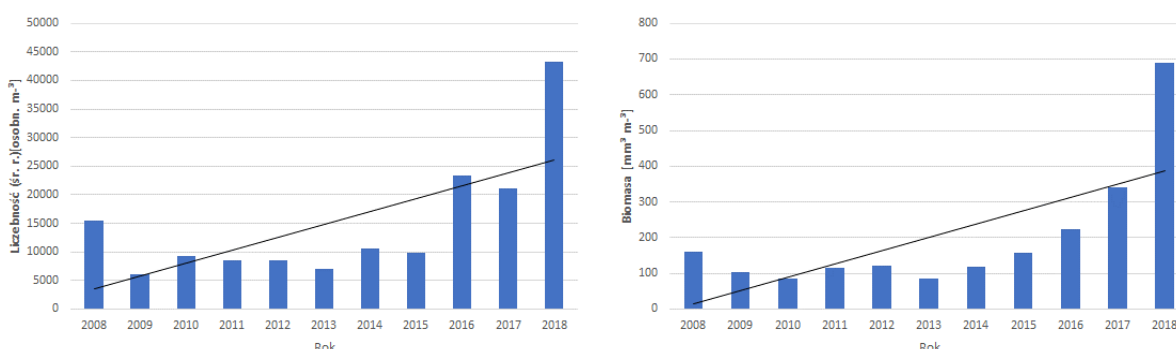
Rys. II.58. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



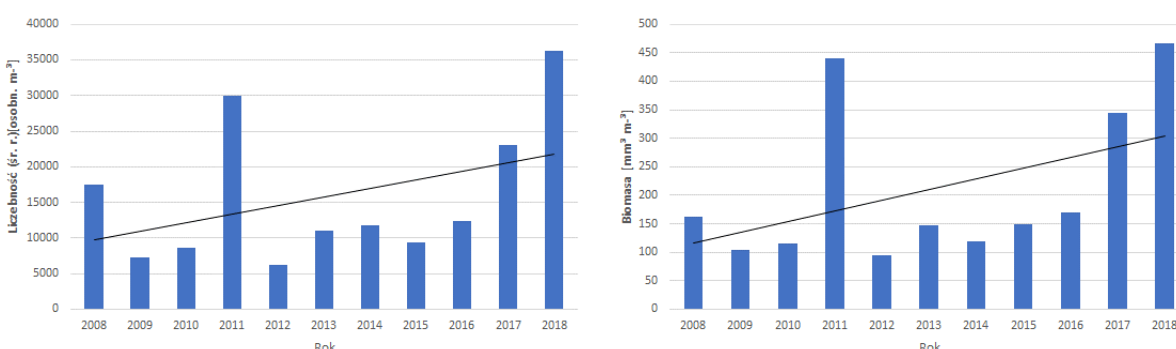
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.61. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja



Rys. II.62. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2008-2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja

Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu na stacjach zalewowych KW wykazuje tendencję spadkową. Reszta stacji w 2018r. przedstawia wyraźny wzrost liczebności jak i biomasy zooplanktonu. Przyczyną takiego wzrostu jest wysoka liczebność stadiów rozwojowych copepoda C I i C IV, Cladocera oraz bardzo duże ilości Rotifera na każdej stacji. Stacją gdzie zaobserwowano wyraźny spadek liczebności jak i biomasy była stacja K6. Stacja P110 wykazała wysoką liczebność osobników *Bosmina longispina* z nadrzędu Cladocera w sierpniu (Rys. II.60). W 2018 roku zanotowana średnia roczna liczebność Cladocera na stacji P110 (Zatoka Gdańska) była wyższa niż w roku poprzednim. Na wszystkich stacjach przez cały rok pojawiał się w wysokiej liczebności zooplankton z gromady Copepoda w stadiach rozwojowych C IV. Od 2016 roku notowane są wyższe wartości średniej liczebności i biomasy zooplanktonu szczególnie w strefie głębokomorskiej w przypadku pozostałych stacji tendencja ta nie jest taka jednoznaczna ze względu na występujące fluktuacje pomiędzy latami.

Wskaźnik MSTS

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

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

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

Wartości graniczne składowych wskaźnika wyznaczono jedynie dla wód Basenu Gdańskiego i wynoszą one:

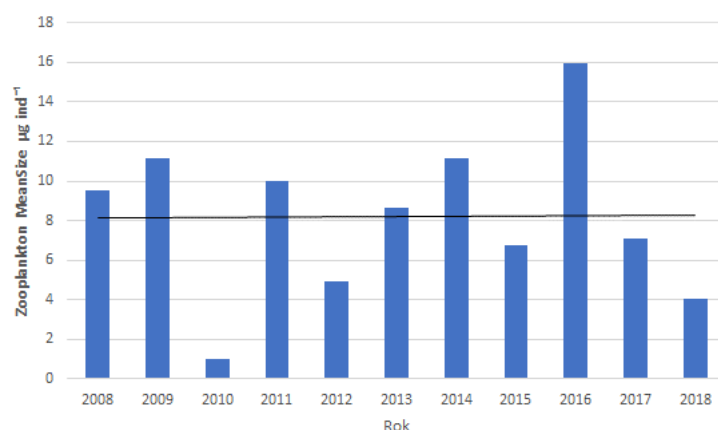
Mean size (VI-IX) – **10,2 $\mu\text{g ind}^{-1}$**

Całkowita biomasa (VI-IX) – **103 mg m^{-3}**

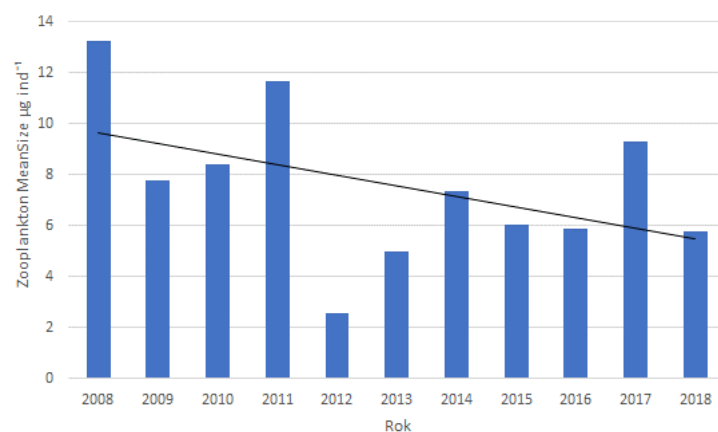
W celu osiągnięcia GES obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

W przypadku pozostałych stacji ze względu brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) wskaźnika MSTS w roku 2018 w odniesieniu do 10- lecia. (Rys. II.63-Rys. II.71).

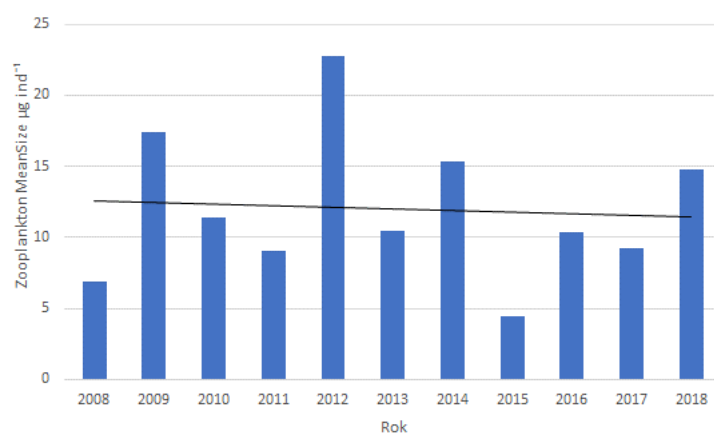
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1 zobrazowano na Rys. II.72. Stacja P1 na podstawie wartości progowej wykazuje dobry stan środowiska (GES).



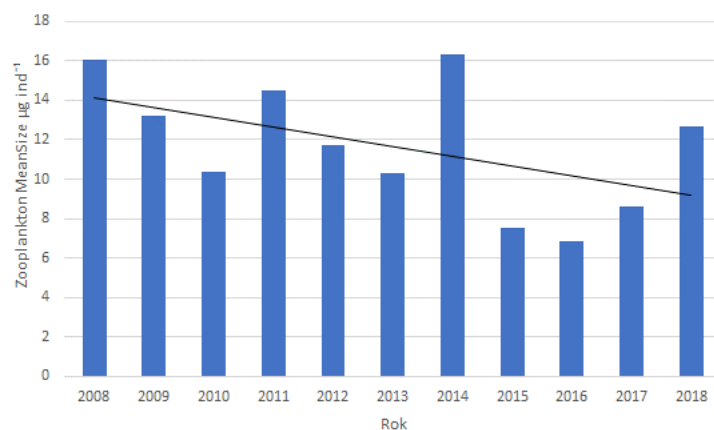
Rys. II.63. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Wiślany (st.KW) w latach 2008-2018r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



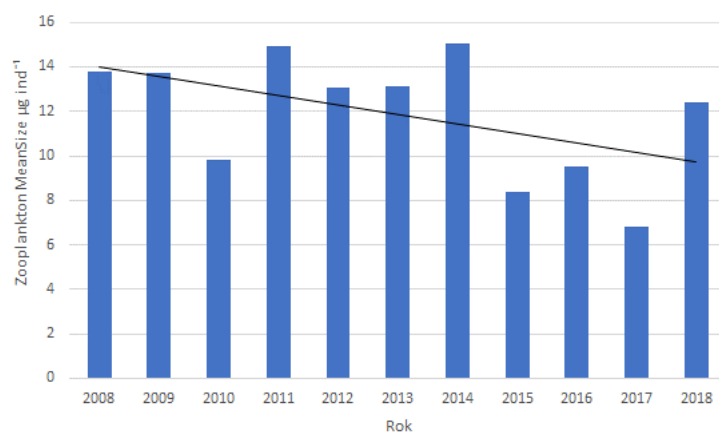
Rys. II.64. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Pucki (st.ZP6) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



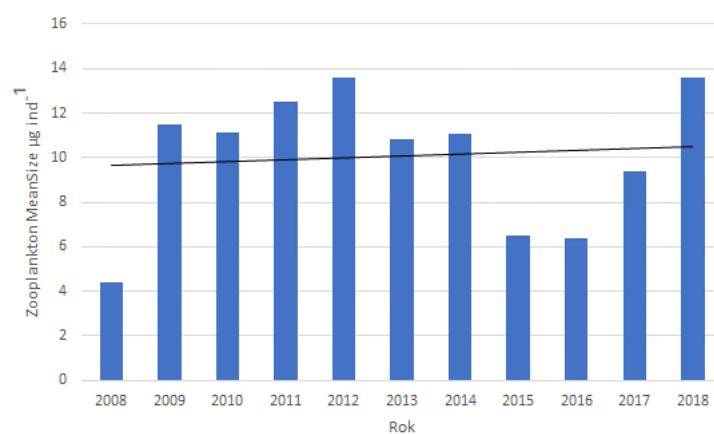
Rys. II.65. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st.Ł7) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



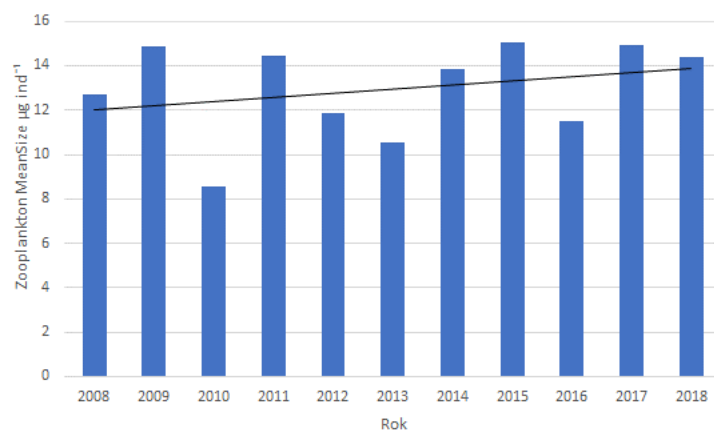
Rys. II.66. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st.P16) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



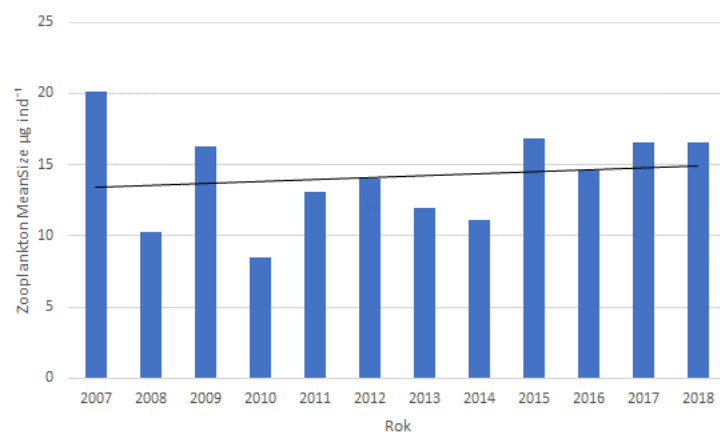
Rys. II.67. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st.K6) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



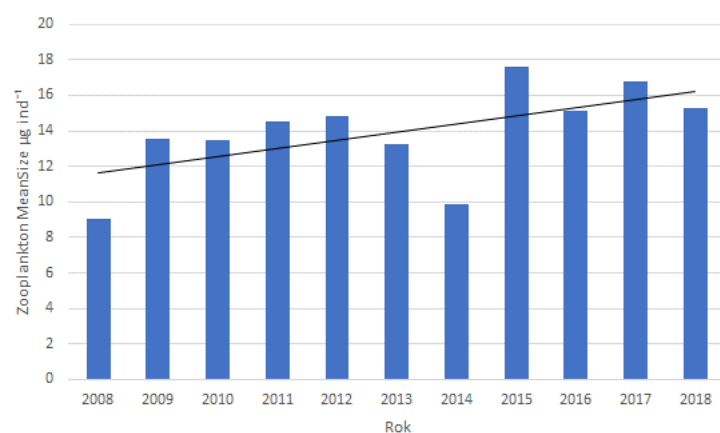
Rys. II.68. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



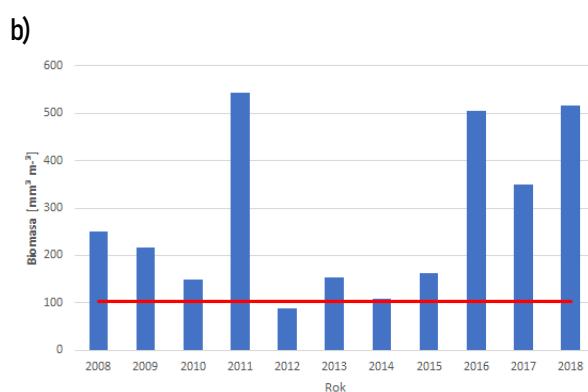
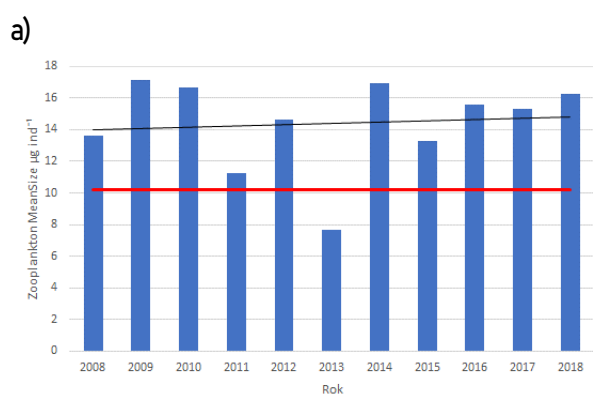
Rys. II.69. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.70. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach pód.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008-2018r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.71. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2008-2018r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja



Rys. II.72. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2008-2018r. w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła – tendencja, linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu dla Mean Size GES – 10,2 μg , dla biomasy – 103 mg m^{-3}

II.3.3. Siedliska Bentosowe



II.3.3.1. Fitobentos

W roku 2018 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim. Wskazane stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny „polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego”, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego (Rys. II.2). W roku 2018 pobrano również próbki makrofitów w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Wolińskiego Parku Narodowego (WP). 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,

$$SM1 = \frac{\sum_1^n B}{\sum_1^n Bc}$$

gdzie:

B – biomasa gatunków wieloletnich (*Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus*, *Ceramium* spp., *Vertebrata fucoides*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara* spp., *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton* spp., *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Zostera marina*),

Bc – 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 podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (Tabela II.18).

Tabela II.18. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_i , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM)

Przedział wartości wskaźnika SM_i	Stan ekologiczny (klasa)	
	wg RDW	wg RDMS
$0,95 < SM_i \leq 1,0$	bardzo dobry (I)	GES
$0,80 < SM_i \leq 0,95$	dobry (II)	
$0,57 < SM_i \leq 0,80$	umiarkowany (III)	subGES
$0,2 < SM_i \leq 0,57$	słaby (IV)	
$0 \leq SM_i \leq 0,2$	zły (V)	

W roku 2018 na profilu Jama Kuźnicka najczęściej notowanymi gatunkami były rośliny naczyniowe i zieleńce (po 6 gatunków). W tym roku odnotowano po raz pierwszy zieleńce (*Ulva lactuca*) oraz przedstawiciela roślin naczyniowych (*Potamogeton perfoliatus*) (Tabela II.19). W rejonie Klifu Orłowskiego w roku 2018 stwierdzono występowanie 15 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane przez zieleńce (7 gatunków) i krasnorosty (4 gatunki) (Tabela II.19). Na Ławicy Słupskiej podobnie jak w latach poprzednich najczęściej występowali przedstawiciele krasnorostów (5 gatunków) i brunatnic (2 gatunki). Na obszarze Głazowiska Rowy podobnie jak w przypadku pozostałych dwóch obszarów kamienistych, licznie notowane były krasnorosty (7 gatunków) oraz w małym stopniu zieleńce (2 gatunki). W Wolińskim Parku Narodowym odnotowano najmniej gatunków, po 2 przedstawiciele zieleńców i krasnorostów (Tabela II.19).

Tabela II.19. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2018 r.

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta – zieleńce						
1	<i>Cladophora</i> sp.		+			
2	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+		+	+
3	<i>Cladophora rupestris</i>	+				
4	<i>Cladophora vagabunda</i>	+				
5	<i>Cladophora fracta</i>				+	
6	<i>Ulva intestinalis</i>	+	+			
7	<i>Ulva compressa</i>	+	+			+
8	<i>Ulva flexuosa</i>	+				
9	<i>Ulva prolifera</i>	+				
10	<i>Ulva lactuca</i>		+			
11	<i>Rhizoclonium riparium</i>		+			
Charophyceae – ramienice						
12	<i>Chara baltica</i>		+			
Phaeophyta – brunatnice						
13	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+	+	+	
14	<i>Desmarestia viridis</i>			+		
15	<i>Rhodomela confervoides</i>				+	
Rhodophyta – krasnorosty						
16	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+	+	+	+

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Stupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
17	<i>Ceramium virgatum</i>			+	+	
18	<i>Ceramium tenuicorne</i>	+	+		+	
19	<i>Ceramium</i> sp.	+				
20	<i>Coccotylus truncatus</i>	+		+	+	
21	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+		+	+	
22	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+	+	+	+
Spermatophyta - rośliny nasienne						
23	<i>Zostera marina</i>	+	+			
24	<i>Zannichellia palustris</i>	+	+			
25	<i>Myriophyllum spicatum</i>		+			
26	<i>Stuckenia pectinata</i>		+			
27	<i>Potamogeton filiformis</i>		+			
28	<i>Potamogeton perfoliatus</i>		+			

W okresie letnim przy wyższej temperaturze wody, intensywniej rozwijały się zieleńce i brunatnice. Zarówno w przypadku Klifu Orłowskiego (KO) i w rejonie Wolińskiego Parku Narodowego (WP) w okresie letnim dominowały zieleńce i brunatnice, a udział w całkowitej biomasy stanowiły odpowiednio 38% i 98% całkowitej biomasy. We wrześniu udział tych taksonów w całkowitej biomasy wynosił odpowiednio 6% (KO) i 18% (WP). W obrębie Jamy Kuźnickiej (JK) najliczniej występowały rośliny naczyniowe, które stanowiły 74% całkowitej biomasy w czerwcu oraz 90% we wrześniu. Zieleńce i brunatnice stanowiły w czerwcu 25% całkowitej biomasy i podobnie jak w przypadku KO i WP udział w biomasy z września był zdecydowanie niższy i wynosił około 8%. W obrębie Głazowiska Rowy (RO) i Ławicy Stupskiej (LS) ze względu na większe głębokości występowania głazowisk (RO – 6 m, LS – 13m) występowały głównie krasnorosty, które stanowiły odpowiednio 90% i 96% całkowitej biomasy w lipcu, a w październiku ich udział w całkowitej biomasy był bliski 100%.

W roku 2018 na podstawie wskaźnika SM_1 , stwierdzono poprawę stanu z dobrego na bardzo dobry w rejonie Ławicy Stupskiej – otwarte wody Basenu Bornholmskiego (Rys. II.72c). Na obszarze Głazowiska Rowy – przybrzeżne wody Basenu Bornholmskiego stwierdzono niewiele gorszy stan niż w latach poprzednich (spadek z bardzo dobrego do dobrego) (Rys. II.72 d). W przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego zaobserwowano podobnie jak w ubiegłym roku stan ekologiczny (dobry) w obrębie Jamy Kuźnickiej (Rys. II.72 b), oraz stan umiarkowany w rejonie Klifu Orłowskiego z niewielkim wzrostem wskaźnika SM_1 w stosunku do roku 2017 (Rys. II.72 a). W roku 2018 pierwszy raz przeprowadzono ocenę stanu makrofitobentosu w obrębie jednolitych części wód powierzchniowych Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej. Bazując na wskaźniku SM_1 w obszarze Wolińskiego Parku Narodowego (WP) stwierdzono słaby stan ekologiczny, za który odpowiada bardzo duża biomasa zieleńców w okresie letnim. Zarówno w przypadku KO jak i WP udział zieleńców na głębokości 1m w całkowitej biomasy w czerwcu i lipcu wynosił prawie 100%. W przypadku Klifu Orłowskiego średnia biomasa zieleńców na głębokości 1 metra wynosiła 680 gs.m. m⁻² i była prawie dwa razy wyższa niż w Wolińskim Parku Narodowym 350 gs.m. m⁻². We wrześniu zarówno w przypadku KO jak i WP zaobserwowano prawie 36-krotny spadek biomasy zieleńców w porównaniu do biomasy z okresu czerwiec-lipiec. Należy podkreślić, że w przeciwieństwie do Klifu Orłowskiego ze względu na brak kamienistego dna w rejonie Wolińskiego Parku Narodowego nie można było dokonać poboru próbek makrofitobentosu wzdłuż transektu, jedynie na sporadycznie występujących kamieniach na głębokości 1m i 6m co w dużej mierze spowodowało zaniżenie stanu ekologicznego. Jednakże ze względu na pilotażowy charakter monitoringu w tym rejonie wyników nie uwzględniono w ostatecznej ocenie stanu.



Rys. II.73. Ocena stanu makroglonów i okrytożalążkowych na podstawie indeksu SM_i w akwencie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_i – Tabela II.18

II.3.3.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach wskaźników opisowych D1 (bioróżnorodność), D4 (łańcuchy pokarmowe) i D6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – B. Jest to wskaźnik opracowany na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej, który uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją (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 (Tabela II.20), zgodnie z Załącznikiem 3 do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 21 lipca 2016r. (Anon. 2016).

Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku (Rys. II.2):

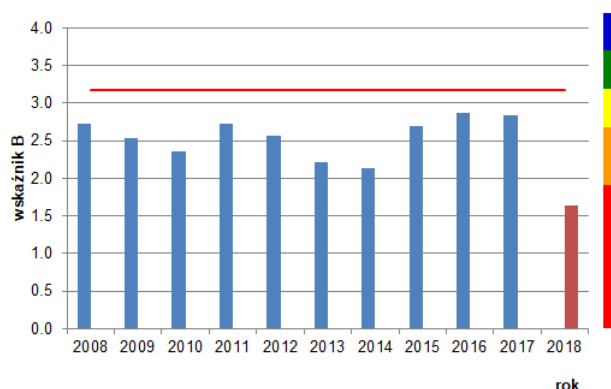
- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104 oraz ZP6,
- wody otwarte Basenu Gdańskiego; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- wody otwarte wschodniego Basenu Gotlandzkiego; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- wody otwarte Basenu Bornholmskiego; stacje: B13, K6, M3, P14B, P16, P3 oraz P5.

Tabela II.20. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód

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

Na wykresach (Rys. II.74 – Rys. II.83) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2018 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2008–2017. Wykresy zostały sporządzone dla stacji dla których dysponowano odpowiednio długą serią danych pomiarowych. Do oceny stanu stosowano wartości ze wszystkich stacji znajdujących się w jednostce oceny poprzez uśrednianie wyników serii pomiarowych na stacjach a następnie uśrednianie wyników ze wszystkich stacji w jednostce oceny. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM, która pokrywa się z granicą między stanem umiarkowanym i dobrym wg RDW.

Stan środowiska morskiego podakwenu wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji (st. 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.74).



Rys. II.74. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008–2017 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupki – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W pobliżu Helu, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej (st. P104), makrozoobentos charakteryzował się w 2018 r. stanem złym środowiska w rozumieniu RDW, jest to spadek o 2 klasy jakości RDW ze stanu umiarkowanego, który był notowany na tej stacji na przestrzeni ostatnich 3 lat (Rys. II.74). Należy zwrócić uwagę, iż jest to jedyny przypadek w analizowanym wieloleciu, kiedy zanotowano stan zły na tej stacji. Stacja P104 położona jest na znacznej głębokości (56 metrów) co w połączeniu z osadem tam występującym (muł, ił) preferuje występowanie znacznej ilości tolerancyjnego na niesprzyjające warunki środowiskowe małża *Limecola balthica*, który w 2018 roku w znacznej mierze dominował w próbach. Stacja ZP6, położona w Zalewie Puckim, odbiega znacząco, w kontekście panujących warunków abiotycznych od tych panujących na znacznie głębszej stacji P104. 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 dennej 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 zły stan środowiska (1,64), natomiast na stacji ZP6 stan umiarkowany (3,05), tu również zanotowano pogorszenie w stosunku do wartości uzyskanej w 2017 roku (3,62) prawdopodobnie miało to związek z pojawieniem się dużych ilości młodych osobników, które zaburzyły strukturę liczebności na tej stacji.

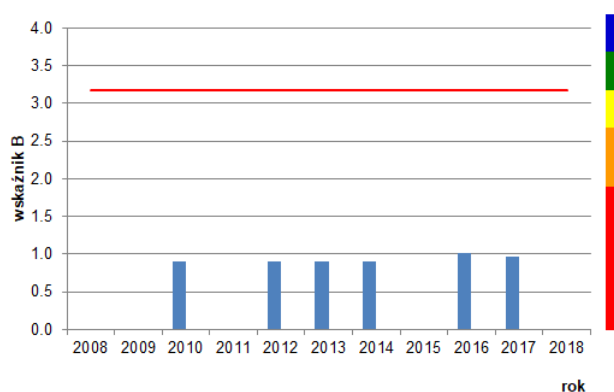
Obniżone wartości wskaźnika B na obu stacjach skutkowały pogorszeniem oceny stanu środowiska w akwenu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w zakresie makrofauny dennej, który należy ocenić jako **słaby – IV klasa w systemie ocen RDW**, co w klasyfikacji RDSM przenosi się na stan nieodpowiedni –subGES (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 2,35).

W wodach otwartych Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane 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 akwenu zilustrowano graficznie jedynie na przykładzie Głębi Gdańskiej – stacji P1 posiadającej najdłuższą serię wyników badań monitoringowych (Rys. II.75).

W przypadku stacji ZN4 w pobliżu zewnętrznej krawędzi Helu stan makrozoobentosu uległ pogorszeniu ze stanu umiarkowany do słabego wg RDW, co odpowiada subGES wg RDSM.

Podobnie sytuacja wyglądała w przypadku stacji P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej, gdzie stan makrozoobentosu w 2018 został określony jako zły wg RDW co oznacza spadek w stosunku do roku 2017, kiedy to został określony jako 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.

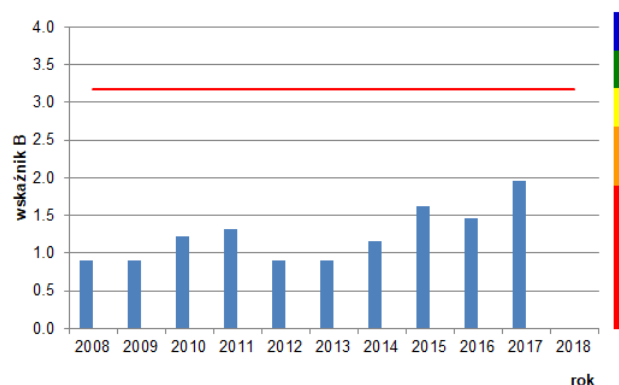
W przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) w 2018 r., ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego nie zanotowano żadnych przedstawicieli makrozoobentosu w związku w wodach przydennej stan określono jako zły. W związku z powyższym ogólny **stan makrozoobentou w Basenie Gdańskim, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa V), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 1,18).**



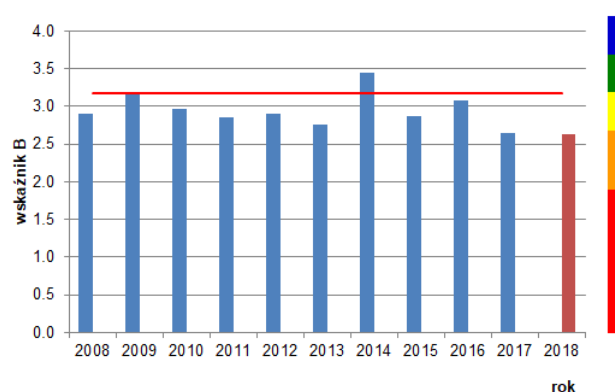
Rys. II.75. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. na tle wielolecia 2008–2017 (stupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (Basen Gdański) – st. P1; czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Dla rejonu otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.76) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego oraz dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.77 i Rys. II.78).

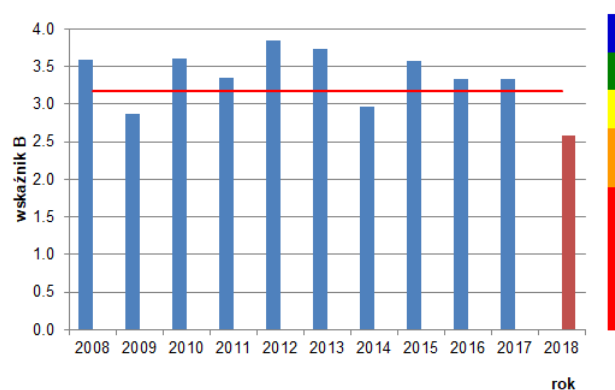
Rok 2018 był pierwszym przypadkiem po wieloleciu 2008–2017, kiedy to na stacji P140 nie zanotowano żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, w związku z czym stan makrozoobentosu spadł ponownie do poziomu zły, w rozumieniu RDW.



Rys. II.76. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.77. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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.78. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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

Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie, tj. płytkowodnych stacjach Ł7 (Rys. II.77) oraz Z (Rys. II.78), stan makrozoobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od strefy głębokowodnej, pomimo, iż w 2018 roku zanotowano najniższe wartości wskaźnika B na obu tych stacjach w wieloleciu 2008-2017 co skutkowało określeniem stanu makrozoobentosu jako słaby (na granicy stanu umiarkowanego), w przypadku stacji Z,

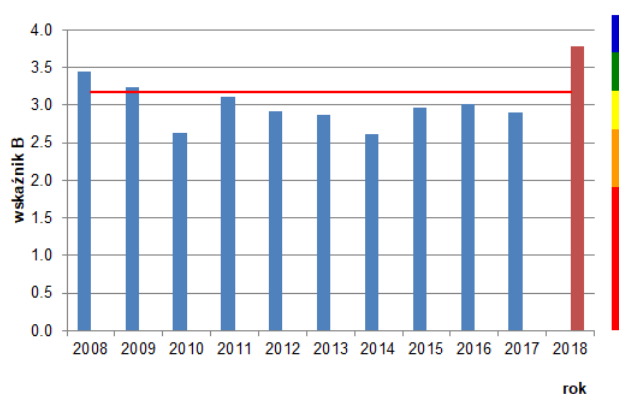
oznacza to spadek jakości stanu środowiska o dwie klasy. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazuje większe zróżnicowanie w wieloleciu, jednak makrozoobentos osiągał tu zazwyczaj dobry stan. Obniżenie wartości wskaźnika B w 2018 roku należy przypisać znacznej dominacji dwóch gatunków makrozoobentosu w próbach (*Pygospio elegans*, *Marenzelleria sp.*) co zaburzyło strukturę liczebności makrozoobentosu na tej stacji. W obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego, najwyższą ocenę (stan dobry) podobnie jak w roku 2017 zanotowano dla stacji P2 (B = 3,23) uzyskał w 2017 r. makrozoobentos na stacji P2 położonej w rejonie Rynny Słupskiej.

Ogólny stan makrozoobentosu w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za słaby wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa IV, oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,11) co oznacza pogorszenie stanu w stosunku do roku 2017. W wodach otwartych Basenu Bornholmskiego znajduje się szereg lokalizacji płytkowodnych monitorowania makrofauny dennej Rys. II.2) – st. P16, M3 i K6 w strefie płytkowodnej polskiego środkowego wybrzeża, st. B13 w otwartej Zatoce Pomorskiej, stacja P14B w rejonie Ławicy Słupskiej, a także głębokowodne stacje – P5 w obszarze Głębi Bornholmskiej oraz P3 w rejonie Rynny Słupskiej. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.21). W 2018 r. w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego wykazywał podobnie jak w roku poprzednim, umiarkowany stan środowiska (Rys. II.79– Rys. II.82). W przypadku zbiorowiska zoobentosu na stacji M3 (Rys. II.80) 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. W roku 2017 stan ten uległ poprawie do umiarkowanego jednak w 2018 ponownie obniżył się o jedną klasę jakości. 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.

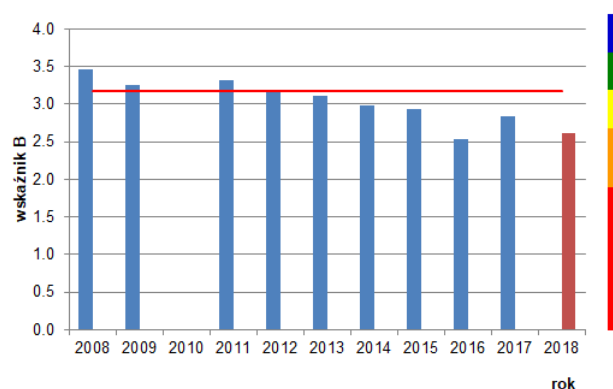
W dziesięciolecie odniesienia 2008–2017, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód otwartych Basenu Bornholmskiego (Rys. II.81, Rys. II.82), charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska (szczególnie w przypadku st. K6), jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika

Tabela II.21. Wyniki oceny wskaźnika B w wodach Basenu Bornholmskiego w 2018 r

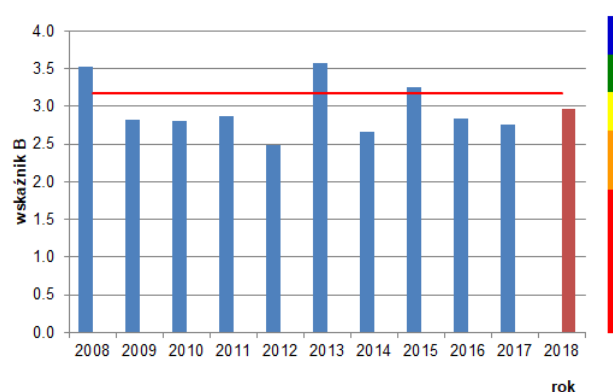
Stacja	B13	K6	M3	P16	P3	P5	P14B
Wskaźnik B	3.32	2.96	2.62	3.79	4.10	0	2.99
stan RDW	dobry	umiarkowany	słaby	bardzo dobry	bardzo dobry	zły	umiarkowany
stan RDSM	GES	subGES	subGES	GES	GES	subGES	subGES



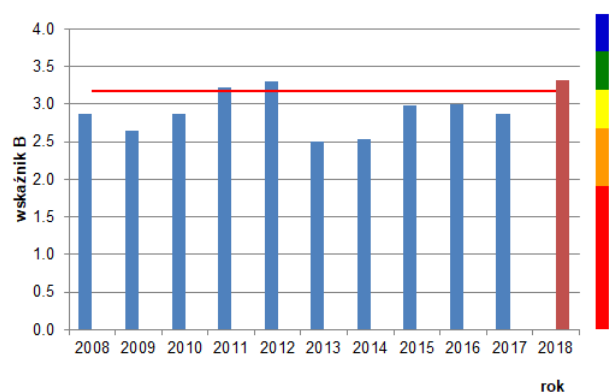
Rys. II.79. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008–2017 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.80. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



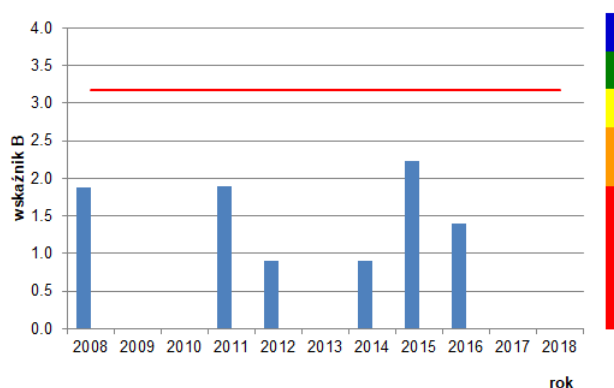
Rys. II.81. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.82. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

W 2018 r., podobnie jak w roku 2017 najwyższe wartości wskaźnika B uzyskano dla stacji z rejonu Rynny Słupskiej (st. P3). Uzyskane wartości wskaźnika B wskazywały na bardzo dobry stan środowiska, pomimo znacznej głębokości tej stacji (89 m). Warunki hydrodynamiczne panujące tutaj odbiegają w znacznym stopniu od panujących na stacji P5 (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (Rys. II.83), 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 2008–2017 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2018 roku nie zanotowano przedstawicieli makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej, na skutek czego stan określono w tym rejonie jako zły (Rys. II.83).



Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2008–2017 (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 słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny stan makrozoobentosu w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 2,83 oraz poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM. Trzeba jednocześnie zauważyć, iż na ostateczny wynik wpływ ma uwzględnienie w ocenie stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej, co obniża ostateczną klasyfikację o jedną klasę oceny.

W 2018 roku wyliczone wartości wskaźnika B wskazywały w przypadku większości stacji pomiarowych oraz obszarów oceny na pogorszenie stanu makrozoobentosu w porównaniu do 2017 roku. Wyjątek stanowi obszar płytkowodnych wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie notowano wyższe wartości wskaźnika B, w związku z czym ogólny stan makrozoobentosu dla tego akwenu uległ poprawie zgodnie z RDW (ze stanu słabego do umiarkowanego), co nie wpłynęło jednak na ostateczną klasyfikację zgodnie z RDSM (subGES). W przypadku pozostałych akwenów zanotowano w 2018 roku obniżenie stanu o jedną klasę jakości RDW, a dla polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego o 2 klasy jakości RDW, co w przypadku tego akwenu skutkowało również obniżeniem stanu wg. RDSM na subGES. Niższe wartości wskaźnika B wynikają w przeważającej mierze z zaburzenia struktury dominacji nie zaś różnorodności gatunkowej. Ogólny stan dla wszystkich monitorowanych akwenów określono jako subGES. Należy również zwrócić uwagę, iż w 2018 roku w obszarach głębokowodnych o osadzie mulistym na żadnej stacji pomiarowej nie zanotowano fauny dennej. W przypadku basenów Bornholmskiego i Gotlandzkiego sytuacja ta wpływa na ostateczną klasyfikację stanu akwenów RDW.

Podsumowując, należy stwierdzić, że ilość i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć decydujące 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 akwenu może być zawyżona.

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

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

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

Cecha D6 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 D6 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 2019). 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 D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. 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-Dowgiatto 2006, Kruk-Dowgiatto i in. 2011).

Ze względu na fakt, iż strefa głębokowodna nie jest obszarem występowania makrofitów w rejonie POM w celu zapewnienia możliwości uśrednienia wyników makrozoobentosu i fitobentosu zdecydowano się na odrzucenie z oceny obszarów o głębokości większej niż 20 m. Uśrednienia oceny dokonano, pomimo iż makrofity reprezentują odmienny rodzaj podłoża (dno twarde) w stosunku do makrozoobentosu. Na potrzeby niniejszego opracowania zastosowano zabieg uśredniania wyników wskaźników w ramach akwenów (Tabela II.22).

Tabela II.22. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2018 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW)

Akwen	Klasa RDW			Stan
	Fitobentos	Zoobentos	Średnia	
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	2	3	2,5	subGES (Umiarkowany)
wody otwarte Basenu Bornholmskiego	2	2	2	GES (dobry)
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	1		1	GES (Bardzo dobry)

W 2018 roku ocena cechy D6 dla wód otwartych oraz przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wskazuje na występowanie dobrego stanu środowiska morskiego (GES) natomiast w przypadku wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ze względu na pogorszenie wyników oceny makrozoobentosu stwierdzono stan subGES (Tabela II.22). Ocena została w 2018 roku przedstawiona dla obszarów do 20 m głębokości.

II.4. Cechy presji

II.4.1. Komeracyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców



Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie cechy 3 została wykonana zgodnie z Decyzją Komisji (UE) z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiającą kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylającą decyzję 2010/477/UE (UE, 2017).

Dotychczas jeszcze nie została opracowana metodologia, która pozwalałaby na przedstawienie jednej oceny dla cechy 3, integrującej wszystkie trzy kryteria. Pomimo pracy wielu ekspertów, nie ma również metody umożliwiającej łączenie ocen powstałych przy użyciu poszczególnych wskaźników w ramach jednego kryterium.

WYBÓR STAD

Zdecydowaną większość polskich połowów na Morzu Bałtyckim stanowią cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia. W ostatnich trzech latach te gatunki stanowiły 95% połowów, w tym szprot – 48%, śledź – 32%, dorsz – 6% i stornia – 9%. Inne gatunki mają znaczenie marginalne w sensie wielkości połowów, stąd powyższe stada wybrano do oceny GES na podstawie cechy D3. Wybór tych stad pokrywa się również z najnowszymi zaleceniami Międzynarodowej Rady do Badań Morza (ICES 2016). Lista ryb komercyjnie poławianych powinna opierać się na liście DCF (Data Collection Framework – program zbierania danych rybackich obowiązujący wszystkie kraje członkowskie Unii Europejskiej) i zawierać stada, których masa wyładunku wynosi co najmniej 90% wyładunków danego kraju – lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przełowienia. Dodatkowo, każdy z krajów może włączyć stada, które są ważne z lokalnego punktu widzenia (ICES 2016).

Dane dotyczące stad ryb, na podstawie których wykonywana jest ocena stanu środowiska morskiego pozyskano z dokumentów ICES Advice i raportu Baltic Fisheries Assessment Working Group (ICES 2019a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy 3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów:

- D3C1 – poziom presji rybołówstwa,
- D3C2 – zdolność rozrodcza stada,
- D3C3 – rozkład wieku oraz rozkład długości populacji.

Podstawowym wskaźnikiem w kryterium pierwszym jest wielkość śmiertelności połowowej (F). Jeśli wartość tego wskaźnika nie jest znana (np. ze względu na brak analitycznej oceny stanu zasobów), to można użyć jego przybliżenia (wskaźnika alternatywnego), określonego jako stosunek wielkości połowów do wielkości biomasy stada wyznaczonej w rejsach badawczych.

Kryterium drugie opisywane jest przez wielkość biomasy stada tartowego (SSB). Jeżeli wielkość ta dla konkretnego stada nie jest wyznaczona, to można ją zastąpić wskaźnikiem biomasy (wskaźnik alternatywny), uzyskanym z rejsów badawczych lub innych modeli ilościowych przedstawiających biomasę w kategoriach względnych.

Kryterium trzecie wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Istotą tego kryterium jest znaczny udział w stadzie ryb dużych lub starszych. Ocena na jego podstawie opiera się na analizie rozkładu długości ryb, obliczeniu proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła oraz 95. percentylu rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych, a także (wskaźnik alternatywny) na analizie skutków genetycznych eksploatacji gatunków (np. długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła), jednak jedynie gdy ma to naukowe uzasadnienie.

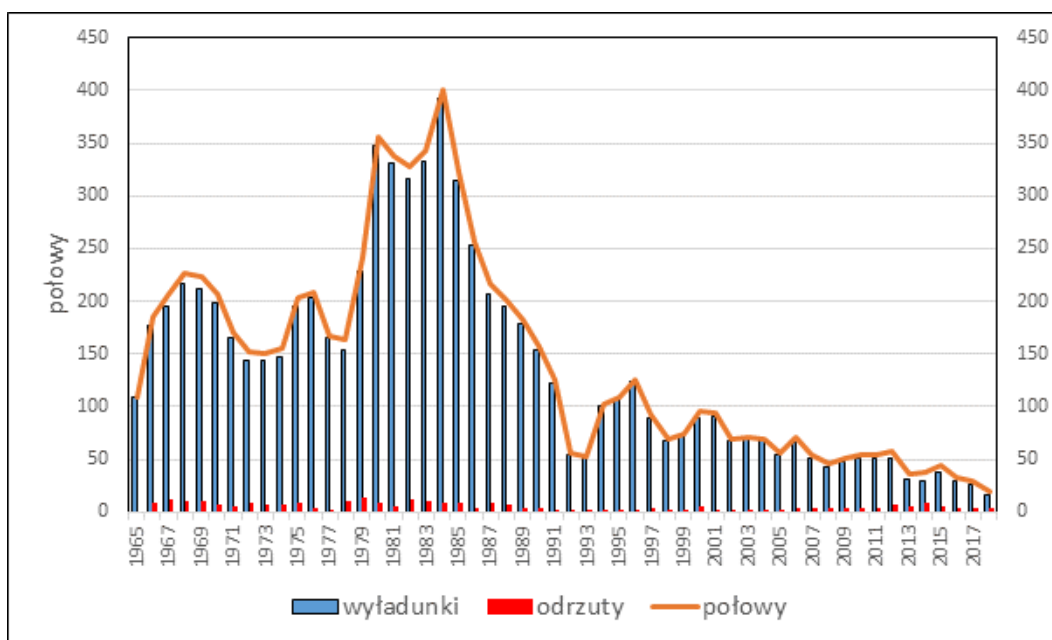
Ocena GES na podstawie stad

Spośród analizowanych stad zasoby szprota występujące w podobszarach 22-32, śledzia w podobszarach 25-29 i 32 (bez Zatoki Ryskiej) oraz dorsza wschodnio-bałtyckiego w podobszarach 24-32 szacowane są na podstawie modeli analitycznych, zatem można ocenić ich stan za pomocą wskaźników podstawowych kryteriów 3.1 i 3.2. Dla pozostałych stad nie ma zaakceptowanych szacunków analitycznych, więc są one ocenione na podstawie wskaźników alternatywnych kryteriów 3.1 i 3.2 oraz wskaźników kryterium 3.3.

Stado dorsza w podobszarach 24-32

Rekordowo wysokie połowy stada dorsza wschodnio-bałtyckiego (rzędu 300-400 tys. ton) miały miejsce w pierwszej połowie lat 80. ub. wieku. Następnie połowy malały i w ostatnich latach łowiono zaledwie 30-40 tys. ton dorsza, a w 2018 złowiono jedynie 19 tys. ton. Na spadek połowów złożyły się zarówno zbyt intensywna eksploatacja jak i pogarszające się warunki środowiskowe.

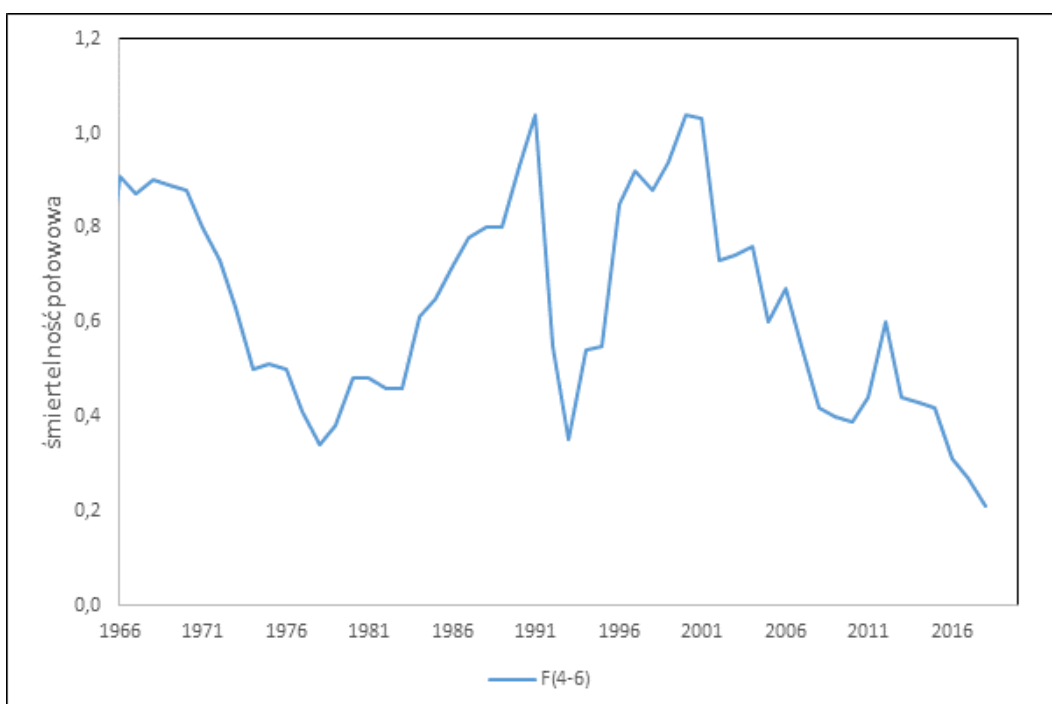
W ramach ICES po raz pierwszy od 2014 roku jest dostępna zaakceptowana analityczna ocena stanu zasobów dorszy wschodnio-bałtyckich. Na poprzedni brak analitycznych ocen tego stada złożyło się szereg czynników, m.in. trudności z odczytem wieku dorszy, gwałtowne zmiany ich tempa wzrostu i prawdopodobnie śmiertelności naturalnej oraz zmiany czynników środowiskowych. Podstawowym wynikiem obliczeń analitycznych jest bardzo wysoki wzrost śmiertelności naturalnej dorszy – wzrosła ona o ponad 50% w okresie ostatnich kilkunastu lat i jest znacznie wyższa niż zakładana w poprzednich analizach ICES. Biomasa stada jest bardzo niska, śmiertelność połowowa umiarkowana, ale w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej nie ma znacznego wpływu na stan stada.



Rys. II.84. Dorsz 24-32. Połow, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2018 wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

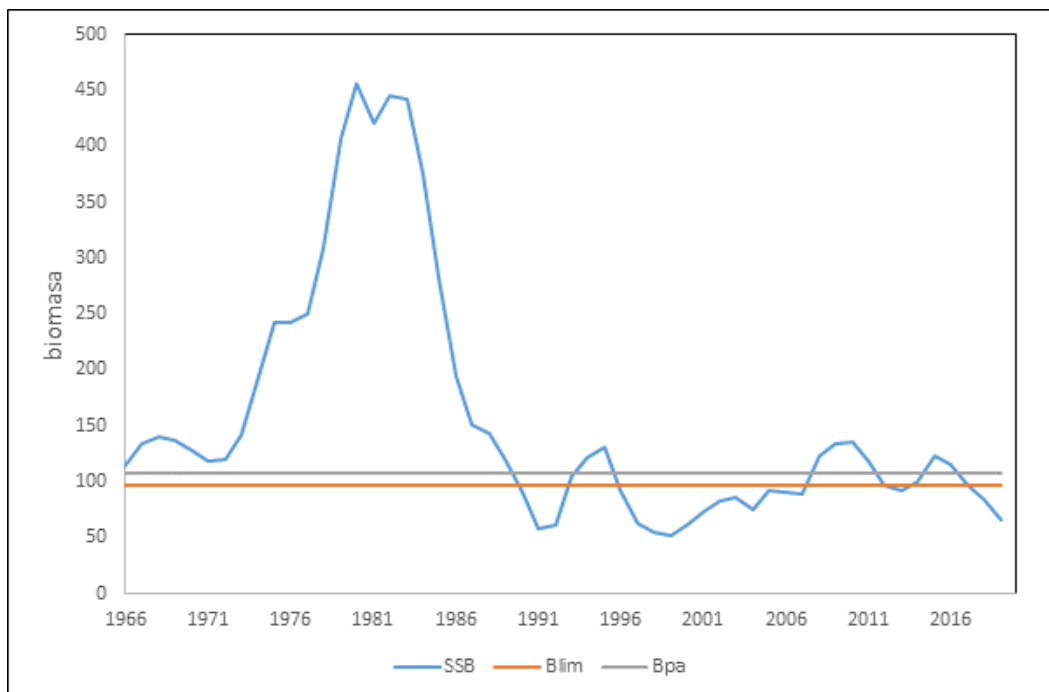
Śmiertelność połowowa w okresie 2016-2018 obniżyła się z 0,31 do 0,21 i w 2018 r. wynosiła jedynie ok. 33% średniej śmiertelności połowowej z wielolecia (Rys. II.85). Obecnie F jest stosunkowo niska w porównaniu z wysoką śmiertelnością naturalną (ok. trzykrotnie niższa) i spadek zasobów w ostatnich latach w dużym stopniu wynika z tej wysokiej śmiertelności naturalnej. Wartości punktów referencyjnych zasady MSY czy zasady przezorności (F_{MSY} , F_{lim} , F_{pa}) nie zostały jeszcze wyznaczone, więc nie można odnieść obecnej śmiertelności połowowej do GES.



Rys. II.85. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2018 wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

W okresie 2016–2019 biomasa stada zmalała prawie o połowę (Rys. II.86), wskutek niskiej rekrutacji i bardzo wysokiej śmiertelności połowowej. W latach 2017–2019 SSB była niższa od wartości referencyjnej B_{pa} (ocenionej na 108 tys. ton), a następnie nawet od B_{lim} (ocenianego na ok. 97 tys. ton). Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.



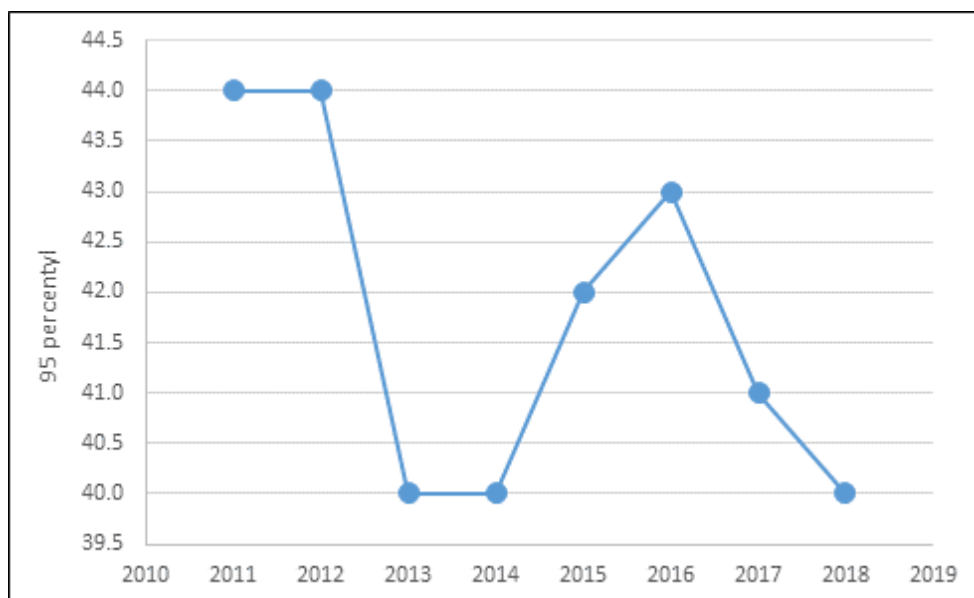
Rys. II.86. Dorsz 24–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

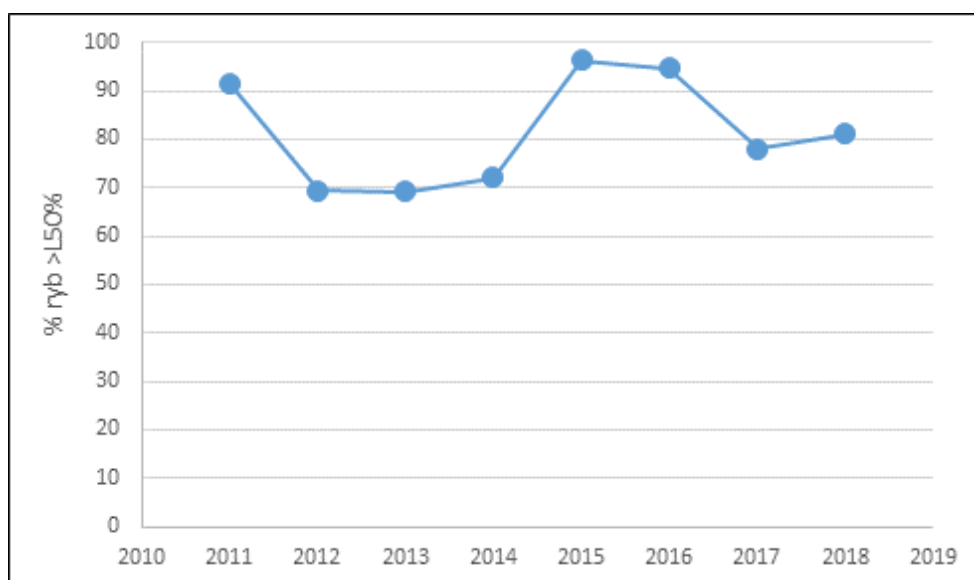
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2018 roku wynosił 40 cm (Rys. II.87). Obniżył się w porównaniu do wartości z poprzednich dwóch lat i jest niższy od średniej wieloletniej (42 cm). Interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. W przypadku dorsza dodatkowym zjawiskiem utrudniającym interpretację wskaźnika jest malejące od kilku lat tempo wzrostu osobniczego.

Ze względu na silnie spadającą kondycję oraz tempo wzrostu dorsza również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 do 20 cm w 2016 (Köster i in., 2017). W 2018 roku frakcja dorszy większych niż $L_{50\%}$ wynosiła 81%, będąc zbliżoną do średniej wieloletniej. Biorąc pod uwagę dużą zmienność $L_{50\%}$, proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudna do interpretacji (Rys. II.88).

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych została wyznaczona jako średnia ważona (przez liczebność próby) największych osobników z prób i wynosiła w każdym z lat 2017–2018 53 cm. Ten sposób wyznaczania średniej maksymalnej długości jest bardziej odporny na zmniejszony zakres wielkości dorszy niż czasem wykorzystywane do takich obliczeń równanie wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego (dla dorsza brak reprezentatywnych danych dla starszych i większych ryb, więc wyznaczenie parametrów rów. von Bertalanffy'ego jest utrudnione).



Rys. II.87. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



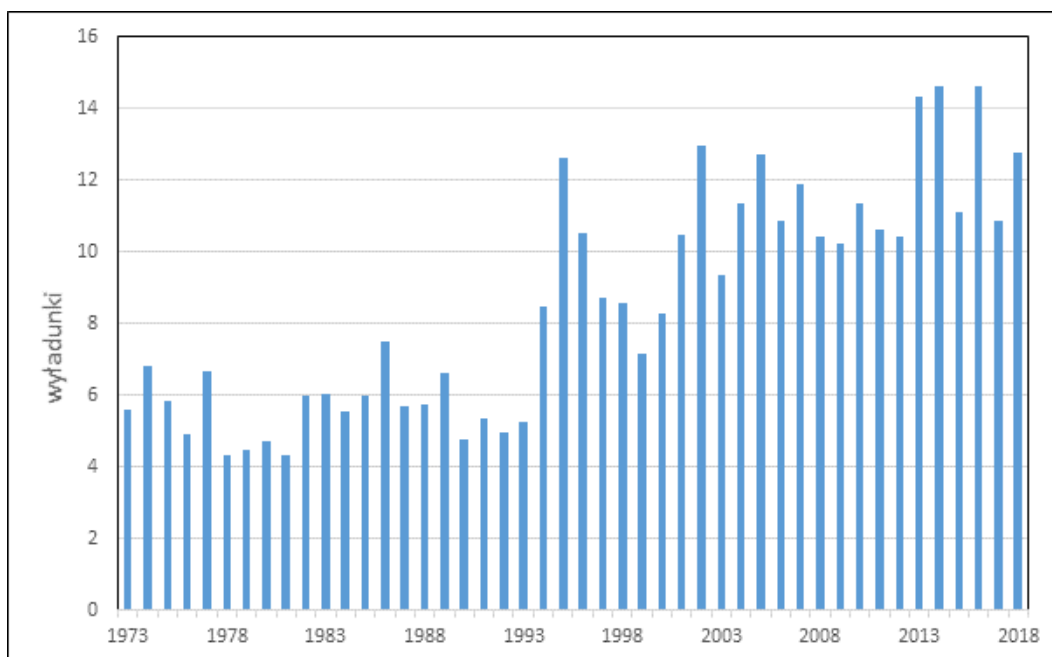
Rys. II.88. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Podsumowując, nowe oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski przedstawione w 2018 roku - stan stada dorszy jest bardzo zły: biomasa stada rozrodczego jest jedną z najniższych w historii obserwacji, a śmiertelność naturalna jest bardzo wysoka. **Stado nie spełnia założeń GES pod względem biomasy rozrodczej**, a punkty referencyjne do oceny GES pod względem śmiertelności połowowej nie zostały jeszcze wyznaczone.

Stada storni

Stado storni w podobzrachach 24-25

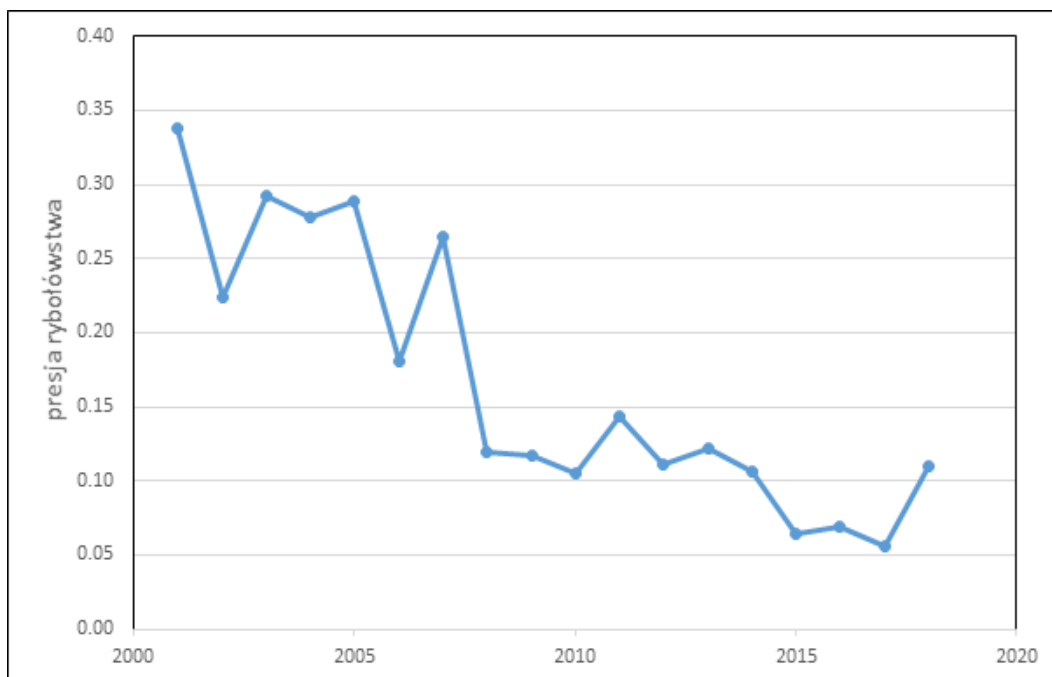
Wyładunki tego stada wykazują tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.89). W ostatnich kilku latach wyładunki ustabilizowały się na wysokim poziomie. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada i wynosi ona 30-40% wyładunków.



Rys. II.89. Stornia 24–25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973–2018 wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

Poziom presji rybołówstwa przedstawiono jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.90). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem zmniejszyła się kilkakrotnie w okresie po roku 2000, ale w 2018 roku wzrosła, przy czym jest nadal stosunkowo niska. Te niskie wartości wskaźnika to m.in. efekt bardzo znacznego wzrostu biomasy storni w ostatnich latach i jednocześnie dość stabilnych, choć wysokich, wyładunków.

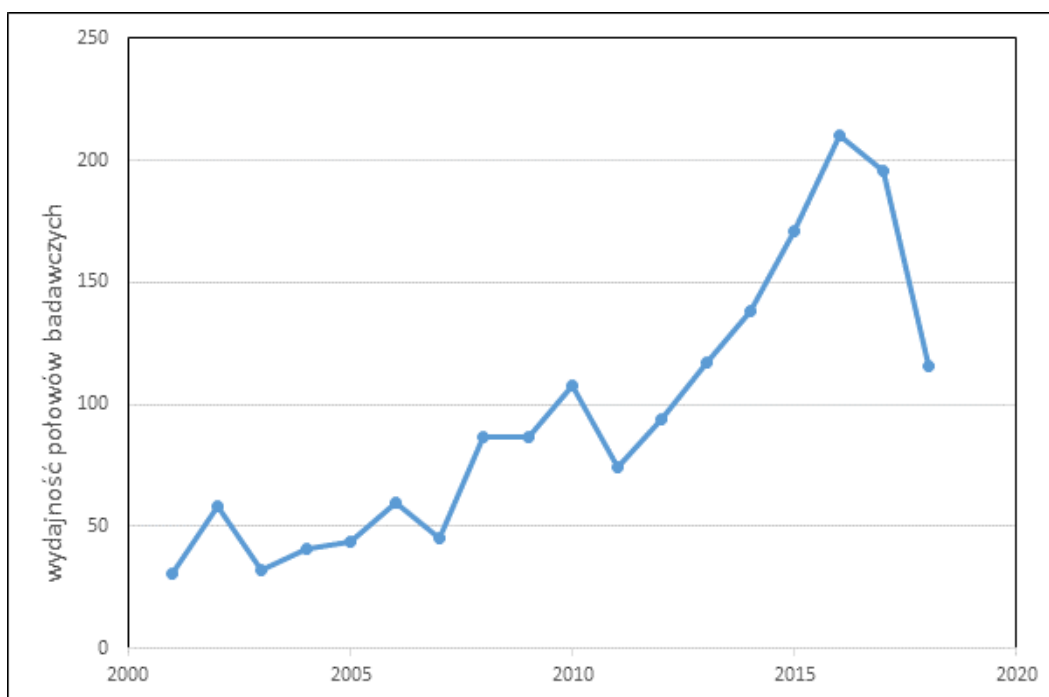


Rys. II.90. Stornia 24–25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

Zdolność rozrodczą stada oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.91); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).

W latach 2007-2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał trend wzrostowy. Jednakże w 2018 roku oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada znacząco obniżyła się (o ok. 40% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), ale nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o ok. 25%). Mimo braku analitycznych ocen biomasy stada można ocenić, że biomasa stada jest dość wysoka, a intensywność eksploatacji stosunkowo niska.



Rys. II.91. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2019a,b).

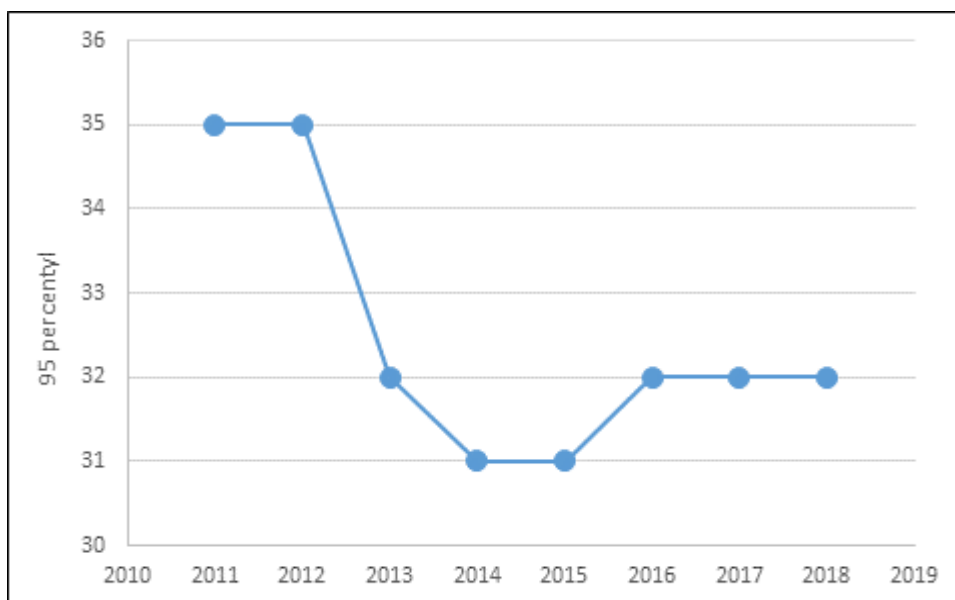
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2018 roku wynosił 32 cm i był bliski średniej wieloletniej (Rys. II.92). Interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. Poza tym na wskaźnik może mieć wpływ tempo wzrostu osobniczego, które przy prawdopodobnie kilkukrotnym wzroście biomasy stada mogło zmaleć.

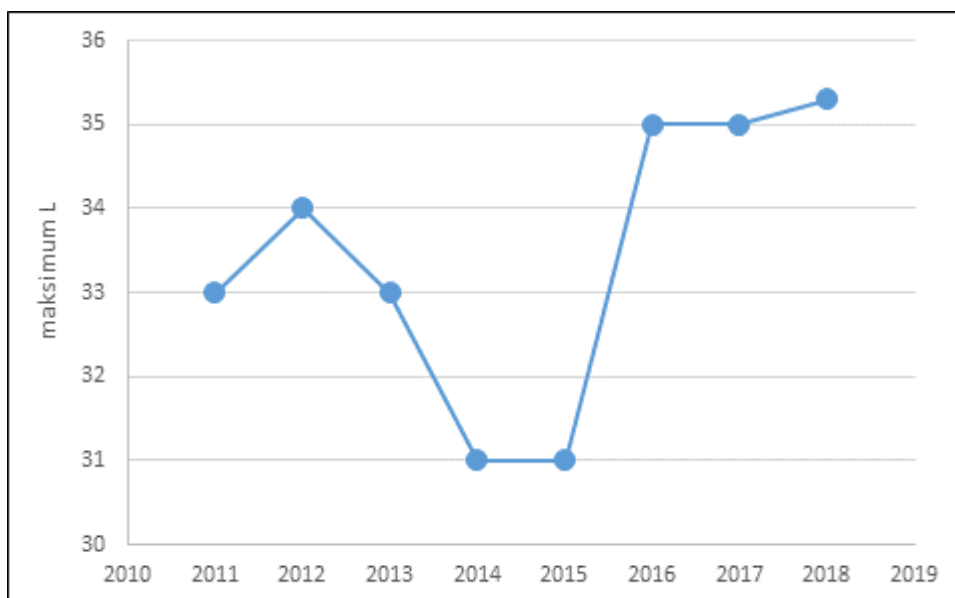
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2018 roku wynosiła 35,3 cm, sięgając największego od kilku lat poziomu (Rys. II.93).

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

Podsumowując, mimo braku ocen analitycznych można stwierdzić, że **stan stada storni 24-25 jest dość dobry**: biomasa w połowach badawczych mimo spadku nadal przekracza średnią wieloletnią, a wskaźnik presji rybołówstwa jest stosunkowo niski. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. To stado prawdopodobnie spełnia założenia GES, ale brak jest punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



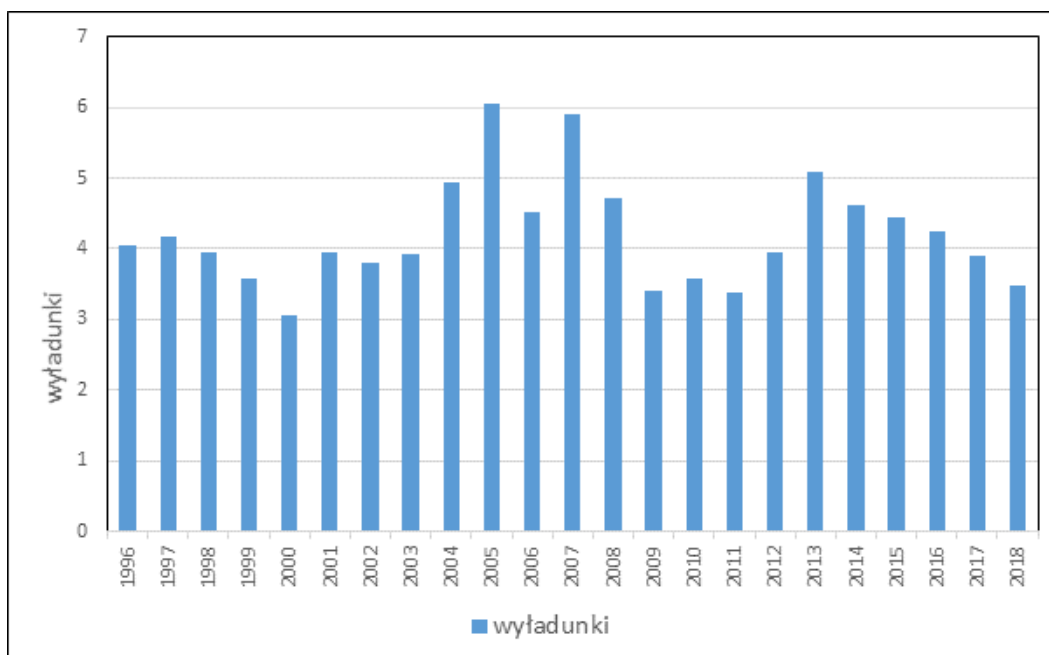
Rys. II.92. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.93. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobszarach 26 i 28

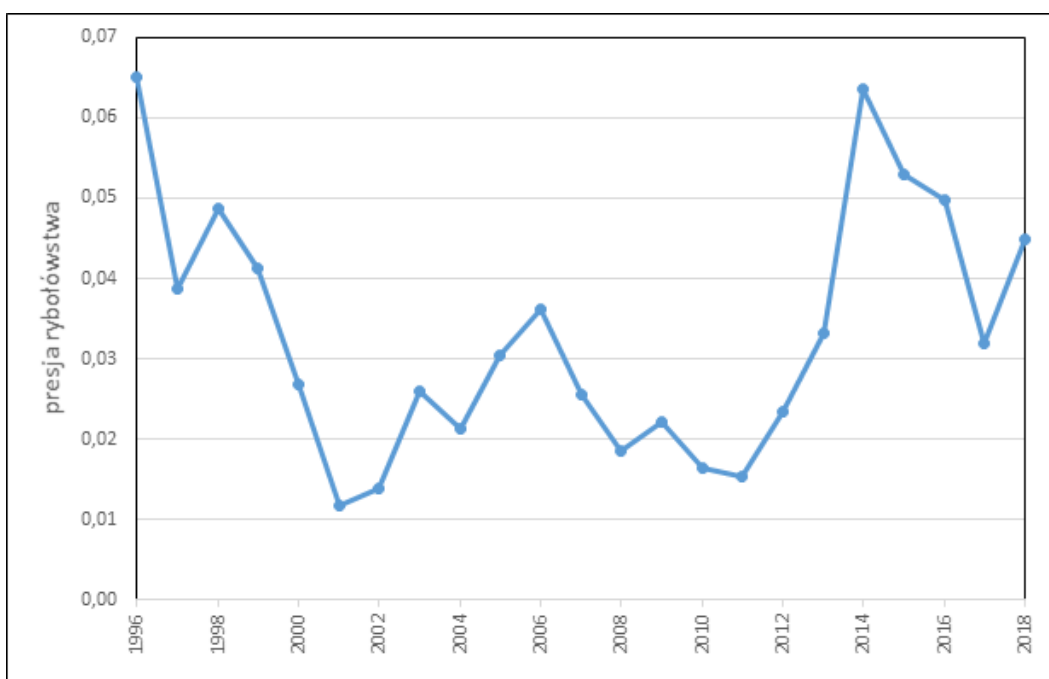
Wyładunki stada w podobszarach 26 i 28 w ciągu ostatnich dwudziestu lat wahały się najczęściej w granicach 3,5-6 tysięcy ton, wynosząc średnio 4,2 tys. ton (Rys. II.94). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka-kilkanaście procent wyładunków. Wyładunki w 2018 roku były o ok. 20% niższe niż średnia z pięciu poprzednich lat.



Rys. II.94. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996–2018 wg danych ICES (2019a).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

Poziom presji rybołówstwa przedstawiono jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.95). Presja rybołówstwa w ostatnich pięciu latach była na ogół wyższa niż w ubiegłej dekadzie. Jej wielkość w 2018 roku była o prawie 40% wyższa od średniej wieloletniej.

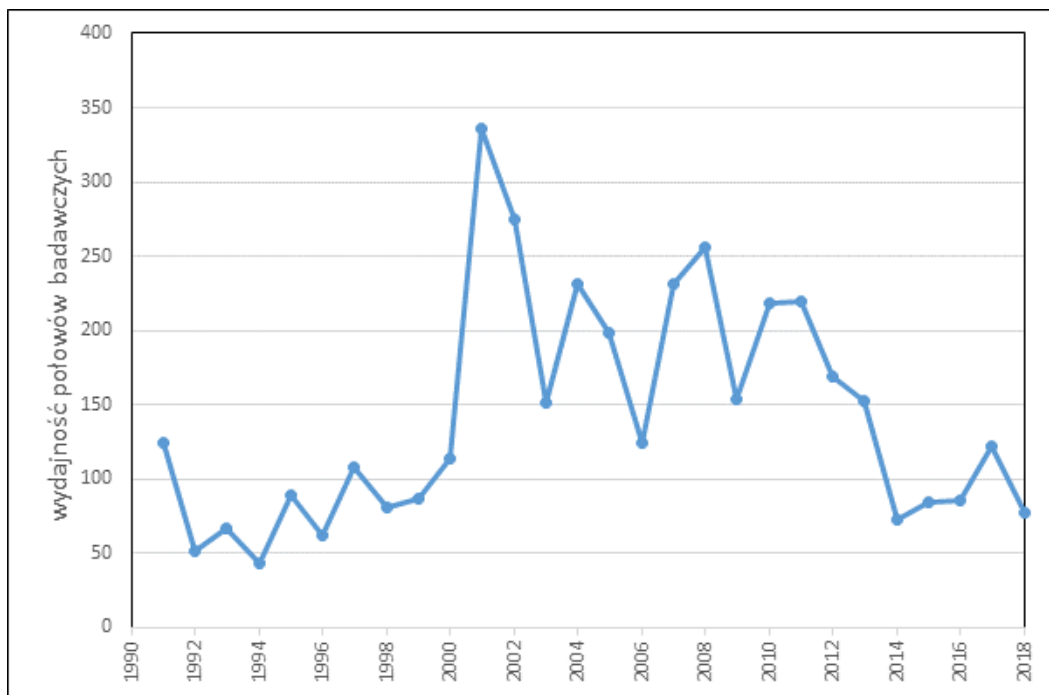


Rys. II.95. Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2019a).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

Zdolność rozrodczą stada oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.96); mniejsze ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, nie obejmujących wód płytkich.

Wskaźnik biomasy po roku 2000 wykazywał tendencję malejącą i najniższe w tym okresie wartości wskaźnika obserwowano w latach 2014–2016 i w roku 2018. W 2018 roku ów wskaźnik był o prawie 45% niższy od średniej wieloletniej.



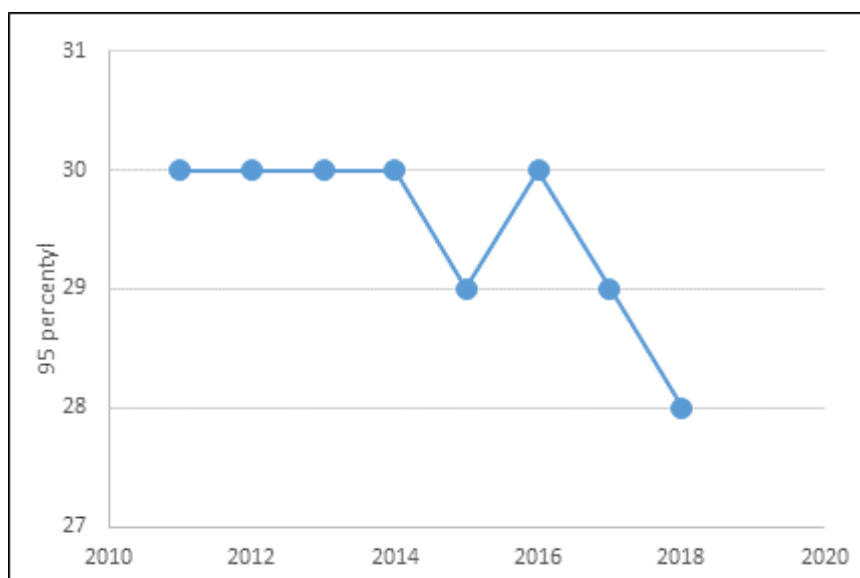
Rys. II.96. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991–2018 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2019a).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

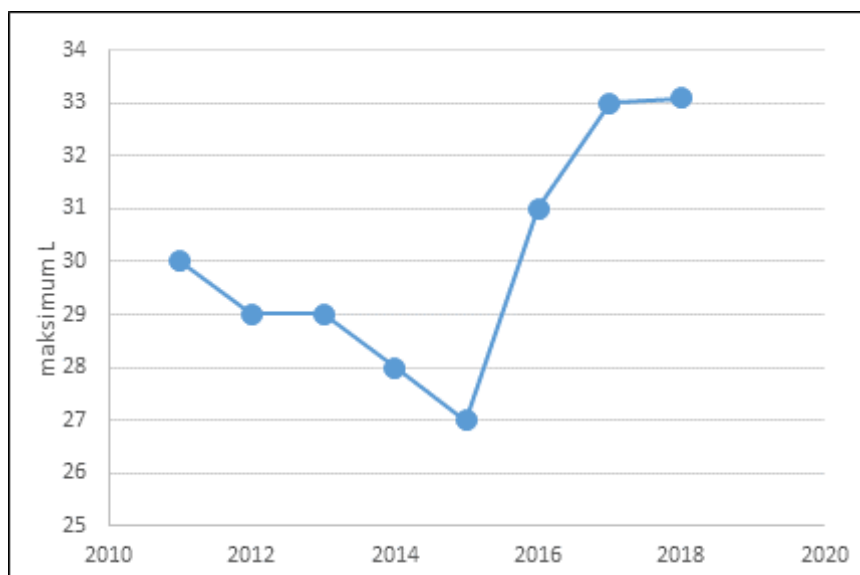
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2018 roku 28 cm. W ujęciu wieloletnim percentyl ten wahał się nieznacznie pomiędzy 29 i 30 cm (Rys. II.97). Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2018 r. aż 33 cm (Rys. II.98) i była najwyższa w obserwowanej serii lat (2011–2018).

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

Podsumowując na podstawie wskaźników alternatywnych można ocenić, że **stan stada storni 26+28 jest poniżej przeciętnego**: biomasa w połowach badawczych jest dużo niższa od średniej wieloletniej, a wskaźnik presji rybołówstwa znacznie przekracza średnią z wielolecia. Kryteria długościowe są niejednoznaczne – 95 percentyl rozkładu długości zmalał, ale długość maksymalna jest wysoka. Na podstawie dostępnych danych można sądzić, że stado raczej nie spełnia założeń GES.



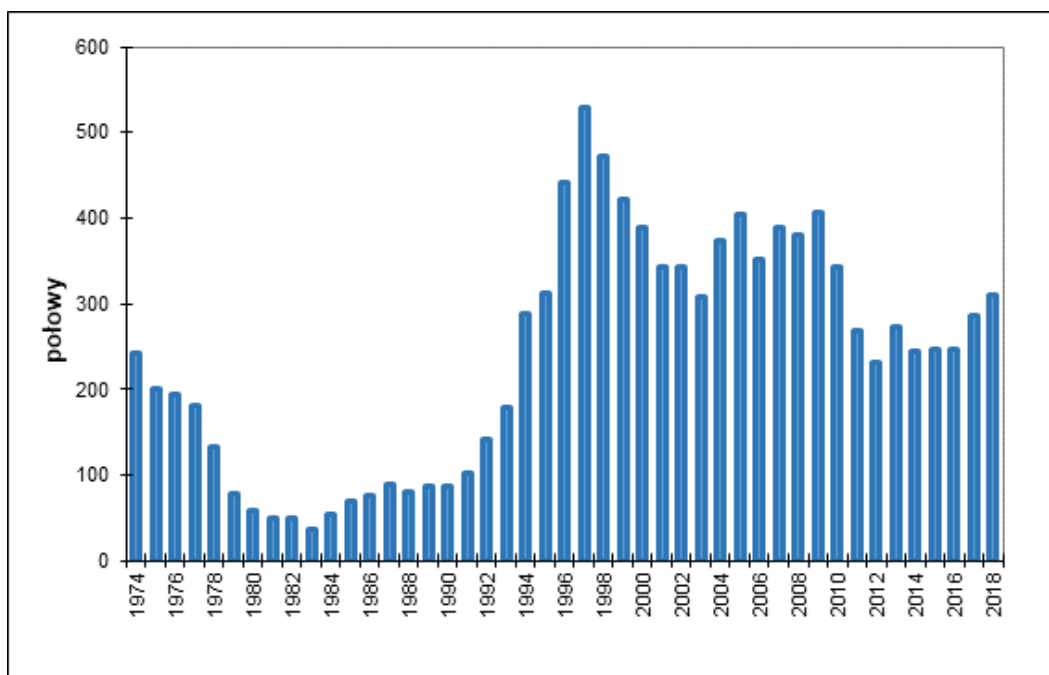
Rys. II.97. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.98. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ub. wieku wzrosły znacząco - z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 r. (Rys. II.99). Następnie połowy obniżyły się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250-300 tys. ton. Wzrost połowów był wynikiem licznych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek biomasy) na śledziowate.

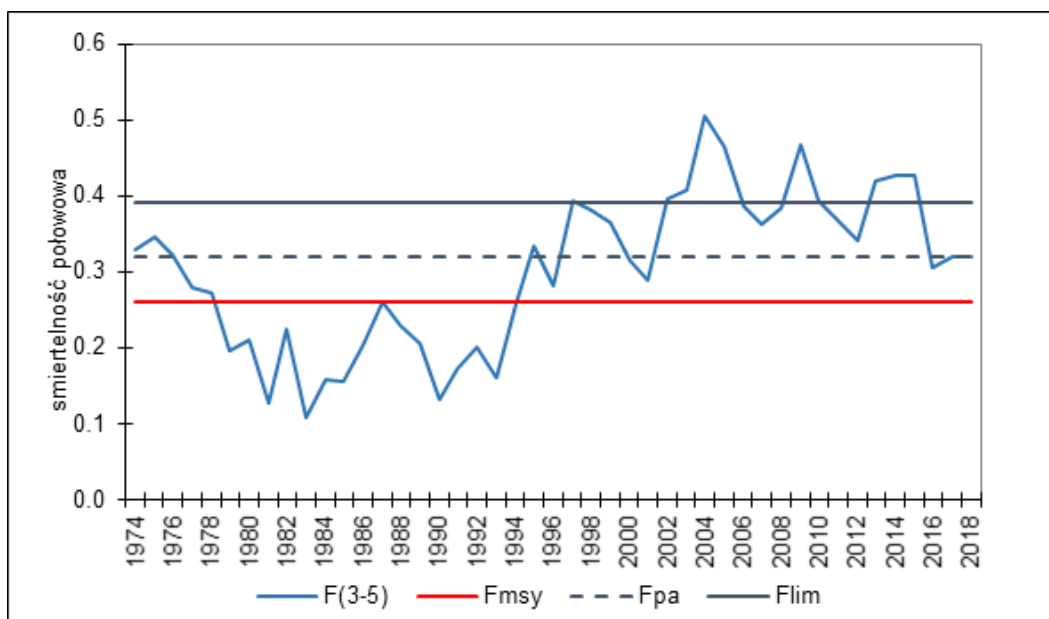


Rys. II.99. Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2018 wg danych ICES (2019a,b).

Od lat stan zasobów szprotu jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające presję rybołówstwa (śmiertelność połowowa) i zdolność rozrodczą stada (biomasa stada tarłowego).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

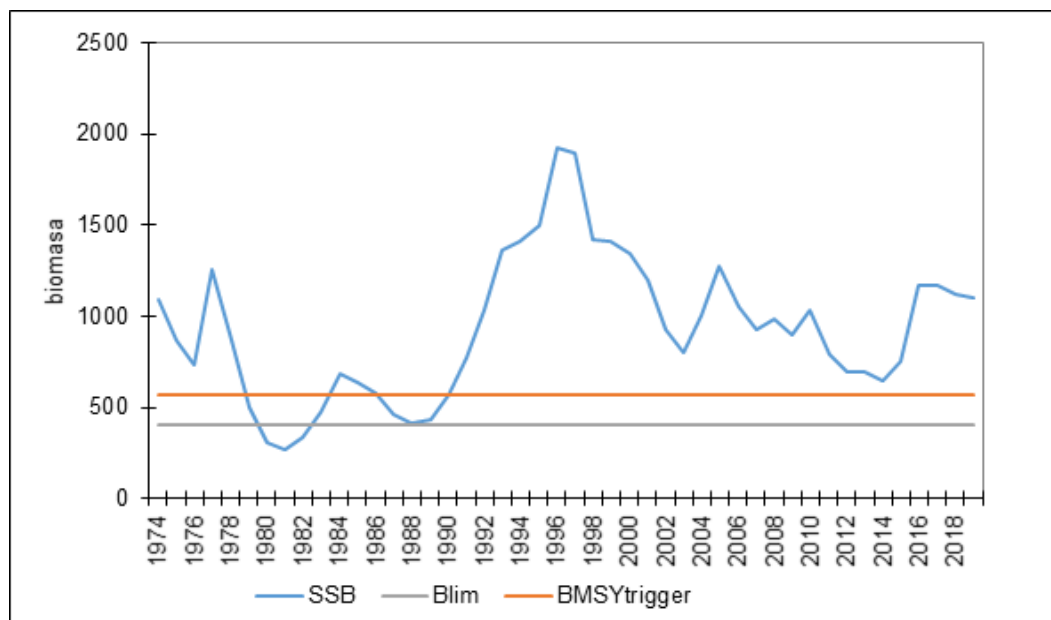
Śmiertelność połowowa w 2018 roku została oceniona na 0,32, wobec wartości $F_{MSY}=0,26$. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,39$, $F_{pa} = 0,32$. Zatem eksploatacja szprotu mieści się w granicach zasady przezorności, ale przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY. W latach wcześniejszych obecnego stulecia presja ze strony rybołówstwa najczęściej przekraczała punkty referencyjne (Rys. II.100).



Rys. II.100. Szprot 22-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

W okresie 2016–2018 biomasa szprota znacznie wzrosła, wskutek zasilenia stada bardzo licznym pokoleniem 2014 roku. Ocena SSB dla roku 2018 wynosi 1,1 mln ton i znacznie przekracza wartość referencyjną $MSY B_{trigger}$ (zdefiniowaną na podstawie B_{pa} jako 570 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim} , wynoszące odpowiednio 570 i 410 tys. ton. Biomasa szprota wymienione wyżej wartości referencyjne przekracza od 30 lat (Rys. II.101). Zatem **GES pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada dla szprota został osiągnięty wiele lat temu.**



Rys. II.101. Szprot 22-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2019a,b).

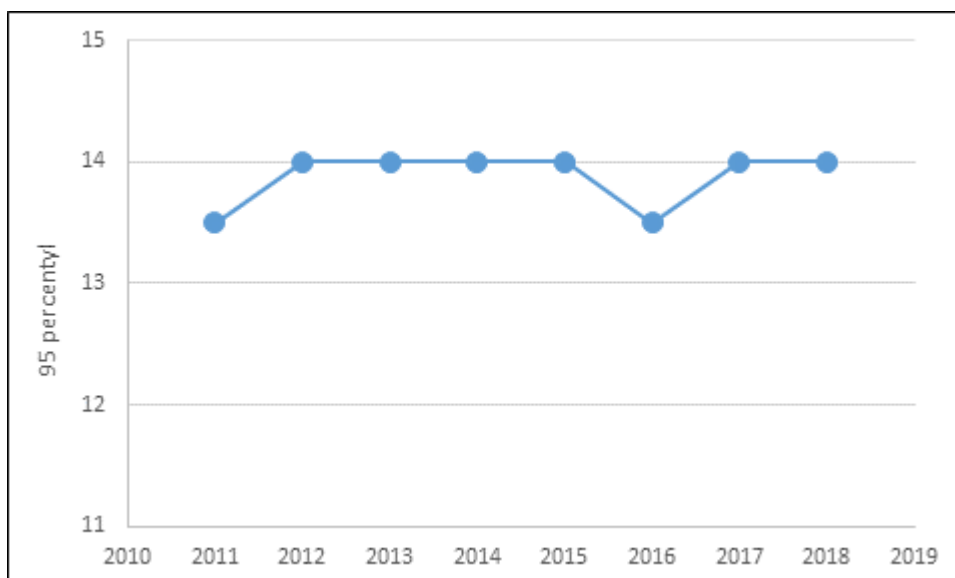
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2018 r. 14 cm i był bardzo podobny do wartości obserwowanych w latach wcześniejszych (Rys. II.102). Nie wydaje się on odzwierciedlać dynamiki biomasy, która w okresie 2011–2018 podlegała znacznym zmianom.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2018 roku 14,6 cm wobec 14,5 cm w roku 2017. Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie jej w skali wieloletnia.

W połowach badawczych reprezentacja ryb niedojrzałych płciowo była zbyt mała, aby wiarygodnie wyznaczyć długość 50% dojrzałości płciowej i frakcję ryb większych od tej długości. Postępując się wielkością $L_{50\%}$ wyznaczoną przez Grygiela i Wyszynskiego (2003) jako ok. 9,5 cm wyliczono, że w 2018 r. 84% szprotów przekraczało długość 50% dojrzałości płciowej; analogiczna wielkość dla roku 2017 wynosiła 92%.

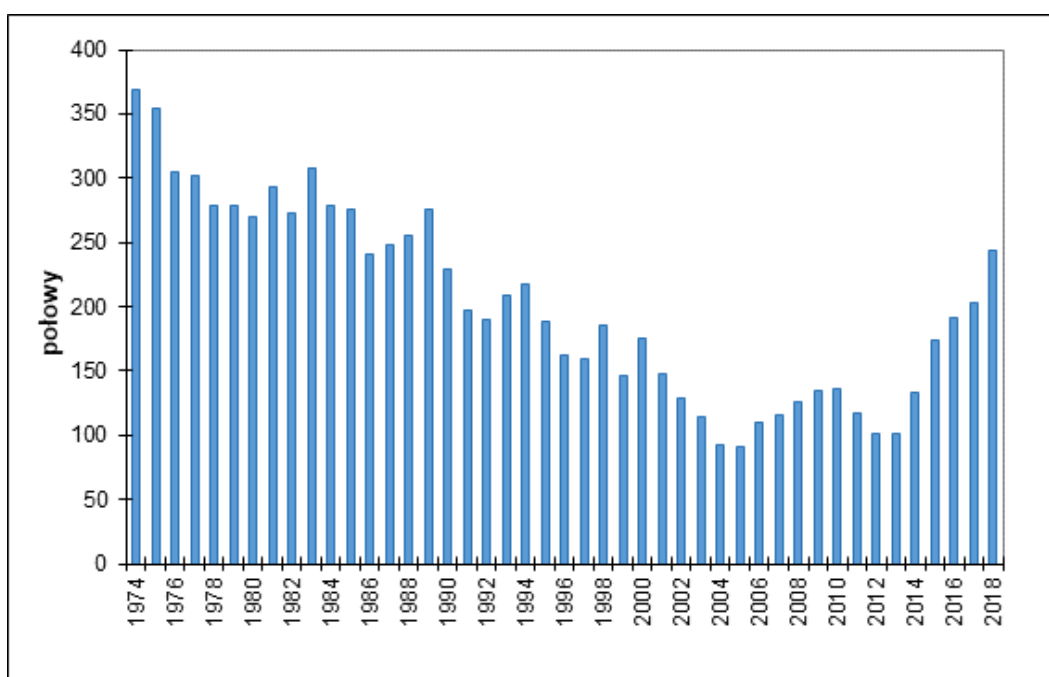
Podsumowując można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że **stan stada szprota 22-32 jest dobry**: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych i średniej wieloletniej, a śmiertelność połowowa przekracza F_{MSY} , ale mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności. Kryteria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



Rys. II.102. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.

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

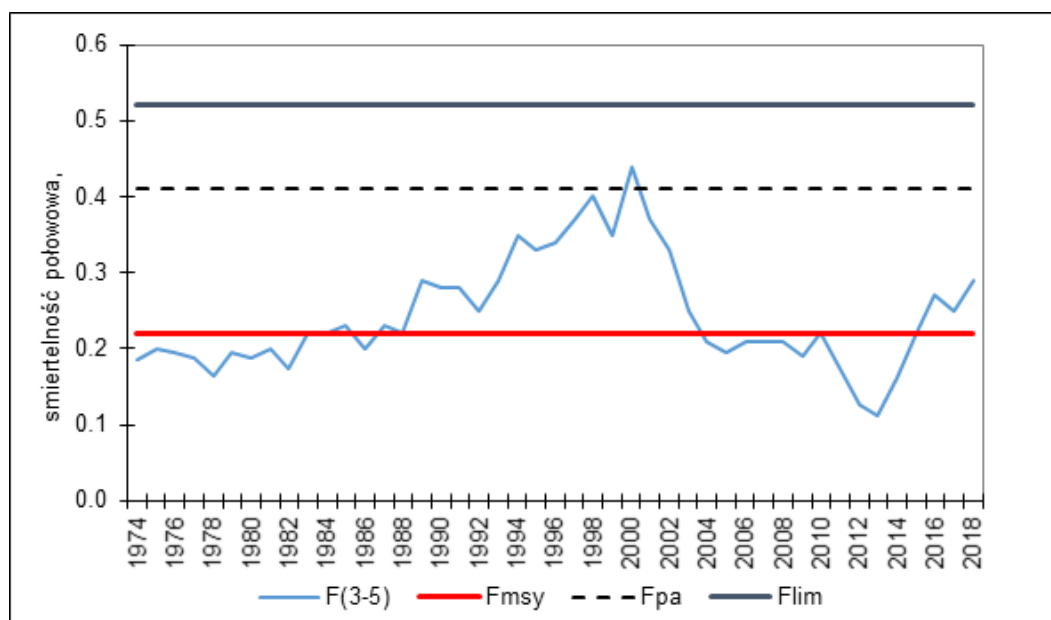
Wielkość połowów tego stada śledzia zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ub. wieku do około 100 tys. ton na przełomie wieków. Następnie połowy rosną i w 2018 roku złowiono ponad 200 tys. ton śledzi (Rys. II.103). Na spadek połowów w ub. wiekułożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku.



Rys. II.103. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2018 wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa) - Śmiertelność połowowa (F)

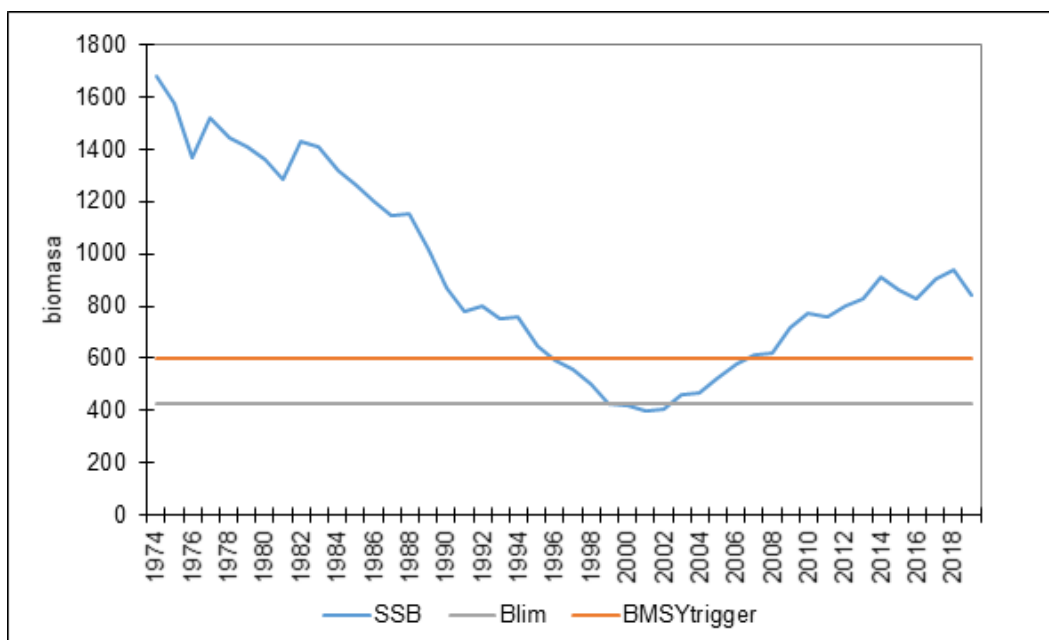
Śmiertelność połowowa w 2018 roku została oceniona na 0,29, wobec wartości $F_{MSY}=0,22$. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,52$, $F_{pa} = 0,41$. Zatem eksploatacja śledzia mieści się w granicach zasady przezorności, ale przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY. Jednocześnie śmiertelność połowowa jest bliska $F_{MSYgórne}$, które umożliwia połowy w wysokości ok. 95% MSY. Przed rokiem 2015 przez kilka lat presja ze strony rybołówstwa nie przekraczała F_{MSY} (Rys. II.104).



Rys. II.104. Śledź 25-29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3-6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2019a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada) - Biomasa stada tarłowego

Po roku 2000 biomasa śledzia na ogół wzrastała i w roku 2018 wynosiła ok. 940 tys. ton, podwajając niskie wartości z początku wieku (Rys. II.105). Ocena SSB dla roku 2018 wyraźnie przekracza wartość referencyjną MSY $B_{trigger}$ (600 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim} , wynoszące odpowiednio 600 i 430 tys. ton. Biomasa stada była wyższa od wartości referencyjnych od 2007 roku. Zatem GES dla śledzia pod względem kryterium wskaźnika zdolności rozrodczej stada został osiągnięty kilkanaście lat temu.



Rys. II.105. Śledź 25-29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2019a,b).

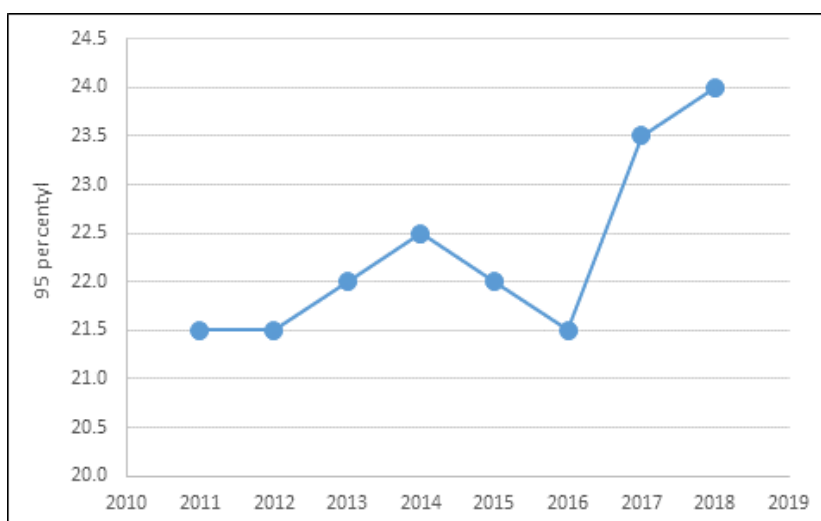
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

W 2018 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił 24 cm, wyraźnie przekraczając wartości obserwowane w latach wcześniejszych (Rys. II.106). W 2014 roku urodziło się bardzo liczne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015-2016.

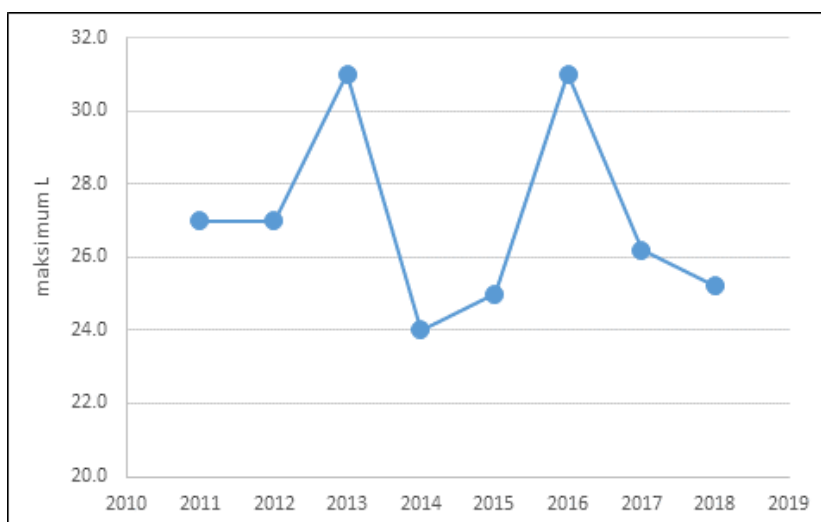
Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2018 roku 25,2 cm i była nieco niższa od średniej wieloletniej (27,3 cm). Wartość wskaźnika fluktuuje bez wyraźnego trendu (Rys. II.107).

W 2018 roku 72% ryb miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.108). Wskaźnik ten obniżył się w porównaniu do wartości z lat wcześniejszych, ale mieści się w obserwowanych dotychczas granicach zmienności.

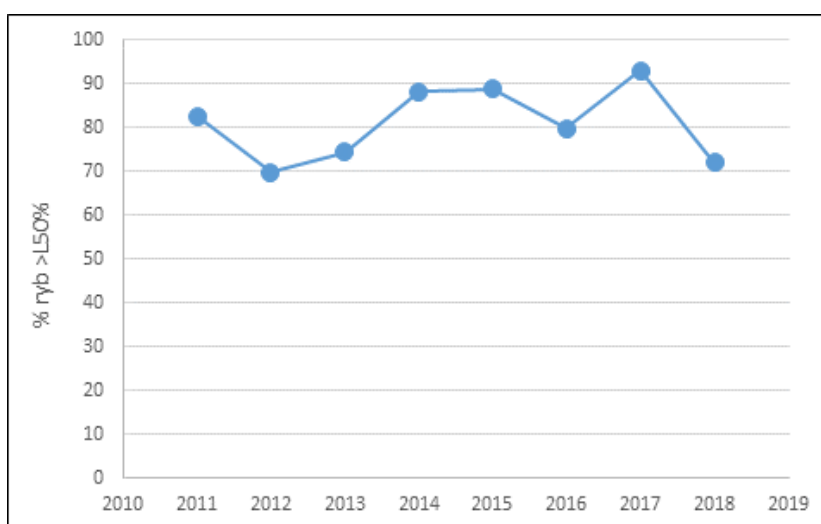
Podsumowując można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że **stan stada śledzia 25-29, 32 jest dobry**: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych, a śmiertelność połowowa nieznacznie przekracza $F_{MSYgórne}$. Kryteria długościowe nie wskazują na niepokojące zjawiska. Stado spełnia założenia GES w zakresie biomasy, a minimalnie je przekracza w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.106. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.107. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

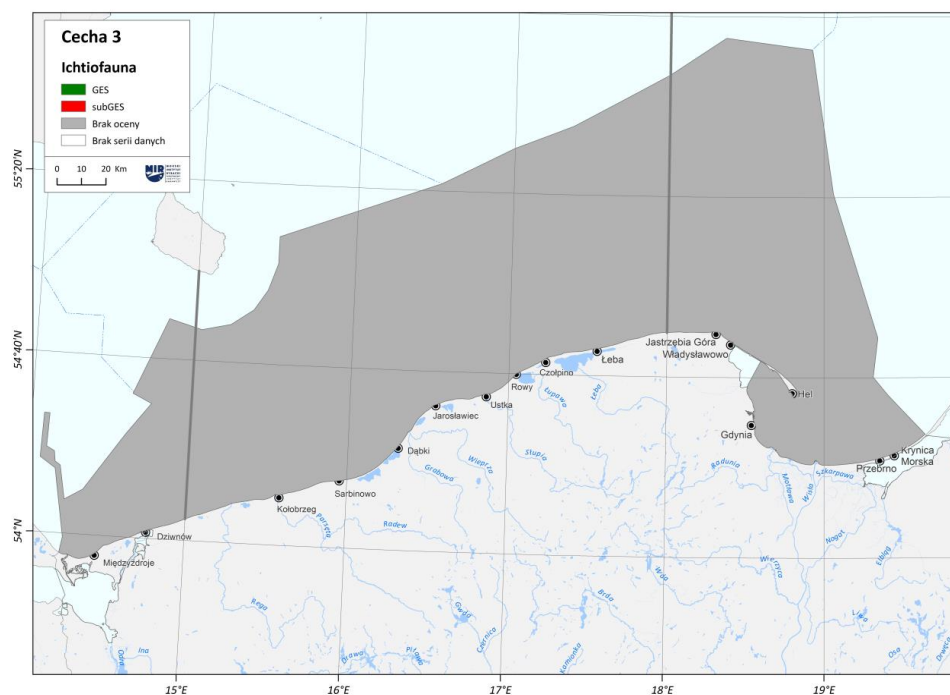


Rys. II.108. Rysunek 25. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarty.

Ocena GES na podstawie cechy 3

Na podstawie cechy 3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.

Ocenę GES za 2018 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium 3.1 i 3.2, zgodnie z rekomendacją ICES (ICES 2016). GES wg kryterium zdolności rozrodczej stada został osiągnięty dla śledzia w podobszarach 25-29 i 32 oraz szprota w podobszarach 22-32. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium poziomu presji rybołówstwa, choć stado śledzia w podobszarach 25-29 i 32 było o krok od spełnienia tego kryterium, przekraczając nieznacznie wartość referencyjną. Mimo braku ocen analitycznych można na podstawie skrajnych (bardzo niskich lub wysokich) wartości wskaźników alternatywnych kryterium 3.1 i 3.2 ocenić, że stado storni w podobszarach 24-25 prawdopodobnie spełnia kryteria GES, natomiast stado storni w podobszarach 26+28 prawdopodobnie ich nie spełnia. Podsumowanie ocen dla roku 2018 na tle ocen z lat wcześniejszych przedstawiono w Tabeli II.23.



Rys. II.109. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy 3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2018 r.

Tabela II.23. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy 3 w roku 2018 według metodyki zaproponowanej przez ICES (2016). Dla porównania przedstawiono stan w latach 2011–2017 oceniony w odrębnych opracowaniach. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony - brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych.

	2011			2012			2013			2014			2015			2016			2017			2018		
Stado	kryterium			kryterium			kryterium			kryterium			kryterium			kryterium			kryterium			kryterium		
	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES	3.1	3.2	GES
dorsz 24-32			?			?			?			?			?			?			?			?
stornia 24-25			?			?			?			?			?			?			?			?
stornia 26 i 28			?			?			?			?			?			?			?			?
szprot 22-32		GES			GES			GES			GES			GES		GES	GES	GES		GES			GES	
śledź 25-29 i 32	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES	GES
Proporcja stad z GES*/	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	2 z 2	2 z 2	2 z 2	1 z 2	2 z 2	1 z 2	0 z 3	2 z 3	0 z 3
Proporcja wylądunków stad z GES do całości polskich wylądunków (%)	26	76		20	73		15	75		22	71		26	73		73	73		29	79		0	89	
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		3 z 5	3 z 5		2 z 5	2 z 5	
*/ spośród stad ze znanym statusem																								

II.4.2. Eutrofizacja



Ocenę stanu środowiska w roku 2018 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”) znowelizowanej Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r. zwaną dalej dyrektywą 2017/845. 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 jednej z cech presji, opartych na kryteriach zawartych w nowej decyzji Komisji (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiającej kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE (Dz. Urz. UE L 125 z 18.05.2017, str. 43) zwaną dalej: decyzją 2017/848, z uwzględnieniem podziału kryteriów na podstawowe i drugorzędne w odniesieniu do oceny dopływu składników pokarmowych oraz materii organicznej. Wskaźniki podstawowe zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo-skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy 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 koncentrację chlorofilu-a oraz zmiany przezroczystości wody morskiej
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska w substancje odżywcze, określane przez natlenienie wód przydennych

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 2018 r. odbyło się 6 rejsów, podczas których, na 21 stacjach badawczych, rozmieszczonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ), przeprowadzono pomiary w/w parametrów. Analizę zmienności stężeń substancji odżywczych, tlenu, chlorofilu-a oraz przezroczystości przeprowadzono dla wydzielonych akwenów (Rys. II.2) na tle dziesięciolecia poprzedzającego rok oceny.

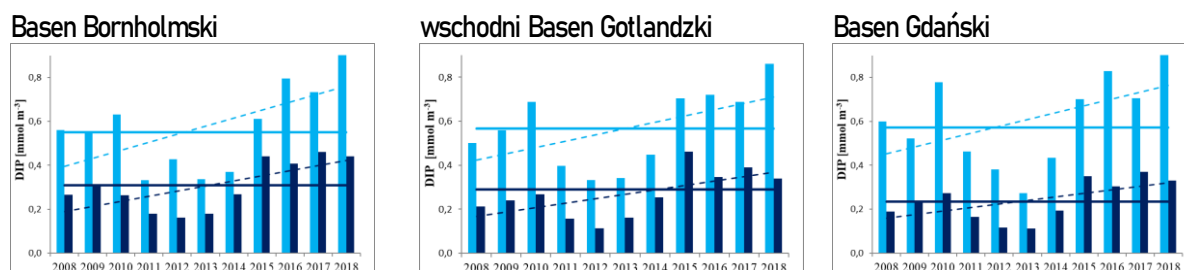
Czynniki sprawcze

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.

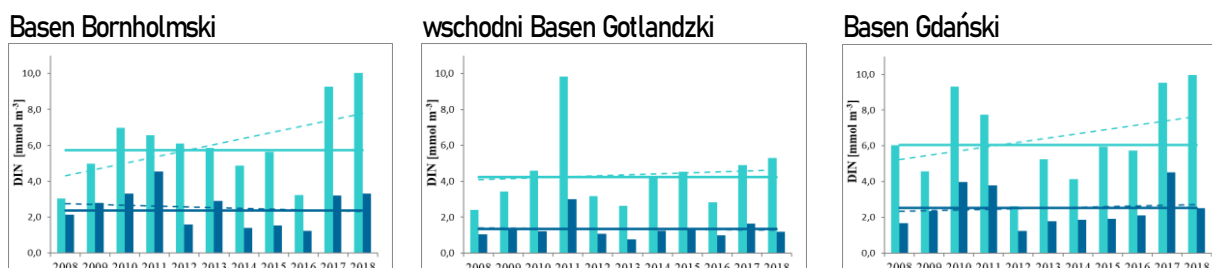
Zawartość fosforanów (DIP) i nieorganicznego azotu (DIN) badana jest głównie w okresie zimowym gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, zanika produkcja pierwotna, a wartości stężeń soli biogeny są najwyższe w ciągu roku. Ta zimowa pula substancji pokarmowych w głównej mierze decyduje o intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym. Zgodnie z aktualną wersją Przewodnika Oceny Eutrofizacji HELCOM (www.helcom.fi) jako miesiące zimowe traktuje się grudzień, styczeń i luty.

Kontrola stanu środowiska morskiego polskiej EEZ przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, przeprowadzona na przełomie stycznia i lutego 2018 r., wykazała wzrost zawartości nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych zarówno w poprzednim roku jak i całym dziesięcioleciu. Jednak we wszystkich badanych akwenach utrzymywała się tendencja wzrostowa zarówno zimowej puli nieorganicznych związków fosforu jak i średnich rocznych stężeń. Zjawisko to obserwuje się szczególnie od 2014 r., co można pośrednio przypisać skutkom wlewów wód z Morza Północnego (Feistel 2016). Zarówno średnie roczne stężenia, świadczące o dostępności tych związków w cyklu catorocznym, jak i zimowe stężenia tych związków w warstwie powierzchniowej w poszczególnych akwenach w 2018 r. utrzymywały się na wysokim poziomie i były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia (Rys. II.110).



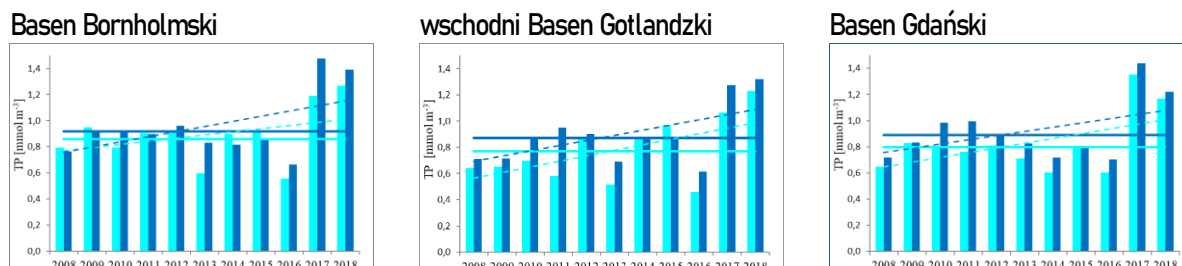
Rys. II.110. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje

Rozpatrując stężenia azotu nieorganicznego w warstwie powierzchniowej nie zaobserwowano wyraźnych tendencji w ostatnim dziesięcioleciu. Średnie roczne w poszczególnych akwenach polskich obszarów morskich w 2018r. oscylowały wokół średniej z wielolecia 2008–2017. Natomiast stężenia tych związków w okresie zimowym 2018 r. były wyższe niż w roku poprzednim, były również wyższe niż średnie z poprzedniej dekady (Tabela II.24). Podobnie jak w roku poprzednim najmniejsze przekroczenia zanotowano we wschodnim Basenie Gotlandzkim. W pozostałych akwenach wartości średnie w 2018 r. były prawie dwukrotnie wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia (Rys. II.111). W Basenie Bornholmskim oraz Basenie Gdańskim zimowa pula nieorganicznych związków azotu w warstwie powierzchniowej była również najwyższa w ciągu ostatnich dziesięciu lat. We wszystkich badanych akwenach utrzymywała się tendencja wzrostowa zimowej puli nieorganicznych związków azotu.



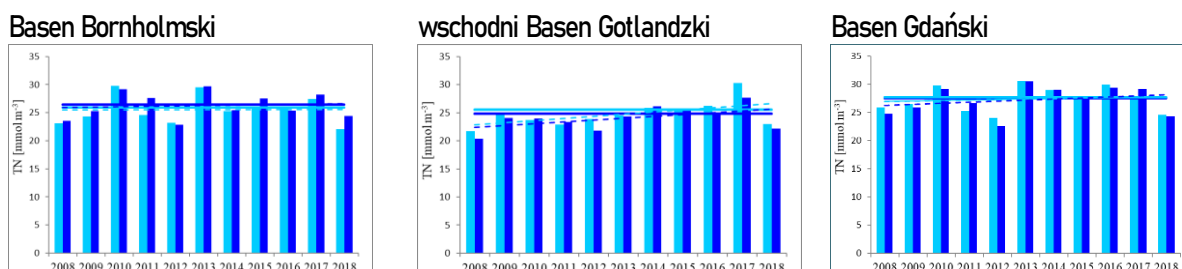
Rys. II.111. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje

Kolejnymi wskaźnikami eutrofizacji są stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN), które w okresie wegetacji przybliżają wielkość produkcji pierwotnej. Ich zmienność w wydzielonych akwenach przedstawiono na Rys. II.112 oraz Rys. II.113. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie 0–10 m były w 2018 r. wyższe niż latem 2017 r. we wszystkich badanych akwenach, z wyjątkiem Basenu Gdańskiego. Utrzymywały się również powyżej wartości średnich dla ostatniego dziesięciolecia. Podobne zależności dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. We wszystkich basenach utrzymywała się wzrostowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, zarówno w odniesieniu do średnich sezonowych jak i rocznych).



Rys. II.112. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje

Wartości stężeń azotu całkowitego, zarówno w okresie letnim 2018 r. jak i w cyklu całorocznym, były niższe w porównaniu z rokiem poprzednim, a także od średniej wieloletniej, we wszystkich monitorowanych akwenach. Stwierdzono pozytywny kierunek zmian: zanikowi uległa słaba tendencja wzrostowa zanotowana w poprzednim roku.



Rys. II.113. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje zmian

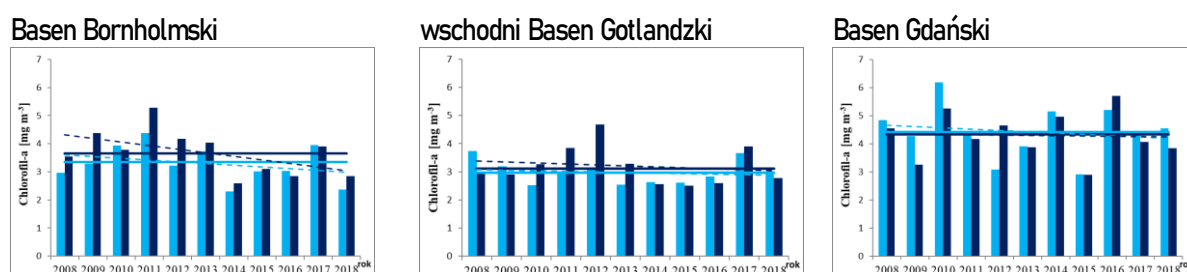
Tabela II.24. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2018 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2008–2017)

Akwen		DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2018	1,02	10,03	1,27	22,08
	2008–2017	(0,55)	(5,74)	(0,86)	(25,92)
wschodni Basen Gotlandzki	2018	0,86	5,31	1,23	22,95
	2008–2017	(0,57)	(4,24)	(0,77)	(25,56)
Basen Gdański	2018	1,00	9,96	1,17	24,56
	2008–2017	(0,57)	(6,05)	(0,80)	(27,71)

Skutki bezpośrednie

Wzrost dostępności substancji odżywczych w środowisku morskim powoduje intensywne zakwity fitoplanktonu. Ich efektem w większości przypadków jest zwiększenie koncentracji chlorofilu-a w wodzie morskiej. Zmiany zawartości chlorofilu-a rozpatruje 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 Gdańskim oraz wschodnim Basenie Gotlandzkim zawartość chlorofilu-a w 2018 r. w okresie letnim oscylowała wokół wartości średnich z ostatniego dziesięciolecia 2008–2017. Jedynie w Basenie Bornholmskim wartość ta była dużo niższa. W porównaniu z rokiem 2017 średnie sezonowe z 2018 r. były wyraźnie niższe w wodach Basenu Bornholmskiego oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego, co pozwoliło na utrzymanie delikatnej spadkowej tendencji zaobserwowanej w poprzednim okresie. Natomiast w Basenie Gdańskim średnia koncentracja chlorofilu w sezonie letnim 2018 była na podobnym poziomie jak w roku ubiegłym, co przelożyło się na zatrzymanie wzrostowej tendencji obserwowanej w poprzednich latach (Rys. II.114). Podobne zależności obserwowano dla średnich rocznych.



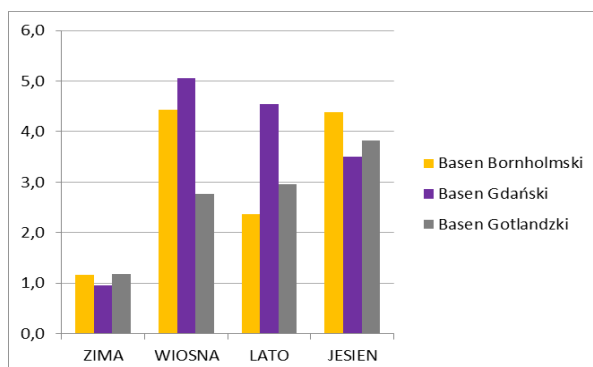
Rys. II.114. Zmiany zawartości chlorofilu-a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje

Średnie roczne zawartości chlorofilu-a w 2018 roku w wodach badanych akwenów były niższe od średniej z okresu 2008–2017. Najbardziej widoczne było to w Basenie Bornholmskim, wpisując się w, obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia, tendencję spadkową. W Basenie Gdańskim wartości średnioroczne z 2018 utrzymywały się na poziomie średnich koncentracji dla poprzedniego roku. Generalnie pozytywny kierunek zmian – słabą tendencję spadkową – zanotowano zarówno w cyklu sezonowym jak i całorocznym (Tabela II.25).

Tabela II.25. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2018 r.; (średnie z okresu 2008–2017)

Akwen		Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2018	2,37	2,85
	2008–2017	(3, 34)	(3,66)
wschodni Basen Gotlandzki	2018	2,96	2,77
	2008–2017	(2,97)	(3,11)
Basen Gdański	2018	4,54	3,85
	2008–2017	(4,42)	(4,34)

W 2018 r. największy zakwit przypadł na okres wiosenny w Basenie Gdańskim. We wschodnim Basenie Gotlandzkim najintensywniejsza produkcja pierwotna została zaobserwowana w okresie jesiennym. Natomiast w Basenie Bornholmskim zakwit wiosenny był na podobnym, wysokim poziomie jak zakwit jesienny (Rys. II.115).



Rys. II.115. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2018 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 zarówno fitoplanktonu jak i fitobentosu.

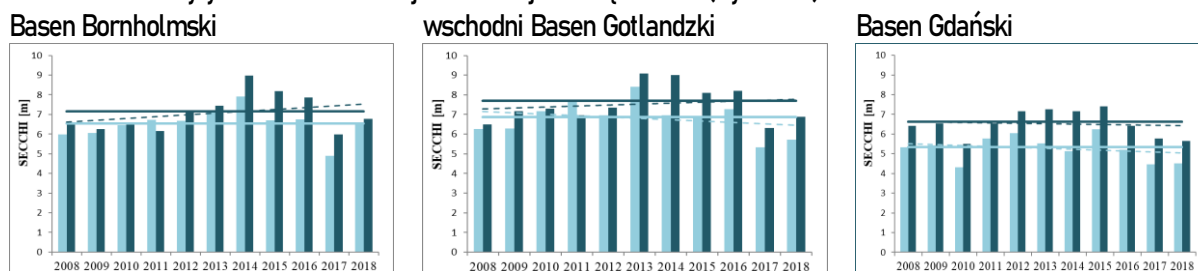
Sezonowa zmienność przezroczystości związana jest więc z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany, wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu-a.

W 2018 r. przezroczystość w polskich obszarach morskich zmieniała się w zakresie od 1,5 m podczas letniego zakwitu w strefie płytkowodnej Basenu Gdańskiego, do 15 m, przed zakwitem wiosennym, w obszarze Ławicy Słupskiej. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią (zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną) przezroczystość notowano w Basenie Gdańskim, natomiast najwyższe średnie głębokości widzialności krążka Secchi'ego z sezonu letniego zmierzono w Basenie Bornholmskim, natomiast średnia roczna była najwyższa we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Tabela II.26).

Tabela II.26. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2018 r.; (średnie z okresu 2008–2017)

Akwen		Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2018	6,5	6,8
	2008–2017	(6,5)	(7,2)
wschodni Basen Gotlandzki	2018	5,7	6,9
	2008–2017	(6,9)	(7,7)
Basen Gdański	2018	4,5	5,6
	2008–2017	(5,3)	(6,6)

We wszystkich akwenach polskich obszarów morskich średnia przezroczystość w miesiącach letnich w 2018r. była wyższa od średniej z poprzedniego roku, ale niższa od średniej z ostatniej dekady. W odniesieniu do średniej rocznej wartości z 2018 r. były niższe od średniej z ostatniej dziesięcioletki. (Rys. II.116).



Rys. II.116. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje

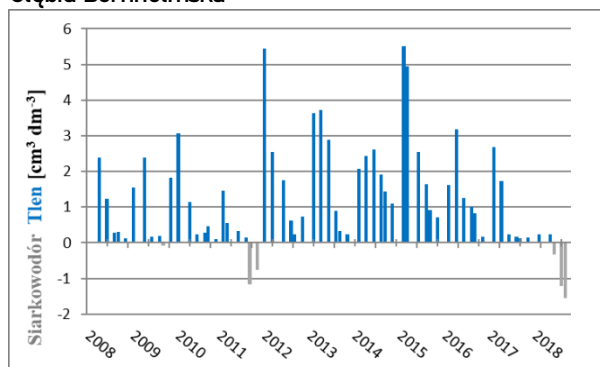
Mimo opisanych wyżej różnic między akwenami, w całym monitorowanym obszarze utrzymywała się słaba, wzrostowa tendencja przezroczystości o niewielkim nasileniu w zakresie średnich całorocznych. W odniesieniu do średnich z miesięcy letnich nie stwierdzono żadnych inklinacji w monitorowanych akwenach.

Skutki pośrednie

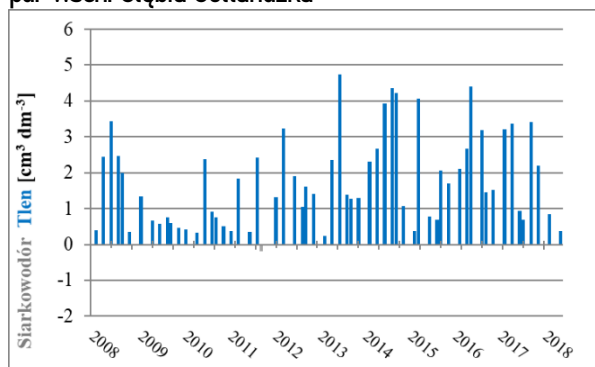
Wtórny skutkiem nadmiaru substancji biogennej w środowisku morskim Bałtyku jest spadek natlenienia wód przydennych. Natlenienie warstw przydennych jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu 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 jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września.

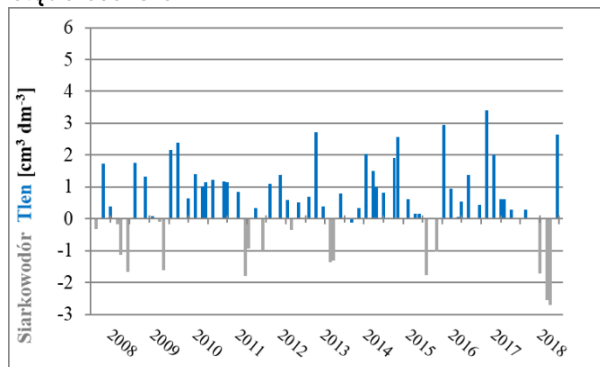
Głębia Bornholmska



pd.-wsch. Głębia Gotlandzka



Głębia Gdańska



Rys. II.117. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2008–2018

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 (Rys. II.117). W kolejnych latach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który doprowadził do powrotu deficytu tlenowego w strefie przydennej, a następnie nawet do pojawiania się siarkowodoru we wszystkich głębiach polskich obszarów morskich.

Wody przydenne obszarów płytkowodnych, za sprawą cyrkulacji i dobrej wymiany wód (brak piknokliny, pojawianie się upwelling'ów), były w roku oceny dobrze natlenione, stężenie tlenu przy dnie oscylowało wokół wartości $4,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (Tabela II.27).

Tabela II.27. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2018 r. w polskich obszarach morskich (min. 2008–2017)

Akwen	okres	strefa	$\text{O}_2 \text{ min (VI–IX)}$
Basen Bornholmski	2018 2008–2017	głębokowodna	-1,55 (-1,2)
	2018 2008–2017	płytkowodna	4,50 (4,6)
	2018 2008–2017	Zatoka Pomorska	3,91 (4,7)
wschodni Basen Gotlandzki	2018 2008–2017	głębokowodna	-1,18 (-0,2)
	2018 2008–2017	płytkowodna	4,00 (4,3)
Basen Gdański	2018 2008–2017	głębokowodna	-2,70 (-1,8)
	2018 2008–2017	płytkowodna	4,80 (4,3)

siarkowódor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Ocena eutrofizacji

W 2018 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich przeprowadzono ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM), na podstawie podręcznika eutrofizacji przygotowanego w HELCOM w ramach projektu HOLAS (HELCOM 2015). Ocenę eutrofizacji wykonano dla trzech głębokowodnych basenów otwartego morza zbieżnych z akwenami zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (Rys. II.2). Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe, które posłużyły do wyliczenia współczynników eutrofizacji (ER) z wykorzystaniem wartości progowych dobrego stanu środowiska GES i zastosowaniem wag, a następnie po odpowiedniej agregacji, zostały ostatecznie odniesione do dwustopniowej skali rekomendowanej przez RDSM, czyli stan odpowiedni/dobry (GES) lub nieodpowiedni/zły (subGES). Zły stan środowiska morskiego opisują wartości ER większe od 1.

W 2018 r. żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości GES, a w konsekwencji żaden z akwenów nie osiągnął dobrego stanu (Tabela II.28).

W zakresie eutrofizacji stan środowiska polskich obszarów morskich w 2018 r. uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

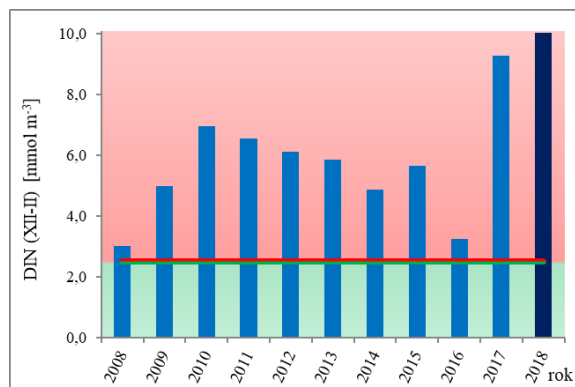
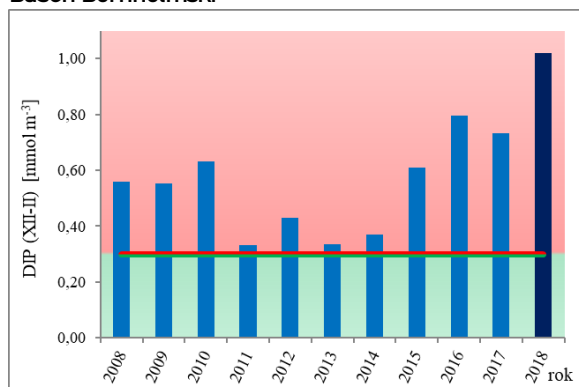
Na taki stan złożyły się przede wszystkim wysokie stężenia azotu oraz fosforu, zarówno całkowitego jak i mineralnego, złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, a także nadmierne zakwity fitoplanktonu, co przełożyło się na przekroczenie wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu oraz przezroczystości (Rys. II.118–Rys. II.121).

Tabela II.28. Ocena eutrofizacji (Cechy D5) w polskich obszarach morskich w 2018 roku (źródło danych PMS)

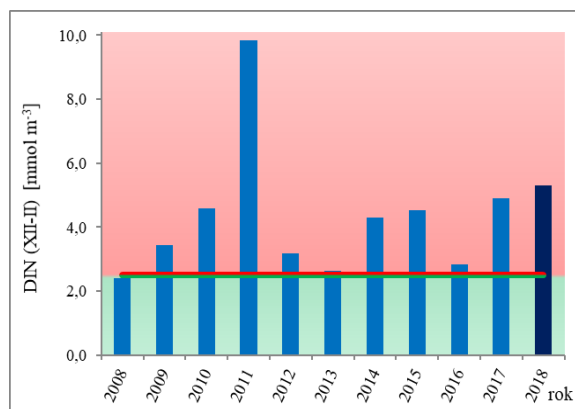
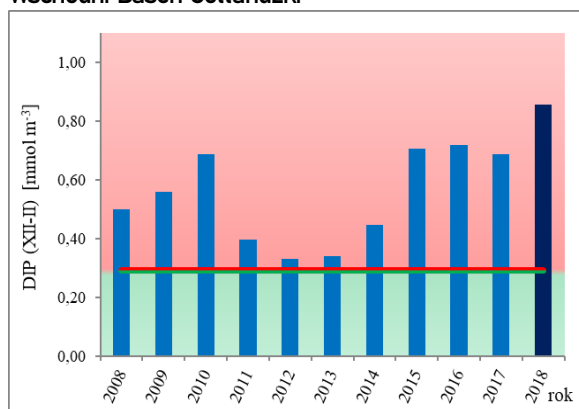
Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy *	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	4,01	3,39	1,69	2,28	2,84	1,32	1,09	1,12	1,18	1,27	1,12	1,23	sub GES (2,84)
polskie wody Basenu Gdańskiego	2,37	2,77	1,30	2,03	2,12	2,06	1,44	1,19	1,56	1,25	2,69	1,97	sub GES (2,12)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	2,04	2,95	1,34	1,94	2,07	1,56	1,33	1,1	1,33	1,25	1,51	1,38	sub GES (2,07)

* dostępne wartości z okresu 2011-2016

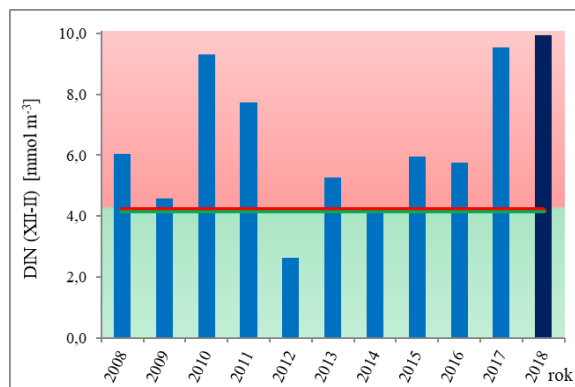
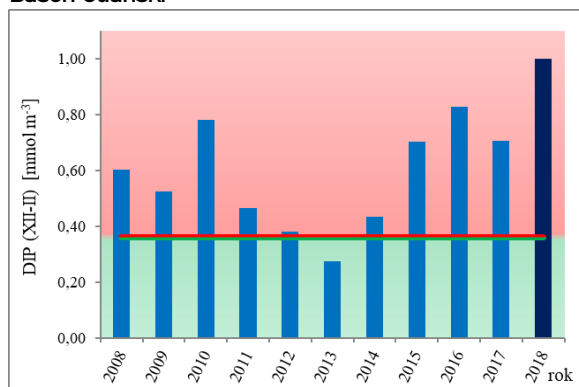
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

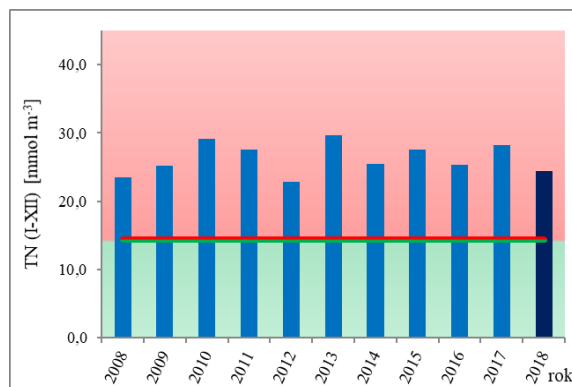
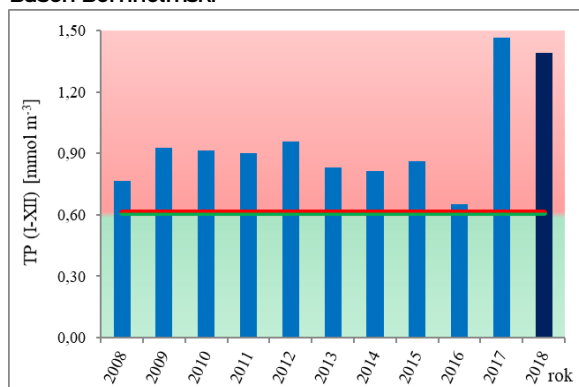


Basen Gdański

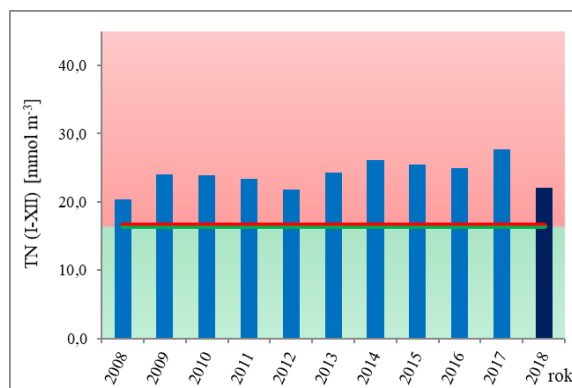
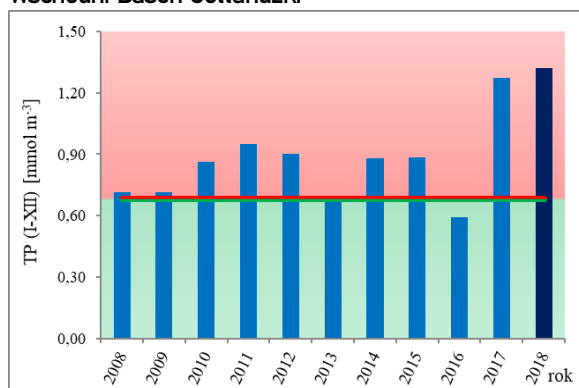


Rys. II.118. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

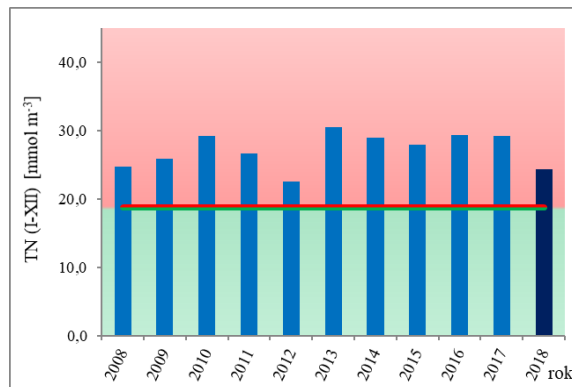
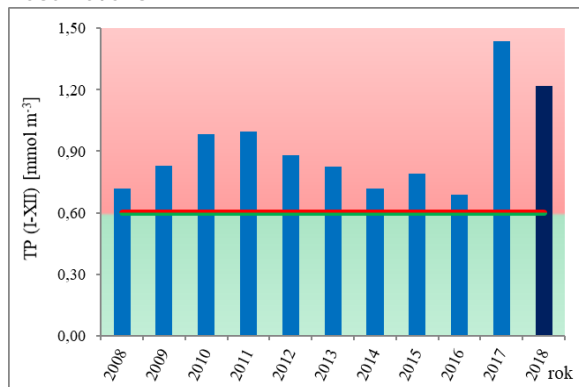
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański

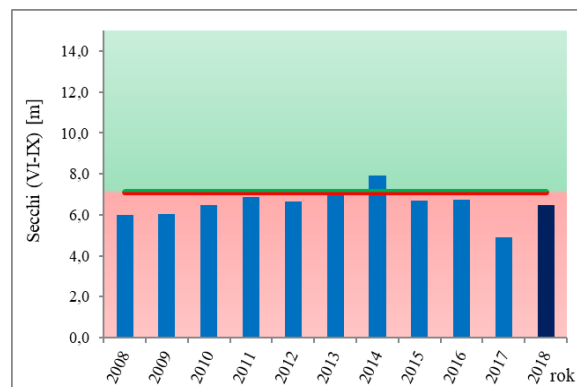
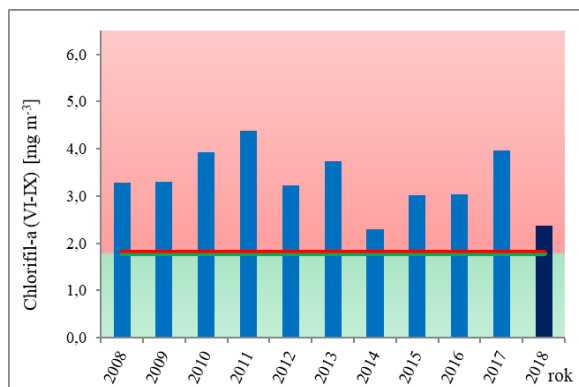


Rys. II.119. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

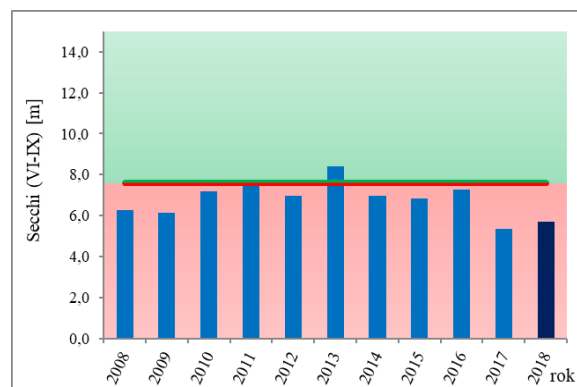
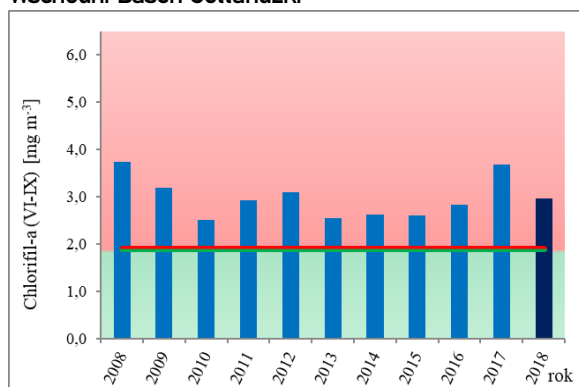
CHLOROFIL a

SECCHI

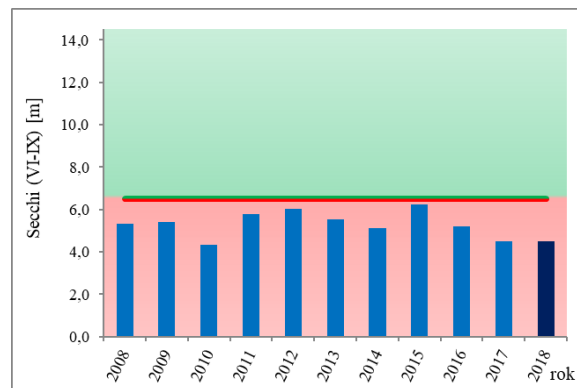
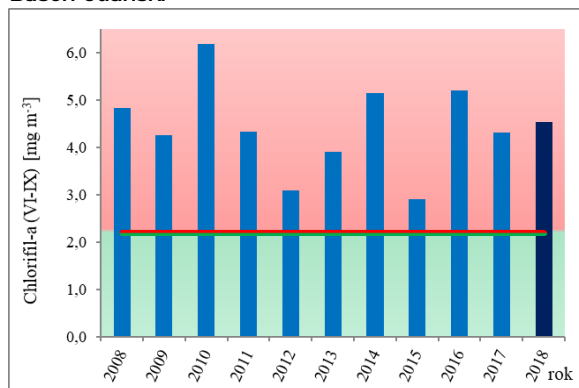
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki

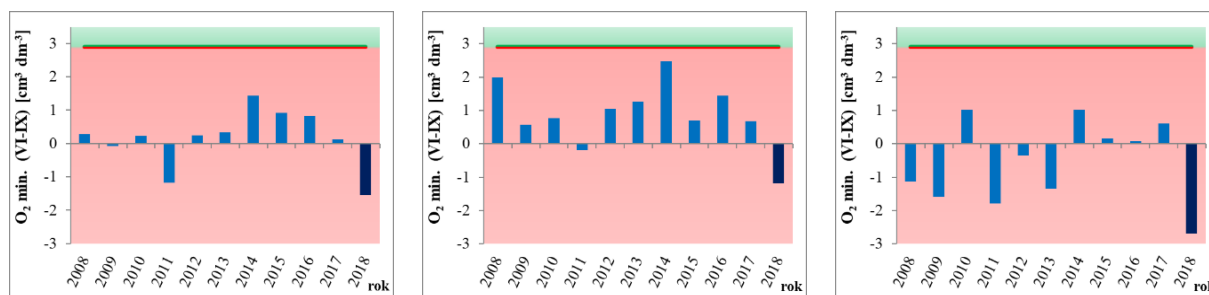


Basen Gdański



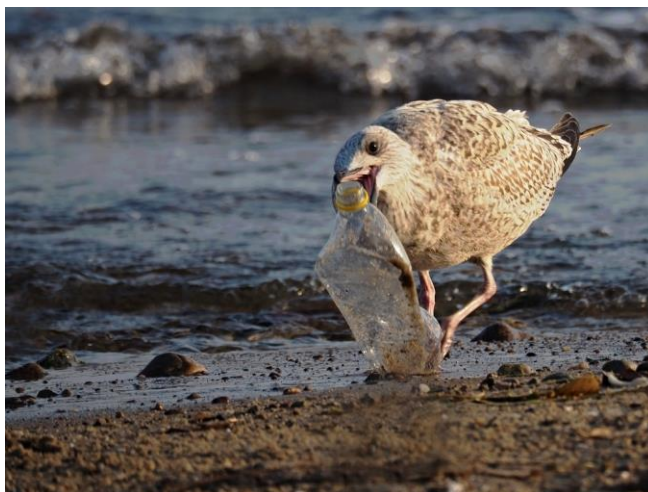
Rys. II.120. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

Basen Bornholmski	wschodni Basen Gotlandzki	Basen Gdański
-------------------	---------------------------	---------------



Rys. II.121. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2008–2018. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)

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



W 2018 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: D8 – stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy, poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje dyrektywy 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, które uznano za kluczowe dla oceny stanu środowiska morskiego.

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

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej wartości stężeń substancji niebezpiecznych analizowanych w różnych (adekwatnych elementach środowiska morskiego) odnoszone są do wartości progowych (stężeń dopuszczalnych) wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES) środowiska. Wartości progowe ustalane są na poziomie UE, najczęściej w postaci środowiskowych norm jakości – EQS (ang. Environmental Quality Standards (Anon 2013) lub regionalnie (wartości progowe rekomendowane przez regionalne konwencje morskie: HELCOM (HELCOM 2012) oraz OSPAR (OSPAR 2009)). Dopuszcza się stosowanie wskaźników i powiązanych z nimi wartości opracowanych na poziomie krajowym, czego przykładem jest wykorzystanie stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Hg, Ni) oraz izotopu ^{137}Cs w roślinach makrofytobentosowych (Zalewska i Danowska 2017).

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

Ponieważ ocena stanu środowiska w zakresie cechy D9 oparta jest na danych dotyczących tych samych substancji zanieczyszczających w rybach uwzględnionych w ocenie w ramach cechy D8, dlatego w ocenie wykorzystano te same dane środowiskowe stosując jednocześnie inne kryteria oceny.

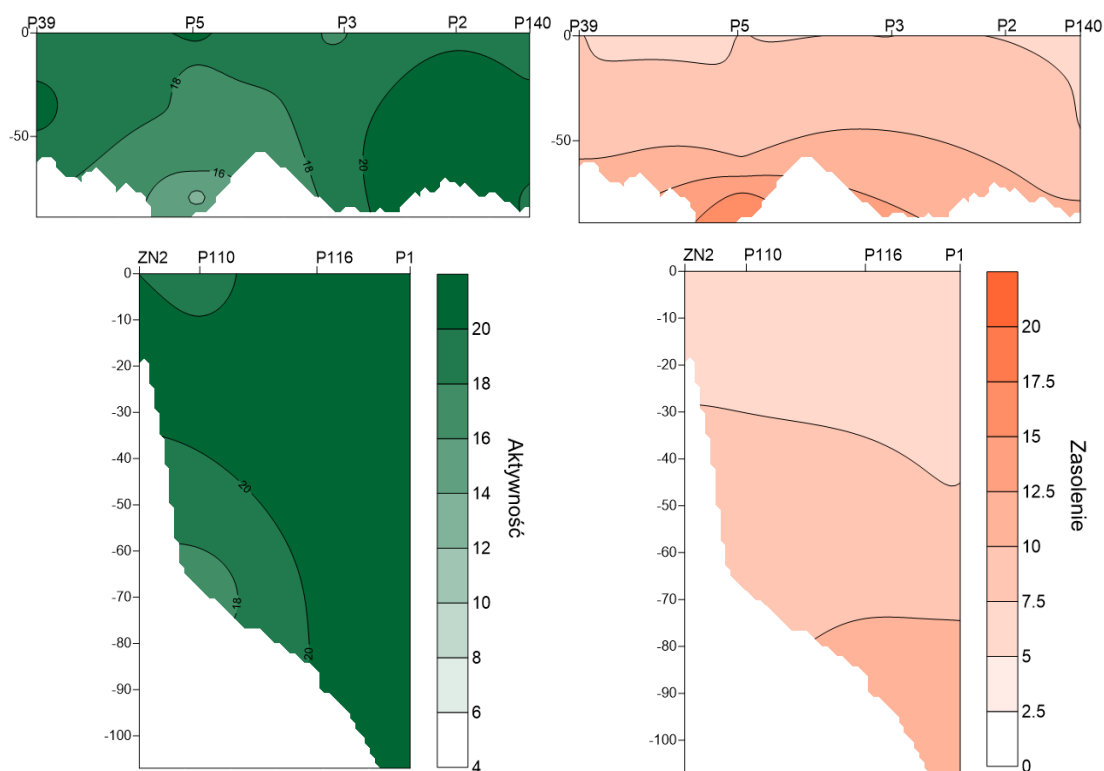
II.4.3.1. Radionuklidy

Woda morska

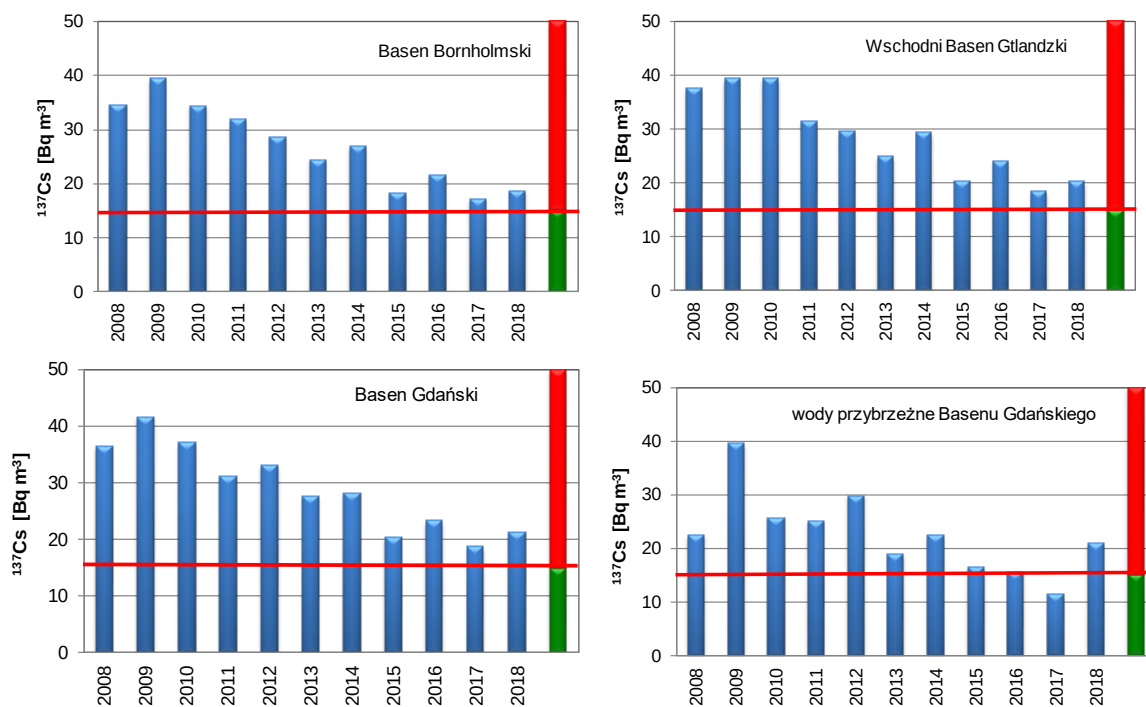
W 2018 roku, podobnie jak w latach poprzednich, prowadzony był monitoring dwóch izotopów promieniotwórczych: cezu – ^{137}Cs i strontu – ^{90}Sr obecnych w środowisku Morza Bałtyckiego. Są to izotopy pochodzenia antropogenicznego, charakteryzujące się stosunkowo długim okresem połowicznego rozpadu promieniotwórczego wynoszącym odpowiednio 30 i 28 lat, które w głównej mierze odpowiedzialne są za kształtowanie poziomu radioaktywności antropogenicznej w wodach Morza Bałtyckiego. Głównymi źródłami monitorowanych izotopów są testy broni jądrowej, których intensyfikacja przypada na lata 50. i 60. oraz awaria elektrowni w Czarnobylu, która miała miejsce w 1986 roku. Na zmiany ich aktywności promieniotwórczej w środowisku morskim wpływają głównie rozpad promieniotwórczy, procesy sedymentacji, wymiana wód z Morzem Północnym oraz w znikomym stopniu procesy bioakumulacji w organizmach fauny i flory morskiej (Saniewski i Zalewska 2018, Zalewska i Lipska 2006, Zalewska i Suplińska 2013). Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2018 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $19,8 \text{ Bq m}^{-3}$ i było wyższe od średniego stężenia odnotowanego w roku poprzednim o $2,6 \text{ Bq m}^{-3}$ i jednocześnie niższe o ponad 15 Bq m^{-3} od średniej aktywności omawianego izotopu w 2008 roku ($38,7 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.

W 2018 roku stężenia ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku pozostawały w zakresie od $13,2 \text{ Bq m}^{-3}$ do $27,8 \text{ Bq m}^{-3}$. Najwyższe stężenia ^{137}Cs przekraczające nieznacznie 27 Bq m^{-3} , odnotowano podobnie jak w roku ubiegłym w wodach przydennych w rejonie Głębi Gdańskiej. Najniższe aktywności wystąpiły w wodach przydennych w Głębi Bornholmskiej (od 13 Bq m^{-3} do 18 Bq m^{-3}). Podobnie jak w latach poprzednich, w zachodnich obszarach strefy morza otwartego, zmiany stężeń ^{137}Cs w profilu pionowym pozostawały w związku z wielkością zasolenia, przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.122). Rozkład pionowy w Głębi Gdańskiej i w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego był już znacznie bardziej wyrównany, ponieważ słabe wlewy czystszych wód z Morza Północnego nie są w stanie dotrzeć w ten rejon co widać na rysunku przedstawiającym rozkład pionowy zasolenia w Basenie Bornholmskim (Rys. II.122). W obszarze ujścia Wisły ze względu na zdecydowanie niższe aktywności ^{137}Cs w wodzie rzecznej, aktywności tego pierwiastka są zdecydowanie niższe w wodach powierzchniowych (Saniewski i Zalewska, 2016). W roku 2018 nie zaobserwowano rozcieńczającego efektu wody słodkiej ze względu na dominację wiatrów z kierunków północnych w okresie pobierania próbek, o czym świadczy wysokie zasolenie wody powierzchniowej na stacji położonej najbliżej ujścia rzeki ZN2 (6,3). W czerwcu 2018 zasolenie wynosiło 1,3 (Rys. II.122).

W 2018 średnie stężenia ^{137}Cs w trzech obszarach poddawanych ocenie były około 10% wyższe niż w roku poprzednim i wynosiły $18,7 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim, $20,2 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz $21,1 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim (Rys. II.123). W wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnie stężenie ^{137}Cs w roku 2018 wynosiło aż $20,8 \text{ Bq m}^{-3}$ i było prawie dwukrotnie wyższe niż w roku poprzednim, co wynikało przede wszystkim z napływu wód z Bałtyku Właściwego.



Rys. II.122. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2018

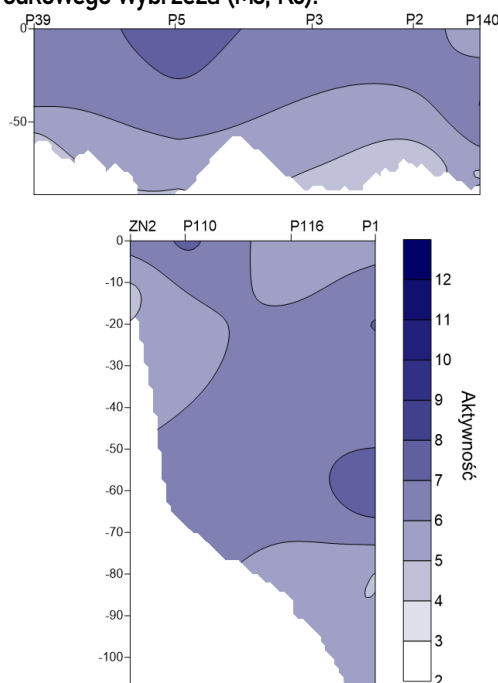


Rys. II.123. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2008–2018, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim

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 2018 roku w czterech obszarach oceny: Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Gdańskim oraz w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczego izotopem ^{137}Cs należy uznać za nieodpowiedni według wymagań RDSM.

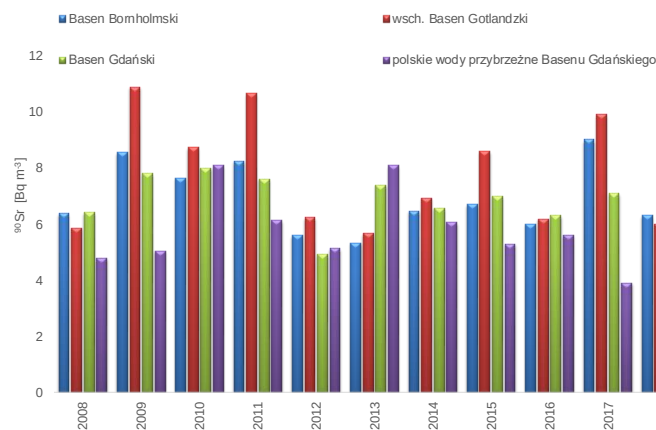
W przypadku drugiego z omawianych izotopów – ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznego spadku jego stężeń w wodzie morskiej. Oznacza to, że jego rola w kształtowaniu poziomu radioaktywności wzrasta w porównaniu do ^{137}Cs (Saniewski i Zalewska, 2018). Należy jednak podkreślić, że dla tego izotopu nie wyznaczono wartości granicznych i w związku z tym nie dokonano oceny stanu środowiska zgodnie z przyjętymi zasadami.

W roku 2018 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła $6,2 \text{ Bq m}^{-3}$ i była niższa od obserwowanej w roku poprzednim o 2 Bq m^{-3} . Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od $4,3 \text{ Bq m}^{-3}$ do $9,5 \text{ Bq m}^{-3}$. Najniższe stężenia ^{90}Sr na poziomie $4 - 5 \text{ Bq m}^{-3}$ (17% odnotowanych wyników) wystąpiły w wodach przydennych obszarów morza otwartego (Rys. II.124). Nieznacznie wyższe stężenia na poziomie od 6 Bq m^{-3} do 7 Bq m^{-3} , które stanowiły 47% wszystkich odnotowanych wyników, występowały głównie w wodach przybrzeżnych oraz w wodach powierzchniowych w rejonie morza otwartego i Zatoki Gdańskiej. Najwyższe aktywności na poziomie około 9 Bq m^{-3} wystąpiły jedynie w wodach przydennych obszarów środkowego wybrzeża (M3, K6).



Rys. II.124. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2018

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną w żadnym z akwenów (Rys. II.125). Najmniejsze średnie stężenie ($5,6 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowało wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego i było wyższe o $1,7 \text{ Bq m}^{-3}$ od obserwowanego w roku poprzednim. W trzech pozostałych basenach wartości były zbliżone: $6,0 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $6,3 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Bornholmskim i $6,5 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim. W przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego aktywność ^{90}Sr w wodzie była odpowiednio o $3,9 \text{ Bq m}^{-3}$ i $2,7 \text{ Bq m}^{-3}$ niższa w stosunku do roku ubiegłego.

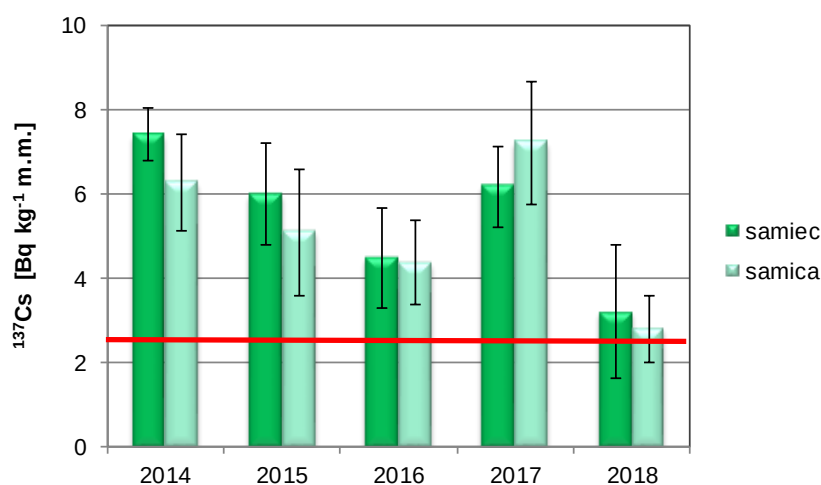


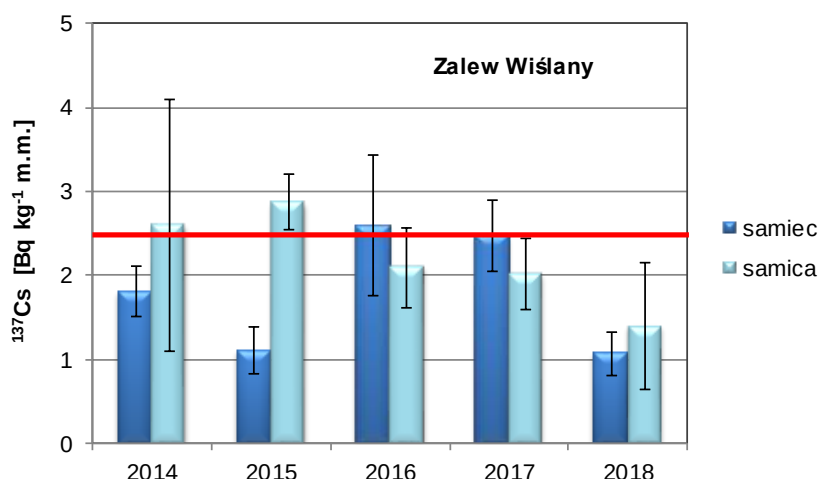
Rys. II.125. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2008–2018, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

Ryby

W 2018 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 stosunkowo szerokim zakresie w przypadku samic: od 2,2 do 4,9 Bq kg $^{-1}$ m.m. i od 1,6 do 7,7 Bq kg $^{-1}$ m.m. w przypadku samców (Rys. II.126). Wartości średnie dla obu płci były wyrównane i wynosiły odpowiednio 2,8 Bq kg $^{-1}$ m.m. – samice i 3,2 Bq kg $^{-1}$ m.m. – samce i były prawie dwukrotnie niższe niż w roku poprzednim. W Zalewie Wiślanym stężenia badanego izotopu w przypadku obydwu płci pozostawały na niższych poziomach. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 1,4 Bq kg $^{-1}$ m.m. (samice) i 1,1 Bq kg $^{-1}$ m.m. (samce) i były, podobnie jak w przypadku Zalewu Szczecińskiego, dwukrotnie niższe do wartości obserwowanych w roku poprzednim: 2,0 Bq kg $^{-1}$ m.m. (samice) i 2,5 Bq kg $^{-1}$ m.m. (samce).

Biorąc pod uwagę wartość stężenia docelowego równego 2,5 Bq kg $^{-1}$ m.m. określonego dla śledzi (dla okoni taka wartość nie została wyznaczona), stan środowiska Zalewu Szczecińskiego w zakresie skażenia ryb promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs należy uznać za nieodpowiedni według RDSM, natomiast w Zalewie Wiślanym stan dobry został osiągnięty.





Rys. II.126. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2018 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2018 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (Rys. II.2). Jako wartości graniczne, determinujące określony stan środowiska morskiego – GES/subGES – dla ołowiu i rtęci przyjęto poziomy zalecane przez wytyczne KE oraz regionalne konwencje (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 $0,288 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzia z łowiska władysławowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzescodartowskiego, storni z Zatoki Pomorskiej. 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 2018 roku. W Tabeli II.29 przedstawiono stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) i małży (*Mytilus edulis*) odłowionych w ocenianych akwenach Bałtyku w 2018 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 wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego charakteryzują się najwyższym stężeniem kadmu odpowiednio – $0,683$ i $0,689 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego były wielokrotnie niższe – $0,068$ i $0,149 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Stężenia kadmu w storni ($0,189$ i $0,219 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$) były ponad 60% niższe w porównaniu ze stężeniem w śledziu. Stężenia ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach $0,034$ – $0,074 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci ($0,030$ – $0,082 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$), a jej stężenie w śledziu było na niższym poziomie ($0,018$ – $0,028 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$).

Tabela II.29. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 r.; w nawiasach średnia z okresu 2008–2017

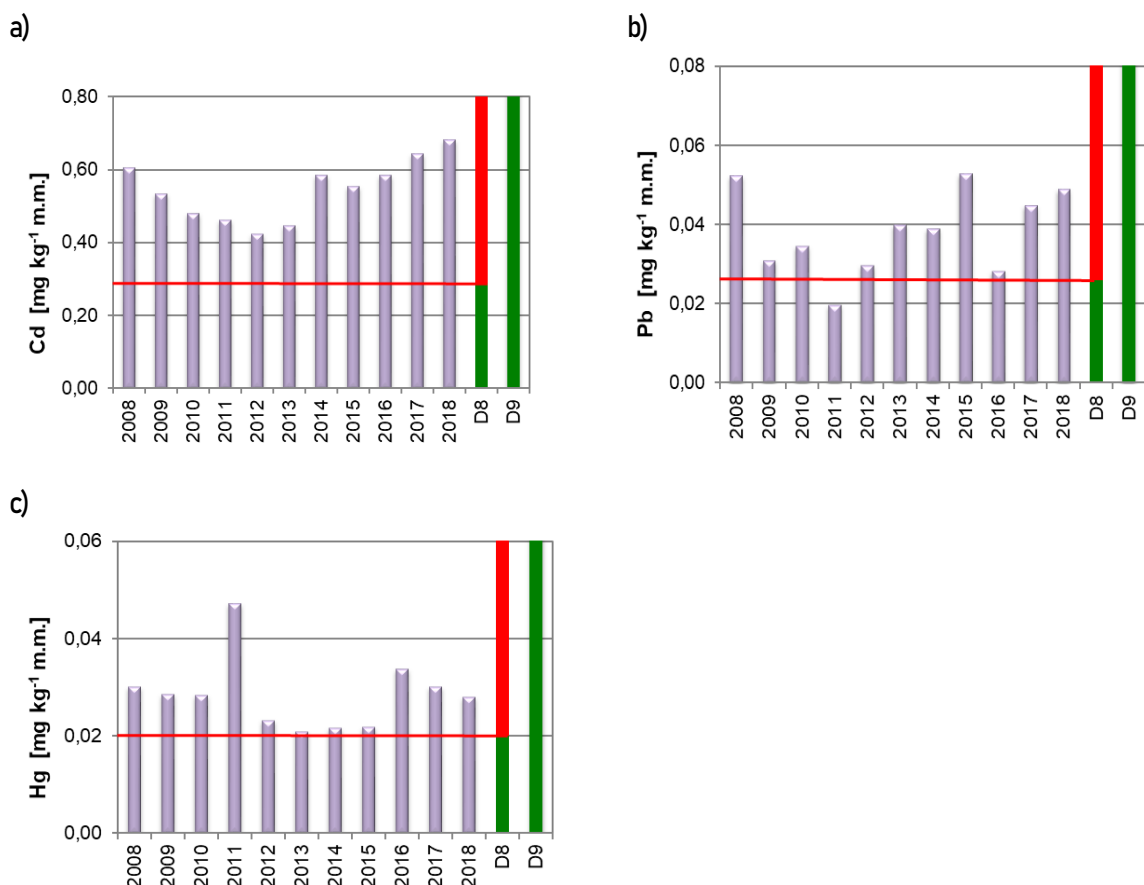
Podakwen	Gatunek	Cd [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Pb [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]	Hg [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,683 (0,531)	0,049 (0,037)	0,028 (0,029)
Basen Bornholmski	śledź	0,689 (0,459)	0,047 (0,036)	0,018 (0,026)
	stornia	0,189 (0,237) ¹	0,043 (0,047) ¹	0,030 (0,039) ¹
Basen Gdański	stornia	0,151 (0,219) ²	0,074 (0,057) ²	0,056 (0,064) ²
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omulek	0,142 (0,117) ¹	0,082 (0,055) ¹	0,008 (0,007) ¹
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,185 (0,184)	0,114 (0,136)	0,010 (0,011)
Zalew Szczeciński	okoń	0,068 (0,061) ³	0,056 (0,031) ³	0,041 (0,063) ³
Zalew Wiślany	okoń	0,149 (0,115) ³	0,034 (0,028) ³	0,056 (0,082) ³

¹ – średnia wartość stężenia z lat 2012–2017, ² – średnia wartość stężenia z lat 2016–2017, ³ – średnia wartość stężenia z lat 2014–2017

Średnie stężenia metali ciężkich w wieloleciu w omulku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Bornholmskiego są znacznie niższe od ich stężeń w omulku odławianym w Zatoce Gdańskiej. W 2018 roku w omulku odłowionym w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, stężenia kadmu i ołowiu były niższe odpowiednio o 23% i 28%, a rtęci o 20% w porównaniu z ich stężeniami w małżach pozyskanych z Zatoki Gdańskiej.

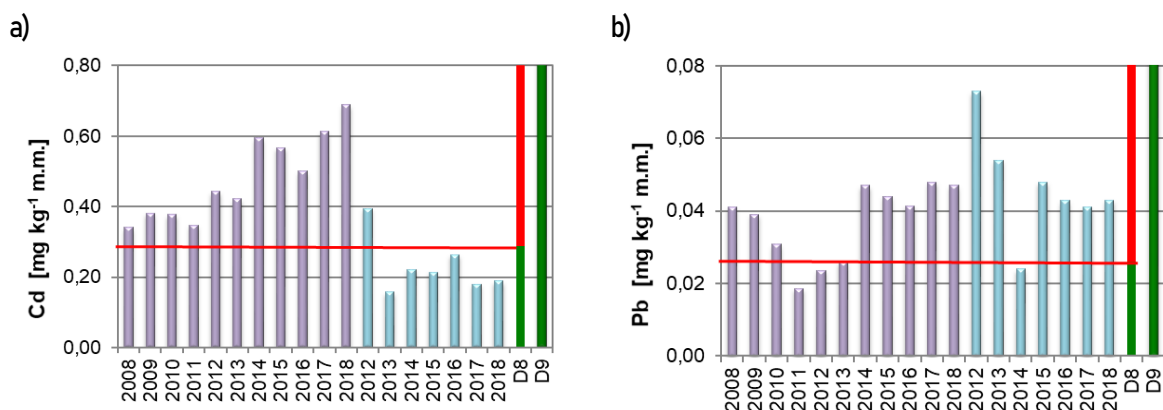
W okresie 2008–2013 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu $0,683 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego (Rys. II.127a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES ($0,026 \text{ mg kg}^{-1}$) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2008 i 2015 – $0,053 \text{ mg kg}^{-1}$ (Rys. II.127b). Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (Rys. II.127c). Najwyższe stężenie rtęci, $0,047 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, stwierdzono w 2011 r. W latach 2012–2015 stężenia rtęci tylko nieznacznie przekraczały granicę GES/subGES $0,020 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$

W 2018 roku, stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach śledzia przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES).

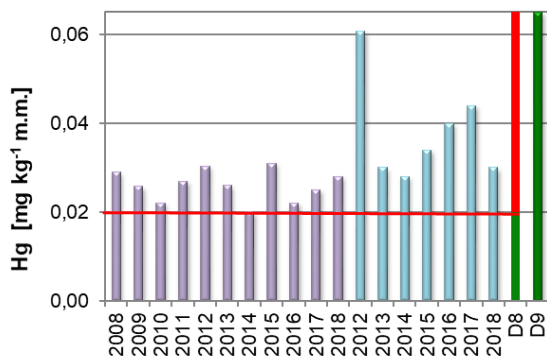


Rys. II.127. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2008-2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2008-2018 (Rys. II.128a). Stężenie ołowiu nie przekroczyło wartości 0,026 mg kg⁻¹ m.m., określającej granicę zanieczyszczenia dla dobrego stanu wód, tylko w latach 2011-2013 (Rys. II.128b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym okresie 2008-2018 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES - 0,020 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.128c). Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w latach 2013- 2018 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.128).



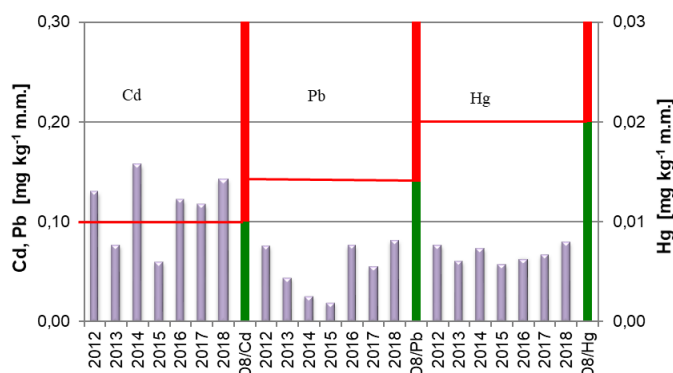
c)



Rys. II.128. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2008-2018 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012-2018 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

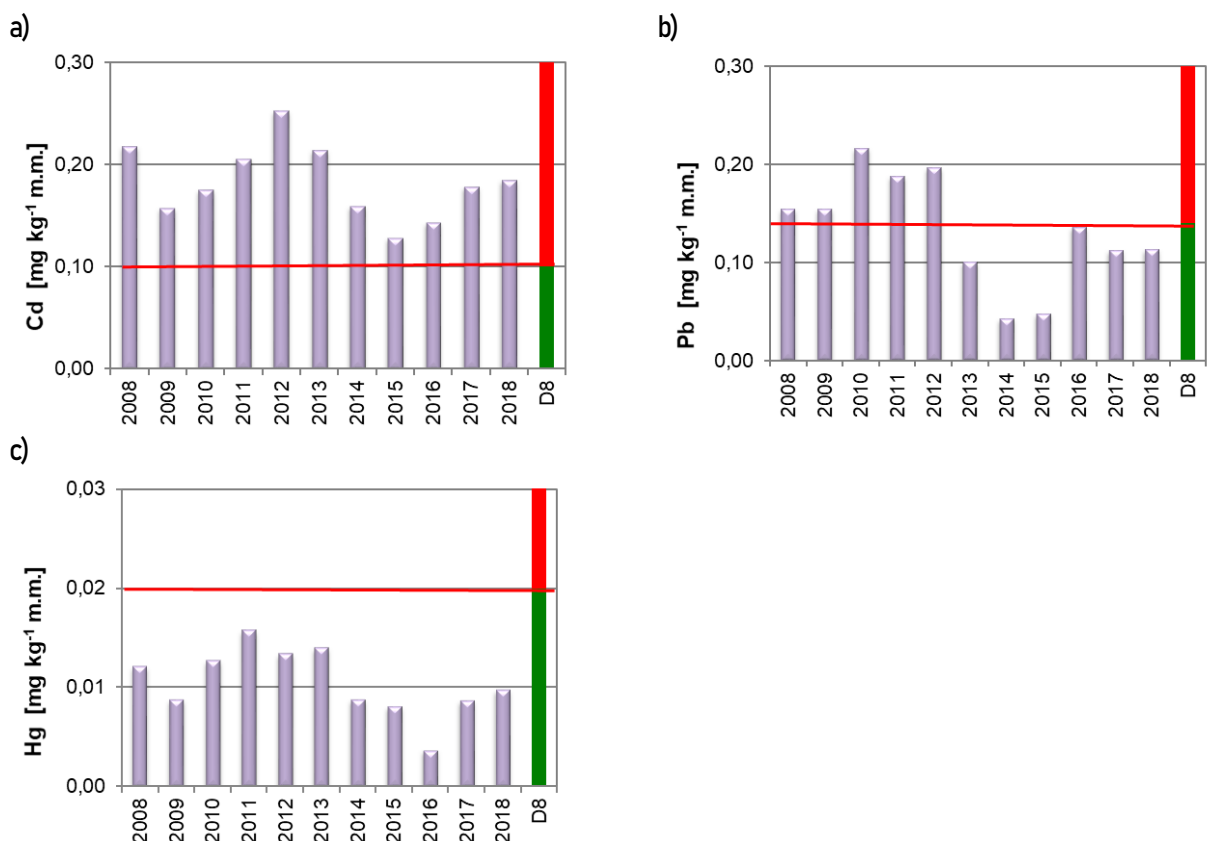
Ponieważ pięć z sześciu wartości stężeń omawianych metali przekracza granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Monitoring wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi prowadzony jest od 2012 roku w oparciu o stężenia metali w małżach odtławianych w rejonie Rowów. W tym okresie poziom kadmu w małżach wskazywał na umiarkowane zanieczyszczenie tym pierwiastkiem w latach 2012, 2014, 2016 – 2018 (stan wód nieodpowiedni) oraz dobry stan wód w 2013 i 2015 roku (Rys. II.129). Pod względem stężenia ołowiu w małżach, stan wód należy ocenić jako dobry w całym okresie pomiarów. W przypadku rtęci w całym okresie pomiarów, stężenie w małżach wskazuje na dobry stan polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, pod względem zanieczyszczenia tym metalem.



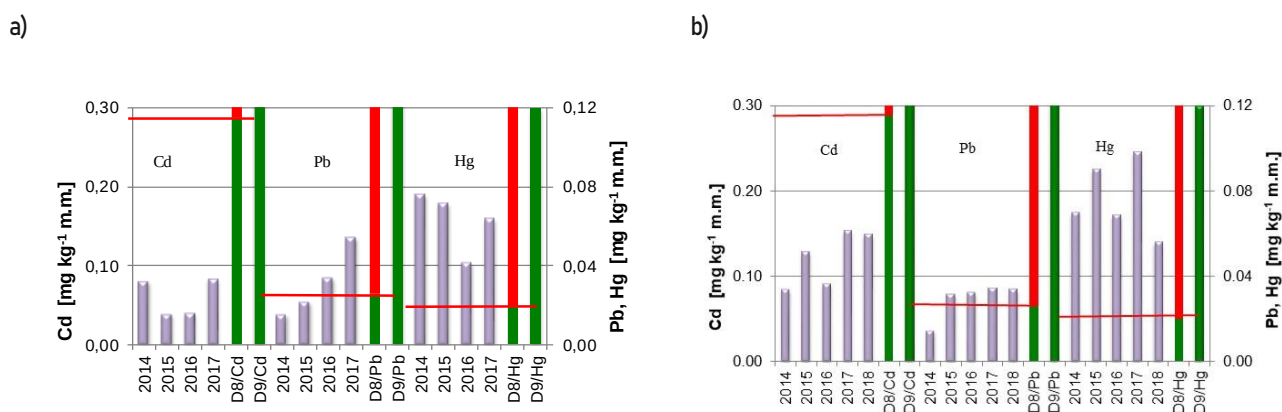
Rys. II.129. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2012-2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku

Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2008-2018) przekraczało poziom $0,10 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, określający dobry stan środowiska, a tym samym wskazuje na nieodpowiedni stan strefy przybrzeżnej (Rys. II.130a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2008-2012 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), natomiast stan dobry obserwowano w latach 2013 – 2018 (Rys. II.130b). Stężenie rtęci w małżach zmieniało się od wartości najwyższej $0,016$ w 2011 roku do najniższej $0,004 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ w 2016 roku. Zanieczyszczenie małży rtęcią w całym okresie pomiarów utrzymywało się na poziomie właściwym dla dobrego stanu wód (Rys. II.130c).



Rys. II.130. 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 2008–2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku

Ocenę stanu wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń metali w tkankach okonia odławianego od roku 2014. Stężenia kadmu w wątrobach okonia pochodzącego z obu zalewów mieściły się w granicach określonych dla dobrego stanu wód (Rys. II.131a,b). Średnie stężenie kadmu w okniu z Zalewu Wiślanego było prawie dwukrotnie wyższe od jego stężenia w okniu odławianym w Zalewie Szczecińskim. Stężenie ołowiu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 i 2015 oraz w okniu z Zalewu Wiślanego w roku 2014 nie przekroczyło wartości $0,026 \text{ mg kg}^{-1}$ określającej granicę dobrego stanu dla zanieczyszczenia ołowiem.



Rys. II.131. 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 2014–2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

W 2018 roku stężenie ołowiu w wątrobach okoni z obu zalewów przekroczyło wartość graniczną dobrego stanu wód. Stężenie rtęci w tkance mięśniowej okonia z obu zalewów znacznie przekracza granicę dobrego stanu dla rtęci ($0,020 \text{ mg kg}^{-1}$) w całym okresie pomiarów.

Z uwagi na to, iż w 2018 r. stężenia ołowiu i rtęci w tkankach okonia w obu zalewach przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej w latach 2016–2018 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekracza poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.132). W 2018 r. ze względu na to, iż stężenia ołowiu i rtęci w tkankach storni przekroczyły wartości określające dobry stan środowiska, stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.



Rys. II.132. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji

Stężenia metali ciężkich w tkankach ryb przeznaczonych do spożycia nie mogą przekraczać wartości granicznych, które dla kadmu i ołowiu w wątrobie oraz rtęci w tkance mięśniowej ryb przeznaczonych do spożycia wynoszą odpowiednio: $1,00 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$, $1,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $0,50 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (HELCOM 2012). Stężenia metali w śledziu, storni i okoni w wszystkich obszarach oceny 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 2018 r. i przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekraczają poziomów ustanowionych dla cechy D9 i pod tym względem stan środowiska należy zakwalifikować jako dobry – GES.

Rośliny makrofitobentosowe

W 2018 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (czerwcu i wrześniu). Do badań wytypowano osiem gatunków: pięć reprezentujących algi i gromadę krasnorostów – *Verterbrata fucoides* (poprzednio *Polysiphonia fucoides*), *Furcellaria lumbricalis*, *Coccotylus truncatus*, *Ceramium virgatum* i *Ceramium diphanum* i trzy należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*. *V. fucoides* i *F. lumbricalis* są gatunkami specyficznymi dla Klifu Orłowskiego i Głazowiska Rowy. W rejonie Głazowiska Ławica Słupska w znacznych ilościach wystąpiły *F. lumbricalis* i *C. truncatus*, natomiast *S. pectinata* i *Z. palustris* występują w rejonie Jamy Kuźnickiej.

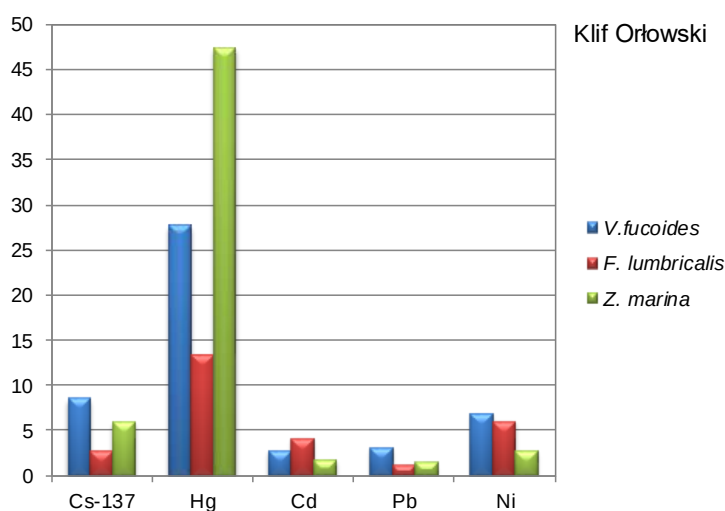
Dane prezentowane na wykresach (Rys. II.133-Rys. II.136) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach.

W 2018 roku, największe stężenie Hg wystąpiło w tkankach *Z. marina* w rejonie Klifu Orłowskiego ($47,3 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.) i, podobnie jak w latach poprzednich w *V. fucoides*, odpowiednio $26,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $29,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Rowów. Stężenia Hg w *F. lumbricalis* były zbliżone do wartości w roku poprzednim i pozostawały na poziomach $13,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m., $15,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i $17,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. odpowiednio w rejonach Klifu Orłowskiego, Rowów i Ławicy Słupskiej. W przypadku pozostałych dwóch gatunków krasnorostów stężenia były na tym samym poziomie: $17,4 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *C. diaphanum* i $17,2 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *C. truncatus*. Tkanki roślin naczyniowych z rejonu Jamy Kuźnickiej charakteryzowały się zawartością Hg na poziomie $13,5 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *Z. palustris*, $11,6 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *S. pectinata* i $6,7 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *Z. marina*.

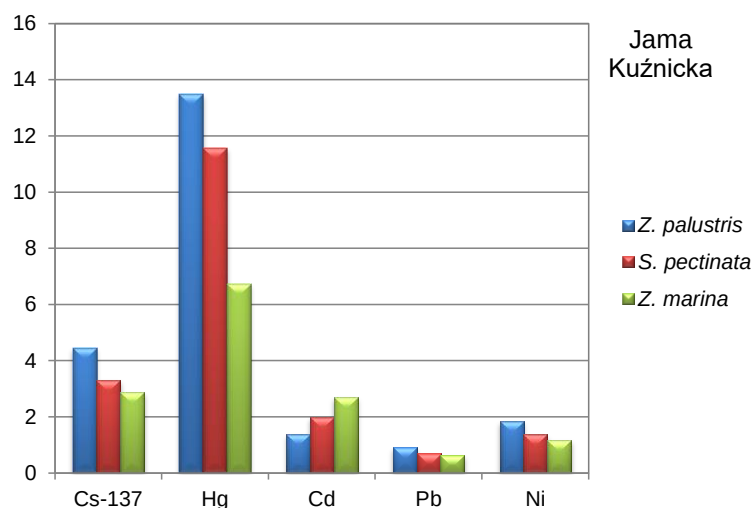
Stężenia Pb w *V. fucoides* w rejonach Klifu Orłowskiego i Rowów były praktycznie identyczne i wynosiły odpowiednio $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i $3,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Niższe stężenia Pb odnotowano w przypadku *F. lumbricalis*, które wynosiły $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. zarówno w rejonie Klifu Orłowskiego, jak i Ławicy Słupskiej. W rejonie Rowów stężenie Pb w tkankach *F. lumbricalis* wyniosło $3,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Zawartość Pb w *C. diaphanum* i *C. truncatus* były na poziomie $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Stężenia Pb w roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej były poniżej 1 mg kg^{-1} s.m.

Największe stężenia Cd wystąpiły w tkankach *V. fucoides*, w rejonie Rowów ($4,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) oraz w tkankach *F. lumbricalis* w rejonie Klifu Orłowskiego ($4,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). Tkanki pozostałych krasnorostów charakteryzowały się stężeniami od $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. (*C. truncatus*) do $3,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. (*C. diaphanum*). W rejonie Jamy Kuźnickiej stężenia Cd w roślinach naczyniowych pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w *Z. palustris* do $2,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w *Z. marina*.

Największe stężenia Ni, podobnie jak w roku poprzednim, wystąpiły w *F. lumbricalis* ($9,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) i *C. truncatus* ($12,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) w rejonie Ławicy Słupskiej. W przypadku dwóch pozostałych lokalizacji, specyficznych dla występowania krasnorostów, stężenia Ni pozostawały w zakresie od 5 do 9 mg kg^{-1} s.m. Najniższe zawartości Ni charakteryzowały tkanki roślin naczyniowych: *Z. palustris* - $1,9 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m., *S. pectinata* - $1,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i *Z. marina* - $1,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

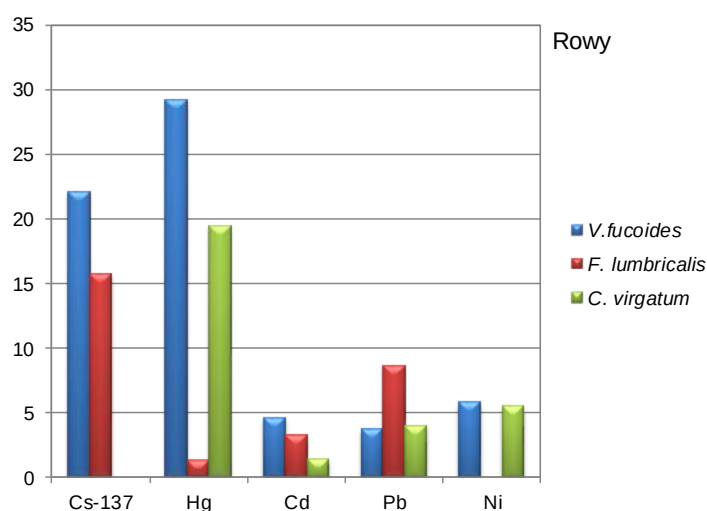


Rys. II.133. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs - 15, Hg - 400, Cd - 33, Pb - 26, Ni - 32)

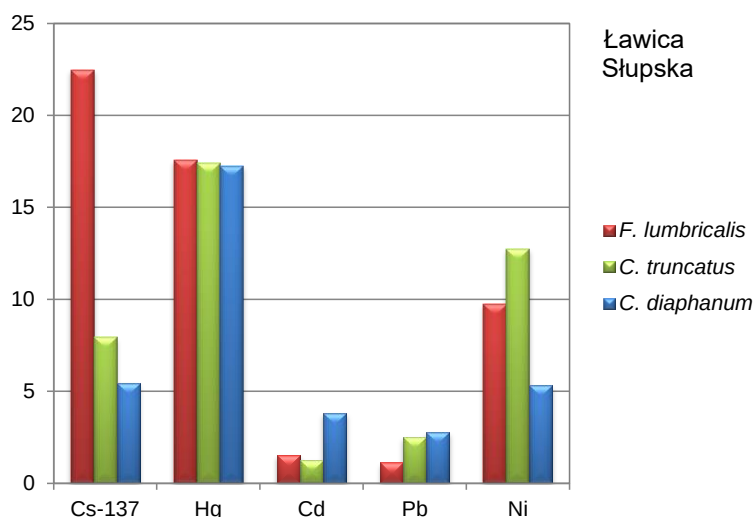


Rys. II.134. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32)

Największe średnie aktywności ^{137}Cs wystąpiły w *V. fucoides* w rejonie Rowów (22,1 Bq kg^{-1} s.m.) i *F. lumbricalis* w rejonie Ławicy Słupskiej (22,5 Bq kg^{-1} s.m.). W rejonie Klifu Orłowskiego stężenia ^{137}Cs w przypadku *V. fucoides* i *F. lumbricalis* pozostawały na stosunkowo niskim poziomie, odpowiednio 8,4 Bq kg^{-1} s.m. i 2,7 Bq kg^{-1} s.m. Średnie aktywności ^{137}Cs w *Z. marina* pozostawały w zakresie od 2,9 do 5,9 Bq kg^{-1} s.m.

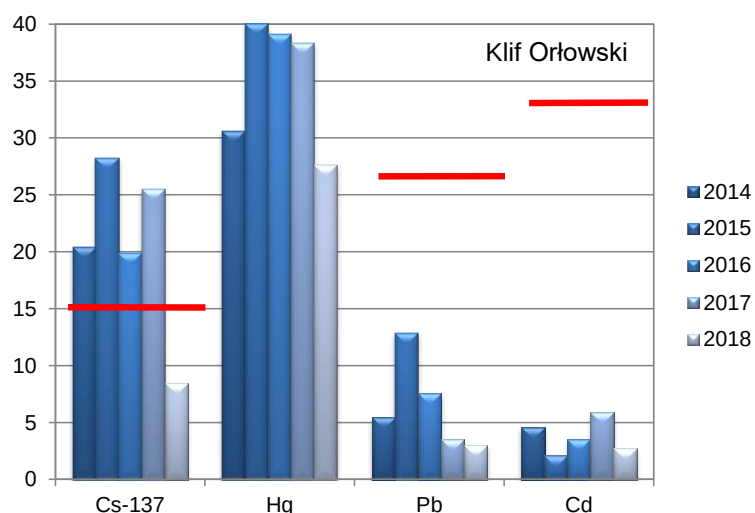


Rys. II.135. Stężenia ^{137}Cs [Bq kg^{-1} s.m.], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg^{-1} s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32)



Rys. II.136. 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 Ławica Słupska w 2017 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32)

W latach 2014–2018 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach: 27,6 – 40 $\mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w przypadku Hg, 3,0 – 12,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Pb i 2,1 – 5,9 mg kg^{-1} s.m. w przypadku Cd (Rys. II.137). Nie obserwuje się jednoznacznych trendów, które wskazywałyby na określone zmiany zachodzące w środowisku, chociaż najniższe stężenia Hg i Pb w całym okresie badań odnotowano w 2018 roku. Taka sama sytuacja obowiązywała w przypadku ^{137}Cs , którego stężenie w 2018 r. wyniosło 8,4 Bq kg^{-1} s.m. i było widocznie mniejsze od wartości obserwowanych w poprzednich latach (20,0 – 25,5 Bq kg^{-1} s.m.). W przypadku Cd, stężenie w 2018 r. było dwukrotnie mniejsze niż w 2017 i porównywalne z wartością odnotowaną w 2015 r.



Rys. II.137. 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 *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014–2018 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – w przypadku Hg granica poza zakresem osi)

Biorąc pod uwagę lokalizację obszarów występowania roślinności makrofytobentosowej, 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 a nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).

Tylko w przypadku ^{137}Cs wartości graniczne dla dobrego stanu zostały nieznacznie przekroczone w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i w Basenie Bornholmskim. 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.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenyloeterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (Rys. II.2), zgodnie z podziałem zaproponowanym wg HELCOM MAS (HELCOM 2013).

Ocenę stanu wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014-2018.

Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus edulis*) odłowionych z okolic Rowów, a wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego w tkance miękkiej małży odłowionych z okolic Sopotu.

Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenyloeterów w tkance mięśniowej śledzi (*Clupea harengus*) z łowiska władysławowskiego. Oceny stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*) i storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenyloeterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej.

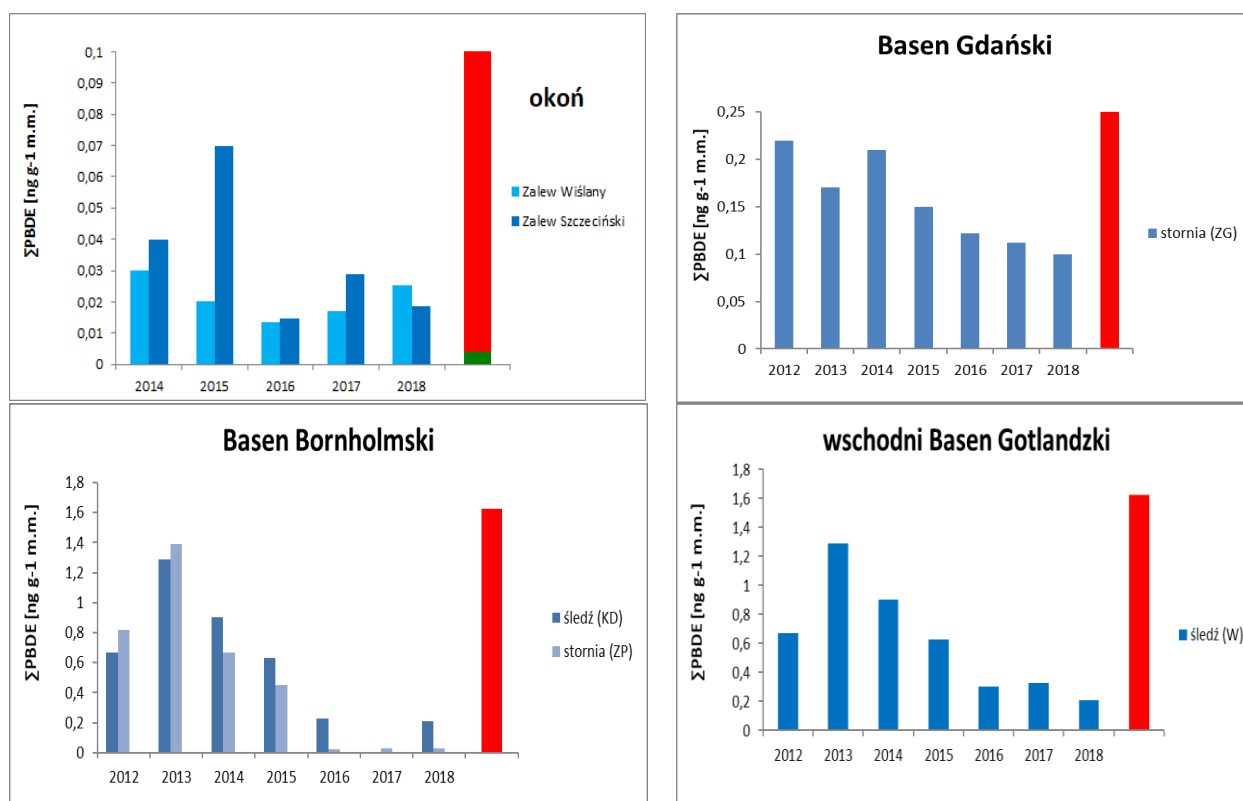
Na Rys. II.138 przedstawiono sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionych w ocenianych akwenach.

Sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego zebrano na Rys. II.139 w latach 2012-2018.

W porównaniu do ubiegłych lat badań w 2018 roku zaobserwowano spadek zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód Basenu Gdańskiego.

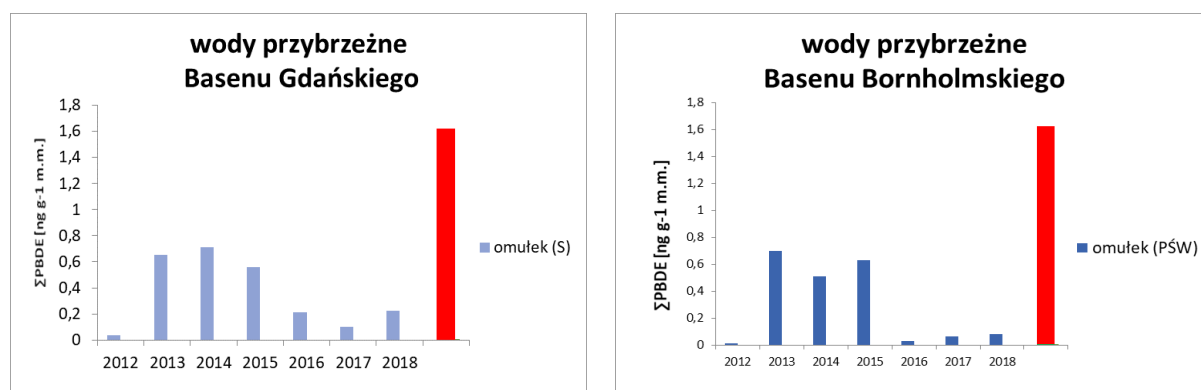
W tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód Basenu Bornholmskiego zaobserwowano znaczny wzrost zawartości PBDE w 2018 roku w porównaniu do roku poprzedniego. Stężenie 6 kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionych z wód omawianego akwenu pozostało na stałym poziomie podobnie jak w roku 2017.

W tkankach mięśniowych śledzi odłowionych z wód Basenu Gotlandzkiego nastąpił w 2018 roku spadek stężenia PBDE. W tkankach okoni odłowionych z wód Zalewu Szczecińskiego zaobserwowano w 2018 roku spadek zawartości difenyloeterów w porównaniu do roku poprzedniego. Natomiast w tkankach okoni pozyskanych z wód Zalewu Wiślanego w 2018 roku, można zaobserwować wzrost zawartości polibromowanych difenyloeterów w porównaniu do roku 2017 (Rys. II.138).



Rys. II.138. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (ZG – Zatoka Gdańska, ZP – Zatoka Pomorska, KD – Łowisko Kołobrzewsko-Dartowskie, W – Łowisko Władysławowskie) latach 2012-2018; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej. stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyniku oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012-2018. Stężenia PBDE w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu były wyższe w porównaniu do roku 2017. Tkanki miękkie małży odłowionych z okolic Rowów odznaczały się wyższą zawartością omawianych związków w porównaniu do roku poprzedniego (Rys. II.139.).



Rys. II.139. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot, PŚW – wody przybrzeżne środkowego Wybrzeża) w latach 2012-2018; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

W 2016 nastąpiła zmiana wartości progowej dopuszczalnego stężenia sumy 6-ciu kongenerów PBDE, co w konsekwencji spowodowało drastyczną zmianę stanu środowiska morskiego dla wszystkich analizowanych akwenów w stosunku do lat wcześniejszych.

W poprzednich latach na podstawie dostępnych danych określono stan środowiska jako dobry (GES), natomiast obecnie stan środowiska morskiego należy uznać za zły (subGES) dla wszystkich badanych akwenów według RDSM pod względem zanieczyszczenia polibromowanymi difenyleterami w odniesieniu do nowej wartości progowej 0,008 $\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$

Zawartość heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odtowionych z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego na przestrzeni 5-ciu lat badań przedstawiono w Tabeli II.30.

W 2018 roku stężenie HBCDD w tkankach mięśniowych śledzia i w tkankach miękkich omułka zmniejszyło się w porównaniu do roku ubiegłego. W tkankach mięśniowych storni odtowionej z wód Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego nastąpił spadek stężenia PBDE w stosunku do roku poprzedniego. Natomiast w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Wiślanego nastąpił wzrost stężenia HBCDD w porównaniu do roku 2017. W 2018 roku stężenie HBCDD w tkankach mięśniowych okoni pobranych z wód Zalewu Szczecińskiego podniosło się nieznacznie w porównaniu do roku 2017.

Na podstawie otrzymanych wartości stężeń HBCDD w organizmach morskich stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM.

Tabela II.30. Stężenie heksabromocyklododekanu (HBCDD) w mięśniach ryb [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej matły [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)

Akwen	Gatunek	HBCDD						
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052
Basen Gdański	stornia	bd	bd	bd	bd	0,051	0,097	0,077
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omułek	1,02	1,14	1,18	0,56	0,672	0,438	0,0103
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	omułek	0,05	1,28	0,62	0,25	0,098	<0,199	0,0092
Zalew Wiślany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046

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

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

Monitoring wód 5 akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego, Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego w zakresie zanieczyszczenia sulfonianem perfluorooktanowych (PFOS) prowadzony jest od 2014 r. w oparciu o stężenie PFOS w rybach odtawianych w tych rejonach. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego w tkankach mięśniowych śledzia w 2018 r. zawartość PFOS była niższa niż w roku ubiegłym (Tabela II.31). W tkankach mięśniowych storni pozyskanych z wód Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego w 2018 r. zaobserwowano spadek wartości stężeń PFOS w porównaniu do 2017 roku.

Należy zwrócić uwagę na znaczny spadek stężenia sulfonianu perfluorooktanowego w tkankach okoni odtowionych z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w stosunku do 2014 roku. Stężenia PFOS w tych akwenach były kilkukrotnie wyższe w porównaniu do pozostałych w ubiegłych latach. W 2018 roku w tkankach okoni odtowionych z obu zalewów nastąpił znaczny wzrost zawartości stężenia PFOS w porównaniu do roku poprzedniego.

Z uwagi na fakt, iż stężenia PFOS we wszystkich badanych akwenach nie przekroczyły wartości definiującej dobry stan środowiska, wody badanych akwenów należy uznać za dobre pod względem zanieczyszczenia tym związkiem i ich stan jako dobry- GES.

Tabela II.31. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Akwen	Gatunek	PFOS				
		2014	2015	2016	2017	2018
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335
Basen Gdański	stornia	bd	bd	0,937	0,636	0,445
Zalew Wiślan	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844

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

Związki chloroorganiczne

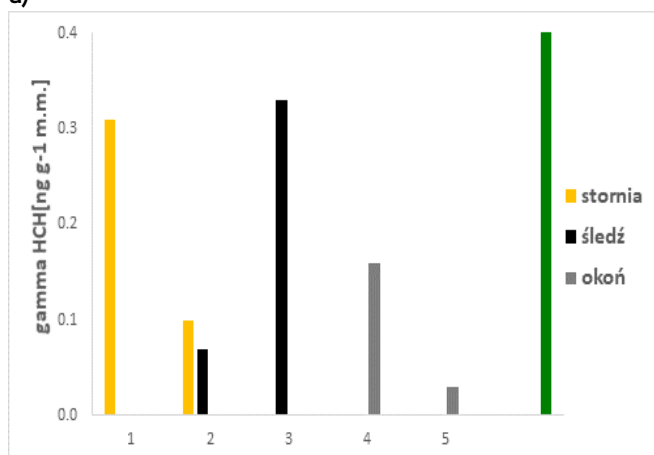
W oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α -, β -, γ -HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α -, β -endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB28, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003) przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2018 r.

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

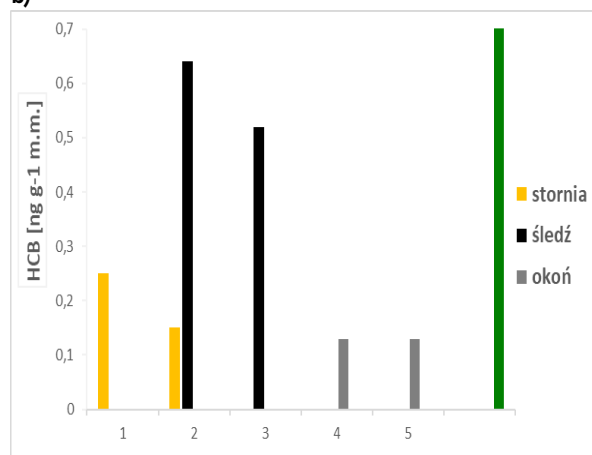
Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresach (Rys. II.140) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH uzyskane w 2018 r. w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach. W 2018 r. stan wód pod względem zanieczyszczenia lindanem i heksachlorobenzenem można uznać za dobry (GES) – według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach.

Badania zawartości lindanu (HCH) oraz heksachlorobenzenu (HCB) w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2006–2018 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.

a)



b)



Rys. II.140. Średnie stężenie lindanu γ -HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślan, 5 – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.141 przedstawia średnie stężenie CB 118, CB 153 oraz $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kotobrzESCO-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) w 2018 r. we wszystkich badanych akwenach wskazuje na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM.

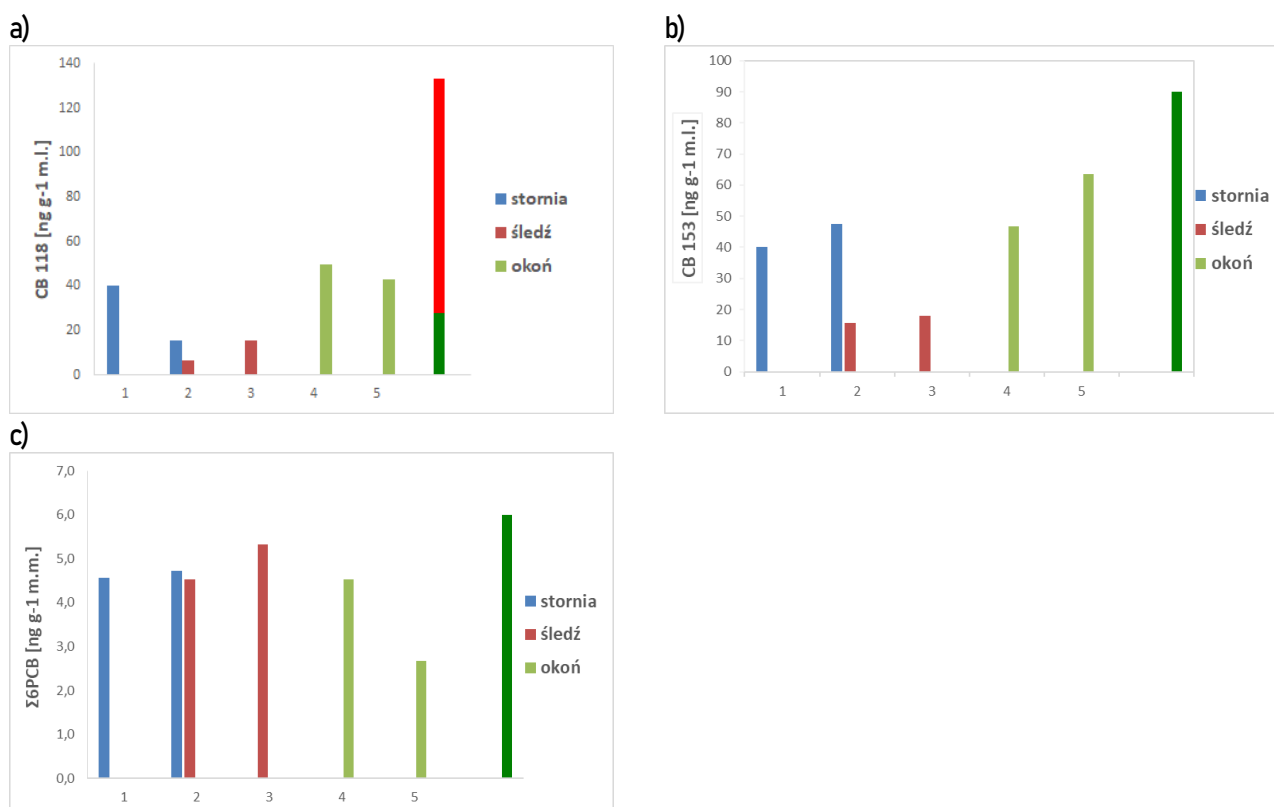
Stan wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego można uznać za dobry (GES) – według RDSM ze względu na zawartość CB 118. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń CB 118 w tkankach mięśniowych śledzia i storni w 2018 r. Zarówno stężenia CB 118 w tkankach mięśniowych śledzi jak i storni mieściły się w granicach dobrego stanu środowiska (GES).

Jednakże stężenia CB 118 w tkankach mięśniowych storni pobranej z wód Basenu Gdańskiego w 2018 roku przekroczyło wartość graniczną dobrego stanu środowiska. Z uwagi na to, że w 2018 r. stężenie CB 118 w tkankach storni przekroczyło wartość określającą dobry stan środowiska, stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Analizując stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych okonia odłowionego z wód zalewów Wiślanego i Szczecińskiego, poziom zanieczyszczenia tym związkiem w obu akwenach wskazuje na nieodpowiedni stan środowiska – subGES.

Na przestrzeni dwunastu lat badań CB 118 zarejestrowano także nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES).

Ocenę stanu wód wszystkich analizowanych akwenów dokonano również w oparciu o stężenie CB 153 w tkankach mięśniowych śledzi, storni oraz okoni. Wartości CB 153 we wszystkich badanych akwenach wskazują na bardzo dobry stan środowiska – GES wg klasyfikacji RDSM. Ze względu na dość wysokie stężenie graniczne ($1600 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.l.}$) tego analitu tendencja ta utrzymuje się od 10-ciu lat. (Sapota 2004, 2006).



Rys. II.141. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz $\Sigma 6$ PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2018 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 RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

W 2018 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy mające na celu dokonanie oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodorami aromatycznymi. Stan wód w badanych akwenach (wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oraz wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego) określono na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omułka jadalnego (*Mytilus edulis*).

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 Tabeli II.32 i Tabeli II.33.

Pomiary 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu w 2018 r. wykazały, iż tkanka miękka omułka odtowionego z Basenu Bornholmskiego charakteryzuje się niskim poziomem omawianych węglowodorów aromatycznych, co wskazuje na dobry wód badanego akwenu (GES) wg RDSM.

Tabela II.32. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2013–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

WWA	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Fluoranten	13,50	3,30	0,3	0,90	0,09	3,90
Benzo(k)fluoranten	23,40	31,20	2,60	13,0	1,82	2,60
Benzo(a)piren	<4,0	0,45	<4,0	<4,00	<4,00	<4,00
Benzo(g,h,i)perylen	4,30	19,80	<2,2	5,50	6,60	<2,2
Indeno(1,2,3-cd)piren	19,73	11,11	<0,06	8,98	<0,06	<0,06

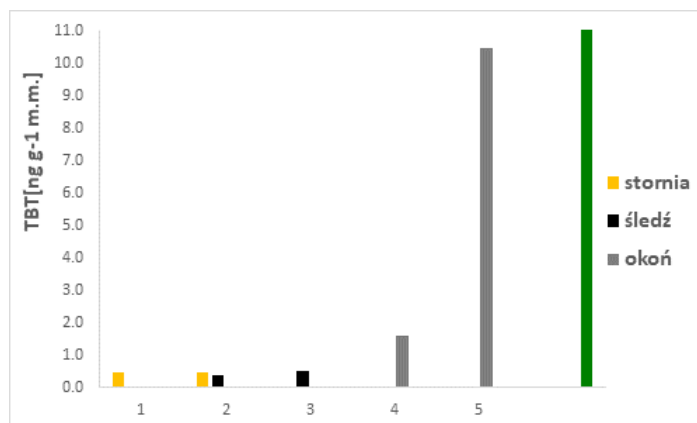
Stan środowiska Basenu Gdańskiego w 2018 r. można również uznać za dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia tego akwenu fluorantem, benzo(k)fluorantem, benzo(g,h,i)perylenem oraz indeno(1,2,3-cd)pirenem. Wyjątek stanowi zawartość benzo(a)pirenu w tkankach miękkich małży z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. Uzyskane stężenie $14,17 \mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m}$ klasyfikuje stan środowiska w tym obszarze jako nieodpowiedni subGES wg RDSM (Tabela II.33).

Tabela II.33. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

WWA	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Fluoranten	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10
Benzo(k)fluoranten	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60
Benzo(a)piren	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17
Benzo(g,h,i)perylen	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2
Indeno(1,2,3-cd)piren	8,42	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2018 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM 2009 b). Ocenę przeprowadzono dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (śledź z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (śledź z łowiska kołobrzESCO-dartowskiego i stornia z Zatoki Pomorskiej), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omulek jadalny z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (omulek jadalny z obszaru Głazowisko Rowy) oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Ocenę stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributylcyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.142. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r.; 1 - Basen Gdański, 2 - Basen Bornholmski, 3 - wschodni Basen Gotlandzki, 4 - Zalew Wiślany, 5 - Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym - klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry -GES (kolor zielony) i nieodpowiedni - subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.142 przedstawia średnie stężenie tributylcyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb z wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzESCO-dartowskiego 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). Najwyższe stężenie TBT z wszystkich badanych akwenów było odnotowane w 2018 roku w tkankach okonia pobranego z Zalewu Szczecińskiego.

Stężenia TBT w 2018 r. w tkankach ryb odłowionych we wszystkich badanych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES)- według RDSM.

Oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyniku oznaczeń TBT w tkankach miękkich omulka odłowionego w 2018. Stężenia TBT w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu wskazują na dobry stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (GES).

Zawartości TBT w tkankach miękkich małży odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. (stężenie 13,019 ng/g s.m) klasyfikuje stan środowiska w tym obszarze jako nieodpowiedni subGES wg RDSM.

Farmaceutyki

Tabela II.34 oraz Tabela II.35 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej na przestrzeni 2014 do 2018 roku. Próbki wody pobrano z 9 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku z warstwy powierzchniowej (do 1 m głębokości).

W 2018 roku dla diklofenaku uzyskano stężenia poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody dla 8 badanych stacji (Tabela II.34). Wyjątek stanowią pomiary ze stacji ZN2, gdzie uzyskano stężenie 4,62 ng dm⁻³. Otrzymany wynik klasyfikuje także stan środowiska w tym obszarze jako dobry (GES). Wyniki pomiarów stężenia diklofenaku w próbkach wody morskiej we wszystkich omawianych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) morskiego wg RDSM.

Dla 17-alfa etynyloestradiolu również w 2018 roku uzyskano wyniki poniżej granicy oznaczalności danej metody (Tabela II.35). 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 etynyloestradiolu nie jest możliwa klasyfikacja badanych obszarów morskich według RDSM (GES/subGES).

Tabela II.34. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)

Akwen	Stacja	Diklofenak [ng dm ⁻³]				
		2014	2015	2016	2017	2018
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,1	<0,01
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62

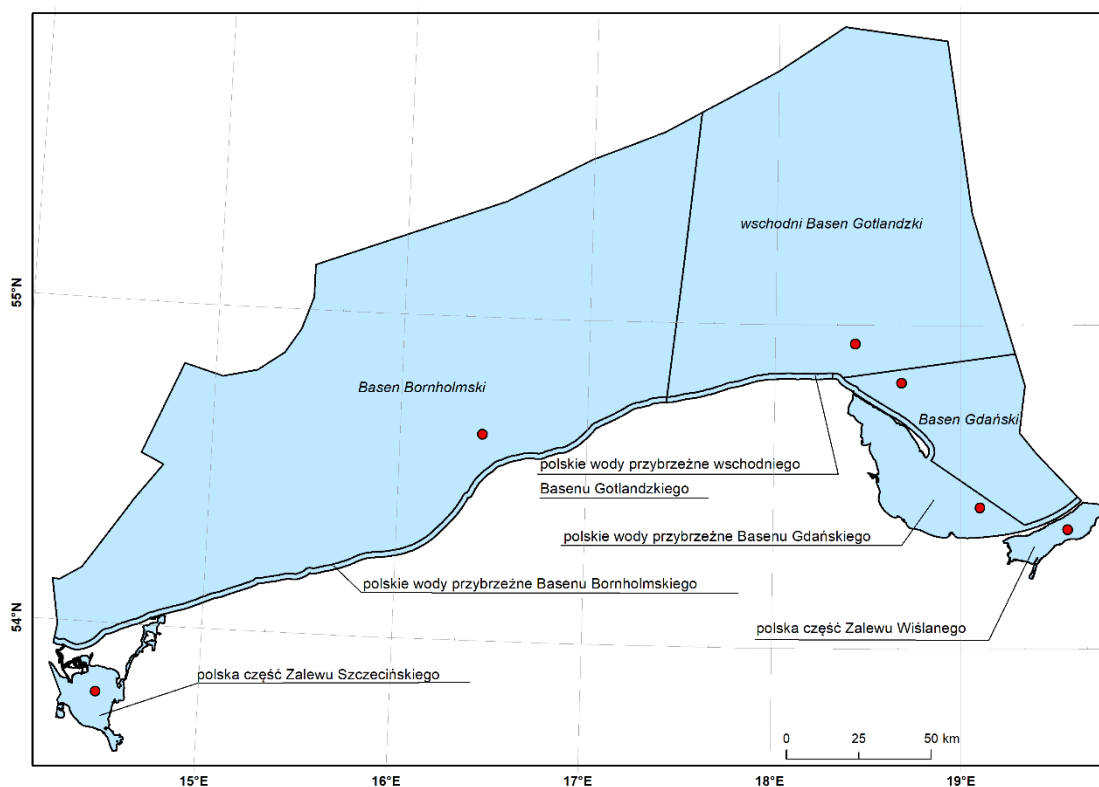
Tabela II.35. Stężenie 17α-etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018)

Akwen	Stacja	EE2 [ng dm ⁻³]				
		2014	2015	2016	2017	2018
Basen Bornholmski	K6	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	<0,08
	SW3	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	<0,08
	P16	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	1,70
	P5	<0,63	2,95	<0,15	<0,6	<0,08
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	<0,08
	P140	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	<0,08
Basen Gdański	P1	<0,63	3,09	<0,15	<0,6	<0,08
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P 104	<0,63	<0,63	<0,15	<0,6	<0,08
	ZN2	9,52	<0,63	<0,15	<0,6	1,95

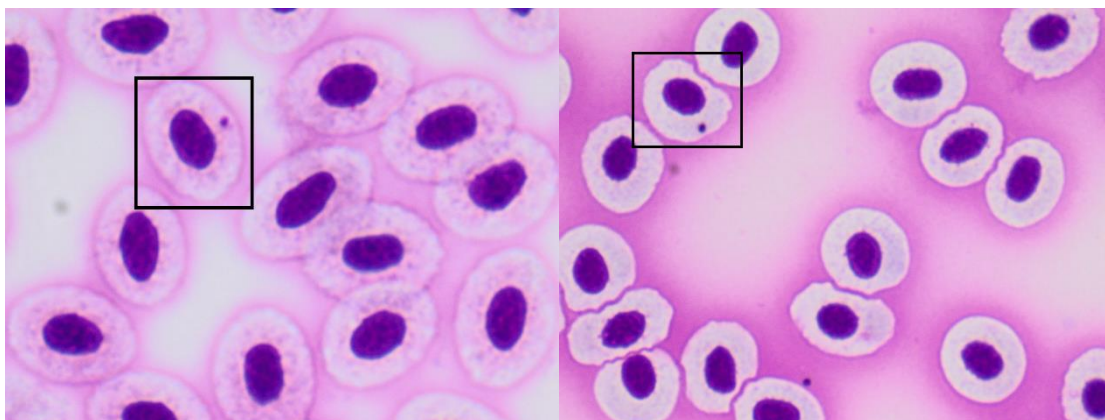
II.4.3.4. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cyto-genetycznych na poziomie komórkowym wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych (Fenech i in., 2003). 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; Çavas i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie, badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego kontynuowano również w 2018 roku. Analizie mikroskopowej poddane zostały próbki krwi śledzia bałtyckiego i okoni. Krew do badań została pobrana z ryb ołowionych z sześciu obszarów południowego Bałtyku i naniesiona na szkiełka mikroskopowe (Rys. II.143; Rys. II.144). 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).



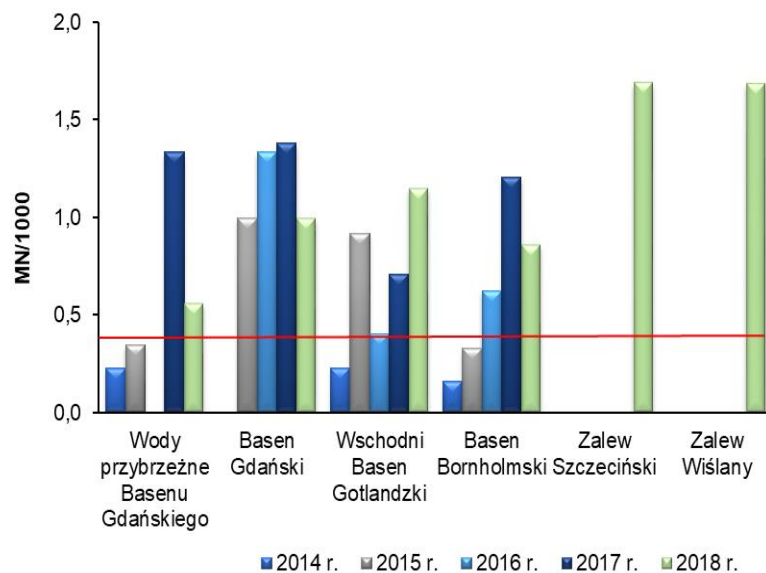
Rys. II.143. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego



Rys. II.144. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2018 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN)

W roku 2018 we wszystkich sześciu lokalizacjach przekroczona została wartość definiująca granicę pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim w zakresie występowania mikrojąder (MN) w komórkach krwi śledzia bałtyckiego i okonia (0,39) (HELCOM 2012). Najwyższe wartości stwierdzono w rybach odłowionych w rejonie Zalewu Szczecińskiego, w których liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek była na poziomie 1,69. W Zalewie Wiślanym wartość MN/1000 była również jedną z wyższych odnotowanych w badanych obszarach i wynosiła 1,68. Wschodni Basen Gotlandzki charakteryzował się nieco niższą liczbą MN na 1000 erytrocytów - 1,15. W Basenie Gdańskim oraz w Basenie Bornholmskim wartości były zbliżone i wyniosły odpowiednio 0,99 i 0,86. Najniższą wartość 0,56 stwierdzono w próbkach krwi z obszaru wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.145). Oznacza to, że **stan środowiska morskiego w zakresie efektów wywołanych oddziaływaniem substancji niebezpiecznych na organizmy ryb w 2018 roku należy uznać za nieodpowiedni w skali 2-stopniowej w sześciu obszarach poddanych ocenie wg Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).**

Biorąc pod uwagę badania prowadzone również w latach 2014–2017, w 2018 roku odnotowano nieznaczny spadek liczby MN/1000 w stosunku do roku 2017 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Basenie Gdańskim i w Basenie Bornholmskim. Natomiast wzrost w stosunku do roku poprzedniego wystąpił we wschodnim Basenie Gotlandzkim. Jednocześnie wartości MN/1000 odnotowane w obszarach morza otwartego w 2018 roku były wyższe od wartości w latach 2014 – 2016 w przypadku trzech basenów: polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Bornholmskiego. W Basenie Gdańskim wartość MN/1000 odnotowana w 2018 roku była identyczna jak w 2015 i mniejsza od wartości charakteryzującej ten obszar w roku 2016. W 2018 roku po raz pierwszy przebadano próby krwi okoni (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego. Uzyskane wyniki są widocznie większe od obserwowanych w całym okresie badań w śledziach z obszarów morza otwartego. Może mieć to związek ze specyfiką gatunkową.



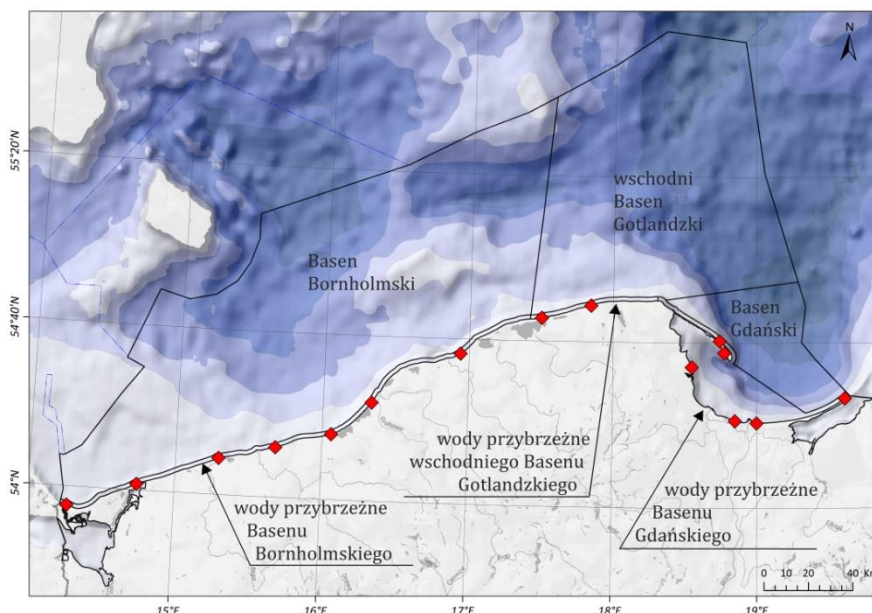
Rys. II.145. Częstość występowania mikrojąder we krwi śledzi i okoni pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2018 (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszek i in., 2016; Krzymiński 2017); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.4. Odpady w środowisku morskim



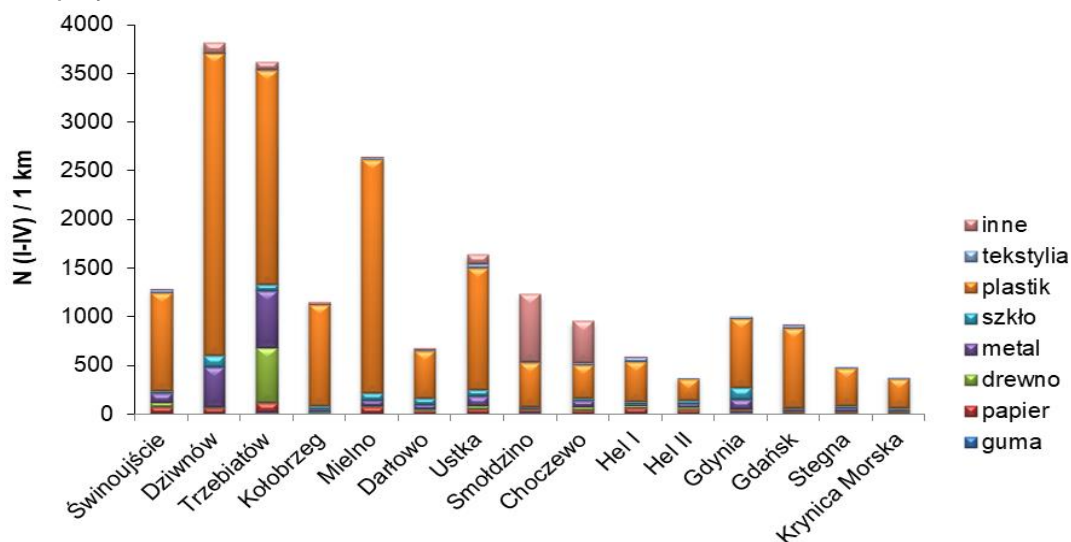
Jednym z kluczowych zagadnień, które budzi w ostatnich latach ogromne zainteresowanie jest zagrożenie wynikające z obecności odpadów w środowisku morskim. W 2015 r. rozpoczęto realizację pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim, który trwał do 2017 roku. Od 2018 prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2018 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.146).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących 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 ciągu roku: na przełomie kwietnia i maja, w lipcu, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia i stycznia 2019 r. W 2018 r., tak jak i w latach poprzednich, monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF.



Rys. II.146. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2018r.

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.147. Odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z grup przedstawiono jako grupę „inne”.



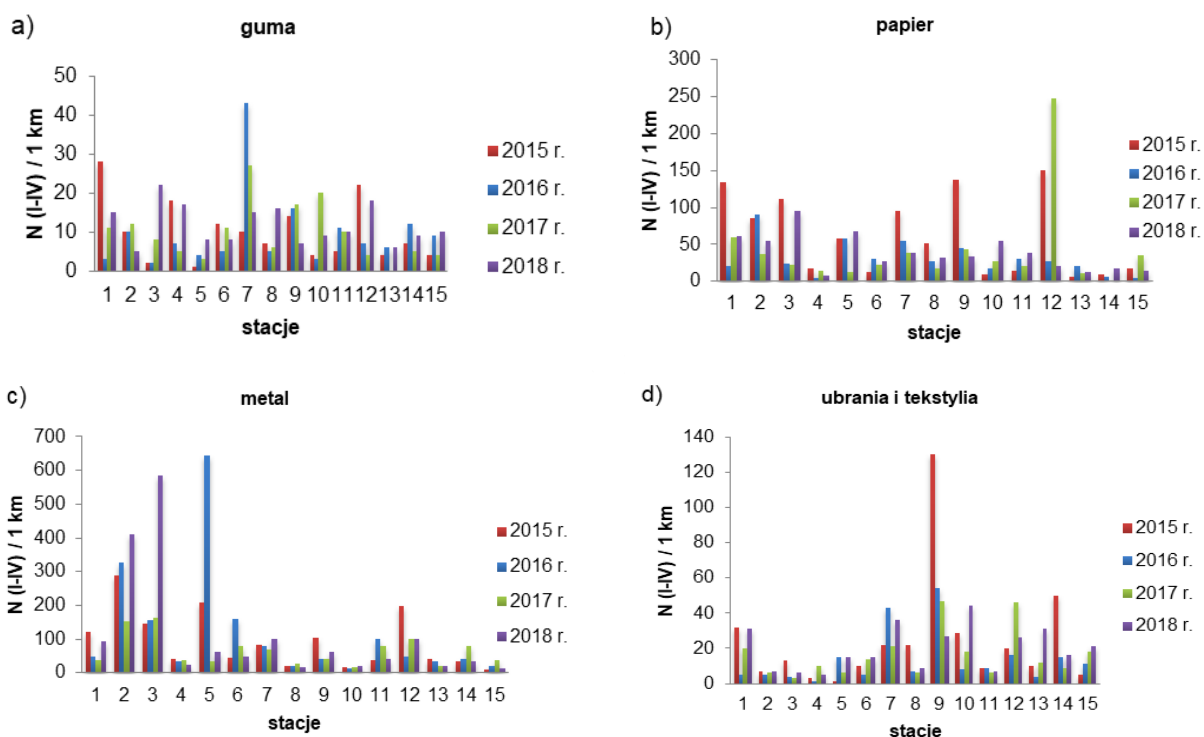
Rys. II.147. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2018 roku

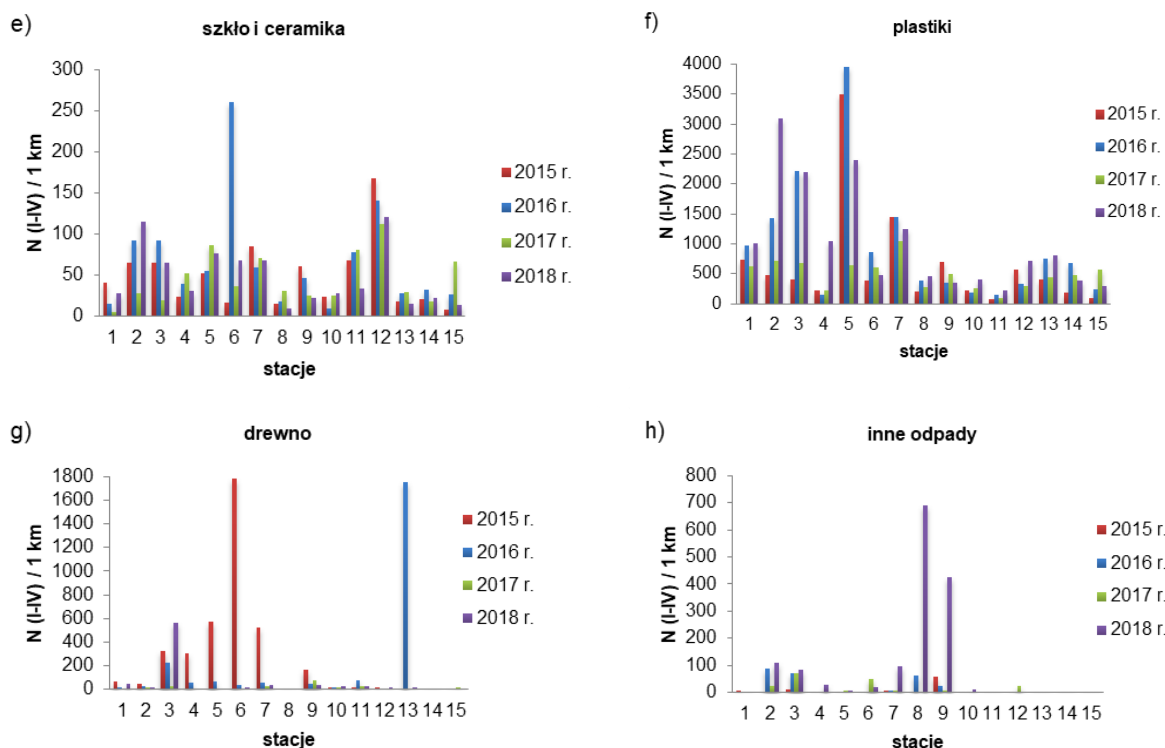
W roku 2018 odnotowano dwukrotny wzrost liczby odpadów na linii polskiego Wybrzeża z 10523 sztuk w 2017 roku do 20781 sztuk. Największą sumaryczną liczbę odpadów (3820) w 2018 roku zidentyfikowano na odcinku Dziwnów, w tym największy udział miały odpady plastikowe (3101). Liczba odpadów z kategorii metal wzrosła trzykrotnie w porównaniu do roku ubiegłego i wynosiła 412 sztuk, w przypadku szkła i ceramiki była zbliżona i wyniosła 114. W poprzednich latach największą liczbę odpadów odnotowano w Mielnie (4388 w 2015r. i 4792 w 2016r.), jednakże w 2017 była ona zdecydowanie niższa i wynosiła 794 sztuki. W roku 2018 odnotowano trzykrotny wzrost odpadów (2638 sztuk).

Pozostałe odcinki charakteryzowały się większą liczbą odnotowanych odpadów niż w 2017 roku. W przypadku dwóch odcinków: Trzebiatów i Ustka sumaryczna liczba odpadów wyniosła odpowiednio 3622 i 1638, natomiast w przypadku odcinków: Świnoujście, Smołdzino, Kołobrzeg, liczba odpadów odnotowana we wszystkich sezonach była bardzo zbliżona i mieściła się w zakresie od 1278 do 1158 sztuk i są to wartości większe od tych odnotowanych w roku 2017. Najmniejszą liczbą odpadów (poniżej 500), charakteryzowały się odcinki: Hel I, Stegna, i Krynica Morska. Na tych odcinkach, podobnie jak na pozostałych dominowały odpady plastikowe, które w każdym przypadku stanowiły ponad 50% zidentyfikowanych odpadów (Rys. II.147). Biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów na wszystkich odcinkach, największym udziałem oprócz odpadów plastikowych (73%), charakteryzowały się odpady metalowe - 8% oraz inne odpady - 7%. Udział odpadów w kategorii drewno wynosił 4%, a w kategorii odpady papierowe, szkło i ceramika - 3%. Udział odpadów ubrania i tekstylia jak również odpadów gumowych stanowił 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 zwiększonej aktywności turystycznej.

Liczbę odpadów w poszczególnych kategoriach odnotowanych na 15 odcinkach w 2018 roku porównano z danymi z roku 2015, 2016 i 2017 (Rys. II.148). W roku 2018 odnotowano wzrost liczebności odpadów gumowych na odcinku Trzebiatów (z 8 do 22 sztuk) (Rys. II.148 a). Wzrost odnotowano również na stacjach: Świnoujście, Kołobrzeg, Mielno, Smołdzino, Gdynia, Gdańsk, Stegna i Krynica Morska, natomiast na stacji Dziwnów, Darłowo, Ustka i Choczewo zliczono znacznie mniejszą liczbę odpadów gumowych. W roku 2017 na odcinku Gdańsk nie odnotowano odpadów gumowych, natomiast w roku 2018 zliczono sześć gumowych elementów i była to taka sama jak liczba w roku 2016. W przypadku odpadów papierowych, na dziesięciu odcinkach odnotowano wzrost ich liczebności w roku 2018 w porównaniu z rokiem

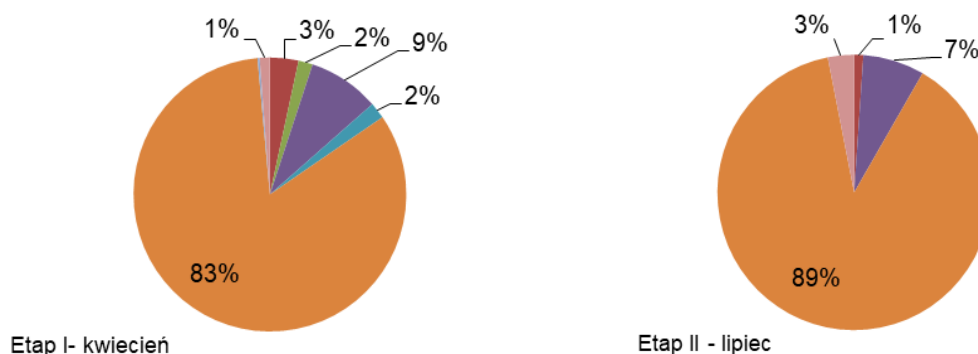
ubiegłym. Wyjątkiem była Gdynia, na której zliczono 20 odpadów w tej kategorii (247 sztuk w 2017 r.), był to największy spadek odnotowanych odpadów z tej grupy w ciągu czterech lat (Rys. II.148 b). Na stacji Hel I z roku na rok odnotowuje się wzrost liczby odpadów papierowych z 9 w 2015r. do 54 sztuk w 2018r. Na odcinku Świnoujście, Dziwnów, Mielno, Ustka i Choczewo odnotowano wzrost elementów metalowych, gdzie liczba odpadów wyniosła od 63 do 412 sztuk. Na odcinku Trzebiatów odnotowano największy prawie 4-krotny wzrost liczby elementów metalowych w porównaniu z rokiem poprzednim (z 162 sztuk w 2017 roku do 585 sztuk w roku 2018). Jest to największa liczba odpadów z tej grupy na tym odcinku w ciągu trzech lat monitoringu odpadów w strefie brzegowej (Rys. II.148c). Na stacji Hel I i Gdańsk odnotowano taką samą liczbę odpadów metalowych jak w roku 2017. Na pozostałych odcinkach liczba zanieczyszczeń metalowych pozostawała na zbliżonym poziomie, bądź uległa nieznacznemu zmniejszeniu. W przypadku ubrań i tekstyliów, wzrost liczby odpadów w roku 2018 w porównaniu do roku 2017 i 2016 stwierdzono na 12 z 15 odcinków (Rys. II.148 d). Najwięcej odpadów tego typu zliczono w Helu I (44 sztuki). Na odcinku Choczewo odnotowano spadek liczby odpadów z tej kategorii ze 130 sztuk w 2015 r. do 27 sztuk w 2018 roku. Natomiast największy wzrost odpadów szklanych i ceramicznych oraz plastików stwierdzono w Dziwnowie (Rys. II.148 e). Liczba odpadów szklanych i ceramicznych wzrosła 4-krotnie z 28 w roku 2017 do 114 w roku 2018. W Dziwnowie i Mielnie zliczono odpowiednio o 2392 i 1751 sztuk plastików więcej niż w roku ubiegłym. Wzrost stwierdzono również w przypadku elementów drewnianych na stacji: Trzebiatów (z 21 sztuk w 2017 do 567 sztuk w 2018) (Rys. II.148 g). Była to najwyższa liczba odnotowanych odpadów tej kategorii na tym odcinku w trakcie trwania monitoringu odpadów. Odpady zaliczane do kategorii inne nie wystąpiły w czterech lokalizacjach, w pięciu wystąpiły w ilości kilku sztuk, natomiast w czterech lokalizacjach zliczono od 30 do 97 sztuk. Najwięcej odpadów z tej kategorii odnotowano w Smołdzinie 692 sztuki i w Choczewie 425 sztuk, w roku poprzednim ilość odnotowanych odpadów wynosiła odpowiednio 0 i 8 (Rys. II.148 h).

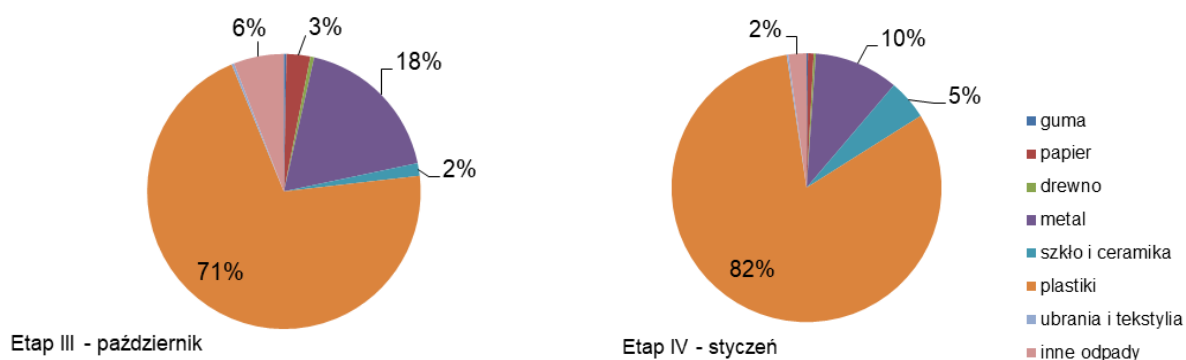




Rys. II.148. Liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015–2018. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1- Świnoujście, 2- Dziwnów, 3- Trzebiatów, 4- Kołobrzeg, 5- Mielno, 6- Darłowo, 7- Ustka, 8- Smołdzino, 9- Choczewo, 10- Hel I, 11- Hel II, 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: Dziwnów – plaża miejska gdzie ilość odpadów była największa (Rys. II.149), Trzebiatów – plaża miejska w pobliżu rzeki (Rys. II.150) oraz Smołdzino – reprezentująca plażę wiejską, gdzie ilość odpadów była trzykrotnie mniejsza niż na odcinku Dziwnów (Rys. II.151).

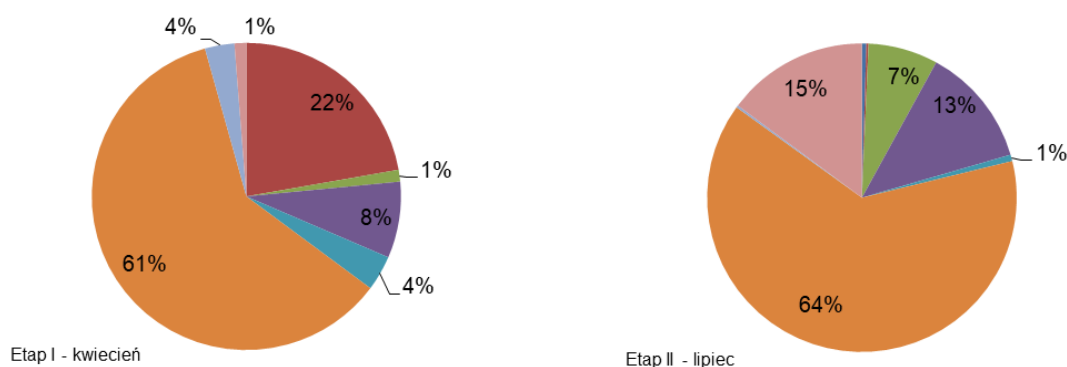


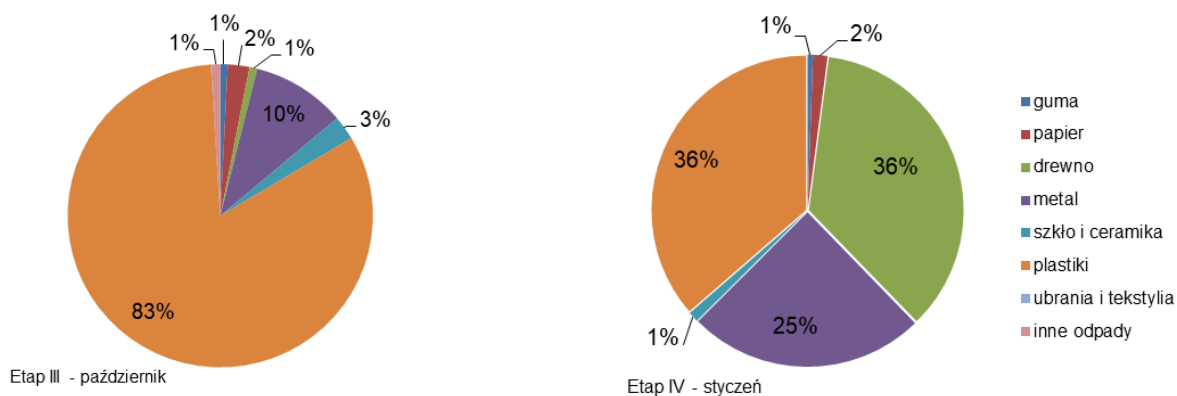


Rys. II.149. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Dziwnów (plaża miejska) o długości 1 km

Na odcinku Dziwnów (Rys. II.149), dominującym rodzajem odpadów we wszystkich okresach badań były elementy plastikowe. W sezonie wiosennym, letnim i zimowym ich udział był na poziomie 82–89%. W okresie letnim był na poziomie 71%, chociaż największy w styczniu (1624 sztuki), a nie w lipcu jak to było we wcześniejszych latach. W przypadku innych odpadów, w roku 2017, sytuacja była identyczna jak w roku bieżącym. Znaczny był udział odpadów metalowych wynoszący od 18% w październiku (122 sztuki), w styczniu liczebność odpadów z tej kategorii zdecydowanie wzrosła i wynosiła 201 sztuk. Udział pozostałych odpadów wynosił od 1 do 5% we wszystkich okresach badań.

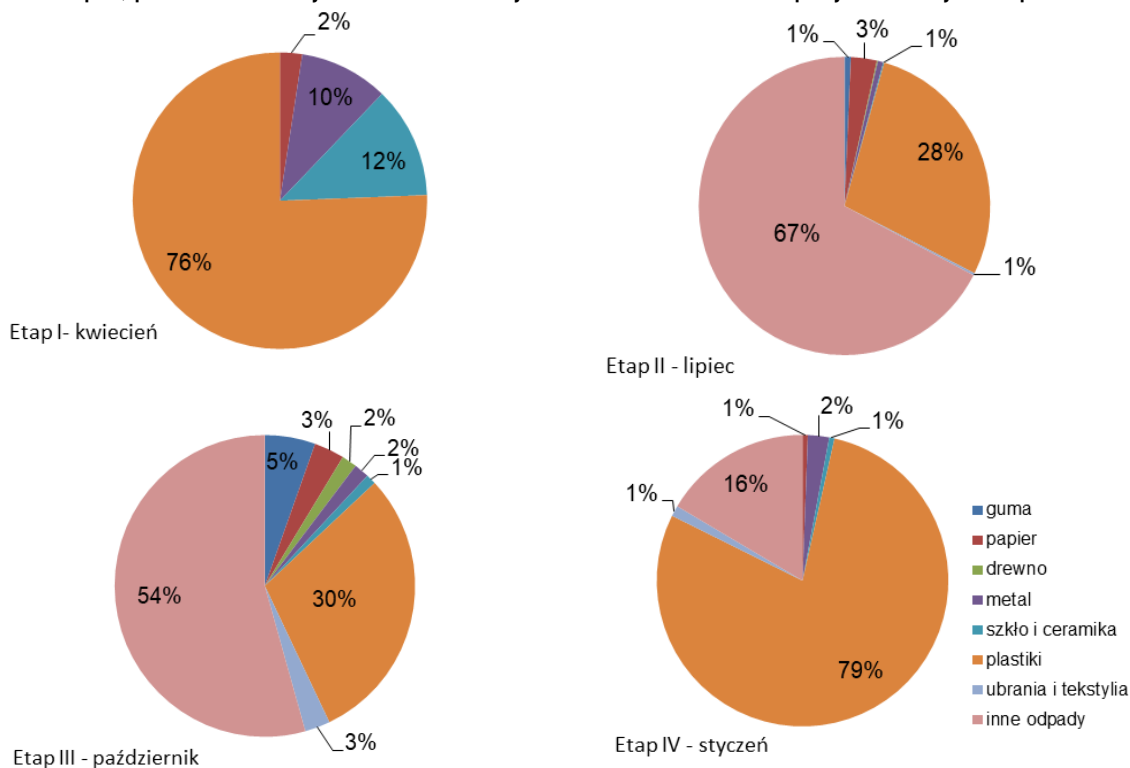
W przypadku Trzebiatowa odpady plastikowe dominowały tylko w trzech okresach badań, ale ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 61% w kwietniu (98 sztuk), 64% w lipcu (280 sztuk) i aż 83% w październiku (1292 sztuki) (Rys. II.150). W 2016 liczba odpadów plastikowych w lipcu wynosiła 100%, a w 2017 wartość ta zmniejszyła się do 27%. Pomimo, że w II etapie monitoringu odpady plastikowe nie stanowiły 100 %, to odnotowano ich większą liczebność w porównaniu do pozostałych etapów. Znaczny był również udział odpadów papierowych w I etapie wynoszący 22%, wzrost on o 4% w porównaniu do 2017 roku. Najwyższy udział odpadów metalowych (25%) odnotowano w styczniu, w pozostałych etapach liczba tych odpadów mieściła się w zakresie od 8% w kwietniu do 13% w lipcu. Duża liczebność odpadów metalowych może być związana z okresem wakacyjnym. W styczniu stwierdzono także znaczny udział odpadów drewnianych (36%), które miały niewielki udział w pozostałych etapach monitoringu na tym odcinku. Znaczny był również udział odpadów z kategorii inne wynoszący 15% w lipcu. W pozostałych etapach wystąpiły również odpady gumowe i szklane, a ich udział był na poziomie kilku procent.





Rys. II.150. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Trzebiatów (plaża miejska w pobliżu rzeki) o długości 1 km

W Smołdzinie, w odróżnieniu od poprzednich prezentowanych odcinków, odpady plastikowe dominowały w dwóch okresach, w kwietniu i październiku (Rys. II.151), ich udział był na poziomie 80%, co odpowiadało 103 i 134 przypadkom odnotowania odpadów plastikowych. W lipcu i październiku odnotowano spadek udziału plastików, które stanowiły odpowiednio 28 % i 30%. W odróżnieniu od poprzednich prezentowanych odcinków w dwóch etapach badań dominowały odpady z kategorii inne, które stanowiły w lipcu 67% i 54% w październiku wszystkich zliczonych zanieczyszczeń. Od 2015 roku nie odnotowano tak dużej liczby odpadów z tej kategorii. Powodem tak dużej częstotliwości występowania odpadów było zanieczyszczenie strefy brzegowej polskiego Wybrzeża na początku lipca 2018 roku. W trzech etapach nie odnotowano odpadów drewnianych, natomiast w październiku (III etap) ich udział wynosił 2%. We wszystkich okresach wystąpiły również odpady papierowe, najwyższy udział odpadów odnotowano w lipcu i październiku (3%) w pozostałych etapach kwietniu i lipcu (2% i 1%). Znaczny był również udział metali, który wynosił od 1% do 10% w całym okresie monitoringu na tym odcinku. W kwietniu nie stwierdzono obecności odpadów z kategorii guma a w pozostałych etapach w lipcu, październiku i styczniu ich udział wynosił do 5%. Pozostałe odpady stanowiły kilka procent.



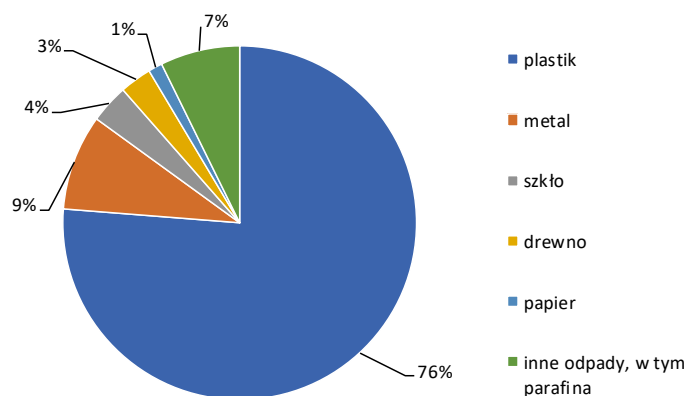
Rys. II.151. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Smołdzino o długości 1 km

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.36). Najbardziej licznie występowały niedopałki papierosów i filtry (6410), których udział w całkowitej liczbie odpadów wynosił aż 38,3%. Na kolejnym miejscu znalazły się parafina i wosk z grupy odpady inne. Ich liczebność wynosiła 1219, co odpowiadało udziałowi na poziomie 7,3%. Na trzecim miejscu znalazły się kapsle i wieczka z kategorii metal stanowiące 6,8% wszystkich odpadów.

Tabela II.36. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2018

TOP	Kategoria	TSG_ML General-Code	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	plastiki	G25	niedopałki papierosów i filtry	6410	38,3
2	inne odpady	G179	parafina/wosk	1219	7,3
3	metal	G154	kapsle od butelek, wieczka i	1137	6,8
4	plastiki	G18	kapsle/pokrywy po napojach	1124	6,7
5	plastiki	G33	śłonki, mieszała	801	4,8
6	plastiki	G28	opakowania po słodyczach/chipsach	686	4,1
7	plastiki	G3	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	662	4,0
8	szkło i ceramika	G172	butelki (kawałki butelek)	593	3,5
9	drewno	G146	inne drewno > 50 cm	487	2,9
10	plastiki	G6	butelki po napojach >0.5l	442	2,6
11	plastiki	G74	kawałki plastiku 0 - 2.5 cm	429	2,6
12	plastiki	G76	kawałki plastiku 2.5 cm > < 50cm	429	2,6
13	plastiki	G29	patyczki po lodach/lizakach	425	2,5
14	metal	G149	puszki po napojach	326	1,9
15	plastiki	G5	butelki po napojach <=0.5l	311	1,9
16	plastiki	G2	torby na zakupy i ich kawałki	297	1,8
17	plastiki	G75	kawałki polistyrenu 0 - 2.5 cm	295	1,8
18	plastiki	G77	kawałki polistyrenu 2.5 cm > < 50cm	232	1,4
19	plastiki	G31	kubki i pokrywy	227	1,4
20	papier i tektura	G126	fragmenty papieru	215	1,3

Biorąc pod uwagę 20 najliczniej występujących odpadów w 2018 roku dominowały odpady plastikowe, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił około 76%. Wysoki udział odpadów odnotowano również dla metalu 9%. Inne odpady stanowiły 7%, a udział odpadów z kategorii: szkło, drewno, papier nie przekroczył 5%. (Rys. II.152).



Rys. II.152. Udział procentowy pięciu grup odpadów najliczniej odnotowywanych w trakcie monitoringu odpadów morskich w roku 2018.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (16,9/100m) (Tabela II.37), w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego i Basenu Gdańskiego wynosiły odpowiednio 4,1/100m i 4,9/100m. W przypadku pozostałych kategorii liczebność pozostawała poniżej 1/100m. Wyjątek stanowiły odpady metalowe w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (1,9/100m) i inne odpady w polskich wodach przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (5,6/100m). Wyznaczone wartości posłużyły do dokonania oceny stanu środowiska w poszczególnych obszarach poprzez odniesienie ich do wartości progowych zaproponowanych na poziomie krajowym w „Aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego” – przyjętej uchwałą nr 8 Rady Ministrów z dnia 18 stycznia 2019 roku. Pomimo, że większość kategorii odpadów spełnia warunki dla dobrego stanu, to biorąc pod uwagę sumaryczną liczbę odpadów dobry stan środowiska morskiego nie został osiągnięty w żadnym z ocenianych obszarów.

Tabela II.37. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów

Kategoria	Wartości progowe N/100m	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
Liczebność odpadów na 100m				
plastiki (materiały polimerowe)	3	16,9	4,1	4,9
drewno	1	1,0	0,2	0,2
guma	1	0,1	0,1	0,1
metal	1	1,9	0,4	0,4
papier/karton	1	0,5	0,3	0,3
szkło i ceramika	1	0,7	0,1	0,4
ubrania i tekstylia	1	0,2	0,2	0,3
inne odpady		0,5	5,6	0,0
suma	9	21,9	11,1	6,5

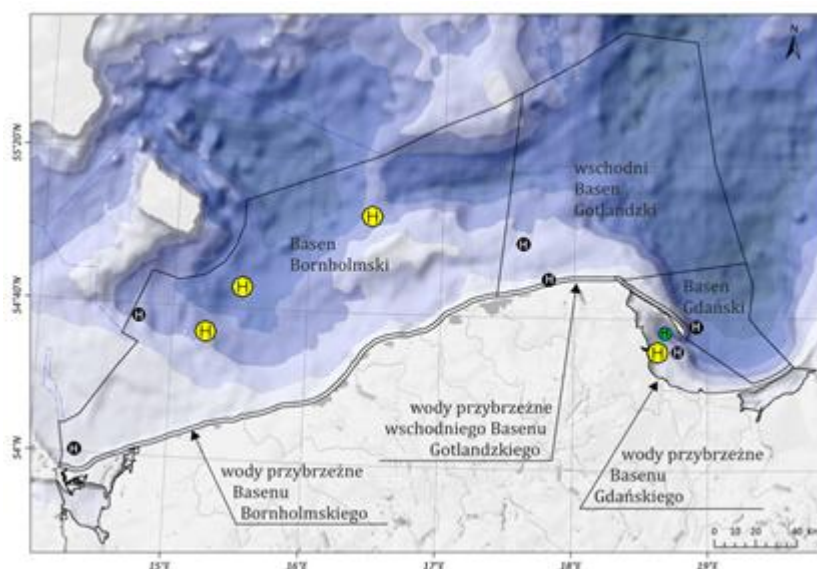
II.4.5. Podwodny hałas



W latach 2015 – 2017 wdrożony został pilotażowy w skali kraju monitoring podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego, w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Badania dotyczące dźwięków podwodnych zostały kontynuowane w roku 2018. Wobec braku wartości progowych ustanowionych na poziomie europejskim dla hałasu podwodnego oraz ze względu na brak odpowiednio długich zapisów danych pomiarowych w okresie 2015 – 2018, stan środowiska w odniesieniu do cechy D11 przedstawiony został w sposób opisowy.

Dźwięki ciągłe

W latach 2016 – 2018 przeprowadzono pomiary hałasu podwodnego (Rys. II.153), umożliwiające opis stanu poziomu hałasu ciągłego pochodzenia antropogenicznego. Dane zarejestrowane w 2016 roku pochodzą z punktu zlokalizowanego w obszarze Basenu Bornholmskiego, z kolei pomiar szumów w 2017 przeprowadzony został wyłącznie w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. W roku 2018 w celu rejestracji hałasu ciągłego w POM umieszczonych zostało sześć hydrofonów, tj., w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim jak również Wschodnim Basenie Gotlandzkim.

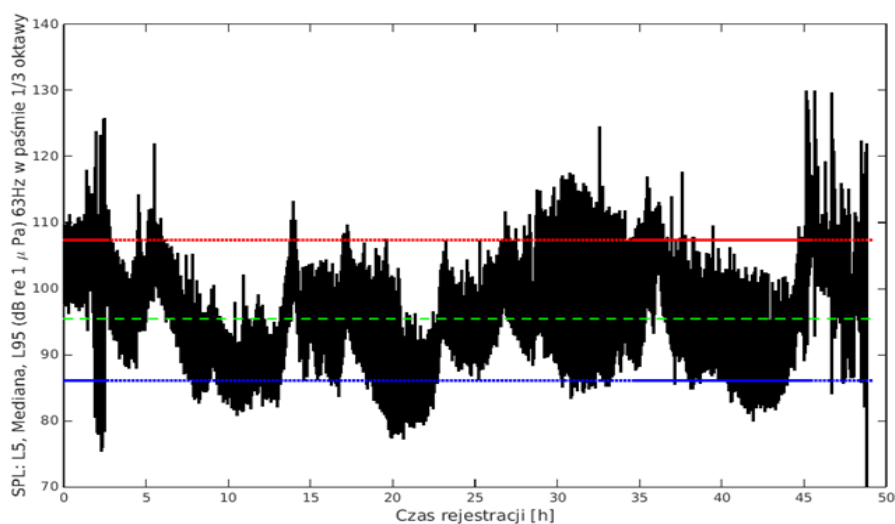


Rys. II.153. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku. Kolorami żółtym, zielonym oraz czarnym oznaczone zostały lokalizacje hydrofonów posadowionych odpowiednio w 2016, 2017 oraz 2018 roku.

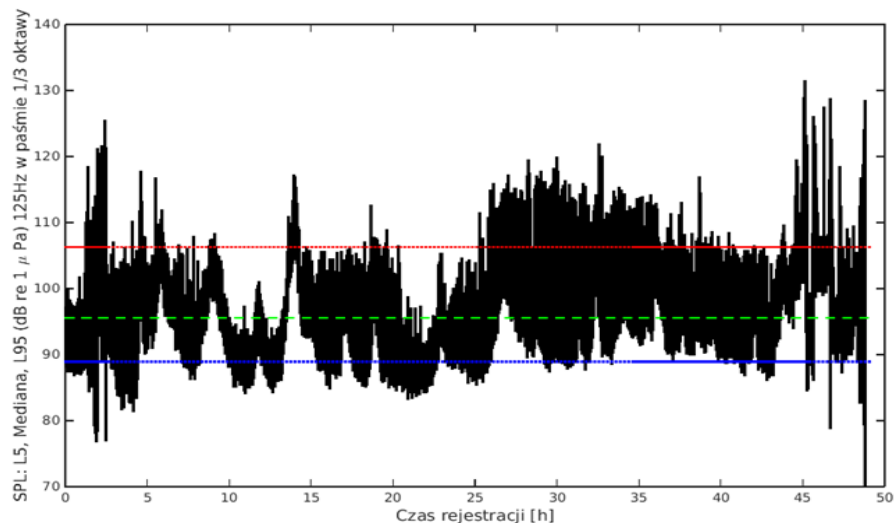
Dane z lat 2016 -2017 odnoszą się do stosunkowo krótkich okresów pomiarowych zaledwie kilkudniowych, natomiast podczas pomiarów w 2018 zarejestrowane dane dotyczą średnio 45 dni. Niemniej jednak we wszystkich przypadkach wciąż niewielka ilość danych pomiarowych uniemożliwiła ilościową ocenę stanu środowiska w odniesieniu do hałasu ciągłego. Pozyskane wyniki, pozwalają częściowo na ilościowy opis stanu w odniesieniu do natężenia dźwięku w dwóch podobszarach Polskich Obszarów Morskich.

W ramach analizy zarejestrowanych danych rozpatrywano zmiany poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

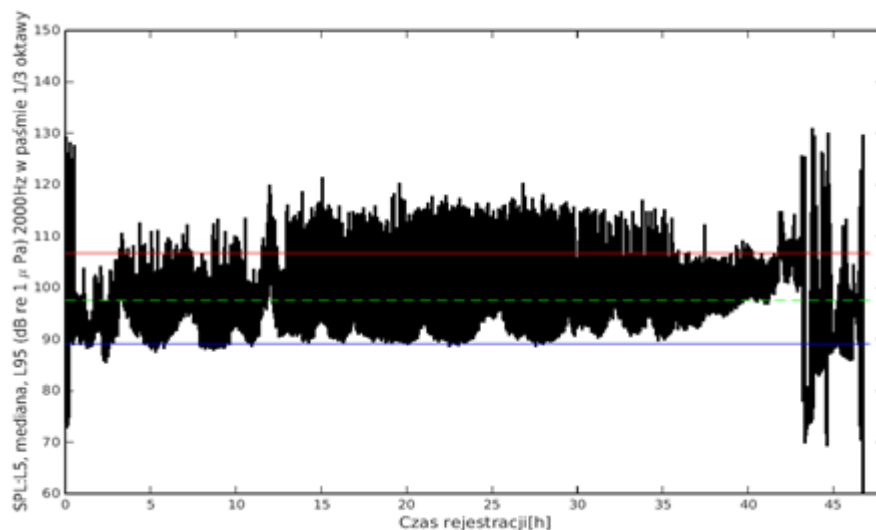
a)



b)

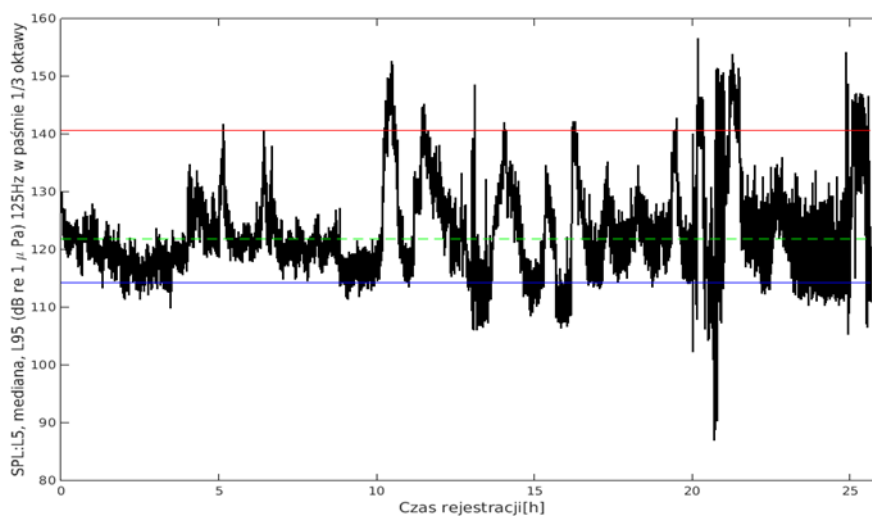


c)

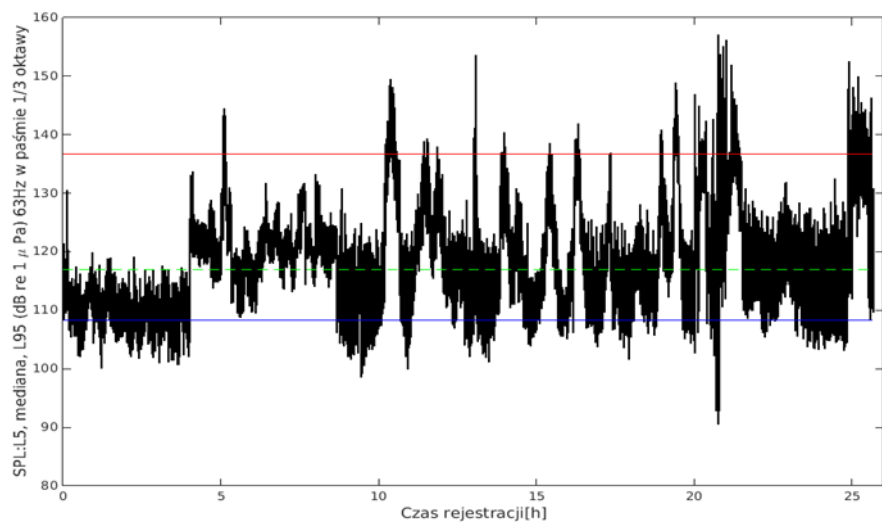


Rys. II.154 Zmiany poziomu hałasu (SPL) w marcu 2016 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

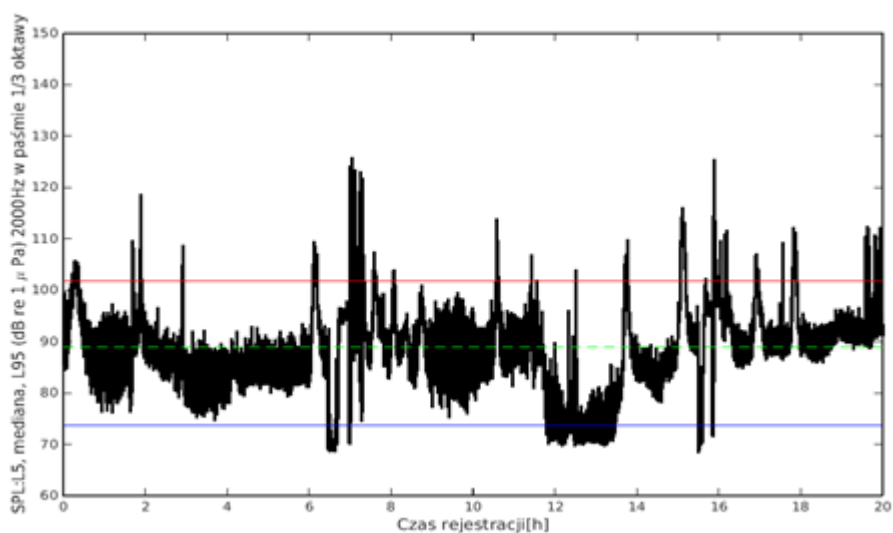
a)



b)

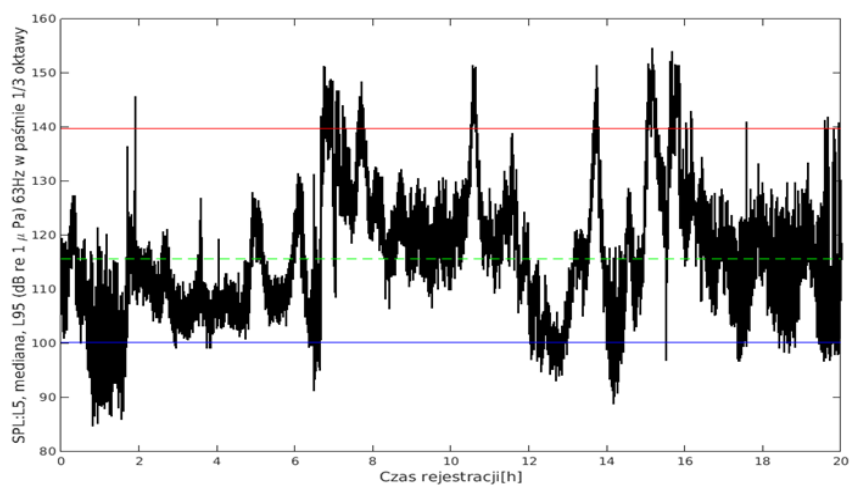


c)

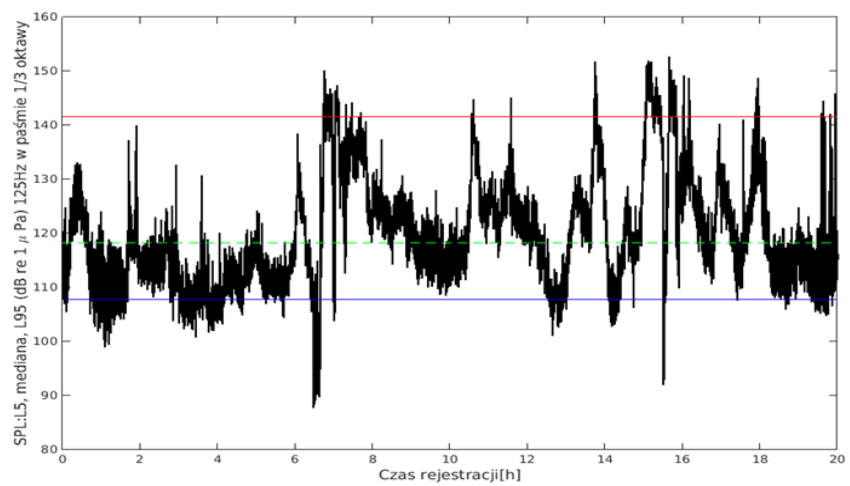


Rys. II.155. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w maju 2017 r. w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz, 125Hz (b) (a) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

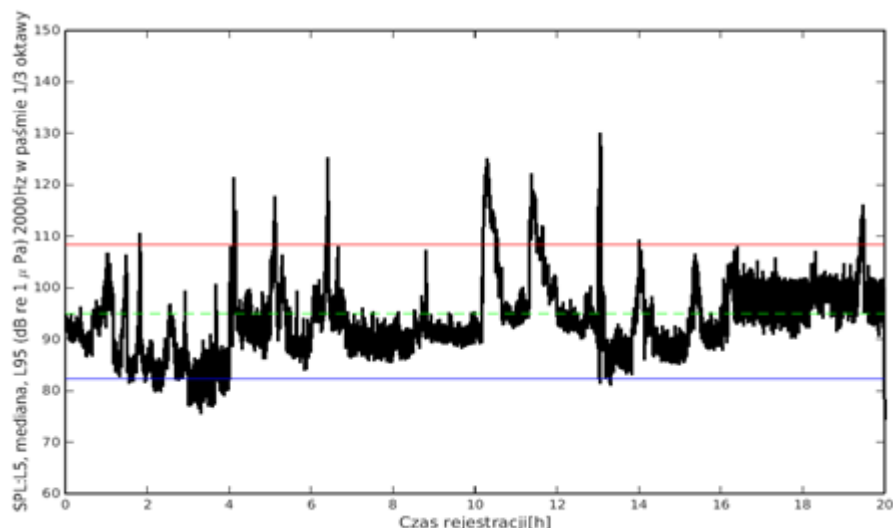
a)



b)



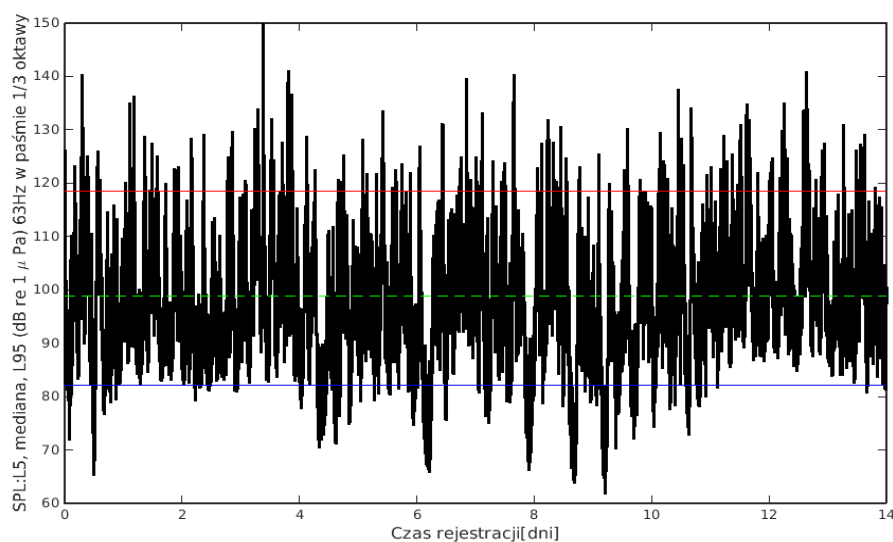
c)



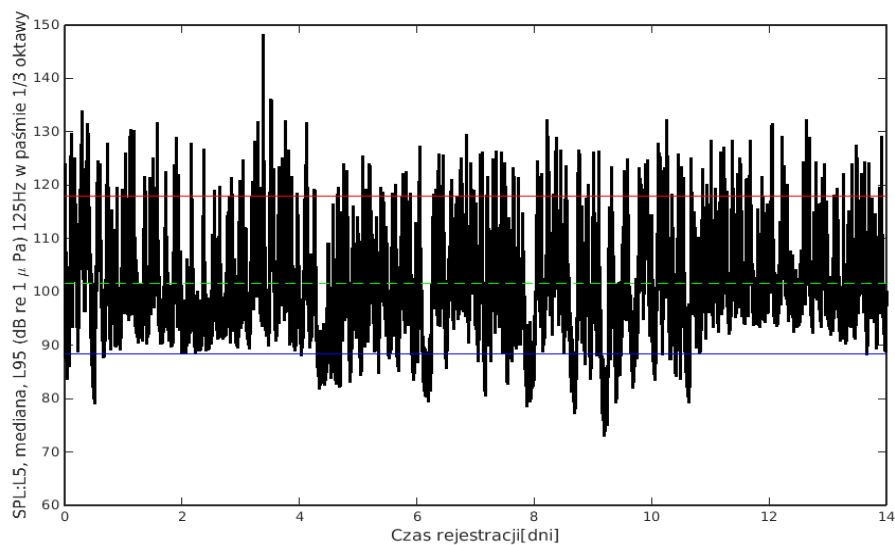
Rys. II.156. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2017 r. w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

W 2016 w rejonie Basenu Bornholmskiego odnotowano względnie wysokie wartości poziomu dźwięku ciągłego, sięgające 130 dB (Rys. II.154). Nieco wyższe wartości SPL, sięgające 150 dB zarejestrowane zostały w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2017 roku (Rys. II.155, Rys. II.156). Porównywalnie maksymalne wartości poziomu hałasu odnotowano w roku 2018 w obszarach Basenu Bornholmskiego (Rys. II.157) oraz wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.158). Zdecydowanie najniższe wartości odnotowano w Basenie Gdańskim (Rys. II.159).

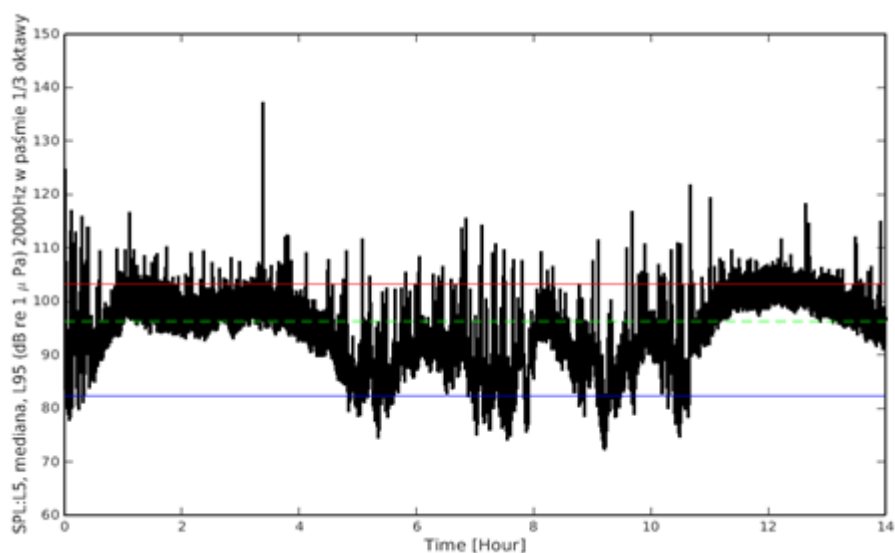
a)



b)

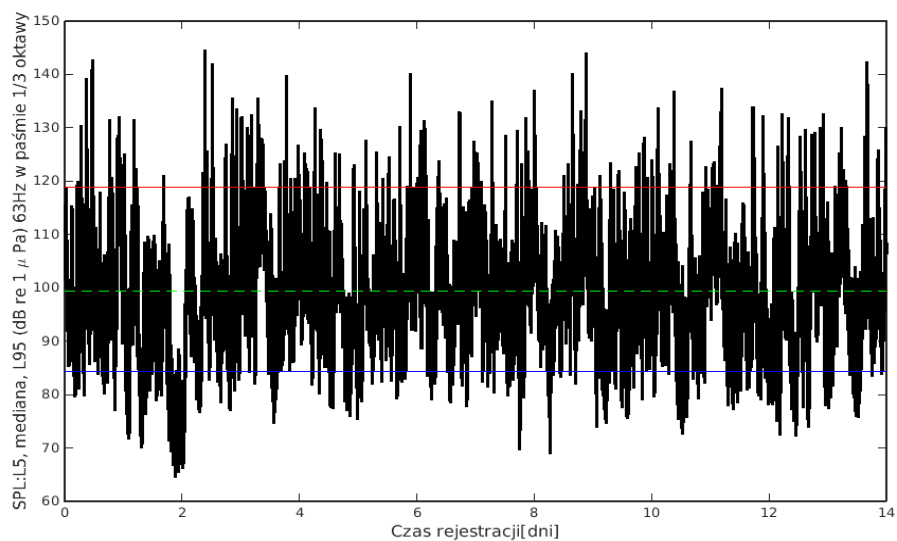


c)

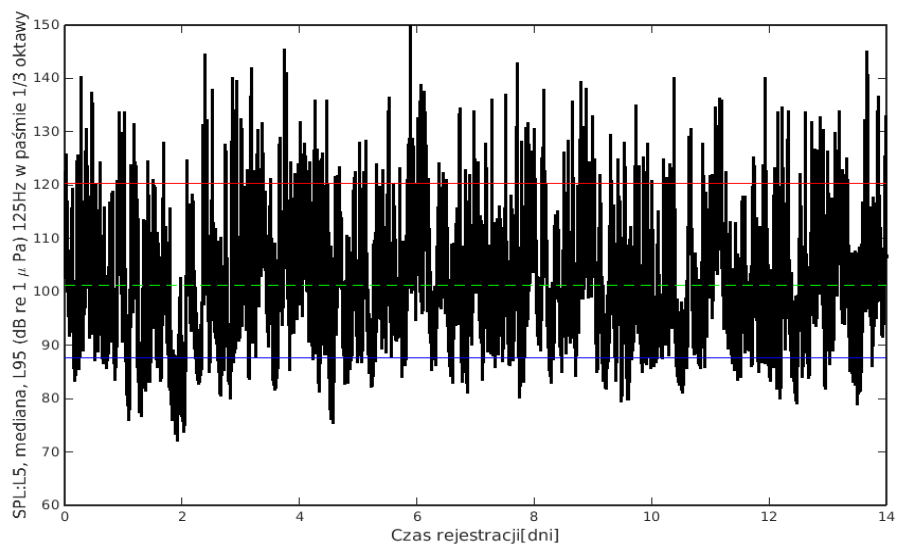


Rys. II.157. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

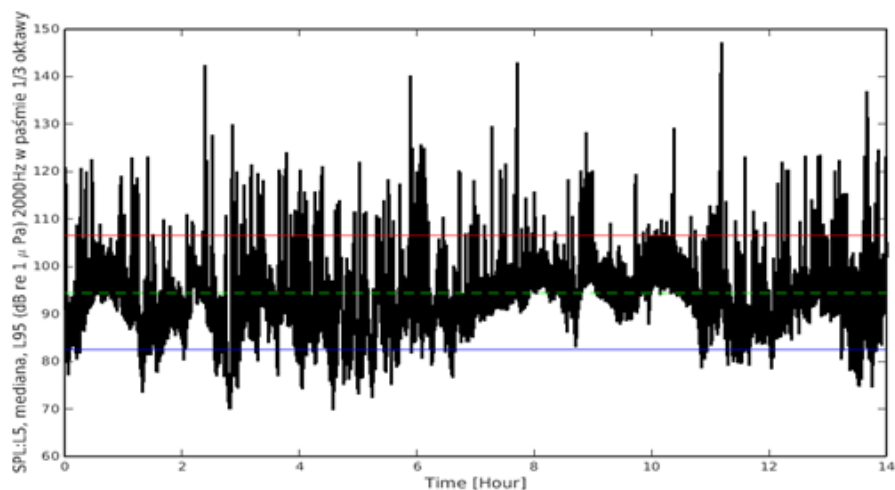
a)



b)

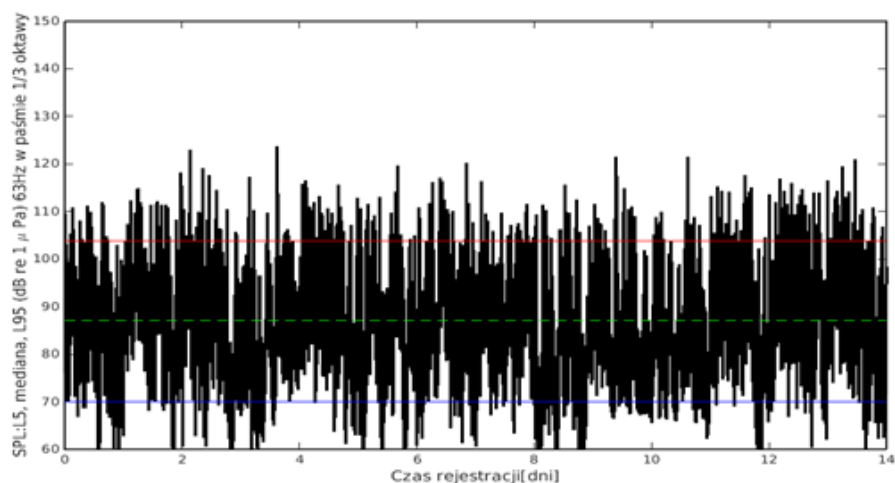


c)

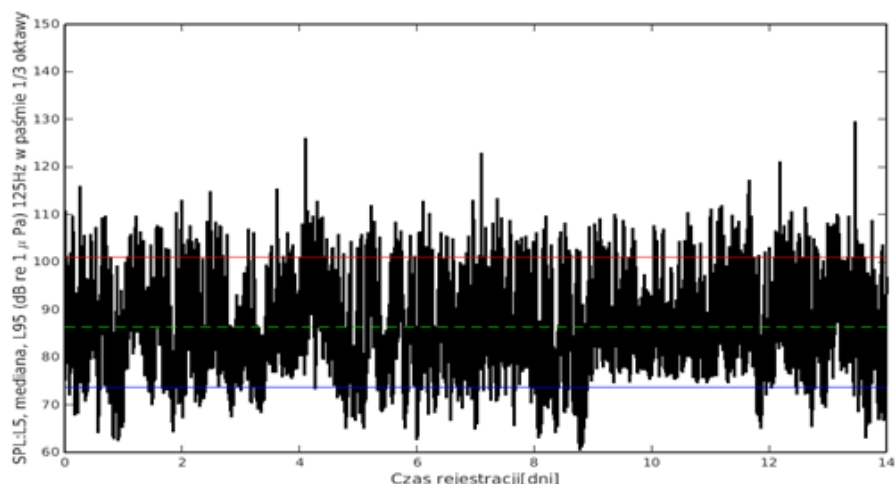


Rys. II.158. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

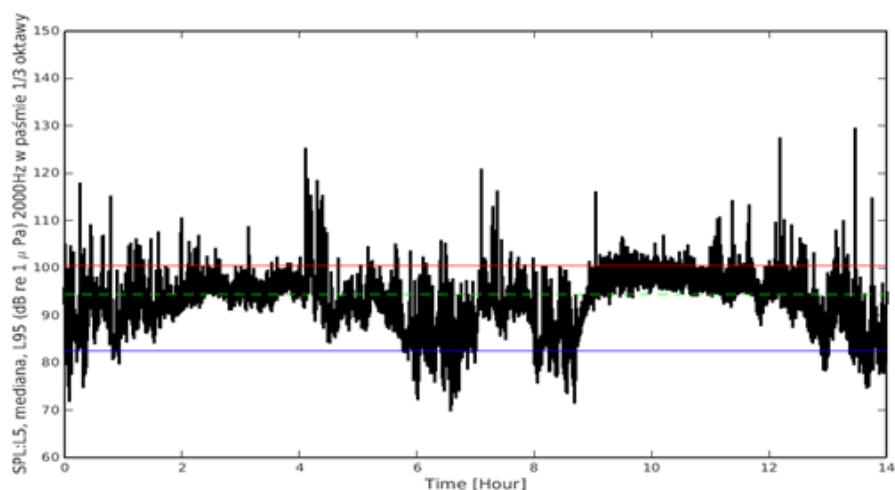
a)



b)



c)



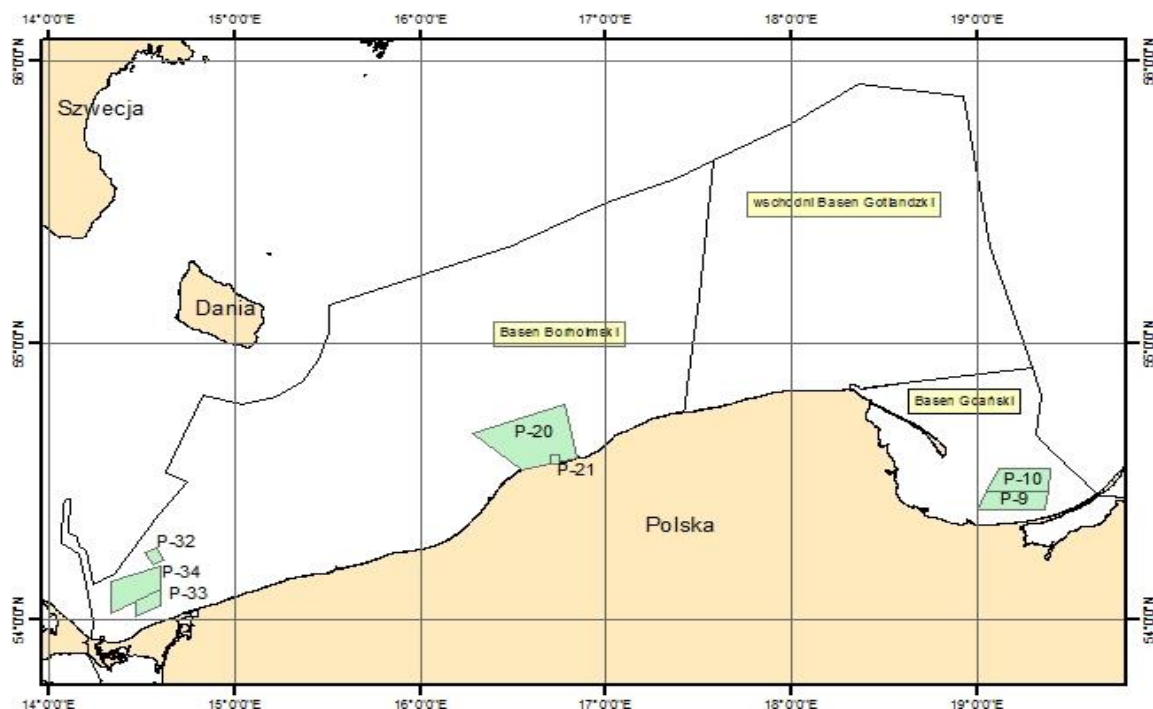
Rys. II.159. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.

Porównanie wyników pomiarów poziomu hałasu SPL na stacjach monitoringowych wskazuje na dużą zmienność poziomu hałasu w czasie. Różnice SPL mogą wynikać zarówno z właściwości fizycznych wody, której parametry fizyczne zmieniają się w zależności od pory roku, jak również natężenia żeglugi w danym punkcie. Wielkości SPL, zarejestrowane na wszystkich stacjach, zarówno w 2016, 2017 oraz 2018 roku ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, w głównej mierze są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej. Powyższe wyniki ugruntowują dotychczasowy stan wiedzy o hałasie w obszarze Morza Bałtyckiego, wskazując na fakt, iż żegluga stanowi istotne źródło hałasu podwodnego, czynnika negatywnie wpływającego na organizmy morskie.

Dźwięki impulsowe

Dostępne dane dotyczące hałasu impulsowego dla siedmiu poligonów wojskowych (P-9, P-10, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34), na których dokonywano detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju pochodzą z okresu 2011 – 2018 (Rys. II.160).

Dane odnośnie eksplozji dotyczyły informacji o lokalizacji poszczególnych poligonów, liczbie dni, w których przeprowadzano wybuchy, rodzaju oraz ilości wykorzystanego ładunku TNT. Rozkład przestrzenny poligonów wojskowych w głównej mierze wskazuje na koncentrację wybuchów w dwóch akwenach: obszarze Basenu Bornholmskiego (poligony: P-32, P-33, P-34, P-20, P-21) oraz rejonie Basenu Gdańskiego (poligony: P-9 oraz P-10) (Rys. II.160).



Rys. II.160 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2018.

Tabela II.38. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji.

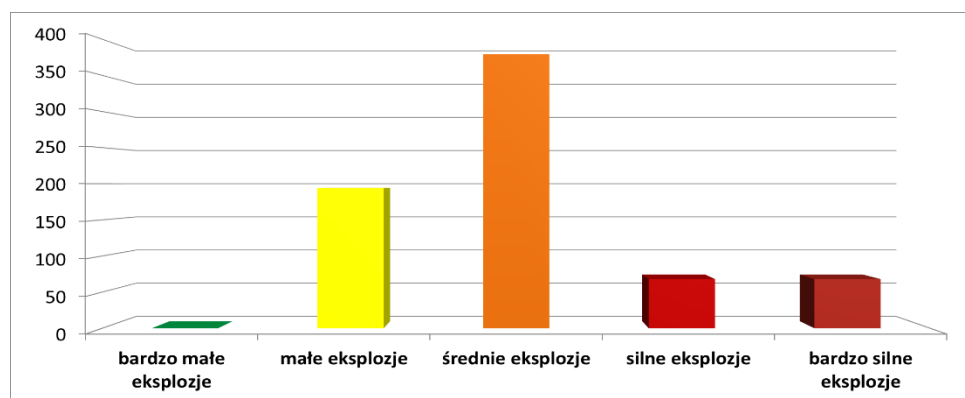
Typ eksplozji	Ilość ładunku [TNT]
Bardzo małe eksplozje	8 g - 210 g
Małe eksplozje	210 g - 2.1 kg
Średnie eksplozje	2.1-21 kg
Silne eksplozje	21-210 kg
Bardzo silne eksplozje	powyżej 210 kg

Przedstawione poniżej wyniki dotyczą siły eksplozji podwodnych, których określenie oparte zostało o pięciostopniową skalę typów siły eksplozji zgodnie z wytycznymi grupy TG Noise (Tabela II.38).

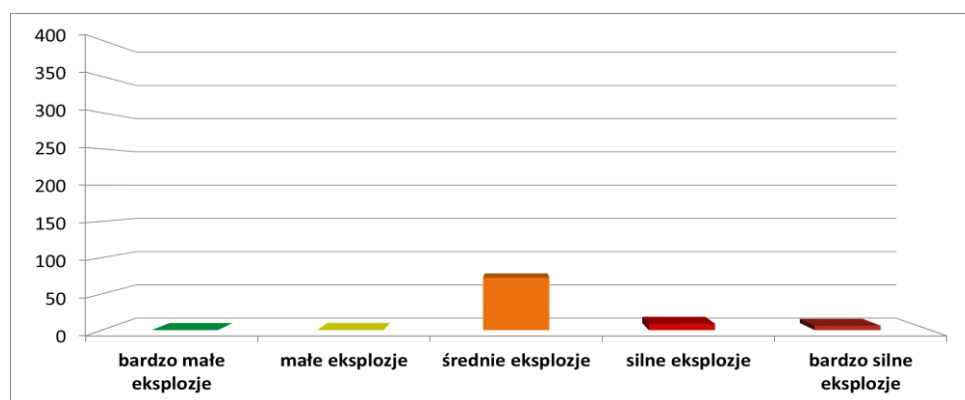
W Basenie Bornholmskim w wieloletniej eksplozji o poziomie niskim rejestrowano przez 194 dni (ilość wykorzystanego ładunku 336 kg TNT), podczas gdy eksplozje o poziomie średnim (2194 kg TNT) i wysokim (4680 kg TNT) odnotowano

odpowiednio przez 379 oraz 68 dni (Rys. II.161 (a)). Na uwagę zasługuje fakt, iż do wytworzenia eksplozji o poziomie bardzo wysokim, (częstość występowania 44 dni), całkowita masa użytego ładunku wybuchowego wyniosła, 45044 kg TNT. W 2018 w Basenie Bornholmskim zarejestrowane zostały trzy typy eksplozji od średniej siły po bardzo silne wybuchy (Rys. II.161 (b)). Podczas gdy średniej siły eksplozje odnotowane zostały przez 72 dni (ilość wykorzystanego ładunku 719 kg TNT). Kolejne typy eksplozji rejestrowano przez kolejno 9 (silne wybuchy, ilość ładunku 721 kg TNT) oraz 6 dni (ilość wykorzystanego ładunku 719 kg TNT).

a)



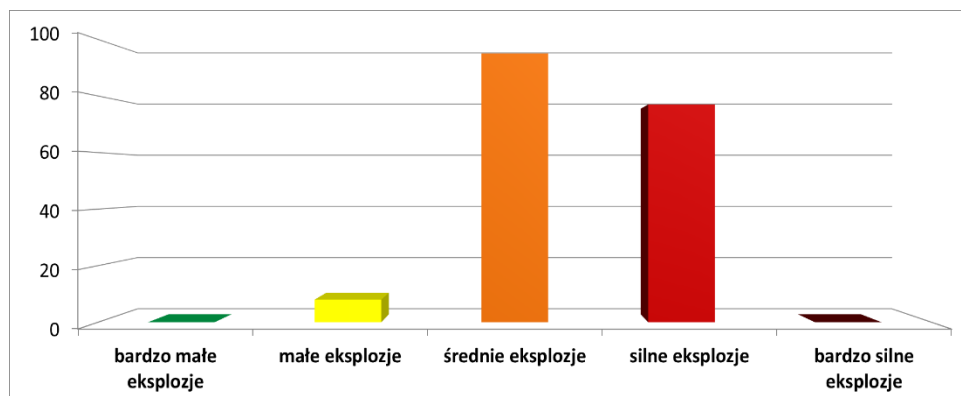
b)



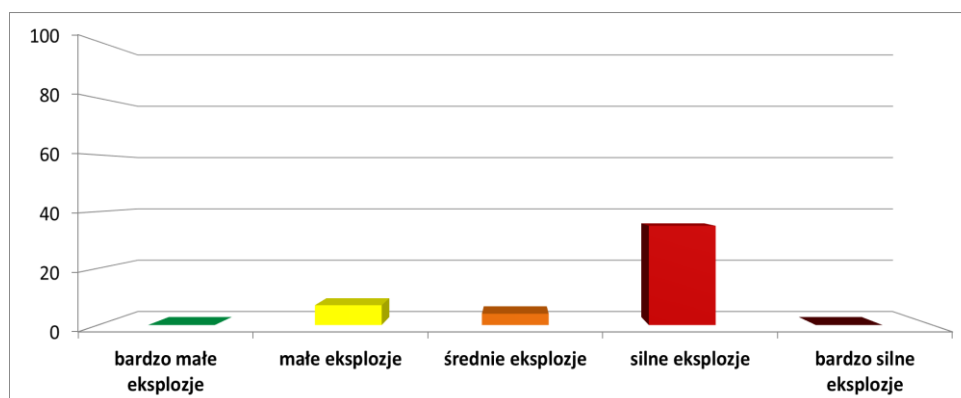
Rys. II.161. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego: (a), liczba dni eksplozji w wieloleciu 2011 – 2017, (b), liczba dni eksplozji w 2018.

W aspekcie ilościowym na poligonach wojskowych zlokalizowanych w Basenie Gdańskim, w okresie 2011-2017 (Rys. II.162 (a)) w okresie 95 dni zarejestrowano eksplozje na poziomie średnim oraz 8 dni z eksplozjami małymi, w obu wypadkach łącznie użyto około 710 kg TNT. Ponadto w wieloleciu przez 77 dni odnotowano silne eksplozje, do przeprowadzenia których wykorzystano 4361 kg TNT. W 2018 w Basenie Gdańskim przeważały silne eksplozje (Rys. II.162 (b)), które zostały zarejestrowane w przeciągu 32 dni (ilość wykorzystanego ładunku 1730 kg TNT). Ponadto w tym obszarze zarejestrowano przez 11 dni słabe i średnie eksplozje (ilość wykorzystanego ładunku 34 kg) (Rys. II.162(b)).

a)



b)



Rys. II.162 Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego: (a), liczba dni eksplozji w wieloleciu 2011 – 2017, (b), liczba dni eksplozji w 2018.

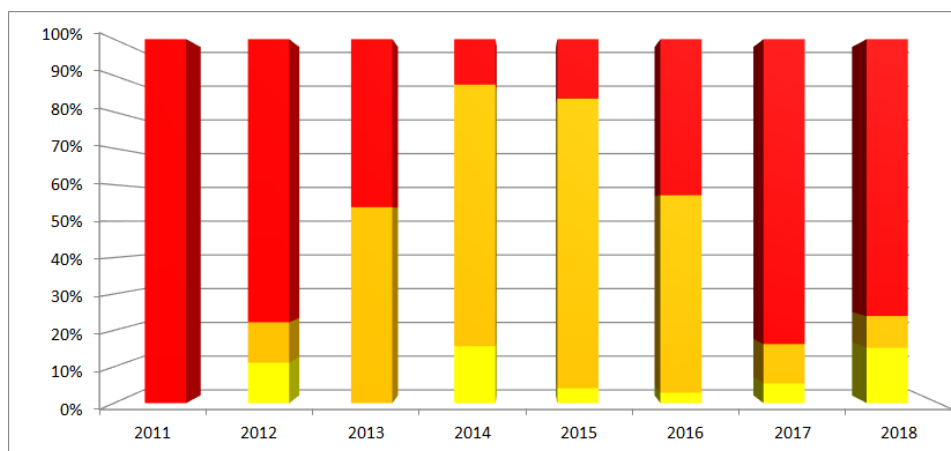
Udział procentowy poszczególnych zarejestrowanych poziomów eksplozji w odniesieniu do częstości występowania wybuchów w rozpatrywanym roku pozwala na dokładniejszą ilościową analizę eksplozji ładunków wybuchowych. W obszarze Basenu Gdańskiego Rys. II.163 (a) w latach 2011 oraz 2012 przeważały eksplozje wysokie, dla których poziom emitowanej energii w wyniku eksplozji szacunkowo niemal w 100 % zawierał się w zakresie od 21 do 210 kg TNT. W 2013 ilość eksplozji poziomu wysokiego spadła do ok 65% na rzecz eksplozji o średniej sile. Z kolei w latach 2014 – 2015, przeważały eksplozje o poziomie średnim, dla którego ilość ładunku TNT nie przekraczała 21 kg. Ponowny wzrost występowania eksplozji o poziomie wysokim w skali roku zaobserwowano w 2016 roku. W latach 2017 i 2018 silne eksplozje osiągały ponad 70% wszystkich eksplozji w Basenie Gdańskim.

Odnosnie częstości występowania wybuchów w obszarze Basenu Bornholmskiego Rys. II.163 (b), najwięcej słabych eksplozji zanotowano w 2011 oraz 2015, których wkład procentowy w odniesieniu do innych typów eksplozji wynosił około 50% w skali rozpatrywanego roku. Zdecydowaną większość udziału procentowego w całym okresie 2011 – 2018 stanowią eksplozje o poziomie średnim, których ponad 80% udział zanotowano w latach 2014 – 2018. Charakterystycznym dla obszaru Basenu Bornholmskiego jest występowanie silnych oraz bardzo silnych eksplozji podczas całego rozpatrywanego okresu.

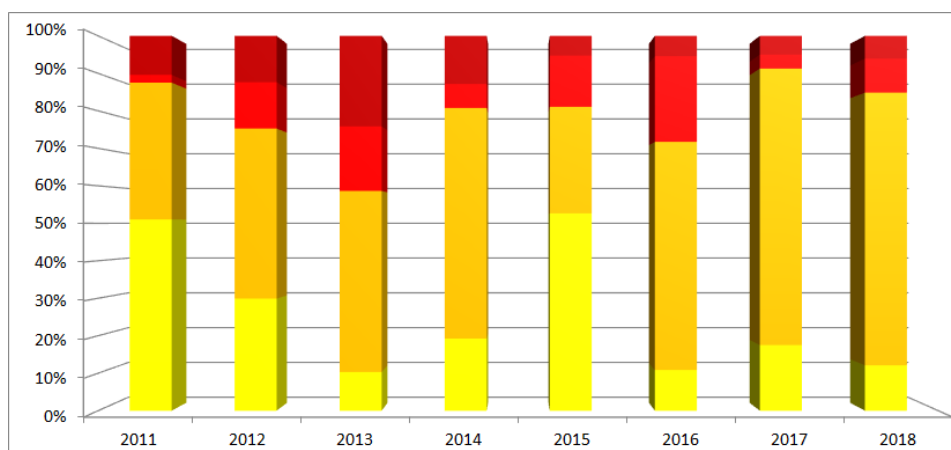
Zdecydowanie największy wkład procentowy bardzo silnych eksplozji odnotowano w 2013 roku, który wynosił nieco ponad 20 % wszystkich zanotowanych eksplozji. Od roku 2014 widoczny jest powolny spadek silnych eksplozji, co oznacza zmniejszanie się negatywnego wpływu hałasu wywołanego przez bardzo duże ładunki wybuchowe na środowisko morskie. W polskich obszarach Morza Bałtyckiego, na podstawie danych z działań w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, mamy do czynienia z całym spektrum eksplozji od małych po eksplozje bardzo silne. Ponadto częstości poszczególnych typów eksplozji wskazują na to, iż dźwięki impulsowe wywołane wybuchami pocisków podczas ćwiczeń wojskowych są stosunkowo rzadko powtarzającymi się zdarzeniami. Niemniej uznaje się, iż

wybuchy przekraczające próg hałasu oddziałującego na faunę morską mogą mieć znaczący wpływ na reakcje behawioralne organizmów morskich.

a)



b)



Rys. II.163 Udział procentowy poszczególnych poziomów zarejestrowanych na obszarach: Basenu Gdańskiego (a) oraz Basenu Bornholmskiego (b) w okresie 2011 – 2018 (kolor ciemno-czerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski)

III. Podsumowanie



Monitoring polskich obszarów morskich prowadzony w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska realizowany jest zarówno w strefie przybrzeżnej, jak i w wodach otwartych. Ocena stanu środowiska części pełnomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2018 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 2018 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: D1 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz cztery cechy presji: D3 – ryby i skorupiaki eksploatowane w celach komercyjnych, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami oraz D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego. W zakresie cech D4 – łańcuchy troficzne (poza rejonem wód otwartych Basenu Bornholmskiego) i D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2018 r. na tle wielolecia 2008–2017. W przypadku cech D10 – odpady w środowisku morskim i D11 – 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 ustalonych na poziomie europejskim.

Cechy stanu

Grupy gatunków

Ptaki

Bielik

W 2018 roku skontrolowano 99 stanowisk lęgowych bielika. W 85 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków, przy czym 70 w kategorii „gniazdowanie pewne”, a 15 w kategoriach „gniazdowanie możliwe” lub „prawdopodobne”.

Spośród 70 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 29 przypadkach zakończyły się one sukcesem. W 2018 roku sukces lęgowy nadmorskiej populacji bielików 41,4%.

Ptaki wód przejściowych

W 2018 r. skontrolowano wszystkie 31 obiektów MZPWP, na których stwierdzono 196 238 ptaków z gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi.

Stwierdzono obecność 47 gatunków. Najliczniejszymi gatunkami zimującymi na wodach przejściowych były czernica z liczebnością 31 638 osobników, co stanowiło 19% całego ugrupowania, krzyżówka z liczebnością 23 084 osobników, co stanowiło 14% wszystkich ptaków zarejestrowanych podczas tego liczenia oraz ogorzałka, którą stwierdzono w liczbie 18 421 os. (11% wszystkich policzonych ptaków).

Gatunki podstawowe dla monitoringu stanowiły 71% wszystkich stwierdzonych ptaków. Do tej grupy należało sześć najliczniejszych gatunków, w tym czernica, gągoł i ogorzałka, których liczebność przekroczyła 10 tys. osobników.

Najważniejszymi obiektami spośród zaliczonych do wód przejściowych są Zalew Szczeciński z deltą Świny i Zatoka Pucka (obie jej części). Ich duża rola jako zimowisk ptaków wodnych o dużym znaczeniu w skali kontynentu znana jest już od dawna (Durinck i in. 1994, Wilk i in. 2010). Znacznie mniej ptaków gromadziło się na wybrzeżu środkowym, choć na Jeziorze Gardno stwierdzono ponad 6,5 tys. ptaków.

Ptaki morskie

Podczas liczeń w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich stwierdzono w 2018 roku 64 222 osobniki ptaków wodnych z 27 gatunków oraz 211 osobników, których przynależność gatunkowa nie została określona. Podobnie jak w poprzednich latach dominowały dwa gatunki kaczek morskich – łódówka i uhla. Stanowiły one w sumie aż 96,3% wszystkich ptaków stwierdzonych w pasie transektów i 92,7% wszystkich ptaków zaobserwowanych podczas przeprowadzonych rejsów. Udział w całym ugrupowaniu ptaków na poziomie powyżej 1% osiągnęła jeszcze tylko mewa srebrzysta. Udział trzeciego pod względem liczebności gatunku z grupy podstawowych – markaczki wyniósł odpowiednio zaledwie 0,4% i 0,8%.

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się w trzech rejonach: na Zatoce Pomorskiej, na Zatoce Gdańskiej i na Ławicy Słupskiej.

Monitoring Zimujących Ptaków Wodnych trwa od 8 sezonów. W 2016 roku wydzielono z niego 31 obiektów należących do tak zwanych wód przejściowych, tzn. zbiorników, które są częściowo zasolone ale pozostają pod dużym wpływem wód słodkich. Ptaki, które tam zimują objęto Monitoringiem Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP). Mimo tej formalnej zmiany dane ze wszystkich obiektów są podsumowywane w ramach MZPW, aby zachować ciągłość serii pomiarowej.

W omawianym okresie na wszystkich skontrolowanych obiektach stwierdzono łącznie 687 100 ptaków z gatunków powiązanych ekologicznie ze zbiornikami wodnymi. Z tej liczby 661 199 osobników przebywały na kontrolowanych obiektach, a pozostałe zaobserwowano w trakcie przelotu. W przypadku 58 697 ptaków nie udało się ustalić ich przynależności gatunkowej, klasyfikując je tylko do rodzaju lub do rodziny. Ptaki, których nie udało się zakwalifikować do gatunku stanowiły 8,5% wszystkich osobników zanotowanych podczas liczenia. Stwierdzono obecność 69 gatunków, z tym że w późniejszych analizach mewa: srebrzystą, białogłową i romańską potraktowano łącznie jako mewę srebrzystą sensu lato.

Najliczniejszym gatunkiem, podobnie jak w poprzednich latach, była krzyżówka z liczebnością 221 506 osobników, co stanowiło 32% całego ugrupowania. Kolejne trzy gatunki osiągnęły poziom co najmniej 5% a dalszych 12 co najmniej 1% udziału w całkowitej liczebności wszystkich zanotowanych osobników. Liczebność kolejnych sześciu gatunków: czernicy, łyski, kormorana, gągoła, nurogęsia i ogorzałki przekroczyła 20 tys.

Aż 79% wszystkich ptaków to przedstawiciele rzędu blaszkodziobych, a 8% ugrupowania stanowiły mewa. Udział pozostałych grup systematycznych był bardzo niski (oprócz chruścieli – 6%).

Istotny, silny trend wzrostowy wskaźnika liczebności odnotowano w przypadku sześciu gatunków z grupy podstawowych (głowienka, czapla siwa, łabędź niemy, łyska, perkoz dwuczuby, kormoran). Krzyżówka, nurogęś i bielaczek wykazały stabilny poziom wskaźnika liczebności w latach 2011–2018. U żadnego z gatunków podstawowych nie zanotowano spadku liczebności.

Ryby

Indeks wielkich ryb otwartego morza LFI

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2018 roku przyjęto zasadę oceny stanu środowiska morskiego w zakresie cechy D1 jak dla wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES.

W przypadku podobszaru ICES 25, uzyskana w 2018 roku wartość wskaźnika LFI (0,43) wskazuje na niewielkie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w populacji. Wzrost jest nieznaczny w porównaniu z rokiem ubiegłym – zaledwie o 0,05. W ciągu ostatnich 3 lat wartość wskaźnika oscyluje na zbliżonym poziomie – pomiędzy 0,38 a 0,45.

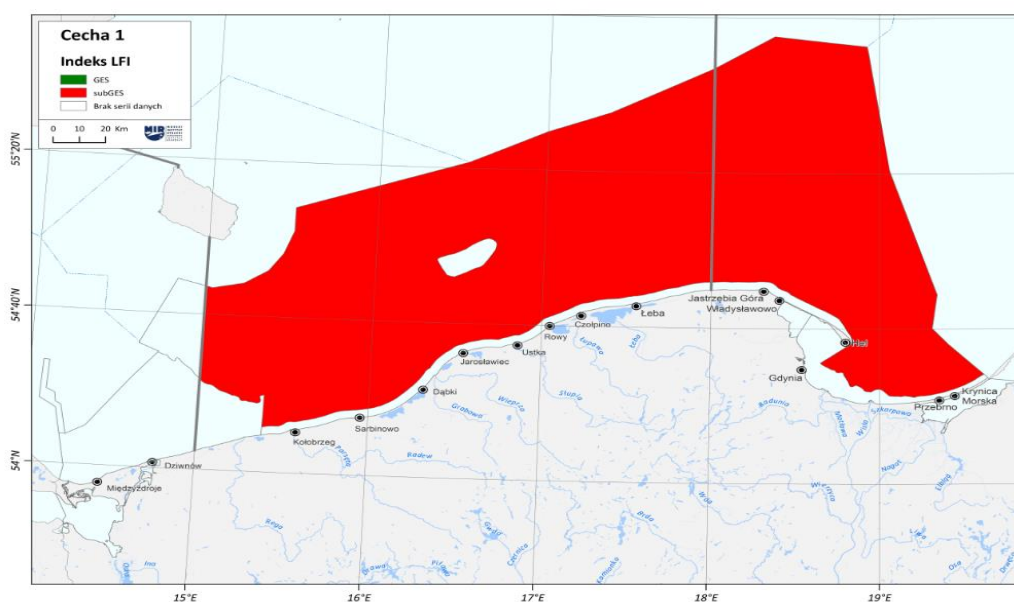
W podobszarze ICES 26, wartość wskaźnika LFI (0,28) uzyskana w 2018 roku, wskazuje na drastyczne pogorszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Jest to najniższa odnotowana wartość poczynawszy od 2009 r. W porównaniu z rokiem ubiegłym odnotowano spadek o 0,23. Wartość LFI dla pozostałych 4

gatunków dennych z wyłączeniem dorsza również się zmniejszyła. Uzyskana wartość LFI jest zdecydowanie niższa niż wyznaczona dla tego rejonu wartość progowa.

Ocenę indeksu LFI w polskich obszarach morskich przedstawiono w Tabeli III.1 oraz na Rys. III.1

Tabela III.1. Zestawienie oceny stanu środowiska polskich obszarów morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych z 2018 roku.

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



Rys. III.1. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2018 r.

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu możliwa była do przeprowadzenia w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” jedynie dla wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie wskaźnik ten uzyskał wartość docelową GES.

Chlorofil „a”

Zgodnie z oceną eutrofizacji chlorofila a wskazywał na stan poniżej dobrego we wszystkich ocenianych akwenach,

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu możliwa była do przeprowadzenia jedynie w oparciu o wskaźnik MSTs w akwenie wód otwartych Basenu Gdańskiego (stacja P1), gdzie wskaźnik ten uzyskał wartość docelową GES.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Ocena stanu makrozoobentosu została w 2018 roku wykonana na podstawie wskaźnika multimetrycznego B dla obszarów Basenu Gdańskiego, Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego. We wszystkich analizowanych jednostkach oceny (z wyjątkiem Basenu Bornholmskiego) zanotowano spadek średnich wartości wskaźnika w stosunku do roku 2017. Może mieć to związek z pojawieniem się dużych ilości młodych osobników wśród gatunków dominujących co w znacznym stopniu wpływa na jednolitość struktury makrozoobentosu a w konsekwencji na wartości wskaźnika B. Stan wszystkich ocenianych akwenów w zakresie makrozoobentosu oceniony został jako subGES.

Makrofitobentos

W roku 2018 kontynuowano monitoring makrofitobentosu w rejonach: Klifu Orłowskiego w Zatoce Gdańskiej oraz Jamy Kuźnickiej w Zalewie Puckim. Wskazane stanowiska pomiarowe przynależą do obszaru oceny „polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego”, w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża na Głazowisku Rowy oraz w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego (Rys. II.2). W roku 2018 pobrano również próbki makrofitów

w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, jednakże ze względu na pilotażowy charakter monitoringu w tym rejonie wyników nie uwzględniono w ostatecznej ocenie stanu. Stan makrofitów określano na podstawie wskaźnika SM_I, wartości którego wszystkich analizowanych akwenach wskazywały stan dobry GES.

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych w ramach cechy D6

Ocena zintegrowana cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) oraz makrofitobentosu (SM_I) dla akwenów: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. W celu umożliwienia porównania wyników oceny pomiędzy wskaźnikami, oceny dokonano uwzględniając stacje o głębokości nie większej niż 20m.

Ocenę stanu integralności dna morskiego polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wskaźnika SM_I określonego na podstawie danych pozyskanych dla wód przybrzeżnych w okolicach miejscowości Rowy. Ze względu na bardzo dobry stan makroglonów i okrytozałączkowych w 2018 r. obszar ten osiągnął ogólną ocenę – stan dobry GES.

Zintegrowana ocena siedlisk bentosowych dla głębokości do 20 metrów w 2018 r. wskazuje na występowanie warunków poniżej dobrego stanu środowiska morskiego subGES w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w pozostałych obszarach stan określono jako GES.

Uwzględniając wyniki makrozoobentosu ze strefy głębokowodnej dobry stan (GES) dla cechy D6 uzyskano jedynie dla wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego

Cechy presji

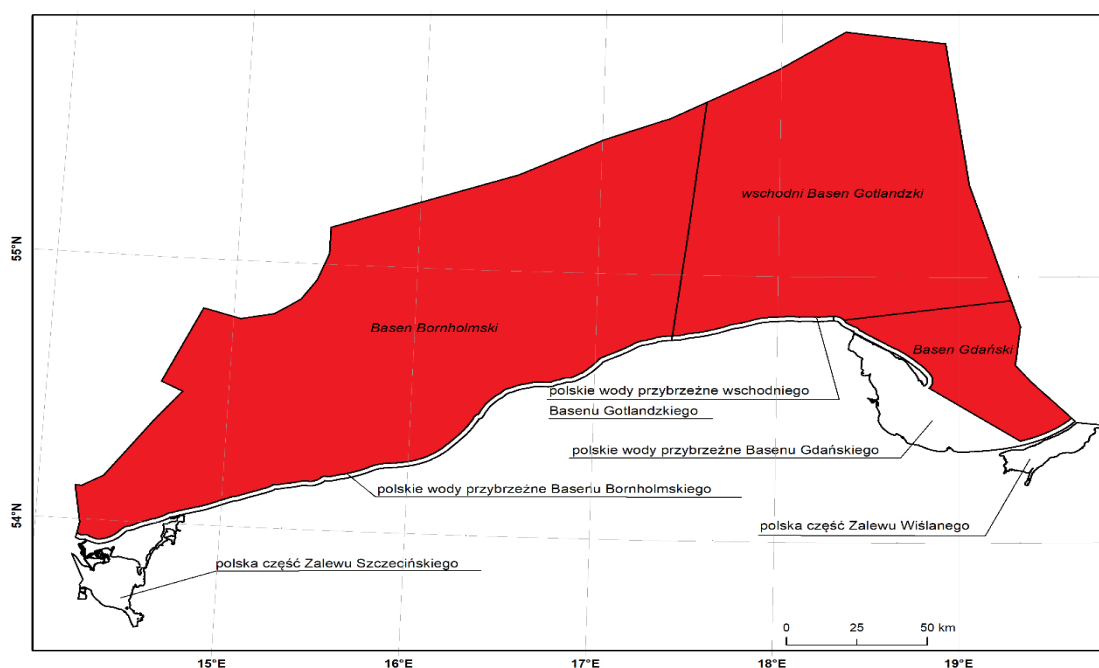
Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2018 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych jednakże, ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz, iż powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie uwzględniono oceny gatunków obcych w ostatecznej klasyfikacji stanu środowiska w 2018 roku.

Eutrofizacja

Do oceny stanu środowiska południowego Bałtyku w zakresie eutrofizacji (D5) wykorzystano wskaźniki podstawowe zaliczane do czynników sprawczych: stężenia fosforanów, azotu nieorganicznego, fosforu i azotu całkowitego, jak również wskaźniki podstawowe zaliczane do skutków bezpośrednich: chlorofil „a” i przezroczystość wody morskiej 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, integrująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w 2018 r. **wynik negatywny – subGES** (Rys. III.2). 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 i przezroczystości. Również stężenia fosforu oraz azotu, zarówno sezonowe jak i roczne, nie spełniały kryteriów dla dobrego stanu.



Rys. III.2. Ocena stanu eutrofizacji polskich obszarów morskich wg klasyfikacji RDSM w 2018 r.

Substancje niebezpieczne

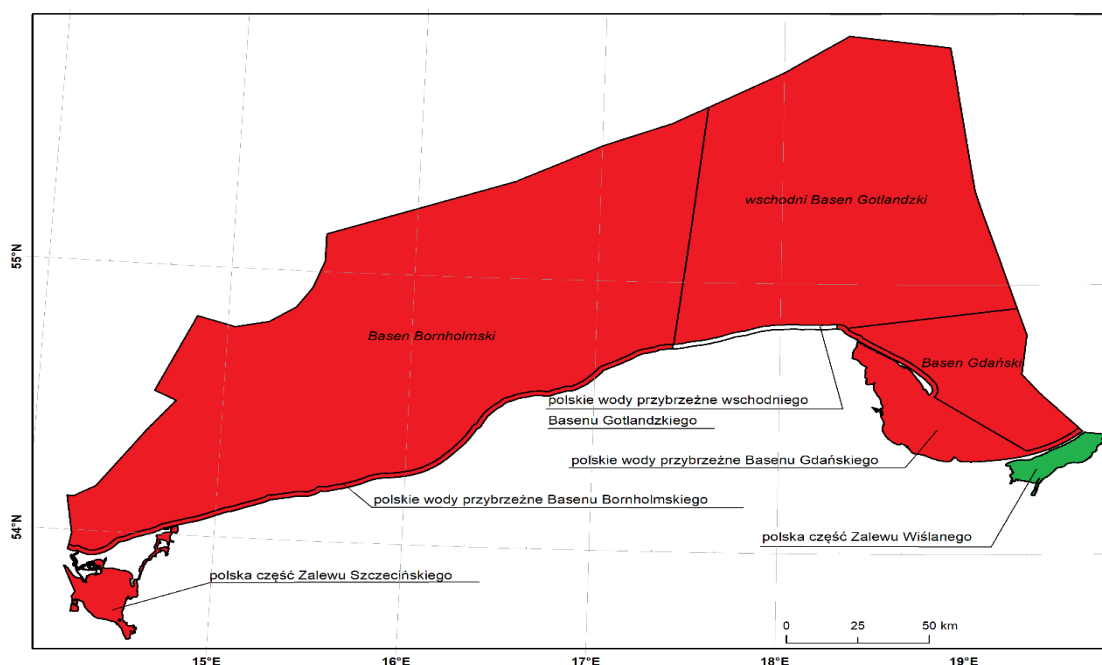
W 2018 roku stan środowiska południowego Bałtyku w zakresie cechy D8 (stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia) został oceniony na podstawie stężeń metali ciężkich: Cd, Pb, Hg w rybach, małżach i roślinach w pięciu z sześciu akwenów rekomendowanych przez Strategię Monitoringu i Oceny HELCOM obszarach: polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, polskich 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 perfluorooktanowego oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. 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 testu mikrojądrowego mających na celu określenie wpływu substancji zanieczyszczających na organizmy ichtiofauny.

W celu przeprowadzenia zagregowanej oceny dla poszczególnych grup substancji (metali ciężkich, TZO, radionuklidów) w wytypowanych obszarach w pierwszym rzędzie wyznaczono współczynniki skażenia dla każdej substancji w różnych matrycach, poprzez odniesienie jej stężenia do wartości progowej. Następnym krokiem była agregacja poprzez wyznaczenie średnich współczynników skażenia ze wszystkich współczynników skażenia dla pojedynczych substancji w każdym z ocenianych obszarów i dla każdej z grup substancji. Zastosowano jednak wagi, przyjmując wagę 0,3 dla danych uzyskanych dla roślin makrofytobentosowych w końcowej ocenie, natomiast wynikom uzyskanym dla ryb w przypadku metali ciężkich oraz wody w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1. W przypadku pozostałych substancji nie stosowano wagi.

Stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu - ^{137}Cs uznano za nieodpowiedni w rejonach wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego na podstawie stężeń obserwowanych w wodzie morskiej, w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego na podstawie stężeń w wodzie i roślinach oraz w Zalewie Szczecińskim na podstawie danych dla ryb (Rys. III.3). 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.

Pomimo, że stan środowiska w zakresie skażenia ^{137}Cs pozostaje dalej nieodpowiedni w znaczącej części ocenianych obszarów, to należy pokreślić, że stężenia omawianego izotopu ulegają obniżaniu, co szczególnie jest widoczne w przypadku wody morskiej.

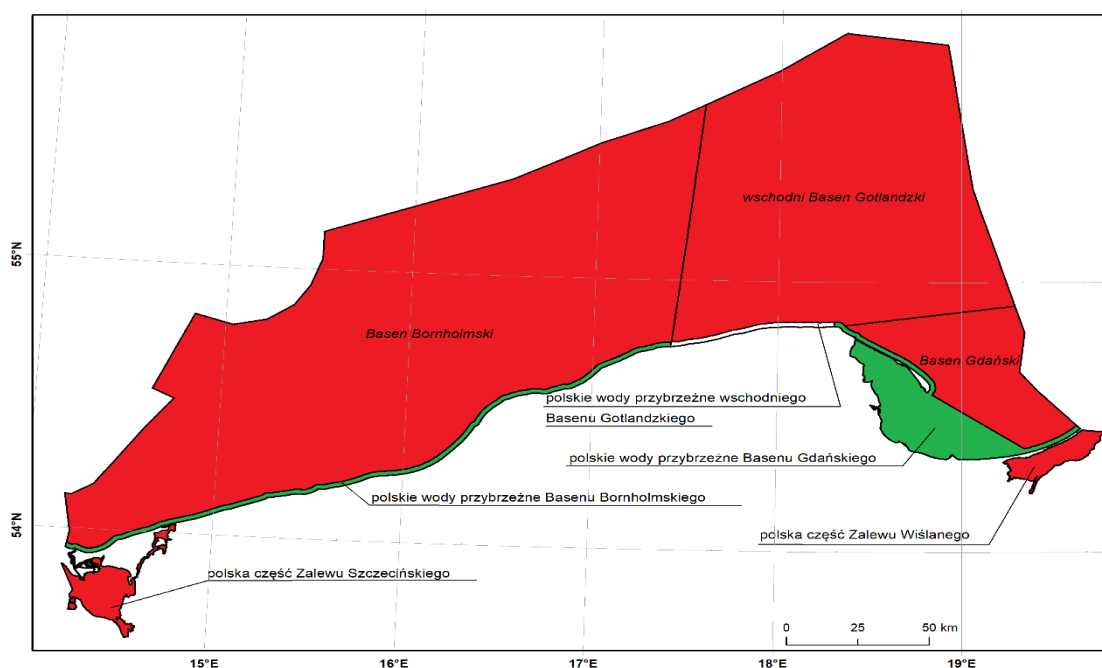


Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs (cecha D8) w 2018 r.

W 2018 roku stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich rtęci – Hg, ołowiu – Pb i kadmu – Cd w pięciu z siedmiu ocenianych obszarów uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.4). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia trzech metali w śledziach przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,89. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storniach pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 2,05 ze względu na około 3-krotne przekroczenia stężeń Hg i Pb.

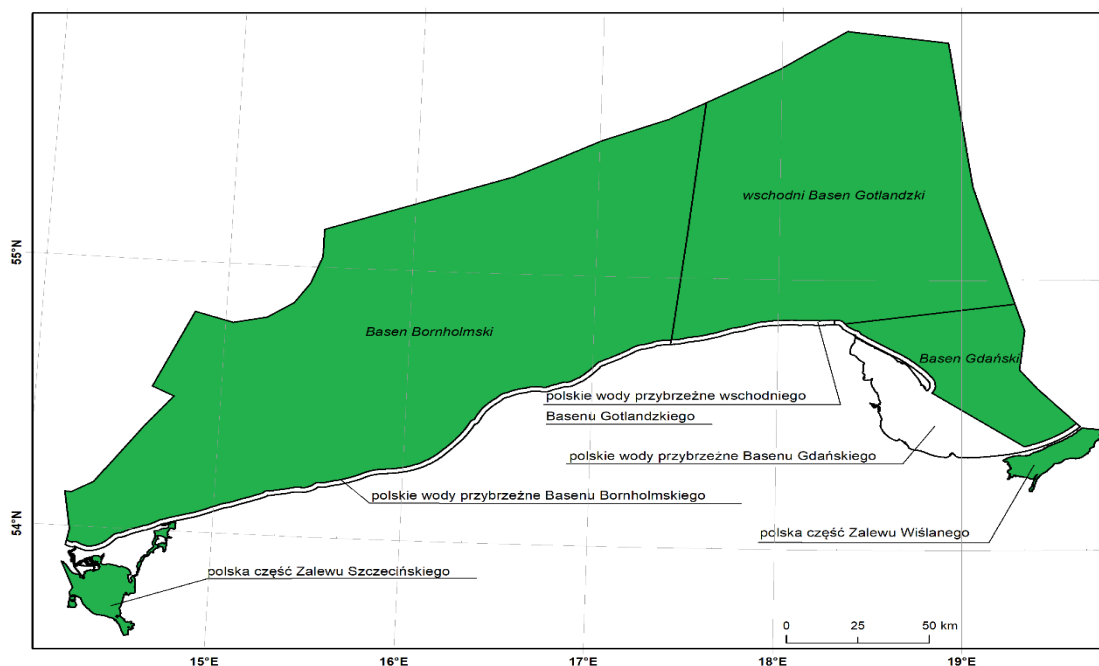
Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzi i storni oraz roślin makrofytobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,36. Stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku Hg w mięśniach storni i w przeciwieństwie do roku poprzedniego stężenia Hg w mięśniach śledzi z tego obszaru pozostawały poniżej wartości progowej. Poziomy Pb w wątrobach obydwu gatunków ryb oraz Cd w wątrobach śledzi przekraczały wartości przyjęte jako graniczne dla dobrego stanu środowiska. W Basenie Bornholmskim stężenia wszystkich metali w roślinach pozostawały na poziomach wskazujących na dobry stan środowiska. W przypadku obszarów Zalewów Wiślanego i Szczecińskiego zagregowane współczynniki skażenia przekroczyły wartość 1 wskazując na nieodpowiedni stan środowiska i wynosiły odpowiednio 1,54 i 1,48. Odpowiedzialnymi za taki stan były zdecydowanie podwyższone stężenia Hg w mięśniach okoni i stężenia Pb w wątrobach ryb.

W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofytobentosowych. Przekroczenia wartości progowych wystąpiły tylko w przypadku Cd w małżach, a zintegrowane współczynniki skażenia wyniosły 0,82 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i 0,64 w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wskazując na dobry stan środowiska tych obszarów.



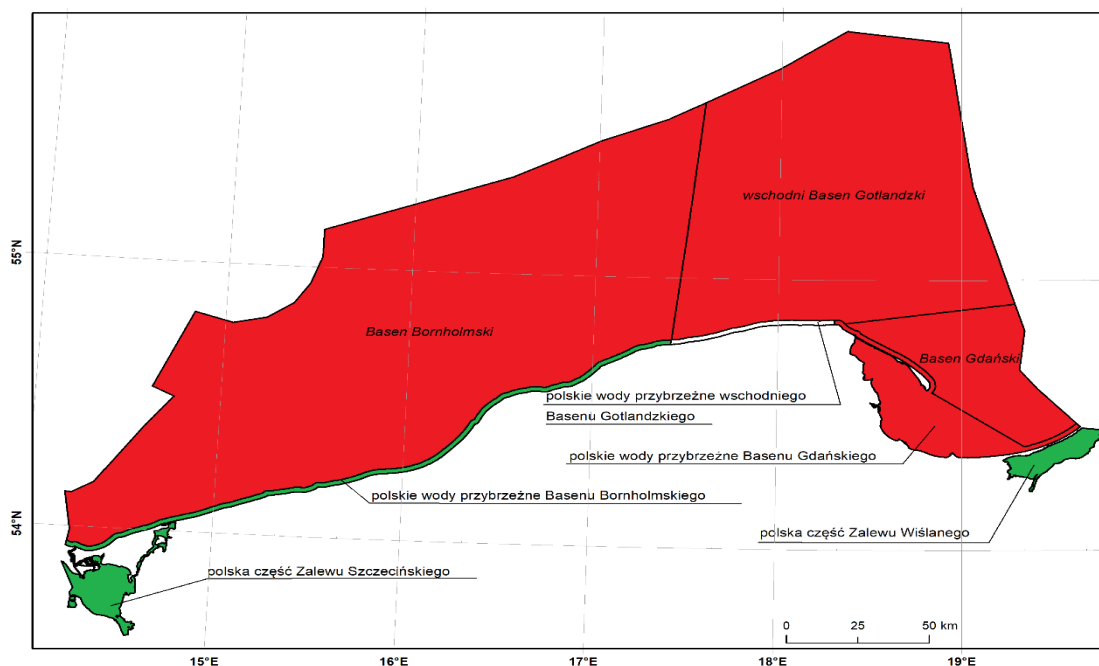
Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2018 r.

W 2018 roku, podobnie jak w roku poprzednim, 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.5).



Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2018 r.

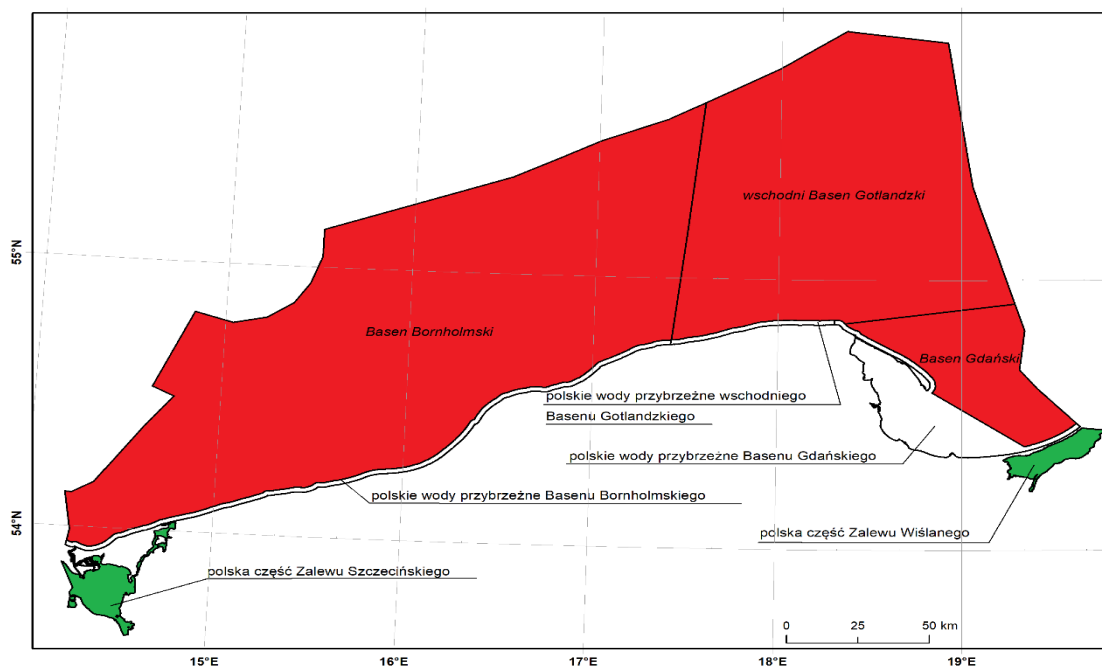
Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy 8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem całej listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów - suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu - HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu - HCH, heksachlorocyklobenzenu - HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli - CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118, 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.6), podobnie jak w roku poprzednim. Taki stan wynika ze znacznie podwyższonych stężeń PBDE w organizmach ryb w stosunku do wartości progowej wyznaczającej granicę dobrego stanu dla sumy sześciu kongenerów PBDE, która została określona w Dyrektywie 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych. Wartość ta jest bardzo restrykcyjna i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}$ m.m. Współczynniki skażenia dla tego wskaźnika były bardzo wysokie na poziomie 24 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 25 w przypadku śledzia i 4 w przypadku storni w Basenie Bornholmskim. W Basenie Gdańskim współczynnik skażenia osiągnął wartość 12. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 2,5 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 1,4 w Basenie Bornholmskim i 1,2 w Basenie Gdańskim wskazując na nieodpowiedni stan środowiska. 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 (2,2 w Zalewie Wiślanym i 3,0 w Zalewie Szczecińskim). Stężenia pozostałych analizowanych związków były poniżej granicy dla dobrego stanu, co przełożyło się na uśrednione wartości współczynników skażenia dla Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego wynoszące odpowiednio 0,31 i 0,33.



Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2018 r.

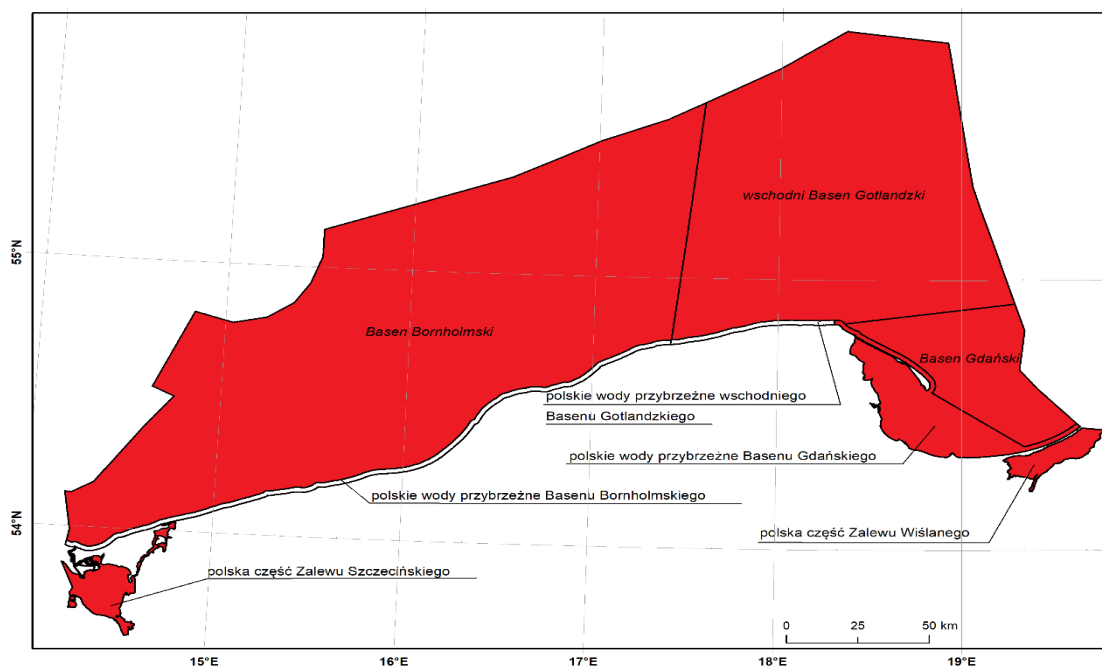
Stan środowiska polskich obszarów przybrzeżnych Basenów Gdańskiego i Bornholmskiego został oceniony na podstawie analiz: związków bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH, heksachlorocyklobenzenu – HCB, sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180 oraz kongeneru CB 118, 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 współczynnik skażenia wyznaczony dla sumy sześciu kongenerów PBDE (WS – 26,5) oraz nieznacznie podwyższone w stosunku do wartości progowych stężenia HCB, TBT oraz benzo(a)pirenu, dla których współczynniki skażenia wynosiły odpowiednio 1,1, 1,1 i 2,8. Średni współczynnik skażenia dla wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyniósł 2,7. Pomimo nieznacznego przekroczenia wartości progowej dla sumy 6PBDE w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego, stan tego obszaru uznano za dobry, a uśredniony współczynnik skażenia wyniósł 0,9.

W 2018 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych defenyloeterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH i sumy sześciu kongenerów polichlorowanych bifenyli – CB 28, CB 101, CB 138, CB 153, CB 180) w mięśniach ryb. Również i w tym przypadku, z powodu zaostżenia granicy dobrego stanu dla sumy 6PBDE (wartość progowa dla ochrony zdrowia ludzi została przyjęta na podstawie Dyrektywy 2013/39/UE dotyczącej substancji priorytetowych i wynosi $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1} \text{ m.m.}$), nieodpowiedni stan środowiska został stwierdzony we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim i Basenie Gdańskim, natomiast stan środowiska Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego został uznany za dobry (Rys. III.7).



Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2018 r.

W 2018 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Wyniki badań dla śledzi pochodzących z 4 lokalizacji zagregowano uzyskując ocenę czterech obszarów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. III.8). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów. W 2018 roku po raz pierwszy przeprowadzono badania krwi okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Wyniki uzyskane w obydwu akwenach wskazują na stan nieodpowiedni (Rys. III.8).



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w 2018 r. w zakresie cechy D8 – biologiczne skutki zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2018 roku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, przedstawiono w Tabeli III.2. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, przy czym w przypadku cech D8 i D9 ocenę zaprezentowano dla grup substancji i efektów biologicznych, ponieważ nie przeprowadzono agregacji całościowej dla cech.

Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES)

Nazwa akwenu	D1/D4			D6	D5	D8				D9		D10
	Zooplankton	Ryby	Fitoplankton			Radionuklidy	Metale ciężkie	TZO	Test mikrojądrowy	Metale ciężkie	TZO	
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 L 232/14, 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
- 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, doi: 10.1002/em.20130
- Conley D.J., Aigars J., Kotta J., Maximov A., 2011 Hypoxia is increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea, *Environmental Science & Technology*
- Conley D. J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O. P., Wulff F., 2002, Hypoxia in the Baltic Sea. Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. *Environmental Science and Technology* 36, 5315–5320, doi: 10.1021/es02576w
- Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3–6, 2016, IMGW-PIB; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Durinck J., Skov H., Jensen F. P., Pihl S. 1994. Important marine areas for wintering birds in the Baltic Sea. *Ornis Consult Report*, Copenhagen
- Enger P.S., 1967, Hearing in herring. *Comp. Biochem. Physiol.* 22, 527–538
- EU. 2016. Regulation (EU) 2016/1139 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2016 establishing a multiannual plan for the stocks of cod, herring and sprat in the Baltic Sea and the fisheries exploiting those stocks, amending Council Regulation (EC) No. 2187/2005 and repealing Council Regulation (EC) No. 1098/2007. *Official Journal of the European Union*, L 191. 15 pp.
- 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)
- 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

- 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
- Garthe S., Hüppop O., 2004, Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index, *J. Appl. Ecol.* 41, 724–741
- GIOŚ, 2014 (b), Wstępna ocena stanu środowiska wód morskich polskiej strefy Morza Bałtyckiego. Raport do Komisji Europejskiej; online: https://www.mos.gov.pl/g2/big/2014_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfdf7ce9.pdf
- Grygiel, W., Wyszynski, M. 2003. Temporal (1980–2001) and geographic variation in the sexual maturity at age and length of herring and sprat inhabiting the southern Baltic. *Biuletyn MIR*. 159: 3–33.
- Gustavson, K., Jonsson, P., 1999, Some halogenated organic compounds in sediments and blue mussel (*Mytilus edulis*) in Nordic Seas. *Marine Pollution Bulletin* 38(8), 723–736
- Hansson M., Axe P. and Andersson L., 2009, 'Extent of anoxia and hypoxia in the Baltic Sea, 1960–2009', SMHI Report Mo 2009–214
- HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999–2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87, 47 pp.
- HELCOM, 2009, Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea Final report of the HAZARDOUS project. Baltic Sea Environment Proceedings No. 119, 99 pp.
- HELCOM, 2012, Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. *Balt. Sea. Environ. Proc.* No. 129 B, 219 pp
- HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy; online: www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy
- HELCOM, 2017, Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online. 30.04.2017. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/Diatom-dinoflagellate-index>
- ICES. 2016. ICES Special Request Advice Northeast Atlantic Ecoregion. EU request to provide guidance on the practical methodology for delivering an MSFD GES assessment on D3 for an MSFD region/subregion. Published 13 May 2016. 4pp.
- ICES. 2019a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports. 1:20. 651 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5256>
- ICES. 2019b. Report of the ICES Advisory Committee 2019. ICES Advice, 2019. Book 8, p
- 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://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- IOW, 2015, IOW Press Release January 7, 2015; online: www.io-warnemuende.de/environmental-monitoring.html
- Jakubowska M., Jerzak M., Normant M., Burska D., Drzazgowski J. 2013. Effect of carbon dioxide-induced water acidification on the physiological processes of the Baltic isopod *Saduria entomon*. *Journal of Shellfish Research* 32(3), 825–834
- JRC, 2013 Guidance on Monitoring of Marine Litter in European Seas, JRC Scientific and Policy Reports, ISBN 978-92-79-32710-0.
- 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
- Komdeur, J., J. Bertelsen & G. Cracknell, 1992. Manual for aeroplane and ship surveys of waterfowl and seabirds. International Waterfowl and Wetland Research Bureau Special Publication 19.IWRB, Slimbridge
- Kownacka J. 2017. Testowanie i wyznaczenie wartości granicznej dla Basenu Gdańskiego oraz wykonanie oceny stanu dla wód morskich (tzw. threshold value) dla wskaźnika Diatoms/Dinoflagellates Index przyjętego przez HELCOM w celu wykorzystania w opracowaniu aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich. Załącznik 12, Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy, Wykonano na zlecenie Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska
- Köster, F.W., Huwer, B., Hinrichsen H-H., Neumann, V., Makarchouk, A., Eero M., von Dewitz, B., Hüsey, K., Tomkiewicz, J., Margonski, P., Temming, A., Hermann, J-P., Oesterwind, D., Dierking, J., Kotterba, P. and Plikshs, M. 2017. Eastern Baltic cod recruitment revisited—dynamics and impacting factors. *ICES J Mar Sci* 74: 3–19.
- Kruk-Dowgiatto L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18–22
- Krzymiński W., (red.), 2017, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006–2015. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2017, 163 s.
- Kuliński K., Pempkowiak J., 2011., The carbon budget of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 8(11)3219–3230.
- Kuliński K., Schneider B., Hammer K., Machulik U., Schulz-Bull D., 2014, The influence of dissolved organic matter on the acid-base system of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 132, 106–115.
- 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., Krzymiński W., Grochowski A., (red.), 2016, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2015 na tle dziesięciolecia 2005–2014. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2016, ISBN 978-83-61227-77-9, 163 s.
- Meissner W. 2010. Wschodnie Wody Przygraniczne. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) *Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce*. OTOP, Mar-ki. pp: 535–536
- Müller J.D., Schneider B., Rehder G., 2016, Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO₂-induced acidification, *Limnology and Oceanography* 61, 1984–2002.
- Nilsson L., 2008, Changes in numbers and distribution of wintering waterfowl in Sweden during forty years, 1967–2006, *Ornis Svecica* 18, 135–226
- Osowiecki A., Kruk-Dowgiatto 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-Dowgiatto L, Błęńska M, Brzeska P, Kraśniewski W, Lewandowski Ł, Krzyminiński W, 2012, Development of tools for ecological quality assessment in Polish marine areas according to the Water Framework Directive. Part IV – A preliminary assessment, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 41 (3), 1-10, DOI:10.2478/s13545-012-022-2

OSPAR, 2009, Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010, Monitoring and Assessment Series, OSPAR Commission. online:

http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_supplements/p00461_Background_Doc_CEMP_Assessmt_Criteria_Haz_Subs.pdf

Pedersen M. W. and Berg C. W. 2017. A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fish*, 18: 226–243. doi:10.1111/faf.12174

Saniewski M, Zalewska T., 2016, Atmospheric deposition and riverine load of ^{90}Sr and ^{137}Cs to the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea) in the period 2005 – 2011, *Journal of Environmental Radioactivity* 151, 1-11

Saniewski M, Zalewska T., 2018. Budget of ^{90}Sr in the Gulf of Gdańsk (southern Baltic Sea), *Oceanologia* 60(3), 256-263

Sapota G., 2004, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in seawater of the Southern Baltic Sea, *Oceanological and Hydrobiological Studies* 162, 153-157

Sapota G. 2006, Decreasing trend of persistent organic pollutants (POPs) in herring from the southern Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 1,15-21

Skov, H., S. Heinänen, R. Žydelis, J. Bellebaum, S. Bzoma, M. Dagys, J. Durinck, S. Garthe, G. Grishanov, M. Hario, J.J. Kieckbusch, J. Kube, A. Kuresoo, K. Larsson, L. Luigujõe, W. Meissner, H.W. Nehls, L. Nilsson, I.K. Petersen, M. Mikkola Roos, S. Pihl, N. Sonntag, A. Stock & A. Stipniece (2011): Waterbird populations and pressures in the Baltic Sea. *TemaNord* 550, 201 str.

Stanisławczyk I., 2018, Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2017-18, online: www.baltyk.pogodynka.pl//index.php?page=2&subpage=64&data=96

UE. 2017. DECYZJA KOMISJI (UE) 2017/848 z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiająca kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny, oraz uchylająca decyzję 2010/477/UE

Ulfso A, Hulth S., Anderson L.G., 2011, pH and biogeochemical processes in the Gotland Basin of the Baltic Sea, *Marine Chemistry* 127, 20-30.

Warzocha J., 1994, Spatial distribution of macrofauna in the southern Baltic in 1983. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego w Gdyni*, 1 (131), 225-237

Wesslander K, 2011, The Carbon Dioxide System in the Baltic Sea Surface Waters,

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 makrofytobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. *Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa* 2015, 244 str.

Zalewska T., Krzyminiński W., Smoliński Sz., (red.), 2015, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2014 na tle dziesięciolecia 2004-2013. Inspekcja Ochrony Środowiska - Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2015, ISBN 978-83-61227-53-3, 132 str.

Zalewska T., Danowska B., 2017, Marine environment status assessment based on macrophytobenthic plants as bio-indicators of heavy metals pollution, *Marine Pollution Bulletin* 118(1), 281-288

Żmudziński L., 1982, Zoobentos litoralu Bałtyku. [W:] L. Żmudziński i J. Ostrowski (red.) *Zoobentos Bałtyku lat sześćdziesiątych*. Wyd. Wyższa Szkoła Pedagogiczna w Słupsku, 82, 5-38

Żmudziński L., 1994, Flora i fauna morska. [W:] A. Majewski i Z. Lauer (red.) *Atlas Morza Bałtyckiego*. IMGW, Gdynia 1994, 165-172

Spis rysunków

Rys. I.1.	Częstość występowania różnych wysokości fali znacznej w 2018 roku na podstawie pomiarów urządzeniem AWAC	7
Rys. I.2.	Róża wiatrów w roku 2018 z pomiarów w punkcie odpowiadającym położeniu urządzenia AWAC (W – prędkość wiatru w m/s).....	8
Rys. I.3.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2008–2017	9
Rys. I.4.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2018.	9
Rys. I.5.	Maksymalny zasięg zlodzenia w zimie 2017/18 w polskiej strefie brzegowej.....	13
Rys. I.6.	Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – „suma chłodu” dla polskiego wybrzeża, 2008/09 – 2017/18.....	13
Rys. I.7.	Lokalizacja stanowisk pomiarowych Zalewu Wiślanego w 2018 r.	14
Rys. I.8.	Liczebność ($N l^{-1}$) i bioobjętość ($mm^3 m^{-3}$) fitoplanktonu Zalewu Wiślanego w sezonie pomiarowym 2018 r.	16
Rys. I.9.	Średnia całkowita bioobjętość fitoplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).	16
Rys. I.10.	Stężenie chlorofilu „a” w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008–2018 (średnie z sezonu pomiarowego).	16
Rys. I.11.	Przezroczystość i odczyn wód Zalewu Wiślanego w latach 2008 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego)	17
Rys. I.12.	Stanowiska badania ichtiofauny Zalewu Wiślanego w 2018 r.	18
Rys. I.13.	Zasolenie wód Zalewu Wiślanego w latach 2008–2018 (średnie z sezonu pomiarowego).	19
Rys. I.14.	Natlenienie wód Zalewu Wiślanego w latach 2009 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).	19
Rys. I.15.	Stężenia azotu azotanowego i fosforu fosforanowego w wodach Zalewu Wiślanego w 2018 r. na tle stężeń z wielolecia.	20
Rys. I.16.	Stężenia azotu ogólnego i fosforu ogólnego w wodach Zalewu Wiślanego w latach 2008 – 2018 (średnie z sezonu pomiarowego).	20
Rys. I.17.	Ocena potencjału ekologicznego JCWP Zalew Wiślany w 2018 r.	21
Rys. I.18.	Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przejściowych Zatoki Gdańskiej.	23
Rys. I.19.	Lokalizacja punktów pomiarowo kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych w wodach przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego.	23
Rys. I.20.	Stan oraz potencjał ekologiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.....	29
Rys. I.21.	Stan chemiczny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.	30
Rys. I.22.	Stan ogólny JCWP przejściowych i przybrzeżnych przylegających do województwa pomorskiego w 2018 roku.	30

Rys. I.23. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych oraz stanowisk pomiarowych monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych w 2018 roku.....	34
Rys. I.24. Wyniki klasyfikacji stanu i potencjału ekologicznego wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2018 roku.....	35
Rys. I.25. Wyniki oceny stanu JCW przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego w 2018 roku.	35
Rys. II.1. Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy.....	45
Rys. II.2. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapie zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM..	46
Rys. II.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2018 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2008-2017; linie przerywane – średnia ± odchylenie standardowe 2008-2017; punkty – 2018 rok	49
Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (stacja P5) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.	49
Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.	50
Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (stacja P1) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.	50
Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2018 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; linia ciągła – średnia 2008-2017; linia przerywana – średnia ± odchylenie standardowe 2008-2017; punkty – rok 2018	52
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (P5) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.....	52
Rys. II.9. Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (P140) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.	53
Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (P1) w poszczególnych miesiącach w 2018 r.....	53
Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2008-2018 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2008-2017, linia przerywana – tendencja zmian.....	54
Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2008-2018 w powierzchniowej warstwie (0-10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2008-2017, linia przerywana – tendencja)	54
Rys. II.13. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2018 r.	55
Rys. II.14. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z września 2018 r.)	55
Rys. II.15. Wartości średnie pCO ₂ w 2018r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskiego obszaru morskiego: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański	57
Rys. II.16. Rozkład pionowy pCO ₂ w wodzie morskiej (sierpień, listopad) na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39-P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje P110-P1) w roku 2018.....	57

Rys. II.17. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2008–2017 r. oraz średnia głębokość w 2018 (trójkąty) i w wieloleciu (kwadraty) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich Bałtyku: a) Basen Bornholmski, b) wschodni Basen Gotlandzki, c) Basen Gdański, d) polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego.....	58
Rys. II.18. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m w 2018 r.	60
Rys. II.19. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5–12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2008–2017	61
Rys. II.20. Mapa obszaru badań objętego w 2018 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01–H04).	63
Rys. II.21. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2018. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, niebieską linią zaznaczono trend dopasowany za pomocą funkcji <i>loess</i>	64
Rys. II.22. Wskaźniki produktywności bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2018. Legenda: „gniazdo” – średnia liczba młodych na parę lęgową; „sukces” – średnia liczba młodych na parę z sukcesem lęgowym.	65
Rys. II.23. Udział procentowy ptaków z poszczególnych grup systematycznych stwierdzonych w MZPWP w 2018 roku.	67
Rys. II.24. Wskaźnik rozpowszechnienia najliczniejszych gatunków ptaków. Kolorem czarnym zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. Uwzględniono gatunki, których liczebność wyniosła co najmniej 10 osobników.....	68
Rys. II.25. Porównanie udziału siedmiu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych stwierdzonych z ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wodnych (MZPW) i Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP).	70
Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2018 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.	75
Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku.	76
Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku.	77
Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku.	78
Rys. II.30. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku.	78
Rys. II.31. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku.	79
Rys. II.32. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku.	80
Rys. II.33. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2018. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy.	82
Rys. II.34. Porównanie wskaźnika zagęszczenia uhli w latach 2011–2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).	83
Rys. II.35. Porównanie wskaźnika zagęszczenia uhli w latach 2011–2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).	83
Rys. II.36. Porównanie wskaźnika zagęszczenia markaczki w latach 2011–2018 w pasie wód terytorialnych (WT), na Ławicy Słupskiej (ŁS) i na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (ZP).	84
Rys. II.37. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2018 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (64); ● stacje duńskie (19).....	86
Rys. II.38. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2018 w podobzarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.....	86
Rys. II.39. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2018 w podobzarze ICES 25.	87

Rys. II.40. Średnia wartość wskaźnika LFI oraz odchylenie standardowe średniej w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2018 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES	88
Rys. II.41. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2018 w podobszarze ICES 26.	88
Rys. II.42. Ocena stanu środowiska dla cechy 1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2018 r.	89
Rys. II.43. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	91
Rys. II.44. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	91
Rys. II.45. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	91
Rys. II.46. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	92
Rys. II.47. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	92
Rys. II.48. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	93
Rys. II.49. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	93
Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	93
Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	94
Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI–IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.	94
Rys. II.53. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	97
Rys. II.54. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	97
Rys. II.55. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	97
Rys. II.56. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	98
Rys. II.57. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	98
Rys. II.58. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	98
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	98
Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja	99

Rys. II.61. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja.....	99
Rys. II.62. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2008–2017 i w 2018 r.; linia ciągła – tendencja.....	99
Rys. II.63. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Wiślany (st.KW) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja.....	100
Rys. II.64. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji Zalew Pucki (st.ZP6) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja.....	101
Rys. II.65. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st.Ł7) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja.....	101
Rys. II.66. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st.P16) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja	101
Rys. II.67. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st.K6) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja	102
Rys. II.68. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja	102
Rys. II.69. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja.....	102
Rys. II.70. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja	103
Rys. II.71. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja.....	103
Rys. II.72. Zmiany średniej wielkość zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2008–2018r. w sezonie letnim (VI–IX); linia ciągła – tendencja, linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu dla Mean Size GES – 10,2 ug, dla biomasy – 103 mg m ⁻³	103
Rys. II.73. Ocena stanu makroglonów i ikrytozależnych na podstawie indeksu SM _i w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM _i – Tabela II.18	107
Rys. II.74. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2008–2017 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słup – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	108
Rys. II.75. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. na tle wielolecia 2008–2017 (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 słup – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW	109
Rys. II.76. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. na tle wielolecia 2008–2017 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słup – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	110

Rys. II.77. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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.....	110
Rys. II.78. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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.....	110
Rys. II.79. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	111
Rys. II.80. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	112
Rys. II.81. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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	112
Rys. II.82. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	112
Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2018 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2008-2017 (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 słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	113
Rys. II.84. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2018 wg danych ICES (2019a,b).	117
Rys. II.85. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2018 wg danych ICES (2019a,b).	117
Rys. II.86. Dorsz 24-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2019a,b).	118
Rys. II.87. Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....	119
Rys. II.88. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	119
Rys. II.89. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2018 wg danych ICES (2019a,b).....	120
Rys. II.90. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2019a,b).....	120
Rys. II.91. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2019a,b).....	121
Rys. II.92. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....	122

Rys. II.93. Stornia 24–25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	122
Rys. II.94. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996–2018 wg danych ICES (2019a).....	123
Rys. II.95. Stornia 26 i 28. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych storni ≥ 20 cm wg danych ICES (2019a).....	123
Rys. II.96. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991–2018 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2019a).	124
Rys. II.97. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....	125
Rys. II.98. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	125
Rys. II.99. Szprot 22–32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2018 wg danych ICES (2019a,b).	126
Rys. II.100. Szprot 22–32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–5 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2019a,b).....	126
Rys. II.101. Szprot 22–32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2019a,b).	127
Rys. II.102. Szprot 22–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	128
Rys. II.103. Śledź 25–29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974–2018 wg danych ICES (2019a,b).....	128
Rys. II.104. Śledź 25–29 i 32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 3–6 lat) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi: F_{MSY} , F_{pa} , F_{lim} wg danych ICES (2019a,b).	129
Rys. II.105. Śledź 25–29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2019a,b).....	130
Rys. II.106. Śledź 25–29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	130
Rys. II.107. Śledź 25–29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	131
Rys. II.108. Rysunek 25. Śledź 25–29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	131
Rys. II.109. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy 3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2018 r.	132
Rys. II.110. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje.....	134
Rys. II.111. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje.....	134
Rys. II.112. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje.....	135
Rys. II.113. Zmiany stężeń azotu całkowitego w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje zmian.....	135
Rys. II.114. Zmiany zawartości chlorofilu-a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje.....	136

Rys. II.115. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu-a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2018 r.	137
Rys. II.116. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2008–2017 oraz w 2018 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2008–2017, linie przerywane – tendencje.....	137
Rys. II.117. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2008–2018.....	138
Rys. II.118. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)	141
Rys. II.119. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)	142
Rys. II.120. Zmiany koncentracji chlorofilu-a w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2008–2018 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony)	143
Rys. II.121. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2008–2018. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony) ..	144
Rys. II.122. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2018	147
Rys. II.123. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2008–2018, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.....	147
Rys. II.124. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39 – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2018.....	148
Rys. II.125. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2008–2018, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.	149
Rys. II.126. Stężenia ^{137}Cs w okoniach (<i>Perca fluviatilis</i>) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2018 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.....	150
Rys. II.127. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2008–2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji	152
Rys. II.128. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2008–2018 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2018 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji	153
Rys. II.129. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w małżach [mg kg^{-1} m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2012–2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.....	153

Rys. II.130. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg ⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2008-2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.....	154
Rys. II.131. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg ⁻¹ m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014-2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji	154
Rys. II.132. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg ⁻¹ m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2018; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	155
Rys. II.133. Stężenia ¹³⁷ Cs [Bq kg ⁻¹ s.m.], Hg [μg kg ⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg ⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32)	156
Rys. II.134. Stężenia ¹³⁷ Cs [Bq kg ⁻¹ s.m.], Hg [μg kg ⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg ⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	157
Rys. II.135. Stężenia ¹³⁷ Cs [Bq kg ⁻¹ s.m.], Hg [μg kg ⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg ⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2018 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	157
Rys. II.136. Stężenia ¹³⁷ Cs [Bq kg ⁻¹ s.m.], Hg [μg kg ⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg ⁻¹ s.m.] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2017 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	158
Rys. II.137. 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 <i>V. fucoides</i> w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014-2018 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska - w przypadku Hg granica poza zakresem osi).....	158
Rys. II.138. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [μg kg ⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (ZG – Zatoka Gdańska, ZP- Zatoka Pomorska, KD – Łowisko Kołobrzewsko-Dartowskie, W – Łowisko Władysławowskie) latach 2012-2018; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej. stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)	160
Rys. II.139. Sumy 6 kongenerów polibromowanych defenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [μg kg ⁻¹ s.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot, PŚW – wody przybrzeżne środkowego Wybrzeża) w latach 2012-2018; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni- sub-GES (kolor czerwony).....	160
Rys. II.140. Średnie stężenie lindanu γ-HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiśłany, 5 – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą)	162
Rys. II.141. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiśłany, 5 – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	163
Rys. II.142. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2018 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiśłany, 5 – Zalew Szczeciński; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą). 165	

Rys. II.143. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz z zastosowaniem testu mikrojądrowego.....	167
Rys. II.144. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w 2018 roku. Kwadratem zostały zaznaczone komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN).....	168
Rys. II.145. Częstość występowania mikrojąder we krwi śledzi i okoni pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2018 (Zalewska i in., 2015; Łysiak-Pastuszek i in., 2016; Krzymiński 2017); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.....	169
Rys. II.146. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2018r.	170
Rys. II.147. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2018 roku.....	171
Rys. II.148. Liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015–2018. Numery stacji odpowiadają poszczególnym odcinkom: 1- Świnoujście, 2- Dziwnów, 3- Trzebiatów, 4- Kołobrzeg, 5- Mielno, 6- Darłowo, 7- Ustka, 8- Smołdzino, 9- Choczewo, 10- Hel I, 11- Hel II, 12- Gdynia, 13- Gdańsk, 14- Stegna, 15- Krynica Morska. UWAGA: różne skale na wykresach	173
Rys. II.149. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Dziwnów (plaża miejska) o długości 1 km.....	174
Rys. II.150. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Trzebiatów (plaża miejska w pobliżu rzeki) o długości 1 km.....	175
Rys. II.151. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach prowadzenia monitoringu odpadów na odcinku Smołdzino o długości 1 km.....	175
Rys. II.152. Udział procentowy pięciu grup odpadów najliczniej odnotowywanych w trakcie monitoringu odpadów morskich w roku 2018.....	177
Rys. II.153. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku. Kolorami żółtym, zielonym oraz czarnym oznaczone zostały lokalizacje hydrofonów posadowionych odpowiednio w 2016, 2017 oraz 2018 roku.	178
Rys. II.154. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w marcu 2016 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.....	180
Rys. II.155. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w maju 2017 r. w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz, 125Hz (b) (a) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.	181
Rys. II.156. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w październiku 2017 r. w obszarze wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.	183
Rys. II.157. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000 Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.	184
Rys. II.158. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (c) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.	186

Rys. II.159. Zmiany poziomu hałasu (SPL) w listopadzie 2018 r. w obszarze Basenu Gdańskiego dla 63Hz (a), 125Hz (b) oraz 2000Hz (b) w paśmie 1/3 oktawy. Statystyki obliczone zostały na podstawie 20-sekundowych pomiarów SPL: linia niebieska - percentyl 5%, linia czerwona - percentyl 95%, linia zielona - mediana.....	187
Rys. II.160 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2018.....	188
Rys. II.161. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego: (a), liczba dni eksplozji w wieloleciu 2011 – 2017, (b), liczba dni eksplozji w 2018.....	189
Rys. II.162 Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego: (a), liczba dni eksplozji w wieloleciu 2011 – 2017, (b), liczba dni eksplozji w 2018.....	190
Rys. II.163 Udział procentowy poszczególnych poziomów zarejestrowanych na obszarach: Basenu Gdańskiego (a) oraz Basenu Bornholmskiego (b) w okresie 2011 – 2018 (kolor ciemno-czerwony – poziom bardzo wysoki, kolor czerwony – poziom wysoki, kolor ciemnożółty – poziom średni, kolor żółty – poziom niski).....	191
Rys. III.1. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2018 r.	195
Rys. III.2. Ocena stanu eutrofizacji polskich obszarów morskich wg klasyfikacji RDSM w 2018 r.	197
Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ¹³⁷ Cs (cecha D8) w 2018 r.	198
Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2018 r.	199
Rys. III.5. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2018 r.....	200
Rys. III.6. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2018 r.	201
Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2018 r.	202
Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w 2018 r. w zakresie cechy D8 – biologiczne skutki zanieczyszczeń – na podstawie testu mikrojądrowego.....	202

Spis tabel

Tabela I.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008–2017 (z ośmiu pomiarów na dobę)	10
Tabela I.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego Wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008–2017 (z ośmiu pomiarów na dobę)	10
Tabela I.3. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2018 r. i w wieloleciu 2008–2017	10
Tabela I.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża w 2018 roku i w wieloleciu 2008–2017	11
Tabela I.5. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy w poszczególnych miesiącach na stacjach polskiego wybrzeża w 2018 roku i w wieloleciu 2008–2017	11
Tabela I.6. Warunki złodzenia na polskich wodach przybrzeżnych w czasie zimy 2017/18	12
Tabela I.7. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny	17
Tabela I.8. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w zakresie ichtiofauny w 2018 r.	18
Tabela I.9. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa pomorskiego.	22
Tabela I.10. Ocena jakości wód województwa pomorskiego w 2018 r.	31
Tabela I.11. Charakterystyka jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych województwa zachodniopomorskiego.	33
Tabela II.1. Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (<i>op.cit.</i>); pozostawiono niezmienione podakweny: 35A – Zalew Wiślany i 38A – Zalew Szczeciński	46
Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2018 r w porównaniu z 2017 r.	54
Tabela II.3. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2018 roku w 29 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd. Parametry produktywności obliczono na podstawie wyników kontroli wnętrza gniazda.	64
Tabela II.4. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków stwierdzonych w 2018 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych. Gatunki z grupy podstawowych zaznaczono pogrubioną czcionką. „+” – udział procentowy niższy niż 0,1%.	66
Tabela II.5. Lista obiektów, na których w styczniu 2018 przebywało powyżej 5 tysięcy ptaków związanych ze środowiskami wodnymi.	69
Tabela II.6. Liczebność i rozpowszechnienie (Rozp.) 14 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2018 roku na obiektach włączonych do Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych wraz z trendem zmian liczebności λ (Trend.Licz) oraz kategorią TRIM (Kat. trendu). i rozpowszechnienia (Trend.Rozp) na przestrzeni 7 lat (2011–2018). Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się parametru, a większe – na zwiększanie się. Oznaczenia trendów zmian liczebności: $\uparrow$ – umiarkowany wzrost, $\uparrow\uparrow$ – silny wzrost, $\downarrow$ – umiarkowany spadek, $\downarrow\downarrow$ – silny spadek, $\leftrightarrow$ – populacja stabilna, ? – trend niesprecyzowany. Gatunki uszeregowano alfabetycznie.	69
Tabela II.7. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2018 roku. Podano też wskaźniki	

zagęszczenia i częstości. „+” - wartości mniejsza niż 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

71

Tabela II.8. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2018 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,01%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.72

Tabela II.9. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,01. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.73

Tabela II.10. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.74

Tabela II.11. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w pasie transektu i wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2018 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.74

Tabela II.12. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków morskich. Grubą czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych. 80

Tabela II.13. Wskaźniki i trendy rozpowszechnienia dla 10 gatunków ptaków z grupy podstawowych stwierdzonych w 2011-2018 na powierzchniach próbnych MZPM. Podano wskaźnik rozpowszechnienia wyrażony jako procentowy udział powierzchni próbnych, na których stwierdzono gatunek w stosunku do liczby powierzchni ogółem oraz trend zmian wskaźnika rozpowszechnienia (λ , **trend rozp**) na przestrzeni 8 lat (2011-2018). Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się. 81

Tabela II.14. Wskaźniki liczebności (**Wsk.licz.**) wraz z ich błędem standardowym (**SE**) otrzymane w 2018 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (**Trend.λ**) wraz z błędem standardowym (**SEλ**) oraz kategorią TRIM (**kat. trendu**). Oznaczenia trendów: ↑ - umiarkowany wzrost, ↑↑ - silny wzrost, ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ↔ - populacja stabilna, ? - trend niesprecyzowany 82

Tabela II.15. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2018 roku.89

Tabela II.16. Wartości progowe GES dla wskaźnika okrzemkowo-bruzdnicowego.95

Tabela II.17. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2018r.96

Tabela II.18. Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM_i , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).105

Tabela II.19. Skład taksonomiczny fitobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2018 r.105

Tabela II.20. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg obowiązującego Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie klasyfikacji stanu jednolitych części wód108

Tabela II.21. Wyniki oceny wskaźnika B w wodach Basenu Bornholmskiego w 2018 r.111

Tabela II.22. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2018 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW)114

Tabela II.23. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych cechy 3 w roku 2018 według metodyki zaproponowanej przez ICES (2016). Dla porównania przedstawiono stan w latach 2011-2017 oceniony w odrębnych opracowaniach. Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, natomiast czerwony - brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych. 132

Tabela II.24. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2018 r. w warstwie powierzchniowej (0–10 m) mineralnych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) w miesiącach zimowych (XII–II) oraz średnie stężenia fosforu (TP) i azotu całkowitego (TN) w miesiącach letnich (VI–IX) (średnie z dziesięciolecia 2008–2017).....	135
Tabela II.25. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu-a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2018 r.; (średnie z okresu 2008–2017).....	136
Tabela II.26. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2018 r.; (średnie z okresu 2008–2017).....	137
Tabela II.27. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2018 r. w polskich obszarach morskich (min. 2008–2017)	139
Tabela II.28. Ocena eutrofizacji (Cechy D5) w polskich obszarach morskich w 2018 roku (źródło danych PMS)	140
Tabela II.29. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 r.; w nawiasach średnia z okresu 2008–2017.....	151
Tabela II.30. 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 2012–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry–GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony)	161
Tabela II.31. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).....	162
Tabela II.32. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (<i>Mytilus edulis</i>) z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego w latach 2013–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).....	164
Tabela II.33. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (<i>Mytilus edulis</i>) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	164
Tabela II.34. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).....	166
Tabela II.35. Stężenie 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2018)	166
Tabela II.36. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2018.....	176
Tabela II.37. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów	177
Tabela II.38. Zestawienie pięciu typów eksplozji, z podaniem poziomów energii wybuchu dla sprecyzowanych zakresów ilości ładunku TNT oraz uwzględnieniem zakresów poziomu źródła energii wytwarzanego przy danym typie eksplozji. 188	
Tabela III.1. Zestawienie oceny stanu środowiska polskich obszarów morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych z 2018 roku.....	195
Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2018 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES)	204