

**OCENA STANU ŚRODOWISKA
POLSKICH OBSZARÓW MORSKICH BAŁTYKU
NA PODSTAWIE DANYCH MONITORINGOWYCH
Z ROKU 2020
NA TLE DZIESIĘCIOLECIA 2010-2019**

Warszawa 2021



Autorzy opracowania:

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

II.3.1.1 na podstawie raportów powstałych w ramach realizacji umowy „Część II – Monitoring ptaków morskich z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021”, nr 23/2019/F z dnia 17 lipca 2019 r. pod redakcją **Tomasza Chodkiewicza, Macieja Kozakiewicza, Dominika Marchowskiego, Włodzimierza Meissnera, Łukasza Wardeckiego**,

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: **Marzenny Pachur** (II.3.1.2), **Leny Szymanek** (II.3.1.2) oraz umowy nr GIOŚ/139/2021/DMS/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2021 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2021 roku” autorstwa **Jana Horbowego i Leny Szymanek** (II.4.1)

Pracownicy Centralnego Laboratorium Ochrony Radiologicznej:

Maria Suplińska (II.4.3.1)

Pracownicy Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowego Instytutu Badawczego:

Anna Apanel (II.4.3.1, II.4.3.4), **Dawid Biernacik** (I.1), **Beata Danowska** (II.4.3.2), **Natalia Drgas** (II.2.3, II.4.2), **Magda Grabowska-Piekarz** (I.2), **Agnieszka Grajewska** (II.2.1, II.2.2, II.4.4), **Michał Iwaniak** (II.2.1, II.2.2, II.4.4, III), **Violetta Koszuta** (I.2, II.2.1, II.2.2, II.2.4), **Beata Kowalska** (I.2), **Wojciech Kraśniewski** (II.3.2.1, II.3.3.2, II.3.3.3, III), **Joanna Maciak** (II.2.4, II.4.4), **Marta Rybka-Murat** (II.4.3.3), **Krzysztof Piłczyński** (I.4, I.5, II.4.5), **Michał Saniewski** (II.3.3.1, II.4.3.1), **Patryk Sapięga** (I.3), **Ida Stanisławczyk** (I.2), **Ewa Wiktorowicz** (II.3.2.2), **Tamara Zalewska** (I.1, II.2.1, II.2.2, II.4.3, II.4.3.2, II.4.4, III)

Pod redakcją:

Tamary Zalewskiej, Wojciecha Kraśniewskiego

Zdjęcia:

Małgorzata Brucka, Wojciech Kraśniewski, Michał Saniewski, Tamara Zalewska



WPROWADZENIE.....	4
I. OGÓLNE WARUNKI METEOROLOGICZNO - HYDROLOGICZNE W OBSZARACH MORSKICH...	5
I.1 WARUNKI WIATROWE	5
I.2 POZIOM MORZA I ZŁODZENIE	7
I.3 FALOWANIE.....	10
I.4 MIESZANIE WÓD	14
I.5 WYMIANA WÓD I PRĄDY MORSKIE	15
II. RAMOWA DYREKTYWA WS. STRATEGII MORSKIEJ	19
II.1. WSTĘP.....	20
II.2. OGÓLNE WARUNKI FIZYKOCHEMICZNE.....	24
II.2.1. Temperatura wody morskiej	24
II.2.2. Zasolenie	27
II.2.3. Odczyn wody morskiej	30
II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO ₂	33
II.3. CECHY STANU	36
II.3.1. Grupy gatunków	36
II.3.1.1. Ptaki.....	36
II.3.1.2. Ryby.....	65
II.3.2. Siedliska Pelagiczne	77
II.3.2.1. Fitoplankton	77
II.3.2.2. Zooplankton	82
II.3.3. Siedliska Bentosowe.....	92
II.3.3.1. Makrofity	92
II.3.3.2. Zoobentos	95
II.3.3.3. Ocena stanu w zakresie integralności dna morskiego.	104
II.4. CECHY PRESJI.....	106
II.4.1. Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców	106
Ocena stanu środowiska na podstawie stad	108
Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie cechy D3.....	127
Ocena wiarygodności	129
II.4.2. Eutrofizacja	130
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	153
II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO).....	162
II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki.....	170
II.4.3.5. Test mikrojądrowy	177
II.4.4. Odpady w środowisku morskim.....	181
II.4.5. Podwodny hałas	192
III. PODSUMOWANIE	202
BIBLIOGRAFIA.....	220
SPIS RYSUNKÓW.....	226
SPIS TABEL	236

Wprowadzenie

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

Podstawową dyrektywą 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 w dziedzinie polityki środowiska morskiego i nakłada na Państwa Członkowskie konieczność opracowania strategii mających na celu osiągnięcie dobrego stanu środowiska w obszarach morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Dyrektywa została transponowana do prawa polskiego ustawą z dnia 4 stycznia 2013 roku o zmianie ustawy - Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2013 r. poz. 165). W 2017 roku RDSM została znowelizowana Dyrektywą Komisji (UE) 2017/845 z dnia 17 maja 2017 r., zwaną dalej „dyrektywą 2017/845”, poprzez przyjęcie nowej wersji załącznika III do dyrektywy 2008/56/WE w odniesieniu do przykładowych wykazów elementów branych pod uwagę przy opracowaniu strategii morskich. Nowelizacja Dyrektywy Komisji została transponowana do prawa polskiego ustawą Ustawa z dnia 11 września 2019 roku o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. z 2019 r. poz. 2170).

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 obszary morza otwartego w 2020 roku w odniesieniu do poprzedzającego dziesięciolecia. Ocena została przygotowana na podstawie danych pomiarowych z lat 2009- 2019 pozyskanych w ramach Państwowego Monitoringu Środowiska (PMŚ). Część I publikacji odnosi się do ogólnej charakterystyki warunków meteorologicznych i hydrologicznych obszarów morskich z uwzględnieniem warunków wiatrowych, charakterystyki falowania, mieszania i wymiany wód, prądów morskich oraz zmian poziomu morza, jak również warunków zlodzenia.

W 2020 roku przeprowadzono klasyfikację wskaźników badanych w wodach przybrzeżnych i przejściowych w ramach RDW, ponieważ zgodnie z rozporządzeniem ministra infrastruktury w *sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych* z dnia 25 czerwca 2021 r. (Dz. U. poz. 1475), klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego jednolitych części wód powierzchniowych oraz oceny stanu jednolitych części wód powierzchniowych dokonuje się nie rzadziej niż co 3 lata. W związku z powyższym w 2021 roku nie została przeprowadzona klasyfikacja stanu lub potencjału ekologicznego oraz stanu chemicznego wód przejściowych i przybrzeżnych za 2020 rok. Klasyfikacja elementów i wskaźników jakości wód przejściowych i przybrzeżnych za rok 2020 jest opublikowana na stronie internetowej Głównego Inspektoratu Ochrony Środowiska w postaci tabelarycznej pod adresem www.gios.gov.pl/pl/stan-srodowiska/monitoring_wod_w_zakladce_Wody_przejsciowe_i_przybrzezne.

I. Ogólne warunki meteorologiczno - hydrologiczne w obszarach morskich

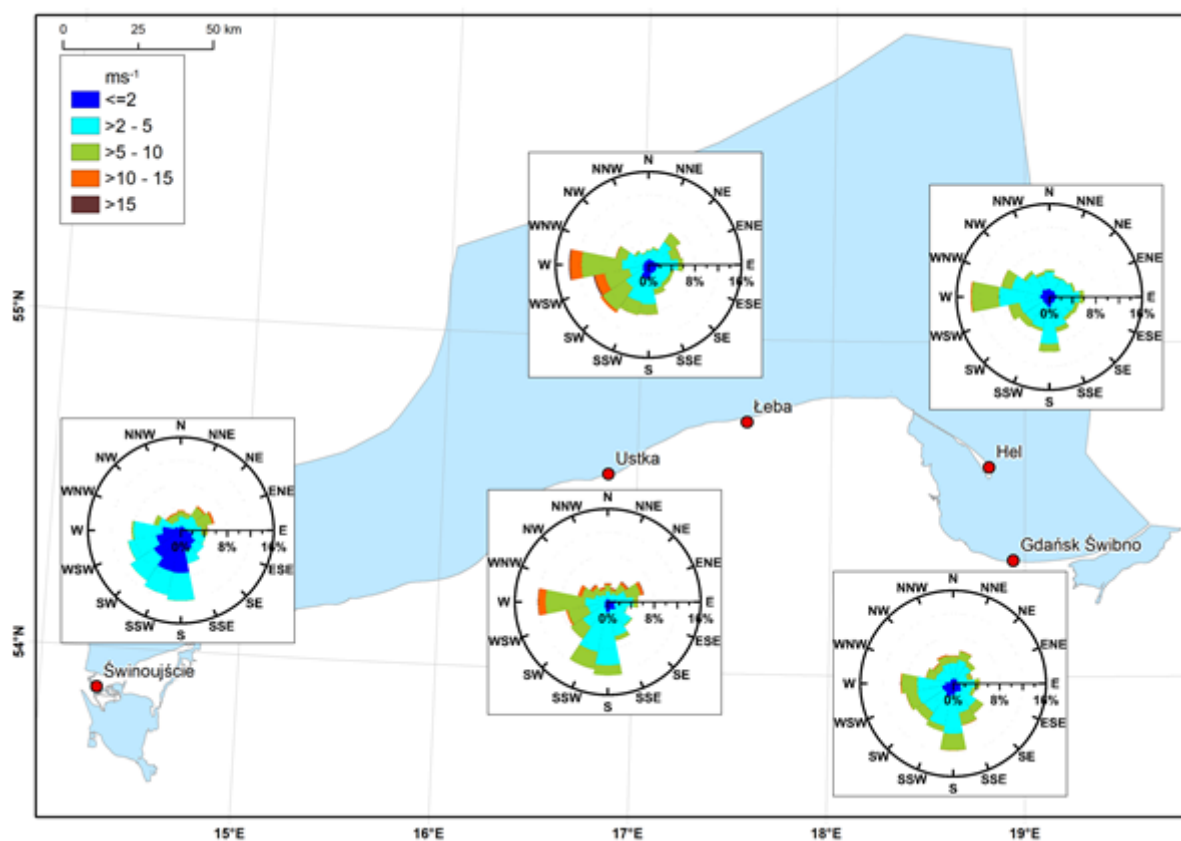


I.1 Warunki wiatrowe

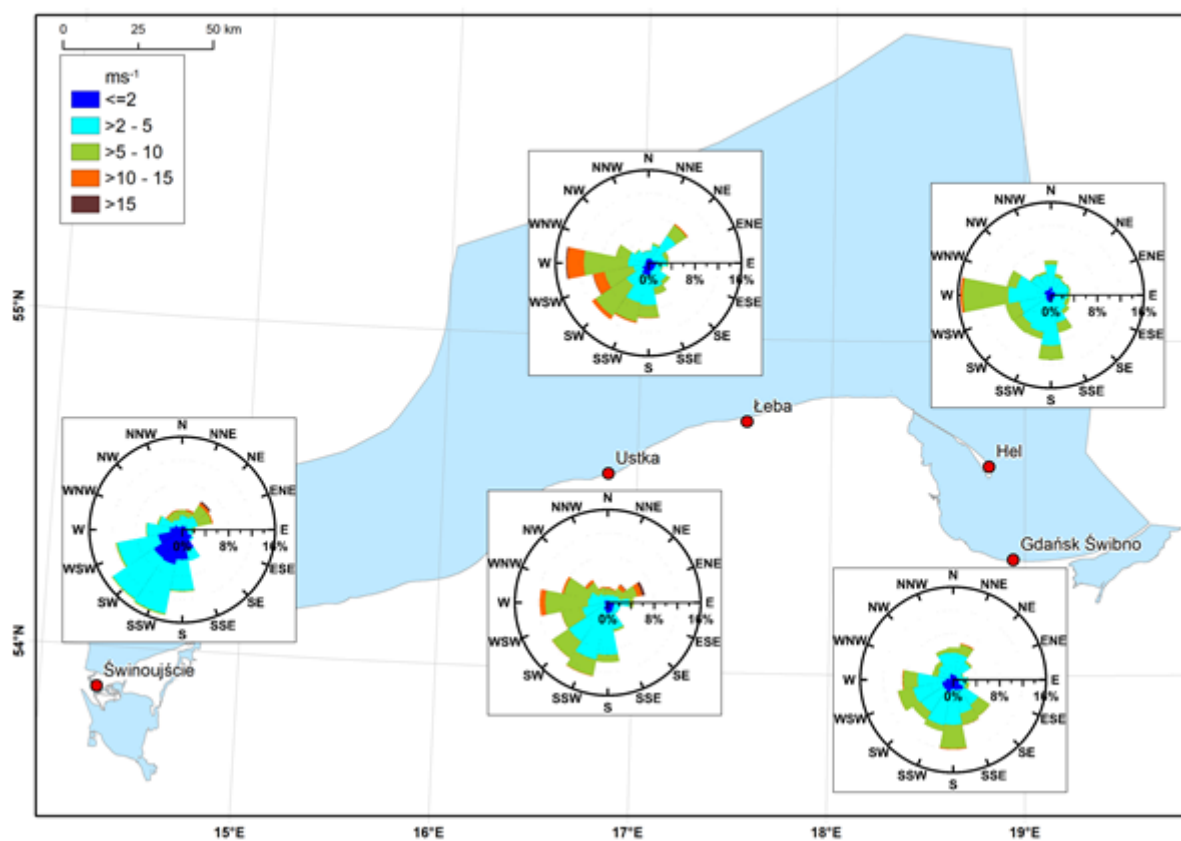
Warunki oddziaływania falowania wiatrowego na strefę brzegową w 2020 r. w stosunku do wielolecia 2010-2019 przedstawiono pośrednio, wykorzystując pomiary **kierunku i prędkości wiatru** na wybranych stacjach, reprezentujących poszczególne obszary wód przybrzeżnych i przejściowych. Charakterystykę wiatru opracowano na podstawie danych pomiarowych z okresu 2010-2020, gromadzonych w ramach państwowej służby hydrologiczno-meteorologicznej IMGW-PIB.

Na stacjach polskiego wybrzeża w latach 2010-2019 dominował wiatr z zachodu (jego udział w Ustce, Łebie i Helu wynosił ok. 12-14%), bądź z południa (po 12% w Świnoujściu i Gdańsku-Świbnie). Częstość pozostałych kierunków w wieloleciu z reguły nie przekracza kilku procent. Największe prędkości notuje się przeważnie na środkowym wybrzeżu (Ustka, Łeba) przy wietrze wiejącym z sektora zachodniego lub północnego. (Rys. I.1).

Rozkład kierunków i prędkości wiatru na stacjach polskiego wybrzeża w roku 2020 był bardzo zbliżony do średniego rozkładu z wielolecia - zaobserwowano jedynie o 2-4% mniejszy udział wiatru ze wschodu i południowego - wschodu, natomiast w Świnoujściu, Ustce i Łebie można zauważyć zwiększony o kilka procent udział wiatru z dominującego sektora południowo - zachodniego (Rys. I.2).



Rys. I.1. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2010-2019.



Rys. I.2. Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2020.

Średnia prędkość wiatru na stacjach wybrzeża w 2020 roku nie odbiegała znacząco od średnich wartości wieloletnich - różnice bezwzględne zazwyczaj nie przekraczały $\pm 0,4 \text{ ms}^{-1}$. Na stacjach w Świnoujściu, Ustce, Łebie i Helu prędkość wiatru była nieznacznie wyższa niż w wieloleciu 2010-2019, a jedynie w Gdańsku-Świbnie odnotowano prędkość niższą niż przeciętnie (Tabela I.1).

Tabela I.1. Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019 (z ośmiu pomiarów na dobę)

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2020	3,5	5,3	5,3	4,3	4,2
2010-2019	3,3	5,1	4,9	3,9	4,3

W 2020 roku na większości stacji wybrzeża zarejestrowano znacznie niższą liczbę przypadków ciszy niż w wieloleciu 2010-2019. Jedynie na stacji w Gdańsku-Świbnie częstość występowania ciszy była zbliżona do wartości przeciętnej (Tabela I.2).

Tabela I.2. Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019 (z ośmiu pomiarów na dobę).

Stacja Okres	Świnoujście	Ustka	Łeba	Hel	Gdańsk-Świbno
2020	0,7	0,1	0,4	0,2	0,3
2010-2019	1,4	0,4	1,1	0,4	0,4

I.2 Poziom morza i zlodzenie

Największe zagrożenie dla terenów przybrzeżnych, w tym aglomeracji usytuowanych w ujściowych odcinkach rzek oraz dla infrastruktury brzegowej i portowej stanowią gwałtowne wezbrania sztormowe. Podczas takich zjawisk następują przekroczenia stanów ostrzegawczych, a następnie bardzo często stanów alarmowych. Wszystkie zagrożenia wezbraniem sztormowym są związane z przechodzeniem układów cyklonalnych nad wodami Morza Bałtyckiego i towarzyszącymi im silnymi wiatrami doładowymi, wiejącymi z sektora północnego.

Charakterystykę zmian poziomów morza ze szczególnym uwzględnieniem występowania niebezpiecznych wezbrań sztormowych wykonano dla roku 2020 na tle wielolecia 2010-2019. Analiza została przeprowadzona na podstawie danych hydrologicznych zgromadzonych w bazie IMGW-PIB. Dane poddane analizie pochodziły ze stacji zlokalizowanych wzdłuż całego wybrzeża: od Świnoujścia, Kołobrzegu, poprzez Ustkę, Władysławowo oraz Gdańsk Port Północny. Dane ze wszystkich stacji zawierały pomiary codzienne, w ilości 24 pomiarów na dobę. Każda stacja wodowskazowa posiada ustalone stany ostrzegawcze oraz alarmowe (Tabela I.3).

Tabela I.3. Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych.

stacja	stan ostrzegawczy [cm]	stan alarmowy [cm]
Świnoujście	560	580
Kołobrzeg	570	610
Ustka	570	600
Władysławowo	550	570
Gdańsk Port Północny	550	570

W roku 2020 na w/w stacjach zanotowano wielokrotne przekroczenia stanów ostrzegawczych oraz alarmowych (Tabela I.4). Częstość występowania stanów ostrzegawczych była najwyższa na Wybrzeżu Wschodnim we Władysławowie (6,6%) oraz nad Zatoką Gdańską, w Gdańsku Porcie Północnym (4,96%). Najrzadziej stany ostrzegawcze przekraczane były na wybrzeżu środkowym w Ustce (0,52%). Podobna zależność kształtowała się w wieloleciu 2010-2019, gdzie

najczęściej stany ostrzegawcze notowano w Gdańsku Porcie Północnym (2,42%) i Władysławowie (2,07%), a najrzadziej w Ustce (jedynie 0,45% stanów). W stosunku do wielolecia 2010-2019, częstość występowania stanów ostrzegawczych w roku 2020 we Władysławowie była zdecydowanie wyższa, podobnie w Zatoce Gdańskiej, natomiast na wybrzeżu środkowym (Ustka), zachodnim (Kołobrzeg) oraz w Zatoce Pomorskiej (Świnoujście) była nieznacznie wyższa niż w rozpatrywanym wieloleciu 2010-2019.

Tabela I.4. Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2020 oraz w wieloleciu 2010-2019.

Stacja Stan	Okres	Świnoujście	Kołobrzeg	Ustka	Władysławowo	Gdańsk Port Północny
ostrzegawczy	2010-2019	0,72	0,62	0,45	2,07	2,42
	2020	0,89	0,74	0,52	6,6	4,96
alarmowy	2010-2019	0,35	0,09	0,07	0,46	0,52
	2020	0,36	0	0	0,88	0,63

Przypadki przekroczenia stanów alarmowych w roku 2020 najczęściej notowano we Władysławowie (0,88%) oraz w Gdańsku Porcie Północnym (0,63%) i w Świnoujściu (0,36%), natomiast w Ustce i Kołobrzegu nie zanotowano wcale. W stosunku do obserwacji z wielolecia 2010-2019 na wybrzeżu wschodnim w roku 2019 przekroczenia stanów alarmowych były prawie 2 razy wyższe we Władysławowie i nieco wyższe w Gdańsku Porcie Północnym. Natomiast na stacjach wybrzeża zachodniego (w Kołobrzegu) oraz środkowego (w Ustce) częstość występowania stanów alarmowych w analizowanym roku była zdecydowanie niższa niż w wieloleciu 2010-2019, a w Świnoujściu kształtowała się na podobnym poziomie jak w porównywalnym okresie 2010-2019.

Tabela I.5. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019.

Stacja	Stan ostrzegawczy	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	560	2010-2019	2,18	0,19	0,24	0,19	0,09	0,04	0,01		0,33	1,09	1,92	2,38
		2020	0,4	6,61	1,48						1,25	1,21		
Kołobrzeg	570	2010-2019	2,48	0,49	0,07	0,02					0,31	1,43	0,8	1,82
		2020	1,48	6,91	0,67						0,14			
Ustka	570	2010-2019	1,85	0,38	0,03	0,01					0,01	0,99	0,69	1,37
		2020	0,54	5,32	0,67									
Władysławowo	550	2010-2019	6,88	0,52	0,11	0,13			0,15	0,04	2,31	3,39	2,63	8,49
		2020	17,88	43,1	10,48						3,33	0,27	5,83	
Gdańsk Port Północny	550	2010-2019	7,69	0,83	0,16	0,18		0,01	0,07	0,16	2,86	3,9	3,16	9,77
		2020	8,47	35,06	10,5						3,33		3,75	

Badania nad wezbrzeniami sztormowymi w okresie ostatnich kilkudziesięciu lat wykazały, że zjawiska te, niebezpieczne dla strefy brzegowej najczęściej występowały w okresie od listopada do marca, jednak w ostatnich latach zostały zaobserwowane dość często również we wrześniu i październiku. Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2020 została przedstawiona w Tabeli I.5. W analizowanym okresie przekroczenia stanów ostrzegawczych najczęściej występowały w miesiącu lutym: na wybrzeżu zachodnim odpowiednio w Świnoujściu stanowiły 6,61% pomiarów, w Kołobrzegu 6,91%, w Ustce 5,32%, natomiast na wybrzeżu wschodnim we Władysławowie i Gdańsku Porcie Północnym aż 43,1 % oraz 35,06 % pomiarów. Należy podkreślić, że w roku 2020 zanotowano również bardzo częste przekroczenia stanów ostrzegawczych w miesiącach styczniu i marcu, we Władysławowie 17,88% i 10,48% oraz w Gdańsku Porcie Północnym odpowiednio 8,47 oraz 10,5 % pomiarów. Wartości te znacznie przewyższały średnie

z wielolecia 2010-2019. Podsumowując, w roku 2020 przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich były dużo częstsze w stosunku do wielolecia 2010-2019, ponadto na większości wybrzeża nastąpiło przesunięcie największej częstości występowania z grudnia na luty, jedynie w Kołobrzegu i Uście ze stycznia na luty. Na wybrzeżu wschodnim w analizowanym roku częstość występowania stanów ostrzegawczych w miesiącu lutym we Władystawowie, i w Gdańsku Porcie Północnym była kilkadziesiąt razy wyższa od średniej z wielolecia. Ponadto cechą charakterystyczną roku 2020 był brak przekroczeń stanów ostrzegawczych w miesiącu grudniu na całym wybrzeżu. Podobnie jak w ubiegłych latach przekroczenia stanów ostrzegawczych na stacjach morskich były dużo częstsze na wybrzeżu wschodnim niż na zachodnim.

Tabela I.6. Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019.

Stacja	Stan alarmowy [cm]	Okres	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Świnoujście	580	2010-2019	1,82	0,31							0,33	0,78	0,35	0,69
		2020		0,57	0,54							3,23		
Kołobrzeg	610	2010-2019	0,9	0,02										0,16
		2020												
Ustka	600	2010-2019	0,74									0,03		0,11
		2020												
Władystawowo	570	2010-2019	2,46	0,35							0,01	1,06	0,32	1,29
		2020	1,88	7,9	0,67						0,42			
Gdańsk Port Północny	570	2010-2019	2,71	0,33							0	1,32	0,31	1,5
		2020	0,94	6,61	0,13						0,14			

Charakterystyka częstości występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w poszczególnych miesiącach w roku 2020 oraz w wieloleciu 2010-2019 została przedstawiona w Tabeli I.6. Należy podkreślić, że w roku 2020 nie zanotowano wcale przekroczeń stanów alarmowych na stacjach w Kołobrzegu i w Uście. Na stacji wybrzeża zachodniego w Świnoujściu stany alarmowe wystąpiły w miesiącu październiku i stanowiły 3,23% pomiarów oraz w lutym 0,57% i w marcu 0,54% pomiarów. W stosunku do wielolecia 2010-2019 przekroczenia stanów alarmowych w Świnoujściu występowały tylko w 3 miesiącach w stosunku do 6 miesięcy w analizowanym wieloleciu jednak ich intensywność była wyższa, np. w miesiącu październiku 2020r. wystąpiły ponad 4 razy częściej niż w porównywanym wieloleciu (3,23% w stosunku do 0,78%).

Analiza występowania stanów alarmowych w poszczególnych miesiącach na wybrzeżu wschodnim wykazała, że w roku 2020 stany alarmowe wystąpiły najczęściej w miesiącu lutym: 7,9% we Władystawowie oraz 6,61% pomiarów w Gdańsku Porcie Północnym oraz styczniu: odpowiednio 1,88% i 0,94%. W lutym 2020 r. we Władystawowie częstości te były dużo wyższe: 7,9% w stosunku do 0,35% w wieloleciu 2010-2019 i odpowiednio w Gdańsku Porcie Północnym 6,61% w roku 2020 do 0,33% w rozpatrywanym wieloleciu. Natomiast w styczniu częstości te były niższe: we Władystawowie 1,88% w roku 2020 do 2,46% w wieloleciu 2010-2019 i w Gdańsku Porcie Północnym odpowiednio 0,94% do 2,71% pomiarów. Podsumowując miesiąc luty w roku 2020 charakteryzował się największą ilością zjawisk sztormowych występujących z największą intensywnością na wybrzeżu wschodnim.

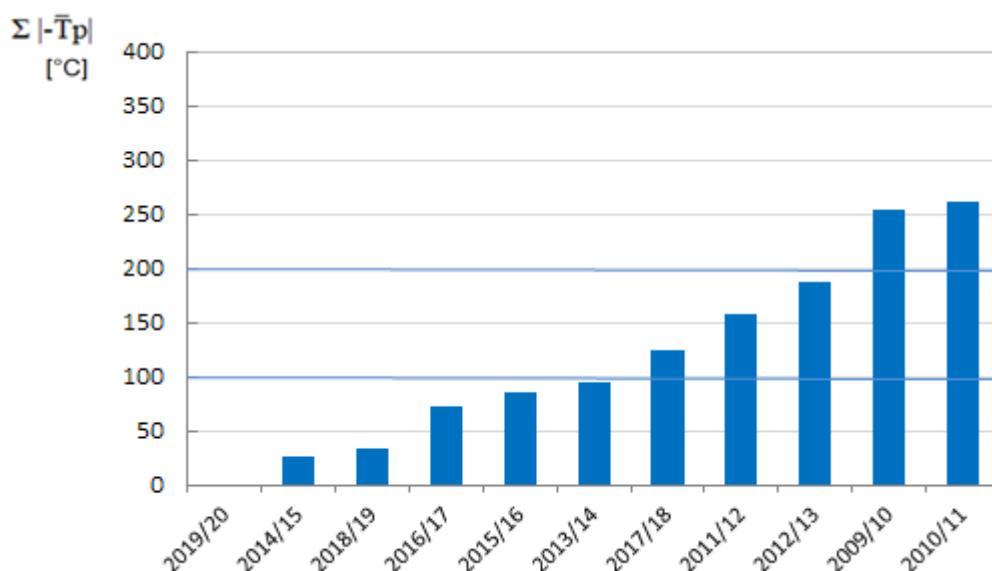
Naturalnym czynnikiem, który wpływa na rozwój procesów biologicznych oraz dystrybucję zanieczyszczeń z lądu jest występowanie pokrywy lodowej na obszarach wód przejściowych i przybrzeżnych.

Sezon zimowy 2019/20 na polskim wybrzeżu był jeszcze łagodniejszy niż poprzedni, czyli 2018/19. Dla południowego obszaru Morza Bałtyckiego zima 2019/20 ze względu na 'sumę zimną' ('cold sum') należy do zim bardzo łagodnych i plasuje się jako najłagodniejsza zima w okresie 2010-2020 (Rys. I.3) (Stanisławczyk 2020). Średnie miesięczne temperatury powietrza we wszystkich zimowych miesiącach na polskim wybrzeżu były dodatnie. Wyjątkowo ciepły był styczeń i luty na całym wybrzeżu, odchylenie od średniej miesięcznej wieloletniej temperatury powietrza (1961-1990) wynosiło ponad 5 °C.

W ciągu całego sezonu na całym wybrzeżu nie wystąpiły w ogóle ujemne średnie dobowe temperatury powietrza (Świnoujście, Hel), występowały jedynie wahania dobowej temperatury powietrza i temperatury wody.

W polskiej strefie brzegowej zlodzenie nie wystąpiło w ogóle w sezonie 2019/20, przez co żegluga w rejonie otwartego morza i torze wodnym Szczecin - Świnoujście odbywała się bez przeszkód. W sezonie 2019/2020 zlodzenie nie wystąpiło nawet na wodach wewnętrznych, zwłaszcza na Zalewie Wiślanym, co nie zdarzyło się w ciągu ostatnich 75 lat, czyli od czasu prowadzenia obserwacji – od 1946 roku.

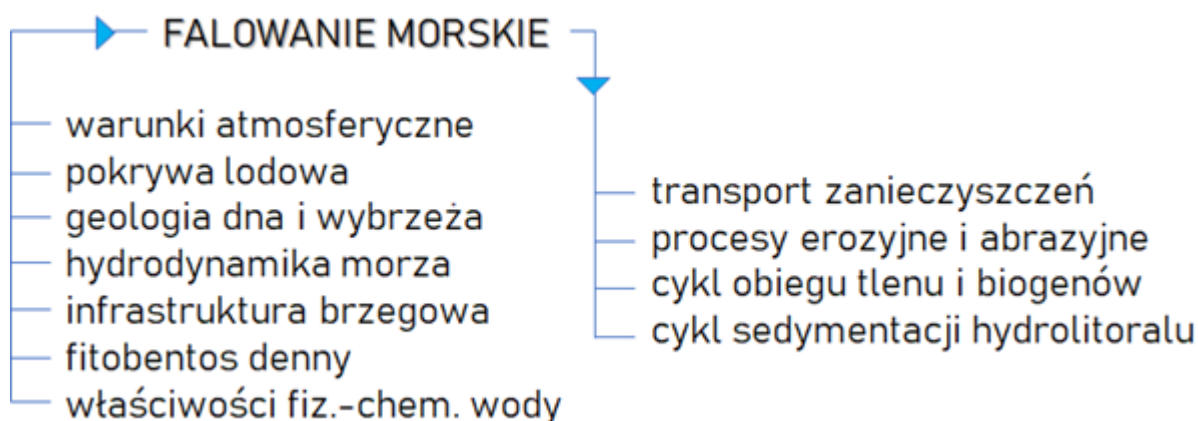
Na całym Morzu Bałtyckim sezon lodowy 2019/20 też należał do łagodnych. Maksymalny zasięg lodu na Morzu Bałtyckim wystąpił w dniu 5 marca 2020 r. i wyniósł ok. 37000 km² (Stanisławczyk 2020).



Rys. I.3. Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma zimna’ dla polskiego wybrzeża, 2010/11 – 2019/20.

I.3 Falowanie

Powierzchnia morza jest powierzchnią rozdziálu dwóch ośrodków hydrosfery i atmosfery. Wielkość i częstotliwość falowania jest silnie uzależniona głównie od warunków atmosferycznych (kierunek i prędkość wiatru), ukształtowania powierzchni dna morskiego i strefy brzegowej. Wiele parametrów charakteryzujących warunki falowe, tj. okres fali, długość fali, energia, stromość jest warunkowana dynamiką morza (prądy morskie, poziomy morza, konfiguracje fal), pokrywą lodową a także właściwościami fizyczno-chemicznymi (gęstość wody, zasolenie) i obiektami hydrotechnicznymi, które mogą tłumić i dyssypować fale. Oddziaływanie falowania morskiego uwidocznione jest również w procesach erozyjnych, abrazyjnych oraz wpływa pośrednio na transport zanieczyszczeń, cykl obiegu tlenu, biogenów i sedymentacji, w szczególności w strefie litoralu (Rys. I.4).

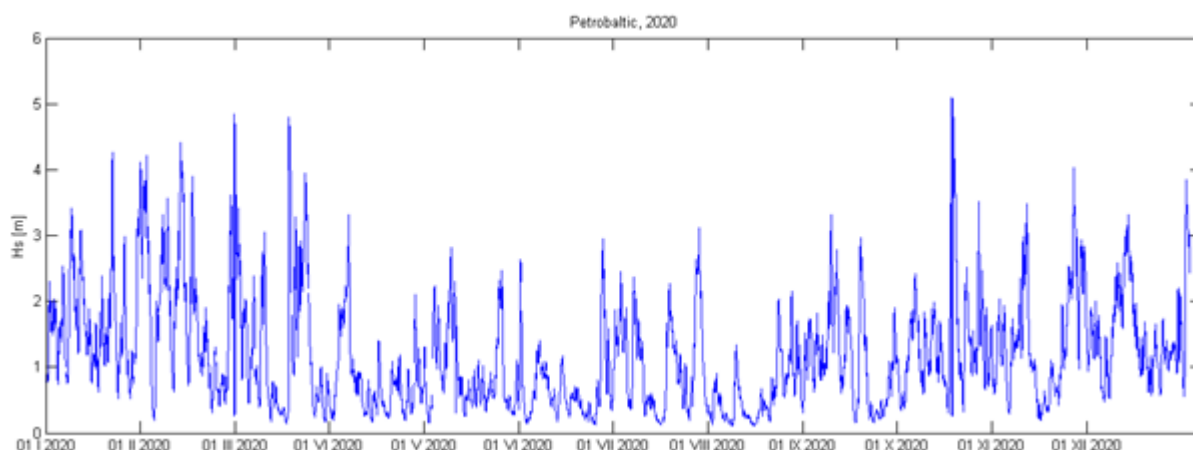


Rys. I.4. Schemat oddziaływania bilateralnego falowania i innych elementów środowiska morskiego.

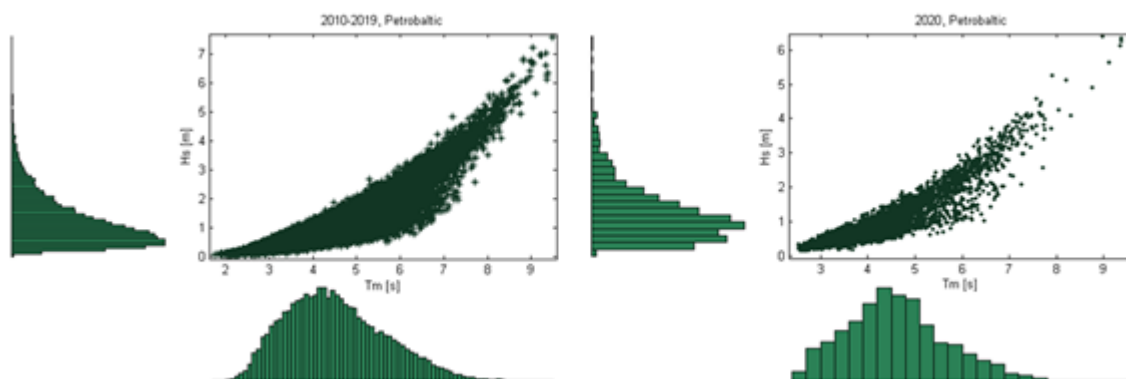
W analizie zmienności stanów morza kluczowym parametrem jest wysokość fali znacznej (H_s) określana jako 1/3 wysokości najwyższych fal na danym obszarze oraz średni okres fali, czyli czas jaki występuje między przejściem dwóch kolejnych grzbietów fali. Zarówno parametr wysokości fali znacznej, jak i średni okres są uznawane za parametry najlepiej opisujące dynamikę przestrzenno-czasową warunków falowania.

Warunki falowe w 2020 roku opisano na podstawie danych pomiarowych rejestrowanych za pomocą urządzenia AWAC umieszczonego na platformie Petrobaltic w punkcie reprezentującym warunki strefy otwartego morza (55°28'50.85"N, 18°10'56.54"E).

W 2020 roku w obszarach morza otwartego dominowały fale znaczne o wysokości 0,2-1,2 m i średnim okresie mieszczącym się w przedziale 4-5 s (Rys. I.5 i Rys. I.6). Rozkład wysokości fali znacznej i średniego okresu fali w 2020 roku był zbliżony do rozkładu dla okresu odniesienia 2010-2019, przy czym dominowały okresy z zakresu 3,8-4,2, a dominująca wysokość fal mieściła się w przedziale 0,4-1 m (Rys. I.6).



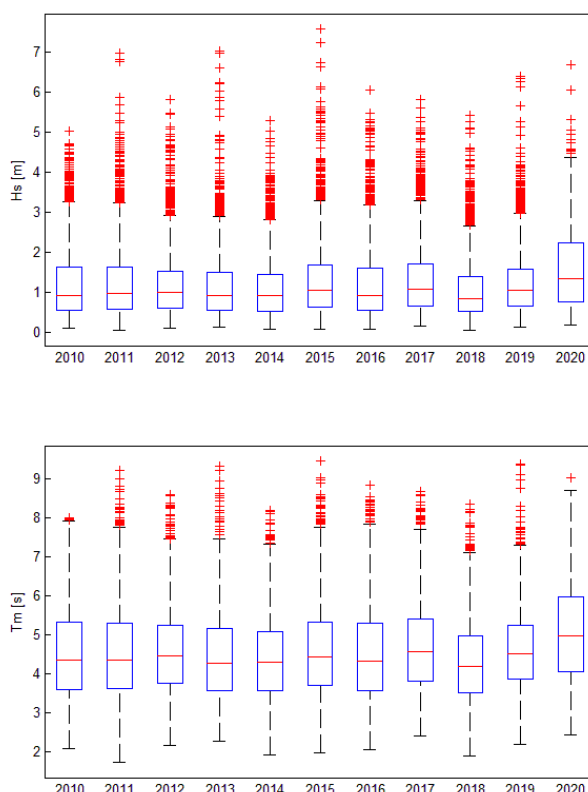
Rys. I.5. Przebieg wysokości fali znacznej (H_s) w punkcie pomiarowym Petrobaltic w 2020 roku.



Rys. I.6. Rozkład częstości występowania wysokości fali znacznej (H_s) i średniego okresu fali (T_m) w okresie 2010–2019 (po lewej) oraz w 2020 roku (po prawej) w punkcie Petrobaltic.

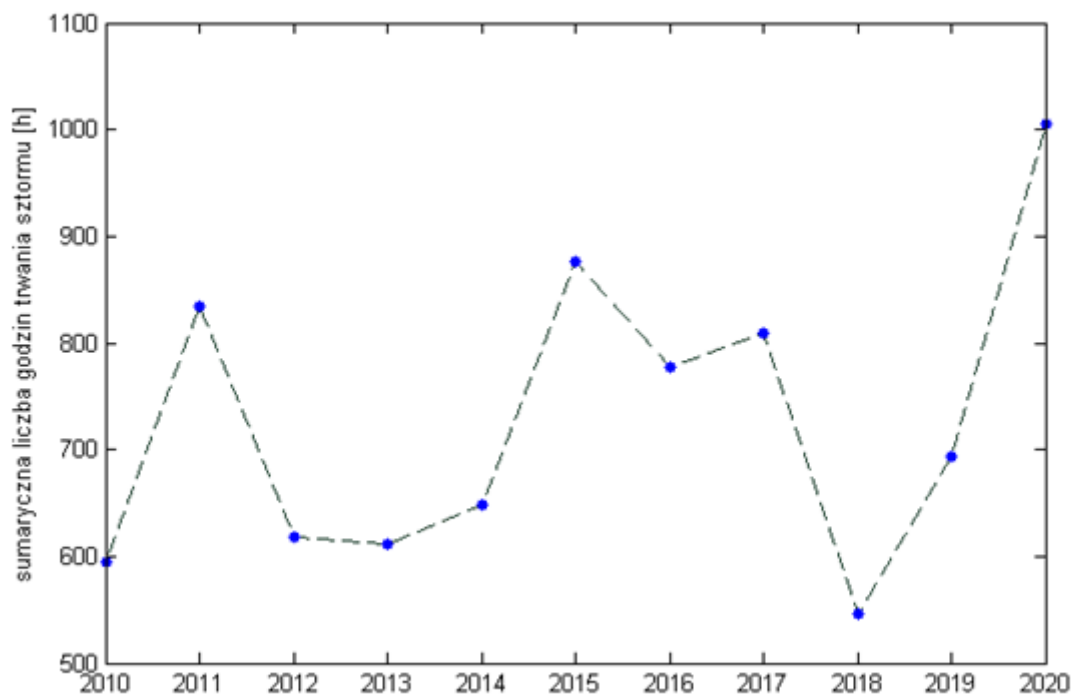
W okresie 2010–2020 we wszystkich latach wartość mediany wysokości fali znacznej była zbliżona i zawierała się w wąskim zakresie 0,95–1,1 m. Wartością zbliżoną w wieloleciu była również wartość minimalna oraz dolny, pierwszy kwartył (0,7 m). Najwyższą wartością trzeciego kwartyla charakteryzował się 2020 rok, a najmniejszą 2018. Najwyższe wartości górnego ekstremum występowały w latach 2015, 2017 i 2020, zaś najniższe w 2014 i 2018 roku. Najwyższe wartości odstające, przekraczające 7 m występowały w 2015 roku, zaś w latach 2011, 2013 i 2015 zakres wartości odstających był największy (Rys. I.7.a).

Dla średniego okresu fali (T_m) wartość mediany plasowała się w przedziale 4,1–4,6 s. Wartości kwartyla pierwszego i trzeciego były do siebie zbliżone, poza 2018 rokiem, gdzie wartość pierwszego kwartylu była niższa niż 4,5 s a kwartyłu trzeciego wynosiła 5 s. Najwyższe wartości odstające, przekraczające 9 sekund występowały w latach 2011, 2014, 2015 i 2019, zaś w latach 2013 i 2019 zakres wartości odstających był największy (Rys. I.7.b).



Rys. I.7. Zakres obserwacji średnich i ekstremalnych dla wysokości fali znacznej (H_s) oraz średniego okresu fali (T_m) w latach 2010–2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic. Każdy wykres przedstawia wartości mieszczące się między kwartylami Q1 i Q3 (ramka), medianę (linia pozioma), wartości maksymalne i minimalne (wąsy) oraz wartości odstające (czerwone krzyżyki).

Największą wartością sumarycznego czasu trwania sztormów (stan morza powyżej 5 stopni w skali Douglasa odpowiadający wysokośćom fali powyżej 2,5 m) charakteryzował się 2020 rok z liczbą godzin równą 1005 (Rys. I.8). Łącznym czasem trwania sztormów powyżej średniej dla wielolecia 2010–2020, poza 2020 rokiem, charakteryzowały się również lata 2011 oraz 2015–2017. Najmniejszą wartość zarejestrowano w 2018 roku i wynosiła ona 546 godzin trwania sztormów (Rys. I.8).



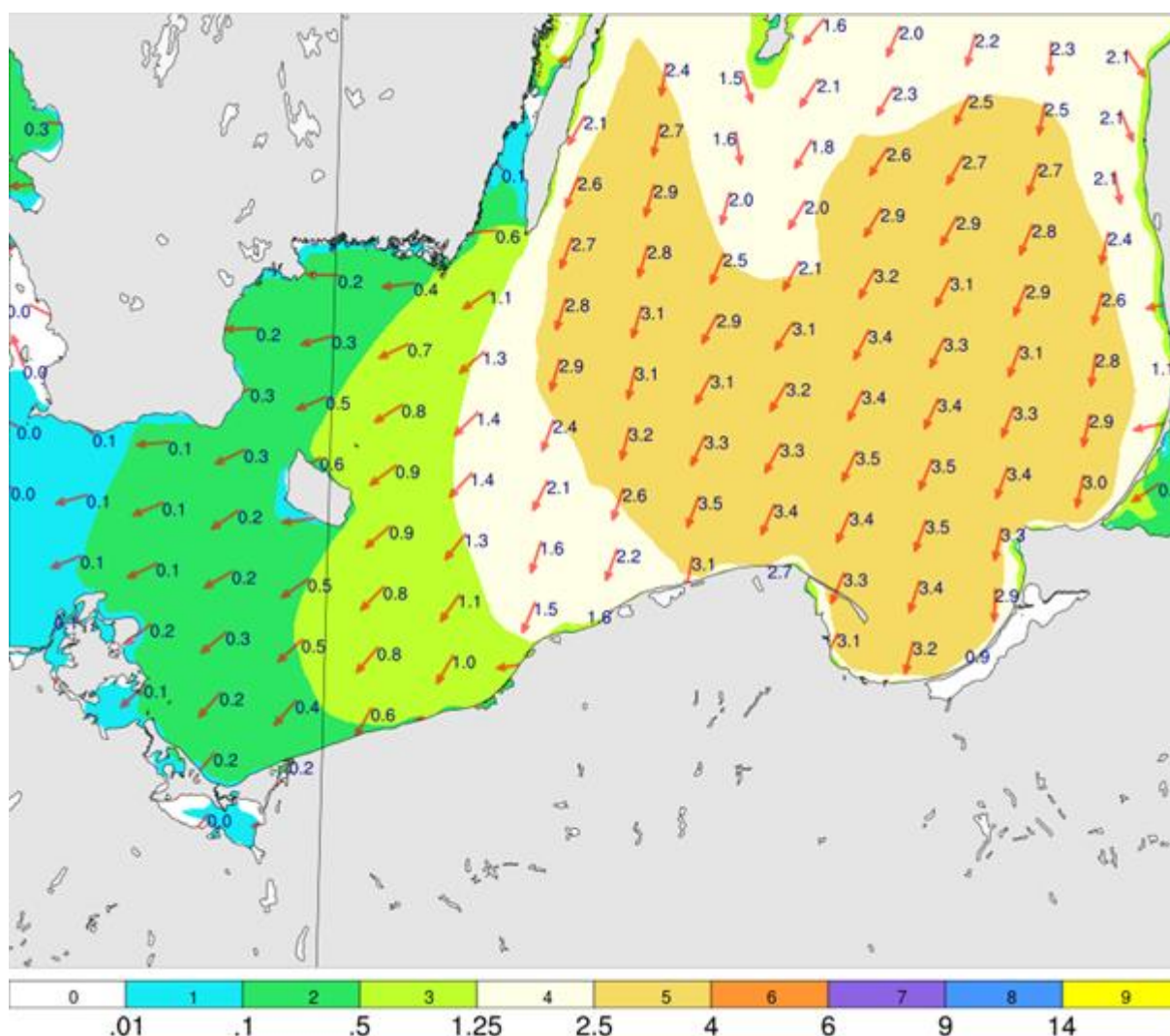
Rys. I.8. Łączna liczba godzin trwania sztormów w latach 2010–2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic.

Najwyższe wartości wysokości fali znacznej (H_s) występowały w 2010 (7,22 m), 2015 (7,57 m) oraz 2019 (7,7 m), w pozostałych latach wartości te plasowały się w przedziale 5,41–7,0 m. Najdłuższym średnim okresem fali (T_m) charakteryzowały się również lata 2010, 2015 i 2019 a ich wartość przekraczała 9,3 sekundy (Tabela I.7).

Tabela I.7. Najwyższe zarejestrowane wartości wysokości fali znacznej i średniego okresu fali w latach 2010–2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic.

	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
MAX: H_s [m]	7,22	6,96	5,82	7	5,28	7,57	6,04	5,79	5,41	7,7	6,68
MAX: T_m [s]	9,32	9,21	8,6	9,33	8,2	9,47	8,85	8,69	8,36	9,37	9,04

Wizualizację wysokiej zmienności czasoprzestrzennej występowania sztormu umożliwia modelowanie numeryczne. Najbardziej narażonymi obszarami na oddziaływanie fal morskich są wyspy oraz odosłonięte części wybrzeża typu klifowego mierzejowo-zalewowego, gdzie kontrakcja i łamanie fali są niewielkie, powodując docieranie do strefy zmywu wysokich fal. W dniu 12 stycznia 2020 roku zarejestrowano jeden z najwyższych sztormów, podczas którego wartość wysokości fali znacznej w Zatoce Gdańskiej wynosiła 3,1–3,4 m.

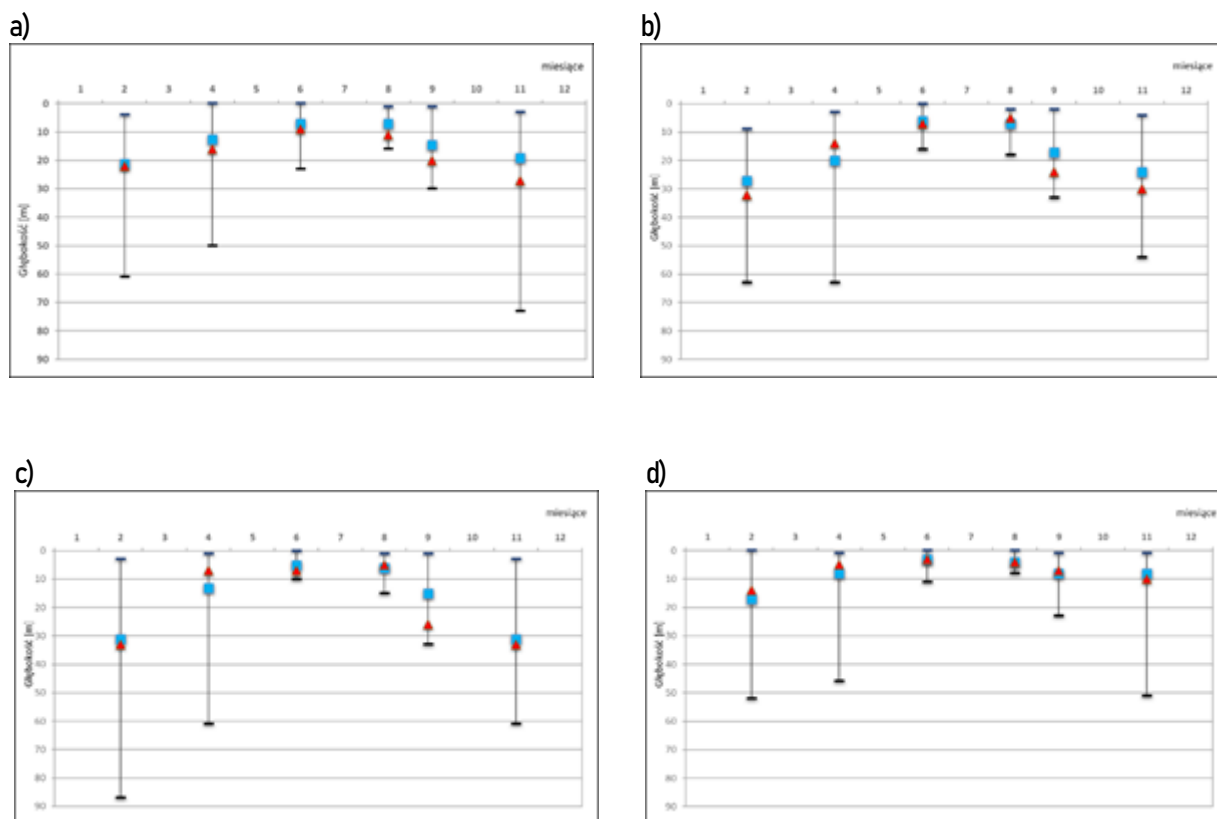


Rys. I.9. Rozkład przestrzenny występowania wysokości fali znacznej (H_s) (skala kolorowa) oraz odpowiadające im stany morza wg skali Douglasa (wartości pod skalą kolorową) w dniu 12 stycznia 2020r. Wektorem oznaczono kierunek propagacji fali.

I.4 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, wzmożone oddziaływanie wiatrowe oraz konwekcja przyczyniają się do mieszania górnych warstw wód morskich, aż do halokliny. Konwekcja występująca w okresie jesienno-zimowego ochładzania się wód w warstwie powierzchniowej, 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. I.10).

Najgłębszy, maksymalny zasięg warstwy wymieszania w oparciu o dane z wielolecia 2010-2019, sięgający 87 m odnotowano w Basenie Gdańskim (Rys. I.10c). Również, znaczne głębokości wymieszania odnotowano w listopadzie w Basenie Bornholmskim (Rys. I.10a) oraz w okresie lutego we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. I.10b), sięgające odpowiednio 73 i 63 metrów. Pionowe mieszanie górnych warstw w pozostałych miesiącach w poszczególnych akwenach sięgało maksymalnie do głębokości 63 m.



Rys. I.10. Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2010-2019 r. oraz średnia głębokość w 2020 (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 Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Gdańskim w okresie zimowym i wczesną wiosną 2020 r. w większości wypadków była nieco większa niż w wieloleciu. Najniższa średnia głębokość wymieszania odnotowana w 2020 roku wynosząca 33 m, została odnotowana w Basenie Gdańskim w lutym (Rys. I.10c). Niższe wartości warstwy wymieszania w 2020 w odniesieniu do wielolecia, odnotowane zostały w kwietniu i sierpniu w obszarach wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz w miesiącu kwiecień w Basenie Gdańskim oraz w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. I.10b, c, d). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. I.10d) 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 2020 roku w tym obszarze w większości miesięcy średnia głębokość warstwy była zbliżona do średniej z wielolecia (Rys. I.10d).

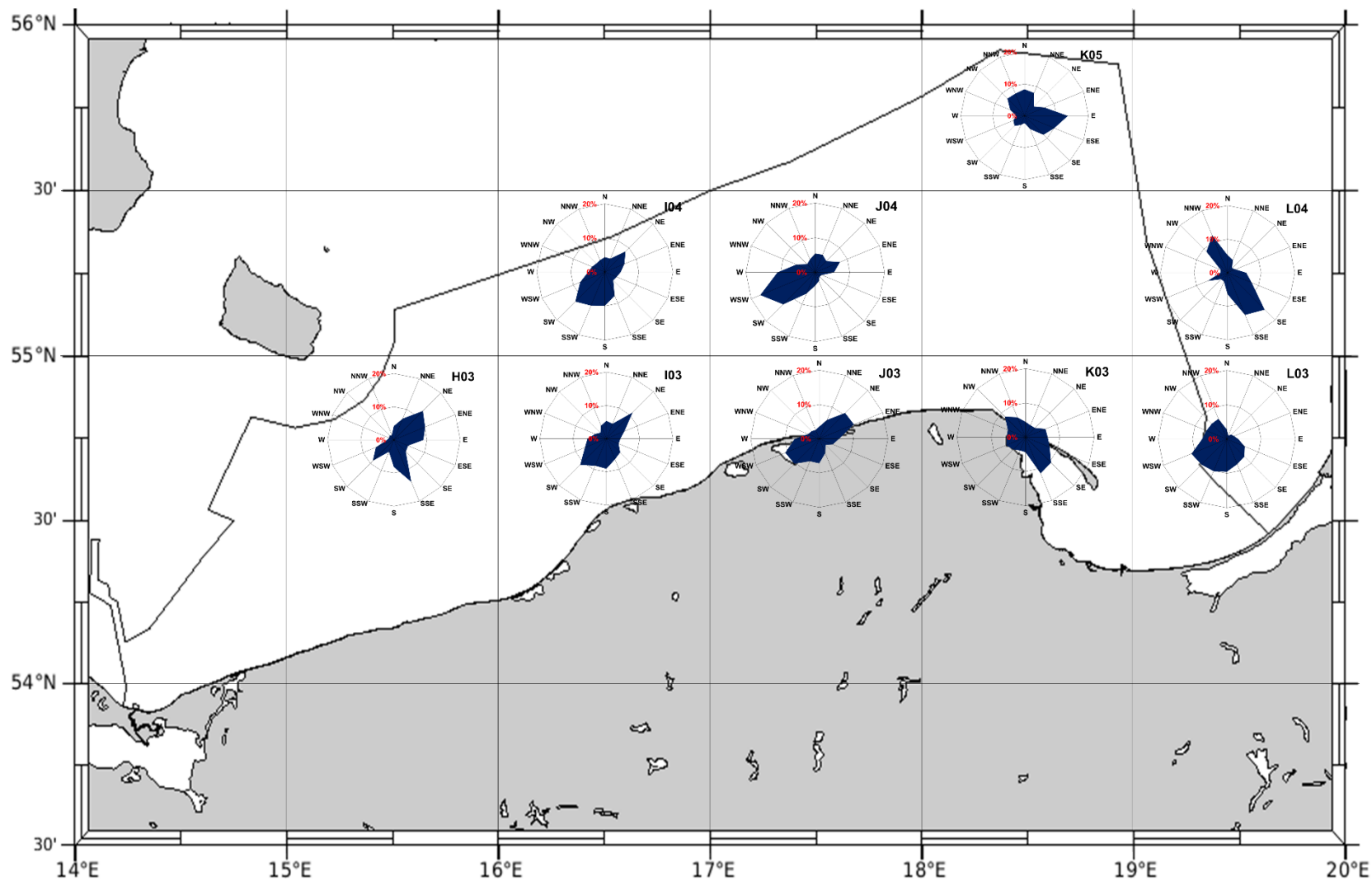
I.5 Wymiana wód i prądy morskie

Wymiana wód w polskiej strefie Bałtyku zachodzi zarówno w skali lokalnej, w warstwie powierzchniowej rejonów przybrzeżnych, jak i regionalnej w warstwie przydennej. W pierwszym przypadku wiąże się ona z dopływem wód

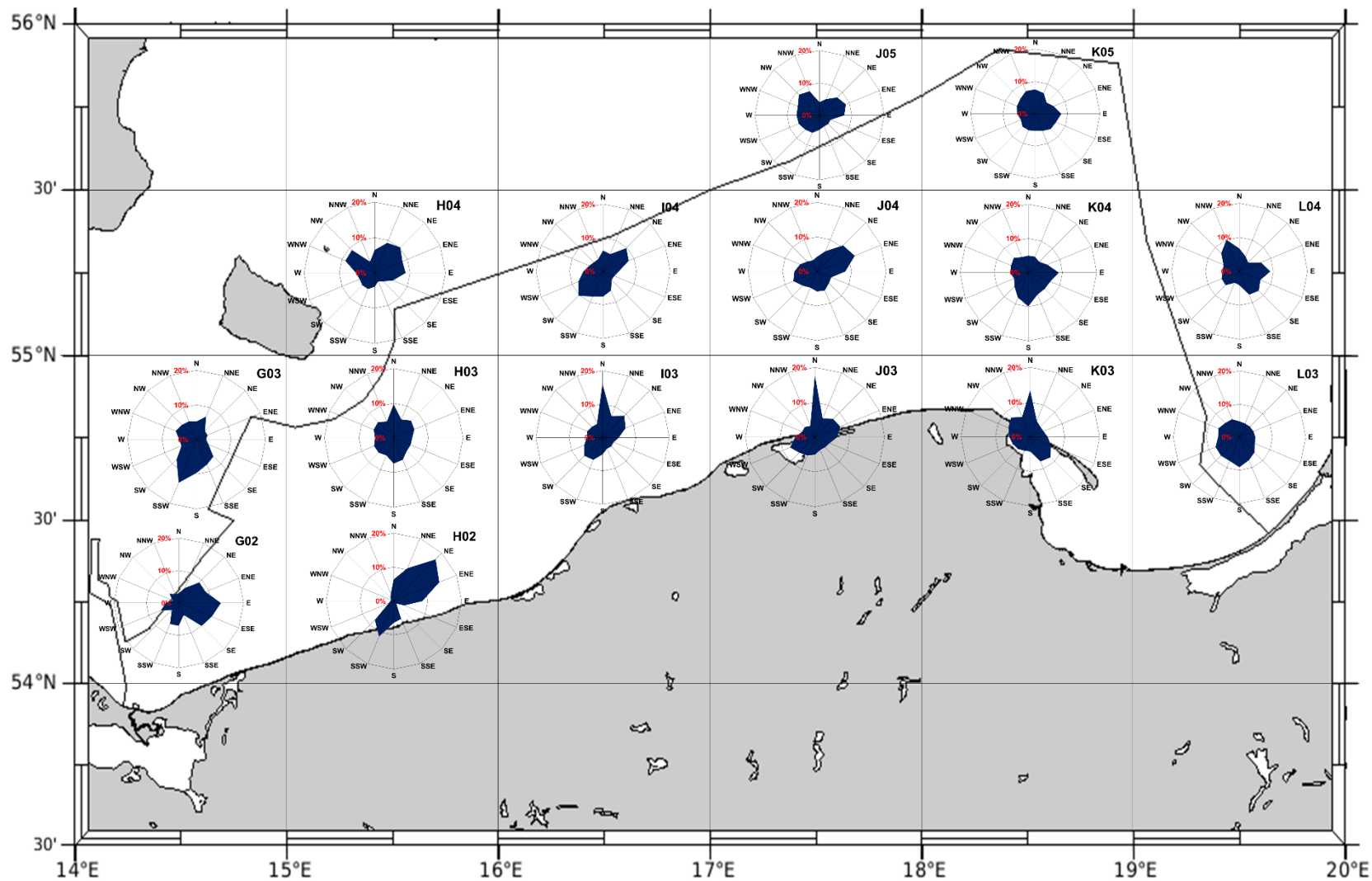
rzecznych do morza i opadami, w drugim przypadku wynika z występowania nieregularnych wlewów słonych wód z Morza Północnego przez cieśninę Kattegat. Bałtyk łączy się z Morzem Północnym płytkimi i wąskimi cieśninami, a wymiana wód odbywa się nad progami podwodnymi w Sundzie (głębokość 8 m) i Wielkim Bectie (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. Odnosił 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 Bałtyku środkowym. 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 2017 wystąpiły dwa okresy wlewów do Bałtyku. Pierwszy wlew miał miejsce w marcu 2017, podczas którego całkowita objętość przetransportowanych mas wodnych do Bałtyku wyniosła 210 km³, a ilość transportowanej soli wyniosła 1.3 Gt. W 2018 odnotowane zostały dwa zdarzenia przepływu barotropowego o słabym natężeniu. Szacowane objętości wlewów mieściły się między 215 km³ a 233 km³. Na przełomie 2018 (grudzień)/2019 (styczeń) odnotowano mały wlew do Bałtyku zachodniego w ilości 3 Gt soli. Cztery kolejne słabe wlewy barotropowe o wielkości 1 Gt soli odnotowano w miesiącach: kwiecień, czerwiec, wrzesień, grudzień 2019. W 2020 nie odnotowano znaczących wlewów do Bałtyku. 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 przeprowadzone przy pomocy prądomierza ADCP RDI na transektach w trakcie ruchu statku. Wyniki z pomiarów odnoszą się do okresu od 2010 do 2020 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 2020 r. przedstawiono w postaci róż prądów wyznaczonych dla poszczególnych kwadratów bałtyckich (Rys. I.11). Dla porównania wyznaczono róż prądów dla okresu 2010-2019 (Rys. I.12). Maksymalny zakres skali udziału procentowego kierunków na rysunkach przedstawiających prądy morskie dla wielolecia 2010 – 2019 oraz dla roku 2020 wynosi 20%. W sektorze H03 zlokalizowanym w Basenie Bornholmskim, odnotowane zostały zarówno prądy w kierunku północno-wschodnim, jak również południowo-wschodnim. W sektorach I03, I04 należących do Basenu Bornholmskiego w roku 2020 (Rys. I.11) dominującymi prądami były te zlokalizowane w kierunkach południowo-zachodnich. W sektorze J03 zarejestrowanymi dominującymi prądamiorskimi były prądy w kierunkach południowo-zachodnich oraz północno-wschodnich. W wieloleciu 2010 -2019 w sektorach I03, I04, J04 (Rys. I.12) odnotowano identyczne schematy dla kierunku prądów morskich, odmienny trend w stosunku do pomiarów w 2020 widoczny jest w sektorze J04, dla którego dominującymi prądamiorskimi były prądy w kierunkach północno-zachodnich; w sektorze H03, prądy nie miały jednego dominującego kierunku. Dane z 2020 z obszarów wschodniego Basenu Gotlandzkiego z sektorów K03 oraz K05 wskazują na dominację prądów morskich w kierunkach południowo-wschodnich oraz północno-zachodnich, podobne wzorce znaleziono w wieloleciu. W Basenie Gdańskim w sektorach L03 oraz L04 kierunkami przeważającymi w 2020 dla prądów morskich są odpowiednio prądy w kierunkach południowych (L03) oraz północnych południowo-wschodnich oraz północno-zachodnich (L04). W wieloleciu 2010 – 2019 w sektorach Basenu Gdańskiego odnotowano przybliżone wzorce dla kierunku prądów morskich (Rys. I.12).



Rys. I.11. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2020 r.



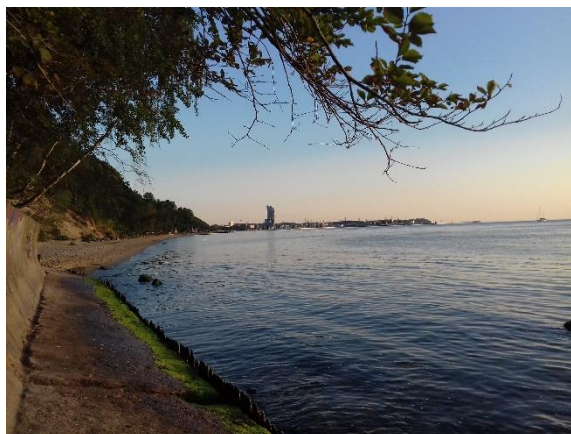
Rys. I.12. Różne prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2010-2019.

II.

Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej



II.1. Wstęp

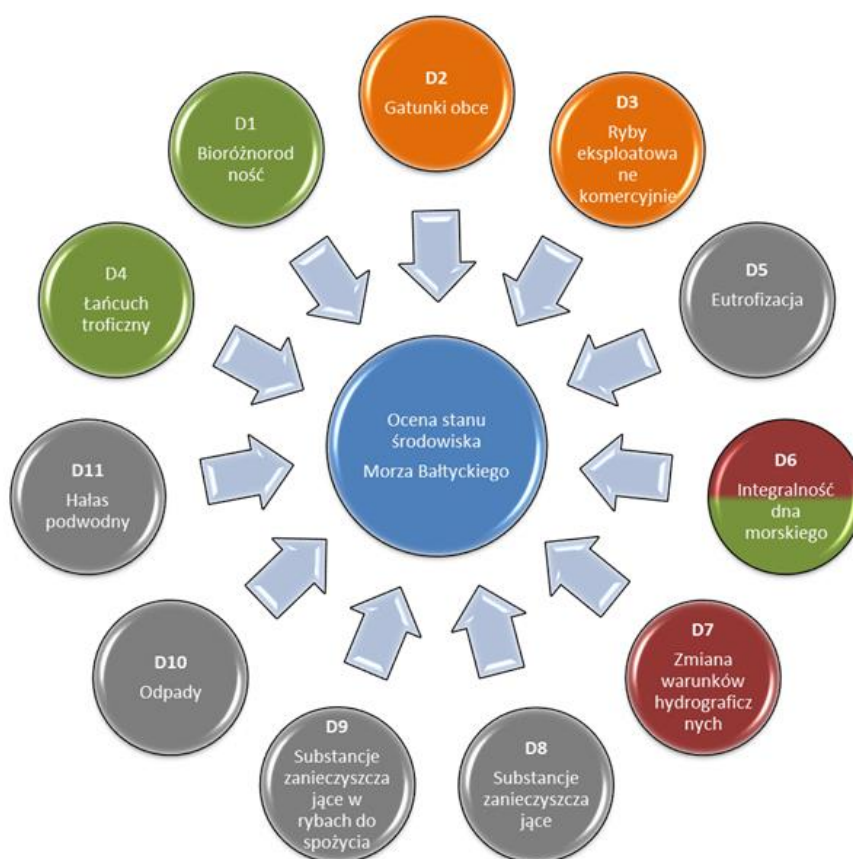


Utrzymanie lub poprawa stanu środowiska Morza Bałtyckiego w zakresie różnych elementów ekosystemu morskiego jest celem, do którego dążą wszystkie państwa nadbałtyckie, w tym Polska. Działania podejmowane w tym kierunku mają zarówno charakter formalny, wynikający z obowiązującego prawodawstwa krajowego 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”*. Realizacja celu osiągnięcia dobrego stanu środowiska 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., zwanej dalej „decyzją 2017/848”, uchylającej decyzję Komisji Europejskiej 2010/477/UE. Ma to zapewnić zunifikowane podejście w zakresie opracowania ocen stanu środowiska morskiego, celów środowiskowych, programów monitoringowych oraz planów działań w kierunku przywrócenia dobrego stanu obszarów morskich.

Krajową podstawą prawną regulującą sposób przeprowadzania ocen stanu środowiska wód morskich w sposób zgodny z art. 8 RDSM jest art. 150 ustawy Prawo Wodne (Ustawa z dnia 11 września 2019 roku o zmianie ustawy – Prawo wodne oraz niektórych innych ustaw (Dz. U. 2019 poz. 2170).

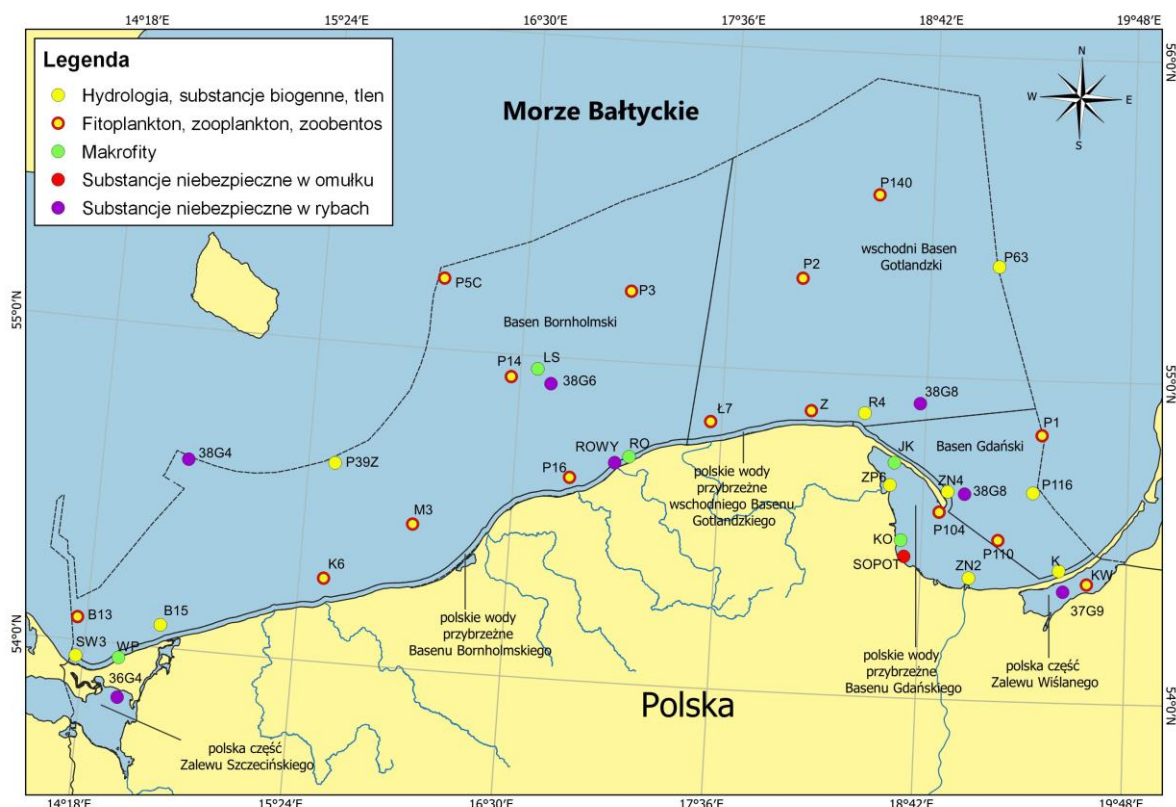
Kluczowym elementem umożliwiającym realizację celów RDSM jest uzyskanie informacji na temat aktualnego stanu środowiska morskiego. Zgodnie z art. 8 RDSM wszystkie państwa Wspólnoty Europejskiej zostały zobligowane do przeprowadzenia, do 2012 roku, wstępnej oceny stanu swoich obszarów morskich pozostających pod ich jurysdykcją. Zgodnie z art. 151 ust. 13 ustawy – Prawo wodne, *wstępna ocena stanu środowiska wód morskich podlega przeglądowi co 6 lat i w razie potrzeby aktualizacji*, czego efektem było opracowanie aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w 2018 roku (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocenę stanu środowiska przeprowadzono dla 11 cech – **wskaźników opisowych** (Załącznik 1 RDSM; decyzja 2017/848; 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 (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230).

Decyzja Komisji wprowadziła podział wskaźników na dwie grupy, które muszą być uwzględnione w aktualizacji oceny stanu środowiska morskiego. Zgodnie z RDSM należą do nich cechy presji: D2, D3, D5, D6 (część), D7, D8, D9, D10 i D11 oraz 3 cechy: D1, D4 i D6 (część) dotyczące **elementów ekosystemu** (ssaki, ryby, ptaki, siedliska pelagiczne, siedliska bentosowe). W celu zachowania zgodności z wersją anglojęzyczną RDSM przyjęto następującą konwencję oznaczeń cech i kryteriów: D – dla cech, C – dla kryterium. Kryteria drugorzędne i związane z nimi standardy metodologiczne, specyfikacje i ujednolicone metody określone w załączniku (Załącznik I RDSM; decyzja 2017/848) 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, z których następnie wydzielono polskie części, podlegające niniejszej ocenie (Rys. II.2, Tabela II.1).



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

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 specyfikę ustroju hydrologicznego oraz zakres badań monitoringowych prowadzonych w zalewach, w ramach programu monitoringu cech RDSM zachowano wydzielanie tych obszarów, tak jak we wcześniejszych opracowaniach (Łysiak-Pastuszek i in. 2016; Krzywiński i in. 2017 i nowszych) 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 aktualizacją Programu Monitoringu Wód Morskich.

W 2020 r. pomiary i obserwacje były wykonywane z częstotliwością zależną od monitorowanego elementu, np. sześciokrotnie w ciągu roku w przypadku podstawowych właściwości wody morskiej, substancji biogenicznych i chlorofilu a – na stacjach położonych w strefie głębokowodnej i płytkowodnej oraz 12 razy w roku na 1 stacji wysokiej częstotliwości (Rys. II.2). Pomiary hydrologiczne, analizy chemiczne, pobranie materiału biologicznego oraz osadów dennych wykonywane były przede wszystkim podczas ekspedycji na pokładzie r/v „Baltica” zgodnie z procedurami zawartymi w podręczniku do monitoringu HELCOM.

Ocenę za rok 2020 przeprowadzono zgodnie z zasadami aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230). Ocena została wykonana na podstawie wyników Aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich, zgodnie z wymogami RDSM uzupełnionych o dane i informacje z innych źródeł, w tym pochodzących z pomiarów i obserwacji prowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy. Badania monitoringowe polskiej strefy Bałtyku prowadzone były na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska, a finansowane przez Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Dane uzyskane w 2020 r. w ramach realizacji programów monitoringowych umożliwiły dokonanie oceny w zakresie cech D1/D4 – bioróżnorodność na podstawie oceny zooplanktonu oraz fitoplanktonu i wskaźnika wielkich ryb LFI, D6 – integralność dna morskiego oraz cech: D3 – ryby i skorupiaki eksploatowane komercyjnie, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim.

W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii w opracowaniu przedstawiono wyniki badań w postaci opisowej 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 opracowań wykonanych 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 oraz umowy nr GIOŚ/139/2021/DMS/NFOŚ z dnia 29 czerwca 2021 r. pn. „Monitoring ichtiofauny w polskich obszarach morskich w 2021 roku”.

Ocenę ptaków przygotowano na podstawie sprawozdania OTOP z prac wykonanych w ramach pracy pt. „Część II – Monitoring ptaków morskich z uwzględnieniem obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000, lata 2018–2021”, na podstawie umowy nr 23/2019/F z dnia 17 lipca 2019 r..

II.2. Ogólne warunki fizykochemiczne



II.2.1. Temperatura wody morskiej

W 2020 roku zakresy średnich wartości temperatury wody w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w basenach głębokowodnych pozostawały w bardzo zbliżonych zakresach: 5,2–18,0°C w Basenie Bornholmskim, 5,2–18,2°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 5,5–18,4°C w Basenie Gdańskim (Rys. II.3). Zakresy te były węższe od tych obserwowanych w roku ubiegłym, gdzie temperatury pozostawały w zakresie 3°C do 20°C. Oznacza to, że w okresie zimowym warstwy powierzchniowe miały wyższą temperaturę niż w roku 2019, przy jednocześnie niższych wartościach obserwowanych latem. Średnia temperatura maksymalna w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wyniosła 19,4°C, natomiast najniższa wyniosła 5,1°C. W przypadku wszystkich obszarów najmniejsze wartości charakteryzowały miesiąc marzec, natomiast wartości największe wystąpiły w sierpniu i wrześniu w Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdańskim, natomiast maksymalne wartości w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego odnotowano w lipcu i sierpniu.

W marcu średnie wartości temperatury w poszczególnych obszarach były bardzo zbliżone i pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od 5,0 do 5,5°C i były widocznie większe od wartości średnich wyznaczonych dla okresu 2010–2019 (3,3–3,8°C). We wszystkich obszarach dodatnie odchylenia od wartości średniej dla dziesięciolecia wystąpiły również w styczniu i listopadzie. Oznacza to widocznie cieplejszy okres zimowy. W pozostałych miesiącach średnie temperatury w omawianych obszarach były bardzo zbliżone do średnich dla poprzedzającego dziesięciolecia lub były nieznacznie mniejsze,

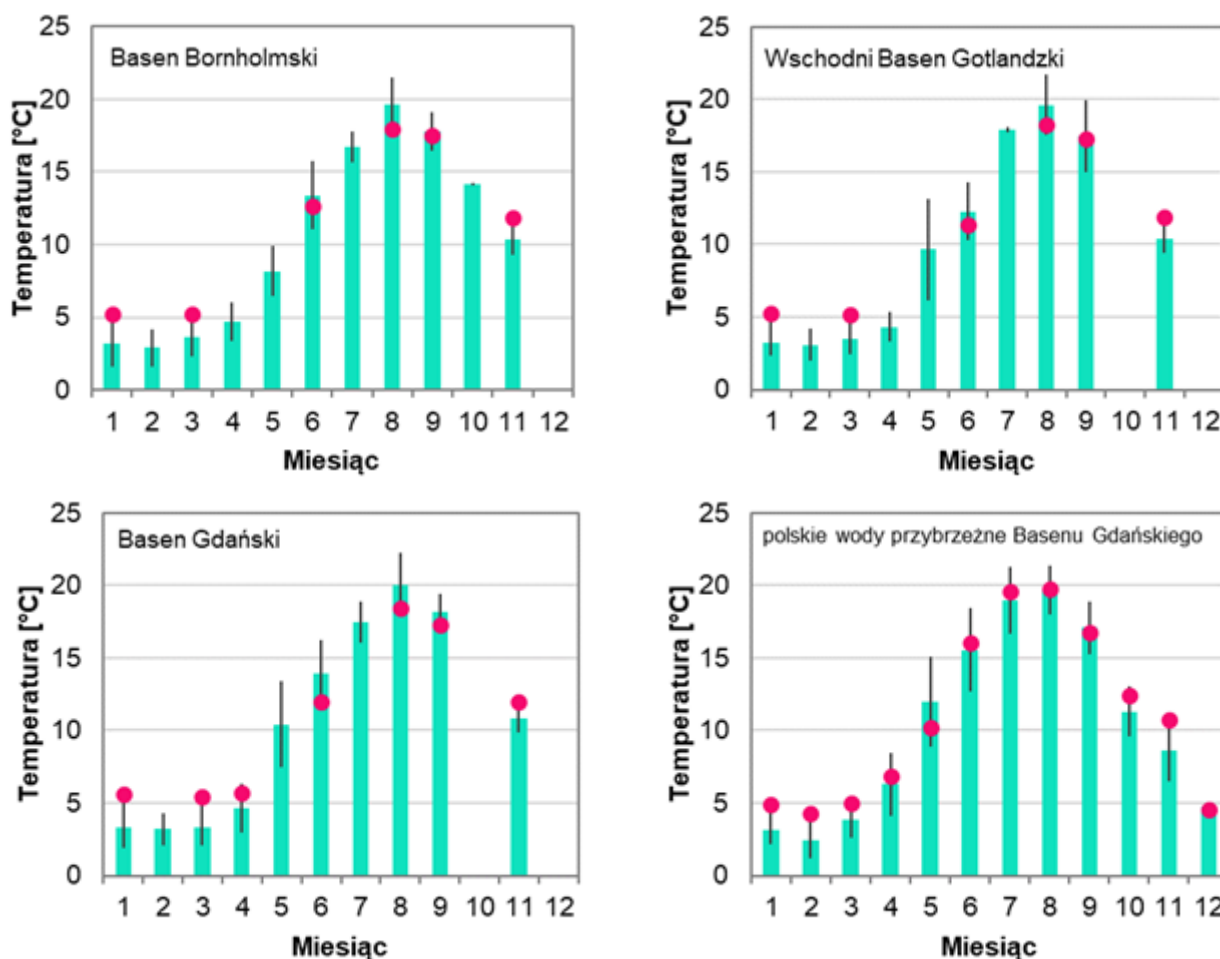
W styczniu wzrost średniej temperatury w obszarach morza otwartego w stosunku do wartości wyznaczonych dla okresu odniesienia był na poziomie 2°C. W marcu ta różnica utrzymywała się na poziomie od 1,6°C do 1,8°C. Wzrost odnotowano również w listopadzie i był on na poziomie 1,2°C w Basenie Gdańskim i 1,5°C w Basenach Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim. W wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, średnia temperatura w 2020 roku była wyższa od tej dla okresu 2010–2019 o 1,8 w styczniu i lutym, 1,2 w marcu i o 2,2 w listopadzie, natomiast w grudniu zbliżyła się do wartości charakteryzującej okres odniesienia i wyniosła 4,5.

W czerwcu w Basenie Bornholmskim i wschodnim Basenie Gotlandzkim, temperatura w 2020 roku była niższa odpowiednio o 0,7 °C i 0,9°C w stosunku do dziesięciolecia, w Basenie Gdańskim ta różnica wyniosła 1,9°C, natomiast w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego średnia temperatura wód powierzchniowych była wyższa w 2020 roku o 0,5°C. W obszarach pełnomorskich największe różnice, pomijając okres zimowy, pomiędzy rokiem 2020 a okresem odniesienia wystąpiły w sierpniu, kiedy to temperatury w omawianym roku były niższe odpowiednio o 1,7°C w Basenach Bornholmskim i Gdańskim oraz o 1,4°C we wschodnim Basenie Gotlandzkim. W wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego nie odnotowano zmiany średniej temperatury w sierpniu, a we wrześniu spadek w 2020 roku w stosunku do okresu 2010–2019 wyniósł zaledwie 0,4°C.

W 2020 r. maksymalna temperatura w Basenie Gdańskim równa 19,4°C wystąpiła w sierpniu i była mniejsza od maksymalnej temperatury notowanej w tym obszarze w roku poprzednim (22,8°C), natomiast wartość minimalna równa

5,1°C, która wystąpiła w marcu była wyraźnie większa od tej odnotowanej w 2019 roku (3,4°C). W Basenach Bornholmskim i wschodnim Gotlandzkim maksymalna temperatura wyniosła 19,0 i również była niższa od wartości odnotowanych w tych obszarach w sierpniu roku ubiegłego, wynoszących odpowiednio 22,3°C i 22,6°C. Minimalna wartość temperatury w Basenie Bornholmskim została odnotowana w styczniu i wyniosła 4,3°C, co oznacza, że była wyższa o 2,5°C od tej w roku poprzednim. Z podobną sytuacją mamy do czynienia w przypadku wschodniego Basenu Gotlandzkiego, w którym minimalna wartość temperatury w 2020 roku wyniosła 4,8°C i była wyższa o 2,8°C.

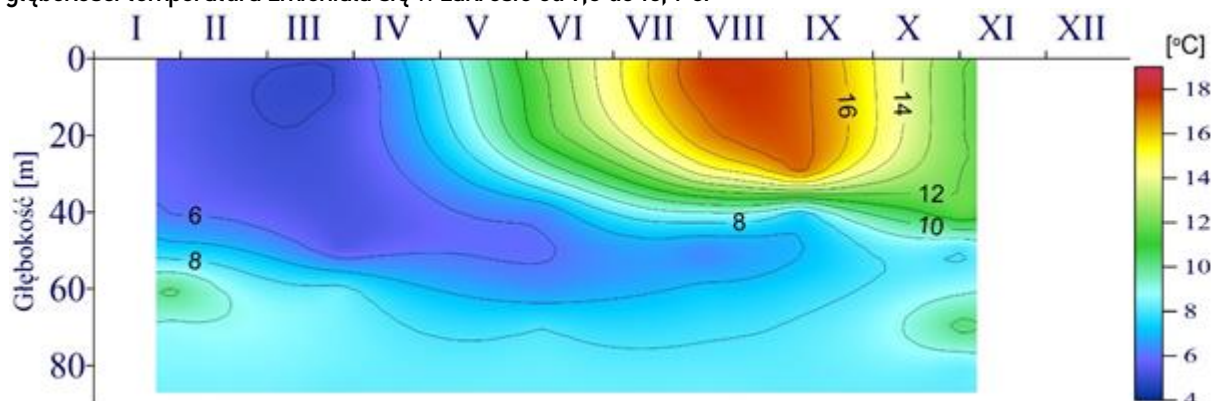
W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wartość maksymalna wystąpiła w sierpniu (22,5°C) i była wyższa od wartości w roku ubiegłym (21,9°C), natomiast wartość minimalna równa 2,3°C, która wystąpiła w grudniu była o 1,2°C mniejsza od wartości odnotowanej w lutym 2019 roku.



Rys. 11.3. Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2020 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2010-2019; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2010-2019; punkty – średnia 2020.

Największa sezonowa zmienność temperatury w profilu pionowym w rejonie Głębi Bornholmskiej w 2020 roku dotyczy warstwy do 30–40 m głębokości (Rys. 11.4). W styczniu na stacji P5C temperatura wody pozostawała na zbliżonym poziomie 5,5–5,9°C do głębokości 40 m, podczas gdy w pozostałych warstwach do dna temperatura pozostawała w zakresie 7,4–8,7°C. W marcu temperatura w warstwie do 50 m była na bardzo podobnym poziomie, jak w styczniu (5,1–5,4°C), podobnie jak w warstwach poniżej (8,3–8,4°C). W czerwcu najwyższa temperatura pozostająca w wąskim przedziale od 11,5 do 12,0°C wystąpiła w warstwach do 20 m, natomiast od 30 m do dna temperatura pozostawała w zakresie 6,3–9,2°C. Najwyższą temperaturę na poziomie 17–18°C odnotowano w sierpniu i wrześniu, przy czym miąższość warstw charakteryzujących się taką temperaturą wzrosła z 20 m w sierpniu do 30 m we wrześniu. W sierpniu

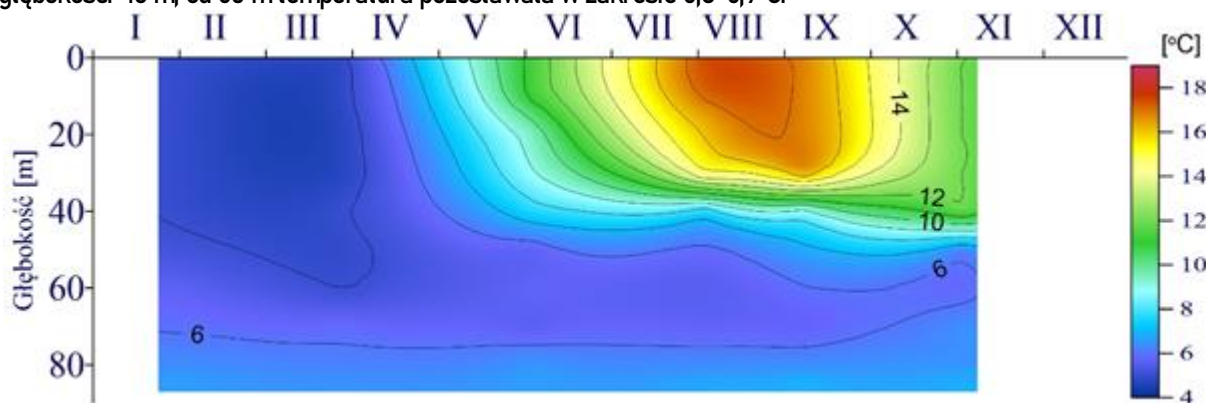
temperatura warstwy wody na głębokości 30 m wyniosła 14,3°C, natomiast od 40 m pozostawała w zakresie 6,2–8,9°C. Zbliżony zakres temperatury charakteryzował warstwy od 40 m do dna we wrześniu. Najbardziej wyrównana w kolumnie wody temperatura wystąpiła w listopadzie, w którym wartość 12,0°C była charakterystyczna dla warstw 0–40 m. Poniżej tej głębokości temperatura zmieniała się w zakresie od 7,8 do 10,4°C.



Rys. II.4. Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

Zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego w styczniu i marcu 2020 roku wykazują mniejszą zmienność niż w przypadku obserwowanych w rejonie Głębi Bornholmskiej.

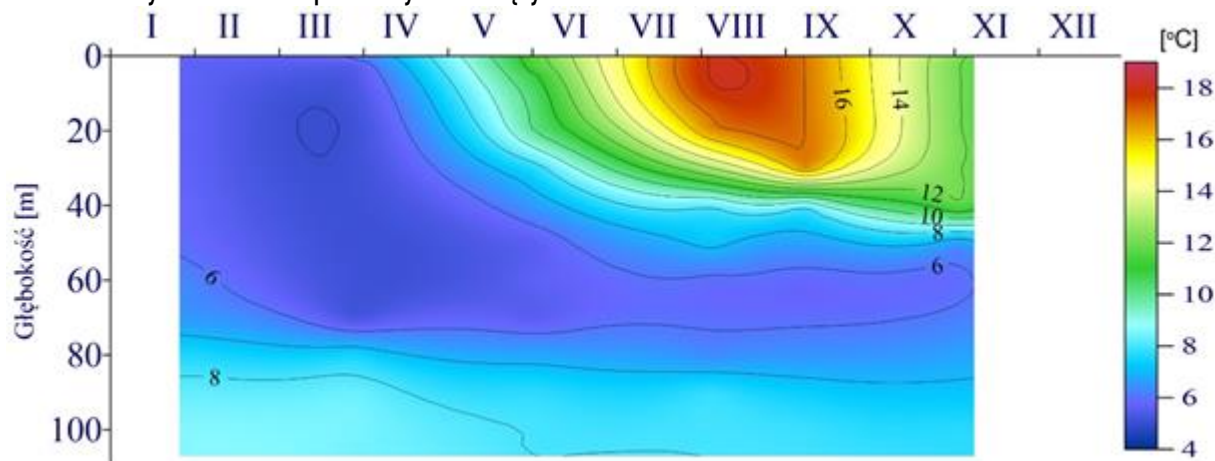
Warstwy do głębokości 40 m w styczniu i 60 m w marcu charakteryzowały się temperaturą na poziomie 5°C. Poniżej tych głębokości temperatura wrastała do wartości odpowiednio 6,6°C i 6,4°C. W czerwcu w warstwach do 10 m temperatura wynosiła 11,3°C, w zakresie głębokości 15–40 m pozostawała w zakresie 7,6 – 10,2°C, natomiast w warstwach poniżej 40 m pozostawała na poziomie zbliżonym do 6°C. Temperatura w zakresie 15,0–17,6°C wystąpiła w sierpniu w warstwach do 30 m głębokości, natomiast wartości w zakresie 5,5–7,4°C charakteryzowały warstwy poniżej 40 m głębokości. We wrześniu stała wartość temperatury (16,8°C) wystąpiła do 30m, poniżej tej głębokości warunki termiczne były zbliżone do obserwowanych w poprzednich miesiącach. W listopadzie stała temperatura równa 12,0°C charakteryzowała warstwy do głębokości 40 m, od 50 m temperatura pozostawała w zakresie 5,8–6,9°C.



Rys. II.5. Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

W 2020 roku sezonowe zmiany temperatury wody morskiej w profilu pionowym w rejonie Basenu Gdańskiego miały podobny przebieg jak w Basenie Bornholmskim. W styczniu, temperatura pozostawała na zbliżonym poziomie (5,6–5,8°C) do głębokości 50 m, poniżej której następował nieznaczny wzrost od 6,2°C na głębokości 60 m do 8,6°C na głębokości 105 m. W marcu charakterystyka rozkładu temperatury w profilu pionowym była bardzo zbliżona, z tą różnicą, że zakres wyrównanych wartości (5,0–5,5°C) obejmował głębokości do 70 m, poniżej której temperatura była w zakresie 7,5–8,5°C. W czerwcu temperatura na poziomie 10–12°C charakteryzowała warstwy do 20 m, natomiast na głębokościach 30–105 utrzymywała się w zakresie 5,5–8,0°C. W sierpniu i wrześniu zmiany temperatury w profilu pionowym miały przebieg bardzo zbliżony, wartości na poziomie 17–18°C występowały w warstwach do 20 m w sierpniu i do 30 m we wrześniu. W warstwach poniżej 40 m zakres temperatury był zbliżony do poprzednich miesięcy (5,9–8,0°C). Stałą temperaturą

równą 12,0°C charakteryzowały się warstwy od 0 do 40 m w listopadzie, natomiast charakterystyka zmian w warstwach od 60 do 105 m była zbliżona do pozostałych miesięcy.



Rys. II.6. Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

II.2.2. Zasolenie

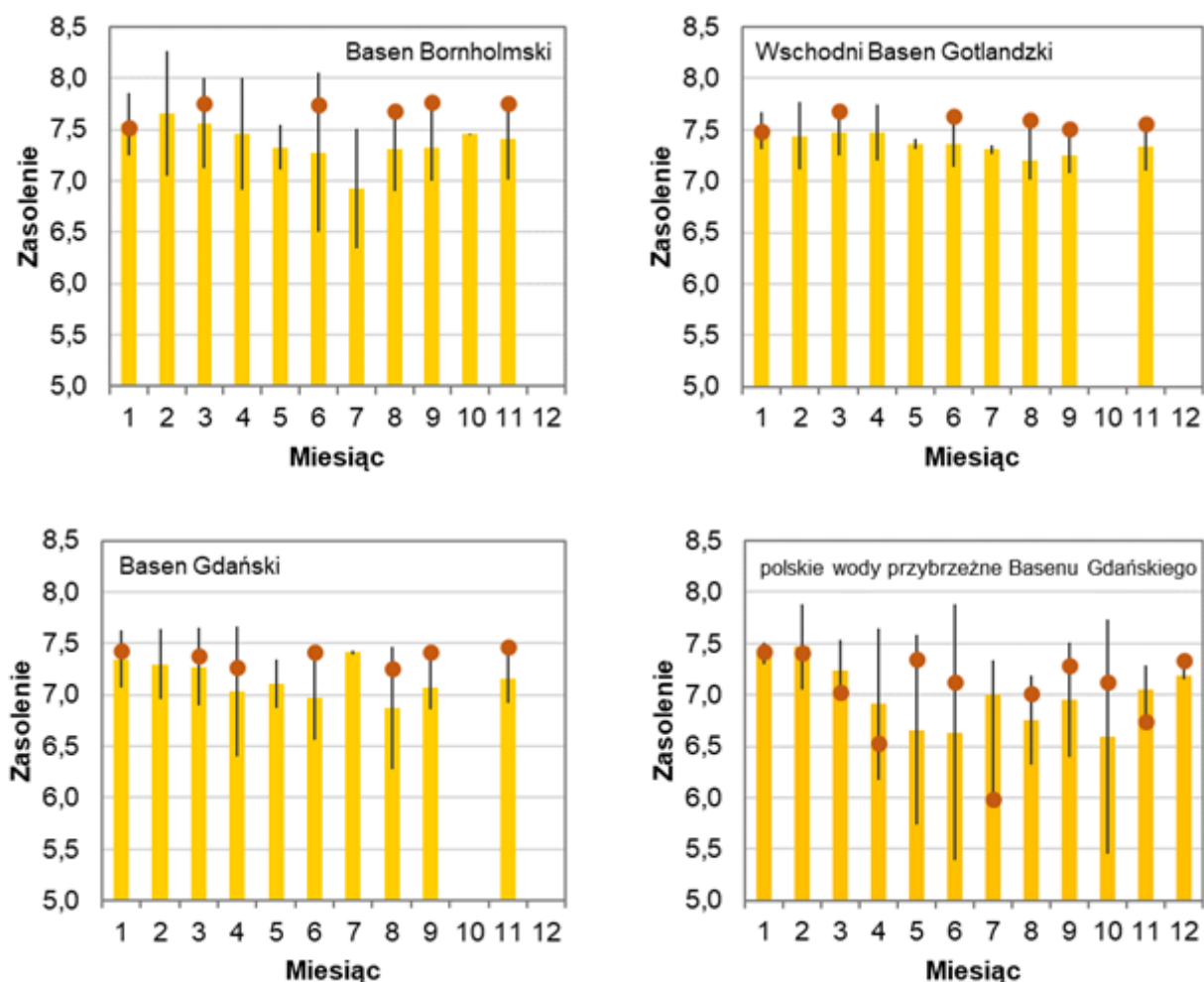
W 2020 r. w Basenie Bornholmskim średnie zasolenie wód warstwy powierzchniowej pozostawało w wąskim zakresie od 7,52 do 7,77, przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała styczeń, a największa wrzesień (Rys. II.7). W większości przypadków średnie wartości pomiarów zasolenia dla roku 2020 były wyższe w stosunku do dziesięciolecia 2010–2019. Miesiącem, w którym zaobserwowano największą różnicę (0,47) pomiędzy okresem odniesienia 2010–2019, a rokiem 2020 był czerwiec (7,74). Podobną różnicę (0,45) odnotowano we wrześniu. W styczniu 2020 roku średnia wartość zasolenia (7,52) była najbliższa średniej wartości wyznaczonej dla wielolecia (7,55), przy czym jako jedyna ze średnich dla 2020 roku miała wartość niższą niż ta charakteryzująca wielolecie 2010–2019. W pozostałych miesiącach – marcu, sierpniu i listopadzie różnice w średnich wartościach zasolenia pomiędzy rokiem 2020, a wieloleciem mieściły się w zakresie od 0,19 do 0,36.

W wodach powierzchniowych wschodniego Basenu Gotlandzkiego zmierzono niższe wartości zasolenia w porównaniu z wodami Basenu Bornholmskiego. Na przestrzeni roku 2020, zasolenie we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. II.7) wykazywało też najmniejsze zróżnicowanie, mieszcząc się w przedziale od 7,49 (styczeń) do 7,68 (marzec). Kierunek odchylen średnich z 2020 roku od wartości dla wielolecia był podobny, jednak różnice pomiędzy badanymi okresami były mniejsze i w żadnym miesiącu nie przekroczyły 0,40, a największą różnicę zaobserwowano w sierpniu, kiedy średnia wartość zasolenia wyniosła 7,60. Podobnie jak w wodach Basenu Bornholmskiego, w styczniu 2020 roku średnia wartość zasolenia była najbliższa średniej wartości obliczonej dla tego miesiąca w okresie 2010–2019.

Zasolenie warstwy powierzchniowej Basenu Gdańskiego w poszczególnych miesiącach roku 2020 pozostawało w zakresie od 7,26 w sierpniu do 7,47 w listopadzie (Rys. II.7), przy czym wszystkie średnie wartości zasolenia przewyższały odpowiadające im wartości obliczone dla dziesięciolecia 2010–2019. W styczniu (7,43) i marcu (7,38) 2020 roku średnie wartości zasolenia były najbardziej zbliżone do średnich wartości wyznaczonych dla tych miesięcy w dziesięcioleciu 2010–2019. Największy wzrost (0,45) względem okresu odniesienia odnotowano w czerwcu (7,42).

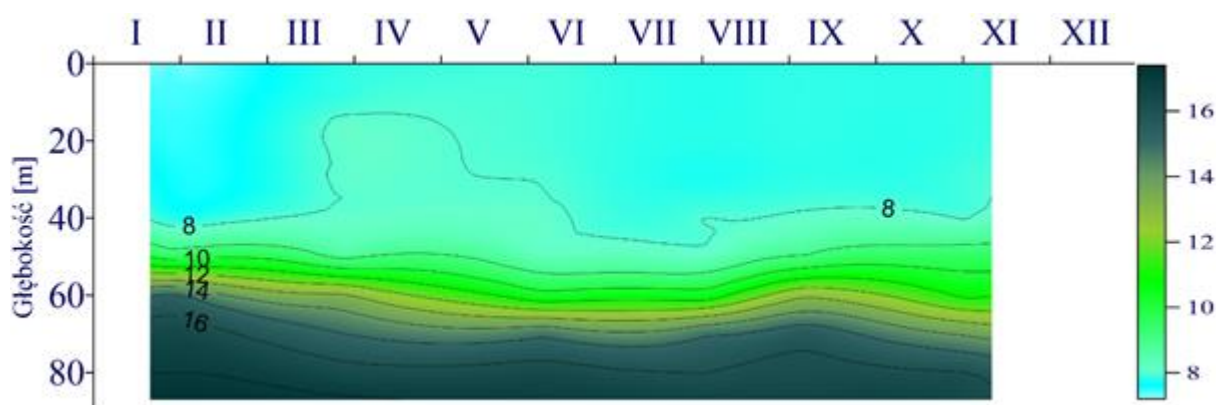
W 2020 r. zasolenie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego było najniższe spośród badanych akwenów oraz charakteryzowało się najszerszym zakresem przyjmując wartości w przedziale od 5,99 (lipiec) do 7,43 (styczeń) (Rys. II.7). W okresie od lutego do kwietnia oraz w lipcu i listopadzie 2020 roku średnie wartości zasolenia (odpowiednio: 7,41, 7,03, 6,54, 5,99, 6,75) były niższe od średnich wartości wyznaczonych dla tych miesięcy w dziesięcioleciu 2010–2019. W pozostałych miesiącach wartości charakteryzujące rok 2020 były od 0,03 (styczeń) do 0,69 (maj) wyższe w stosunku do poprzedzającego dziesięciolecia. Największą, wynoszącą 1,02, różnicę pomiędzy średnimi wartościami zasolenia wyznaczonymi dla okresu 2010–2019 i rokiem 2020, odnotowano w lipcu. Najbardziej zbliżone wartości w porównaniu

z latami 2010–2019 charakteryzowały miesiące zimowe – styczeń (7,43) i luty (7,41). W tych miesiącach różnice średnich wartości zasolenia pomiędzy analizowanymi okresami nie przekraczały 0,10.



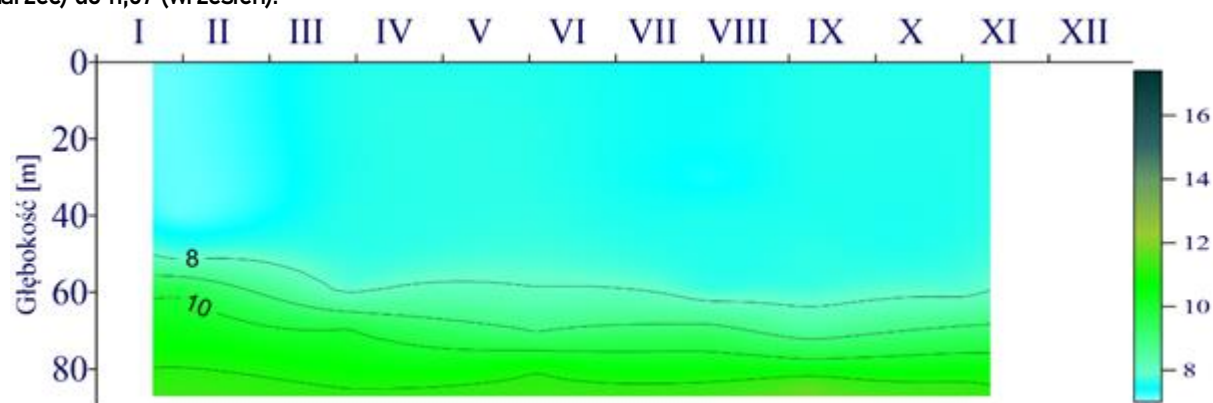
Rys. II.7. Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2020 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupek – średnia 2010–2019; wąs – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2010–2019; punkty – średnia 2020.

W 2020 roku, w rejonie Głębi Bornholmskiej (Rys. II.8) (P5C), w styczniu, marcu, wrześniu i listopadzie wyrównane wartości zasolenia odnotowano do głębokości 40 m, natomiast w miesiącach letnich (czerwiec, sierpień) do 50 m. W okresie od marca do listopada zmiany zasolenia w profilu pionowym miały zbliżony przebieg, a zasolenie warstwy wody dobrze wymieszanej mieściło się w wąskim zakresie od 7,75 do 8,23 (odpowiednio w sierpniu i w czerwcu) z generalną tendencją niewielkiego wzrostu w głąb kolumny wody. W styczniu wartości były nieco niższe. Minimalną wartość wynoszącą 6,79 zarejestrowano w wodzie podpowierzchniowej (1 m), natomiast na głębokości 40 zasolenie osiągnęło wartość maksymalną wynoszącą 7,68. Poniżej 40 m (w czerwcu i sierpniu 50 m) następował znacznie szybszy wzrost zasolenia wraz z głębokością. Najgwałtowniejsze zmiany (wzrost zasolenia o 9,30) zaobserwowano w styczniu, przy czym w warstwie 50–60 m wartość ta wzrosła o 6,03 (z 9,39 do 15,42). Woda o najwyższym zasoleniu zalegała w warstwie poniżej 80 m głębokości. W styczniu w warstwach przydennych zasolenie przekroczyło wartość 17, natomiast w pozostałych miesiącach badań pozostawało w wąskim zakresie od 16,29 do 16,93. Na stacji zlokalizowanej w rejonie Głębi Bornholmskiej wartości zasolenia były wyższe niż w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (P140) (Rys. II.9) i Głębi Gdańskiej (P1) (Rys. II.10).



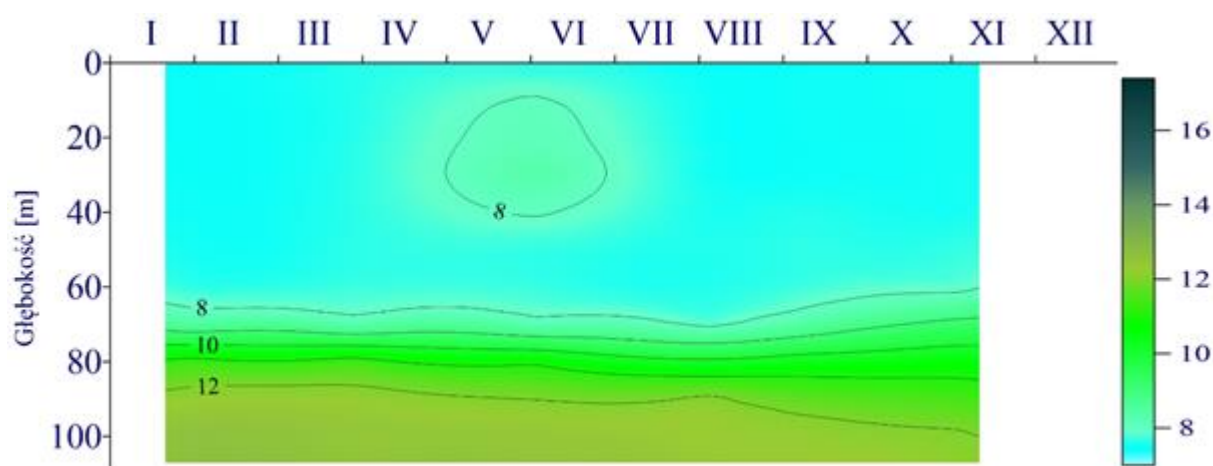
Rys. II.8. Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

W całym okresie badań, w południowo wschodnim Basenie Gotlandzkim (stacja P140), warstwa do głębokości 50 m charakteryzowała się niewielkimi zmianami zasolenia w głąb kolumny wody. Wartości zasolenia w tej warstwie mieściły się w zakresie od 7,14 do 7,73 (Rys. II.9). Od głębokości 50 m do 80 m zasolenie wody wzrastało. Największy wzrost odnotowano w styczniu (o 3,30), a najmniejszy w listopadzie (o 2,95) przy czym w marcu i sierpniu największe różnice obserwowano w warstwie 60-70 m, zaś w czerwcu, wrześniu i listopadzie na głębokości 70-80 m (o odpowiednio 2,20, 1,63, 2,00, 1,93, 1,40). Jedynie w styczniu warstwą, w której zachodziły najszybsze zmiany w wartości zasolenia (wzrost o 2,24) wraz z głębokością, była warstwa 50-60 m. Wartości zasolenia w warstwie naddennej zmieniały się od 10,99 (marzec) do 11,67 (wrzesień).



Rys. II.9. Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

Na Głębi Gdańskiej (stacja P1) głębokości, poniżej których obserwowano widoczny wzrost zasolenia wykazywały nieznaczne zróżnicowanie biorąc pod uwagę poszczególne miesiące. Wartości zasolenia warstwy dobrze wymieszanej mieściły się w wąskim zakresie od 7,44 do 7,82, przy czym granica tej warstwy w styczniu, marcu, wrześniu oraz listopadzie sięgała głębokości 60 m, natomiast w sierpniu przesunęła się na głębokość 70 m (Rys. II.10). Odminnym przebiegiem zmian zasolenia w profilu pionowym charakteryzował się czerwiec, w którym zasolenie w warstwie do 60 m najpierw wzrastało od wartości 7,61 na powierzchni osiągając wartość 8,39 na głębokości 30 m, a następnie spadało do wartości 7,69. We wszystkich miesiącach największe zmiany zasolenia zaobserwowano w warstwie 70-80 m. Największy wzrost wartości w tej warstwie (o 3,21) zarejestrowano w marcu, natomiast największa różnica wartości zasolenia (>5) pomiędzy jednorodną wodą do głębokości halokliny, oraz wodą bardziej zasoloną zalegającą poniżej warstwy skoku zasolenia wystąpiła w styczniu. Podobnie jak w przypadku południowo wschodniego Basenu Gotlandzkiego woda znajdująca się poniżej halokliny była mniej zasolona niż w przypadku Głębi Bornholmskiej. Zasolenie w warstwie naddennej w całym okresie badań mieściło się w zakresie od 12,11 do 12,66, przy czym najwyższą wartość zmierzono w styczniu. W kolejnych miesiącach zasolenie wody w warstwie przydennej nieznacznie spadało, osiągając w listopadzie najniższą wartość.



Rys. II.10. Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.

II.2.3. Odczyn wody morskiej

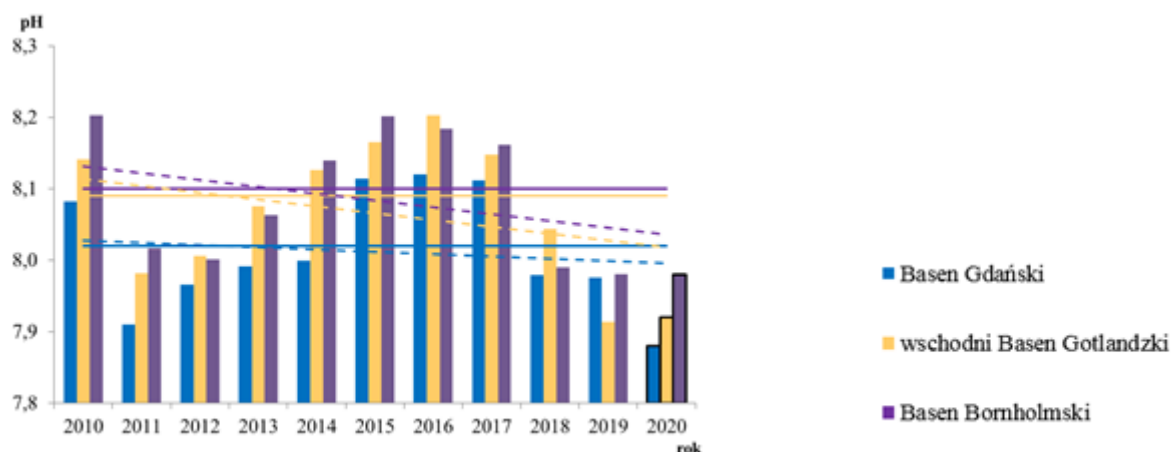
Wielkością opisującą odczyn wody morskiej jest pH. Pomiar odczynu są podstawą do śledzenia zmian potencjalnego zakwaszenia wód oceanu światowego spowodowanych m.in. zwiększonym dopływem dwutlenku węgla z atmosfery związanym z działalnością człowieka. Celem monitorowania odczynu wód morskich jest obserwowanie zmienności przestrzennej oraz wychwycenie trendów zmian czasowych, jako wyniku oddziaływania zarówno czynników naturalnych (np.: geologicznych, hydrodynamicznych, klimatycznych/meteorologicznych), jak i antropogenicznych.

Na podstawie pomiarów z okresu 2010–2020 została opracowana analiza zmian wartości pH. Badania były wykonywane podczas rejsów monitoringowych prowadzonych w polskiej wyłącznej strefie ekonomicznej (EEZ) z częstotliwością 6 razy w roku (Rys. II.2). Woda morska ma odczyn lekko alkaliczny. W roku 2020 w całym rejonie badań i w całym zakresie głębokości (od powierzchni do dna) wartości pH mieściły się w przedziale 6,58–8,77. Zakres tej zmienności był przesunięty w stronę niższych wartości w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (6,88–8,97) a także w roku 2018 (Zalewska 2019, 2020). W 2020 roku średnia wartość pH wód całego badanego obszaru wynosiła 7,93 i była niższa od średniej z ostatniego dziesięciolecia (8,07), była także niższa od średniej wyznaczonej dla poprzedniego roku (7,96). Również średnie wartości pH wody morskiej w 2020 r. poszczególnych akwenów były niższe od obserwowanych w roku ubiegłym, podobnie jak roczne wartości minimalne (Tabela II.2).

Tabela II.2. Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2020 r w porównaniu z 2019 r.

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Basen Gdański	6,88	6,62 ↓	8,97	8,71 ↓	7,91	7,88 ↓
wschodni Basen Gotlandzki	7,04	6,58 ↓	8,63	8,69 ↑	7,98	7,92 ↓
Basen Bornholmski	7,04	6,79 ↓	8,58	8,77 ↑	7,98	7,98

Analiza wartości pH, zmierzonych w 2020 roku w całej kolumnie wody na tle ostatnich dziesięciu lat wykazała utrzymanie się delikatnej tendencji spadkowej odczynu wody morskiej w omawianym roku badań. Również średnie wartości pH, opisujące rok 2020 w poszczególnych akwenach, były niższe od średniej dekadowej (Rys. II.11).



Rys. II.11. Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2010–2020 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2010–2019, linia przerywana – tendencja zmian..

Warstwa powierzchniowa morza stanowi bezpośredni receptor ewentualnych zmian zachodzących w atmosferze. W warstwie tej (0–10 m) zmienność czasowa pH wykazywała podobne prawidłowości jak obserwowane w ostatniej dekadzie: dla Basenu Gdańskiego nadal nie zarejestrowano żadnej tendencji mimo iż średnia wartość pH charakteryzująca rok 2020 była niższa od średniej dekadowej, w przypadku Basenu Bornholmskiego utrzymała się słaba tendencja malejąca. Natomiast we wschodnim Basenie Gotlandzkim zarysowała się bardzo słaba tendencja malejąca jako bezpośrednia konsekwencja niższej średniej wartości pH opisującej rok 2020 od średniej z ostatnich dziesięciu lat. (Rys. II.12.).

Basen Gdański



wschodni Basen Gotlandzki

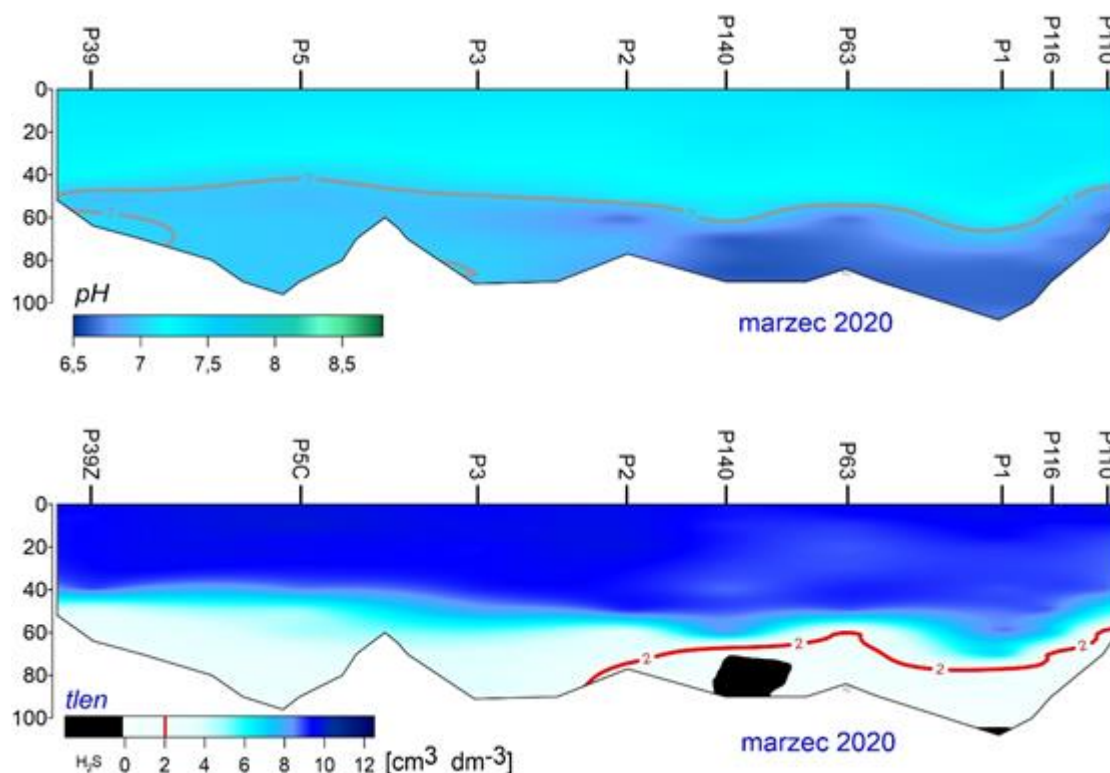


Basen Bornholmski



Rys. II.12. Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2010–2020 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2010–2019, linia przerywana – tendencja).

Typowy rozkład pionowy pH wód morskich wykazuje zależność od głębokości: wraz ze wzrostem głębokości odczyn wody maleje (Rys. II.13). W związku z tym można się spodziewać korelacji pomiędzy stężeniem tlenu a wartością pH i zmienności przestrzennej i czasowej tego parametru powiązanej z geograficzną i sezonową zmiennością intensywności fotosyntezy (Wesslander 2011).



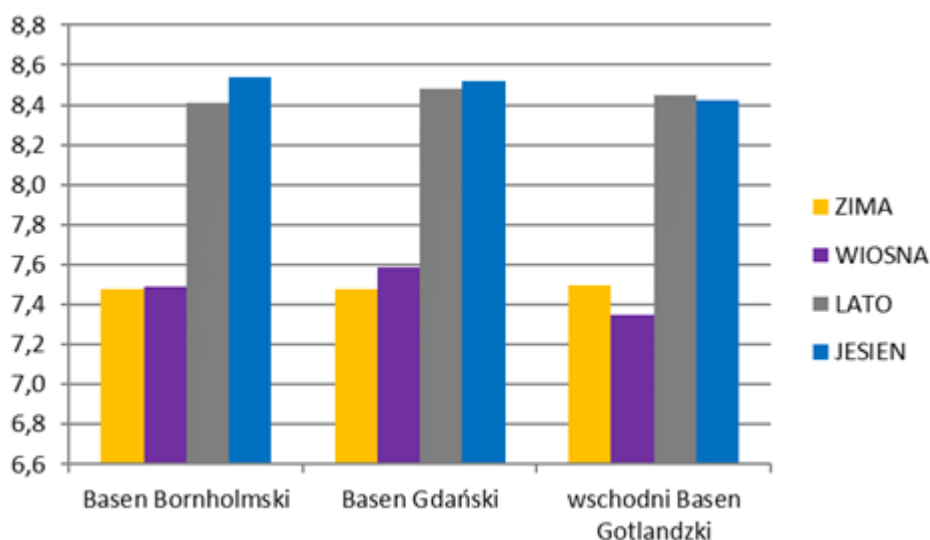
Rys. II.13. Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłącznej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z marca 2020r.).

Wyższe wartości pH obserwuje się w warstwie powierzchniowej morza, co związane jest z procesami fizycznymi oraz biologicznymi. Natomiast w głębszych warstwach, poniżej warstwy eufotycznej, notuje się zmniejszanie odczynu wody morskiej wynikające m.in. ze zużycia tlenu w procesach chemicznych (np.: rozkład obumarłej materii organicznej). Taki układ może zostać zakłócony przez naturalne zjawiska zachodzące w morzu np.: wlew z Morza Północnego, upwelling. Typowy spadek pH wraz ze wzrostem głębokości przedstawia Rys. II.14.



Rys. II.14. Izoplety wartości pH w 2020 w głębiach polskich obszarów morskich.

Wartości pH wykazują wyraźną zmienność sezonową będącą efektem zmian związanych z procesami fotosyntezy (Rys. II.15). Podczas tych reakcji, ze środowiska pochłaniany jest dwutlenek węgla a uwalniany tlen, prowadząc do przesylenia wody tlenem oraz podwyższenia odczynu wody morskiej. W 2020 r. najwyższe wartości pH zarejestrowano w Basenie Bornholmskim w jesieni.



Rys. II.15. Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2020 r.

II.2.4. Ciśnienie parcjale dwutlenku węgla – pCO_2

Zakwaszenie oceanów i globalne ocieplenie to różne problemy, które są ze sobą ściśle powiązane, ponieważ mają tę samą podstawową przyczynę – antropogeniczną emisję dwutlenku węgla. Stężenie dwutlenku węgla w atmosferze jest obecnie wyższe niż przez ostatnie 800 000 lat i prawdopodobnie wyższe niż kiedykolwiek w ciągu ostatnich 20 milionów lat (www.whoi.edu). W związku z intensywną działalnością człowieka wzrost CO_2 (pCO_2) w atmosferze w konsekwencji prowadzi również do wzrostu w wodzie morskiej. Rozpuszczony w wodzie morskiej CO_2 tworzy diprotyczny kwas węglowy który uwalnia jony wodoru (1) co powoduje spadek pH, definiowany jest jako skala kwasowości i zasadowości roztworów wodnych oparta na aktywności jonów hydroniowych $[H_3O^+]$ w roztworach wodnych.



Zakwaszanie oceanów jest uznane przez społeczność naukową za jedno z największych zagrożeń ekosystemów morskich (EEA 2020), co znajduje swoje odzwierciedlenie w aktach prawnych Unii Europejskiej (UE) nakazujących monitorowanie tego procesu i uwzględnianie go w ocenie stanu środowiska morskiego. W Ramowej Dyrektywie w sprawie Strategii Morskiej wskazuje się, że kraje członkowskie UE powinny przeciwdziałać zakwaszaniu oceanów i uwzględnić w opisie stanu obszarów morskich wyniki pomiarów pH i pCO_2 .

Od sierpnia 2018 roku, wprowadzony został regularny monitoring ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w polskich obszarach Morza Bałtyckiego. W roku 2020 próbki wody morskiej do pomiarów pCO_2 pobrano podczas sześciu rejsów badawczych na 21 stacjach pomiarowych zlokalizowanych w polskiej strefie południowego Bałtyku. Od marca 2020 roku włączono do pomiarów stację ZN2 zlokalizowaną na przedpolu Ujściu Wisły (Rys. II.2).

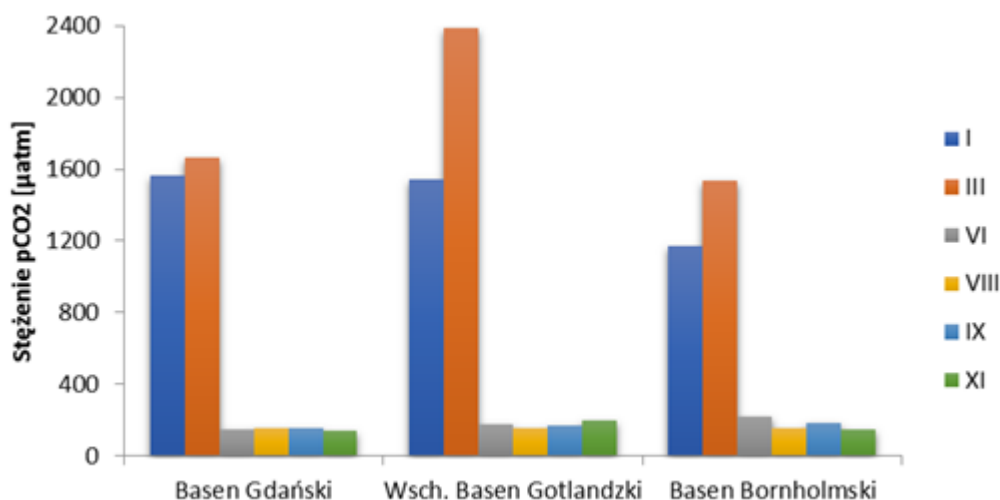
Wartości ciśnienia parcjalego dwutlenku węgla w wodzie morskiej w 2020 roku w całym rejonie badań w zakresie głębokości 0-10m (warstwa powierzchniowa) zmieniały się w granicach od 82 do 4402 μatm . Zakres tych wartości był wyższy do wartości w stosunku do obserwowanego w poprzednim roku (33 do 1048 μatm). W 2020 roku średnie wartości pCO_2 wody morskiej poszczególnych akwenów były wyższe od obserwowanych w roku ubiegłym (Tabela II.3).

Tabela II.3. Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 (μatm) w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2020r w porównaniu z 2019 r.

Akwen	Minimum		Maksimum		Średnia	
	2019	2020	2019	2020	2019	2020
Basen Gdański	33	82 ↑	1048	2550 ↑	393	639 ↑
Wschodni Basen Gotlandzki	138	87 ↓	917	4402 ↑	375	771 ↑
Basen Bornholmski	152	78 ↓	1028	3710 ↑	370	569 ↑

Wartości średnie stężenia pCO_2 zmierzone w warstwie powierzchniowej (0-10 m) w Basenie Bornholmskim w 2020 r., obliczone na podstawie wyników ze stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku były w zakresie od 148 do 1538 μatm , przy czym najmniejsza średnia wartość charakteryzowała listopad, a największa marzec. W wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiła od 156 μatm do 2385 μatm . W Basenie Gdańskim średnie wartości ciśnienia parcjalego w poszczególnych miesiącach odnotowano w zakresie od 140 μatm w listopadzie do 1666 μatm w marcu (Rys. II.16.).

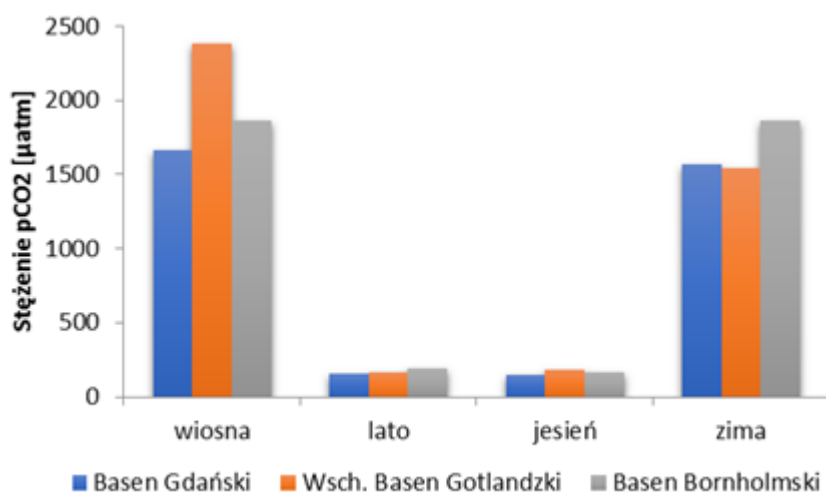
Najwyższą średnią wartość dwutlenku węgla odnotowano w marcu w rejonie wschodniego Basenu Gotlandzkiego, która wynosiła 2385 μatm , w pozostałych obszarach prowadzenia pomiarów wartości pCO_2 pozostawały w zakresie od 1538 μatm do 1666 μatm . Odnotowano również trzykrotny wzrost stężenia ciśnienia parcjalego w porównaniu do roku ubiegłego (w styczniu) w Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim a także we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Zalewska 2020). Jedynie w listopadzie (jesienią) w Basenie Gdańskim oznaczono sześciokrotny spadek wartości pCO_2 913 μatm w 2019 roku do 140 μatm w 2020. W miesiącach od czerwca do września wartości były najniższe i zbliżone do tych odnotowanych w roku ubiegłym (Zalewska 2020). Dzieje się tak gdyż w miesiącach ciepłych nadmiar CO_2 zużywany jest przez fitoplankton do procesów życiowych, wtedy też Bałtyk pochłania dwutlenek węgla z atmosfery.



Rys. II.16. Wartości średnie pCO_2 (μatm) w 2020 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

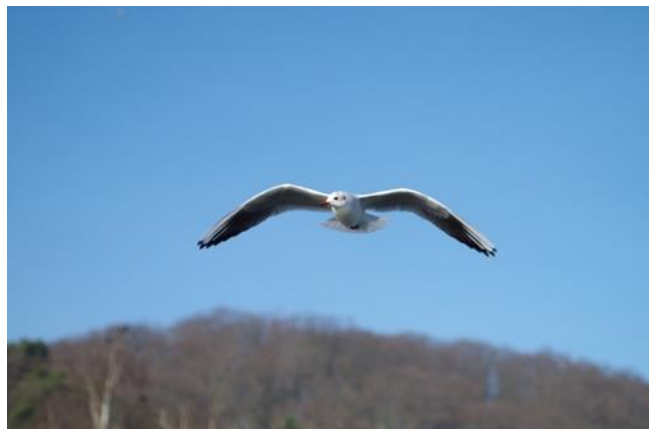
Morza i Oceany oddziałują w wymianie z atmosferą dwójako, czyli są naprzemiennie źródłem oraz pochłaniaczem CO_2 . Ma to związek z dużym dopływem związków organicznych np. z rzek, które ulegają w morzu mineralizacji, podczas której powstaje CO_2 . Powstały podczas tej reakcji nadmiar CO_2 , emitowany jest do atmosfery. Według doniesień literaturowych największą zawartość CO_2 w wodach morskich obserwuje się jesienią i zimą, natomiast w okresie letnim jego ciśnienie

parcjale pozostaje na niższym poziomie (Kuliński i Pempkowiak 2011). Taka zależność została potwierdzona uzyskanymi wynikami w roku 2019 (Zalewska 2020). Duża zmienność sezonowa wynikała między innymi z tego, że zimą, woda z głębszych warstw jest wynoszona do powierzchni przez intensywne mieszanie. Jest ona wzbogacona w CO₂ na skutek mineralizacji materii organicznej. Wiosną, kiedy zaczyna się kształtować stratyfikacja termalna i rozpoczyna się okres wzmożonej produkcji pierwotnej, CO₂ jest zużywane w trakcie procesu fotosyntezy. Przyczynia się to do spadku pCO₂ i wzrostu pH do nawet ok. 8,5 co zostało potwierdzone niższymi stężeniami pCO₂ w sezonie letnim roku 2020. W okresie wiosennym odnotowano najwyższe średnie wartości pCO₂ w poszczególnych akwenach, które wynosiły od 1666 do 2385 µatm (Rys. II.17.). Bardzo duży wzrost ciśnienia parcjalego jest spowodowany tendencją spadkową wartości pH, które zmieniały się w granicach od 7,069 do 7,836 dla warstwy powierzchniowej (0-10m). Wysokie wartości pCO₂ w tym okresie mogą być spowodowane dekompozycją materii organicznej przy ograniczonej dostępności tlenu w wodach głębinowych. Część materii organicznej wyprodukowanej w warstwie eufotycznej opada do dna, gdzie ulegając częściowej mineralizacji prowadzi do uwalniania CO₂ i obniżenia pH. W niektórych głębokowodnych obszarach Bałtyku Właściwego występują dłuższe okresy stagnacji, kiedy, z powodu braku tlenu materia organiczna jest utleniana w wyniku redukcji siarczanów. (Müller i in., 2016; Kuliński i in., 2014). Najniższe wartości pCO₂ zaobserwowano jesienią w Basenie Gdańskim, które nie przekraczały 150 µatm, stężenie to było czterokrotnie niższe niż w roku 2019 (573 µatm).



Rys. II.17. Sezonowe zmiany średnich wartości pCO₂ (µatm) w 2020 r. w powierzchniowej warstwie (0-10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.

II.3. Cechy stanu



II.3.1. Grupy gatunków

II.3.1.1. Ptaki

Monitoring Produktyności Bielika (MPB)

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

Zasadniczym celem programu jest określenie parametrów rozrodczych populacji nadmorskiej oraz ich związku ze stanem czystości wód Bałtyku. Kumulowanie się w organizmach ptaków drapieżnych toksycznych substancji powoduje obniżenie poziomu reprodukcji, dlatego uznawane są one za dobre bioindykatory. Monitoring produktywności bielika prowadzony jest w pasie nadmorskim o szerokości 10 km, mierzonym od linii brzegowej Bałtyku i zalewów: Szczecińskiego i Wiślanego. Ocenia się, że w programie corocznie gromadzone są informacje o 70-80 lęgach bielika w próbie ok. 100 kontrolowanych stanowisk. Zazwyczaj w ok. 20% badanych rewirów efekt lęgu nie jest ustalony ze względu na niewykrycie części gniazd w znanych rewirach oraz niejasne sytuacje interpretacyjne, spowodowane niewielką liczbą kontroli. Część gniazd jest dodatkowo kontrolowana poprzez wspinanie się na drzewo.

Metody prac terenowych

Podstawowe założenia metodyczne programu MPB opierają się na standardach stosowanych w innych krajach nadbałtyckich. Niezbędne informacje do wyliczenia parametrów rozrodczych gromadzone są poprzez wyszukiwanie i kilkukrotne kontrole gniazd bielika. W tym celu każde stanowisko lęgowe kontrolowane jest co najmniej 2 razy, w początkowej i końcowej fazie lęgu. Jeśli kontrola wnętrza gniazda odbyła się w okresie, gdy pisklęta dopiero zaczynają się pierzyć (młode wyraźnie mniejsze od dorosłych ptaków z głową okrytą puchem) zaleca się wykonanie dodatkowej (trzeciej) kontroli. Jeśli jednak podczas obrączkowania młode były już całkowicie opierzone (młode wielkością zbliżone do dorosłych ptaków), dodatkowa wizyta jest zbędna.

Terminy kontroli:

1. 1 do 20 marca – kontrola wszystkich rewirów. Celem kontroli jest określenie, czy gniazda zostały zajęte. Obserwacje prowadzone są z ziemi, najlepiej w okresie, gdy bieliki rozpoczynają wysiadywanie jaj.
2. 15 maja do 10 czerwca – podczas kontroli oceniana jest liczba młodych poprzez wspinanie się do gniazd. Termin kontroli dostosowywany jest do fenologii lęgu w danym sezonie i na konkretnym stanowisku.
3. 1 do 30 czerwca – kontrola stanowisk, w których nie zaplanowano wspinania się do gniazda lub podczas obrączkowania stwierdzono małe pisklęta. Kontrola ma na celu ustalenie ostatecznego wyniku lęgu. Najlepiej przeprowadzić ją w okresie, kiedy w pełni wypierzone młode już ćwiczą skrzydła, a nawet przesiadują na konarach w pobliżu gniazda. W przypadku strat w lęgach szczegółowe oględziny okolic gniazda pozwalały w niektórych przypadkach ustalić przyczyny strat.

W rewirach, w których nie jest znane położenie gniazda prowadzi się obserwacje z punktów obserwacyjnych oraz przeszukuje preferowane siedliska gniazdowe w lasach i zadrzewieniach.

Produktywność 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 wykorzystywane są 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). W ramach programu z ziemi kontrolowane są wszystkie gniazda, a kilkadziesiąt z nich dodatkowo poprzez wspinanie się na drzewo. Dzięki temu możliwa jest ocena błędu popełnianego podczas tradycyjnych kontroli z ziemi. Podczas kontroli bezpośredniej gniazda obrączkuje się młode. Wieloletnie dane z obrączkowania umożliwiają m.in. poznanie dyspersji ptaków młodych, ich przeżywalności oraz przyczyn śmiertelności.

Wykonawców prac terenowych wytypowano spośród współpracowników KOO. W grupie tej znalazło się 8 doświadczonych ornitologów, znających dobrze teren przewidziany do kontroli oraz metodykę prowadzenia badań. Dodatkowo do kontroli wnętrza gniazda i obrączkowania piskląt zaangażowano 2 ornitologów posiadających odpowiednie doświadczenie w zakresie wspinania się na drzewa oraz aktualną licencję uprawniającą do obrączkowania.

Wszystkie osoby uczestniczące w kontrolach gniazd bielika posiadały zezwolenie właściwych terytorialnie Regionalnych Dyrekcji Ochrony Środowiska na przebywanie w strefach ochrony wyznaczonych dla tego gatunku.

Badana powierzchnia obejmuje ok. 5600 km² wybrzeża, w województwach zachodniopomorskim, pomorskim i warmińsko-mazurskim. W 2020 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 – pobrażę Zalewu Szczecińskiego. Wykorzystując archiwalne informacje zgromadzone w bazie danych KOO ustalono, że w strefie 10 km od brzegu Bałtyku od początku lat 90. do 2015 roku gniazdowanie bielika stwierdzono na 97 stanowiskach lęgowych. W latach 2015 – 2020 wykryto nowe stanowiska lęgowe, ale jednocześnie stwierdzono porzucenie niektórych rewirów dawniej zasiedlanych. Aktualnie w bazie danych zarejestrowanych jest 115 stanowisk lęgowych bielika. Spośród nich 109 skontrolowano w 2020 roku.



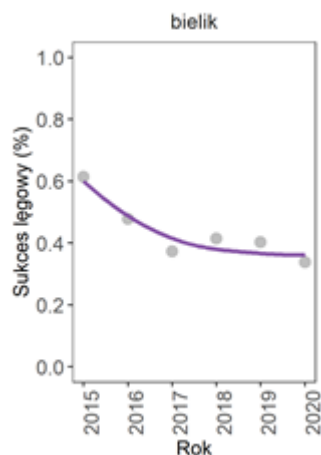
Rys. II.18. Mapa obszaru badań objętego w 2020 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01-H04).

Wskaźniki i trendy produktywności

W 2020 roku skontrolowano 109 rewirów lęgowych bielika, spośród których 93 zasiedlonych było przez ptaki (Rys. II.18). W 71 rewirach ustalono końcowy wynik lęgu. Do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu. 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 24 przypadkach lęgi zakończyły się sukcesem, a sukces lęgowy wyniósł w 2020 roku 33,8% i był to najniższy poziom parametru w całym sześcioletnim okresie badań. W świetle dostępnych danych na temat przeciętnego sukcesu lęgowego bielika w Polsce jedynie rok 2015 lokuje się na poziomie średniej krajowej, wynoszącej 68% (Zawadzka i in. 2009). W pozostałych latach parametr ten jest w pasie nadmorskim wyraźnie niższy (Rys. II.19). Spośród 47 gniazd, w których stwierdzono stratę lęgu, 7 skontrolowano poprzez wspinanie się na drzewa. W 2 gniazdach stwierdzono niezależone jaja lub skorupki jaj, w 5 przypadkach gniazda były odnowione, ale nie nosiły śladów wysiadywania. Niski sukces lęgowy w 2020 roku mógł być spowodowany faktem, że ptaki nie przystąpiły do lęgów.



Rys. II.19. Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2020.

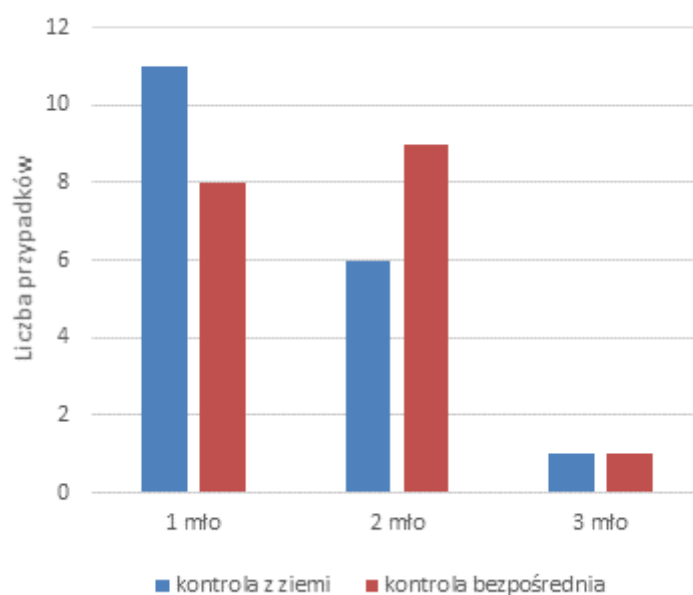
Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem lęgowym

Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM produkcję młodych przeliczono metodą z wykorzystaniem informacji wyłącznie z gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Skontrolowano w ten sposób 25 gniazd, przy czym w 18 znajdowały się pisklęta (Tabela II.4). Wcześniej dokonano oceny liczby piskląt z ziemi w celu określenia rozmiaru błędu popełnianego przy zastosowaniu wyłącznie tej metody.

W przypadku kontroli wykonywanych z ziemi dominowały lęgi z 1 pisklęciem. Kontrola wnętrza gniazda wskazywała jednak, że najbardziej rozpowszechnione były lęgi dwupiskłące (Rys. II.20). Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywany wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wynosił około 10% (na 29 piskląt przebywające w gniazdach, z ziemi nie wykryto 3). Liczba młodych przeliczona na parę z sukcesem wynosi 1,61 w przypadku kontroli wnętrza gniazda i 1,44 dla kontroli dokonanych z ziemi (Tabela II.4).

Tabela II.4. Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2020 roku w 18 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.

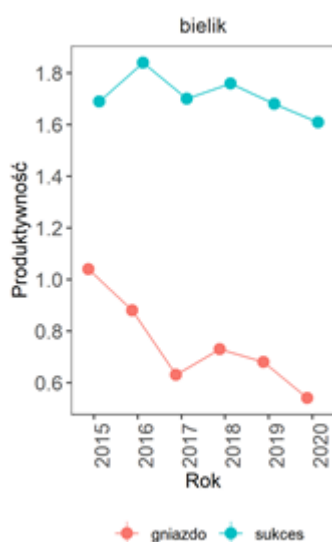
	Kontrola z ziemi	Kontrola wnętrza gniazda
Liczba kontrolowanych rewirów z sukcesem	18	18
Liczba piskląt	26	29
Liczba lęgów z 1 pis.	11	8
Liczba lęgów z 2 pis.	6	9
Liczba lęgów z 3 pis.	1	1
Liczba młodych na gniazdo z sukcesem	1,44	1,61



Rys. II.20. Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.

Liczba młodych przeliczona na parę lęgową

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 ($1,61 \times 33,8\%$). Produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w 2020 roku wynosi zatem 0,54 (Rys. II.21).



Rys. II.21. Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w roku 2020 („gniazdo”).

Podsumowanie

1. W 2020 roku skontrolowano 109 stanowisk lęgowych bielika. W 93 rewirach stwierdzono obecność terytorialnych ptaków.
2. Spośród 71 rewirów ze znanym wynikiem lęgów w 24 przypadkach zakończyły się one sukcesem. Sukces lęgowy wyniósł w 2020 roku 33,8%.
3. Zgodnie ze standardami stosowanymi przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 18 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,61 młodego na gniazdo z sukcesem. Wyliczony błąd w ocenie liczby młodych w lęgu dokonywanej wyłącznie poprzez obserwacje z ziemi wyniósł około 10% (zaniżenie).
4. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2020 roku wyniosła 0,54.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich (MZPM)

Rozpoczęty w 2011 roku Monitoring Zimujących Ptaków Morskich ma być przede wszystkim źródłem danych o zmianach liczebności ptaków morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku.

Na jego podstawie możliwe stało się oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków oraz waloryzacja ornitologiczna różnych akwenów, w tym obszarów sieci Natura 2000, a po uzupełnieniu o wyniki badań prowadzonych na akwenach przeznaczonych pod morskie farmy wiatrowe oszacowanie całkowitej liczebności poszczególnych gatunków przebywających w różnych częściach polskiej strefy Bałtyku. Monitoring obejmuje swym zasięgiem trzy obszary specjalnej ochrony ptaków (OSOP) Natura 2000 w granicach polskiej strefy ekonomicznej Bałtyku, utworzone dla ochrony zimujących tam ptaków, głównie lodówki, uhli, markaczki, nurnika, alki i nurów (Meissner 2010a, 2010b, 2010c). Są to OSOP Przybrzeżne Wody Bałtyku, OSOP Zatoka Pomorska i OSOP Ławica Słupska.

Metody prowadzenia badań

Badania nad liczebnością i rozmieszczeniem ptaków na akwenach morskich na całym świecie prowadzone są w oparciu o uznane i uzgodnione standardy (Komdeuri in. 1992), co zapewnia porównywalność uzyskiwanych wyników. Stały się one także standardem w Polsce (Meissner 2011), gdzie liczenia ptaków przeprowadza się z pokładów statków. Liczenia lotnicze są w prawdzie tańsze, ponieważ samolot jest w stanie przelecieć znacznie większy dystans w jednostce czasu niż statek. Jednak podczas kontroli prowadzonych z samolotu wykrycie części gatunków (alki, nury, perkozy) jest bardzo trudne, a liczebność pozostałych jest zawsze poważnie zaniżana. Wynika to z faktu, że na odgłos nadlatującego samolotu ptaki morskie nurkują i tylko część stada pozostaje na powierzchni. Zgodnie ze standardową metodyką (Komdeuri in. 1992) na akwenach morskich ptaki liczy się ze statku wzdłuż transektów w pasie o stałej szerokości 600 m (po 300 m z obu stron jednostki). Dodatkowo w stałych odstępach czasu wykonuje się liczenie ptaków przelatujących (technika „snap-shot”). Dzięki temu w opracowaniu uwzględnione są mewy, których liczebność szacowana wyłącznie na podstawie liczeń transektowych jest poważnie zaniżana ze względu na ich dużą ruchliwość. Zastosowana metoda pozwala na późniejsze przeliczanie liczebności ptaków stwierdzonych w obrębie transektów na zagęszczenia wyrażone w liczbie osobników na 1 km². Praktyczna ocena szerokości pasa obserwacji opiera się na wykorzystaniu zależności opisującej odległość od horyzontu w stosunku do wysokości na jakiej znajduje się oko obserwatora (Heinemann 1981). Każdy transekt dzielony jest na kilka lub kilkanaście mniejszych odcinków, a ptaki na każdym z tych odcinków są liczone oddzielnie. Pozycję statku kontroluje się w sposób ciągły za pomocą urządzenia GPS.

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich skierowany jest przede wszystkim na ocenę liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim (Tabela II.5). W tej grupie, nazywanej grupą gatunków podstawowych, znalazły się ptaki występujące licznie wzdłuż polskich wybrzeży (lodówka, markaczka, uhla), jak i te rzadsze, dla których Bałtyk jest jednym z ważniejszych zimowisk w Europie (po dwa gatunki nurów i perkozów, trzy gatunki alk). W grupie gatunków dodatkowych znalazły się mewy, których obecność na akwenach morskich związana jest przede wszystkim z połowami ryb oraz perkoz dwuczuby, który rzadko pojawia się na otwartym morzu z dala od wybrzeży, jednak jego

największe koncentracje spotykane są na zatokach przymorskich i na dużych jeziorach. Podczas liczenia notuje się także pozostałe gatunki ptaków wodnych.

Tabela II.5. Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.

Gatunki podstawowe	
1	Nur rdzawoszyi <i>Gavia stellata</i>
2	Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>
3	Perkoz rogaty <i>Podiceps auritus</i>
4	Perkoz rdzawoszyi <i>Podiceps grisegena</i>
5	Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>
6	Uhla <i>Melanitta fusca</i>
7	Markaczka <i>Melanitta nigra</i>
8	Nurnik <i>Cephus grylle</i>
9	Alka <i>Alca torda</i>
10	Nurzyk <i>Uria alpe</i>
Gatunki dodatkowe	
11	Perkoz dwuczuby <i>Podiceps cristatus</i>
12	Mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>
13	Mewa siodłata <i>Larus marinus</i>
14	Mewa siwa <i>Larus canus</i>
15	Śmieszka <i>Chroicocephalus ridibundus</i>

Monitoring zaplanowano tak, by objąć nim wszystkie akweny płytkowodne o głębokościach poniżej 30 m, gdzie na Bałtyku gromadzi się najwięcej ptaków morskich. W strefach o większej głębokości spotyka się głównie gatunki rybożerne, które występują tam jednak w bardzo niskich zagęszczeniach oraz towarzyszące kutrom rybackim mewy (Durincki in. 1994). Dziewiętnaście transektów znajdujących się w 12 milowym pasie wód terytorialnych w strefie najbardziej oddalonej od brzegu (BA13-17, BA27-33, BA35, BA37-42), przebiega przez obszary o większych głębokościach, tak by uzyskać dane o występującym na takich obszarach zgrupowaniu ptaków. Badaniami objęto 12-milowy pas wód terytorialnych oraz dwa płytsze rejony położone w wyłączonej strefie ekonomicznej: Ławicę Słupską i Zatokę Pomorską (Rys. II.22)



Rys. II.22. Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.

Metody analizy danych

Dla każdego gatunku przedstawiono dwa, standardowo uzyskiwane w Monitoringu Ptaków Polski, wskaźniki: rozpowszechnienia oraz liczebności. Oba wskaźniki zostały obliczone w oparciu o sumaryczną liczbę osobników danego gatunku stwierdzoną na jednym transekcie, tj. w pasie do 600 metrów od statku oraz w locie w trakcie liczeń techniką „snap-shot”. Oba parametry obliczono dla danych z wielu sezonów uzyskując roczne wartości wskaźników oraz trend obu powyższych parametrów.

Dodatkowo przedstawiono dwa dodatkowe wskaźniki charakteryzujące zgrupowanie ptaków zimujących na morzu:

- 1) wskaźnik zagęszczenia określający liczbę ptaków w przeliczeniu na 1 km². Brane pod uwagę tu były osobniki przebywające w obrębie 600 m pasa transektu i przelatujące, zarejestrowane w momencie liczenia techniką „snap-shot”,
- 2) wskaźnik częstości określający całkowitą liczebność osobników danego gatunku w przeliczeniu na 1 godzinę rejsu. Przy jego obliczaniu brano pod uwagę wszystkie obserwacje, zarówno ptaki siedzące i przelatujące w obrębie transektu, jak i poza nim.

Przeprowadzono również szczegółową analizę występowania gatunków na transektach, którą ograniczono do najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych, dla których dane zebrane w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich dają wiarygodne wyniki.

Wskaźnik liczebności i rozpowszechnienia

Metodyka badań terenowych wykorzystywana w programie MZPM nie zakłada wykrywania wszystkich osobników danego gatunku na badanym obszarze – podczas kontroli wykrywana jest tylko pewna część osobników obecnych na kontrolowanej powierzchni, choć oczywiście podczas pojedynczej kontroli może się zdarzyć, że wykryte zostaną wszystkie osobniki. Wynikiem jest więc wskaźnik (indeks), mówiący o względnej liczebności populacji, skorelowanej z całkowitą liczebnością. Dzięki maksymalnej standaryzacji wszelkich możliwych warunków wykonywania liczeń (stały układ transektów, podobna prędkość przemieszczania się statku, corocznie zbliżone daty kontroli), w stosowanej tutaj metodyce sondażowej (reprezentacyjnej) przyjmowane jest założenie, że w kolejnych latach wykrywana jest podobna proporcja populacji i jeżeli liczebność danego gatunku na danej powierzchni spada, stan ten znajduje odzwierciedlenie w odpowiednio mniejszej liczbie osobników rejestrowanych w trakcie kontroli terenowych, mimo iż wciąż nie są to wszystkie obecne osobniki. W tego typu podejściu, dany wskaźnik w pierwszym roku badań definiuje się jako 1,00 (lub 100%), a wskaźniki uzyskiwane w kolejnych latach pokazują stosunek wartości wskaźnika w danym roku do wartości w roku bazowym (pierwszym roku badań). Przykładowo, wartość wskaźnika 1,30 (lub 130%) oznacza, że w danym roku wskaźnik ten było o 30% wyższy niż w roku bazowym.

Parametrem ilościowym, który charakteryzuje zajęcie określonej przestrzeni przez gatunek, jest rozpowszechnienie, czyli procentowo wyrażona częstość występowania. Śledzenie zmian rozpowszechnienia w czasie jest przydatne do rejestrowania dynamiki zmian zajmowania obszaru. Parametr ten można stosować do wskazania stopnia zasiedlenia badanego obszaru w różnej skali przestrzennej.

Wskaźnikiem rozpowszechnienia jest liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek, odniesiona do liczby wszystkich transektów wzdłuż których przeprowadzono liczenie.

Wartość wskaźnika rozpowszechnienia wyrażana jest w skali procentowej i obliczana ze wzoru:

$$R = x/N \times 100\%,$$

gdzie: x – liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek, N – liczba wszystkich skontrolowanych transektów.

Trendy zmian wskaźników

Dane, zebrane wzdłuż tych samych transektów w kolejnych latach, umożliwiają śledzenie zmian liczebności i rozpowszechnienia populacji ptaków. Stwierdzenie czy liczebność danej populacji maleje czy rośnie (lub czy zmniejsza się czy rośnie jej rozpowszechnienie) odbywa się poprzez dopasowanie danych odnoszących się do konkretnego gatunku do modelu wykładniczego i oszacowanie wartości lambda (λ) opisującej tempo zmian. Lambda określa stosunek liczebności gatunku uzyskany w roku bieżącym do liczebności w roku ubiegłym, będącej podstawowym i jedynym parametrem tego modelu. Oszacowania trendów w omawianym przypadku to średnie roczne tempo zmian liczebności populacji (λ) w modelu wykładniczym:

$$N_t = \lambda \times N_{t-1}$$

gdzie: N_t – wartość parametru (tu: liczebności populacji) w roku t, N_{t-1} – wartość parametru w roku poprzedzającym rok t, λ – współczynnik modelu.

Ze wzoru wynika, że jeśli $\lambda=1,00$, to liczebność populacji w roku t nie zmienia się w stosunku do roku t-1 czyli populacja jest stabilna liczebnie. Analogicznie, jeśli $\lambda=1,05$, to liczebność populacji w danym roku wzrosła o 5% w stosunku do roku

poprzedzającego. Dla wartości λ mniejszych od 1,00, odpowiednie wartości N_t będą maleć (populacja będzie zmniejszać liczebność lub rozpowszechnienie).

Obliczenia polegające na oszacowaniu wskaźników liczebności oraz λ , wykonywane są w programie TRIM 3.54, opracowanym przez Statistics Netherlands, a ich analiza opiera się na modelach log-liniowych, szacujących efekt roku i powierzchni próbnej, które uwzględniają trwałe zróżnicowanie liczebności na różnych powierzchniach kontrolowanych w kolejnych latach (Pannekoek i van Strien 2005). Wskaźniki liczebności są estymatorami punktowymi i pokazują stosunek liczebności określonego gatunku w danym roku do liczebności, jaką osiągał w pierwszym roku prowadzenia monitoringu. Miara niepewności oszacowania wskaźnika dla każdego roku charakteryzowana jest przez błąd standardowy (przekładający się na przedziały ufności: przedział ufności $\approx 1,96 \times$ błąd standardowy) i zależy od „naturalnej” zmienności wyników oraz ilości danych. Dla słabo rozpowszechnionych lub/i mało licznych gatunków, ocena zmian liczebności obciążona będzie dużym błędem, co praktycznie uniemożliwi wykrycie (niewielkich) zmian liczebności. Ponieważ kryteria klasyfikacji trendów używane w programie TRIM (Tabela II.6) są bezpośrednio związane z szerokością przedziału ufności, im większy błąd oszacowania, tym mniejsza szansa, że trend zostanie zaklasyfikowany jako istotny, mimo że w rzeczywistości zmiany liczebności mają miejsce (kierunkowe zmiany liczebności populacji mogą pozostać niewykryte, gdy precyzja oceny jest niska).

Tabela II.6. Klasyfikacja trendów zmian liczebności.

Kategoria trendu	Opis	Symbol
silny wzrost	istotny wzrost, większy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $>1,05$	$\uparrow\uparrow$
umiarkowany wzrost	istotny wzrost, ale nie większy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności między 1,00 a 1,05	$\uparrow$
stabilny	brak istotnego wzrostu czy spadku i na pewno trend jest mniejszy niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $>0,95$ a górna granica przedziału ufności $<1,05$	$\square$
nieokreślony	brak istotnego wzrostu lub spadku, ale nie ma pewności, że trendy są mniejsze niż 5% na rok; dolna granica przedziału ufności $<0,95$ lub górna granica $>1,05$	?
umiarkowany spadek	istotny spadek, ale nie większy niż 5% na rok; górna granica przedziału ufności między 0,95 a 1,00	$\downarrow$
silny spadek	istotny spadek większy niż 5% na rok; górna granica przedziału ufności $>0,95$	$\downarrow\downarrow$

Organizacja i metodyka prac terenowych

Liczenia wykonano na wszystkich 56 transektach. Optymalnym terminem liczenia był okres od 5 do 25 stycznia obejmujący połowę tego miesiąca. Pierwszy rejs udało się wykonać 7 stycznia. Kilukrotnie liczenia były przerywane na wiele dni z powodu niesprzyjającej pogody. Ostatni rejs wykonano dopiero 20 lutego (Tabela II.7). To opóźnienie nie powinno jednak w zasadniczy sposób wpłynąć na uzyskane wyniki, ponieważ w tym czasie wędrówka powrotna ptaków morskich na lęgowiska zazwyczaj jeszcze się nie rozpoczyna (Meissner 2011).

Tabela II.7. Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.

Akwen	Terminy rejsów
Ławica Słupska	8.02.2020
Wody terytorialne	7.01.2020, 9.01.2020, 17.01.2020, 23-24.01.2019, 26.01.2019, 27.01.2020, 30.01.2019, 8.02.2020, 14.02.2020, 20.02.2020,
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	7.02.2020

Całkowita długość transektów w roku 2020 osiągnęła 882,8 km, z czego 83,4 km przypadło na Ławicę Słupską, a 115,0 na Zatokę Pomorską poza 12-milową strefą wód terytorialnych (Tabela II.8). Powierzchnia objęta obserwacjami w obrębie

transektów wyniosła w sumie 528,9 km² (Tabela II.8), co stanowi około 1,6% powierzchni polskiego sektora Bałtyku składającego się z Wyłącznej Strefy Ekonomicznej, wód terytorialnych oraz części Zatoki Puckiej wchodzącej w skład Morskich Wód Wewnętrznych. W roku 2020 całkowity czas, podczas którego liczono ptaki wyniósł 57 godzin i 54 minuty, z czego na Ławicę Słupską przypadło 7 godzin i 29 minut, na Zatokę Pomorską poza pasem wód terytorialnych 5 godzin i 27 minut, a na pas wód terytorialnych 44 godziny i 58 minut.

Tabela II.8. Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.

Akwen	Liczba transektów	Liczba odcinków w obrębie transektów	Całkowita długość transektów [km]	Całkowita powierzchnia w obrębie transektów [km ²]
Wody terytorialne	42	570	684,4	410,6
Ławica Słupska	8	69	83,4	50,0
Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych	6	96	115,0	69,0
RAZEM	56	735	882,8	529,6

W badaniach pominięto Zatokę Pucką Wewnętrzną z powodu małych głębokości uniemożliwiających swobodnie pływanie średniej wielkości statkiem oraz częstego zamarzania nawet podczas umiarkowanego mroźnych zim. Ten płytki akwen położony na zachód od linii Rewa-Kuźnica, wliczany jest do wód wewnętrznych Polski, a ptaki zimujące na nim są liczone w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Wód Przejściowych (MZPWP).

Wody terytorialne Polski w większości znajdują się w strefie płytkowodnej o głębokościach poniżej 30 m. Jednak na niektórych odcinkach we wschodniej części ich granica przebiega w strefie większych głębokości dochodzących nawet do 90 m. Transekty w obrębie Ławicy Słupskiej poprowadzono wewnątrz obszaru ograniczonego izobatą 20 m i tylko w kilku miejscach odnotowano głębokości nieznacznie większe. Do obszaru objętego badaniami w obrębie Zatoki Pomorskiej włączono też jej najpłytszą część - Ławicę Odrzańską, leżącą na granicy wód Polski i Niemiec. Akwen ten charakteryzuje się głębokościami poniżej 10 m, co szczególnie sprzyja występowaniu tam kaczek morskich.

Liczebność i struktura gatunkowa

Podczas liczeń w 2020 roku ogółem stwierdzono 72354 osobników ptaków wodnych z 27 gatunków oraz 491 osobników, których przynależność gatunkowa nie została określona. Daje to w sumie 72 845 ptaków wodnych policzonych podczas 66 godzin i 14 minut rejsów (Tabela II.9). Ptaki nieoznaczone co do gatunku stanowiły zaledwie 0,7% wszystkich zaobserwowanych osobników, co świadczy o wysokich kwalifikacjach zespołu prowadzącego liczenia i nie powinno istotnie wpłynąć na interpretację uzyskanych wyników. Podobnie jak w poprzednich sezonach, w ugrupowaniu ptaków wodnych zimujących w polskiej strefie Bałtyku zaznaczyła się dominacja dwóch gatunków kaczek morskich: łodówki i uhli (Tabela II.9). Z pozostałych gatunków jedynie liczebność markaczki przekroczyła 1000 osobników w pasie transektu i wśród wszystkich odnotowanych podczas liczeń.

Tabela II.9. Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2020 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transektach	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./h rejsu]
lodówka	14 246	26,9	36 313	627,2
uhla	10 380	19,6	25 491	440,3
markaczka	3 185	6,0	7 941	137,2
edredon	253	0,5	580	10,0
mewa srebrzysta	239	0,5	762	13,2
alka	89	0,2	262	4,5
perkoz dwuczuby	78	0,1	123	2,1
kormoran	62	0,1	209	3,6
nurzyk	48	0,1	70	1,2
mewa siwa	44	0,1	147	2,5
ogorzałka	40	0,1	40	0,7
perkoz rdzawoszyi	31	0,1	35	0,6
perkoz rogaty	25	+	51	0,9
nur czarnoszyi	18	+	22	0,4
nur rdzawoszyi	17	+	62	1,1
mewa siodłata	14	+	38	0,7
nurnik	8	+	28	0,5
szlachar	7	+	73	1,3
czernica	3	+	3	0,1
łabędź niemy	2	+	26	0,4
gęgawa	2	+	4	0,1
śmieszka	1	+	5	0,1
turkan	1	+	1	+
łabędź krzykliwy			26	0,4
gęś białoczelna			20	0,3
nurogęś			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	45	0,1	146	2,5
alka nieoznaczona	31	0,1	144	2,5
gęś nieoznaczona	16	+	186	3,2
perkoz nieoznaczony	8	+	15	0,3
łabędź nieoznaczony			21	0,4
RAZEM	28893	54,5	72 845	1 258,3

Trzy najliczniejsze gatunki ptaków morskich: lodówka, uhla i markaczka, stanowiły w sumie aż 96,7% ptaków stwierdzonych w pasie transektów oraz 96,4% spośród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.10). Poziom 1% udziału w ugrupowaniu ptaków zarejestrowanych podczas liczenia przekroczyła jeszcze mewa srebrzysta, co jest zbliżone z wynikami z poprzednich sezonów (Chodkiewicz i in. 2016, 2018). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne.

Tabela II.10. Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2020 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje		Wszystkie zaobserwowane osobniki	
	N	[%]	N	[%]
łodówka	14 246	49,5%	36 313	50,2%
uhła	10 380	36,1%	25 491	35,2%
markaczka	3 185	11,1%	7 941	11,0%
edredon	253	0,9%	580	0,8%
mewa srebrzysta	239	0,8%	762	1,1%
alka	89	0,3%	262	0,4%
perkoz dwuczuby	78	0,3%	123	0,2%
kormoran	62	0,2%	209	0,3%
nurzyk	48	0,2%	70	0,1%
mewa siwa	44	0,2%	147	0,2%
ogorzałka	40	0,1%	40	0,1%
perkoz rdzawoszyi	31	0,1%	35	0,1%
perkoz rogaty	25	0,1%	51	0,1%
nur czarnoszyi	18	0,1%	22	+
nur rdzawoszyi	17	0,1%	62	0,1%
mewa siodłata	14	+	38	0,1%
nurnik	8	+	28	+
szlachar	7	+	73	0,1%
czernica	3		3	+
gęgawa	2		4	+
łabędź niemy	2		26	+
śmieszka	1		5	+
turkan	1		1	+
łabędź krzykliwy			26	+
gęś białoczelna			20	+
nurogęś			1	+
RAZEM	28793	100%	72 333	100%

W pasie wód terytorialnych zanotowano 10 gatunków z grupy podstawowych dla monitoringu. Najliczniejszymi gatunkami były uhła i łodówka. Markaczka była trzecim gatunkiem, którego wskaźniki zagęszczenia przekroczył 1, a wskaźnik częstości przekroczył 100 (Tabela II.11). Pozostałe gatunki były znacznie mniej liczne.

Tabela II.11. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcie	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
uhla	8 471	20,6	20 195	449,1
łodówka	7 158	17,4	18 458	410,5
markaczka	1 866	4,5	5 125	114,0
edredon	253	0,6	580	12,9
mewa srebrzysta	219	0,5	640	14,2
alka	79	0,2	234	5,2
perkoz dwuczuby	78	0,2	123	2,7
kormoran	58	0,1	191	4,2
mewa siwa	44	0,1	139	3,1
ogorzałka	40	0,1	40	0,9
nurzyk	40	0,1	59	1,3
perkoz rogaty	21	0,1	45	1,0
nur rdzawoszyi	17	+	57	1,3
nur czarnoszyi	16	+	19	0,4
mewa siodłata	14	+	35	0,8
perkoz rdzawoszyi	13	+	17	0,4
szlachar	7	+	73	1,6
nurnik	4	+	22	0,5
czernica	3	+	3	0,1
łabędź niemy	2	+	26	0,6
śmieszka	1	+	5	0,1
turkan	1	+	1	+
łabędź krzykliwy			17	0,4
nurogęs			1	+
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
nur nieoznaczony	43	0,1	143	3,2
alka nieoznaczona	27	0,1	136	3,0
gęs nieoznaczona	16		186	4,1
perkoz nieoznaczony	1		2	+
łabędź nieoznaczony		+	21	0,5
RAZEM	18 492	44,7	46 593	1036,1

W Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych stwierdzono 10 gatunków z grupy gatunków podstawowych. Liczebnie zdominowały łodówka i uhla, osiągając tu najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia spośród trzech akwenów wyróżnionych w Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich (Tabela II.12). Na Zatoce Pomorskiej odnotowano też najwyższe wartości obu wskaźników dla markaczki. Obszar ten jest najważniejszym zimowiskiem tego gatunku w polskiej strefie Bałtyku (Skovi in. 2011, Chodkiewicz i in. 2016, 2018).

Tabela II.12. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” – wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

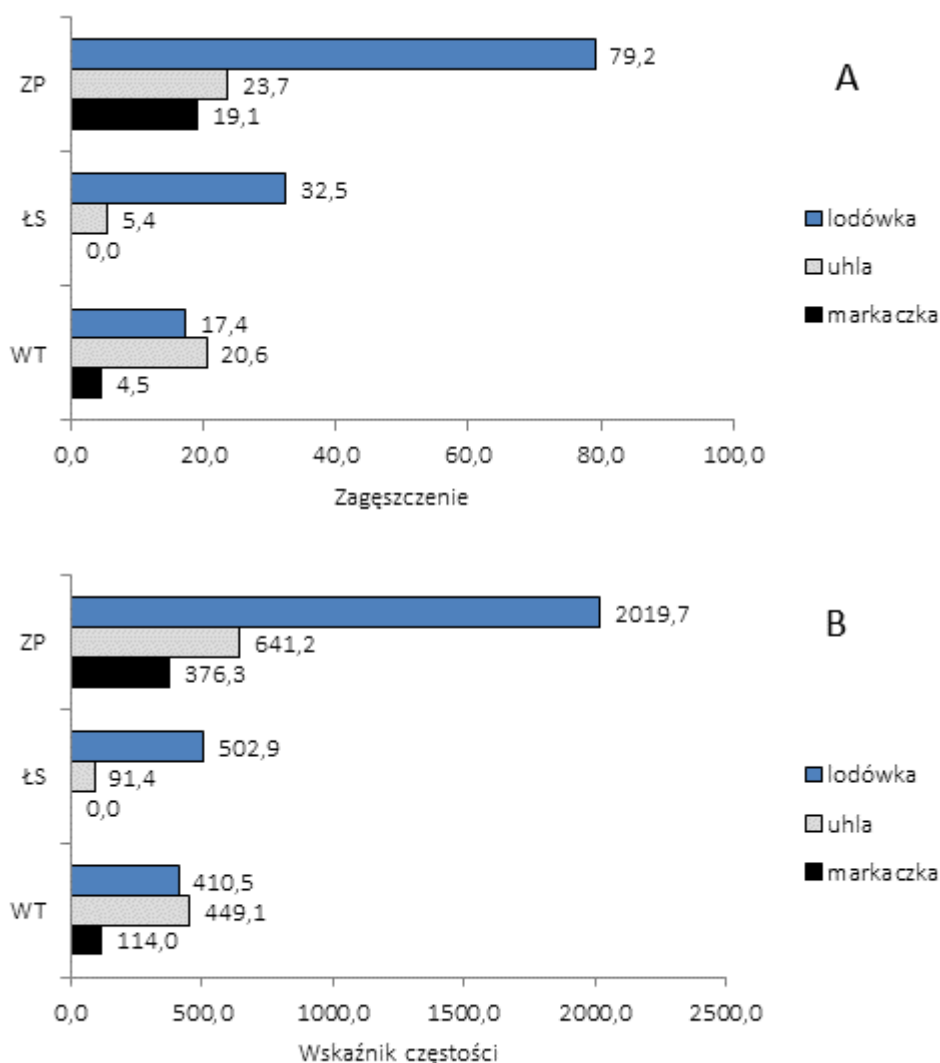
Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	5 463	79,2	15114	2 019,7
uhla	1 638	23,7	4798	641,2
markaczka	1 319	19,1	2816	376,3
perkoz rdzawoszyi	18	0,3	18	2,4
mewa srebrzysta	9	0,1	38	5,1
nurzyk	8	0,1	9	1,2
kormoran	4	0,1	18	2,4
perkoz rogaty	4	0,1	6	0,8
gęgawa	2	+	2	0,3
nur czarnoszyi	1	+	1	0,1
alka			5	0,7
nur rdzawoszyi			4	0,5
mewa siodłata			2	0,3
mewa siwa			1	0,1
numik			1	0,1
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
perkoz nieoznaczony	7	0,1	13	1,7
alka nieoznaczona	3	+	3	0,4
nur nieoznaczony	2	+	3	0,4
RAZEM	8 478	122,8	22852	3 053,7

Na Ławicy Słupskiej odnotowano obecność 10 gatunków ptaków morskich z grupy gatunków podstawowych. Lodówka była tutaj najliczniejszym gatunkiem, wyraźnie liczniejszym od uhli (Tabela II.13). Ławica Słupska była (Durincki in. 1994) i nadal jest jednym z ważniejszych zimowisk lodówek na Bałtyku (Skovi in. 2011). Liczebność uhli w ostatnich latach stopniowo się tutaj zwiększa (Chodkiewicz i in. 2018). Podczas liczenia wykonywanego w ramach Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w latach 2011 i 2012 w pasie transektów zaobserwowano tam zaledwie 72 i 31 osobników tego gatunku, a w ostatnich trzech latach było to już 1317, 167 i 271 osobników.

Tabela II.13. Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na ławicy Słupskiej w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.

Gatunek	Osobniki w transekcje	Wskaźnik zagęszczenia [os./km ²]	Wszystkie zaobserwowane osobniki	Wskaźnik częstości [os./godz. rejsu]
lodówka	1 625	32,5	2741	502,9
uhla	271	5,4	498	91,4
mewa srebrzysta	11	0,2	84	15,4
alka	10	0,2	23	4,2
nurnik	4	0,1	5	0,9
nur czarnoszyi	1	+	2	0,4
gęś białoczelna			20	3,7
łabędź krzykliwy			9	1,7
mewa siwa			7	1,3
nurzyk			2	0,4
gęgawa			2	0,4
nur rdzawoszyi			1	0,2
mewa siodłata			1	0,2
Osobniki nieoznaczone co do gatunku				
alka nieoznaczona	1	+	5	0,9
RAZEM	1 923	38,4	3400	624,0

Podobnie jak w poprzednich sezonach najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych były kaczki morskie: lodówka, uhla i markaczka (Tabela II.9). Lodówka była gatunkiem o najwyższym zagęszczeniu i wskaźniku częstości występowania na ławicy Słupskiej na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych. Natomiast w pasie wód terytorialnych osiągnęła najwyższą wartość wskaźnika zagęszczenia, a wartość wskaźnika częstości była dla niej nieco niższa niż w przypadku uhli (Rys. II.23). Najwięcej markaczek spotkano na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych (Rys. II.23).



Rys. II.23. Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2020 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.

Rozmieszczenie ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku

Dla pięciu gatunków przedstawiono mapy obrazujące ich rozmieszczenie w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Są to: trzy najliczniejsze gatunki kaczek morskich, alka oraz mewa srebrzysta 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.

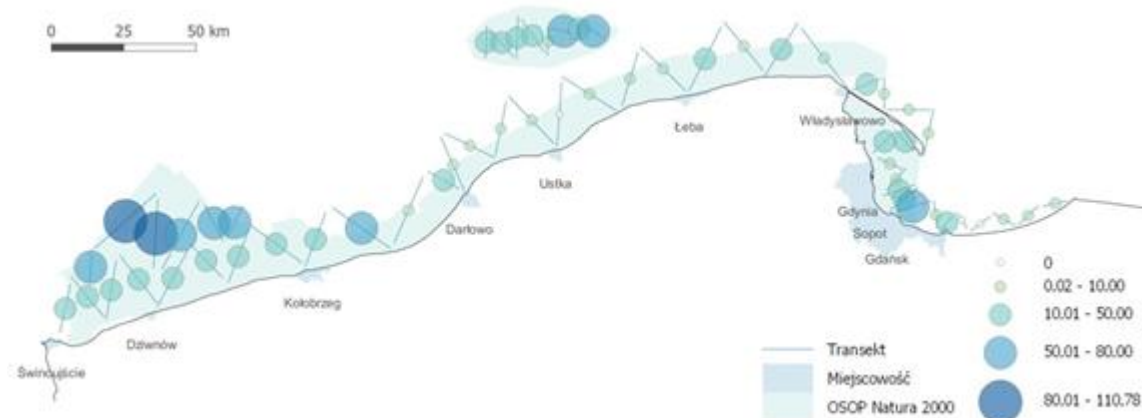
W analizie uwzględniono tylko osobniki zaobserwowane w granicach transektów i notowane podczas liczenia techniką „snap-shot”, ponieważ tylko takie stwierdzenia mogą służyć do obliczania zagęszczenia ptaków przebywających na akwenach morskich (Komdeuri in. 1992).

Lodówka

Najwyższe wartości wskaźnika zagęszczenia lodówki (Rys. II.24) zaobserwowano na Zatoce Pomorskiej w strefie otwartego morza. Maksymalnie stwierdzono tam niemal 111 os./km², a na wszystkich transektach przekraczał on wartość

50 os./km². Warto zauważyć, że w poprzednich trzech sezonach bardzo duża koncentracja tego gatunku również przebywała w tym samym rejonie. Na Ławicy Słupskiej zanotowano także wysokie zagęszczenia, przekraczające 50 os./km², ale tylko we wschodniej części tego akwenu. W obrębie Obszaru Specjalnej Ochrony Ptaków Przybrzeżne Wody Bałtyku oraz na Zatoce Gdańskiej wskaźniki zagęszczenia lodówek były niskie i tylko lokalnie, wzdłuż dwóch transektów w okolicach Gdańska i Kołobrzegu, przekroczyły one wartość 50 os./km².

Rozmieszczenie największych koncentracji lodówek w latach 2011–2020 roku było bardzo podobne. Obserwowano je na Ławicy Słupskiej oraz na Zatoce Pomorskiej. Oba te akweny są znane jako ważne w skali Bałtyku zimowiska tego gatunku (Durincki in. 1994, Skovi in. 2011). W odróżnieniu do lat 2011–2014, mniej lodówek zaobserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej.

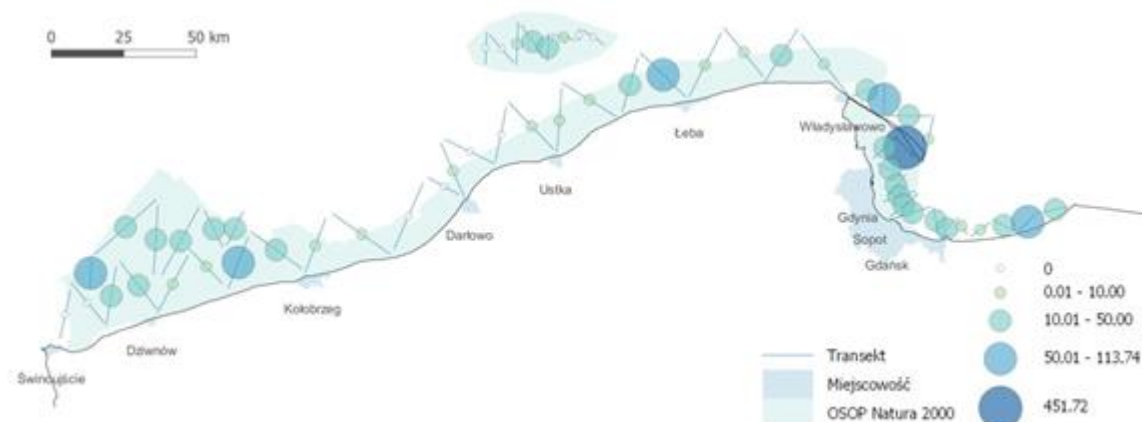


Rys. II.24. Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

Uhla

Gatunek ten najliczniej zimował na Zatoce Gdańskiej i na Zatoce Pomorskiej. Najwyższy wskaźnik zagęszczenia (Rys. II.25), przekraczający 450 os./km² odnotowano na Zatoce Puckiej przy Helu. W środkowej części polskiej strefy Bałtyku uhle przebywały bardzo nielicznie, co jest zbieżne z wynikami uzyskanymi w latach poprzednich. Tak jak w ubiegłym sezonie ich większą koncentrację stwierdzono koło Łeby. Na Ławicy Słupskiej maksymalne zagęszczenie przekroczyło 10 os./km². W stosunku do lat 2011–2014, gdy uhle na Ławicy Słupskiej spotykano nielicznie, obserwuje się wzrost liczby ptaków tego gatunku na tym akwenu. Tak jak w poprzednich latach, nieco większe skupienie uhli zaobserwowano także przy wybrzeżu Mierzei Wiślanej.

Obraz rozmieszczenia uhli w latach 2011–2020 był podobny. Jedyne różnice to brak w latach 2013, 2015 i 2020 dużych stad tego gatunku w południowej części Zatoki Gdańskiej oraz spore wahania liczebności tego gatunku na Ławicy Słupskiej.

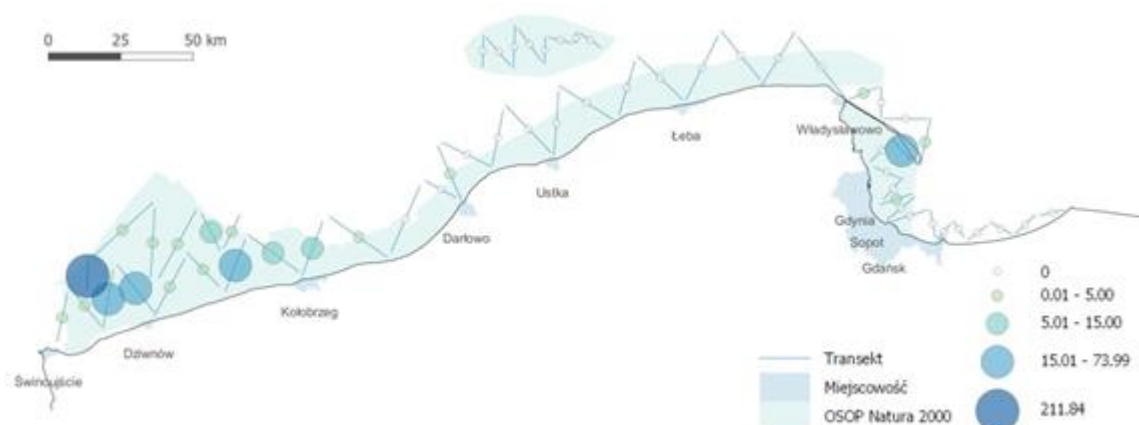


Rys. II.25. Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

Markaczka

Występowanie markaczek w 2020 roku, podobnie jak w poprzednich latach, ograniczone było prawie wyłącznie do Zatoki Pomorskiej (Rys. II.26), gdzie lokalnie wskaźnik zagęszczenia tego gatunku przekroczył wartość 211 os./km². Jest to najwyższa wartość zanotowana dla markaczki w trakcie 10 lat prowadzenia monitoringu. Prawdopodobnie pojawiły się u nas ptaki, które licznie przebywają na wodach niemieckich (Sonntag i in. 2006). Dane z kolejnych lat wykażą, czy było zjawisko jednorazowe, czy też doszło do trwałego przemieszczenia zimujących markaczek w tej części Bałtyku. Poza Zatoką Pomorską markaczkę notowano w niewielkich zagęszczeniach, których wskaźnik poza jednym transektem koło Helu, nie przekraczał wartości 5 os./km². Na Ławicy Słupskiej gatunku tego nie stwierdzono wcale.

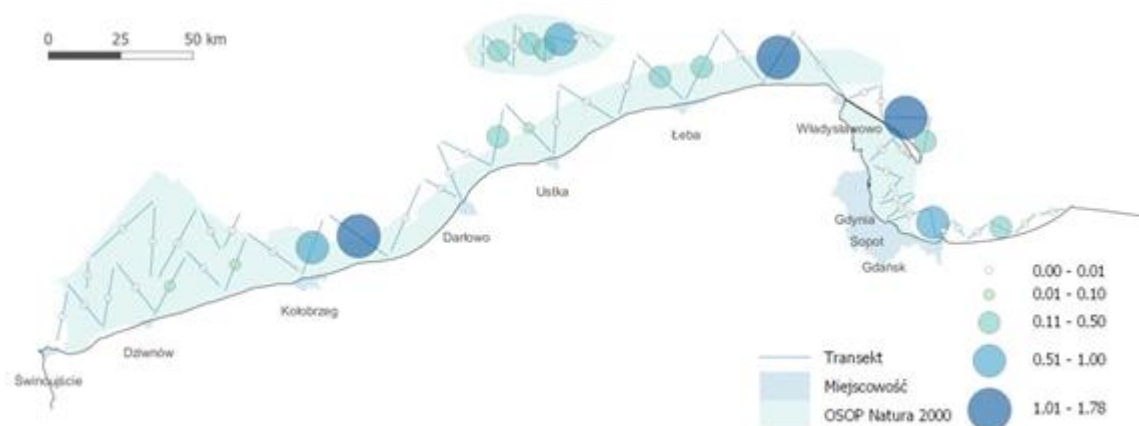
Wyniki uzyskane w 2020 roku potwierdzają, że jedynym obszarem polskiej strefy Bałtyku, który gromadzi znaczną liczbę markaczek jest Zatoka Pomorska. Zbieżne jest to także z wynikami uzyskanymi w latach 1991-1993 (Durincki in. 1994) oraz 2007-2009 (Skovi in. 2011).



Rys. II.26. Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

Alka

Najwięcej osobników tego gatunku zaobserwowane na Zatoce Gdańskiej na północ od Jastarni, gdzie osiągnęła ona wskaźnik zagęszczenia 1,78 os./km² oraz na zachód od Przylądka Rozewie i w okolicach Kołobrzegu, gdzie zanotowano zagęszczenia w granicach 0,5-1,5 os./km² (Rys. II.27). Rozmieszczenie alki w obrębie polskiej strefy Bałtyku w kolejnych latach objętych monitoringiem było podobne. Jedyną różnicą było pojawienie się tego gatunku koło Kołobrzegu, gdzie wcześniej nie był on obserwowany. Alka jest mało liczny gatunkiem w zachodniej i środkowej części wód terytorialnych, a na Zatoce Pomorskiej pojawia się rzadko. Na Ławicy Słupskiej jej liczebność podlega dużym wahaniom.

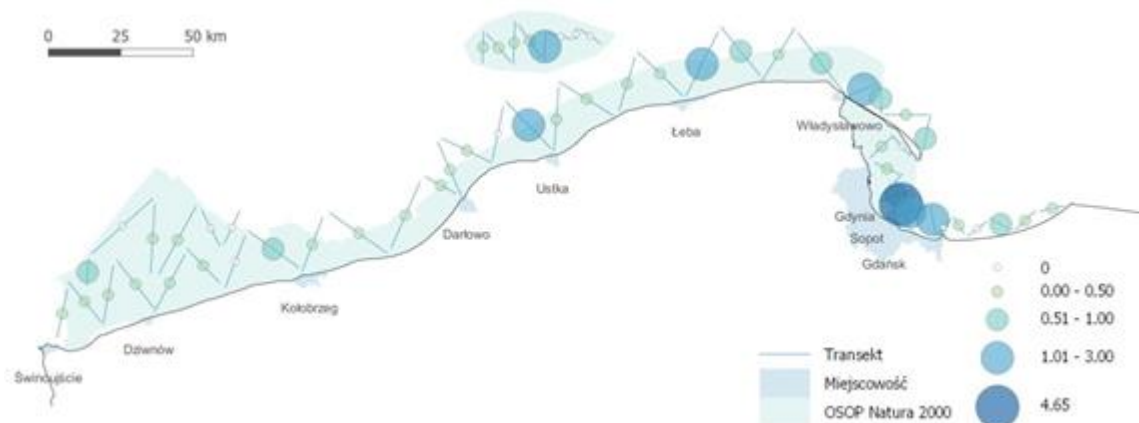


Rys. II.27. Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

Mewa srebrzysta sensu lato

Mewa srebrzysta była gatunkiem szeroko rozpowszechnionym w polskiej strefie Bałtyku, zaobserwowanym wzdłuż większości transektów. Tak jak w poprzednich latach największe jej koncentracje odnotowano na Zatoce Gdańskiej, gdzie wartość wskaźnika zagęszczenia tego gatunku maksymalnie dochodziła do 4,65 os./km², przy Gdańsku (Rys. II.28). Poza Zatoką Gdańską mewa srebrzysta występowała w dużym rozproszeniu, nie tworząc dużych koncentracji. Jedynie koło Władysławowa i Łeby oraz na Ławicy Słupskiej spotkano jej większe skupienia.

Liczebność mewy srebrzystej na akwenach 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.

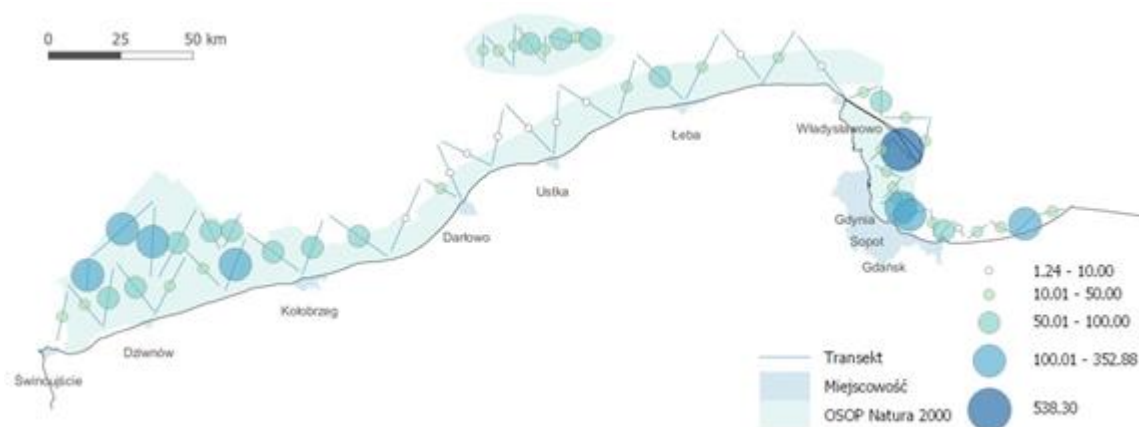


Rys. II.28. Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

Wszystkie gatunki

Wartości zagęszczeń obliczone dla wszystkich gatunków ptaków stwierdzanych na kolejnych transektach pokazują różnice w liczebności ptaków morskich między różnymi częściami polskiej strefy Bałtyku i wskazuje na znaczenie poszczególnych akwenów dla awifauny (Rys. II.29).

Najwięcej ptaków morskich gromadziło się w dwóch rejonach: na Zatoce Pomorskiej i na Zatoce Gdańskiej. W porównaniu do poprzednich sezonów mniej ptaków stwierdzono na Ławicy Słupskiej. Podobnie jak w poprzednich sezonach zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało wzdłuż środkowego wybrzeża między Ustką i Kołobrzegiem, gdzie znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wypłaszać ptaki morskie z tego miejsca.



Rys. II.29. Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.

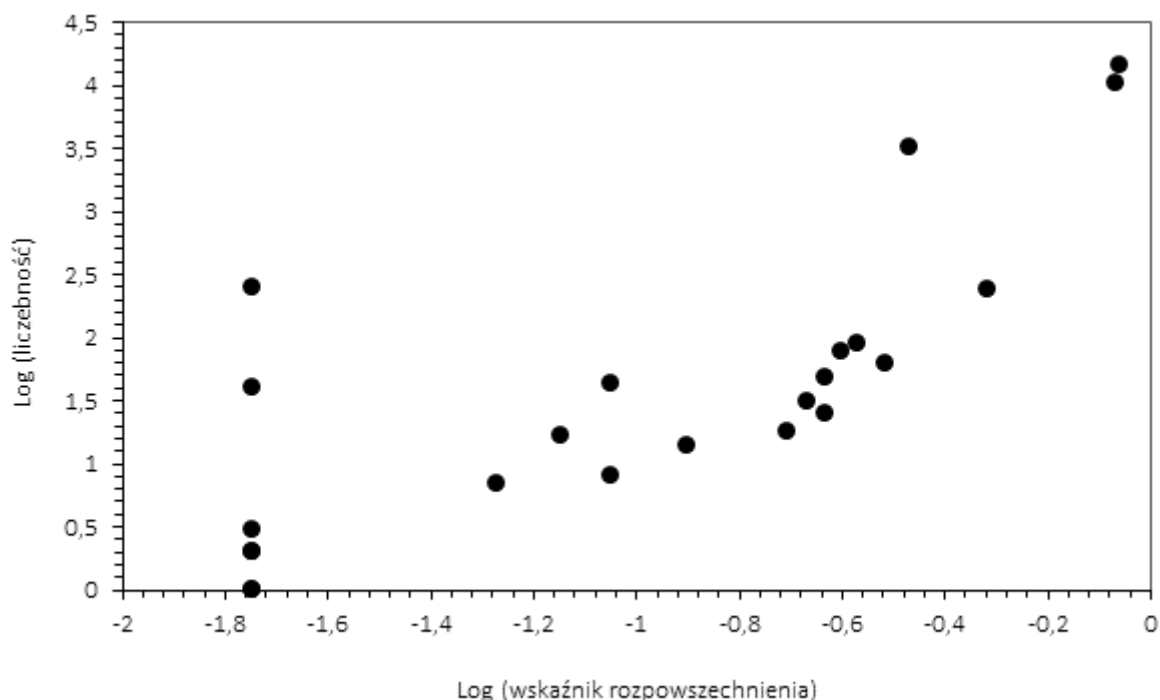
Wartości i trendy wskaźnika rozpowszechnienia

Tak jak w poprzednich latach, gatunkami, które osiągnęły najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia były uhlą, lodówka i mewa srebrzysta. Uhlę i lodówkę stwierdzono odpowiednio na 95% i 82%, a mewę srebrzystą na 79% spośród 56 skontrolowanych transektów (Tabela II.14). Trzecim pod względem wartości tego wskaźnika gatunkiem z grupy podstawowych była markaczka, zaobserwowana na 38% transektów. Na 32% skontrolowanych transektów odnotowano obecność kormorana, a wskaźnik rozpowszechnienia 10% przekroczyło jeszcze dziewięć gatunków, z których najszerzej rozpowszechnione były alka, perkoz dwuczuby i nurzyk (Tabela II.14). Pozostałe gatunki były mało liczne i ich wskaźnik rozpowszechnienia przyjął małe wartości.

Tabela II.14. Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.

Gatunek	Liczba transektów, na których stwierdzono dany gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia
lodówka	53	95%
uhla	46	82%
mewa srebrzysta	44	79%
markaczka	21	38%
kormoran	18	32%
alka	17	30%
perkoz dwuczuby	14	25%
nurzyk	14	25%
perkoz rogaty	12	21%
nur czarnoszyi	11	20%
perkoz rdzawoszyi	10	18%
mewa siwa	8	14%
nur rdzawoszyi	8	14%
mewa siodłata	7	13%
numnik	4	7%
szlachar	3	5%
edredon	2	4%
turkan	1	2%
śmieszka	1	2%
czernica	1	2%
łabędź niemy	1	2%
gęgawa	1	2%
ogorzałka	1	2%

Wskaźnik rozpowszechnienia okazał się być silnie skorelowany z liczebnością danego gatunku (wskaźnik korelacji Pearsona $r=0,76$ $p<0,001$) (Rys. II.30). Oznacza to, że najliczniejsze gatunki były jednocześnie najszerzej rozpowszechnione. Wyjątkiem jest tu edredon, który przy bardzo niskim wskaźniku rozpowszechnienia (4%) stwierdzony został w pasie transektu w stosunkowo dużej liczebności (253 osobniki). Wynika to z obserwacji jednego dużego stada 250 ptaków na transekcji BA29. Podobnie wygląda to w przypadku ogorzałki, którą zaobserwowano tylko na jednym transekcji w liczbie 40 osobników.



Rys. II.30. Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).

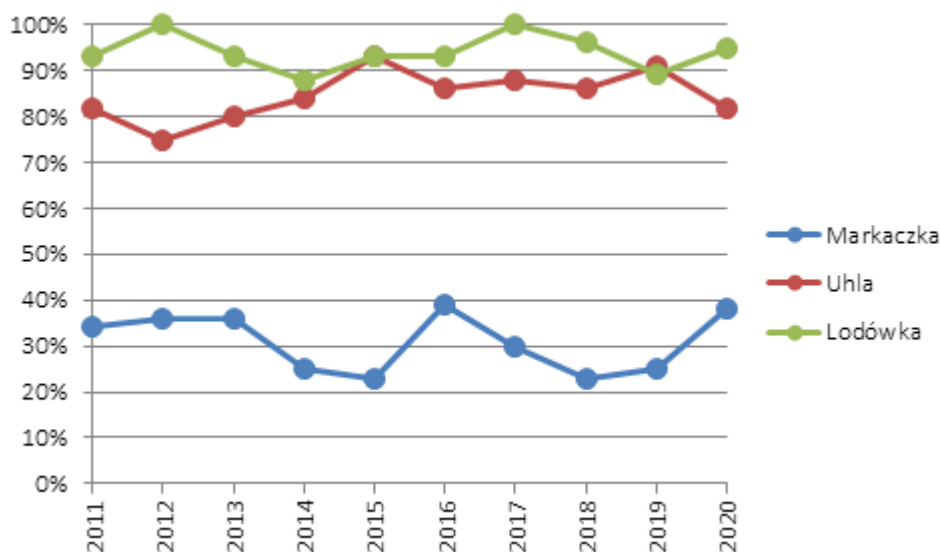
U większości gatunków zmiany wartości współczynnika rozpowszechnienia na przestrzeni dziewięciu lat trwania monitoringu były niewielkie (Tabela II.15). Wyraźny wzrost zanotowano jedynie u nura rdzawoszyjnego ($\lambda=1,16$) i nurzyka ($\lambda=1,15$), natomiast wyraźny spadek tylko u nurnika ($\lambda=0,93$).

Tabela II.15. Wskaźnik i trend rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011–2020. Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się.

Gatunek	Wskaźnik rozpowszechnienia w roku 2020 (%)	Trend wartości wskaźnika rozpowszechnienia (λ)
lodówka	95%	1,00
uhla	82%	1,01
markaczka	38%	0,98
alka	30%	0,98
nurzyk	25%	1,15
perkoz rogaty	21%	1,02
nur czarnoszyi	20%	0,97
perkoz rdzawoszyi	18%	1,08
nur rdzawoszyi	14%	1,16
nurnik	7%	0,93
<i>mewa srebrzysta sensu lato</i>	79%	0,98

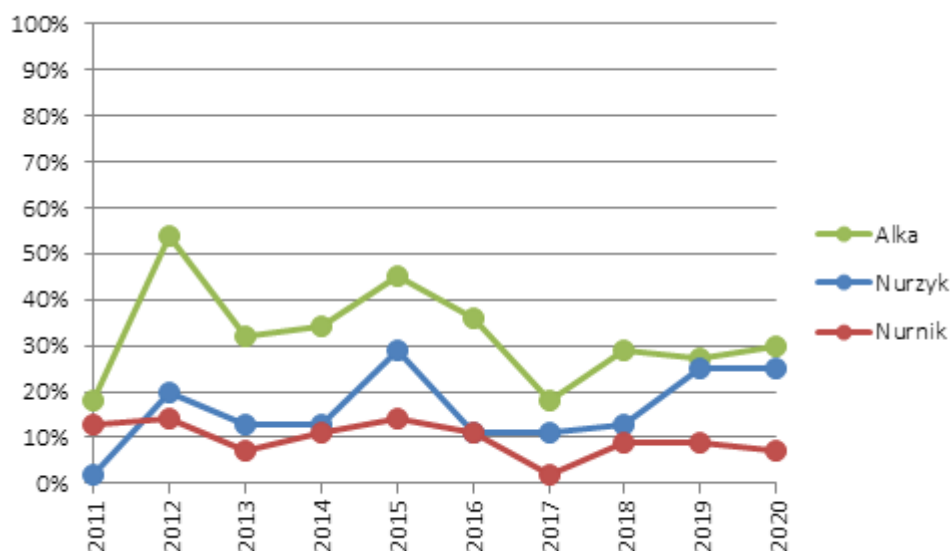
Wskaźnik rozpowszechnienia lodówki osiągał bardzo wysokie wartości, nie mniejsze niż 88%, we wszystkich latach monitoringu. W przypadku uhla, po spadku wartości tego wskaźnika w 2012 roku do 75%, nastąpił jego stopniowy wzrost, by w roku 2019 osiągnąć wartość 91%. W 2020 roku zaznaczył się spadek wskaźnika rozpowszechnienia tego gatunku do 82% (Rys. II.31). U markaczki wartości wskaźnika rozpowszechnienia były dość wyrównane w latach 2011–2013, później nastąpił jej spadek z minimalną wartością 23% w roku 2015. Rok później wskaźnik ten osiągnął najwyższy poziom w czasie trwania monitoringu (39%), by w roku 2018 znów spaść do poziomowi 23%. W ostatnich dwóch latach zaznaczył

się jego wzrost do wartości 38% (Rys. II.31). Trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011-2020 można uznać za stabilny.



Rys. II.31. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011-2020.

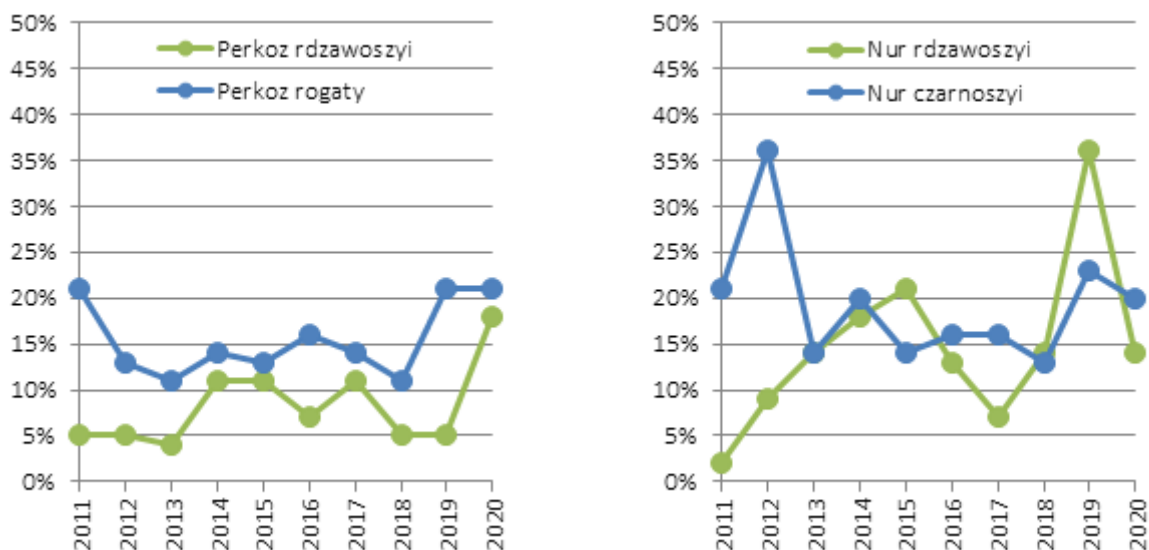
Najwyższą wartość wskaźnika rozpowszechnienia dla alki odnotowano w roku 2012, gdy wyniósł on 54%. W pozostałych latach wskaźnik ten wahał się w granicach od 18% w latach 2011 i 2017 roku do 45% w 2015 roku. W roku 2020 wartość tego wskaźnika wyniosła 30% (Rys. II.32). W przypadku nurzyka zaznaczył się stopniowy wzrost wartości wskaźnika rozpowszechnienia od 2016 roku. W roku 2020 wskaźnik rozpowszechnienia nurzyka osiągnął wysoką jak na ten gatunek wartość 25% (Rys. II.32). Wskaźnik rozpowszechnienia nurnika na przestrzeni ostatnich 10 lat wahał się w granicach od 7% do 14% i jedynie w roku 2017 osiągnął bardzo niską wartość 2% (Rys. II.32). Wieloletni trend zmian wartości wskaźnika rozpowszechnienia u alki można uznać za stabilny. U nurzyka ma on tendencję wzrostową, natomiast u nurnika spadkową.



Rys. II.32. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alk w latach 2011-2020.

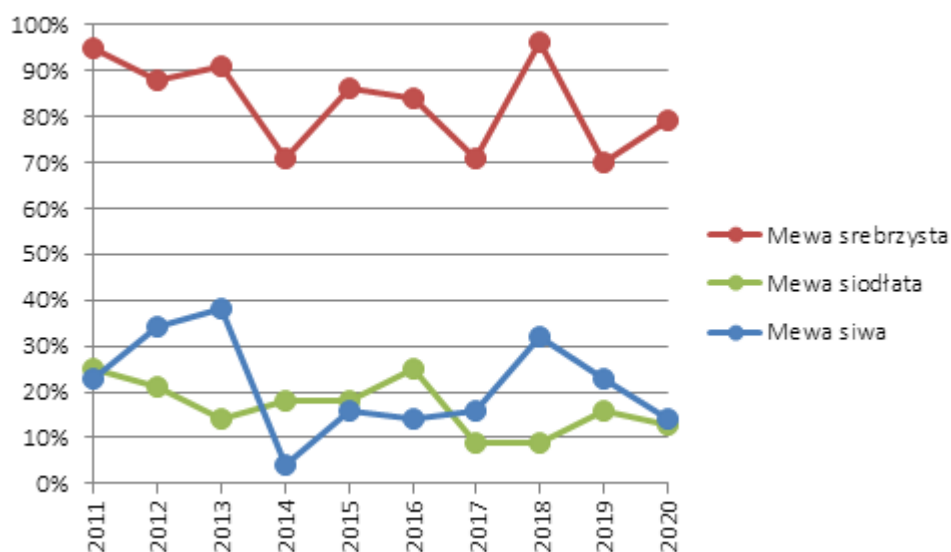
Perkoz rogaty wykazał w latach 2011-2013 stopniowy spadek wskaźnika rozpowszechnienia, a u perkoza rdzawoszyjnego wskaźnik ten podlegał niewielkim zmianom. W roku 2014 nastąpił wzrost jego wartości dla obu gatunków. W 2016 roku wartość tego wskaźnika u perkoza rogatego osiągnęła wartość 16%, a w roku 2018 spadła do 11%. U perkoza rogatego

w roku 2020, tak jak w roku poprzednim wskaźnik rozpowszechnienia osiągnął 21% i jest to najwyższa jego wartość odnotowana podczas trwania monitoringu (Rys. II.33). Perkoz rdzawoszyi jest gatunkiem mniej rozpowszechnionym i jego wskaźnik rozpowszechnienia wahał się w granicach od 4% do 11% w latach 2014, 2015 i 2017. W roku 2020 gatunek ten osiągnął najwyższą wartość tego wskaźnika wynoszącą aż 18% (Rys. II.33). Wskaźnik rozpowszechnienia dla obu gatunków nurów podlegał dość silnym wahaniom, z maksymalną wartością wynoszącą 36% dla nura czarnoszyjowego w 2012 i 36% dla rdzawoszyjowego w 2019 roku. W roku 2020 wskaźniki rozpowszechnienia obu tych gatunków odnotowały spadek (Rys. II.33).



Rys. II.33. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszyjowego oraz dla nura czarnoszyjowego i rdzawoszyjowego w latach 2011-2020.

W przypadku mewy siwej, po bardzo silnym spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w 2014 roku następował jego stopniowy wzrost aż do roku 2018. W 2019 roku ponownie odnotowano jego obniżenie do 23%. W roku 2020 nastąpił kolejny spadek do wartości 14% (Rys. II.34). U mewy siodłatej najwyższe wartości tego wskaźnika stwierdzono w 2011 i 2016 (25%). W roku 2020 wskaźnik rozpowszechnienia mewy siodłatej wyniósł 13% (Rys. II.34). Natomiast u mewy srebrzystej sensu lato, po spadku wartości wskaźnika rozpowszechnienia w roku 2014 nastąpił jego wzrost aż do 96% w roku 2018, a więc do wartości nieznacznie wyższej niż w roku 2011. Jednak w ostatnich dwóch sezonach osiągał on niskie wartości 70% i 79% (Rys. II.34).



Rys. II.34. Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011-2020.

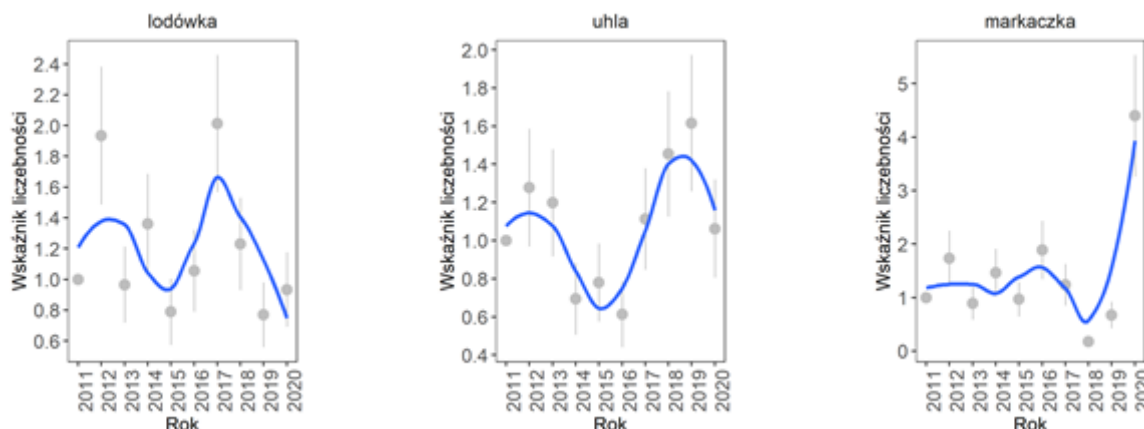
Wartości i trendy wskaźnika liczebności

Analizę zmian wskaźnika liczebności w latach 2011–2020 przeprowadzono dla pięciu najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych oraz dla nura czarnoszyjowego (Tabela II.16). Ze względu na dużą liczebność uwzględniono też mewę srebrzystą, która należy do grupy gatunków dodatkowych.

Tabela II.16. Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2020 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend.λ) wraz z błędem standardowym (SE.λ) oraz kategorią TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? – trend nieokreślony.

Nazwa gatunkowa	Wsk.licz.	SE	Trend.λ	SE.λ	Kat. trendu
Nur czarnoszyi <i>Gavia arctica</i>	0,8571	0,3579	0,99	0,031	?
Lodówka <i>Clangula hyemalis</i>	0,9329	0,2426	0,97	0,018	?
Markaczka <i>Melanitta nigra</i>	4,3992	0,1351	0,99	0,027	?
Uhla <i>Melanitta fusca</i>	1,0619	0,2569	1,03	0,017	?
Mewa srebrzysta <i>Larus argentatus</i>	0,1595	0,0439	0,85	0,016	↓↓
Alka <i>Alca torda</i>	1,7451	0,8385	0,92	0,030	↓

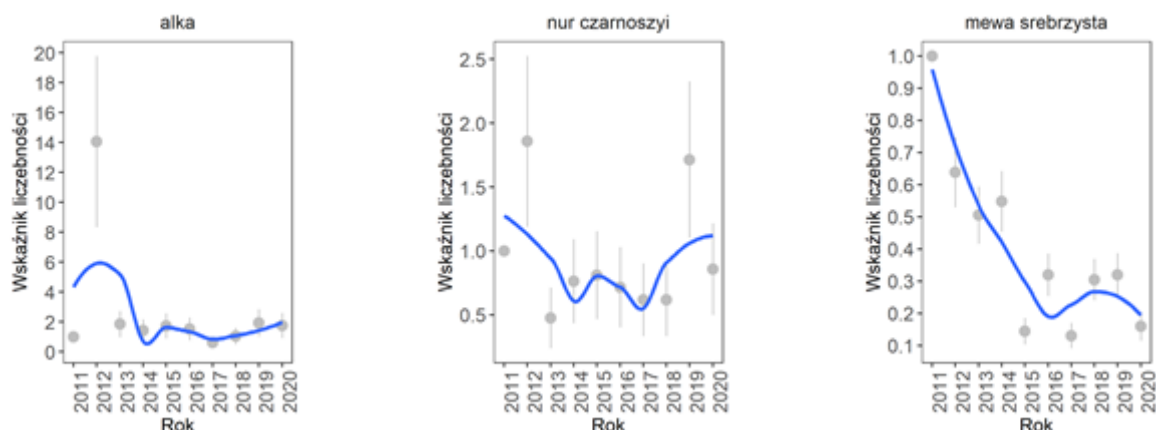
Wszystkie trzy gatunki kaczek morskich (lodówka, uhla, markaczka) wykazały nieokreślony trend zmian liczebności w ostatnich 10 latach (Tabela II.16). Ich liczebność charakteryzowała się bardzo silnymi wahaniami. Natomiast markaczka w ostatnim roku wykazała bardzo silny wzrost liczebności, jednak nie znalazło to jeszcze odbicia w zmianie kategorii trendu (Rys. II.35). W ostatnich kilkunastu latach kaczki morskie zimujące na Bałtyku wykazały silny trend spadkowy (Skovi in. 2011). Brak skoordynowanych liczeń ptaków morskich na całym Bałtyku nie pozwala na stwierdzenie, czy spadek liczby tych trzech gatunków w skali tego całego, rozległego obszaru trwa nadal.



Rys. II.35. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011–2020. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiono linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.

Nur czarnoszyi wykazał nieokreślony trend zmian liczebności, natomiast w przypadku alki i mewy srebrzystej zanotowano istotny statystycznie spadek liczby ptaków zimujących w polskiej strefie Bałtyku (Rys. II.36). W przypadku alki jest on konsekwencją bardzo dużej liczebności stwierdzonej w drugim roku trwania programu. U mewy srebrzystej wynik ten nie musi jednak świadczyć o rzeczywistym spadku liczebności tego gatunku, bowiem aktywność mew srebrzystych na morzu z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności kutrów rybackich. Gatunek ten bardzo licznie gromadzi się też na wybrzeżu, zwłaszcza w pobliżu portów rybackich i na wysypiskach odpadów komunalnych (Meissner i in. 2007). W przypadku alki tylko w roku 2012 zaobserwowano wyjątkowo dużą jej liczebność, w pozostałych sezonach wahania wskaźnika liczebności były już nieznaczne. Wskaźnik liczebności nura czarnoszyjowego wykazał

wyraźnie wyższe wartości w latach 2012 i 2019, jednak trend zmian liczebności tego gatunku w całym omawianym tutaj okresie pozostaje nieokreślony (Tabela II.16).



Rys. II.36. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2020. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiono linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.

Występowanie ptaków w obrębie OSOP Natura 2000

Z 56 transektów wzdłuż których liczono ptaki, 46 (82%) znajdowało się przynajmniej częściowo na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000. Tak wysoki udział obiektów znajdujących się w obrębie OSOP wynika z faktu, że duża część polskiej strefy Bałtyku objęta jest tą formą ochrony. Znajdują się tu cztery takie obszary: Przybrzeżne Wody Bałtyku, Zatoka Pomorska, Ławica Słupska oraz Zatoka Pucka, stanowiąca znaczną część Zatoki Gdańskiej.

W obrębie OSOP przebywało blisko 91% wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Wartość ta jest podobna jak w poprzednich dwóch latach (90% w 2018 i 91% w 2019) i nieco wyższa niż w latach 2011-2012 i 2016-2017, kiedy to wyniosła odpowiednio 81%, 86%, 84% i 88%. W 2013 roku na akwenach wchodzących w skład OSOP stwierdzono najwięcej, bo aż 97% ptaków, a w latach 2014 i 2015 udział ten był podobny do bieżącego sezonu i wyniósł odpowiednio 89% i 90%. Różnice te wynikają z faktu, że w dwóch rejonach Zatoki Gdańskiej leżących poza siecią OSOP obserwuje się dużą zmienność w liczbie przebywających tam ptaków, a w szczególności uhli. Akweny te, leżące przy Mierzei Wiślanej na wschód od Władysławowa, są ważnym miejscem koncentracji tego gatunku, jednak dużą liczbę uhli obserwuje się tu nie każdego roku.

Spośród gatunków podstawowych najwyższy udział na akwenach stanowiących OSOP wystąpił w grupie kaczek morskich, gdzie ponad 90% zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP (Tabela II.17). Tak jak w poprzednich sezonach, w tej grupie gatunków najniższy udział ptaków przebywających w OSOP wykazała uhla (81%), ponieważ duże zgrupowania tego gatunku stwierdzane są regularnie (także w 2020 roku) u wybrzeży Mierzei Wiślanej, a więc na akwenie znajdującym się poza morskimi obszarami Natura 2000.

Udział alk (alka, nurzyk i nurnik) przebywających w OSOP, był podobny jak w poprzednich sezonach i nieznacznie przekroczył 80% (Tabela II.17). Oba gatunki nurów zostały tu potraktowane łącznie, ponieważ posiadają one taki sam status ochronny i zimują u nas nielicznie, a u 40 osobników (67% spośród wszystkich zaobserwowanych) nie udało się oznaczyć gatunku. W 2020 roku na obszarze objętym monitoringiem licznie pojawiły się perkoz rdzawoszy i prawie wszystkie ptaki tego gatunku przebywały w OSOP (Tabela II.17). Jako, że dużo perkozów dwuczubych przebywało we wschodniej części Zatoki Gdańskiej, a więc poza obszarem Natura 2000 Zatoka Pucka, udział tego gatunku w obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków była wyjątkowo niska i wyniosła zaledwie 24% (Tabela II.17). Mewy na akwenach morskich występują w rozproszeniu gromadząc się jedynie w na akwenach gdzie prowadzone są połowy ryb. Bardzo wysoki udział mewy srebrzystej w OSOP wynika z faktu, że jej największe koncentracje w 2020 roku zaobserwowano w okolicach Gdańska, koło Łeby i Ustki oraz na Ławicy Słupskiej. Mewa srebrzysta jest najliczniejszym gatunkiem mewy

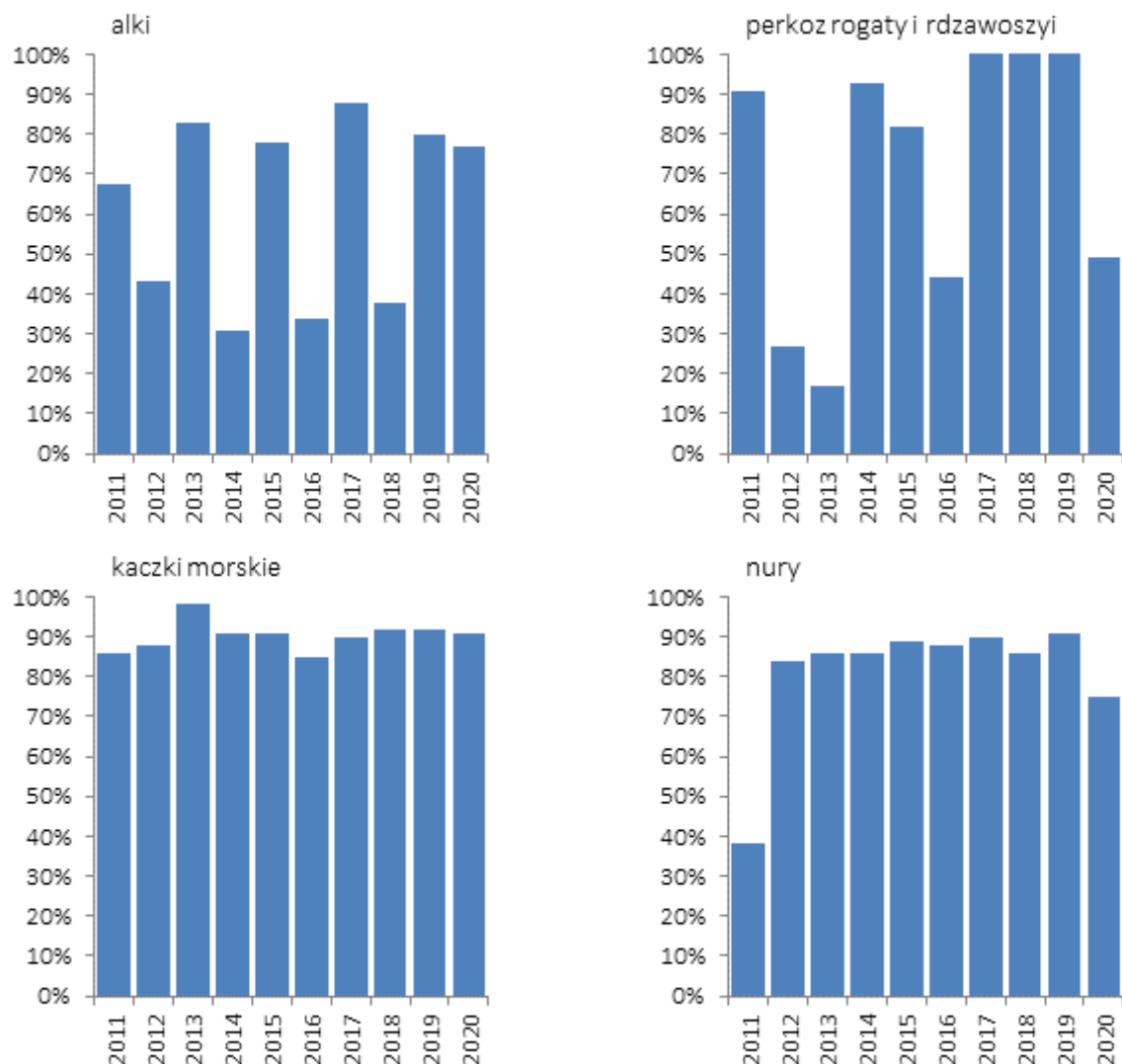
i ma decydujący wpływ na wartości wskaźników obliczanych dla tej grupy gatunków. Tak jak w poprzednich latach większość kormoranów obserwowano w obrębie morskich obszarów Natura 2000 na akwenach położonych blisko linii brzegowej.

Tabela II.17. Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). Wymieniono tylko gatunki, których całkowita liczebność (dla grupy gatunków) wyniosła co najmniej 30 osobników.

Gatunek	Liczebność osobników przebywających w OSOP	Udział procentowy osobników przebywających w OSOP
kaczki morskie		
lodówka	12 712	96,7%
uhła	7 993	80,9%
markaczka	2 887	99,6%
Razem	23 592	91,0%
alki		
alka	50	76,9%
nurzyk	33	82,5%
Razem	90	73,2%
nury		
Wszystkie nury razem	45	75,0%
perkozy		
perkoz dwuczuby	18	23,7%
perkoz rdzawoszyi	30	96,8%
perkoz rogaty	11	47,8%
Razem	67	48,6%
mewy		
mewa srebrzysta <i>sensu lato</i>	141	84,4%
mewa siwa	6	19,4%
Razem	152	72,7%
inne gatunki		
kormoran	46	86,8%
WSZYSTKIE GATUNKI RAZEM	23992	90,6%

Wyniki uzyskane w roku 2020, a także w poprzednich latach objętych monitoringiem potwierdzają, że rozległe morskie obszary specjalnej ochrony ptaków gromadzą znaczną większość ptaków morskich zimujących w obrębie polskiej strefy Bałtyku. Szczególnie dobrze widać to na przykładzie najliczniejszej grupy jaką są kaczki morskie. Od początku trwania Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich ich udział w tych obszarach nigdy nie spadł poniżej 80% (Rys. II.37). Poza jednym sezonem bardzo wysoki był też udział nurów zimujących w obrębie OSOP, natomiast w przypadku alk i obu perkozów zaliczanych do gatunków podstawowych (perkoz rdzawoszyi i perkoz rogaty) udział ten był bardzo zmienny, choć w ostatnich czterech latach te dwa gatunki perkozów silnie związanych zimą ze środowiskiem morskim w ogromnej większości przebywały w obrębie OSOP (Rys. II.37). Perkozy notowane są w niewielkiej liczbie, ponieważ na akwenach morskich zimują w dużym rozproszeniu. Alki i perkozy prawdopodobnie nie trzymają się stałych miejsc zimowania i w zależności od warunków środowiskowych, w tym rozmieszczenia i liczebności drobnych ryb pelagicznych, którymi się żywią, zmieniają miejsca swojego przebywania. Tak znacznych wahań udziału obserwacji w obrębie OSOP nie stwierdzono u nurów, które również są ichtiofagami. Jednak są one znacznie większe niż alki i perkozy, co może przekładać się na odmienny skład ich diety.

Przedstawione tu wyniki badań pokazują, że obszary specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję, choć skuteczność ochrony ptaków zimujących w ich obrębie będzie zależała od zapisów w ich planach ochrony, które mają zostać zatwierdzone w najbliższych latach.



Rys. II.37. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.

Podsumowanie

Zimą 2020 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są lodówka i uhl. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niski. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków (Tabela II.10). Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu lato uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia (Tabela II.14), a jej udział wśród ptaków zaobserwowanych w pasie transektu przekroczył nieznacznie 1% (Tabela II.10).

Żaden gatunek z grupy podstawowych nie wykazał wzrostowego ani spadkowego trendu liczebności (Tabela II.16). W ostatnim roku odnotowano bardzo silny wzrost liczebności markaczki, jednak nie znalazło to jeszcze odbicia w zmianie kategorii wieloletniego trendu na trend wzrostowy. Z jednej strony brak istotnego trendu spadkowego może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku (Skovi in. 2011). Z drugiej

strony nie można wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 10 latach silne wahania wskaźnika liczebności spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. Zwłaszcza u łodówki wyraźne są bardzo duże różnice w liczbie ptaków zimujących na akwenach objętych monitoringiem, z wyższymi liczebnościami w latach 2012 i 2017 (Rys. II.35). Jednak w obecnym stanie wiedzy trudno jest wskazać przyczyny tego zjawiska. W przypadku alki tylko w roku 2012 zaobserwowano wyjątkowo dużą jej liczebność, w pozostałych sezonach wahania wskaźnika liczebności były już niewielkie, co przełożyło się na ogólny trend spadkowy liczebności tego gatunku (Rys. II.36, Tabela II.16). W latach 2012 i 2019 odnotowano bardzo wysokie liczebności nurów czarnoszyich, jednak trend zmian liczebności tego gatunku pozostał nieokreślony (Rys. II.36). Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011–2020 wyraźnie się zmniejszył (Rys. II.36). Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach.

Interpretacja wyników uzyskanych w dziesięcioletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczeniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe (Nilsson 2008, Skovi in. 2011), a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2020 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po dziesięciu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje łodówek obserwuje się na Ławicy Słupskiej, na Zatoce Pomorskiej i Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku (Durincki in. 1994, Skovi in. 2011). Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhlą od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku”, natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej. W roku 2020 po raz pierwszy większą koncentrację alki zaobserwowano w pasie wód przybrzeżnych pomiędzy Kołobrzegiem i Darłowem (Rys. II.27).

Podobnie jak w latach ubiegłych, zdecydowanie najmniej ptaków morskich przebywało w środkowej części pasa wód terytorialnych. Wynik ten jest zbliżony z danymi z badań prowadzonych w styczniu 2005 roku (W. Meissner – dane niepublikowane, Skovi in. 2011). Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki (Kubei Skov 1996, Garthei Hüppop 2004, Kaiser i in. 2006), a w tej części wód znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 90,6% ze wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 91,1% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (80,9%). Wynik na podobnym poziomie powtarza się w kolejnych latach i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

II.3.2.2. Ryby

Indeks stanu ichtiofauny SI dla wód przejściowych

W 2000 roku w wyniku prac Parlamentu Europejskiego i Rady ustanowiono tzw. Ramową Dyrektywę Wodną (2000/60/WE), która określiła ramy ochrony śródlądowych wód powierzchniowych, wód podziemnych, przejściowych i przybrzeżnych wszystkich krajów członkowskich Wspólnoty Europejskiej. Jednym z wymogów Dyrektywy była koordynacja międzynarodowych działań, zmierzających do implementacji założeń tego aktu do przepisów prawa poszczególnych krajów, a także określenie jasnego planu działań, których głównym celem było osiągnięcie dobrego stanu wód Europy. Transpozycja zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej do prawa polskiego nastąpiła jeszcze przed podpisaniem przez Polskę traktatu akcesyjnego i wejściem do Wspólnoty Europejskiej w 2004 roku. Stało się to częściowo poprzez wdrożenie zapisów do ustawy z dnia 18 lipca 2001 roku – Prawo wodne, ustawy z dnia 27 kwietnia 2001 roku – Prawo ochrony środowiska, a także ustawy z dnia 7 czerwca 2001 roku o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków.

Zgodnie z założeniami Ramowej Dyrektywy Wodnej podejście do oceny stanu wód, uwzględniające parametry ekologiczne, przewiduje 5-stopniową skalę ocen, w której charakter poszczególnych jednolitych części wód wskazuje na ich bardzo dobry, dobry, umiarkowany, słaby lub zły stan.

Ocena stanu ekologicznego wód oparta została o różne wskaźniki, uwzględniające właściwości fizyczno-chemiczne (np. temperatura, natlenienie, zasolenie), hydromorfologiczne (m.in. dynamika przepływów wody, ciągłość cieków), a także elementy biologiczne. Wśród grup organizmów wodnych, stanowiących podstawę do oceny stanu ekologicznego, znalazły się makrofity, fitoplankton, fitobentos, makrobezkręgowce denne, a także ichtiofauna.

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) – w rozumieniu ustawy Prawo wodne – wybrano zestaw wskaźników cząstkowych najlepiej charakteryzujących dany akwen. Szczegółowe wytyczne do metodyki pobierania próbek, ich analizy oraz klasyfikacji i oceny zostały opisane w publikacji Inspekcji Ochrony Środowiska „Podręcznik do monitoringu elementów biologicznych i klasyfikacji stanu ekologicznego wód powierzchniowych. Aktualizacja metod.” wydanej w ramach Biblioteki Monitoringu Środowiska w 2020 roku w rozdziale pt. „Ryby w wodach przejściowych i przybrzeżnych” (podręcznik jest dostępny na stronie internetowej GIOŚ pod adresem https://www.gios.gov.pl/images/dokumenty/pms/monitoring_wod/Podrecznik_Monitoringu_Wod.pdf).

Monitoring ichtiologiczny wód przejściowych jest prowadzony zgodnie z założeniami RDW i Programu Monitoringu Wód Morskich i jego aktualizacji w latach 2011 i 2013–2020. Z powodu braku obszarów, które można by uznać za referencyjne pod względem „naturalnej”, niepoddanej presji antropogenicznej struktury ichtiofauny granice klas dla poszczególnych wskaźników cząstkowych dla każdej jednolitej części wód zostały w 2011 r. wyznaczone metodą ekspercką w oparciu o dostępne materiały oraz dane literaturowe.

Monitoring ichtiofauny w 2020 roku przeprowadzono w następujących JCWP: Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna i Zalew Pucki. Klasyfikacja wskaźnika ichtiofauny dla wód przejściowych została opracowana zgodnie z wymaganiami Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz wykonana na podstawie danych z monitoringu ichtiofauny przeprowadzonego w 2020 roku.

Wskaźnik

Do oceny stanu ekologicznego wód na podstawie charakterystyki zbiorowisk ryb sformułowany został indeks stanu ichtiofauny (SI). Indeks wyliczany jest na podstawie szeregu wskaźników cząstkowych, wskazanych dla każdej Jednolitej Części Wód (JCWP).

Z uwagi na zróżnicowanie zespołów ichtiofauny w poszczególnych typach biotycznych oraz różne metody połowu, zastosowano wskaźniki dobrane do charakterystyki biotycznej danego typu wód. We wskaźnikach uwzględniono następujący zakres danych z połowów:

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

Do końcowej oceny wykorzystano zestaw wskaźników cząstkowych, uwzględniających zakres niezbędnych danych ustalonych wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej i prawa polskiego. Dla prawidłowej interpretacji wyników, w nawiasach podano nazwy skrótowe poszczególnych wskaźników cząstkowych, które zostały użyte w Tabeli II.19 – Tabela II.24.

- liczba gatunków stwierdzonych w połowach o udziale przekraczającym średnio 5% liczebności połowu w sezonie letnim (Liczba gatunków);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: okonia
- w połowach w sezonie letnim (CPUE okoi);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego gatunku kluczowego: stornia,
- w połowach w sezonie letnim (CPUE stornia);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb drapieżnych w połowach
- w sezonie letnim (CPUE drapieżniki);
- średnia liczebność na jednostkę nakładu połowowego ryb dużych (o długości powyżej 30 cm l.t) w połowach w sezonie letnim (CPUE duże ryby);
- średni udział okoni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% okoi >3);
- średni udział okoni w wieku powyżej 2 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% okoi >2);
- średni udział storni w wieku powyżej 3 grupy wieku w połowach w sezonie letnim (% stornia >3);

Końcowej oceny dokonano w oparciu o zaproponowany indeks stanu ichtiofauny (SI). Wartości wskaźnika zostały wyliczone oddzielnie dla każdej JCWP, na podstawie zestawienia wyskalowanych wskaźników cząstkowych zgodnie z poniższym równaniem:

$$SI = \frac{\sum W_1 \times 3 + \sum W_2 \times 2 + \sum W_3}{\sum n_1 \times 3 + \sum n_2 \times 2 + \sum n_3}$$

Gdzie:

W1, W2, W3 – wartość (w pięciostopniowej skali) użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3

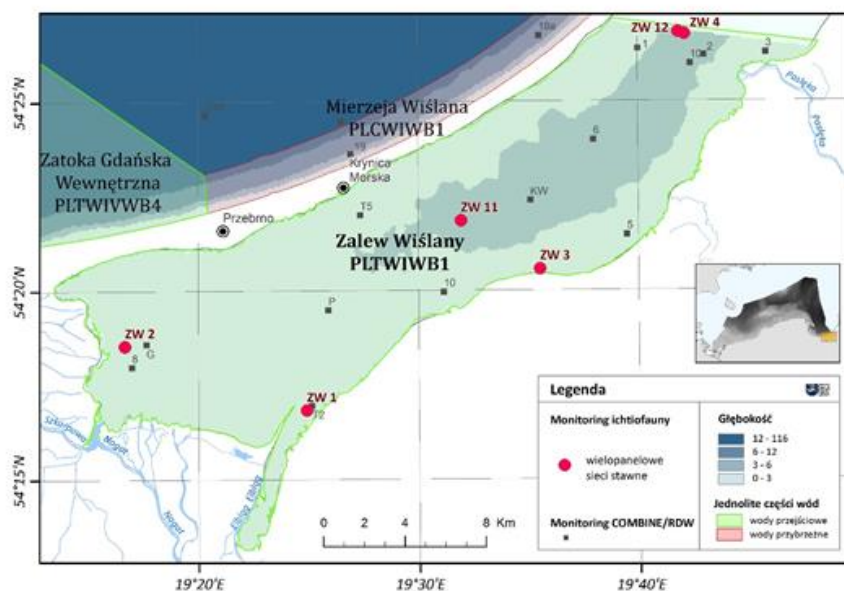
n1, n2, n3 – liczba użytych wskaźników cząstkowych o randze odpowiednio 1, 2, 3

Analogicznie do oceny dokonanej w ramach monitoringu przeprowadzonego w 2011 roku, referencyjna wartość wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) dla trzech JCWP w 2020 roku została określona jako SI=5. Jednocześnie stanowi ona maksymalną wartość, jaką może uzyskać indeks stanu ichtiofauny SI obliczany w oparciu o wyskalowane wskaźniki cząstkowe. W celu dokonania końcowej oceny stanu jakości środowiska wodnego w oparciu o elementy ichtiofauny, posłużono się zakresami wartości wskaźnika ichtiofauny (SI) oraz odpowiadającym im wartościami wskaźnika jakości ekologicznej (EQR) przedstawionym w poniższej tabeli (Tabela II.18.).

Tabela II.18. Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.

Ocena stanu ekologicznego	Ocena potencjału ekologicznego	Zakres wartości SI	Zakres wartości EQR
Bardzo dobry	Maksymalny	4,4-5	0,88- 1,0
Dobry	Dobry	3,4-4,3	0,68-0,87
Umiarkowany	Umiarkowany	2,4-3,3	0,48-0,67
Staby	Staby	1,4-2,3	0,28-0,47
Zły	Zły	1-1,3	Mniej niż 0,28

Zalew Wiśłany



Rys. II.38. Zalew Wiśłany – punkty monitoringowe.

Tabela II.19. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego.

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

Tabela II.20. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2020 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	2	2
CPUE okoi	4,69	1
CPUE drapieżniki	9,28	1
Liczba gatunków	6	5
%okoi>2	68,83	5

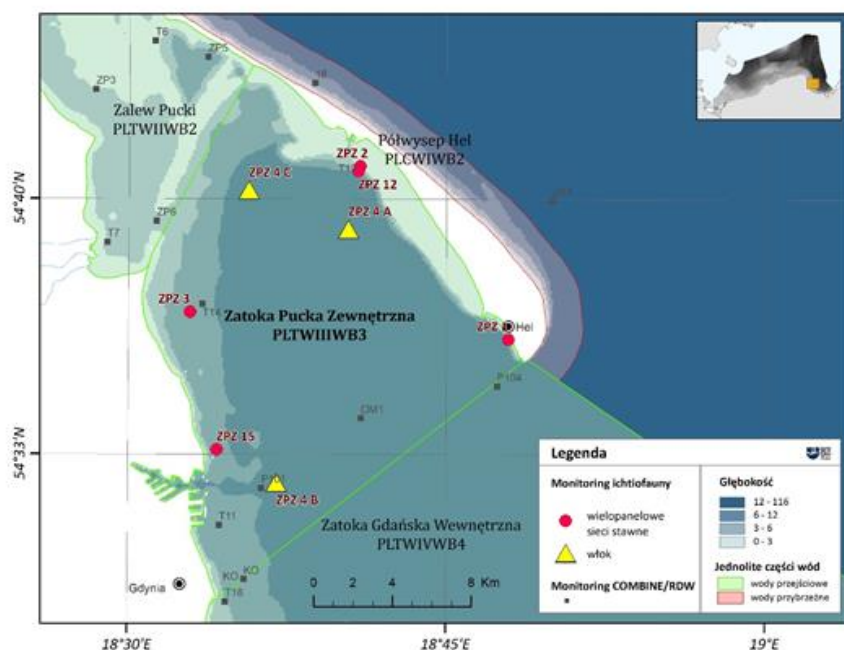
Ocena potencjału ekologicznego dla Zalewu Wiślanego na podstawie danych z 2020 roku:

Indeks SI = 2,58

EQR = 0,52

Ocena potencjału: umiarkowany

Zatoka Pucka Zewnętrzna



Rys. II.39. Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.

Tabela II.21. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoi	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE stornia	≥150	75-149,9	37-74,9	18,5-36,9	0-18,4
CPUE drapieżniki	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoi>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.22. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2020 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	1,19	2
CPUE okoń	2,61	1
CPUE stornia	159,25	5
CPUE drapieżniki	3,50	1
Liczba gatunków	1	1
%okoń>3	58,11	5

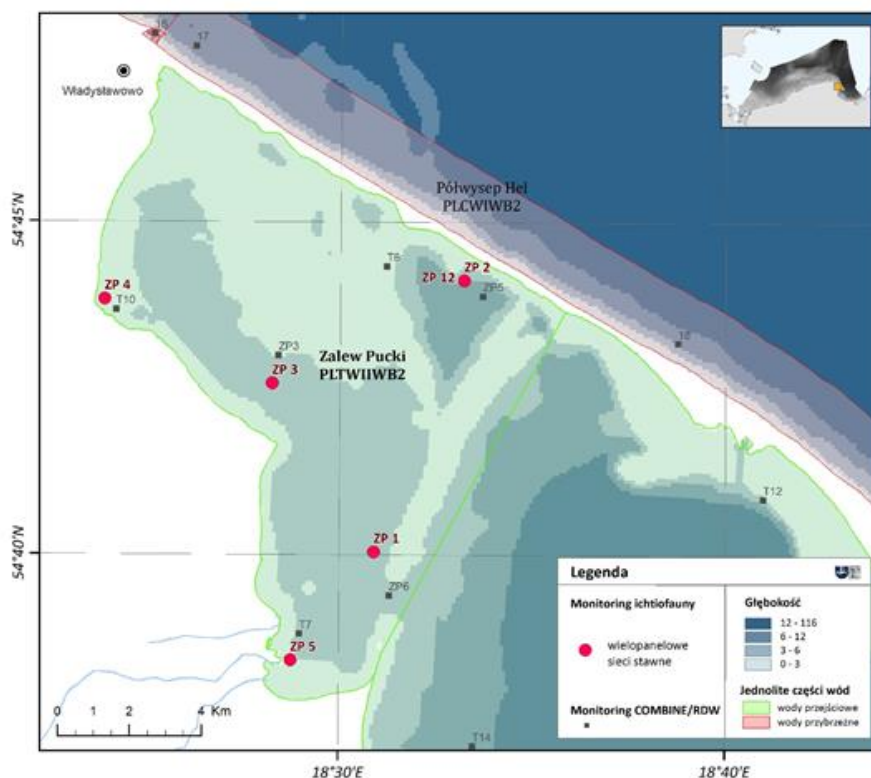
Ocena stanu ekologicznego dla Zatoki Puckiej Zewnętrznej na podstawie danych z 2020 roku:

Indeks SI = 2,07

EQR = 0,41

Ocena stanu: słaby

Zalew Pucki



Rys. II.40. Zalew Pucki – punkty monitoringowe.

Tabela II.23. Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Puckiego.

Wyskalowana wartość wskaźnika cząstkowego	5	4	3	2	1
CPUE duże ryby	≥10	5-9,9	2,5-4,9	1,2-2,4	0-1,1
CPUE okoń	≥ 100	50-99,9	20-49,9	10-19,9	0-9,9
CPUE drapieżniki	≥ 150	75-149,9	25-74,9	12,5-24,9	0-12,4
Liczba gatunków	≥ 6	4-5	3	2	1
%okoń>3	≥30	15-29,9	7,5-14,9	3,7-7,4	0-3,6

Tabela II.24. Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2020 r.

	Wartość wskaźnika na podstawie danych	Wyskalowana wartość wskaźnika
CPUE duże ryby	0,29	1
CPUE okoi	1,00	1
CPUE drapieżniki	1,17	1
Liczba gatunków	3	3
%okoi>3	66,67	5

Ocena stanu ekologicznego dla Zalewu Puckiego na podstawie danych z 2020 roku:

Indeks SI = 1,83

EQR = 0,37

Ocena stanu: słaby

Zbiorna ocena stanu ekologicznego lub potencjału ekologicznego wód przejściowych badanych w ramach monitoringu przeprowadzonego w roku 2020

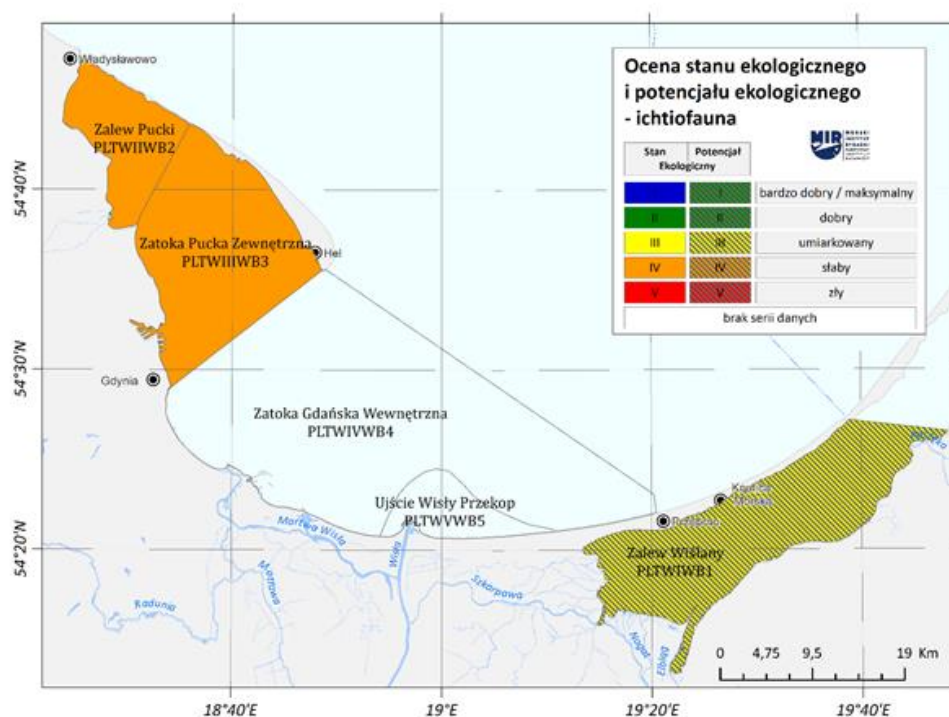
W 2020 roku badania monitoringowe przeprowadzono w trzech Jednolitych Częściach Wód przejściowych (Zalew Wiślany, Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna). Na podstawie danych uzyskanych z badań oszacowano wskaźnik SI, na podstawie którego określono stan i potencjał ekologiczny powyższych JCWP. Stan ekologiczny dla JCWP o charakterze naturalnym (Zalew Pucki, Zatoka Pucka Zewnętrzna) oceniono jako słaby, natomiast dla JCWP o charakterze silnie zmienionym (Zalew Wiślany) potencjał ekologiczny oceniono jako umiarkowany. Szczegółowe wyniki przedstawione zostały w Tabeli II.25 oraz na Rys. II.41.

Tabela II.25. Wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) i klasa stanu i potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2020 roku.

JCWP	SI 2020	Stan/potencjał ekologiczny
Zalew Wiślany	2,58	umiarkowany
Zalew Pucki	1,83	słaby
Zatoka Pucka Zewnętrzna	2,07	słaby

Na przestrzeni minionych lat (2011, 2013–2020), wartości wskaźnika SI dla ichtiofauny zmieniały się we wszystkich badanych JCWP. JCWP o najdłuższej serii danych to Zalew Wiślany, Zatoka Pucka Zewnętrzna i Zalew Pucki. W porównaniu z ubiegłymi latami w 2020 roku potencjał ekologiczny w Zalewie Wiślanym oraz stan ekologiczny w Zatoce Puckiej Zewnętrznej i w Zalewie Puckim pozostał bez zmian.

Należy mieć na uwadze naturalne fluktuacje parametrów środowiskowych oraz niepewności wyników związane z wysoką mobilnością ryb i ich zróżnicowanym behawiorem. Indeks stanu ichtiofauny (SI) powinien być rozpatrywany w zestawieniu ze wskaźnikami opartymi o pozostałe elementy biologiczne, wykorzystywane do oceny stanu ekologicznego ekosystemów wodnych.



Rys. II.41. Mapa obrazująca wyniki oceny stanu i potencjału ekologicznego JCWP na podstawie monitoringu ichtiofauny w 2020 roku.

Indeks wielkości ryb w wodach otwartych (LFI 1)

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

Indeks wielkości ryb odzwierciedla ogólną strukturę wielkości na poziomie zbiorowisk i oceniany jest na podstawie biomasy dużych ryb¹. Wyrażany jest w jednostce CPUE (połów na jednostkę nakładu połowowego). Obecnie 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 zbiorowisk. 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 zmniejszeniu średnich długości osobniczych, co również ma wyraz w spadku wartości indeksu.

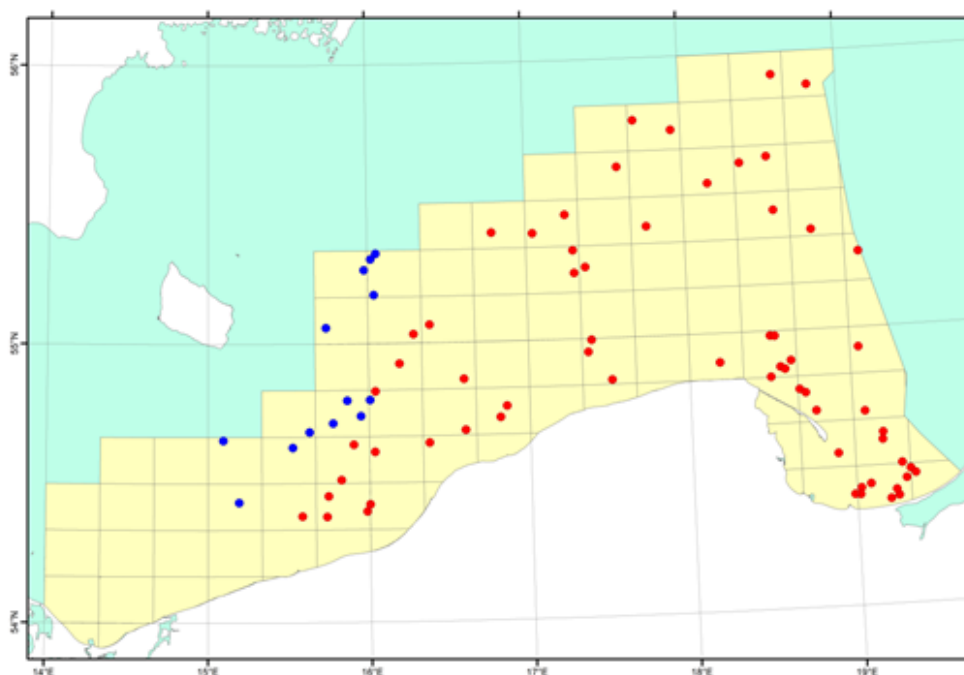
Na wartość indeksu mogą wpływać również inne warunki środowiskowe, takie jak temperatura lub koncentracje substancji biogennych. Odpowiedź wskaźnika na presję antropogeniczną była przedmiotem prac grupy HELCOM CORESET II. Do czasu weryfikacji relacji pomiędzy LFI a presją połowową, zastosowana zostanie wyznaczona w 2011 roku granica pomiędzy subGES a GES. Granica ta została wykorzystana również w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich w zakresie ichtiofauny za lata 2011–2016 opracowanej przez Polskę w 2018 roku i obowiązuje nadal.

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

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

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

Do obliczenia wartości wskaźnika LFI w 2020 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 13 stacji duńskich (Rys. II.42).



Rys. II.42. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2020 roku przez stronę polską i duńską: ● stacje polskie (64); ● stacje duńskie (13).

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

Na forum HELCOM nie wyznaczono dotychczas granic GES dla wskaźnika dużych ryb w ichtiofaunie dennej Bałtyku. Testowanie wskaźnika wykazało, że od 2008 roku wartość indeksu wzrastała, co świadczyło o wzrastającym udziale ryb dużych. Tendencję tę obserwowano zarówno dla dorsza, jak i dla pozostałych gatunków dennych Bałtyku. Wzrost wartości wskaźnika LFI wykazano w okresie, gdy zaczęto redukować połowy dorsza, co skutkowało zmniejszaniem śmiertelności połowowej tego gatunku.

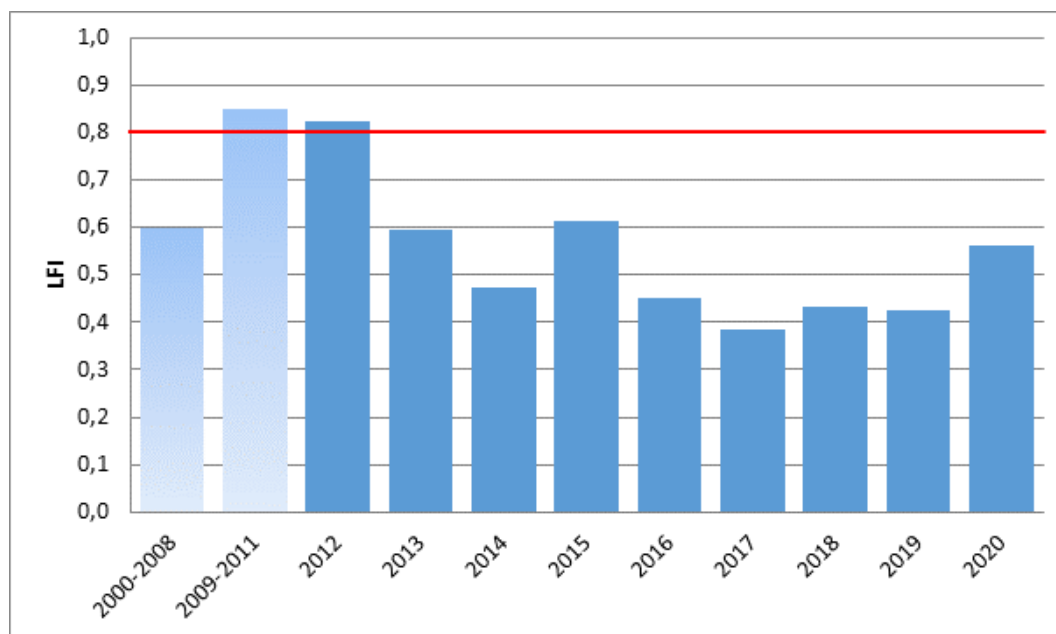
W roku 2012 zdecydowano, że na potrzeby wstępnej oceny stanu środowiska morskiego, wielkości indeksu LFI w okresie wysokiej śmiertelności połowowej dorsza (lata 2000–2008) odpowiadać będą stanowi subGES, natomiast ocena oparta na serii danych z lat 2009–2011, wskazująca na polepszenie stanu środowiska morskiego w obszarze wód otwartych, prezentować będzie poziom GES. Te same wartości granicy GES/subGES znalazły się w aktualizacji wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich za lata 2011–2016.

Podczas analizy wyników badań przeprowadzonych w 2020 roku przyjęto analogiczną zasadę oceny stanu środowiska morskiego – oparto ją o dotychczas stosowany poziom wartości referencyjnej GES. Jest to założenie, które wymaga weryfikacji w toku dalszych prac projektów HELCOM odpowiedzialnych za rozwój wskaźników.

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

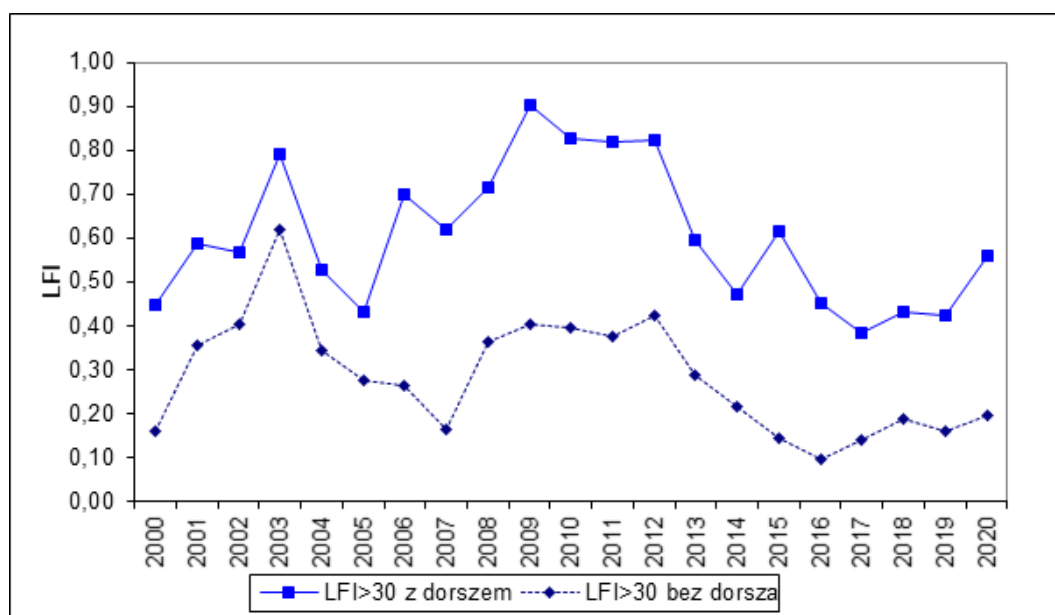
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,85 (SD=0,05), i była znacząco wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,60 (SD=0,12) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,8.

W obecnej ocenie (dane z roku 2020) wartość wskaźnika LFI wynosiła 0,56 dla podobszaru ICES 25. Obliczona wartość odpowiada stanowi subGES (Rys. II.43, Rys. II.47, Tabela II.26).



Rys. II.43. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000–2008, 2009–2011 oraz w latach 2012–2020 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

Poniżej zamieszczono krzywe przedstawiające udział dużych ryb w połowach BITS w okresie 2000–2020 (Rys. II.44). 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 podobszarze ICES 25 Morza Bałtyckiego.



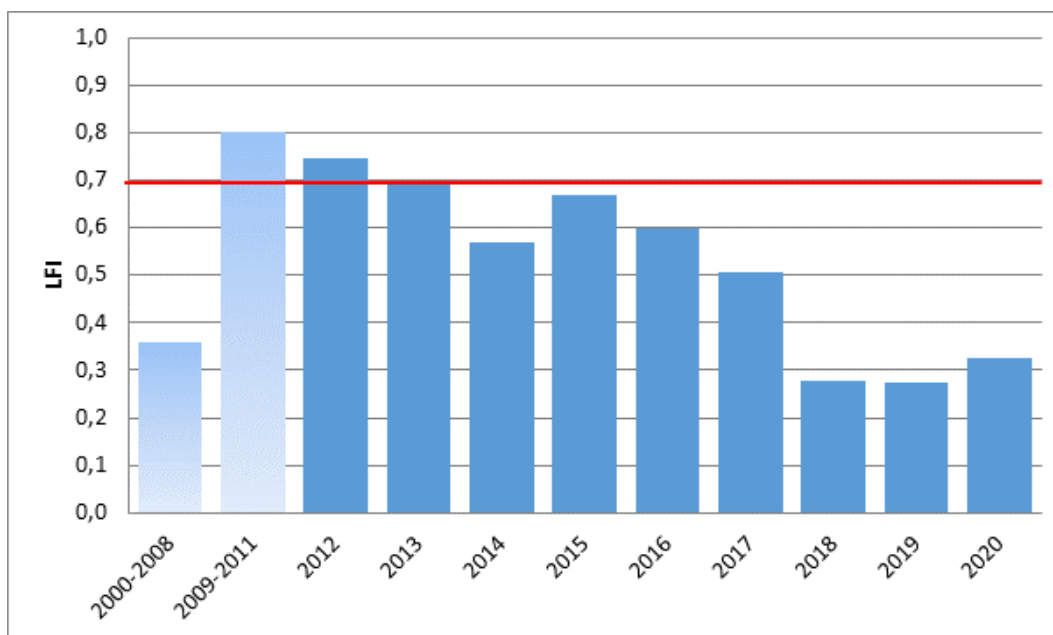
Rys. II.44. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000–2020 w podobszarze ICES 25.

W podobszarze ICES 25 odnotowano znaczący wzrost wskaźnika LFI w porównaniu z rokiem ubiegłym (odpowiednio 0,56 i 0,42). Po kilkuletnim okresie, gdzie wartość LFI utrzymywała się na niskim poziomie stwierdzono dość znaczący wzrost. Wartość wskaźnika LFI bez dorsza również wzrosła i wynosi obecnie 0,19. Analiza obu wskaźników wskazuje na wzrost biomasy dużych dorszy i dużych storni w populacji. Na tej podstawie można wnioskować, że nastąpiło polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb w podobszarze 25. Uzyskana w 2020 r wartość LFI jest niższa niż wyznaczona wartość progowa (odpowiednio 0,56 i 0,80).

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

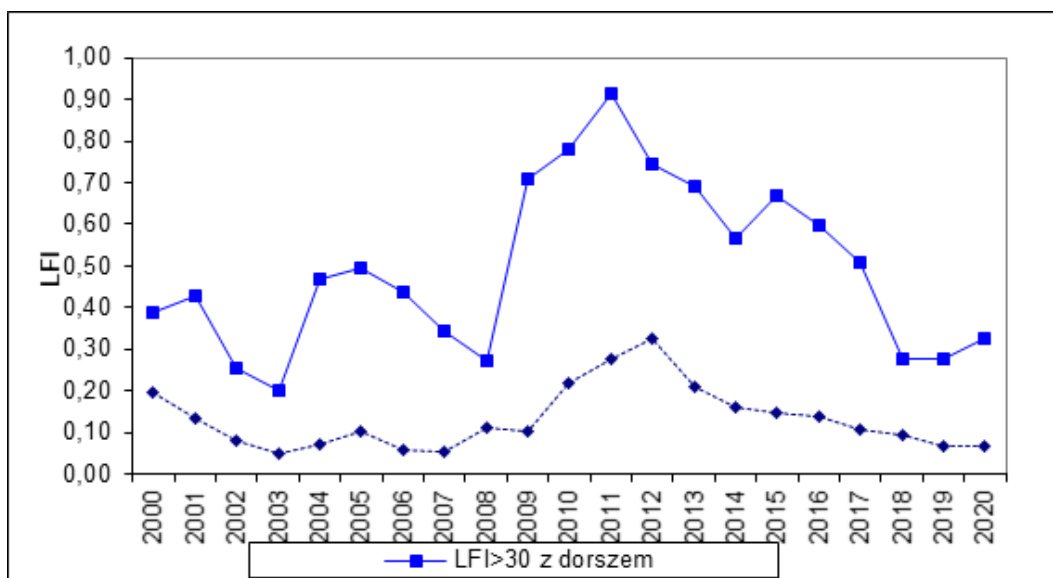
Wartość wskaźnika LFI w latach 2009–2011 roku wyniosła 0,80 (SD=0,10) i była wyższa od wyliczonej wartości średniej 0,36 (SD=0,10) dla lat 2000–2008. Różnica pomiędzy średnimi była istotna statystycznie. Wartość progową (*threshold value*) wyznaczono na poziomie 0,7.

W obecnej ocenie (dane z roku 2020) wartość wskaźnika LFI wynosiła dla podobszaru ICES 26 0,33. Obliczona wartość odpowiada stanowi nieodpowiedniemu - subGES (Rys. II.45, Rys. II.47, Tabela II.26).



Rys. II.45. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2020 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.

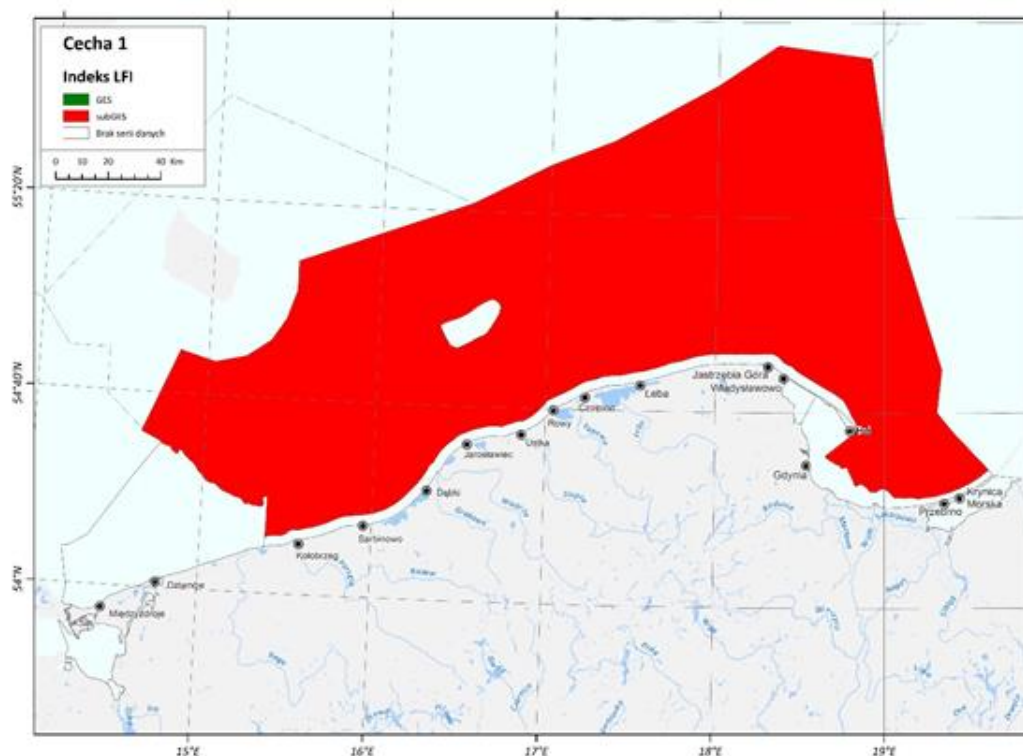
Wykres obrazujący udział dużych ryb w okresie 2000-2020 dla podobszaru ICES 26 (Rys. II.46) charakteryzuje udział dużych ryb z uwzględnieniem wszystkich 5 gatunków (linia ciągła) oraz po wyłączeniu dorsza (linia przerywana). Także w podobszarze ICES 26 i należących do niego polskich obszarów morskich zaznacza się duży wpływ dorsza na wielkość wskaźnika LFI.



Rys. II.46. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2020 w podobszarze ICES 26.

W podobszarze ICES 26 w roku 2020 wartość wskaźnika LFI (0,33) jest wyższa niż w roku poprzednim. Od 2015 roku obserwowano ciągły spadek wartości wskaźnika aż do poziomu 0,27 w 2019 roku i dopiero w bieżącym roku nastąpił jego wzrost. Na tej podstawie możemy wnioskować, że nastąpiło zwiększenie biomasy dużych dorszy w populacji, a co za tym idzie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nie zmieniła się i wynosi obecnie podobnie jak w roku ubiegłym 0,07. Można więc wnioskować, że biomasa dużych storni większych niż 30 cm jest niemal identyczna jak w roku 2019. Obserwując

zmiany w okresie wieloletnim można stwierdzić, że jest to biomasa stosunkowo niska. Uzyskana w 2020 r wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,33 i 0,70).



Rys. II.47. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2020 r.

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

Tabela II.26. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2020.

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

II.3.2. Siedliska Pelagiczne



II.3.2.1. Fitoplankton

W ramach prowadzonego Monitoringu Morza Bałtyckiego w strefie głębokomorskiej w 2020 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 w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1), w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża w okolicach Łeby (st. Ł7) oraz w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140), a także w wodach Basenu Bornholmskiego w strefie płytkowodnej (st. P16 i K6), w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13) i Głębi Bornholmskiej (st. P5C). Poboru prób dokonano również w Zalewie Wiślanym (st. KW).

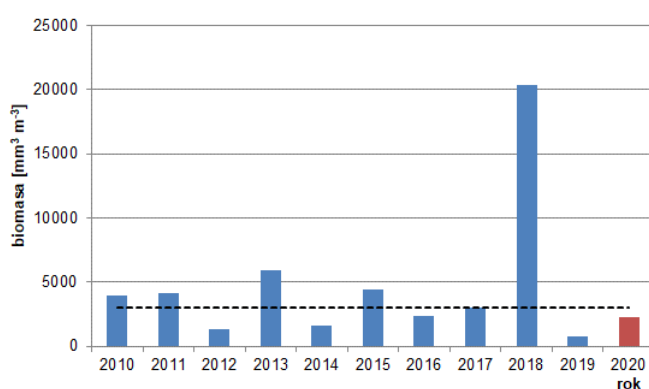
W ramach prac grup roboczych HELCOM podejmowane są starania dążące do opracowania szeregu wskaźników do oceny stanu fitoplanktonu środowiska morskiego. Wśród obecnie opracowywanych wskaźników znajdują się opisujące zasięg czasowy i przestrzenny zakwitów sinic, sezonową sukcesję dominujących grup fitoplanktonu, czy też wskaźniki opisujące wzajemne zależności pomiędzy grupami fitoplanktonu. Spośród wszystkich wyżej wymienionych do dzisiaj jedynie dwa wskaźniki wykorzystywane są do oceny fitoplanktonu, są to letnie stężenia chlorofilu a oraz wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy. Chlorofil a został oceniony w ramach Cechy D5 (eutrofizacja) w niniejszym opracowaniu. Drugi spośród wyżej wymienionych to wskaźnik okrzemkowo-bruzdnicowy, podstawowy wskaźnik HELCOM, który jest wyrażony jako stosunek biomasy okrzemek do biomasy bruzdnic w miesiącach wiosennych (luty-maj) (HELCOM, 2017). Wykorzystanie w ocenie w/w wskaźnika uzależnione jest od osiągnięcia średniej biomasy okrzemek bądź bruzdnic w miesiącach luty – maj, powyżej wartości $1000 \mu\text{g dm}^{-3}$. W związku z faktem braku zanotowania biomasy bruzdnic bądź okrzemek powyżej w/w granicy w 2020 roku nie było możliwe przeprowadzenie oceny w oparciu o w/w wskaźnik.

W związku z powyższym, podobnie jak miało to miejsce w latach ubiegłych, przedstawiono zmiany średniej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich na tle dziesięciolecia.

Biomasa fitoplanktonu

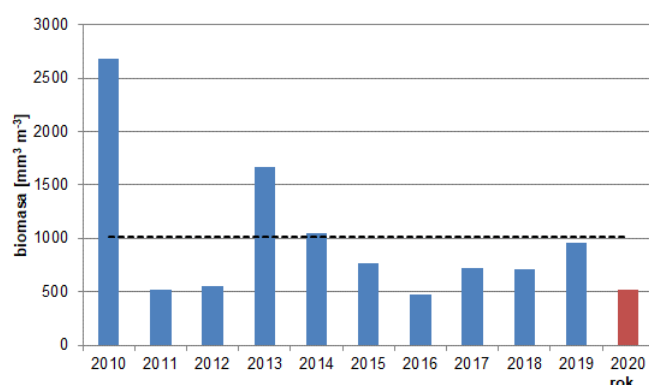
W 2020 roku w ramach analizy zmienności struktur fitoplanktonu dokonano porównania średniej całowitej biomasy fitoplanktonu z miesięcy letnich (czerwiec-wrzesień) w wieloleciu 2010-2019 z wynikami uzyskanym w 2020 roku. Czarna przerywana linia na wykresach oznacza średnią biomasę z miesięcy czerwiec-wrzesień z okresu 2010-2019, do wyliczenia wartości średnich nie włączano pojedynczych wartości ekstremalnych (np. zanotowanej na stacji KW w 2018 roku).

W przypadku stacji zalewowych (st. ZP6 - Rys. II.49, KW - Rys. II.48), ze względu na nieznaczną 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, P5C) metrów. Notowane w 2020 roku wartości biomasy z okresu lata były zdecydowanie wyższe od notowanych w 2019 roku, które z kolei były jednymi z niższych w wieloleciu. Wyjątek stanowiły wartości notowane w rejonie Zalewu Puckiego (st. ZP6), gdzie średnia biomasa fitoplanktonu z miesięcy letnich była niższa niż w 2019 roku (Rys. II.49). Wzrost biomasy fitoplanktonu był szczególnie zauważalny w przypadku strefy otwartego morza (Rys. II.51-Rys. II.53) a notowane w 2020 roku wartości były w tym rejonie zbliżone do wartości średnich z wielolecia 2010-2019.

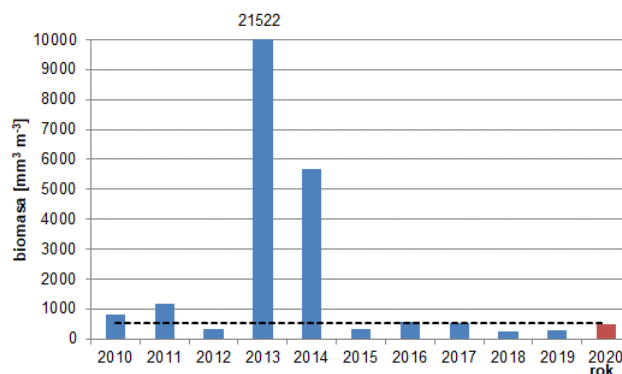


Rys. II.48. Zmiany średniej całowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

Wartości biomasy fitoplanktonu w rejonie polskich wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej były zbliżone na obu stanowiskach pomiarowych. Na stacji wysokiej częstotliwości - ZP6 (Rys. II.49) średnia biomasa fitoplanktonu w lecie była niższa niż w 2019 roku oraz od średniej z wielolecia dla tej stacji. W przypadku stacji P110 z rejonu centralnej części Zatoki Gdańskiej (Rys. II.50) zaobserwowano wzrost biomasy w stosunku do 2019 roku, a zanotowana wartość była zbliżona do średniej z wielolecia 2010-2019.



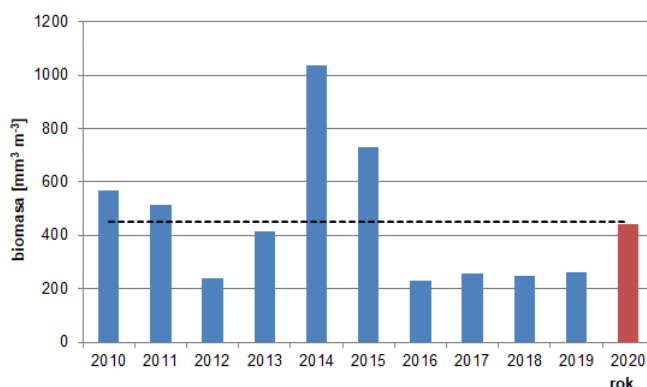
Rys. II.49. Zmiany średniej całowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.



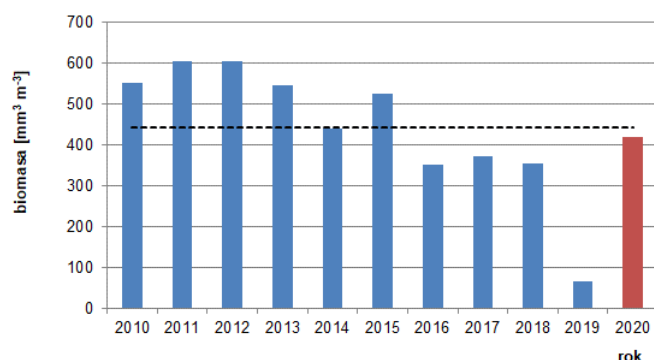
Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

W przypadku stacji monitoringowych położonych w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża średnie wartości biomasy w miesiącach letnich były wyrównane pomiędzy stacjami i były jednocześnie najwyższe od 2015 roku. Szczególnie istotny wzrost biomasy fitoplanktonu zaobserwowano w przypadku stacji K6 (Rys. II.52) oraz P16 (Rys. II.53). Wszystkie zanotowane w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża wartości biomasy oscylowały wokół średniej z wielolecia 2010-2019.

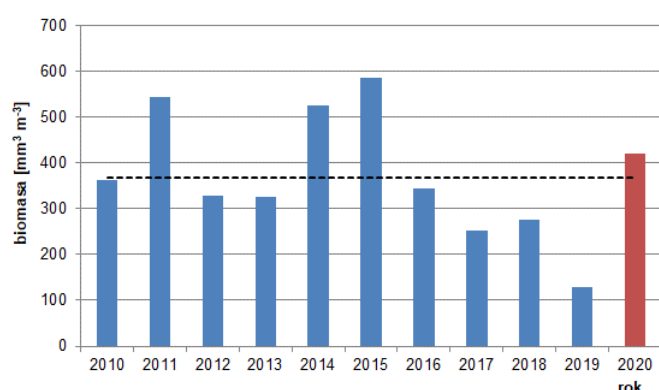
Wartości średniej biomasy fitoplanktonu z okresu lata w rejonie Zatoki Pomorskiej na stacji B13 notowane do 2014 roku były zdecydowanie wyższe od tych notowanych w drugiej połowie wielolecia 2010-2019 w związku z czym wartości notowane po 2014 roku są zdecydowanie niższe od średniej z wielolecia (Rys. II.54). 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. Wartość biomasy z lata 2020 roku była najwyższa od 2014 roku i zbliżona do wartości notowanych na stacjach ze strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża.



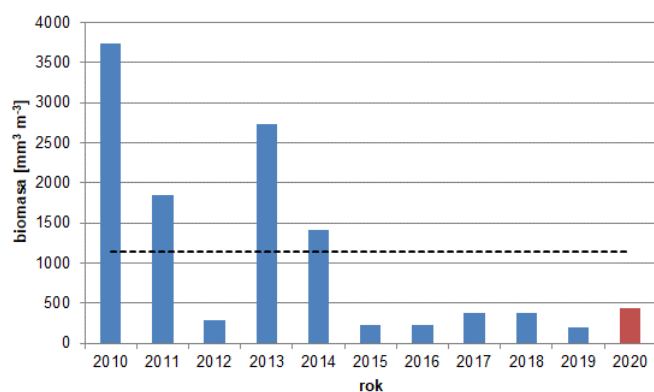
Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.



Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

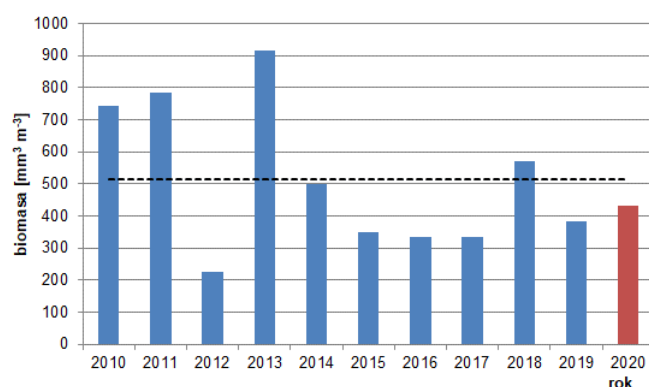


Rys. II.53. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

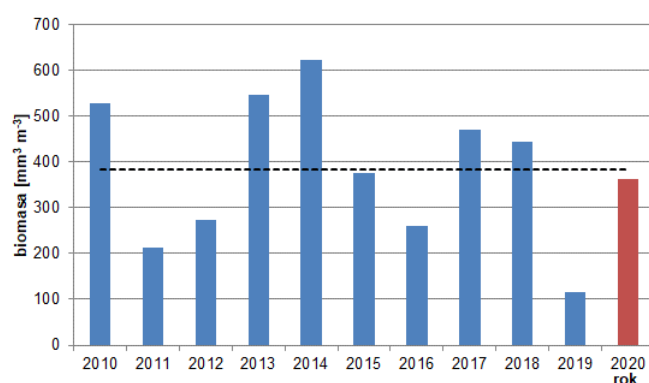


Rys. II.54. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

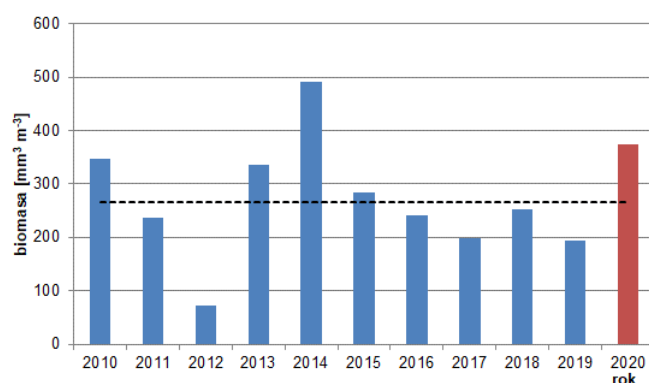
W 2020 roku w strefie głębokowodnej otwartego morza nieznacznie wyższe średnie wartości biomasy z lata notowano w rejonie Głębi Gdańskiej (Rys. II.55). W przypadku stacji z rejonu Głębi Bornholmskiej (Rys. II.57) oraz pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (Rys. II.56) notowane wartości biomasy były zbliżone i jednocześnie nieznacznie niższe niż te notowane w rejonie Głębi Gdańskiej. W przypadku wszystkich wymienionych lokalizacji zanotowano wzrost biomasy w miesiącach letnich. Wzrost biomasy jest szczególnie widoczny na st. P140 oraz st. P5C, przewyższając w tym drugim przypadku wartość średnią z wielolecia, która była wyższa od wartości notowanych w 2019 roku.



Rys. II.55. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.



Rys. II.56. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.



Rys. II.57. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.

Podsumowując, z analizy przedstawionych wykresów wynika, iż średnia biomasa fitoplanktonu w miesiącach letnich w 2020 roku była wyrównana we wszystkich rejonach badań. Wyjątek stanowi obszar Zalewu Wiślanego, którego charakterystyka jest odmienna od pozostałych rejonów badań. Jedynie w przypadku 2 stanowisk (st. P16 oraz P5C) zanotowano wartości wyższe od średniej z wielolecia, w przypadku większości pozostałych stanowisk wartości były zbliżone do średnich z wielolecia, a w przypadku stacji KW, ZP6 oraz B13 zanotowane wartości średniej biomasy były zdecydowanie niższe od średniej z lat 2010-2019.

II.3.2.2. Zooplankton

Morze Bałtyckie jest jednym z największych na świecie mórz śródlądowych o charakterze słonawym (mezohalinowym), a lokalizacja w strefie klimatu borealnego determinuje typ organizmów w nim żyjących. Średnie zasolenie tego morza wynosi blisko 7. Bałtyk charakteryzuje się specyficznym rozkładem zasolenia horyzontalnego rosnącego od Zatoki Fińskiej i Botnickiej (zasolenie 2) w stronę Cieśnin Duńskich (zasolenie 16–20). Stosunkowo duże różnice zasolenia występują w rozkładzie pionowym, gdzie cięższa słona woda opada ku dnu akwenu np. zasolenie 7 przy powierzchni a 15 przy dnie. Taki rozkład zasolenia horyzontalnego jak i pionowego ma znaczący wpływ na bioróżnorodność Morza Bałtyckiego.

Zooplankton (gr. ζῷον zôion – ‘zwierzę’; πλαγκτός planktós – ‘błąkający się’) jest to szereg drobnych organizmów bezkręgowych dryfujących masowo w warstwie pelagicznej zbiorników wodnych. W skład zooplanktonu wchodzi przedstawiciele m. in. wrotków, wioślarek i widłonogów. Zooplankton jako jedno z głównych ogniw łańcucha pokarmowego, jest bezwzględnie ważnym elementem niezbędnym do prawidłowego funkcjonowania ekosystemów wodnych. Plankton zwierzęcy jest kluczowym elementem łańcucha pokarmowego stanowiącym ogniwo pomiędzy fitoplanktonem a konsumentami wyższego rzędu. Istotnymi czynnikami regulującymi ilość zooplanktonu w kolumnie wody są: presja ze strony drapieżników takich jak ryby planktonożerne, np. śledziowate i dorsz (żywią się zooplanktonem głównie w stadium juwenilnym) i czynniki fizykochemiczne środowiska takie jak temperatura, czy stężenie tlenu. Zooplankton żywi się głównie fitoplanktonem, dzięki czemu może niwelować skutki szkodliwych zakwitów fitoplanktonu. Każdego roku w ramach monitoringu polskich obszarów morskich realizowane są prace związane z mezozooplanktonem dotyczące oznaczenia składu gatunkowego, liczebności i biomasy. Badania monitoringowe zooplanktonu w 2020r. przeprowadzono na 10 stacjach rozmieszczonych w: Zalewie Wiślanym (st. KW), Zalewie Puckim (st. ZP6), Zatoce Gdańskiej (st. P110), wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7, P16 i K6), otwartej części Zatoki Pomorskiej (st. B13) oraz w strefie pełnomorskiej: w Głębi Gdańskiej (st. P1), Głębi Bornholmskiej (st. P5C) i południowo – wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) (Rys. II.2). Na każdej ze stacji pobierano materiał do badań po 5 razy w roku z wyjątkiem stacji ZP6, gdzie próby pobierano 12 razy.

W 2020 roku stwierdzono występowanie łącznie 27 taksonów zooplanktonu, czyli tyle samo co w roku 2019. W 2020 r. licznie występowały organizmy należące do podgromady Copepoda oraz do nadrzędu Cladocera (Tabela II.27). Pozostałe taksony należały do organizmów meroplanktonowych czyli takich, które zaliczane są do zooplanktonu jedynie okresowo podczas niektórych stadiów rozwojowych organizmów (np. larwy wieloszczetów, skorupiaków, ślimaków, małży, mszywiół), a także ichtioplankton (larwy ryb).

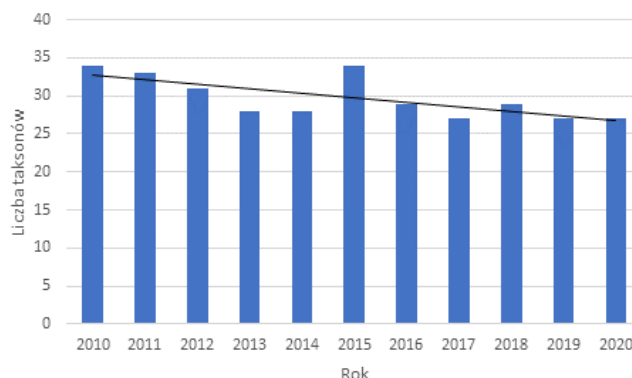
W 2020 roku najbardziej różnorodną pod względem ilości gatunków była stacja płytkowodna – ZP6, gdzie zanotowano 20 taksonów (Tabela II.27). Drugą w kolejności pod względem różnorodności gatunkowej była stacja głębokomorska – P5C. Stacją, na której stwierdzono najmniejszą liczbę taksonów była stacja z rejonu Zalewu Wiślanego (KW) – 11 (Tabela II.27). Stacją głębokomorską, na której zanotowano najmniej taksonów była P140 – 13 taksonów (Tabela II.27).

Tabela II.27. Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2020 r.

Grupa	Takson	B13	K6	KW	L7	P1	P110	P140	P16	P5C	ZP6
Cladocera	<i>Alona quadrangularis</i>	X			X						
	<i>Bosmina longispina</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Chydorus sphaericus</i>										X
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>			X							
	<i>Evadne nordmanni</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon intermedius</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Podon polyphemoides</i>					X	X		X	X	X
Copepoda	Copepoda	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Calanoida	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Acartia bifilosa</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<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					
	<i>Pseudocalanus minutus</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	<i>Temora longicornis</i>	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Cyclopinae	X		X						X	X
	<i>Oithona similis</i>					X				X	
	Harpacticoida									X	X
	Hydromedusae					X				X	
Varia	Bivalvia	X	X		X	X	X	X	X	X	X
	Gastropoda	X	X		X					X	
	Pisces										X
	Polychaeta	X	X	X	X	X	X	X			X
	Fritillaria spp.		X		X	X	X	X	X	X	
	Decapoda	X	X	X					X		X
	Rotifera	X	X		X	X	X		X	X	X
	Razem	17	17	11	16	18	15	13	15	19	20

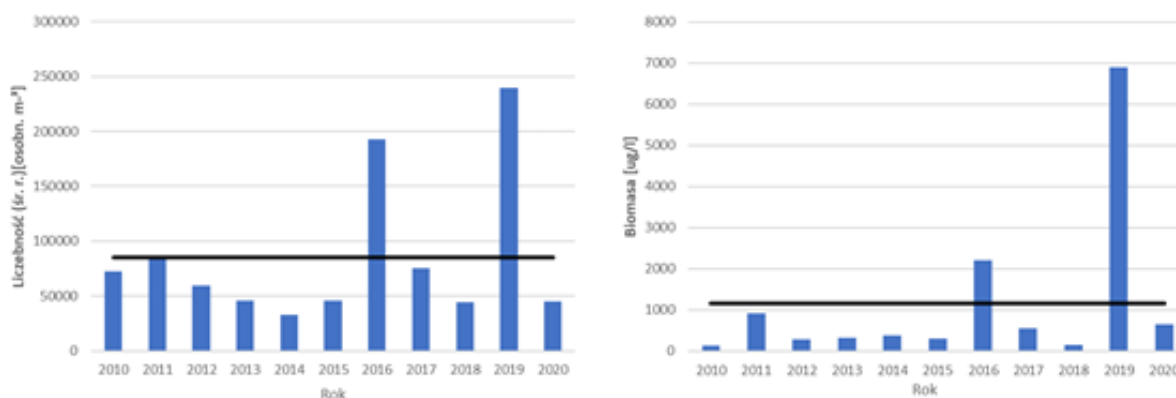
W 2020 r. na wszystkich 10 stacjach występowały gatunki z podgromady Copepoda: *Acartia bifilosa*, *Acartia longiremis* i stadia rozwojowe nauplius (pod nazwą Copepoda w tabeli) oraz copepodit I–III (Calanoida) (Tabela II.27). Najbardziej rozpowszechnionym gatunkiem z nadrzędu Cladocera była *Bosmina longispina*, oraz *Evadne nordmanni* (Tabela II.27). Stodkowodna wioślarka *Diaphanosoma brachyurum* pojawiła się w 2020r. tylko na stacji zalewowej KW (Tabela II.27). Rzadko spotykany gatunek *Chydorus sphaericus* pojawił się jedynie na stacji ZP6, podobnie jak *Acartia tonsa*. Nie zaobserwowano w 2020r. drapieżnej, inwazyjnej wioślarki *Cercopagis pengoi*. W 2020 r. odnotowano małą obecność słonolubnego widłonoga *Oithona similis* zaliczanego do rzędu Cyclopoida. Pojawił się on tylko na stacjach P1 i P5C, co jest skutkiem braku wlewu świeżych i stonych mas wód z regionu Morza Północnego przez Cieśniny Duńskie. *Oithona similis* jest gatunkiem eurytermalnym i euryhalinowym przez co może dostosować się do różnych warunków środowiskowych jak np. wyższe zasolenie. Zauważono, że gatunek ten pojawia się na dużych głębokościach poniżej halokliny. Z gatunków opisanych w tabeli (Tabela II.27) jako „Varia” na stacjach najczęściej przez cały rok stwierdzano obecność larw małży Bivalvia. Pojawiały się osobniki stadiów larwalnych Decapoda na 5 stacjach (Tabela II.27). Larwy ryb pojawiały się wyłącznie na stacji ZP6.

Na Rys. II.58 przedstawiono zmiany w ilości stwierdzonych taksonów na wszystkich stacjach na tle dziesięciolecia. Rokiem, w którym zanotowano największą liczbę taksonów był 2015 – 34 taksony, a najuboższymi lata 2017, 2019, 2020 r. Zauważalna jest tendencja spadkowa bioróżnorodności na przetomie 10 lat

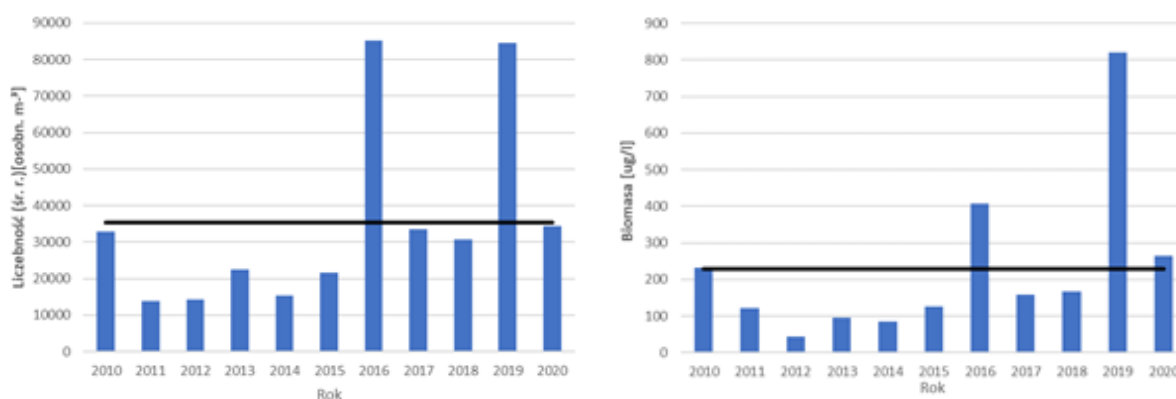


Rys. II.58. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2010-2020 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.

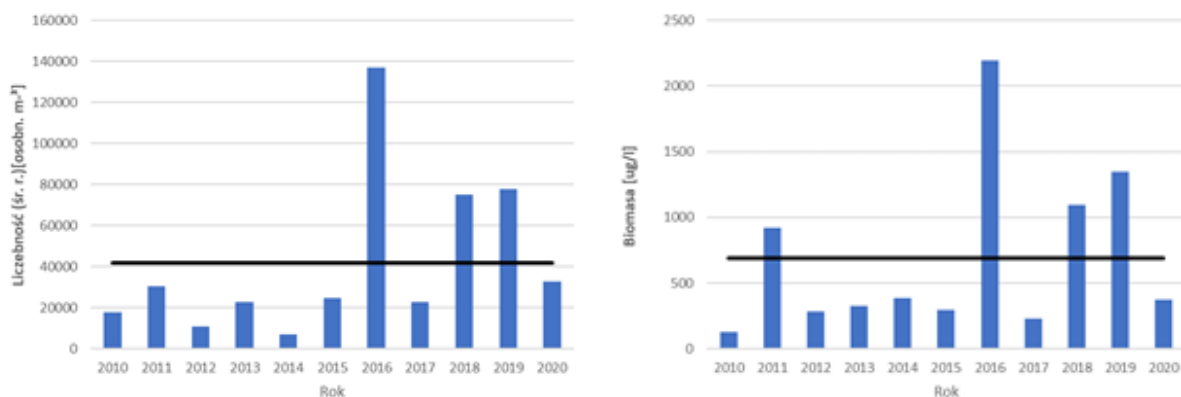
Zmiany liczebności i biomasy zilustrowano w formie wykresów dla wszystkich stacji w latach 2010-2020 (Rys. II.59-Rys. II.68).



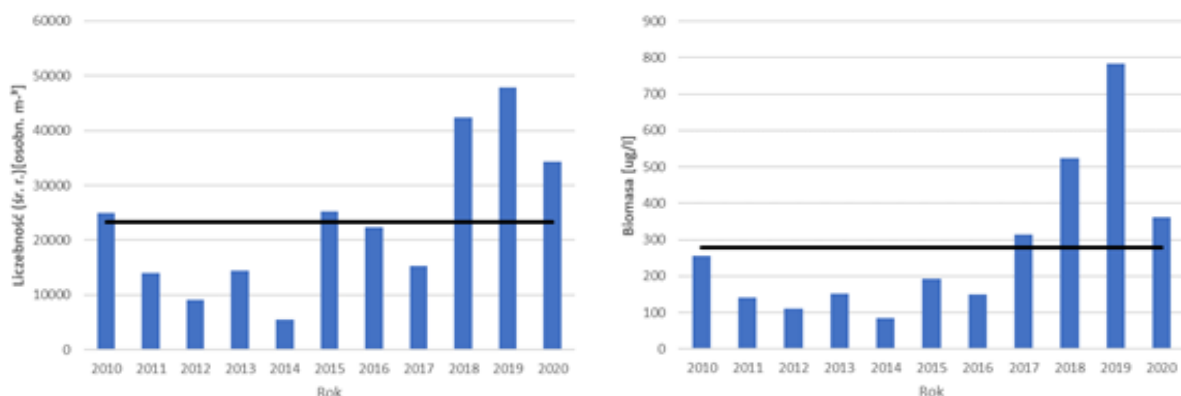
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.



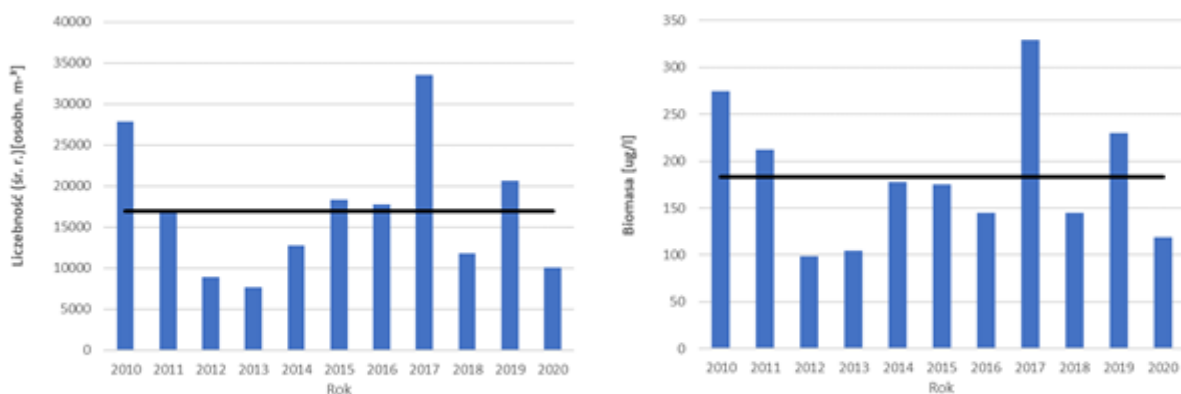
Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



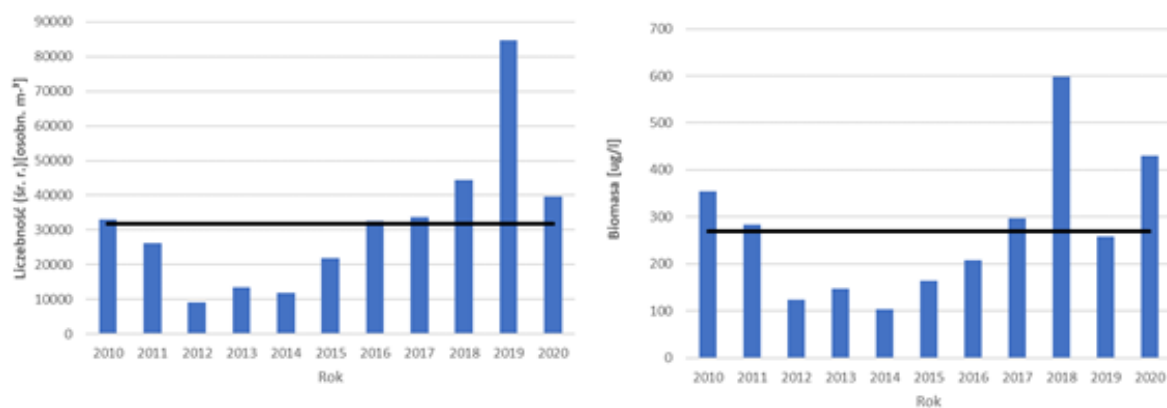
Rys. II.61. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



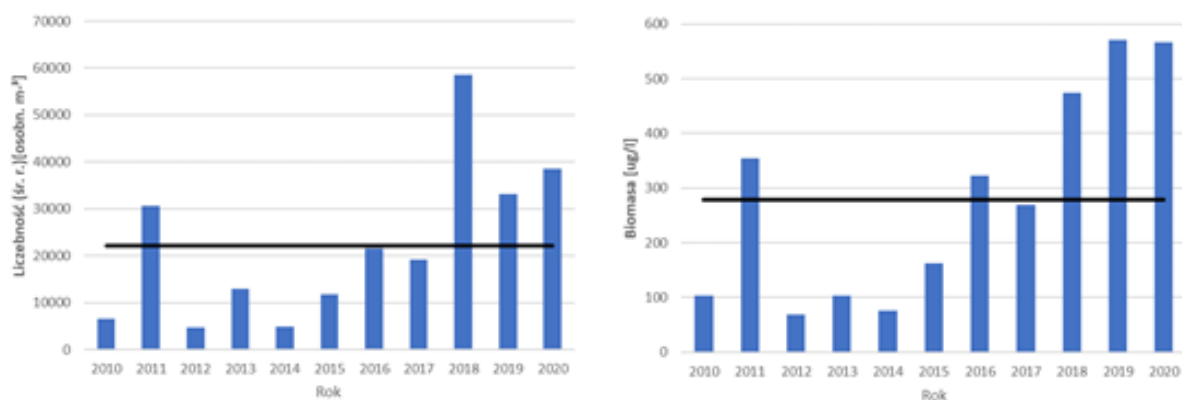
Rys. II.62. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



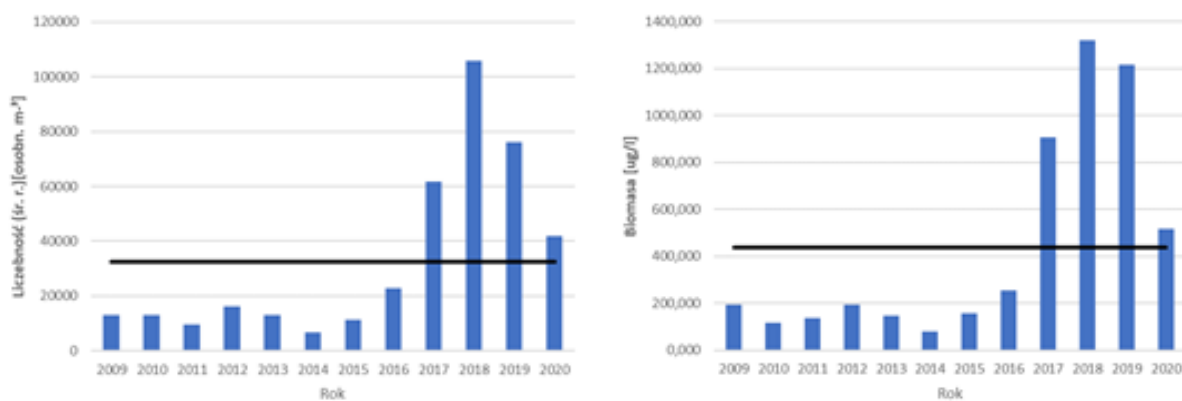
Rys. II.63. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



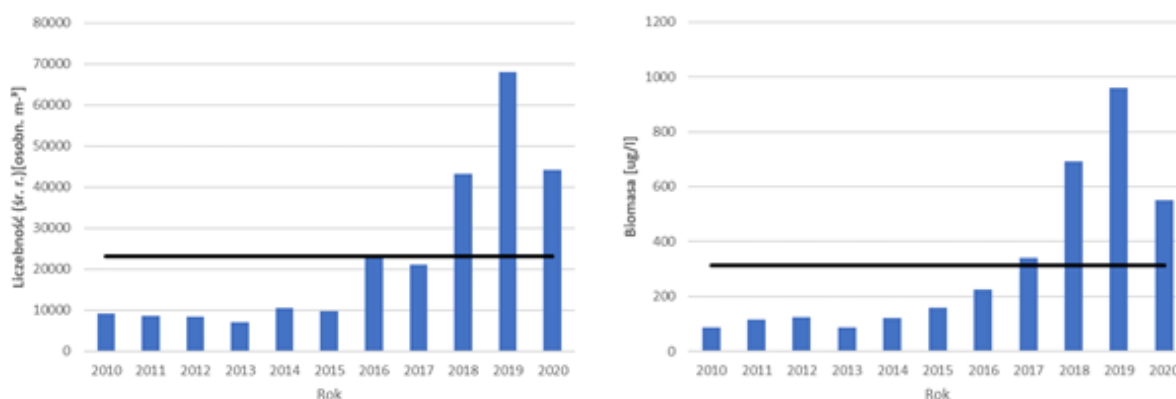
Rys. II.64. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



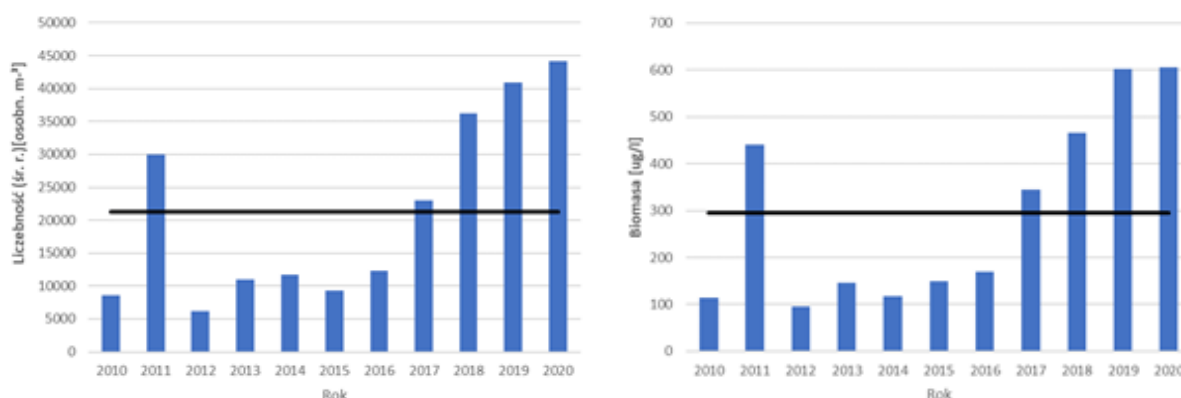
Rys. II.65. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.66. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.67. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia



Rys. II.68. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia

Liczebność (średnia roczna) zooplanktonu na stacjach zalewowych KW i ZP6 wykazały spadek w stosunku do roku 2019 (Rys. II.59, Rys. II.60). W 2019 r. liczebność na stacji KW była wybitnie wysoka, jednakże w 2020 r. poziom wyrównał się do poziomów bliskich średniej z dziesięciolecia (Rys. II.59). Stacja ZP6 w 2016 i 2019 r. miała najwyższą liczebność w ciągu ostatnich 10 lat (Rys. II.60). Na wszystkich płytkowodnych stacjach Ł7, P16, K6, B13 widać spadki liczebności i biomasy zbliżonych do poziomów średniej z 10-lecia (Rys. II.61 - Rys. II.64). Stacja Ł7 wykazywała najwyższą liczebność zooplanktonu w 2016 r, podczas gdy w 2020 r. liczebność spadła do poziomu zbliżonego do 2011 r. (Rys. II.61). Na stacji Ł7 2014 r. był najuboższym w liczebność zooplanktonu na przestrzeni 10-lecia. Od 3 ostatnich lat widać wyraźne wzrosty liczebności na stacji P16 (Rys. II.62). Biomasa w 2019 r. na stacji P16 była najwyższą od 10 lat i w 2020r spadła do poziomu podobnego do 2017 r. (Rys. II.62). Liczebność zanotowana na stacji K6 w 2020 r. jest najniższa od 2013r (Rys. II.63.). Stacje głębokomorskie P1, P110, P140, wykazały również mniejszą liczebność i biomasa (Rys. II.65 - Rys. II.67). Na stacji P5C oraz wcześniej P5 od 2018r, widać wyraźną tendencję wzrostową liczebności i biomasy zooplanktonu (Rys. II.68). Na przestrzeni 10-lecia w 2012 r. na stacji P5 była najniższa liczebność i biomasa (Rys. II.68). Stacja P140 miała najwyższą liczebność w roku 2019 i w 2020 r spadła do poziomu podobnego do roku 2018 (Rys. II.67). Ostatnie 3 lata na stacji P140 charakteryzowały się wyższą liczebnością w porównaniu do lat ubiegłych (Rys. II.67). Stacja P110 miała najwyższą liczebność i biomasa w latach 2017-2019, która w roku 2020 wyraźnie spadła (Rys. II.66). Na stacji P1 widać wyraźną tendencję wzrostową biomasy w ostatnich 3 latach (Rys. II.65).

Wskaźnik MSTS

Wskaźnik MSTS (ang. Zooplankton mean size and total stock) jest wskaźnikiem podstawowym HELCOM zaproponowanym do oceny zooplanktonu w ramach projektu HELCOM 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)

Ze względu na specyfikę wskaźnika oraz trudności metodologiczne w opracowaniu wartości progowych dla POM, ocena tego wskaźnika możliwa jest do przeprowadzenia jedynie w przypadku trzech stacji (Tabela II.28).

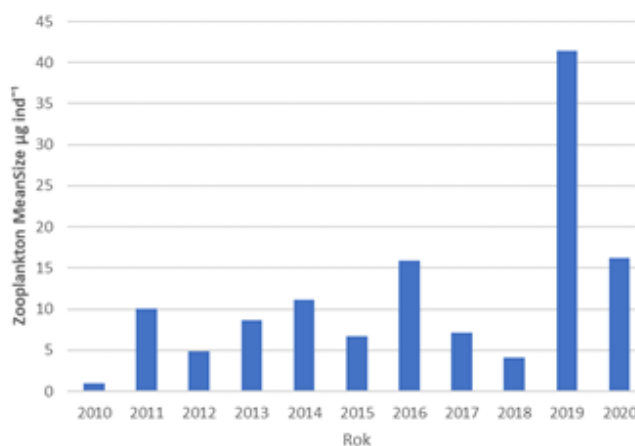
Tabela II.28. Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.

Stacja/Akwen	Struktura wielkościowa zooplanktonu (Mean size – MS) (VI-IX)	Całkowita biomasa (Total stock – TS) (VI-IX)
P1 (Basen Gdański)	10,2 ug ind	103 mg m ⁻³
P5 (Basen Bornholmski)	12,2 ug ind	223 mg m ⁻³
P140 (Wschodni Basen Gotlandzki)	11,6 ug ind	156,3 mg m ⁻³

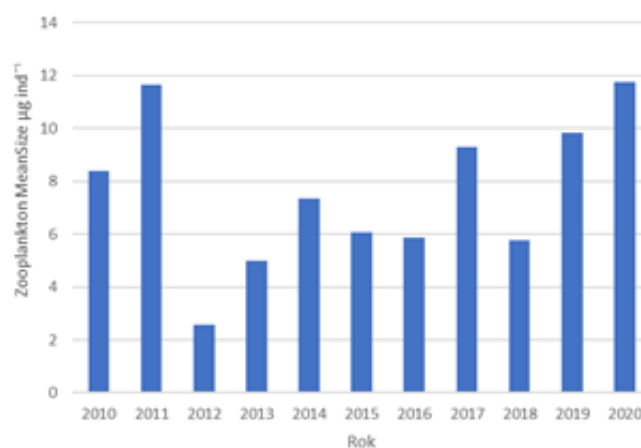
W celu osiągnięcia GES obie składowe muszą przekroczyć wartość progową dobrego stanu.

W przypadku pozostałych stacji ze względu na brak wartości progowych, sporządzono wykresy zmienności składowej MS (Mean size) wskaźnika MSTS w roku 2020 w odniesieniu do 10- lecia. (Rys. II.69-Rys. II.75).

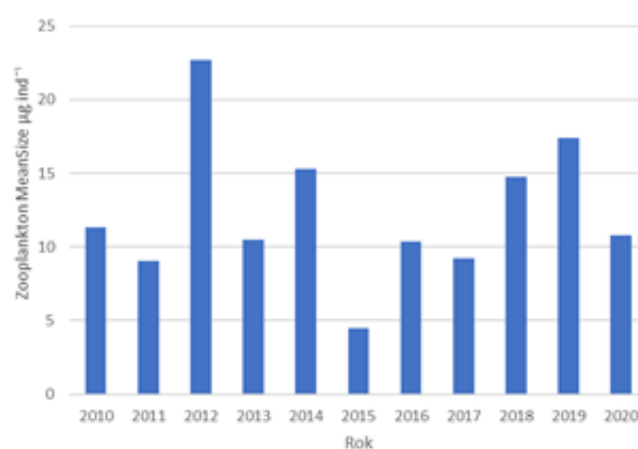
Wyniki oceny wskaźnika MSTS dla stacji P1, P5C, P140 zobrażowano na Rys. II.76-Rys. II.78. Stacje P1, P5C, P140 na podstawie wartości progowych wykazują dobry stan środowiska (GES).



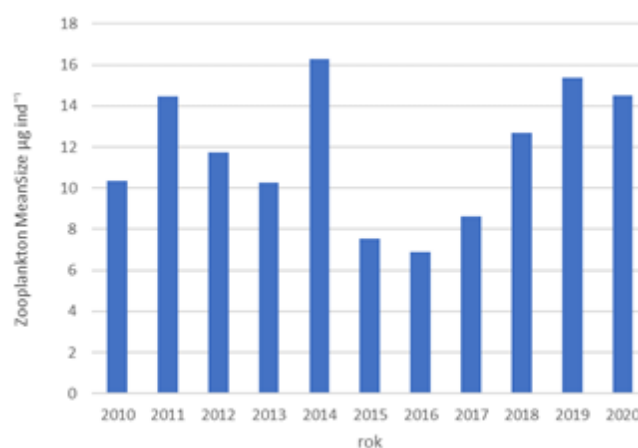
Rys. II.69. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewi Wiślanym (st. KW) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).



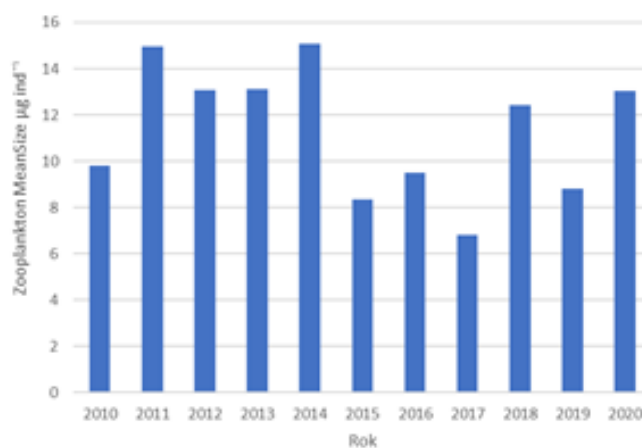
Rys. II.70. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2010–2020 w sezonie letnim (VI–IX).



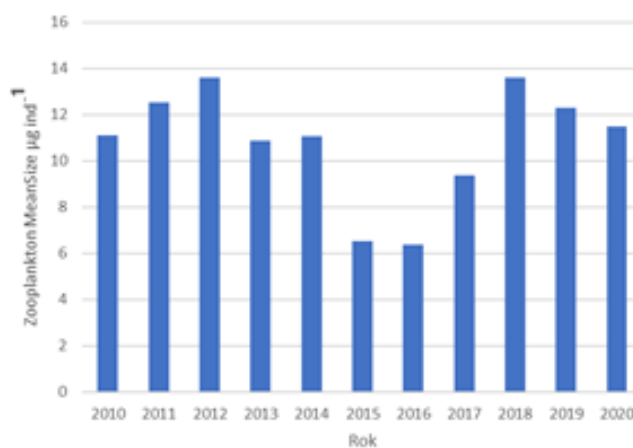
Rys. II.71. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010–2020 w sezonie letnim (VI–IX).



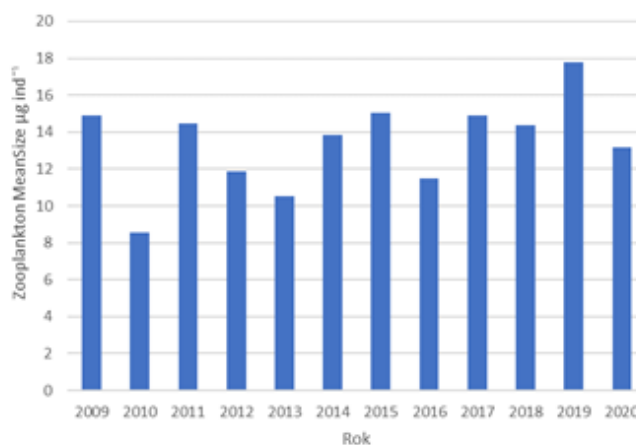
Rys. II.72. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010–2020 w sezonie letnim (VI–IX).



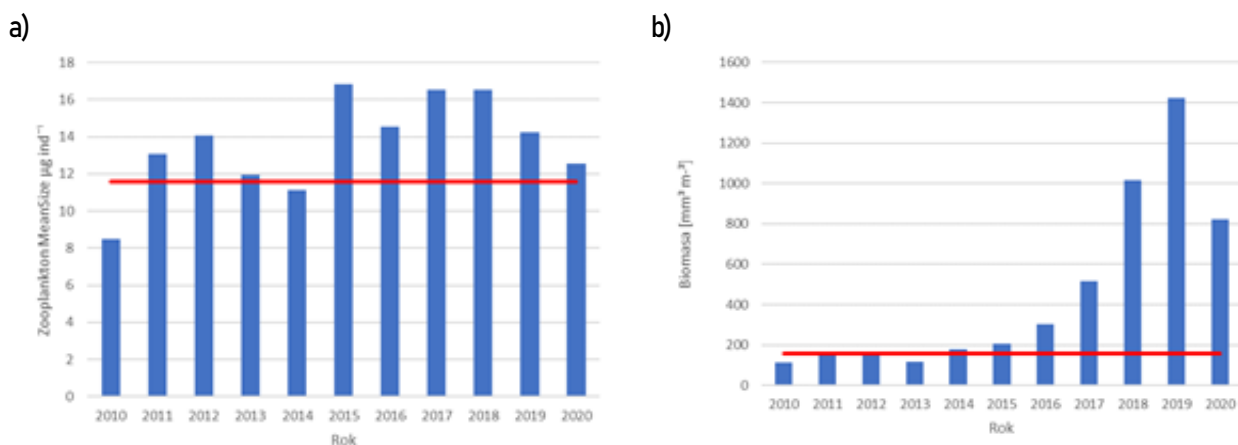
Rys. II.73. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).



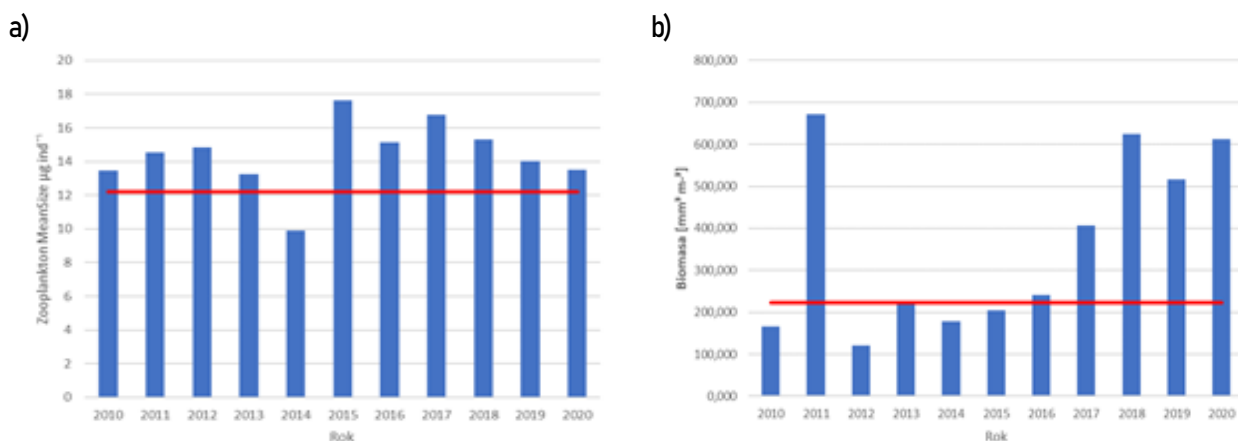
Rys. II.74. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).



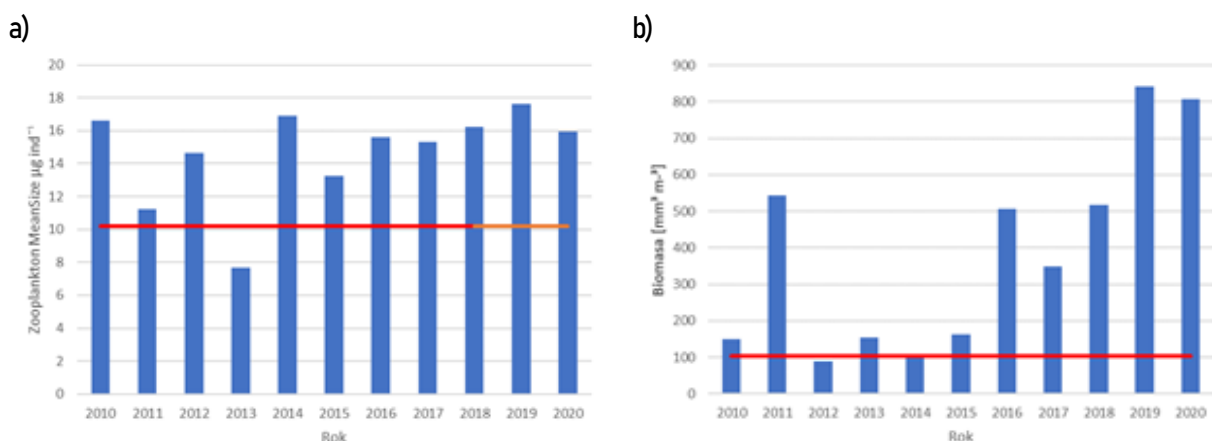
Rys. II.75. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).



Rys. II.76. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 11,6 µg, dla biomasy – 156,3 mg m⁻³



Rys. II.77. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 12,2 µg, dla biomasy – 223,0 mg m⁻³



Rys. II.78. Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy – 103 mg m⁻³

II.3.3. Siedliska Bentosowe



II.3.3.1. Makrofity

W 2020 roku poboru i oceny makroglonów i roślin okrytozalążkowych dokonano w ramach monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych (RDW) oraz strefy głębokomorskiej (RDMS). W ramach RDW oceniano stan makroglonów i okrytozalążkowych na podstawie wskaźnika ESM_{1z} w rejonach JCWP Zalew Wiślany, JCWP Zalew Szczeciński oraz JCWP Zalew Kamieński. Wyniki oceny w/w wskaźnika zestawiono w postaci tabelarycznej w rozdziale odnoszącym się do oceny eutrofizacji (Cecha D5). W roku 2020 w ramach monitoringu strefy głębokomorskiej przeprowadzono monitoring makrofytobentosu 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, w rejonie Ławicy Słupskiej, umiejscowionych w obszarze Basenu Bornholmskiego oraz w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej (Rys. II.2). Na podstawie próbek zebranych w okresie szczytu rozwoju roślin zakorzenionych i makroglonów (czerwiec) oraz w okresie zanikania czynności fizjologicznych makrofytobentosu (wrzesień), wyliczono wskaźnik stanu makrofytów (SM₁). Jest on oparty na stosunku biomasy gatunków wieloletnich do biomasy całkowitej makrofytów, na podstawie średnich wartości z dwóch sezonów pomiarowych,

$$SM_1 = \frac{\sum_1^n B}{\sum_1^n B_c}$$

gdzie:

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

B_c – całkowita biomasa makrofytów.

Granice pomiędzy stanem dobrym (GES) a stanem poniżej dobrego (subGES), w klasyfikacji Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDMS), wyznacza wartość graniczna pomiędzy stanem dobrym i umiarkowanym wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW), odpowiadająca SM₁=0,8. W klasyfikacji wg RDW, wartości wskaźnika SM₁ podzielono na pięć klas jakości ekologicznej, od wartości najniższej (stan zły) do najwyższej (stan bardzo dobry) (Tabela II.29).

Tabela II.29. 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 2020 na profilu Jama Kuźnicka najczęściej notowanymi gatunkami były zieleńce i rośliny naczyniowe (po 4 gatunki) (Tabela II.30). W rejonie Klif Orłowski w roku 2020 stwierdzono występowanie 17 gatunków makrofytobentosu, z czego najliczniej były reprezentowane przez krasnorosty (7 gatunków) (Tabela II.30). 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 (6 gatunków) oraz w małym stopniu zieleńce i brunatnice. W Wolińskim Parku Narodowym odnotowano po 3 przedstawicieli zieleńców i krasnorostów oraz jeden gatunek brunatnic (Tabela II.30).

Tabela II.30. Skład taksonomiczny makrofytobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Słupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2020 r.

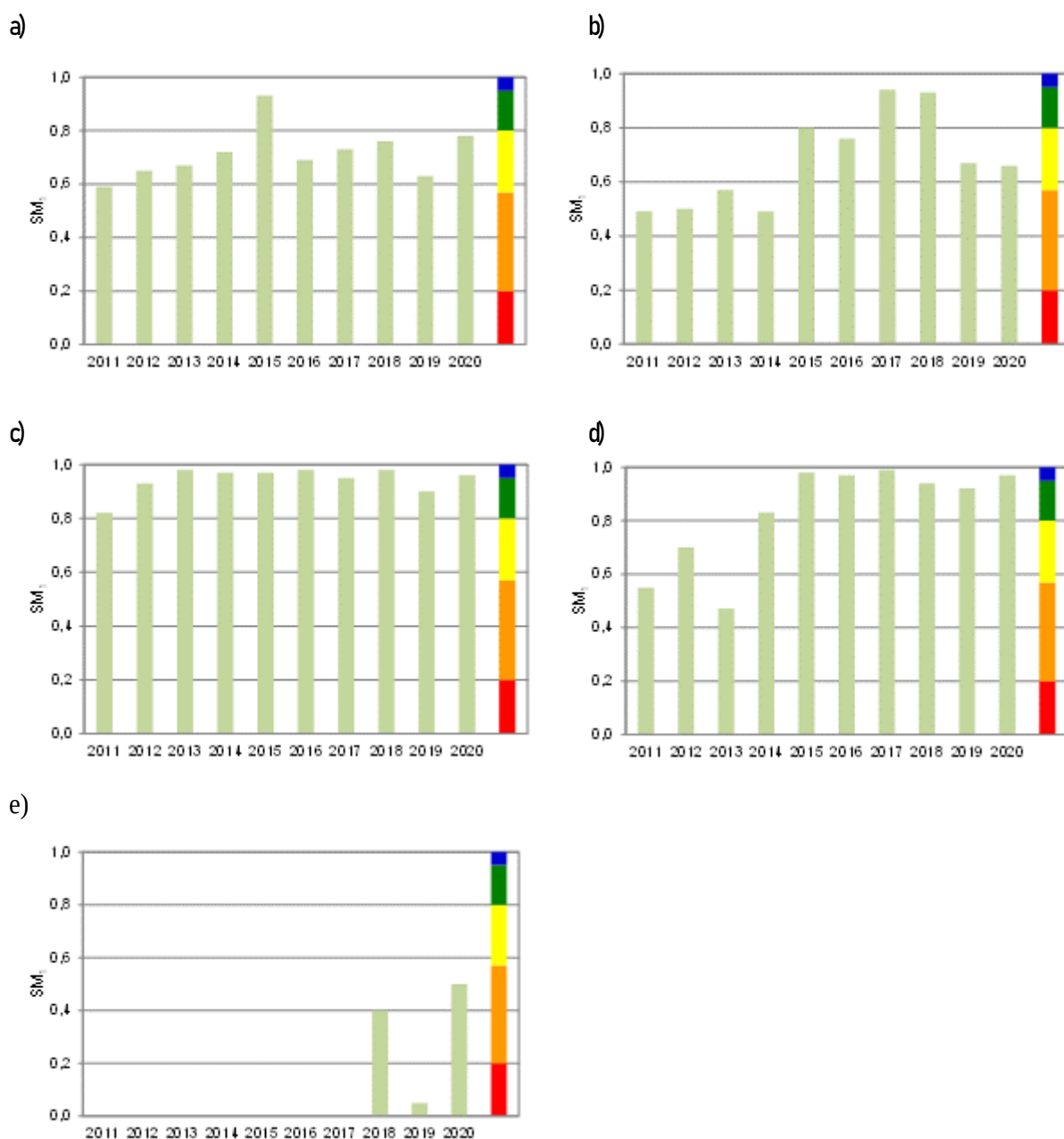
		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Chlorophyta- zieleńce						
1	<i>Cladophora glomerata</i>	+	+		+	+
2	<i>Cladophora sericea</i>	+				
3	<i>Cladophora rupestris</i>	+				
4	<i>Cladophora sp.</i>	+	+		+	+
5	<i>Uva compressa</i>	+	+			+
6	<i>Uva clathrata</i>	+				
7	<i>Uva prolifera</i>	+				
8	<i>zieleńce nitkowate</i>		+			
Charophyceae – ramienice						
9	<i>Chara baltica</i>		+			
10	<i>Chara globuliris</i>		+			
11	<i>Tolypella nidifica</i>		+			
Phaeophyta-brunatnice						
12	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+	+	+	
13	<i>Desmarestia viridis</i>	+		+		+
Rhodophyta-krasnorosty						
14	<i>Vertebrata fucoides</i>	+	+	+	+	+
15	<i>Coccolytus truncatus</i>	+		+	+	+
16	<i>Ceramium diaphanum</i>	+	+	+	+	+
17	<i>Ceramium tenuicorne</i>	+				
18	<i>Ceramium virgatum</i>				+	
19	<i>Ceramium sp.</i>	+		+	+	
20	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	+		+	+	
21	<i>Acrochaetium sp.</i>	+				

		Klif Orłowski	Jama Kuźnicka	Ławica Słupska	Głazowisko Rowy	Woliński Park Narodowy
Spermatophyta-rośliny nasienne						
22	<i>Zostera marina</i>	+	+			
23	<i>Myriophyllum spicatum</i>		+			
24	<i>Stuckenia pectinata</i>		+			
25	<i>Zannichellia palustris</i>		+			

W okresie letnim w płytkich wodach intensywnie rozwijały się zielonice. Zarówno w przypadku Klifu Orłowskiego (KO) i w rejonie Wolińskiego Parku Narodowego (WP) w czerwcu dominowały zielonice, a udział ich w całkowitej biomasy w przedziale 1-2 m stanowiły odpowiednio 90% i 100% całkowitej biomasy. We wrześniu na profilu KO biomasa zielonicy w przeliczeniu na powierzchnię dna zmniejszyła się ponad 30 razy w porównaniu do czerwca. Równocześnie wzrost biomasy krasnorostów w szczególności *Vertebrata fucooides* spowodował, że udział procentowy zielonicy w całkowitej biomasy spadł z 90% do 16%. W obszarze Wolińskiego Parku Narodowego podobnie jak w przypadku Klifu Orłowskiego biomasa zielonicy w przeliczeniu na powierzchnię dna zmniejszyła się 8 razy jednak biomasa pojawiających się krasnorostów stanowiła znikomą część biomasy zielonicy, dlatego zielonice ciągle stanowiły ponad 99% biomasy w płytkich wodach.

Pochłanianie światła zachodzi w wodzie nierównomiernie, a najintensywniej tłumione jest promieniowanie ultrafioletowe (400 nm) i czerwone (700 nm). Dlatego takie organizmy jak zielonice, u których dominują barwniki chlorofil a i b, karoteny (α , β , γ) i ksantofile występują jedynie w płytkich wodach, ponieważ wykorzystują światło w zakresie najszybciej tłumionym przez wodę. W przypadku krasnorostów oprócz chlorofilu a i d zawierają one także (fikoerytrynę, fikocyjaninę) natomiast brunatnice posiadają chlorofil a i c oraz fukoksantynę, wiolaksantynę oraz β -karoten co pozwala wykorzystywać światło w zakresie żółtym, zielonym, niebieskim. W głębszych częściach transektów KO i WP jak i na obszarze głazowisk Rowy - RO (6 m) i Ławica Słupska - LS (13 m) ze względu na większe głębokości dominowały głównie krasnorosty, które stanowiły w przypadku ŁS i RO w czerwcu ponad 90% całkowitej biomasy a we wrześniu 100%. W przypadku Klifu Orłowskiego poniżej 3 m głębokości udział krasnorostów wahał się od 92% w czerwcu do 64% we wrześniu. W obrębie profilu Jama Kuźnicka znajdującego się w wewnętrznej Zatoce Puckiej ze względu na dominację dna piaszczystego oraz znacznie mniejsze falowanie niż w przypadku pozostałych monitoringowych obszarów, korzystne warunki sprzyjają rozwojowi roślin zakorzenionych, które w czerwcu i wrześniu stanowiły odpowiednio 54% i 68% całkowitej biomasy, stanowiąc główny substrat na którym rozwijały się makrofity.

W roku 2020 na podstawie wskaźnika SM_i , stwierdzono nieznaczne pogorszenie wskaźnika w obrębie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (JK) (Rys. II.79.b). bez zmiany stanu (umiarkowany). Na profilu KO stan podobnie jak w ubiegłym roku był umiarkowany jednak wskaźnik SM_i był dużo wyższy (Rys. II.79.a). Poprawa stanu z dobrego na bardzo dobry wystąpiła również w rejonie Ławicy Słupskiej - otwarte wody Basenu Bornholmskiego (Rys. II.79.c) i obszarze Głazowiska Rowy - polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego (Rys. II.79.d). W obrębie jednolitej części wód powierzchniowych Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, która jest monitorowana od 2018 roku stan uległ polepszeniu z złego na słaby. Główną przyczyną tej sytuacji był brak występowania zielonicy w obu sezonach pomiarowych na głębokości 6 m (Rys. II.79e.).



Rys. II.79. Ocena stanu makroglonów i okrytożalążkowych na podstawie indeksu SM_i w akwenu płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM_i – Tabela II.29.

II.3.3.2. Zoobentos

W ocenie stanu polskich obszarów morskich opracowanej na potrzeby wdrażania RDSM, wskaźnikiem wykorzystywanym do oceny stanu makrozoobentosu w ramach wskaźników opisowych D1 (bioróżnorodność), D4 (łańcuchy pokarmowe) i D6 (integralność dna morskiego) jest multimetryczny wskaźnik stanu makrozoobentosu – B. Jest to wskaźnik opracowany na potrzeby Ramowej Dyrektywy Wodnej, który uwzględnia skład gatunkowy, liczebność oraz udział gatunków wrażliwych, a także odpornych na stres wywołany eutrofizacją (uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia z dnia 18 stycznia 2019 r., MP 230, Osowiecki i in. 2012). W celu dokonania oceny stanu za granicę dobrego stanu ekologicznego przyjęto wartość wskaźnika pomiędzy umiarkowanym, a dobrym stanem ekologicznym klasyfikacji według RDW

(Tabela II.31), zgodnie z Załącznikiem nr 23 i Załącznikiem nr 24 do Rozporządzenia Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej. (Dz.U. z 2019 poz. 2149), która jest tożsama z granicą dobrego stanu ekologicznego (GES/subGES) wg. RDSM.

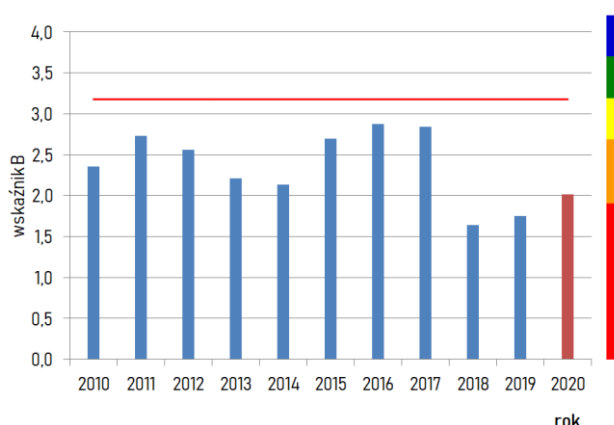
Przedstawioną klasyfikację zastosowano dla następujących podakwenów wydzielonych w polskich obszarach morskich Bałtyku (Rys. II.2):

- polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego; stacje: P104 oraz ZP6,
- Basen Gdański; stacje: P1, P110 oraz ZN4,
- wody otwarte wschodniego Basenu Gotlandzkiego; stacje: P140, Ł7, Z oraz P2
- wody otwarte Basenu Bornholmskiego; stacje: B13, K6B, M3, P14B, P16, P3 oraz P5C.

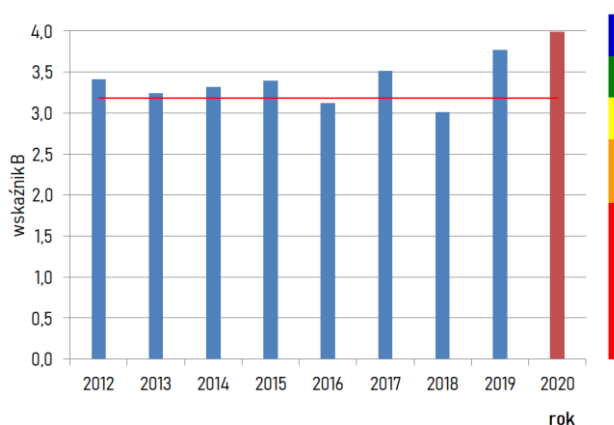
Tabela II.31. Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).

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

Na wykresach (Rys. II.80 – Rys. II.94) przedstawiono wartości wskaźnika B, obliczone dla zbiorowości makrozoobentosu w 2020 r. na tle jego zmian w dziesięcioleciu 2010–2019. Wykresy zostały sporządzone dla stacji dla których dysponowano odpowiednio długą serią danych pomiarowych. Do oceny stanu stosowano wartości ze wszystkich stacji znajdujących się w jednostce oceny poprzez uśrednianie wyników serii pomiarowych na stacjach, a następnie uśrednianie wyników ze wszystkich stacji w jednostce oceny. Czerwona linia na wykresach ilustruje granicę dobrego stanu środowiska (GES) w rozumieniu RDSM, która pokrywa się z granicą między stanem umiarkowanym i dobrym wg RDW (Tabela II.31). Stan środowiska morskiego podakwenu wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego analizowano w zakresie stanu makrozoobentosu na podstawie wyników ze stacji P104 (Rys. II.80), położonej w okolicach cypla Półwyspu Helskiego, po wewnętrznej stronie Zatoki Gdańskiej oraz stacji ZP6 (Rys. II.81) zlokalizowanej w Zalewie Puckim.



Rys. II.80. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2010–2019 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



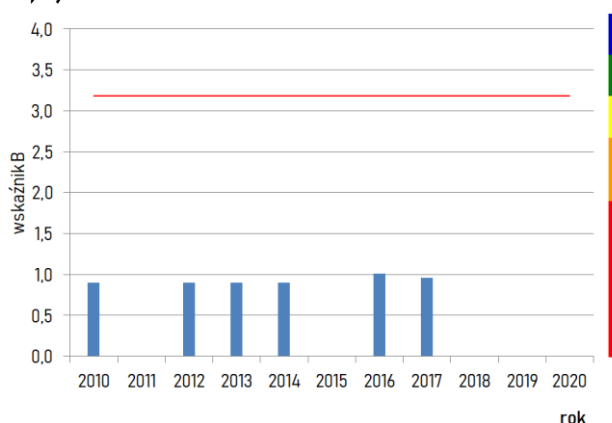
Rys. II.81. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2019 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Stan makrozoobentosu na stacji P104 uległ w 2020 roku poprawie ze stanu złego do słabego w rozumieniu RDW, co nie przełożyło się jednak na osiągnięcie dobrego stanu środowiska wg RDSM. Pomimo nieznacznej poprawy w stanie makrozoobentosu, ostatnie 3 lata są okresem kiedy notowane były najniższe wartości wskaźnika B w wieloleciu 2010-2019 (Rys. II.80). Stacja P104 położona jest na znacznej głębokości (56 metrów), co w połączeniu z osadem tam występującym (muł, ił) stwarza warunki dla występowania znacznej ilości tolerancyjnego na niesprzyjające warunki środowiskowe małża *Limicola balthica*, wieloszczeta *Marenzelleria sp.* oraz ślimaka z rodziny Hydroobidae, które w znacznej mierze dominowały w próbach w 2020 roku wskazując na zachwianą strukturę dominacji na tej stacji. 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). Na przestrzeni ostatnich lat stan makrozoobentosu oscylował wokół granicy GES osiągając w 2019 roku najwyższą wartość wskaźnika B w serii pomiarowej. Wzrost wartości wskaźnika B zanotowano również w 2020 roku (Rys. II.81). Różnica w warunkach abiotycznych oraz biotycznych znajduje swoje odzwierciedlenie w wartościach wskaźnika B, który w przypadku stacji P104 wskazuje na słaby stan środowiska (2,01), natomiast na stacji ZP6 stan bardzo dobry (3,99), co jest poprawą o 2 klasy jakości w stosunku do 2018 roku.

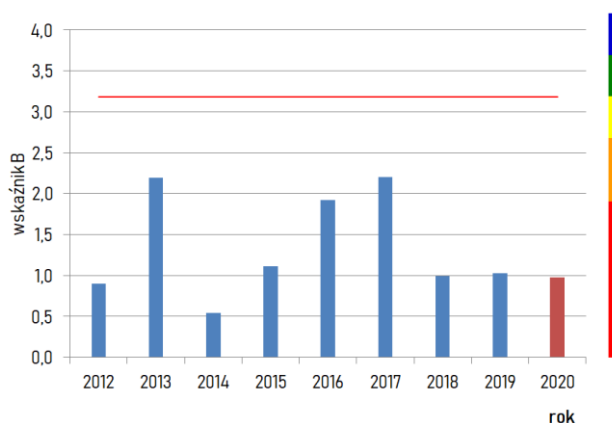
Bardzo dobry stan makrozoobentosu na stacji ZP6 nie wpłynął na zmianę klasyfikacji makrozoobentosu w akwenie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, który w 2020 roku oceniono jako umiarkowany – III klasa w systemie oceny RDW, oraz jako stan nieodpowiedni – subGES wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B dla akwenu wyniosła 3,0).

W wodach otwartych Basenu Gdańskiego znajdują się 3 stanowiska pobierania makrozoobentosu zlokalizowane w obszarze Głębi Gdańskiej (st. P1) (Rys. II.82), w centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110) (Rys. II.83) oraz w rejonie Półwyspu Helskiego (ZN4) (Rys. II.84). Badania monitoringowe na stacjach ZN4 i P110 rozpoczęły się dopiero w 2012 r. W przypadku Głębi Gdańskiej (st. P1) od 2018 r., ze względu na wyjątkowo niekorzystne warunki dla bytowania organizmów dennych, tj. ze względu na przeważające warunki beztlenowe lub głębokiego deficytu tlenowego w wodach przydennych nie zanotowano żadnych przedstawicieli makrozoobentosu co skutkowało określeniem złego stanu dla tej stacji. Należy zaznaczyć, iż brak makrozoobentosu na tej stacji nie jest sytuacją nietypową w skali pomiarów wieloletnich. W przypadku stacji ZN4 w rejonie zewnętrznej krawędzi Półwyspu Helskiego notowane wartości wskaźnika B uległy nieznacznej obniżeniu co nie wpłynęło na zmianę klasyfikacji w 2020 roku, w którym zanotowano stan słaby makrozoobentosu wg RDW, co odpowiada stanowi nieodpowiedniemu (subGES) wg RDSM. Podobnie sytuacja wyglądała w przypadku stacji P110 z centralnej części Zatoki Gdańskiej. 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 tym rejonie.

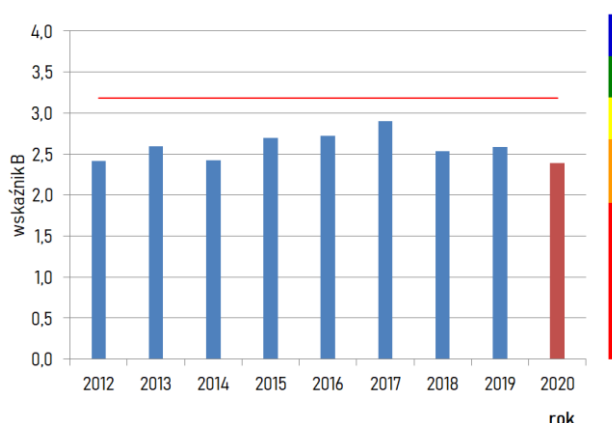
W związku z powyższym ogólny stan makrozoobentosu w wodach otwartych Basenu Gdańskiego, a dokładniej w jego głębokowodnej części, określono jako zły zgodnie z zasadami RDW (klasa V), czyli nieodpowiedni – subGES – wg RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 1,12).



Rys. II.82. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



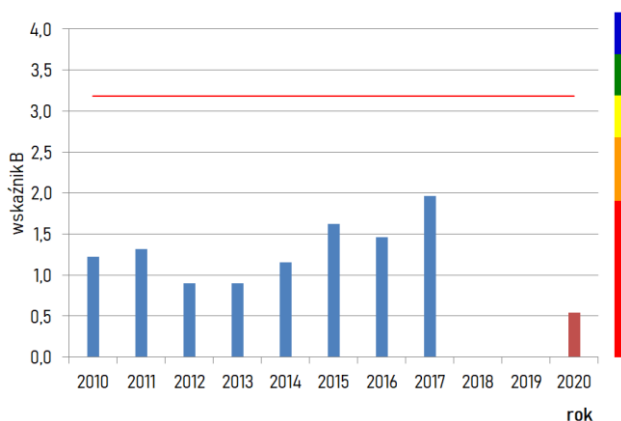
Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2012-2019 (słupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



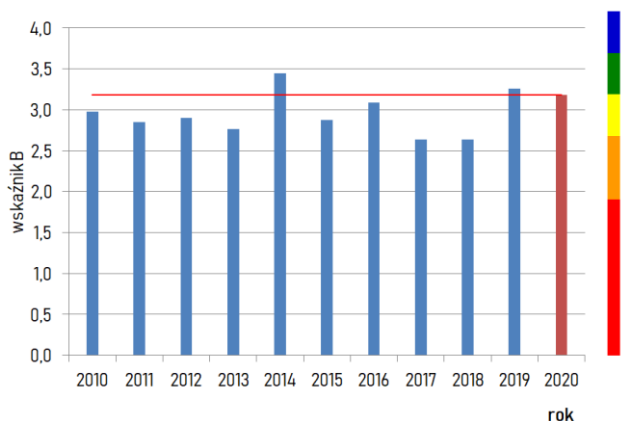
Rys. II.84. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2012-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

W przypadku rejonu otwartych wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wyniki makrozoobentosu przedstawiono, w sposób graficzny, dla stacji głębokowodnej P140 (Rys. II.85) z rejonu pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego, dla stacji Ł7 i Z ze strefy płytkowodnej (Rys. II.86 i Rys. II.87) oraz stacji P2 z rejonu Rynny Słupskiej, w przypadku której długość serii danych pozwoliła na prezentację wyników jedynie od 2014 r. (Rys. II.88).

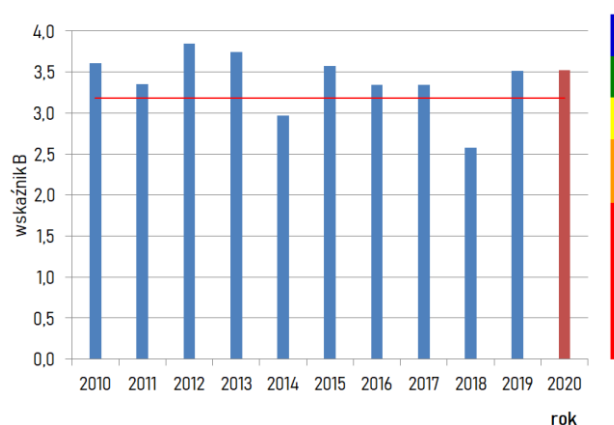
W 2020 roku po dwóch latach przerwy zanotowano obecność przedstawiciela makrozoobentosu jedynie w części pobranych próbek na stacji P140. Były to jedynie osobniki tolerancyjnego gatunku *Bylgides sarsii* co wskazuje na występowanie znacznie niesprzyjających warunków w tym rejonie. Stan makrozoobentosu określono w przypadku tej stacji jako zły, w rozumieniu RDW oraz subGES wg. RDSM.



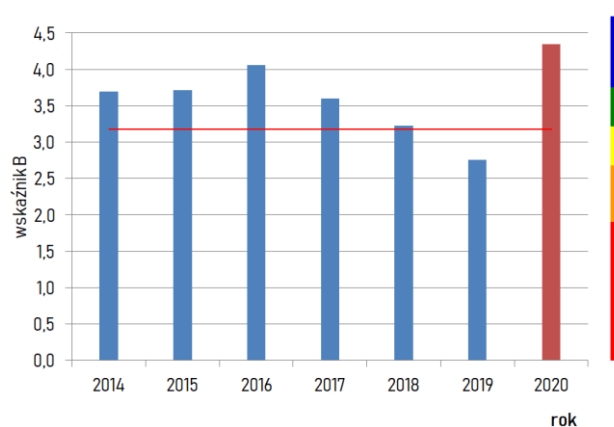
Rys. II.85. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010–2019 (słupki niebieskie) w wodach południowo-wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010–2019 (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.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (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.



Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2014-2019 (słupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

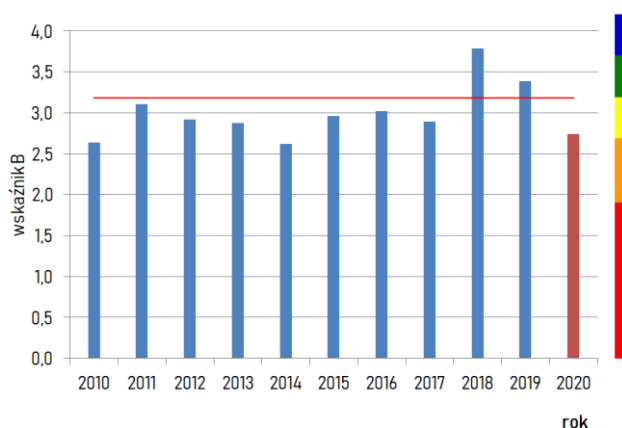
Na pozostałych stanowiskach monitorowania fauny dennej w tym podakwenie stan makrozoobentosu, a zatem i wartości wskaźnika B, różniły się znacznie od tych notowanych na stanowisku P140 i tak, w przypadku płytkowodnych stacji Ł7 (Rys. II.86) oraz Z (Rys. II.87), zanotowane wartości wskaźnika B wskazywały na utrzymanie się w 2020 roku dobrego stanu makrozoobentosu na tych stacjach. W okolicach Żarnowca (st. Z) wskaźnik B wykazywał w wieloleciu, wahania na granicy dobrego stanu środowiska, a osiągnięcie w 2020 roku stanu dobrego należy uznać za sytuację typową dla tej stacji. W przypadku stacji z okolic Łeby (st. Ł7) osiągnięcie dobrego stanu jest dopiero trzecim takim przypadkiem w wieloleciu. Najwyższe wartości wskaźnika B w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego zanotowano na stacji P2 z wschodniego rejonu Rynny Słupskiej. Po trzech latach spadku wartości wskaźnika w 2020 roku zanotowano najwyższą wartość w serii danych pomiarowych co skutkowało poprawą do bardzo dobrego stanu środowiska (wg. RDW) (Rys. II.88). Pomimo zanotowania dobrego stanu makrozoobentosu w strefie płytkowodnej oraz bardzo dobrego w rejonie Rynny Słupskiej, ogólny stan makrozoobentosu w wodach otwartych wschodniego Basenu Gotlandzkiego należy uznać za umiarkowany wg zasad RDW, średnia klasyfikacja na poszczególnych stanowiskach monitoringowych – klasa III, co stanowi poprawę o jedną klasę RDW w stosunku do roku 2019 oraz za stan poniżej dobrego (subGES) wg zasad RDSM (średnia wartość wskaźnika B – 2,90). Stan makrozoobentosu wg RDSM nie uległ zmianie w stosunku do 2019 roku.

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 i P5C w obszarze Głębi

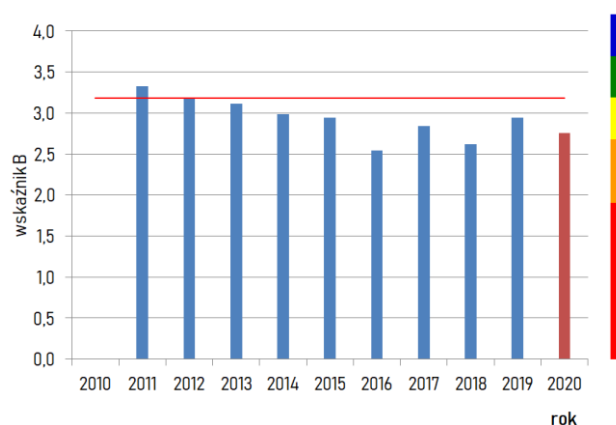
Bornholmskiej oraz P3 w rejonie Rynny Słupskiej. Lokalizacja stanowiska P5 uległa zmianie w związku z czym nosi ono obecnie nazwę P5C. Ze względu na ilość stacji monitoringowych wyniki dla tego obszaru przedstawiono również w postaci tabelarycznej (Tabela II.32). W 2020 r. w strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego w przypadku stacji P16 zanotowano spadek stanu makrozoobentosu z dobrego do umiarkowanego co skutkowało stanem nieodpowiednim (subGES) wg RDSM i była to jedyna stacja w przypadku której stwierdzono spadek w klasyfikacji stanu makrozoobentosu (Rys. II.89). W przypadku stacji M3 (Rys. II.90) oraz B13 (Rys. II.92) nie zanotowano znacznych zmian wartości wskaźnika B stwierdzając odpowiednio stan umiarkowany i dobry makrozoobentosu wg RDW pobranego na tych stacjach. W przypadku stacji M3 umiarkowany stan nie ma związku z obniżeniem różnorodności gatunkowej, lecz ze znaczną dominacją w liczebności gatunku *Pygospio elegans*, co powoduje zaburzenie jednorodności dystrybucji gatunków, a w konsekwencji obniżenie wartości wskaźnika B. Na stanowisku K6B jako jedynym zanotowano znaczny wzrost wartości wskaźnika B o 2 klasy jakości RDW ze stanu słabego do dobrego co skutkowało osiągnięciem stanu odpowiedniego GES makrozoobentosu na tej stacji (Rys. II.91). Poprawa stanu w przypadku tego stanowiska może mieć związek ze zmianą jego lokalizacji – przesunięciu o 1 milę morską ze względu na znaczną dynamikę substratu w przypadku poprzedniej lokalizacji. W strefie płytkowodnej Basenu Bornholmskiego znajduje się również stanowisko P14B z rejonu Ławicy Słupskiej, w przypadku którego stwierdzono dobry stan makrozoobentosu. W dziesięcioleciu odniesienia 2010-2019, wartości wskaźnika B dla stacji zlokalizowanych w strefie płytkowodnej wód otwartych Basenu Bornholmskiego charakteryzowały się fluktuacjami powyżej i poniżej granicy dobrego stanu środowiska, jednakże nie stwierdzono istotnych statystycznie trendów zmian wskaźnika.

Tabela II.32. Wyniki oceny wskaźnika B w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w 2020 r.

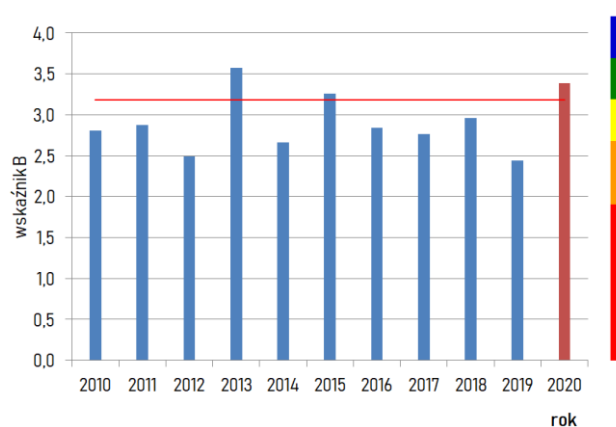
Stacja	B13	K6B	M3	P16	P3	P5C	P14B
Wskaźnik B	3,54	3,37	2,76	2,74	3,04	1,95	3,66
stan RDW	dobry	dobry	umiarkowany	umiarkowany	umiarkowany	słaby	dobry
stan RDSM	GES	GES	subGES	subGES	subGES	subGES	GES



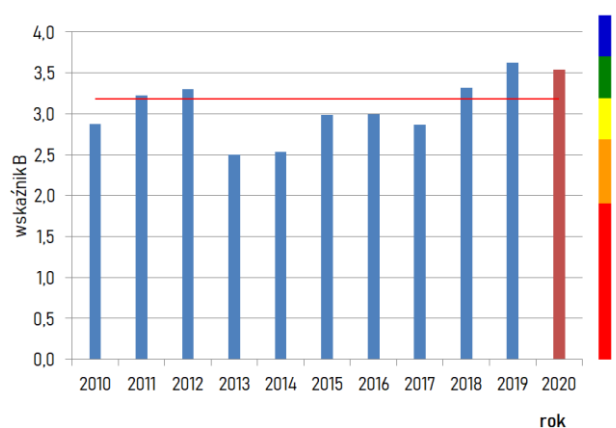
Rys. II.89. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowe) na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Ustki w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słup – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



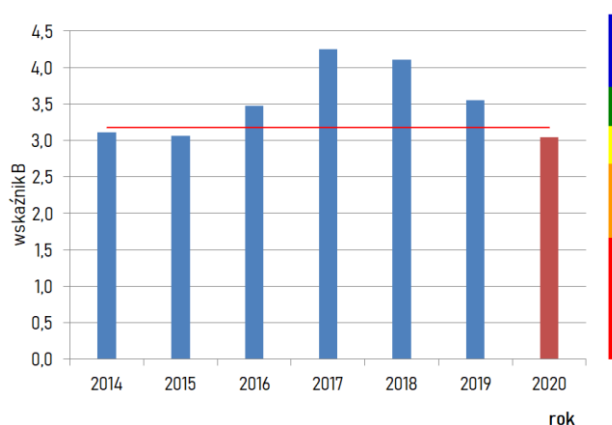
Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. M3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak poboru w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.



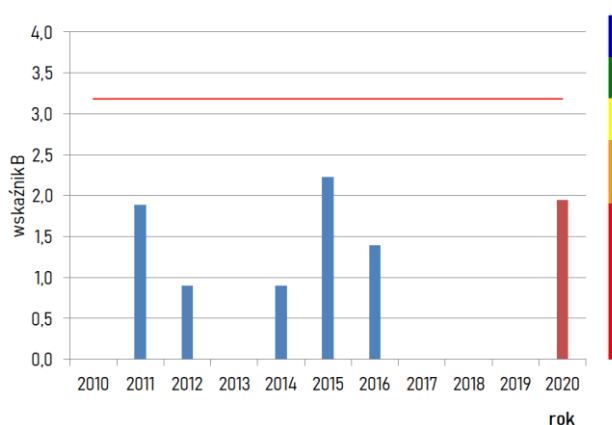
Rys. II.92. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW



Rys. II.93. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2014-2019 (słupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.

Rok 2020 był kolejnym, w przypadku którego zanotowano spadek wartości wskaźnika B w rejonie Rynny Słupskiej (st. P3) w związku z czym stan obniżył się z dobrego do umiarkowanego, poniżej granicy dobrego stanu w rozumieniu RDSM (Rys. II.93). Warunki hydrodynamiczne panujące w rejonie Rynny Słupskiej odbiegają w znacznym stopniu od tych panujących na stacji P5C (90 m), położonej w Głębi Bornholmskiej (Rys. II.94), ze względu na różnice w typie 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. P5C) jest jedynym odstającym spośród stacji monitoringowych wód otwartych Basenu Bornholmskiego, gdzie zoobentos w wieloleciu 2010-2019 wykazywał stan zły lub co najwyżej osiągał dolną granicę stanu słabego. W 2020 roku po 3 latach przerwy zanotowano obecność makrozoobentosu w rejonie Głębi Bornholmskiej, co może mieć związek z przesunięciem lokalizacji stanowiska. Jenocześnie w w/w rejonie stwierdzono jedynie osobniki gatunków tolerancyjnych na niesprzyjające warunki do bytowania w związku z czym stan określono jako słaby wg RDW (Rys. II.94).



Rys. II.94. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW

Ogólny stan makrozoobentosu w rejonie wód otwartych Basenu Bornholmskiego został sklasyfikowany jako umiarkowany wg zasad RDW, średnia wartość wskaźnika z poszczególnych stanowisk monitoringowych – 3,01 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. Zmienność stanu makrozoobentosu w 2020 roku była zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów, gdzie w przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć są obniżające się wartości wskaźnika B w zachodniej części Rynny Słupskiej. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenach. W 2020 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES. Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód otwartych Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód otwartych Basenu Gotlandzkiego, a najlepsze wartości wskaźnika B notowano w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku obszarów otwartego morza przyczyniło się do nieosiągnięcia stanu odpowiedniego (GES) wg RDSM.

Podsumowując, należy stwierdzić, że ilość i rozmieszczenie stacji pomiarowych może mieć decydujące znaczenie dla oceny stanu bezkręgowców dennych w ocenianych akwenach. Z analizy danych nasuwa się jednoznacznie konkluzja, iż w rejonach, w których znajduje się więcej stacji płytkowodnych, gdzie występuje większa różnorodność biologiczna oraz pojawiają się gatunki bardziej wrażliwe na oddziaływanie niekorzystnych warunków środowiska, stan ekologiczny fauny dennej jest lepszy, niż w przypadku obszarów reprezentowanych jedynie przez stacje głębokowodne.

W celu optymalizacji procesu dokonywania oceny dla makrozoobentosu, wydaje się wskazane uwzględnienie zasięgu występowania określonego typu siedliska i wykonanie oceny w ramach zdefiniowanych siedlisk EUNIS. Ocena uwzględniająca zmienność warunków abiotycznych, wpływających na występowanie organizmów dennych, zapewne ukaże pełniejszy obraz faktycznego stanu środowiska w analizowanych obszarach.

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

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. Do tej pory nie opracowano wskaźników do przeprowadzenia pełnej oceny tej cechy (HELCOM 2012, GIOŚ 2019). W realizowanym 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.

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód otwartych Basenu Gdańskiego oraz wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_i) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofitów w rejonie POM. Wynika to z ograniczonego występowania struktur makrofitobentosu w polskich obszarach morskich ze względu na brak odpowiednich warunków (odpowiedniego podłoża) do bytowania tej formacji biologicznej, w szczególności w strefie wód otwartego morza (Osowiecki i Kruk-Dowgiatto 2006, Kruk-Dowgiatto

i in. 2011). Agregacji oceny dokonano, pomimo iż makrofity reprezentują odmienny rodzaj siedliska (dno twarde) w stosunku do makrozoobentosu. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu agregacji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów (Tabela II.33).

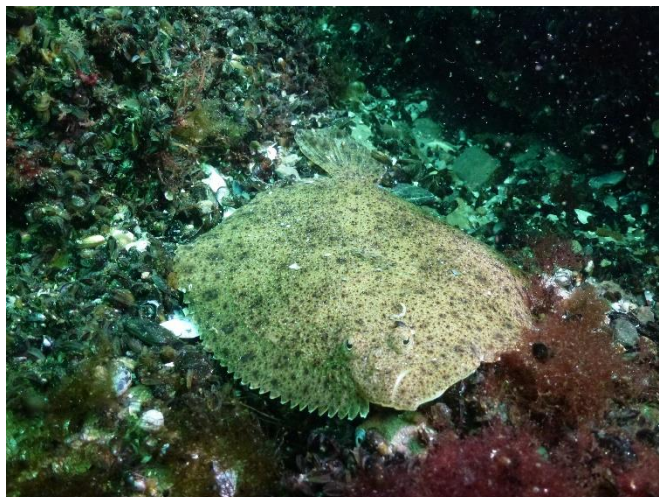
Tabela II.33. Ocena cechy D6 wg RDSM w 2020 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW)

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

W 2020 roku stwierdzono dobry stan środowiska morskiego (GES) w przypadku cechy D6 we wszystkich obszarach o głębokości do 20 m z wyłączeniem polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Tabela II.33).

II.4. Cechy presji

II.4.1. Komeracyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców



Cecha D3 jest zatytułowana następująco: Populacje wszystkich ryb i bezkręgowców komercyjnie eksploatowanych mieszczą się w bezpiecznych granicach biologicznych, a ich rozkład wieku oraz rozkład długości świadczy o dobrej kondycji stada.

Ocena stanu środowiska morskiego na podstawie Cechy D3 została wykonana zgodnie z Decyzją Komisji (UE) z dnia 17 maja 2017 r. ustanawiającą kryteria i standardy metodologiczne dotyczące dobrego stanu środowiska wód morskich oraz specyfikacje i ujednolicone metody monitorowania i oceny oraz uchylającą decyzję 2010/477/UE (decyzja 2017/848).

WYBÓR STAD

W ubiegłych latach zdecydowaną większość polskich połowów na Morzu Bałtyckim stanowiły cztery gatunki: szprot, śledź, dorsz i stornia, a ich udział w połowach wynosił ok. 95%. Ostatnio ze względu na wstrzymanie połowów dorsza wschodnio-bałtyckiego, ten udział się zmniejszył i w roku 2020 wymienione gatunki stanowiły 87% połowów, w tym szprot 47%, śledź – 29%, stornia – 11%, a dorsz jedynie 0,4%. Inne gatunki mają mniejsze znaczenie w sensie wielkości połowów i nie ma dla nich reprezentatywnych danych z rejsów badawczych do oceny ich stanu. Stąd powyższe stada wybrano do oceny GES na podstawie cechy 3. Wybór tych stad do oceny GES pokrywa się również z 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) – lista powinna uwzględnić też gatunki, których połowy zmalały na przestrzeni lat z powodu przetowienia. 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 2021a,b).

WYBÓR KRYTERIÓW

Dla cechy 3 wyznaczone zostały trzy rodzaje kryteriów dobrego stanu środowiska wód morskich (Tabela 1):

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

W dalszej części opracowania powyższe kryteria będą alternatywnie oznaczane odpowiednio jako kryterium 3.1, 3.2 i 3.3.

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

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

Kryterium trzecie wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Istotą tego kryterium jest znaczny udział w stadzie ryb dużych lub starszych. Ocena na jego podstawie opiera się m. in. na analizie rozkładu długości ryb, obliczeniu proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła oraz 95. percentylu rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych.

Tabela II.34. Podział cechy D3.

Kryterium i wskaźniki	Rodzaj wskaźnika
D3C1 Poziom presji rybołówstwa - Śmiertelność połowowa - Stosunek połowu do wskaźnika biomasy	podstawowy alternatywny
D3C2 Zdolność rozrodcza stada - Biomasa stada tartowego - Wskaźnik wielkości biomasy	podstawowy alternatywny
D3C3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji - Proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych	podstawowy podstawowy

Kryterium D3C1. Poziom presji rybołówstwa

Śmiertelność połowowa (F)

Do oceny poziomu presji rybołówstwa preferowaną wielkością referencyjną jest śmiertelność połowowa, prowadząca do maksymalnego zrównoważonego połowu (MSY), F_{MSY} . Ponadto dla stad Bałtyku określa się jeszcze tzw. $F_{MSYg\acute{o}rne}$ oraz $F_{MSYdolne}$; obie śmiertelności umożliwiają połowy na poziomie ok. 95% MSY, mieszczą się w granicach zasady przezorności, przy czym $F_{MSYg\acute{o}rne}$ jest większe niż F_{MSY} , a $F_{MSYdolne}$ jest mniejsze od F_{MSY} . Zarządzanie zasobami w oparciu o $F_{MSYg\acute{o}rne}$ jest zalecane jedynie w uzasadnionych ekologicznie lub ekonomicznie przypadkach (np. aby uwzględnić istotne powiązania międzygatunkowe lub zapobiec zbyt dużej zmianie kwot połowowych). Zostało to określone w wieloletnim planie zarządzania zasobami Bałtyku (EU 2016).

Jeżeli informacje zgromadzone na temat danego stada nie są wystarczające do wyznaczenia F_{MSY} , zaleca się odniesienie presji rybołówstwa do innych wskaźników racjonalnej lub granicznej śmiertelności połowowej, np.:

F_{lim} – maksymalny dopuszczalny poziom śmiertelności połowowej. Długoterminowe przekraczanie tej wartości powoduje zmniejszenie wielkości stada do poziomu, w którym następuje znacząca redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

F_{pa} – oparte na F_{lim} , uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana śmiertelność połowowa jest mniejsza niż F_{pa} , to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest mniejsza niż F_{lim} jest wysokie (zwykle ok. 95%). Wartość F_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec przekroczeniu F_{lim} .

F_{max} – poziom śmiertelności połowowej maksymalizujący średni wieloletni połów z jednej rekrutującej do stada eksploatowanego ryby. Różni się od F_{MSY} brakiem uwzględniania zależności stado-rekrutacja i dlatego często jest zbyt wysoki.

$F_{0.1}$ – bardziej konserwatywny (niższy) poziom śmiertelności połowowej niż F_{max} . $F_{0.1}$, podobnie jak F_{max} , jest wyznaczane na podstawie wieloletniego połowu z rekruta. $F_{0.1}$ jest stosowane gdy F_{max} nie jest dobrze zdefiniowane lub potrzebny jest bardziej konserwatywny poziom śmiertelności połowowej F .

Kryterium D3C2. Zdolność rozrodcza stada

Biomasa stada tartowego (SSB)

Do oceny stanu stad ryb i bezkręgowców eksploatowanych przemysłowo preferowaną wielkością referencyjną biomasy jest biomasa stada tartowego określona jako $B_{MSYtrigger}$. Jest to wielkość wyznaczana na podstawie analizy zmienności biomasy odpowiadającej MSY (SSB_{MSY}). Teoretycznie, dla stad stale poławianych na poziomie F_{MSY} , SSB_{MSY} jest utrzymywane długoterminowo. Jednakże wielkość biomasy stada przy połowach ze śmiertelnością F_{MSY} nie jest stała, ale zmienia się m. in. wskutek zmian (także losowych) parametrów biologicznych stada czy też interakcji pomiędzy gatunkami. $B_{MSYtrigger}$ określone jest jako dolna granica zmieniającego się w serii lat SSB_{MSY} . Często jako $B_{MSYtrigger}$ przyjmuje się B_{pa} , chociaż podstawa teoretyczna dla tych dwóch wskaźników jest zupełnie inna.

Inne referencyjne wskaźniki biomasy stada to:

B_{lim} – poziom biomasy stada tartowego poniżej którego występuje znaczna redukcja zdolności reprodukcyjnych stada.

B_{pa} – oparte na B_{lim} , uwzględnia potencjalny błąd w ocenie zasobów, wynikający z jakości danych lub ograniczonej znajomości badanych procesów (zasada przezorności). Jeżeli obliczana biomasa jest większa niż B_{pa} , to prawdopodobieństwo, że jej wartość rzeczywista jest większa niż B_{lim} jest wysokie (zwykle ok. 95%). Wartość B_{pa} stosowana jest jako punkt referencyjny, aby z dużym prawdopodobieństwem zapobiec spadkowi biomasy poniżej B_{lim} .

Kryterium D3C3. Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych

Stosowany jest dla stad, dla których zbierane są informacje dotyczące rozkładu długości ryb. Wysoka wartość wskaźnika może wskazywać na dużą liczebność ryb większych i starszych. Wadą wskaźnika jest niejednoznaczność – zmniejszenie się jego wartości może świadczyć zarówno o zmniejszającej się części stada obejmującej większe osobniki, jak również o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie.

Średnia maksymalna długość ryb odnotowanych w rejsach badawczych

Wskaźnik nieuwzględniony w decyzji Komisji 2017/848. Może być wyznaczany przy użyciu modelu wzrostu osobniczego von Bertalanffy'ego, jednak na użytek obecnego opracowania zastosowano prostszy, ale bardziej odporny na luki w danych wskaźnik, będący średnią największych osobników obserwowanych w poszczególnych próbach z rejsów badawczych.

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

Długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta definiuje się zwykle jako długość, przy której 50% ryb osiąga dojrzałość płciową (taka długość jest zazwyczaj oznaczana jako L50% i określana jako długość 50% dojrzałości płciowej). Proporcja ryb większych niż L50% może być obliczona na podstawie rozkładu długości ryb w połowach badawczych i wartości L50%. Interpretacja wskaźnika nie zawsze jest jednoznaczna – jego spadająca wartość może sugerować malejący udział w stadzie osobników dojrzałych płciowo (czyli złą sytuację), jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych, ale jeszcze nie trących się ryb (relatywnie dobra sytuacja).

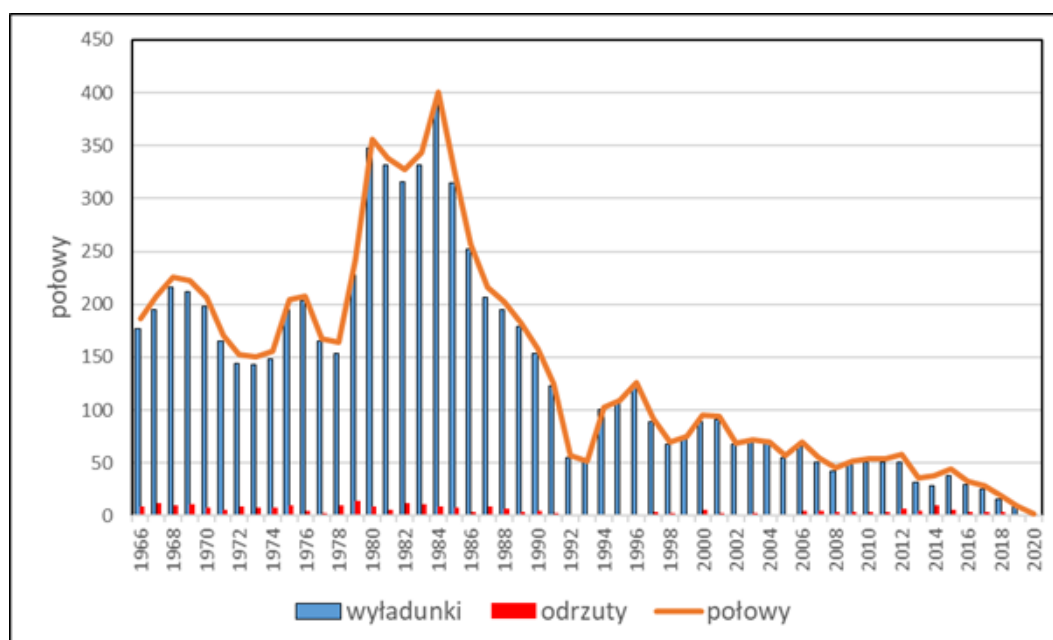
Ocena stanu środowiska na podstawie stad

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 podobzarach 24-32

Rekordowo wysokie połowy stada dorsza wschodnio-bałtyckiego (rzędu 300 – 400 tys. ton) miały miejsce w pierwszej połowie lat 80. ubiegłego wieku. Następnie połowy malały i w ostatnich latach łowiono zaledwie 30-40 tys. ton dorsza, a w 2018 złowiono jedynie 19 tys. ton (Rys. II.95). Na spadek połowów złożyły się zarówno zbyt intensywna eksploatacja jak i pogarszające się warunki środowiskowe. Wskutek dalszego pogarszania się stanu stada w części 2019 roku i w latach 2020-21 wprowadzono zakaz połowów ukierunkowanych i ograniczenia wysokości przyłowu dorsza.

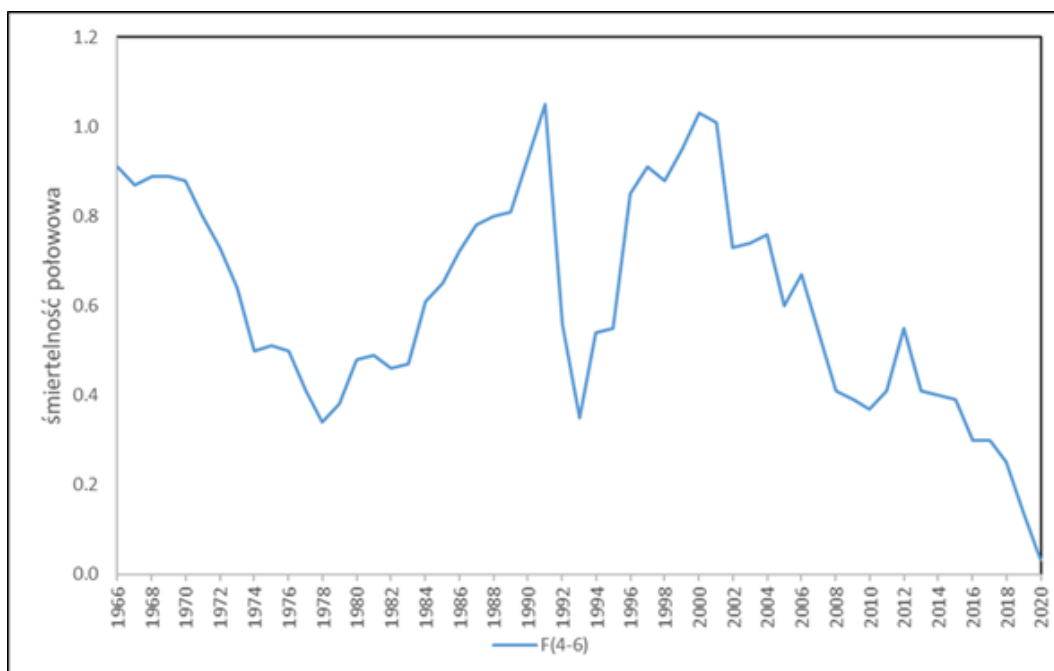
W ramach ICES od 2019 roku, po kilku latach przerwy, jest dostępna coroczna analityczna ocena stanu zasobów dorszy wschodnio-bałtyckich. Na poprzedni brak analitycznych ocen tego stada złożyło się szereg czynników, m. in. trudności z odczytem wieku dorszy, gwałtowne zmiany ich tempa wzrostu i śmiertelności naturalnej oraz zmiany czynników środowiskowych. Podstawowym wynikiem obliczeń analitycznych jest bardzo wysoki wzrost śmiertelności naturalnej dorszy – wzrosła ona o ponad 50% w okresie ostatnich kilkunastu lat i jest znacznie wyższa niż zakładana w poprzednich analizach ICES. Od 2017 roku biomasa stada była bardzo niska (80-60 tys. ton), śmiertelność połowowa umiarkowana, a w roku 2019 spadła niemal do zera, ale w kontekście wysokiej śmiertelności naturalnej ta niska śmiertelność połowowa nie ma większego wpływu na stan stada.



Rys. II.95. Dorsz 24-32. Połowy, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2020 wg danych ICES (2021a,b).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

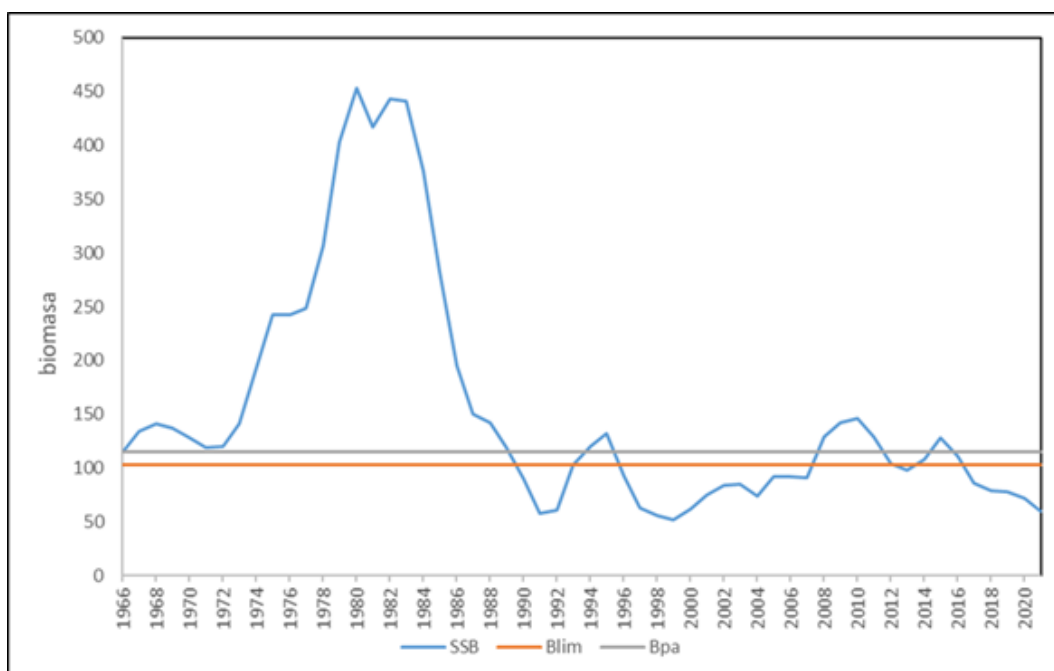
Śmiertelność połowowa w okresie 2016-2020 obniżyła się z 0,3 do niemal zera w 2020 roku, w którym wynosiła 0,03 (Rys. II.96). Mimo tak znacznego spadku śmiertelności połowowej, następował dalszy spadek zasobów, spowodowany głównie wysoką śmiertelnością naturalną. Wartości punktów referencyjnych zasady MSY czy zasady przezorności dla śmiertelności połowowej (F_{MSY} , F_{lim} , F_{pa}) nie zostały jeszcze wyznaczone, więc nie można odnieść obecnej śmiertelności połowowej do GES.



Rys. II.96. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2020 wg danych ICES (2021a,b).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

W okresie 2015-2020 biomasa stada zmalała o ponad 50% (Rys. II.97), głównie wskutek bardzo niskiej rekrutacji i wysokiej śmiertelności naturalnej. W latach 2017-2020 SSB była niższa nie tylko od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$, ale i od B_{lim} ocenianej na ok. 100 tys. ton. Zatem obecna wielkość biomasy jest wyraźnie poniżej kryteriów określających GES.



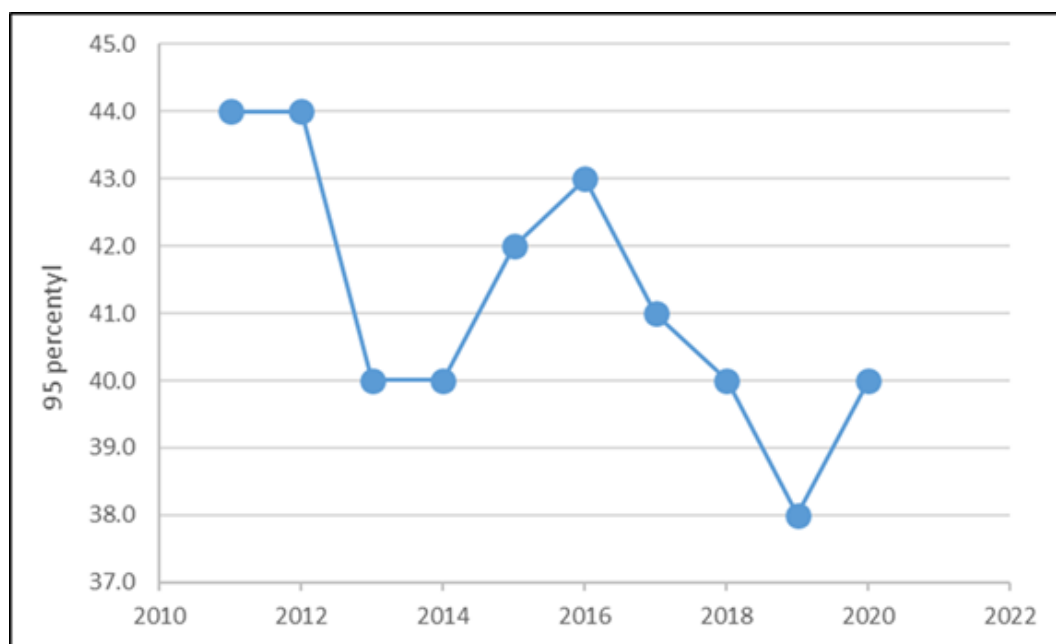
Rys. II.97. Dorsz 24-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2021a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

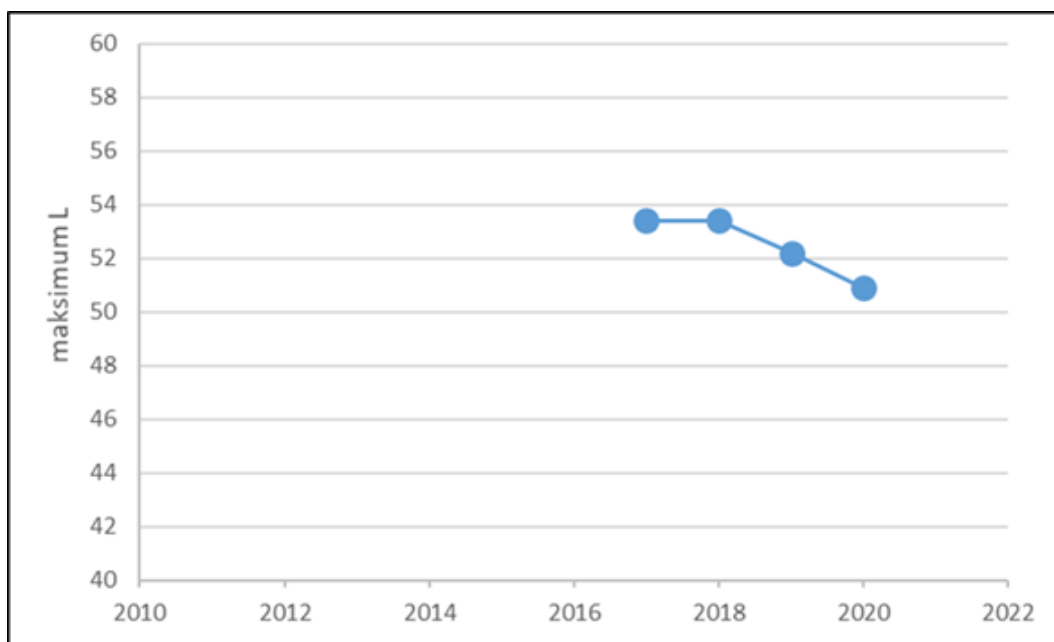
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2020 roku wynosił 40 cm (Rys. II.98). Wzrost w porównaniu z 2019 rokiem, ale jest nieco niższy od średniej wieloletniej. Ogólnie interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych, jak i małą liczbę ryb starszych. Jednakże w przypadku tego stada wiemy, że liczebność nowych pokoleń była niska, zatem druga opcja (spadek liczby ryb starszych) jest bardziej prawdopodobna. W przypadku dorsza dodatkowym zjawiskiem utrudniającym interpretację wskaźnika jest malejące od wielu lat tempo wzrostu osobniczego.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych została wyznaczona jako średnia ważona (przez liczebność próby) największych osobników z prób i wynosiła 53 cm w latach 2017–2018, a w 2020 roku spadła do 50,9 cm (Rys. II.99). 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 z jego długością asymptotyczną (dla dorsza brak reprezentatywnych danych dla starszych i większych ryb, więc wyznaczenie parametrów równania von Bertalanffy'ego jest utrudnione).

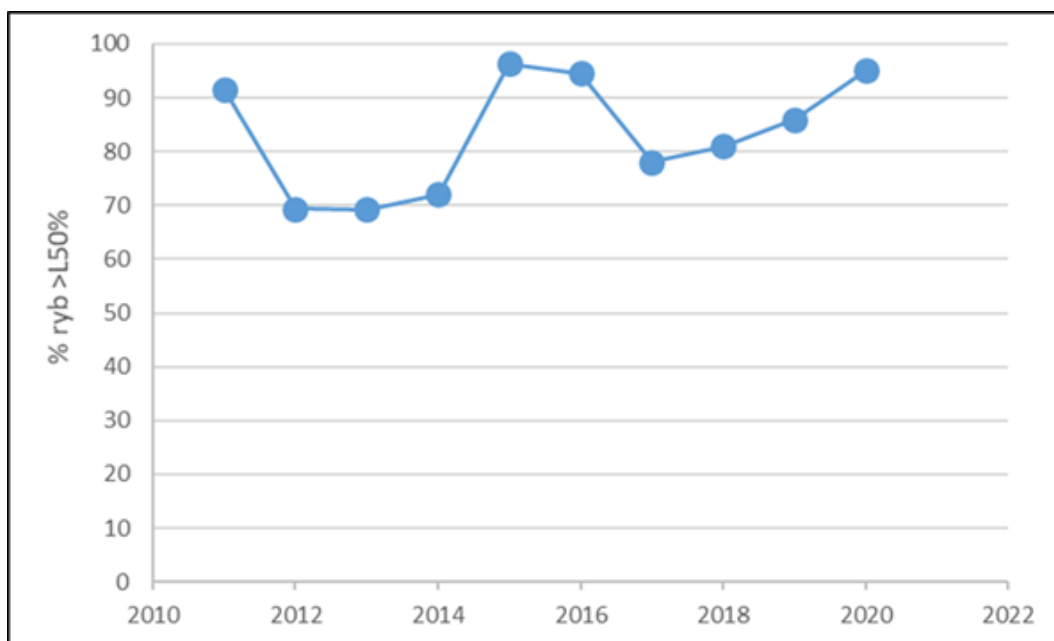
Ze względu na silnie spadające kondycję oraz tempo wzrostu dorsza również długość 50% dojrzałości płciowej zmalała z 40 cm w 1991 do 20 cm w 2016 (Köster i in., 2017). Nie uzyskano bieżącej wiarygodnej oceny wartości tej długości na podstawie danych z BITS, zatem w porównaniach (jako punkt odniesienia) wzięto L50% z Köster i in. (2017). W 2020 roku frakcja dorszy większych niż L50% wynosiła 95%, znacznie przekraczając średnią wieloletnią. Biorąc pod uwagę dużą zmienność L50%, proporcja ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudna do interpretacji (Rys. II.100).



Rys. II.98. Dorsz 24–32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.99. Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.



Rys. II.100. Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.

Podsumowując, oceny analityczne stanu stada potwierdzają wnioski przedstawione w kilku ubiegłych latach – 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. Jednakże podstawową przyczyną obecnego złego stanu stada nie jest presja rybołówstwa, lecz warunki środowiskowe, w tym słaba rekrutacja i wysoka śmiertelność naturalna dorszy.

Stada storni

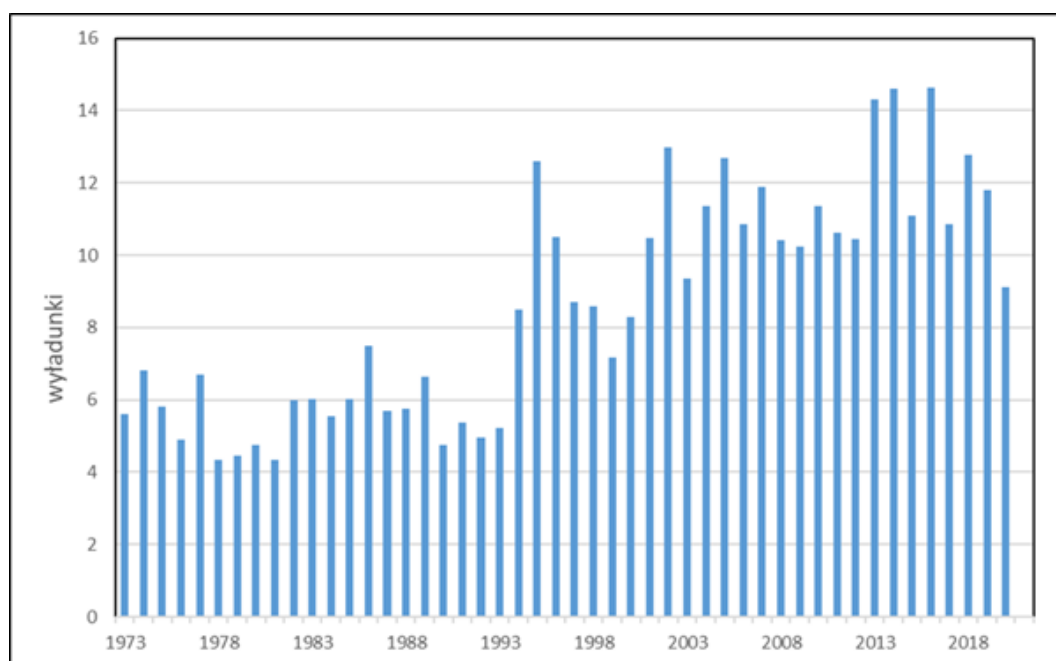
Analityczne oceny zasobów obu storni są w fazie eksperymentalnej. Wykonuje się je w trakcie specjalnych grup studyjnych lub warsztatów oraz w ramach projektów badawczych. Główne przyczyny trudności z oceną to:

- a. w niektórych państwach brak wystarczająco długiej serii danych odnośnie struktury wieku storni wyznaczonej nowymi, rekomendowanymi przez ICES metodami,
- b. trudności z wiarygodną oceną odrzutów storni w połowach ryb płaskich i dorszy na podstawie danych historycznych,
- c. mieszanie się populacji storni (pelagicznej i głębokowodnej) w połowach.

Jak dotąd nie wypracowano akceptowanej w ramach ICES metodyki i oceny zasobów storni eksploatowanej przez polskie rybołówstwo. Stąd gospodarowanie zasobami storni opiera się na obserwowaniu wielkości wskaźnika biomasy z rejsów badawczych oraz wskaźnika wielkości nakładu połowowego.

Stado storni w podobszarach 24-25

Wyładunki tego stada wykazują tendencję wzrostową od lat 90. (Rys. II.101), zmniejszając nieco straty ekonomiczne związane z wprowadzeniem ograniczeń połowów dorsza. W ostatnich kilku latach wyładunki osiągnęły wysoki poziom, ale w 2020 roku uległy obniżeniu. Od 2014 roku oceniana jest wielkość odrzutów dla tego stada – wynosi ona 30 - 40% wyładunków.

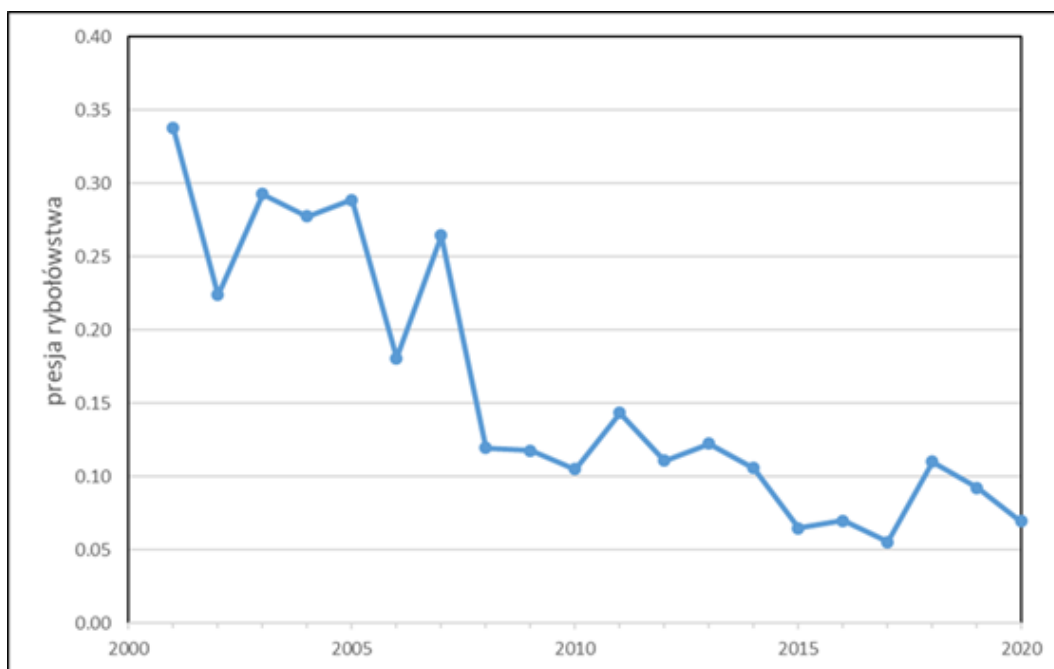


Rys. II.101. Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2020 wg danych ICES (2021a,b).

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.102). Presja rybołówstwa mierzona powyższym stosunkiem zmniejszyła się kilkakrotnie w okresie po roku 2000; w 2018 roku wzrosła, ale następnie spadła, przy czym nadal jest niska. Te niskie wartości wskaźnika to między innymi efekt bardzo znacznego wzrostu biomasy storni w ostatnich latach i jednocześnie dość stabilnych, choć wysokich, wyładunków.

Mimo braku analitycznych ocen biomasy stada można ocenić, że biomasa stada jest dość wysoka, a intensywność eksploatacji stosunkowo niska.



Rys. II.102. Stornia 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2021a,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.103); pozostałe ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi (poniżej 20 m głębokości).

W latach 2003-2017 wskaźnik wielkości biomasy wykazywał trend wzrostowy. Jednakże w okresie 2018-2020 oceniana na podstawie połowów badawczych biomasa stada znacząco obniżyła się (o około 35% w stosunku do średniej z trzech poprzednich lat), choć nadal była wyraźnie wyższa do średniej wieloletniej (o około 25%).



Rys. II.103. Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2021a,b).

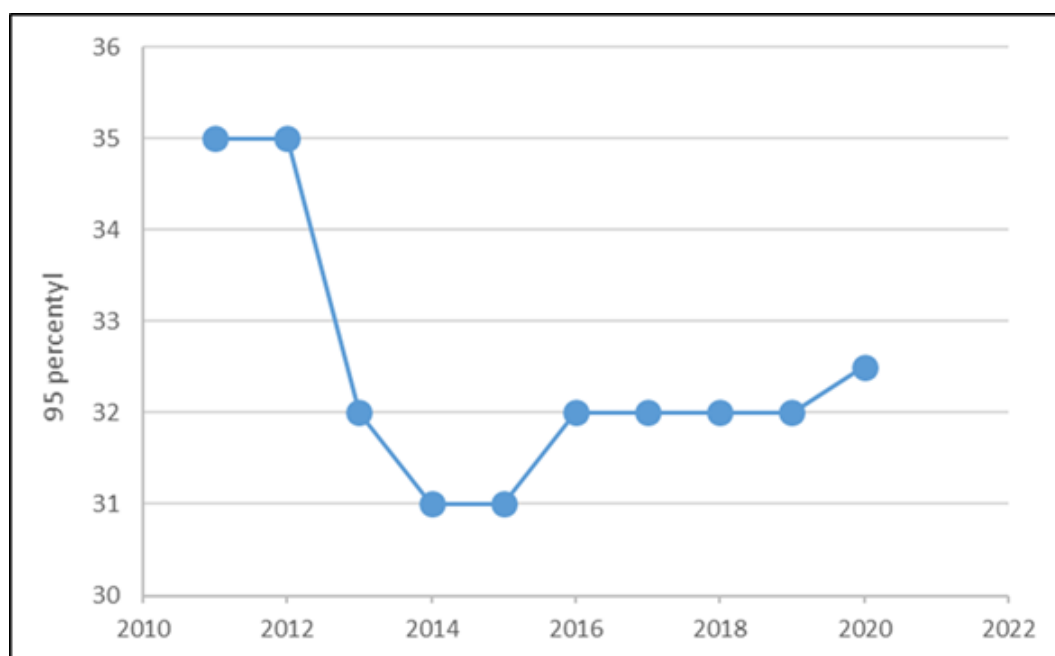
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych w 2020 roku wynosił 32,5 cm i był bliski średniej wieloletniej (Rys. II.104). Interpretacja wskaźnika nie jest jednoznaczna – niska wartość może oznaczać zarówno dużą liczbę ryb młodych jak i małą liczbę ryb starszych. Poza tym na wskaźnik może mieć wpływ tempo wzrostu osobniczego, które przy obserwowanej znacznej dynamice biomasy storni mogło też podlegać istotnym zmianom.

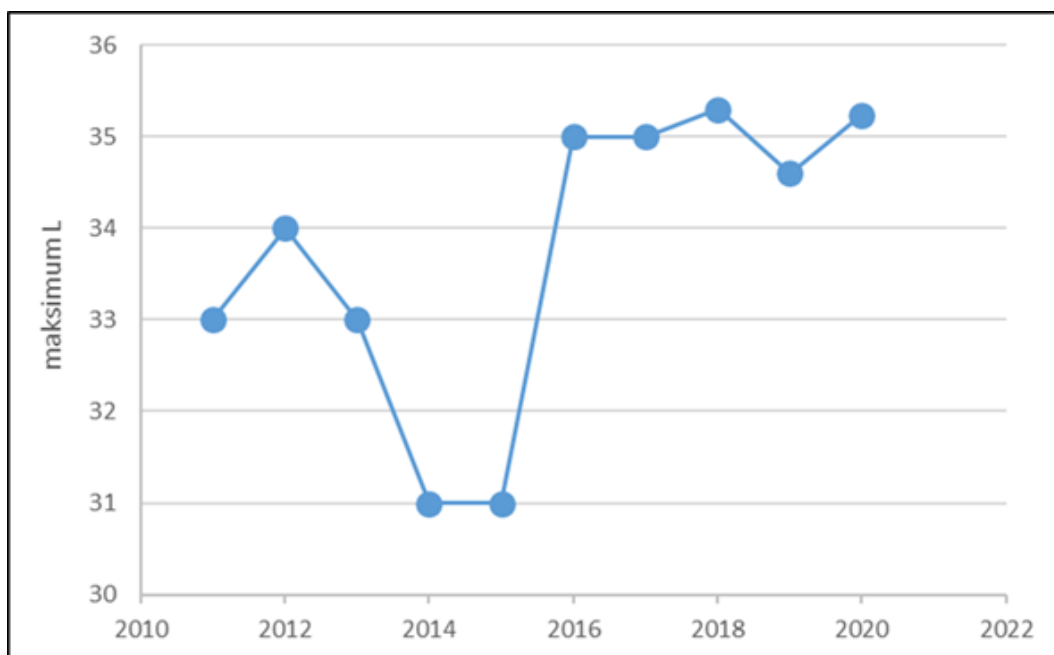
Średnia maksymalna długość odnotowana w połowach badawczych w 2020 roku wzrosła (do 35,2 cm) i była drugą pod względem wielkości w obserwowanych latach (Rys. II.105).

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

Podsumowując, mimo braku ocen analitycznych można stwierdzić, że stan stada storni 24-25 jest dobry: biomasa 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.



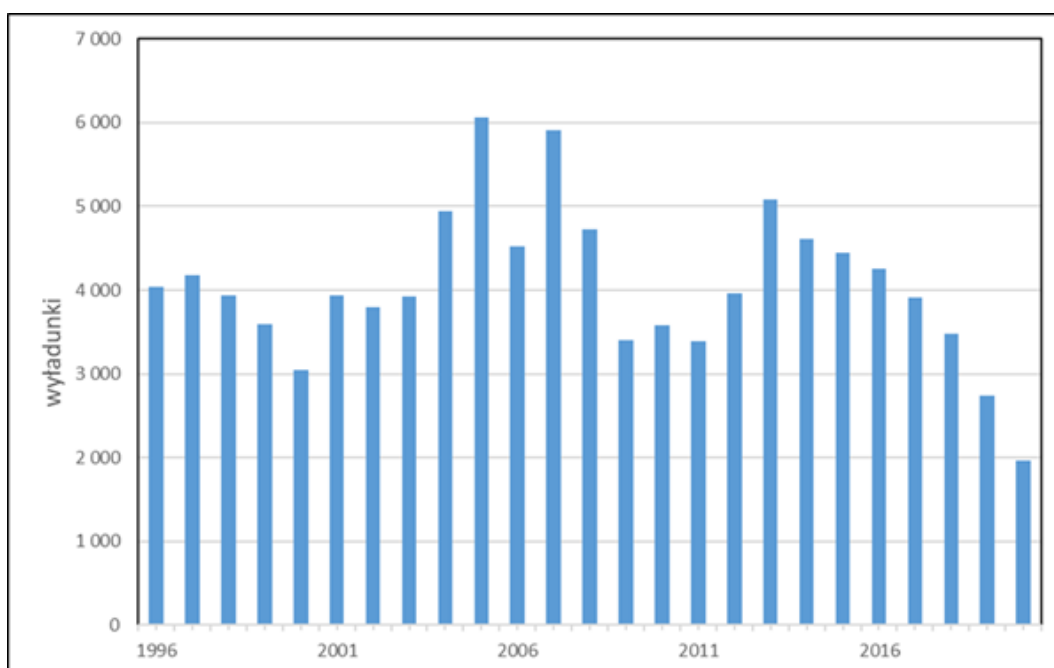
Rys. II.104. Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.105. Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.

Stado storni w podobozarach 26 i 28

Wyładunki stada w podobozarach 26 i 28 w ciągu ostatnich dwudziestu lat wahały się najczęściej w granicach 3,5-6 tysięcy ton, wynosząc średnio 4,1tys. ton (Rys. II.106). Odrzuty są oceniane dopiero od 2015 roku i wynoszą średnio kilka – kilkanaście procent wyładunków. Wyładunki w 2020 roku obniżyły się i były o ok. 50% niższe niż średnia z pięciu poprzednich lat.



Rys. II.106. Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996-2020 wg danych ICES (2021a).

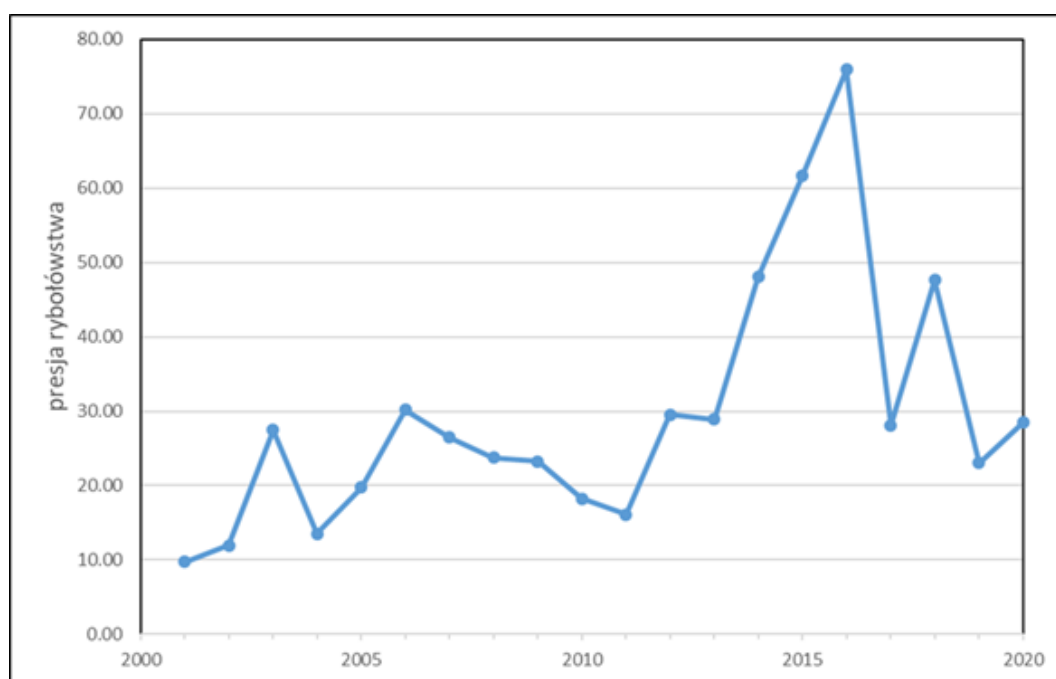
Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

Poziom presji rybołówstwa przedstawiono jako iloraz wyładunków i wskaźnika wielkości stada, otrzymanego na podstawie wydajności połowów badawczych (Rys. II.107). Presja rybołówstwa w latach 2017-2020 obniżyła się w porównaniu do wysokiego poziomu z okresu 2015-2016 i w 2020 roku była bliska średniej wieloletniej.

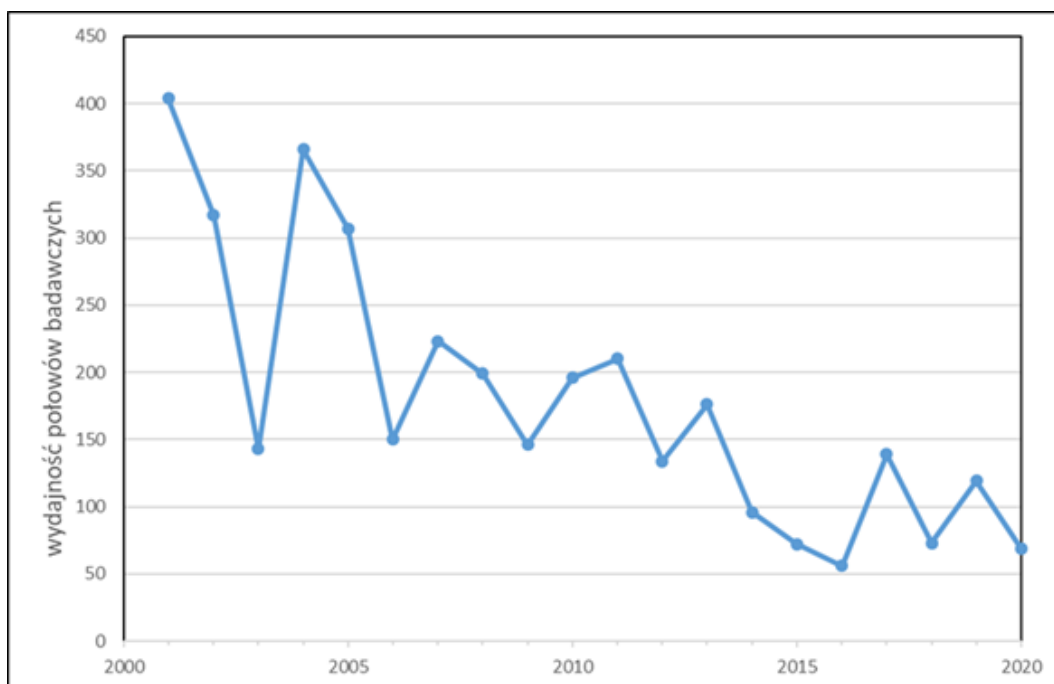
Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada)

Zdolność rozrodczą stada oceniono na podstawie wydajności połowów badawczych ryb o długości nie mniejszej od 20 cm (Rys. II.108); mniejsze ryby nie są wystarczająco reprezentowane w połowach badawczych, prowadzonych poza wodami płytkimi.

Wskaźnik biomasy po roku 2000 wykazywał tendencję malejącą i najniższe w tym okresie wartości wskaźnika obserwowano w latach 2015-2016. Następnie ów wskaźnik nieco wzrósł i wahał się na poziomie około 45% niższym od średniej wieloletniej.



Rys. II.107. 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 (2021a).



Rys. II.108. Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991–2020 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2021a).

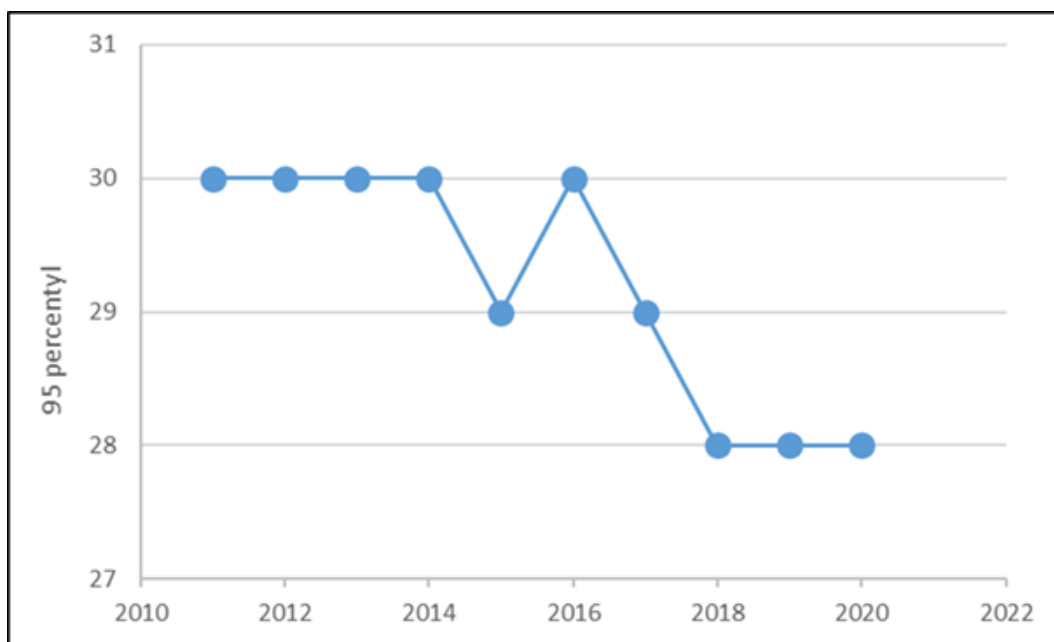
Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2020 roku 28 cm, podobnie jak w dwóch poprzednich latach. Do roku 2016 percentyl ten wahał się nieznacznie pomiędzy 29 i 30 cm (Rys. II.109).

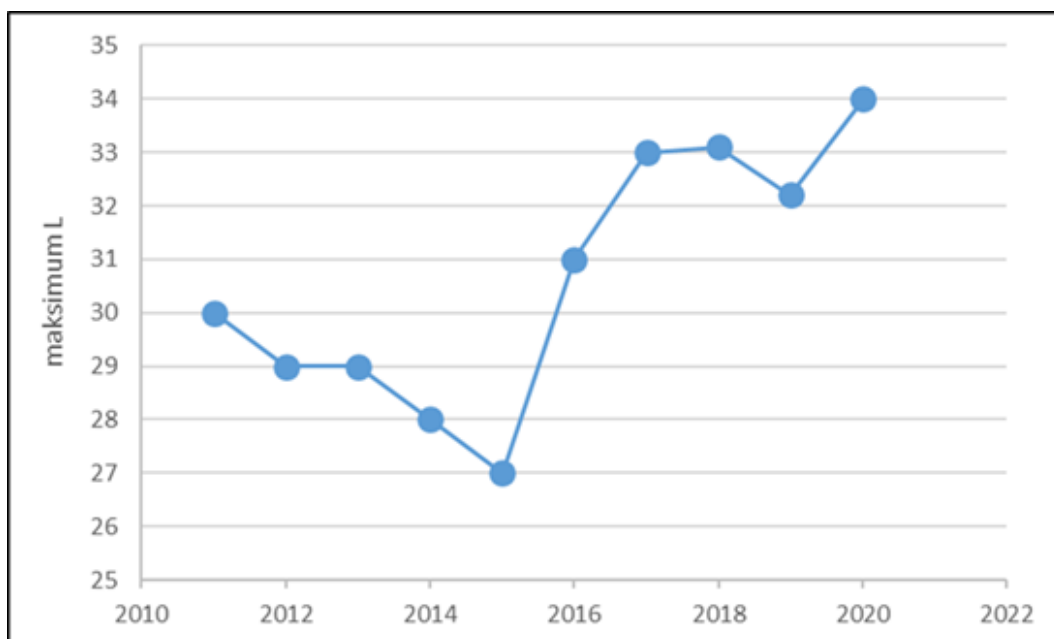
Z kolei średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2020 roku 34 cm (Rys. II.110) i była najwyższą wartością w obserwowanej serii lat (2011–2020).

Międzynarodowe rejsy badawcze na Bałtyku nie obejmują strefy przybrzeżnej (płytkowodnej), w której występują młode 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, jednakże wskaźnik presji rybołówstwa obniżył się poniżej średniej z wielolecia. Kryteria długościowe są niejednoznaczne – 95 percentyl rozkładu długości jest niski, ale długość maksymalna jest najwyższa z okresu obserwacji. Na podstawie dostępnych danych można sądzić, że stado raczej nie spełnia założeń GES, ale nie wyznaczono punktów referencyjnych do formalnego wykazania tego.



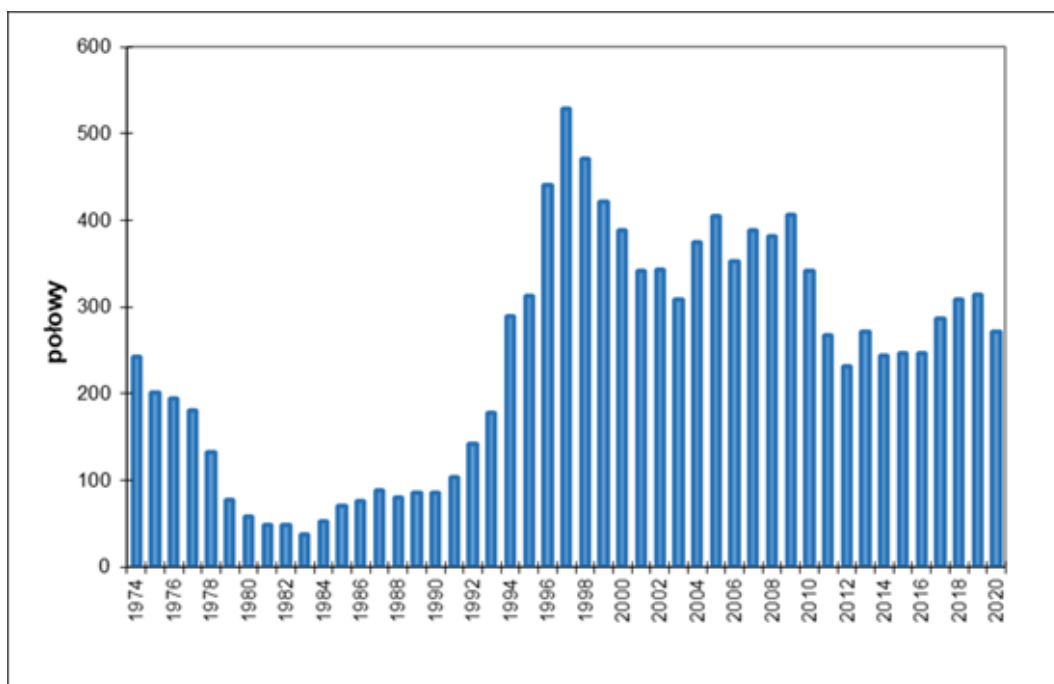
Rys. II.109. Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.110. Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

Stado szprota w podobszarach 22-32

Połowy szprota w latach 90. ubiegłego wieku wzrosły znacząco - z niecałych 100 tys. ton do ponad 500 tys. ton w 1997 roku (Rys. II.111). Następnie połowy obniżyły się, a w ostatnich latach ustabilizowały w granicach 250-300 tys. ton. Wzrost połowów był wynikiem kilku licznych pokoleń szprotów i zmniejszającej się presji dorszy (spadek biomasy) na śledziowate.



Rys. II.111. Szprot 22-32. Połow (tys. ton) w okresie 1974–2020 wg danych ICES (2021a,b).

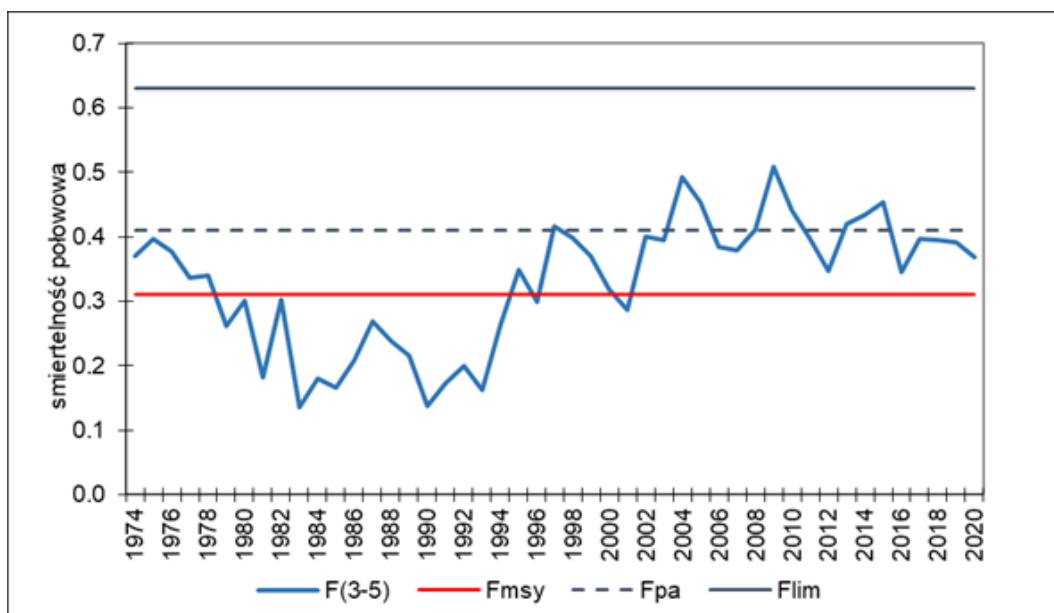
Od lat stan zasobów szprota jest oceniany za pomocą modeli analitycznych, zatem dla tego stada są dostępne podstawowe wskaźniki określające presję rybołówstwa (śmiertelność połowowa) i zdolność rozrodczą stada (biomasa stada tartowego). Wobec niskiej biomasy dorszy punkty referencyjne dla szprota zostały zaktualizowane i referencyjne wartości śmiertelności połowowej wzrosły, natomiast wartości referencyjne biomasy pozostały na niezmiennym poziomie (ICES 2020).

Kryterium 3.1 (poziom presji rybołówstwa)

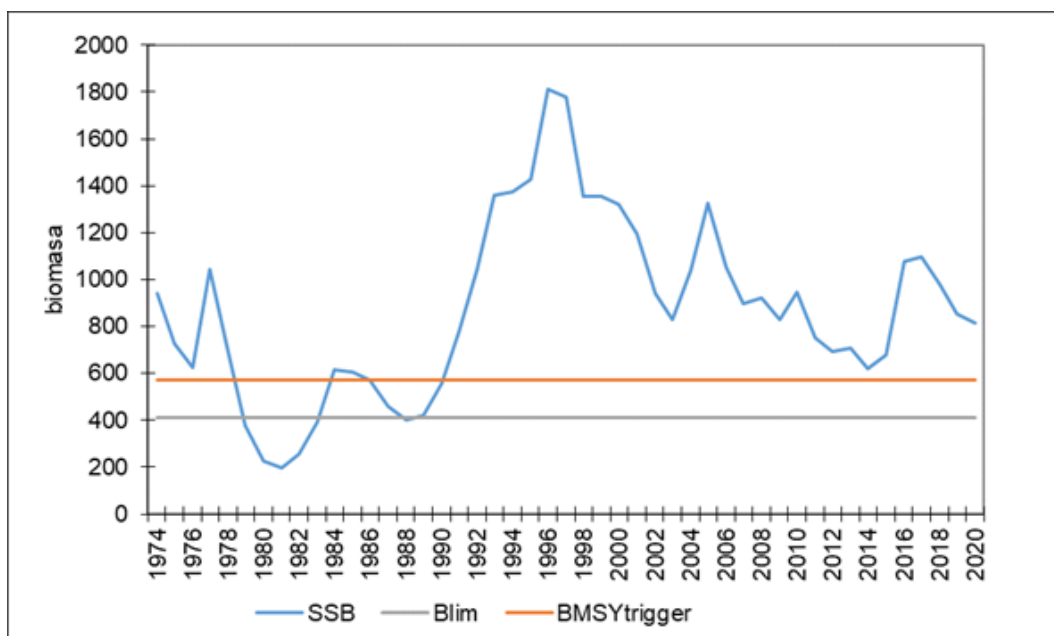
Śmiertelność połowowa w 2020 roku została oceniona na 0,37, wobec wartości $F_{MSY}=0,31$. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,63$, $F_{pa} = 0,41$ (w 2021 roku wprowadzono nowy sposób oceny F_{pa} ; poprzednio była wyliczana jako margines dla potencjalnego błędu F_{lim} , obecnie jest wyznaczana jako wartość F , przy której jest co najmniej 95% prawdopodobieństwo, że biomasa przy tym F w stanie równowagi byłaby większa od B_{lim}). Eksploatacja szprota w ostatnich kilku latach mieści się w granicach zasady przezorności, ale przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY (Rys. II.112).

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 2020 wynosi 817 tys. ton i mimo spadku znacznie przekracza wartość referencyjną $B_{MSYtrigger}$ (określoną na podstawie B_{pa} na 570 tys. ton), a tym samym i wartości B_{pa} i B_{lim} , wynoszące odpowiednio 570 i 410 tys. ton. Biomasa szprota wartości referencyjne przekracza od 30 lat (Rys. II.113). Zatem GES pod względem kryterium zdolności rozrodczej stada dla szprota został osiągnięty wiele lat temu.



Rys. II.112. 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 (2021a,b).



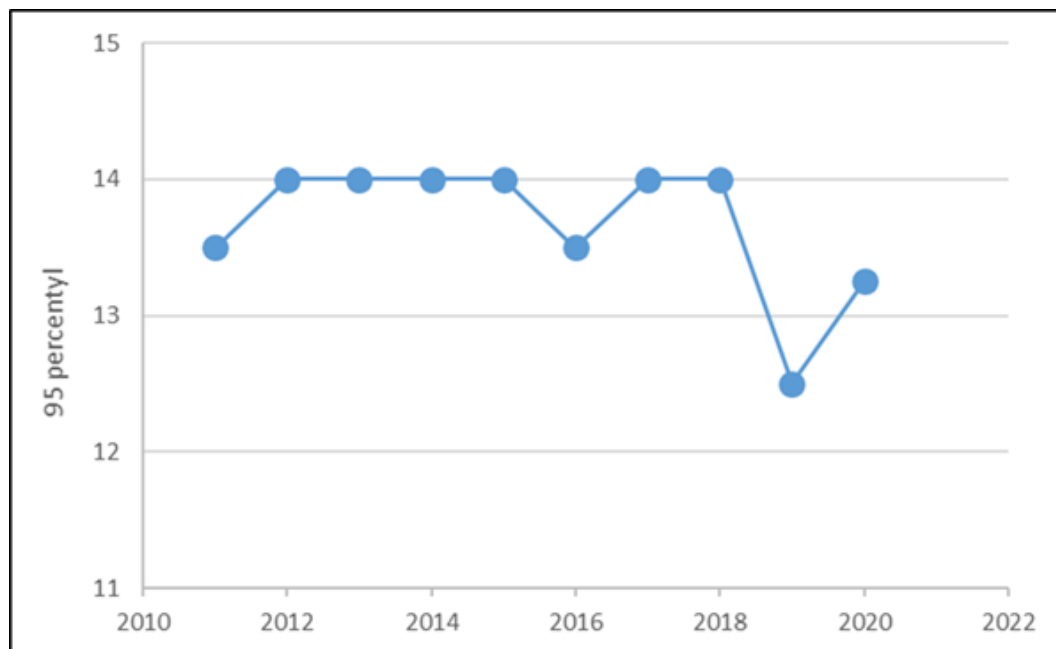
Rys. II.113. Szprot 22-32. Biomasa stada tarłowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi $B_{MSYtrigger}$ i B_{lim} (wartość $B_{MSYtrigger}$ przyjęta jako B_{pa}) wg danych ICES (2021a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

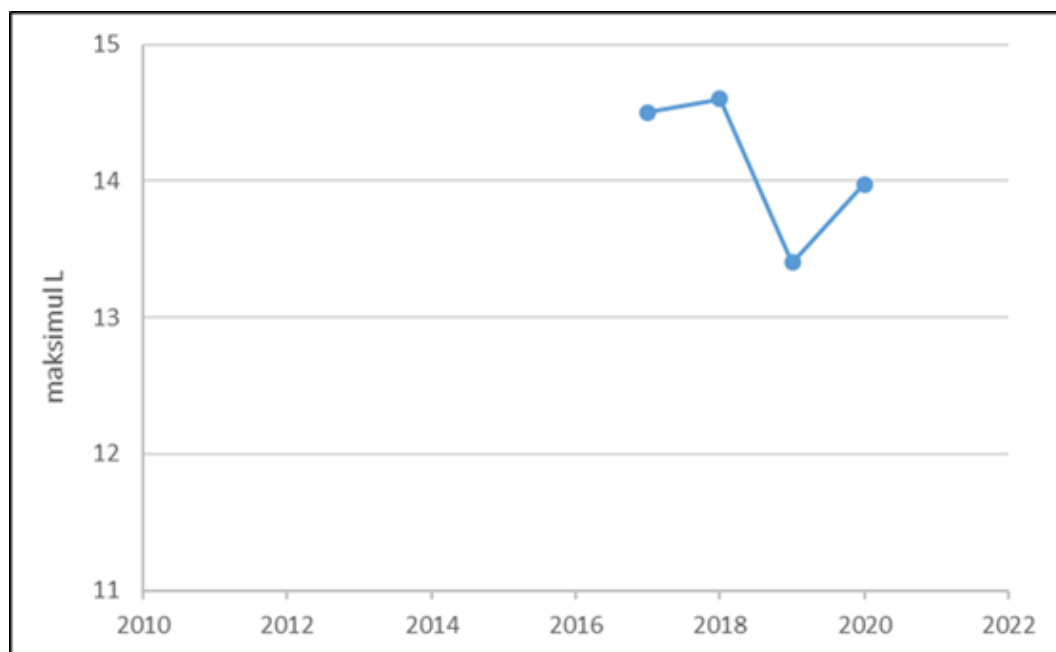
95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych wynosił w 2020 roku 13,3 cm i mimo wzrostu był wyraźnie niższy od wartości obserwowanych w latach wcześniejszych (Rys. II.114). Do roku 2018 ten parametr był bardzo stabilny i nie odzwierciedlał dynamiki biomasy, która w tym okresie podlegała znacznym zmianom. Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2020 roku 14 cm wobec 14,5-14,6 cm w latach 2017-2018 (Rys. II.115). Brak odpowiednich obliczeń dla lat wcześniejszych nie pozwala na przedstawienie tego parametru w skali wielolecia.

W 2020 roku aż 96% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.116). Wskaźnik ten osiągnął najwyższą w okresie obserwacji wartość (Rys. II.116).

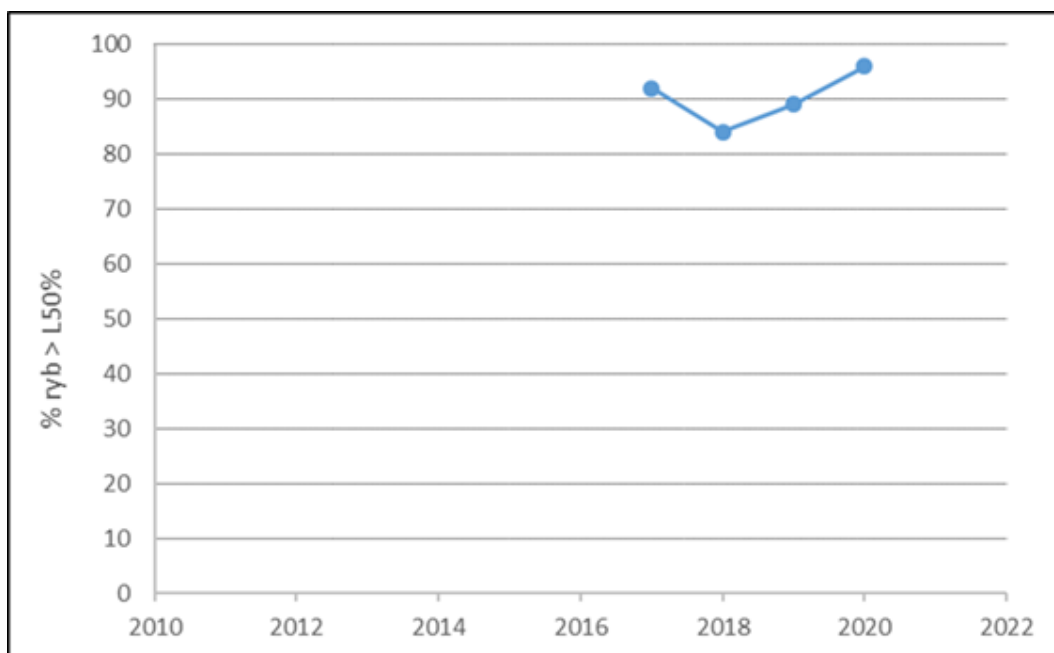
Podsumowując można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada szprota 22-32 jest dobry: biomasa jest znacznie wyższa od biomas referencyjnych i średniej wieloletniej, a śmiertelność połowowa przekracza F_{MSY} , ale mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności. Kryteria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



Rys. II.114. Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.115. Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

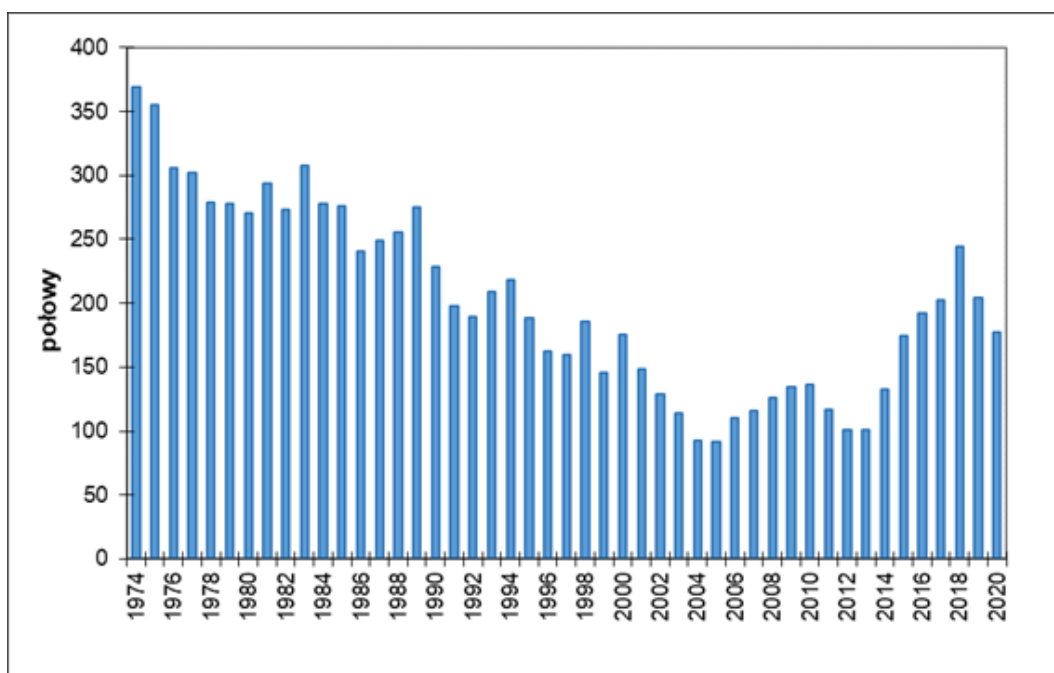


Rys. II.116. Szprot 22-32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta.

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

Wielkość połowów tego stada śledzia zmniejszyła się z poziomu 350 tys. ton w latach 70. ubiegłego wieku do około 100 tys. ton na przełomie wieków. Następnie połowy wykazywały tendencję wzrostową do 2018 roku, po czym obniżyły się, a 2020 roku złowiono prawie 180 tys. ton śledzi (Rys. II.117). Na spadek połowów w ubiegłym wiekułożyło się głównie malejące tempo wzrostu osobniczego śledzi, natomiast wzrost połowów w ostatnich latach to efekt bardzo liczebnego pokolenia z 2014 roku, które jednak już „wychodzi” z rybołówstwa.

Podobnie jak w przypadku szprot punkty referencyjne dla śledzia zostały w 2020 roku zaktualizowane, uwzględniając obecny stan stada dorsza (ICES 2020c). Jednakże ich zmiana nie była tak znaczna jak w przypadku szprot.



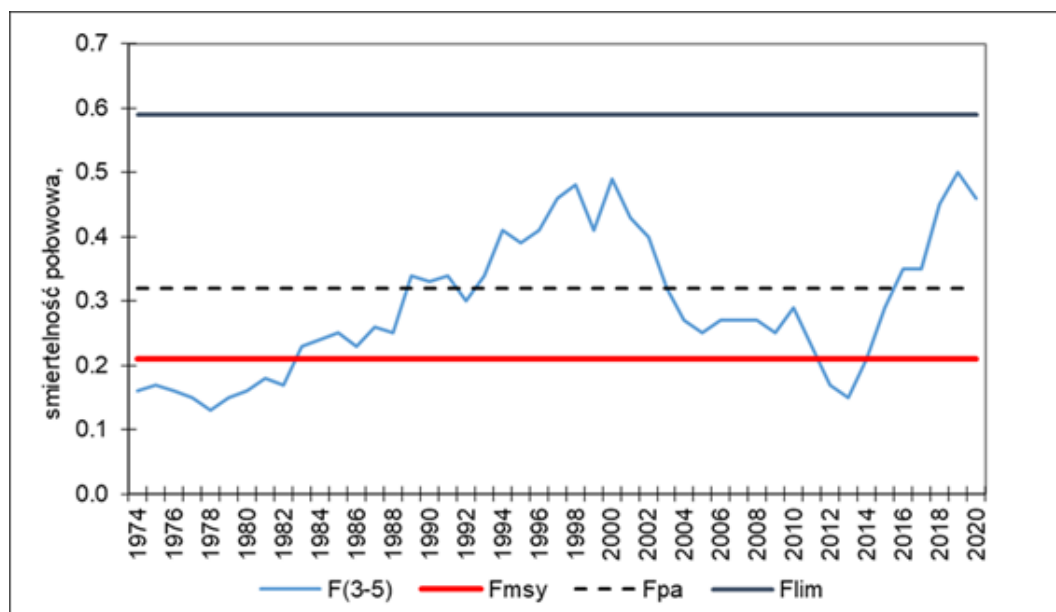
Rys. II.117. Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2020 wg danych ICES (2021a,b).

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

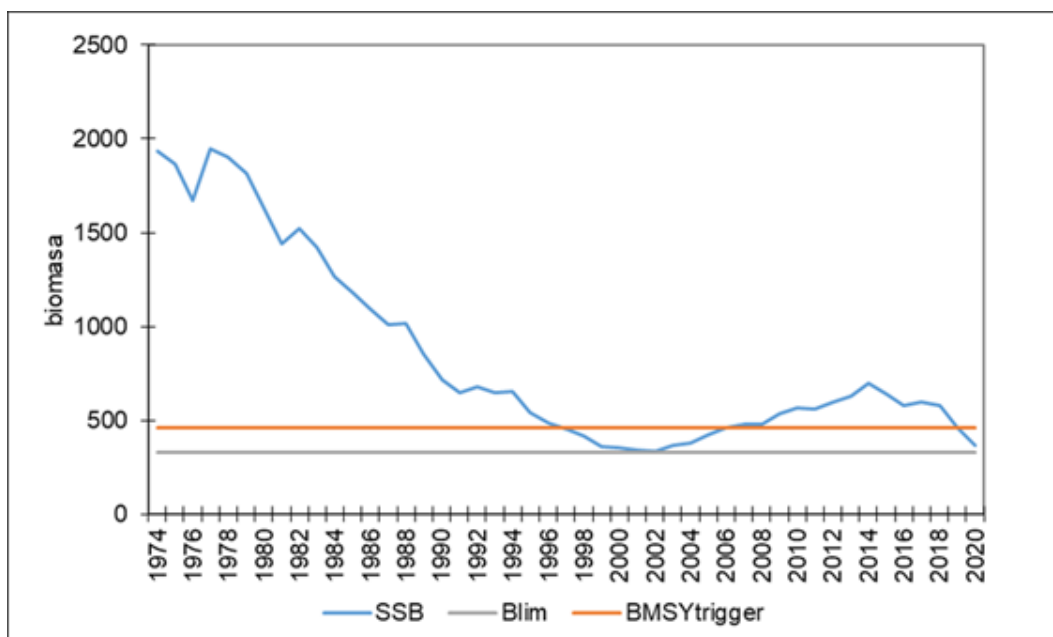
Śmiertelność połowowa w 2020 roku została oceniona na 0,46, wobec wartości $F_{MSY}=0,21$. Wartości referencyjne określone zasadą przezorności wynoszą: $F_{lim} = 0,59$, $F_{pa} = 0,32$ (w 2021 roku wprowadzono nowy sposób oceny F_{pa} ; analogiczny jak opisany w przypadku szprota). Zatem eksploatacja śledzia przekracza śmiertelność połowową prowadzącą do MSY, a także może nie mieścić się w granicach zasady przezorności (jest większa od F_{pa}) (Rys. II.118).

Kryterium 3.2 (zdolność rozrodcza stada) - Biomasa stada tarłowego

W okresie 2000–2015 biomasa śledzi wzrastała do poziomu ok. 700 tys. ton, podwajając niskie wartości z początku wieku (Rys. II.119). Po krótkim okresie stabilizacji SSB w roku 2020 obniżyła się do 365 tys. ton i była znacznie niższa od wartości referencyjnych $B_{MSYtrigger}$ i B_{pa} (obie po 460 tys. ton). Jednocześnie biomasa rozrodcza stada nadal jest wyższa od B_{lim} , wynoszącej 330 tys. ton, czyli prawdopodobieństwo, że biomasa mieści się w granicach wyznaczonych przez zasadę przezorności jest zmniejszone (<95%). Biomasa stada była wyższa od wartości referencyjnej $B_{MSYtrigger}$ w latach 2006–2019 (wykazując GES w tym zakresie), jednakże wobec ostatniego spadku biomasy, GES pod względem wielkości biomasy obecnie nie był w 2020 roku osiągnięty.



Rys. II.118. 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 (2021a,b).



Rys. II.119. Śledź 25–29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2021a,b).

Kryterium 3.3 Rozkład wieku oraz rozkład długości populacji

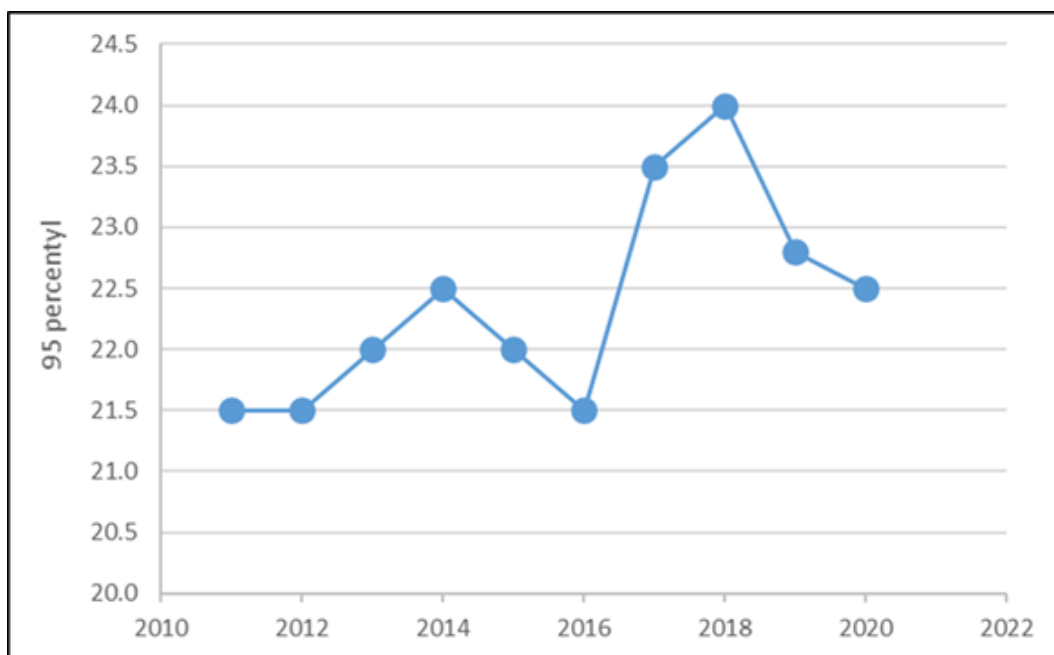
W 2020 roku 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych obniżył się do 22,5 cm, będąc bliskim średniej wieloletniej (Rys. II.120). W 2014 roku urodziło się bardzo liczne pokolenie śledzi, które mogło mieć wpływ na spadek tego wskaźnika w latach 2015–2016.

Średnia maksymalna długość odnotowana w rejsach badawczych wynosiła w 2020 roku 24,6 cm i była jedną z najniższych wartości w okresie obserwacji. (Rys. II.121).

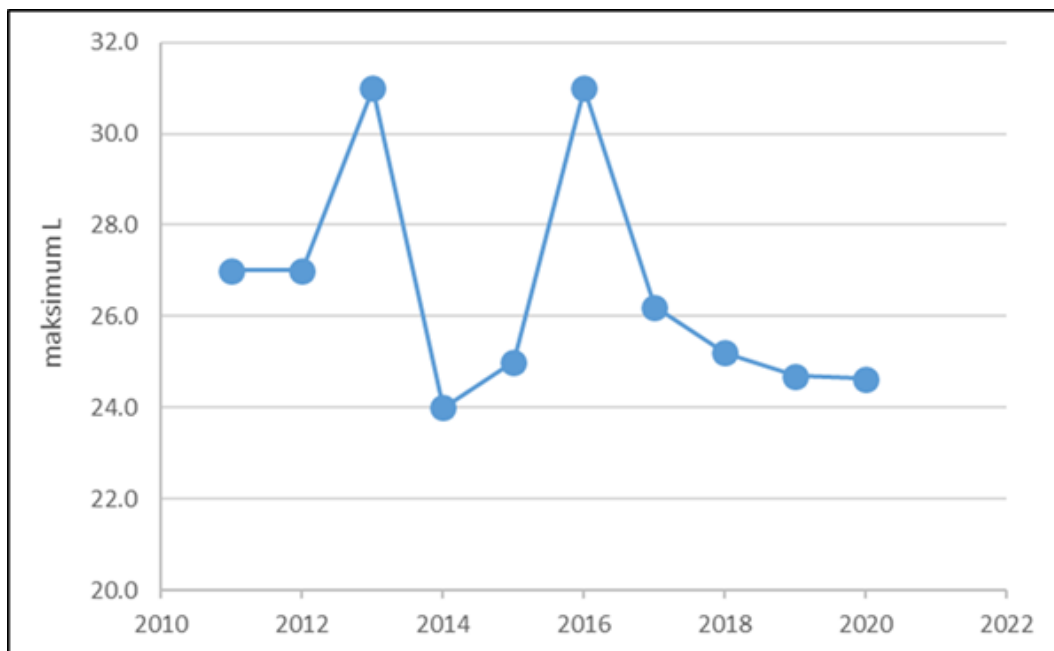
W 2020 roku aż 78% ryb w połowach badawczych miało długość większą niż długość 50% dojrzałości płciowej (Rys. II.122).

W okresie obserwacji wskaźnik ten zmienia się bez wyraźnego trendu wokół średniej ok. 83%.

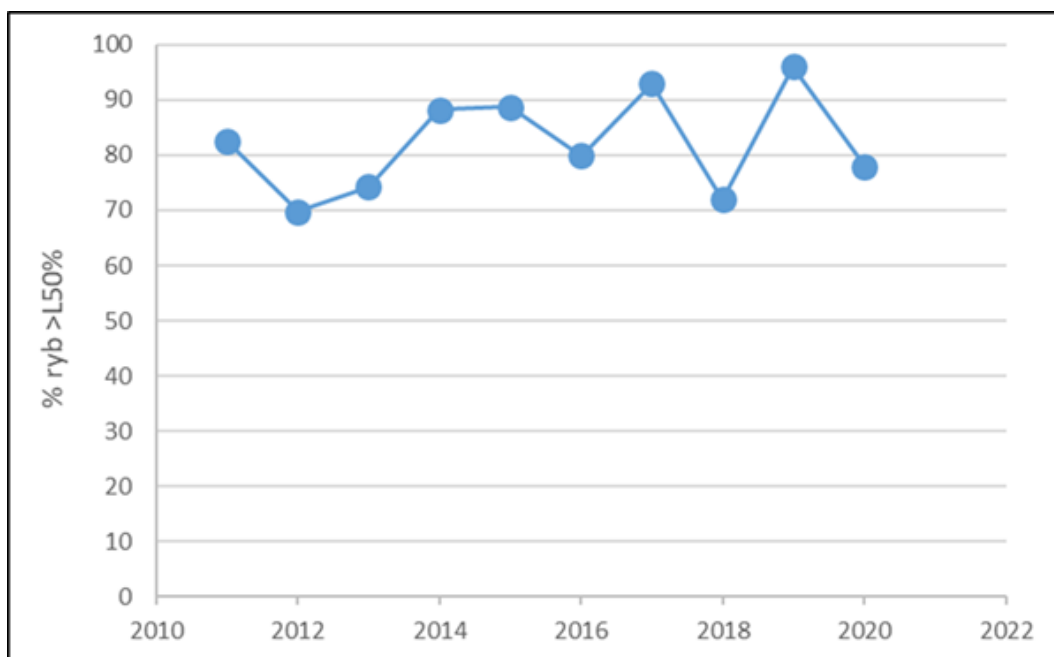
Podsumowując można na podstawie wskaźników podstawowych ocenić, że stan stada śledzia 25–29,32 jest zły: biomasa jest niższa od biomasy referencyjnej wymaganej dla GES, a śmiertelność połowowa znacznie przekracza F_{MSY} i F_{pa} . Kryteria długościowe nie są spójne (95. percentyl rozkładu długości jest bliski średniej, ale maksymalna długość jest jedną z najniższych w wieloletnia). Stado nie spełnia założeń GES ani w zakresie biomasy, ani w zakresie śmiertelności połowowej.



Rys. II.120. Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.



Rys. II.121. Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.

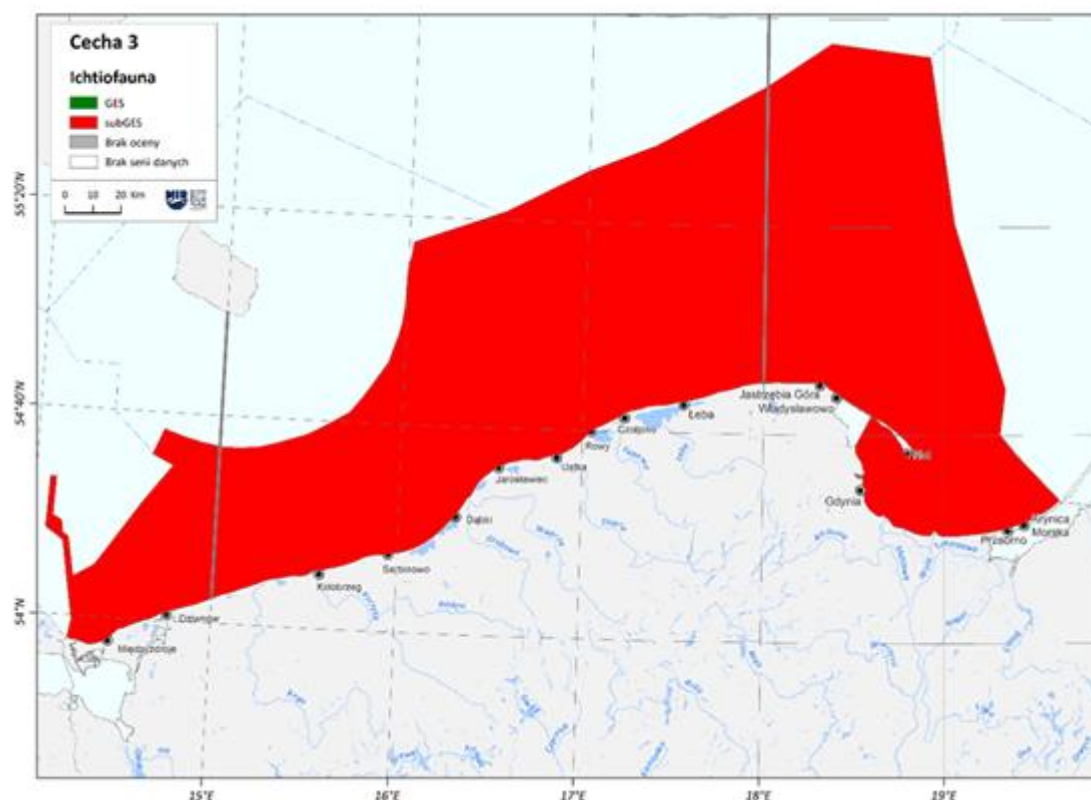


Rys. II.122. Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarta.

Ocena stanu środowiska (GES) na podstawie cechy D3

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.

Ocenę GES za 2020 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 tylko dla szprota w podobszarach 22-32. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium poziomu presji rybołówstwa. 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 2020 przedstawiono na Rys. II.123 oraz w Tabeli II.35.



Rys. II.123. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2020 roku

Tabela II.35. Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych Deskryptora 3 w roku 2020 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony - brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych.

Stado	Kryterium		GES
	3.1	3.2	
dorsz 24-32	?		
stornia 24-25	?	?	?
stornia 26 i 28	?	?	?
szprot 22-32		GES	
śledź 25-29 i 32			
Proporcja stad z GES*	0 z 2	1 z 3	0 z 3
Proporcja wyładunków stad z GES do całości polskich wyładunków (%)	0	47	0
Proporcja stad z nieznanym statusem	3 z 5	2 z 5	3 z 5

*spośród stad ze znanym statusem

Ocena wiarygodności

Kryterium poziomu presji rybołówstwa zawiera dwa wskaźniki, śmiertelność połowową oraz stosunek połowu do wskaźnika biomasy. Śmiertelność połowowa szacowana jest przy użyciu modeli analitycznych, ze sprawdzoną wiarygodnością ocen. Wskaźnik ten posiada również szereg punktów referencyjnych. Wskaźnik stosunku połowu do wskaźnika biomasy jest natomiast wskaźnikiem traktowanym jedynie jako przybliżenie intensywności rybołówstwa, stosowanym w sytuacji, gdy nie ma wystarczających danych do obliczenia śmiertelności połowowej. Wskaźnik ten nie ma wyznaczonych punktów referencyjnych. Ta sama sytuacja występuje w przypadku kryterium zdolności rozrodczej stada, biomasa stada tartowego pochodzi z przeliczeń wykonanych za pomocą sprawdzonych modeli analitycznych i wiarygodność jej oceny jest wysoka. Dodatkowo jest możliwość przeprowadzenia oceny GES poprzez odniesienie się do punktów referencyjnych biomasy. Wskaźnik biomasy w połowach badawczych natomiast jest jedynie przybliżeniem zdolności rozrodczej stada, stosowanym, gdy nie ma wystarczających danych do wyznaczenia bezwzględnych wartości biomasy stada tartowego.

Kryterium dotyczące rozkładu wieku oraz rozkładu długości populacji wymaga dalszych prac dotyczących metodologii. Dla wskaźników zaproponowanych przez Komisję dla tego kryterium nie wyznaczono punktów referencyjnych. Zarówno wskaźnik proporcji ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła, jak i 95. percentyl rozkładu długości obserwowanego w połowach badawczych są wrażliwe na liczebność młodych ryb w stadzie. Spadająca wartość tych dwóch wskaźników może sugerować złą sytuację, czyli zmniejszającą się na skutek zbyt intensywnych połowów część stada stanowiącą dojrzałe płciowo, większe osobniki, jak również może świadczyć o dobrej rekrutacji, a tym samym dużej liczebności młodych ryb w stadzie, czyli sytuację relatywnie dobrą. Alternatywny wskaźnik długości ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła jest trudny do wyznaczenia i interpretacji. Efekt silnej presji rybołówstwa na długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła może być widoczny dopiero po wielu latach.

Określenie spełniania lub niespełniania GES dla dorsza, śledzia i szprota nie budzi większych wątpliwości, gdyż jest oparte na analitycznych ocenach biomasy i śmiertelności połowowej oraz odniesieniu tych zmiennych do odpowiednich wartości referencyjnych. Z kolei dla obu stad storni nie ma danych, aby formalnie wykazać GES lub jego brak, ale wskaźniki alternatywne sugerują, że stornia w podobozarach 24+25 prawdopodobnie spełniałaby GES, a stornia w podobozarach 26+28 prawdopodobnie nie miałyby statusu GES, gdyby były dostępne wskaźniki podstawowe.

II.4.2. Eutrofizacja



Eutrofizacja jest jednym z największych zagrożeń środowiska Morza Bałtyckiego. Ocenę stanu środowiska w roku 2020 w zakresie eutrofizacji w polskich obszarach morskich przeprowadzono zgodnie z zaleceniami Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM) znowelizowanej dyrektywą 2017/845. Do oceny wykorzystano wyniki badań prowadzonych w programie monitoringu jakości wód. Ocena została wykonana na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla cechy D5-eutrofizacja, jako jednej z cech presji, opartych na kryteriach zawartych w decyzji 2017/848, z uwzględnieniem podziału kryteriów na podstawowe i drugorzędne w odniesieniu do oceny dopływu składników pokarmowych oraz materii organicznej. Wskaźniki podstawowe zostały uszeregowane w ciąg przyczynowo-skutkowy na czynniki sprawcze, skutki bezpośrednie i skutki pośrednie. Analizę dominujących presji i oddziaływań na środowisko morskie w ramach cechy D5 scharakteryzowano za pomocą wskaźników podstawowych związanych z trzema kryteriami:

- czynniki sprawcze określone poziomem substancji pokarmowych w środowisku morskim,
- skutki bezpośrednie nadmiaru soli odżywczych, opisywane przez koncentracje chlorofilu a oraz zmiany przezroczystości wody morskiej,
- skutki pośrednie wzbogacenia środowiska solami pokarmowymi, scharakteryzowane przez natlenienie wód przydennych.

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 2020 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.

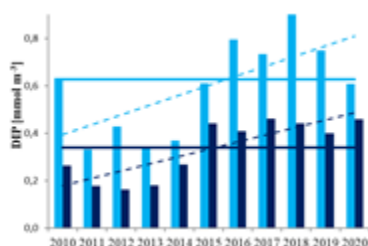
Czynniki sprawcze

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.

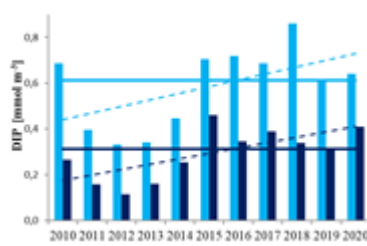
Poziom nieorganicznych związków fosforu (DIP) i azotu (DIN) oceniany jest głównie w okresie zimowym, gdy, zgodnie z naturalnym cyklem sezonowym, produkcja pierwotna osiąga swoje minimum, a wartości stężeń soli pokarmowych są najwyższe w ciągu roku. O intensywności produkcji pierwotnej w następnym sezonie wegetacyjnym w głównej mierze decyduje właśnie ta zimowa pula substancji odżywczych.

Badania stanu środowiska morskiego polskiej EEZ, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, zostały wykonane pod koniec stycznia 2020 r. Analiza wykazała spadek zawartości nieorganicznych fosforanów w warstwie powierzchniowej poszczególnych akwenów w porównaniu do średniej obserwowanej dla wartości zimowych w poprzednim roku. Wyjątek stanowił wschodni Basen Gotlandzki. Jednak we wszystkich badanych akwenach nadal 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). Średnie roczne stężenia w warstwie powierzchniowej, świadczące o dostępności tych związków w cyklu czterolecnym, w 2020 r. utrzymywały się na wysokim poziomie i były wyższe niż średnia z ostatniego dziesięciolecia w poszczególnych akwenach. Natomiast średnie stężenia fosforanów w warstwie powierzchniowej w miesiącach zimowych oscylowały wokół średniej z ostatniej dekady (Rys. II.124).

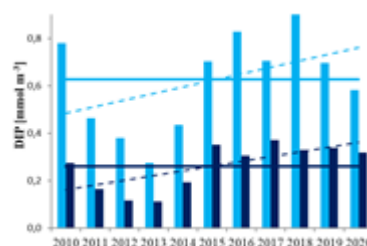
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



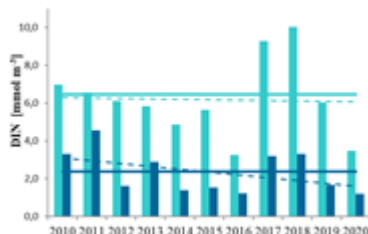
Basen Gdański



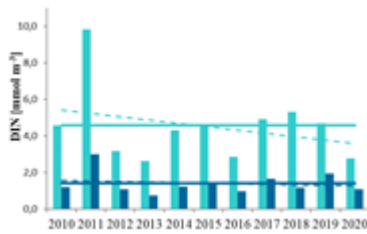
Rys. II.124. Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0–10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

Analizując stężenia nieorganicznych związków azotu w warstwie powierzchniowej stwierdzono spadek zawartości tych związków w 2020 r. we wszystkich badanych akwenach, zarówno w okresie letnim jak i w cyklu czterolecnym. Wartości w poszczególnych basenach utrzymywały się poniżej średnich z ostatnich dziesięciu lat (Tabela II.36). Generalnie w obszarach objętych badaniami w 2020 r. spadek ten wpłynął na zmianę niekorzystnego kierunku tendencji obserwowanych w ostatnich latach: zarysowała się delikatna tendencja spadkowa, najbardziej widoczna dla stężeń zimowych we wschodnim Basenie Gotlandzkim i średnich rocznych w Basenie Bornholmskim (Rys. II.125).

Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



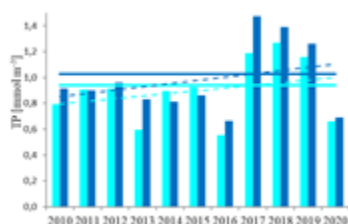
Basen Gdański



Rys. II.125. Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0–10m) w miesiącach zimowych (XII–II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

Stężenia całkowitego fosforu (TP) i azotu (TN) są kolejnymi wskaźnikami eutrofizacji. W okresie wegetacji przybliżają one wielkość produkcji pierwotnej. Na Rys. II.126 oraz Rys. II.127 pokazana została ich zmienność w poszczególnych akwenach. Średnie stężenia fosforu całkowitego z miesięcy letnich w warstwie powierzchniowej były w 2020 r. dużo niższe niż w lecie poprzedniego roku we wszystkich badanych akwenach. Utrzymywały się również poniżej wartości średnich z ostatniego dziesięciolecia. Podobne obserwacje dotyczyły średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego. A mimo to we wszystkich basenach polskich obszarów morskich nie stwierdzono pozytywnego kierunku zmian, nadal utrzymywała się wzrostowa tendencja stężeń całkowitego fosforu, zarówno dla średnich sezonowych jak i rocznych.

Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



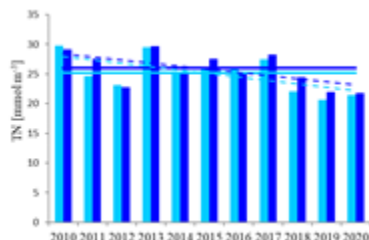
Basen Gdański



Rys. II.126. Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

W odniesieniu do azotu całkowitego, we wszystkich monitorowanych akwenach, zarówno w okresie lata 2020 r. jak i całego roku, wartości stężeń były niższe od średniej wieloletniej. W porównaniu z rokiem poprzednim średnie roczne z 2020 r. były nieznacznie niższe, natomiast wyższe od zanotowanych w poprzednim roku, średnie sezonowe nie wpłynęły na pozytywny kierunek zmian. We wszystkich badanych basenach zanotowano słabą tendencję spadkową najmniej widoczną we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Rys. II.127).

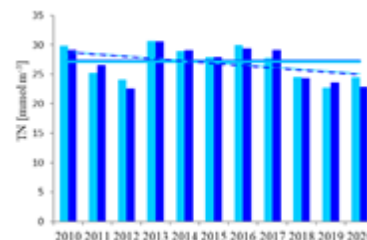
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.127. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

Tabela II.36. Średnie stężenia [mmol m^{-3}] w 2020 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 2010–2019)

Akwen		DIP	DIN	TP	TN
Basen Bornholmski	2020	0,61	3,48	0,66	21,48
	2010–2019	0,63	6,46	0,94	25,22
wschodni Basen Gotlandzki	2020	0,64	2,78	0,61	22,83
	2010–2019	0,61	4,59	0,88	24,78
Basen Gdański	2020	0,58	2,97	0,69	24,42
	2010–2019	0,63	6,57	0,89	27,15

Skutki bezpośrednie

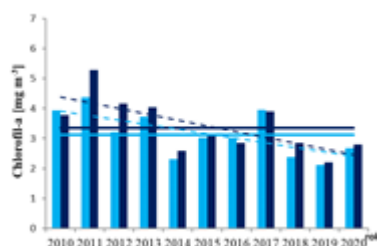
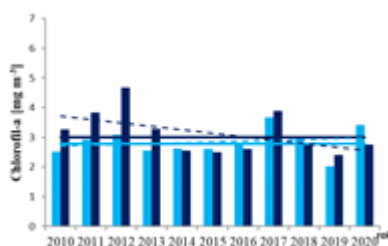
Wynikiem dużego dopływu substancji odżywczych do środowiska morskiego są intensywne zakwity fitoplanktonu. W większości przypadków ich efektem jest zwiększenie zawartości chlorofilu a w wodzie morskiej. Zmiany koncentracji chlorofilu a ocenia się w dwóch zakresach czasowych: średnia koncentracji w miesiącach letnich: od czerwca do września oraz średnia roczna dla całego okresu wegetacyjnego, uwzględniająca zakwit wiosenny i późno-jesienny, podczas których mogą również pojawiać się znaczące zawartości chlorofilu a w wodzie morskiej.

W 2020 r w wodach monitorowanych akwenów polskich obszarów morskich koncentracje chlorofilu a w sezonie letnim były wyższe niż średnie roczne (Tabela II.37.). Wyjątkiem był tu Basen Bornholmski gdzie sytuacja była odwrotna.

Tabela II.37. Średnie zawartości [mg m^{-3}] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2020 r.; (średnie z okresu 2010–2019)

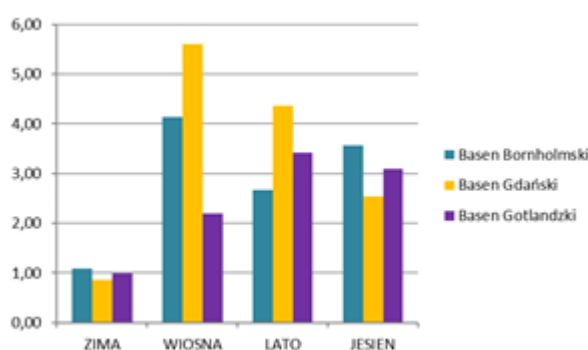
Akwen		Chl-a (VI–IX)	Chl-a (śr. r.)
Basen Bornholmski	2020	2,67	2,80
	2010–2019	3,12	3,34
wschodni Basen Gotlandzki	2020	3,42	2,75
	2010–2019	2,78	3,00
Basen Gdański	2020	4,36	3,68
	2010–2019	4,27	4,28

Średnia zawartość chlorofilu a, zarówno sezonowa jak i w całym roku 2020 była wyższa od odpowiednich średnich z poprzedniego roku, natomiast w porównaniu do średnich z ostatniej dekady w/w wskaźniki były niższe, oprócz średniej z okresu lata dla wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Pozwoliło to na utrzymanie pozytywnego kierunku zmian, zaobserwowanego w poprzednim okresie. Najbardziej tendencja spadkowa zaznaczyła się w Basenie Gotlandzkim wpisując się w, obserwowaną dla ostatniego dziesięciolecia, tendencję spadkową (Rys. II.128). Generalnie pozytywny kierunek zmian zanotowano zarówno w cyklu sezonowym jak i całorocznym.

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

Rys. II.128. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

W 2020 r. największy zakwit fitoplanktonu w monitorowanym obszarze przypadał na okres wiosenny, z wyjątkiem wschodniego Basenu Gotlandzkiego gdzie najwyższe wartości zanotowano w okresie letnim. Najintensywniejsza produkcja pierwotna we wszystkich akwenach polskich obszarów morskich została zarejestrowana w Basenie Gdańskim. We wschodnim Basenie Gotlandzkim zakwit letni był niewiele wyższy niż zakwit jesienny. (Rys. II.129).



Rys. II.129. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2020 r.

Przezroczystość wody jest, podobnie jak zawartość chlorofilu a, parametrem powiązanym z produkcją pierwotną. Spadek przezroczystości wody, wywołany jest w głównej mierze wzrostem ilości glonów unoszących się w toni wodnej jako pośredni efekt wzrostu stężeń soli odżywczych limitujących zakwity fitoplanktonu. Może też być skutkiem dopływu zawiesiny materii organicznej. 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 głównie z intensywnością produkcji pierwotnej, a jej zmiany, wyrażone widzialnością krążka Secchi'ego, ocenia się dla tych samych okresów jak dla zawartości chlorofilu a.

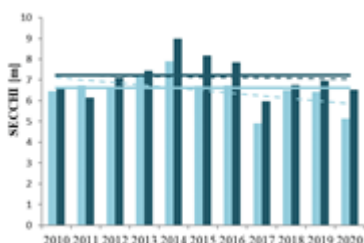
Przezroczystość w polskich obszarach morskich w 2020 r. zmieniała się w zakresie od 2,5 m, zmierzona w strefie płytkowodnej Basenu Gdańskiego, do 12,5 m, zanotowana w obszarze wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Ekstremalne wartości zostały zarejestrowane w marcu 2020 r. Podobnie jak w poprzednim roku, najniższą średnią przezroczystość, zarówno dla miesięcy letnich jak i roczną, zanotowano w Basenie Gdańskim. Na pozostałym obszarze w sezonie letnim średnia głębokość widzialności krążka Secchi'ego wynosiła blisko 5 m, natomiast średnia roczna była najwyższa we wschodnim Basenie Gotlandzkim (Tabela II.38).

Tabela II.38. Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2020 r.; (średnie z okresu 2010–2019)

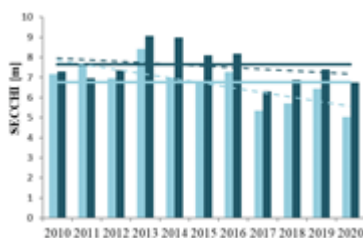
Akwen		Secchi (VI–IX)	Secchi (śr. r.)
Basen Bornholmski	2020	5,1	6,5
	2010–2019	6,6	7,2
wschodni Basen Gotlandzki	2020	5,0	6,7
	2010–2019	6,8	7,7
Basen Gdański	2020	4,9	6,2
	2010–2019	5,2	6,5

W 2020 r. średnia przezroczystość we wszystkich akwenach polskich obszarów morskich, tak w miesiącach letnich jak i w całym roku, była niższa zarówno od średniej z poprzedniego roku jak i od średniej z ostatniej dekady. (Rys. II.130). Znalazło to swoje negatywne odzwierciedlenie w zarysowującej się spadkowej tendencji przezroczystości w monitorowanych akwenach, najwyraźniej zauważalne dla średnich sezonowych w Basenie Bornholmskim.

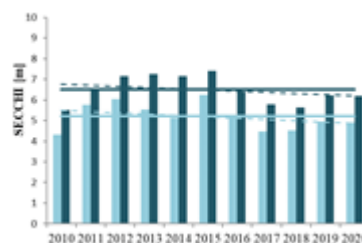
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański

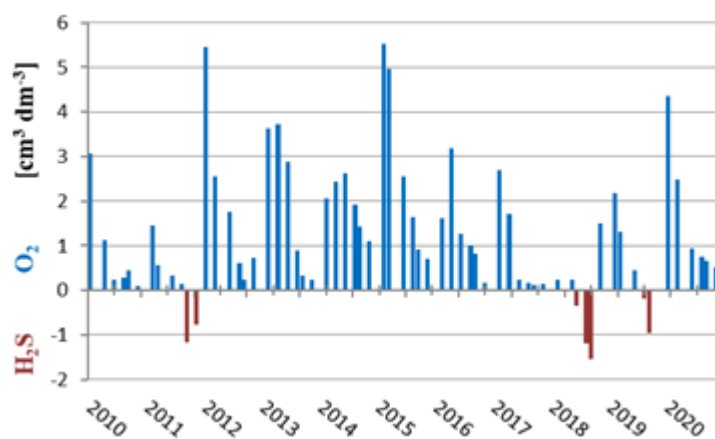


Rys. II.130. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.

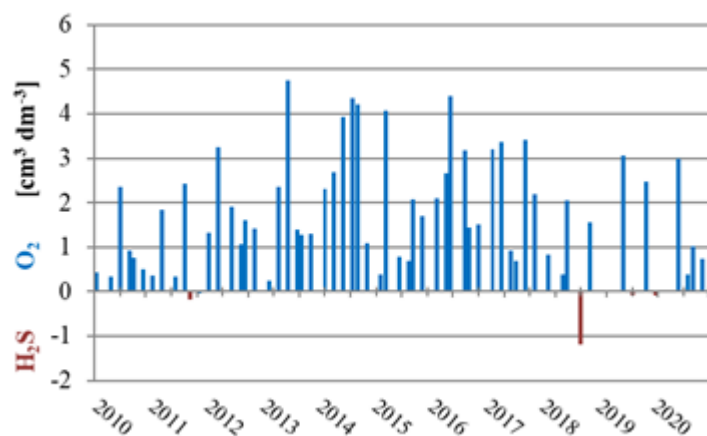
Skutki pośrednie

Nadmiar substancji odżywczych w środowisku morskim Bałtyku wpływa w sposób pośredni na spadek natlenienia wód przydennych. Stężenie tlenu w warstwie przydennej jest uzależnione od procesów hydrodynamicznych. W strefie płytkowodnej jest to przede wszystkim mieszanie wiatrowe, w strefie głębokowodnej za dostawę tlenu do warstwy przydennej odpowiedzialne są głównie wlewy dobrze natlenionych wód z Morza Północnego (Hansson 2009, Conley 2011). Analiza zmian natlenienia warstwy przydennej pozwala na ocenę wielkości deficytu tlenu w tym obszarze. Wskaźnikiem jest minimalne stężenie tlenu przy dnie w okresie letnim, w miesiącach od czerwca do września. Wyniki przeprowadzonych badań wskazują, że wlewy, mniejsze czy większe występujące w omawianym okresie 2010–2020, powodowały jedynie krótkotrwałą poprawę natlenienia warstwy przydennej obszaru głębokowodnego (Rys. II.131). W kolejnych latach po wlewie obserwowano sukcesywny spadek stężenia tlenu, który prowadził do powrotu deficytu tlenowego w strefie przydennej, a następnie nawet do pojawiania się siarkowodoru we wszystkich głębiach polskich obszarów morskich.

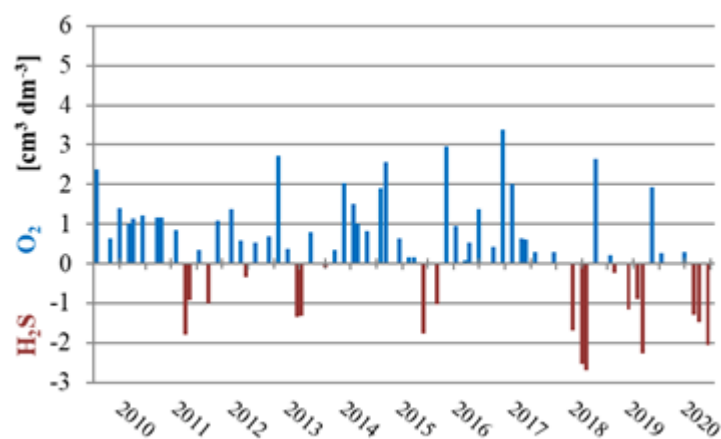
Głębia Bornholmska



pd.-wsch. Głębia Gotlandzka



Głębia Gdańska



Rys. II.131. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2010–2020. siarkowodor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

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 $6,0 \text{ cm}^3 \text{ dm}^{-3}$ (Tabela II.39).

Tabela II.39. Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{ dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2020 r. w polskich obszarach morskich (min. 2010–2019)

Akwen	okres	strefa	O ₂ min (VI–IX)
Basen Bornholmski	2020 2010–2019	głębokowodna	0,66 (–1,17)
	2020 2010–2019	płytkowodna	5,16 (4,50)
	2020 2010–2019	Zatoka Pomorska	6,42 (3,91)
wschodni Basen Gotlandzki	2020 2010–2019	głębokowodna	0,39 (–0,19)
	2020 2010–2019	płytkowodna	6,22 (4,00)
Basen Gdański	2020 2010–2019	głębokowodna	–1,54 (–2,27)
	2020 2010–2019	płytkowodna	5,79 (4,28)

siarkowodor wyrażony jako równoważnik ujemnego stężenia tlenu

Ocena eutrofizacji

Ocenę stanu środowiska w zakresie eutrofizacji przeprowadzono w 2020r. zgodnie z wytycznymi Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM), na podstawie podręcznika eutrofizacji przygotowanego w HELCOM w ramach projektu HOLAS (HELCOM 2015b). Ocenę eutrofizacji wykonano w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich, dla trzech głębokowodnych basenów otwartego morza zbieżnych z akwenami zastosowanymi w II holistycznej ocenie stanu środowiska Morza Bałtyckiego HOLAS II (Rys. II.2) ocenę uzupełniono o wyniki klasyfikacji dla obszarów jednolitych części wód przejściowych i przybrzeżnych RDW. Do oceny wykorzystano wskaźniki podstawowe HELCOM oraz wskaźniki jakości wód powierzchniowych zgodne z Rozporządzeniem Ministra Gospodarki Morskiej i Żeglugi Śródlądowej z dnia 11 października 2019 r. w sprawie klasyfikacji stanu ekologicznego, potencjału ekologicznego i stanu chemicznego oraz sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych, a także środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dz.U. 2019 poz. 2149), które posłużyły do wyliczenia współczynników eutrofizacji (ER) z wykorzystaniem wartości progowych dobrego stanu środowiska GES oraz wartości granicznych dla II klasy jakości wód powierzchniowych i zastosowaniem wag. Po odpowiedniej agregacji współczynniki ER zostały ostatecznie odniesione do dwustopniowej skali rekomendowanej przez RDSM, czyli stan odpowiedni/dobry (GES) lub nieodpowiedni/zły (subGES). Dobry stan środowiska morskiego opisują wartości ER mniejsze od 1.

Podobnie jak w latach poprzednich w 2020 r. żaden ze wskaźników nie osiągnął wartości docelowej RDSM, a w konsekwencji żaden z obszarów morskich objętych oceną nie osiągnął dobrego stanu (GES) (Tabela II.40). W przypadku wód przejściowych i przybrzeżnych żadna z JCWP nie osiągnęła stanu GES (Tabela II.41 i Tabela II.42).

Stan środowiska polskich obszarów morskich w 2020 r. w zakresie eutrofizacji r. uznano za nieodpowiedni wg RDSM.

Za taki stan odpowiedzialne były przede wszystkim znaczne przekroczenia dopuszczalnych stężeń fosforanów w okresie zimowym przekraczających dwukrotnie wartości graniczne. Do uznania stanu środowiska morskiego za nieodpowiedni przyczyniły się także złe warunki natlenienia warstwy przydennej strefy głębokowodnej we wszystkich wydzielonych akwenach, a także nadmierne zakwity fitoplanktonu skutkujące przekroczeniem wartości granicznej dla koncentracji chlorofilu a oraz przezroczystości (Rys. II.132–Rys. II.135).

Tabela II.40. Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2020 roku (źródło danych PMŚ)

Akwen	CZYNNIKI SPRAWCZE					SKUTKI BEZPOŚREDNIE				SKUTKI POŚREDNIE			Ocena Cecha D5
	DIN	DIP	TN	TP	śr. ER	CHL a	SECCHI	CyaBl Wskaźnik zakwitu sinic *	śr. ER	Dług tlenowy *	Index B	śr. ER	
polskie wody Basenu Bornholmskiego	1,39	2,03	1,51	1,13	1,52	1,49	1,38	1,12	1,33	1,27	1,06	1,17	sub GES (1,52)
polskie wody Basenu Gdańskiego	0,71	1,62	1,22	1,20	1,19	1,98	1,33	1,19	1,50	1,25	2,84	2,05	sub GES (2,05)
polskie wody wschodniego Basenu Gotlandzkiego	1,07	2,21	1,33	1,01	1,41	1,80	1,51	1,1	1,47	1,25	1,10	1,18	sub GES (1,47)

* dostępne wartości z okresu 2011-2016

GES (kolor zielony) subGES (kolor czerwony)

Tabela II.41. Wartości ER wyliczone dla wskaźników oceny eutrofizacji (Cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 2020 roku (źródło danych PMS).

KOD JCWP	CZYNNIKI SPRAWCZE									SKUTKI BEZPOŚREDNIE					SKUTKI POŚREDNIE				
	Azot mineralny		Fosfor fosforanowy		Azot ogólny		Fosfor ogólny		śr. ER	chlorofil a		Przezroczystość – widzialność krążka Secchiego		śr. ER	Tlen rozpuszczony	Makrobezkręgowce bentosowe	Makroglony i okrytożalążkowe	śr. ER	
	rok	I-III	rok	I-III	rok	VI-IX	rok	VI-IX		rok	VI-IX	rok	VI-IX			VI-IX			
PLTWIWB1	0,64	-	1,09	-	1,35	-	1,42	-	1,12	3,36	-	3,33	-	3,35	0,70	3,21	3,08	2,33	
PLTWIWB9	0,44	-	0,56	-	0,71	-	0,67	-	0,59	1,15	-	1,36	-	1,25	0,70	brak	1,19	0,95	
PLTWIWB8	0,61	-	0,70	-	0,81	-	0,87	-	0,74	1,96	-	1,58	-	1,77	0,83	brak	2,80	1,81	
PLTWIWB6	-	0,90	-	0,57	-	2,48	-	1,19	1,29	-	1,47	-	2,37	1,92	0,63	brak	-	0,63	
PLTWIWB7	-	1,16	-	0,35	-	1,11	-	1,11	0,93	-	1,23	-	1,78	1,50	0,78	brak	-	0,78	
PLCWIWB8	-	1,33	-	1,20	-	1,07	-	1,43	1,26	-	1,68	-	1,19	1,44	0,56	1,01	-	0,79	
PLCWIIB9	-	0,73	-	0,83	-	1,20	-	1,05	0,96	-	1,24	-	1,27	1,25	0,62	brak	-	0,62	
PLCWIIB7	-	1,02	-	1,60	-	0,90	-	1,43	1,24	-	2,21	-	1,17	1,69	0,55	1,05	-	0,80	
PLTWIIB2	brak	-	-	0,09	1,93	-	2,13	-	1,39	1,69	-	1,70	-	1,70	0,54	0,80	1,21	0,85	
PLTWIIB3	-	brak	-	brak	-	0,95	-	1,74	1,35	-	1,02	0,94	-	0,98	0,71	brak	1,03	0,87	
PLTWIWB4	-	brak	-	brak	-	1,03	-	1,26	1,14	-	1,20	1,10	-	1,15	0,89	1,58	-	1,24	
PLTWIWB5	-	brak	-	brak	-	1,18	-	1,47	1,32	-	1,13	-	0,91	1,02	0,62	1,72	-	1,17	
PLCWIIB2	-	brak	-	brak	-	1,97	-	2,87	2,42	-	2,57	-	1,27	1,92	0,51	0,81	-	0,66	
PLCWIIB1	-	brak	-	brak	-	1,28	-	2,70	1,99	-	6,30	-	0,78	3,54	0,47	1,10	-	0,78	
PLCWIIB3	-	brak	-	brak	-	2,00	-	3,40	2,70	-	3,29	-	1,56	2,43	0,58	1,22	-	0,90	
PLCWIIB6W	-	brak	-	brak	-	1,97	-	1,63	1,80	-	2,10	-	1,24	1,67	0,47	0,86	-	0,67	
PLCWIIB6E	-	brak	-	brak	-	1,87	-	1,17	1,52	-	2,07	-	1,06	1,56	0,47	0,99	-	0,73	
PLCWIIB5	-	brak		brak		1,50		1,43	1,47		2,80		1,14	1,97	0,53	brak	-	0,53	
PLCWIIB4	-	brak		brak		2,67		1,63	2,15		2,15		0,89	1,52	0,51	brak	-	0,51	

(-) Wskaźnik nie ma zastosowania w ocenie danej JCWP, GES (kolor zielony), subGES (kolor czerwony)

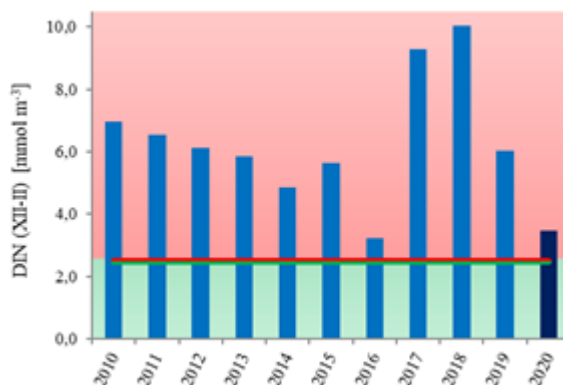
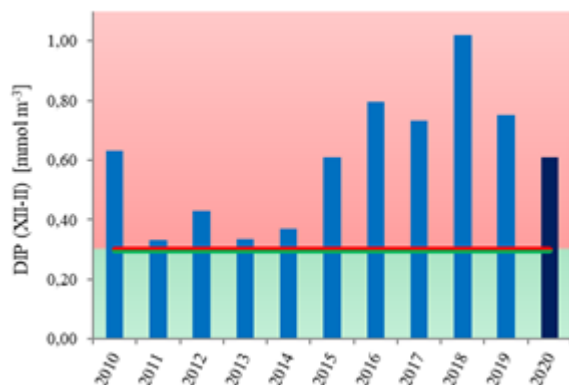
Tabela II.42. Ostateczna ocena cechy D5 w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 2020 roku.

KOD CWP	Nazwa JCWP	Czynniki sprawcze	Skutki bezpośrednie	Skutki pośrednie	Ostateczna ocena D5
		śr ER	śr ER	śr ER	AAOA
PLTWIB1	Zalew Wiślany	1,12	3,35	2,33	3,35
PLTWIB9	Zalew Kamieński	0,59	1,25	0,95	1,25
PLTWIB8	Zalew Szczeciński	0,74	1,77	1,81	1,81
PLTWIB6	Ujście Dziwny	1,29	1,92	0,63	1,92
PLTWIB7	Ujście Świny	0,93	1,50	0,78	1,50
PLCWIIB8	Sarbinowo-Dziwna	1,26	1,44	0,79	1,44
PLCWIIB9	Dziwna-Świna	0,96	1,25	0,62	1,25
PLCWIIB7	Jarostawiec-Sarbinowo	1,24	1,69	0,80	1,69
PLTWIB2	Zalew Pucki	1,39	1,70	0,85	1,70
PLTWIB3	Zatoka Pucka Zewnętrzna	1,35	0,98	0,87	1,35
PLTWIB4	Zatoka Gdańska Wewnętrzna	1,14	1,15	1,24	1,24
PLTWIB5	Ujście Wisły Przekop	1,32	1,02	1,17	1,32
PLCWIIB2	Półwysep Hel	2,42	1,92	0,66	2,42
PLCWIIB1	Mierzeja Wiślana	1,99	3,54	0,78	3,54
PLCWIIB3	Port Władysławowo	2,70	2,43	0,90	2,70
PLCWIIB6W	Rowy-Jarostawiec Zachód	1,80	1,67	0,67	1,80
PLCWIIB6E	Rowy-Jarostawiec Wschód	1,52	1,56	0,73	1,56
PLCWIIB5	Jastrzębia Góra - Rowy	1,47	1,97	0,53	1,97
PLCWIIB4	Władysławowo-Jastrzębia Góra	2,15	1,52	0,51	2,15

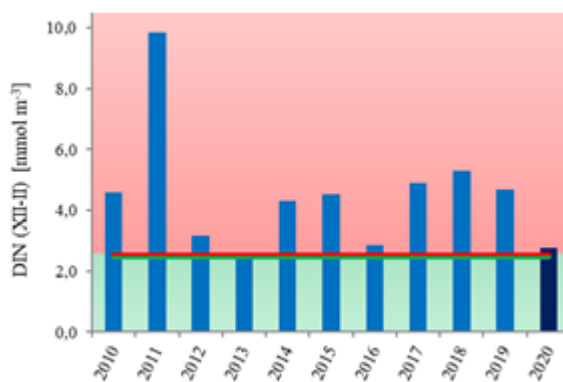
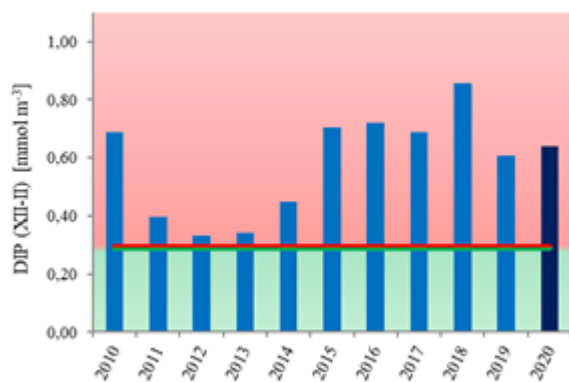
GES (kolor zielony), subGES (kolor czerwony)

DIP	DIN
-----	-----

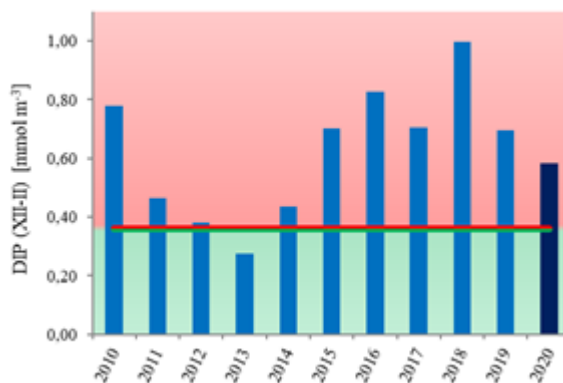
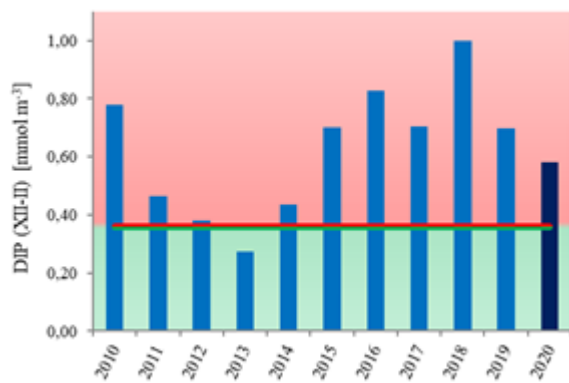
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



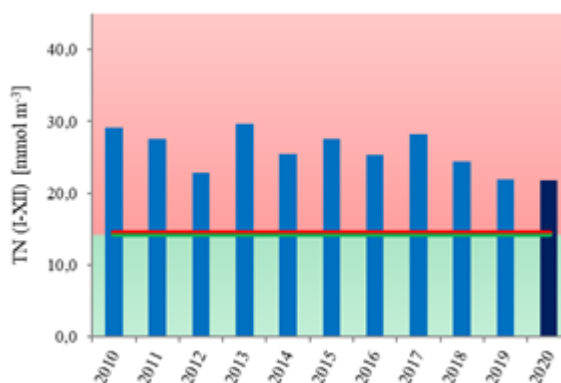
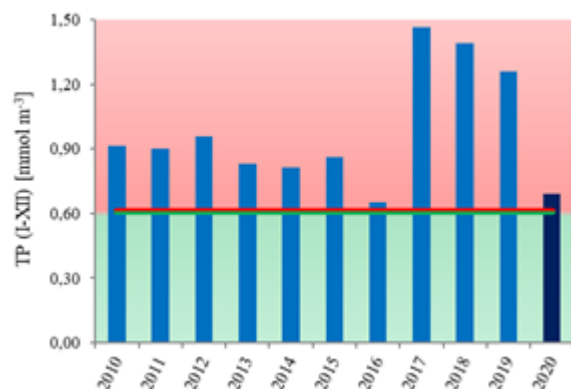
Basen Gdański



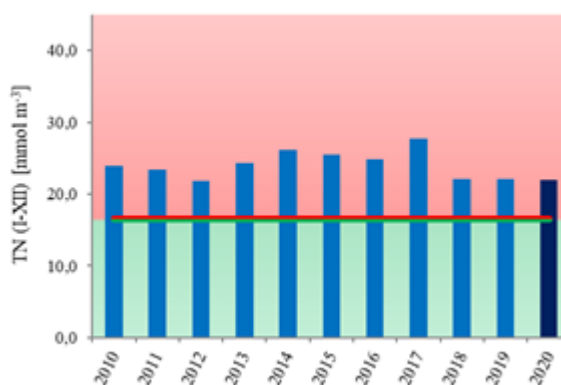
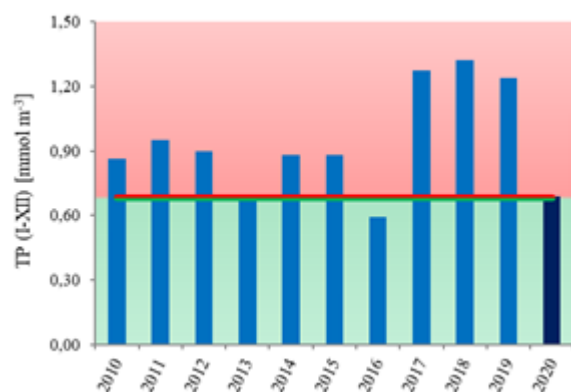
Rys. II.132. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

TP	TN
----	----

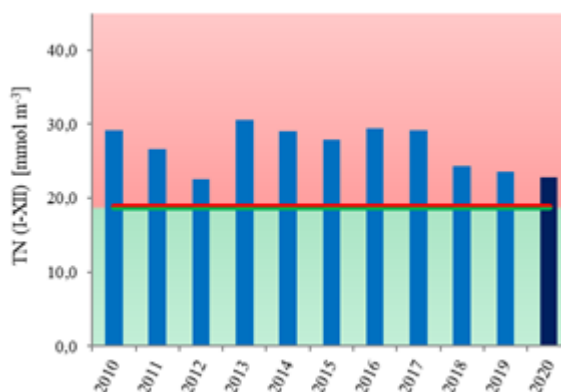
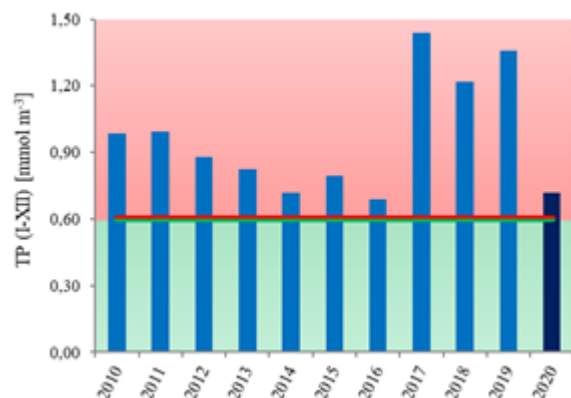
Basen Bornholmski



wschodni Basen Gotlandzki



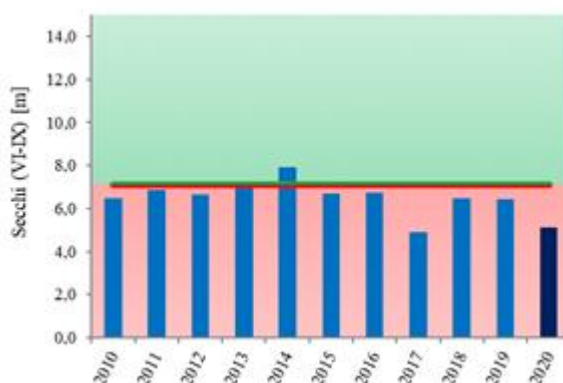
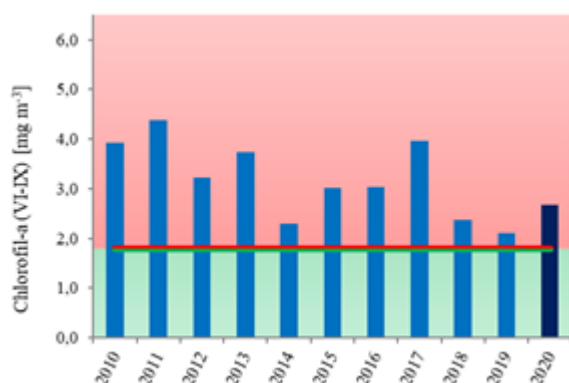
Basen Gdański



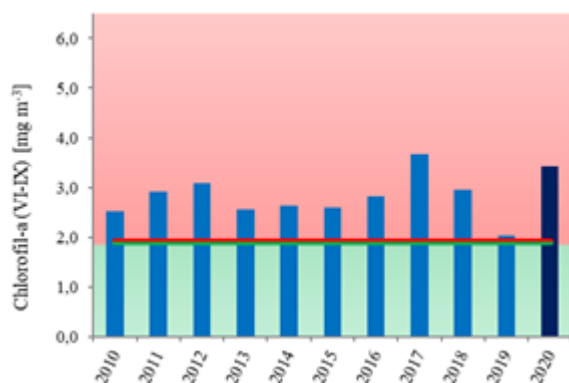
Rys. II.133. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).

CHLOROFIL <i>a</i>	SECCHI
--------------------	--------

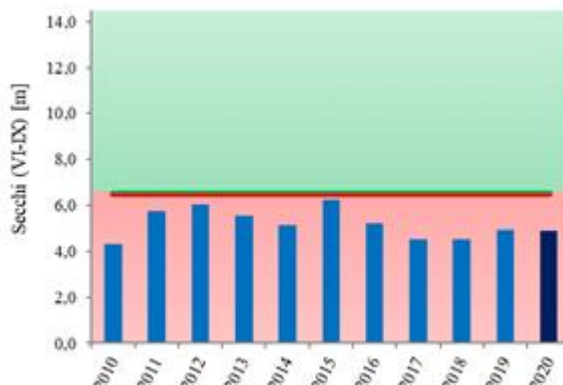
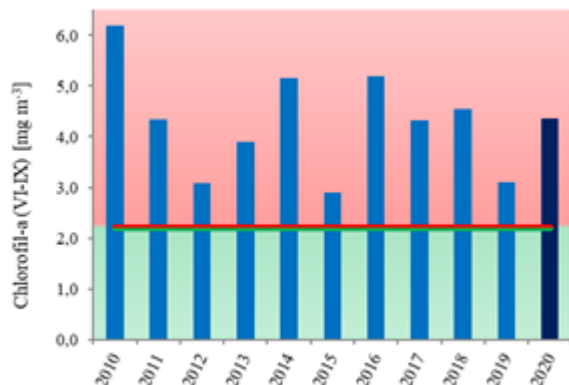
Basen Bornholmski



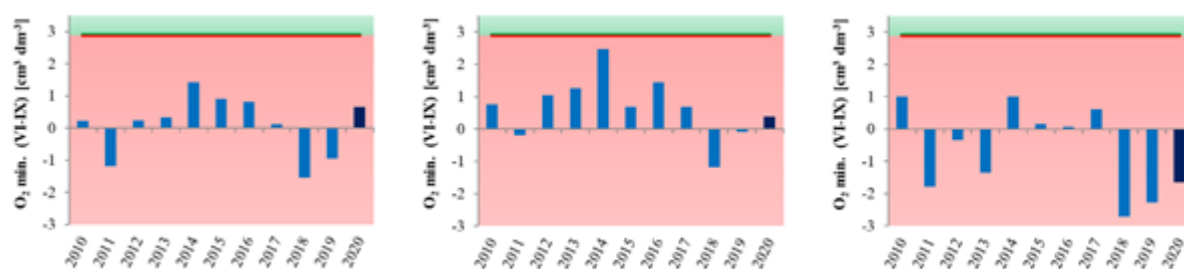
wschodni Basen Gotlandzki



Basen Gdański



Rys. II.134. Zmiany koncentracji chlorofilu *a* w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).



Rys. II.135. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2010–2020. 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 2020 roku, przeprowadzono ocenę stanu środowiska w aspekcie potencjalnego zagrożenia wynikającego z obecności substancji zanieczyszczających w różnych elementach ekosystemu morskiego w polskiej strefie Morza Bałtyckiego. Ocena obejmowała dwie cechy wg RDSM bezpośrednio związane z substancjami zanieczyszczającymi: D8 – stężenie substancji zanieczyszczających w elementach środowiska utrzymuje się na poziomie, który nie wywołuje skutków charakterystycznych dla zanieczyszczenia oraz D9 – poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm. Lista substancji zanieczyszczających, reprezentujących trzy grupy substancji chemicznych: metale ciężkie, trwałe związki organiczne oraz radionuklidy poddanych ocenie, uwzględnia rekomendacje Dyrektywy Parlamentu Europejskiego i Rady 2013/39/UE z dnia 12 sierpnia 2013 r. zmieniającej dyrektywę 2000/60/WE i 2008/105/WE w zakresie substancji priorytetowych w dziedzinie polityki wodnej, zwanej dalej „dyrektywą 2013/39” oraz rekomendacje wynikające ze współpracy regionalnej państw nadbałtyckich koordynowanej przez Komisję Ochrony Środowiska Morza Bałtyckiego (Komisję Helsińską – HELCOM). Aktualnie trwają działania mające na celu przeprowadzenie kolejnej, trzeciej holistycznej oceny stanu środowiska Bałtyku obejmującej lata 2016–2021 i opartej na uzgodnionych regionalnie wskaźnikach, które uwzględniane są również w programie monitoringu i ocenach obejmujących polskie obszary morskie. Do wskaźników należą wybrane grupy substancji niebezpiecznych lub pojedyncze substancje, które uznano za kluczowe dla oceny stanu środowiska morskiego.

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

W 2020 roku, monitoring substancji niebezpiecznych został rozszerzony o substancje, których źródłem mogą być zatopione po II wojnie światowej, bojowe środki trujące oraz wraki statków. Jako substancje wskaźnikowe dla skażeń BŚT wytypowano całkowity arsen, którego stężenia badano w próbkach osadów dennych i ryb oraz iperyt, którego stężenia analizowano w próbkach osadów dennych. Dla oceny potencjalnych zagrożeń dla stanu środowiska morskiego wynikających z obecności paliwa, które może być uwalniane z wraków, przeprowadzono analizy wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w osadach dennych. Lokalizacja stacji, na których pobierano próbki osadów i ryb, w znacznej mierze pozostaje spójna z lokalizacją standardowych stacji monitoringowych i jednocześnie jest zbliżona do obszarów zatopienia BŚT i wraków.

W celu dokonania oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy ekonomicznej, wartości stężeń substancji niebezpiecznych analizowanych w różnych (adekwatnych elementach środowiska morskiego) odnoszone są do wartości progowych (stężeń dopuszczalnych) wyznaczających granicę pomiędzy stanem dobrym (GES) i nieodpowiednim (subGES)

środowiska. Wartości progowe ustalane są na poziomie UE, najczęściej w postaci środowiskowych norm jakości - EQS (ang. Environmental Quality Standards) (dyrektywa 2013/39) lub regionalnie (wartości progowe rekomendowane przez regionalne konwencje morskie: HELCOM oraz OSPAR). Dopuszcza się stosowanie wskaźników i powiązanych z nimi wartości progowych opracowanych na poziomie krajowym, czego przykładem jest wykorzystanie stężeń metali ciężkich (Cd, Pb, Hg, Ni) oraz izotopu ^{137}Cs w roślinach 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.

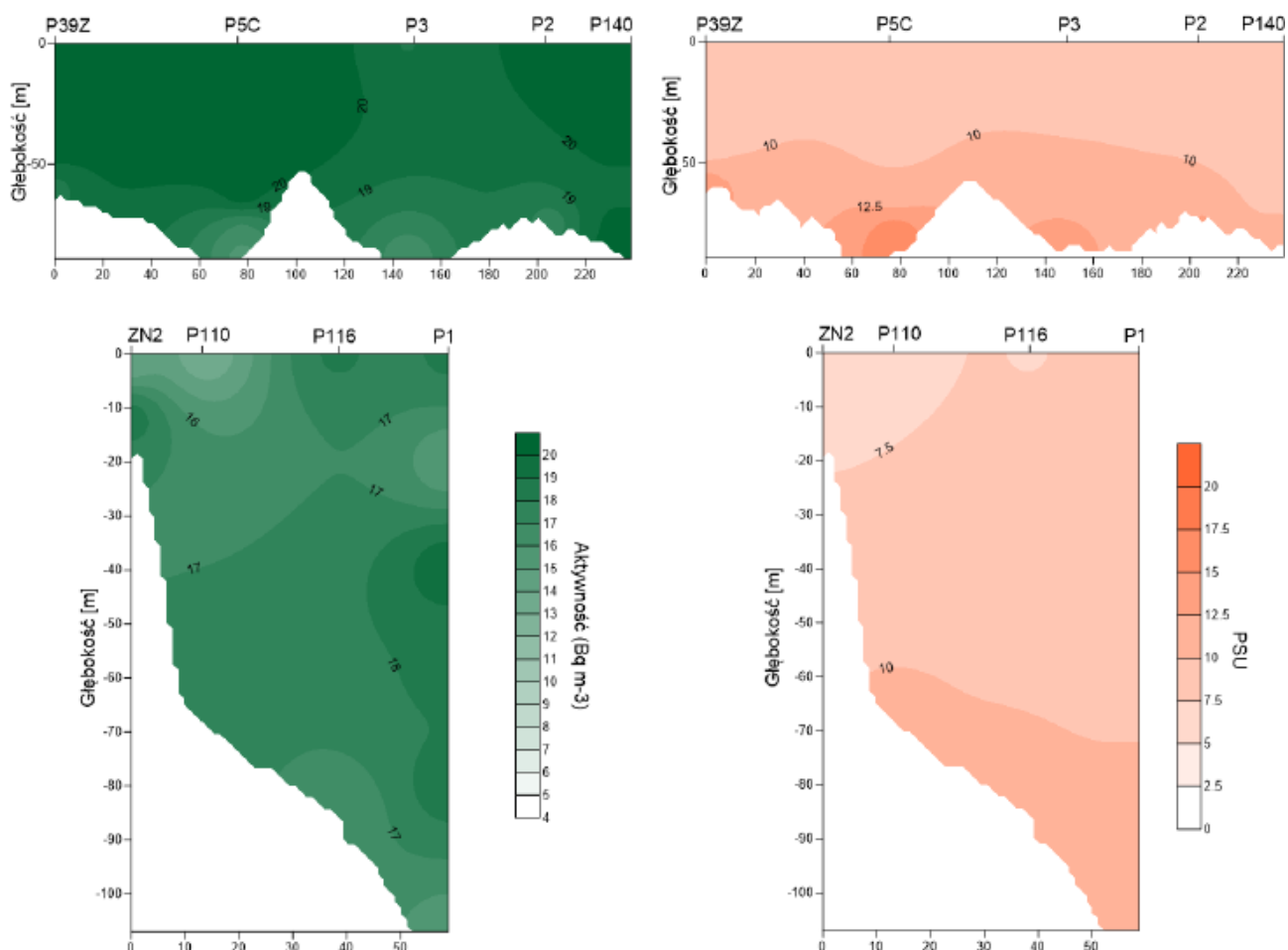
II.4.3.1. Radionuklidy

Woda morska

W 2020 roku 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 sedimentacji, 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).

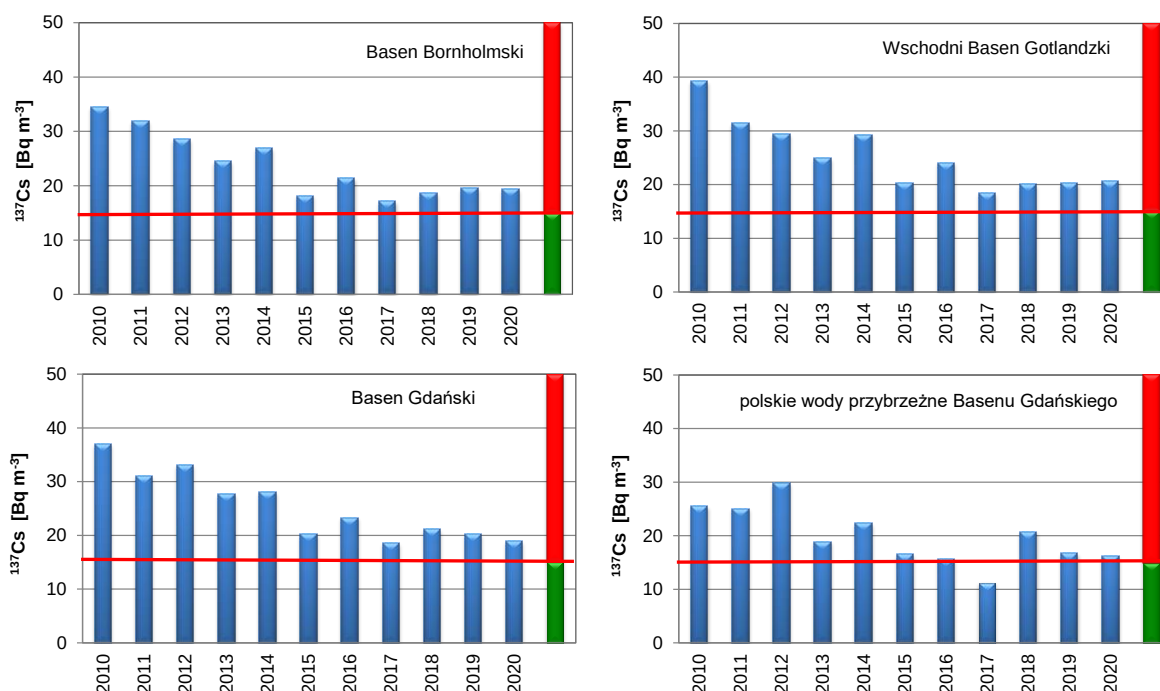
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w 2020 roku, obliczone na podstawie wyników z 17 stacji zlokalizowanych w polskiej strefie ekonomicznej Bałtyku, wynosiło $19,4 \text{ Bq m}^{-3}$ i było nieznacznie niższe od stężenia odnotowanego w roku poprzednim $19,9 \text{ Bq m}^{-3}$ (GIOŚ 2020) i jednocześnie prawie dwa razy niższe od średniej aktywności omawianego izotopu w 2010 roku ($35,8 \text{ Bq m}^{-3}$) – stanowiącego początek okresu odniesienia dla oceny.

Aktywność ^{137}Cs w wodach południowego Bałtyku w 2020 roku pozostawała w zakresie od $13,3 \text{ Bq m}^{-3}$ do $25,5 \text{ Bq m}^{-3}$ i była uzależniona od dopływów wód rzecznych i wlewów z Morza Północnego, które jako wody o mniejszej aktywności badanego izotopu spowodowały rozcieńczenie ^{137}Cs w morzu. Wody z Morza Północnego charakteryzują się dużo wyższym zasoleniem oraz gęstością, dlatego „cięższa” niż woda bałtycka, woda ta po dnie przemieszcza się do kolejnych basenów. Średnia aktywność ^{137}Cs w wodach przydennych na stacjach pełnomorskich (P1, P140, P5C, P39Z, P2, P3) była o 14% niższa niż aktywność wód powierzchniowych i zależała od wielkości zasolenia ($r = -0,62$, $p < 0,005$), przy czym wyższemu zasoleniu towarzyszyły niższe stężenia izotopu (Rys. II.136). W przypadku stacji (ZN2, SW3) znajdujących się pod wpływem wód rzecznych, które jako wody o dużo niższej gęstości przemieszczały się po powierzchni Morza Bałtyckiego obserwowano około 30% niższe aktywności w wodach powierzchniowych niż w wodach przydennych, i w przeciwieństwie do wód pełnomorskich niższemu zasoleniu towarzyszyło niższa aktywność ^{137}Cs ($r = -0,98$, $p < 0,005$) (Rys. II.136).



Rys. II.136. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2020; odległość wyrażona w km.

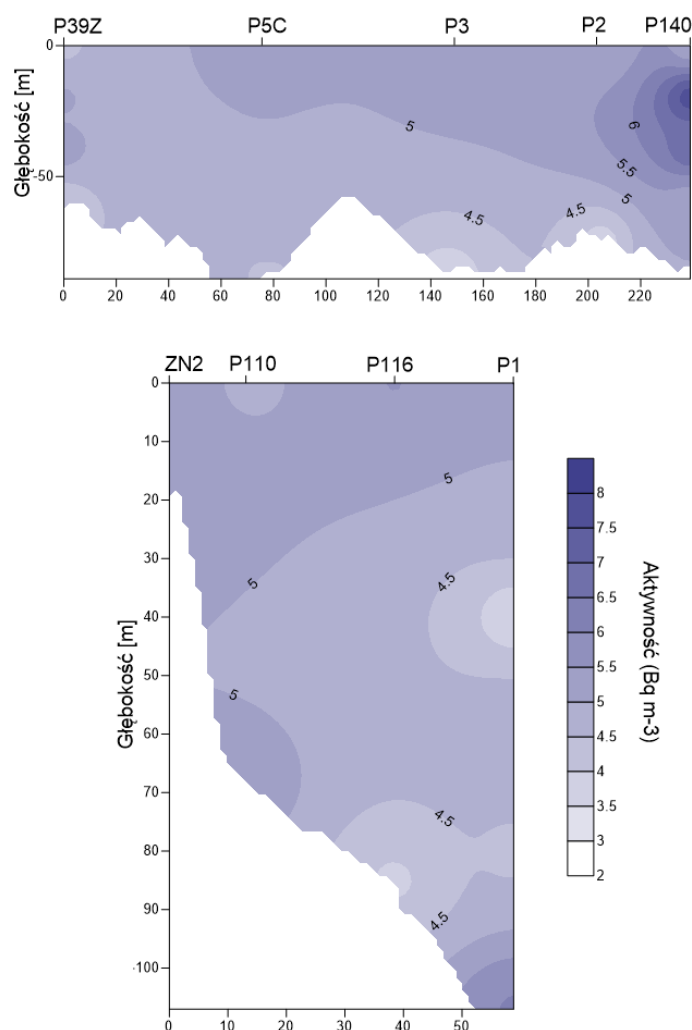
W 2020 średnie stężenia ^{137}Cs w rejonie Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gdańskiego były porównywalne i wynosiły około 19 Bq m^{-3} . Najwyższą średnią aktywność prezentowały wody we Wschodnim Basenie Gotlandzkim ($20,7 \text{ Bq m}^{-3}$) a najniższą polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego ($16,2 \text{ Bq m}^{-3}$) (Rys. II.137). Wartości te były na zbliżonym poziomie w Basenie Bornholmskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego jak w roku ubiegłym, jedynie w Wschodnim Basenie Gotlandzkim odnotowano niewielki wzrost aktywności w porównaniu do roku 2019 (Rys. II.137).



Rys. II.137. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2010–2020, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

Biorąc pod uwagę średnie wartości stężeń ^{137}Cs oraz rekomendowaną wartość stężenia docelowego wynoszącą 15 Bq m^{-3} (wartość charakterystyczna dla okresu poprzedzającego awarię elektrowni w Czarnobylu w 1986 roku) stwierdzono, że w 2020 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.

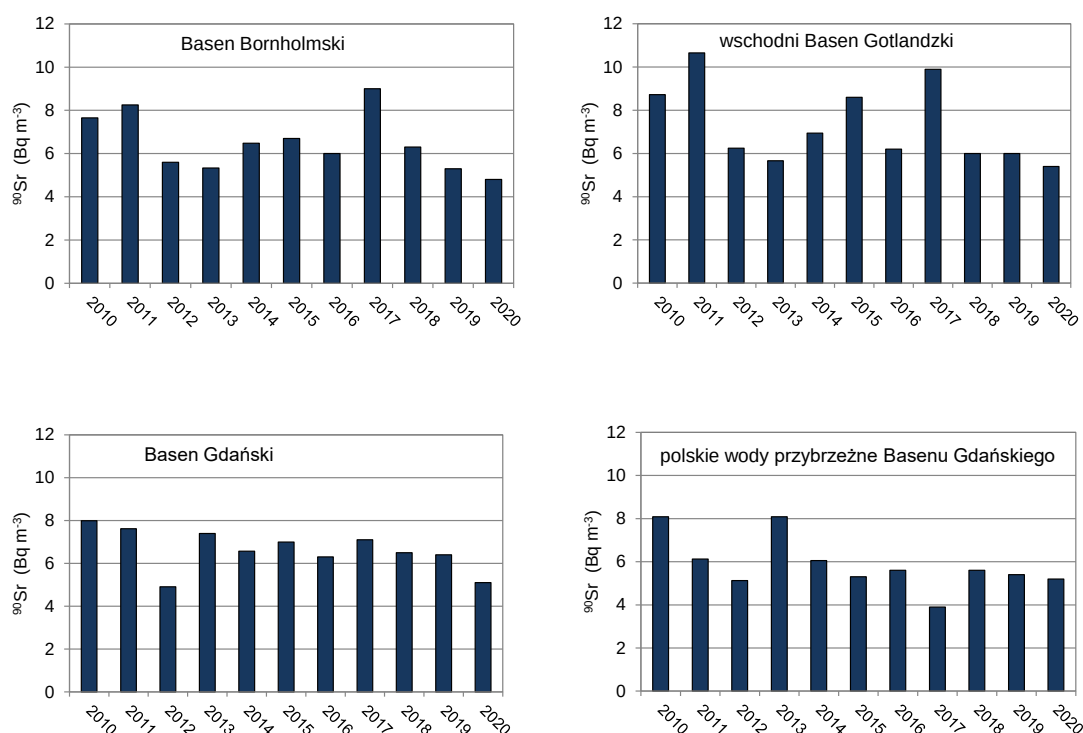
W roku 2020 średnia aktywność promieniotwórcza ^{90}Sr charakterystyczna dla całego obszaru południowego Bałtyku wynosiła $5,0 \text{ Bq m}^{-3}$ i była niższa od obserwowanej w roku poprzednim o $0,8 \text{ Bq m}^{-3}$. Podobnie jak w przypadku ^{137}Cs stężenia ^{90}Sr w wodach południowego Bałtyku pozostawały w szerokim zakresie od $3,7 \text{ Bq m}^{-3}$ do $7,7 \text{ Bq m}^{-3}$. Najniższe stężenia ^{90}Sr poniżej $4,0 \text{ Bq m}^{-3}$ (8%) oraz najwyższe powyżej $7,5 \text{ Bq m}^{-3}$ (2%) stanowiły łącznie 10% wszystkich wyników. Stężenia w przedziale zbliżonym do średniej aktywności $4,5 - 5,5 \text{ Bq m}^{-3}$ stanowiły łącznie 60% wszystkich wyników. W wodach przybrzeżnych średnia aktywność wody powierzchniowej była nieznacznie niższa od aktywności wody przydennej, w przypadku Zatoki Gdańskiej i wód pełnomorskich wody powierzchniowe charakteryzowała wyższa aktywność w porównaniu do wody naddennej (Rys. II.138).



Rys. II.138. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Włsy (stacje ZN2 – P1) w roku 2020; odległość wyrażona w km.

W przypadku ^{90}Sr nie obserwuje się jednoznacznych trendów zmian w okresie objętym oceną w żadnym z akwenów, jednak od roku 2017 obserwuje się stały spadek aktywności wraz z czasem. 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.

Najmniejsze średnie stężenie ($4,8 \text{ Bq m}^{-3}$) charakteryzowało wody Basenu Bornholmskiego i było niższe o $0,5 \text{ Bq m}^{-3}$ od obserwowanego w roku poprzednim. W trzech pozostałych basenach wartości były zbliżone: $5,4 \text{ Bq m}^{-3}$ we wschodnim Basenie Gotlandzkim, $5,2 \text{ Bq m}^{-3}$ w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i $5,1 \text{ Bq m}^{-3}$ w Basenie Gdańskim (Rys. II.139).



Rys. II.139. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2010–2020, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.

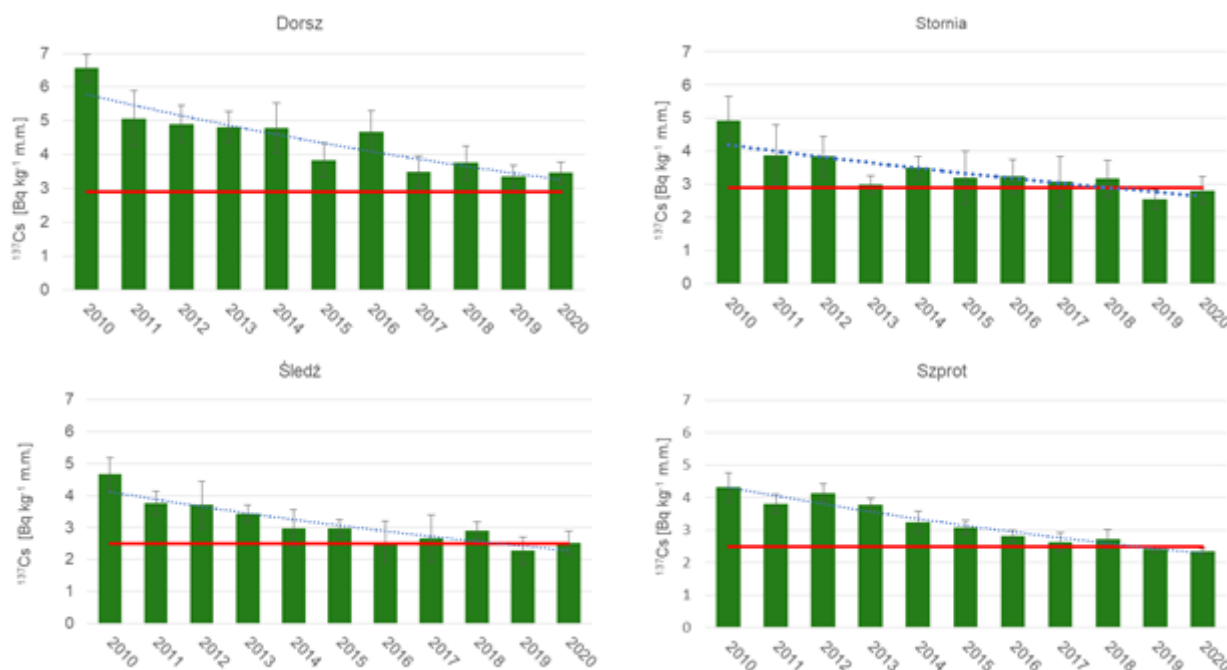
Ryby

W 2020 roku przeprowadzono oznaczenia ^{137}Cs w rybach, kontynuując wieloletni monitoring skażeń promieniotwórczych ryb bałtyckich realizowany przez Centralne Laboratorium Ochrony Radiologicznej (finansowany przez Państwową Agencję Atomistyki). Zakres badań obejmował cztery gatunki ryb: szprot, śledź, dorsz i stornia, gatunki najczęściej konsumowane i popularnie występujące w rejonie Bałtyku Południowego. Próbkę ryb pochodziły z trzech obszarów Południowego Bałtyku: dwa w rejonie Basenu Gdańskiego (PL1 i PL2) oraz jeden w Basenie Bornholmskim (PL4) (Rys. II.2). Analizy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs prowadzono w 5–6 zbiorczych próbkach ryb z różnych lokalizacji połowów. Każda z próbek w zależności od gatunku składała się od kilku (dorsz) do kilkudziesięciu (szprot) sztuk ryb. Do badań w przypadku szprotów brano całe tuszki bez głów, natomiast śledzie, dorsze i stornie analizowano po filetowaniu (wraz ze skórą).

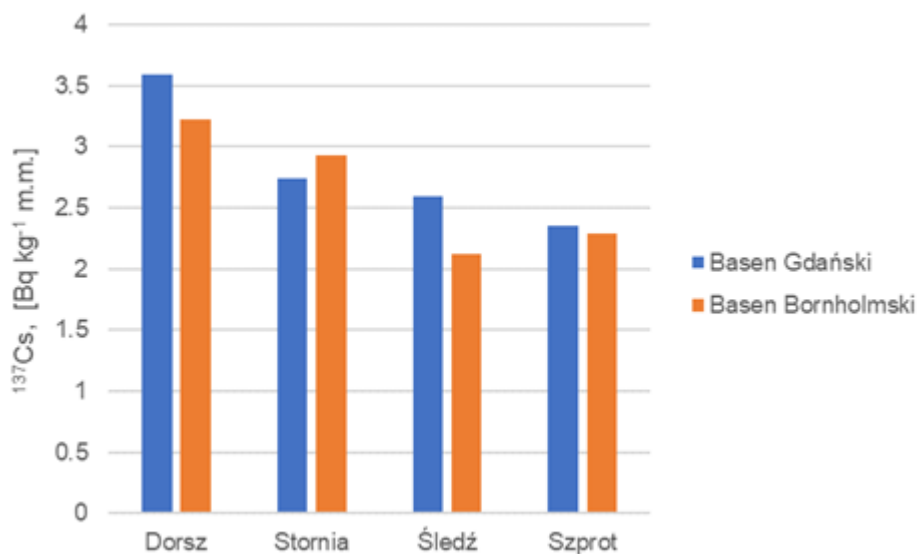
Rys. II.140 prezentuje wartości średnie stężeń ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach wyznaczone na podstawie wszystkich danych z określonego roku. W 2020 roku, tak jak i w poprzednich latach, najwyższe stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs określono w dorszach $3,47 \pm 0,32 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Niższe stężenie ^{137}Cs charakteryzowało stornie – $2,81 \pm 0,43 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i śledzie – $2,52 \pm 0,38 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, a najniższe szproty – $2,34 \pm 0,08 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Powyższe wartości wskazują, że obecnie występują tylko niewielkie różnice w stężeniach ^{137}Cs związane z gatunkiem ryb. Nie zaobserwowano również różnic związanych z lokalizacją połowów. Wartości stężeń są zbliżone do oznaczonych w roku 2019, wynoszących odpowiednio w dorszu, storni, śledziu i szprocie: $3,35 \pm 0,34 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $2,55 \pm 0,28 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$; $2,28 \pm 0,42 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i $2,41 \pm 0,09 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ Przyjmując wartości progowe na poziomie $2,9 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ dla dorsza i stornia oraz $2,5 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ dla śledzia i szprota, kryteria dobrego stanu środowiska spełniają stornia i szprot, a stężenia izotopu w śledziu są na granicy. Biorąc pod uwagę obszary badań, dobry stan środowiska nie został osiągnięty w obu basenach w przypadku dorsza i śledzia w Basenie Gdańskim. Należy jednak podkreślić, że poziomy stężenie ^{137}Cs w rybach w 2020 roku są już bardzo zbliżone do granic dobrego stanu.

Różnice w stężeniach ^{137}Cs obserwowane w poszczególnych gatunkach w dwóch obszarach badań nie są znaczące (Rys. II.141). Tylko nieco wyższe poziomy ^{137}Cs obserwowane są w Basenie Gdańskim w przypadku dorsza i śledzia.

W przypadku storni stężenia izotopu w Basenie Bornholmskim są tylko nieznacznie wyższe, natomiast w przypadku szprota są praktycznie identyczne.



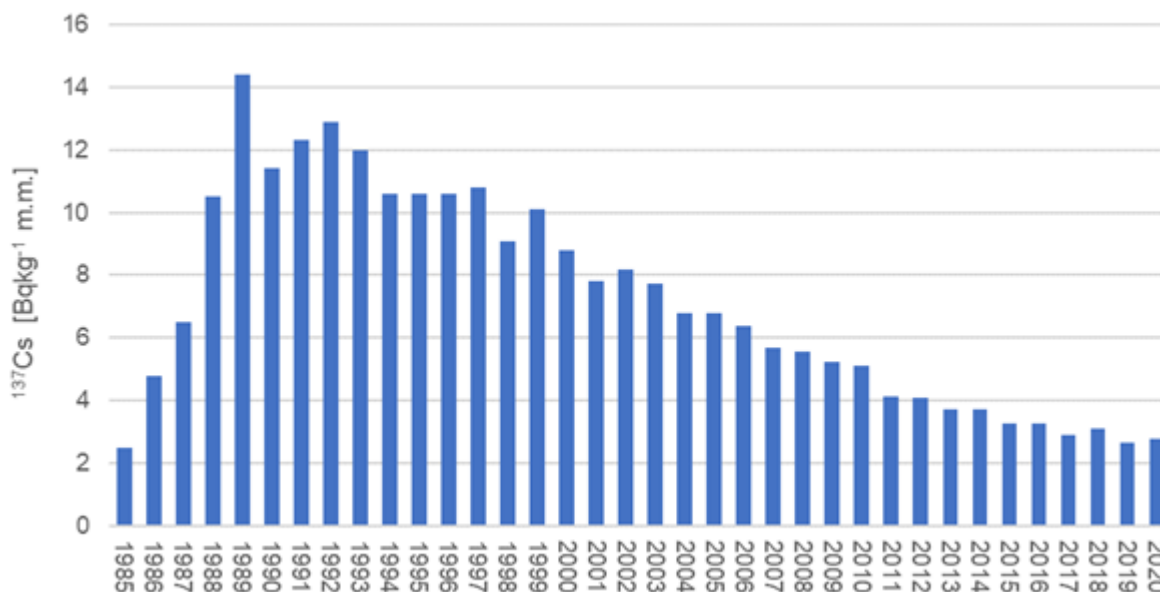
Rys. II.140. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2010–2020; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.



Rys. II.141. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2010–2020.

Ryby są uznanym bioindykatorem długoterminowych zmian stężeń radionuklidów obserwowanych w obszarach morskich, o czym świadczą zmiany w latach 1985–2020 (Rys. II.142). Po awarii elektrowni w Czarnobylu w 1985 roku stężenia ^{137}Cs w rybach wzrosły w sposób istotny osiągając wartości na poziomie $12\text{--}14 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$, co oznaczało kilkukrotny wzrost. Od 1992 roku zmiany stężeń ^{137}Cs w badanych rybach charakteryzują się zdecydowanym trendem malejącym, odzwierciedlając zmiany zachodzące w wodzie morskiej.

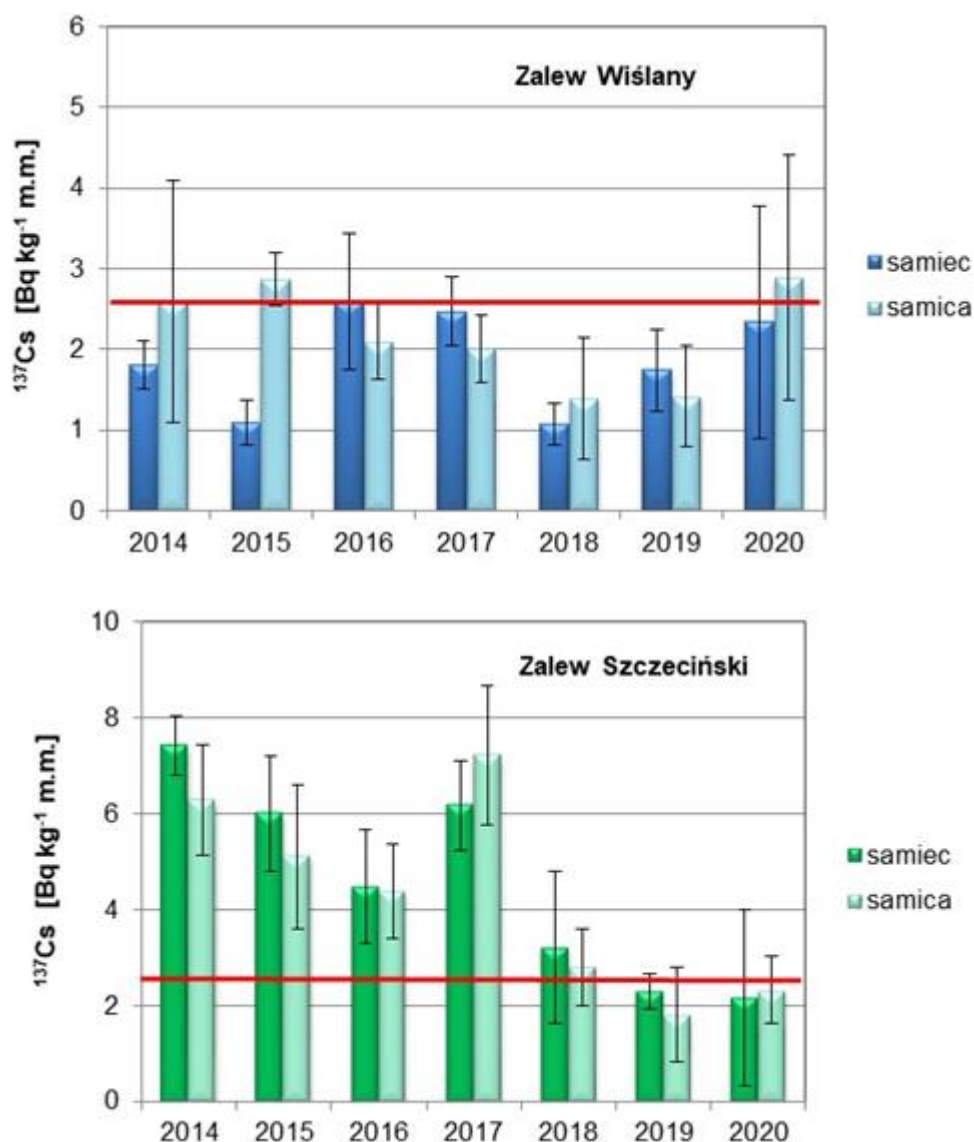
Średnie stężenie promieniotwórcze ^{137}Cs w 2020 r. wyliczone dla czterech gatunków ryb wyniosło $2,79 \pm 0,49 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$ i jest porównywalne z określonym w roku 2019 wynoszącym $2,65 \pm 0,48 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ m.m.}$



Rys. II.142. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985–2020.

W 2020 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 zakresie w przypadku samic: od 1,2 do 3,4 Bq kg⁻¹ m.m. i nieco szerszym od <0,9 do 7,4 Bq kg⁻¹ m.m. w przypadku samców (Rys. II.143). Wartości średnie dla obu płci były wyrównane i wynosiły odpowiednio 2,3 Bq kg⁻¹ m.m. – samice i 2,2 Bq kg⁻¹ m.m. – samce. W Zalewie Wiślanym stężenia badanego izotopu w przypadku obydwu płci pozostawały na wyższym poziomie. Średnie wartości wynosiły odpowiednio 2,9 Bq kg⁻¹ m.m. (samice) i 2,3 Bq kg⁻¹ m.m. (samce). W przypadku zalewu Wiślanego od 2018 roku obserwuje się średni wzrost aktywności ^{137}Cs w stosunku do roku poprzedzającego.

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 promieniotwórczego ryb należy uznać za stan dobry, w przypadku Zalewu Wiślanego docelowa wartość została przekroczona przez samice.



Rys. II.143. Stężenia ¹³⁷Cs w okoniu (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 - 2019 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.3.2. Metale ciężkie

Ryby i małże

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2020 r. pod względem zanieczyszczenia metalami ciężkimi wykonano w oparciu o wartości graniczne stężeń metali ciężkich – kadm (Cd), ołów (Pb) i rtęć (Hg) – w organizmach. Ocenę przeprowadzono dla siedmiu akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (Rys. II.2). Jako wartości graniczne, determinujące określony stan środowiska morskiego – GES/subGES – dla ołowiu i rtęci przyjęto poziomy zalecane przez wytyczne KE oraz regionalne konwencje (dyrektywa 2013/39, HELCOM 2012, OSPAR 2009). W przypadku kadmu wartość graniczną dobrego stanu środowiska morskiego wyznaczono na podstawie serii danych stężeń kadmu w wątrobach śledzia obejmujących lata 1985–2015. Przyjęto, że wartość graniczną pomiędzy stanem dobrym i złym określa 15 percentyl, któremu odpowiada stężenie Cd w wątrobie ryb na poziomie 0,288 mg kg⁻¹ m.m.

Ocenę wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego wykonano w oparciu o wyniki badań śledzia z łowiska władysławowskiego, natomiast wód Basenu Bornholmskiego na podstawie danych dla śledzia z łowiska kołobrzeskodartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej. Stan wód Basenu Gdańskiego oceniono na podstawie stężeń metali w tkankach storni pozyskanych w 2020 roku. Wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniono w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dartówka. Bazą do oceny wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego były stężenia metali w małżach w rejonie Sopotu. Stan Zalewu Szczecińskiego i Wiślanego oceniono w oparciu o stężenia metali ciężkich w wątrobie i tkance mięśniowej okonia. W Tabeli II.43 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 2020 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.

Najwyższym stężeniem kadmu charakteryzuje się wątroba storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,737 mg kg⁻¹ m.m.). Pomiary wykazały, że stężenia kadmu w wątrobach śledzia z wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego były dwukrotnie niższe i wynosiły odpowiednio - 0,324 i 0,373 mg kg⁻¹ m.m. Stężenie kadmu w wątrobach okonia z Zalewu Szczecińskiego było niższe kilkunastokrotnie (0,046 mg kg⁻¹ m.m.), a w okoniu z Zalewu Wiślanego prawie trzykrotnie niższe - 0,254 mg kg⁻¹ m.m. Stężenia kadmu w storni z Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego (0,146 i 0,251 mg kg⁻¹ m.m.) były ok. 80% i 67% niższe w porównaniu ze stężeniem w storni z okolic Dartówka. Stężenia ołowiu w wątrobach śledzia, storni i okonia, niezależnie od gatunku oraz rejonu pochodzenia ryb, były na zbliżonym poziomie i wahały się w granicach 0,027-0,044 mg kg⁻¹ m.m. Jedynie wyższe wartości stężeń ołowiu w wątrobie odnotowano w przypadku storni z Basenu Gdańskiego oraz z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (0,095 i 0,135 mg kg⁻¹ m.m.). W przypadku rtęci, tkanki mięśniowe okonia i storni charakteryzowały się stosunkowo wysokimi stężeniami rtęci (0,034 - 0,078 mg kg⁻¹ m.m.), a jej stężenie w śledziu było na niższym poziomie (0,022 - 0,032 mg kg⁻¹ m.m.).

Tabela II.43. Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [mg kg⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2020 r.; w nawiasach średnia z okresu 2010-2019.

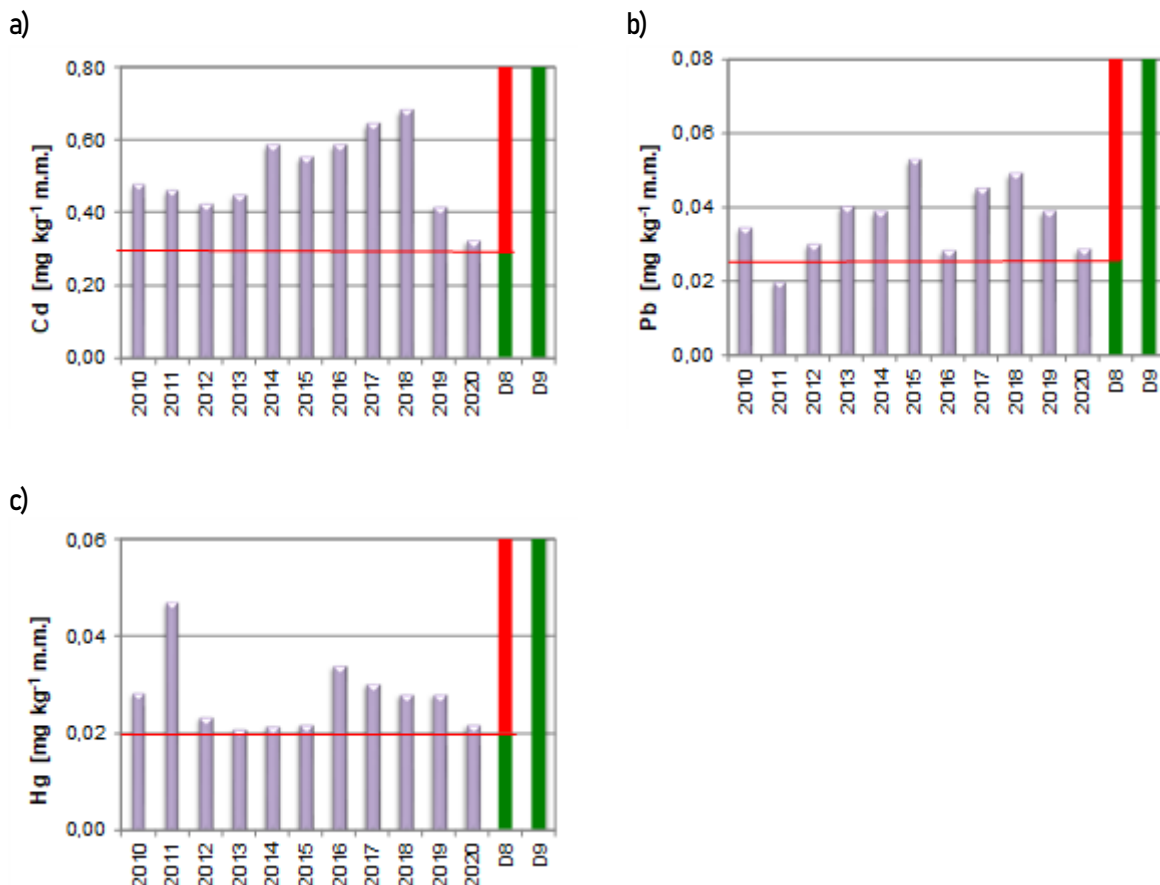
Podakwen	Gatunek	Cd [mg kg ⁻¹ m.m.]	Pb [mg kg ⁻¹ m.m.]	Hg [mg kg ⁻¹ m.m.]
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,324 (0,526)	0,029 (0,038)	0,022 (0,028)
Basen Bornholmski	śledź	0,373 (0,494)	0,042 (0,037)	0,032 (0,025)
	stornia	0,146 (0,230) ¹	0,027 (0,046) ¹	0,034 (0,040) ¹
Basen Gdański	stornia	0,251 (0,204) ²	0,095 (0,069) ²	0,051 (0,060) ²
polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	0,737 ³	0,135 ³	0,078 ³
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,157 (0,186)	0,115 (0,130)	0,008 (0,010)
Zalew Szczeciński	okoń	0,046 (0,060) ⁴	0,044 (0,038) ⁴	0,038 (0,057) ⁴
Zalew Wiślany	okoń	0,254 (0,140) ⁴	0,040 (0,031) ⁴	0,075 (0,076) ⁴

¹ - średnia wartość stężenia z lat 2012-2019, ² - średnia wartość stężenia z lat 2016-2019; ³ - stężenie z 2020 r., ⁴ - średnia wartość stężenia z lat 2014-2019

Średnie stężenia metali ciężkich w 2020 r. w omulku pochodzącym ze strefy przybrzeżnej Basenu Gdańskiego kształtują się na podobnym poziomie co stężenia metali w wieloleciu (Tabela II.43).

W wątrobach śledzia z łowiska władysławowskiego w okresie 2009-2013 odnotowano spadek, a w następnych latach wzrost stężenia kadmu do poziomu 0,683 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.144a). W 2020 r. odnotowano jedno z niższych stężeń kadmu

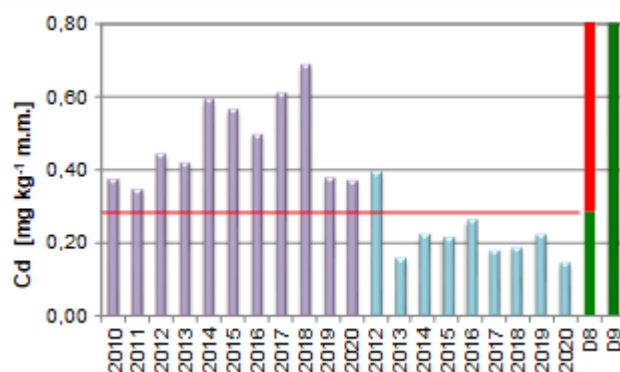
w wieloleciu – 0,324 mg kg⁻¹ m.m. Stężenie ołowiu nie przekroczyło granicy GES/subGES (0,026 mg kg⁻¹ m.m.) tylko w 2011 roku. Najwyższe stężenie ołowiu odnotowano w roku 2015 i 2018 – 0,053 i 0,049 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.144b). W 2020 r. odnotowano jedno z niższych stężeń ołowiu w wieloleciu – 0,029 mg kg⁻¹ m.m. Stężenia rtęci w tkance mięśniowej tych ryb w omawianym dziesięcioleciu nie wykazywały istotnych kierunków zmian (Rys. II.144c). Najwyższe stężenie rtęci, 0,047 mg kg⁻¹ m.m., stwierdzono w 2011 r. W 2020 r., tak jak w latach 2012–2015 stężenia rtęci tylko nieznacznie przekraczały granicę GES/subGES 0,020 mg kg⁻¹ m.m. W 2020 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).



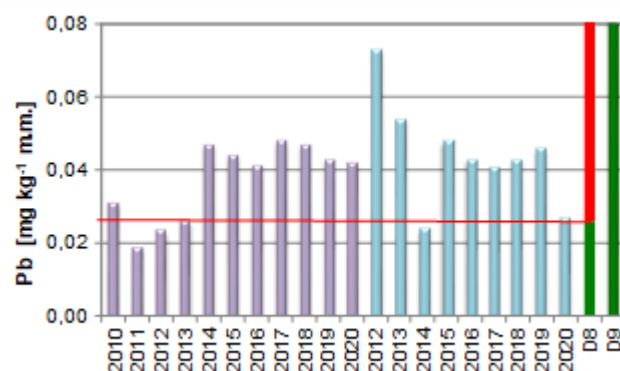
Rys. II.144. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg⁻¹ m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2010–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

Stężenie kadmu w wątrobach śledzia kwalifikuje stan wód Basenu Bornholmskiego jako nieodpowiedni w całym okresie 2010–2020 (Rys. II.145a). 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.145b). Poziom rtęci w tkance śledzia w całym okresie 2010–2020 (z wyjątkiem roku 2014) przekraczał wartość graniczną GES/subGES – 0,020 mg kg⁻¹ m.m. (Rys. II.145c). Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Pomorskiej w latach 2013–2020 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 przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.145).

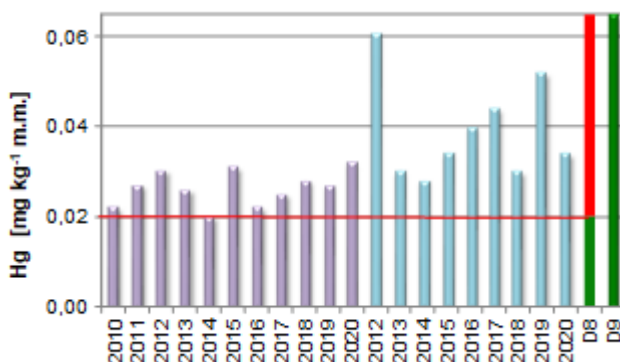
a)



b)



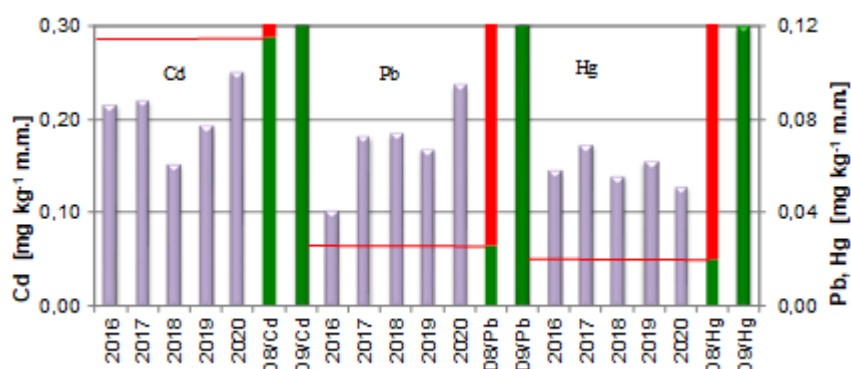
c)



Rys. II.145. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Bornholmskiego w latach 2010–2020 (stłupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2020 (stłupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

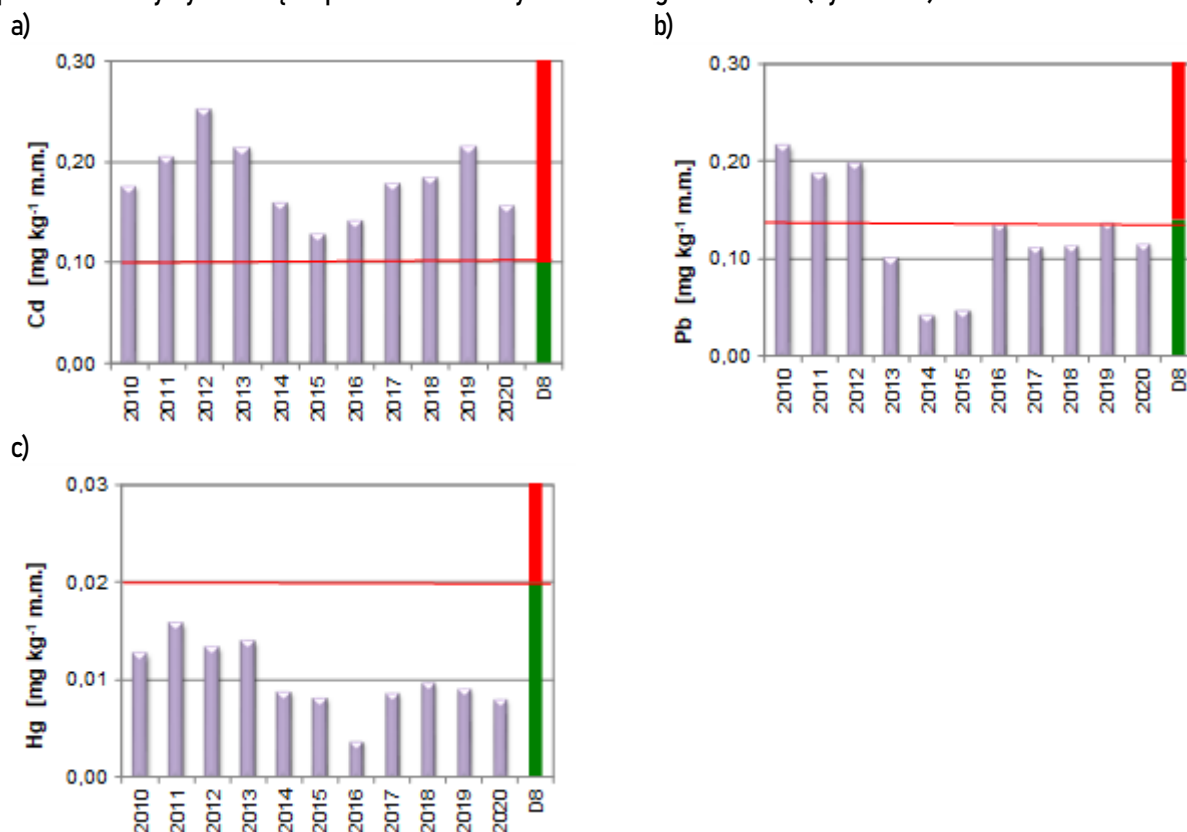
Ponieważ pięć z sześciu wartości stężeń omawianych metali w 2020 r. przekracza granicę GES/subGES dla cechy D8, stan środowiska Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni – subGES.

Stężenie kadmu w wątrobach storni z Zatoki Gdańskiej w latach 2016–2020 mieściło się w granicach określonych dla dobrego stanu środowiska. Stężenie ołowiu w wątrobie oraz stężenie rtęci w tkance mięśniowej w całym okresie pomiarów przekraczają poziomy graniczne zanieczyszczenia wyznaczone dla dobrego stanu wód (Rys. II.146). W 2020 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.146. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z Basenu Gdańskiego w latach 2016-2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

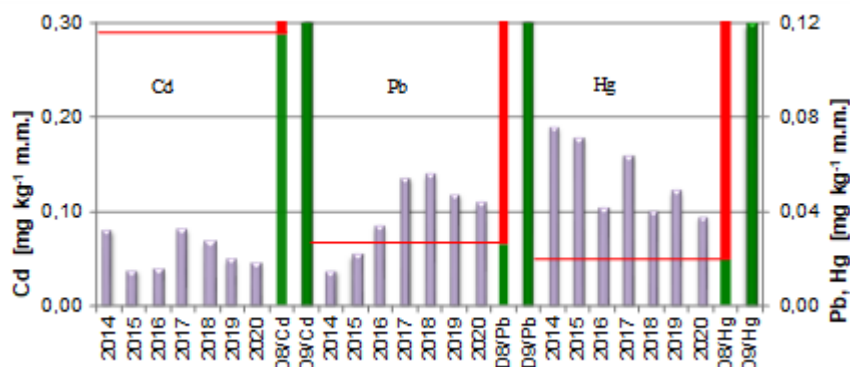
W 2020 r. ocenę wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wykonano w oparciu o zawartość metali w storni odłowionej w rejonie Dątkówka po raz pierwszy. Stężenia kadmu i ołowiu w wątrobach oraz rtęci w mięśniach storni przekroczyły granice GES/subGES dla cechy D8. Stan środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego należy określić jako nieodpowiedni (subGES). Stężenie kadmu w małżach z Zatoki Gdańskiej w całym okresie pomiarów (2010-2020) 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.147a). Poziom zanieczyszczenia małży ołowiem wskazuje, że w latach 2010-2012 polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego były umiarkowanie zanieczyszczone tym metalem (stan wód nieodpowiedni), natomiast stan dobry obserwowano w latach 2013 - 2020 (Rys. II.147b). Stężenie rtęci w małżach zmieniło 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.147c).



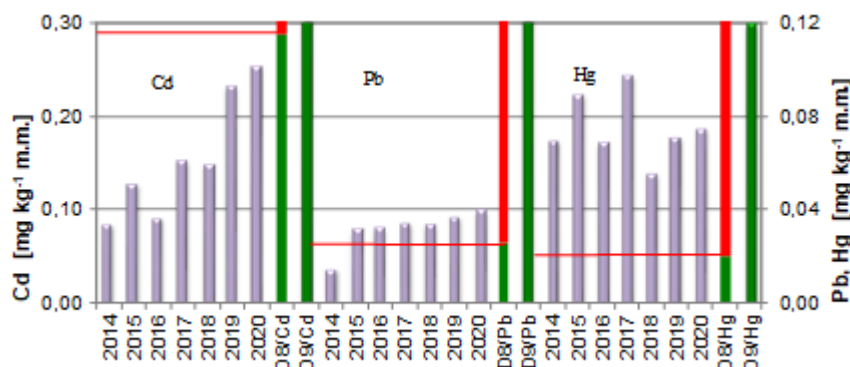
Rys. II.147. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2010-2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.

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.148a, b). Średnie stężenie kadmu w okniu z Zalewu Wiślanego w 2020 r. było ponad pięciokrotnie wyższe od stężenia w okniu odłowionym w Zalewie Szczecińskim.

a)



b)



Rys. II.148. 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 2014–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.

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. W 2020 roku stężenie ołowiu w wątrobach okonia 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 2020 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.

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 okniu we 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 2020 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 2020 roku kontynuowano, rozpoczęte w 2014 roku, pomiary stężeń metali ciężkich: kadmu (Cd), ołowiu (Pb), rtęci (Hg) i niklu (Ni) oraz promieniotwórczego izotopu cezu – ^{137}Cs w wybranych gatunkach roślin makrofitobentosowych. Do badań wykorzystano rośliny pobierane w ramach monitoringu stanu makrofitobentosu w czterech lokalizacjach: Klif Orłowski, Jama Kuźnicka, Głazowisko Rowy i Głazowisko Ławica Słupska w dwóch sezonach (letnim i jesiennym). Do badań wytypowano osiem gatunków: cztery reprezentujące makroglony – *Verterbrata fucoides* (poprzednia nazwa *Polysiphonia fucoides*), *Furcellaria lumbricalis*, *Coccolytus truncatus* i *Ceramium diaphanum*, trzy należące do roślin naczyniowych – *Zostera marina*, *Stuckenia pectinata* i *Zanichellia palustris*, jeden gatunek reprezentujący ramienice: *Chara Baltica*. *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*, *C. truncatus* i *C. diaphanum*, natomiast *Z. marina*, *C. baltica*, *S. pectinata* i *Z. palustris* dość licznie wystąpiły w rejonie Jamy Kuźnickiej.

Słupki na wykresach (Rys. II.149–Rys. II.152) przedstawiają wartości średnie wyliczone na podstawie pojedynczych wyników uzyskanych dla każdego z gatunków występujących na różnych głębokościach i różnych sezonach w danej lokalizacji.

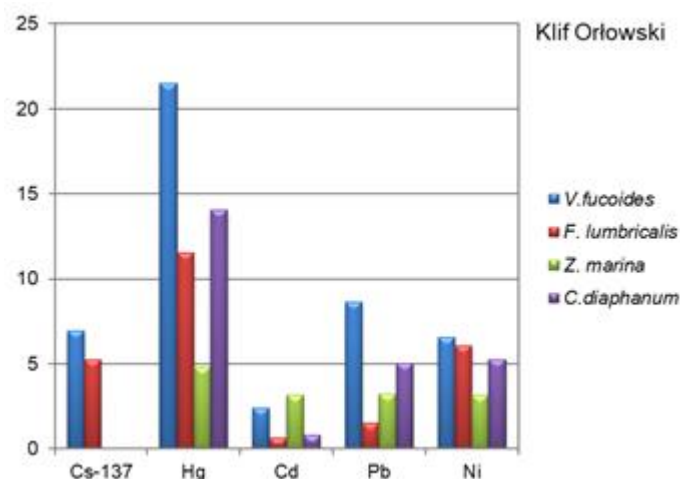
W 2020 roku, największe stężenia Hg, przekraczające $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. wystąpiły w gatunkach: *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego, *C. diaphanum* w rejonie Ławicy Słupskiej oraz w gatunkach roślin naczyniowych (*S. pectinata* i *Z. palustris*) z Jamy Kuźnickiej. Najmniejsze stężenia Hg charakteryzowały gatunek *Z. marina*, zarówno w rejonie Klifu Orłowskiego, jak i Jamy Kuźnickiej i wynosiły one odpowiednio $4,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. i $3,9 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. Zawartość Hg w *F. lumbricalis* była na poziomie $11 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i Rowów i nieznacznie wyższa w rejonie Ławicy Słupskiej ($17,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.). Zawartość Hg w *C. baltica* wyniosła $11,8 \mu\text{g kg}^{-1}$ s.m.

Stężenia Pb pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. do $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w przypadku większości roślin makrofitobentosowych. Najwyższą zawartość Pb odnotowano w *V. fucoides* ($8,6 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) i *C. diaphanum* ($5,0 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.) w rejonie Klifu Orłowskiego. Stężenie Pb w *V. fucoides* w rejonie Rowów wyniosło $3,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. W przypadku *F. lumbricalis*, stężenia Pb wynosiły $1,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego, $1,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach i $3,0 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Ławicy Słupskiej. Zawartość Pb w *C. diaphanum* wyniosła $1,5$ i $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. odpowiednio w rejonie Ławicy Słupskiej i Rowów, natomiast w *C. truncatus* stężenie Pb wyniosło $2,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. Stężenia Pb w roślinach naczyniowych w Jamie Kuźnickiej pozostawały w bardzo wąskim zakresie $1,2 - 1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i tylko w *Z. marina* wyniosło $3,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego.

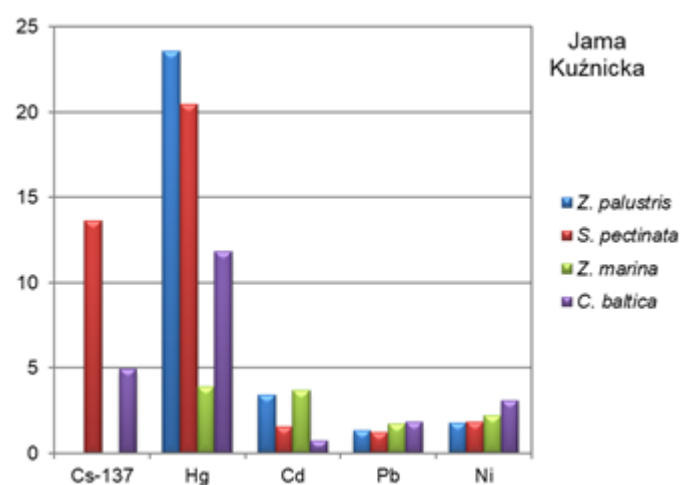
W 2020 roku stężenia Cd w tkankach roślin z grupy krasnorostów były niższe niż w roku poprzednim. W przypadku *V. fucoides* były na poziomie $2,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w obydwu lokalizacjach, natomiast w przypadku *F. lumbricalis* i *C. diaphanum* stężenia Cd w rejonie Klifu Orłowskiego pozostawały poniżej 1 mg kg^{-1} s.m., w Rowach wynosiły odpowiednio $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i $1,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m., podczas gdy w obszarze Ławicy Słupskiej były na poziomie 3 mg kg^{-1} s.m. W rejonie Jamy Kuźnickiej stężenia Cd były na poziomie $0,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w przypadku *C. baltica*, $1,5$ w *S. pectinata*, natomiast w tkankach *Z. palustris* i *Z. marina* wyniosły odpowiednio $3,4 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. i $3,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

Największe stężenie Ni odnotowano w *F. lumbricalis* na Ławicy Słupskiej ($13,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.). W pozostałych dwóch lokalizacjach tkanki *F. lumbricalis* charakteryzowały się zawartością Ni na poziomie 6 mg kg^{-1} s.m. W przypadku *V. fucoides* stężenia Ni wyniosły $6,5 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego i $4,7 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach. W przypadku *C. diaphanum* poziomy Ni pozostawały w zakresie od $2,8 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w Rowach do $5,2 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m. w rejonie Klifu Orłowskiego. Zawartość Ni w tkankach roślin naczyniowych z Jamy Kuźnickiej pozostawała na poziomie 2 mg kg^{-1} s.m., natomiast w *C. baltica* wyniosła $3,1 \text{ mg kg}^{-1}$ s.m.

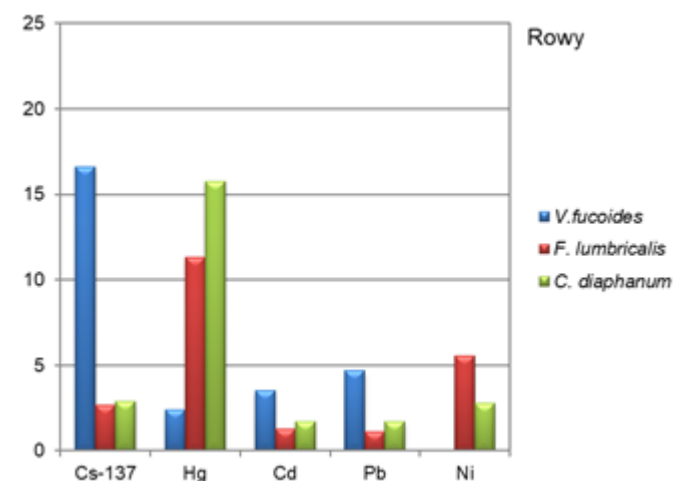
W 2020 roku największa średnia aktywność ^{137}Cs ($13,6 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.) wystąpiła w *S. pectinata* w rejonie Jamy Kuźnickiej. Stężenia ^{137}Cs w tkankach wszystkich krasnorostów pozostawały w zakresie od 3 Bq kg^{-1} s.m. do 8 Bq kg^{-1} s.m. natomiast w przypadku *C. baltica* stężenie ^{137}Cs wyniosło $4,9 \text{ Bq kg}^{-1}$ s.m.



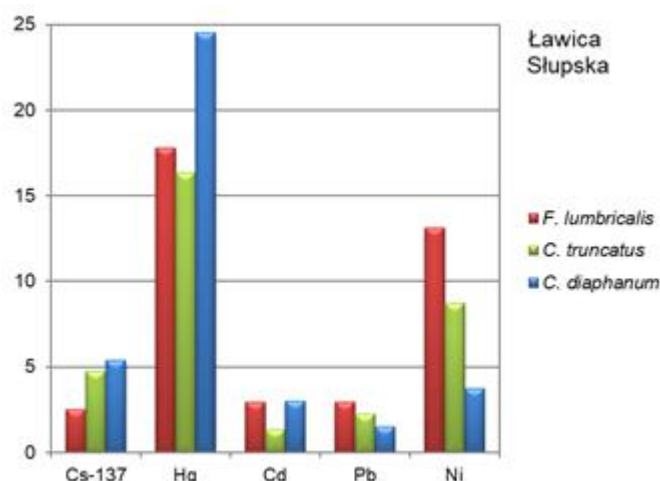
Rys. II.149. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.150. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

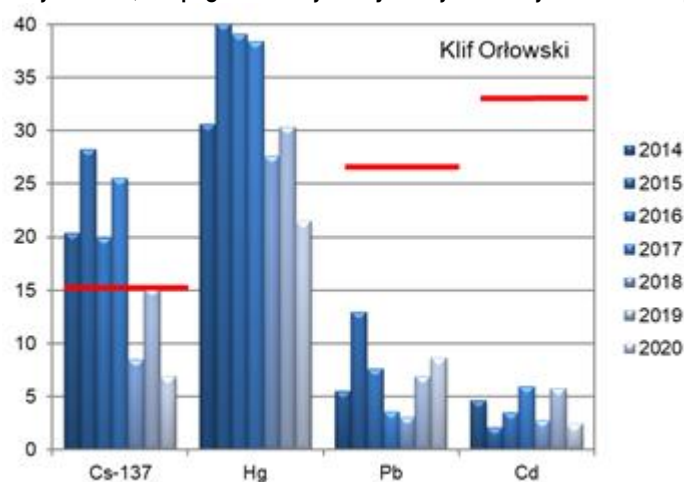


Rys. II.151. Stężenia ^{137}Cs [$\text{Bq kg}^{-1} \text{ s.m.}$], Hg [$\mu\text{g kg}^{-1} \text{ s.m.}$] oraz Cd, Pb i Ni [$\text{mg kg}^{-1} \text{ s.m.}$] w trzech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Głazowiska Rowy w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ^{137}Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).



Rys. II.152. Stężenia ¹³⁷Cs [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 makrofytobentosowych w rejonie Głazowiska Ławica Słupska w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).

W latach 2014–2020 stężenia metali w tkankach *V. fucoides* z rejonu Klifu Orłowskiego zmieniały się w zakresach 27,6 – 40 µg 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.153). Stężenie Hg w 2020 roku wyniosło 21,5 µg kg⁻¹ s.m. i było niższe niż w roku poprzednim. Stężenie Pb w 2020 roku nieznacznie wzrosło w porównaniu do 2019 i wyniosło 8,6 mg kg⁻¹ s.m. Stężenie Cd (2,4 mg kg⁻¹ s.m.) uległo znacznemu obniżeniu i należało do jednych z najniższych. W okresie objętym badaniami nie obserwuje się jednoznacznych trendów w stężeniach metali w *V. fucoides*, które wskazywałyby na określone zmiany zachodzące w środowisku. W przypadku ¹³⁷Cs, jego stężenie w 2020 r. wyniosło 6,9 Bq kg⁻¹ s.m. i było najniższym w całym okresie objętym badaniami.



Rys. II.153. Stężenia ¹³⁷Cs [Bq kg⁻¹ s.m.], Hg [µg kg⁻¹ s.m.] oraz Cd, Pb i Ni [mg kg⁻¹ s.m.] w *V. fucoides* w rejonie Klifu Orłowskiego w latach 2014–2020 (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 i nieodpowiednim (Zalewska 2015, Zalewska i Danowska 2017).

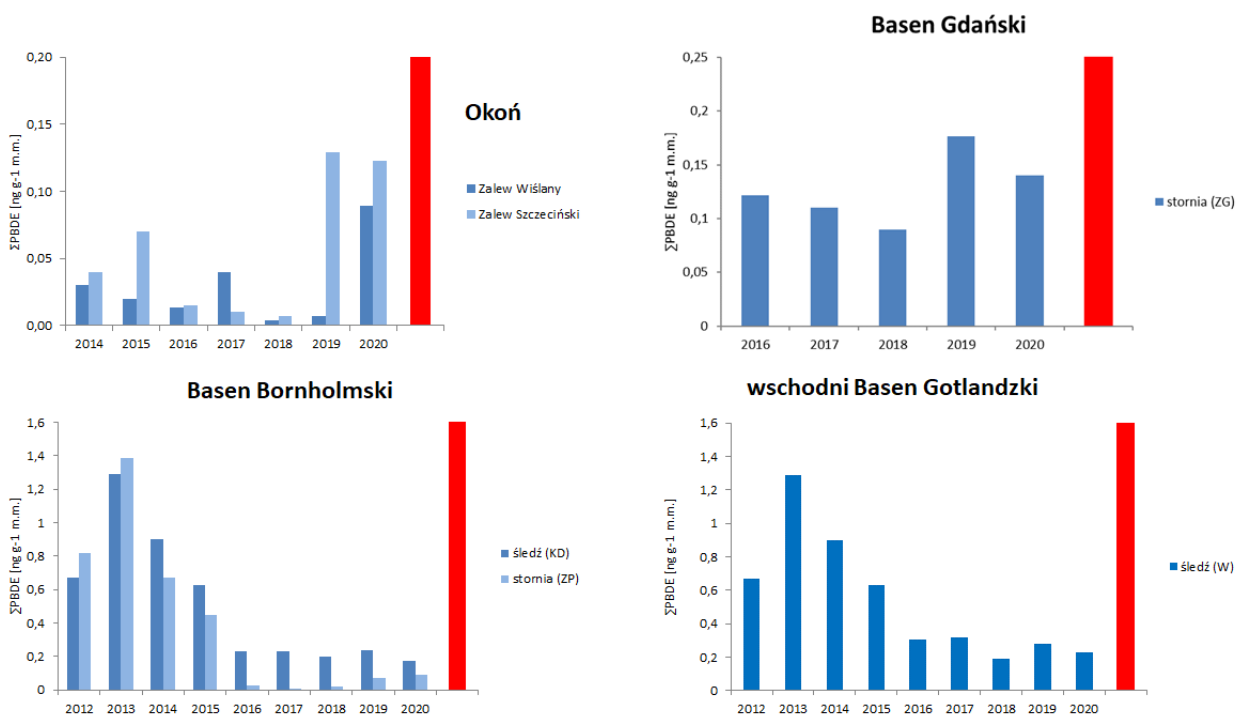
W przypadku wszystkich trzech obszarów: wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i Basenu Bornholmskiego stan środowiska w zakresie stężeń metali: Hg, Pb, Cd, Ni i ¹³⁷Cs oceniony na podstawie analiz tkanek roślin makrofytobentosowych można uznać za dobry.

II.4.3.3. Trwałe zanieczyszczenia organiczne (TZO)

Związki bromoorganiczne

Oceny stanu środowiska polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2020 roku zgodnej z RDSM dokonano w oparciu o dane dotyczące zawartości polibromowanych difenylesterów (PBDE) i heksabromocyklododekanu (HBCDD) w organizmach morskich. Ocenie poddano uzyskane stężenia PBDE w mięśniach ryb i tkankach miękkich małży w siedmiu akwenach polskiej części Bałtyku (Rys. II.2), zgodnie z podziałem zaproponowanym wg HELCOM MAS (HELCOM 2013). Ocenę stanu wód Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń polibromowanych difenylesterów (PBDE) w tkankach mięśniowych okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionego w latach 2014–2020. Wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego oceniono w oparciu o stężenia PBDE w tkance miękkiej małży (*Mytilus edulis*) odłowionych z okolic Sopotu. Stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oceniono w oparciu o stężenia polibromowanych difenylesterów w tkance mięśniowej śledzia (*Clupea harengus*) z łowiska władystawowskiego. Ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego dokonano w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia (*Clupea harengus*) i storni (*Platichthys flesus*). Stan wód Basenu Gdańskiego określono w oparciu o zawartość polibromowanych difenylesterów w tkankach mięśniowych storni odłowionej z Zatoki Gdańskiej. W latach 2012–2018 wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego oceniano w oparciu o badania zawartości PBDE w tkance miękkiej omułka, jednakże ze względu na zbyt małe rozmiary osobników w 2020 r. nastąpiła zmiana matrycy próbek na tkankę mięśniową storni (*Platichthys flesus*).

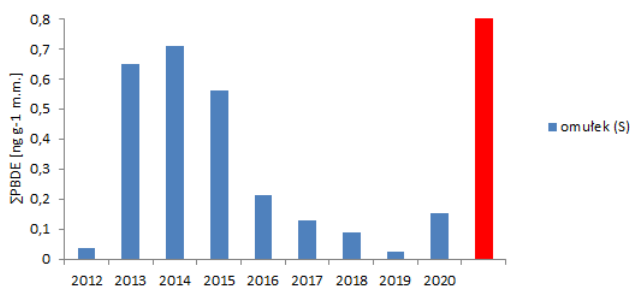
Na Rys. II.154 przedstawiono sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach śledzia (*Clupea harengus*), storni (*Platichthys flesus*), okonia (*Perca fluviatilis*) odłowionych w ocenianych akwenach. Sumy stężeń 6 kongenerów wyznaczonych na podstawie średnich zawartości PBDE w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) odłowionych w latach 2012–2020 z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego pokazano na Rys. II.155. W 2020 r. zaobserwowano niewielki spadek zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni odłowionej z wód Basenu Gdańskiego w porównaniu do 2019 r. Stężenie 6 kongenerów PBDE w tkankach mięśniowych storni oraz śledzia z wód Basenu Bornholmskiego w 2020 r. utrzymały się na podobnych poziomach zanieczyszczeń co w ubiegłym roku. Podobną tendencję zaobserwowano analizując zawartości PBDE w tkankach mięśniowych śledzia odłowionego z wód Basenu Gotlandzkiego, gdzie dodatkowo od 2016 r. obserwuje się zbliżone wartości stężeń PBDE. W tkankach okonia odłowionego z wód Zalewu Wiślanego odnotowano najwyższe zawartości difenylesterów (0,089 ng g⁻¹m.m.) od początku prowadzenia monitoringu zawartości tych związków (od 2014 r.). Natomiast w 2020 r. w tkankach okonia pozyskanego z wód Zalewu Szczecińskiego uzyskano porównywalne stężenia 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów do ubiegłego roku, utrzymując tym samym najwyższe poziomy zanieczyszczeń od rozpoczęcia badań tych analitów. (Rys. II.154). W 2020 r. po raz pierwszy poddano ocenie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego w oparciu o zawartości PBDE w tkankach mięśniowych storni (*Platichthys flesus*) uzyskując średnie stężenie 0,178 ng g⁻¹m.m.



Rys. II.154. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (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 kołobrzESCO-dartowskie, W – łowisko władysławowskie) w latach 2012–2020; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry – GES (kolor zielony – niewidoczny na skali – zbyt niskie stężenie) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Ocenę stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń PBDE w tkankach omułka odłowionego w latach 2012–2020 (Rys. II.155). W 2020 r. w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu odnotowano wzrost stężenia PBDE uzyskując najwyższe stężenie na przestrzeni ostatnich lat badań.

wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego



Rys. II.155. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot) w latach 2012–2020; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry – GES (kolor zielony – niewidoczny na skali – zbyt niskie stężenie) i nieodpowiedni – sub-GES (kolor czerwony).

Od 2016 nastąpiła zmiana wartości progowej dopuszczalnego stężenia sumy 6-ciu kongenerów PBDE ($44 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$) (HELCOM, 2015), co w konsekwencji spowodowało drastyczną zmianę w ocenie 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 difenylesterami w odniesieniu do nowej wartości progowej $0,0085 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$ (Tabela II.44).

Tabela II.44. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenylesterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\text{ng g}^{-1}\text{m.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	Σ PBDE									
		2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,67	1,29	0,9	0,63	0,30	0,32	0,19	0,28	0,23	
Basen Bornholmski	śledź	0,67	1,29	0,9	0,63	0,23	0,23	0,20	0,24	0,18	
	stornia	0,82	1,39	0,67	0,45	0,025	0,01	0,02	0,08	0,09	
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,12	0,11	0,09	0,18	0,14	
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omulek	0,037	0,65	0,71	0,56	0,21	0,13	0,09	0,03	0,15	
Zalew Wiśłany	okoń	b.d.	b.d.	0,030	0,020	0,013	0,040	0,004	0,007	0,089	
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,040	0,070	0,015	0,010	0,007	0,129	0,123	
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	4,45	
	omulek	0,013	0,199	0,029	<0,0053	0,084	0,014	0,008	b.d.	b.d.	

Zawartość heksabromocyklododekanu (HBCDD) w tkankach organizmów morskich odłowionych z siedmiu omawianych akwenów polskiej strefy Morza Bałtyckiego na przestrzeni ośmiu lat badań przedstawiono w Tabeli II.45. W 2020 r. zaobserwowano wzrost zawartości HBCDD w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich badanych akwenach w porównaniu do ubiegłego roku. Blisko 2,5-krotny wzrost odnotowano w rybach odłowionych ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzi) oraz Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa stornia) w porównaniu do 2019 r. 2-krotny wzrost stężeń HBCDD uzyskano dla Basenu Bornholmskiego (tkanki mięśniowe stornia i śledzi) oraz Basenu Gdańskiego (tkanki mięśniowe stornia). W 2020 r. zaobserwowano utrzymanie stałych poziomów zanieczyszczeń HBCDD w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Wiślanego mierzonych od 2 lat. W tkankach miękkich omulka pobranego z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w 2020 r. odnotowano spadek zawartości HBCDD w porównaniu do 2019 r., uzyskując jedno z najniższych stężeń na przestrzeni ośmiu lat badań. Na podstawie otrzymanych wartości stężeń HBCDD w organizmach morskich stan środowiska wszystkich ocenianych obszarów należy uznać za dobry (GES) według RDSM w 2020 r. Wartość graniczna między dobrym a złym stanem środowiska pod względem zanieczyszczenia HBCDD wynosi $167 \mu\text{g kg}^{-1}\text{m.m.}$

Tabela II.45. 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 2012–2020; 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	2019	2020
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	1,65	0,99	1,16	0,98	0,648	0,578	0,318	0,092	0,246
Basen Bornholmski	śledź	1,37	0,11	0,94	0,71	1,211	0,378	0,319	0,120	0,298
	stornia	0,05	1,19	0,08	0,04	0,022	0,053	0,052	0,065	0,132
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,051	0,097	0,077	0,108	0,251
polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	omutek	1,02	1,14	1,18	0,56	0,672	0,438	0,0103	0,260	0,049
Zalew Wiśłany	okoń	b.d.	b.d.	0,09	0,06	0,014	0,042	0,073	0,074	0,075
Zalew Szczeciński	okoń	b.d.	b.d.	0,10	0,07	0,037	0,061	0,046	0,096	0,237
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,118
	omutek	0,53	3,404	0,053	<0,119	0,012	<0,03	0,0008	b.d.	b.d.

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto odpowiednio w 2014, 2016 i 2020 roku.

Sulfonian perfluorooktanowy (PFOS)

Monitoring wód 5 akwenów: wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Bornholmskiego, Basenu Gdańskiego, Zalewu Wiślanego oraz Zalewu Szczecińskiego w zakresie zanieczyszczenia sulfonianem perfluorooktanowym (PFOS) prowadzony jest od 2014 r. w oparciu o stężenie PFOS w rybach odławianych w tych rejonach (Tabela II.46). W 2020 r. po raz pierwszy poddano ocenie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego w oparciu o zawartości PFOS w tkankach mięśniowych storni, uzyskując wartości stężeń wskazujące na dobry stan środowiska (GES). W 2020 r. stosunku do roku 2019 odnotowano spadek wartości średnich stężeń PFOS w mięśniach ryb storni odławionych w Basenie Bornholmskim i Gdańskim oraz okoni z Zalewu Szczecińskiego. Wyższe, względem roku poprzedniego, wartości stężeń PFOS zmierzono w śledziach we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim oraz okoniach z Zalewu Wiślanego. W 2020 roku tkanki mięśniowe okoni z Zalewu Wiślanego i Szczecińskiego charakteryzowały się wyższymi wartościami stężeń PFOS w porównaniu do śledzi i storni z Basenów Bornholmskiego i Gdańskiego. Należy jednak zwrócić uwagę na utrzymujący się spadek stężenia sulfonianu perfluorooktanowego w tkankach ryb pozyskanych z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w stosunku do lat 2014 i 2016. Maksymalną wartość średnią stężeń PFOS w roku 2020 (1,972 ng g⁻¹ m.m.) przypisano śledziom ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego, było to jednocześnie najwyższe stężenie odnotowane dla ryb z tego akwenu w całym okresie prowadzenia monitoringu, jego wartość w stosunku do roku 2015 wzrosła prawie dwukrotnie. Najniższe średnie stężenie PFOS (0,489 ng g⁻¹ m.m.) podobnie jak we wszystkich poprzednich latach, za wyjątkiem roku 2015, zmierzono w mięśniach storni z łowiska w rejonie Zatoki Pomorskiej (Basen Bornholmski).

W roku 2020 roku, podobnie jak w latach 2014–2019, w żadnym z badanych akwenów nie zarejestrowano przekroczenia wartości granicznej, definiującej dobry stan środowiska, określonej w mięśniach ryb dla zanieczyszczenia PFOS na 9,1 µg kg⁻¹. Zgodnie z oceną wg RDSM, pod względem zanieczyszczenia tym związkiem stan badanych wód morskich należy uznać za dobry – GES.

Tabela II.46. Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [ng g⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Gatunek	PFOS						
		2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
wschodni Basen Gotlandzki	śledź	0,631	1,015	0,665	0,829	0,649	0,845	1,972
Basen Bornholmski	śledź	1,436	1,118	0,771	0,941	0,783	0,598	0,865
	stornia	0,365	0,615	0,818	0,365	0,335	0,585	0,489
Basen Gdański	stornia	b.d.	b.d.	0,937	0,636	0,445	0,676	0,645
Zalew Wiśłany	okoń	2,214	1,554	2,899	0,641	1,113	1,037	1,241
Zalew Szczeciński	okoń	3,328	1,692	4,358	0,916	1,844	1,904	1,479
wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	stornia	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,598

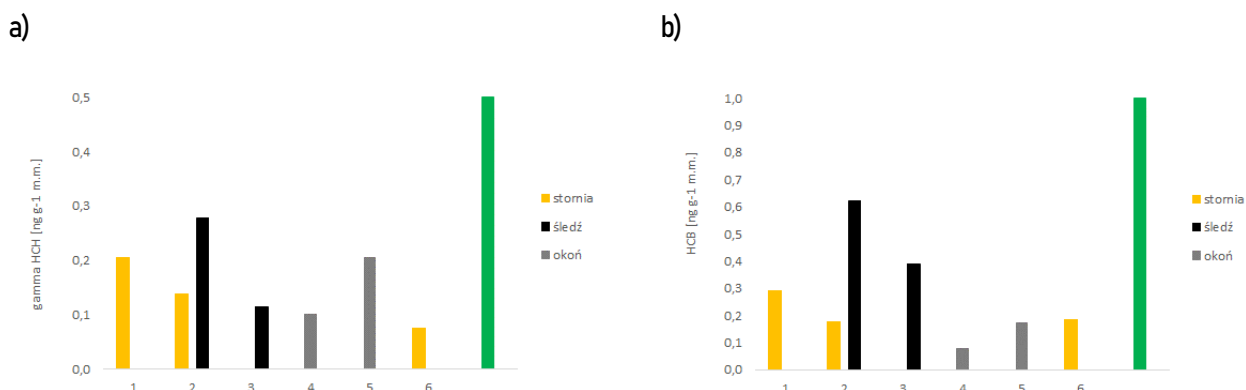
b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2016 i 2020 roku

Związki chloroorganiczne

W oparciu o zawartości heksachlorobenzenu (HCB), izomerów heksachlorocykloheksanu (α-, β-, γ-HCH), DDT i jego metabolitów (p,p'-DDD, p,p'-DDE), α-, β-endosulfanu oraz 7 wskaźnikowych kongenerów polichlorowanych bifenyli (7 PCB): CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 138, CB 153, CB 180 (wg IUPAC) (HELCOM 2003) przeprowadzono ocenę stanu środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia pestycydami chloroorganicznymi (OCP) w 2020 r. Analizowano wartości stężeń OCP i PCB w tkankach ryb odławionych z wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska władystawowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzescodartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni z pasa środkowego wybrzeża) oraz w tkankach mięśniowych okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (Gustavson i Jonsson 1999, Falandysz i in. 2002). Badano

także zawartość OCP i PCB w tkankach miękkich małży odłowionych z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (tkanka miękka omułka jadalnego z okolic Sopotu).

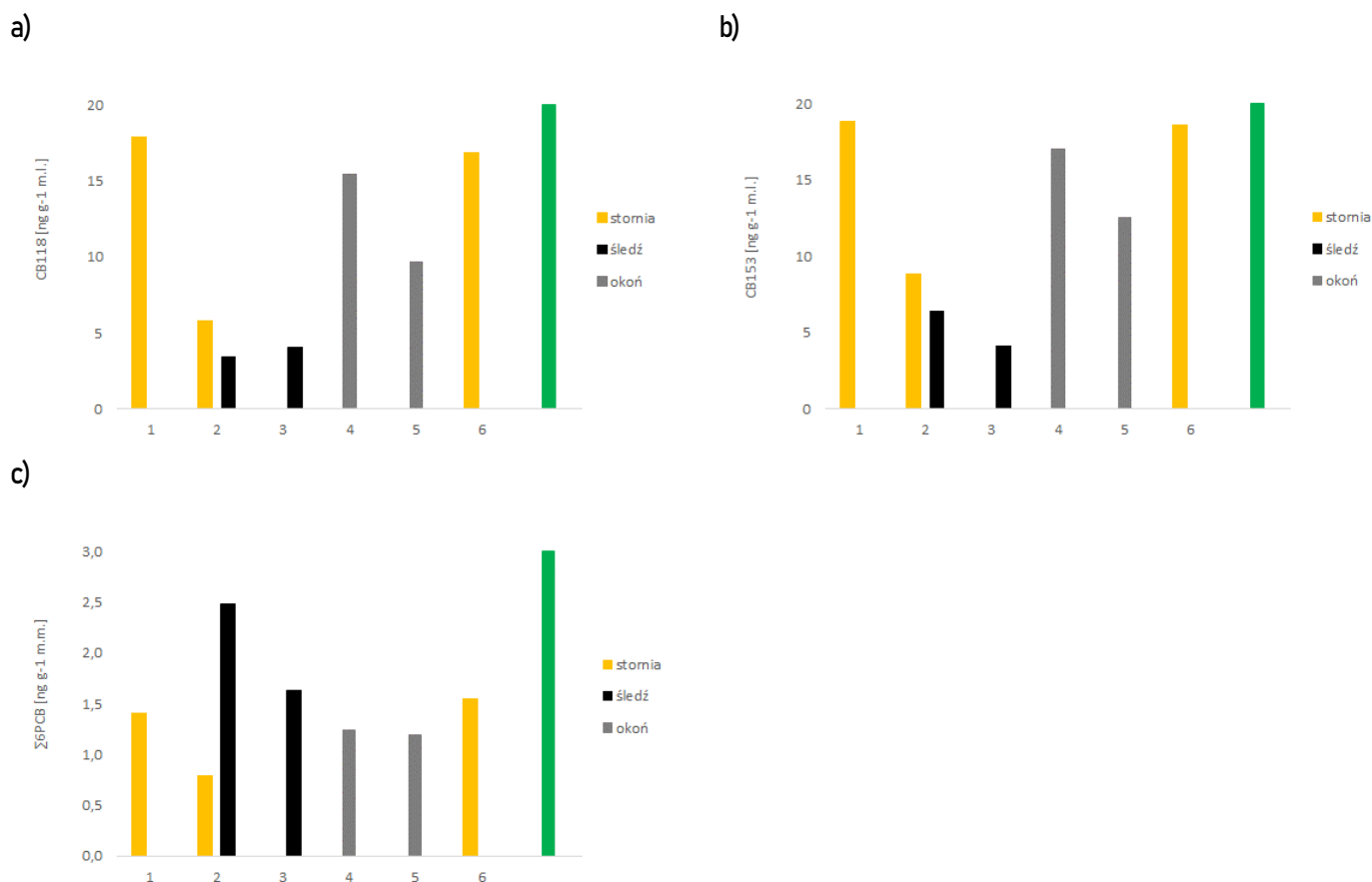
Ocenę stanu środowiska morskiego dla wszystkich badanych akwenów dokonano w oparciu o wartości docelowe heksachlorobenzenu (HCB) i lindanu (gamma HCH) w tkankach mięśniowych ryb. Na wykresach (Rys. II.156) zaprezentowano wartości średnie HCB i gamma HCH w tkankach mięśniowych ryb we wszystkich omawianych akwenach uzyskane w 2020 r. Stan wód w roku 2020 pod względem zanieczyszczenia lindanem i heksachlorobenzenem można uznać za dobry (GES) – według wymogów RDSM we wszystkich badanych akwenach. Dodatkowo badania zawartości lindanu (HCH) oraz heksachlorobenzenu (HCB) w tkankach mięśniowych śledzia w latach 2006–2020 kwalifikują stan środowiska wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego jako stan dobry – GES – według wymogów RDSM.



Rys. II.156. Średnie stężenie lindanu γ -HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślan, 5 – Zalew Szczeciński, 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupki z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.157 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 władysławowskiego), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia z łowiska kołobrzESCO-dartowskiego i storni z Zatoki Pomorskiej), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa storni z Zatoki Gdańskiej), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa storni) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2020 r. $\Sigma 6$ PCB (28, 52, 101, 138, 153, 180) we wszystkich badanych akwenach wskazują 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 (4,08 ng g⁻¹ m.m.). W 2020 r. ocenę stanu wód Basenu Bornholmskiego przeprowadzono na podstawie wyników oznaczeń CB 118 w tkankach mięśniowych śledzia i storni. Stężenia CB 118 w obu gatunkach ryb mieściły się w granicach dobrego stanu środowiska (GES). Również stężenie CB 118 w tkankach mięśniowych storni pobranej z wód Basenu Gdańskiego w 2020 r. nie przekroczyło wartości granicznej dobrego stanu środowiska, w związku z tym stan wód Basenu Gdańskiego należy określić jako dobry – GES – według RDSM. Uzyskane w 2020 r. stężenia CB 118 w tkankach mięśniowych okonia odłowionego z wód Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego wskazują na dobry stan środowiska – GES. W 2020 r. pierwszy raz poddano analizie tkankę mięśniową storni z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. Uzyskane wartości stężeń CB 118 (16,8 ng g⁻¹ m.m.) wskazują na dobry stan środowiska – GES. Na przestrzeni dwunastu lat badań CB 118 zarejestrowano nieznacznie podwyższone stężenia w próbkach śledzia z lat 2006, 2009, 2013, 2014 i 2018 stanowiące wówczas nieodpowiedni stan środowiska (subGES).

Ocenę stanu wód wszystkich analizowanych akwenów dokonano również w oparciu o stężenie CB 153 w tkankach mięśniowych śledzia, storni oraz okonia. 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 $\mu\text{g kg}^{-1}$ m.m.) tego analitu tendencja ta utrzymuje się od 10-ciu lat. (Sapota 2004, 2006).



Rys. II.157. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślany, 5 – Zalew Szczeciński, 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA)

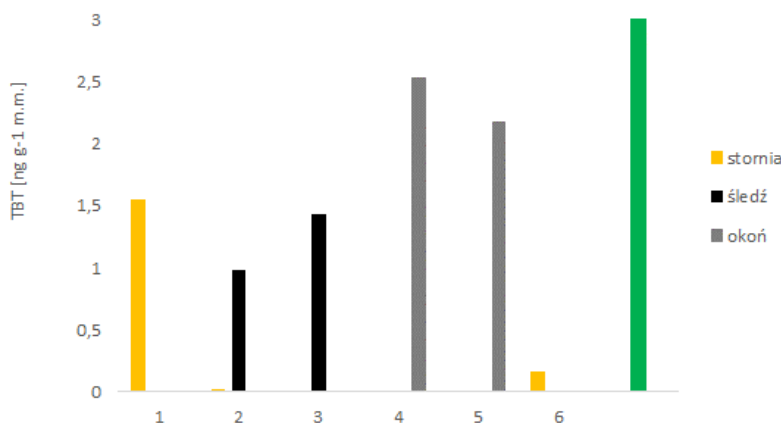
W 2020 r. kontynuowano rozpoczęte w 2013 r. analizy mające na celu dokonanie oceny stanu środowiska południowego Bałtyku pod względem zanieczyszczenia wielopierścieniowymi węglowodarami aromatycznymi. Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego określono na podstawie zawartości 5 wskaźnikowych WWA: fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(g,h,i)peryleny, benzo(a)pirenu oraz indeno(1,2,3-cd)pirenu oznaczonych w tkankach miękkich omutka jadalnego (*Mytilus edulis*). Stężenia 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.47. W 2020 r. stan środowiska Basenu Gdańskiego określono jako dobry (GES) wg RDSM pod względem zanieczyszczenia WWA. Warto jednakże zwrócić uwagę na uzyskane w 2020 r. stężenie 4,92 µg kg⁻¹s.m. benzo(a)pirenu w tkance miękkiej omutka, które znajduje się w pobliżu wartości wyznaczającej granice dobrego stanu środowiska (5,0 µg kg⁻¹s.m.).

Tabela II.47. Stężenie [$\mu\text{g kg}^{-1}\text{s.m.}$] poszczególnych WWA w tkankach miękkich małży (*Mytilus edulis*) z wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2013–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

WWA	Wartość GES/subGES	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Fluoranten	30,00	12,00	27,90	0,60	0,30	2,10	2,10	<3,0	7,6
Benzo(k)fluoranten	260,00	2,60	114,40	2,60	2,60	49,40	2,60	<2,48	9,5
Benzo(a)piren	5,00	<4,00	<4,00	<4,00	<4,00	4,80	14,17	<4,20	4,92
Benzo(g,h,i)perylen	110,00	8,80	44,00	<2,2	11,00	16,50	<2,2	<1,99	<1
Indeno(1,2,3-cd)piren	2,4	8,42	81,17	0,24	<0,06	8,81	<0,06	<0,1	5,62

Organiczne związki cyny

Ocenę stanu środowiska południowego Bałtyku w 2020 r. pod względem zanieczyszczenia związkami cynoorganicznymi dokonano w oparciu o wartości graniczne stężeń TBT, DBT, MBT i TPhT w rybach i omułkach (HELCOM 2009). 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 Bornholmskiego (tkanka mięśniowa stornia), wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (omulek jadalny z Sopotu), Basenu Gdańskiego (stornia z Zatoki Gdańskiej) oraz Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (okoń). Oceny stanu środowiska morskiego dokonano w odniesieniu do wartości referencyjnych stężeń tributyllocyny w tkankach mięśniowych ryb i tkance miękkiej małży (Galassi 2007).



Rys. II.158. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślany, 5 – Zalew Szczeciński; 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).

Rys. II.158 przedstawia średnie stężenie tributyllocyny (TBT) w tkankach mięśniowych ryb ze wschodniego Basenu Gotlandzkiego (tkanka mięśniowa śledzia), Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa śledzia i stornia), wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (tkanka mięśniowa stornia), wód Basenu Gdańskiego (tkanka mięśniowa stornia) oraz z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego (tkanka mięśniowa okonia). W 2020 roku najwyższe stężenia TBT odnotowano w tkankach mięśniowych okonia pobranego z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Jednakże uzyskane stężenie TBT w tym rejonie wskazują na dobry stan środowiska (GES) według RDSM. Pozostałe akweny również wskazują na dobry stan środowiska (GES) – według RDSM pod względem zawartości TBT. Najniższe stężenia TBT odnotowano w tkance mięśniowej stornia z wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego.

Oceny stanu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego przeprowadzono na podstawie oznaczeń TBT w tkankach miękkich omulka odłowionego w 2020 roku. Stężenia TBT ($25,35 \text{ ng g}^{-1} \text{ s.m.}$) w tkankach miękkich małży odłowionych z okolic Sopotu wskazują na zły stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (subGES) według RDSM.

Farmaceutyki

Tabela II.48 oraz Tabela II.49 przedstawiają zawartości dwóch farmaceutyków: diklofenaku i 17-alfa etynyloestradiolu (EEA2) w próbkach wody morskiej od 2014 do 2020 roku. Od 2019 roku, po rozszerzeniu monitoringu zanieczyszczeń Morza Bałtyckiego farmaceutykami o dodatkowe dwie stacje: ZN4 oraz ZP6, próbki wody powierzchniowej (do 1 m głębokości) pobierane są z 11 stacji zlokalizowanych w obszarze polskiej strefy południowego Bałtyku.

W 2020 roku na większości stacji zaobserwowano spadek wartości stężeń diklofenaku w porównaniu do roku poprzedniego (Tabela II.48.). Wyjątkiem były stacje SW3 (Basen Bornholmski), Ł7 (wschodni Basen Gotlandzki), i P104 (wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego), na których przynajmniej od roku 2018 widoczny jest wzrost wartości stężeń analizowanego związku. W 2020 roku stężenie diklofenaku na wymienionych trzech stacjach wynosiło $>1 \text{ ng dm}^{-3}$. Maksymalną wartość ($1,838 \text{ ng dm}^{-3}$), zmierzono w Basenie Bornholmskim (SW3), natomiast największy, ponad 3-krotny wzrost wartości w stosunku do roku 2019, odnotowano na stacji Ł7 w wodach wschodniego Basenu Gotlandzkiego. Najniższe stężenie diklofenaku, w 2020 roku, odnotowano w próbce ze stacji K6 ($0,263 \text{ ng dm}^{-3}$). Otrzymane wartości stężeń diklofenaku w próbkach wody morskiej we wszystkich omawianych akwenach wskazują na dobry stan środowiska (GES) morskiego wg RDSM.

Tabela II.48. Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	Diklofenak [ng dm ⁻³]						
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Basen Bornholmski	K6	10,00	<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,802	0,263
	SW3		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,627	1,838
	P16		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,832	0,538
	P5		<0,63	2,95	<0,15	<0,1	<0,01	0,504	0,361
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,540	1,686
	P140		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	1,110	0,309
Basen Gdański	P1		<0,63	3,09	<0,15	<0,1	<0,01	0,521	0,416
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,853	0,592
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P104		<0,63	<0,63	<0,15	<0,1	<0,01	0,541	1,425
	ZN2		9,52	<0,63	<0,15	<0,1	4,62	1,030	0,694
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	1,280	0,701

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku;

W 2020 r. wykryto obecność 17-alfa etynyloestradiolu w wodzie pobranej na wszystkich badanych stacjach pomiarowych (Tabela II.49.). W porównaniu z rokiem 2019 niższe stężenie zmierzono na 6 z 11 stacji (K6, P16, P5C (Basen Bornholmski), P140 (wschodni Basen Gotlandzki), P1 (Basen Gdański), ZN2 (wody przybrzeżne basenu Gdańskiego)). Najszerzy zakres wartości stężeń 17-alfa etynyloestradiolu ($0,177 - 2,175 \text{ ng dm}^{-3}$), podobnie jak w roku 2019, odnotowano w wodach Basenu Bornholmskiego. Na stacji SW3, na której w 2020 roku ponownie odnotowano maksymalne stężenie badanego związku, wzrost w stosunku do roku 2019 był ponad 3-krotny. Przyczyna wzrostu stężeń nie jest znana. Otrzymane w 2020 r. wartości stężeń 17-alfa etynyloestradiolu w próbkach wody morskiej wskazują na zły stan środowiska (subGES) morskiego wg RDSM we wszystkich omawianych akwenach.

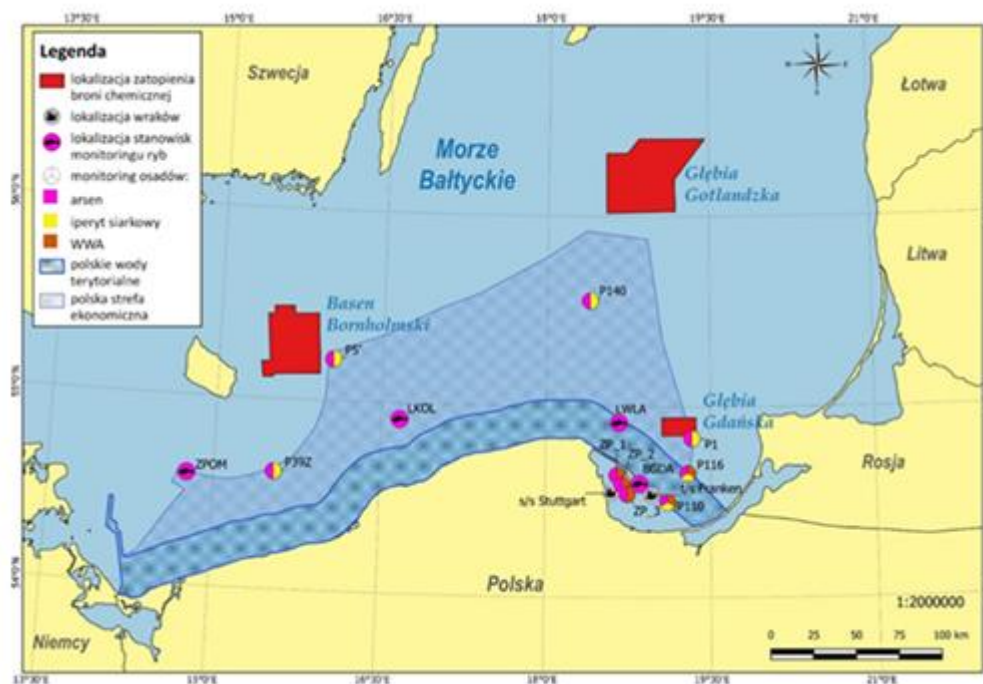
Tabela II.49. Stężenie 17 α -etynyloestradiolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).

Akwen	Stacja	Wartość GES/subGES	EE2 [ng dm ⁻³]						
			2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Basen Bornholmski	K6	0,035	<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,343	0,177
	SW3		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,712	2,175
	P16		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,70	0,562	0,335
	P5		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,334	0,276
wschodni Basen Gotlandzki	Ł7		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,396	0,913
	P140		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,560	0,503
Basen Gdański	P1		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,479	0,444
	ZN4		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,561	1,103
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	P104		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	<0,08	0,378	0,553
	ZN2		<0,15	<0,15	<0,1	<0,6	1,95	0,659	0,554
	ZP6		b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	b.d.	0,711	0,764

b.d. – brak danych; badania rozpoczęto w 2019 roku.

II.4.3.4. Bojowe środki trujące, wraki

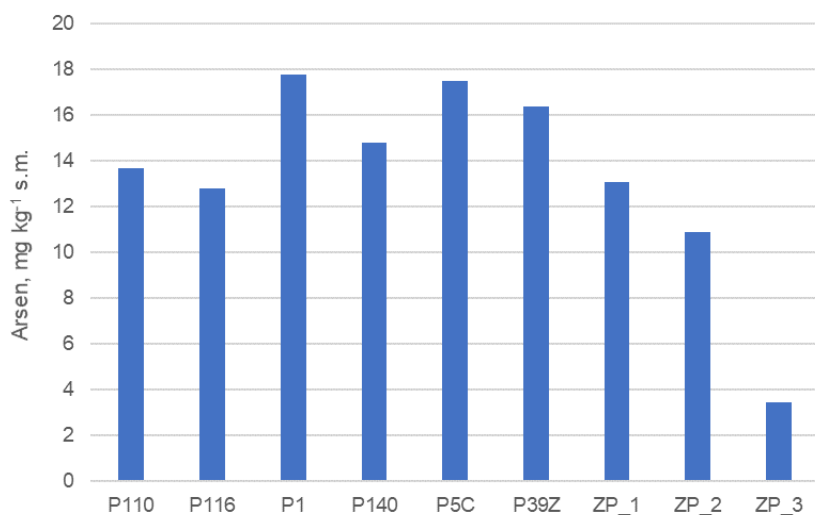
W 2020 roku, zgodnie z aktualizacją Programu Monitoringu Wód Morskich, po raz pierwszy przeprowadzono badania mające na celu wykrycie potencjalnych zagrożeń dla dobrego stanu środowiska wód morskich wynikających z obecności zatopionej broni chemicznej i zatopionych wraków w polskich obszarach morskich. W tym celu pobrano próbki osadów dennych w lokalizacjach zbliżonych do obszarów potencjalnie zagrożonych wystąpieniem skażenia oraz w obszarach, które można uznać za nieobjęte tym rodzajem zagrożenia (Rys. II.159). Substancjami poddanymi badaniom były iperyt, którego analizy przeprowadzono w próbkach osadów dennych pobranych na stacjach pełnomorskich (P110, P116, P1, P140, P5C, P39Z). W próbkach z tych samych lokalizacji przeprowadzono analizy arsenu całkowitego, jako kompleksowego wskaźnika obecności wszystkich bojowych środków chemicznych i ich pochodnych zawierających arsen. Pomiary stężeń arsenu przeprowadzono również w próbkach osadów pobranych w Zatoce Puckiej oraz w próbkach mięśni ryb odłowionych w rejonie Zatoki Gdańskiej i Zatoki Pomorskiej oraz łowisk kołobrzESCO-dartOWskiego i władysławOWskiego. Wskaźnikami skażenia wynikającego z wydostającego się z wraków paliwa są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA), których analizy przeprowadzono w osadach dennych pobranych na stacjach w Zatoce Puckiej (stacje ZP_1, ZP_2, ZP_3) i Zatoce Gdańskiej (stacje P110 i P116).



Rys. II.159. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie <http://divingbaltic.pl/> - t/s Franken (18° 57' 58,90", 54° 32' 18,60"), s/s Stuttgart (18° 36' "E, 54° 33' "N)).

Stężenia arsenu w warstwach powierzchniowych osadów we wszystkich lokalizacjach pozostawały w zakresie od 3,5 do 17,8 mg kg⁻¹ s.m. (Rys. II.160), mieszcząc się w typowym zakresie stężeń charakterystycznych dla osadów powierzchniowych południowego Bałtyku (< 5 do 29 mg kg⁻¹ s.m.) (Uścińowicz, 2011). Na stacjach ZP_1, P110, P116 i P140 zawartość arsenu była bardzo zbliżona (12,8–14,8 mg kg⁻¹ s.m.). Najwyższe, ale jednocześnie tylko nieznacznie wyższe od pozostałych, stężenia arsenu wystąpiły w warstwach powierzchniowych Głębi Gdańskiej (17,8 mg kg⁻¹ s.m.) i Głębi Gotlandzkiej (17,5 mg kg⁻¹ s.m.).

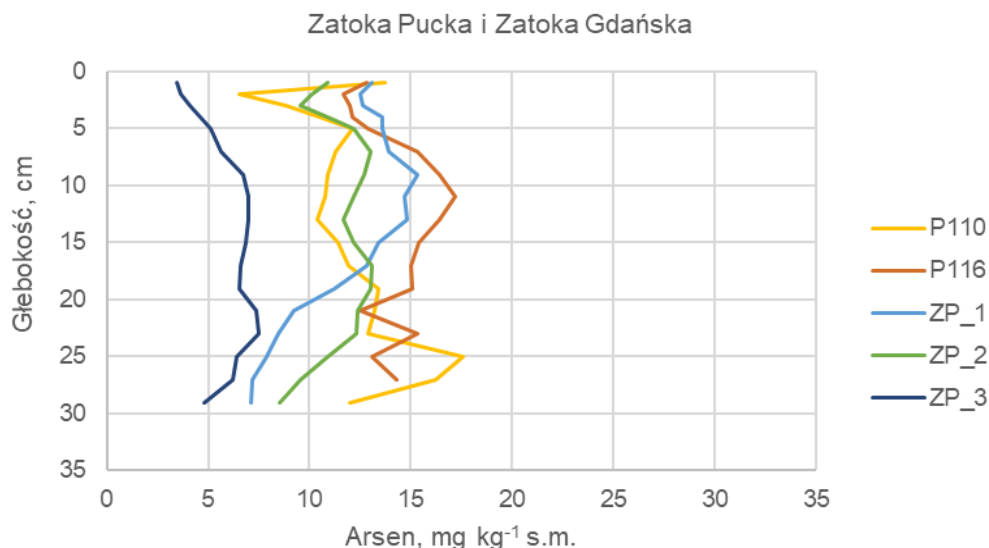
Najniższą zawartość arsenu zidentyfikowano w osadach na stacji ZP_3 i miało to bezpośredni związek ze strukturą osadów, w której zdecydowanie większy był udział piasków w porównaniu ze stacjami ZP_1 i ZP_2. Jednocześnie na stacjach zlokalizowanych w rejonie Zatoki Puckiej stężenia arsenu pozostawały nieznacznie niższe w całym profilu głębokościowym niż w rejonie obszarów morza otwartego, co jest zgodne z danymi literaturowymi (Rys. II.161). Stacje zlokalizowane w Zatoce Puckiej można uznać za referencyjne, biorąc pod uwagę brak potencjalnych źródeł uwolnień z broni chemicznej. Najniższą zawartością arsenu charakteryzowały się warstwy najgłębsze, gdzie stężenia wynosiły 7,1 mg kg⁻¹ s.m. i 8,5 mg kg⁻¹ s.m. odpowiednio na stacji ZP_1 i ZP_2.

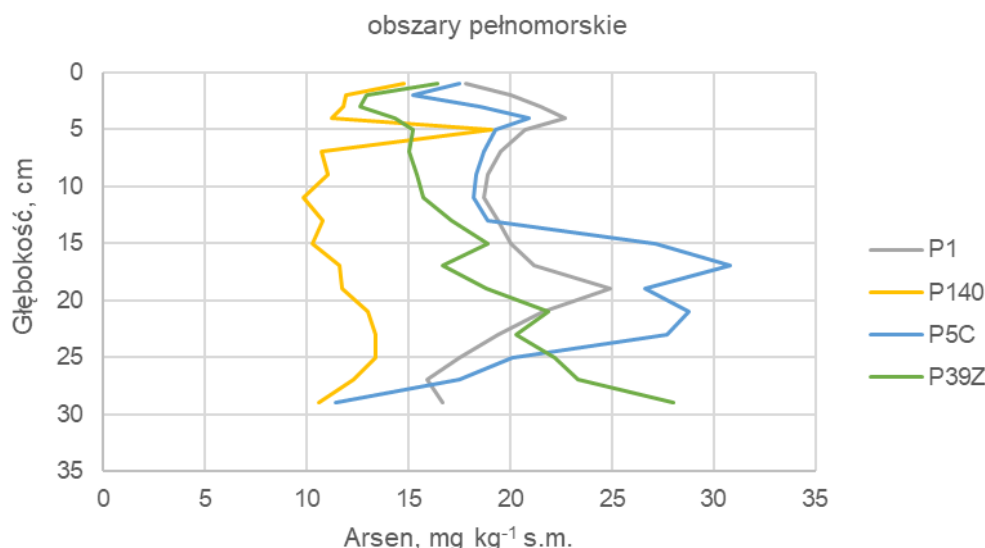


Rys. II.160. Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2020 roku.

Z nieco odmiennym rozkładem zawartości arsenu w osadach mamy do czynienia na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Gdańskiej, gdzie wartości w całym profilu były bardzo zbliżone. Na stacji P116 pozostawały w stosunkowo wąskim zakresie od 11,7 mg kg⁻¹ s.m. do 16,4 mg kg⁻¹ s.m., natomiast na stacji P110 najmniejszą zawartością charakteryzowały się warstwy na głębokości 2–3 cm. Największe jednak zróżnicowanie w rozkładach pionowych stężeń arsenu wystąpiło na stacjach w Basenie Bornholmskim (P5C), gdzie odnotowano widoczny wzrost w warstwach od 15 do 23 cm głębokości, przy czym najwyższe stężenie na głębokości 17 cm przekroczyło wartość 30 mg kg⁻¹ s.m. W Głębi Gdańskiej maksymalna wartość wynosząca 24,9 mg kg⁻¹ s.m. wystąpiła na głębokości 19 cm. Zarówno stacja P5C, jak i P1 znajdują się w pobliżu miejsc zatopienia broni chemicznej i obserwowany wzrost stężeń w warstwach głębszych ma najprawdopodobniej bezpośredni związek z uwolnieniem związków zawierających arsen podczas zatapiania.

Badania zawartości iperytu w osadach dennych przeprowadzono w warstwach 0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm, 15–20 cm i 20–25 cm. W przypadku wszystkich lokalizacji stężenia iperytu we wszystkich warstwach pozostawały poniżej granicy oznaczalności stosowanej metody wynoszącej 0,7 mg kg⁻¹ s.m.

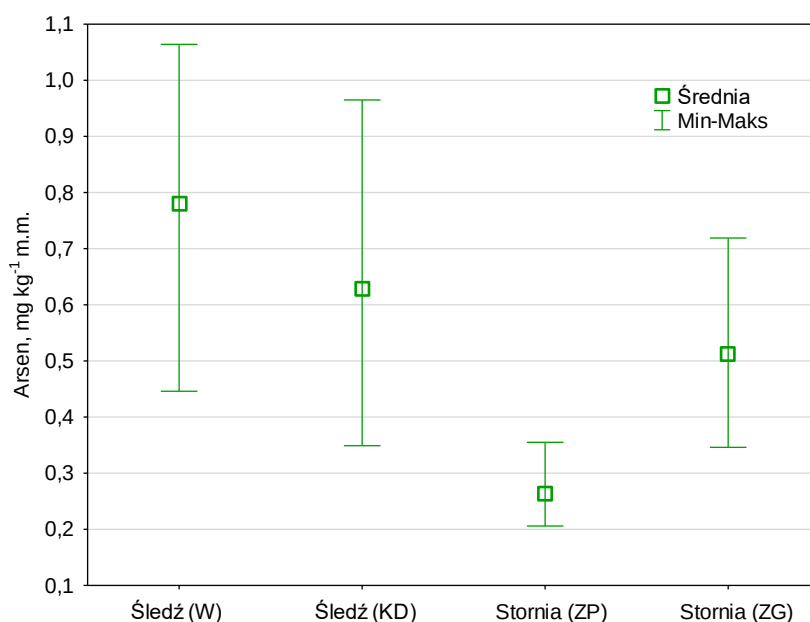




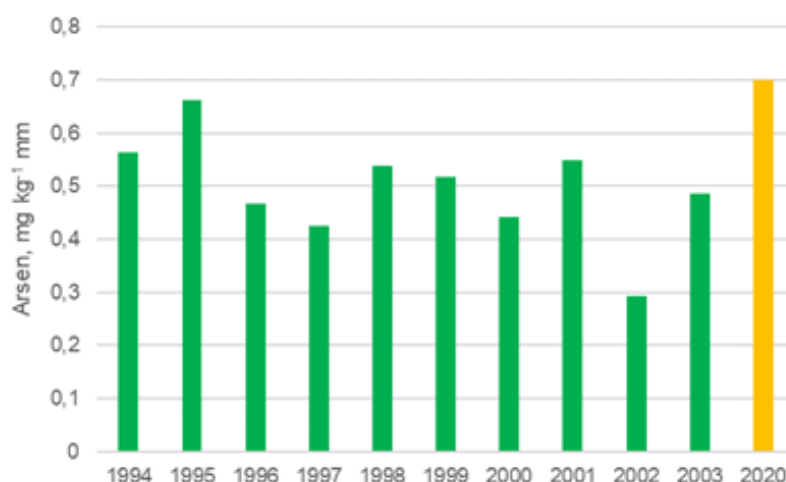
Rys. II.161. Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2020 roku.

Badania stężeń arsenu przeprowadzono w mięśniach dwóch gatunków ryb: śledzi i storni. Najwyższe stężenia odnotowano w śledziach z łowiska władysławowskiego, co znalazło odzwierciedlenie w wartości średniej równej $0,78 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Rys. II.162). Nieznacznie niższe wartości charakteryzowały śledzie z łowiska kołobrzESCO-dartowskiego ($0,63 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$), natomiast najniższe stężenia arsenu wystąpiły w storniach z Zatoki Pomorskiej ($0,26 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Odnosząc uzyskane wyniki do danych literaturowych dla okresu 1994–2003 (Polak-Juszczak, 2009) można stwierdzić, że wartość średnia dla śledzia wyliczona na podstawie wszystkich wyników równa $0,7 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ jest zbliżona do wartości obserwowanych w latach poprzednich (Rys. II.163) oraz do stężeń arsenu obserwowanych w innych obszarach Bałtyku ($0,66 - 1,0 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$ (Larsen and Francesconi 2003).

Największą toksycznością dla organizmów żywych charakteryzuje się arsen w formie nieorganicznej (As(III) , As(V)). Najnowsze badania dotyczące odławianych w Morzu Bałtyckim ryb (Polak-Juszczak i Szlinder-Richert, 2021) wykazały, że udział tych form arsenu w arsenie całkowitym wynosi średnio 4,20% (od 2,09 do 8,23%) w przypadku tkanki mięśniowej śledzia i 2,89% (od 1,31 do 5,59%) w przypadku tkanki mięśniowej storni. Uwzględniając powyższe dane literaturowe oraz wyniki stężeń arsenu całkowitego w mięśniach ryb uzyskane w ramach monitoringu w 2020 roku wyznaczono zawartość arsenu nieorganicznego. W żadnej z pobranych do badań próbek nie stwierdzono przekroczenia wartości granicznej dla arsenu nieorganicznego stosowanej dla ryb jako produktu spożywczego ($0,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$). Co więcej, wszystkie wartości otrzymane w wyniku powyższych przeliczeń, były przynajmniej o rząd wielkości niższe w stosunku do przytoczonej wartości granicznej, co oznacza, że najbardziej toksyczne, nieorganiczne związki arsenu nie stanowią zagrożenia dla zdrowia konsumentów bałtyckich ryb.



Rys. II.162. Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w 2020 roku (W – łowisko władystawowskie, KD – łowisko kołobrzesckie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska).



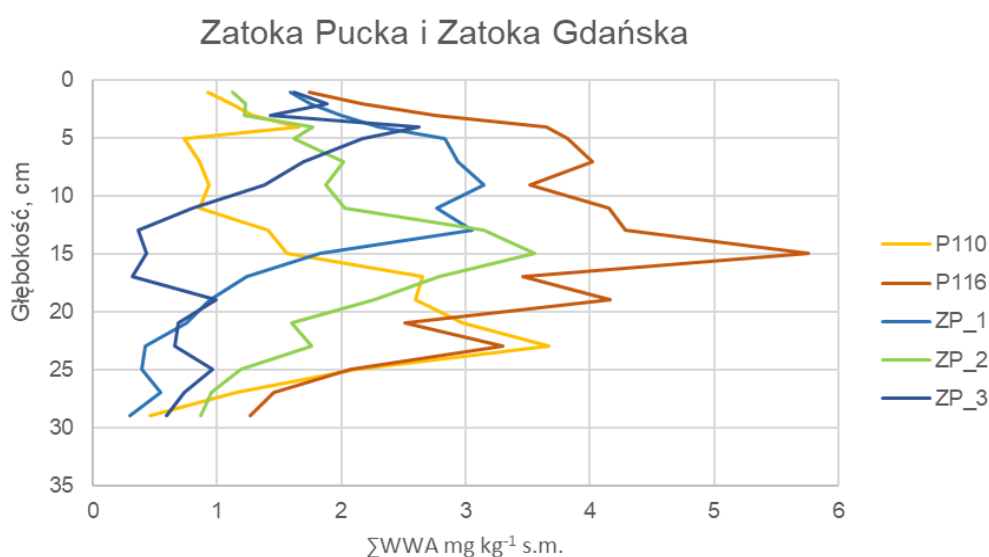
Rys. II.163. Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w 2020 roku odniesione do danych literaturowych z lat 1994-2003 (Polak-Juszczak, 2009).

Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki aktualnych poziomów arsenu i iperytu w powierzchniowych warstwach osadów dennych oraz stężenia arsenu w rybach można stwierdzić brak skażenia wynikającego z potencjalnych uwolnień z zatopionej broni chemicznej.

Badania wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych obejmowały 16 związków chemicznych (naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, piren, benzo(a)antracen, chryzen, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)piren, indeno(1,2,3-cd)piren, dibenzo(a,h)antracen, benzo(g,h,i)perylen). W celu przeprowadzania analizy wystąpienia potencjalnego skażenia, którego źródłem mogą być zatopione wraki wyznaczono sumaryczne stężenie WWA (ΣWWA) dla wszystkich warstw i lokalizacji (Rys. II.164), które porównano z danymi literaturowymi pochodzącymi z badań stężeń WWA w obszarach bezpośrednio przylegających do miejsca zatopienia jednostki s/s Stuttgart (Rys. II.165). Celem przeprowadzonych w 2020 roku badań było stwierdzenie potencjalnego zasięgu

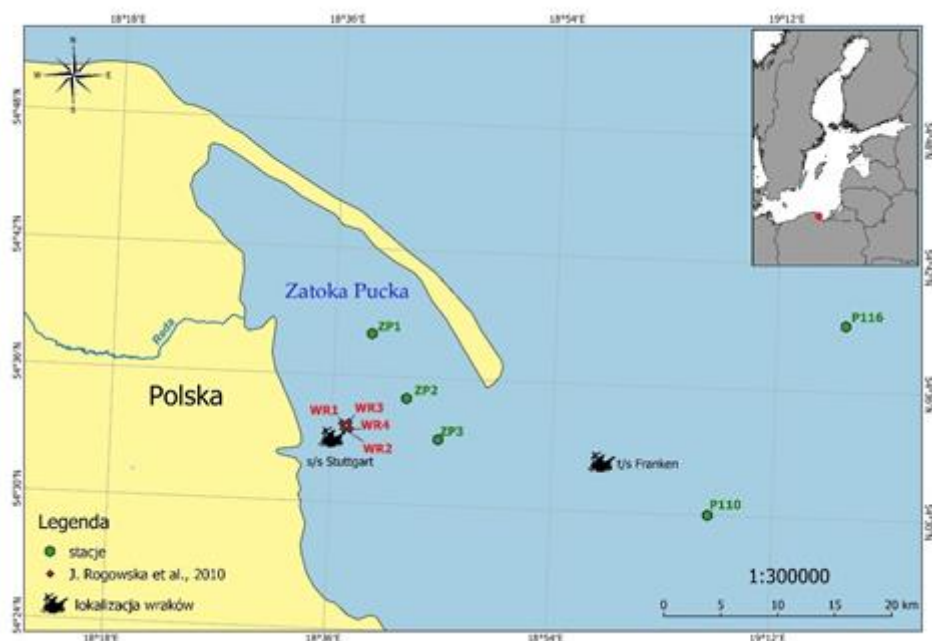
szkodliwego oddziaływania, dlatego stacje monitoringowe są oddalone od miejsca zatopienia i obejmują obszary występowania osadów mulistych umożliwiającą analizę skażenia również w aspekcie historycznym.

W warstwie powierzchniowej 0–5 cm stężenie ΣWWA na wszystkich stacjach charakteryzowało się niewielką zmiennością mieszcząc się w zakresie 0,7–3,8 mg kg⁻¹ s.m. (warstwa 4–5 cm na stacji P110 oraz stacji P116), z generalną tendencją wzrostu stężenia ΣWWA w profilu do głębokości 5 cm i dalej do wystąpienia wartości maksymalnej na danej stacji (Rys. II.164). Taki układ stężeń prawdopodobnie odzwierciedla spadek emisji WWA do atmosfery, a co za tym idzie coraz mniejsze ilości WWA deponowane w osadach. Najwyższą wartość ΣWWA odnotowano w warstwie 13–15 cm na stacji w rejonie Głębi Gdańskiej (5,8 mg kg⁻¹ s.m.) Z wyjątkiem stacji ZP_3, na wszystkich stacjach najniższą wartość stężenia ΣWWA odnotowano w najgłębszych warstwach osadu (27–29 cm), zaś wartości maksymalne wystąpiły pomiędzy 7 a 23 cm. Odmienny przebieg zmian w profilu na stacji ZP_3 podobnie jak w przypadku arsenu może być spowodowany inną strukturą osadu w tej lokalizacji. Podobny jak na stacji ZP_3 spadek stężeń ΣWWA poniżej głębokości 5 cm, zaobserwowano na stacji P110. Stacja ta znajduje się w profilu ujścia Wisły, inny rozkład stężeń w pobranym rdzeniu może mieć związek z oddziaływaniem, dodatkowych oprócz depozycji atmosferycznej, źródeł, których wpływu nie obserwuje się na pozostałych stacjach (transport rzeczny).



Rys. II.164. Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (ΣWWA [mg·kg⁻¹ s.m.]) w profilu głębokościowym osadów na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2020 roku.

Przedstawione w pracy Rogowska i in., 2010, wyniki analiz sumy stężeń WWA (ΣWWA) w warstwie pierwszych 20 cm osadów dennych pobranych na stacjach znajdujących się pod bezpośrednim wpływem zatopionej jednostki s/s Stuttgart (Rys. II.165.) wyniosły odpowiednio: 35,7 mg kg⁻¹ s.m. (WR1), 143,7 mg kg⁻¹ s.m. (WR2), 174,1 mg kg⁻¹ s.m. (WR3) i 592,0 mg kg⁻¹ s.m. (WR4). Niższa wartość ΣWWA na stacji WR1 związana jest z ukształtowaniem dna morskiego w pobliżu wraku. Wrak znajduje się na zboczu, przez co transport substancji mogących pochodzić z jego wnętrza nie jest równomierny. Wartości ΣWWA na stacjach wybranych do przeprowadzenia monitoringu potencjalnego skażenia substancjami pochodzącymi z paliw wydostających się z zatopionych wraków, w Zatoce Puckiej i Zatoce Gdańskiej były przynajmniej o rząd wielkości niższe niż obserwowane na stacji WR1. W porównaniu do warstwy 0–20 cm na stacjach znajdujących się pod największym wpływem wraku (WR3 i WR4, Rogowska i in., 2010) wartości otrzymane podczas wykonania badań monitoringowych były nawet ponad 100 krotnie, a w przypadku niektórych próbek nawet 1000 krotnie niższe. Porównanie, otrzymanych w wyniku badań, poziomów ΣWWA z poziomami w rejonie wycieku paliwa wskazuje aktualnie na brak oddziaływania na środowisko wydostającego się paliwa w obszarach badań.



Rys. II.165. Lokalizacja punktów pobierania osadów dennych do analiz WWA w odniesieniu do położenia wraków s/s Stuttgart i t/s Franken oraz punktów uwzględnionych w badaniach Rogowska i in., 2010 znajdujących się pod bezpośrednim oddziaływaniem wraku s/s Stuttgart.

Aby potwierdzić te wstępne wnioski przeprowadzono analizę stosunków wybranych związków WWA w celu wskazania ich pochodzenia petrogenicznego lub z procesów spalania. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w środowisku występują jako mieszaniny wielu związków. Proporcje pomiędzy wybranymi związkami mogą ułatwić identyfikację źródła ich pochodzenia. W tabeli (Tabela II.50) zestawiono wartości wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA mogących wskazywać na pochodzenie petrogeniczne (tj. sytuacje awaryjne (rozlewy olejowe, wycieki paliwa), wycieki z wydobycia i przeróbki ropy naftowej i jej produktów). Większość wyznaczonych wartości współczynników nie pozwala wskazać na petrogeniczne źródło obecnych w pobranych osadach WWA, a średnie wartości współczynników na żadnej ze stacji nie wskazywały na źródło mogące mieć powiązanie z potencjalnymi wyciekami paliw z zatopionych wraków statków. Jedynie pojedyncza wartość współczynnika określanego przez stosunek stężeń naftalen/fenantren w warstwie 11-13 cm na stacji P110 oraz wartości ilorazu stężeń chryzenu do bezzno(a)antracenu, w wybranych warstwach na każdej stacji, przekroczyły wartość progową (Tabela II.50). Należy jednak dodać, że kolejny współczynnik wykorzystujący do określenia źródła pochodzenia te same związki (benzo(a)antracen/(benzo(a)antracen+chryzen)) nie wskazał na petrogeniczne pochodzenie w żadnej z analizowanych próbek osadów dennych. Poza opisanymi wyjątkami pozostałe obliczone wartości wybranych współczynników wskazywały na pirogeniczne pochodzenie (niecałkowite spalanie w wysokich temperaturach, spalanie węgla, drewna, wypalanie traw, spalanie ropy naftowej, benzyny i oleju napędowego w silnikach spalinowych) WWA w badanych osadach, co potwierdza, że głównym źródłem związków WWA obecnych w osadach jest depozycja atmosferyczna.

Tabela II.50. Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min-max).

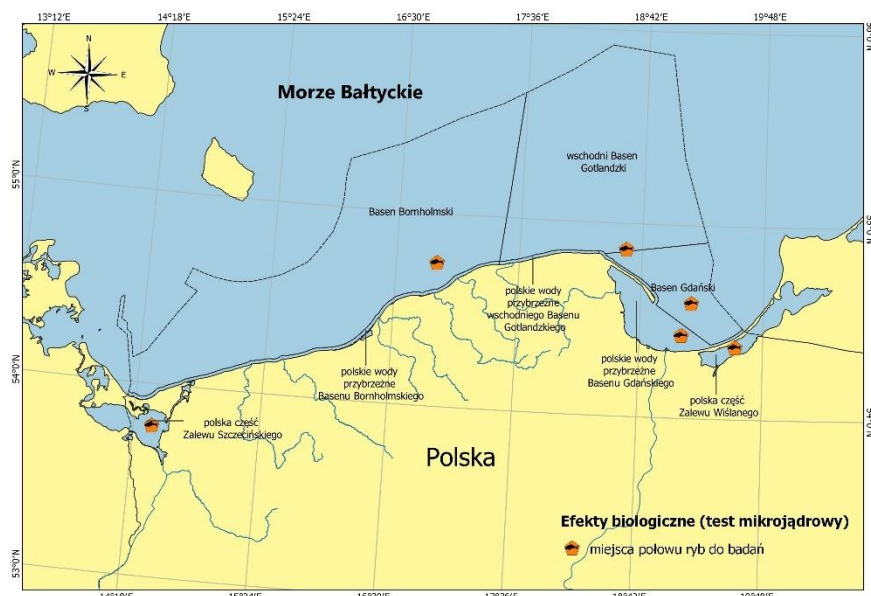
Iloraz stężeń wraz z wartością wskazującą na pochodzenie petrogeniczne		P110	P116	ZP_1	ZP_2	ZP_3
Fenantren/antracen	>10	3,02 (2,22-3,78)	3,14 (2,69-3,75)	3,69 (2,54-6,25)	2,97 (0,27-4,50)	3,96 (2,04-8,00)
Fluoranten/piren	<1	1,56 (1,42-2,24)	1,43 (1,38-1,54)	1,49 (1,32-1,85)	1,47 (1,34-1,71)	1,26 (1,09-1,41)
Chryzen/benzo(a)antracen	>1	1,03 (0,93-1,12)	1,04 (0,95-1,17)	1,04 (0,87-1,54)	1,00 (0,91-1,12)	0,96 (0,70-1,80)
Benzo(a)antracen/ (benzo(a)antracen+chryzen)	<0,2	0,49 (0,47-0,52)	0,49 (0,46-0,51)	0,49 (0,39-0,54)	0,50 (0,47-0,52)	0,51 (0,36-0,59)
Fluoranten/(Fluoranten+piren)	<0,4	0,61 (0,59-0,69)	0,59 (0,58-0,61)	0,60 (0,57-0,65)	0,59 (0,57-0,63)	0,56 (0,52-0,59)
Antracen/(antracen+fenantren)	<0,1	0,25 (0,21-0,31)	0,24 (0,21-0,27)	0,22 (0,14-0,28)	0,28 (0,18-0,79)	0,22 (0,11-0,23)
Indeno(1,2,3-cd)piren/(indeno(1,2,3-d)piren+benzo(g,h,i)perylen)	<0,2	0,58 (0,55-0,62)	0,61 (0,55-0,65)	0,59 (0,44-0,67)	0,60 (0,57-0,63)	0,57 (0,52-0,63)
Naftalen/fenantren	>1	0,63 (0,09-1,36)	0,43 (0,09-0,63)	0,31 (0,04-0,54)	0,31 (0,09-0,57)	0,27 (0,05-0,58)

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

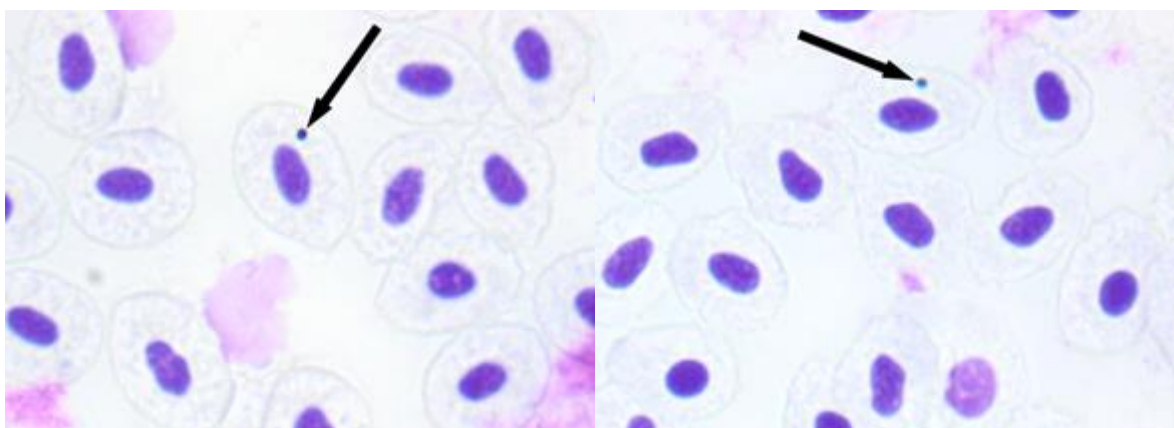
II.4.3.5. Test mikrojądrowy

Test mikrojądrowy jest to najczęściej stosowany test do oceny uszkodzeń cytotogenetycznych 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 wielu organizmów, ponieważ mikrojądra mogą być identyfikowane we wszystkich komórkach posiadających jądro komórkowe (Brzuzan i in., 2007). Uważany jest za biologiczny wskaźnik stopnia zanieczyszczenia danego obszaru (Klobučar i in., 2003; Cavaş i Ergene-Gozukara, 2005; Wirz i in., 2005). Dlatego też wskaźnik ten został wprowadzony w 2014 roku do programu monitoringu Bałtyku.

W celu określenia wpływu substancji niebezpiecznych na organizmy morskie, w 2020 roku kontynuowano badania z wykorzystaniem testu mikrojądrowego. Pobrano próbki krwi śledzia bałtyckiego (*Clupea harengus*) oraz okonia (*Perca fluviatilis*) z szeci obszarów badań południowego Bałtyku: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, Basen Gdański, Zalew Szczeciński, Zalew Wiśłany (Rys. II.166). Krew naniesiono na szkiełka podstawowe, wybarwiono i poddano analizie mikroskopowej z wykorzystaniem techniki jasnego pola przy powiększeniu 1000-krotnym. Obserwacja polegała na zliczeniu nieprawidłowości (zmian mikrojądrowych) występujących w obrębie komórki według ustalonych kryteriów. Liczba zliczonych mikrojąder przeliczona na 1000 erytrocytów jest parametrem stanowiącym miarę szkodliwości oddziaływania substancji niebezpiecznych na badany organizm (Fenech i in., 2003).



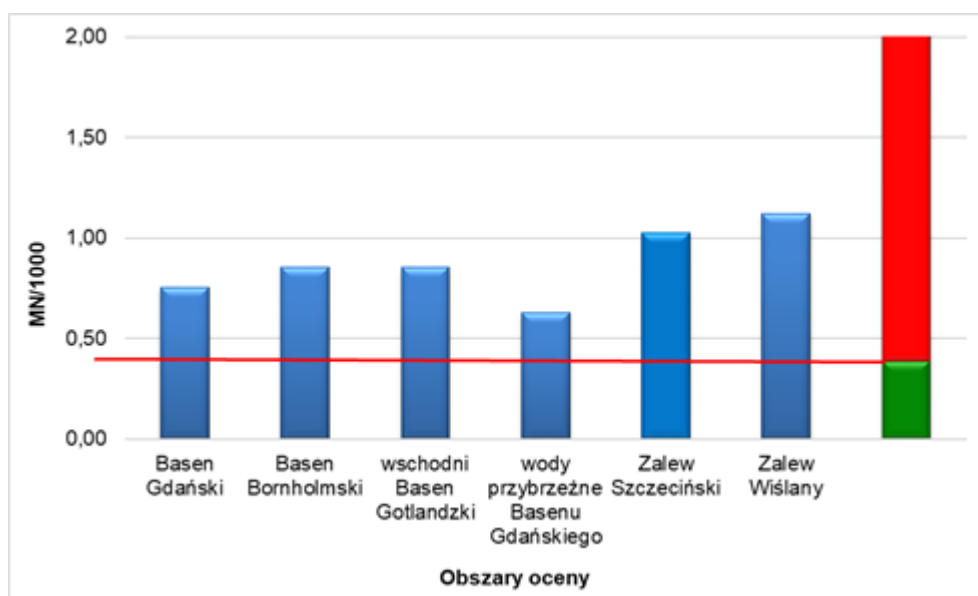
Rys. II.166. Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz efektów biologicznych z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2020 roku.



Rys. II.167. Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w 2020 roku. Strzałka wskazuje komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN).

W roku 2020 we wszystkich badanych obszarach 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 okoniach odłowionych w rejonie Zalewu Wiślanego, gdzie liczba mikrojąder przypadająca na 1000 komórek wyniosła 1,12 i była dwukrotnie wyższa niż w poprzednim roku. Podobnie w Zalewie Szczecińskim, uzyskana wartość 1,02 wzrosła około 35% w porównaniu z rokiem 2019. W obszarach morskich gdzie analizie poddano krew śledzi, wartości badanego wskaźnika były niższe niż w zalewach co może mieć związek ze specyfiką gatunkową. Otrzymane wyniki we wszystkich basenach były niższe niż w poprzednim roku. W rejonie Basenu Bornholmskiego oraz we wschodnim Basenie Gotlandzkim liczba MN/1000 była zbliżona i wyniosła odpowiednio 0,86 i 0,85. W próbkach krwi ryb pochodzących z Basenu Gdańskiego odnotowano liczbę Mn/1000 równą 0,76, zaś najniższą wartość (0,63) wyznaczono dla wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.168).



Rys. II.168. Wartości wskaźnika MN/1000 w krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2020 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym a nieodpowiednim; słupek oceny wg skali 2-stopniowej RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Biorąc pod uwagę badania krwi śledzia bałtyckiego prowadzone również w latach 2014–2019 najniższe wartości wskaźnika liczby mikrojąder na 1000 erytrocytów obserwujemy w roku 2014 (0,16 i 0,23) oraz 2015 (0,33 i 0,35) w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, we wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Bornholmskim. Wyniki te nie przekraczały wartości referencyjnej (0,39) co wskazywało na dobry stan środowiska w tych obszarach. W pozostałych latach wartość wskaźnika MN/1000 była powyżej granicy między stanem dobrym a nieodpowiednim (Tabela II.51). Najwyższą wartość badanego parametru równą 1,38 zaobserwowano w roku 2017, oraz 2016 (1,33) w dwóch obszarach poddanych ocenie: Basenie Gdańskim i w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

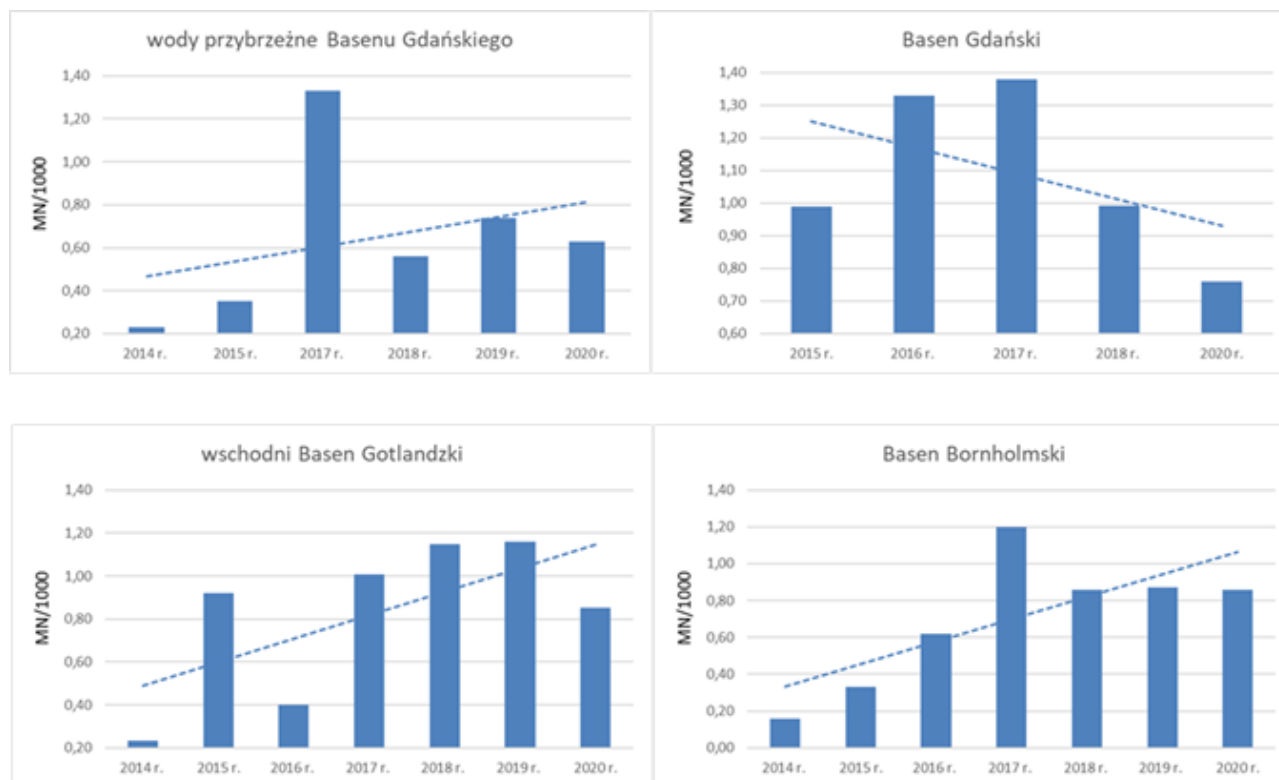
Tabela II.51. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry-GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).

Mn/1000	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego	0,23	0,35	-	1,33	0,56	0,74	0,63
Basen Gdański	-	0,99	1,33	1,38	0,99	-	0,76
wschodni Basen Gotlandzki	0,23	0,92	0,40	1,01	1,15	1,16	0,85
Basen Bornholmski	0,16	0,33	0,62	1,20	0,86	0,87	0,86
Zalew Szczeciński	-	-	-	-	1,69	0,66	1,03
Zalew Wiśłany	-	-	-	-	1,40	0,56	1,12

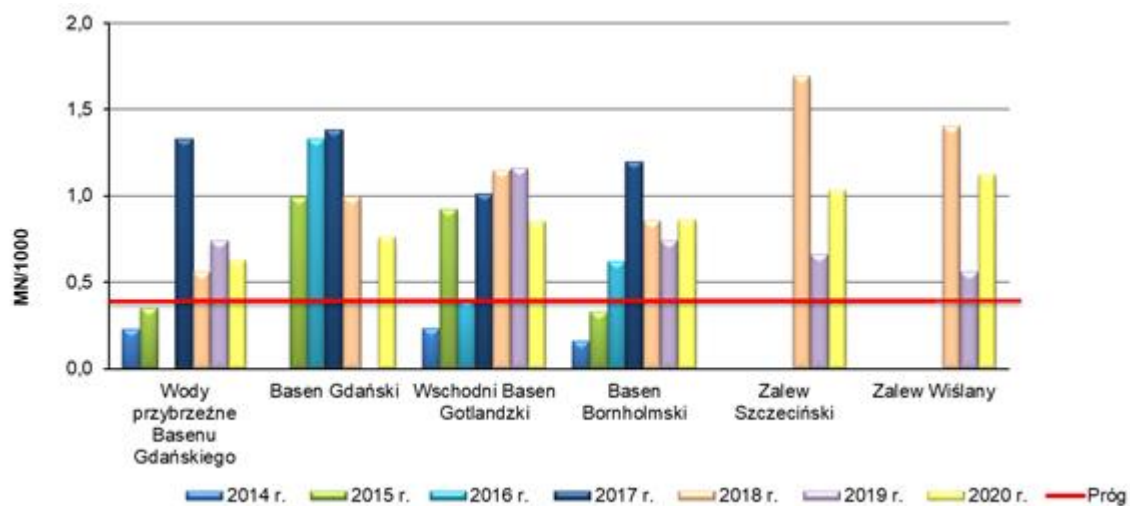
W rejonie wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz Basenie Bornholmskim obserwujemy tendencję wzrostową wskaźnika liczby mikrojąder na 1000 erytrocytów na przełomie lat 2014–2020. W Basenie Gdańskim początkowo widoczny jest wzrost badanego parametru, a od 2018 roku jego znaczny spadek (Rys. II.169).

W 2020 roku po raz trzeci przebadano próby krwi okonia (*Perca fluviatilis*) z Zalewu Szczecińskiego i Zalewu Wiślanego. Uzyskane wyniki są wyraźnie wyższe niż w ubiegłym roku, jednocześnie nadal pozostają niższe niż w 2018, kiedy wartości

mikrojąder przypadających na 1000 erytrocytów były najwyższe (1,69 i 1,40) w porównaniu do wyników otrzymanych dla obu gatunków we wszystkich obszarach w całym okresie badań (Rys. II.170).



Rys. II.169. Zmiany liczby mikrojąder przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014-2020; linia przerywana – tendencja.



Rys. II.170. Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014-2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.

II.4.4. Odpady w środowisku morskim



Obecność odpadów w środowisku związana jest ściśle z działalnością człowieka. Wzrost liczby odpadów obserwowany w ciągu ostatnich dziesięcioleci, przypisywany jest w szczególności szerokiemu zastosowaniu materiałów z tworzyw sztucznych. Konsekwencją tego jest wciąż rosnąca liczba odpadów plastikowych, które ze względu na swoją trwałość są szczególnym zagrożeniem dla środowiska naturalnego. W środowisku morskim problem odpadów opisano w literaturze po raz pierwszy w latach 60 XX w., obecnie dotyczy on wszystkich oceanów (Ryan 2015), przy czym uznaje się, że odpady z tworzyw sztucznych mogą stanowić nawet 95% odpadów zgromadzonych na linii brzegowej, pływających na powierzchni i osadzonych na dnie (Galgani i in., 2015). Obecnie, odpady uważane są za jeden z najbardziej powszechnych i najszybciej rozprzestrzeniających się rodzajów zanieczyszczeń w środowisku morskim (Beamont i in., 2019; Pierdomenico i in., 2019). Ze względu na zagrożenie wynikające z obecności odpadów w środowisku morskim monitoring odpadów jest jednym z zagadnień budzących w ostatnich latach ogromne zainteresowanie, a wiedza na temat ilości i rodzaju odpadów obecnych w środowisku morskim może mieć kluczowy wpływ na ocenę stanu środowiska.

W 2015 r. rozpoczęto realizację 3-letniego, pilotażowego programu monitoringu odpadów w środowisku morskim południowego Bałtyku. Od 2018 r. prowadzony jest regularny monitoring odpadów gromadzonych na linii brzegowej, monitoring odpadów pływających na powierzchni wody oraz monitoring odpadów gromadzonych na dnie morza. W ocenie opisującej stan środowiska morskiego w 2020 r. 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.171).

Na każdym odcinku przeprowadzono zliczanie wszystkich odpadów znajdujących się na całej szerokości – od linii wody do granicy plaży oraz przeprowadzono ich identyfikację w zakresie rodzaju materiału oraz wielkości, zgodnie z ujednoliconą klasyfikacją. Monitoring odpadów na linii brzegowej, na każdym z wyznaczonych odcinków, przeprowadzony był czterokrotnie w ciągu roku: na przełomie kwietnia i maja, w lipcu, na przełomie września i października oraz na przełomie grudnia i stycznia kolejnego roku. W 2020 r. ze względu na pandemię Sars-Cov-2 terminy trzech z czterech etapów monitoringu uległy nieznacznym przesunięciom – etap I zrealizowano pod koniec maja, etap II na przełomie czerwca i lipca, a etap IV na przełomie stycznia i lutego 2021 r. Do roku 2019, monitoring realizowano z udziałem Błękitnego Patrolu WWF, w roku 2020 za przeprowadzenie monitoringu odpowiadał Zakład Hydrotechniki Morskiej Instytutu Morskiego Uniwersytetu Morskiego w Gdyni.

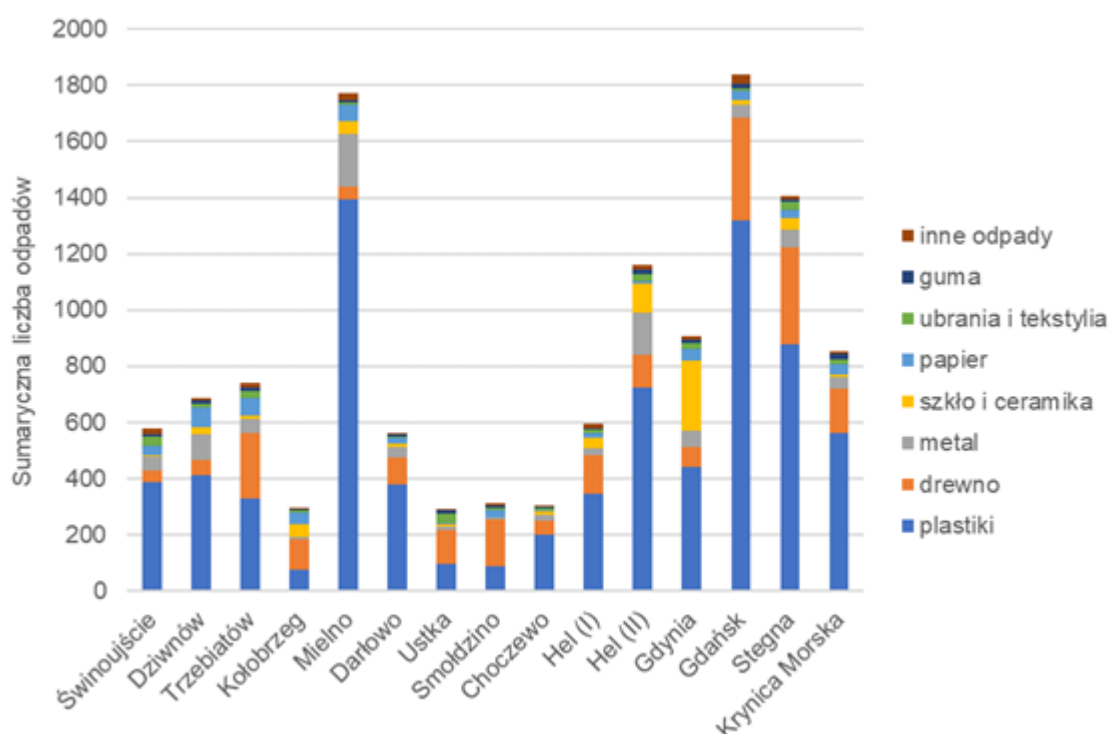


Rys. II.171. Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2020 r.

W okresie prowadzenia monitoringu odpadów na polskim wybrzeżu (2015–2020) najmniej odpadów zebrano w roku 2017 – 10523 sztuki. Była to liczba prawie 2-krotnie niższa w stosunku do roku 2016 (20322 sztuki) i ponad 1,5 raza niższa niż w roku 2015 (17448 sztuk). Największą liczbę odpadów zebrano w roku 2018 (20829 sztuk). Od roku 2018 odnotowywany jest spadek liczby odpadów w każdym kolejnym roku badań. W 2019 r. sumaryczna liczba odpadów wyniosła 15964 sztuki, natomiast w roku 2020 spadła do 12298 sztuk. Należy zaznaczyć, że na spadek liczby odpadów w 2020 r. mogła mieć wpływ sytuacja epidemiczna związana z wystąpieniem pandemii koronawirusa Sars-Cov-2, w związku z którą w pierwszej połowie roku na okres dwóch tygodni całkowicie zamknięto plaże. Ponadto, w ciągu roku wprowadzano szereg restrykcji utrudniających, bądź uniemożliwiających korzystanie z noclegów, co w znacznym stopniu ograniczyło ruch turystyczny przyczyniając się do zmniejszenia liczby osób odwiedzających plaże oraz potencjalnie liczby pozostawianych przez nie odpadów.

Spośród siedmiu głównych kategorii odpadów (plastik (materiały polimerowe), drewno, metal, szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia oraz guma), tworzywa sztuczne rokrocznie stanowią dominującą kategorię odpadów znajdujących na polskim wybrzeżu. Na odcinkach objętych badaniami ich udział wzrastał w każdym kolejnym roku monitoringu od 57% w roku 2015 do 73% w roku 2019. W 2020 r. po raz pierwszy odnotowano, wynoszący ponad 10%, spadek udziału odpadów zaliczanych do tej kategorii względem roku poprzedzającego. Oprócz odpadów plastikowych, których udział w 2020 r. wyniósł 62% odpadów zebranych na wszystkich odcinkach, największym udziałem charakteryzowały się odpady drewniane – 17% oraz metal – 7% (wzrost odpowiednio o 7% i 1% w stosunku do roku 2019). Udział odpadów w kategorii szkło i ceramika, papier oraz ubrania i tekstylia wynosił odpowiednio 5%, 4% i 2%, Odpady gumowe stanowiły 1%. Około 2% wszystkich zebranych w 2020 r. odpadów stanowiły odpady, które nie zostały zakwalifikowane do żadnej z siedmiu głównych grup (odpady inne). Udział poszczególnych kategorii odpadów wskazuje, że głównym źródłem odpadów zdeponowanych na linii brzegowej jest turystyka. Należy jednocześnie podkreślić, że większość odcinków objęta jest systematycznym oczyszczaniem plaż, prowadzonym przez właściwe gminy, szczególnie w okresach zwiększonej aktywności turystycznej.

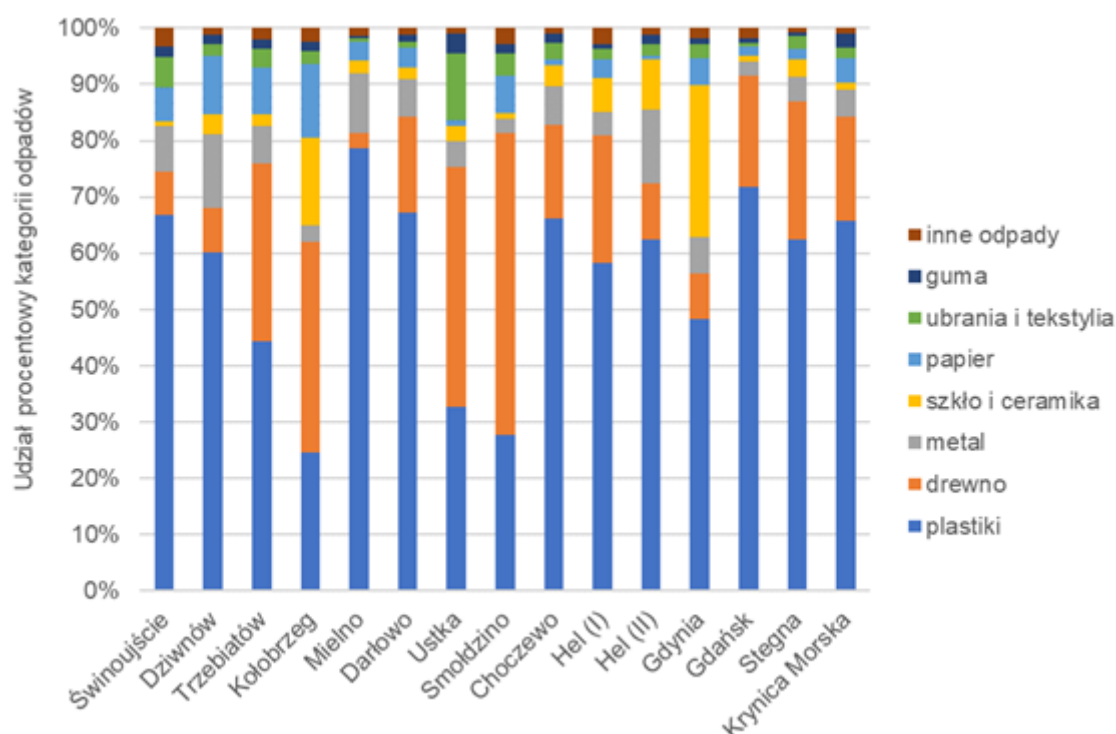
Sumaryczną liczbę odpadów, z czterech okresów badań, odnotowaną na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach zebranych w roku 2020 przedstawiono na Rys. II.172.



Rys. II.172. Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2020 roku.

Najwięcej odpadów zebrano na odcinkach Gdańsk (1838 sztuk), Mielno (1772 sztuki) i Stegna (1406 sztuk). Ponad 1000 sztuk odnotowano także na odcinku Hel II (1159 sztuk). Na plażach, w Ustce, Kołobrzegu, Smołdzinie i Choczewie liczba znalezionych odpadów była najmniejsza (odpowiednio: 288, 297, 302 i 311 sztuk). Na pozostałych plażach liczba zebranych odpadów mieściła się w zakresie 533–909 sztuk (Rys. II.172). Na 12 z 15 monitorowanych odcinków kategorią do której zaliczono najwięcej zebranych odpadów był plastik (Rys. II.172, Rys. II.173). Na plażach w Ustce, Kołobrzegu i Smołdzinie najliczniejszą kategorią odpadów były odpady drewniane (Rys. II.172, Rys. II.173).

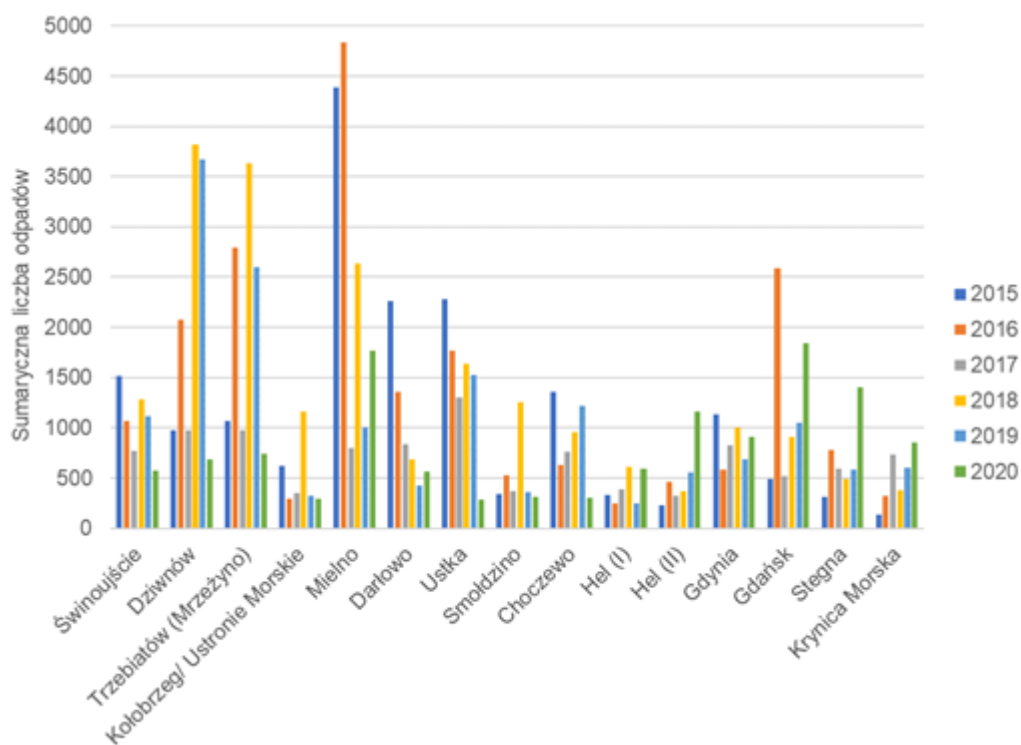
Charakteryzujący się największą liczbą zebranych w 2020 r. odpadów odcinek położony w Gdańsku, w roku 2019 znalazł się na szóstej pozycji pod względem liczby odpadów (1046 sztuk). Pomimo zaobserwowanego w Gdańsku spadku udziału procentowego odpadów z tworzyw sztucznych z 86% w 2019 r. do 72% w roku 2020 (Rys. II.173), ich całkowita liczba pomiędzy rokiem 2019 i 2020 wzrosła o 46% (416 sztuk) wynosząc w 2020 r. 1318 sztuk (Rys. II.172). Przyczyną wzrostu liczby odpadów na odcinku Gdańsk było również pojawienie się odpadów drewnianych (366 sztuk), których obecności nie stwierdzono w roku 2019 (Rys. II.172), co stanowiło udział na poziomie 20% (Rys. II.173). W przypadku odcinka Mielno, na wzrost całkowitej liczby odpadów o 772 sztuki względem roku poprzedniego, największy wpływ miała liczba zebranych odpadów z tworzyw sztucznych oraz odpadów metalowych. W przypadku pierwszego rodzaju odpadów liczba ta wzrosła o prawie 70% (z 828 do 1394 sztuk). W konsekwencji, Mielno było odcinkiem na którym udział odpadów zaliczanych do tworzyw sztucznych był najwyższy i stanowił 79% (Rys. II.173). Odpadów metalowych zebrano w Mielnie prawie 4-krotnie więcej niż w roku 2019 – 187 sztuk (Rys. II.172), co stanowiło 11% odpadów zebranych na tym odcinku (Rys. II.173). Na żadnej z pozostałych badanych plaż nie stwierdzono tak dużej liczby odpadów z kategorii metal (Rys. II.172). Za wzrost liczby odpadów na odcinku Stegna, znajdującym się na trzecim miejscu pod względem sumarycznej liczby zebranych w 2020 r. odpadów, podobnie jak na odcinku zlokalizowanym w Gdańsku, odpowiedzialny był wzrost liczby odpadów zaliczonych do kategorii plastik i drewno. W stosunku do roku 2019 liczba odpadów na tym odcinku wzrosła o 868 sztuk (z 538 do 1406 sztuk), przy czym liczba odpadów z tworzyw sztucznych wzrosła z 464 do 879 sztuk, natomiast odpadów drewnianych z 4 do 345 sztuk (Rys. II.172) stanowiąc odpowiednio 63% i 25% zebranych na tym odcinku odpadów (Rys. II.173).



Rys. II.173. Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2020 roku

Sumaryczną liczbę odpadów odnotowanych na każdym z 15 odcinków w 2020 r. porównano z danymi z lat 2015–2019 (Rys. II.174). W roku 2020 odnotowano wzrost liczebności odpadów na ośmiu odcinkach: Mielno, Darłowo, Hel (I i II), Gdynia, Gdańsk, Stegna oraz Krynica Morska, natomiast na pozostałych siedmiu plażach zliczono mniejszą liczbę odpadów, w porównaniu do roku 2019. W całym okresie prowadzenia monitoringu najwięcej odpadów (4832 sztuki) zebrano w Mielnie w 2016 r., zaś najmniej w Krynicy Morskiej w roku 2015 (140 sztuk). Maksymalna liczba odpadów odnotowana w 2020 r. opisująca odcinek w Gdańsku (1838 sztuk) była jedną z najniższych maksymalnych wartości na badanych stacjach w okresie 2015–2020 i stanowiła jedynie 11% odpadów zgromadzonych w 2020 r. na wszystkich odcinkach. Niższą niż w Gdańsku w roku 2020 maksymalną wartość sumarycznej liczby odpadów z uwzględnieniem odcinka odnotowano jedynie w 2017 r. w Ustce, a wartość ta wyniosła 1301 sztuk stanowiąc 12% wszystkich zgromadzonych w roku 2017 odpadów.

Sumarycznie najmniejszą liczbę odpadów zebrano na odcinku Hel (I) – jedynie 2429 sztuk w ciągu 6 lat trwania monitoringu. Na wschód od monitorowanego odcinka zlokalizowany jest rezerwat przyrody Helskie Wydmy, a w strefie brzegowej i na nadbrzeżu brak jest infrastruktury zarówno turystycznej, jak i umocnień brzegowych. Dodatkowo, plaża na tym odcinku zajmuje największą powierzchnię spośród wszystkich odcinków. Szerokość plaży waha się w granicach od 45 do aż 90 m (średnio ok 65 m). Liczba odpadów przypadająca na m² jej powierzchni w porównaniu do innych odcinków jest więc bardzo niewielka.



Rys. II.174. Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015–2020.

Liczbę odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach w latach 2015–2020 przedstawiono na Rys. II.175. Zmienność liczebności w najliczniejszej z kategorii (plastiki) odzwierciedla zmiany w sumarycznej liczbie odpadów zebranych na 15 odcinkach w poszczególnych latach. Najmniej odpadów plastikowych było obecnych na plażach w 2017 r. (7443 sztuki), natomiast maksymalną wartość odnotowano rok później (15113 sztuk). Od tego czasu liczba zbieranych odpadów z tworzyw sztucznych malała w kolejnych latach o odpowiednio 23 i 35 % wynosząc 11676 sztuk w 2019 r. i 7618 sztuk w 2020 r.

Podobną do plastików zmiennością charakteryzowały się odpady metalowe. Jednak ich liczebność była znacznie mniejsza i mieściła się w zakresie od 845 do 1816 sztuk, przy czym wartość charakteryzująca rok 2020 była najniższa (Rys. II.175). Podobnie jak w dwóch poprzednich latach, w roku 2020 odnotowano wzrost liczby elementów drewnianych. W stosunku do roku 2019, liczba ta wzrosła o 606 sztuk. Jednakże w porównaniu do 2015 r., liczba odpadów tej kategorii uległa zmniejszeniu prawie dwukrotnie (Rys. III.157). Wzrost liczebności odpadów w strefie brzegowej, w stosunku do roku poprzedzającego (o 110 sztuk) odnotowano w 2020 r. również w kategorii szkło i ceramika, kiedy liczba odpadów wyniosła 623 sztuki (Rys. II.175).

Najwięcej odpadów papierowych (912 sztuk) zliczono w roku 2015, wartość odnotowana w kolejnym roku (455) była najmniejszą w ciągu całego okresu monitoringu. Od roku 2017, w którym liczba odpadów zaliczonych do tej kategorii wyniosła 611 co roku obserwowany jest niewielki spadek liczby odpadów.

Najmniej licznymi kategoriami odpadów były ubrania i tekstylia, guma oraz odpady niesklasyfikowane (odpady inne). Ich liczebność w ciągu ostatnich 6 lat trwania monitoringu odpadów w polskiej strefie brzegowej ulegała niewielkim zmianom (Rys. II.175). Liczba odpadów z kategorii ubrania/tekstylia mieściła się w zakresie od 206 w 2016 r. do 363 w roku 2015. W latach 2016–2019 obserwowano wzrost ilości odpadów w tej kategorii do 325 w roku 2019. W roku 2020 ich liczba spadła o 62 sztuki. Liczba odpadów gumowych w żadnym roku badań nie przekroczyła 200 sztuk, natomiast odpadów niezaklasyfikowanych do żadnej z siedmiu głównych kategorii mieściła się w zakresie 95–291 sztuk. Wyjątek stanowił rok 2018 kiedy odnotowano rekordowo wysoką liczbę odpadów zaliczanych do kategorii inne – 1498 sztuk (Rys. II.175), z czego ponad 1100 sztuk zebrano na plażach w Smołdzinie (692 sztuki) i w Choczewie (425 sztuk). Przyczyną tak dużej ilości odpadów było zanieczyszczenie około 50 km polskiego wybrzeża parafiną w lipcu 2018 r. Według informacji Urzędu Morskiego w Gdyni nie udało się ustalić, kto dokładnie ponosi odpowiedzialność za to zanieczyszczenie,

jednakże prowadzone w tej sprawie postępowanie wyjaśniające zakładało, że pojawienie się parafiny było prawdopodobnie wynikiem nielegalnego czyszczenia zbiorników ładunkowych statków przewożących tę substancję. Biorąc pod uwagę duże rozproszenie zanieczyszczenia, zrzut mógł być dokonany w znacznej odległości od brzegu, nawet poza polskimi obszarami morskimi, a zanieczyszczenie mogło dryfować w toni wodnej przez wiele dni.



Rys. II.175. Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015-2020. UWAGA: różne skale na wykresach.

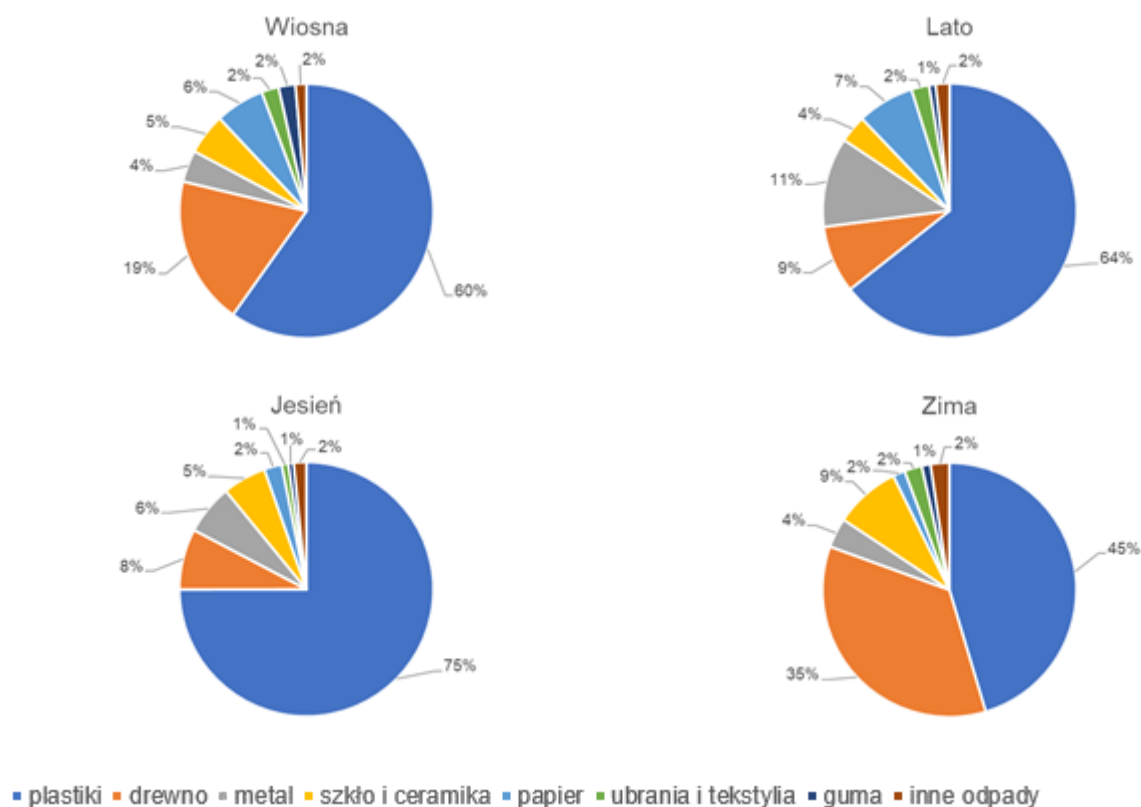
W roku 2020 odnotowano wzrost liczby odpadów w kolejnych etapach monitoringu od wiosny do jesieni. Odpady zebrane w etapie wiosennym stanowiły 22 % (2759 sztuk). Latem odnotowano 3863 sztuki odpadów, co stanowiło 31% natomiast jesienią liczba odpadów wzrosła do 4099 sztuk, stanowiąc 33%. Najmniej odpadów (1575 sztuk, stanowiące 13%) stwierdzono w ostatnim etapie monitoringu – na przełomie stycznia i lutego 2021 r.

Zmiany sezonowe liczebności odpadów przedstawiono również poprzez zestawienie udziałów procentowych poszczególnych kategorii na dwóch rodzajach plaż: plażach miejskich (Rys. II.176) reprezentowanych przez osiem odcinków, w tym pięciu zlokalizowanych w pobliżu rzek (Świnoujście, Trzebiatów, Gdańsk, Gdynia, Stegna) oraz plażach wiejskich (Rys. II.177.) reprezentowanych przez siedem odcinków. Na plażach o charakterze wiejskim liczba odpadów była zdecydowanie mniejsza w porównaniu do plaż miejskich. Aż 66,2% odpadów spośród odpadów zebranych na plażach w całym okresie monitoringu (2015–2020) zebrano na plażach o charakterze miejskim. W roku 2020 udział odpadów zebranych na plażach miejskich był nieco niższy i wyniósł 57,6%. O dominującym charakterze plaż typu miejskiego pod względem liczby deponowanych odpadów świadczy też to, że co roku (z wyjątkiem roku 2017), odcinkiem na którym odnotowuje się największą sumaryczną liczbę odpadów jest odcinek plaży o charakterze miejskim (Mielno w latach 2015–2016, Dziwnów w latach 2018–2019, Gdańsk w roku 2020).

Na plażach miejskich w 2020 r. (Rys. II.176), odpady plastikowe dominowały we wszystkich okresach badań, a ich udział był bardzo wysoki i wynosił odpowiednio: 60% wiosną (813 sztuk), 64% latem (1454 sztuki) i aż 74% jesienią (2064 sztuki). Zimą udział odpadów z tworzyw sztucznych był najmniejszy i nie stanowił nawet połowy zebranych w tym okresie odpadów (45%, 324 sztuki). Jest to sytuacja odmienna w stosunku do roku 2019, kiedy to zimą udział odpadów plastikowych na plażach miejskich był największy i wynosił aż 84%, przy liczebności na poziomie 2642 sztuk.

Największy udział procentowy odpadów drewnianych stwierdzono zimą (35%, 251 sztuk), z czego ponad 50% (129 sztuk) zebrano na odcinku w Gdańsku (Rys. II.176). Pomimo wysokiego udziału odpadów z kategorii drewno w sezonie zimowym ich największą liczbę (257 sztuk) zebrano wiosną, kiedy udział tej kategorii stanowił 19% (Rys. II.176). Podobnie jak w sezonie zimowym większość z nich (120 sztuk) znaleziono na plaży w Gdańsku. Duża liczba odpadów drewnianych stwierdzona na odcinku Gdańsk w znacznej mierze pochodziła ze źródeł morskich. Znaczny udział odpadów metalowych wynoszący 11% zaobserwowano na plażach o charakterze miejskim latem (Rys. II.176), przy czym warto zaznaczyć, że spośród 258 sztuk tego rodzaju odpadów aż 69% (178 sztuk) stanowiły kapsle od butelek i wieczka, co wskazuje na pochodzenie odpadów związane bezpośrednio z turystyką i rekreacyjnym wykorzystaniem plaż. co jest szczególnie zauważalne w sezonie letnim. W pozostałych sezonach udział odpadów metalowych nie przekraczał 6%.

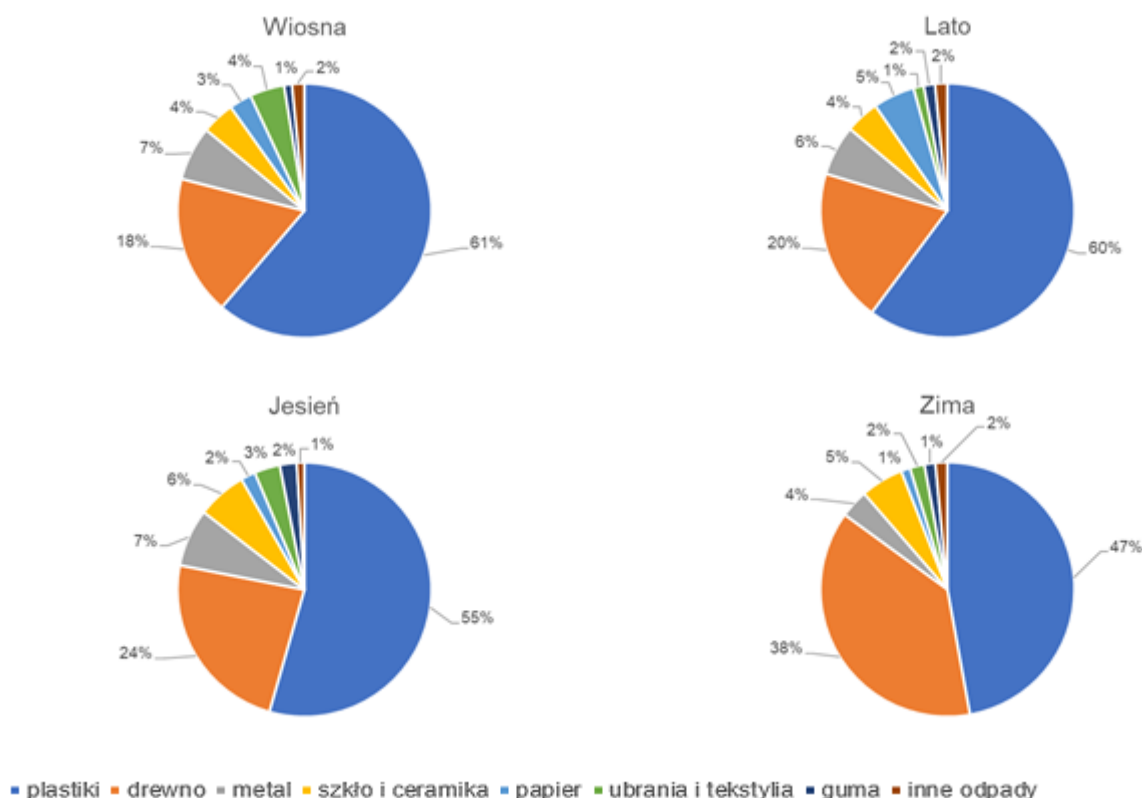
Sumaryczny udział odpadów zaliczanych do pozostałych kategorii (szkło i ceramika, papier, ubrania i tekstylia, guma, inne odpady; Rys. II.176) na plażach miejskich był nieco wyższy niż w roku 2019 (7–11%) i wahał się w zależności od sezonu od 11% do 17%.



Rys. II.176. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2020 roku.

Podobnie do plaż typu miejskiego, na plażach wiejskich (Rys. II.177) dominującym rodzajem odpadów we wszystkich porach roku były elementy plastikowe. Ich udział mieścił się w zakresie 47–61% i podobnie jak przypadku plaż typu miejskiego najmniejszy był zimą, co zauważono również w roku poprzedzającym, kiedy udział odpadów plastikowych wyniósł 62% zimą, podczas gdy w pozostałych sezonach wartości mieściły się w wąskim zakresie 76–80%.

Dużą zmiennością sezonową w roku 2020 charakteryzowały się odpady drewniane (Rys. II.177). Drewno może być wyrzucane na brzeg w czasie sztormów. Należy jednak podkreślić, że identyfikacja źródła pochodzenia drewna (naturalne czy antropogeniczne), szczególnie w przypadku niewielkich kawałków, jest trudna. Zarówno liczebność odpadów drewnianych jak i ich udział w całkowitej liczbie odpadów wzrastał w kolejnych sezonach od 249 sztuk (18%) wiosną do 326 sztuk (38%) zimą. Ponad jedną trzecią (113 sztuk) odpadów drewnianych zliczonych zimą zebrano na stacji Stegna. W roku 2019, udział odpadów drewnianych w poszczególnych etapach monitoringu na stacjach zlokalizowanych w obszarach wiejskich był znacznie mniejszy i każdorazowo utrzymywał się na poziomie 2–3%. Odpady zaliczane do pozostałych kategorii (metal, szkło, papier, ubrania i tekstylia, guma oraz inne) odnotowano we wszystkich sezonach, natomiast ich udział nie wykazywał dużego zróżnicowania na przestrzeni roku 2020.



Rys. II.177. Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2020 roku.

Bazując na danych dotyczących poszczególnych rodzajów odpadów przeprowadzono analizy statystyczne mające na celu wytypowanie rodzajów odpadów charakteryzujących się największą liczebnością (Tabela II.52). Odpady zaklasyfikowane do najliczniej występujących rodzajów stanowiły 75% wszystkich zebranych na badanych w 2020 r. odcinkach plaż (9218 z 12298 sztuk). Najliczniej występowały niedopałki papierosów i filtry (2158 sztuk), których udział w sumie odpadów najliczniej występujących wynosił 23,4%. Zarówno liczebność niedopałków papierosów jak i ich udział procentowy były niższe niż w latach 2018-2019, kiedy to liczba niedopałków papierosów znalezionych na 15 odcinkach polskich plaż była odpowiednio około 2,4 i 3 krotnie wyższa wynosząc w roku 2018 6410 sztuk (38,3% sumy najliczniejszych odpadów) natomiast w roku 2019 5213 sztuki (40,9% sumy najliczniejszych odpadów). Mniejszą ilość niedopałków papierosów zebrano w roku 2017 (1686 sztuk, stanowiących 16,5% sumy najliczniejszych odpadów).

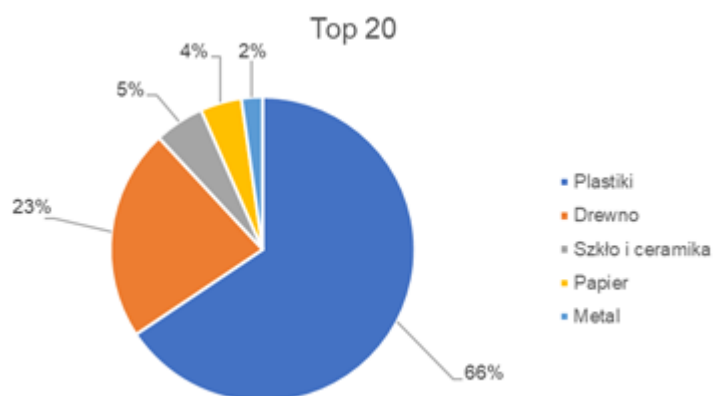
Na kolejnym miejscu znalazły się odpady typu „inne drewno <50cm”. Ich liczebność wynosiła 942 sztuki, co odpowiadało udziałowi na poziomie 10,2%. W roku 2019 roku ten rodzaj odpadów zajmował 20 miejsce na liście odpadów najliczniej odnotowywanych na badanych odcinkach, a jego liczebność wyniosła 163 sztuki, co stanowiło 1,3% sumy najliczniejszych odpadów. Trzecie miejsce zajęły odpady z rodzaju „inne drewno >50cm”. Ich liczebność wynosiła 728 sztuki, co odpowiadało udziałowi na poziomie 7,9%. Rok wcześniej, ten rodzaj odpadów zajmował drugą pozycję na liście, z liczebnością na poziomie 1277 sztuk i udziałem w całkowitej liczbie najliczniejszych odpadów wynoszącym 10,0%.

W porównaniu z rokiem 2019, nowymi rodzajami odpadów, które pojawiły się w roku 2020 na liście najliczniej odnotowywanych, zajmując 5 i 9, 11 i 13 miejsce, były odpowiednio: „sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm)”, „przetworzone drewno”, „inne części papierowe” oraz „gąbki”. Wśród odpadów najliczniej występujących nie zarejestrowano natomiast kategorii takich jak: „kawałki plastiku 0 -2,5 cm”, „inne plastiki”, „balony i kijki do balonów” oraz „liny, sznury i siatki”, które były obecne na liście w roku 2019.

Tabela II.52. Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2020.

TOP	Kategoria	Rodzaj odpadu	Liczba odpadów	Udział procentowy
1	Plastiki	niedopałki papierosów i filtry	2158	23,4
2	Drewno	inne drewno < 50 cm	942	10,2
3	Drewno	inne drewno > 50 cm	728	7,9
4	Plastiki	małe plastikowe torby i ich kawałki (np. worki na mrożonki)	715	7,8
5	Plastiki	sznurki i przewody (o średnicy mniejszej niż 1 cm)	531	5,8
6	Szkło i ceramika	butelki (kawałki butelek)	488	5,3
7	Plastiki	opakowania po słodczych/chipsach	486	5,3
8	Plastiki	plastikowe zakrętki/pokrywy po napojach	420	4,6
9	Drewno	przetworzone drewno	400	4,3
10	Plastiki	kapsle od butelek, wieczka	370	4,0
11	Papier	inne części papierowe	254	2,8
12	Plastiki	patyczki po lizakach	220	2,4
13	Plastiki	gąbki	216	2,3
14	Plastiki	butelki po napojach > 0,5 l	212	2,3
15	Plastiki	kawałki plastiku 2,5 cm > < 50 cm	209	2,3
16	Metal	puszki po napojach	206	2,2
17	Plastiki	stomki, mieszkadła	191	2,1
18	Plastiki	butelki po napojach ≤ 0,5 l	167	1,8
19	Plastiki	torby na zakupy i ich kawałki	154	1,7
20	Papier	fragmenty papieru	151	1,6

Najliczniej występującym rodzajem odpadów w 2020 r. były tworzywa sztuczne. Udział plastików w tej grupie wyniósł 66% (Rys. II.178), co podobnie jak w poprzednich latach monitoringu uczyniło z tej kategorii kategorię dominującą. W latach 2017-2019 udział odpadów plastikowych, wśród najliczniej występujących rodzajów odpadów był o około 10% wyższy, ulegał niewielkim wahaniom i mieścił się w zakresie 76-79%. Na drugim miejscu, w roku 2020, podobnie jak w roku 2019, znalazły się odpady z kategorii drewno, jednak ich udział w dwudziestu najliczniej występujących rodzajach odpadów w stosunku do roku poprzedniego wzrósł ponad dwukrotnie – z 11 do 23%. Odpady zaliczane do kategorii szkło i ceramika stanowiły 5% najliczniej występujących rodzajów odpadów, natomiast udział odpadów papierowych oraz metalowych nie przekroczył 5%.



Rys. II.178. Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występujących rodzajów odpadów w 2020 roku.

Poprzez przypisanie poszczególnych stacji do trzech obszarów oceny wyznaczono średnią liczebność odpadów każdej kategorii przypadającą na 100m monitorowanego odcinka w wyróżnionym obszarze. Największą częstotliwością występowania charakteryzowały się plastiki w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (17,8/100m) (Tabela II.53). W polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i wschodniego Basenu Gotlandzkiego wynosiły odpowiednio 10,9/100m i 3,6/100m. W przypadku pozostałych kategorii liczebnością powyżej 1/100m charakteryzowały się odpady z kategorii drewno we wszystkich obszarach, metal w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i papier/karton w obszarze polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i szkło i ceramika w wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego.

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 został osiągnięty tylko w obszarze wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego (Tabela II.53).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla całkowitej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w skali jednego roku na polskim wybrzeżu wynosi 60. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na brzegu.

Tabela II.53. Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów (kolor zielony – wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony – wyniki przekraczające wartości progowe).

Kategoria	Ocena krajowa i zgodna z wytycznymi EU	Wartości progowe N/100m	polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego	polskie wody przybrzeżne wschodniego Basenu Gotlandzkiego	polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego
Średnia liczebność odpadów na 100m					
plastiki (materiały polimerowe)	Ocena krajowa	3	10,9	3,6	17,8
drewno		1	2,5	2,7	5,0
metal		1	1,6	0,4	1,6
szkło i ceramika		1	0,5	0,2	1,9
papier/karton		1	1,0	0,3	0,7
ubrania i tekstylia		1	0,5	0,3	0,5
guma		1	0,2	0,1	0,3
inne odpady			0,3	0,2	0,4
suma		9	17,6	7,7	28,2
		Mediana liczebności odpadów na 100m dla całego Wybrzeża			
Całkowita liczba odpadów	Ocena zgodnie z wytycznymi UE	20	4,7		

II.4.5. Podwodny hałas

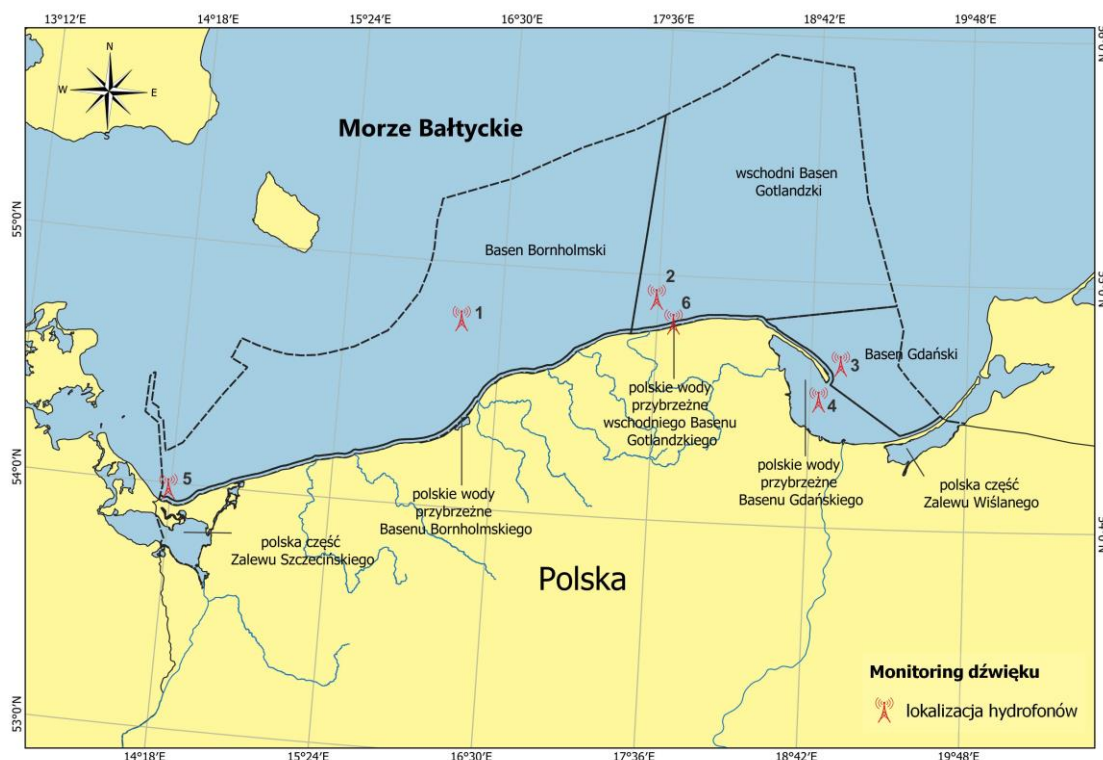


Hałas podwodny (impulsowy oraz ciągły) zgodnie z zapisami w Decyzji Komisji Europejskiej 2017/848, określany jest mianem zanieczyszczenia spowodowanego działalnością człowieka, które powoduje lub może powodować negatywne skutki w żywych zasobach i ekosystemach morskich. Prowadzone są w UE badania dotyczące szumów podwodnych pochodzenia antropogenicznego. W Polsce badania dotyczące hałasu podwodnego zapoczątkowano w latach 2015 – 2017, w których przeprowadzone zostały krótkookresowe, pilotażowe w skali kraju pomiary podwodnego hałasu w polskiej strefie Morza Bałtyckiego, w zakresie dwóch wskaźników: podwodne dźwięki ciągłe oraz podwodne dźwięki impulsowe. Od roku 2018 w ramach realizacji monitoringu środowiska morskiego Polskich Obszarów Morskich (POM), prowadzony jest w sposób ciągły pomiar dźwięków podwodnych na sześciu stacjach (Rys. II.179).

Dźwięki ciągłe

Dźwięk ciągły w ośrodku morskim jest elementem stałym, wytwarzanym zarówno naturalnie: przez wiatr (pasma częstotliwości od 100 Hz do 30 kHz), deszcz (częstotliwości od 1 kHz do 10 kHz) fale, lód i grzmoty, zwierzęta morskie (od kilku Hz do ponad 100 kHz), jak również źródłem hałasu ciągłego jest działalność człowieka. W aspekcie dotyczącym wpływu działalności człowieka, czynnik antropogeniczny generuje dodatkowe dźwięki, które mogą powodować zanieczyszczenia, będące zazwyczaj produktami ubocznymi działalności morskiej i infrastruktury, takiej jak transport morski, mosty lub wiatraki morskie. Najbardziej powszechnym źródłem ciągłego dźwięku pochodzenia antropogenicznego w zakresie pasma częstotliwości od 10 Hz do 1000 Hz jest żegluga komercyjna, ale w niektórych regionach badania sejsmiczne mogą być również znaczącym źródłem. W obszarach intensywnej działalności człowieka te antropogeniczne źródła dźwięku mają tendencję do dominacji w naturalnych źródłach dźwięku o niskich częstotliwościach.

W ramach ciągłego monitoringu hałasu podwodnego zapoczątkowanego w POM w listopadzie 2018 roku, umieszczonych zostało sześć hydrofonów SM3M firmy Wildlife Acoustics. Rozmieszczenie poszczególnych przyrządów pomiarowych zostało zaplanowane w taki sposób, by uzyskać charakterystyki hałasu ciągłego dla Basenu Bornholmskiego, wschodniego Basenu Gotlandzkiego, Basenu Gdańskiego oraz obszaru polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. II.179). Stacje pomiarowe z numerami od 1 do 5, zlokalizowane zostały blisko torów wodnych, stacja nr 6 posadowiona została w obszarze oddalonym od torów wodnych.



Rys. II.179. Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku posadowionych w 2018 roku.

Rejestracja dźwięku podwodnego przeprowadzona została w formie zapisu ciągłego z częstotliwością próbkowania 48 kHz oraz wzmacnieniu dźwięku 0 dB. Specyfikacje dotyczące poszczególnych hydrofonów zostały przedstawione w Tabeli II.54.

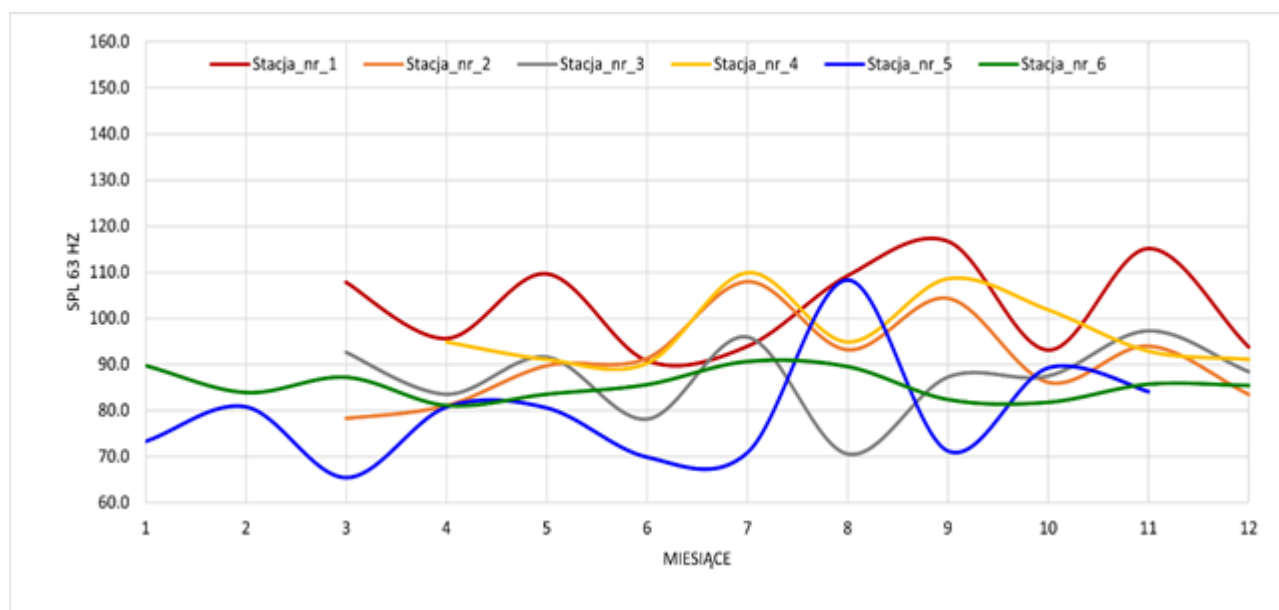
Tabela II.54. Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego.

nr stacji	głębokość	urządzenie	czułość
Stacja_1	45	SM3M	-164,3 dB
Stacja_2	28	SM3M	-164,3 dB
Stacja_3	84	SM3M	-164,2 dB
Stacja_4	32	SM3M	-164,8 dB
Stacja_5	12	SM3M	-164,3 dB
Stacja_6	15	SM3M	-164,6 dB

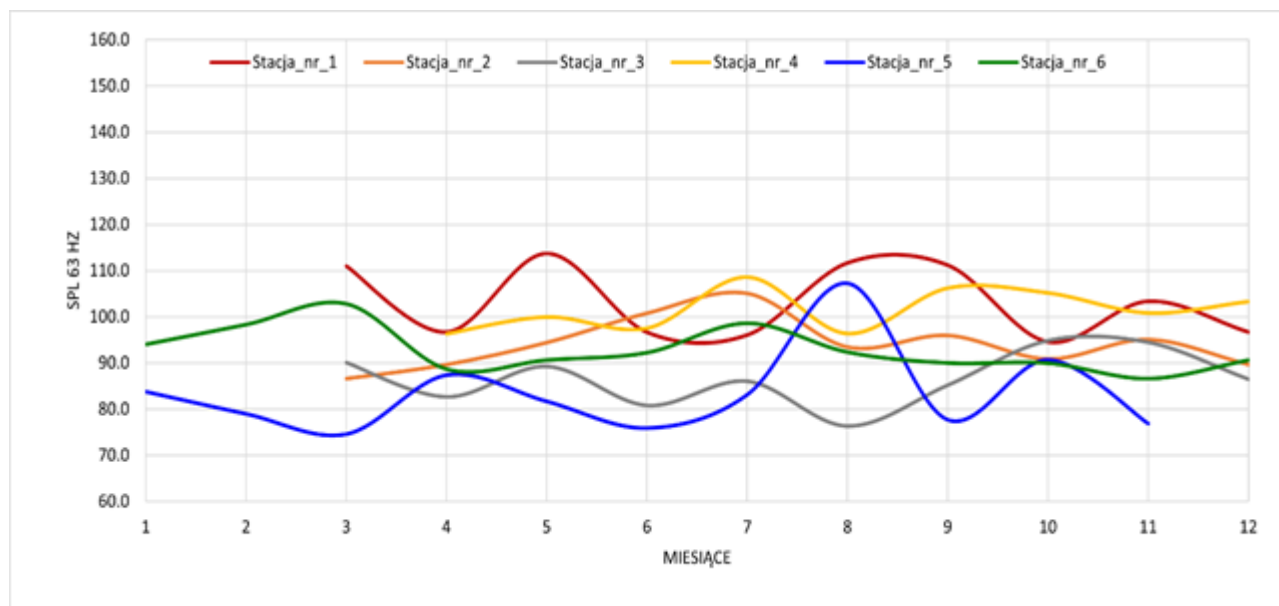
Dane z zarejestrowanym szumem podwodnym przetworzone zostały w celu wyodrębnienia zmian poziomu ciśnienia akustycznego (SPL) w odniesieniu do 1 μ Pa dla zakresów pasm częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

Analiza rozkładu czasowego mediany natężenia dźwięku podwodnego na przetłomie miesięcy w roku 2020 w zakresie częstotliwości 63 Hz oraz 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy wskazuje, że najniższe wartości hałasu podwodnego w skali roku notowane są na trzech stacjach, tj. stacji nr 3, stacji nr 5 oraz stacji nr 6. (Rys. II.180., Rys. II.181.) W przypadku stacji z numerami 5 oraz 6, niskie częstotliwości wynikać mogą z tłumienia fal akustycznych w obszarach płytkich, w tym wypadku na obu stacjach głębokości osiągają odpowiednio 12 m i 15 m (Tabela II.54). Stacja nr 3 posadowiona jest najgłębiej ze wszystkich stacji pomiarowych na głębokości 84 m, co oznaczać może, iż niskie poziomy hałasu

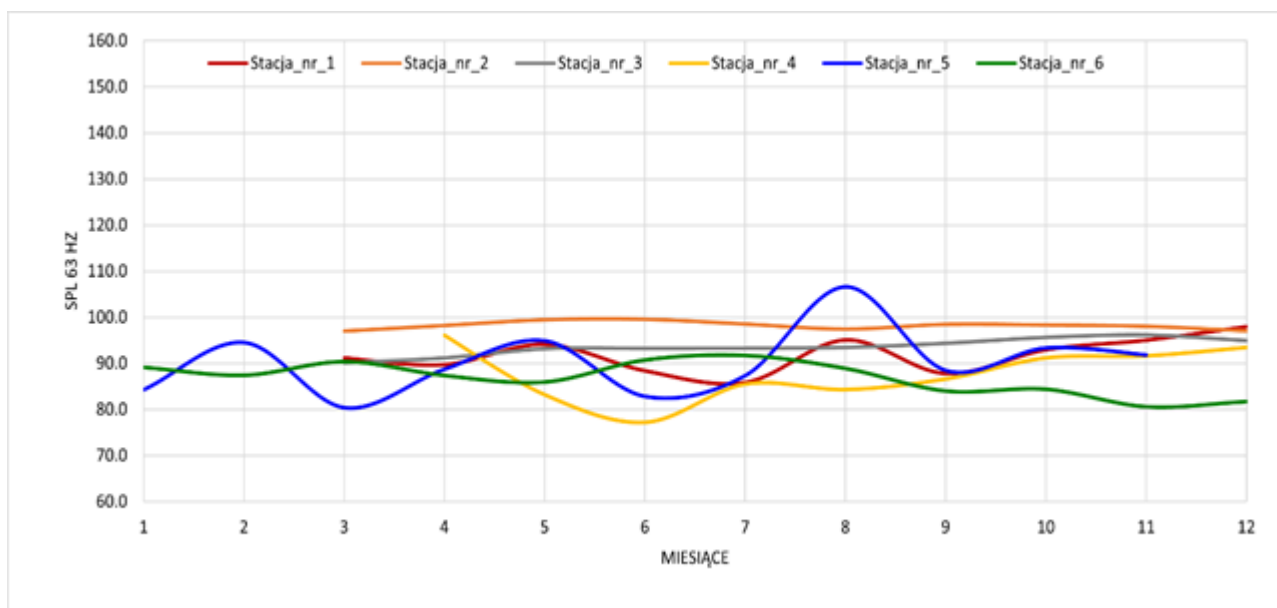
spowodowane są tym, iż stacja zlokalizowana jest poniżej kanału dźwiękowego, w którym następuje propagacja dźwięków podwodnych. Wyższe wartości mediany SPL, odnotowane zostały na stacjach nr 1, 2 oraz 4. Najwyższe wartości SPL zanotowano w skali roku na stacji nr 1, zlokalizowanej w Basenie Bornholmskim (Rys. II.179). Warto zauważyć, iż we wszystkich przypadkach, występują pewne okresowe wahania poziomu dźwięku, wynikające bezpośrednio z warunków fizycznych wody, zjawisk naturalnych oraz intensyfikacji działalności człowieka. W zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy, w przypadku rozkładu czasowego mediany SPL w większości stacji widoczne jest wypłaszczenie poziomu dźwięku, ustabilizowanego w skali roku na różnych poziomach zależnie od stacji pomiarowej (Rys. II.182). Wyjątek stanowi najpłycej posadowiona (12 m) stacja nr 5, w której silne fluktuacje mediany SPL, świadczyć mogą o silnym wpływie wielokrotnego odbicia dźwięku podwodnego od dna i powierzchni w stosunkowo płytkim obszarze.



Rys. II.180. Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy.



Rys. II.181. Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy.



Rys. II.182. Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.

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 większości stacji (wyjątek stanowi stacja nr 6), ze względu na ich posadowienie w obszarze torów wodnych, w głównej mierze są wynikiem hałasu generowanego wskutek żeglugi morskiej. Zaznacza się, iż w przypadku stacji nr 5 i stacji nr 6, posadowionymi stosunkowo płytko, znaczący wpływ hałasu podwodnego mogą mieć również warunki meteorologiczne, z którymi związane są wiatr, deszcz oraz falowanie. 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.

Szczegółowe przedstawienie statystyk (percentyl dolny oraz górny, mediana) dotyczących poziomu hałasu podwodnego w 2020 na poszczególnych stacjach pomiarowych przedstawiony został poniżej (Tabela II.55 – Tabela II.60).

Tabela II.55. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I									
II									
III	100,5	114,1	107,8	106,6	116,1	111,0	89,7	93,1	91,2
IV	89,7	102,1	95,6	92,5	104,7	96,7	87,8	91,9	89,7
V	97,2	118,0	109,6	99,4	124,7	113,7	88,5	103,9	94,1
VI	85,4	98,9	90,8	90,6	108,7	96,6	85,6	90,9	88,4
VII	90,1	99,4	93,9	92,7	102,1	96,0	84,7	87,3	85,9
VIII	98,5	130,9	109,2	102,0	122,0	111,7	88,1	102,7	95,0
IX	103,0	133,8	116,7	99,5	122,3	111,2	85,7	101,0	87,8
X	84,7	103,4	93,1	90,2	99,5	94,5	88,0	96,1	92,9
XI	100,5	129,6	115,1	95,2	119,5	103,3	90,6	104,2	95,0
XII	85,9	104,7	93,8	92,1	106,2	96,7	90,6	102,5	97,9

Tabela II.56. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I	74,9	84,5	79,7	83,0	87,8	85,3	92,5	96,8	94,2
II									
III	74,0	82,9	78,3	83,8	89,9	86,6	94,6	99,5	97,0
IV	77,9	84,3	81,0	87,4	91,9	89,6	96,1	100,8	98,2
V	80,4	95,6	89,7	89,7	100,1	94,4	97,1	101,9	99,4
VI	86,0	103,8	91,3	94,8	120,1	100,7	97,5	111,4	99,5
VII	94,8	130,2	108,0	97,6	122,1	105,0	96,6	116,0	98,5
VIII	85,5	101,7	93,2	89,3	89,3	93,4	95,8	99,8	97,5
IX	86,6	118,1	104,4	89,5	113,7	95,9	96,5	103,8	98,5
X	80,9	96,5	86,1	88,1	97,0	90,9	96,6	100,8	98,3
XI	82,9	104,2	94,0	89,6	104,5	95,1	96,2	100,5	98,0
XII	79,5	87,9	83,5	87,4	91,9	89,7	95,3	99,7	97,1

Tabela II.57. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I									
II									
III	86,9	98,9	92,6	85,7	96,8	90,1	88,5	97,0	90,2
IV	75,3	92,2	83,5	75,9	88,1	82,7	89,5	92,9	91,2
V	84,9	102,0	91,6	84,7	98,6	89,3	92,1	95,8	93,2
VI	72,4	99,2	78,1	76,4	87,9	80,8	92,2	94,6	93,3
VII	86,9	106,6	96,0	80,5	90,9	86,1	92,3	94,5	93,3
VIII	65,3	86,5	70,6	73,3	82,8	76,4	92,4	94,6	93,5
IX	73,3	98,8	87,3	75,5	93,3	85,2	93,1	95,8	94,4
X	79,7	94,7	87,5	86,2	102,0	94,8	93,8	103,4	95,6
XI	90,3	107,0	97,3	84,9	101,6	94,5	94,8	99,8	96,1
XII	82,1	98,8	88,4	81,6	96,8	86,5	93,6	96,2	94,9

Tabela II.58. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I									
II									
III									
IV	91,2	108,5	94,9	93,8	101,2	96,3	92,0	104,2	96,1
V	82,9	121,4	91,1	92,5	122,4	100,0	75,0	107,0	83,2
VI	84,2	98,9	90,3	92,3	101,5	97,5	73,6	85,5	77,2
VII	100,7	123,4	109,9	101,1	115,9	108,6	69,9	99,3	85,5
VIII	85,5	107,8	94,9	92,1	114,0	96,4	77,6	98,3	84,3
IX	96,0	123,5	108,6	94,7	121,1	106,2	82,1	100,1	86,6
X	88,1	119,1	101,8	95,2	121,1	105,2	86,2	96,3	91,2
XI	86,2	100,7	92,9	94,5	107,9	100,8	89,3	95,4	91,7
XII	88,6	93,3	91,1	100,7	105,1	103,3	91,9	95,6	93,5

Tabela II.59. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I	61,2	103,8	73,3	74,9	109,4	83,8	81,3	112,0	84,3
II	66,0	103,4	80,8	75,0	105,7	79,0	82,4	106,2	94,5
III	61,2	71,0	65,5	70,3	77,8	74,6	78,2	83,8	80,4
IV	63,4	108,8	80,7	70,8	115,2	87,4	80,1	103,4	88,7
V	61,8	110,8	80,6	68,1	117,1	81,7	78,6	108,7	94,9
VI	61,8	101,2	69,9	71,3	96,9	75,9	78,0	102,8	82,8
VII	63,4	84,8	70,9	78,3	96,9	83,1	82,1	93,4	87,3
VIII	94,4	126,4	108,3	95,5	129,3	107,2	96,4	123,2	106,6
IX	63,0	104,5	71,2	74,2	94,9	77,7	80,5	99,0	88,5
X	67,1	122,7	89,3	75,2	129,4	90,7	83,2	111,5	93,3
XI	70,2	96,5	84,1	73,7	81,2	76,9	85,5	100,5	91,8
XII									

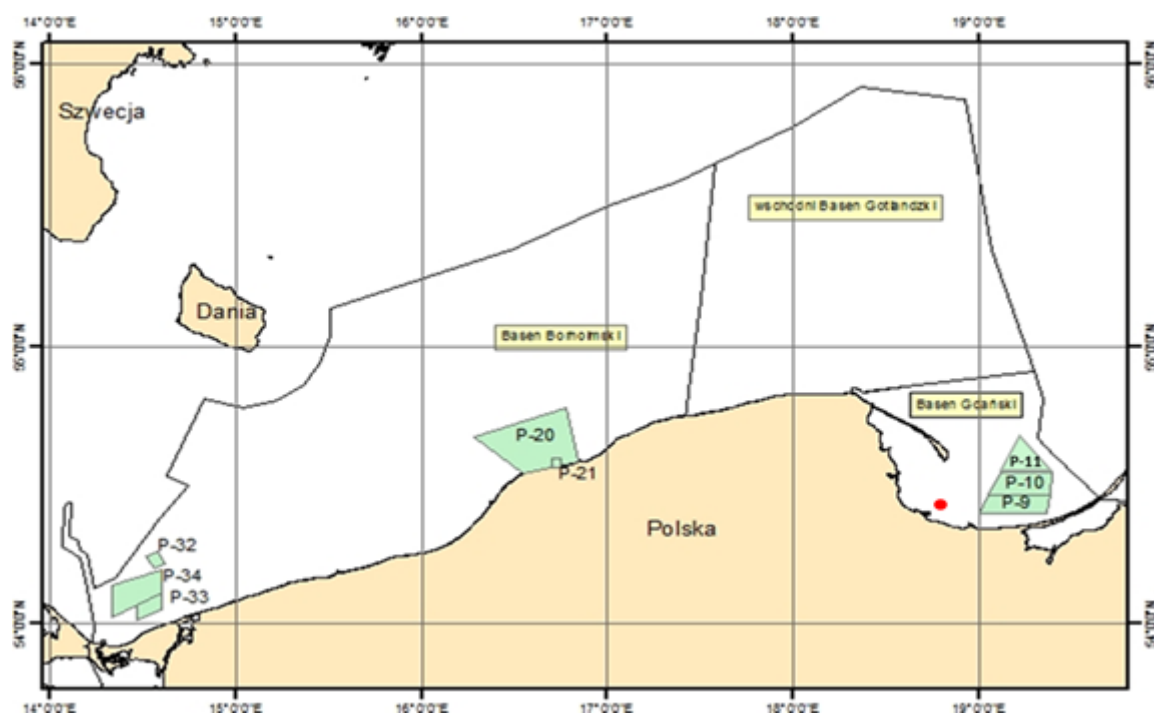
Tabela II.60. Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3.

Miesiąc	63 Hz w paśmie 1/3 oktawy			125 Hz w paśmie 1/3 oktawy			2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy		
	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana	percentyl 5%	percentyl 95%	mediana
I	80,1	95,8	89,8	89,7	99,1	94,0	85,1	91,3	89,1
II	79,3	91,0	83,9	94,3	110,6	98,3	85,7	89,6	87,4
III	82,8	92,0	87,2	92,2	116,1	102,8	88,2	93,2	90,4
IV	77,2	90,2	81,1	85,0	95,3	88,7	84,7	89,7	87,4
V	79,1	90,0	83,5	86,6	94,9	90,7	83,8	88,7	85,9
VI	80,2	93,5	85,6	88,2	98,5	92,2	88,3	93,5	90,7
VII	80,2	100,3	90,7	89,8	106,7	98,6	88,9	105,9	91,7
VIII	77,4	98,1	89,5	83,6	102,0	92,4	83,5	92,0	88,9
IX	76,3	89,1	82,4	83,1	96,7	90,0	82,3	86,7	84,0
X	77,3	89,6	81,8	85,9	95,4	90,0	80,5	87,8	84,4
XI	78,7	101,6	85,7	84,2	99,5	86,6	79,3	82,4	80,6
XII	76,0	99,3	85,4	82,8	99,5	90,6	78,5	85,0	81,7

Dźwięki impulsowe

Cechą charakterystyczną fal dźwiękowych jest ich efektywne rozprzestrzenianie się w wodzie, sięgające nawet dziesiątek kilometrów od źródła dźwięku. W przypadku zwierząt morskich opierających się na podwodnych dźwiękach, posiadających w szczególności wrażliwy układ słuchowy, wystarczająco głośne dźwięki impulsowe mogą wpływać na ich zachowanie behawioralne (odstraszanie, zakłócenie), wpływać na ich układ słuchowy (tymczasowa lub trwała utrata słuchu) oraz prowadzić do obrażeń fizjologicznych, a w skrajnych przypadkach do śmierci. Jednym z głównych źródeł hałasu impulsowego są wywołane przez człowieka eksplozje ładunków wybuchowych.

Dane odnośnie dźwięków impulsowych pozyskane z Ministerstwa Obrony Narodowej dotyczą działalności wojskowej na ośmiu poligonach morskich na Bałtyku (P-9, P-10, P-11, P-20, P-21, P-32, P-33, P-34), które miały miejsce w latach 2011–2020 r. Działalność wojskowa w 2020 na poligonach morskich, polegała na przeprowadzaniu detonacji ładunków wybuchowych w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju, w ramach: strzelania artyleryjsko – raketowego, strzelania sytuacyjnego, bombardowania, zadań ogniowych broni podwodnej, ćwiczeń OPA, rzutów granatem bojowym oraz niszczenia przedmiotów niebezpiecznych. W ramach zadań ogniowych broni podwodnej w miejscu innych niż wskazane powyżej poligony przeprowadzono dwie detonacje min morskich w rejonie Basenu Gdańskiego ($\phi=54^{\circ}23,967'N$, $\lambda=018^{\circ}48,833'E$). Dane dotyczące eksplozji zawierały informacje zarówno o ilości oraz typie ładunku wykorzystanego do eksplozji, w tym również o wielkości zdetonowanych ładunków wybuchowych ([kg] TNT).



Rys. II.183 Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2020. Czerwoną kropką zaznaczone zostało miejsce detonacji dwóch min morskich.

Tabela II.61. 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 w formie wykresów słupkowych (Rys. II.184. i Rys. II.185.) zawierają informacje o sile zdetonowanych ładunków w wodzie oraz o liczbie dni występowania dźwięków impulsowych, które przekroczyły dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej. Klasyfikację siły zdetonowanych ładunków oparto o pięciostopniową skalę typów siły eksplozji zgodnie z wytycznymi dotyczącymi monitorowania hałasu podwodnego w morzach europejskich (R.P.A. et al., 2014) (Tabela II.61). Dolny próg hałasu powodującego przemieszczenie osobników populacji fauny morskiej odnosi się do hałasu o natężeniu 210,3 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2 \text{ m}^2 \text{ s}$, który wygenerowany zostaje w trakcie detonacji ładunku o wadze 8 g 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, P-10 oraz P-11, w tym punkt detonacji min morskich - $\phi=54^{\circ}23,967'N$, $\lambda=018^{\circ}48,833'E$) (Rys. II.183). W związku z powyższym niniejszy opis wyników dotyczy wyłącznie tych obszarów.

W Basenie Bornholmskim w 2020 w odniesieniu do wielolecia 2011 -2019 (Rys. II.184.) zarejestrowano sumarycznie najmniej dni z hałasem impulsowym. W aspekcie rozgraniczenia na poszczególne typy eksplozji w obszarze Basenu Bornholmskiego, odnotowano 5 dni występowania dźwięków impulsowych, wynikających z przeprowadzania małych eksplozji, dla których maksymalne ładunki wynosiły 2,1 kg TNT. Dni z dźwiękami impulsowymi spowodowanymi detonacjami ładunków w zakresie od 2,1-21 kg (średniej siły eksplozji) odnotowano 25. Podczas gdy silnych eksplozji (high), odnotowano przez 10 dni, co w skali wielolecia stanowi najwyższą wartość. Bardzo silnych eksplozji, do których detonacji potrzeba ładunków powyżej 210 kg TNT w 2020 r. nie odnotowano. Całkowita liczba dni występowania dźwięków impulsowych powodujących przemieszczenie osobników fauny morskiej w 2019 r. w obszarze Basenu Bornholmskiego wyniosła 40 dni. W Basenie Gdańskim w 2019 w odniesieniu do wielolecia 2011 - 2020, zanotowano jedną z niższych liczbę dni z dźwiękami impulsowymi (Rys. II.185.). W obszarze tym w 2020 odnotowano 2 dni z przeprowadzonymi małymi oraz 3 dni ze średnimi eksplozjami. W przypadku wybuchów typu średniego oraz silnego odnotowanych zostało 3 dni (Rys. II.185).

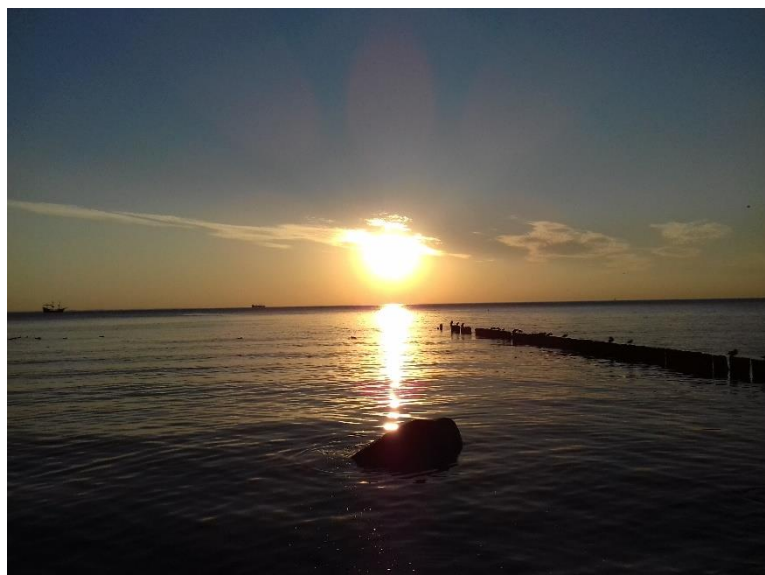


Rys. II.184. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2011 – 2020.



Rys. II.185. Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2011 – 2020.

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 peltomorskiej i przybrzeżnej polskich obszarów południowego Bałtyku w 2020 r. została przeprowadzona z zastosowaniem kryteriów rekomendowanych przez Ramową Dyrektywę ws. Strategii Morskiej (RDSM) na podstawie wskaźników podstawowych wyznaczonych dla poszczególnych cech. Dane uzyskane w 2020 r. w ramach realizacji aktualizacji Programu Monitoringu Wód Morskich umożliwiły dokonanie oceny w zakresie dwóch cech stanu: D1 – bioróżnorodność oraz D6 – integralność dna morskiego oraz sześciu cech presji: D2 – gatunki obce, D3 – komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców, D5 – eutrofizacja, D8 – substancje zanieczyszczające i efekty związane z zanieczyszczeniami, D9 – substancje zanieczyszczające w rybach i innej żywności pochodzenia morskiego oraz D10 – odpady w środowisku morskim.

W zakresie cech D4 – łańcuchy troficzne (poza rejonem wód Basenu Gdańskiego) i D7 – warunki hydrograficzne, z uwagi na brak wyznaczonych wskaźników lub indeksów umożliwiających klasyfikację, przedstawiono wyniki badań monitoringowych z 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019. W przypadku cechy D11 – podwodny hałas i inne formy energii, którego 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 cechy D11 ze względu na brak opracowanych wskaźników oraz wartości granicznych dla dobrego stanu ustalonych na poziomie europejskim.

Cechy stanu

Grupy gatunków

Ptaki

Bielik

W 2020 roku w ramach prowadzenia monitoringu produktywności skontrolowano 109 rewirów lęgowych bielika, spośród których w 93 stwierdzono obecność ptaków.

W 71 rewirach ustalono końcowy wynik lęgu. Zgodnie z metodyką do pomiaru parametrów rozrodczych wykorzystano wyłącznie wyniki kontroli stanowisk, dla których obserwatorzy określili końcowy efekt lęgu, z czego w 24 przypadkach lęg zakończył się z sukcesem. Zgodnie z metodyką stosowaną przez HELCOM, produkcję młodych na gniazdo z sukcesem lęgowym obliczono wyłącznie dla 18 gniazd skontrolowanych poprzez wspinanie się na drzewa. Wyniosła ona 1,61 młodego na gniazdo z sukcesem. Liczba młodych w przeliczeniu na parę lęgową w 2020 roku wyniosła 0,54.

Ptaki morskie

Monitoring Zimujących Ptaków Morskich jest dedykowany przede wszystkim oszacowaniu liczebności 10 gatunków ptaków silnie związanych ze środowiskiem morskim. Monitoringiem jest objętych również 5 gatunków dodatkowych, jak np. mewy, których występowanie nad morzem wiąże się przede wszystkim z połowami ryb. Wśród gatunków dodatkowych ujęty jest także perkoz dwuczuby, występujący przede wszystkim w zatokach przymorskich i na dużych jeziorach.

Zimą 2020 roku struktura dominacji gatunków ptaków morskich była podobna jak w poprzednich latach. Najliczniejszymi gatunkami z grupy podstawowych, które jednocześnie są szeroko rozpowszechnione w całej polskiej strefie Bałtyku są łódówka i uhl. Występowanie trzeciej pod względem liczebności markaczki jest w dużym stopniu ograniczone do Zatoki Pomorskiej, stąd jej wskaźnik rozpowszechnienia był niski. Pozostałe gatunki z grupy podstawowych nie przekroczyły 1% udziału wśród wszystkich zaobserwowanych ptaków. Z grupy gatunków dodatkowych jedynie mewa srebrzysta sensu

lato uzyskała bardzo wysokie wartości wskaźnika rozpowszechnienia, a jej udział wśród ptaków zaobserwowanych w pasie transektu przekroczył nieznacznie 1%.

Żaden gatunek z grupy podstawowych nie wykazał wzrostowego ani spadkowego trendu liczebności. W ostatnim roku odnotowano bardzo silny wzrost liczebności markaczki, jednak nie znalazło to jeszcze odbicia w zmianie kategorii wieloletniego trendu na trend wzrostowy. Z jednej strony brak istotnego trendu spadkowego może wskazywać na odwrócenie silnego spadku liczebności populacji kaczek morskich zimującej na Bałtyku. Z drugiej strony nie można wykluczyć, że obserwowane w ostatnich 10 latach silne wahania wskaźnika liczebności spowodowane są zmianami w rozmieszczeniu ptaków w obrębie Bałtyku. Zwłaszcza u lodówki wyraźne są bardzo duże różnice w liczbie ptaków zimujących na akwenach objętych monitoringiem, z wyższymi liczebnościami w latach 2012 i 2017. Jednak w obecnym stanie wiedzy trudno jest wskazać przyczyny tego zjawiska. W przypadku alki tylko w roku 2012 zaobserwowano wyjątkowo dużą jej liczebność, w pozostałych sezonach wahania wskaźnika liczebności były już niewielkie, co przełożyło się na ogólny trend spadkowy liczebności tego gatunku. W latach 2012 i 2019 odnotowano bardzo wysokie liczebności nurów czarnoszyich, jednak trend zmian liczebności tego gatunku pozostał nieokreślony. Natomiast wskaźnik liczebności mew srebrzystych sensu lato w okresie 2011–2020 wyraźnie się zmniejszył. Spadek ten nie musi jednak odzwierciedlać zmian liczebności populacji zimującej w polskiej strefie Bałtyku, ponieważ obecność mew na akwenach położonych z dala od wybrzeża jest silnie uzależniona od aktywności połowowej i obecności kutrów rybackich na łowiskach.

Interpretacja wyników uzyskanych w dziesięcioletnim okresie badań jest utrudniona poprzez brak skoordynowanych liczeń ptaków zimujących na całym Bałtyku i brak wiedzy o ich przemieszczeniach między różnymi akwenami. Należy też pamiętać, że duży wpływ na liczebność i rozmieszczenie ptaków na Bałtyku mają warunki pogodowe, a w minionych sezonach zimowych były one bardzo zróżnicowane.

Rozmieszczenie najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych w roku 2020 wykazywało dużą zbieżność z danymi uzyskanymi w poprzednich latach. Po dziesięciu latach trwania monitoringu można wskazać akweny, na których w każdym sezonie spotykano duże zgrupowania najliczniejszych gatunków z grupy podstawowych. Największe koncentracje lodówek obserwuje się na Ławicy Słupskiej, na Zatoce Pomorskiej i Zatoce Gdańskiej, markaczki na Zatoce Pomorskiej, a uhli na Zatoce Gdańskiej i Zatoce Pomorskiej. Są to jednocześnie ważne zimowiska tych gatunków w skali Bałtyku. Warto zwrócić uwagę na fakt, że uhla od roku 2015 liczniej zaczęła się pojawiać na Ławicy Słupskiej. Większość alk stwierdzanych podczas liczeń wykonywanych w poprzednich sezonach obserwowano w obrębie Zatoki Gdańskiej i we wschodniej części obszaru Natura 2000 „Przybrzeżne Wody Bałtyku”, natomiast ptaki te prawie nie pojawiały się w zachodniej i środkowej części pasa wód terytorialnych oraz na Zatoce Pomorskiej. W roku 2020 po raz pierwszy większą koncentrację alki zaobserwowano w pasie wód przybrzeżnych pomiędzy Kołobrzegiem i Dartowem.

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. Prawdopodobnie w tej części polskiej strefy Bałtyku ptaki nie znajdują odpowiedniej bazy pokarmowej. Na rozmieszczenie kaczek morskich oprócz zagęszczenia organizmów bentosowych, które stanowią ich pokarm, wpływa też częste ich płoszenie przez przepływające statki, a w tej części wód znajduje się poligon morski i prowadzone tam ćwiczenia mogą wpływać na unikanie tego miejsca przez ptaki morskie.

W obrębie obszarów specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 przebywało aż 90,6% ze wszystkich ptaków morskich zarejestrowanych podczas liczenia. Najwyższy udział ptaków na akwenach stanowiących OSOP zanotowano w grupie kaczek morskich, gdzie 91,1% z zaobserwowanych osobników stwierdzono w OSOP. Wśród kaczek morskich na terenie OSOP najmniej przebywało uhli (80,9%). Wynik na podobnym poziomie powtarza się w kolejnych latach i wynika z faktu, że dwa z miejsc o najwyższych zagęszczeniach tego gatunku znajdują się poza obszarami Natura 2000. Są to pas wód terytorialnych przy Półwyspie Helskim na wschód od Władysławowa oraz akwen przyległy do Mierzei Wiślanej. Generalnie można jednak stwierdzić, że OSOP wytyczone w polskiej strefie Bałtyku doskonale spełniają swoją funkcję.

Ryby

Indeks SI

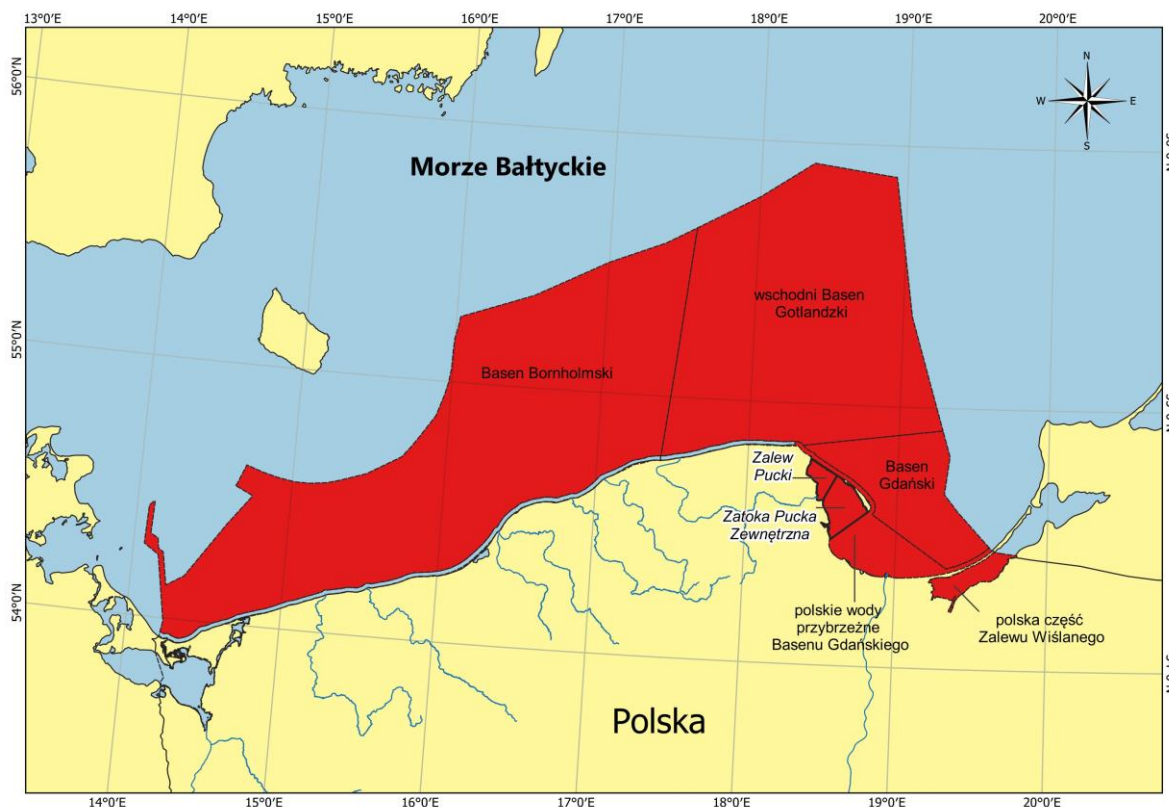
W 2020 roku zanotowane wartości indeksu SI w Zalewie Wiślanym jak, również w obszarze Zalewu Puckiego oraz Zatoki Puckiej Zewnętrznej wskazywały na stan poniżej dobrego (subGES).

Indeks wielkich ryb otwartego morza LFI

W podobozzarze ICES 26 w roku 2020 wartość wskaźnika LFI (0,33) jest wyższa niż w roku poprzednim. Od 2015 roku obserwowano ciągły spadek wartości wskaźnika aż do poziomu 0,27 w 2019 roku i dopiero w bieżącym roku nastąpił jego wzrost. Na tej podstawie możemy wnioskować, że nastąpiło zwiększenie biomasy dużych dorszy w populacji, a co za tym idzie polepszenie stanu środowiska morskiego pod względem udziału biomasy dużych ryb. Wartość LFI dla pozostałych 4 gatunków dennych z wyłączeniem dorsza nie zmieniła się i wynosi obecnie podobnie jak w roku ubiegłym 0,07. Można więc wnioskować, że biomasa dużych storni większych niż 30 cm jest niemal identyczna jak w roku 2019. Obserwując zmiany w okresie wieloletnim można stwierdzić, że jest to biomasa stosunkowo niska. Uzyskana w 2020 r wartość LFI jest niska w stosunku do wartości progowej (odpowiednio: 0,33 i 0,70). Ocena ryb w oparciu o wskaźnik LFI wskazuje na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych obszarach (Tabela III.1). Zagregowana ocena ryb w oparciu o indeksy SI oraz LFI wskazywały na stan poniżej dobrego we wszystkich ocenianych obszarach (Rys. III.1).

Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2020 roku.

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



Rys. III.1. Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2020 r

Siedliska pelagiczne

Fitoplankton

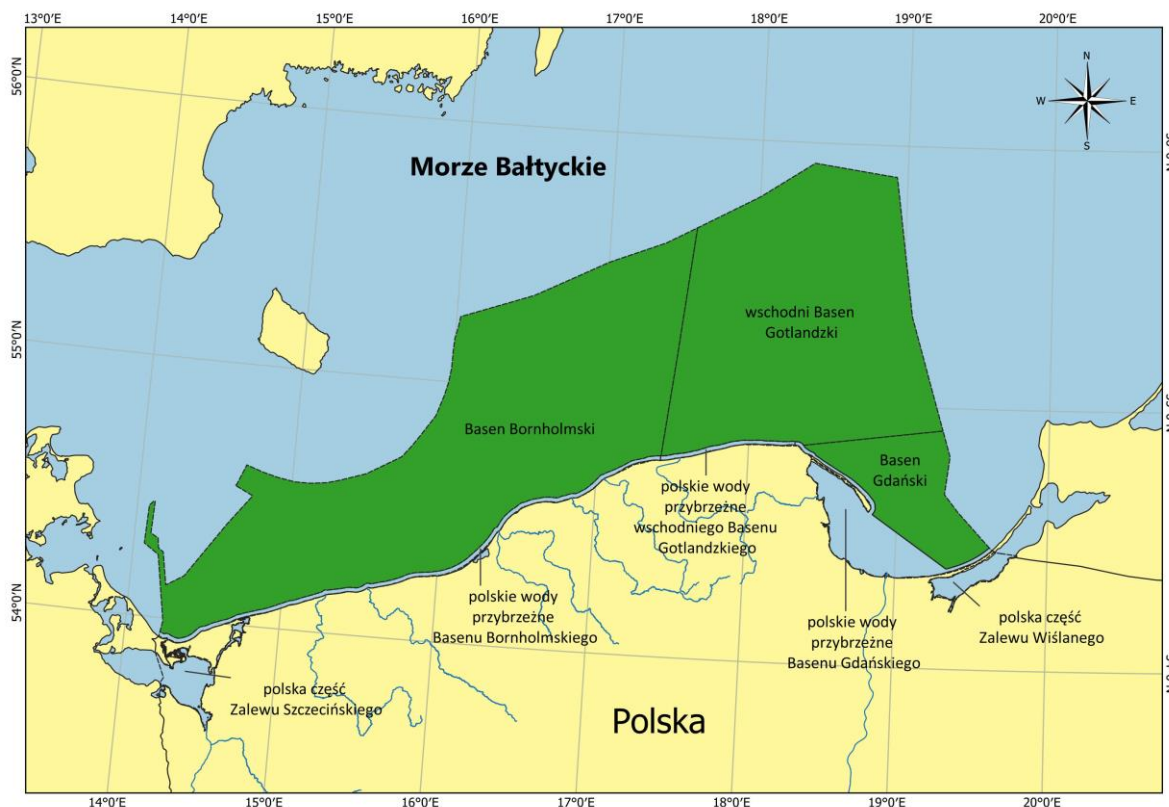
Ocena stanu siedlisk pelagicznych w zakresie uwzględniającym zmienność składu fitoplanktonu w oparciu o wskaźnik „okrzemkowo-bruzdnicowy” nie była możliwa do przeprowadzenia, gdyż w 2020 roku nie zaobserwowano odpowiednio wysokiej biomasy bruzdnic i okrzemek w miesiącach III-V.

Chlorofil a

Zgodnie z oceną eutrofizacji chlorofila a wskazywał na stan poniżej dobrego (subGES) we wszystkich ocenianych akwenach.

Zooplankton

Ocena siedlisk pelagicznych w zakresie zooplanktonu możliwa była do przeprowadzenia jedynie w oparciu o wyniki wskaźnika MSTs ze stacji zlokalizowanych w akwenach wód otwartych Basenu Gdańskiego (stacja P1), wschodniego Basenu Gotlandzkiego (stacja P140) oraz Basenu Bornholmskiego (stacja P5C) gdzie wskaźnik ten uzyskał wartość docelową GES (Rys. III.2).

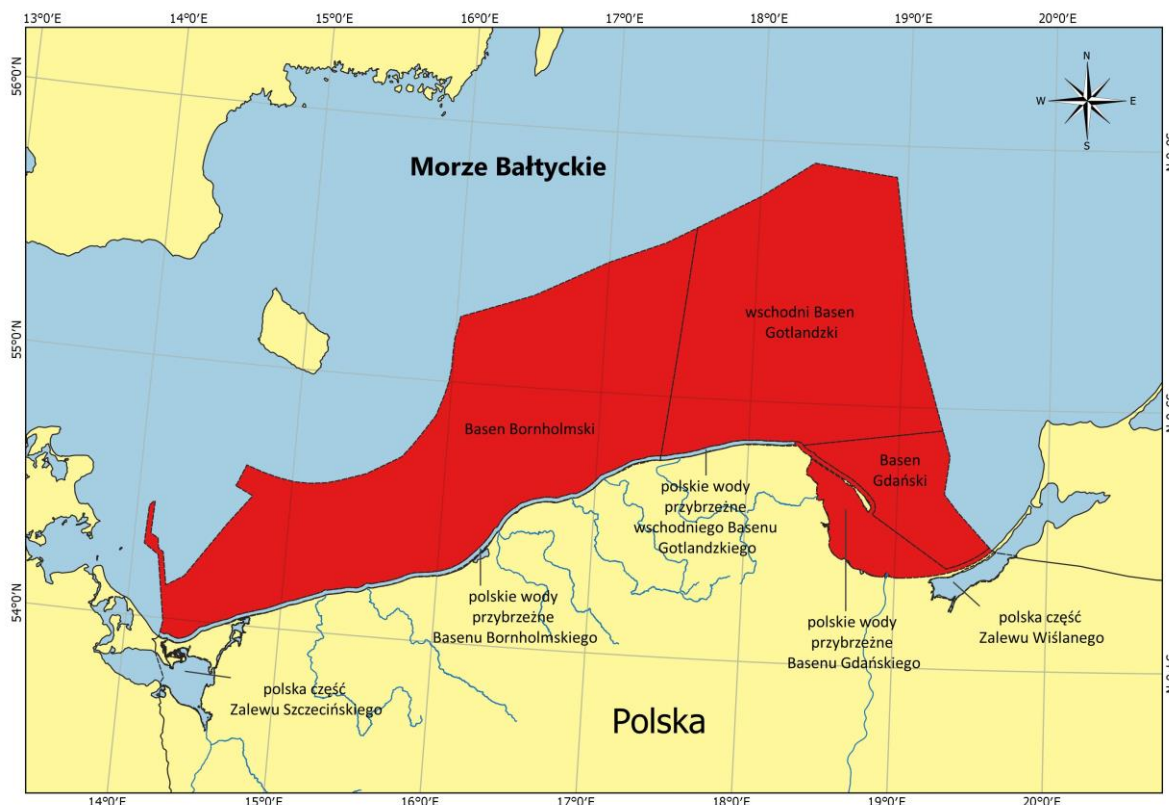


Rys. III.2. Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu – cecha D1 – w 2020 r.

Siedliska bentosowe

Makrozoobentos

Zmienność stanu makrozoobentosu w 2020 roku była zróżnicowana i uzależniona od specyfiki monitorowanych obszarów, gdzie w przypadku wód płytkowodnych notowane wartości wskaźnika B oscylują w granicach dobrego stanu środowiska, a w przypadku głębi bądź nie notuje się żadnych przedstawicieli makrozoobentosu, bądź wyliczane wartości wskaźnika B są bardzo niskie ze względu na niską bioróżnorodność i występowanie wyłącznie gatunków tolerancyjnych na niekorzystne warunki tlenowe. Niekorzystnym trendem, który można zauważyć są obniżające się wartości wskaźnika B w zachodniej części Rynny Słupskiej. Pomimo tych negatywnych obserwacji, na uwagę zasługuje fakt osiągnięcia dobrego stanu makrozoobentosu w przeważającej liczbie monitorowanych stanowisk z obszaru wód otwartych Basenu Bornholmskiego oraz Basenu Gotlandzkiego, co ostatecznie nie przełożyło się jednak na poprawę stanu w w/w akwenach. W 2020 roku w żadnym z monitorowanych obszarów stan makrozoobentosu nie osiągnął granicy GES (Rys. III.3). Najgorszy stan makrozoobentosu notowany był w rejonie wód otwartych Basenu Gdańskiego, następnie w rejonie wód otwartych Basenu Gotlandzkiego, a najlepsze wartości wskaźnika B notowano w rejonie polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego oraz wód otwartych Basenu Bornholmskiego. Na ostateczne, zintegrowane wartości wskaźnika B w monitorowanych obszarach miał wpływ brak makrozoobentosu w rejonach głębokowodnych (poza rejonem Rynny Słupskiej), co w przypadku obszarów otwartego morza przyczyniło się do nieosiągnięcia stanu odpowiedniego (GES) wg RDSM.



Rys. III.3. Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2020 roku.

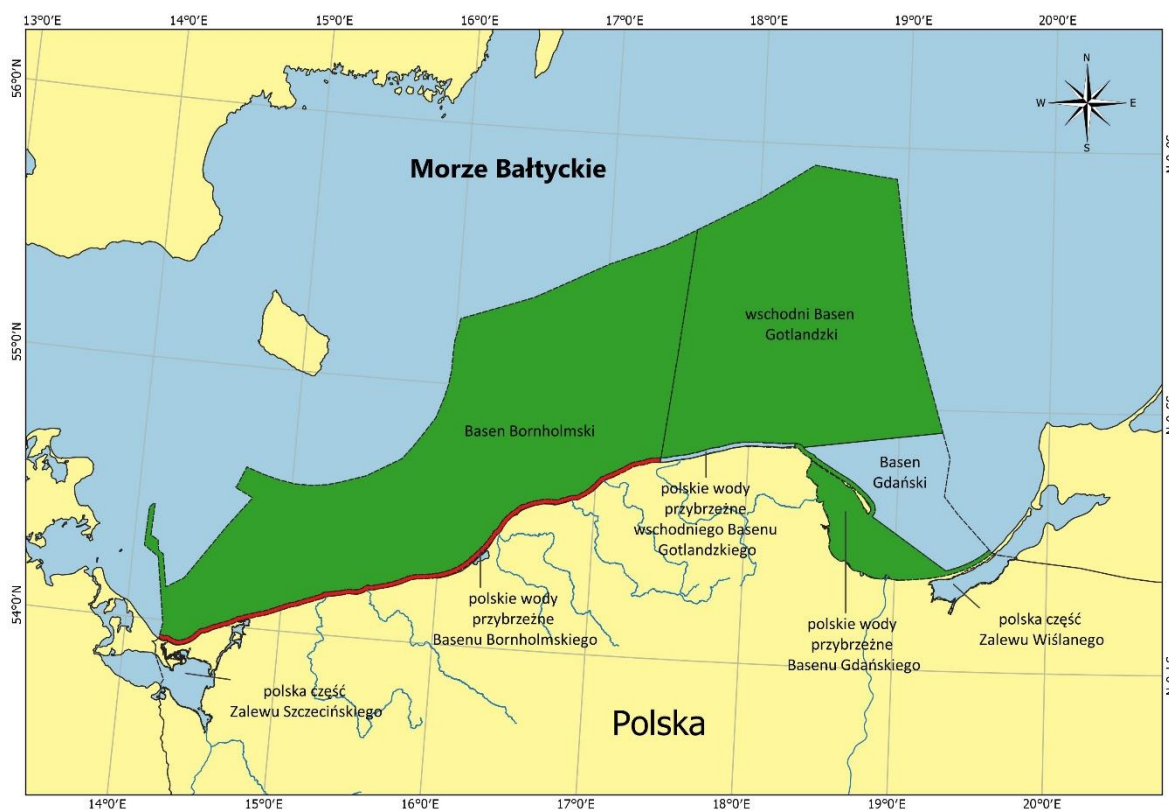
Makrofitobentos

W roku 2020 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 2020 pobrano również próbki makrofity w obrębie JCWP Dziwna-Świna w rejonie Zatoki Pomorskiej, gdzie stan określono jako słaby (subGES). Stan makrofity określano na podstawie wskaźnika SM_i , wartości którego wszystkich analizowanych akwenach z wyłączeniem polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego i polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego wskazywały stan bardzo dobry (GES). Dodatkowo w ramach monitoringu wód przejściowych i przybrzeżnych dokonano w 2020 roku klasyfikacji makroglonów i roślin okrytozależkowych w oparciu o wskaźnik ESM_{Iz} w obrębie JCWP Zalew Szczeciński, Zalew Kamieński oraz Zalew Wiślan. W żadnej z w/w JCWP makroglony nie osiągnęły dobrego stanu środowiska wskazując na stan subGES.

Ocena zintegrowana siedlisk bentosowych w ramach cechy D6

Ocena cechy D6 przeprowadzona została na podstawie wskaźników multimetrycznych makrozoobentosu (B) we wszystkich akwenach (z wyjątkiem wód otwartych Basenu Gdańskiego oraz wód przybrzeżnych wschodniego Basenu Gotlandzkiego) oraz makrofitobentosu (SM_i) w akwenach: polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego, wody otwarte Basenu Bornholmskiego oraz polskie wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego. Brak oceny Basenu Gdańskiego wynika z faktu odrzucenia z oceny integralności dna morskiego obszarów o głębokości większej niż 20 m, które nie są obszarami występowania makrofity w rejonie POM. Na potrzeby niniejszego opracowania w celu integracji uśredniono wyniki wskaźników w ramach akwenów.

W 2020 roku stwierdzono dobry stan środowiska morskiego (GES) w przypadku cechy D6 we wszystkich obszarach o głębokości do 20 m z wyłączeniem polskich wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego (Tabela II.33, Rys. III.4).



Rys. III.4. Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2020 r.

Cechy presji

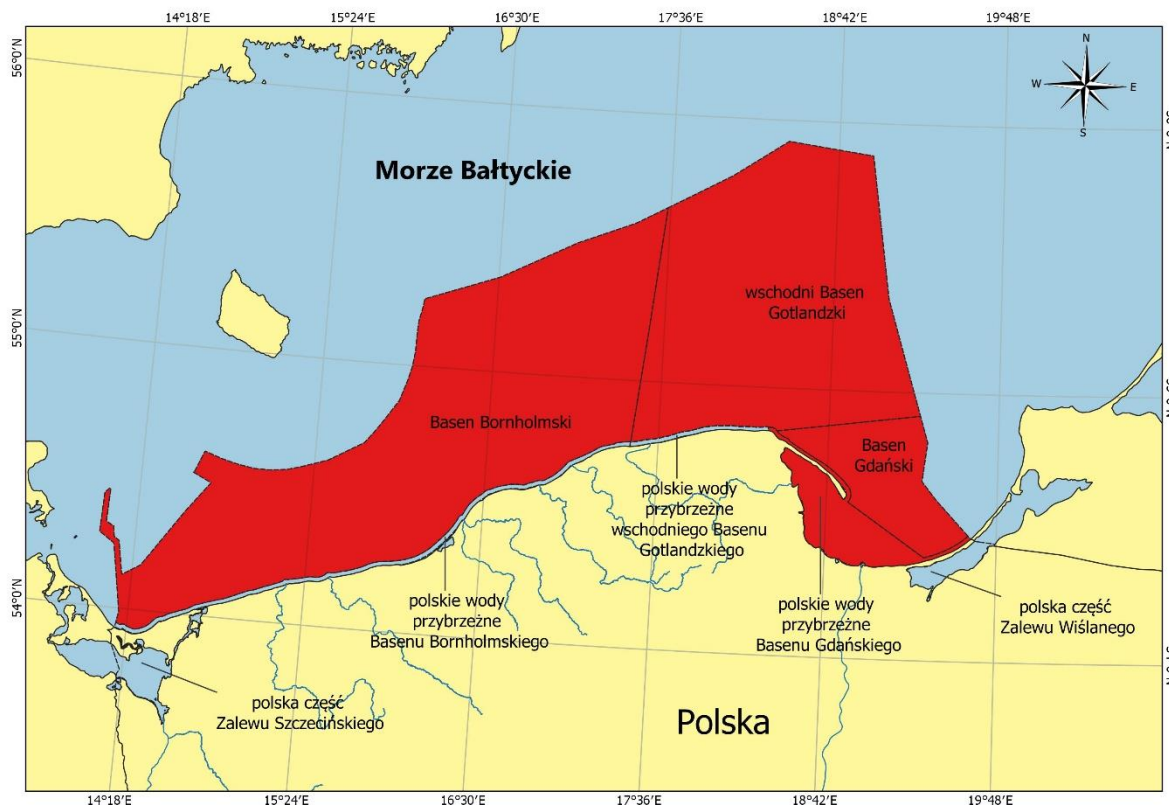
Gatunki obce

W danych monitoringowych z 2020 roku nie stwierdzono przypadków pojawienia się nowych gatunków nierodzimych. Ze względu na fakt, iż ocenę cechy D2 wykonuje się raz na sześć lat oraz powinna ona być uzupełniona o informacje pozyskane w ramach monitoringu gatunków obcych w portach, nie było możliwości oceny gatunków obcych w 2020 roku.

Komercyjnie eksploatowane populacje ryb i bezkręgowców

Na podstawie cechy D3 oceniono stan środowiska morskiego Morza Bałtyckiego. Ocena powstała dla stad dorsza, storni, szprota oraz śledzia. Wybrane stada stanowią ponad 90% polskich wyładunków.

Ocenę GES za 2020 rok przedstawiono na podstawie wskaźników podstawowych z kryterium 3.1 i 3.2. GES wg kryterium zdolności rozrodczej stada został osiągnięty tylko dla szprota w podobszarach 22-32. Żadne z analizowanych stad nie osiągnęło GES wg kryterium poziomu presji rybołówstwa. 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. Ostateczna ocena cechy D3 wskazuje na stan subGES we wszystkich obszarach oceny (Rys. III.5).



Rys. III.5. Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny – cecha D3 – w 2020 r.

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, Basenie Bornholmskim oraz w JCWP przejściowych i przybrzeżnych sumaryczna ocena eutrofizacji, integrująca dane charakteryzujące poszczególne wskaźniki, przyniosła w 2020 r. wynik negatywny – subGES (Rys. III.6). 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.6. Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji – cecha D5 – w 2020 r.

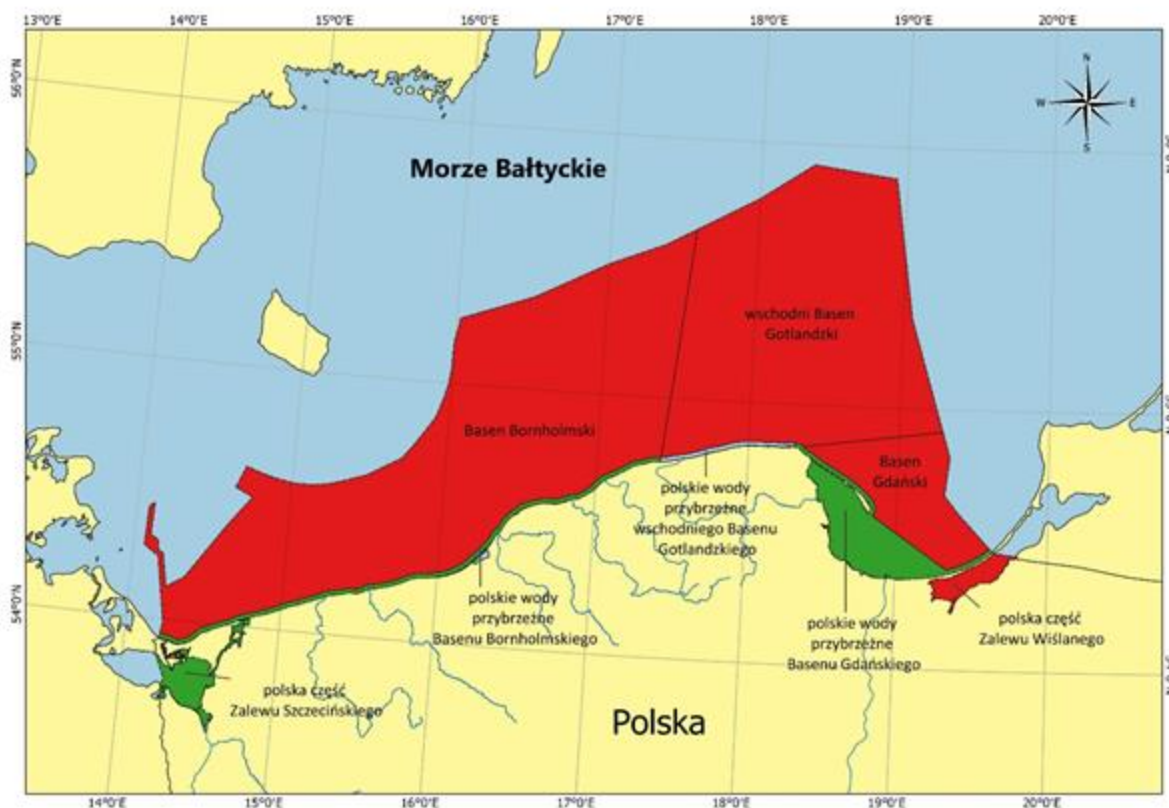
Substancje niebezpieczne

W 2020 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 Gdyni, Basenie Bornholmskim, wschodnim Basenie Gotlandzkim i Basenie Gdyni oraz w obszarach Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego.

W organizmach ryb i małży pochodzących z tych samych lokalizacji określono stężenia trwałych związków organicznych: chloroorganicznych, bromoorganicznych, organicznych związków cyny, sulfonianu perfluorooktanowego oraz wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych. Do przeprowadzenia całościowej oceny stanu środowiska w zakresie substancji zanieczyszczających wykorzystano również dane dotyczące aktywności promieniotwórczej ^{137}Cs w wodzie morskiej, rybach 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 i ryb w przypadku ^{137}Cs przypisano wagę 1. W przypadku pozostałych substancji nie stosowano wag.

W 2020 roku, stan środowiska w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem cezu – ^{137}Cs uznano za nieodpowiedni w rejonach wschodniego Basenu Gotlandzkiego na podstawie stężeń obserwowanych w wodzie morskiej, Basenu Bornholmskiego i Basenu Gdańskiego na podstawie danych dla wody i ryb oraz Zalewu Wiślanego na podstawie poziomów w okoni. Stan środowiska w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego i Basenu Bornholmskiego (na podstawie stężeń ^{137}Cs w wodzie morskiej i roślinach) oraz w Zalewie Szczecińskim (na podstawie stężeń ^{137}Cs w okoniach) został uznany za dobry (Rys. III.7).

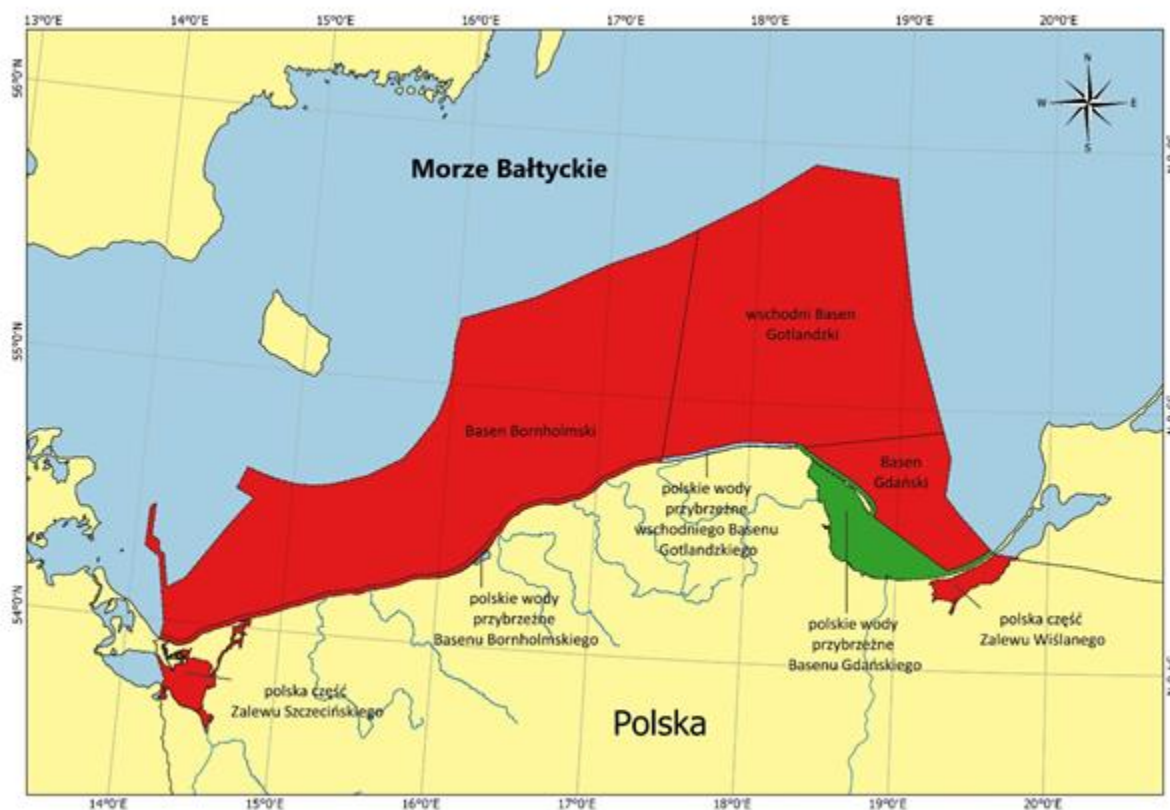


Rys. III.7. Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ^{137}Cs – cecha D8 – w 2020 r.

W 2020 roku stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich rtęci – Hg, ołowiu – Pb i kadmu – Cd w sześciu z siedmiu ocenianych obszarów uznano za nieodpowiedni (subGES) (Rys. III.8). We wschodnim Basenie Gotlandzkim stężenia trzech metali w śledziu przekroczyły wartości progowe, a zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,12. W Basenie Gdańskim tylko stężenia Cd w storni pozostawały poniżej wartości progowej, a współczynnik skażenia bazujący na wszystkich danych wyniósł 2,36 ze względu na przekroczenia wartości progowych w przypadku stężeń Hg i Pb. Stan środowiska Basenu Bornholmskiego został określony na podstawie danych dotyczących stężeń metali w tkankach śledzia i storni oraz roślin makrofytobentosowych. Zintegrowany współczynnik skażenia dla tego obszaru wyniósł 1,13. Stężenia przekraczające wartości progowe zidentyfikowano w przypadku Hg i Pb w mięśniach storni, natomiast w przypadku śledzia stężenia wszystkich metali pozostawały powyżej wartości progowej. 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 1,79 i 1,25. Odpowiedzialnymi za taki stan były podwyższone stężenia Hg w mięśniach i stężenia Pb w wątrobach okonia.

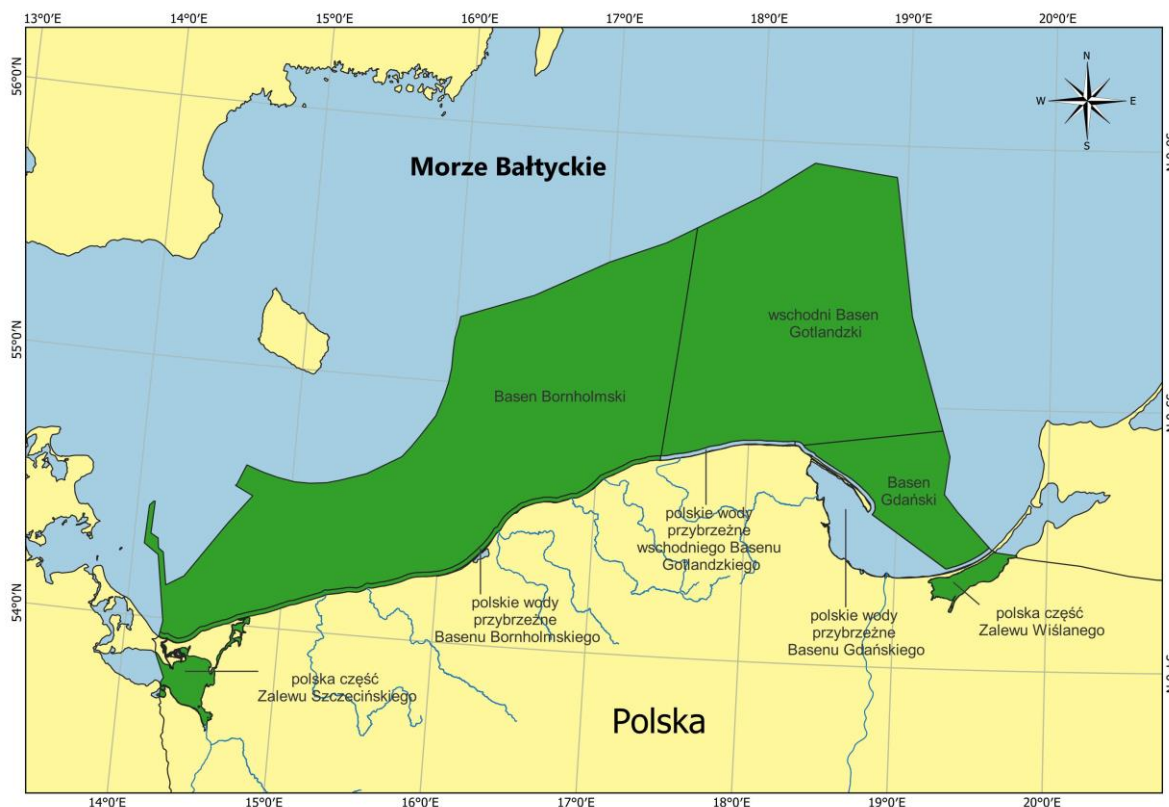
W przypadku obszarów polskich wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego ocena stanu środowiska bazowała na stężeniach metali w organizmach omułka jadalnego i roślinach makrofytobentosowych. Pomimo przekroczenia wartości granicznej w przypadku Cd w omułku, zintegrowany współczynnik skażenia wyniósł 0,73 wskazując na dobry stan środowiska tego

obszaru w zakresie metali ciężkich. W 2020 roku w odróżnieniu do lat poprzednich, ocenę stanu środowiska wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego przeprowadzono tylko na podstawie stężeń metali ciężkich w storni, w związku z niemożliwością pozyskania odpowiedniej ilości materiału (omutek jadalny) do badań, i w roślinach makrofitobentosowych. Ze względu na znaczne przekroczenia stężeń metali w organizmach ryb, stan środowiska został uznany za nieodpowiedni na podstawie zintegrowanego współczynnika skażenia, który wyniósł 3,01.



Rys. III.8. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D8 – w 2020 r.

W 2020 roku, podobnie jak w roku poprzednim, dobry stan środowiska w zakresie stężeń metali ciężkich w rybach przeznaczonych do konsumpcji (przeprowadzony w ramach cechy D9) został osiągnięty we wszystkich obszarach oceny, w których odtłowiono ryby tj. we wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz w Zalewie Wiślanym i Zalewie Szczecińskim (Rys. III.9).

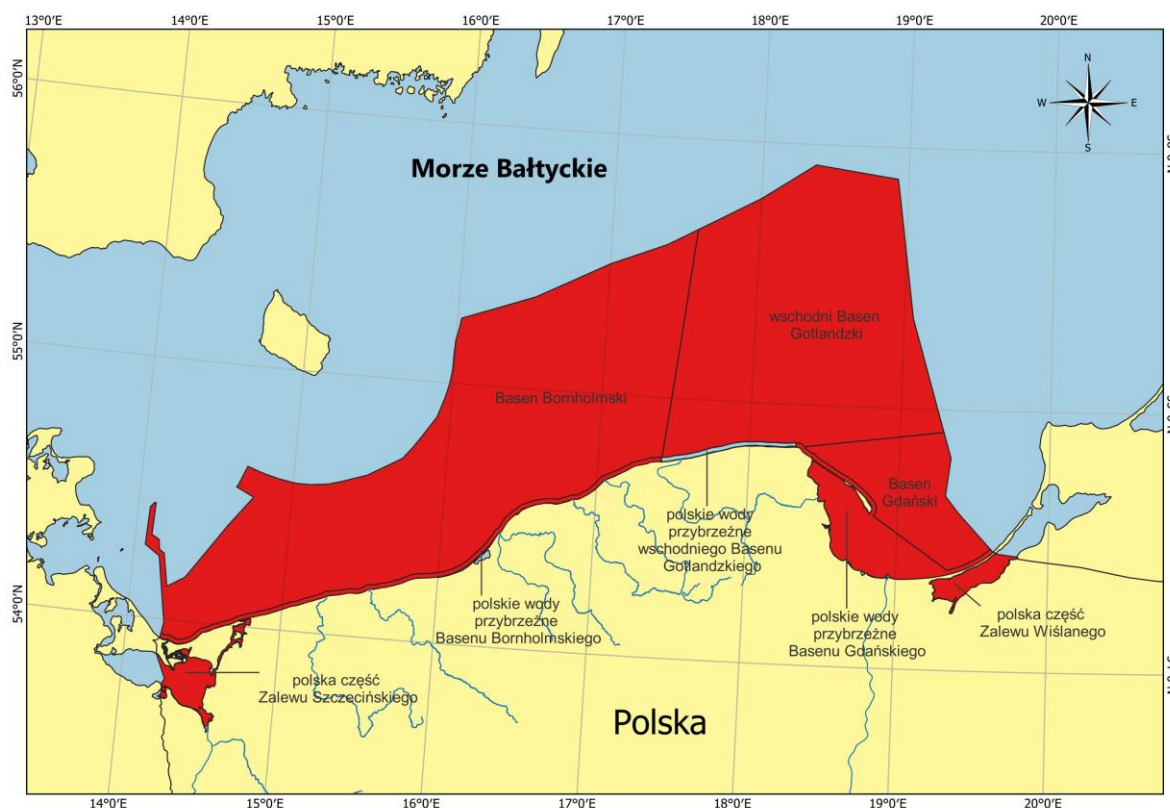


Rys. III.9. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi – cecha D9 – w 2020 r.

Ocenę stanu poszczególnych obszarów w ramach cechy D8, w zakresie zanieczyszczenia trwałymi związkami organicznymi przeprowadzono z uwzględnieniem całej listy związków organicznych oznaczanych w odpowiednich matrycach. Stan środowiska basenów w obszarach wód otwartych i wód przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oceniono na podstawie analiz związków: bromoorganicznych (polibromowanych defenyloteterów – 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 był śledź we wschodnim Basenie Gotlandzkim, śledź i stornia w Basenie Bornholmskim oraz stornia w Basenie Gdańskim i wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego. We wszystkich czterech obszarach stan środowiska w zakresie skażenia trwałymi związkami organicznymi uznano za nieodpowiedni (Rys. III.10), 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 27 we wschodnim Basenie Gotlandzkim oraz 21 w przypadku śledzia i 10 w przypadku storni w Basenie Bornholmskim. W Basenie Gdańskim współczynnik skażenia osiągnął wartość 16, natomiast w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego na podstawie wyników dla storni 21. W przypadku pozostałych związków organicznych stężenia pozostawały zdecydowanie poniżej granicy dobrego stanu. Ostatecznie zagregowane współczynniki skażenia, uwzględniające wpływ wszystkich badanych substancji, wyniosły 2,71 we wschodnim Basenie Gotlandzkim, 1,59 w Basenie Bornholmskim, 1,74 w Basenie Gdańskim i 2,15 w wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego wskazując na nieodpowiedni stan środowiska. Stan wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego został oceniony na podstawie wyników uzyskanych dla omułka, w którym w miejsce analiz metabolitów WWA, przeprowadzono analizy WWA (fluorantenu, benzo(k)fluorantenu, benzo(a)pirenu,

benzo(ghi)peryleny, indeno(1,2,3cd)pirenu). Ze względu na przekroczenie granic dobrego stanu w przypadku sumy sześciu kongenerów PBDE i TBT, zintegrowany współczynnik skażenia wyniósł 2,21 wskazując na nieodpowiedni stan środowiska w tym obszarze.

Obszary Zalewów Szczecińskiego i Wiślanego oceniono na podstawie analiz TZO przeprowadzonych w mięśniach okonia. Podobnie, jak w przypadku innych obszarów oceny podwyższone w stosunku do wartości progowej stężenia PBDE uniemożliwiły osiągnięcie dobrego stanu.



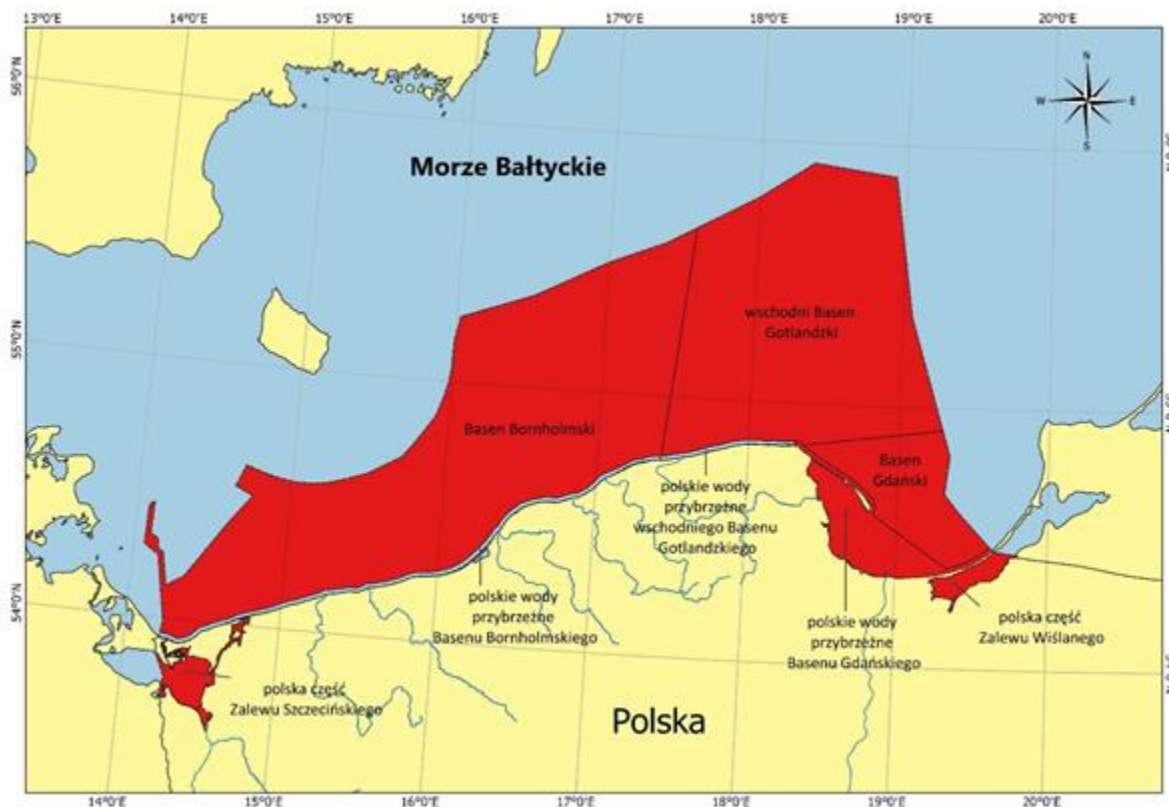
Rys. III.10. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D8 – w 2020 r.

W 2020 roku, ocenę stanu środowiska dla TZO w zakresie cechy D9 (poziom substancji zanieczyszczających w rybach i owocach morza przeznaczonych do spożycia przez ludzi nie przekracza poziomów ustanowionych w prawodawstwie Wspólnoty (UE) ani innych odpowiednich norm) przeprowadzono na podstawie analiz związków bromoorganicznych (polibromowanych difenylesterów – suma 6 PBDE i heksabromocyklododekanu – HBCDD), sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS), związków chloroorganicznych (heksachlorocykloheksanu – HCH 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 wszystkich obszarach objętych tymi wskaźnikami: Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim, wodach przybrzeżnych Basenu Bornholmskiego oraz Zalewie Szczecińskim i Zalewie Wiślanym (Rys. III.11).



Rys. III.11. Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO – cecha D9 – w 2020 r.

W 2020 roku przeprowadzono również ocenę w zakresie efektów biologicznych wywołanych oddziaływaniem substancji zanieczyszczających na ryby wykorzystując metodę testu mikrojądrowego. Na podstawie wyników badań dla śledzia z 4 lokalizacji przeprowadzono ocenę w czterech obszarach: wschodnim Basenie Gotlandzkim, Basenie Bornholmskim, Basenie Gdańskim i polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego (Rys. III.12). Dobry stan środowiska nie został osiągnięty w żadnym z obszarów. W 2020 roku przeprowadzono również badania krwi okonia z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego. Wyniki uzyskane w obydwu akwenach również wskazują na stan nieodpowiedni (Rys. III.12).

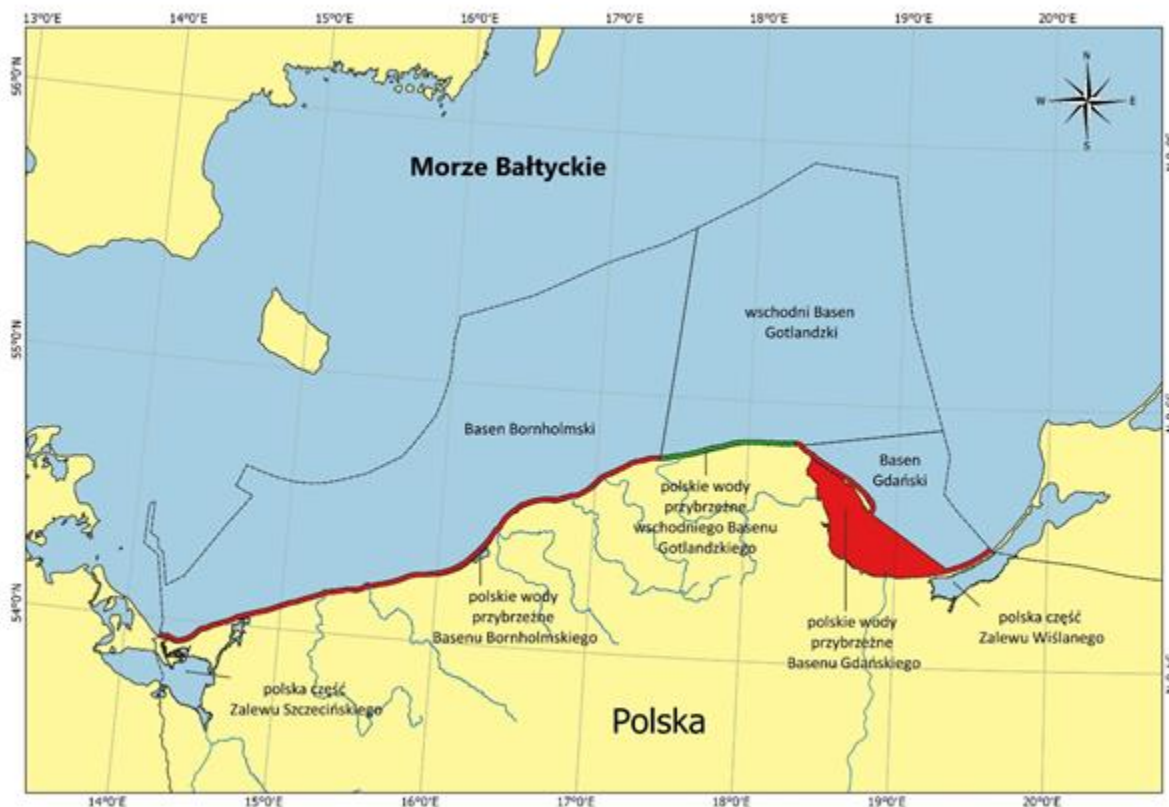


Rys. III.12. Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 - w 2020 r.

Odpady w środowisku morskim

W 2020 roku przeprowadzono ocenę stanu środowiska polskich obszarów przybrzeżnych w zakresie odpadów gromadzonych na plaży. Do oceny wykorzystano wartości średniej liczebności odpadów w różnych kategoriach oraz sumy wszystkich odpadów przypadającej na 100m długości monitorowanego odcinka plaży. Wartości te porównano z krajowymi wartościami granicznymi. Stan środowiska polskich obszarów brzegowych Basenu Bornholmskiego (17,7 odpadów /100m) i Basenu Gdańskiego (28,2 odpadów/100m) w oparciu o wartości krajowe uznano za nieodpowiedni, natomiast obszar brzegowy wschodniego Basenu Gotlandzkiego charakteryzował się średnią liczebnością odpadów na poziomie 7,7/100m spełniając warunek dobrego stanu środowiska (9 odpadów/100m) (Rys. III.13).

W związku z wyznaczeniem wartości progowej dla całkowitej liczby odpadów przypadającej na 100m na poziomie Unii Europejskiej, która wynosi 20 odpadów/100m przeprowadzono również ocenę poprzez odniesienie mediany dla całkowitej liczby odpadów przypadających na 100 m badanych odcinków do wartości progowej. Dokonanie oceny w poszczególnych basenach nie było możliwe ze względu na minimalną zalecaną liczbę przeprowadzonych badań, która wynosi 40. Liczba wszystkich badań przeprowadzonych w skali jednego roku na polskim wybrzeżu wynosi 60. Zastosowanie kryterium EU oznacza dobry stan środowiska w zakresie odpadów gromadzonych na brzegu.



Rys. III.13. Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 - w 2020 r.

Podsumowanie oceny stanu środowiska morskiego polskiej strefy Bałtyku w 2020 roku, w odniesieniu do wyznaczonych akwenów HELCOM, które są oceniane zgodnie z RDSM przedstawiono w Tabeli III.2. Prezentuje ona wyniki oceny dla poszczególnych cech, przy czym w przypadku siedlisk bentosowych wyniki zaprezentowano oddzielnie dla makrozoobentosu oraz cechy D6, na którą składa się ocena makrozoobentosu oraz makrofity w obszarach do głębokości 20 metrów. W przypadku eutrofizacji ocena została uzupełniona o wyniki klasyfikacji wskaźników z wód przejściowych i przybrzeżnych (RDW) przy czym, ze względu na brak różnic w klasyfikacji stanu, w celu zapewnienia większej czytelności JCWP przybrzeżne zagregowano do poziomu wód przybrzeżnych Basenu Gdańskiego, Wschodniego Basenu Gotlandzkiego oraz Basenu Bornholmskiego. 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 2020 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES).

Nazwa akwenu	D1/D4				D3	D6	D5	D8				D9		D10
	Ryby	Zooplankton	Makrozoobentos	Chlorofil a				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

- Beamont, N., Aanesen, M., Austen, M., Borgen, T., Clark, J.R., Cole, M., Hooper, T., Lindeque, P.K., Pascoe, C., Wyles, K., 2019. Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Mar. Pollut. Bull.* 142, 189–195.
- Bełdowski J., Löffler A., Schneider B., Joensuu L., 2010, Distribution and biogeochemical control of total CO₂ and total alkalinity in the Baltic Sea; *Journal of Mar. Sys.*
- Brzuzan P., Woźny M., Łuczyński M.K., 2007. Toksykologia Molekularna- przewodnik do ćwiczeń. UWM, Olsztyn 2007. http://biotechnology.keyland.biz/pdf/tox_mol_updated.pdf
- Budziński H., Jones I., Bellocq J., Piérard C., Garrigues P. 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Mar. Chem.* 58: 85 – 97.
- Cavaş 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
- Chodkiewicz T., Meissner W., Chylarecki P., Neubauer G., Sikora A., Pietrasz K., Cenian Z., Betleja J., Kajtoch Ł., Lenkiewicz W., Ławicki Ł., Rohde Z., Rubacha S., Smyk B., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P. 2016. Monitoring Ptaków Polski w latach 2015–2016. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 15: 1–86.
- Chodkiewicz T., Neubauer G., Sikora A., Ławicki Ł., Meissner W., Bobrek R., Cenian Z., Bzoma S., Betleja J., Kuczyński L., Moczarska J., Rohde Z., Rubacha S., Wieloch M., Wylegała P., Zielińska M., Zieliński P., Chylarecki P. 2018. Monitoring Ptaków Polski w latach 2016–2018. *Biuletyn Monitoringu Przyrody* 17: 1–90.
- Conley D.J., Aigars J., Kotta J., Maximov A., 2011 Hypoxia is increasing in the Coastal Zone of the Baltic Sea, *Environmental Science & Technology*
- Conley D. J., Humborg C., Rahm L., Savchuk O. P., Wulff F., 2002, Hypoxia in the Baltic Sea. Sea and basin-scale changes in phosphorus biogeochemistry. *Environmental Science and Technology* 36, 5315–5320, doi: 10.1021/es02576w
- Drgas N., 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Wlew do Bałtyku, nr 1, 2015; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Drgas N., 2016 Raport rejsowy r/v Baltica nr 3–6, 2016, IMGW-PIB; online: <http://baltyk.pogodynka.pl/oceanografia/raporty>
- Drgas N., 2019 Raport rejsowy r/v Baltica nr 1–6, 2019, 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.
- European Environment Agency 2020, Indicator Assessment. Ocean acidification; CLIM 043 Published 24 Jun 2020; online: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/ocean-acidification-3/assessment>
- Falandysz, J., Wyrzykowska, B., Puzyn, T., Strandberg, L., Rappe, C., 2002, Polychlorinated biphenyls (PCBs) and their congener-specific accumulation in edible fish from the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea, *Food Addit. Contam.* 19, 779–795
- 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
- Galgani, F., Hanke, G., Maes, T., 2015. Global distribution, composition and abundance of marine litter. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, pp. 29–56 https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_2.
- Garthe S., 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
- GIOS, 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_04/9cbf6a1fad8785948a0931cadfd7ce9.pdf
- GIOS, 2018 (b), Aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich; online: <http://rdsm.gios.gov.pl/index.php/pl/35-konsultacje-spoeczne-3>
- 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
- Heinemann D. 1981. A range finder for pelagic bird censusing. *Journal of Wildlife Management* 45: 489–493.
- HELCOM, 2003, The Baltic Marine Environment 1999–2002. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 87, 47 pp.
- HELCOM, 2009, Hazardous substances of specific concern to the Baltic Sea Final report of the HAZARDOUS project. *Baltic Sea Environment Proceedings* No. 119, 99 pp.
- HELCOM, 2012, Development of a set of core indicators: Interim report of the HELCOM CORESET project. PART B: Descriptions of the indicators. *Balt. Sea. Environ. Proc.* No. 129 B, 219 pp
- HELCOM, 2013, HELCOM Monitoring and Assessment Strategy; online: www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment-strategy
- HELCOM, 2015, OUTCOME OF THE 48TH MEETING OF HEADS OF DELEGATION(HELCOM HOD); online: https://portal.helcom.fi/meetings/HOD%2048-2015-189/MeetingDocuments/Outcome_HOD%2048-2015.pdf
- HELCOM, 2015b, HELCOM Eutrophication assessment manual. Updated: 31.12.2015; online: <https://helcom.fi/media/publications/Eutrophication-assessment-manual.pdf>
- HELCOM, 2017, Diatom/Dinoflagellate index. HELCOM pre-core indicator report. Online. 30.04.2017. <http://www.helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/Diatom-dinoflagellate-index>
- 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. 2020. Inter-Benchmark Process on Baltic Sprat (*Sprattus sprattus*) and Herring (*Clupea harengus*) (IBPBash). ICES Scientific Reports, 2:34. 44 pp.
- ICES. 2021a. Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). ICES Scientific Reports.
- ICES. 2021b Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021.

- IMGW-PIB, 2015, Raport specjalny z rejsu – Wielki Mlew 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.
- Kaiser M. J., Galanidi M., Showler D. A., Elliott A. J., Caldow W. G., Rees E. I. S., Stillman R. A., Sutherland W. J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148: 110–128.
- Karlson K., Rosenberg R., Bonsdorff E., 2002, Temporal and spatial Large-scale effects of eutrophication and oxygen deficiency on benthic fauna in Scandinavian and Baltic waters – a review. *Oceanography and Marine Biology: AN Annual Review* 40, 427–489
- 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-Dowgiałło L., Kramarska R., Gajewski J. (red.), 2011, Siedliska przyrodnicze polskiej strefy Bałtyku. Głazowisko Ławicy Słupskiej. Wydawcy: Instytut Morski w Gdańsku i Państwowy Instytut Geologiczny – PIB, Gdańsk – Warszawa 2011, ISBN 978-83-62438-09-9: 18–22
- Krzywiński W., (red.), 2017, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2016 na tle dziesięciolecia 2006–2015. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2017, 163 s.
- Kube J., Skov H. 1996. Habitat selection, feeding characteristics, and food consumption of long-tailed ducks, *Clangula hyemalis*, in the southern Baltic Sea. *Meereswissenschaftliche Berichte* 18: 83–100.
- Kuliński K., Pempkowiak J., 2011., The carbon budget of the Baltic Sea. *Biogeosciences* 8(11):3219–3230.
- 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.
- Larsen E.H., Francesconi K.A., 2003 Arsenic concentrations correlate with salinity for fish taken from the North Sea and Baltic waters *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 83(02):283 – 284.
- Łysiak-Pastuszek E., Drgas N., Śliwińska A., 2011, Stan jakości wód w Zatoce Gdańskiej. [W:] M. Maciejewski, M. S. Ostojki, T. Walczykiwicz (red.) *Dorzeczcie Wisły – monografia powodzi maj-czerwiec 2010*. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2011, 204–206

- Łysiak-Pastuszek E, Zalewska E, Krzyimiński 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
- Meissner W. 2010a. Ławica Słupska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 529–530.
- Meissner W. 2010b. Przybrzeżne Wody Bałtyku. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 531–532.
- Meissner W. 2010c. Zatoka Pomorska. W: Wilk T., Jujka M., Krogulec J., Chylarecki P. (red.) Ostoje ptaków o znaczeniu międzynarodowym w Polsce. OTOP, Marki. pp: 533–534.
- Meissner W. 2011. Ptaki morskie. W: Sikora A., Chylarecki P., Meissner W., Neubauer G. (red.). Monitoring ptaków wodno-błotnych w okresie wędrówek. Poradnik metodyczny. GDOŚ, Warszawa. pp: 93–102.
- Meissner W., Staniszevska J., Bzoma S. 2007. Liczebność oraz struktura gatunkowa i wiekowa mew Laridae w regionie Zatoki Gdańskiej w okresie pozalegowym. Not. Orn. 48: 67–81.
- Mostafa A.R., Wade T.L., Sweet S.T., Al-Alimi A.K.A., Barakat A.O. 2009. Distribution and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of Hadhramout coastal Gulf of Aden, Yemen. J. Mar. Syst. 78: 1.
- 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-Dowgiałto L. (red.), 2006, Różnorodność biologiczna przybrzeżnego głązowiska Rowy przy Słowińskim Parku Narodowym. Wyd. Nauk. IM w Gdańsku, Gdańsk 2006, 127 str.
- Osowiecki A., Łysiak-Pastuszek E., Kruk-Dowgiałto L., Błęńska M., Brzeska P., Kraśniewski W., Lewandowski Ł., Krzyimiński 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_Subst.pdf
- Pannekoek J., Van Strien A. J. 2005. TRIM 3 manual. Trends and indices for monitoring data. CBS, Statistics Netherlands, Voorburg, Netherlands.
- 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
- Pierdomenico, M., Casalbore, D., Latino, F., 2019. Massive benthic litter funnelled to deep sea by flash-flood generated hyperpycnal flows. Sci. Rep. 9, 5330.
- Pies C., Hoffmann B., Petrowsky J., Yang Y., Ternes T.A., Hofmann T. 2008. Characterization and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in river bank soils. Chemosphere 72: 1594–1601.
- Polak-Juszczak L. 2009. Temporal trends in the bioaccumulation of trace metals in herring, sprat, and cod from the southern Baltic Sea in the 1994–2003 period. Chemosphere 76(10):1334–1339.

- Polak-Juszczak L., Szlinder-Richert J. 2021. Arsenic speciation in fish from Baltic Sea close to chemical munitions dumpsites. *Chemosphere* 284: 131326.
- Rogowska J., Wolska L., Namieśnik J. 2010. Impacts of pollution derived from ship wrecks on the marine environment on the basis of s/s "Stuttgart" (Polish coast, Europe). *Science of the Total Environment* 408 :5775–5783
- R.P.A., Dekeling & M.L., Tasker & Van der Graaf, Sandra & Ainslie, Michael & Andersson, Mathias & André, Michel & Borsani, Junio & Brensing, Karsten & Castellote, Manuel & Cronin, Donal & Dalen, John & Folegot, Thomas & R., Leaper & Pajala, Jukka & P., Redman & Robinson, Stephen & Sigray, Peter & Sutton, Gerry & Thomsen, Frank & J.V., Young. (2014). *Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I: Executive Summary*. 10.2788/29293.
- Ryan, P.G., 2015. A brief history of marine litter research. In: Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M. (Eds.), *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Berlin, pp. 1–25.
- Saniewski M., Zalewska T., 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., Heinänen S., Žydelis R., Bellebaum J., Bzoma S., Dagys M., Durinck J., Garthe S., Grishanov G., Hario M., Kieckbusch J. J., Kube J., Kuresoo A., Larsson K., Luigujoe L., Meissner W., Nehls H. W., Nilsson L., Petersen I. K., Roos M. M., Pihl S., Sonntag N., Stock A., Stipniece A. 2011. *Waterbird Populations and Pressures in the Baltic Sea*. Nordic Council of Ministers. Kopenhagen. 201 pp.
- Sonntag N., Mendel B., Garthe S. 2006. Die Verbreitung von See- und Wasservögeln in der deutschen Ostseeim Jahresverlauf. *Vogelwarte* 44: 81–112.
- Soclo H. H., Garrigues P. H., Ewald M. 1999. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (pahs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull.* 40: 387–396.
- Stanisławczyk I., 2020, Złodzenie polskiej strefy przybrzeżnej w zimie 2019/20, online: <https://baltyk.imgw.pl/index.php?page=22&subpage=90>
- 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.
- Uścinowicz Sz., (red.), *Geochemia osadów powierzchniowych Morza Bałtyckiego*, Ministerstwo Środowiska, Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa, 2011
- 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
- Wolska L., Mechlińska A., Rogowska J., Namieśnik J. 2012. Sources and Fate of PAHs and PCBs in the Marine Environment, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 42(11): 1172–1189.

- Xu J., Yu, Y., Wang P., Guo W., Dai Sh., Sun H. 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the surface sediments from Yellow River, China. *Chemosphere* 67: 1408.
- Yunker M. B., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell H., Goyette D., Sylvestre S. 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.* 33: 489–515.
- Zalewska T., Lipska J., 2006, Contamination of the southern Baltic Sea with ^{137}Cs and ^{90}Sr over the period 2000–2004, *Journal of Environmental Radioactivity* 91, 1–14
- Zalewska T., Suplińska M., 2013, Anthropogenic radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in the southern Baltic Sea ecosystem, *Oceanologia* 55 (3), 485–517
- Zalewska T., 2015, Bioindykatory makrofytobentosowe w klasyfikacji stanu środowiska morskiego południowego Bałtyku. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – PIB, Warszawa 2015, 244 str.
- Zalewska T., 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
- Zalewska T., (red.), 2019, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2018 na tle dziesięciolecia 2008–2017. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2019, 163 s.
- Zalewska T., (red.), 2020, Ocena stanu środowiska polskich obszarów morskich Bałtyku na podstawie danych monitoringowych z roku 2019 na tle dziesięciolecia 2009–2018. Inspekcja Ochrony Środowiska – Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 2020, 163 s
- Zawadzka D., Mizera T., Cenian Z. 2009. Dynamika liczebności bielika *Haliaeetus albicilla* w Polsce. W Anderwald D. (red.). Ochrona drapieżnych zwierząt, a rozwój cywilizacyjny społeczeństw ludzkich. *Stud. I Mat. CEPL, Rogów*, 3 (22): 22–31.
- 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.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – wielolecie 2010-2019	6
Rys. I.2.	Kierunek oraz prędkość wiatru na wybranych stacjach polskiego wybrzeża – rok 2020	6
Rys. I.3.	Suma ujemnych średnich dobowych temperatur powietrza – ‘suma zimna’ dla polskiego wybrzeża, 2010/11 – 2019/20.	10
Rys. I.4.	Schemat oddziaływania bilateralnego falowania i innych elementów środowiska morskiego.	11
Rys. I.5.	Przebieg wysokości fali znacznej (H_s) w punkcie pomiarowym Petrobaltic w 2020 roku.....	11
Rys. I.6.	Rozkład częstości występowania wysokości fali znacznej (H_s) i średniego okresu fali (T_m) w okresie 2010-2019 (po lewej) oraz w 2020 roku (po prawej) w punkcie Petrobaltic.	12
Rys. I.7.	Zakres obserwacji średnich i ekstremalnych dla wysokości fali znacznej (H_s) oraz średniego okresu fali (T_m) w latach 2010-2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic, Każdy wykres przedstawia wartości mieszczące się między kwartylami Q1 i Q3 (ramka), medianę (linia pozioma), wartości maksymalne i minimalne (wąsy) oraz wartości odstające (czerwone krzyżyki).	12
Rys. I.8.	Łączna liczba godzin trwania sztormów w latach 2010-2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic.	13
Rys. I.9.	Rozkład przestrzenny występowania wysokości fali znacznej (H_s) (skala kolorowa) oraz odpowiadające im stany morza wg skali Douglasa (wartości pod skalą kolorową) w dniu 12 stycznia 2020r. Wektorem oznaczono kierunek propagacji fali.....	14
Rys. I.10.	Zakres zmienności głębokości warstwy wymieszania [m] w wieloleciu 2010-2019 r. oraz średnia głębokość w 2020 (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.	15
Rys. I.11.	Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m w 2020 r.	17
Rys. I.12.	Róże prądów w kwadratach w warstwie podpowierzchniowej 7,5-12,5 m na podstawie pomiarów z lat 2010-2019.	18
Rys. II.1.	Cechy – wskaźniki opisowe: stanu – kolor zielony, presji biologicznych – kolor pomarańczowy, związane z wprowadzeniem do środowiska substancji, odpadów i energii – kolor szary, presji fizycznych – kolor brązowy (źródło: aktualizacja wstępnej oceny stanu środowiska wód morskich (Uchwała Rady Ministrów nr 8 z dnia 18 stycznia 2019 r. – MP 2019 poz. 230).	21
Rys. II.2.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS z uaktualnieniami (HELCOM 2013); na mapach zaznaczono lokalizację stacji pomiarowo-badawczych monitoringu RDSM.	22
Rys. II.3.	Temperatura wody w warstwie powierzchniowej morza w 2020 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2010-2019; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2010-2019; punkty – średnia 2020.	25
Rys. II.4.	Temperatura wody w profilu pionowym w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	26
Rys. II.5.	Temperatura wody w profilu pionowym we wschodnim Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	26
Rys. II.6.	Temperatura wody w profilu pionowym w Basenie Gdańskim (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	27
Rys. II.7.	Zasolenie wody w warstwie powierzchniowej morza w 2020 r. w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki, Basen Gdański, polskie wody przybrzeżne Basenu Gdańskiego (na wykresie przedstawiono dane dla miesięcy, dla których możliwe było obliczenie statystyk); słupki – średnia 2010-2019; wąsy – średnia $\pm$ odchylenie standardowe 2010-2019; punkty – średnia 2020.	28
Rys. II.8.	Zmiany zasolenia w Głębi Bornholmskiej (st. P5C) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	29
Rys. II.9.	Zmiany zasolenia w pld.-wsch. Basenie Gotlandzkim (st. P140) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	29
Rys. II.10.	Zmiany zasolenia w Głębi Gdańskiej (st. P1) w poszczególnych miesiącach w 2020 r.	30

Rys. II.11.	Średnie roczne wartości pH w całej kolumnie wody w latach 2010–2020 w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich; linia ciągła – średnia 2010–2019, linia przerywana – tendencja zmian..	31
Rys. II.12.	Średnie roczne wartości odczynu wody morskiej w latach 2010–2020 w powierzchniowej warstwie (0–10m) wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich Bałtyku (linia ciągła – średnia 2010–2019, linia przerywana – tendencja).	31
Rys. II.13.	Pionowy rozkład pH oraz stężeń tlenu w wodach polskiej wyłączonej strefy ekonomicznej wzdłuż przekroju głębokowodnego od Basenu Bornholmskiego do Zatoki Gdańskiej (przykładowa sytuacja z marca 2020r.).	32
Rys. II.14.	Izoplety wartości pH w 2020 w głębiach polskich obszarów morskich.	32
Rys. II.15.	Sezonowe zmiany średnich wartości pH w warstwie powierzchniowej (0–10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2020 r.	33
Rys. II.16.	Wartości średnie pCO_2 (μatm) w 2020 r. w powierzchniowej warstwie (0–10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.	34
Rys. II.17.	Sezonowe zmiany średnich wartości pCO_2 (μatm) w 2020 r. w powierzchniowej warstwie (0–10m) w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich: Basen Bornholmski, wschodni Basen Gotlandzki oraz Basen Gdański.	35
Rys. II.18.	Mapa obszaru badań objętego w 2020 roku programem MPB oraz rozmieszczenie stanowisk lęgowych bielika (niebieskie punkty) i wyodrębnionych powierzchni (H01–H04).	38
Rys. II.19.	Sukces lęgowy bielika w strefie nadmorskiej w latach 2015–2020.	39
Rys. II.20.	Rozkład liczby młodych bielików w gniazdach kontrolowanych z ziemi i podczas bezpośredniej kontroli wnętrza gniazda.	40
Rys. II.21.	Średnia liczba młodych na gniazdo z sukcesem („sukces”) oraz produkcja młodych przeliczona na parę przystępującą do lęgu w roku 2020 („gniazdo”).	40
Rys. II.22.	Przebieg transektów Monitoringu Zimujących Ptaków Morskich w obrębie polskiej strefy wód terytorialnych (niebieskie linie). Czerwoną linią oznaczono granice obszarów OSOP Natura 2000.	43
Rys. II.23.	Wskaźniki zagęszczenia (A) i częstości (B) dla trzech gatunków kaczek morskich stwierdzonych w 2020 roku na trzech akwenach objętych monitoringiem. ZP – Zatoka Pomorska poza pasem wód terytorialnych, ŁS – Ławica Słupska, WT – wody terytorialne. Obok słupków podano wartości wskaźników.	52
Rys. II.24.	Wskaźniki zagęszczenia lodówki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	53
Rys. II.25.	Wskaźniki zagęszczenia uhli w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	53
Rys. II.26.	Wskaźniki zagęszczenia markaczki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	54
Rys. II.27.	Wskaźniki zagęszczenia alki w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	54
Rys. II.28.	Wskaźniki zagęszczenia mewy srebrzystej sensu lato w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	55
Rys. II.29.	Wskaźniki zagęszczenia ptaków morskich w polskiej strefie Bałtyku na podstawie wyników MZPM uzyskanych w 2020 roku.	55
Rys. II.30.	Zależność pomiędzy całkowitą liczebnością gatunku w obrębie wszystkich transektów oraz jego wskaźnikiem rozpowszechnienia. Obie zmienne poddano transformacji logarytmicznej ($\log_{10}$).	57
Rys. II.31.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków kaczek morskich w latach 2011–2020.	58
Rys. II.32.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech gatunków alk w latach 2011–2020.	58
Rys. II.33.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla perkoza rogatego i rdzawoszyjnego oraz dla nura czarnoszyjnego i rdzawoszyjnego w latach 2011–2020.	59
Rys. II.34.	Porównanie wskaźników rozpowszechnienia dla trzech najliczniejszych gatunków mew w latach 2011–2020.	59

Rys. II.35. Trendy liczebności trzech gatunków kaczek morskich zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2020. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiano linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.	60
Rys. II.36. Trendy liczebności alki, nura czarnoszyjowego i mewy srebrzystej zimujących w polskiej strefie Bałtyku w latach 2011-2020. Punkty oznaczają wartości dla poszczególnych lat, wąsy ± 1 błąd standardowy. Przedstawiano linię dopasowania obrazującą ogólny przebieg trendu.	61
Rys. II.37. Udział wyróżnionych grup gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach OSOP Natura 2000 w kolejnych latach.	63
Rys. II.38. Zalew Wiślany – punkty monitoringowe.	67
Rys. II.39. Zatoka Pucka Zewnętrzna – punkty monitoringowe.	68
Rys. II.40. Zalew Pucki – punkty monitoringowe.	69
Rys. II.41. Mapa obrazująca wyniki oceny stanu i potencjału ekologicznego JCWP na podstawie monitoringu ichtiofauny w 2020 roku.	71
Rys. II.42. Lokalizacja stacji połowowych z rejsów dennych BITS wykonanych w 2020 roku przez stronę polską i duńską: • stacje polskie (64); • stacje duńskie (13).	72
Rys. II.43. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2020 w podobszarze ICES 25; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.	73
Rys. II.44. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2020 w podobszarze ICES 25.	74
Rys. II.45. Średnia wartość wskaźnika LFI w okresach 2000-2008, 2009-2011 oraz w latach 2012-2020 w podobszarze ICES 26; czerwona linia wskazuje granicę GES/subGES.	75
Rys. II.46. Zmiany wartości wskaźnika LFI w latach 2000-2020 w podobszarze ICES 26.	75
Rys. II.47. Ocena stanu środowiska dla cechy D1 w zakresie ichtiofauny w obrębie otwartego morza w 2020 r.	76
Rys. II.48. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	78
Rys. II.49. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	78
Rys. II.50. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P 110) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	79
Rys. II.51. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	79
Rys. II.52. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	80
Rys. II.53. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach strefy płytkowodnej zachodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	80
Rys. II.54. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	80
Rys. II.55. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	81
Rys. II.56. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w wodach pld.-wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	81
Rys. II.57. Zmiany średniej całkowitej biomasy fitoplanktonu w miesiącach letnich (VI-IX) w Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r.	81
Rys. II.58. Zmiany liczby stwierdzonych taksonów mezozooplanktonu w latach 2010-2020 r na wszystkich monitorowanych stanowiskach (wartości skumulowane); linia ciągła – tendencja.	84
Rys. II.59. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Wiślanego (st. KW) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	84
Rys. II.60. Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Zalewu Puckiego (st. ZP6) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.	84

Rys. II.61.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	85
Rys. II.62.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	85
Rys. II.63.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach strefy płytkowodnej wschodniej części środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	85
Rys. II.64.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	86
Rys. II.65.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Gdańskiej (st. P1) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	86
Rys. II.66.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	86
Rys. II.67.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach pld.- wsch. Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia	87
Rys. II.68.	Zmiany średniej liczebności i biomasy mezozooplanktonu w wodach Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2020; linia ciągła – średnia z dziesięciolecia.....	87
Rys. II.69.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewi Wiślanym (st. KW) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).....	88
Rys. II.70.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize na stacji w Zalewie Puckim (st. ZP6) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX)	89
Rys. II.71.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. Ł7) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX)	89
Rys. II.72.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. P16) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).....	89
Rys. II.73.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika MeanSize w wodach strefy płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX)	90
Rys. II.74.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach otwartej Zatoki Pomorskiej (st. B13) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).....	90
Rys. II.75.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu wyliczone ze wskaźnika w wodach centralnej Zatoki Gdańskiej (st. P110) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX).....	90
Rys. II.76.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód wschodniego Basenu Gotlandzkiego (st. P140) w latach 2010-2020w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 11,6 µg, dla biomasy – 156,3 mg m ⁻³	91
Rys. II.77.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Głębi Bornholmskiej (st. P5 oraz P5C) w latach 2010-2020w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 12,2 µg, dla biomasy – 223,0 mg m ⁻³	91
Rys. II.78.	Zmiany średniej wielkości zooplanktonu (a) oraz całkowitej biomasy (b) wyliczone dla wód Basenu Gdańskiego (st. P1) w latach 2010-2020 w sezonie letnim (VI-IX); linia ciągła czerwona – wartość progowa dobrego stanu (GES) dla średniej wielkości – 10,2 µg, dla biomasy – 103 mg m ⁻³	91
Rys. II.79.	Ocena stanu makroglonów i okrytożalążkowych na podstawie indeksu SM _I w akwenie płytkowodnym a) Klif Orłowski, b) Jama Kuźnicka, c) Ławica Słupska, d) Głazowisko Rowy, e) Woliński Park Narodowy; kolory słupków wg klasyfikacji SM _I – Tabela II.29.	95
Rys. II.80.	Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. P104); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	96
Rys. II.81.	Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupek brązowy) na tle wielolecia 2012-2019 (słupki niebieskie) w rejonie wód przybrzeżnych Zatoki Gdańskiej (st. ZP6); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.....	97

Rys. II.82. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019 (stupki niebieskie) w rejonie Głębi Gdańskiej (st. P1); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	98
Rys. II.83. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2012-2019 (stupki niebieskie) w rejonie centralnej części Zatoki Gdańskiej (st. P110); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	98
Rys. II.84. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2012-2019 (stupki niebieskie) w rejonie Półwyspu Helskiego (st. ZN4); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	98
Rys. II.85. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019 (stupki 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.	99
Rys. II.86. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki 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.	99
Rys. II.87. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki 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.	100
Rys. II.88. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2014-2019 (stupki niebieskie) we wschodniej części Rynny Słupskiej (st. P2); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	100
Rys. II.89. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki 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.	101
Rys. II.90. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki 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.	102
Rys. II.91. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki niebieskie) w rejonie Kołobrzegu w strefie płytkowodnej środkowego wybrzeża (st. K6B); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	102
Rys. II.92. Wielkość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2010-2019 (stupki niebieskie) w rejonie Zatoki Pomorskiej (st. B13); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	102
Rys. II.93. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. (słupki brązowy) na tle wielolecia 2014-2019 (stupki niebieskie) w zachodniej części Rynny Słupskiej (st. P3); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	103
Rys. II.94. Wartość wskaźnika stanu makrozoobentosu (B) w 2020 r. na tle wielolecia 2010-2019 (stupki niebieskie) w rejonie Głębi Bornholmskiej (st. P5 i P5C); czerwona linia – granica między stanem dobrym i umiarkowanym oraz GES/subGES, brak słupka oznacza brak fauny dennej w danym roku, boczny słupek – klasyfikacyjny kod kolorystyczny RDW.	103
Rys. II.95. Dorsz 24-32. Połow, wyładunki i odrzuty (tys. ton) stada dorsza wschodnio-bałtyckiego w latach 1965-2020 wg danych ICES (2021a,b).	109
Rys. II.96. Dorsz 24-32. Śmiertelność połowowa (średnia w wieku 4-6 lat) w latach 1966-2020 wg danych ICES (2021a,b).	110
Rys. II.97. Dorsz 24-32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi B_{lim} i B_{pa} wg danych ICES (2021a,b).	110

Rys. II.98.	Dorsz 24-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.....	111
Rys. II.99.	Dorsz 24-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	112
Rys. II.100.	Dorsz 24-32. Procent ryb większych niż średnia długość (L50%) ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	112
Rys. II.101.	Stornia 24-25. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1973-2020 wg danych ICES (2021a,b).	113
Rys. II.102.	Stornia 24-25. Presja rybołówstwa jako stosunek wyładunków do wskaźnika wielkości biomasy, mierzonego wydajnością połowów w rejsach badawczych wg danych ICES (2021a,b).....	114
Rys. II.103.	Stornia 24-25. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm, wyznaczony na podstawie wydajności połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2021a,b).	114
Rys. II.104.	Stornia 24-25. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	115
Rys. II.105.	Stornia 24-25. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w połowach badawczych.	116
Rys. II.106.	Stornia 26 i 28. Wyładunki (tys. ton) w okresie 1996-2020 wg danych ICES (2021a).....	116
Rys. II.107.	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 (2021a).	117
Rys. II.108.	Stornia 26 i 28. Wskaźnik wielkości biomasy ryb ≥ 20 cm w latach 1991-2020 na podstawie połowów badawczych (kg/godz.) wg danych ICES (2021a).	118
Rys. II.109.	Stornia 26 i 28. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	119
Rys. II.110.	Stornia 26 i 28. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	119
Rys. II.111.	Szprot 22-32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2020 wg danych ICES (2021a,b).....	120
Rys. II.112.	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 (2021a,b).....	121
Rys. II.113.	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 (2021a,b).	121
Rys. II.114.	Szprot 22-32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	122
Rys. II.115.	Szprot 22-32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	122
Rys. II.116.	Szprot 22-32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	123
Rys. II.117.	Śledź 25-29 i 32. Połowy (tys. ton) w okresie 1974-2020 wg danych ICES (2021a,b).....	123
Rys. II.118.	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 (2021a,b).....	124
Rys. II.119.	Śledź 25-29 i 32. Biomasa stada tartowego (tys. ton) wraz z naniesionymi wartościami referencyjnymi wg danych ICES (2021a,b).....	125
Rys. II.120.	Śledź 25-29 i 32. 95. percentyl rozkładu długości (cm) obserwowanego w połowach badawczych.	126
Rys. II.121.	Śledź 25-29 i 32. Średnia maksymalna długość (cm) odnotowana w rejsach badawczych.	126
Rys. II.122.	Śledź 25-29 i 32. Udział procentowy ryb większych niż średnia długość ryb przystępujących po raz pierwszy do tarła.	127
Rys. II.123.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny dla cechy D3 wykonanej zgodnie z RDSM na podstawie danych z 2020 roku.....	128
Rys. II.124.	Zmiany stężeń fosforanów (DIP) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010-2019, linie przerywane – tendencje.....	131
Rys. II.125.	Zmiany stężeń azotu nieorganicznego (DIN) w polskich obszarach morskich w warstwie powierzchniowej (0-10m) w miesiącach zimowych (XII-II) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010-2019, linie przerywane – tendencje.....	131
Rys. II.126.	Zmiany stężeń fosforu całkowitego (TP) w polskich obszarach morskich (0-10m) w miesiącach letnich (VI-IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010-2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010-2019, linie przerywane – tendencje.	132

Rys. II.127. Zmiany stężeń azotu całkowitego (TN) w polskich obszarach morskich (0–10m) w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.....	132
Rys. II.128. Zmiany zawartości chlorofilu a w polskich obszarach morskich w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i koncentracji rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r. linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.....	134
Rys. II.129. Sezonowe zmiany średnich koncentracji chlorofilu a [mg m^{-3}] w wydzielonych akwenach polskich obszarów morskich w 2020 r.....	134
Rys. II.130. Zmiany przezroczystości wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) (jaśniejszy słupek) i średnich rocznych (ciemniejszy słupek) w latach 2010–2019 oraz w 2020 r.; linie ciągłe – odpowiednie średnie z okresu 2010–2019, linie przerywane – tendencje.....	135
Rys. II.131. Zmiany natlenienia wód przydennych głębi polskich obszarów morskich w latach 2010–2020.....	136
Rys. II.132. Zmiany stężeń fosforu (DIP) i azotu (DIN) mineralnego w warstwie 0–10m, w okresie zimowym w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).....	141
Rys. II.133. Zmiany średnich rocznych stężeń fosforu (TP) i azotu (TN) całkowitego w warstwie 0–10m w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).....	142
Rys. II.134. Zmiany koncentracji chlorofilu a w warstwie 0–10m oraz przezroczystości (Secchi) w okresie letnim w latach 2010–2020 w polskich obszarach morskich. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).....	143
Rys. II.135. Zmienność minimalnego stężenia tlenu w warstwie przydennej polskich obszarów morskich w sezonie letnim w latach 2010–2020. linia zielono-czerwona – granica między GES (kolor zielony) i subGES (kolor czerwony).....	144
Rys. II.136. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{137}Cs (kolor zielony) i zasolenia (kolor łososiowy) w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2020; odległość wyrażona w km.....	147
Rys. II.137. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w wodzie morskiej w latach 2010–2020, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska, czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.....	148
Rys. II.138. Rozkład pionowy stężeń promieniotwórczych ^{90}Sr w wodzie morskiej na profilu w rejonie morza otwartego (stacje P39Z – P140) oraz na profilu ujścia Wisły (stacje ZN2 – P1) w roku 2020; odległość wyrażona w km.....	149
Rys. II.139. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{90}Sr w wodzie morskiej w latach 2010–2020, w poszczególnych akwenach południowego Bałtyku.....	150
Rys. II.140. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2010–2020; czerwona pozioma linia – granica GES/subGES.....	151
Rys. II.141. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs w poszczególnych gatunkach ryb w latach 2010–2020.....	151
Rys. II.142. Średnie stężenia promieniotwórcze ^{137}Cs wyliczone na podstawie danych dla wszystkich gatunków ryb w latach 1985–2020.....	152
Rys. II.143. Stężenia ^{137}Cs w okoniu (<i>Perca fluviatilis</i>) z Zalewu Wiślanego i Zalewu Szczecińskiego w latach 2014 – 2019 r.; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.....	153
Rys. II.144. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z wschodniego Basenu Gotlandzkiego w latach 2010–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim, D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	155
Rys. II.145. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w tkankach śledzia [mg kg^{-1} m.m.] z Basenu Bornholmskiego w latach 2010–2020 (słupki fioletowe) i w tkankach storni w latach 2012–2020 (słupki niebieskie); czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	156

Rys. II.146. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach storni [mg kg ⁻¹ m.m.] z Basenu Gdańskiego w latach 2016–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	157
Rys. II.147. Stężenie kadmu (a), ołowiu (b) i rtęci (c) w małżach [mg kg ⁻¹ m.m.] w polskich wodach przybrzeżnych Basenu Gdańskiego w latach 2010–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku.....	157
Rys. II.148. Stężenie kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach okonia [mg kg ⁻¹ m.m.] z Zalewu Szczecińskiego (a) i Zalewu Wiślanego (b) w latach 2014–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim; D8 – substancje niebezpieczne w środowisku, D9 – substancje niebezpieczne w rybach przeznaczonych do konsumpcji.....	158
Rys. II.149. 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 czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Klifu Orłowskiego w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	160
Rys. II.150. 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 czterech gatunkach roślin makrofitobentosowych w rejonie Jamy Kuźnickiej w 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	160
Rys. II.151. 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 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	160
Rys. II.152. 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 2020 r. (wartości graniczne dla dobrego stanu: ¹³⁷ Cs – 15, Hg – 400, Cd – 33, Pb – 26, Ni – 32).....	161
Rys. II.153. 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 2014–2020 (czerwone linie wyznaczają granicę dobrego stanu środowiska – w przypadku Hg granica poza zakresem osi).....	161
Rys. II.154. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (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 włodysławowskie) w latach 2012–2020; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry – GES (kolor zielony – niewidoczny na skali – zbyt niskie stężenie) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony).....	163
Rys. II.155. Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w tkance miękkiej małży [μg kg ⁻¹ m.m.] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego (S – Sopot) w latach 2012–2020; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg skali 2-stopniowej, stan dobry – GES (kolor zielony – niewidoczny na skali – zbyt niskie stężenie) i nieodpowiedni – sub-GES (kolor czerwony).....	163
Rys. II.156. Średnie stężenie lindanu γ-HCH (a) i HCB (b) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślany, 5 – Zalew Szczeciński, 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).....	166
Rys. II.157. Średnie stężenia CB 118 (a), CB 153 (b) oraz Σ6 PCB (c) w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślany, 5 – Zalew Szczeciński, 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).....	167
Rys. II.158. Średnie stężenia TBT w tkankach mięśniowych ryb w 2020 r.; 1 – Basen Gdański, 2 – Basen Bornholmski, 3 – wschodni Basen Gotlandzki, 4 – Zalew Wiślany, 5 – Zalew Szczeciński; 6 – wody przybrzeżne Basenu Bornholmskiego; słupek z kodem kolorystycznym – klasyfikacja stanu środowiska wg RDSM, stan dobry –GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony, poza skalą).....	168
Rys. II.159. Lokalizacja stacji pobierania próbek osadów dennych do badań arsenu, iperytu siarkowego i wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych i obszarów pozyskania ryb do badań arsenu (lokalizacja obszarów zatopienia broni chemicznej na podstawie projektu CHEMSEA, lokalizacja zatopienia wraków na podstawie http://divingbaltic.pl/ – t/s Franken (18° 57' 58,90", 54° 32' 18,60"), s/s Stuttgart (18° 36' "E, 54° 33' "N)).	171

Rys. II.160.	Stężenia arsenu w warstwie powierzchniowej osadów dennych na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2020 roku.	172
Rys. II.161.	Stężenia arsenu w profilu głębokościowym osadów na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) i strefie pełnomorskiej (P1, P140, P5C, P39Z) w 2020 roku.	173
Rys. II.162.	Średnie stężenia arsenu w rybach odłowionych w 2020 roku (W – łowisko władystawowskie, KD – łowisko kołobrzESCO-dartowskie, ZP – Zatoka Pomorska, ZG – Zatoka Gdańska).	174
Rys. II.163.	Średnie stężenia roczne arsenu w śledziach z południowego Bałtyku w 2020 roku odniesione do danych literaturowych z lat 1994–2003 (Polak-Juszczak, 2009).	174
Rys. II.164.	Stężenia sumy wybranych wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (Σ WWA [$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ s.m.]) w profilu głębokościowym osadów na stacjach zlokalizowanych w Zatoce Puckiej (ZP_1, ZP_2, ZP_3), Zatoce Gdańskiej (P110, P116) w 2020 roku.	175
Rys. II.165.	Lokalizacja punktów pobierania osadów dennych do analiz WWA w odniesieniu do położenia wraków s/s Stuttgart i t/s Franken oraz punktów uwzględnionych w badaniach Rogowska i in., 2010 znajdujących się pod bezpośrednim oddziaływaniem wraku s/s Stuttgart.	176
Rys. II.166.	Lokalizacja miejsc pobierania próbek krwi śledzia i okonia do analiz efektów biologicznych z zastosowaniem testu mikrojądrowego w 2020 roku.	178
Rys. II.167.	Erytrocyty krwi śledzia bałtyckiego, odłowionego w obszarze Basenu Bornholmskiego w 2020 roku. Strzałka wskazuje komórki z nieprawidłowościami – mikrojądra (MN).	178
Rys. II.168.	Wartości wskaźnika MN/1000 w krwi śledzia i okonia w badanych rejonach południowego Bałtyku w 2020 roku; czerwona linia – granica między stanem dobrym a nieodpowiednim; słupki oceny wg skali 2-stopniowej RDSM, stan dobry–GES (kolor zielony) i nieodpowiedni –subGES (kolor czerwony).	179
Rys. II.169.	Zmiany liczby mikrojąderek przypadającej na 1000 komórek w krwi śledzia w morskich obszarach poddanych ocenie w latach 2014–2020; linia przerywana – tendencja.	180
Rys. II.170.	Częstość występowania mikrojąderek przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2020; czerwona linia – granica pomiędzy stanem dobrym i nieodpowiednim.	180
Rys. II.171.	Lokalizacja odcinków monitoringu odpadów gromadzonych na linii brzegowej polskiego wybrzeża w 2020 r.	182
Rys. II.172.	Sumaryczna liczba odpadów (z czterech okresów badań) odnotowana na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2020 roku.	183
Rys. II.173.	Udział procentowy liczby odpadów (z czterech okresów badań) odnotowany na poszczególnych odcinkach w siedmiu głównych kategoriach w 2020 roku.	184
Rys. II.174.	Sumaryczna liczba odpadów odnotowana na odcinkach w latach 2015–2020.	185
Rys. II.175.	Liczba odpadów odnotowanych na wszystkich odcinkach w czterech okresach badań w siedmiu głównych kategoriach oraz odpadów niesklasyfikowanych w latach 2015–2020. UWAGA: różne skale na wykresach.	186
Rys. II.176.	Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach miejskich w 2020 roku.	188
Rys. II.177.	Procentowy udział danego rodzaju odpadów w poszczególnych okresach na plażach wiejskich w 2020 roku.	189
Rys. II.178.	Procentowy udział kategorii odpowiadających dwudziestu najliczniej występujących rodzajów odpadów w 2020 roku.	190
Rys. II.179.	Lokalizacja hydrofonów w polskiej strefie południowego Bałtyku posadowionych w 2018 roku.	193
Rys. II.180.	Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 63 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	194
Rys. II.181.	Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 125 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	194
Rys. II.182.	Rozkład czasowy w 2020 r. mediany poziomu hałasu (SPL) w zakresie częstotliwości 2000 Hz w paśmie 1/3 oktawy.	195

Rys. II.183	Lokalizacja poligonów wojskowych, na których prowadzono działania w zakresie bezpieczeństwa i obronności kraju mające wpływ na środowisko morskie w latach 2011–2020. Czerwoną kropką zaznaczone zostało miejsce detonacji dwóch min morskich.	198
Rys. II.184.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Bornholmskiego w wieloleciu 2011 – 2020.	200
Rys. II.185.	Liczba dni występowania poszczególnych poziomów eksplozji zarejestrowanych na obszarze Basenu Gdańskiego w wieloleciu 2011 – 2020.	201
Rys. III.1.	Stan środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D1 - w 2020 r.	206
Rys. III.2.	Stan środowiska morskiego w zakresie zooplanktonu - cecha D1 - w 2020 r.	207
Rys. III.3.	Stan środowiska morskiego w zakresie makrozoobentosu - w 2020 roku.	208
Rys. III.4.	Stan środowiska morskiego w zakresie siedlisk bentosowych - cecha D6 - w 2020 r.	209
Rys. III.5.	Ocena stanu środowiska morskiego w zakresie ichtiofauny - cecha D3 - w 2020 r.	210
Rys. III.6.	Stan środowiska morskiego w zakresie eutrofizacji - cecha D5 - w 2020 r.	211
Rys. III.7.	Stan środowiska morskiego w zakresie skażenia promieniotwórczym izotopem ¹³⁷ Cs - cecha D8 - w 2020 r.	212
Rys. III.8.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D8 - w 2020 r.	213
Rys. III.9.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia metalami ciężkimi - cecha D9 - w 2020 r.	214
Rys. III.10.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D8 - w 2020 r.	215
Rys. III.11.	Stan środowiska morskiego w zakresie zanieczyszczenia TZO - cecha D9 - w 2020 r.	216
Rys. III.12.	Stan środowiska morskiego w zakresie biologicznych skutków zanieczyszczeń na podstawie testu mikrojądrowego - cecha D8 - w 2020 r.	217
Rys. III.13.	Stan środowiska morskiego w zakresie odpadów morskich gromadzonych na plaży - cecha D10 - w 2020 r.	218

Spis tabel

Tabela I.1.	Średnia prędkość wiatru (m s^{-1}) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019 (z ośmiu pomiarów na dobę)	7
Tabela I.2.	Częstość występowania ciszy (%) na wybranych stacjach wzdłuż polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019 (z ośmiu pomiarów na dobę)	7
Tabela I.3.	Stany ostrzegawcze i alarmowe na wybranych morskich stacjach wodowskazowych	7
Tabela I.4.	Częstość (%) występowania poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy i alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w roku 2020 oraz w wieloleciu 2010-2019.	8
Tabela I.5.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan ostrzegawczy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019	8
Tabela I.6.	Częstość (%) występowania w miesiącach poziomów morza osiągających lub przekraczających stan alarmowy na wybranych stacjach polskiego wybrzeża w 2020 r. i w wieloleciu 2010-2019.	9
Tabela I.7.	Najwyższe zarejestrowane wartości wysokości fali znacznej i średniego okresu fali w latach 2010-2020 w punkcie pomiarowym Petrobaltic.	13
Tabela II.1.	Podakweny Morza Bałtyckiego wyznaczone na polskich obszarach morskich wg HELCOM MAS (<i>op.cit.</i>) ..	22
Tabela II.2.	Ekstremalne i średnie wartości pH w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2020 r w porównaniu z 2019 r.	30
Tabela II.3.	Ekstremalne i średnie wartości pCO_2 (μatm) w warstwie powierzchniowej (0-10m) w wodach wydzielonych akwenów polskich obszarów morskich w 2020r w porównaniu z 2019 r.	34
Tabela II.4.	Porównanie liczby młodych bielików stwierdzonych w 2020 roku w 18 gniazdach kontrolowanych dwoma metodami: obserwacje z ziemi oraz wspinanie się do gniazd.	39
Tabela II.5.	Podział gatunków objętych Monitoringiem Zimujących Ptaków Morskich na gatunki podstawowe i gatunki dodatkowe.	42
Tabela II.6.	Klasyfikacja trendów zmian liczebności	45
Tabela II.7.	Terminy rejsów na poszczególnych akwenach.	45
Tabela II.8.	Liczba transektów, ich długość i powierzchnia w ich obrębie w trzech badanych akwenach.	46
Tabela II.9.	Całkowita liczebność poszczególnych gatunków ptaków morskich zarejestrowanych w obrębie wszystkich transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w 2020 roku. Podano również wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza niż 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	47
Tabela II.10.	Struktura gatunkowa ugrupowania ptaków morskich zaobserwowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz w odniesieniu do wszystkich osobników zarejestrowanych podczas liczeń w 2020 roku. „+” - udział procentowy niższy od 0,1%. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną... ..	48
Tabela II.11.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia w pasie wód terytorialnych w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	49
Tabela II.12.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Zatoce Pomorskiej poza pasem wód terytorialnych w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. „+” - wartość mniejsza od 0,1. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	50
Tabela II.13.	Liczebność poszczególnych gatunków zarejestrowanych w obrębie transektów i liczenia techniką snap-shot oraz wszystkich osobników widzianych podczas liczenia na Ławicy Słupskiej w 2020 roku. Podano też wskaźniki zagęszczenia i częstości. Gatunki podstawowe dla programu monitoringu zaznaczono czcionką pogrubioną.	51
Tabela II.14.	Wskaźnik rozpowszechnienia poszczególnych gatunków ptaków. Pogrubioną czcionką zaznaczono gatunki z grupy podstawowych.	56

Tabela II.15.	Wskaźnik i trend rozpowszechnienia dla gatunków z grupy podstawowych (czcionka pogrubiona) i mewy srebrzystej w latach 2011–2020. Wartości λ mniejsze od 1,00 wskazują na zmniejszanie się rozpowszechnienia, a większe – na zwiększanie się.	57
Tabela II.16.	Wskaźniki liczebności (Wsk.licz.) wraz z ich błędem standardowym (SE) otrzymane w 2020 roku na podstawie wyników MZPM. W tabeli zaprezentowano również trendy zmian liczebności (Trend. λ) wraz z błędem standardowym (SE. λ) oraz kategorią TRIM (kat. trendu). Oznaczenia trendów: ↓ - umiarkowany spadek, ↓↓ - silny spadek, ? - trend nieokreślony.	60
Tabela II.17.	Liczebność i udział procentowy poszczególnych gatunków ptaków morskich przebywających na obszarach specjalnej ochrony ptaków Natura 2000 (OSOP). Wymieniono tylko gatunki, których całkowita liczebność (dla grupy gatunków) wyniosła co najmniej 30 osobników.	62
Tabela II.18.	Zakresy wartości indeksu SI i EQR dla poszczególnych ocen stanu ekologicznego wód przejściowych lub potencjału ekologicznego wód silnie zmienionych.	67
Tabela II.19.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego.	67
Tabela II.20.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie potencjału ekologicznego Zalewu Wiślanego w 2020 r.	68
Tabela II.21.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej.	68
Tabela II.22.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zatoki Puckiej Zewnętrznej w 2020 r.	69
Tabela II.23.	Klasyfikacja zakresów wartości wskaźników cząstkowych do oceny stanu ekologicznego Zalewu Puckiego.	69
Tabela II.24.	Wartości i klasy wartości wskaźników w ocenie stanu ekologicznego Zalewu Puckiego w 2020 r.	70
Tabela II.25.	Wartości indeksu stanu ichtiofauny (SI) i klasa stanu i potencjału ekologicznego dla JCWP badanych w 2020 roku.	70
Tabela II.26.	Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z roku 2020.	76
Tabela II.27.	Lista taksonów zooplanktonu stwierdzonych na poszczególnych stacjach w 2020 r.	83
Tabela II.28.	Wartości graniczne składowych wskaźnika MSTS w POM.	88
Tabela II.29.	Klasyfikacja stanu ekologicznego środowiska na podstawie wartości wskaźnika SM _i , wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) i Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (RDSM).	93
Tabela II.30.	Skład taksonomiczny makrofytobentosu w rejonie Klifu Orłowskiego, Jamy Kuźnickiej, Ławicy Stupskiej, Głazowiska Rowy oraz Wolińskiego Parku Narodowego w 2020 r.	93
Tabela II.31.	Wartości graniczne wskaźnika B w klasyfikacji wg Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM).	96
Tabela II.32.	Wyniki oceny wskaźnika B w wodach otwartych Basenu Bornholmskiego w 2020 r.	101
Tabela II.33.	Ocena cechy D6 wg RDSM w 2020 r. (w nawiasie odpowiednia klasyfikacja wg RDW)	105
Tabela II.34.	Podział cechy D3.	107
Tabela II.35.	Ocena stad za pomocą wskaźników podstawowych Deskryptora 3 w roku 2020 według metodologii zaproponowanej przez ICES (2016). Zielony kolor wskazuje, że dobry stan środowiska został osiągnięty, czerwony – brak dobrego stanu, a szary oznacza, że dane nie pozwalają na zastosowanie wskaźników podstawowych.	128
Tabela II.36.	Średnie stężenia [mmol m ⁻³] w 2020 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 2010–2019).	133
Tabela II.37.	Średnie zawartości [mg m ⁻³] chlorofilu a w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) w polskich obszarach morskich w 2020 r.; (średnie z okresu 2010–2019)	133
Tabela II.38.	Średnia przezroczystość wody morskiej [m] w miesiącach letnich (VI–IX) i średnie roczne (śr. r.) przezroczystości w polskich obszarach morskich w 2020 r.; (średnie z okresu 2010–2019)	135

Tabela II.39.	Minimalne stężenie tlenu [$\text{cm}^3 \text{ dm}^{-3}$] przy dnie w lecie 2020 r. w polskich obszarach morskich (min. 2010–2019)	137
Tabela II.40.	Ocena eutrofizacji (Cecha D5) w polskich obszarach morskich w 2020 roku (źródło danych PMS)	138
Tabela II.41.	Wartości ER wyliczone dla wskaźników oceny eutrofizacji (Cecha D5) w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 2020 roku (źródło danych PMS)	139
Tabela II.42.	Ostateczna ocena cechy D5 w wodach przejściowych i przybrzeżnych w 2020 roku	140
Tabela II.43.	Stężenia kadmu, ołowiu i rtęci w tkankach organizmów morskich [$\text{mg kg}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2020 r.; w nawiasach średnia z okresu 2010–2019	154
Tabela II.44.	Sumy 6 kongenerów polibromowanych difenyloeterów (PBDE) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] i w tkance miękkiej małży [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskich obszarów morskich w latach 2012–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony – brak w tabeli) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	164
Tabela II.45.	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 2012–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	164
Tabela II.46.	Stężenie sulfonianu perfluorooktanowego (PFOS) w mięśniach ryb [$\text{ng g}^{-1} \text{ m.m.}$] z polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	165
Tabela II.47.	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 2013–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	168
Tabela II.48.	Stężenie diklofenaku w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – (GES kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	169
Tabela II.49.	Stężenie 17 α -etynyloestradolu (EE2) w wodzie powierzchniowej w poszczególnych rejonach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	170
Tabela II.50.	Wartości średnie wybranych ilorazów stężeń związków z grupy WWA wskazujące na petrogeniczne pochodzenie wraz z wartościami progowymi (Budziński i in. 1997; Soclo i in. 1999; Yunker i in. 2002; Xu i in. 2007; Pies i in. 2008; Mostafa i in. 2009; Wolska i in., 2012), w nawiasach podano zakres wartości wyliczonych współczynników (min–max)	177
Tabela II.51.	Częstość występowania mikrojąder przypadająca na 1000 erytrocytów w krwi śledzia i okonia pochodzących z ocenianych obszarów południowego Bałtyku w latach 2014–2020; kolor komórek wskazuje ocenę wg klasyfikacji RDSM, stan dobry – GES (kolor zielony) i nieodpowiedni – subGES (kolor czerwony)	179
Tabela II.52.	Lista dwudziestu najliczniej odnotowywanych odpadów na linii brzegowej w roku 2020	190
Tabela II.53.	Wartości progowe i wyniki oceny stanu środowiska morskiego w zakresie odpadów (kolor zielony – wyniki nieprzekraczające wartości progowych, kolor czerwony – wyniki przekraczające wartości progowe)	191
Tabela II.54.	Informacje o hydrofonach wykorzystanych do przeprowadzenia pomiarów hałasu podwodnego	193
Tabela II.55.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 1 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	195
Tabela II.56.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 2 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	196
Tabela II.57.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 3 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	196
Tabela II.58.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 4 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	196
Tabela II.59.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 5 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	197
Tabela II.60.	Statystyki dla poziomu hałasu (SPL) w 2020, stacja nr 6 w zakresie częstotliwości 63 Hz, 125 Hz oraz 2000 Hz w paśmie 1/3	197

Tabela II.61. 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.	199
Tabela III.1. Zestawienie ocen stanu środowiska Polskich Obszarów Morskich na podstawie indeksu LFI 1, na podstawie danych pochodzących z 2020 roku.	205
Tabela III.2. Podsumowanie ocen poszczególnych cech RDSM w wydzielonych akwenach polskiej strefy Morza Bałtyckiego w 2020 r. (kolor zielony- dobry stan środowiska – GES, kolor czerwony – nieodpowiedni stan środowiska – subGES).	219