

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego:
aktualne tematy badań naukowych

TOM II – Stan środowiska południowego Bałtyku

95
LAT

MORSKICH
BADAŃ
RYBACKICH
W
POLSCE



MORSKI
INSTYTUT
RYBACKI
PAŃSTWOWY
INSTYTUT
BADAWCZY

1 9 2 1 - 2 0 1 6

95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych

Tom II – Stan środowiska południowego Bałtyku



Redakcja naukowa
dr hab. inż. Iwona Psuty

Koordinacja wydania
Anna Ochman

Skład, opracowanie graficzne, projekt okładki, przygotowanie do druku
Grzegorz Kozłowski (grazer24@poczta.onet.pl)

Wydawca
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
81-332 Gdynia, ul. Kołłątaja 1
tel. +48 58 73 56 232
sekretariat@mir.gdynia.pl
www.mir.gdynia.pl



Publikacja jest dostępna na licencji Creative Commons Uznanie autorstwa-Użycie niekomercyjne-Bez utworów zależnych 3.0 Polska. Pewne prawa zastrzeżone na rzecz autora. Zezwala się na wykorzystanie publikacji zgodnie z licencją – pod warunkiem zachowania niniejszej informacji licencyjnej oraz wskazania autora jako właściciela praw do tekstu.

Treść licencji jest dostępna na stronie <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/pl/>

Gdynia 2016

ISBN 978-83-61650-18-8

Spis treści

Iwona Psuty

Wstęp

(Introduction)

5

Piotr Margoński

Czynniki środowiskowe warunkujące rekrutację ryb w południowym Bałtyku – kierunki badań

(Environmental factors influencing the recruitment of fish in the southern Baltic Sea – research directions)

7

Marianna Pastuszak, Mariusz Zalewski, Tycjan Wodzinowski, Krzysztof Pawlikowski

Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu

(Eutrophication in the Baltic Sea – necessity of a holistic approach to the problem)

13

Magdalena Podolska, Katarzyna Nadolna-Ałtyn

Pasożyty ryb – bioindykatory zanieczyszczenia środowiska czynnikami neurotoksycznymi

(Fish parasites – bioindicators of environmental pollution with neurotoxic agents)

45

Henryka Dąbrowska, Agnieszka Góra

Trwałe zanieczyszczenia organiczne u turбота (*Psetta maxima*) w południowym Bałtyku: stężenia, dystrybucja międzykankowa, ocena ryzyka

(Persistent organic pollutants in turbot (*Psetta maxima*) in the southern Baltic Sea: concentrations, inter-tissue distribution, risk assessment)

53

Szymon Smoliński

Wskaźniki ichtiofauny w ocenie stanu środowiska morskiego

(Ichthyofauna indicators in the assessment of the marine environment status)

65

Eugeniusz Andrulewicz

Amunicja chemiczna w Bałtyku a możliwości skażenia ryb i środowiska morskiego

(Chemical weapon in the Baltic Sea relation to environmental and fish pollution level)

77

Marzena E. Pachur, Joanna Pawlak

Zmiany w składzie pokarmu i odżywianie się dorsza (*Gadus morhua*) w południowym Bałtyku na przestrzeni ostatnich lat

(Changes in the food composition and feeding of cod (*Gadus morhua*) in the Southern Baltic Sea over the past years)

87

WSTĘP

Prace badawcze prowadzi w Morskim Instytucie Badawczym liczny zespół naukowców i ekspertów z różnych dziedzin związanych z ekosystemami morskimi i sektorem rybnym. Wyniki analiz są zazwyczaj publikowane w anglojęzycznych czasopismach naukowych, zdobywając uznanie w międzynarodowym gronie badaczy danej problematyki. Jednocześnie jako Państwowy Instytut Badawczy odpowiedzialny za Wieloletni Program Zbioru Danych Rybackich, a także realizując szereg innych prac badawczych i rozwojowych, w trakcie całego roku tworzymy setki opinii, ekspertyz i opracowań na rzecz organów administracji



rządowej, podmiotów publicznych, organizacji pozarządowych i przemysłu. Żadne z powyższych źródeł informacji nie służy szerszemu odbiorcy w Polsce, który jest zainteresowany rzetelną, zweryfikowaną wiedzą naukową na temat Morza Bałtyckiego i sektora rybnego w Polsce. Dlatego właśnie, z okazji 95-lecia MIR – PIB, z przyjemnością oddaję w Państwa ręce tomy zawierające artykuły dotyczące trzech podstawowych działów aktualnych tematów badań naukowych, do których tworzenia zaprosiłam naszych najlepszych ekspertów.

Tom I – Zasoby ryb i rybołówstwo – zawiera prace przedstawiające podstawy metodyczne wnioskowania o dynamice najważniejszych stad ryb bałtyckich, ich rozmieszczeniu, uzupełnieniu i eksploatacji. Analizy takie bazują na wynikach powtarzalnego monitoringu stanu środowiska morskiego z istotnym wpływem wlewów z Morza Północnego, wynikach rejsów badawczych koordynowanych międzynarodowo i prowadzonych przez wszystkie państwa nadbałtyckie oraz określaniu składu połowów i wyników ekonomicznych polskiego rybołówstwa. Zaprezentowano tu również prace przedstawiające plan zarządzania węgorzem europejskim, historię zarybień rybami łososiowatymi oraz analizę intensywnie rozwijającego się w ostatnich dekadach dorszowego rybołówstwa rekreacyjnego.

Tom II – Stan środowiska południowego Bałtyku – przedstawia wybór wyników badań z szerokiego zakresu analiz środowiskowych Morza Bałtyckiego realizowanych w MIR – PIB. Za najpoważniejszy problem Bałtyku uważa się jego eutrofizację, za którą według HELCOM to nadal Polska ponosi największą odpowiedzialność, wprowadzając ładunki biogenów pochodzących z nawozów rolniczych wodami Wisły i Odry. Kompleksowa analiza danych i parametrów modeli podważa taką tezę. W tomie przedstawione są również prace dotyczące innych parametrów środowiskowych (warunki tlenowe, zasolenie), biologicznych (sieć troficzna, zapasożycenie) i antropogenicznych (trwałe zanieczyszczenia organiczne) wpływających na funkcjonowanie ekosystemu Bałtyku lub uważanych za groźne (amunicja chemiczna).

Tom III – Produkty i przetwórstwo rybne – prezentuje prace dotyczące problemów tego sektora rybnego z uwzględnieniem jakości i bezpieczeństwa surowca, w szczególności ryb pelagicznych z Bałtyku, które mogą być w większym zakresie przetwarzane na cele konsumpcyjne. Duży wpływ na możliwości zwiększenia produkcji ma popyt konsumentów, którzy bywają wprowadzani w błąd doniesieniami medialnymi o substancjach niepożądanych w produktach rybnych. Z tego powodu w monografii przedstawiono dwie prace dotyczące wyników analiz chemicznych ryb i produktów rybnych dostępnych na polskim rynku. Cykl badań dopełniają analizy funkcjonowania łańcucha dostaw ryb bałtyckich, a także prezentacje niewykorzystanego potencjału gospodarki cyrkularnej, wykorzystującej do dalszej produkcji surowce odpadowe.

Zastępca Dyrektora ds. Naukowych

dr hab. inż. Iwona Psuty prof. nadzw.



Czynniki środowiskowe warunkujące rekrutację ryb w południowym Bałtyku – kierunki badań

(Environmental factors influencing the recruitment of fish in the southern Baltic Sea – research directions)

Piotr Margoński*

Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kollątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Bałtyk należy do najintensywniej badanych obszarów morskich, będąc jednocześnie morzem bardzo podatnym na zmiany wywołane oddziaływaniem czynników hydrologicznych, będących zarówno pod wpływem presji antropogenicznej, jak i zmian klimatycznych. Można założyć, że biorąc pod uwagę bogactwo dostępnych, długookresowych danych środowiskowych oraz stosunkowo nieskomplikowaną sieć troficzną, jest to idealny obszar dla testowania wpływu zróżnicowanych czynników abiotycznych i biotycznych na obserwowaną dynamikę rekrutacji ryb do stada przemysłowego, charakterystyki wzrostu i kondycji ryb. Rzeczywiście, analizy tego rodzaju na Bałtyku są prowadzone od lat, a w ostatnich dekadach liczba publikacji na ten temat gwałtownie wzrasta. W przypadku analizowania procesów rekrutacyjnych jedną z głównych przyczyn zainteresowania tą tematyką jest fakt, że klasyczne modele stado – rekrutacja Bevertona–Holta i Ricker'a zwykle wyjaśniają jedynie niewielką część obserwowanej wariacji, a uwzględnienie istotnych czynników środowiskowych znacznie poprawia naszą zdolność opisaną tej zależności. Mimo niewątpliwych sukcesów czeka nas jeszcze długa droga, zanim dane środowiskowe zostaną rutynowo uwzględnione w szacowaniu zasobów. Obecnie brak odpowiednich modeli statystycznych, które by na to pozwalały. Zastosowanie parametrów środowiskowych jest natomiast testowane, zwłaszcza w krótkookresowej predykcji rekrutacji wielu gatunków. Celem prezentowanej pracy jest omówienie aktualnego stanu wiedzy na temat czynników środowiskowych warunkujących rekrutację ryb w południowym Bałtyku, na przykładzie trzech gatunków ryb bałtyckich o największym znaczeniu gospodarczym.

Słowa kluczowe: rekrutacja, czynniki środowiskowe, Bałtyk

Abstract

The Baltic Sea is one of the most intensively studied marine areas, while at the same time being very susceptible to changes due to the impact of hydrological factors, caused by climatic and anthropogenic pressures. It can be assumed that given the wealth of available, long-term environmental data and its relatively simple food webs, this is an ideal area for testing the effect of different abiotic and biotic factors on the observed dynamics of recruitment, growth characteristics and condition of fish. Indeed, this kind of analyses in the Baltic Sea have been conducted for years, and in recent decades the number of publications on this subject is increasing rapidly. The main focus on analyzing the recruitment processes might be explained by the fact that classic models of stock-recruitment by Beverton-Holt and Ricker usually explain only a small proportion of the observed variance and by considering the relevant environmental factors our ability to describe this relationship increases significantly. Despite the undoubted progress, there is still a long way to go before the environmental data will be routinely included in the stock assessment. Currently, there is lack of appropriate statistical models that would allow it. The environmental parameters, however, are tested, in particular in the short-term recruitment prediction for many species. The aim of this paper is to discuss the current state of knowledge on environmental factors having an impact on fish recruitment based on the example of the three Baltic fish species of greatest economic importance.

Key words: recruitment, environmental factors, Baltic Sea

WPROWADZENIE

W ostatnich latach odnotowujemy wzrastające zainteresowanie próbami wyjaśnienia obserwowanej dynamiki rekrutacji ryb poprzez analizę wpływających na nią czynników środowiskowych (Williams i Quinn 2000, Stige i in. 2006, Cardinale i in. 2009, van Deurs i in. 2009, Brunel i in. 2010). O'Brien i Little (2006) przedstawili wyczerpującą analizę wpływu

czynników środowiskowych determinujących poziom rekrutacji licznych gatunków ryb. Przeanalizowane zostało jednocześnie znaczenie, potencjalne korzyści, a także niedogodności związane z uwzględnianiem czynników środowiskowych w procedurach zarządzania zasobami ryb. Modele stado – rekrutacja Bevertona–Holta i Ricker'a (Cushing 1996) zwykle wyjaśniają jedynie niewielką część obserwowanej wariacji rekrutacji. Jedną z możliwości wyjaśnienia tego zjawiska jest właśnie hipoteza zakładająca istotny wpływ zmieniających się parametrów środowiska (O'Brien i Little 2006).

* pmargonski@mir.gdynia.pl



Morze Bałtyckie jest jednym z tych rejonów, gdzie są obserwowane znaczące zmiany warunków hydrologicznych jako konsekwencja oddziaływania zmian klimatycznych (Alheit i in. 2005). Bałtyk jest wrażliwy na oddziaływania atmosferyczne, decydujące o wystąpieniu i intensywności wlewów wód słonych z Morza Północnego. Niska częstotliwość wlewów oraz ich ograniczona wielkość, a także zjawisko permanentnej pionowej stratyfikacji wód są odpowiedzialne za trwałe występowanie obszarów beztlenowych w najgłębszych obszarach Bałtyku (Matthäus i in. 2008). Zmienność zawartości tlenu w warstwach przydennych ma szczególne znaczenie dla gatunków, których rozwój i przeżywalność zależą od warunków występujących w wodach głębokich (Hammer i in. 2008). Sieć troficzna Bałtyku jest stosunkowo nieskomplikowana, z trzema gatunkami ryb: dorszem (*Gadus morhua*), śledziem (*Clupea harengus*) i szprotom (*Sprattus sprattus*) stanowiącymi ~80% całkowitej biomasy ryb (Elmgren 1984, Thurow 1984). Głównym pokarmem śledzia i szprota są widłonogi należące do rzędu Calanoida oraz wioślarki (*Cladocera*) (Arrhenius, Hansson 1993). Organizmy te odgrywają również kluczową rolę jako pokarm larwalnych i młodocianych stadiów rozwojowych dorsza (Hussy i in. 1997), podczas gdy większe dorsze żywią się głównie szprotami i śledziami (Bagge i in. 1994). Rozmieszczenie i dostępność pokarmu zooplanktonowego jest bardzo zmienna, nie tylko w skali krótkookresowej (np. dziennej lub sezonowej), lecz także podlega zmianom długookresowym, będącym konsekwencją zmian warunków hydrologicznych, takich jak zmniejszenie zasolenia w głębszych warstwach wód (co spowodowało spadek liczebności widłonogów z rodzaju *Pseudocalanus* począwszy od lat 80. XX w.), wzrost temperatury wód (odpowiedzialny za wzrost liczebności widłonogów z rodzaju *Acartia* od lat 90. XX w.), a także zmieniająca się presja drapieżnicza ze strony ryb pelagicznych (Mollmann i in. 2000, Mollmann i in. 2003, Casini i in. 2008). Wymienione zmiany warunków hydrologicznych, pod koniec lat 80., były spowodowane długotrwałą, pozytywną fazą Oscylacji Północnoatlantyckiej (North Atlantic Oscillation, NAO) (Alheit i in. 2005, Mollmann i in. 2005).

W ostatnich dekadach powstały liczne publikacje próbujące opisać efekt zmieniających się warunków środowiskowych na zmienność rekrutacji, charakterystyki wzrostu i kondycji ryb bałtyckich (Flinkman i in. 1998, Cardinale, Arrhenius 2000, Mollmann i in. 2005, Casini i in. 2006, Margoński i in. 2010).

DORSZ

Wpływ czynników środowiskowych i klimatycznych na rekrutację dorsza należy do najintensywniej badanych (Koster i in. 2003, Koster i in. 2005, Heikinheimo 2008, Margoński i in. 2010).

Klasycznym już w tej chwili przykładem

uwzględniania parametrów środowiska na przykładzie szacowania poziomu przeżywalności ikry dorsza jest koncepcja tzw. wody dorszowej (ang. *cod reproductive volume*), która w obecnej postaci została zaproponowana w praktycznym zastosowaniu na początku lat 90. XX w. (Plikshs i in. 1993) i analizowana później przez wielu autorów (Cardinale, Modin 1999, MacKenzie i in. 2000, Hinrichsen i in. 2007, Margoński i in. 2010). Koncepcja wody dorszowej opiera się na spełnieniu łącznie minimalnych parametrów zasolenia, temperatury i stężenia rozpuszczonego tlenu. Eksperymentalnie zostały określone krytyczne wartości parametrów istotnych dla przeżywalności ikry: zasolenie powyżej 11 (Nissling, Westin 1997), temperatura powyżej 2°C (Wieland i in. 1994) i stężenie rozpuszczonego tlenu powyżej 2 ml O₂/dm³ (Wieland i in. 1994).

Jak podsumowali Köster i in. (2005), warunki hydrologiczne w Bałtyku Południowym pozostawały pod silną presją obserwowanych w ostatnich dekadach zmian klimatycznych odpowiedzialnych za wzrost temperatury głębszych warstw wody, malejące zasolenie i malejące stężenie rozpuszczonego tlenu w wodzie. Beztlenowe warunki w głębszych warstwach wód w kluczowych rejonach rozrodu dorsza spowodowały gwałtowny wzrost śmiertelności ikry dorsza, a spadające zasolenie i zawartość tlenu – większy zakres pionowego współwystępowania ikry i wyzerających ją ryb śledziowatych. Występujący w tym samym czasie wzrost liczebności szprota przyczynił się dodatkowo do zwiększonej presji drapieżniczej na ikrę, natomiast spadek liczebności widłonogów z rodzaju *Pseudocalanus*, spowodowany postępującym zmniejszającym się zasoleniem, istotnie ograniczył dostępne zasoby pokarmowe dla najwcześniejszych stadiów rozwojowych dorsza.

Margoński i in. (2010) opracowali modele opisujące zależność wielkości rekrutacji dorsza stada wschodniego Bałtyku od czynników środowiskowych i klimatycznych. Najlepszy model wyjaśniający 73% zmienności uwzględniał biomasa stada tarłowego (SSB), zimowy indeks NAO i zmiany objętości wody dorszowej w Basenie Gotlandzkim w maju. O ile zależność pomiędzy rekrutacją a SSB miała pozytywny, liniowy charakter (obie zmienne po transformacji logarytmicznej), to zależność z pozostałymi dwiema zmiennymi była bardziej skomplikowana. Upraszczając, negatywna faza NAO nie wpływa na poziom rekrutacji dorsza, natomiast wtedy, gdy indeks NAO zaczyna osiągać wartości dodatnie, rekrutacja dorsza zaczyna gwałtownie spadać. Zmiany objętości wody dorszowej w Basenie Gotlandzkim, gdy parametr ten pozostaje na niskim poziomie, nie wpływają znacząco na wielkość rekrutacji, natomiast po przekroczeniu pewnego krytycznego poziomu znacząco (pozytywnie) przyczyniają się do wzrostu liczby ryb uzupełniających stado przemysłowe.

Podsumowując wiedzę o obserwowanych zmianach w ekosystemie, Bałtyku Eero i in. (2015) określili kluczowe czynniki, które są odpowiedzialne za wzrost sukcesu

rekrutacyjnego dorsza w ostatnich latach. Wśród wymienionych czynniki środowiskowe należały do najistotniejszych:

1. regularne niewielkie wlewy odświeżające wody przydenne w Basenie Bornholmskim (Lehmann i in. 2014),
2. wydłużający się okres rozrodczy (Neumann i in. 2014) zwiększający prawdopodobieństwo natrafienia na najlepsze warunki środowiskowe z punktu widzenia przeżywalności ikry i larw oraz
3. spadek intensywności wyżerania ikry dorsza przez śledzia i szprota (Neumann i in. 2014).

SZPROT

MacKenzie i Köster (2004) wykazali, że rekrutacja szprota jest uzależniona od takich czynników środowiskowych, jak temperatura wody w okresie wiosennym, zakres pokrycia Bałtyku lodem w okresie zimy oraz faza Oscylacji Północnoatlantyckiej. Ponieważ szprot występujący w Bałtyku znajduje się na północnej granicy swojego rozmieszczenia geograficznego, temperatura wody odgrywa krytyczną rolę – wyższe temperatury sprzyjają wyższej rekrutacji.

W przypadku modeli opracowanych przez Margonskiego i in. (2010) rekrutacja była uzależniona wyłącznie od temperatury wody w okresie od lipca do sierpnia i niezależna od wielkości stada tarłowego. Należy jednak wziąć pod uwagę, że efekt SSB powinien być znacznie bardziej istotny poniżej 200 tys. t. Ważnym czynnikiem może być kanibalizm na ikrze, który zaczyna odgrywać bardzo istotną rolę wraz ze wzrostem liczebności szprota. Jedną z teorii (Koster, Mollmann 2000) zakłada, że kanibalizm jest procesem kompensacyjnym, ograniczającym sukces rozrodczy szprota w warunkach dużej liczebności ryb.

Widłonogi z rodzaju *Pseudocalanus* stanowią istotny element pokarmu szprota i śledzia oraz mają ogromny wpływ na wzrost, przeżywalność, a w konsekwencji na rekrutację obu gatunków ryb (Hinrichsen i in. 2002, Mollmann, Koster 2002). Również zmienność kondycji młodych larw szprota odpowiada sezonowemu zróżnicowaniu liczebności stadium nauplii widłonogów – dominującego źródła pokarmu młodych larw szprota (Voss i in. 2003). Ci sami autorzy wykazali, że szprot wyraźnie preferuje nauplii i copepodity rodzaju *Acartia*.

Dla szprota duże znaczenie dla przeżywalności larw ma cyrkulacja wód w południowym Bałtyku w poszczególnych latach, decydująca o ich retencji lub dyspersji (Baumann i in. 2004, Baumann i in. 2006). Najwyższa przeżywalność larw była obserwowana w okresach charakteryzujących się retencją, czyli pozostawaniem larw w rejonach o większej głębokości. Baumann i in. (2006) opracowali indeks Bottom Depth Anomaly (BDA), który klasyfikuje dryf larw.

Istotny wpływ na liczebność szprota odgrywa również presja drapieżnicza ze strony dorsza. Dlatego najwyższe liczebności szprota odnotowywano w latach, w których populacja dorsza pozostawała na niskim poziomie.

ŚLEDŹ

Wiele dotychczasowych badań wpływu zmian klimatu na śledzia w Bałtyku koncentrowało się na tempie wzrostu i kondycji (Flinkman i in. 1998, Cardinale, Arrhenius 2000, Mollmann i in. 2005, Casini i in. 2006). Wykazano pozytywną zależność pomiędzy temperaturą wody a rekrutacją poprzez wpływ na płodność, produkcję ikry i skrócenie okresu inkubacji ikry, co znacząco ogranicza ryzyko związane z drapieżnictwem (Rajasilta i in. 1993). Natomiast temperatura i długość zalegania pokrywy lodowej należą do głównych czynników decydujących o czasie rozpoczęcia i długości trwania tarła w Zalewie Wiślanym (Krasovskaya 2002). Cardinale i in. (2009) wykazali, że temperatura i dostępność odpowiedniego pokarmu są istotnymi statystycznie czynnikami decydującymi o wielkości rekrutacji pięciu stad śledzia w Bałtyku.

Analiza dostępnych serii czasowych dostarczyła dowodów na wpływ zmieniających się warunków klimatycznych na liczebność widłonogów z rodzaju *Pseudocalanus*, a w konsekwencji na zmianę pokarmu i kondycji śledzia w centralnej części Morza Bałtyckiego (Mollmann i in. 2003).

Opracowane modele stado – rekrutacja (Margonski i in. 2010, Bartolino i in. 2014), uwzględniające wpływ czynników środowiskowych, potwierdziły pozytywny wpływ biomasy stada tarłowego i temperatury w sierpniu na poziom rekrutacji tego gatunku.

Systematyczny spadek SSB śledzia centralnego Bałtyku, począwszy od połowy lat 70. XX w., był spowodowany po części zmniejszaniem się średniej masy osobników w poszczególnych grupach wiekowych. Zmiany tempa wzrostu śledzi były pośrednio spowodowane zmianami zasolenia odpowiedzialnymi za istotne zmiany składu taksonomicznego zooplanktonu, a także konkurencją pokarmową ze szprotem (Bartolino i in. 2014).

PODSUMOWANIE

Obecnie dane środowiskowe nie są bezpośrednio uwzględniane w szacowaniu zasobów – istniejące modele statystyczne na to nie pozwalają i dopóki nowe narzędzia nie powstaną, sytuacja nie ulegnie zmianie. Parametry środowiskowe (w sensie warunków hydrologicznych, klimatycznych i bazy pokarmowej) są natomiast testowane, zwłaszcza w krótkookresowej predykcji rekrutacji wielu gatunków. Szersze uwzględnianie tych parametrów w rutynowych procedurach jest uzależnione od udokumentowania, opartych na naukowych podstawach, stabilnych zależności

pomiędzy czynnikami środowiskowymi a wielkością rekrutacji dla poszczególnych gatunków.

W ostatnich latach podejmowano szereg prób uwzględnienia wpływu czynników środowiskowych w regularnych procedurach związanych z predykcją stanu zasobów i uzupełnieniem stada. Dla stada śledzia z Zatoki Ryskiej liczebność rocznika była szacowana z uwzględnieniem średniej temperatury wody w powierzchniowej warstwie wody (0-20m) w maju oraz wiosenną biomasa widłonogów z gatunku *Eurytemora affinis* (ICES 2009). Natomiast zmienność rekrutacji szprota analizowano z uwzględnieniem temperatury wody w okresie wiosennym, intensywności pokrywy lodowej oraz Oscylacji Północnoatlantyckiej (MacKenzie, Koster 2004, ICES 2007). Jednak w żadnym z omawianych przypadków przedstawione procedury w praktyce nie przetrwały próby czasu:

- w ostatnich latach biomasa *E. affinis* nie jest już statystycznie istotnym predykatorem liczebności śledzi w Zatoce Ryskiej;
- trudności z operacyjnym przygotowaniem danych środowiskowych dla modeli szprotowych spowodowały powrót do standardowych procedur.

Nieemożność zastosowania analitycznych modeli wykorzystywanych do szacowania stanu zasobów dorsza stada wschodniego w ostatnich kilku latach wskazuje na pilną konieczność dalszych, pogłębionych analiz nad wpływem czynników środowiskowych w krytyczny sposób warunkujących sukces rozrodczy, kondycję, tempo wzrostu i metabolizmu oraz śmiertelność naturalną ryb (Eero i in. 2015).

INFORMACJA DODATKOWA

Opracowanie przygotowane w ramach tematu „Relacje pomiędzy rekrutacją wybranych gatunków ryb a czynnikami je warunkującymi, takimi jak warunki hydro-meteorologiczne oraz skład i dostępność bazy pokarmowej”.

LITERATURA

- Alheit, J., Mollmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P., Mohrholz, V., Wasmund, N. 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *Ices Journal of Marine Science*. 62: 1205-1215.
- Arrhenius, F., Hansson, S. 1993. Food-Consumption of Larval, Young and Adult Herring and Sprat in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 96: 125-137.
- Bagge, O., Thurow, F., Steffensen, E., Bay, J. 1994. The Baltic cod. *Dana*. 10: 1-28.
- Bartolino, V., Margonski, P., Lindegren, M., Linderholm, H.W., Cardinale, M., Rayner, D., Wennhage, H., Casini, M. 2014. Forecasting fish stock dynamics under climate change: Baltic herring (*Clupea harengus*) as a case study. *Fisheries Oceanography*. 23: 258-269.
- Baumann, H., Hinrichsen, H.-H., Köster, F.W., Temming, A. 2004. A new retention index for the central Baltic Sea: long-term hydrodynamic modelling used to study recruitment variability in central Baltic sprat, *Sprattus sprattus*. *ICES CM* 2004/L:02.
- Baumann, H., Hinrichsen, H.-H., Moellmann, C., Koester, F.W., Malzahn, A.M., Temming, A. 2006. Recruitment variability in Baltic Sea sprat (*Sprattus sprattus*) is tightly coupled to temperature and transport patterns affecting the larval and early juvenile stages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 63: 2191-2201.
- Brunel, T., Piet, G.J., van Hal, R., Rockmann, C. 2010. Performance of harvest control rules in a variable environment. *Ices Journal of Marine Science*. 67: 1051-1062.
- Cardinale, M., Arrhenius, F. 2000. Decreasing weight-at-age of Atlantic herring (*Clupea harengus*) from the Baltic Sea between 1986 and 1996: a statistical analysis. *Ices Journal of Marine Science*. 57: 882-893.
- Cardinale, M., Modin, J. 1999. Changes in size-at-maturity of Baltic cod (*Gadus morhua*) during a period of large variations in stock size and environmental conditions. *Fisheries Research*. 41: 285-295.
- Cardinale, M., Mollmann, C., Bartolino, V., Casini, M., Kornilovs, G., Raid, T., Margonski, P., Grzyb, A., Raitaniemi, J., Grohler, T., Flinkman, J. 2009. Effect of environmental variability and spawner characteristics on the recruitment of Baltic herring *Clupea harengus* populations. *Marine Ecology Progress Series*. 388: 221-234.
- Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. 2006. Inter-annual variation in herring, *Clupea harengus*, and sprat, *Sprattus sprattus*, condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos*. 112: 638-650.
- Casini, M., Lovgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J.-C., Kornilovs, G. 2008. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*. 275: 1793-1801.
- Cushing, D.H. 1996. *Towards a Science of Recruitment in Fish Populations*, Ecology Institute, Oldendorf/Luhe.
- Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J., Buchmann, K., Cardinale, M., Casini, M., Gasyukov, P., Holmgren, N., Horbowy, J., Hussy, K., Kirkegaard, E., Kornilovs, G., Krumme, U., Koster, F.W., Oeberst, R., Plikshs, M., Radtke, K., Raid, T., Schmidt, J., Tomczak, M.T., Vinther, M., Zimmermann, C., Storr-Paulsen, M. 2015. Food for Thought Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. *Ices Journal of Marine Science*. 72: 2180-2186.
- Elmgren, R. 1984. Trophic dynamics in the enclosed, brackish Baltic Sea. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions Cons int Explor Mer*. 183: 152-169.
- Flinkman, J., Aro, E., Vuorinen, I., Viitasalo, M. 1998. Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down and bottom-up processes at work. *Marine Ecology Progress Series*. 165: 127-136.
- Hammer, C., von Dorrien, C., Ernst, P., Gröhler, T., Köster, F., MacKenzie, B., Möllman, C., Wegner G., Zimmermann, C. 2008. Fish stock development under hydrographic and hydrochemical aspects, the history of Baltic Sea fisheries and its management. In: Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, N. (eds.) *State and Evolution of the Baltic Sea 1952–2005*:

- a Detailed 50-Year Survey of Methodology and Climate, Physics, Chemistry, Biology and Marine Environment. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Heikinheimo, O. 2008. Average salinity as an index for environmental forcing on cod recruitment in the Baltic Sea. *Boreal Environment Research*. 13: 457-464.
- Hinrichsen, H.-H., Mollmann, C., Voss, R., Koster, F.W., Kornilovs, G. 2002. Biophysical modeling of larval Baltic cod (*Gadus morhua*) growth and survival. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59: 1858-1873.
- Hinrichsen, H.-H., Voss, R., Wieland, K., Koster, F., Andersen, K.H., Margonski, P. 2007. Spatial and temporal heterogeneity of the cod spawning environment in the Bornholm Basin, Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 345: 245-254.
- Hussy, K., StJohn, M.A., Bottcher, U. 1997. Food resource utilization by juvenile Baltic cod *Gadus morhua*: a mechanism potentially influencing recruitment success at the demersal juvenile stage? *Marine Ecology Progress Series*. 155: 199-208.
- ICES. 2007. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). Book ICES CM 2007/ACFM:15.
- ICES. 2009. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS). Book ICES CM 2009/ACOM:07.
- Koster, F.W., Hinrichsen, H.-H., Schnack, D., St John, M.A., Mackenzie, B.R., Tomkiewicz, J., Mollmann, C., Kraus, G., Plikshs, M., Makarchouk, A., Aro, E. 2003. Recruitment of Baltic cod and sprat stocks: identification of critical life stages and incorporation of environmental variability into stock-recruitment relationships. *Scientia Marina*. 67: 129-154.
- Koster, F.W., Mollmann, C. 2000. Egg cannibalism in Baltic sprat *Sprattus sprattus*. *Marine Ecology Progress Series*. 196: 269-277.
- Koster, F.W., Mollmann, C., Hinrichsen, H.H., Wieland, K., Tomkiewicz, J., Kraus, G., Voss, R., Makarchouk, A., MacKenzie, B.R., St John, M.A., Schnack, D., Rohlf, N., Linkowski, T., Beyer, J.E. 2005. Baltic cod recruitment - the impact of climate variability on key processes. *Ices Journal of Marine Science*. 62: 1408-1425.
- Krasovskaya, N. 2002. Spawning of Baltic herring in the Vistula Lagoon: effects of environmental conditions and stock parameters. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*. 155: 3-26.
- Lehmann, A., Hinrichsen, H.-H., Getzlaff, K., Myrberg, K. 2014. Quantifying the heterogeneity of hypoxic and anoxic areas in the Baltic Sea by a simplified coupled hydrodynamic-oxygen consumption model approach. *Journal of Marine Systems*. 134: 20-28.
- MacKenzie, B.R., Hinrichsen, H.-H., Plikshs, M., Wieland, K., Zezera, A.S. 2000. Quantifying environmental heterogeneity: habitat size necessary for successful development of cod *Gadus morhua* eggs in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 193: 143-156.
- MacKenzie, B.R., Koster, F.W. 2004. Fish production and climate: Sprat in the Baltic Sea. *Ecology*. 85: 784-794.
- Margonski, P., Hansson, S., Tomczak, M.T., Grzebielec, R. 2010. Climate influence on Baltic cod, sprat, and herring stock-recruitment relationships. *Progress in Oceanography*. 87: 277-288.
- Matthäus, W., Nehring, D., Feistel, R., Nausch, G., Mohrholz, V., Lass, H.-U. 2008. The inflow of highly saline water into the Baltic Sea. In: Feistel, R., Nausch, G., Wasmund, N. (eds.) *State and Evolution of the Baltic Sea 1952-2005: A Detailed 50-Year Survey Of Methodology And Climate, Physics, Chemistry, Biology and Marine Environment*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA.
- Mollmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Koster, F.W. 2005. Climate, zooplankton, and pelagic fish growth in the central Baltic Sea. *Ices Journal of Marine Science*, 62: 1270-1280.
- Mollmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Koster, F.W., Hinrichsen, H.-H. 2003. The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fisheries Oceanography*. 12: 360-368.
- Mollmann, C., Kornilovs, G., Sidrevics, L. 2000. Long-term dynamics of main mesozooplankton species in the central Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*. 22: 2015-2038.
- Mollmann, C., Koster, F.W. 2002. Population dynamics of calanoid copepods and the implications of their predation by clupeid fish in the Central Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*. 24: 959-977.
- Neumann, V., Koster, F.W., Schaber, M., Eero, M. 2014. Recovery in eastern Baltic cod: is increased recruitment caused by decreased predation on early life stages? *Ices Journal of Marine Science*. 71: 1382-1392.
- Nissling, A., Westin, L. 1997. Salinity requirements for successful spawning of Baltic and Belt Sea cod and the potential for cod stock interactions in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 152: 261-271.
- O'Brien, C.M., Little, A.S. 2006. Incorporation of process information into stock-recruitment models. *ICES Cooperative Research Report*. 282: 1-160.
- Plikshs, M., Kalejs, M., Grauman G. 1993. The Influence of Environmental Conditions and Spawning Stock Size on the Year Class Strength of the Eastern Baltic cod. *ICES 1993/J*: 22.
- Rajasilta, M., Eklund, J., Hänninen, J., Kurkilathi, M., Kääriä, J., Rannikko, P., Soikkeli, M. 1993. Spawning of herring (*Clupea harengus membras* L.) in the Archipelago Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 50: 233-246.
- Stige, L.C., Ottersen, G., Brander, K., Chan, K.S., Stenseth, N.C. 2006. Cod and climate: effect of the North Atlantic Oscillation on recruitment in the North Atlantic. *Marine Ecology Progress Series*. 325: 227-241.
- Thurow, F. 1984. Growth production of the Baltic fish community. *Rapports et Proces-Verbaux des Reunions Cons int Explor Mer*. 183: 170-179.
- van Deurs, M., van Hal, R., Tomczak, M.T., Jonasdottir, S.H., Dolmer, P. 2009. Recruitment of lesser sandeel *Ammodytes marinus* in relation to density dependence and zooplankton composition. *Marine Ecology Progress Series*. 381: 249-258.
- Voss, R., Koster, F.W., Dickmann, M. 2003. Comparing the feeding habits of co-occurring sprat (*Sprattus sprattus*) and cod (*Gadus morhua*) larvae in the Bornholm Basin, Baltic Sea. *Fisheries Research*. 63: 97-111.
- Wieland, K., Waller, U., Schnack, D. 1994. Development of Baltic

cod eggs at different levels of temperature and oxygen content. *Dana*. 10: 163-177.

Williams, E.H., Quinn II, T.J. 2000. Pacific herring, *Clupea pallasii*, recruitment in the Bering Sea and north-east Pacific Ocean, II: relationships to environmental variables and implications for forecasting. *Fisheries Oceanography*. 9: 300-315.



Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim – konieczność holistycznego podejścia do problemu

(Eutrophication in the Baltic Sea – necessity of a holistic approach to the problem)

Marianna Pastuszak*, Mariusz Zalewski, Tycjan Wodzinowski, Krzysztof Pawlikowski

Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza,
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy,
ul. Kollątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Morze Bałtyckie jest akwenem półzamkniętym zasilanym z jednej strony przez ok. 250 rzek, z drugiej zaś podlegającym okresowym wlewom wód zasolonych i dobrze natlenionych z Morza Północnego. Ten fakt decyduje o dwuwarstwowości Bałtyku, warunkującej ograniczone mieszanie wód w kolumnie wody, tym samym naturalnej predyspozycji tego akwenu do okresowych niedoborów tlenu w warstwie przydennej. Niedobory tlenu uległy pogłębieniu na przestrzeni ostatnich kilku dekad. Na znacznych obszarach pojawił się deficyt tlenowy i ten fakt przez wielu naukowców jest przypisywany wyłącznie procesowi eutrofizacji, czyli w rozumieniu ogólnym zwiększonej produkcji materii organicznej na skutek zwiększonego dopływu do Bałtyku związków azotu (N) i fosforu (P). Celem niniejszej pracy jest pokazanie, jakie błędy popełnia współczesna nauka koncentrująca się na poprawie jakości wód Morza Bałtyckiego i jakie konsekwencje wykazana ignorancja może mieć dla Polski, największego eksportera N i P do Bałtyku (przede wszystkim z racji wysokiego odpływu wody rzecznej). Te błędy, wynikające z braku holistycznego podejścia do problemu eutrofizacji wód Bałtyku, obejmują następujące zagadnienia, które są omówione w niniejszej pracy: (i) ignorowanie roli krzemu (Si) w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku, (ii) rażący brak zrozumienia definicji eutrofizacji oraz brak rozróżnienia pomiędzy procesem eutrofizacji a stanem trofii danego akwenu; powyższe fakty prowadzą do błędnego kwalifikowania całego Morza Bałtyckiego do rejonów wysoce zeutrofizowanych, tym samym rejonów wymagających znacznej i bardzo kosztownej redukcji emisji ładunków N i P odprowadzanych w odpływie rzeczonym, (iii) ignorowanie zmian w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku wygenerowanych przez człowieka – chodzi tu o kaskadowy efekt nieźrównoważonych połowów ryb w latach 70. i 80. XX w. (tzw. *top-down effect*), (iv) ignorowanie procesów wielkoskalowych mających kolosalny wpływ na drastyczny spadek ilości wlewów wód zasolonych i dobrze natlenionych z Morza Północnego, przekładający się na spadek zasolenia i pogorszenie sytuacji tlenowej w warstwie przydennej Bałtyku (to pogorszenie sytuacji tlenowej nie powinno być przypisywane wyłącznie procesowi eutrofizacji), (v) wzrost temperatury i spadek zasolenia w Bałtyku mające wpływ na zmiany ilościowe i jakościowe fitoplanktonu i zooplanktonu, (vi) ignorowanie wpływu procesów wielkoskalowych na tzw. *bottom-up effect*, czyli na serie kaskadowo zależnych zmian demonstrujących się na wszystkich poziomach troficznych ekosystemu i mających pośredni wpływ na proces eutrofizacji, (vii) ignorowanie faktu, iż na skutek kombinacji *top-down effect* oraz *bottom-up effect* Bałtyk doświadczył *regime shift*, to znaczy ilościowego i jakościowego przegrupowania w całym ekosystemie, (viii) ignorowanie wyników badań wskazujących, że w zaistniałej sytuacji wszelkie próby przywrócenia stanu ekologicznego Bałtyku do stanu z np. początku XX w. są utopijne, a przy tym niezmiernie kosztowne; należy tu dodać, że próbuje się przerzucić na Polskę większość niewyobrażalnie wysokich kosztów redukcji emisji N i P do Bałtyku, (ix) wykazanie, w oparciu o własne obliczenia ładunków znormalizowanych względem przepływu wody dla okresu referencyjnego HELCOM (1997-2003), że narzucona Polsce alokacja redukcji ładunków biogenów, w szczególności ładunku P, jest irracjonalna i niewykonalna, bowiem policzone stężenia docelowe fosforu całkowitego są, w ocenie autorów, na poziomie naturalnego tła. Obecne stężenia azotu całkowitego i fosforu całkowitego w wodach Wisły i Odry, z bezpiecznym nadmiarem, spełniają restrykcyjne wymogi Ramowej Dyrektywy Wodnej, a ponadto są nieporównywalnie niższe niż ich odpowiedniki w wodach Europy Zachodniej, charakteryzującej się podobnym usytuowaniem klimatycznym, podobnymi cechami geomorfologicznymi, zbliżonym zaludnieniem, a przede wszystkim porównywalną aktywnością w sektorze rolniczym, zatem możliwym znaczącym wpływem obszarowym N i P, (x) zwrócenie uwagi na fakt, że wyznaczone przez HELCOM cele redukcyjne emisji azotu i fosforu są mocno kwestionowane przez Håkanssona i Bryhna (2008) oraz Håkanssona i in. (2010), z podkreśleniem, że są one przyjęte bez przeprowadzenia koniecznych *cost-effective studies*.

Słowa kluczowe: eutrofizacja, Bałtyk, emisja azotu i fosforu, procesy wielkoskalowe

Summary

The Baltic Sea is a semi-enclosed water reservoir which is not only fed by ca. 250 rivers but also exposed to periodic inflows of saline and well oxygenated waters from the North Sea. This fact has a decisive effect on structure of the water column, which is two-layered, and on limiting vertical mixing of water, which in turn causes the Baltic Sea is characterized by its natural predisposition to oxygen deficiency in the near-bottom layer. Oxygen deficiency has intensified over the last few decades, and quite substantial areas are characterized by oxygen deficit. Numerous scientists ascribe the latter fact exclusively to eutrophication process, which is commonly understood as an increase in production of organic matter due to increased discharges of nitrogen (N) and phosphorus (P) into the Baltic Sea. The aim of this elaboration is to show mistakes made by contemporary science concentrating on improvement of water quality in the Baltic Sea, and to indicate what consequences for Poland, the largest exporter of N and P to the Baltic Sea (mainly due to large riverine water outflows), such ignorance may have. The mistakes, arising from lack of a holistic approach to eutrophication problem in the Baltic Sea, encompass the following issues, which are discussed in this elaboration:

* mpastuszak@mir.gdynia.pl



(i) disregard of silicon (Si) role in functioning of the Baltic Sea ecosystem, (ii) gross lacking of understanding of eutrophication definition and lacking differentiation between the process of eutrophication and the trophic state of a given reservoir; these facts result in incorrect qualifying of the Baltic Sea to highly eutrophied regions, thus regions requiring substantial and very costly mitigation of N and P discharges in riverine outflow, (iii) disregard of changes in functioning of the Baltic Sea ecosystem which were generated by humans carrying unsustainable fish catches in the 1970s and 1980s, the latter resulting in a cascade effect ("*top-down effect*"), (iv) disregard of large-scale processes having colossal impact on drastic decline in number of inflows of saline and well oxygenated waters from the North Sea; that resulted in a decline in salinity as well as worsening of oxygen situation in the near-bottom layer of the Baltic Sea (thus, the decline of oxygen content should not be exclusively ascribed to the eutrophication process), (v) increase in temperature and decrease in salinity in the Baltic Sea impacting quantitative and qualitative changes in phytoplankton and zooplankton, (vi) disregard of impact of large-scale processes on "*bottom-up effect*", thus on a series of cascade dependent changes manifesting at all trophic levels of the ecosystem and having indirect influence on eutrophication process, (vii) disregard of the fact that due to combination of "*top-down effect*" and "*bottom-up effect*" the Baltic Sea has experienced the "*regime shift*" i.e. the quantitative and qualitative reorganization of the entire ecosystem, (viii) disregard of outcome of studies pointing to the fact that under the circumstances, all efforts focused on reversing the ecological state of the Baltic Sea to the state from the beginning of the XXth century are utopian and very costly; it should be added here that there are attempts of shifting onto Poland majority of inconceivably high costs related to reduction of N and P emission into the Baltic Sea, (ix) demonstration that the imposed on Poland allocation of loads reduction, particularly loads of P, is irrational and unfeasible because calculated target concentrations of total phosphorus are, in the opinion of the authors, on the level of natural background; this finding is based on our own calculations of flow normalized loads of nutrients, performed for the HELCOM reference period (1997-2003). The present concentrations of total nitrogen and total phosphorus in waters of the Vistula and Oder Rivers, not only fulfill (with a safe margin) very restrictive requirements of the Water Framework Directive, but they are incomparably lower than subjected nutrient concentrations in riverine waters in Western Europe, characterized by similar climatic setting, similar geomorphologic features, comparable population, and first of all comparable activity in agricultural sector, thus possible substantial diffuse emission of N and P, (x) pointing to the fact that the defined by HELCOM reduction goals of nitrogen and phosphorus emission are strongly questioned by Håkanson and Bryhn (2008) and Håkanson et al. (2010), with emphasis that those goals were accepted without performing necessary cost-effective studies.

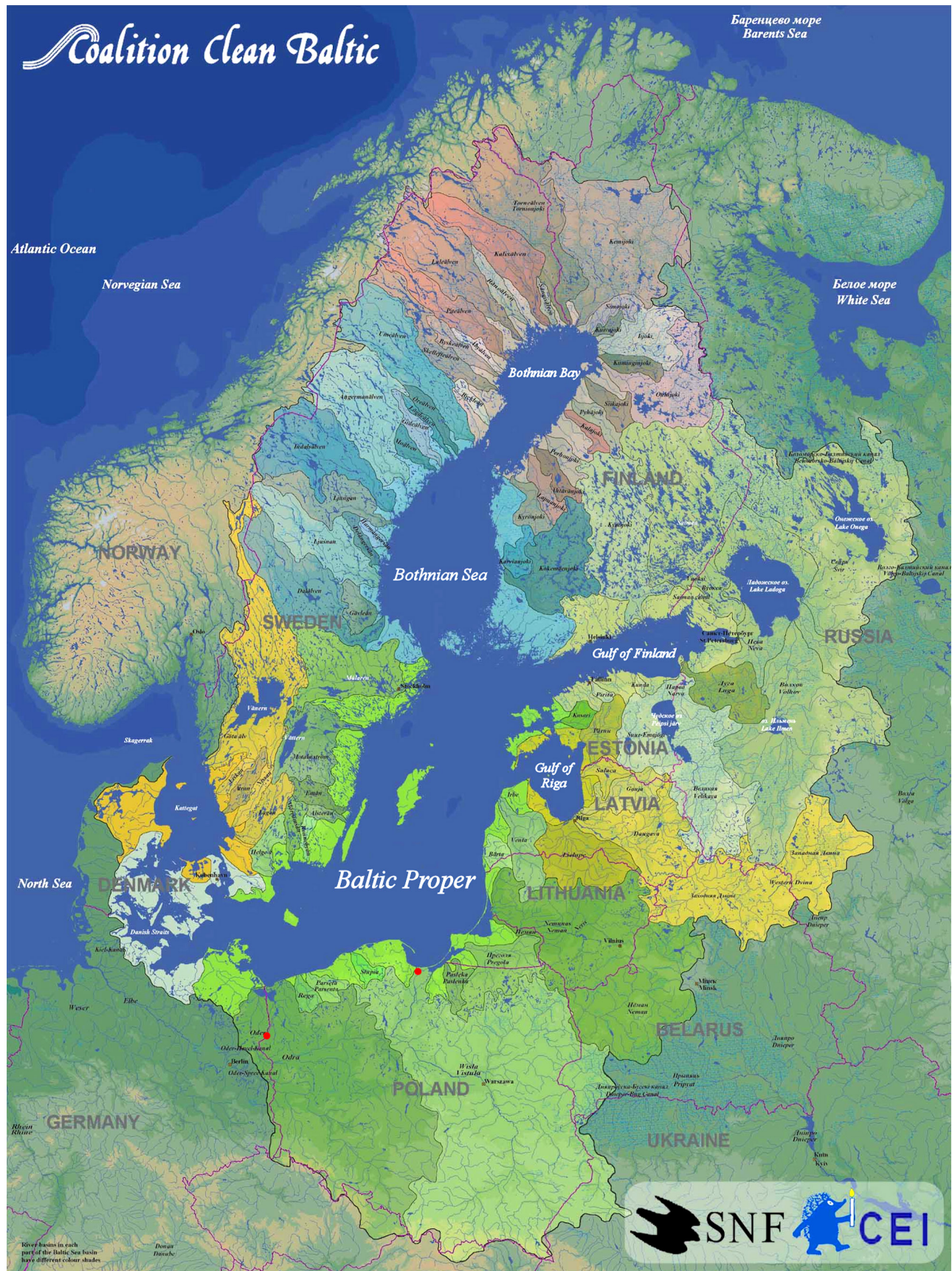
Key words: eutrophication, Baltic, nitrogen and phosphorus emission, large-scale processes

1. WPROWADZENIE

Problem eutrofizacji, dyskutowany w niniejszej pracy, dotyczy nie tylko Bałtyku (rys. 1) (Håkanson i Bryhn 2008, Voss i in. 2011), lecz także innych mórz i stref przybrzeżnych oceanów (Cloern 2001, Anderson i in. 2008, Heisler i in. 2008, Howarth 2008, Nixon i Fulweiler 2009, Pearl 2009, Smith i Schindler 2009). Cechą charakterystyczną XX i początku XXI w. był i jest z jednej strony gwałtowny rozwój we wszystkich dziedzinach życia, z drugiej zaś – rosnące zagrożenie dla środowiska naturalnego człowieka. Liczne badania pokazują, że zarówno geochemia w rzekach, jak i ładunki substancji niesionych rzekami uległy znacznym zmianom w skali globalnej w XX w., a odpowiedzialne za to są: rolnictwo, wylesienia, wydobywanie złóż naturalnych, urbanizacja, przemysłowanie, irygacje oraz budowa tam i zapór (Meybeck i Helmer 1989, Meybeck 2001, Humborg i in. 2006, Conley i in. 2008). Zarówno w skali globalnej, jak i lokalnej wzrost ładunków azotu całkowitego (ang. *total nitrogen* – TN) i fosforu całkowitego (ang. *total phosphorus* – TP) wnoszonych do różnych akwenów jest wiązany ze wzrostem zużycia nawozów mineralnych oraz z intensywnością produkcji zwierzęcej, a w konsekwencji ze zużyciem większej ilości nawozów naturalnych (Sharpley 1995, Oenema i Roest 1998, Oenema i in. 2003, Sims i in. 1998, Arheimer i Lidén 2000, Withers i Jarvie 2008). Rolnictwo jest postrzegane jako największe źródło azotu dostarczanego do wielu przybrzeżnych ekosystemów na globie ziemskim (Howarth 2008). Związki azotu (N) i fosforu (P) z jednej strony są bardzo ważnymi substancjami biogenicznymi w produkcji roślinnej i zwierzęcej w sektorze rolniczym, z drugiej zaś – ich niezbilansowane stosowanie w znacznym stopniu przyczynia się do emisji N i P z terenów rolniczych i w efekcie do eutrofizacji wód (HELCOM 2006). Ostatnie badania dowodzą, że mniej niż połowa N wprowadzonego do środowiska naturalnego w formie nawozów mineralnych

i naturalnych jest efektywnie wykorzystana, natomiast reszta zostaje rozproszona w środowisku naturalnym i tym samym przyczynia się do różnego rodzaju negatywnych skutków ekologicznych i zdrowotnych (Galloway i Cowling 2002, Galloway i in. 2003, 2008, Erisman i in. 2007, Howarth 2008). Średnio tylko 30% P wprowadzonego do gleby w produkcji rolniczej jest odzyskiwane w postaci płodów rolnych i w produkcji zwierzęcej (Sharpley 1995).

W XX w. dopływ fosforu do mórz i oceanów wzrósł w skali globalnej trzykrotnie, natomiast azotu – dziesięć-, piętnastokrotnie, a lokalnie nawet pięćdziesięciokrotnie (Howarth i in. 1996, Nixon i in. 1996, Meybeck 2001, Goudie i Cuff 2002, Howarth 2008), przy prawie niezmiennym lub spadającym dopływie krzemu (Si) (Berner i Berner 1996, Conley i in. 2008, Humborg i in. 2006). Tak znaczny wzrost ładunków N i P jest wynikiem szeroko rozumianej ekspansji człowieka pociągającej za sobą przemysłowanie, zmianę charakteru upraw rolniczych oraz przejście na intensywne rolnictwo, charakteryzujące się znacznym zużyciem nawozów mineralnych (Wollast i in. 1993, Howarth i in. 1995). Larsson i in. (1985) oszacowali, że od początku XX w. miał miejsce czterokrotny wzrost ładunków TN i ośmiokrotny wzrost ładunków TP wprowadzanych do Bałtyku. Najsilniej zaznaczony wzrost miał miejsce od początku lat 50. XX w. Nausch i in. (1999) podają w swojej pracy, iż w latach 1950-1988 nastąpił siedemnastokrotny i ośmiokrotny wzrost zużycia azotowych i fosforowych nawozów mineralnych w basenie Bałtyku, z pewną tendencją spadkową w latach późniejszych. W przypadku Polski ta tendencja spadkowa w zużyciu nawozów mineralnych oraz w pogłowie zwierząt gospodarskich jest wyraźnie zaznaczona na przełomie lat 80. i 90. XX w. i znajduje również odzwierciedlenie w bilansie azotu dla polskiego rolnictwa w latach 1960-2000 (Eriksson i in. 2007) oraz późniejszych (Fotyma i in. 2012, Igras i Fotyma 2012, Pastuszek i in. 2014).



Rysunek 1. Zlewisko Morza Bałtyckiego; zlewnie Wisły i Odry zaznaczone innymi odcieniami (czerwone kropki oznaczają najniższej położone stacje monitoringowe na Wiśle – Kieźmark i Odrze – Krajinik Dolny). Źródło: mapa przygotowana i udostępniona do użytku przez Coalition Clean Baltic

Odptyw rzeczny jest głównym źródłem zasilania wód Bałtyku związkami azotu i fosforu. Szacuje się, że około 75% całkowitego ładunku azotu i 95-99% całkowitego ładunku fosforu dociera do Bałtyku w odpływie rzeczonym, a reszta pochodzi z atmosfery. W 2000 r. ładunki rzeczne azotu i fosforu docierające do Bałtyku osiągnęły odpowiednio 706 tys. t i 31,8 tys. t. Całkowite ładunki N i P odprowadzane przez polskie rzeki, jak również polskie źródła punktowe bezpośrednio zanieczyszczające Bałtyk stanowiły w latach 2000-2006 ok. 26-24% całkowitego ładunku azotu i 37-36% całkowitego ładunku fosforu odprowadzanego do Bałtyku drogą wodną przez wszystkie kraje nadbałtyckie (HELCOM 2004, 2011).

W pracach naukowych pojawiło się pojęcie antropopresji, pod którym rozumie się ogół działań człowieka (zarówno planowanych, jak i przypadkowych) mających wpływ na środowisko przyrodnicze (Nixon 1995, 2009, Duarte i in. 2009, Meybeck 2001). Skala występowania antropopresji w środowisku naturalnym człowieka na przestrzeni minionych dekad narzuca konieczność holistycznego spojrzenia we wszelkich badaniach środowiskowych. Z definicji holistyczne podejście w zarządzaniu ekosystemem oznacza takie podejście do środowiska, które w pełni uznaje szeroki wachlarz interakcji w ramach ekosystemu, włączając działalność człowieka, a tym samym wyłącza ze sfery zainteresowań badanie jedynie oderwanych pojedynczych zagadnień, gatunków czy funkcji ekosystemu bez łączenia ich w całość. Spojrzenie holistyczne wymaga od badacza pełnego zrozumienia faktu, iż wszelkie zjawiska tworzą układy całościowe, podlegające swoistym prawidłowościom, których nie można w pełni zrozumieć na podstawie wiedzy o prawidłowościach rządzących tylko wybranymi ich składnikami. Całości nie da się bowiem sprowadzić do sumy jej składników. Funkcjonowanie ekosystemu to cały szereg procesów fizycznych, chemicznych i biologicznych, które wykazują interakcję nieliniową. Nowoczesne badania wymagają holistycznego podejścia w określeniu nie tylko przyczyn perturbacji w funkcjonowaniu dowolnego ekosystemu, lecz także w określeniu obecnych i prognozowaniu przyszłych konsekwencji tych perturbacji (Cloern 2001, Nixon 1995, 2009, Duarte 2009, Duarte i in. 2009, Pastuszak i Witek 2012a, b, Kowalkowski i in. 2012, 2014, Pastuszak 2012a, b, Pastuszak i in. 2012a, b, 2013, 2014).

Ochrona wód Morza Bałtyckiego powinna być ściśle powiązana z ochroną wód śródlądowych, a to wymaga mitygacji N i P zorientowanej na dorzecza rzek. Takie podejście do zagadnienia jest wymagane od członków Unii Europejskiej i jest ono zawarte w wymogach Ramowej Dyrektywy Wodnej, które zobowiązują kraje do przygotowania planów zagospodarowania wodami na obszarach dorzeczy, włączając w to analizę presji substancji biogenicznych na stan wód oraz program działań mający na celu zapobieganie zanieczyszczaniu wód substancjami biogenicznymi, aby uzyskać „dobry ekologiczny stan” wszystkich typów wód (Jadczyzsyn

i Rutkowska 2012). Dobry stan ekologiczny powinien być odniesieniem do wartości referencyjnych, charakteryzujących warunki środowiskowe przed znaczącym zanieczyszczeniem antropogenicznym (Grizzetti i in. 2011). Polska jest także stroną konwencji helsińskiej z jej ciałem wykonawczym – Komisją Helsińską (HELCOM) i jej dokumentem o ochronie środowiska morskiego obszaru Morza Bałtyckiego z 9 kwietnia 1992 r. (Dz. Urz. WE 1992). Konwencja została ratyfikowana przez Polskę w 1999 r. (Dz.U. Nr 28, poz. 347, 2000) (Jadczyzsyn i Rutkowska 2012). Strony konwencji zobowiązały się przeciwdziałać zanieczyszczeniu obszaru Morza Bałtyckiego. Za zanieczyszczanie uznaje się wprowadzanie bezpośrednio lub pośrednio do morza, łącznie z ujściami rzek, substancji lub energii, które mogą stwarzać zagrożenie dla zdrowia człowieka, niszczyć żywe zasoby i morskie ekosystemy, pogarszać jakość użytkowanej wody morskiej oraz prowadzić do obniżenia walorów rekreacyjnych (Jadczyzsyn i Rutkowska 2012). Jeśli chodzi o działania HELCOM, należy tu przytoczyć *Baltic Sea Action Plan* (BSAP) (HELCOM 2007) oraz późniejszy *Country Allocated Reduction Target* (CART) (HELCOM 2013a, b, c) obejmujący szereg zobowiązań do podjęcia akcji przez kraje nadbałtyckie nie później jak do 2016 r., po to, żeby odtworzyć dobry ekologiczny status środowiska morskiego Bałtyku (bez eutrofizacji) do 2021 r. BSAP podaje 5 operacyjnych celów ekologicznych w zakresie eutrofizacji i są to: (i) stężenia substancji biogenicznych bliskie naturalnym, (ii) przejrzysta woda, (iii) naturalny poziom zakwitów glonów, (iv) naturalne rozmieszczenie roślin i zwierząt morskich, (v) naturalny poziom natlenienia wody morskiej. Warto nadmienić, iż HELCOM w żadnym ze swoich bardzo licznych opracowań nie podaje, jaki stan środowiska należy definiować jako „naturalny” bądź co się kryje pod hasłem „przejrzysta woda”. Podane wyżej wskaźniki mają powiązania z wieloma Dyrektywami Unii Europejskiej ukierunkowanymi na przeciwdziałanie eutrofizacji (Ramowa Dyrektywa Wodna, Ramowa Dyrektywa ws. Strategii Morskiej, Dyrektywa Azotanowa, Dyrektywa Ściekowa, Dyrektywa Siedliskowa i Dyrektywa Ptasia) (Jadczyzsyn i Rutkowska 2012).

Celem niniejszej pracy jest pokazanie, jakie błędy popełnia współczesna nauka koncentrująca się na poprawie jakości środowiska naturalnego, w tym przypadku poprawy jakości wód Morza Bałtyckiego, i jakie konsekwencje wykazana ignorancja może mieć dla Polski, największego eksportera N i P do Bałtyku (przede wszystkim z racji wysokiego odpływu wody rzecznej). Te błędy, wynikające z braku holistycznego podejścia do problemu eutrofizacji wód Bałtyku, obejmują następujące zagadnienia, które zostaną omówione w niniejszej pracy: (i) ignorowanie roli krzemu (Si) w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku; (ii) rażący brak zrozumienia definicji eutrofizacji oraz brak rozróżnienia pomiędzy procesem eutrofizacji a stanem trofii danego akwenu; powyższe fakty prowadzą do błędnego kwalifikowania całego Morza Bałtyckiego do

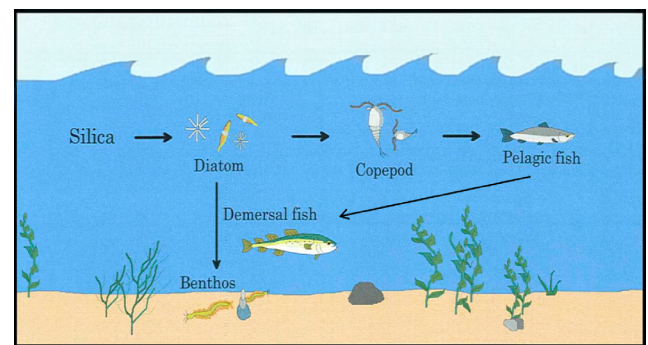
rejonów wysoce zeutrofizowanych, tym samym rejonów wymagających znacznej i bardzo kosztownej redukcji emisji ładunków N i P odprowadzanych w odpływie rzeczny, (iii) ignorowanie zmian w funkcjonowaniu ekosystemu Bałtyku wygenerowanych przez człowieka i tu chodzi o kaskadowy efekt niezrównoważonych połowów ryb w latach 70. i 80. XX w. (tzw. *top-down effect*), (iv) ignorowanie procesów wielkoskalowych mających kolosalny wpływ na drastyczny spadek ilości wlewów wód zasolonych i dobrze natlenionych z Morza Północnego, przekładający się na spadek zasolenia i pogorszenie sytuacji tlenowej w warstwie przydennej Bałtyku (to pogorszenie sytuacji tlenowej nie powinno być przypisywane wyłącznie procesowi eutrofizacji), (v) wzrost temperatury i spadek zasolenia w Bałtyku mający wpływ na zmiany ilościowe i jakościowe fitoplanktonu i zooplanktonu, (vi) ignorowanie wpływu procesów wielkoskalowych na tzw. *bottom-up effect*, czyli na serie kaskadowo zależnych zmian demonstrujących się na wszystkich poziomach troficznych ekosystemu i mających pośredni wpływ na proces eutrofizacji, (vii) ignorowanie faktu, iż na skutek kombinacji *top-down effect* oraz *bottom-up effect* Bałtyk doświadczył *regime shift*, to znaczy ilościowego i jakościowego przegrupowania w całym ekosystemie, (viii) ignorowanie wyników badań wskazujących, że w zaistniałej sytuacji wszelkie próby przywrócenia stanu ekologicznego Bałtyku do stanu z np. początku XX w. są utopijne, a przy tym niezmiernie kosztowne; należy tu dodać, że próbuje się przenieść na Polskę większość niewyobrażalnie wysokich kosztów redukcji emisji N i P do Bałtyku.

2. ODPLYW KRZEMU DO BAŁTYKU – JEGO ROLA W FUNKCJONOWANIU EKOSYSTEMU

W rolnictwie niezmiernie ważne jest zachowanie właściwego stosunku N:P:K, bowiem te trzy pierwiastki (azot, fosfor i potas) odgrywają kluczową rolę w produkcji roślinnej. W środowisku wodnym, w tym w rzekach i morzu, najważniejszymi makropierwiastkami decydującymi o wzroście fitoplanktonu (pierwsze ogniwo w sieci troficznej) i jego biomasie są azot, fosfor i krzem (Si). Właściwy stosunek N:P:Si w wodzie morskiej jest tak samo ważny, jak właściwy stosunek N:P:K w produkcji roślinnej w sektorze rolniczym (Redfield i in. 1963, Cloern 2001, Dorch i Whitlege 1992).

Rzeki są odpowiedzialne za blisko 80% krzemu dostarczanego do mórz i oceanów w formie rozpuszczonych krzemianów (ang. *dissolved silicate* – $DSi=Si(OH)_4$) będących produktem wietrzenia skały kontynentalnej (Meybeck 1982, Tréguer i in. 1995, Dürr i in. 2009). Temperatura, opady, odpływ rzeczny wody oraz litologia są głównymi czynnikami kontrolującymi tempo wietrzenia skał krzemowych, zatem mają wpływ na odpływ rzeczny DSi (Meybeck 1994, Tréguer i in. 1995, Mortatti i Probst 2003). Jest wiele prac naukowych, które raportują spadek emisji

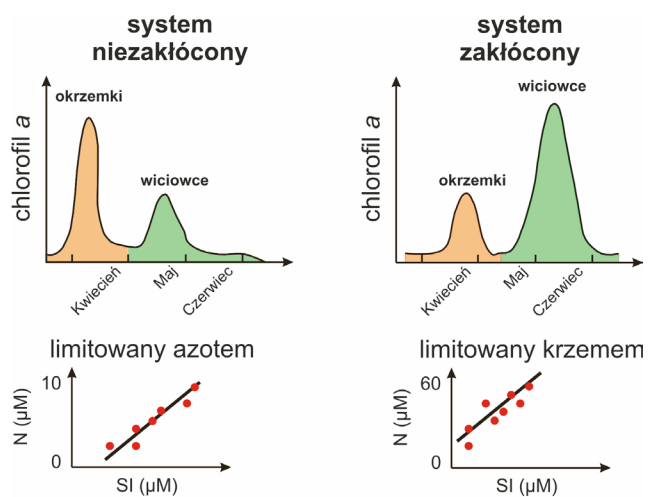
Si do ekosystemów przybrzeżnych, co przekłada się na zmiany w ich funkcjonowaniu, pośrednio przyczyniając się do procesu eutrofizacji. Jako główne przyczyny spadku emisji krzemu, zjawiska obserwowanego w skali światowej, podaje się zabudowę rzek (tamy, zapory) oraz proces eutrofizacji w systemach rzecznych (Justić i in. 1994, 1995a, b, Turner i Rabalais 1994, Rabalais i in. 1996, Conley i in. 1993, 2008, Garnier i in. 1999, Papush i Danielsson 2006, Humborg i in. 1997, 2000, 2002, 2006, 2008, Pastuszak i in. 2008, Pastuszak 2012b). Zwiększona pula N i P spowodowała zwiększone zużycie krzemianów w produkcji biologicznej zarówno w rzekach, jak i rejonach morskich. Naturalny, biogeochemiczny obieg N i P jest nieporównywalnie szybszy niż obieg Si, a to w konsekwencji doprowadziło do zubożenia wielu rejonów świata w ten pierwiastek, ponieważ natura, a nie dodatkowo działalność człowieka jest jego jedynym źródłem. Krzem nie przemieszcza się w łańcuchu troficznym (sieci troficznej), a jego regeneracja nie następuje w wyniku biodegradacji materii organicznej, tylko w wyniku rozpuszczenia SiO_2 (Broecker i Peng 1982). Rozpuszczone krzemiany stanowią bardzo ważny związek chemiczny dla produkcji biologicznej w morzu. „Utrata” krzemu ze środowiska morskiego ma swoje daleko idące konsekwencje, bowiem DSi stanowi niezbędny komponent w budowie krzemozależnych organizmów planktonowych, w szczególności okrzemek (rys. 2). Okrzemki z kolei stanowią bardzo istotny komponent w łańcuchu pokarmowym (sieci troficznej) i odgrywają bardzo ważną rolę w biogeochemicznym obiegu pierwiastków w morzu.



Rysunek 2. Schematyczny obraz przepływu krzemu w łańcuchu troficznym (sieci troficznej). Źródło: rysunek z broszury przygotowanej w ramach projektu UE SIBER, w którym uczestniczył MIR – PIB

Okrzemki są dominującym komponentem w tzw. nowej produkcji pierwotnej (nowa produkcja pierwotna zachodzi w oparciu o substancje biogeniczne wprowadzane do danego ekosystemu albo habitatu z innego ekosystemu albo habitatu) (Domine i in. 2010) w ekosystemach morskich. Okrzemki stanowią podstawę pokarmową w łańcuchu troficznym (sieci

troficznej) i są preferowanym pokarmem makrozooplanktonu (copepoda), który z kolei jest bezpośrednim źródłem pożywienia dla wyższych poziomów troficznych (nie wyłączając przemysłowo eksploatowanych gatunków ryb) w najbardziej produktywnych rejonach na globie ziemskim (Round i in. 1990, Hansen i in. 1997, Irigoien i in. 2002). Zatem obieg biogeochemiczny DSI w systemach wodnych ma niezmiernie ważne znaczenie z punktu widzenia biologicznej struktury ekosystemu w środowisku wodnym (Round i in. 1990, Hansen i in. 1997, Irigoien i in. 2002, Ragueneau i in. 2006, Wasmund i Uhlig 2003). Długookresowe badania składu gatunkowego i biomasy fitoplanktonu w Bałtyku Właściwym wskazują na spadek biomasy pożądanych okrzemek i równoczesny wzrost biomasy obciążających ekosystem bruzdnic na wiosnę i latem (Wasmund i Uhlig 2003) i takie zjawisko jest obserwowane w innych rejonach świata (Billen i in. 1991). Przy niedoborach Si w wiosennym zakwicie fitoplanktonu pozostaje pewna pula niewykorzystanego N i P, która jest wykorzystana przez wiciowce w okresie letnim (rys. 3).



Copyright © 1999-2016 John Wiley & Sons, Inc. All Rights Reserved.

Rysunek 3. Sukcesja fitoplanktonu w niezakłóconym systemie z produkcją pierwotną limitowaną azotem (N) oraz w zakłóconym systemie z produkcją pierwotną limitowaną krzemem (Si). Źródło: wykres zmodyfikowany na podstawie Billen i in. (1991); pozwolenie na wykorzystanie rysunku od Permissions Coordinator II/Sr Copyrigh & Permissions Wiley

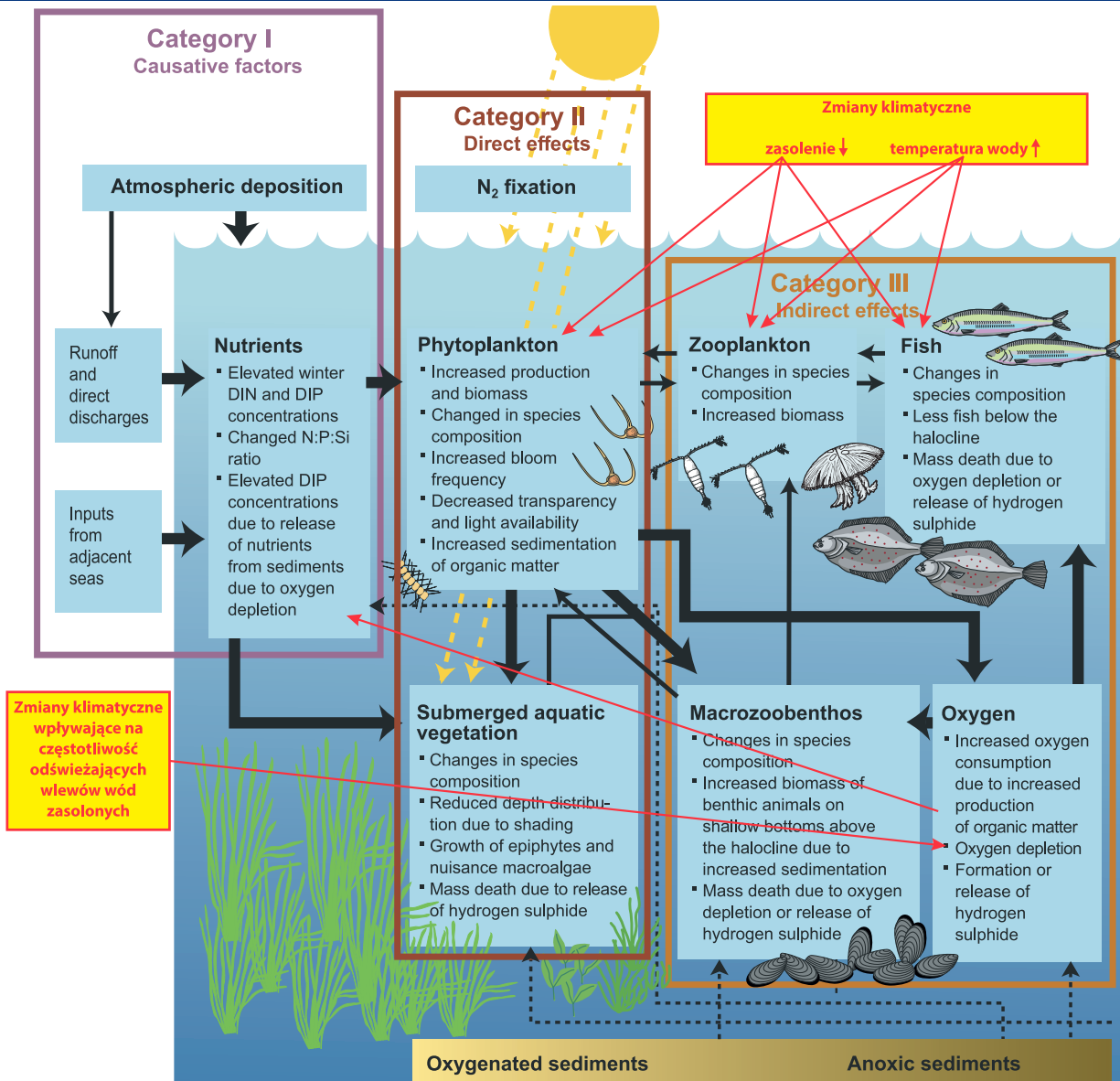
Ostatnie badania nad cyklem biogeochemicznym Si w Bałtyku (Conley i in. 2008) pozwoliły na następujące stwierdzenia: (i) obecny ładunek DSI do Bałtyku wynosi 855 tys. ton rok⁻¹, (ii) zabudowa rzek, wpływająca na stosunki hydrologiczne w połączeniu z eutrofizacją w rzekach, jest odpowiedzialna za spadek ładunku DSI wprowadzanego do Bałtyku o 420 tys. ton rok⁻¹, (iii) kumulacja biogenicznego krzemu (ang. *biogenic silica* – BSi) w osadach Bałtyku jest o 36% wyższa w odniesieniu do historycznych danych raportowanych w literaturze,

(iv) historyczne (początek XX w.) stężenia DSI w wodach powierzchniowych Bałtyku były 2,6 razy wyższe o stężeń obecnych.

3. DEFINICJA EUTROFIZACJI ORAZ WSKAŹNIKI WYKORZYSTYWANE DO OCENY STOPNIA ZEUTROFIZOWANIA SYSTEMU

Konceptualny schemat eutrofizacji, cytowany za HELCOM (2006) (rys. 4) musi być obecnie uzupełniony o dodatkowe elementy związane z obserwowanymi zmianami klimatycznymi dotyczącymi także rejon Bałtyku i generującymi kaskadowy *bottom-up effect* (patrz rozdz. 4). Zmiany klimatyczne mają bezpośredni związek z: (i) drastycznym spadkiem ilości odświeżających wlewów wód słonych i dobrze natlenionych z Morza Północnego (duża częstotliwość wlewów poprawia warunki tlenowe w warstwie przydennej Bałtyku i utrzymuje zasolenie na relatywnie wysokim i niezmiennym poziomie), (ii) pogorszeniem warunków tlenowych w przydennej warstwie wody może się przyczyniać do uwalniania fosforanów ulegających naturalnej depozycji w osadach w warunkach dobrego natlenienia; uwolnione fosforany mogą powiększyć pulę P w warstwie eufotycznej, zatem mogą wspomagać rozwój fitoplanktonu, (iii) spadkiem zasolenia jako efekt zmniejszonej ilości wlewów wód wysoce zasolonych do Bałtyku oraz zwiększonego odpływu rzeczno (Möllmann i in. 2000, Wanner i in. 2001, Matthäus i Franck 1992, Fischer i Matthäus 1996, Hansson i in. 2011, Elken i Matthäus 2006), (iv) wzrostem temperatury wody (Ameryk i in. 2012, HELCOM 2009). Najnowsze polskie badania naukowe kwestionują znaczący udział osadów w recyklingu fosforu w Bałtyku (Graca 2009) i wykazują, że około 40% zapotrzebowania fitoplanktonu na azot i 70% zapotrzebowania na fosfor w Zatoce Gdańskiej mogły dostarczyć ładunki wewnętrzne tych składników, takie jak mineralizacja materii organicznej w toni wodnej i ich uwalnianie z osadu, a w przypadku azotu dodatkowo wiązanie z atmosfery. Ładunki uwalniane z osadów do wody pokrywały jednakże nie więcej niż 13% zapotrzebowania na azot i 11% zapotrzebowania na fosfor, co może świadczyć o ich drugorzędym znaczeniu w zasilaniu produkcji pierwotnej w Zatoce Gdańskiej. Relatywnie do powierzchni i zewnętrznego obciążenia azotem i fosforem, osady denne Zatoki Gdańskiej charakteryzował duży potencjał do unieruchomienia tych składników w formach trudno biodostępnych. Wskazuje to na istotne znaczenie osadów zatoki, jako filtra ograniczającego zewnętrzną dostawę biogenów do wód otwartego Bałtyku (Graca 2009).

Powyższe wnioski znajdują potwierdzenie w wynikach badań (Håkanssona i in. 2010) wyraźnie wskazujących na fakt, że stężenia TP w osadach w głębokowodnej części Bałtyku Właściwego są niskie i pozostają na poziomie stężeń TP w starych, polodowcowych osadach. Główne przyczyny niskich stężeń TP w osadach są następujące: (i) ponad 90% fosforu



Rysunek 4. Konceptualny schemat eutrofizacji; strzałki oznaczają interakcje pomiędzy ogniwami łańcucha pokarmowego. Źródło: HELCOM 2006, uzupełniony o najnowszą wiedzę pozyskaną z wielu prac cytowanych w tym opracowaniu

w warstwie głębokowodnej występuje w formie rozpuszczonej (fosforanowej), a w takich okolicznościach sedymentacja fosforu (formy związane) musi pozostawać na niskim poziomie i rzeczywiście na nim pozostaje, bowiem (ii) mniej niż 3% materii organicznej znajdującej się w warstwie powierzchniowej Bałtyku Właściwego ulega depozycji w osadach strefy głębokowodnej, natomiast olbrzymia większość ulega mineralizacji w kolumnie wody (Emelajnov 1988). Co więcej, badania wskazują, że olbrzymia większość cząstek stałych w osadach w strefie głębokowodnej Bałtyku jest pochodzenia allochtonicznego, a nie autochtonicznego (Błazhchishin i Shuyskiy 1973, Błazhchishin 1984).

Według obiegowego schematu eutrofizacji (rys. 4) i obiegowej definicji eutrofizacji jest to proces wzbogacania zbiorników wodnych w substancje pokarmowe (substancje biogeniczne) skutkujący wzrostem trofii, czyli żyzności wód. Eutrofizacja prowadzi do powstania niedoborów tlenu w środowisku,

tym samym pogorszenia warunków środowiskowych dla organizmów zasiedlających ekosystem, zmian w strukturze łańcucha pokarmowego (sieci troficznej), utraty bioróżnorodności (Anderson i in. 2008, Heisler i in. 2008, Howarth 2008, Smith i Schindler 2009), a także zwiększonej częstotliwości i zasięgu przestrzennego oraz czasu trwania toksycznych zakwitów sinic, choć ta ostatnia zależność nie znajduje twardych dowodów naukowych (Cloern 2001). Najnowsze doniesienia naukowe dowodzą, że eutrofizację należy rozumieć w szerszym aspekcie, mianowicie jako skutek wzrostu ilości węgla organicznego i energii w badanym ekosystemie (Duarte 2009, Nixon 2009, Nixon i Fulweiler 2009). **Eutrofizacja powinna być rozumiana, jako proces, czyli wzrost współczynnika przybywania węgla organicznego w systemie, a nie jako stan troficzny (Nixon 1995, Nixon i Fulweiler 2009).**

Wydaje się, że konieczne jest wyjaśnienie, skąd się bierze problem ze zrozumieniem pojęcia „eutrofizacja”.

Słowo „eutrophication” zostało zaczerpnięte z języka angielskiego, w którym to języku to słowo jest rzeczownikiem, a nie czasownikiem, a więc nie opisuje samo w sobie procesu (Nixon 1995, Nixon i Fulweiler 2009). Aby mówić o procesie eutrofizacji, musimy (i) operować wskaźnikami eutrofizacji, z których najczęściej używanymi są: stężenia chlorofilu *a*, widzialność krążka Secchiego, stężenia azotu i fosforu całkowitego (TN, TP) (Carlson i Simpson 1996, Håkanson i Bryhn 2008) oraz ilość węgla organicznego dostarczanego do systemu (Nixon 1995), (ii) operować tabelą grupującą ww. wskaźniki wg stanu troficznego badanego akwenu, a stan ten może być: oligotroficzny, mezotroficzny, eutroficzny, hypertroficzny (tab. 1, 2). Możemy mieć wzrost podanych wskaźników, ale ekosystem będzie nadal np. oligotroficzny czy mezotroficzny, bo wartości wskaźników eutrofizacji nadal pozostają w przedziale przypisanym do podanego wyżej statusu troficznego danego akwenu. Są akwenu na świecie, które ze swojej natury zawsze były eutroficzne, np. rejonu upwellingu u wybrzeży Peru czy wody u wybrzeży Afryki; dla odmiany, są podrejonu Bałtyku, w których produkcja pierwotna wzrosła z 20 do 40 g C m⁻² rok⁻¹, ale to nie

Tabela 1. Podział estuariów i rejonów przybrzeżnych pod kątem trofii mierzonej ilością dostarczanego węgla organicznego (C) do danego systemu; ilość węgla oparta jest na pomiarach produkcji pierwotnej (źródło: Nixon 1995)

Typ rejonu	Dostarczanie węgla [g C m ⁻² rok ⁻¹]
oligotroficzny	< 100
mezotroficzny	100-300
eutroficzny	301-500
hypertroficzny	>500

oznacza, że są one zeutrofizowane (Nixon i Fulweiler 2009, tab. 1). Zatem w przypadku podanego przykładu bałtyckiego mamy do czynienia z procesem eutrofizacji, ale to nie oznacza, że ten podrejon jest zeutrofizowany. Zdaniem Nixona i Fulweilera (2009) całe zamieszanie zostało wprowadzone przez ekologów, dla których wysoka produkcja pierwotna, czyli wysoki poziom dostarczania węgla organicznego do systemu (stan), jest równoznaczna z eutrofizacją (procesem), a to nie jest prawdą, bo nie jest zgodne z definicją podaną przez Nixona (1995). Mimo że minęło wiele lat od wprowadzenia operacyjnej, jasnej definicji eutrofizacji (Nixon 1995), jest ona nadal używana w sposób niewłaściwy zarówno przez naukowców, jak i menadżerów (Nixon i Fulweiler 2009).

Håkanson i Bryhn (2008) pogrupowali wskaźniki eutrofizacji dla systemów słodkowodnych (zasolenie <5 PSU), słonawych (zasolenie 5-20 PSU), oraz morskich (zasolenie >20 PSU) (tab. 2). Ten rodzaj klasyfikacji stopnia zeutrofizowania został przez podanych autorów uznany za użyteczny przy komunikowaniu się pomiędzy naukowcami, zarządcami systemami wodnymi, ekonomistami, politykami podejmującymi decyzje dotyczące środowiska naturalnego oraz szeroko rozumianą opinią publiczną.

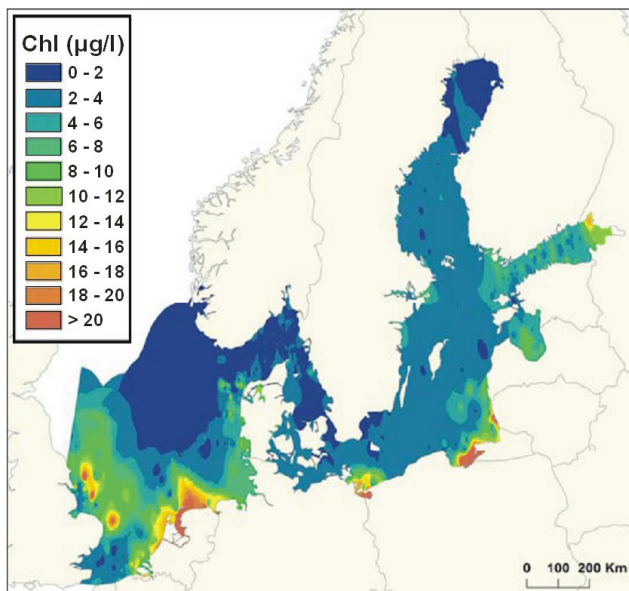
Operując wskaźnikami eutrofizacji oraz dysponując kilkudziesięcioma tysiącami danych wskaźnikowych, Håkanson i Bryhn (2008) stwierdzają, że status troficzny Bałtyku zmienił się nieznacznie na przestrzeni ostatnich 30 lat i co najważniejsze warunki nie ulegają pogorszeniu, a nawet lokalnie się polepszają. Zdaniem Håkansona i Bryhna (2008) Bałtyk jako całość nie jest rejonem eutroficznym. Średnie stężenie chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej (do 44 m, czyli do granicy mieszania wiatrowego wód), pozostające na poziomie ok. 2 µg l⁻¹, pozwala na stwierdzenie, iż Bałtyk jest systemem o stanie trofii

Tabela 2. Przyjęte charakterystyczne wskaźniki niezbędne do oceny stopnia zeutrofizowania systemu (A) słodkowodnego, (B) słonawego, (C) morskiego; wszystkie liczby reprezentują mediany wartości dla okresu wegetacyjnego i dla warstwy powierzchniowej (pogrubioną czcionką zaznaczono wskaźniki eutrofizacji dla wód słonawych, czyli odpowiednika Bałtyku). Źródło: Håkanson i Bryhn 2008

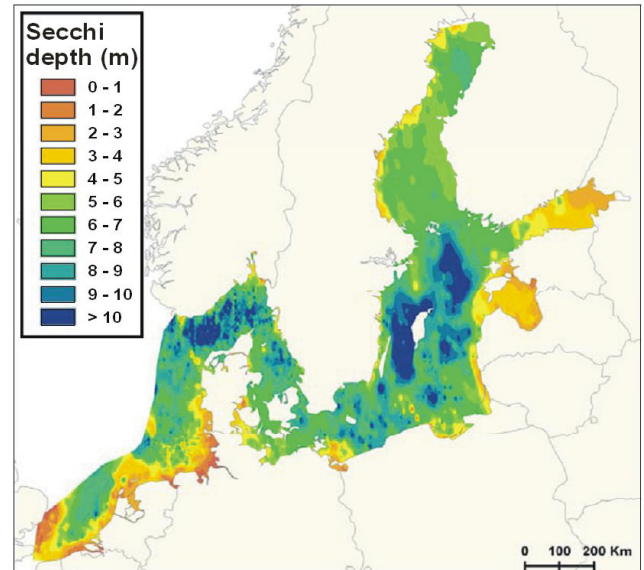
Poziom troficzny	Secchi [m]	Chl- <i>a</i> [µg l ⁻¹]	TN [µg l ⁻¹]	TP [µg l ⁻¹]	Cyjanobakterie [µg mokrej masy l ⁻¹]
Systemy słodkowodne (A) – zasolenie < 5 PSU					
Oligotroficzny	>5	<2	<60	<8	<2,2
Mezotroficzny	3-5	2-6	60-180	8-25	2,2-250
Eutroficzny	1-3	6-20	180-430	25-60	250-1400
Hypereutroficzny	<1	>20	>430	>60	>1400
Systemy słonawe (B) – zasolenie 5-20 PSU					
Oligotroficzny	>8	<2	<70	<10	<9,5
Mezotroficzny	4,5-8	2-6	70-220	10-30	9,5-380
Eutroficzny	1,5-4,5	6-20	220-650	30-90	380-2500
Hypereutroficzny	<1,5	>20	>650	>90	>2500
Systemy morskie (C) – zasolenie > 20 PSU					
Oligotroficzny	>11	<2	<110	<15	<55
Mezotroficzny	6-11	2-6	110-290	15-40	55-680
Eutroficzny	2-6	6-20	290-940	40-130	680-4040
Hypereutroficzny	<2	>20	>940	>130	>4040

między oligotroficznym a mezotroficznym (tab. 2). Zeutrofizowane są jedynie bardzo małe obszarowo strefy przybrzeżne (rys. 5-7; Lindgren i Håkanson 2011), choć i tam sytuacja radykalnie się poprawia, czego przykładem jest Zalew Szczeciński (informacja personalna – A. Woźniczka, MIR – PIB, Oddział w Świnoujściu; praca naukowa w przygotowaniu do druku). Sytuacja jest znacznie odmienna w Morzu Północnym, zasilanym przez rzeki Europy Zachodniej, odwadniające tereny o znacznie bardziej intensywnym rolnictwie niż w przypadku zlewiska Bałtyku. Znaczne obszary Morza Północnego to rejony eutroficzne lub hypertroficzne (rys. 5-7; Lindgren i Håkanson 2011).

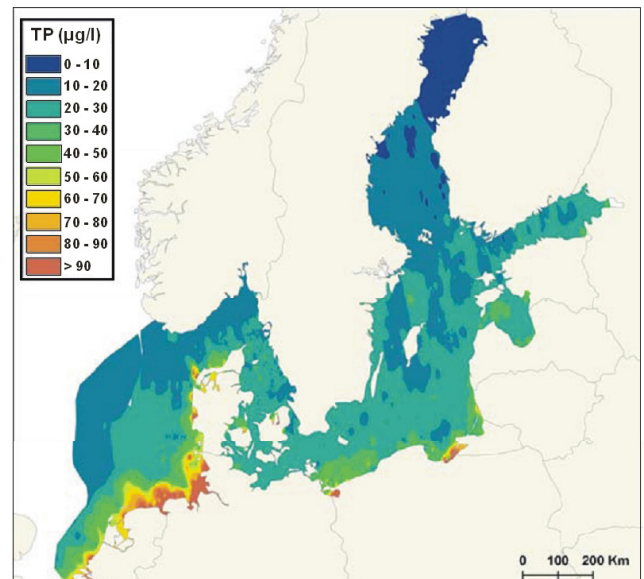
To w pewnym sensie rewolucyjne odkrycie Håkansona i Bryhna (2008) po pierwsze – dyskredytuje stanowisko HELCOM (2006) w kwestii eutrofizacji, a po drugie – znajduje pełne potwierdzenie w wieloletnich badaniach południowego Bałtyku prowadzonych przez MIR – PIB i tysiącach danych wskaźnikowych zebranych przez tę placówkę naukową począwszy od lat 60. XX w. (rys. 8-11). Te dane wskaźnikowe to m.in. stężenia chlorofilu *a*, stężenia TP, TN oraz pomiary produkcji pierwotnej. Przedstawione poniżej stężenia chlorofilu *a* w warstwie 0-10 m mierzono na cyklicznie badanych ok. 120 stacjach oceanograficznych w południowym Bałtyku (południowa część Bałtyku Właściwego) w latach 70., 80., i 90. ubiegłego wieku (rys. 8; Renk 2000). W latach 70. stężenia chlorofilu *a* w warstwie 0-10 m były w granicach 1,5-2,5 mg m⁻³ (jednostką równoważną jest µg l⁻¹) w wodach otwartych



Rysunek 5. Przestrzenny rozkład stężeń chlorofilu *a* w Bałtyku oraz części Morza Północnego w okresie wegetacyjnym (maj – wrzesień) w górnej warstwie wody (0-10 m) w latach 1990-2005; podział wg klasyfikacji przyjętej w tabeli 2. Źródło: Lindgren i Håkanson 2011. Niniejszy rysunek jest bardzo zbliżony do jego odpowiednika cytowanego przez Håkanson i Bryhn (2008); został użyty ze względu na pozwolenie na jego wykorzystanie przez wydawcę Open Environmental Science

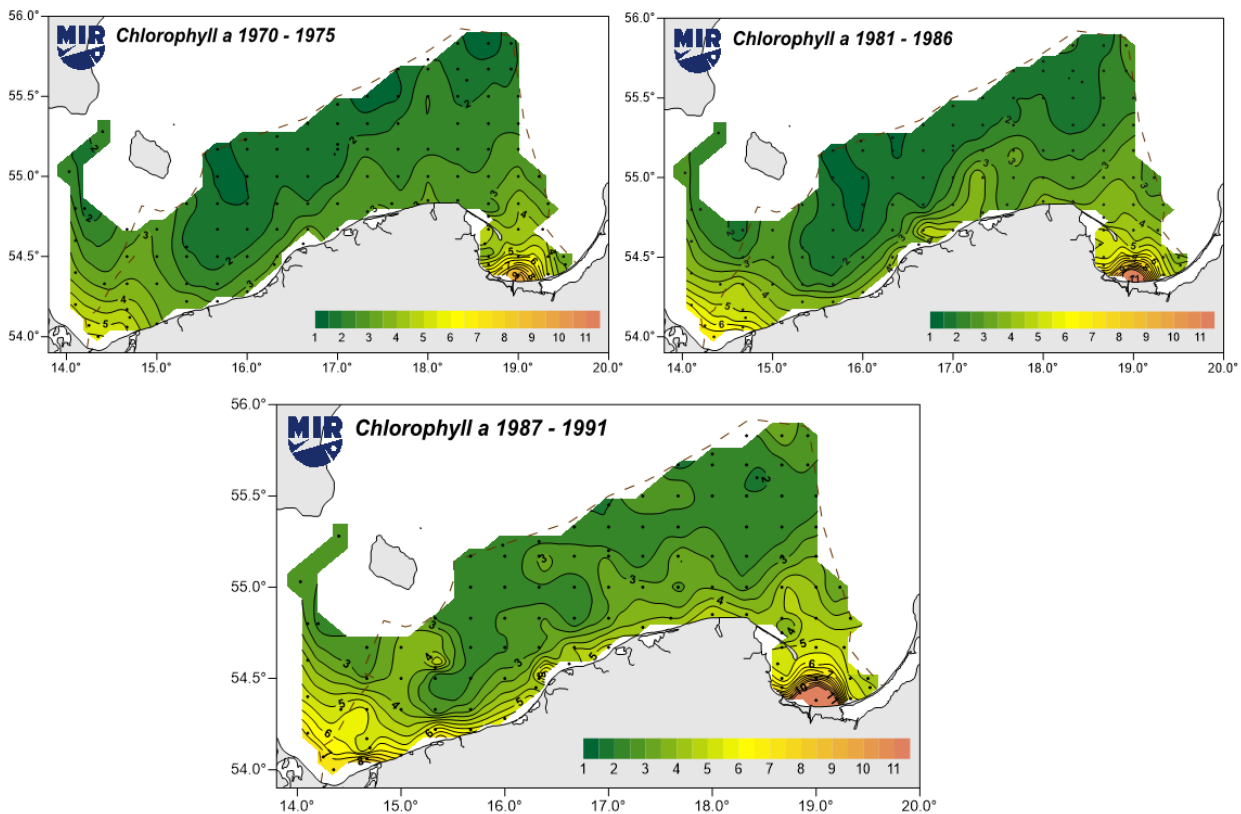


Rysunek 6. Przestrzenny rozkład średniej rocznej głębokości widzialności krążka Secchiego w Bałtyku oraz części Morza Północnego w górnej warstwie wody (0-10 m) w latach 1990-2005. Źródło: Lindgren i Håkanson 2011. Niniejszy rysunek jest bardzo zbliżony do jego odpowiednika cytowanego przez Håkanson i Bryhn (2008); został użyty ze względu na pozwolenie na jego wykorzystanie przez wydawcę Open Environmental Science



Rysunek 7. Przestrzenny rozkład średnich rocznych stężeń fosforu całkowitego (TP) w Bałtyku oraz części Morza Północnego w górnej warstwie wody (0-10 m) w latach 1990-2005. Źródło: Lindgren i Håkanson 2011. Niniejszy rysunek jest bardzo zbliżony do jego odpowiednika cytowanego przez Håkanson i Bryhn (2008); został użyty ze względu na pozwolenie na jego wykorzystanie przez wydawcę Open Environmental Science

Bałtyku południowego oraz osiągały maksymalnie 9 mg m⁻³ przy ujściu Wisły. W latach 80. i 90. stężenia chlorofilu *a* uległy nieznacznemu podwyższeniu i pozostawały w granicach od 1,5 do ok. 3 mg m⁻³

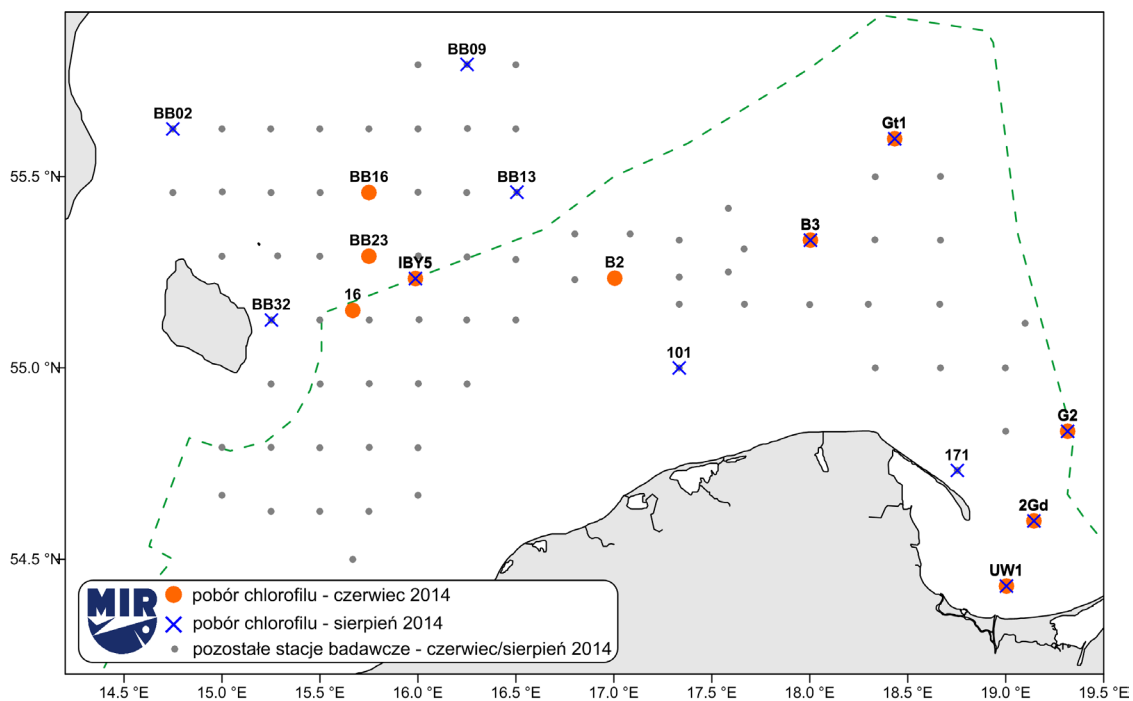


Rysunek 8. Średnie stężenia chlorofilu *a* w sezonie letnim w warstwie 0-10 m (mg m^{-3}) w wybranych latach 1970-1975, 1981-1986, 1987-1991 (punkty na mapach oznaczają stacje oceanograficzne, na których pobierano próby wody). Źródło: Renk 2000

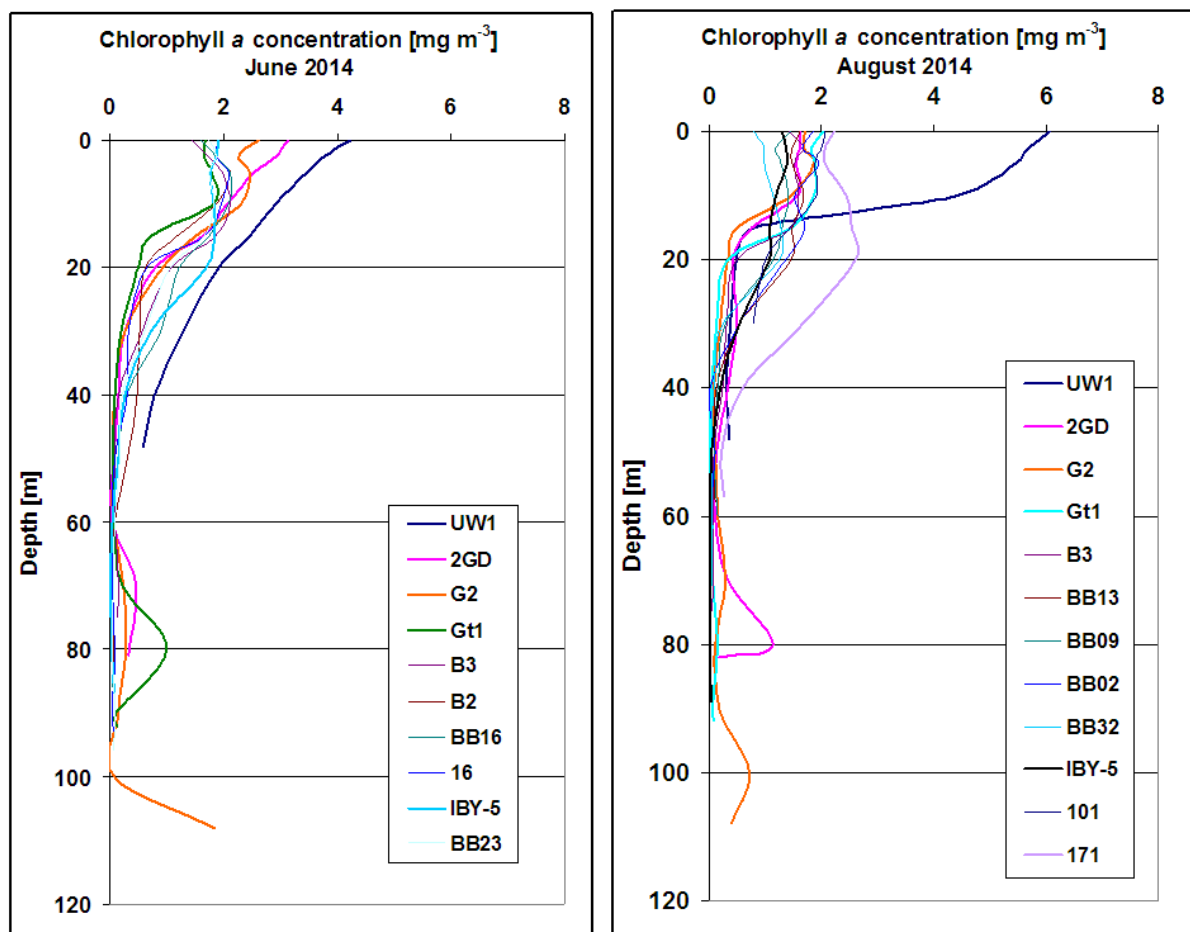
w wodach otwartych, w granicach $3,5\text{-}4,5 \text{ mg m}^{-3}$ w otwartej strefie przybrzeżnej oraz osiągały ok. $7\text{-}10 \text{ mg m}^{-3}$ przy ujściu Odry i Wisły (rys. 8). Przełom lat 80. i 90. XX w. charakteryzował się maksymalnym odpływem rzecznych biogenów z terytorium Polski (Pastuszek i Witek 2012a, Pastuszek i in. 2012a, b), stąd zwiększona produkcja pierwotna i stężenia chlorofilu *a* (Renk 2000). Biorąc pod uwagę przedziały stężeń chlorofilu *a* dla poszczególnych kategorii stanu troficznego (tab. 2), można śmiało powiedzieć, że nawet w latach 90. wody otwartego Bałtyku południowego nie były zeutrofizowane. Zeutrofizowane pozostawały jedynie niewielkie rejonu przyujściowe Wisły i Odry (rys. 8; Renk 2000). Håkanson i Bryhn (2008) podają stężenia chlorofilu *a* dla warstwy powierzchniowej 44 m, podczas gdy Renk (2000) operuje wartościami policzonymi dla warstwy 0-10 m. Zaprezentowane niżej profile pionowe chlorofilu *a* (rys. 9, 10) wyraźnie pokazują, że podwyższone stężenia tego parametru występują do poziomu 15-20, po czym następuje ich gwałtowny spadek. Zatem gdybyśmy policzyli średnie stężenia chlorofilu *a* dla warstwy 0-44 m, podobnie jak Håkanson i Bryhn (2008), uzyskalibyśmy wyniki o blisko połowę niższe od tych prezentowanych na rysunku 8, a to jeszcze silniej wskazywałoby na brak eutrofizacji wód Bałtyku.

Aby przedstawić stan obecny, poniżej zaprezentowano wyniki pomiarów stężeń chlorofilu *a* (rys. 9, 10) oraz stężeń TP (rys. 11) w czerwcu i sierpniu 2014 r. na podanych stacjach oceanograficznych. Latem 2014 r. na zdecydowanej większości stacji stężenia chlorofilu *a* w warstwie 0-10 m były w granicach $1\text{-}2 \text{ mg m}^{-3}$, wykazując bardzo znaczny spadek stężeń tego parametru na niższych poziomach pomiarowych. Zatem sytuacja jest podobna do tej z lat 70. XX w. (rys. 8). Jedynie na stacji przy ujściu Wisły odnotowano wyższe wartości stężeń chlorofilu *a* i te pozostawały w przedziale $4\text{-}6 \text{ mg m}^{-3}$ (rys. 10). Stężenia TP na wszystkich stacjach, za wyjątkiem ujścia Wisły, pozostawały w przedziale $15\text{-}20 \text{ mg dm}^{-3}$. Przy ujściu Wisły stężenia TP maksymalnie wynosiły ok. 35 mg dm^{-3} i wykazywały gwałtowny spadek wraz ze wzrostem głębokości (rys. 11). Jest to zatem przedział stężeń TP typowych dla wód mezotroficzných według podziału przyjętego przez Håkansona i Bryhna (2008) (tab. 2). Wykład oraz pytania postawione przez stronę polską na posiedzeniu tzw. RedCore podgupy Pressure HELCOM, mającym miejsce w Helsinkach w dniach 1-2 września 2015 r., dotyczyły m.in. oceny stanu trofii wód Bałtyku¹. Przedstawiciele HELCOM przyznali, że biorąc pod uwagę międzynarodowe wskaźniki eutrofizacji, Bałtyk nie jest i nie był morzem zeutrofizowanym,

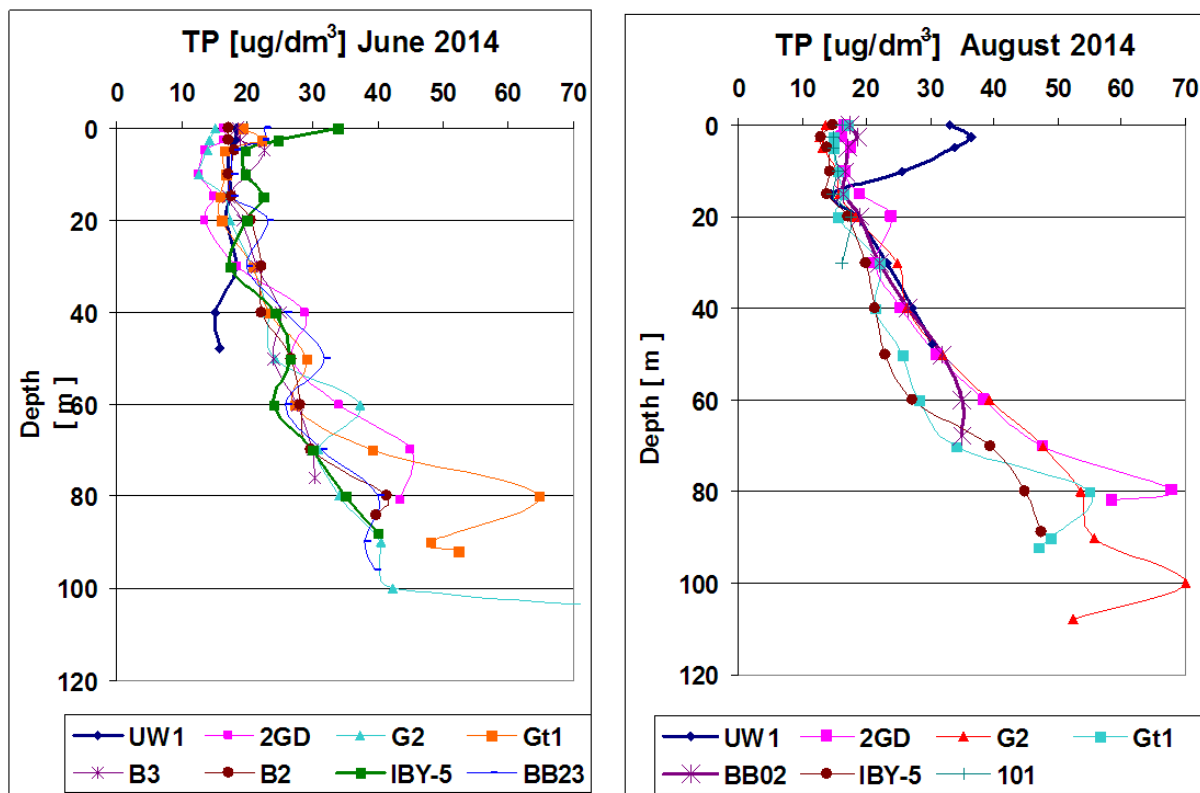
¹ <https://portal.helcom.fi/meetings/RedCore%208-2015-285/MeetingDocuments/Memo%20RedCore%20DG%208-2015.pdf>;
https://portal.helcom.fi/meetings/RedCore%208-2015-285/MeetingDocuments/HELCOM_2015_Pastuszek.pdf



Rysunek 9. Rozmieszczenie stacji oceanograficznych, na których pobrano próby wody celem oznaczenia stężeń chlorofilu *a* w czerwcu i sierpniu 2014 r.



Rysunek 10. Stężenia chlorofilu *a* (mg m^{-3}) na profilach stacji oceanograficznych (patrz rys. 9) w czerwcu 2014 r. (lewy wykres) i sierpniu 2014 r. (prawy wykres)



Rysunek 11. Profile pionowe stężeń fosforu całkowitego (TP) [$\mu\text{g dm}^{-3}$] na stacjach oceanograficznych (patrz rys. 9) w czerwcu 2014 r. (lewy wykres) i sierpniu 2014 r. (prawy wykres)

a jego stan jest oligotroficzny, choć nie należy zapominać, że mamy zeutrofizowane strefy przybrzeżne. To stwierdzenie potwierdziło też Håkanssona i Bryhna (2008) oraz teżę MIR – PIB, dodatkowo popartą wieloletnimi pomiarami produkcji pierwotnej (patrz tekst niżej) oraz podważa wcześniejsze stanowisko HELCOM (2006).

Od wielu lat w pracach naukowych spotykamy się ze stwierdzeniem, że nadmierna produkcja pierwotna w Morzu Bałtyckim, będąca skutkiem wysokich stężeń związków azotu i fosforu, uległa podwojeniu w ostatnich dwóch dekadach XX w. (Sandén i Rahm 1993, Wasmund i in. 2001, HELCOM 2009). Niewątpliwie średnia roczna produkcja pierwotna w rejonie Głębi Gdańskiej czy Głębi Bornholmskiej uległa podwojeniu między jej wartościami odnotowanymi w latach 1971-1974 a wartościami obserwowanymi w latach 1994-1998 (tab. 3). Podwojenie produkcji pierwotnej nie oznacza jednak przekwalifikowania badanych podrejonów

Bałtyku na eutroficzne, jeśli zaakceptujemy prawidłową definicję i wskaźnik eutrofizacji Nixona (1995) (tab. 1, 3). Przyjmując wskaźnik dostarczanego węgla organicznego do ekosystemu (Nixon 1995), należy uznać, że Bałtyk pozostaje dalej morzem mezotroficznym pomimo wzrostu jego trofii. Podobnie kwestia wygląda, gdy spojrzymy na produkcję pierwotną zmierzoną w 13 podrejonach w latach 1954-1991 i obejmujących praktycznie cały Bałtyk, od Kattegatu poprzez Bałtyk Południowy, aż po Głębię Gotlandzką, Zatokę Fińską i Zatokę Ryską (Renk 2000). Warto dodać, że pomiary produkcji pierwotnej były powtarzane w tych rejonach wielokrotnie w kolejnych latach podanego wyżej okresu badań. Średnia wartość produkcji pierwotnej policzona dla danych zawartych ww. pracy daje wynik $128 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$, co klasyfikuje cały rejon jako mezotroficzny. Na podanych 29 wartości średniej rocznej produkcji pierwotnej aż 13 kwalifikuje się jako wartości

Tabela 3. Średnia roczna produkcja pierwotna [$\text{g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$] w różnych rejonach południowego Bałtyku w latach 1971-1998. Źródło: Renk (2000)

Rejon	1971-1974	1981-1985	1987-1991	1994-1998
Zatoka Gdańska (wart. średnia)	140	156		
Głębia Gdańska	107	129	172	190
Głębia Bornholmska	82	91	123	164
Głębia Gotlandzka	92	116	141	140
Ryńska Słupska	88	103		

typowe dla systemów oligotroficznycych, a pozostałych 16 jako systemy mezotroficzne (Renk 2000).

Średnia roczna produkcja pierwotna policzona dla lat 1966-1995 była na poziomie $187,25 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ w Zatoce Gdańskiej, $157,71 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ na Głębi Gdańskiej, $136,32 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ na Głębi Bornholmskiej, $182,96 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ na Głębi Gotlandzkiej (ta wartość odnosi się do lat 1970 i 1982-1996) (Renk 2000). Oszacowana przez MIR – PIB roczna produkcja pierwotna dla obszarów Basenu Bornholmskiego i Gdańskiego w latach 2004-2013 w dalszym ciągu pozwala na kwalifikowanie wymienionych obszarów jako mezotroficzne, z roczną produkcją pierwotną o wartości poniżej $300 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ (Nixon 1995, materiał przygotowywany do publikacji). Liczby przemawiają same za siebie i wydaje się, że główny problem dotyczący eutrofizacji tkwi w źle pojmowanym nazewnictwie przyjętym z literatury anglojęzycznej bez zrozumienia definicji eutrofizacji, jaką podaje Nixon (1995) i dobitnie przypomina Nixon i Fulweiler (2009). Należy pamiętać, że przełom lat 80. i 90. XX w. charakteryzował się rosnącymi ładunkami N i P zrzuconymi do Bałtyku w odpływie rzeczonym (Larsson i in. 1985), w tym także przez polskie rzeki Wisłę i Odrę (Pastuszek i Witek 2012a, Pastuszek i in. 2012a, b). Generalnie w ostatnich latach obserwuje się znaczący spadek ładunków N i P wprowadzanych do Bałtyku, choć nie należy nie zauważać trendu wzrostowego ładunków w niektórych krajach zlewiska Bałtyku (HELCOM 2015). Ładunki N i P odprowadzane z terytorium Polski uległy bardzo znacznemu, statystycznie istotnemu, zmniejszeniu w okresie transformacji (Pastuszek i Witek 2012a, Pastuszek i in. 2012a, b).

4. PROCESY WIELKOSKALOWE I ICH WPŁYW NA FUNKCJONOWANIE EKOSYSTEMU BAŁTYKU – ZALEŻNOŚCI TOP-DOWN, BOTTOM-UP, REGIME SHIFT

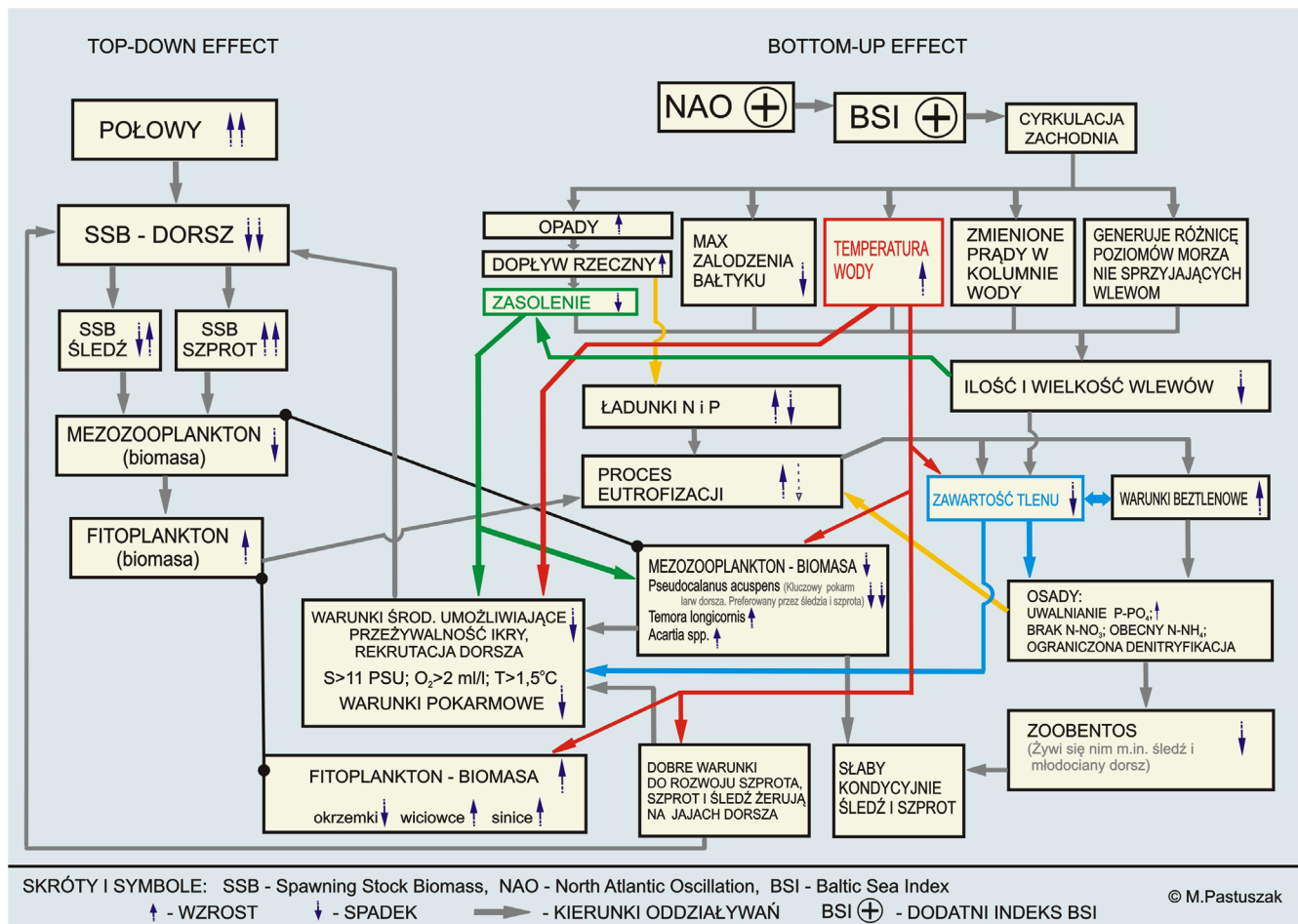
Stopień zależności między procesami wielkoskalowymi a funkcjonowaniem ekosystemów wodnych i lądowych uświadamia, że w nauce istnieje konieczność korzystania nie tylko z mikroskopu, lecz także „makroskopu” (Nixon 2009). Użycie „makroskopu” to innymi słowy podejście holistyczne do badanego zagadnienia. Zdaniem Nixona (2009) problem eutrofizacji w ekosystemach morskich musi być studiowany zarówno w mikroskali, jak i w makroskali, inaczej wnioskowanie badacza może być obciążone błędami. To stanowisko jest bardzo silnie poparte w opracowaniu Grizzetti i in. (2011), w którym pojawia się pojęcie *pollution swapping* cytowane za Stevens i Quintonem (2009). To pojęcie jest używane wtedy, kiedy ukierunkowane działanie człowieka prowadzi do obniżenia poziomu jednego zanieczyszczenia będącego obiektem zainteresowania, a równocześnie powoduje wzrost poziomu innego zanieczyszczenia. Przykładem są tu zakładane *wetlands*, które przyczyniają się do zmniejszenia emisji biogenów, ale równocześnie

stają się źródłem gazów cieplarnianych. Zdaniem Stevens i Quintona (2009) problem *pollution swapping* wymaga szerokiej współpracy nauki z decydentami z administracji państwowej.

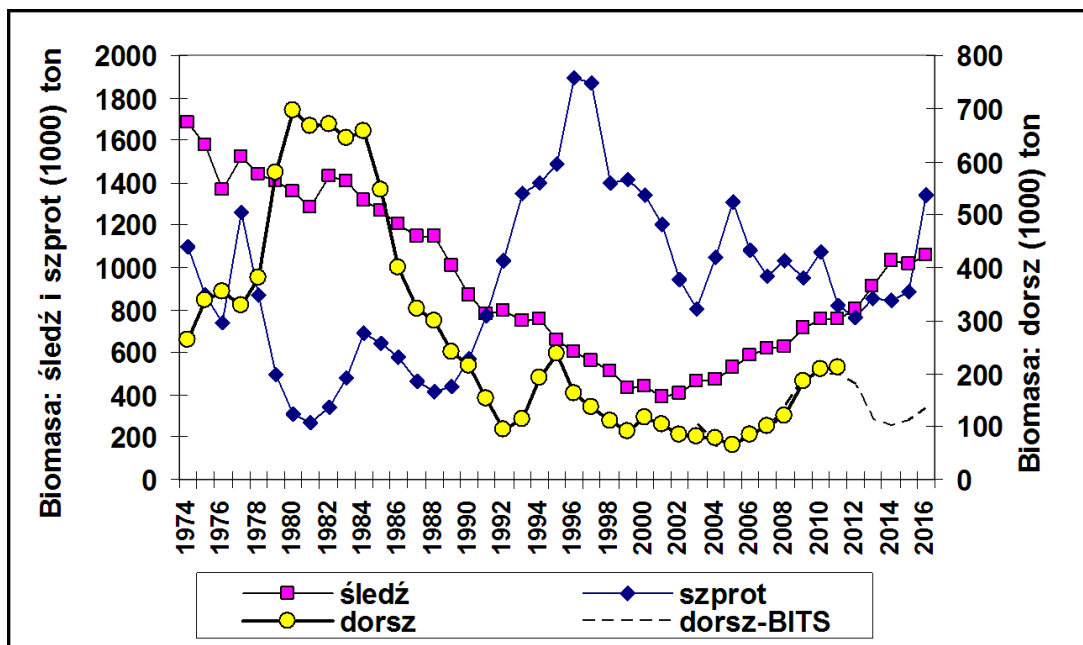
Procesy wielkoskalowe, jakie wystąpiły w rejonie Bałtyku w ostatnich kilku dekadach, zostały schematycznie przedstawione na rysunku 12. W dużym uproszczeniu ekosystem Bałtyku charakteryzuje czteropoziomowa zależność troficzna: ryby drapieżne (dorsz, łososiowate), odżywiające się mniejszymi planktonożernymi rybami (śledź, szprot), ryby planktonożerne (śledź i szprot) odżywiające się zooplanktonem, zooplankton odżywiający się fitoplanktonem (rys. 12). Efekt kaskadowy, generowany przez nadmierne, nie zrównoważone połowy dużych drapieżników (dorsza) w Bałtyku w latach 80. (**top-down effect**) (rys. 12, 13), w połączeniu ze znacznie gorszą rekrutacją dorsza (sprzężenie zwrotne w **bottom-up effect**) (rys. 12) doprowadziły do zmniejszenia presji na małe ryby i w efekcie bardzo znacznego wzrostu biomasy szprota, wspomaganego dobrą rekrutacją szprota przy wyższej temperaturze wody (Köster i in. 2003). Zwiększona biomasa ryb planktonożernych powoduje zwiększoną konsumpcję zooplanktonu, a tym samym zmniejsza się presja na fitoplankton. Niewykorzystany w sposób zrównoważony fitoplankton przyczynia się do jego zwiększonej sedimentacji na dnie Bałtyku, zatem jest elementem przyczyniającym się do pogorszenia warunków tlenowych w wodach przydennych, więc sytuacji przypisywanej procesowi eutrofizacji (rys. 12).

Biomasa dorsza (*spawning stock biomass* – SSB) uległa poprawie na przestrzeni ostatnich lat i jest to niewątpliwie efekt zmniejszenia presji połowowej (Diekmann i Möllmann 2010). Jednak zdaniem Hinrichsen i in. (2011) istnieje ryzyko, że obserwowana poprawa nie przyniesie efektu długofalowego, bo zmiany klimatyczne, napędzające **bottom-up effect** są już faktem i tu będzie główna presja negatywna na rekrutację dorsza. Jednakże ta presja w odniesieniu do rekrutacji dorsza nie jest jeszcze obserwowana w Bałtyku (informacja personalna – J. Horbowy, MIR – PIB).

Użyte na rysunku 12 skróty NAO i BSI oznaczają odpowiednio North Atlantic Oscillation Index (NAOI lub NAO) oraz Baltic Sea Index (BSI). Fazy NAO są wyrażane standaryzowaną (znormalizowaną) różnicą ciśnienia powietrza, mierzoną na powierzchni morza, pomiędzy Wyżem Azorskim i Niżem Islandzkim (Lees in. 2006, Wanner i in. 2001). BSI jest lokalnym indeksem bałtyckim, wyznaczanym na takich samych zasadach, jak NAO. BSI jest definiowany standaryzowaną (znormalizowaną) różnicą ciśnienia powietrza, mierzoną na powierzchni morza pomiędzy Szczecinem (Polska) i Oslo (Norwegia) (Möllmann i in. 2005). Indeks NAO jest miarą siły zachodniej cyrkulacji powietrza. Dodatni indeks NAO oznacza cyrkulację zachodnią charakteryzującą się przemieszczaniem znanym z Atlantyku w kierunku Europy wilgotnych, ciepłych mas powietrza



Rysunek 12. Schemat zależności kaskadowych *top-down* i *bottom-up* w Bałtyku – czynniki biotyczne i abiotyczne. Źródło: M. Pastuszak (MIR – PIB). Materiał opracowany na podstawie własnej wiedzy autorki oraz wiedzy pozyskanej z wielu prac cytowanych w niniejszym opracowaniu



Rysunek 13. Biomasa śledzia i szprota (lewa oś y) oraz dorsza (prawa oś y) w Bałtyku w latach 1974-2016; dorsz-BITS – dane z Baltic International Trawl Survey. Źródło: J. Horbowy (2016); cytowanie za zgodą autora

i tym samym zwiększonych opadów i podwyższonego odpływu wód rzecznych. Ujemny indeks NAO oznacza cyrkulację wschodnią niosącą suche chłodne masy powietrza, co w praktyce oznacza zmniejszone opady atmosferyczne, mniejszy odpływ rzeczny, chłodne lata. Obydwie cyrkulacje obejmują olbrzymią część globu ziemskiego, w tym Europę, Morze Bałtyckie, Morze Północne (Wanner i in. 2001, Hurrell 1995), tym samym mają bardzo silny wpływ na Baltic Sea Index (BSI) (Alheit i in. 2004). Przemieszczanie mas powietrza ma wpływ na wzmocnienie (przy NAO dodatnim) lub osłabienie (przy NAO ujemnym) ciepłego prądu atlantyckiego docierającego do kontynentu europejskiego.

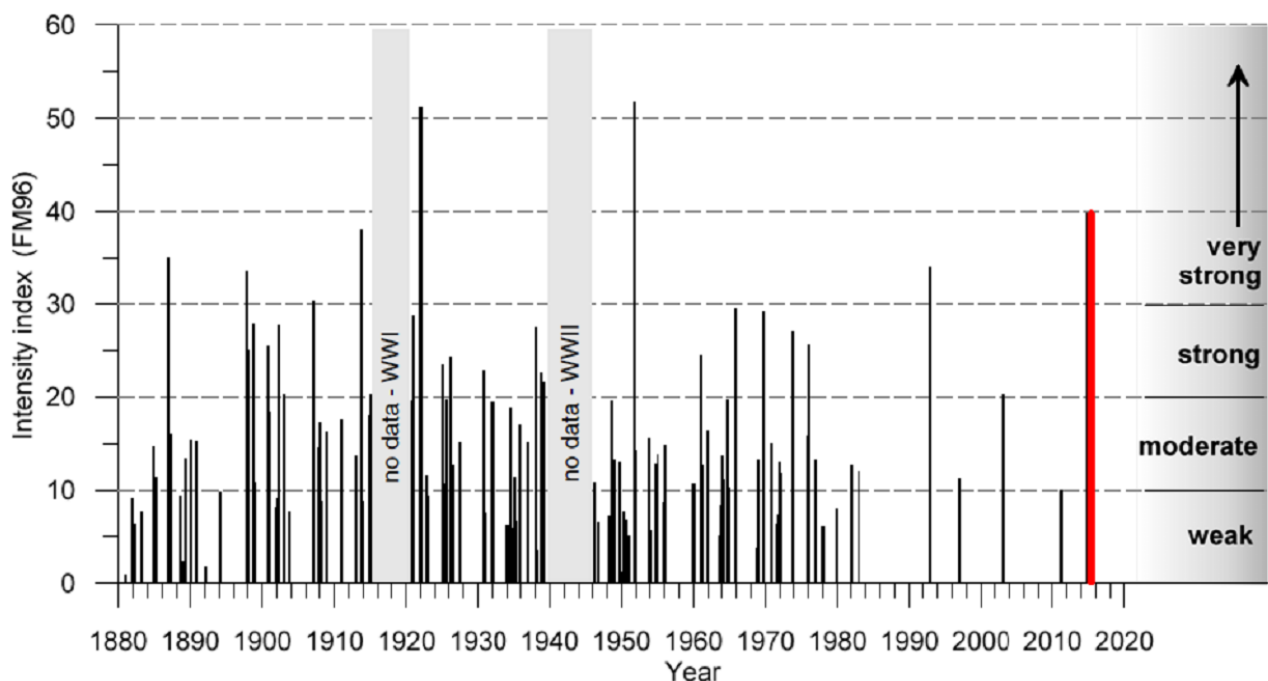
Duże wlewy wód zasolonych do Bałtyku mają charakter dwufazowy: (i) z pierwszą fazą charakteryzującą się przeważającymi wiatrami wschodnimi skutkującymi obniżeniem poziomu wody w Bałtyku, a także zmniejszonymi opadami i zmniejszonym odpływem wód rzecznych oraz (ii) drugą fazą charakteryzującą się przeważającymi wiatrami zachodnimi skutkującymi zwiększonymi opadami i zwiększonym odpływem rzeczny (Schinke i Matthäus 1998). Występująca w minionych latach przeważająca jesienno-zimowa cyrkulacja zachodnia, w połączeniu z obniżeniem zasolenia w Kattegacie na skutek zwiększonego odpływu wody nisko zasolonej z Bałtyku, stała się przyczyną bardzo znacznego obniżenia częstotliwości wlewów wód zasolonych do Bałtyku (Meier i Kauker 2003, Mohrholz i in. 2015; rys. 14). Tak radykalny spadek ilości wlewów wód zasolonych spowodował znaczne pogorszenie sytuacji tlenowej w warstwie przydennej Bałtyku (Hansson i in. 2011; rys. 15, 16). Tego ostatniego faktu nie należy wiązać z rzekomym wzrostem

eutrofizacji, bo ten nie miał miejsca w Bałtyku (patrz rozdz. 3).

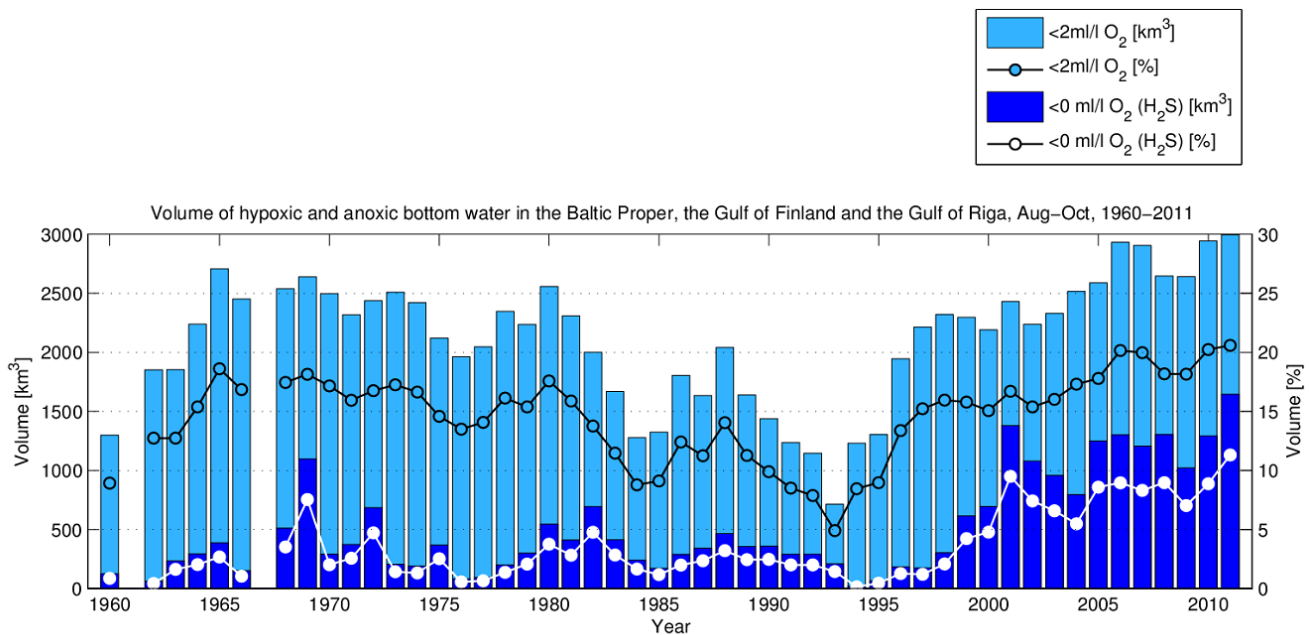
Morze Bałtyckie jest akwenem półzamkniętym zasilanym z jednej strony przez ok. 250 rzek, z drugiej zaś podlegającym okresowym wlewowi wód zasolonych i dobrze natlenionych z Morza Północnego. Ten fakt decyduje o dwuwarstwowości Bałtyku, warunkującej ograniczone mieszanie wód w kolumnie wody, tym samym naturalnej predyspozycji tego akwenu do okresowych niedoborów tlenu w warstwie przydennej (rys. 17). Te niedobory tlenu mogą zostać pogłębione przez proces eutrofizacji (o ile z takowym mamy do czynienia – patrz rozdz. 3) lub przez wspomniane zmiany wielkoskalowe i tzw. *bottom-up effect* (rys. 12).

Zmiany klimatyczne manifestują się nie tylko spadkiem częstotliwości i ilości wód słonych wprowadzanych do Bałtyku (rys. 14), lecz także zwiększonym odpływem wody słodkiej i spadkiem zasolenia (rys. 18), wzrostem temperatury powietrza i w konsekwencji wzrostem temperatury wody (rys. 19) skutkującymi zmienionym mieszanym pionowym i zmienioną stratyfikacją (Feistel i in. 2008, Nixon 2009, Håkanson i in. 2010, Hansson i in. 2011).

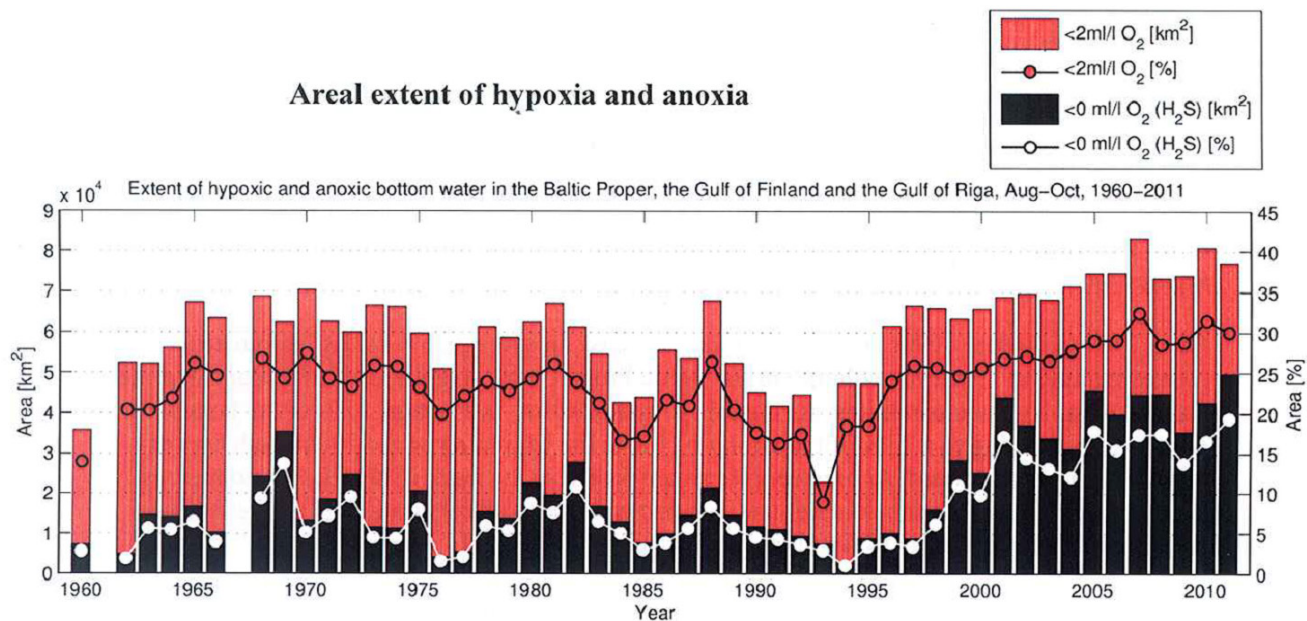
Czynniki abiotyczne mają kolosalny wpływ na funkcjonowanie całego ekosystemu Bałtyku. Zmiany klimatyczne przyczyniły się do zmian ilościowych i jakościowych **fitoplanktonu** (rys. 12). W Basenie Bornholmskim i Gotlandzkim obserwuje się drastyczny spadek biomasy wiosennej okrzemek w latach 1988-1989 i pozostawanie tej biomasy na niskim poziomie, przy równoczesnym wzroście biomasy wiciowców i wzroście biomasy całkowitej fitoplanktonu w Bałtyku (Wasmund i Uhlig 2003, Alheit i in. 2004,



Rysunek 14. Wlewy do Bałtyku w latach 1880-2015. Źródło: Mohrholz i in. (2015). Rysunek udostępniony przez ELSEVIER, na podstawie Creative Commons Attribution-NonCommercial Derivatives Licence (CC BY NC ND)



Rysunek 15. Objętość wody głębinowej Bałtyku (Bałtyk Właściwy, Zatoka Fińska i Ryska) będącej pod wpływem hipoksji i anoksji w latach 1960–2011. Źródło: Hansson i in. (2011); cytowanie za zgodą autorów

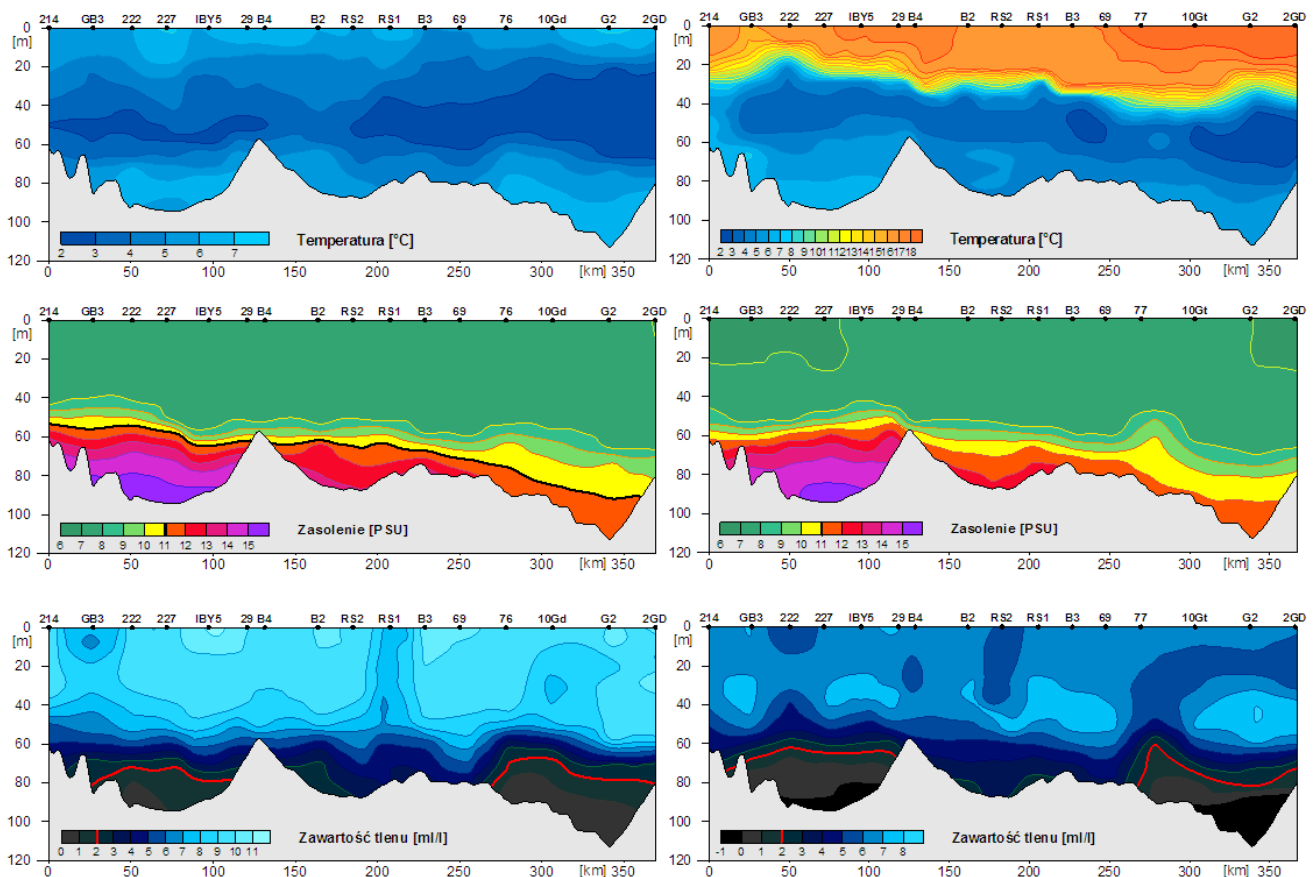


Rysunek 16. Powierzchnia wody głębinowej Bałtyku (Bałtyk Właściwy, Zatoka Fińska i Ryska) będącej pod wpływem hipoksji i anoksji w latach 1960–2011. Źródło: Hansson i in. (2011); cytowanie za zgodą autorów

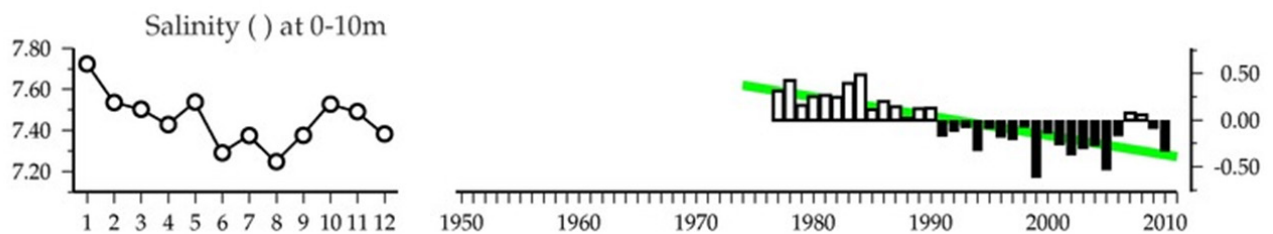
Casini i in. 2008, Casini 2011, ICES 2011). Spadek biomasy okrzemek jest tłumaczony zachwianiem dynamiki górnej warstwy wody, a ściślej ujmując – jej większym ustabilizowaniem, niesprzyjającym rozwojowi okrzemek, natomiast sprzyjającym rozwojowi wiciowców (Alheit i in. 2004); inna przyczyna tkwi w obniżonych stężeniach krzemianów w Bałtyku (Pastuszak i in. 2003, Rahm i in. 1996, Papush i Danielsson 2006). Fakt obniżenia stężeń krzemianów czy limitującej roli krzemu w niektórych rejonach Bałtyku jest kompletnie zignorowany

w opracowaniach HELCOM (szerokie tematyczne opracowanie i przegląd literatury – Pastuszak 2012b). W zachwianym stosunku Si:N i Si:P, a także N:P, w konsekwencji w zmniejszonym udziale użytecznych dla ekosystemu gatunków planktonu i pojawianiu się gatunków nieużytecznych, w tym sinic, trzeba szukać dodatkowych przyczyn eutrofizacji Bałtyku, a nie patrzeć wyłącznie na odpływ lądowy N i P (Rahm i in. 1996, Radach i in. 1990, Håkanson i in. 2010).

Obserwowane zmiany biotyczne dotyczą także



Rysunek 17. Pionowy rozkład temperatury, zasolenia i zawartości tlenu na profilu hydrologicznym rozciągającym się od Głębi Bornholmskiej, przez Rynną Słupską, aż po Głębię Gdańską – maj (lewy rysunek) oraz sierpień 2011 r. (prawy rysunek). Źródło: opracowanie własne na bazie danych MIR – PIB

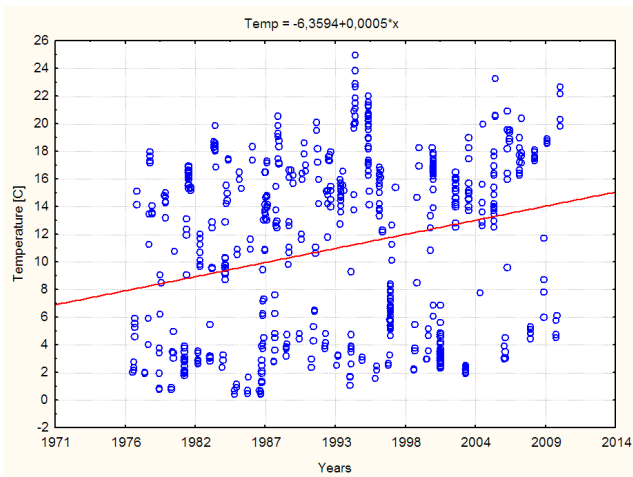


Rysunek 18. Zasolenie wody (0-10 m) w Basenie Gdańskim oraz anomalie zmian zasolenia w latach 1977-2010. Źródło: Ameryk i in. (2012); cytowanie za zgodą ICES

innego komponentu ekosystemu Bałtyku, jakim jest **zooplankton**, który odgrywa ważną rolę w przenoszeniu energii pomiędzy fitoplanktonem, pierwszym ogniwem w łańcuchu troficznym (sieci troficznej), a rybami pelagicznymi (rys. 4). Jako transporter energii w sieci troficznej zooplankton w sposób zasadniczy wpływa na produkcję ryb. Długookresowe zmiany biomasy zooplanktonu są obserwowane w wielu rejonach wszechoceanu i ten fakt jest wiązany ze zmianami klimatycznymi (Aebischer i in. 1990, Piontkovski i in. 2006, Roemmich i McGowan 1995). Jednym z symptomów zmian klimatycznych

jest wzrost temperatury wody. Wysoka temperatura, obserwowana w Bałtyku w minionych latach (rys. 19), sprzyjała znacznemu wzrostowi ilości ciepłolubnych gatunków zooplanktonu *Acartia* spp. i *Temora longicornis* (Köster i in. 2003, Möllmann i in. 2000, 2003a, b, 2005, Alheit i in. 2004) (rys. 20), choć tzw. *standing stock* zooplanktonu, w szczególności *Temora longicornis*, pozostawał na niskim poziomie (Möllmann i Köster 1999).

W minionych latach stwierdzono znaczne pogorszenie kondycji śledzia, wyrażane o połowę niższym współczynnikiem *weight-at-age* (WAA),

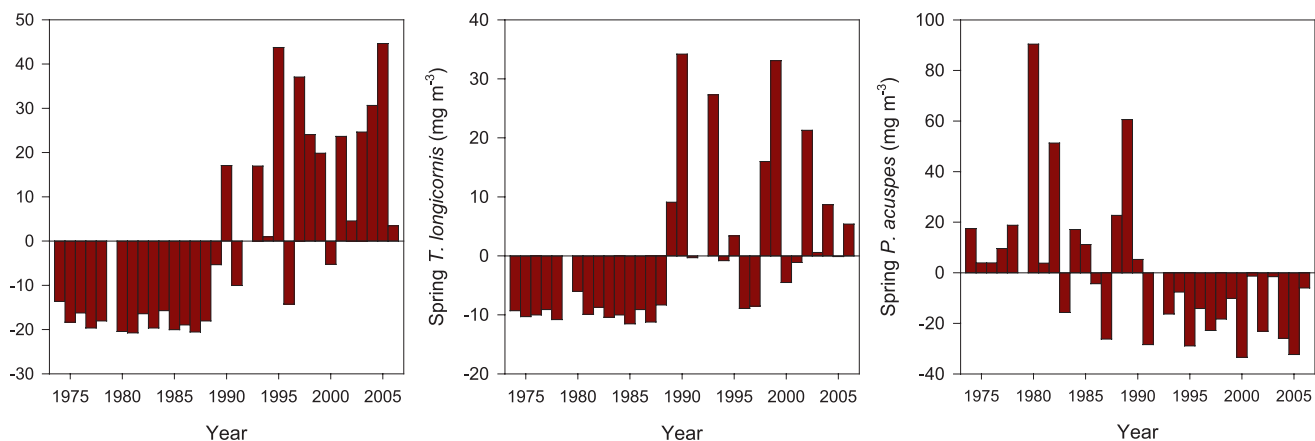


Rysunek 19. Temperatura wody (0-10 m) w Basenie Gdańskim w latach 1977-2010 Źródło: Ameryk i in. (2011); cytowanie za zgodą ICES

co przełożyło się na kondycję i spadek jego odławianej biomasy (Cardinale i Arrhenius 2000, Flinkman i in. 1998, Möllmann i in. 2005). W latach 90. XX w. odnotowano też spadek współczynnika *weight-at-age* dla szprotka (Cardinale i in. 2002). Przedstawianych było wiele hipotez, aby wyjaśnić to zjawisko (selektywna presja dorsza na śledzia, mieszanie podstąd śledzia), ale ostatnie prace wskazują, że wzrost śledzia i szprotka jest silnie uzależniony od ilości copepoda *Pseudocalanus* spp. i *Temora longicornis* (Rönkkönen i in. 2004, Möllmann i in. 2004, 2005, Cardinale i in. 2002, 2009), choć nie jest pomijana rywalizacja o pokarm (Casini i in. 2004, 2006). *Pseudocalanus* spp. jest kluczowym gatunkiem w centralnej części Bałtyku, ponieważ stanowi on główny pokarm zarówno dla stadiów larwalnych, jak i dla dorosłych osobników ryb planktonożernych (Hinrichsen i in. 2002, Möllmann i in. 2003a, b, Möllmann i Köster 1999, 2002). Wiele badań pokazuje, że na skutek spadku zasolenia, pogorszenia warunków tlenowych

oraz zwiększenia presji ze strony zwiększonej ilości szprotka w Bałtyku nastąpił bardzo znaczny spadek biomasy *Pseudocalanus* spp. (Möllmann i in. 2004, 2005, Möllmann i Köster 2002, rys. 20). Około dwudziestokrotny spadek ilości *Pseudocalanus minutus elongatus* stwierdzono wzdłuż południowego wybrzeża Polskiej Strefy Ekonomicznej na przestrzeni lat 1979-2009 (informacja personalna – P. Margoński, MIR – PIB). Całkowita biomasa zooplanktonu wykazuje spadek od lat 90. XX w. (Casini i in. 2008).

Uważa się, że złożone ekosystemy morskie funkcjonują jako wewnętrznie uporządkowane stany dynamiczne i te są określane stanami stałymi i reżimami dynamicznymi (Mayer i Rietkerk 2004). Standardowa definicja zmiany reżimu stanowi, iż jest to przestawienie z jednego trwałego stanu na inny stały stan w ekosystemie. W praktyce oznacza to nagłe, wysoko amplitudowe, nieczęste zdarzenie, które jest dostrzegane wielopoziomowo w fizycznych i biologicznych komponentach ekosystemu i występuje w dużej skali (Lees i in. 2006, Scheffer i Carpenter 2003). Następuje przy tym reorganizacja łańcucha pokarmowego (sieci troficznej) i struktur jego komponentów. **Regime shift** oznacza przejście z jednego w drugi kontrastujący stan stabilny struktury i funkcji ekosystemu (Möllmann i in. 2009, Möllmann 2011). Zmiana reżimu zachodzi na skutek oddziaływania zewnętrznych sił sprawczych (zmiana klimatu, inwazja obcych gatunków, przełowienie, eutrofizacja), jak też na skutek wewnętrznych perturbacji w strukturze i funkcji ekosystemu (zastąpienie innymi gatunkami, kaskady troficzne *top-down* i *bottom-up*, zmiany w rozkładzie parametrów) (Daskalov 2011). Zwielokrotnione siły sprawcze działają w taki sposób, że jedna siła (np. niekontrolowane połowy) osłabia wewnętrzne siły równoważące (*resilience*), a druga daje finalny impuls (np. nagła zmiana klimatu) do przegrupowania ekosystemu (Möllmann 2011). *Resilience* może być definiowane jako maksymalna perturbacja, którą ekosystem jest w stanie znieść, bez powodowania jego przegrupowania do alternatywnego

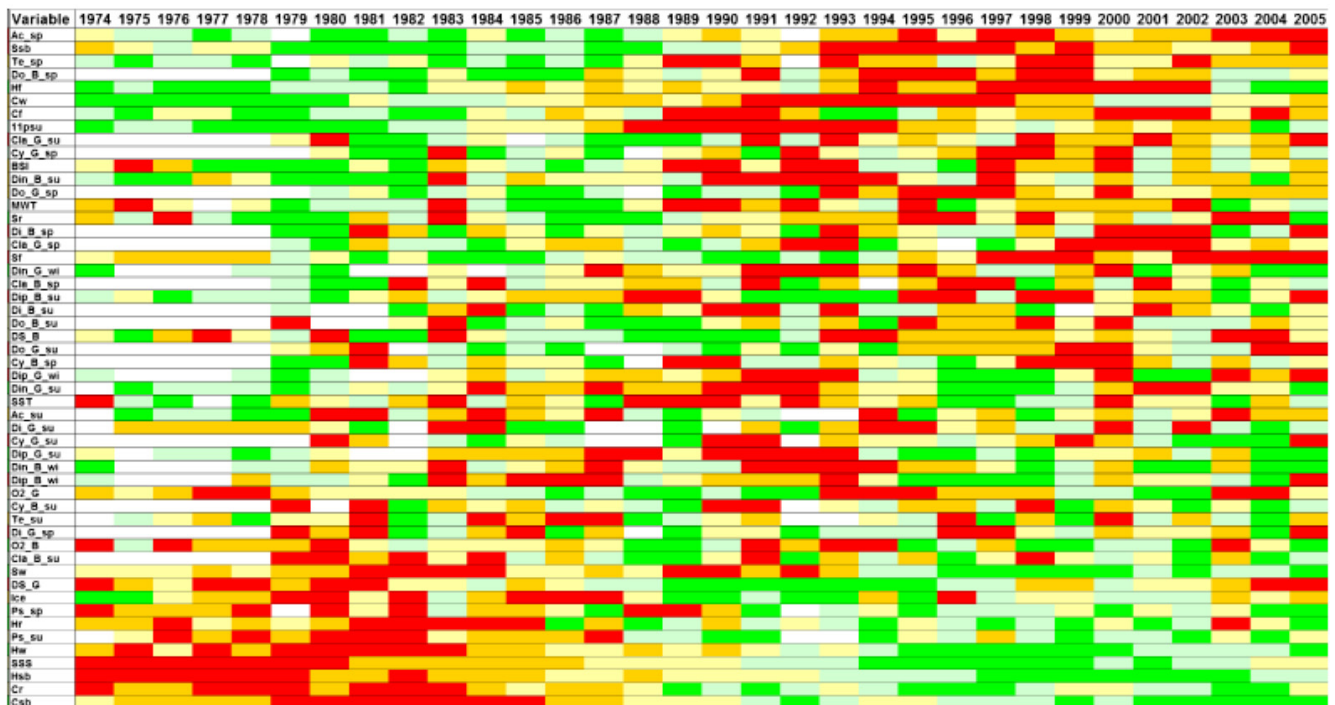


Rysunek 20. Serie czasowe głównych gatunków zooplanktonu (*Acetia* spp., *Temora longicornis*, *Pseudocalanus acuspes*) w Bałtyku na wiosnę (okres składania ikry przez dorsza, szprotka i śledzia). Źródło: Diekmann i Möllmann (2010); cytowanie za zgodą autorów

i stałego stanu (Möllmann 2011). Zdaniem Daskalova (2011) i Möllmanna (2011) *regime shifts* są (i) nagłe i radykalne, (ii) długo utrzymujące się (znacznie dłużej trwające niż czas trwania samego przegrupowania), (iii) obejmują liczne komponenty ekosystemu (populacje, poziomy troficzne, warunki środowiskowe), (iv) są wielkoskalowe (np. jezioro, szelf kontynentalny, morze), (v) wymagają nieliniowości, punktów progowych i histerezy. Synchroniczność i czas wystąpienia *regime shifts* na półkuli północnej (Morze Północne, Bałtyk, Morze Śródziemne, Morze Czarne, Zatoka Biskajska, zachodnia część Północnego Atlantyku, Północny Pacyfik) na przełomie lat 80. i 90. XX w. sugeruje jedną wspólną siłę sprawczą i są nią zmiany klimatyczne (Sheffer i in. 2001, Daskalov 2002, Sheffer i Carpenter 2003, Alheit i in. 2005, Overland i in. 2008, Hare i Mantua 2000, Casini i in. 2008, Möllmann i in. 2009).

Najlepiej udokumentowanym przegrupowaniem w ekosystemie Bałtyku jest przejście od dominacji dorsza do dominacji śledziowatych (głównie szprota), co miało miejsce w późnych latach 80. XX w. (rys. 13). To przegrupowanie ekosystemu było tłumaczone kombinacją przełowienia i klimatycznie spowodowaną słabą rekrutacją dorsza i równocześnie dobrą rekrutacją szprota (Köster i in. 2003, 2005). Ostatnio okazało się oczywiste, że zmiany w zbiorowości ryb są częścią reorganizacji całego ekosystemu Bałtyku. Alheit i in.

(2005) podsumowali zmiany na wszystkich poziomach troficznych i wykazali ich synchroniczność ze zmianami reżimu w Morzu Północnym w późnych latach 80. XX w. Następnie przeprowadzono wieloczynnikową analizę dla Bałtyku Centralnego i ta obejmowała parametry hydroklimatyczne, substancje biogeniczne, fito- i zooplankton, dane połowowe. Analiza wieloczynnikowa została także wykonana dla podrejonów Bałtyku, takich jak: Zatoka Ryska, Zatoka Fińska, Morze Botnickie, Zatoka Botnicka, a także rejonów przybrzeżnych (Möllmann i in. 2009, Diekmann i Möllmann 2010). Pomimo dużego zróżnicowania warunków środowiskowych pomiędzy wymienionymi podrejonami we wszystkich z nich stwierdzono zmianę reżimu i ta miała miejsce pomiędzy 1987 a 1989 r. (rys. 21). Znaczące zmiany stwierdzono też w ekosystemie Zatoki Gdańskiej w latach 1994-2010 (Tomczak i in. 2015). Zmiany reżimu stwierdzone dla Bałtyku zostały zainicjowane zmianami parametrów hydrologicznych, które z kolei są indukowane zmianami klimatycznymi wywołującymi kaskadowy *bottom-up effect*. Zmiany klimatyczne uznane zostały jako kluczowa siła sprawczą *regime shift*. Według licznej grupy badaczy równoległą siłą sprawczą zmiany reżimu w Bałtyku jest przełowienie. Jak pokazują badania, eutrofizacja powoduje zmiany tylko w podstawie zależności troficznych, tzn. fitoplanktonie (Möllmann i in. 2009, Oguz i Gilbert 2007).



Copyright © 1999-2016 John Wiley & Sons, Inc. All Rights Reserved.

Rysunek 21. Schemat zmian czynników biotycznych i abiotycznych w Centralnym Bałtyku (kolorem czerwonym zaznaczono wartości wysokie, natomiast – zielonym niskie). Źródło: Möllmann i in. (2009); pozwolenie na wykorzystanie rysunku od Permissions Coordinator II/Sr Copyright & Permissions Wiley

5. KONTROWERSYJNA STRATEGIA DZIAŁAŃ HELCOM JAKO REMEDIUM NA PROBLEM EUTROFIZACJI W BAŁTYKU

HELCOM przez całe minione dekady szerzył opinię, że Bałtyk należy do rejonów silnie zeutrofizowanych (np. HELCOM 2006) i że należy podjąć radykalne działania celem naprawy sytuacji (HELCOM 2007, 2010a, b, 2013a, b, c). Teza o silnym zeutrofizowaniu całego Bałtyku, a nie o zeutrofizowanych wyłącznie ograniczonych powierzchniowo strefach przyujściowych rzek bałtyckich, wydaje się być fałszywa w świetle cytowanych międzynarodowych i polskich badań, uwzględniających poprawną zarówno definicję, jak i wskaźniki eutrofizacji (Nixon 1995, 2009, Nixon i Fulweiler 2009, Duarte i in. 2009, Håkanson i Bryhn 2008, Renk 2000; patrz rozdz. 3). Strategia HELCOM (2013a, b, c) dotycząca znacznej redukcji ładunków N i P wnoszonych do Bałtyku (tab. 4) została niestety przyjęta przez przedstawicieli rządów państw nadbałtyckich jako plan generalny dla Bałtyku. Należy ubolewać, jak pisze Håkanson i Bryhn (2008), że kolejna bardzo kosztowna strategia naprawcza jest oparta na rozważaniach politycznych, a nie naukowej konieczności, i że została ona podniesiona do rangi stwierdzenia nie do podważenia. W ramach realizacji tych bardzo ambitnych celów planuje się obniżenie rocznych ładunków TN odprowadzanych do Bałtyku o 89 260 t oraz rocznych ładunków TP o 14 374 t. Oczekuje się, że ładunek roczny TN, odprowadzany z terenu Polski, zostanie obniżony o 43 610 t, a ładunek roczny TP o 7 480 t (tab. 4). To oznacza, że Polska jest odpowiedzialna za ok. 49% całkowitej redukcji ładunków N i 52% całkowitej redukcji ładunków P wnoszonych rzekami do Bałtyku. Jest kompletnie niezrozumiałe, dlaczego przy procentowym udziale Polski w eksporcie rzeczonym TN, wynoszącym 26-23,9% w latach 2000 i 2006 oraz procentowym udziale Polski w eksporcie rzeczonym TP, wynoszącym 37-36% w tym samym okresie, nasz kraj odpowiada za około 50% całkowitej redukcji ładunków azotu i fosforu. Jest niezrozumiałe, dlaczego HELCOM w swych obliczeniach i modelowaniu matematycznym pomija skwantyfikowaną, olbrzymią retencję N i P w estuarium Odry (Pastuszak i in. 2005).

Zdaniem Håkansona i Bryhna (2008) oraz Håkansona i in. (2010) przy już niekorzystnym stosunku N:P (poniżej 15 w stosunku wagowym) nie powinno się doprowadzać do redukcji ładunków N, do momentu, aż efekt takich redukcji zostanie naukowo udowodniony przy zastosowaniu zwalidowanych modeli, tj. modeli testowanych na ślepych danych i dla wielu systemów. Takich modeli dla azotu nie ma, natomiast istnieje model dynamiczny (CoastMab) dla fosforu (Håkanson i in. 2010) i sprawdził się on we wszystkich basenach Bałtyku z uwzględnieniem jego warstwowości i bez równoczesnego uwzględniania azotu w modelowaniu, jak również bez ryzykownego tuningu modelu. Zdaniem tych autorów w obecnej sytuacji w Bałtyku wysoce kosztowna redukcja ładunków N może równie dobrze przynieść więcej złego, jak dobrego, ponieważ może ona powodować zwiększone koncentracje niebezpiecznych alg (sinic), które przy niedoborach N w systemie wykazują dużą konkurencyjność, a same są w stanie pobierać N z atmosfery. Dodatkowo autorzy podają następujące powody takiej sugestii: (i) wielka niepewność zarówno w ilościowej ocenie wiązania azotu z atmosfery, jak i mokrej i suchej depozycji, sedymentacji, denitryfikacji, (ii) jest bardzo trudne lub niemożliwe przewidzenie wyniku końcowego redukcji ładunku N i opłacalności takiego działania, (iii) argumenty przemawiające za redukcją ładunków azotu są często oparte na wynikach eksperymentalnych z rozpuszczalnymi formami azotu (ang. *dissolved inorganic nitrogen* – DIN) i rozpuszczalną formą fosforu (ang. *dissolved inorganic phosphorus* – DIP), a takie wyniki dają ograniczoną wiedzę dla menadżerów podejmujących decyzje w kwestii zarządzania rzeczywistymi systemami wodnymi, (iv) niepewność w przepływie azotu w ekosystemie, która po przełożeniu na konkretne liczby, sięga 1,4–2,95 mln t TN rocznie, co pozostaje w głębokiej rozbieżności z założoną obecną redukcją ładunku TN na poziomie 89 260 t rocznie (tab. 4).

Opinia Håkansona i Bryhna (2008) oraz Håkansona i in. (2010) w kwestii skupienia się wyłącznie na redukcji ładunków P znajduje potwierdzenie w badaniach prowadzonych w Zatoce Gdańskiej (Graca 2009). Z badań tych wynika, że efektywność usuwania

Tabela 4. Obowiązująca *Country Allocated Reduction Target* oraz wcześniejsza, już nieaktualna, *Baltic Sea Action Plan* alokacja redukcji ładunków odprowadzanych w odpływie rzeczonym (HELCOM 2007, 2010a, b, 2013a, b)

Kraj	Baltic Sea Action Plan 2007, 2010	Country Allocated Reduction Target – CART 2013	Baltic Sea Action Plan 2007, 2010	Country Allocated Reduction Target – CART 2013
	N (tony rok ⁻¹)	N (tony rok ⁻¹)	P (tony rok ⁻¹)	P (tony rok ⁻¹)
Dania	17,210	2,890	16	38
Niemcy	5,620	7,670	240	170
Polska	62,400	43,610	8,760	7,480
Litwa	11,750	8,970	880	1,470
Łotwa	2,560	1,670	300	220
Estonia	900	1,800	220	320
Rosja	6,970	10,380	2,500	3,790
Finlandia	1,200	3,030	150	356
Szwecja	20,780	9,240	290	530
Suma	133,170	89,260	15,016	14,374

azotu z obiegu w toni wodnej w wyniku denitryfikacji i akumulacji w osadach była o około 20% większa niż efektywność usuwania fosforu na drodze akumulacji w osadach. Wskazuje to, że naturalna dynamika przemian azotu i fosforu w osadach dennych Zatoki Gdańskiej sprzyjała obniżeniu stosunku N:P w toni wodnej. Skuteczna ochrona Zatoki Gdańskiej przed eutrofizacją wymaga silniejszej redukcji obciążenia fosforem niż azotem. Wynika to z faktu, że w tym akwenie (i) azot jest efektywniej usuwany niż fosfor, (ii) w przeciwieństwie do azotu większość zapotrzebowania fitoplanktonu na fosfor pokrywał ładunek wewnętrzny. W konsekwencji przy podobnym stopniu zredukowania zewnętrznej dostawy tych składników reakcja ekosystemu w odniesieniu do azotu może być szybsza, co przesunie ciężar limitowania produkcji fitoplanktonu na ten składnik i w następstwie może nasilić letnie zakwity potencjalnie toksycznych sinic (Graca 2009). Przyczyny okazjonalnie pojawiających się wysokich koncentracji sinic w Bałtyku i innych rejonach morskich mogą być ilościowo wyjaśnione przez wysokie stężenia TP, wysokie temperatury (powyżej 15°C) oraz niski stosunek TN:TP (poniżej 15 w stosunku wagowym) (Håkanson i in. 2010).

Håkanson i Bryhn (2008) oraz Håkanson i in. (2010) są zdania, że redukcja ładunków P powinna mieć miejsce w sposób *cost-effective*. To nie ma większego znaczenia dla całego ekosystemu Bałtyku, gdzie redukcje ładunków mają miejsce, ale ma znaczenie dla stref przybrzeżnych. W tym względzie nie powinno być konfliktu, bowiem najbardziej zeutrofizowane *hot-spots* w Bałtyku są równocześnie rejonami, gdzie najbardziej *cost-effective* działania zmierzające do redukcji ładunków P mogą być przeprowadzone. Tymi rejonami są: Zatoka Fińska, Zatoka Ryska, strefa kaliningradzka, estuaria Wisły i Odry. Autorzy ci twierdzą dalej, że redukcja ładunków P na poziomie bliskim 15 000 t rocznie [patrz tab. 4; BASP 2007, 2010a, b – bo do tego okresu i założeń HELCOM odnosi się Håkanson i Bryhn (2008) w swojej monografii] może prowadzić do niepożądanego oligotrofizacji Bałtyku, zatem stopień trofii będzie niższy, niż oczekują tego menadżerowie. Obniżenie produkcji pierwotnej spowoduje obniżenie produkcji wtórnej, obejmującej zooplankton i ryby, a to pociągnęłoby za sobą wzrost stężeń toksyn organicznych w rybach, bowiem „w super czystych wodach pływają najbardziej toksyczne ryby” (Håkanson 1999, 2000). Zdaniem Håkansona i in. (2010) nie ma sensu obniżenie stopnia zeutrofizowania Bałtyku do takiego poziomu, kiedy straty przewyższają korzyści. Te straty mają też inny wymiar: Håkanson i in. (2010) podają, że stosowne obliczenia przeprowadzone przez Departament Rolnictwa w Szwecji wskazują, że redukcja ładunku TN zgodnie z BSAP (2007) (tab. 4) w wysokości ok. 20 000 t rocznie jest niewykonalna dla tego kraju bez stałego wyłączenia z działalności dużej części sektora rolniczego z równoczesnym pozbawieniem miejsc pracy dziesiątek tysięcy Szwedów. Szwecja z eksporterem stałaby się

importerem zboża. Warto w tym miejscu nadmienić, że wielkość proponowanej w 2007 r. redukcji ładunku TN w Polsce była trzykrotnie wyższa niż jej odpowiednik w Szwecji (tab. 4). Nietrudno przewidzieć jeszcze większe skutki tego działania HELCOM dla gospodarki polskiej.

Należy zwrócić tutaj uwagę, że obecny proponowany przez HELCOM poziom redukcji ładunku P różni się od tego z 2007 r. tylko o 642 t (4,3%) (tab. 4). To dalej oznacza, że proponowana przez Håkansona i Bryhna (2008) strategia naprawcza, a w szczególności strategia oparta na nieco zmodyfikowanym dynamicznym modelu matematycznym (model CoastMab) (Håkanson i in. 2010), jest aktualna i jest ona następująca: redukcja ładunku P do Bałtyku Właściwego na poziomie 5 000 ton rok⁻¹, redukcja ładunku P do Zatoki Fińskiej na poziomie 3 180 ton rok⁻¹, redukcja ładunku P do Zatoki Ryskiej na poziomie 550 ton rok⁻¹, brak redukcji ładunku P do Morza Botnickiego oraz Zatoki Botnickiej. To oznacza całkowitą redukcję ładunku P wprowadzanego do Bałtyku o 8 730 ton rok⁻¹. Jakkolwiek przedstawiona ogólna wielkość redukcji ładunków P jest o 1 000 ton rok⁻¹ niższa niż ta proponowana we wcześniejszej publikacji Håkanson i Bryhn (2008) oczekiwane rezultaty w postaci zwiększenia przezroczystości wody będą podobne, a to z kolei wynika z nieco innego rozdysonowania poziomu redukcji na poszczególne podrejonu Bałtyku.

To, co Polaków interesuje najbardziej, to całkowita redukcja ładunku P na poziomie 8 730 ton rok⁻¹ (Håkanson i in. 2010), a nie na poziomie 14 374 ton rok⁻¹, jak proponuje HELCOM (2013a, b, c) (tab. 4), w tym redukcja ładunku P odprowadzanego do Bałtyku Właściwego na poziomie 5 000 ton rok⁻¹. Bałtyk Właściwy zasilany jest nie tylko przez polskie rzeki, lecz także przez rzeki Szwecji, Rosji (rejon kaliningradzki), Litwy, Łotwy, Niemiec, zatem, pula 5 000 ton rok⁻¹ musiałaby być rozdysonowana na wymienione państwa. Na Polskę przypadłaby część podanej puli, co czyni ten wynik diametralnie różnym od obecnie proponowanej polskiej alokacji redukcji na poziomie 7 480 ton rok⁻¹ (HELCOM 2013a, b, c) (tab. 4). W swoich monografiach Håkanson i Bryhn (2008) oraz Håkanson i in. (2010) nie operują wysoce kontrowersyjnym okresem odniesienia (1997-2003) proponowanym przez HELCOM (2011, 2015). Autorzy oparli się na wieloletnich danych i stanie troficznym w Bałtyku na przestrzeni dekad i na tej podstawie proponują działania zmierzające do jego poprawy. Podany okres odniesienia (1997-2003) przyjęty przez HELCOM (2011, 2015) jest kontrowersyjny z powodu (i) niezrozumiałego wyboru przedziału czasowego, który nie zbiega się z największą emisją N i P do Bałtyku, a ta miała miejsce na przełomie lat 80. i 90. XX w., (ii) okres ten obejmuje powódź milenium w Polsce (1997 r.), która głównie objęła zlewnię Odry, zatem ładunki N i P były znacząco wyższe od średnich wieloletnich (Mohrholz i in. 1998).

5.1. „REGIME SHIFT” – CZY ISTNIEJE MOŻLIWOŚĆ PRZYWRÓCENIA STANU EKOSYSTEMU SPRZED JEGO REORGANIZACJI?

Zdaniem Håkanssona i in. (2010) implementacja proponowanych redukcji ładunków P spowoduje dwufazową odpowiedź ekosystemu: pierwszą dość szybką, bo po 6 latach, a drugą wolniejszą, ze spodziewanym efektem w postaci osiągnięcia nowego stabilnego stanu po około 20 latach. Autorzy ci są zdania, iż nie można wykluczyć, że na skutek zmian klimatycznych Bałtyk może doświadczyć wielu zmian w swoim ekosystemie. To dalej oznacza, że zaproponowana przez tych autorów redukcja ładunków P powinna być traktowana z rezerwą. Należy zaznaczyć, że model CoastMab, w pełni opracowany i skalibrowany przez ww. autorów daje możliwości przeprowadzenia przeliczeń dla nowych warunków progowych.

W latach 80. XX w. Bałtyk doświadczył *regime shift*, w wyniku, którego ustaliła się nowa równowaga w ekosystemie z innymi parametrami biotycznymi i abiotycznymi (patrz rozdz. 3). Zdaniem Casiniego (2011) zawrócenie zmian w ekosystemie Bałtyku jest teoretycznie możliwe w ciągu 5-10 lat, pod warunkiem utrzymania śmiertelności połowowej dorsza na niskim poziomie i przez zmniejszenie ładunków N i P wnoszonych do Bałtyku. Jak podkreśla dalej ten autor, jest jednakże inne niebezpieczeństwo w postaci zmian klimatycznych, które według prognoz przewidują dalszy wzrost temperatury i spadek zasolenia. W tym przypadku długoterminowe i utrzymujące się zawrócenie zmian w Bałtyku może nie być możliwe. Ponadto istnieje niebezpieczeństwo, że zwracanie ekosystemu Bałtyku do stanu sprzed reorganizacji niesie potencjalne ryzyko otwarcia niszy dla gwałtownej ekspansji meduz (Håkanson i in. 2010, Casini 2011, ICES 2011). Podobnego zdania są Scheffer i in. (2001) oraz Suding i in. (2004), którzy twierdzą, że aby odwrócić bieg zmian, ekosystem wymagałby drastycznych i bardzo kosztownych interwencji w jego zarządzaniu. Tu dochodzi inny czynnik, a mianowicie w przypadku Bałtyku potrzebny długi czas na odbudowę stada dorsza, która zdaniem autorów z drugiej strony może być utrudniona przez czynnik klimatyczny i związany z nim efekt kaskadowy *bottom-up* i wszystkie zależności z nim związane (rys. 12). Dla przykładu plankton z krótkim tzw. *turnover time* zareaguje szybko na zmianę temperatury.

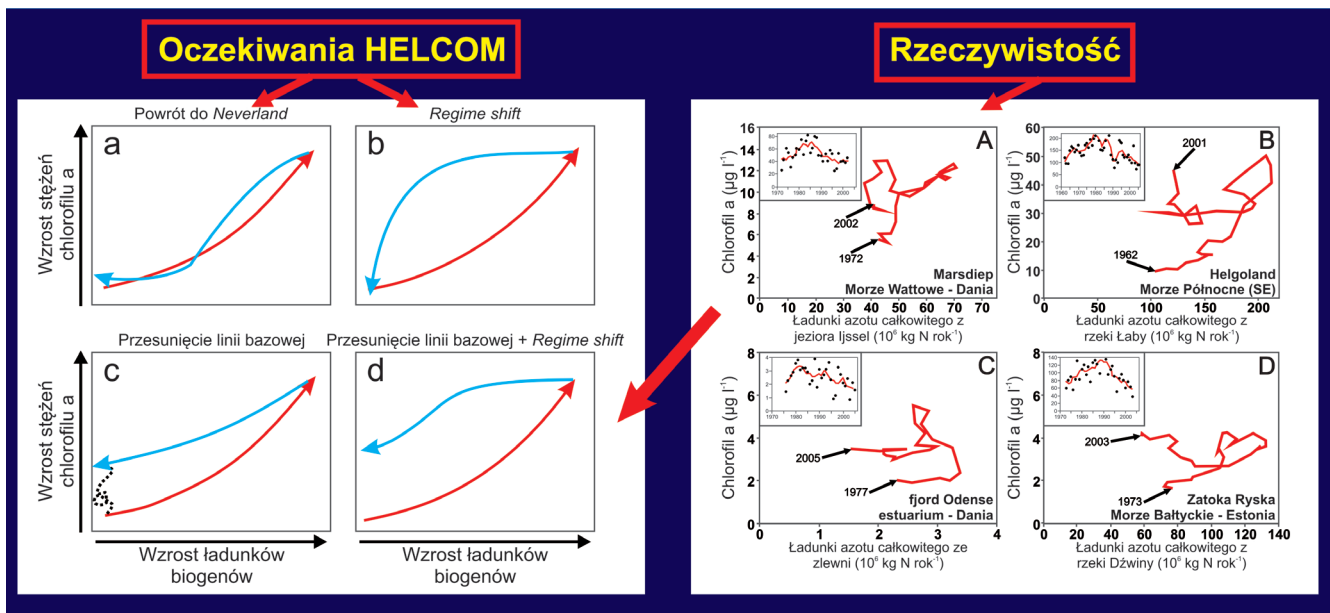
Duarte i in. (2009) są zdania, że zmiany klimatyczne, zmiany demograficzne itp. mogą mieć fundamentalny wpływ na funkcjonowanie ekosystemów, tworząc tym samym warunki bazowe, które będą kompletnie inne od „wartości referencyjnych” nawet wtedy, kiedy udałoby się osiągnąć zrzuć biogenów na poziomie *pristine*, czyli niezakłóconych przez działalność człowieka. Zdaniem tych autorów przy ustalaniu celów nakierowanych na przywrócenie dobrego ekologicznego stanu środowiska należy raczej koncentrować się na usługach ekosystemowych, a nie na warunkach środowiskowych z przeszłości,

które stanowią obecnie punkt odniesienia. To nie oznacza, że nie należy zmniejszać emisji N i P do Bałtyku; jak najbardziej jest to konieczne, ale należy zachować podejście racjonalne, aby wprowadzana poprawa *goods and services* (przy braku gwarancji efektywności tych działań) ekosystemu morskiego nie odbyła się kosztem pogorszenia lub zniszczenia *goods and services* ekosystemu lądowego, w tym przede wszystkim zniszczenia sektora rolniczego.

Badania Duarte i in. (2009) prowadzone w czterech przybrzeżnych ekosystemach (Marsdiep, Niderlandy, Helgoland, Niemcy, Odense Fiord, Dania, Zatoka Ryska, Łotwa/Estonia) narażonych na zwiększone ładunki substancji biogenicznych w latach 70. i 80. XX w. potwierdzają, że powrót zeutrofizowanego systemu do warunków wcześniejszych, oligotroficznych, jest niezwykle trudny, długi, a w praktyce nieosiągalny. Autorzy ci wysnuli swoje wnioski na podstawie analizy trendów zmian stężenia chlorofilu *a* (parametru powszechnie stosowanego jako wskaźnika eutrofizacji) w funkcji ładunku azotu na przestrzeni około 30, 40 lat (rys. 22). Trzydziesto-, czterdziestoletnie badania w wymienionych wyżej regionach pokazały, że pomimo spadku presji na środowisko naturalne w postaci znacznie spadających ładunków N stężenia chlorofilu *a*, wskaźnika eutrofizacji, w ostatnim roku badań były znacznie wyższe niż stężenia tego parametru w roku startu badań (rys. 22 – prawy panel). W praktyce mamy zatem do czynienia z przesunięciem linii bazowej i *regime shift* (rys. 22 – lewy panel dół). Rzeczywistość ta diametralnie odbiega od oczekiwań HELCOM, według których zmniejszenie obciążenia ekosystemu Bałtyku biogenami doprowadzi do powrotu wskaźników eutrofizacji do stanu sprzed eutrofizacji (rys. 22 – lewy panel góra). Takie założenie Duarte i in. (2009) nazywają powrotem do Nibylandii – czyli w praktyce kompletnie nierealnym do wykonania.

5.2. DZIAŁANIA HELCOM – SKUTKI FINANSOWE, W TYM DLA POLSKI

Współczesne badania ekosystemów przybrzeżnych pokazują, że zmniejszenie presji w postaci redukcji ładunków N i P nie przekłada się na powrót do stanu wyjściowego (sprzed eutrofizacji) (Grimvall i in. 2000, Duarte i in. 2009). Powyższe stwierdzenie dotyczy także ekosystemów lądowych z ich wodami powierzchniowymi (Bouraoui i Grizzetti 2011). Zmniejszenie presji na środowisko naturalne jest niezmiernie kosztowne i zawsze wymaga tzw. *cost-effective studies* (Håkanson i Bryhn 2008, Håkanson i in. 2010). Pod pojęciem *cost-effective environmental management* należy rozumieć sztukę osiągania celów środowiskowych po minimalnych kosztach (Turner i in. 1999). Håkanson i Bryhn (2008) oraz Håkanson i in. (2010) szacują, że całkowity koszt oczekiwanej przez HELCOM redukcji ładunków rzecznych TN byłby rzędu 10 mld euro, natomiast redukcji ładunków TP byłby rzędu



Rysunek 22. Teoretyczne zmiany stężenia chlorofilu *a* (wskaźnika eutrofizacji) przy rosnących ładunkach biogenów zasilających dany ekosystem (lewy panel) oraz rzeczywiste zmiany stężenia chlorofilu *a* przy spadających ładunkach biogenów zasilających dany ekosystem (prawy panel). Wykres przygotowany na podstawie Duarte i in. (2009)

3,1 mld euro rocznie [ok. 133 000 t TN oraz ok. 15 000 t TP rocznie wg Baltic Sea Action Plan – BSAP (2007) (tab. 4), bo do tego okresu i założeń HELCOM odnosi się Håkanson i Bryhn (2008) i Håkanson i in. (2010) w swoich monografiach]. Przedziały kosztów redukcji ładunków TP są następujące: zmniejszenie P (i) w produkcji rolniczej – 18-783 euro kg^{-1} P (w Polsce – 13-238 euro kg^{-1} P), (ii) przez oczyszczalnie ścieków 2,3-12 euro kg^{-1} P (w Polsce 2,3-12 euro kg^{-1} P), (iii) w *wetlands* 64-2 133 euro kg^{-1} P (w Polsce – 71 euro kg^{-1} P). Działania mające na celu zmniejszenie emisji TP z sektora rolniczego oraz *wetlands* są odpowiednio 5-50 razy i 25 razy droższe niż zmniejszenie emisji TP z oczyszczalni ścieków (Håkanson i in. 2010). Przy zastosowaniu optymalnego scenariusza w badaniach modelowych Håkansona i in. (2010), zakładającego wyłącznie redukcję ładunków TP, bez redukcji ładunków TN, roczne koszty wynosiłyby 367 mln euro, pod warunkiem, że podjęte działania będą przeprowadzone w sposób *cost-effective*. Różnica kosztów pomiędzy opcją proponowaną przez HELCOM (3,1 mld euro rocznie), a tą wyżej pokazaną, wynosi zatem 2,733 mld euro. Co bardzo istotne, autorzy podkreślają, że większość z poniesionych kosztów byłaby związana z unowocześnianiem istniejących oraz budową nowych oczyszczalni ścieków. Autorzy uzasadniają takie rozwiązanie możliwą do osiągnięcia następującą redukcją zrzutów TP z oczyszczalni ścieków: w Polsce – 5 332 ton rok^{-1} , w Rosji – 3 844 ton rok^{-1} , na Białorusi – 1 984 ton rok^{-1} , w Republikach Bałtyckich – 992 ton rok^{-1} , w Republice Czeskiej – 372 ton rok^{-1} . To dałoby w sumie obniżenie emisji TP o 12 524 ton rok^{-1} i ta wielkość znacznie przekracza możliwe zmniejszenie emisji TP z sektora rolniczego przez wszystkie kraje

basenu Bałtyku (5 600 ton rok^{-1}) czy przez zastosowanie przez wszystkie kraje detergentów bezfosforanowych (3 100 ton rok^{-1}). Pozostałe działania, takie jak zakładanie *wetlands* czy stref buforowych, hodowla małży, budowa tam, zmiany z systemie drenarskim, zdaniem Håkansona i in. (2010) dałyby sumaryczne obniżenie emisji TP o ok. 60 ton rok^{-1} , zatem te wszystkie działania można uznać za nieefektywne.

Do założeń HELCOM (BSAP, tab. 4) odnoszą się także badania Wulffa i in. (2014) skupione wyłącznie na kosztach założonej redukcji ładunków N i P. Z tych badań wynika, że **minimalny roczny koszt wypełnienia założeń BSAP jest oszacowany na poziomie 4,7 mld euro, przy czym jak podkreślają autorzy, dużą część tych kosztów musiałyby ponieść Polska. Autorzy uciekają od wyspecyfikowania alokacji kosztów na poszczególne kraje bałtyckie, ale równocześnie uspokajają, że wysokie koszty nie powinny martwić polskiego obywatela, bo te „mogą być potencjalnie rozdysponowane na poszczególne kraje bałtyckie”.** Wiele mówiące jest tu słowo „potencjalnie” użyte w pracy Wulffa i in. (2014). Należy tu wyraźnie podkreślić, że w różnych raportach HELCOM nie ma nawet wzmianki, nie mówiąc o wiarygodnych studiach ekonomicznych skoncentrowanych na ekonomicznej i społecznej opłacalności proponowanej redukcji allochtonicznych ładunków N i P.

Warto tu też przedstawić jeszcze inne konsekwencje potencjalnej implementacji *Country Allocated Reduction Target (CART)* (tab. 4). W oparciu o policzone przez MIR – PIB średnie ładunki znormalizowane TN i TP dla Wisły i Odry w latach 1988-2014 (obejmujących okres referencyjny HELCOM – 1997-2003)

oraz aproksymowanych ładunków N i P dla rzek Przymorza i pozostałych rzek (TN – 11,6% ładunku TN wprowadzanego do Bałtyku przez Wisłę i Odrę; TP – 11,4% ładunku TP wprowadzanego do Bałtyku przez Wisłę i Odrę; metodyczne kwestie i zastosowane międzynarodowe standardy obliczeń patrz Pastuszek in. 2012a, b, Pastuszek i Witek 2012a; dane w przygotowaniu do publikacji) przeprowadzono obliczenia stężeń docelowych TN i TP. Wielkość CART (tab. 4) została proporcjonalnie rozdzielona na pulę przypadającą na Wisłę, Odrę i rzeki Przymorza (plus inne) i pomniejszona policzone ładunki znormalizowane. Otrzymane ładunki docelowe (Wisła i Odra) zostały podzielone przez średni roczny odpływ wody Wisłą i Odrą (odpowiednio $34 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$ i $16,7 \text{ km}^3 \text{ rok}^{-1}$), co dało szacunkowe stężenia docelowe TN i TP. Obecne stężenia TN w Wiśle (2 mg N dm^{-3}) wydają się osiągać poziom docelowy (wg założeń redukcji ładunków HELCOM – CART i według wyników normalizacji ładunków N i P prawidłowo przeprowadzonej przez MIR – PIB), natomiast w Odrze (3 mg N dm^{-3}) są one o ok. $0,4 \text{ mg N dm}^{-3}$ za wysokie w stosunku do wymagań HELCOM (materiał przygotowywany do publikacji). W Odrze tendencja spadkowa stężeń TN była bardzo słaba w minionych kilku latach, natomiast mamy ciągle znaczący spadek stężeń TN w Wiśle, co sumarycznie może oznaczać, że przy zachowanym trendzie cel redukcyjny może zostać osiągnięty przez Polskę. Gdyby patrzeć tylko na dorzecze Odry, bez uwzględnienia roli estuarium Odry w redukcji ładunku N i P, należałoby obniżyć emisję do tego dorzecza o ok. 10 tys. t rocznie (przy założonym współczynniku retencji na poziomie 0,3). Rozwiązaniem dla Polski byłoby podjęcie działań mających na celu uwzględnienie przez HELCOM roli estuarium Odry w retencji N i P (co może być niemożliwe, biorąc pod uwagę nieugiętą postawę HELCOM w tej kwestii). To pozwoliłoby na zdjęcie z Polski obciążenia w wysokości ok. 37 tys. t azotu rocznie, który *de facto* nie dociera do otwartego Bałtyku (Pastuszek i in. 2005). Nie należy też lekceważyć prognozowanego wzrostu emisji N do dorzecza Odry i Wisły do 2020 r. (w stosunku do emisji oszacowanej dla lat 2003-2008), choć przełożenie na stężenia jest trudne do oszacowania, bowiem retencja w rzekach jest silnie zależna od przepływu wody (Pastuszek i in. 2014).

Docelowe stężenia TP, po potencjalnym wdrożeniu założeń HELCOM, są poza zasięgiem Polski i byłyby poza zasięgiem dowolnego kraju Europy Zachodniej, gdyby został postawiony przed takim faktem. Redukcja ładunku TP na poziomie 7 480 t w stosunku do okresu referencyjnego jest irracjonalna, tak jak i irracjonalne są otrzymane stężenia docelowe w Wiśle i Odrze na poziomie odpowiednio $0,076$ i $0,083 \text{ mg P dm}^{-3}$. Niewykonalność redukcji TP przez Polskę bardzo wyraźnie pokazują też badania modelowe emisji P do basenów polskich rzek – Wisły i Odry (Pastuszek i in. 2014).

Z udostępnionego opracowania pt. *Weryfikacja*

wartości granicznych dla oceny stanu ekologicznego rzek i jezior w zakresie elementów fizykochemicznych z uwzględnieniem warunków charakterystycznych dla poszczególnych typów wód, wykonanego w 2012 r. przez ADASA Sistemas i IOŚ-PIB na zlecenie Głównego Inspektora Ochrony Środowiska (Garcia i in. 2012), wynika, że dla stanu bardzo dobrego graniczna wartość $P_{\text{całk.}}$ (TP) w przypadku wielkiej rzeki nizinnej (typ 21) wynosić powinna $0,26 \text{ mg P dm}^{-3}$, a w przypadku rzeki przyujściowej pod wpływem wód słonych (typ 22) – $0,17 \text{ mg P dm}^{-3}$. Graniczne stężenie TP dla stanu dobrego, czyli odpowiadające celowi środowiskowemu, którego spełnienie Polskę obowiązuje, zgodnie z Ramową Dyrektywą Wodną, wynosić powinno $0,29 \text{ mg P dm}^{-3}$ (typ 21) i $0,31 \text{ mg P dm}^{-3}$ (typ 22). Średnie stężenia TP w 2014 r. wynosiły $0,18 \text{ mg P dm}^{-3}$ w Wiśle i $0,2 \text{ mg P dm}^{-3}$ w Odrze (dane przygotowywane do publikacji). Zatem już obecnie cel środowiskowy w odniesieniu do stężenia TP w wodach Wisły i Odry zasilających Bałtyk jest spełniony. Szacunkowe stężenie TP w Wiśle i Odrze wynoszące $0,076$ - $0,083 \text{ mg P dm}^{-3}$ wynikające z założonego poziomu redukcji polskiego ładunku P byłoby więc około dwukrotnie niższe od normatywnych wartości TP dla stanu dobrego, a także referencyjnego, które w cytowanym wyżej opracowaniu ustalono na poziomie $0,21 \text{ mg P dm}^{-3}$ (typ 21) i $0,14 \text{ mg P dm}^{-3}$ (typ 22).

Dla stanu bardzo dobrego graniczna wartość $N_{\text{całk.}}$ (TN) w przypadku wielkiej rzeki nizinnej (typ 21) wynosić powinna $3,7 \text{ mg N dm}^{-3}$, a w przypadku rzeki przyujściowej pod wpływem wód słonych (typ 22) – $1,6 \text{ mg N dm}^{-3}$. Graniczne stężenie TN dla stanu dobrego, czyli odpowiadające celowi środowiskowemu, którego spełnienie Polskę obowiązuje, zgodnie z wynikami weryfikacji wartości granicznych TN dla klas stanu ekologicznego (Garcia i in. 2012) powinno wynosić $4,0 \text{ mg N dm}^{-3}$ (typ 21) i $2,7 \text{ mg N dm}^{-3}$ (typ 22). Średnie stężenia TN w 2014 r. wynosiły $2,0 \text{ mg N dm}^{-3}$ w Wiśle i $3,0 \text{ mg N dm}^{-3}$ w Odrze (dane przygotowywane do publikacji). Cel środowiskowy w odniesieniu do stężenia TN w wodach Wisły i Odry zasilających Bałtyk jest więc także spełniony. Nikt nie może kwestionować polskich danych monitoringowych, tym bardziej, że są to dane nieprzetworzone.

Reasumując, nie jest zrozumiałe, dlaczego w działaniach HELCOM (2007, 2013a, b, c) (i) nie uwzględniono wyników badań modelowych Håkansona i Bryhna (2008) oraz Håkansona i in. (2010) i wielu bardzo cennych uwag i wniosków zawartych w monografiach ww. autorów, (ii) nie przyjęto alokacji redukcji ładunków zgodnie z udziałem procentowym poszczególnych państw bałtyckich w emisji N i P do Bałtyku, (iii) nie kierowano się wytycznymi Ramowej Dyrektywy Wodnej, które definiują graniczne stężenia TN i TP dla stanu bardzo dobrego i dobrego wód, w tym dużych rzek nizinnych zasilających Bałtyk (Garcia i in. 2012), (iv) dlaczego pominięto rolę estuariów w naturalnej retencji N i P (Witek i in. 2003, Pastuszek i in. 2005),

(v) nie przeprowadzono *cost effective studies*, które powinny być kluczowe w całym przedsięwzięciu zmierzającym do poprawy jakości wód Bałtyku.

5.3. STĘŻENIA BIOGENÓW W WIŚLE I ODRZE – ODNIESIENIE DO SYTUACJI W EUROPIE ZACHODNIEJ

Od wielu dekad Polacy są wystawiani na ostrą krytykę za nadmierne ładunki N i P wprowadzane do Bałtyku (ładunek jest liczony przez pomnożenie stężenia danego biogenu przez odpływ wody daną rzeką). W pracach naukowych autorów spoza Polski, a także w opracowaniach HELCOM pomija się lub niewystarczająco artykułuje następujące fakty: (i) polskie zlewisko cząstkowe Bałtyku należy do czterech największych zlewisk tego morza, (ii) Polska jest czwartym co do wielkości eksporterem wody rzecznej, (iii) tereny rolnicze w Polsce stanowią ponad 50% całkowitego areалу rolniczego w zlewisku Bałtyku, (iv) 45% całej ludności zlewiska Bałtyku mieszka w Polsce (to decyduje o źródłach punktowych), (v) to wielkość odpływu rzecznej, a nie stężenia biogenów (nieporównywalnie niższe niż w rzekach Europy Zachodniej) decydują o wysokich ładunkach N i P z terytorium Polski (Pastuszak 2012a, Pastuszak i Witek 2012, Pastuszak i in. 2012a, b). Polska nigdy nie zaprzeczała, że jest znaczącym eksporterem N i P do Bałtyku, ale nie można porównywać ze sobą faktów nieporównywalnych. Stężenia i ładunki substancji biogenicznych w polskich dużych rzekach mogą i powinny być zawsze konfrontowane ze stężeniami z rzek nizinnych Europy Zachodniej, charakteryzującej się podobnym usytuowaniem klimatycznym, podobnymi cechami geomorfologicznymi, zbliżonym zaludnieniem, a przede wszystkim porównywalną aktywnością w sektorze rolniczym, zatem możliwym znaczącym odpływem obszarowym N i P. Takie porównania powinny być zamieszczane, a nie są, w opracowaniach HELCOM, typu *Pollution Load Compilation*. Porównywanie stężeń biogenów w polskich i skandynawskich rzekach (HELCOM 2015) jest budowaniem fałszywej tezy o zdegradowanym środowisku naturalnym w Polsce i czystej Skandynawii. Główne rzeki skandynawskie odwadniają tereny z innej strefy klimatycznej (z lodowcami i czapami śnieżnymi w wysokich górach), odwadniają tereny niezaludnione lub rzadko zaludnione, tym samym tereny o nieistniejącym lub ograniczonym rolnictwie.

Średnie stężenia azotanów, głównego komponentu azotu nieorganicznego w odpływie rzecznej, w polskich dużych rzekach w latach 1988-2014 były w przedziale 2,1-1,8 mg N dm⁻³ w Odrze (Krajnik Dolny) i w przedziale 1,5-0,8 mg N dm⁻³ w Wiśle (Kiezmark) i były one o ok. 0,5 mg N dm⁻³ niższe lub na poziomie najniższych stężeń azotanów mierzonych w latach 50. i 60. XX w. w Renie (Niemcy) i rzece Ythan (Szkocja) oraz były i nadal pozostają nawet ośmiokrotnie niższe niż

w dużej hiszpańskiej rzece Ebro (Ibañez i in. 2008,²). W dekadach, które nastąpiły po wymienionym wyżej okresie, stężenia azotanów w rzekach Europy Zachodniej wzrosły nawet do 8 mg N dm⁻³, podczas gdy w polskich rzekach obserwujemy ich znaczący spadek z poziomu i tak niskich wartości. Porównanie stężeń biogenów w Wiśle i Odrze ze stężeniami w innych europejskich rzekach daje taki sam wniosek. Nawet przed bardzo znaczącym, statystycznie istotnym spadkiem stężeń substancji biogenicznych w Wiśle i Odrze, średnie stężenia NO₃-N były niskie w porównaniu z wartościami odnotowanymi w innych zeutrofizowanych rzekach europejskich (5-8 mg N dm⁻³ w Tamizie, Renie, Łabie i Sekwanie) (Meybeck 2001, Bouraoui i Grizzetti 2011). Średnie stężenia azotanów, głównie pochodzących z rolnictwa, w dorzeczu rzeki Humber w północno-zachodniej Anglii były w przedziale 3,3-18,8 mg N dm⁻³, podczas gdy stężenia fosforanów zmieniały się pomiędzy 0,023 mg P dm⁻³ i 1,96 mg P dm⁻³ (Neal i in. 2008).

Najwyższe średnie stężenia fosforanów w Wiśle i Odrze były obserwowane na początku lat 90. XX w. i wynosiły maksymalnie 0,18 mg P dm⁻³. Po tym maksimum nastąpił spadek stężeń fosforanów do wartości ok. 0,07-0,04 mg P dm⁻³ w ostatnich latach (Pastuszak i Witek 2012a, Pastuszak i in. 2012a, b). Średnie stężenia fosforanów w Wiśle i Odrze były i nadal pozostają na poziomie nieporównywalnie niższym niż w rzece Ebro (Ibañez i in. 2008). W rzece Ebro maksymalne stężenia fosforanów były na poziomie nawet 0,8 mg P dm⁻³, podczas gdy w polskich rzekach nigdy nie stwierdzono nawet tak wysokich stężeń TP, które są sumą DIP i Porg. W 11 z 39 rzek europejskich raportowanych przez Bouraoui i Grizzetti (2011) stężenia fosforu całkowitego były wyższe, a w wielu rzekach nawet o rząd wielkości wyższe (np. w Sekwanie czy Tamizie) niż w Wiśle i Odrze w latach 1988-2014 (dane w przygotowaniu do publikacji). Wymienione rzeki europejskie odwadniają dorzecza charakteryzujące się znacznie wyższym nawożeniem w rolnictwie niż w Polsce.

6. WNIOSKI

1. Zrozumienie zmian zachodzących w ekosystemie Bałtyku wymaga podejścia holistycznego (dostrzeżenia roli krzemu, *top-down effect*, *bottom-up effect*, *regime shift*), które w pełni uznaje szeroki wachlarz interakcji w ramach ekosystemu, włączając działalność człowieka, a tym samym wyłącza ze sfery zainteresowań badanie jedynie oderwanych pojedynczych zagadnień, gatunków czy funkcji ekosystemu bez łączenia ich w całość. Stopień zależności między procesami wielkoskalowymi a funkcjonowaniem ekosystemów wodnych i lądowych uświadamia, że w nauce

² http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/3_Kristensen_EEA.pdf

istnieje konieczność korzystania nie tylko z mikroskopu, lecz także „makroskopu”. Użycie „makroskopu” to innymi słowy podejście holistyczne do badanego zagadnienia.

2. Na podstawie wniosków wynikających z tematycznej monografii Håkanssona i Bryhna (2008) oraz wieloletnich wyników własnych wykazano, że Bałtyk jako całość nie jest rejonem zeutrofizowanym, a takie założenie było głównym motywem podjętych działań HELCOM (tab. 4) zmierzających do drastycznej redukcji ładunków TN i TP. Zeutrofizowane w Bałtyku są niewielkie obszary obejmujące: Zatokę Fińską, Zatokę Ryską, strefę kaliningradzką oraz estuarium Wisły i Odry, i na tych obszarach skupia się strategia działań naprawczych zaproponowana przez Håkanssona i in. (2010).
3. W pracy przytoczono wyniki najnowszych badań modelowych Håkanssona i in. (2010) i zwrócono uwagę na kolosalną różnicę między kosztami i wymiernymi efektami implementacji redukcji ładunków TP wg propozycji HELCOM (tab. 4) oraz propozycji wynikającej z badań modelowych ww. autorów. Ponadto ww. autorzy dowodzą, że brak jest przesłanek merytorycznych wskazujących na konieczność redukcji ładunków TN. Badania Håkanssona i in. (2010) budzą respekt ze względu na fakt, iż wskazują na znacznie większe prawdopodobieństwo wykonalności redukcji ładunków TP, przy równocześnie znacznie lepszych efektach poprawy parametrów środowiskowych oraz przy zachowaniu służebności ekosystemu w postaci eksploatowanych zasobów ryb.
4. W oparciu o obliczenia stężeń docelowych biogenów po teoretycznym wprowadzeniu alokacji redukcji ładunków TN i TP wg HELCOM (tab. 4) wykazano, że Polska byłaby zmuszona obniżyć stężenia fosforu całkowitego do wartości bliskich naturalnemu tłu, co w praktyce musiałoby oznaczać bardzo poważne ograniczenia w produkcji rolniczej i to w sytuacji, kiedy stężenia związków azotu i fosforu w Wiśle i Odrze już, i to z marginesem bezpieczeństwa, spełniają rygorystyczne wymagania Ramowej Dyrektywy Wodnej. Ponadto stężenia związków azotu i fosforu w polskich rzekach są nieporównywalnie niższe, nawet o rząd wielkości niższe, niż ich odpowiedniki w Europie Zachodniej, charakteryzującej się podobnym usytuowaniem klimatycznym, podobnymi cechami geomorfologicznymi, zbliżonym zaludnieniem, a przede wszystkim porównywalną aktywnością w sektorze rolniczym, zatem możliwym znaczącym odpływem obszarowym N i P.
5. Håkansson i in. (2010) dowodzą, że działania mające na celu zmniejszenie emisji TP z sektora rolniczego

oraz *wetlands* są odpowiednio 5-50 razy i 25 razy droższe niż zmniejszenie emisji TP z oczyszczalni ścieków. Przy zastosowaniu proponowanego optymalnego scenariusza w badaniach modelowych ww. autorów, zakładającego wyłącznie redukcję ładunków TP, bez redukcji ładunków TN, roczne koszty wynosiłyby 367 mln euro, pod warunkiem, że podjęte działania będą przeprowadzone w sposób *cost-effective*. Różnica kosztów pomiędzy opcją proponowaną przez HELCOM (3,1 mld euro rocznie) a tą wyżej pokazaną wynosi zatem 2,733 mld euro. Co bardzo istotne, autorzy podkreślają, że większość z poniesionych kosztów byłaby związana z unowocześnianiem istniejących oraz budową nowych oczyszczalni ścieków, bo w tym działaniu autorzy widzą największą redukcję ładunków TP zasilających Bałtyk.

6. Przedłożona praca wskazuje, iż założenia redukcyjne ładunków TN i TP wg HELCOM są błędne, ogromnie kosztowne w skali całego Bałtyku i byłyby niebywale kosztowne dla Polski, bo na Polskę próbuje się przerzucić większość redukcji emisji N i P do Bałtyku.

7. PODZIĘKOWANIE

Dane wykorzystane w opracowaniu zostały zebrane w ramach tematu DOT16/NO/Biogeny – „Emisja azotu i fosforu do zlewni polskich rzek – Wisły i Odry”.

8. LITERATURA

- Aebischer, N.J., Coulson, J.C., Colebrook, J.M. 1990. Parallel long-term trends across four marine trophic levels and weather. *Nature*, 347: 753-755.
- Alheit, J., Möllmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Löwe, P., Mohrholtz, V., Wasmund, N. 2004. Synchronous ecological regime shift in the North and Central Baltic in 1988-89. *ICES, CM 2004/M: 09*, 28.
- Alheit, J., Möllmann, C., Dutz, J., Kornilovs, G., Loewe, P., Mohrholtz, V., Wasmund, N. 2005. Synchronous ecological regime shifts in the central Baltic and the North Sea in the late 1980s. *ICES Journal of Marine Science*. 62, 105-121.
- Ameryk, A., Zalewski M., Pastuszak, M. 2011. Changes in chlorophyll a concentrations in the Baltic Proper. *ICES CM 2011/B: 12*, 11 pp.
- Ameryk, A., Gromisz, S., Kownacka, J., Pastuszak, M., Zalewski, M. 2012. Phytoplankton and Microbial Plankton of the Baltic Sea – Gdańsk Basin. In: *ICES Phytoplankton and Microbial Plankton Status Report 2009/2010*. O'Brien, T.D., Li, W.K.W., Morán, X.A.G. (eds.) *ICES Cooperative Research Report No. 313*, pp. 48-49.
- Anderson, D.M., Burkholder, J.M., Cochlan, W.P., Glibert, P.M., Gobler, C.J., Heil, C.A., Kudela, R.M., Parsons, M.L., Rensel, J.E.J., Townsend, D.W., Trainer, V.L., Vargo, G.A. 2008. Harmful algal blooms and eutrophication: Examining linkages from selected coastal regions of the United States. *Harmful Algae*, 8: 39-53.
- Arheimer, B., Lidén, R. 2000. Nitrogen and phosphorus

- concentrations from agricultural catchments – influence of spatial and temporal variable. *J. Hydrol.* 227: 140-159.
- Berner, E.K., Berner, R.A. 1996. *Global Environment. Water, Air, and Geochemical Cycles*. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. 376 pp.
- Billen, G., Lancelot, C., Meybeck, M., 1991. N, P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: Mantoura, R.F.C., Martin, J.M., Wollast, R. (eds.) *Ocean Margin Processes in Global Change*. Dahlem Workshop Reports, John Wiley and Sons Ltd., pp. 19-44.
- Blazhchishin, A.I. 1984. Balance of settling matter in the Gdansk Basin of the Baltic Sea. *Litologiya i Poleznye Iskopayemye*. 5: 67-76.
- Blazhchishin, A.I., Shuyskiy, Y.D. 1973. Inflow of terrigenous matter to the Baltic Sea. *Litologiya i Poleznye Iskopayemye*. 3: 141-145.
- Bouraoui, F., Grizzetti, B. 2011. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Sci Tot. Environ.* 409: 4899-4916.
- Broecker, W.S., Peng, T.H. 1982. *Tracers in the sea*, New York Eldigio Press. 690 pp.
- Cardinale, M., Arrhenius, F. 2000. Decreasing weight-at-age of Atlantic herring (*Clupea harengus*) from the Baltic Sea between 1986-1996. A statistical analysis. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 882-893.
- Cardinale, M., Casini, M., Arrhenius, F. 2002. The influence of biotic and abiotic factors on the growth of sprat (*Sprattus sprattus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Living Resources*. 15: 273-281.
- Cardinale, M., Möllmann, C., Bartolino, V., Casini, M., Kornilovs, G., Raid, T., Margoński, P., Grzyb, A., Raitaniemi, J., Gröhsler, T., Flinkman, J. 2009. Effect of environmental variability and spawner characteristics on the recruitment of Baltic herring *Clupea harengus* populations. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 388: 221-234.
- Carlson, R.E., Simpson, J. 1996. *A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods*. North American Lake Management Society. 96 pp.
- Casini, M. 2011. Ecosystems shifts in the Baltic Sea. In: Regime shifts in marine ecosystems; how overfishing can provoke sudden ecosystem changes. Workshop, European Parliament, Directorate-General for Internal Policies, Policy Department, Structural and Cohesion Policies. 45-81.
- Casini, M., Cardinale, M., Arrhenius, F., 2004. Feeding preferences of herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) in the southern Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 61: 1267-1277.
- Casini, M., Cardinale, M., Hjelm, J. 2006. Inter-annual variation in herring (*Clupea harengus*) and sprat (*Sprattus sprattus*) condition in the central Baltic Sea: what gives the tune? *Oikos*. 112: 638-650.
- Casini, M., Lövgren, J., Hjelm, J., Cardinale, M., Molinero, J.C., Kornilovs, G. 2008. Multi-level trophic cascades in heavily exploited open marine ecosystems. *Proceedings of the Royal Society B, Biological Sciences*. 275: 1793-1801.
- Cloern, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 210: 223-253.
- Conley, D.L., Schelske, C., Stoermer, E.F. 1993. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 179-192.
- Conley, D.J., Humborg, C., Smedberg, E., Rahm, L., Papuch, L., Daniellson, Å., Clarke, A., Pastuszak, M., Aigars, J., Ciuffa, D., Mörth C-M. 2008. Past, present and future state of the biogeochemical Si cycle in the Baltic Sea. *J. Mar. Syst.* 73: 338-346.
- Daskalov, G.M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 225, 53-63.
- Daskalov, G.M. 2011. Ecosystem shifts in the Black Sea. In: Regime shifts in marine ecosystems; how overfishing can provoke sudden ecosystem changes. Workshop, European Parliament, Directorate-General for Internal Policies, Policy Department, Structural and Cohesion Policies. 174.
- Diekmann, R., Möllmann, C. (eds.) 2010. Integrated ecosystem assessments of seven Baltic Sea areas covering the last three decades. *ICES Cooperative Research Report*. No. 302, 90.
- Domine, L.M., Vanni, M.J., Renwick, W.H. 2010. New and regenerated primary production in the productive reservoir ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 278-287.
- Dortch, Q., Whittedge, T.E. 1992. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi River plume and nearby regions? *Cont. Shelf. Res.* 12: 1293-1309.
- Duarte, C.M. 2009. Coastal eutrophication research: a new awareness. *Hydrobiologia*. 629: 263-269.
- Duarte, C.M., Conley, D.J., Carstensen, J., Sanchez-Camacho, M. 2009. Return to Neverland: Shirting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuar. Coast.* 32: 29-36.
- Dürr, H.H., Meybeck, M., Hartmann, J., Laruelle, G.G., Roubeix, V. 2009. Global spatial distribution of natural riverine silica inputs to the coastal zone. *Biogeosciences. Discuss.* 6: 1345-1401.
- Elken, J., Matthäus, W. 2006. Baltic Sea Oceanography. In: *BALTEX Assessment of climate change for the Baltic Sea basin (BACC)*. Annex A 1.1, von Storch, H. (ed.) Springer, Berlin.
- Eriksson, H., Pastuszak, M., Löfgren, S., Mörth, C.-M., Humborg, C. 2007. Nitrogen budgets of the Polish agriculture 1960-2000 – Implications for riverine nitrogen loads to the Baltic Sea. *Biogeochemistry*. 85: 153-168.
- Erismann, J.W., Bleeker, A., Galloway, J., Sutton, M.S. 2007. Reduced nitrogen in ecology and the environment. *Environ. Pollut.* 150: 140-149.
- Feistel, H., Nausch, G., Wasmund, N. (eds.), 2008. *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005: A detailed 50-Year Survey of Meteorology and Climate, Physics, Chemistry, Biology, and Marine Environment*, ISBN:978-0-471-97968-5. 702 pp.
- Fischer, H., Matthäus, W. 1996. The importance of the Drogden Sill in the Sound for major Baltic inflows. *J. Mar. Syst.* 9: 137-157.
- Flinkman, J., Aro, E., Vuorinen, I., Viitasalo, M. 1998. Changes in northern Baltic zooplankton and herring nutrition from 1980s to 1990s: top-down and bottom up processes at work. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 165: 127-136.
- Fotyma, M., Igras, J., Kopyński, J. 2012. Nitrogen utilization and diffuse losses in agricultural crop production. In: Pastuszak, M., Igras, J. (red.) *Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory*

- to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute, Gdynia-Puławy. s. 111-159.
- Galloway, J.N., Cowling, E.B. 2002. Reactive Nitrogen and The World: 200 Years of Change. *AMBIO*. 31 (2): 64-71.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S.P., Howarth, R.W., Bowling, E.B., Cosby, B.J. 2003. The nitrogen cascade. *Bioscience*. 53: 341-356.
- Galloway, J.N., Townsend, A.R., Erisman, J.W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J.F., Matrinelli, L.A., Seitzinger, S.P., Sutton, M.A. 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, Questions and potential solutions. *Science*. 320: 889-892.
- Garcia, N.V., Wasilewicz, M., Tronscoso, R.A., Zalewski, T., Soszka, H., Kolada, A., Pasztaleniec, A., 2012. Weryfikacja wartości granicznych dla oceny stanu ekologicznego rzek i jezior w zakresie elementów fizykochemicznych z uwzględnieniem warunków charakterystycznych dla poszczególnych typów wód. *ADASA, IOŚ-PIB*, s. 180.
- Garnier, J., Leporcq, B., Sanchez, N., Philippon, X. 1999. Biogeochemical mass-balances (C, N, P, Si) in three large reservoirs of the Seine basin (France). *Biogeochemistry*. 47: 119-146.
- Goudie, A., Cuff, A., 2002. *Encyclopedia of Global Change. Environmental Change and Human Society*. Oxford Univ. Press. Vol. 2. 503-515.
- Graca, B. 2009. Dynamika przemian azotu i fosforu w strefie kontaktu wody z osadem dennym w Zatoce Gdańskiej. *Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego*. 163 str.
- Grimvall, A., Stålnacke, P., Tonderski, A. 2000. Time scales of nutrient losses from land to sea – an European perspective. *Ecol. Eng.* 14, 363-371.
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., Grinsven H., Cardoso, A.C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., Johnes, P. 2011. Nitrogen as a threat to European water quality. W: Sutton, M., Howard, C.M., Erisman, J.W., Billen, G., Bleeker, A., Grennfelt, A., Grinsven, H., Grizzetti, B. (eds.) *The European Nitrogen Assessment*. 17: 379-404.
- Håkanson, L. 1999. Water pollution – methods and criteria to rank, model and remediate chemical threats to aquatic ecosystems. *Backhuys Publishers, Leiden*, 299 pp.
- Håkanson, L. 2000. *Modelling radiocesium in lakes and coastal areas – new approaches for ecosystem modelers. A textbook with Internet support*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 215 pp.
- Håkanson, L., Bryhn, A.C. 2008. *Eutrophication in the Baltic Sea; Present situation, Nutrient transport, Processes, Remedial strategies*. Environmental Science and Engineering; Subseries: Environmental Science. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 261 pp.
- Håkanson, L., Ragnarsson Stabo, H., Bryhn, A.C. 2010. *The Fish Production Potential of the Baltic Sea. A new General Approach for Optimizing Fish Quota Including a Holistic Management Plan Based on Ecosystem Modeling*. Springer Heidelberg, Dordrecht, London, New York. 396 pp.
- Hansen, P.J., Bjornsen P.K., Hansen, B.W. 1997. Zooplankton grazing and growth: Scaling within the 2-2,000 µm body size range. *Limnol. Oceanogr.* 42: 687-704.
- Hansson, M., Andersson, L., Axe, P. 2011. Areal Extent and Volume of Anoxia and Hypoxia in the Baltic Sea, 1960-2011. *SMHI, Report Oceanography*. No. 42, 63 pp.
- Hare, S.R., Mantua, N.J. 2000. Empirical evidence for North Pacific regime shifts in 197 and 1989. *Progress in Oceanography*. 47, 103-145.
- Heisler, J., Glibert, P.M., Burkholder, J.M., Andreson, D.M., Cochlan, W., Dennison, W.C., Dortch, Q., Gobler, C.J., Heil, C.A., Humphries, E., Lewilus, A., Magnien, R., Marshall, H.G., Sellner, K., Stockwell, D.A., Stoecker, D.K., Suddlson, M. 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus, *Harmful Algae*. 8: 3-13.
- HELCOM. 2004. *The Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-4)*. Baltic Marine Environ. Protection Com. Proc. No. 93.
- HELCOM. 2006. *Eutrophication in the Baltic Sea, Draft HELCOM Thematic Assessment in 2006*. Helsinki, Finland, 7 March 2006. 29 pp.
- HELCOM. 2007. *Towards a Baltic Unaffected by eutrophication, HELCOM Overview 2007*. HELCOM Ministerial Meeting. Kraków, Poland.
- HELCOM. 2009. *Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region*. Baltic Sea Environ. Proc. 155B.
- HELCOM. 2010a. *Ecosystem Health of the Baltic Sea. HELCOM Initial Holistic Assessment*. Baltic Sea Environ. Proc. No. 122.
- HELCOM. 2010b. *HELCOM Ministerial Declaration on the implementation of the HELCOM Baltic Action Plan*, 20 May 2010. Moscow. 18 pp.
- HELCOM. 2011. *Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5)*. Baltic Sea Environ. Proceedings. 128: 1-217.
- HELCOM. 2013a. *HELCOM Copenhagen Ministerial Declaration: Taking further action to implement the Baltic Sea Action Plan – reaching a good environmental status for a healthy Baltic Sea*, 3 October 2013. Copenhagen, Denmark. HELCOM Declaration. 19 pp.
- HELCOM. 2013b. *Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region*. Baltic Sea Environment Proceedings. 133: 1-134.
- HELCOM. 2013c. *Summary report on development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan*. Ministerial Meeting, Copenhagen, October 2013.
- HELCOM. 2015. *Updated Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5)*. Baltic Sea Environment Proceedings Proc. No. 145.
- Hinrichsen, H-H., Huwer, B., Makarchouk, A., Petereit, C., Schaber, M., Voss, R. 2011. Climate driven long-term trends in the Baltic Sea oxygen concentrations and the potential consequences for eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). *ICES Journal of Marine Science*. 6: 2019-2028.
- Hinrichsen, H-H., St John, M., Lehmann, A., MacKenzie, B.R., Köster, F.W. 2002. Resolving the impact of short-term variations in physical processes impacting on the spawning environment of eastern Baltic cod: application of a 3-D hydrodynamic model. *Journal of Marine Systems*. 32: 281-294.
- Horbowy, J. 2016. Stan zasobów ryb bałtyckich i zalecane przez ICES dopuszczalne połowy (TAC) w 2017 r. *MIR – PIB*.

- Wiadomości Rybackie. No. 5-6 (w druku).
- Howarth, R.W. 2008. Coastal nitrogen pollution: A review of sources and trends globally and regionally. *Harmful Algae*. 8: 14-20.
- Howarth, R.W., Jensen, H.S., Marino, R., Postma, H. 1995. Transport to and processing of P in near-shore and oceanic waters. In: Tiessen, H. (red.) *Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management*. SCOPE. Wiley & Sons, Chichester, UK. pp. 323-345.
- Howarth, R.W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J.A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kundeyarov, V., Murdoch, P., Zhao-Liang, Z., 1996. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influence. *Biogeochemistry*. 35: 75-139.
- http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/3_Kristensen_EEA.pdf (karta dostępu, wrzesień 2015).
- <https://portal.helcom.fi/meetings/RedCore%208-2015-285/MeetingDocuments/Memo%20RedCore%20DG%208-2015.pdf> (karta dostępu, maj 2016).
- https://portal.helcom.fi/meetings/RedCore%208-2015-285/MeetingDocuments/HELCOM_2015_Pastuszak.pdf (karta dostępu, maj 2016).
- Humborg, C., Ittekkot, V., Cociasu, A., von Bodungen, B. 1997. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*. 386: 385-388.
- Humborg, C., Conley, D.J., Rahm, L., Wulff, F., Cociasu, A., Ittekkot, V. 2000. Silicon retention in river basins. Far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments. *Ambio*. 29: 45-50.
- Humborg, C., Blomqvist, S., Avsan, E., Bergensund, Y., Smedberg, E., Brink, J., Mörth, C.M. 2002. Hydrological alterations with river damming in northern Sweden: Implications for weathering and river biogeochemistry. *Global Biogeochem. Cy*. 16 (3): 1-13.
- Humborg, C., Pastuszak, M., Aigars, J., Siegmund, H., Mörth, C.M., Ittekkot, V. 2006. Decreased silica land-sea fluxes through damming in the Baltic Sea catchment – significance of particle trapping and hydrological alterations. *Biogeochemistry*. 77: 265-281.
- Humborg, C., Smedberg, E., Medina, M.R., Mörth, C.M. 2008. Changes in dissolved silicate loads to the Baltic Sea – The effect of lakes and reservoirs. *J. Mar. Syst.* 73: 223-235.
- Hurrell, J.W. 1995. Decadal trends in the North Atlantic Oscillation: regional temperatures and precipitation. *Science*. 269: 676-679.
- Ibáñez, C., Prat, N., Duran, C., Pardos, M., Munné, A., Andreu, R., Caiola, N., Cid, N., Hampel, H., Sánchez, R., Trobajo, R. 2008. Changes in dissolved nutrients in the lower Ebro river: causes and consequences. *Limnetica*. 27 (1): 131-142.
- ICES WGIAB Report. 2011. Report of the ICES/HELCOM Working Group on Integrated Assessment of the Baltic Sea (WGIAB), 4-8 April 2011. Mollorca, Spain. 139 pp.
- Igras, J., Fotyma, M. 2012. Phosphorus utilization and diffuse losses in agricultural crop production. In: Pastuszak, M., Igras, J. (ed.) *Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*. National Marine Fisheries Research Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute, Gdynia-Puławy. pp. 163-192.
- Irigoién, X., Harris, R.P., Verheye, H.M., Joly, P., Runge, J., Starr, M., Pond, D., Campbell, R., Shreeve, R., Ward, P., Smith, A.N., Dam, H.G., Peterson, W., Tirelli, V., Koski, M., Smoth, T., Harbour, D., Davidson, R. 2002. Copepod hatching success in marine ecosystems with high diatom concentrations. *Nature*. 41: 387-389.
- Jadczyzsyn, T., Rutkowska, A. 2012. The role of regulations in the protection of water resources. In: Pastuszak, M., Igras, J. (ed.) *Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea*. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute, Gdynia-Puławy. 245-261.
- Justić, D., Rabalais N.N., Turner, R.E. 1994. Riverborne nutrients, hypoxia and coastal ecosystem evolution: biological responses to long-term changes in nutrient loads carried by the Po and Mississippi Rivers. In: Dyer, K.R., Orth, R.J. (red.) *Changes in fluxes in estuaries: implications from science to management*. ECSA 22/ERF Symposium. Inst. of Marine Studies, Univ. Plymouth. 161-167.
- Justić, D., Rabalais, N.N., Turner, R.E. 1995a. Stoichiometric nutrient balance and origin of coastal eutrophication. *Mar. Poll. Bull.* 30 (1): 41-46.
- Justić, D., Rabalais N.N., R.E. Turner, Dortch, Q. 1995b. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences. *Estuary. Coast. Shelf Sci.* 40: 339-356.
- Kowalkowski, T., Pastuszak, M., Igras, J., Buszewski, B. 2012. Differences in emission of nitrogen and phosphorus into the Vistula and Oder basins in 1995-2008 – Natural and anthropogenic causes (MONERIS model). *J. Mar. Syst.* 89: 48-60.
- Kowalkowski, T., Szparaga, A., Pastuszak, M. 2014. Role of micrometer sediment particles (SPLITT fractionation) in phosphorus speciation and its recycling in lakes. *Environmental Earth Sciences*. Vol. 73, Issue 4. 1779-1788.
- Köster, F.W., Hinrichsen, H-H., Schnack, D., St John, M.A., MacKenzie, B.R., Tomkiewicz J., Möllmann, C., Kraus, G., Plikshs, M., Makarchouk, A., Aro, E., 2003. Recruitment of Baltic cod and sprat stocks: Identification of critical life stages and incorporation of environmental variability into stock-recruitment relationships. *Scientia Marina*. 67: 129-154.
- Köster, F.W., Möllmann, C., Hinrichsen, H-H., Weland, K., Tomkiewicz, J., Kraus, G., Voss, R., Makarchouk, A., MacKenzie, B.R., St John, M.A., Schnack, D., Rohlf, N., Linkowski, T., Beyer, J., 2005. Baltic cod recruitment – the impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 1408-1425.
- Köster, F.W., Hinrichsen, H-H., Schnack, D., St John, M.A., MacKenzie, B.R., Tomkiewicz J., Möllmann, C., Kraus, G., Plikshs, M., Makarchouk, A., Aro, E. 2003. Recruitment of Baltic cod and sprat stocks: Identification of critical life stages and incorporation of environmental variability into stock-recruitment relationships. *Scientia Marina*. 67: 129-

- 154.
- Larsson, U., Elmgren, R., Wulff, F. 1985. Eutrophication and the Baltic Sea. *Ambio*. 14: 9-14.
- Lees, K., Pitois, S., Scott, C., Frid, C., Mackinson, S. 2006. Characterizing regime shifts in marine environment. *Fish and Fisheries*. Vol. 7, Issue 2, pp. 104-127.
- Lindgren, D., Håkanson, L. 2011. Morphometric Classification and GIS-Based Data Analysis in Coastal Modeling and Management. *Open Environmental Sciences*. 5:1-17.
- Matthäus, W., Franck, H. 1992. Characteristics of major Baltic inflows – a statistical analysis. *Cont. Shelf Res.* 12: 1375-1400.
- Mayer, A.L., Rietkerk, M. 2004. The dynamic regime concept for ecosystem management and restoration. *Bioscience*. 54: 1013:1020.
- Meier, H.E., Kauker, F. 2003. Modeling decadal variability of the Baltic Sea: 2. role of freshwater inflows and large-scale atmospheric circulation for salinity. *J. Geophys. Res.* 108: C11, 3368.
- Meybeck, M.-H. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *Am. J. Sci.*, 282: 401-450.
- Meybeck, M.-H. 1994. *Studies on Geophysics – Material Fluxes on the Surface of the Earth – Origin and variable Composition of Present day Riverborne Material*. National Academy Press, Washington Press. 4: 61-73.
- Meybeck, M. 2001. Global alteration of riverine geochemistry under human pressure, In: Ehlers E., Kraft T. (red.) *Understanding the Earth system: compartments, processes and interactions*. Springer, Heidelberg, Chapter 6. pp. 97-113.
- Meybeck, M., Helmer, R. 1989. *The quality of rivers: from pristine stage to global pollution*. W: *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology (Global and Planetary Change Section)*. Elsevier Science Publishers BV. Amsterdam. 75: 283-309.
- Mohrholz, V., Nauman, M., Nausch, G., Krüger, S., Gräve, U. 2015. Fresh oxygen for the Baltic Sea – An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. *Journal of Marine Systems*. 148: 152-166.
- Mohrholz V., Pastuszak M., Sitek S., Nagel K., Lass H.U. 1998. The exceptional Oder flood in summer 1997 – riverine mass and nutrient transport into the Pomeranian Bight during the Oder flood 1997. *Deutsche Hydrographische Zeitschrift – German Journal of Hydrography*. Hamburg – Rostock. Vol. 50, No. 2/3: 129-144.
- Möllmann, C. 2011. Ecosystem regime shifts triggered by overfishing. In: *Regime shifts in marine ecosystems; how overfishing can provoke sudden ecosystem changes*. Workshop, European Parliament, Directorate-General for Internal Policies, Policy Department, Structural and Cohesion Policies. 174 pp.
- Möllmann, C., Köster, W. 1999. Food consumption by clupeids in the central Baltic: evidence for top-down control? *ICES J. Mar. Sci.* 56, Suppl. pp. 110-113.
- Möllmann, C., Köster, W. 2002. Population dynamics of calanoid copepods and the implications of their predation by clupeid fish in the central Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*. 24: 959-977.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Sidrevics, L. 2000. Long-term dynamics of main zooplankton species in the Central Baltic. *Journal of Plankton Research*. Vol. 22, No. 11, pp. 2015-2038.
- Möllmann, C., Köster, W., Kornilovs, G., Sidrevics, L., 2003a. Interannual variability in population dynamics of calanoid copepods in the Central Baltic Sea. *ICES Marine Science Symposia*. 210: 220-230.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, W. 2003b. The marine copepod *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fishery Oceanography*. 12: 360:368.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, W. 2005. Climate, zooplankton, and pelagic fish growth in the central Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 1270-1280.
- Möllmann, C., Kornilovs, G., Fetter, M., Köster, W. 2004. Feeding ecology of central Baltic Sea herring and sprat. *Journal of Fish Bioogy*. 65: 1563-1581.
- Möllmann, C., Diekman, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., Axe, P. 2009. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: a discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*. 15: 1377-1393.
- Mortatti, J., Probst, L. 2003. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO₂ uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. *Chem. Geology*. 197: 177-196.
- Nausch, G., Nehring, D., Aertebjerg, G. 1999. Anthropogenic nutrient load of the Baltic Sea. *Limnologica*. 29: 233-241.
- Neal, C., Davies, H., Neal, M. 2008. Water quality, nutrients and the water framework directive in agricultural region: The lower Humber Rivers, northern England. *J. Hydrol.* 350: 232-245.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. *OPHELIA*. 41: 199-219.
- Nixon, S.W. 2009. Eutrophication and the microscope. *Hydrobiologia*. 629: 5-19.
- Nixon, S.W., Ammerman, J.W., Atkinson, L.P., Berounsky, V.M., Billen, G., Boicourt, W.C., Boynton, W.R., Church, T.W., Diroto, D.M., Elmgren, R., Garber, J.H., Giblin, A.E., Jahnke, R.A., Owens, N.J.P., Pilson, W.E.Q., Seitzinger, S.P. 1996. The fate of nitrogen and phosphorus at the land-sea margin of the North Atlantic Ocean. *Biogeochemistry*. 35: 141-180.
- Nixon, S.W., Fulweiler, R.W. 2009. Nutrient Pollution, eutrophication, and the degradation of coastal marine ecosystems. In: Duarte, C.M. (ed.) *Global loss of coastal habitats, rates, causes and consequences*. Foundation BBVA. pp. 25-48.
- Oenema, O., Roest, C.W. 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 37, No. 2, 19-30.
- Oenema, O., Kros, H., De Vries, W. 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Europ. J. Agronomy*. 20: 3-16.
- Oguz, T., Gilbert, D. 2007. Abrupt transitions of the top-down controlled Black Sea pelagic ecosystem during 1960-2000: Evidence for regime-shifts under strong fishery exploitation and nutrient enrichment modulated by

- climate induced variations. Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers. 54: 220-242.
- Overland, J., Rodionov, S., Minobe, S., Bond, N. 2008. North Pacific regime shifts: Definitions, issues and recent transitions. Progress in Oceanography. 77: 92-102.
- Papush, L., Danielsson, Å. 2006. Silicon in the marine environment: dissolved silica trends in the Baltic Sea. Estuar. Coast. Shelf Sci. 67 (1-2): 53-66.
- Pastuszek, M. 2012a. Description of the Baltic Sea catchment area – focus on the Polish sub-catchment. In: Pastuszek, M., Igras, J. (ed.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation - State Research Institute-Fertilizer Research Institute, Gdynia-Puławy. pp. 15-44.
- Pastuszek, M. 2012b. Excessive silicon retention – implications for marine environment. In: Pastuszek, M., Igras, J. (ed.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy. pp. 383-417.
- Pastuszek, M., Witek, Z. 2012a. Discharges of water and nutrients by the Vistula and Oder Rivers draining Polish territory. In: Pastuszek, M., Igras, J. (ed.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy. pp. 311-354.
- Pastuszek, M., Witek, Z. 2012b. Role of the Oder and Vistula estuaries in retention of nitrogen and phosphorus loads directed to the Baltic Sea in riverine outflow. In: Pastuszek, M., Igras, J. (ed.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy. pp. 357-379.
- Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Igras, J. 2012a. Nitrogen and phosphorus emission into the Vistula and Oder basins – modeling studies (MONERIS). In: Pastuszek, M., Igras, J. (ed.) Temporal and spatial differences in emission of nitrogen and phosphorus from Polish territory to the Baltic Sea. National Marine Fisheries Research Institute-Institute of Soil Science and Plant Cultivation – State Research Institute-Fertilizer Research Institute. Gdynia-Puławy. pp. 265-308.
- Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Bolałek, J. 2013. Przyczyny i skutki eutrofizacji wód Bałtyku w XX wieku i prognozy na przyszłość. W: Tyburski, J., Szwejkowski, Z., Glińska-Lewczuk K. (red.) Rolnictwo ekologiczne jako metoda ochrony środowiska. Wydawnictwo UWM. Olsztyn. ISBN 978-83-62863-55-6.
- Pastuszek, M., Nagel, K., Grelowski, A., Mohrholz, V., Zalewski, M. 2003. Nutrient dynamics in the Pomeranian Bay (southern Baltic): impact of the Oder River outflow. Estuaries. 26 (5): 1238-1254.
- Pastuszek, M., Conley, D., Humborg, C., Witek, Z., Sitek, S. 2008. Silicon dynamics in the Oder estuary, Baltic Sea. J. Mar. Syst. 73: 250-262.
- Pastuszek, M., Kowalkowski, T., Kopiński, J., Stalenga, J., Panasiuk, D. 2014. Impact of forecasted changes in Polish economy (2015 and 2020) on nutrient emission into the river basins. Science of the Total Environment. 493: 32-43.
- Pastuszek, M., Stålnacke, P., Pawlikowski, K., Witek, Z., 2012b. Response of Polish rivers (Vistula, Oder) to reduced pressure from point sources and agriculture during the transition period (1988-2008). J. Mar. Syst. 94:157-173.
- Pastuszek, M., Witek, Z., Nagel, K., Wielgat, M., Grelowski, A. 2005. Role of the Oder estuary (southern Baltic) in transformation of the riverine material. J. Mar. Syst. 57: 30-54.
- Paerl, H.W. 2009. Controlling eutrophication along freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. Estuaries and Coasts. 32: 593-601.
- Piontkovski, S.A., O'Brien, T.D., Umani, S.F., Krupa, E.G., Stule, T.S., Balymbetov, K.S., Grishaeva, O.V., Kasymov, A.G. 2006. Zooplankton and the North Atlantic Oscillation: a basin-scale analysis. Journal of Plankton Research. Vol. 28, No.11, s. 1039-1046.
- Rabalais, N.N., Turner, R.E., Dortch, Q., Wiseman, W.J. Jr., Sen Gupta, B.K. 1996. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. Estuaries. 19 (2B): 386-407.
- Ragueneau, O., Conley, D.J., Leynaert, A., Longphuir, S.N., Slomp, C.P. 2006. Role of diatoms in silica cycling and coastal marine food webs. In: The Silicon Cycle: Human Perturbations and Impacts on Aquatic Systems. V. Ittekkot, D. Unger, C. Humborg, N.T. An (eds.) Island Press. Washington, D.C. pp. 163-195.
- Radach, G., Berg, J., Hagmeier, E. 1990. Long-term changes of annual cycles of meteorological, hydrographic, nutrient and phytoplankton time series at Helgoland and at LV ELBE 1 in the German Bight. Cont Shelf Res. 10: 305-328.
- Rahm, L., Conley, D., Sandén, P., Wulff, F., Stålnacke, P. 1996. Time series analysis of nutrient input to the Baltic Sea and changing DSi:DIN ratios. Mar. Ecol. Prog. Ser. 130: 221-228.
- Redfield, A.C., Ketchum, B.H., Richards, F.A. 1963. The influence of organisms on the composition of seawater. In: The Sea, Vol 2 (M.N. Hill – ed.). John Willey. New York. 26-77.
- Renk, H. 2000. Produkcja pierwotna południowego Bałtyku. Studia i Materiały. Seria A. No. 35. Morski Instytut Rybacki. Gdynia. s. 78.
- Roemmich, D., McGowan, J. 1995. Climatic warming and the decline of zooplankton in the California Current. Science. 267: 1324-1326.
- Rönkkönen, S., Ojaveer, E., Raid, T., Viitasalo, M. 2004. Long-term changes in Baltic herring (*Clupea harengus membras*) growth in the Gulf of Finland. Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences. 61: 219-229.
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. 1990. The Diatoms. Cambridge Univ. Press. Cambridge.
- Sandén, P., Rahm, L. 1993. Nutrient trends in the Baltic Sea. Environmetrics. 4: 75-103.
- Sharpley, A.N. 1995. Dependence of runoff phosphorus on

- extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24: 920-926.
- Sheffer, M., Carpenter, S.R., Foley, J., Walker, B. 2001. Catastrophic regime shifts in ecosystems. *Nature.* 413, 591-596.
- Sheffer, M., Carpenter, S.R. 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in Ecology and Evolution.* 18: 648-656.
- Sims, J.T., Simard, R.R., Joern, B.C. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *J. Environ. Qual.* 27: 277-293.
- Smith, V.H., Schindler, D.W. 2009. Eutrophication science: where do we go from here?
- Stevens, C.J., Quinton, J.N. 2009. Policy implications of pollution swapping. *Physics and Chemistry of the Earth.* 34: 589-594.
- Suding, K., Gross, K., Houseman, G. 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in Ecology and Evolution.* 19: 46-53.
- Tomczak, M.T., Szymanek, L., Pastuszak, M., Grygiel, W., Zalewski, M., Gromisz, S., Ameryk, A., Kownacka, J., Psuty, I., Kuzebski, E., Grzebielec, R., Margoński, P. 2015. Evaluation of trends and changes in the Gulf of Gdansk ecosystem – an integrated approach. *Estuaries and Coasts.* Vol. 39, Issue 3, pp. 593-604.
- Tréguer, P., Nelson, D.M., Van Bennekom, A.J., DeMaster, D.J., Leynaert, A., Quéguiner, B. 1995. The silica in the world ocean: A re-estimate. *Science.* 268: 375-379.
- Turner, R.K., Georgiou, S., Gren, I-M., Wulff, F., Barrett, S., Söderqvist, T., Bateman, I.J., Folke, C., Langaas, S., Żylicz, T., Mäler, K-G., Markowska, A. 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: an interdisciplinary simulation study. *Ecol. Econ.* 30: 333-352.
- Turner, R.E., Rabalais, N.N. 1994. Coastal Eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature.* 368: 619-621.
- Voss, M., Dippner, J.W., Humborg, C., Hürdler, J., Korth, F., Neuman, T., Schernewski, G., Venohr, M. 2011. History and scenarios of future development of the Baltic Sea eutrophication. *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 92: 307-322.
- Wanner, H., Brönnimann, S., Casty, C., Gyalistras, D., Luterbacher, J., Schmutz, C., Stephenson, D., Xoplaki, E. 2001. North Atlantic Oscillation – Concepts and studies. *Surveys in Geophysics.* 22: 321-382.
- Wasmund, N., Uhlig, S. 2003. Phytoplankton trends in the Baltic Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 60: 177-186.
- Withers, P.J.A, Jarvie, H.P. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Sci. Tot. Environ.* 400: 379-395.
- Witek, Z., Humborg, C., Savchuk, O., Grelowski, A., Łysiak-Pastuszak, E. 2003. Nitrogen and phosphorus budgets of the Gulf of Gdańsk (Baltic Sea). *Estuar., Coast. Shelf Sci.* 57: 239-248.
- Wollast, R., Mackenzie, F.T., Chou, L. 1993. Interactions of C, N, P and S. *Biogeochemical Cycles and Global Change.* Springer-Verlag. Berlin. pp. 521.
- Wulff, F., Humborg, C., Andersen, H.E., Blicher-Mathiesen, G., Czajkowski, M., Elofsson, K., Fonnesbech-Wulff, A., Hasler, B., Hong, B., Jansons, V., MöRth, C-M., Smart, J.C.R., Smedberg, E., Stålnacke, P., Swaney, D.P., Thoden, H., Was, A., Żylicz, T. 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of Abatement Costs within the Baltic Sea catchment. *AMBIO.* 43: 11-25.



Pasożyty ryb – bioindykatory zanieczyszczenia środowiska czynnikami neurotoksycznymi

(Fish parasites – bioindicators of environmental pollution with neurotoxic agents)

Magdalena Podolska*, Katarzyna Nadolna-Ałtyn

Zakład Zasobów Rybackich
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Pomiar aktywności acetylocholinesterazy (AChE) jest wykorzystywany jako specyficzny biomarker ekspozycji na czynniki neurotoksyczne u wielu gatunków ryb. Celem badań była ocena aktywności AChE w układach pasażer – żywiciel: śledź – *Anisakis simplex* (nicienie), dorsz – *Contracaecum osculatum* (nicienie) oraz dorsz – *Echinorhynchus gadi* (kolcogłowy). Aktywność enzymatyczną AChE mierzono metodą spektrofotometryczną. Aktywność acetylocholinesterazy u żywicieli i ich pasożytów wykazywała odwrotną zależność w każdym z analizowanych układów: niskiej aktywności AChE w tkankach ryb towarzyszyła wysoka aktywność enzymu ich pasożytów i *vice versa* („efekt lustrzany”). Zastosowanie pomiaru aktywności AChE w układach pasażer – żywiciel dostarcza pełniejszej informacji dotyczącej reakcji tego biomarkera na czynniki neurotoksyczne, niż w przypadku gdy gatunki żywicieli i pasożytów są analizowane oddzielnie.

Słowa kluczowe: acetylocholinesteraza, AChE, *Anisakis simplex*, *Contracaecum osculatum*, *Echinorhynchus gadi*

Abstract

Acetylcholinesterase (AChE) activity measurement is widely used as a specific biomarker of exposure to neurotoxic agents in various species of fish. The aim of the study was to evaluate AChE activity in host – parasite systems: herring – *Anisakis simplex* (nematodes), cod – *Contracaecum osculatum* (nematodes) and cod – *Echinorhynchus gadi* (acanthocephalans). AChE enzymatic activity was measured spectrophotometrically. Acetylcholinesterase level in hosts and parasites was inversely related in each of the analysed systems: low AChE activity in tissues of fish was accompanied by high enzyme activity in its parasites and *vice versa* (“mirror effect”). The application of AChE activity measurement in host-parasite systems provides more comprehensive information about the response of this biomarker to neurotoxic agents than would be available from separate studies on hosts and parasites.

Key words: acetylcholinesterase, AChE, *Anisakis simplex*, *Contracaecum osculatum*, *Echinorhynchus gadi*

Dynamika infekcji pasożytniczej jest podatna na zmiany zachodzące w środowisku. Na zmiany te, zwykle złożone, reaguje zarówno żywiciel, jak i obecne w jego organizmie pasożyty. Z jednej strony obecność pasożytów może wpływać na poziom bioindykatorów, gdyż pasożyty oddziałują na procesy fizjologiczne i behavior żywiciela, co może prowadzić do uzyskania fałszywie pozytywnych lub fałszywie negatywnych ocen biologicznych skutków zanieczyszczeń. Natomiast z drugiej strony specyfika odpowiedzi pasożytów na skażenie środowiska stwarza możliwość ich wykorzystania jako użytecznych organizmów wskaźnikowych (Sures 2004).

W interakcjach zachodzących w układzie pasażer

– żywiciel ważną rolę odgrywa acetylocholinesteraza (AChE). AChE jest enzymem regulującym poziom mediatora neurochemicznego – acetylocholinę, poprzez jej rozkład na cholinę i kwas octowy. Rola tego enzymu u gatunków pasożytniczych jest inna niż u organizmów wolnożyjących. Acetylocholina jest ważnym neuroprzekaznikiem również u nicieni, związanym z systemem nerwowo-mięśniowym pasożytów, regulującym ich funkcje motoryczne (Lee i Atkinson 1976). Oprócz nerwowo-mięśniowej formy enzymu wiele gatunków pasożytniczych nicieni (szczególnie tych, które kolonizują przewód pokarmowy swoich żywicieli) produkuje AChE w wyspecjalizowanych gruczołach sekcyjnych i wydziela ten enzym do ich środowiska zewnętrznego. Zjawisko sekrecji AChE udokumentowano poprzez analizę produktów sekcyjnych niektórych gatunków

* magdalena.podolska@mir.gdynia.pl



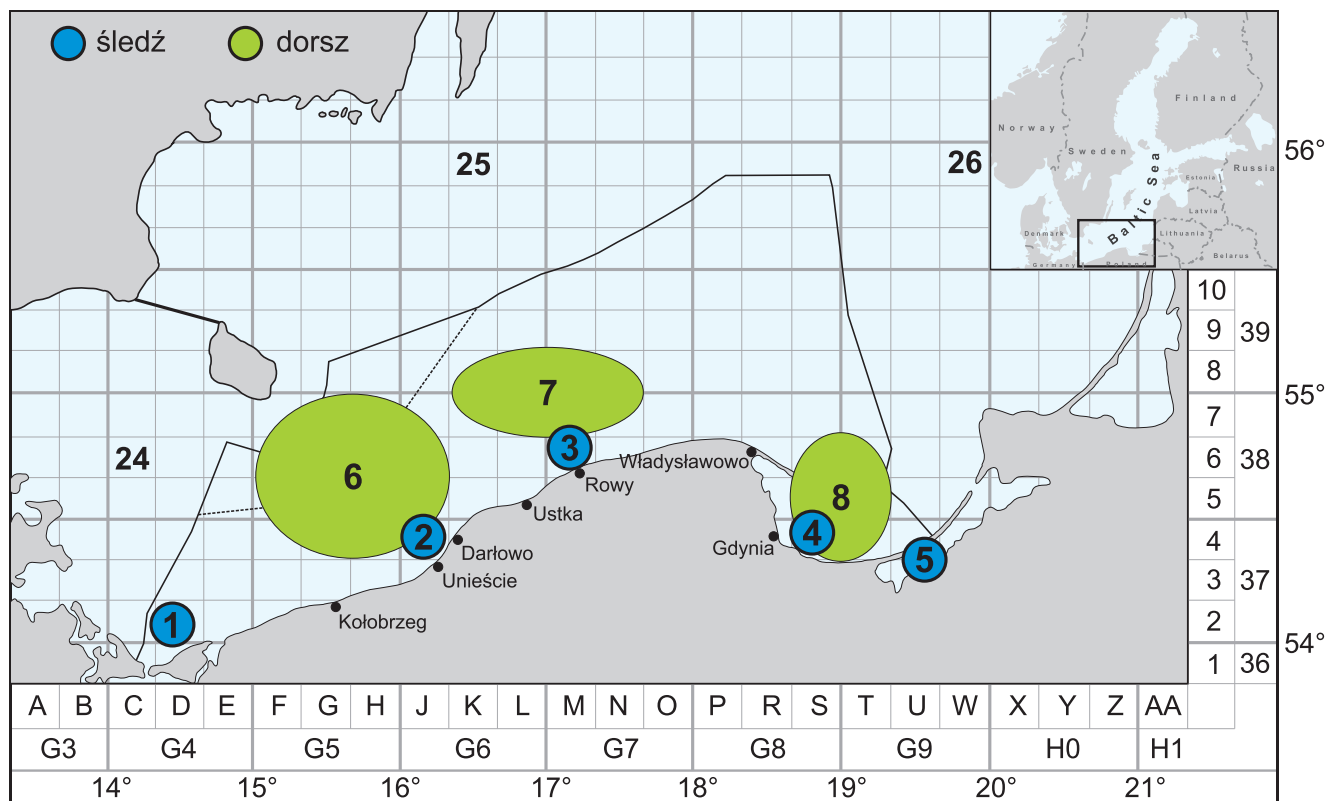
nicieni, otrzymanych w kulturach *in vitro* (Ogilvie i in. 1973, Rhoads 1981, McKeand i in. 1994).

Istnieje kilka hipotez dotyczących funkcji AChE u nicieni. Lee (1969, 1970, 1972) sugeruje, że enzym ten może być czynnikiem hamującym perystaltykę jelit. Edwards i in. (1971) określają acetylocholinesterazę mianem „biochemicznego imadła”, ułatwiającego nicieniom pozostanie w preferowanym przez nie środowisku. Jedną z ważniejszych funkcji, którą pełni AChE wydzielana przez nicienie, jest modulowanie systemu immunologicznego żywiciela (Pritchard 1993, Rhoads 1984). AChE wydzielana przez niektóre gatunki nicieni zasiedlające przewód pokarmowy żywiciela redukuje stan zapalny poprzez hydrolizę acetylocholiny, stymulującej wydzielanie kwasów żołądkowych.

Pomiar aktywności AChE od szeregu lat jest wykorzystywany w monitoringu biologicznych skutków zanieczyszczeń jako marker ekspozycji na czynniki neurotoksyczne. U większości organizmów morskich (również u ryb) wykazano obniżoną aktywność tego enzymu w rejonach zanieczyszczonych (Bocquené i in. 1995, Boone i Chambers 1997, Carr i in. 1997, Karen i in. 1998, Varò i in. 2003, Napierska i Podolska 2003, 2005, 2006). Do inhibitorów AChE należą m.in. karbaminowe pestycydy, związki organofosforowe i niektóre metale ciężkie.

Zależność pomiędzy aktywnością acetylocholinesterazy żywicieli i pasożytów została po raz pierwszy wykazana przez Podolską i Napierską (2006). Aktywność AChE w tkance mięśniowej śledzi i ekstraktach tkankowych pasożytniczych nicieni *Anisakis simplex* mierzono metodą spektrofotometryczną, przy długości fali 412 nm. Próby ryb do badań pobrano w Zatoce Pomorskiej, Rowach, Zatoce Gdańskiej oraz w Zalewie Wiślanym (rys. 1). Do analizy zależności pomiędzy aktywnością enzymatyczną AChE a wybranymi czynnikami i zmiennymi wykorzystano uogólnione modele liniowe (GLM). Efekt rejonu poboru prób był istotny statystycznie zarówno w modelu aktywności acetylocholinesterazy śledzi ($p=0.04$), jak i nicieni *A. simplex* ($p<0.001$). Wykazano istotną statystycznie ($p=0.022$), ujemną korelację pomiędzy aktywnością enzymu w tkankach pasożytów i ich żywicieli. W próbach pobranych w Zatoce Gdańskiej i Zalewie Wiślanym niskiej aktywności AChE w tkance mięśniowej śledzi towarzyszyła bardzo wysoka aktywność enzymu u *A. simplex* (rys. 2).

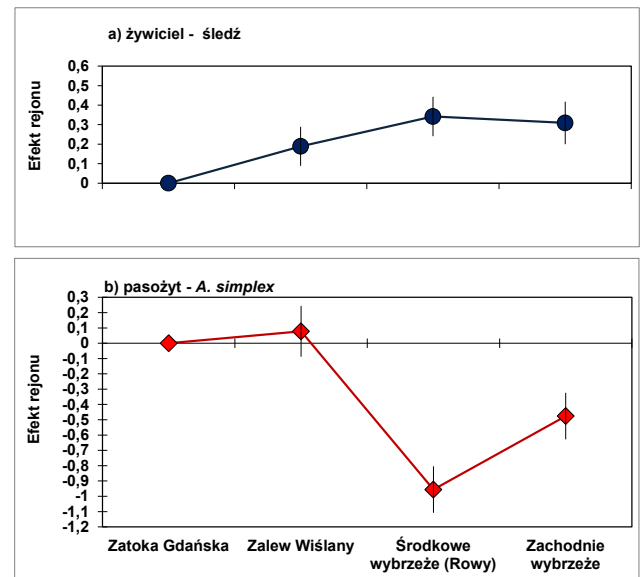
U większości organizmów wykorzystywanych w monitoringu biologicznych skutków zanieczyszczeń, poddanych działaniu pestycydów i/lub innych związków wykazujących właściwości neurotoksyczne, najczęściej dochodzi do inhibicji AChE. Wysoka aktywność tego enzymu w tkankach nicieni sugeruje



Rysunek 1. Miejsca poboru prób śledzi: 1 – Zatoka Pomorska; 2 – Unieście; 3 – Rowy; 4 – Zatoka Gdańska; 5 – Zalew Wiślany. Rejony połowu dorszy: 6 – Zachodni Bałtyk; 7 – środkowe wybrzeże; 8 – Zatoka Gdańska.

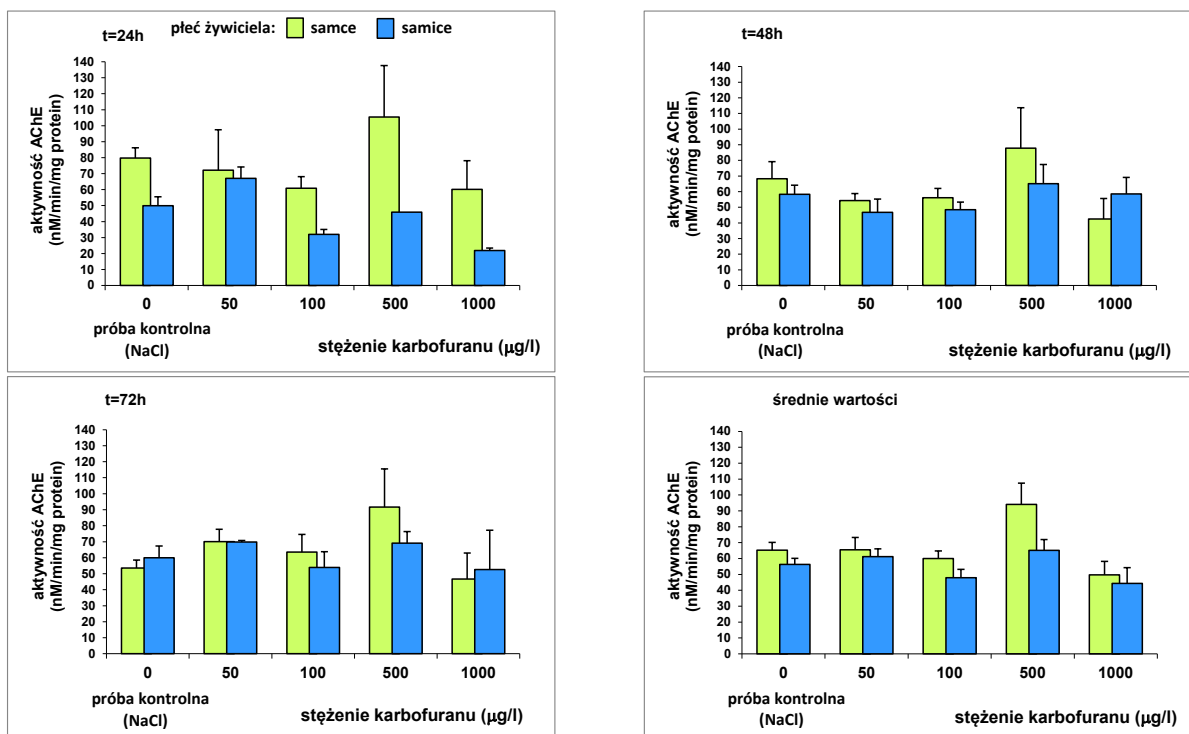
istnienie mechanizmów adaptacyjnych, zabezpieczających organizm pasożyta przed działaniem czynników neurotoksycznych. W celu wykazania, jaki wpływ wywierają pestycydy na aktywność enzymatyczną acetylocholinesterazy nicieni, larwy *A. simplex* poddano eksperymentalnej ekspozycji *in vivo* na karbofuran (Podolska i in. 2008). Materiał do eksperymentu stanowiły pasożyty pobrane ze śledzi odłowionych w rejonie względnie wolnym od zanieczyszczeń (Rowy, rys. 1). Larwy *A. simplex* podzielono na grupy eksperymentalne, uwzględniając podział na pasożyty pochodzące od męskich i żeńskich żywicieli. Nicienie poddano ekspozycji na karbofuran w stężeniach 50, 100, 500 i 1000 $\mu\text{g/l}$ przez okres 24, 48 i 72 godzin. Próby kontrolne stanowiły larwy umieszczone w roztworze NaCl bez zawartości pestycydów. Do analizy zależności pomiędzy aktywnością AChE a stężeniem karbofuranu, czasem ekspozycji i parametrami biologicznymi ryb zastosowano GLM.

Średnie aktywności AChE były wyższe u pasożytów pochodzących od samców niż od samic. Bez względu na czas ekspozycji średnie aktywności enzymu były najwyższe u nicieni pobranych od samców i poddanych działaniu karbofuranu o stężeniu 500 $\mu\text{g/l}$ (rys. 3). W modelu aktywności AChE pasożytów istotne statystycznie były efekty płci żywiciela ($p=0.007$) i stężenia karbofuranu ($p<0.001$). Efekt płci żywiciela był istotnie wyższy dla samców niż samic (rys. 4a). Modelowana aktywność AChE pasożytów istotnie wzrastała ($p<0.001$) po ekspozycji na karbofuran o stężeniu 500 $\mu\text{g/l}$ w odniesieniu do prób kontrolnych

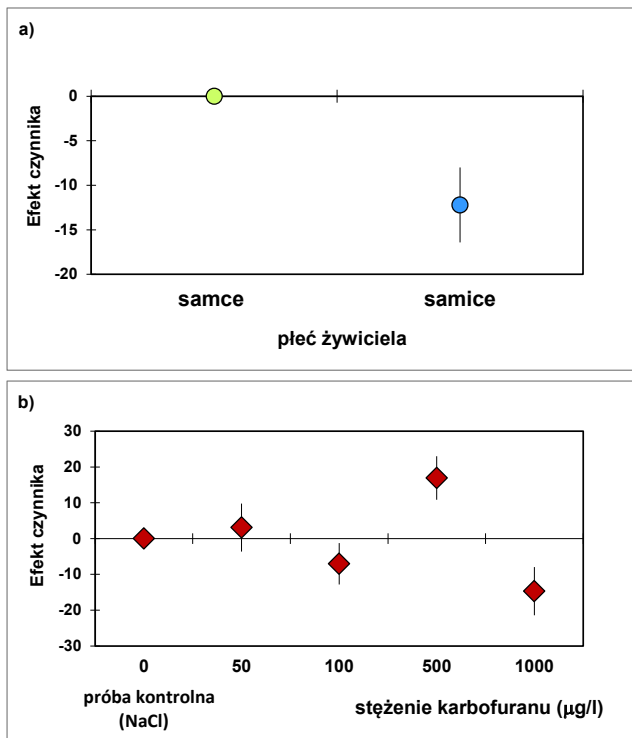


Rysunek 2. Efekt rejonu ($\pm\text{SE}$) w modelu aktywności acetylocholinesterazy (AChE) u zarażonych śledzi (a – żywiciel) i larw *A. simplex* (b – pasożyt).

(rys. 4b). Wyniki eksperymentalnej ekspozycji larw *A. simplex* na karbofuran sugerują istnienie u tych nicieni wysokiego progu wrażliwości na karbaminowe pestycydy oraz mogą wskazywać na zjawisko nadprodukcji i/lub sekrecji AChE pod wpływem działania pestycydów. Wysoki próg wrażliwości AChE nicieni na karbofuran może być determinowany obecnością różnych form tego enzymu lub też wiązać się ze zmianami w aktywności formy



Rysunek 3. Średnie aktywności AChE (nM/min/mg protein; $\pm\text{SE}$) w tkankach larw *A. simplex* poddanych ekspozycji na karbofuran.



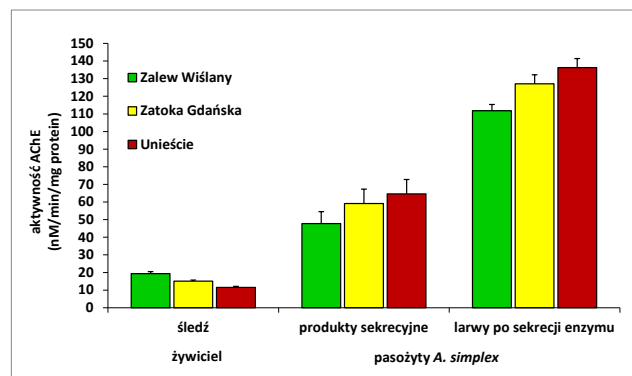
Rysunek 4. Efekty płci żywiciela (a) i stężenia karbofuranu (b) (\pm SE) w modelu aktywności AChE u larw *A. simplex*.

sekrecyjnej. U pasożytniczego nicienia *Nippostrongylus brasiliensis* opisano 3 warianty (A, B i C) sekrecyjnej AChE. Ekspresja tych form jest jednak różna, w zależności od stadium rozwojowego pasożyta i jego lokalizacji w organizmie żywiciela. *N. brasiliensis* 3 dni po zarażeniu szczura dociera do dwunastnicy, gdzie wydziela izoformę A acetylocholinesterazy. Po odbyciu linienia i przekształceniu się w postać dorosłą, nicien migruje do jelita czczego, gdzie „przełącza się” na ekspresję form B i C (Hussein i in. 1999). U pasożytniczego nicienia *Stephanurus dentatus* wykazano obecność tylko jednej formy AChE.

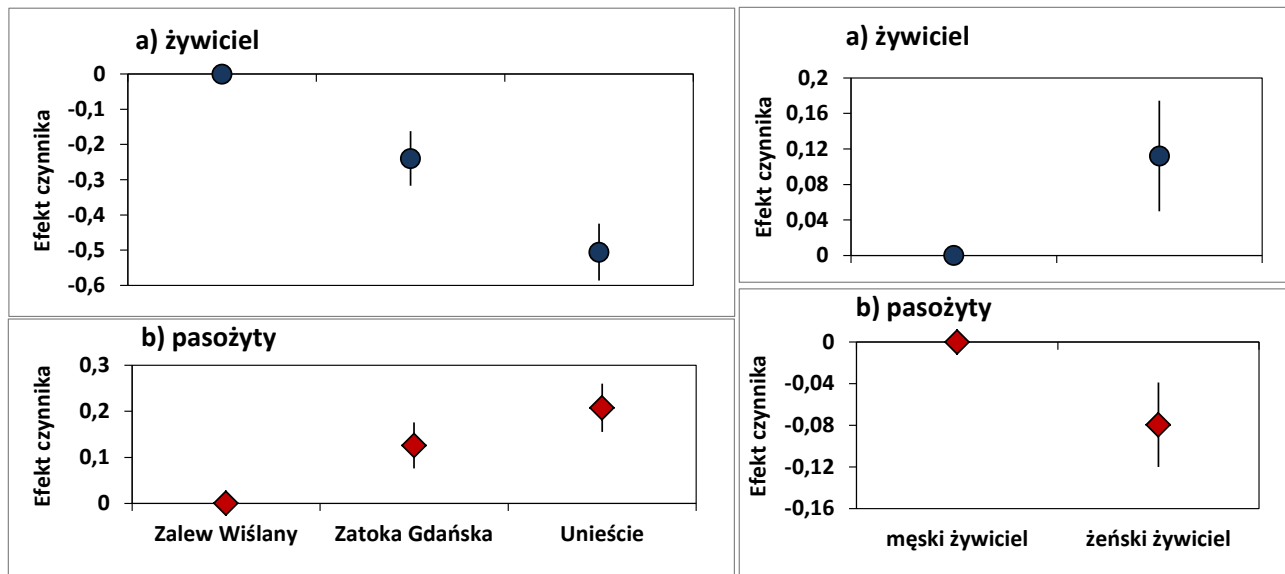
Należy podkreślić, że wyniki badań (Podolska i Napierska 2006, Podolska i in. 2008) odnosiły się do całkowitej aktywności AChE larw *A. simplex*, bez uwzględniania podziału na formę somatyczną i sekrecyjną. Brak było wówczas dowodów, że larwy *A. simplex* wydzielają ten enzym do środowiska zewnętrznego, gdyż zjawisko sekrecji AChE przez ten gatunek nicieni nie zostało wcześniej udokumentowane w literaturze naukowej. Kolejne analizy jednoznacznie potwierdziły obecność sekrecyjnej formy acetylocholinesterazy u nicieni *A. simplex* (Podolska i in. 2012). Reakcja barwienia, przeprowadzona metodą Karnovsky i Roots (1964) wykazała obecność enzymów z grupy cholinesteraz zarówno w homogenatach tkankowych, jak i w produktach sekrecyjnych pozyskanych z żywych larw *A. simplex*. Zastosowanie inhibitora butyrylocholinesterazy (iso-ompa) potwierdziło, że w reakcji barwnej uczestniczyła acetylocholinesteraza (tzw. true AChE). Elektroforeza produktów sekrecyjnych nicieni *A. simplex*

wykazywała w każdym przypadku obecność jednego prążka w żelu poliakrylamidowym, co może wskazywać na ekspresję tylko jednej formy sekrecyjnej enzymu u larw 3 stadium. W homogenatach tkankowych nicieni stwierdzono obecność od 1 do 2 prążków, co wskazuje na występowanie drugiej formy, reprezentującej AChE somatyczną. Położenie górnego prążka, uzyskanego w rozdiale elektroforetycznym homogenatów tkankowych, odpowiada położeniu prążka w produktach sekrecyjnych (Podolska i in. 2012).

W dalszych badaniach analizowano aktywność acetylocholinesterazy w tkance mięśniowej śledzi oraz w ekstraktach tkankowych larw *A. simplex* i produktach sekrecyjnych pozyskanych od żywych nicieni. Larwy *A. simplex* pochodziły ze śledzi odłowionych w dwóch rejonach południowego Bałtyku (Orłowo i Unieście) oraz w Zalewie Wiślanym (rys. 1). Uzyskane wyniki wykazały odwrotną zależność aktywności AChE w układzie pasożyt – żywiciel. Hamowaniu aktywności AChE w tkance mięśniowej żywiciela towarzyszył wzrost aktywności tego enzymu zarówno w ekstraktach tkankowych nicieni, jak i w produktach sekrecyjnych pozyskanych z pasożytów (rys. 5). Efekty rejonu oraz płci żywiciela stanowiły „lustrzane odbicie” w modelach aktywności AChE u żywicieli i pasożytów (rys. 6) (Podolska i Nadolna 2014). Najbardziej znaczącym wynikiem badań było określenie aktywności sekrecyjnej formy AChE oraz wykazanie, że forma ta odpowiada za wysoki poziom aktywności enzymatycznej u larw *A. simplex*. Czynniki istotnie wpływającymi na tę aktywność był rejon połowu oraz płeć żywiciela, przy czym odpowiedź biomarkera AChE była odwrotna w układzie pasożyt – żywiciel. W warunkach, w których dochodzi do największej inhibicji aktywności AChE u żywiciela, następuje wzrost aktywności sekrecyjnej formy tego enzymu u pasożytów. Zjawisko sekrecji acetylocholinesterazy przez larwy *A. simplex* może być bezpośrednią reakcją na zmiany zachodzące w środowisku i stanowić mechanizm zabezpieczający te nicienie przed niekorzystnym działaniem pestycydów



Rysunek 5. Średnie aktywności AChE (nM/min/mg protein; \pm SE) w tkance mięśniowej śledzia (żywiciel) oraz produktach sekrecyjnych i tkankach larw po sekrecji enzymu (pasożyty *A. simplex*) w trzech rejonach południowego Bałtyku.

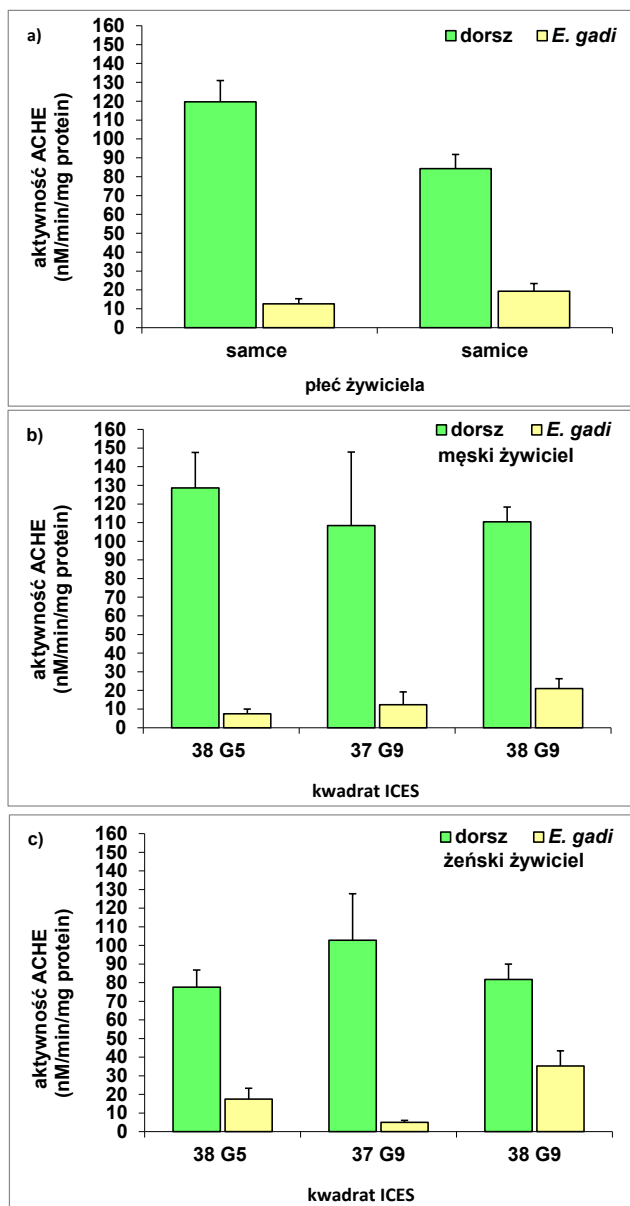


Rysunek 6. Efekty rejonu i płci żywiciela (\pm SE) w modelu aktywności AChE w tkance mięśniowej śledzia (a – żywiciel) i larw *A. simplex* po sekrecji enzymu (b – pasożyty).

i/lub innych czynników o działaniu neurotoksycznym. Acetylocholinesteraza wydzielana przez pasożyty może odgrywać rolę „wabika” (*decoy molecule*), który wiąże się z inhibitorem. Inaktywacji ulega sekrecyjna forma enzymu, zmniejszając ekspozycję nerwowo-mięśniowej AChE na działanie związków neurotoksycznych (Podolska i Nadolna 2014). Prawdopodobny jest też pośredni mechanizm reakcji larw *A. simplex* na zmiany zachodzące w organizmie żywiciela, wywołane działaniem inhibitorów acetylocholinesterazy. Skutkiem zahamowania aktywności AChE u kręgowców jest zaburzenie regulacji poziomu acetylocholino, prowadzące do kumulacji tego neuroprzekaźnika w synapsach i nadmiernej stymulacji układu nerwowego. Może to prowadzić do zachwiania wielu procesów fizjologicznych (m.in. nadmiernego pobudzenia perystaltyki jelit, zaburzenia funkcji wydzielniczych i trawiennych przewodu pokarmowego) i w konsekwencji zmniejszać szanse przetrwania pasożyta w niekorzystnym dla niego środowisku. Inhibicja AChE w tkance mięśniowej śledzi odłowionych w rejonie Unieścia przekroczyła 40%, co wskazuje na skutki działania czynników neurotoksycznych. Spadek aktywności AChE w zakresie >20-50%, określane jest jako poziom subletalny (Dizer i in. 2001). Ponieważ środowiskiem życia pasożytów wewnętrznych jest organizm ich żywiciela, sekrecja AChE może stanowić nie tylko bezpośrednią odpowiedź larw *A. simplex* na zmiany zachodzące w zanieczyszczonym środowisku morskim, lecz także reakcją na pogorszenie ich warunków bytowania w organizmie ryby. Jedną z fizjologicznych funkcji AChE wydzielanej przez nicienie pasożytujące w przewodzie pokarmowym jest modulowanie perystaltyki jelit żywiciela (Lee 1970). Hussein i in. (1999) sugerują, że sekrecyjna AChE może posiadać zdolność hydrolizy acetylocholino

żywiciela, stymulującej wydzielanie soków trawiennych. Mechanizmy te mogą ułatwiać pasożytom pozostanie w preferowanym przez nie środowisku. Według Selkirk'a i in. (2005) sekrecja AChE może zabezpieczać pasożyty wewnętrzne przed działaniem inhibitorów tego enzymu, które mogą być obecne w pokarmie żywiciela. W tym świetle, obecność pasożytów w rybach można rozpatrywać nie tylko w aspekcie ich patogenności dla żywiciela, lecz także potencjalnego czynnika mogącego w pewnym stopniu chronić żywiciela przed wpływem toksycznych substancji obecnych w środowisku morskim.

Modelowanie GLM wykazało, że nie tylko rejon połowu, lecz także płeć żywiciela była czynnikiem istotnie wpływającym na aktywność AChE nicieni *A. simplex*, co może wskazywać na znacznie bardziej złożony mechanizm interakcji zachodzących w układzie pasożyt – żywiciel. W rejonie Unieścia (gdzie stwierdzono najwyższą inhibicję AChE żywiciela) poziom aktywności tego enzymu był najniższy u samców, natomiast aktywność AChE u larw nicieni pobranych od tej grupy żywicieli była najwyższa. Badania Greco i in. (2007) wykazały, że u łososi (*Salmo salar*) poddanych eksperymentalnemu działaniu syntetycznych hormonów sterydowych aktywność AChE gwałtownie wzrastała już po 3 dniach ekspozycji na ethynylestradiol. Wszystkie ryby, u których analizowano aktywność AChE, miały gonady w stadiach przedtarłowych, tarłowych i częściowo wytartych (4-7), przy czym dominowały ryby „trące się” (z gonadami w stadium 6), co wskazuje na wyższy poziom hormonów płciowych niż w przypadku ryb z gonadami w stadium spoczynkowym. Wysoki poziom estrogenów u samic odbywających tarło mógł stymulować aktywność AChE, rekompensując w pewnym stopniu skutki inhibicji tego enzymu.



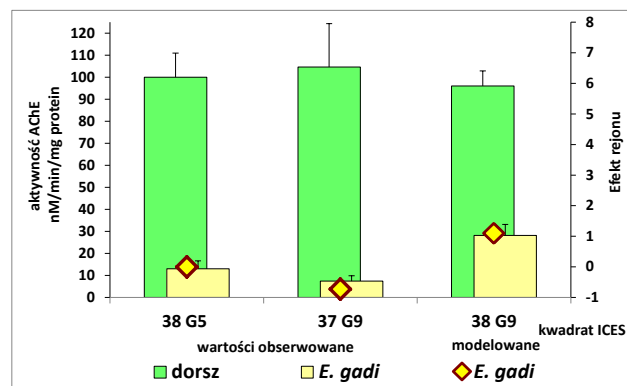
Rysunek 7. Średnie aktywności AChE (nM/min/mg protein; +SE) w tkance mięśniowej dorsza (żywiciel) i *E. gadi* (pasożyt) w odniesieniu do płci żywiciela (a) i rejonu połowu (b – męski żywiciel; c – żeński żywiciel).

Ujemną korelację aktywności AChE w układzie pasożyt – żywiciel wykazano również dla innych gatunków żywicieli i pasożytów. Podolska i in. (2014) po raz pierwszy określiły aktywność acetylocholinesterazy w tkankach kolcogłowów *Echinorhynchus gadi* oraz w układzie dorsz – kolcogłowy. Podobnie jak w układzie śledź – *A. simplex* niskiej aktywności AChE w tkance żywiciela towarzyszyła wysoka aktywności enzymu w tkankach pasożytów i *vice versa* („efekt lustrzany”). Średnia aktywność AChE była wysoka u dorsza i przyjmowała wyższe wartości u samców niż u samic (rys. 7). Aktywność enzymu w tkankach *E. gadi* była wyższa u kolcogłowów pobranych od samic niż od

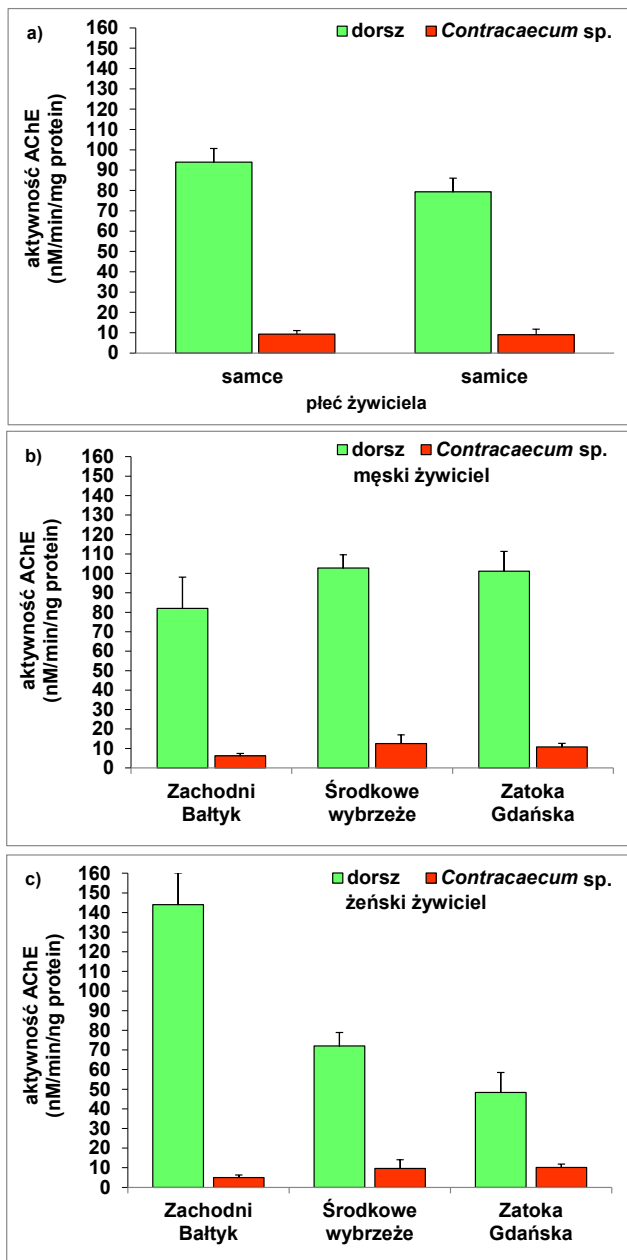
samców dorsza (odwrotnie niż w przypadku żywiciela). Modelowanie GLM wykazało, że aktywność AChE jest ujemnie skorelowana z długością ciała ($p=0.005$) i współczynnikiem kondycji dorsza ($p<0.001$). Wykazano także istotną statystycznie ($p=0.025$) ujemną korelację pomiędzy aktywnością AChE u żywiciela i pasożyta. Rejon połowu istotnie wpływał na aktywność enzymu *E. gadi*: najwyższy, istotny statystycznie efekt rejonu ($p<0.001$) wykazano u kolcogłowów pozyskanych z ryb odłowionych w kwadracie ICES 38G9 (Zatoka Gdańska) (rys. 8). Płeć żywiciela wpływała istotnie ($p<0.001$) na aktywność AChE *E. gadi*. Wykazano również liniowy trend rosnący wraz ze wzrostem stadium dojrzałości gonad żywiciela. Zależność tę można wiązać ze wzrostem stężenia hormonów gonadotropowych ryb, wpływających na aktywność acetylocholinesterazy.

Nadolna-Ałtyn (2015) po raz pierwszy określiła aktywność AChE u larw nicieni *Contraecaecum* sp. pozyskanych z wątroby dorsza bałtyckiego oraz zbadała zależności w aktywności enzymatycznej dla tego układu pasożyt – żywiciel. Uzyskane wyniki wykazały podobny „efekt lustrzany”, jak w przypadku układów śledź – *A. simplex* i dorsz – *E. gadi*: w rejonie, gdzie aktywność AChE w tkance mięśniowej dorsza wykazywała najwyższe wartości, aktywność tego enzymu w tkankach nicieni *Contraecaecum* sp. była najniższa i *vice versa* (rys. 9). Aktywność enzymu wykazywała istotną ($p=0.019$), ujemną korelację w układzie pasożyt – żywiciel.

Spośród analizowanych gatunków pasożytów najwyższą aktywność AChE stwierdzono u larw nicieni *A. simplex*, przy czym wyższe wartości odnotowano u pasożytów pobranych od samców niż od samic. W przypadku ryb najwyższą aktywność wykazano w tkankach mięśniowych dorsza, która (odwrotnie niż u śledzia) była wyższa u samców niż samic. Zależność aktywności AChE od płci żywiciela była wyższa u pasożytów pozyskanych od samców niż samic śledzia, natomiast u dorsza wykazano odwrotną zależność



Rysunek 8. Średnie aktywności AChE (nM/min/mg protein; +SE) w tkance mięśniowej dorsza i *E. gadi* (wartości obserwowane +SE) oraz efekt rejonu w modelu aktywności AChE *E. gadi*.



Rysunek 9. Średnie aktywności AChE (nM/min/mg protein; +SE) w tkance mięśniowej dorsza (żywiciela) i *Contracaecum sp.* (pasożyt) w odniesieniu do płci żywiciela (a) i rejonu połowu (b – męski żywiciel; c – żeński żywiciel).

– aktywność enzymatyczna była wyższa u kolecogłową pasożytujących u samic niż u samców.

W toku ewolucji pasożyty wewnętrzne wykształciły szereg mechanizmów przystosowawczych, umożliwiających im utrzymanie się w organizmie żywiciela. Kolecogłowy są wyposażone w ryjek z hakami (*proboscis*). W przypadku nicieni, które nie posiadają organów czepnych, rolę „biochemicznego imadła” odgrywa acetylocholinesteraza wydzielana przez pasożyty.

Kolecogłowy i nicienie występujące w przewodzie pokarmowym mogą mieć kontakt z substancjami toksycznymi, które wraz z pokarmem dostają się do

wnętrza ciała ryby. Nicienie występujące w wątrobie, jamie ciała czy też w tkance mięśniowej żywiciela nie mają bezpośredniego kontaktu z toksynami, pochłanianymi przez ryby wraz z pokarmem. Pomimo tego obserwowano „efekt lustrzanego odbicia” we wszystkich analizowanych układach pasożyt – żywiciel (śledź – nicienie, dorsz – nicienie oraz dorsz – kolecogłowy), niezależnie od przynależności taksonomicznej pasożytów i niezależnie od lokalizacji pasożytów w ciele ryby.

INFORMACJA DODATKOWA

Badania były realizowane w ramach działalności statutowej MIR – PIB.

LITERATURA

- Bocquené, G., Bellanger, C., Cadiou, Y., Galgani, F. 1995. Joint action of combinations of pollutants on the acetylcholinesterase activity of several marine species. *Ecotoxicology*. 4: 266-279.
- Boone, J.S., Chambers, J.E. 1997. Biochemical factors contributing to toxicity differences among chlorpyrifos, parathion, and methyl parathion in mosquitofish (*Gambusia affinis*). *Aquatic Toxicology*. 39, 333-343.
- Carr, R.L., Ho, L.L., Chambers, J.E. 1997. Selective toxicity of chlorpyrifos to several species of fish during an environmental exposure: biochemical mechanisms. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 16, 2369-2374.
- Dizer, H., da Silva de Assis, H.C., Hansen, P.-D. 2001. Cholinesterase activity as a bioindicator for monitoring marine pollution in the Baltic sea and the Mediterranean sea. pp 331-342. In: *Biomarkers in marine organisms; a practical approach*. Edited by Ph. Garrigues, H. Barth, C.H. Walker and J.F. Narbonne. Eds Elsevier. p. 491.
- Edwards, A.J., Burt J.S., Ogilvie B.M. 1971. The effect of host immunity upon some enzymes of the parasitic nematode, *Nippostrongylus brasiliensis*. *Parasitology*. 62, 339-347.
- Greco, L., Capri E., Rustad, T. 2007. Biochemical responses in *Salmo salar* muscle following exposure to ethynylestradiol and tributyltin. *Chemosphere*. 68, 564-571.
- Hussein, A.S., Chacon, M.R., Smith, A.M., Tosado-Acevedo, R., Selkirk M.E. 1999. Cloning, expression, and properties of a nonneuronal secreted acetylcholinesterase from the parasitic nematode *Nippostrongylus brasiliensis*. *Journal of Biological Chemistry*. 274, 9312-9319.
- Karen, D.J., Draughn, R., Fulton M.H., Ross, P. 1998. Bone strength and acetylcholinesterase inhibition as endpoints in chlorpyrifos toxicity to *Fundulus heteroclitus*. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 60, 167-175.
- Karnovsky, M.J., Roots, L.A. 1964. A “directcoloring” method for cholinesterases. *The Journal of Histochemistry and Cytochemistry*. 12, 219-221.
- Lee, D.L. 1969. *Nippostrongylus brasiliensis*: some aspects of the fine structure and biology of the infective larva and the adult. In *Nippostrongylus and Toxoplasma*. Symposia of the British Society for Parasitology. 7, 3-16.

- Lee, D.L. 1970. The fine structure of the excretory system in adult *Nippostrongylus brasiliensis* (Nematoda) and a suggested function for the "excretory glands". *Tissue and Cell*. 2, 225-231.
- Lee, D.L. 1972. Structural and biochemical changes in *Nippostrongylus brasiliensis* during development of immunity to this nematode in rats. In *Comparative Biochemistry of Parasites*. 317-321. Ed. by H. van den Bossche. Academic Press. London.
- Lee, D.L., Atkinson, H.J. 1976. *Physiology of Nematodes*. London: Macmillan. pp. 199.
- McKeand, J.B., Knox, D.P., Duncan, J.L., Kennedy, M.W. 1994. The immunogenicity of the acetylcholinesterases of the cattle lungworm *Dictyocaulus viviparus*. *Int. J. Parasitol.* 24, 501-510.
- Nadolna-Ałtyn, K. 2015. First evidence of acetylcholinesterase (AChE) activity in the nematode parasite (*Contraecium* sp.) and its host, cod (*Gadus morhua*). *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 35(2), 55.
- Napierska, D., Podolska, M. 2003. Preliminary results of AChE and GST measurements in flounder, *Platichthys flesus*, from the southern Baltic Sea. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute*. 2 (159): 51-66.
- Napierska, D., Podolska, M. 2005. Biomarkers of contaminant exposure: results of a field study with flounder (*Platichthys flesus*) from the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 50, 758-767.
- Napierska, D., Podolska, M. 2006. Field studies of eelpout (*Zoarces viviparus* L.) from Polish coastal waters (southern Baltic Sea). *Science of the Total Environment*. 371, 144-155.
- Ogilvie, B.M., Rothwell, T.L.W., Bremner, K.C., Schitzerling, H.J., Nolan, J., Keith, R.K. 1973. Acetylcholinesterase secretion by parasitic nematodes. Evidence for secretion of the enzyme by a number of species. *International Journal for Parasitology*. 3, 589-597.
- Podolska, M., Napierska, D. 2006. Acetylcholinesterase activity in hosts (herring *Clupea harengus*) and parasites (*Anisakis simplex* larvae) from the southern Baltic. *ICES Journal of Marine Science*. 63 (1), 161-168.
- Podolska, M., Mulkiewicz, E., Napierska, D. 2008. The impact of carbofuran on acetylcholinesterase activity in *Anisakis simplex* larvae from Baltic herring. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 91(2), 104-109.
- Podolska, M., Nadolna, K., Was, A., Gosz, E., Szostakowska, B. 2012. Acetylcholinesterase secretion by third stage larvae of *Anisakis simplex* (Nematoda: Anisakidae) from Baltic herring. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 214, 32(6).
- Podolska, M., Nadolna, K. 2014. Acetylcholinesterase secreted by *Anisakis simplex* larvae (Nematoda: Anisakidae) parasitizing herring, *Clupea harengus*: an inverse relationship of enzyme activity in the host-parasite system. *Parasitology Research*.
- Podolska, M., Nadolna, K., Szostakowska, B. 2014. Acetylcholinesterase activity in the host-parasite system of the cod *Gadus morhua* and acanthocephalan *Echinorhynchus gadi* from the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*. 79, 100-106.
- Pritchard, D. 1993. Why do some parasitic nematodes secrete acetylcholinesterase (AChE)? *International Journal for Parasitology*, 23, 549-550.
- Rhoads, M.L. 1981. Cholinesterase in the parasitic nematode, *Stephanurus dentatus*. Characterization and sex dependence of a secretory cholinesterase. *J. Biol. Chem.* 256 (17), 9316-9323.
- Rhoads, M.L. 1984. Secretory cholinesterases of nematodes: possible functions in the host-parasite relationship. *Tropical Veterinarian*. 2, 3-10.
- Selkirk, M.E., Lazari, O., Matthews, J.B. 2005. Functional genomics of nematode acetylcholinesterases. *Parasitology*. 131, S3-S18.
- Sures, B. 2004. Environmental parasitology: relevancy of parasites in monitoring environmental pollution. *Trends in Parasitology*. 20 (4), 170-177.
- Varò, I., Navarro, J. ., Amat, F., Guilhermino, L. 2003. Effect of dichlorvos on cholinesterase activity of the European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 75, 61-72.



Trwałe zanieczyszczenia organiczne u turбота (*Psetta maxima*) w południowym Bałtyku: stężenia, dystrybucja międzytkankowa, ocena ryzyka

(Persistent organic pollutants in turbot (*Psetta maxima*) in the southern Baltic Sea: concentrations, inter-tissue distribution, risk assessment)

Henryka Dąbrowska*, Agnieszka Góra

Zakład Chemii Żywności i Środowiska
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kółkątą 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Zawartość trwałych zanieczyszczeń organicznych (TZO) w rybach zależy od właściwości fizykochemicznych tych związków, cech biologiczno-fizjologicznych i ekologii odżywiania ryb oraz stopnia zanieczyszczenia środowiska abiotycznego. Stężenia 25 kongenerów PCB, DDT i jego pochodnych, α -, β - i γ -HCH oraz heptachloru oznaczano w mięśniach, wątrobach i gonadach turбота (*Psetta maxima*) złowionego w południowym Bałtyku w latach 2007-2009. Celem badań było określenie poziomu akumulacji i dystrybucji międzytkankowej tych związków oraz różnic między płciowymi w ich akumulacji u turбота. Mediany stężeń Σ PCB, Σ_{m-o} PCB, Σ_{25} PCB, Σ DDT, Σ HCH i heptachloru w mięśniach samic i samców były zbliżone, u samic wynosiły odpowiednio 4,3, 1,0, 6,3, 5,4, 0,5 i 0,03 ng g⁻¹ m.m. Stężenia TZO w wątrobach były wielokrotnie wyższe niż w mięśniach. Tak jak w mięśniach również w wątrobach nie zaobserwowano różnic między płciowymi w akumulacji tych związków. Różnice między płciowe stwierdzono jedynie w przypadku akumulacji TZO w gonadach. W gonadach żeńskich stężenia TZO były zbliżone do tych oznaczonych w mięśniach i wyższe niż w gonadach męskich, w których poziom zanieczyszczeń był najniższy i w których nie stwierdzono obecności heptachloru, β - i γ -HCH. Spośród cech biologicznych najważniejszym czynnikiem determinującym akumulację w każdym z trzech rodzajów tkanek była zawartość lipidów, jednak w przypadku mięśni istotne znaczenie miały również długość i masa ciała. Wpływ tych czynników biologicznych na akumulację TZO był różnicowany, ale zależny od płci ryb, tkanki i rodzaju związku chemicznego. Spośród oznaczanych zanieczyszczeń, jedynie stężenia PCB 118 i heptachloru przekraczały dopuszczalne limity.

Słowa kluczowe: PCB, DDT, HCH, heptachlor, turbot, czynniki biologiczne

Abstract

The content of persistent organic pollutants (POPs) in fish depends on the physicochemical properties of these compounds, biological and physiological characteristics and feeding ecology of fish, as well as the degree of contamination of the abiotic environment. Concentrations of 25 PCB congeners, DDT and its derivatives, α -, β - and γ -HCH as well as heptachlor were determined in the muscles, livers and gonads of turbot (*Psetta maxima*) caught in the southern Baltic in 2007-2009. The aim of the study was to determine the level of accumulation and inter-tissue distribution of these compounds and intersex differences in their accumulation in turbot. Median concentrations of Σ PCB, Σ_{m-o} PCB, Σ_{25} PCB, Σ DDT, Σ HCH and heptachlor in the muscles of males and females were similar, and for females amounted to 4.3, 1.0, 6.3, 5.4, 0.5 and 0.03 ng g⁻¹ m.m., respectively. The concentrations of POPs in the livers were several times higher than in the muscles. As in the muscles, also in the livers no intersex differences in the accumulation of these compounds were observed. The intersex differences were found only in case of the accumulation of POPs in gonads. In the female gonads the concentrations of POPs were similar to those identified in the muscles and higher than in the male gonads, where the level of accumulation was the lowest and no presence of heptachlor, β - and γ -HCH was found. Among the biological characteristics, the most important factor determining the accumulation in each of the three tissue types was the lipid content, however in case of muscles, also the body length and weight played a significant role. The impact of these biological factors on the accumulation of POPs varied, depending on the gender of fish, tissue, and type of a chemical compound. Among the investigated contaminants, only the concentrations of PCB 118 and heptachlor exceeded acceptable limits.

Key words: PCB, DDT, HCH, heptachlor, turbot, biological factors

WPROWADZENIE

Związki chloroorganiczne, takie jak: polichlorowane bifenylo (PCB), heksachlorocykloheksan (HCH) oraz DDT i jego pochodne, należą do trwałych zanieczyszczeń

organicznych (TZO) powszechnie występujących w środowisku wodnym. Właściwości fizykochemiczne tych substancji, które w przeszłości zdecydowały o ich szerokim zastosowaniu w różnych gałęziach gospodarki, sprawiły, że obecnie stanowią one zagrożenie ekotoksikologiczne i ryzyko dla zdrowia człowieka pomimo wpływu wielu dziesięcioleci od wprowadzenia zakazu ich

* dabrowska@mir.gdynia.pl



produkcji i stosowania. TZO są odporne na degradację, kumulują się w glebach, osadach dennych i organizmach żywych, ulegają biomagnifikacji (Bureau i in. 2006, Nfon i in. 2008, Strandberg i in. 1998). Ich biologiczne oddziaływanie jest szerokie i wielokierunkowe, wykazują hepato-, immuno- i neurotoksyczność, powodują zmiany w układzie oddechowym i rozrodczym, mają działanie mutagenne i kancerogenne (Giesy i Kannan 1998). Na poziomie biochemicznym mogą powodować m.in. zmiany w aktywności enzymów, zaburzenia w równowadze fosfolipidowych błon komórkowych i stres oksydacyjny (Schleizinger i Stegeman 2001). Działając indukująco na wielofunkcyjne monooksygenazy cytochromu P450 (CYP), mogą modyfikować metabolizm innych związków endo- i egzogennych (Stegeman i Hahn 1994, van der Oost i in. 2003). Ich szkodliwy wpływ na organizmy obejmuje również zaburzenia hormonalne, niektóre związki należą do grupy EDCs (*endocrine disruptor chemicals*), wykazują działanie estrogenne (np. o,p-DDT, p,p-DDT, OH-PCBs) lub antyandrogenne (np. pp-DDE) (Chakraborty i in. 2011, Tollefsen i in. 2003, Zaroogian i in. 2001). Do EDCs jest zaliczany również β -HCH, najtrwalszy izomer wśród HCHs. Wśród PCB, oprócz działania estrogennego OH-PCBs, szereg kongenerów powoduje zaburzenia hormonalne poprzez oddziaływanie na aktywność aromatazy, która odgrywa krytyczną rolę w metabolizmie steroidów, katalizując przekształcenie androgenów do estrogenów (Antunes-Fernandes i in. 2011, Colciago i in. 2006).

Akumulacja TZO w rybach jest efektem złożonej interakcji czynników fizyko-chemicznych, biologicznych i ekologicznych. Fizycznie jest to proces pasywnej dyfuzji z wody poprzez skrzelą i skórę oraz wchłaniania drogą pokarmową, oparty na zasadzie termodynamiki, zależny w dużym stopniu od właściwości fizyko-chemicznych związku (głównie od rozpuszczalności w wodzie i lipidach). Powszechnie przyjętym wskaźnikiem prognostycznym akumulacji TZO w łańcuchu troficznym jest współczynnik podziału oktanol – woda (K_{ow} ; Arnot i Gobas 2004, Gobas i in. 1993, Kelly i in. 2007). Dominującą drogą akumulacji TZO jest wchłanianie z pokarmem, natomiast wchłanianie z wody jest nieznaczne (Russell i in. 1999). Generalnie zawartość TZO w rybach jest funkcją wieku i gatunku ryb, ekologii odżywiania, dostępności i składu gatunkowego pokarmu, zawartości lipidów oraz stężenia zanieczyszczeń w środowisku abiotycznym. Wszystkie te czynniki sprawiają, że obserwuje się znaczne różnice międzygatunkowe i przestrzenne w akumulacji TZO u ryb (Parmanne i in. 2006, Rasmussen i in. 1990, Russell i in. 1999, Ruus i in. 2002, 2006, Strandberg i in. 1998). TZO są związkami lipofilnymi, toteż zawartość lipidów w organizmie ryb jest istotnym biologicznym czynnikiem, który sprawia, że stężenia TZO są wyższe w rybach lub poszczególnych tkankach o wyższej zawartości lipidów (Dąbrowska i in. 1999, 2009, Geyer i in. 1997, Ruus i in. 2006).

Turbot (*Psetta maxima*) jest rybą włódrokształtną, powszechnie występującą na obszarach przybrzeżnych północno-wschodniego Atlantyku od Morza Śródziemnego do koła podbiegunowego, obejmując Morza Północne i Bałtyckie. Gatunek ten w porównaniu do storni (*Platichthys flesus*) nie występuje w dużych ilościach, jednakże ma istotne znaczenie ekonomiczne szczególnie dla lokalnego rybołówstwa. W Morzu Bałtyckim jego połowy stanowią przyłów podczas połowów dorsza (*Gadus morhua*) i storni. Jest gatunkiem stacjonarnym. Czteroletnie badania Florin i Franzén (2010) dotyczące migracji i rozproszenia turbota na obszarze przybrzeżnym północno-wschodniej Gotlandii (Bałtyk Centralny) wykazały, że 95% osobników występowało w odległości mniejszej niż 30 km od miejsca znakowania, przy czym w okresie tarła 95% osobników znakowanych występowało w odległości mniejszej niż 16 km. Jesienią i zimą turbot odbywa krótkie migracje sezonowe z obszarów przybrzeżnych do wód głębszych (rzadko głębszych niż 70 m, w Bałtyku Centralnym do ok. 30 m), by wiosną ponownie migrować na obszary płytsze (Florin i Franzén 2010). Jego rozmieszczenie względem głębokości zmienia się nieznacznie wraz z wielkością i wiekiem, jako że większe i starsze osobniki występują w głębszych wodach. Turbot jest gatunkiem drapieżnym (młode osobniki odżywiają się mięczakami i skorupiakami, dorosłe osobniki – rybami i głowonogami) i przydennym w znacznym stopniu narażonym na zanieczyszczenia chemiczne występujące w osadach. Poznanie poziomu stężeń TZO u turbota jest istotne nie tylko w aspekcie ekotoksykologicznym, lecz także dla bezpieczeństwa i zdrowia konsumenta.

Badania miały na celu określenie zawartości TZO u turbota z uwzględnieniem dystrybucji międzytkankowej i płci ryb. Uwzględnienie czynnika „płeć ryb” zostało podyktowane badaniami innych autorów wskazujących, że stężenia TZO u samców są wyższe niż u samic (Larsson i in. 1993, Rypel i in. 2007). Wiedza na temat różnic w akumulacji zanieczyszczeń pomiędzy samicami i samcami może przyczynić się do odpowiedniego planowania monitoringu zanieczyszczeń w rybach.

MATERIAŁY I METODYKA

Turbot (18 samic i 18 samców) został złowiony podczas rejsu statku badawczego „Baltica” w listopadzie 2007, 2008 i 2009 r. na podobszarach ICES 25 i 26, głównie z łowiska kołobrzieszko-darłowskiego i władysławowskiego. Dla każdego osobnika określono indeksy hepato- i gonadosomatyczny (HSI i GSI) oraz współczynnik kondycji (CF) na podstawie pomiarów parametrów biologicznych według następujących wzorów:

$$HSI = \left(\frac{HW}{BW - HW} \right) \times 100$$

$$GSI = \left(\frac{GW}{BW - GW} \right) \times 100$$

$$CF = \left(\frac{BW}{(\text{długość całkowita})^3} \right) \times 100$$

gdzie *HW* – masa wątroby (g), *GW* – masa gonad (g), *BW* – masa ciała (g) (tab. 1).

Stężenia TZO oznaczano w próbkach mięśni, wątroby i gonad oddzielnie u samic i samców. Próbkę przygotowano do analiz zgodnie z procedurą powszechnie stosowaną w MIR – PIB. Każdą próbkę mielono, liofilizowano i homogenizowano. TZO ekstrahowano mieszaniną DCM:hexan (1:1) w aparacie Soxtec-Avanti. Uzyskane ekstrakty oczyszczano na wielowarstwowych kolumnach chromatograficznych wypełnionych kwaśnym, zasadowym i dezaktywowanym żelem krzemionkowym. Pomiary wykonano techniką wysokosprawnej kapilarnej chromatografii gazowej (HRGC) w połączeniu z detektorem wychwytu elektronów (ECD) przy użyciu aparatu GC 6890N (Agilent) wyposażonego w μ -ECD G 1530N (Agilent) oraz kolumny chromatograficznej DB-5MS (Agilent; 60 m x 0,25 mm x 0,25 μ m). W każdej próbce oznaczano stężenia PCB (25 kongenerów, IUPAC nr: 28, 49, 52, 60, 66, 70, 74, 99, 101, 105, 114, 118, 128, 138, 153, 156, 157, 158, 167, 170, 179, 180, 183, 187, 189) oraz pestycydów chloroorganicznych (OCP): α -, β -, γ -HCH, heptachlor, DDT i jego pochodne. Na podstawie stężeń poszczególnych związków obliczano sumę stężeń: (1) wskaźnikowych PCB (Σ_7 PCB, CB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180), (2) mono-orto chlorowanych PCB (Σ_{m-o} PCB, CB-114, -118, -105, -156, -157, -167, -189), (3) wszystkich analizowanych kongenerów PCB (Σ_{25} PCB), (4) Σ HCH (α -, β -, γ -HCH), (5) Σ DDT (pp-DDE, op-DDD, pp-DDD i pp-DDT) oraz (6) wszystkich analizowanych pestycydów (Σ OCP). Kontrola i zapewnienie jakości wyników obejmowały regularną analizę próbek ślepych, losowo wybranych próbek

tkanek w powtórzeniach i analizę materiału referencyjnego (Standard Reference Material 1945, NIST, tłuszcz wieloryba), dla którego odzysk analitów nie przekraczał 20% odchylenia od wartości referencyjnych. Ponadto kontrola jakości każdej próbki obejmowała odzysk wzorców (CB-14, CB-65 i CB-166) dodawanych do każdej próbki tkanki i próbek ślepych przed ekstrakcją. Średni odzysk dla tych wzorców wynosił 78, 88 i 81% odpowiednio dla CB-14, -65 i -166, a względne odchylenie standardowe dla odzysku wynosiło odpowiednio 16, 19 i 15%. Uzyskany odzysk analitów z materiału referencyjnego i odzysk dodawanych wzorców przyjęto jako zadowalające.

Analizę statystyczną wyników prowadzono przy użyciu *Statistica v.10.0* (StatSoft Inc., Tulsa, OK, USA). Pierwszy etap analiz obejmował zbadanie, przy użyciu testu W Shapiro-Wilka, czy uzyskane dane mają rozkład normalny. Stężenia TZO, w odróżnieniu od danych biologicznych, nie miały rozkładu normalnego. Z tego względu dla określenia istotności różnic stosowano odpowiednio test t i test U Manna-Whitneya. Zależności pomiędzy parametrami biologicznymi z stężeniami TZO analizowano przy zastosowaniu korelacji nieparametrycznej R-Spearmana.

WYNIKI

CHARAKTERYSTYKA BIOLOGICZNA TURBOTA

Długość i masa ciała turboty, uwzględniając samice i samce razem, były zawarte w zakresie odpowiednio 21-36 cm i 202-1127 g, średnie wynosiły odpowiednio 27 ± 4 cm i 423 ± 189 g. Samice miały statystycznie istotnie większą średnią masę i długość ciała ($p < 0,05$) niż samce (tab. 1). Zależności pomiędzy długością i masą ciała ryb a zawartością lipidów w mięśniach, wątrobach i gonadach nie były istotne statystycznie. Podobnie zależności pomiędzy płcią ryb a zawartością lipidów w mięśniach nie były istotne, jednakże płeć była istotnym czynnikiem determinującym poziom lipidów w wątrobach i gonadach. U samców zawartość lipidów w wątrobach była wyższa, zaś w gonadach niższa niż u samic. Średnie wartości CF u samic i samców były zbliżone, natomiast HSI i GSI różniły się istotnie pomiędzy samicami i samcami (tab. 1).

STĘŻENIA TZO W MIĘŚNIACH

Stężenia poszczególnych związków, jak również Σ_7 PCB, Σ_{m-o} PCB, Σ_{25} PCB, Σ DDT, Σ OCP w przeliczeniu na mokrą masę mięśni były wyższe u samic niż samców (tab. 2), jednakże jedynie w przypadku CB-52 i pp-DDD różnica była statystycznie istotna ($p < 0,05$). Natomiast wyrażone w masie lipidów stężenia były istotnie wyższe w mięśniach samic niż samców ($0,001 < p < 0,05$; przedstawione dla Σ_7 PCB, Σ_{25} PCB, Σ DDT i Σ OCP w tab. 2), z wyjątkiem Σ_{m-o} PCB, CB-156, α -HCH, heptachloru i pp-DDT, dla których różnice

Tabela 1. Dane biometryczne i biologiczne turboty (wartości średnie \pm SD)

Płeć/ Parametr	Samice (N=18)	Samce (N=18)	Bez podziału na płeć (N=36)
Masa (g)	531 \pm 210 ^a	309 \pm 68 ^b	423 \pm 189
Długość (cm)	30 \pm 3 ^a	25 \pm 2 ^b	27 \pm 3,6
CF	1,92 \pm 0,26 ^a	2,03 \pm 0,02 ^a	1,98 \pm 0,23
HSI	2,73 \pm 0,58 ^a	3,37 \pm 0,72 ^b	3,05 \pm 0,73
GSI	3,33 \pm 1,04 ^a	2,14 \pm 0,68 ^b	2,74 \pm 1,05
Zawartość lipidów (%):			
Mięśnie	1,9 \pm 1,0 ^a	2,0 \pm 0,8 ^a	1,9 \pm 0,9
Wątroby	14,2 \pm 4,7 ^a	19,6 \pm 7,0 ^b	17,4 \pm 6,6
Gonady	2,4 \pm 1,1 ^a	1,6 \pm 0,2 ^b	1,9 \pm 0,8
Sucha masa mięśni (%)	21,4 \pm 1,2 ^a	22,3 \pm 2,5 ^a	21,9 \pm 2,00

^{a,b} – wartości poszczególnych parametrów oznaczone różnymi literami wskazują istotną różnicę pomiędzy samicami i samcami ($p < 0,05$).

Tabela 2. Stężenia zanieczyszczeń chloroorganicznych w mięśniach turbota [ng g⁻¹ mokrej masy; mediana (percentyl 5-95)]

Nazwa	Samice (N=18)	Samce (N=18)	Bez podziału na płęć (N=36)
CB 28	0,08 (0,03-0,44)	0,06 (0,02-0,21)	0,07 (0,02-0,21)
CB 52*	0,15 (0,04-1,12)	0,09 (0,02-0,39)	0,10 (0,02-0,48)
CB 101	0,65 (0,27-3,59)	0,45 (0,24-1,60)	0,46 (0,24-1,61)
CB 105	0,11 (0,04-0,77)	0,08 (0,04-0,42)	0,09 (0,04-0,42)
CB 118	0,53 (0,18-3,16)	0,35 (0,20-1,71)	0,37 (0,20-1,71)
CB 138	0,82 (0,31-3,33)	0,54 (0,30-1,90)	0,60 (0,31-1,90)
CB 153	1,76 (0,67-6,45)	1,19 (0,73-4,04)	1,34 (0,73-4,04)
CB 156	0,08 (0,03-0,36)	0,06 (0,03-0,18)	0,06 (0,03-0,18)
CB 180	0,29 (0,11-1,15)	0,20 (0,12-0,81)	0,22 (0,12-0,81)
Σ ₇ PCB	4,3 (1,7-19,2)	2,8 (1,7-10,1)	3,1 (1,7-10,1)
Σ _{m-o} PCB	1,0 (0,4-5,2)	0,7 (0,4-2,8)	0,7 (0,4-2,8)
Σ ₂₅ PCB	6,3 (2,4-29,1)	4,1 (2,4-15,2)	4,4 (2,4-15,2)
Σ ₇ PCB**	243 (123-480)	205 (94-303)	224 (96-456)
Σ ₂₅ PCB**	360 (181-738)	297 (139-431)	327 (144-659)
heptachlor	0,03 (0,004-0,12)	0,02 (0,01-0,07)	0,03 (0,006-0,07)
α-HCH	0,07 (0,03-0,19)	0,06 (0,02-0,15)	0,06 (0,03-0,15)
β-HCH	0,32 (0,15-1,17)	0,20 (0,01-0,52)	0,31 (0,11-1,11)
γ-HCH	0,08 (0,03-0,17)	0,07 (0,05-0,19)	0,08 (0,04-0,18)
ΣHCH	0,46 (0,05-1,46)	0,17 (0,03-1,74)	0,26 (0,03-1,46)
p,p-DDE	3,5 (1,7-14,4)	3,0 (1,5-8,5)	3,0 (1,7-8,7)
o,p-DDD	0,5 (0,2-3,0)	0,3 (0,2-1,4)	0,3 (0,2-1,4)
p,p-DDD*	0,6 (0,2-5,8)	0,4 (0,2-1,5)	0,5 (0,2-2,0)
p,p-DDT	0,8 (0,3-3,2)	0,7 (0,3-2,0)	0,7 (0,3-2,0)
ΣDDT	5,4 (2,5-26,4)	4,4 (2,2-13,1)	4,4 (2,5-13,1)
ΣOCP	5,7 (2,8-27,4)	4,7 (2,2-13,2)	4,7 (2,8-14,3)
ΣDDT**	375 (193-660)	296 (144-406)	317 (155-510)
ΣOCP**	393 (193-683)	302 (157-429)	333 (183-553)

^a stężenia wyrażone w ng g⁻¹ lipidów;

* istotna różnica pomiędzy samicami i samcami (p<0,05)

międzyplciowe nie były statystycznie istotne. Spośród poszczególnych OCP najniższe stężenia miał heptachlor, a najwyższe – p,p-DDE. Niezależnie od płci stężenia ΣDDT były około 1,2-1,6 razy wyższe niż Σ₇PCB (tab. 2).

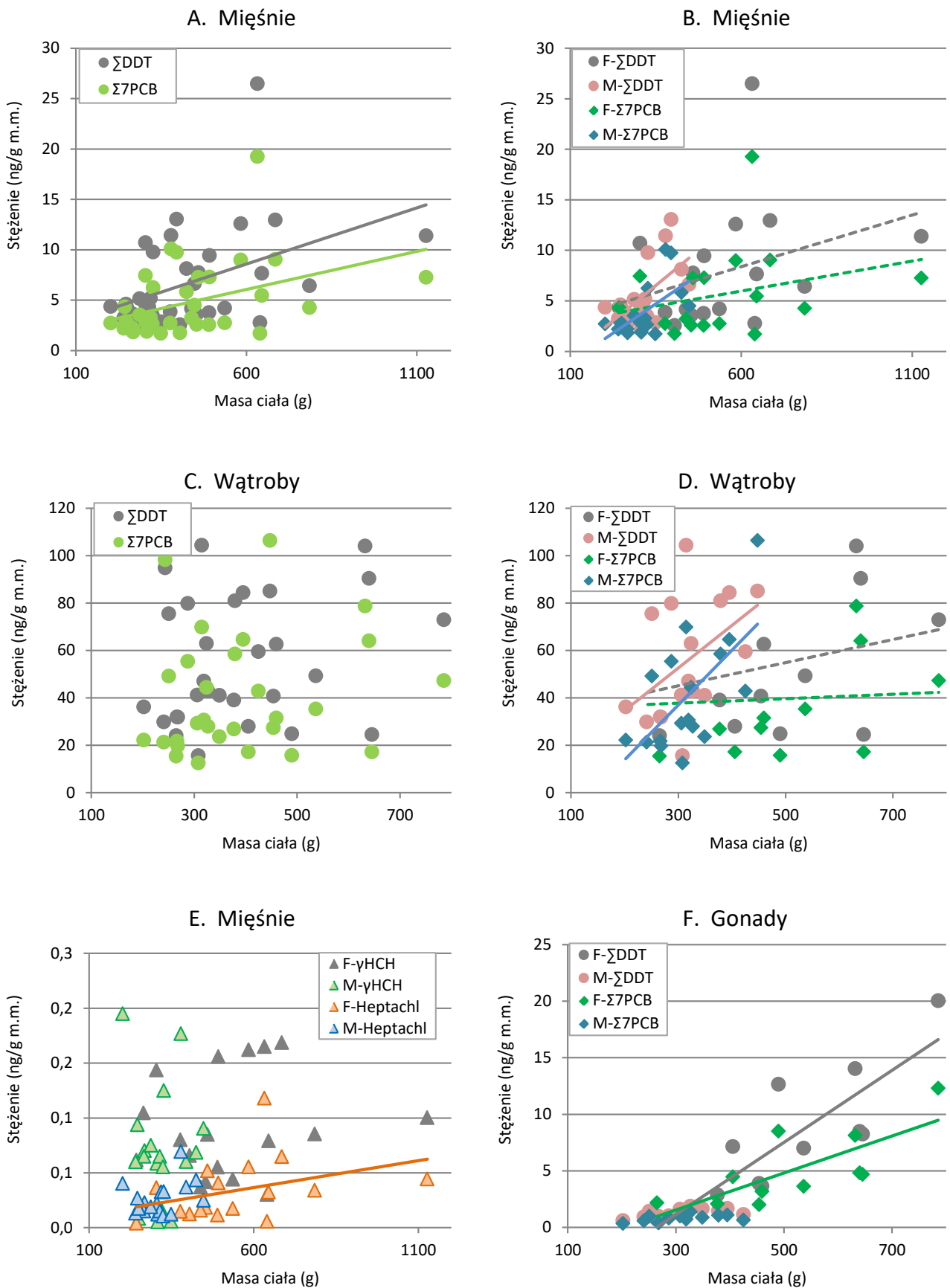
Analizując zależności pomiędzy parametrami biologicznymi a stężeniami TZO w mięśniach, w przypadku samic i samców rozpatrywanych łącznie obserwowano statystycznie istotną dodatnią zależność od długości i masy ciała oraz od zawartości lipidów w mięśniach (0,0001<p<0,05), oprócz α-HCH i γ-HCH,

które korelowały jedynie z zawartością lipidów. Rozważając samice i samce oddzielnie, zależności pomiędzy tymi parametrami biologicznymi a stężeniami TZO kształtowały się różnie. Przykładem są Σ₇PCB i ΣDDT, dla których te zależności przedstawiono na rysunkach 1A, 1B, 2A i 2B. A mianowicie, o ile u samców te zależności pozostały istotne, u samic stężenia TZO korelowały dodatkowo jedynie z zawartością lipidów (przykład Σ₇PCB i ΣDDT; rys. 1B i 2B; tab. 5). Przedstawione na rysunku 1B krzywe akumulacji Σ₇PCB i ΣDDT wskazują, że proces ten jest intensywniejszy u samców niż samic. α-HCH i γ-HCH nie wykazywały powiązania z długością i masą ciała ryb niezależnie od tego, czy były rozpatrywane łącznie, czy – oddzielnie dla każdej płci. β-HCH i heptachlor wykazywały pozytywną zależność z długością i masą ciała w przypadku obu płci rozpatrywanych łącznie; u rozpatrywanych oddzielnie β-HCH nie wykazywał takiej zależności ani u samic, ani u samców, zaś heptachlor wykazywał taką zależność jedynie u samic. Dla przykładu zależności pomiędzy masą ciała a stężeniami γ-HCH i heptachloru u samic i samców obrazuje rysunek 1E. W tabeli 5 przedstawiono poziomy istotności dla współczynników korelacji pomiędzy parametrami biologicznymi i zawartością TZO w poszczególnych tkankach turbota.

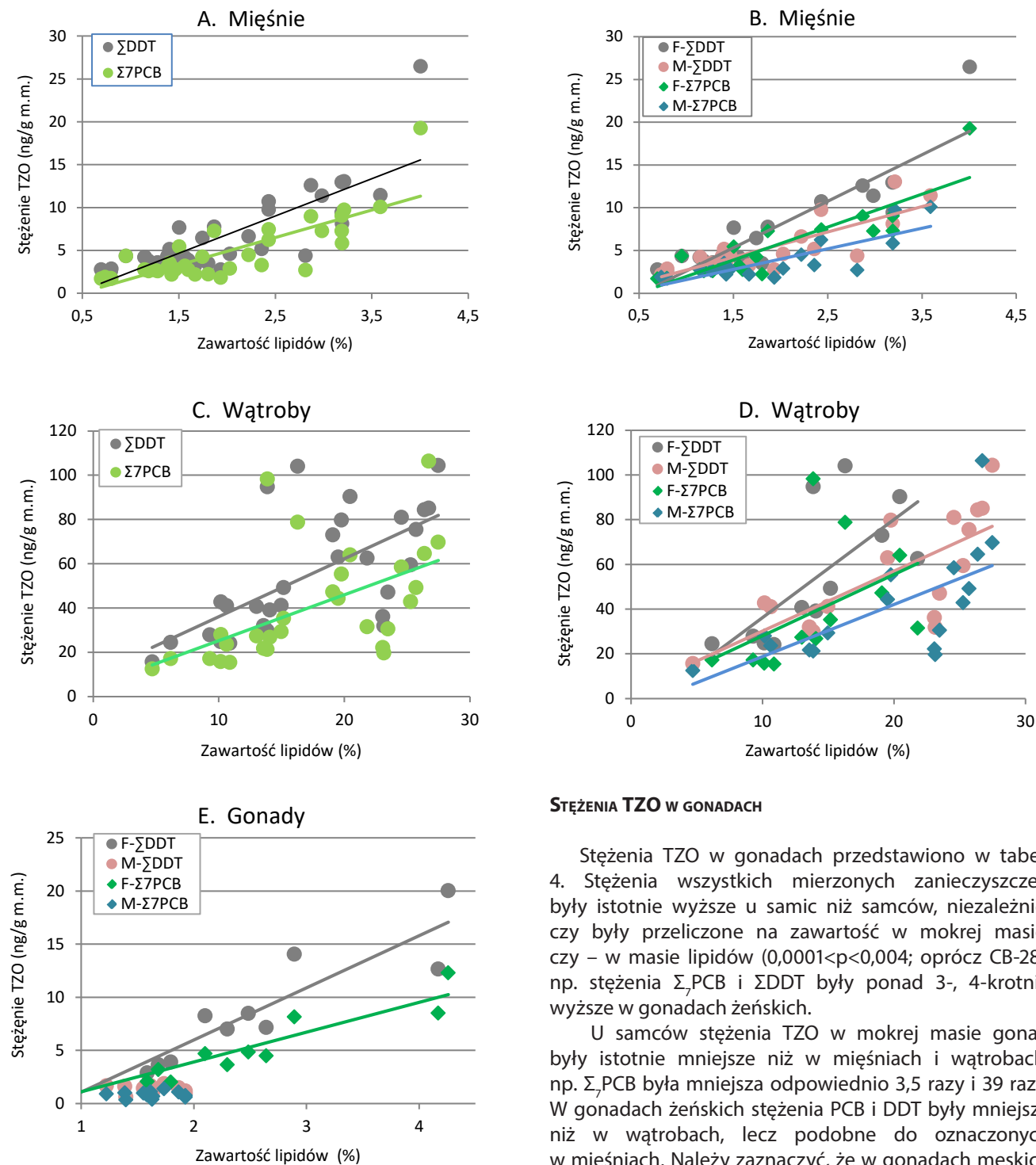
STĘŻENIA TZO W WĄTROBACH

W wątrobach stężenia TZO nie różniły się między samicami i samcami, niezależnie od tego, czy były przeliczone na zawartość w masie mokrej, czy – w masie lipidów (tab. 3). Wyjątek stanowiły CB-28, CB-52, op-DDD i pp-DDD, których stężenia w lipidach były wyższe u samic niż samców (p<0,05; dane niepokazane). Podobnie jak w mięśniach stężenia ΣDDT były około 1,5 razy wyższe niż Σ₇PCB, a stężenia Σ₂₅PCB i ΣOCP były zbliżone niezależnie od płci. Generalnie stężenia TZO wyrażone w mokrej masie były wielokrotnie wyższe w wątrobach niż w mięśniach, np. stężenia Σ₇PCB i ΣDDT u samców były około 11-krotnie wyższe, a u samic – 7-krotnie.

Analizując zależności pomiędzy stężeniami TZO w mokrej masie wątrób a parametrami biologicznymi samic i samców łącznie, stwierdzono, że długość i masa ciała nie były istotnymi czynnikami determinującymi akumulację (zobrazowane na przykładzie Σ₇PCB i ΣDDT; rys. 1C), natomiast wysoko istotnym czynnikiem była zawartość lipidów (0,0001<p<0,03; rys. 2C). Wyjątek stanowił β-HCH, którego stężenia nie wykazywały powiązania z żadnym z tych parametrów biologicznych. Analizując te zależności oddzielnie dla samic i samców, stwierdzono istotne różnice międzypłciowe, podobnie jak w przypadku mięśni (tab. 5). A mianowicie, u samic stężenia TZO pozytywnie korelowały jedynie z zawartością lipidów, natomiast u samców, oprócz istotnej zależności z zawartością lipidów, stężenia PCBs oraz pp-DDE, op-DDD, pp-DDD i ΣDDT (lecz nie pp-DDT i pozostałe OCP) korelowały również z masą ciała (tab.



Rysunek 1. Zależności pomiędzy masą ciała a stężeniem TZO w mięśniach, wątrobach i gonadach turбота (F – samice, M – samce).



Rysunek 2. Zależności pomiędzy zawartością lipidów a stężeniem Σ DDT i Σ PCB w mięśniach, wątrobach i gonadach turkota (F – samice, M – samce).

5). Zależności pomiędzy masą ciała i zawartością lipidów a akumulacją Σ PCB i Σ DDT w wątrobach samic i samców przedstawiono na rysunkach 1D i 2D. Podobnie jak w mięśniach krzywe zależności między Σ PCB i Σ DDT w wątrobach a masą ciała turkota wskazują, że proces ten był intensywniejszy u samców niż samic (rys. 1D).

STĘŻENIA TZO W GONADACH

Stężenia TZO w gonadach przedstawiono w tabeli 4. Stężenia wszystkich mierzonych zanieczyszczeń były istotnie wyższe u samic niż samców, niezależnie, czy były przeliczone na zawartość w mokrej masie, czy – w masie lipidów ($0,0001 < p < 0,004$; oprócz CB-28), np. stężenia Σ PCB i Σ DDT były ponad 3-, 4-krotnie wyższe w gonadach żeńskich.

U samców stężenia TZO w mokrej masie gonad były istotnie mniejsze niż w mięśniach i wątrobach, np. Σ PCB była mniejsza odpowiednio 3,5 razy i 39 razy. W gonadach żeńskich stężenia PCB i DDT były mniejsze niż w wątrobach, lecz podobne do oznaczonych w mięśniach. Należy zaznaczyć, że w gonadach męskich nie stwierdzono obecności heptachloru, β -HCH i γ -HCH (stężenia poniżej granicy wykrywalności (LD)), zaś stężenia α -HCH oznaczono jedynie u 33% osobników (LD dla α -, β -, γ -HCH i heptachloru wynosił odpowiednio 1,08, 0,46, 0,25 i 0,72 ng g⁻¹ lipidów). W gonadach żeńskich obecności α -, β -, γ -HCH i heptachloru nie stwierdzono odpowiednio u 9, 82, 73 i 27% samic.

Analiza statystyczna zależności pomiędzy długością, masą ciała, zawartością lipidów a stężeniami TZO nie obejmowała danych połączonych dla samic i samców. Ze względu na znaczące różnice anatomiczne i biologiczne gonad analizę wykonano wyłącznie

Tabela 3. Stężenia zanieczyszczeń chloroorganicznych w wątrobach turбота [ng g⁻¹ mokrej masy; mediana (percentyl 5-95)]

Nazwa	Samice (N=12)	Samce (N=17)	Bez podziału na płeć (N=29)
CB 28	0,5 (0,3-2,0)	0,4 (0,1-2,0)	0,5 (0,3-2,0)
CB 52	1,0 (0,1-4,0)	0,5 (0,03-4,3)	0,6 (0,13-4,0)
CB 101	4,5 (2,2-13,1)	4,7 (1,6-16,2)	4,8 (2,2-13,1)
CB 105	0,7 (0,4-4,2)	1,0 (0,3-2,7)	0,8 (0,4-3,1)
CB 118	3,6 (1,7-17,1)	4,6 (1,4-11,1)	3,8 (1,7-12,8)
CB 138	5,6 (2,8-20,8)	6,0 (2,5-20,5)	6,0 (2,8-20,5)
CB 153	12 (6-39)	12 (6-45)	12 (6-40)
CB 156	0,6 (0,3-2,2)	0,7 (0,2-1,8)	0,6 (0,3-1,8)
CB 180	2,1 (1,1-6,4)	2,0 (0,9-7,4)	2,0 (1,1-6,4)
Σ ₇ PCB	30 (15-98)	31 (12-106)	31 (15-98)
Σ _{m-o} PCB	6,4 (3-28)	8,4 (3-20)	6,8 (3-21)
Σ ₂₅ PCB	43 (22-138)	43 (17-151)	43 (22-138)
Σ ₇ PCB ^a	221 (141-707)	223 (85-398)	223 (96-483)
Σ ₂₅ PCB ^a	314 (202-992)	313 (120-567)	313 (138-689)
heptachlor	0,23 (0,06-0,44)	0,26 (0,11-0,47)	0,25 (0,11-0,44)
α-HCH	0,65 (0,27-0,94)	0,81 (0,29-1,25)	0,71 (0,29-1,22)
β-HCH	1,2 (0,04-6,1)	0,9 (0,07-9,5)	1,2 (0,04-9,5)
γ-HCH	0,4 (0,2-0,6)	0,5 (0,4-0,9)	0,5 (0,2-0,8)
ΣHCH	1,4 (0,8-7,4)	1,8 (0,3-11,5)	1,6 (0,6-7,4)
p,p-DDE	30 (15-58)	31 (10-73)	31 (15-58)
o,p-DDD	3,4 (1,7-12,3)	3,9 (1,2-10,4)	3,8 (1,7-12,0)
p,p-DDD	6,1 (2,4-25,7)	5,9 (1,2-11,8)	5,9 (2,4-13,2)
p,p-DDT	6,3 (2,4-13,8)	8,0 (2,8-15,6)	6,9 (2,8-13,8)
ΣDDT	45 (24-104)	47 (16-104)	47 (24-104)
ΣOCP	47 (26-106)	48 (17-107)	48 (26-106)
ΣDDT ^a	318 (221-638)	318 (137-419)	318 (157-638)
ΣOCP ^a	328 (242-650)	327 (149-451)	327 (206-649)

^a stężenia wyrażone w ng g⁻¹ lipidów

dla każdej płci oddzielnie. Stężenia TZO w mokrej masie gonad żeńskich były istotnie zależne od zawartości lipidów oraz długości i masy ciała, przykładem jest Σ₇PCB i ΣDDT przedstawiony na rysunkach 1F i 2E. Wyjątek stanowiły α-, β- i γ-HCH, których akumulacja w gonadach żeńskich była zależna jedynie od zawartości lipidów. U samców te czynniki nie miały istotnego wpływu na akumulację TZO w gonadach (rys. 1F i 2E), jakkolwiek akumulacja p,p-DDD była powiązana z długością i masą ciała, a o,p-DDD – z długością ryb (tab. 5).

OCENA RYZYKA

Porównując uzyskane wyniki z kryteriami oceny ekotoksykologicznej (EAC, *environmental assessment criteria*) określonymi dla poszczególnych kongenerów PCB przez OSPAR (2009) jedynie EAC dla CB-118 wynoszące 24 ng g⁻¹ lipidów było przekroczone; w mięśniach samic 1,5-krotnie, wątrobach samic i samców odpowiednio 1,6- i 1,1-krotnie, a w gonadach żeńskich – 1,1-krotnie. W mięśniach samców średnie stężenie CB-118 było równe EAC, jakkolwiek przekroczone u 39% osobników. Spośród analizowanych TZO jedynie heptachlor znajduje się na liście substancji, dla których Dyrektywa Rady EU (Council Directive 2013/39/EU) wyznacza środowiskowe normy jakości (EQS, *environmental quality standards*; 0,0067 ng g⁻¹ m.m. ryb). To kryterium było przekroczone w mięśniach średnio 4-krotnie u samców i 5-krotnie u samic, w wątrobach odpowiednio 39- i 36-krotnie, a 8-krotnie w gonadach żeńskich.

OMÓWIENIE

STĘŻENIA I DYSTRYBUCJA MIĘDZYKANKOWA

Badania wykazały, że stężenia zanieczyszczeń zarówno w mięśniach, jak i wątrobach były zbliżone u obu płci, pomimo że średnia długość i masa ciała samców były mniejsze niż samic. Oszacowany wiek ryb (Zuzanna Mirny, MIR – PIB, dane niepublikowane, Stankus 2001) był zbliżony u samic i samców, wynosił odpowiednio 4,8 i 4,9 lat. Turbot, podobnie jak wiele innych gatunków, wykazuje różnice w tempie wzrostu, które począwszy od 3 roku jest znacząco mniejsze u samców niż samic (Szlakowski 1990). Zatem okres akumulacji zanieczyszczeń był podobny u obu płci i może uzasadniać brak różnic międzypłciowych w stężeniach TZO w mięśniach i wątrobach. Wyższe stężenia TZO u samców niż samic obserwowano u różnych gatunków ryb. Larsson i in. (1993) obserwując wielokrotnie wyższe stężenia PCB i DDT w mięśniach i w gonadach u samic niż samców szczupaka (*Esox lucius*), wnioskowali, że różnice międzypłciowe są efektem wydalania TZO z ikrą podczas tarła. Madenjian i in. (2009) przeprowadzili podobne badania u sandacza (*Sander vitreus*) z relatywnie czystego jeziora w stanie Michigan (USA). Stosując matematyczny model bioenergetyki ryb, stwierdzili, że wyższe stężenia PCB u samców niż samic były wynikiem różnic w bioenergetyce ryb, tj. mniejszym tempem wzrostu samców niż samic. Tempo wzrostu wyjaśniało blisko połowę obserwowanej międzypłciowej różnicy w poziomie PCB, natomiast wydalanie z ikrą nie prowadziło w żadnym stopniu do zmniejszenia poziomu PCB u samic. U troci jeziorowej (*Salvelinus namaycush*) z jeziora Ontario Madenjian i in. (2010a) oznaczyli o 22% wyższe stężenia PCB u samców niż samic. Analizując znaczenie tempa wzrostu i wydalanie PCB podczas rozrodu,

Tabela 4. Stężenia zanieczyszczeń chloroorganicznych w gonadach turbotów [ng g⁻¹ mokrej masy; mediana (percentyl 5-95)]

PCB	Samice (N=11)	Samce (N=12)	OCP	Samice (N=11)	Samce (N=12)
CB 28	0,09 (0,04-0,23)	0,06 (0,03-0,28)	heptachlor ^b	0,05 (0,02-0,10)	p.d.
CB 52*	0,11 (0,01-0,53)	0,003 (0,002-0,003)	α-HCH	0,10 (0,07-0,21)	0,08 (0,06-0,11)
CB 101*	0,56 (0,25-2,14)	0,04 (0,002-0,12)	β-HCH	0,14 (0,09-0,20)	p.d.
CB 105*	0,12 (0,05-0,32)	0,05 (0,02-0,07)	γ-HCH	0,08 (0,07-0,14)	p.d.
CB 118*	0,56 (0,22-1,43)	0,13 (0,05-0,22)	ΣHCH	0,15 (0,01-0,54)	-
CB 138*	0,87 (0,39-2,34)	0,17 (0,06-0,23)	p,p-DDE*	5,3 (0,7-13,4)	0,9 (0,5-1,3)
CB 153*	1,8 (0,8-4,9)	0,4 (0,1-0,5)	o,p-DDD*	0,6 (0,02-1,6)	0,1 (0,02-0,2)
CB 156*	0,08 (0,04-0,19)	0,04 (0,002-0,05)	p,p-DDD*	0,7 (0,01-2,4)	0,02 (0,01-0,2)
CB 180*	0,33 (0,14-0,74)	0,07 (0,03-0,10)	p,p-DDT*	1,1 (0,1-2,6)	0,2 (0,1-0,4)
Σ ₇ PCB*	4,5 (2,0-12,3)	0,8 (0,3-1,4)	ΣDDT*	7,7 (0,8-19,5)	1,2 (0,6-2,0)
Σ _{m-o} PCB*	1,0 (0,4-2,6)	0,3 (0,1-0,5)	ΣOCP*	7,9 (0,8-20,5)	1,3 (0,6-2,1)
Σ ₂₅ PCB*	6,4 (2,9-17,9)	1,2 (0,6-1,9)	ΣDDT**	303 (94-486)	75 (43-136)
Σ ₇ PCB**	195 (112-289)	55 (24-80)	ΣOCP**	314 (97-492)	78 (45-138)
Σ ₂₅ PCB**	285 (160-444)	80 (36-111)			

* istotna różnica pomiędzy samicami i samcami (p<0,05);

^a stężenia wyrażone w ng g⁻¹ lipidów;^b w gonadach męskich nie stwierdzono heptachloru, β-HCH, γ-HCH, zaś α-HCH jedynie u 33% osobników;

p.d. – poniżej limitu detekcji

stwierdzili, że żaden z tych czynników nie uzasadniał różnic między płciowych w poziomie PCB oraz że wydalanie PCB z organizmu podczas tarła mogło prowadzić do wzrostu PCB w mięśniach samców i samic odpowiednio o 3 i 14%. Badając to zagadnienie u *Oncorhynchus kisutch* z jeziora Michigan (USA), Madenjian i in. (2010b) stwierdzili, że u tego gatunku różnice w bioenergetyce również nie wyjaśniały wyższych o 20% stężeń PCB u samców niż samic. Te badania przeprowadzono na dojrzałych i przed tarłem osobnikach *O. kisutch* (samice odbywają tarło jeden raz w życiu) w celu ograniczenia wpływu wydalania PCB z organizmu wraz z gonadami podczas rozrodu jako czynnika zmniejszającego ładunek tych zanieczyszczeń u samic. Generalnie autorzy omawianych badań prezentują pogląd, że różnice między płciowe w akumulacji są głównie efektem różnic w tempie wzrostu oraz że brak specyficznych danych o kosztach energetycznych rozwoju gonad mógł w ich badaniach prowadzić do oszacowania tempa wzrostu samców zbyt wysoko, a samic zbyt nisko i w konsekwencji do braku między płciowych różnic w tempie wzrostu (Madenjian i in. 2010a, b). Różnice między płciowe w akumulacji PCB były również przedmiotem badań 6 gatunków ryb z jeziora Logan Martin w Alabamie, USA (Rypel i in. 2007). Na podstawie analiz 955 osobników istotne różnice stwierdzono u trzech gatunków (*Ictalurus punctatus*, *Micropterus salmoides*, *Micropterus punctulatus*), natomiast u trzech gatunków nie stwierdzono różnic

(*Morone saxatilis*, *Pomoxis nigromaculatus*, *Aplodinotus grunniens*). Autorzy tych prac wskazywali, że między płciowe różnice w akumulacji były efektem różnic biologicznych w procesie reprodukcji, mobilności osobników i zawartości lipidów.

O ile brak różnic między płciowych w akumulacji TZO w mięśniach i wątrobach przy istotnej między płciowej różnicy wielkości ryb jest uzasadniony różnym tempem wzrostu samic i samców, występowanie różnic między płciowych w akumulacji TZO w gonadach może wynikać ze specyficznej i różnej dla samic oraz samców strategii i fizjologii rozrodu. Różnice między płciowe w akumulacji zanieczyszczeń w gonadach obserwowano również u dorsza bałtyckiego (*Gadus morhua*), u którego stężenie Σ₇PCB w gonadach męskich i żeńskich wynosiło odpowiednio 1,9 i 11,8 ng g⁻¹ m.m. (Dąbrowska i in. 2009). Należy zauważyć, że w gonadach turbotów stężenia Σ₇PCB były około 2-krotnie mniejsze niż w gonadach dorsza. Częściowo mogło to być spowodowane mniej zaawansowanym rozwojem gonad u turbotów. Tarło turbotów odbywa się w okresie letnim od maja do lipca (Florin i Franzén 2010) przy GSI u samic około 12 (van der Hammen i in. 2013). U złowionego w listopadzie turbotów średni GSI wynosił 3,3 u samic i 2,1 u samców, a stadium rozwoju gonad określono jako 3-4. Można przypuszczać, że wraz z postępującym rozwojem gonad poziom TZO się zwiększał.

Analiza dystrybucji między płciowej wykazała, że u obu płci trend jest podobny, tj. stężenia TZO

Tabela 5. Poziomy istotności (p) dla współczynników korelacji pomiędzy długością ryb, masą ciała ryb, zawartością lipidów a stężeniami TZO w poszczególnych tkankach turbotu

TZO	Długość ryb			Masa ciała			Zawartość lipidów		
	F+M	F	M	F+M	F	M	F+M	F	M
	Mięśnie								
Σ_7 PCB	p = 0,010	n.i.	p = 0,033	p = 0,019	n.i.	p = 0,023	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
Σ_{m-o} PCB	p = 0,038	n.i.	p = 0,038	n.i.	n.i.	p = 0,019	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,001
Σ_{25} PCB	p = 0,009	n.i.	n.i.	p = 0,019	n.i.	p = 0,044	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
α -HCH	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
β -HCH	p = 0,023	n.i.	n.i.	p = 0,019	n.i.	n.i.	p < 0,001	p = 0,001	p < 0,001
γ -HCH	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p < 0,001	p = 0,004
Heptachlor	p = 0,026	p = 0,044	n.i.	p = 0,038	p = 0,045	n.i.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
pp-DDE	p = 0,008	p = 0,015	p = 0,028	p = 0,015	p = 0,039	p = 0,023	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
op-DDD	p = 0,005	p = 0,032	p = 0,027	p = 0,016	n.i.	p = 0,035	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
pp-DDD	p < 0,001	p = 0,042	p = 0,030	p = 0,002	n.i.	p = 0,063	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
ppDDT	p = 0,028	p = 0,032	p = 0,047	p = 0,040	n.i.	p = 0,027	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
Σ DDT	p = 0,010	p = 0,028	p = 0,033	p = 0,020	n.i.	p = 0,027	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
Σ OCP	p = 0,009	p = 0,044	n.i.	p = 0,019	n.i.	p = 0,047	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
	Wątroby								
Σ_7 PCB	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,022	p < 0,001	p = 0,015	p < 0,001
Σ_{m-o} PCB	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,022	p < 0,001	p = 0,015	p < 0,001
Σ_{25} PCB	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,025	p < 0,001	p = 0,003	p < 0,001
α -HCH	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p < 0,001	p < 0,001
β -HCH	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.
γ -HCH	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,030	p = 0,010	n.i.
Heptachlor	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p = 0,007	p < 0,001
pp-DDE	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,036	p < 0,001	p = 0,006	p < 0,001
op-DDD	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,022	p = 0,001	p = 0,003	p = 0,005
pp-DDD	n.i.	n.i.	p = 0,048	n.i.	n.i.	p = 0,022	p = 0,002	p < 0,001	p = 0,014
ppDDT	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p = 0,009	p < 0,001
Σ DDT	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p = 0,018	p < 0,001	p = 0,005	p < 0,001
Σ OCP	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	n.i.	p < 0,001	p = 0,002	p < 0,001
	Gonady								
Σ_7 PCB		p = 0,009	n.i.		p = 0,007	n.i.		p = 0,001	n.i.
Σ_{m-o} PCB		p = 0,006	n.i.		p = 0,006	n.i.		p = 0,001	n.i.
Σ_{25} PCB		p = 0,007	n.i.		p = 0,006	n.i.		p = 0,004	n.i.
α -HCH		n.i.	n.i.		n.i.	n.i.		p < 0,001	n.i.
β -HCH		n.i.	p.d.		n.i.	p.d.		p = 0,023	p.d.
γ -HCH		n.i.	p.d.		n.i.	p.d.		p = 0,010	p.d.
Heptachlor		p = 0,002	p.d.		p = 0,002	p.d.		p < 0,001	p.d.
pp-DDE		p = 0,001	n.i.		p = 0,001	n.i.		p < 0,001	n.i.
op-DDD		p = 0,001	p = 0,028		p = 0,001	n.i.		p < 0,001	n.i.
pp-DDD		p = 0,002	p = 0,030		p = 0,003	p = 0,019		p < 0,001	n.i.
ppDDT		p = 0,001	n.i.		p = 0,001	n.i.		p = 0,001	n.i.
Σ DDT		p = 0,001	n.i.		p = 0,002	n.i.		p < 0,001	n.i.
Σ OCP		p = 0,002	n.i.		p = 0,001	n.i.		p < 0,001	n.i.

F – samice, M – samce;

n.i. – zależność nieistotna statystycznie (p>0,05);

p.d. – stężenia substancji poniżej limitu detekcji

w mokrej masie są mniejsze w mięśniach niż w wątrobach, najmniejsze w gonadach. Dystrybucja międzykankowa wydaje się być cechą gatunkową zależną w dużym stopniu od poziomu lipidów. Na przykład porównując mięśnie, wątroby i gonady u samic *Fundulus heteroclitus* z estuarium i dolnego biegu rzeki Hudson (USA), stwierdzono, że stężenia PCB w mięśniach były najmniejsze, natomiast w gonadach były najwyższe lub równe stężeniom w wątrobie (Monosson i in. 2003). *F. heteroclitus* pochodził ze stanowisk o różnym stopniu zanieczyszczenia i nie mierzono zawartości lipidów, toteż pozostaje niewyjaśnione, w jakim stopniu poziom lipidów wpływał na dystrybucję międzykankową. U dorsza bałtyckiego najmniejsze stężenia PCB również stwierdzono w mięśniach, zaś stężenia w wątrobach były 2-3 rzędy wielkości większe niż w gonadach, przy czym poziom lipidów był czynnikiem determinującym dystrybucję (Dąbrowska i in. 2009).

W mięśniach i wątrobach turбота obserwowano generalnie znaną zależność pomiędzy poziomem lipidów a akumulacją TZO. Jednakże porównując wątroby samic i samców, brak różnic w stężeniach TZO, pomimo że średnia zawartość lipidów w wątrobach samców była większa o ponad 5%, wskazuje, że zawartość lipidów nie jest jedynym czynnikiem determinującym akumulację TZO w wątrobach. W przypadku wątrób ta zależność wydaje się być regulowana również przez czynniki biologiczne. Można przypuszczać, że specyficzne dla samic i samców procesy fizjologiczne determinowały poziom lipidów w wątrobach, a poziom akumulacji TZO był zależny zarówno od poziomu lipidów, jak i zawartości TZO w pokarmie. Na rolę czynników ekologicznych w bioakumulacji TZO wskazują również Madenjian i in. (2009), którzy oznaczyli wyższe zawartości PCB przy niższym poziomie lipidów u samców niż samic sandacza. U turбота stężenia TZO w mięśniach i wątrobach korelowały z zawartością lipidów, jednakże mając na uwadze wpływ długości i masy ciała, akumulacja poszczególnych związków się różniła. Te dwa czynniki biologiczne były istotne dla akumulacji PCB, DDT, heptachloru i β -HCH w mięśniach, lecz nie w wątrobach, i nie miały znaczenia dla akumulacji α - i γ -HCH w żadnej z badanych tkanek. Dane literaturowe wskazują, że izomery α -, β - i γ -HCH charakteryzują się różnym stopniem podatności na degradację, β -HCH jest najtrwalszy (UNEP 2007). Izomery α - i γ -HCH mogą być metabolizowane w procesach katalizowanych przez CYP1A (Parzefall in. 1980). Pozostaje nieokreślone, w jakim stopniu procesy te przyczyniają się do obserwowanych różnic w akumulacji poszczególnych izomerów HCH u turбота, nie mniej badania Chadwick i in. (1981) sugerują, że indukcja CYP1A przez PCB może powodować nawet 4-krotne zwiększenie wydalania metabolitów γ -HCH.

W porównaniu do innych gatunków flądroształtnych stężenia TZO w mięśniach samic turбота były

wyższe niż u samic storni z tego samego obszaru (Dąbrowska i in. 2014). Na przykład mediana Σ_7 PCB u samic turбота wynosiła 4,3 ng g⁻¹ m.m., podczas gdy u storni z łowiska uestecko-łebskiego i władysławowskiego odpowiednio 1,2 i 2,7 ng g⁻¹ m.m., jakkolwiek stornie były mniejsze (średnia długość 29 cm, średnia masa ciała 288 i 276 g) niż turbot, a ich wiek oszacowany na ok. 3 lata był również niższy. Te czynniki mogą uzasadniać obserwowane różnice w poziomie TZO pomiędzy tymi dwoma gatunkami ryb strefy przydennej. Dla porównania średnie stężenie Σ_7 PCB w mięśniach samic dorsza (z łowiska darłowskiego i władysławowskiego, średnia długość ciała 49 i 45 cm) osiąga 1,0 i 1,5 ng g⁻¹ m.m. (Dąbrowska i in. 2009). U śledzia i szprota występują znacznie wyższe stężenia Σ_7 PCB, a mianowicie u osobników złowionych w 2006 r. wynosiły średnio odpowiednio 15 i 22 ng g⁻¹ m.m. (Szlinder-Richert i in. 2009).

OCENA RYZYKA

Zanieczyszczenia chemiczne w rybach dostarczają informacji o stanie środowiska. W kontekście Ramowej Dyrektywy ws. Strategii Morskiej (MSFD 2008) stanowią element dążeń do osiągnięcia czystych, biologicznie różnorodnych i produktywnych mórz. Dla oceny stanu środowiska morskiego zostały określone kryteria jakości dla specyficznych zanieczyszczeń (OSPAR 2009), a mianowicie BACs (*background assessment criteria*) określające stężenia na obszarach czystych odległych od aktywności antropogenicznej oraz EACs (*environmental assessment criteria*) jako stężenia, powyżej których istnieje prawdopodobieństwo wystąpienia negatywnych zmian biologicznych. Tych kryteriów, tj. BAC i EAC dla CB-28, -52, -101, -105, -118, -138, -153, -180 i p,p-DDE (OSPAR 2009), użyto do oceny stężeń TZO u turбота. Stężenia w mięśniach oraz wątrobach samic i samców turбота oraz w gonadach żeńskich przekraczały wartości BAC, jednakże nie przekraczały wartości EAC, oprócz CB-118. Przekroczenie wartości EAC dla CB-118 wskazuje, że istnieje potencjalne ryzyko związane ze szkodliwym oddziaływaniem tego kongenera. Jedną ze znanych właściwości CB-118 jest zdolność do indukcji systemu wielofunkcyjnych monoooksygenaz cytochromu P450 (CYP1A), enzymów biorących udział w metabolizmie i biosyntezie wielu związków endogennych (steroidów, prostaglandyn, kwasów tłuszczowych) oraz w procesach detoksykacji zanieczyszczeń organicznych (Skaare i in. 1991, van der Oost i in. 2003). Mając na uwadze dopuszczalne stężenia zanieczyszczeń priorytetowych wyznaczone w celu ochrony zdrowia konsumenta określone dla Σ_6 PCB (Σ CB 28, 52, 101, 138, 153, 180) na poziomie 75 ng g⁻¹ m.m. mięśni i 200 ng g⁻¹ m.m. wątroby (Commission Regulation, 2011) oraz dla Σ DDT i γ -HCH odpowiednio na poziomie 1000 i 200 ng g⁻¹ m.m. (generalnie w produktach pochodzenia zwierzęcego; Council Directive 86/363/EEC), należy wskazać,

że te stężenia nie były przekroczone w żadnej z analizowanych tkanek turбота. Natomiast niedawno określone dopuszczalne stężenie heptachloru w rybach, tj. środowiskowa norma jakości (EQS), na poziomie 0,0067 ng g⁻¹ m.m. (Dyrektywa 2013/39/EC), była przekroczona u wszystkich osobników.

PODSUMOWANIE

U turбота o masie ciała w zakresie 202-1127 g i długości w zakresie 21-36 cm akumulacja PCB, DDT, heptachloru i β -HCH w mięśniach jest generalnie zależna od zawartości lipidów oraz długości i masy ciała, które są powiązane z okresem narażenia/odżywiania. W wątrobie, która jest organem metabolizującym ksenobiotyki, czynnikiem determinującym poziom akumulacji TZO (z wyjątkiem β -HCH) jest jedynie zawartość lipidów. Generalnie poziom Σ DDT jest wyższy niż Σ PCB niezależnie od rodzaju próby. Izomery α -, β - γ -HCH wykazują różny stopień akumulacji w badanych tkankach; w mięśniach i wątrobach dominuje β -HCH, zaś w gonadach jego poziom jest najniższy. Poziom akumulacji TZO w poszczególnych tkankach, mając na uwadze stężenia w mokrej masie, kształtuje się następująco: wątroba > mięśnie = gonady żeńskie > gonady męskie, natomiast w przeliczeniu na zawartość lipidów: wątroba = mięśnie > gonady żeńskie > gonady męskie. Obserwowane różnice międzypłciowe obejmują zróżnicowany poziom akumulacji TZO w gonadach oraz różny wpływ parametrów biologicznych na akumulację poszczególnych związków w mięśniach, wątrobach i gonadach.

Spośród analizowanych TZO stężenia CB-118 i heptachloru przekraczały środowiskowe normy jakości, wskazując na potencjalną możliwość szkodliwego oddziaływania na organizm ryb.

PODZIĘKOWANIA

Autorzy pragną podziękować pracownikom Zakładu Zasobów Rybackich MIR – PIB za pomoc w uzyskaniu prób turбота oraz pani Zuzannie Mirny (MIR – PIB) za udostępnienie danych na temat rozkładu wielkości w grupach wiekowych turбота. Niniejsze badania były realizowane w ramach badań statutowych finansowanych przez Ministerstwo Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

LITERATURA

Antunes-Fernandes, E.C., Bovee, T.F.H., Daamen, F.E.J., Helsdingen, R.J., van den Berg, M., van Duursen, M.B.M. 2011. Some OH-PCBs are more potent inhibitors of aromatase activity and (anti-) glucocorticoids than non-dioxin like (NDL)-PCBs and MeSO₂-PCBs. *Toxicology Letters*. 206, 158-165.

Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2004. Food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 23, 2343-2355.

Bureau, S., Zebühr, Y., Broman, D., Ishaq, R. 2006. Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean. *Sci. Tot. Environ.* 366, 659-672.

Chadwick, R.W., Copeland, M.F., Mole, M.L., Nesnow, S., Cooke, N. 1981. Comparative effect of pretreatment with phenobarbital, Aroclor 1254, and β -naphthoflavone on the metabolism of lindane. *Pest. Biochem. Physiol.* 15, 120-136.

Chakraborty, T., Katsu, Y., Zhou, L.Y., Miyagawa, S., Nagahama, Y., Iguchi, T. 2011. Estrogen receptors in medaka (*Oryzias latipes*) and estrogenic environmental contaminants: an in vitro-in vivo correlation. *J. Steroid Biochem. Mol. Biol.* 123, 115-121.

Colciago, A., Negri-Cesi, P., Pravettoni, A., Mornati, O., Casati, L., Celotti, F. 2006. Prenatal Aroclor 1254 exposure and brain sexual differentiation: Effect on the expression of testosterone metabolizing enzymes and androgen receptors in the hypothalamus of male and female rats. *Reprod. Toxicol.* 22, 738-745.

Commission Regulation. 2011. Commission Regulation (EC) No 1259/2011 of 2 December 2011 amending Regulation (EC) No 1881/2006 as regards maximum levels for dioxins, dioxin-like PCBs and non dioxin-like PCBs in foodstuffs. *Official J. EU. L* 320/18.

Council Directive. 1986. Council Directive (86/363/EEC) of 24 July 1986 on the fixing of maximum levels for pesticide residues in and on foodstuffs of animal origin. *Official J. EU. L* 221/43.

Dabrowska, H., Bernard, E., Barska, I., Radtke, K. 2009. Inter-tissue distribution and evaluation of potential toxicity of PCBs in Baltic cod (*Gadus morhua* L.). *Ecotoxicol. Environ. Safety.* 72, 1975-1984.

Dabrowska, H., Fisher, S.W., Dabrowski, K., Staubus, A.E. 1999. Dietary uptake efficiency of HCBP in yellow perch and rainbow trout. The role of dietary and body lipids. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 938-945.

Dabrowska, H., Kopko, O., Góra, A., Waszak, I., Walkusz-Miotk J. 2014. DNA damage, EROD activity, condition indices, and their linkages with contaminants in female flounder (*Platichthys flesus*) from the southern Baltic Sea. *Sci. Tot. Environ.* 496, 488-498.

Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32013L0039>.

Florin, A.-B., Franzén F. 2010. Spawning site fidelity in Baltic Sea turbot (*Psetta maxima*).

Geyer, H.J., Scheunet, I., Bruggemann, R., Langer, D., Korte, F. et al. 1997. Half-lives and bioconcentration of lindane (g-HCH) in different fish species and relationship with their lipid content. *Chemosphere.* 35, 343-351.

Giesy, J.P., Kannan, K. 1998. Dioxin-like and non-dioxin-like toxic effects of polychlorinated biphenyls (PCBs): Implications for risk assessment. *Critical Rev. Toxicol.* 28, 511-569.

Gobas, F.A.P.C., McCorquodale, J.R., Haffner, G.D. 1993. Intestinal absorption and biomagnification of organochlorines. *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 567-576.

Kelly, B.C., Ikononou, M.G., Blair, J.D., Morin, A.E., Gobas, F.A.P.C. 2007. Food web-specific biomagnification of

- persistent organic pollutants. *Science*. 317, 236–239.
- Larsson, P., Okla, L., Collvin, L. 1993. Reproductive status and lipid content as factors in PCB, DDT, and HCH contamination of a population of pike (*Esox lucius* L.). *Environ. Toxicol. Chem.* 12, 855–861.
- Madenjian, C.P., Hanchin, P.A., Chernyak, S.M., Begnoche, L.J. 2009. Sexual differences in PCB concentrations of walleyes (*Sander vitreus*) from a pristine lake. *Sci. Tot. Environ.* 407, 4526–4532.
- Madenjian C.P., Keir M.J., Whittle D.M., Noguchi G.E. 2010a. Sexual difference in PCB concentrations of lake trout (*Salvelinus namaycush*) from Lake Ontario. *Sci. Tot. Environ.* 408, 1725–1730.
- Madenjian, C.P., Schrank, C.S., Begnoche, L.J., Elliott, R.F., Quintal, R.T. 2010b. Sexual difference in PCB concentrations of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Sci. Tot. Environ.* 408, 1719–1724.
- MSFD. 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and the Council of 17 June 2008 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Marine Environmental Policy. http://ec.europa.eu/environment/water/marine/index_en.htm.
- Monosson, E., Ashley, J.T.F., McElroy, A.E., Woltering, D., Elskus, A.A. 2003. PCB congener distributions in muscle, liver and gonad of *Fundulus heteroclitus* from the lower Hudson River Estuary and Newark Bay. *Chemosphere*. 52, 777–787.
- Nfon, E., Cousins, I.T., Broman, D. 2008. Biomagnification of organic pollutants in benthic and Pelagic marine food chains from the Baltic Sea. *Sci. Tot. Environ.* 397, 190–204.
- OSPAR. 2009. Background Document on CEMP Assessment Criteria for the QSR 2010. OSPAR. Commission publication number 461/2009.
- Parmanne, R., Hallikainen, A., Isoaari, P., Kiviranta, H., Koistinen, J., Laine, O., Rantakokko, P., Vuorinen, P.J., Vartiainen, T. 2006. The dependence of organohalogen concentrations on herring age and size in the Bothnian sea, northern Baltic. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 149–161.
- Parzefall, W., Münster, J., Schulte-Hermann, R. 1980. A comparative study on the effects of α -hexachlorocyclohexane and its metabolite β -pentachlorocyclohexene on growth and monooxygenase activities in rat liver. *Biochem. Pharmacol.* 29, 2169–2178.
- Rasmussen, J.B., Rowan, D.J., Lean, D.R.S., Carey, J.H. 1990. Food chain structure in Ontario lakes determines PCB levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*) and other pelagic fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 2030–2038.
- Russell, R.W., Gobas, F.A.P.C., Haffner, G.D. 1999. Role of chemical and ecological factors in trophic transfer of organic chemicals in aquatic food webs. *Environ. Toxicol. Chem.* 18, 1250–1257.
- Ruus, A., Berge, J.A., Bergstad, O.A., Knutsen, J.A., Hylland, K. 2006. Disposition of poly-chlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in two Norwegian epibenthic marine food webs. *Chemosphere*. 62, 1856–1868.
- Ruus, A., Ugland, K.I., Skaare, J.U. 2002. Influence of trophic position on organochlorine concentrations and compositional patterns in a marine food web. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 2356–2364.
- Rypel, A.L., Findlay, R.H., Mitchell, J.B., Bayne, D.R. 2007. Variations in PCB concentrations between genders of six warm water fish species in Lake Logan Martin, Alabama, USA. *Chemosphere*. 68, 1707–1715.
- Schleizinger, J.J., Stegeman, J.J. 2001. Induction and suppression of cytochrome P450 1A by 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl and its relationship to oxidative stress in the marine fish scup (*Stenotomus chrysops*). *Aquat. Toxicol.* 52, 101–115.
- Skaare, J.U., Jensen, E.G., Goksøyr, A., Egaas, E. 1991. Response of xenobiotic metabolizing enzyme of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to the mono-ortho substituted polychlorinated PCB congener 2,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl, PCB-118, detected by enzyme activities and immunochemical methods. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20, 349–352.
- Stankus, S. 2001. Growth of turbot (*Psetta maxima* L.) in the northern part of the Lithuanian economic zone in the Baltic Sea. *Acta Zool. Lituanica*. 11, 357–265.
- Stegeman, J.J., Hahn, M.E. 1994. Biochemistry and molecular biology of monooxygenases: current perspectives on forms, functions, and regulation of cytochrome P450 in aquatic species. Malins, D.C., Ostrander, G.K. (eds.) *Aquatic Toxicology: Molecular, Biochemical, and Cellular Perspectives*. Lewis Publishers, Boca Raton. pp. 87–206.
- Strandberg, B., Bandh, C., van Bavel, B., Bergqvist, P.-A., Broman, D., Naf, C., Pettersen, H., Rappe, C. 1998. Concentrations, biomagnification and spatial variation of organochlorine compounds in a pelagic food web in the northern part of the Baltic Sea. *Sci. Total Environ.* 217, 143–154.
- Szlakowski, J. 1990. Growth of *Psetta maxima* (Linnaeus, 1758) from the Gulf of Pomerania. *Acta Ichthyl. Pisc.* 20 (1), 13–28.
- Szlinder-Richert, J., Barska, I., Mazerski, J., Usydus, Z. 2009. PCBs in fish from the southern Baltic Sea: Levels, bioaccumulation features, and temporal trends during the period from 1997 to 2006. *Mar. Poll. Bul.* 58, 85–92.
- Tollefsen, K.E., Mathisen, R., Stenersen, J. 2003. Induction of vitellogenin synthesis in an Atlantic salmon (*Salmo salar*) hepatocyte culture: a sensitive in vitro bioassay for the oestrogenic and anti-oestrogenic activity of chemicals. *Biomarkers*. 5, 394–407.
- UNEP. 2007. Beta hexachlorocyclohexane risk profile. UNEP/POPS/POPRC. 3/20/Add.9. pp. 23.
- van der Hammen, T., Poos, J.J., van Overzee, H.M.J., Heessen, H.J.L., Magnusson, A., Rijnsdorp, A.D. 2013. Population ecology of turbot and brill: What can we learn from two rare flatfish species? *J. Sea Res.* 84, 96–108.
- van der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N.P.E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13, 57–149.
- Zaroogian, G., Gardner, G., Horowitz, D.B., Gutjahr-Gobell, R., Haebler, R., Mills, L. 2001. Effect of 17 beta-estradiol, o,p'-DDT, octylphenol and p,p'-DDE on gonadal development and liver and kidney pathology in juvenile male summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Aquat. Toxicol.* 54, 101–112.



Wskaźniki ichtiofauny w ocenie stanu środowiska morskiego

(Ichthyofauna indicators in the assessment of the marine environment status)

Szymon Smoliński*

*Zakład Zasobów Rybackich
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia*

Streszczenie

Ryby są jednym z bioindykatorów używanych do oceny stanu środowiska morskiego. Zbiorowiska ryb podlegają szerokiemu zakresowi presji antropogenicznych, które mogą zmieniać ich strukturę. Analizy różnorodnych metryk opisujących strukturę ichtiofauny mogą być zatem podstawą do ewaluacji jakości ekosystemów wodnych. Trwające działania związane z wdrożeniem zapisów Ramowej Dyrektywy Wodnej oraz Ramowej Dyrektywy do spraw Strategii Morskiej wymagają kontynuowania prac nad testowaniem wskaźników ichtiofauny. W prezentowanych badaniach zostały wykorzystane dane monitoringowe pochodzące z połowów badawczych zrealizowanych włokiem dennym w ramach programu Baltic International Trawl Survey w latach 2001-2016 oraz modelowe dane przestrzenne odnoszące się do wybranych czynników środowiskowych i nakładu połowowego. Analiza redundancji (RDA) została wykorzystana w celu zbadania zmienności w wartościach wskaźników, biorąc pod uwagę przestrzenne zróżnicowanie czynników środowiskowych i presji połowowej. Metody regresji liniowej posłużyły do oceny istotności trendów w seriach czasowych reprezentujących wartości metryk obliczonych dla poszczególnych lat. Uzyskane wyniki wykazały wysoką korelację niektórych wskaźników i efekt maskowania wpływu presji połowowej przez czynniki naturalne. Analiza RDA wykazała ponadto wysoki poziom niewyjaśnionej przez model zmienności, sugerując, że na wartości metryk mają wpływ również inne czynniki, nieuwzględnione w prezentowanych badaniach. Wyniki analizy regresji wykazały istotny statystycznie trend w wartości niektórych wskaźników w rozpatrywanym okresie. Niniejsza praca jest podstawą do dalszego testowania indeksów opartych na zbiorowiskach ryb oraz stanowi wkład w dyskusję związaną z trudnościami metodycznymi w odseparowaniu wpływu czynników naturalnych od reakcji wywołanej presją człowieka w procesie testowania wskaźników ichtiofauny.

Słowa kluczowe: Morze Bałtyckie, indeks ichtiofauny, ryby, stan środowiska, stan ekologiczny

Abstract

Fish communities are one of the bioindicators used to assess the status of the marine environment. Ichthyofaunal assemblages are influenced by a broad range of anthropogenic pressures, which can change their structure. The analysis of different metrics that describe this structure may be applied as a basis for evaluation of aquatic ecosystem quality. Recent actions carried out in order to implement the Water Framework Directive and the Marine Strategy Framework Directive require further works on fish indicators testing. Catch data from bottom trawls conducted during Baltic International Trawl Surveys in the years 2001-2016 and spatial data referring to the modelled environmental drivers and fishing efforts were used in the study. The analysis of redundancy (RDA) was used to investigate spatial patterns in the metrics values, taking into account environmental variables and the proxy of the fishing pressure. Furthermore, in order to evaluate time-trends in the calculated metrics linear regression methods were applied. Results of RDA pointed out high correlation of few indices and the masking effect of natural factors on metrics variation induced by fishing pressure. Moreover, RDA indicated high level of unexplained variance in the model, suggesting other sources of fish indicators variability. The obtained results of linear regression analysis showed statistically significant trends for some metrics in the considered period. This work provides the basis for further testing of selected ichthyofaunal metrics on time-varying levels of anthropogenic pressures and demonstrates difficulties in separating impacts of natural factors and human-related stressors during the process of indicator testing.

Key words: Baltic Sea, ichthyofaunal indices, fish, environmental status, ecological status

WPROWADZENIE

Obecnie obserwuje się rosnące zainteresowanie możliwościami wykorzystania różnych organizmów do oceny stanu ekosystemów wodnych (Simon 2000). Jedną z grup potencjalnych bioindykatorów, która zyskuje coraz więcej uwagi, są ryby (Whitfield i Elliot 2002). Wśród cech

ichtiofauny sprzyjających jej wykorzystaniu do oceny jakości środowiska wymienia się m.in.:

- szeroki zasięg występowania, obejmujący różnorodne ekosystemy wodne,
- dobrze poznany cykl życiowy,
- stosunkowo łatwą identyfikację gatunkową,

* ssmolinski@mir.gdynia.pl



- d) długi czas życia, umożliwiający długoterminową ocenę poziomu stresu środowiskowego (Whitfield 1996).

Ryby podlegają szerokiemu zakresowi presji antropogenicznych, m.in.: zanieczyszczenie wód biogenami i substancjami szkodliwymi czy oddziaływaniu ze strony rybołówstwa (Barausse i in. 2011). Czynniki te powodują zmiany w funkcjonowaniu i strukturze zbiorowisk ichtiofauny (Möllmann i in. 2009, Henriques i in. 2013). Struktura zbiorowisk może być monitorowana w celu uzyskania informacji o stanie środowiska. Koncepcja ta została wykorzystana w opracowaniu indeksu integralności biotycznej (*index of biotic integrity*) dla zbiorowisk ryb śródlądowych wód płynących w Ameryce (Karr 1981). Informacje o atrybutach zbiorowiska ryb, odnoszące się do składu gatunkowego i struktury ekologicznej, zostały uwzględnione w ocenie jakości bioty i pośrednio ocenie stanu środowiska. Multimetryczna metoda Karra zyskała dużą popularność, a jej założenia zostały wdrożone również w późniejszych pracach nad rozwojem wskaźników ichtiofauny na świecie (Belpaire i in. 2000). Włączenie danych ichtiologicznych do celów wspomagania procesów zarządzania środowiskiem morskim jest doskonałym przykładem aplikacyjnej strony badań naukowych.

Intensywne prace nad rozwojem metod biologicznej oceny stanu środowiska na podstawie ichtiofauny w europejskich obszarach morskich rozpoczęły się wraz z wdrożeniem Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW) oraz Ramowej Dyrektywy w sprawie Strategii Morskiej (RDSM) Parlamentu Europejskiego i Rady Unii Europejskiej (Dyrektywa 2000, 2008). Oba ściśle ze sobą powiązane akty prawne wykorzystują koncepcję zarządzania obszarami wodnymi, opartą na metodach porównań obecnego stanu ekosystemów z ich przewidywanym stanem w warunkach minimalnego lub zrównoważonego wpływu antropogenicznego (Mee i in. 2008, Van Hoey i in. 2010). Zarówno RDW, jak i RDSM formułują nadrzędny cel działań środowiskowych państw członkowskich Unii Europejskiej jako osiągnięcie „dobrego stanu” wód, siedlisk i zasobów (Borja i in. 2010). W procesie implementacji tych regulacji konieczne jest wypracowanie metod oceny stanu środowiska na podstawie wybranych elementów biologicznych, a także uzasadnionej naukowo definicji „dobrego stanu” (Birk i in. 2012). Dyrektywy określają ramy metod oceny, wskazując na wymóg monitorowania pewnych cech ekosystemów (np. zróżnicowanie gatunkowe, liczebność organizmów), jednak nie precyzują, jakie wskaźniki powinny zostać użyte, pozostawiając krajom członkowskim UE możliwość zastosowania wybranych technik, które najlepiej sprawdzą się w specyficznych warunkach danego regionu (Hering i in. 2010). Prace nad rozwojem metod oceny stanu środowiska stanowią duże wyzwanie dla społeczności naukowej (Van Hoey i in. 2010). Wymagane jest zaprojektowanie badań

uwzględniających wciąż nie do końca poznane sposoby funkcjonowania ekosystemu, jego strukturę oraz sprzężony wpływ czynników naturalnych i antropogenicznych na zbiorowiska organizmów i wartości proponowanych wskaźników (Borja i in. 2010).

Prace nad rozwojem indeksu ichtiofauny dla polskich wód przejściowych i przybrzeżnych (zaliczanych w typologii do wód morskich) zostały rozpoczęte w 2011 r. wraz z pilotażowym projektem połowów badawczych ryb w tych obszarach (Psuty i Margoński 2011). Był to pierwszy kompleksowy projekt mający na celu przygotowanie podstaw metodycznych zbioru danych na temat ichtiofauny strefy przybrzeżnej i przejściowej, ich dalszej analizy oraz przeprowadzania oceny stanu ekologicznego. Wynikiem prac było przygotowanie ram programu monitoringu oraz stworzenie przewodnika do oceny jakości ekologicznej wód podlegających regulacjom RDW (Psuty 2012). W proponowanej metodycie zastosowano podejście multimetrycznego indeksu stanu ichtiofauny (indeks SI), opartego na szeregu wskaźników cząstkowych, uwzględniających skład gatunkowy, liczebność gatunków lub grup gatunków kluczowych, rozkład długości ciała osobników należących do gatunku kluczowego (stornia *Platichthys flesus* lub okoń *Perca fluviatilis*) oraz strukturę wiekową gatunku kluczowego. Z uwagi na brak możliwości wyznaczenia stanowisk referencyjnych w strefie polskich wód przejściowych oraz braku odpowiedniej serii danych monitoringowych i możliwości skwantyfikowania danych historycznych granice klas stanu ekologicznego zostały wyznaczone metodą ekspercką.

Późniejsze studia podejmujące próbę opracowania indeksu multimetrycznego ichtiofauny jako narzędzia do oceny stanu ekologicznego wód przejściowych polegały na testowaniu statystycznym odpowiedzi szeregu potencjalnych wskaźników na zmieniającą się presję antropogeniczną oraz analizę wzajemnych relacji pomiędzy wskaźnikami (Smoliński i Całkiewicz 2015). Ważnymi krokami w procesie rozwoju indeksów multimetrycznych, złożonych z różnych metryk, włączających w ocenę różnorodne informacje o zbiorowisku organizmów, są m.in. testy odpowiedzi poszczególnych wskaźników cząstkowych na czynnik presji oraz analizy redundancji wyselekcjonowanych wskaźników (Hering i in. 2006). Zaprezentowana w odniesieniu do polskich wód morskich koncepcja metodyczna opierała się na modelowaniu wartości wskaźników z wykorzystaniem uogólnionych modeli liniowych i wielowymiarowych technik analizy danych (Smoliński i Całkiewicz 2015). Przeprowadzone symulacje pozwoliły na wyznaczenie granic klas stanu ekologicznego wód, ale z powodu braku miejsc referencyjnych i ograniczonego zasobu danych zawężono je do trzech najniższych klas wyróżnianych przez RDW: złej, słabej i umiarkowanej.

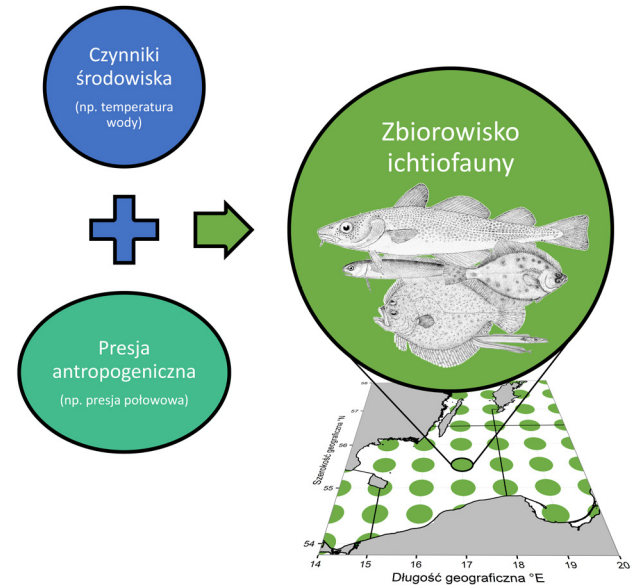
Wciąż trwający w obszarze Morza Bałtyckiego proces implementacji zapisów RDSM, będącej młodszą

spośród dwóch omawianych dyrektyw, jest realizowany we współpracy m.in. z Komisją Helsińską (HELCOM). Polska włączyła się w realizację kilku międzynarodowych projektów nadzorowanych przez tę instytucję, a jednym z podjętych działań było stworzenie podstaw merytorycznych oceny stanu ryb w strefie przybrzeżnej oraz ram monitoringu ichtiofauny dla całego wybrzeża Bałtyku (HELCOM 2015a). Dotychczas wypracowano propozycję oceny zbiorowisk demersalnych w strefie otwartego Bałtyku (Oesterwind i in. 2013), adaptując indeks wielkości ryb rozwijany początkowo dla obszaru Morza Północnego (Greenstreet i in. 2011). Autorzy raportu przedstawili koncepcję oceny GES (ang. *Good Environmental Status* – dobry stan środowiska) opierającą się na obliczonym stosunku biomasy ryb o długości całkowitej ciała większej niż 30 cm do całkowitej biomasy połowu. Wykazano, że wskaźnik ten w wodach Polskich Obszarów Morskich reaguje głównie na zmieniającą się w czasie śmiertelność połowową i dobrze odzwierciedla status dużych ryb drapieżnych, będących głównym celem połowów komercyjnych (Psuty i in. 2012a, 2012b). Wartość ustanowionej granicy długości ryb (30 cm) oraz metody obliczania granicy stanu GES są jednak nadal dyskutowane na arenie międzynarodowej. Niedawne sugestie HELCOM oraz Komitetu Naukowego Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES SCICOM) wskazują na potrzebę dalszych badań nad możliwością zastosowania potencjalnych indykatorów środowiska opartych na danych ichtiologicznych (SCICOM 2013).

Trwający dyskurs dotyczący metod oceny stanu środowiska morskiego i stosowanych technik wyznaczania granicy stanu GES powoduje konieczność kontynuowania prac nad rozwojem wskaźników ichtiofauny i ich dalszego testowania. Celem niniejszej pracy było:

- zbadanie powiązań 10 wyselekcjonowanych na podstawie literatury wskaźników opisujących strukturę zbiorowisk ryb demersalnych w Polskich Obszarach Morskich z wybranymi czynnikami środowiskowymi i presją połowową, uwzględniając ich zmienność przestrzenną (rys. 1),
- przedstawienie wzajemnych relacji metryk,
- przeanalizowanie trendów czasowych obliczonych wskaźników w latach 2001-2016.

Niniejsza praca stanowi podstawę do dalszego testowania reakcji wybranych metryk ichtiofauny na zmieniający się w czasie poziom presji antropogenicznej oraz stanowi wkład w dyskusję związaną z trudnościami w odseparowaniu wpływu czynników naturalnych od reakcji wywołanej presją człowieka w procesie testowania wskaźników.



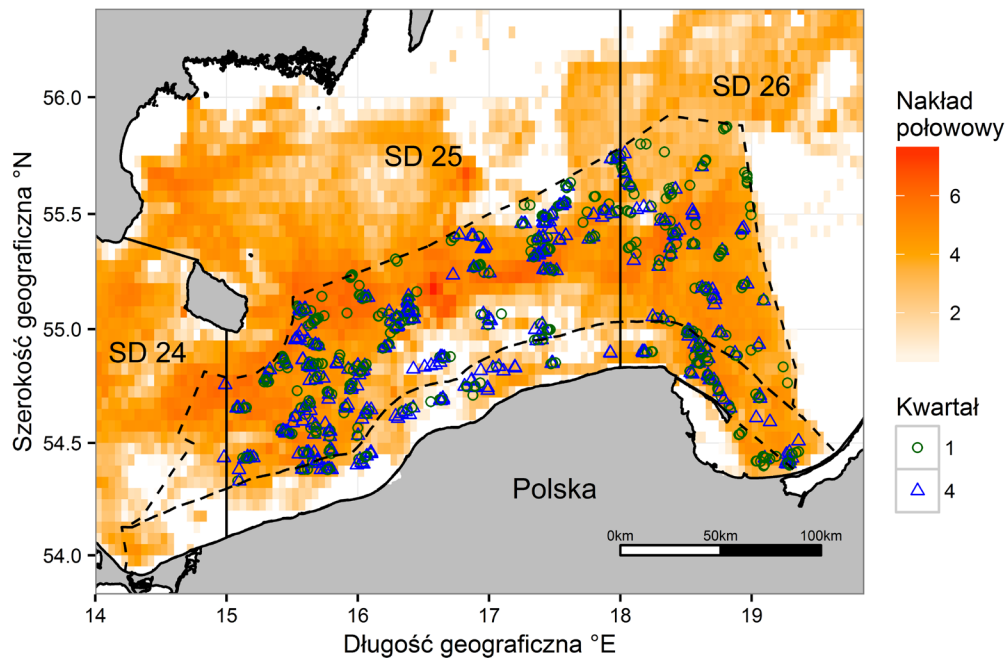
Rysunek 1. Schemat przedstawiający jednoczesny wpływ czynników środowiska i presji antropogenicznej na strukturę zbiorowiska ryb

METODYKA

W pracy zostały wykorzystane dane pochodzące z połowów badawczych realizowanych standardowym włokiem dennym TV3 930 w ramach programu Baltic International Trawl Survey (BITS) (ICES 2011). Wykorzystano zbiór informacji opisujących warunki trału (pozycja geograficzna, głębokość) oraz dane dotyczące liczebności ryb poszczególnych gatunków w klasach długości przeliczone na jednostkę nakładu połowowego (ang. *catch per unit effort* – CPUE). Do analizy włączono trały wykonane w obrębie Polskich Obszarów Morskich w podrejonach 25 i 26 Międzynarodowej Rady Badań Morza (ICES) w kwartałach I i IV lat 2001-2016 (tab. 1, rys. 2). W celu zminimalizowania wpływu czasu trwania połowu na wartości wskaźników uwzględniono tylko standardowe 30-minutowe trały.

Tabela 1. Liczba trałów dennych wykorzystanych w analizie

Rok	Kwartał I	Kwartał IV
2001	13	18
2002	6	14
2003	19	17
2004	20	14
2005	35	6
2006	28	7
2007	17	5
2008	19	2
2009	18	39
2010	54	44
2011	47	34
2012	54	40
2013	58	28
2014	39	41
2015	48	43
2016	63	0



Rysunek 2. Lokalizacja miejsc połowów badawczych z wykorzystaniem włoków dennych w latach 2001-2016. Gradient koloru przedstawia wartości nakładu połowowego w roku 2009 (logarytm z liczby godzin połowowych). Linia ciągła prezentuje linię wybrzeża Morza Bałtyckiego oraz granice podrejonów ICES. Linią przerywaną zaznaczono granicę Polskich Obszarów Morskich i Morza Terytorialnego.

Przynależność odnotowanych w połowach badawczych gatunków do grup ekologicznych, uwzględniających ich typowe rozmieszczenie pionowe (ryby demersalne, pelagiczne), określono na podstawie bazy danych *Fishbase.org* (Froese i Pauly 2015). Rejsy badawcze BITS są ukierunkowane na monitoring stanu ryb demersalnych, dlatego ryby nienależące do tej grupy zostały usunięte z dalszej analizy. Śledź (*Clupea harengus*) zaklasyfikowany w bazie jako gatunek bentopelagiczny został również pominięty, ponieważ w Bałtyku stanowi on komponent pelagiczny ichtiofauny (Cardinale 2000). Wykorzystując informacje z serwisu *Fishbase.org*, ustalono również parametry funkcji wzrostu (a , b), długość asymptotyczną (L_{max}) oraz indeks troficzny (IT) każdego gatunku, wyznaczony na podstawie szczegółowych badań diety (Froese i Pauly 2015). Szacunkową masę osobniczą ryb danego gatunku w klasach długości określono na podstawie modelu:

$$W = aL^b$$

gdzie W to masa osobnika, zaś a i b to parametry typowe dla gatunku (Froese i in. 2014). Następnie dla każdego trału ($n=890$) zostały obliczone wartości wybranych wskaźników. Selekcji wskaźników dokonano na podstawie dostępnej literatury, biorąc pod uwagę specyfikę ichtiofauny dennej Bałtyku oraz dostępność danych potrzebnych do wyliczenia wartości poszczególnych metryk. Wybrane 10 wskaźników opisuje strukturę zbiorowiska ichtiofauny, odnosząc się do kompozycji

gatunkowej, obserwowanej biomasy i długości ryb oraz pozycji troficznej gatunków w ekosystemie:

1. Łączna liczebność ryb w połowie – przeliczona na jednostkę nakładu połowowego (jednogodzinny trał).
2. Łączna biomasa ryb w połowie – obliczona na podstawie danych estymowanych przy użyciu modelu zależności długość – masa ryby i przeliczona na jednostkę nakładu połowowego (jednogodzinny trał).
3. Liczba gatunków – wskaźnik stanowiący podstawową miarę różnorodności. Obecnie często wybierany spośród dostępnych wskaźników ekologicznych do bezpośredniej oceny zbiorowiska ryb (Pérez-Domínguez i in. 2012).
4. Wskaźnik różnorodności gatunkowej Shannona – wskaźnik obliczony na podstawie liczebności poszczególnych gatunków w połowie po transformacji $\log(x+1)$, obliczony zgodnie z równaniem:

$$H = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

gdzie S to liczba gatunków, zaś p_i – stosunek liczebności gatunku i do liczebności wszystkich gatunków w próbie (Meng i in. 2002).

5. Indeks Simpsona – wskaźnik obliczony na podstawie liczebności poszczególnych gatunków po transformacji log (x+1). Podobnie jak indeks Shannona, bierze pod uwagę zarówno liczbę gatunków w połowie, jak i ich relatywną liczebność. Indeks obliczony zgodnie z równaniem:

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

gdzie S to liczba gatunków, zaś p_i – stosunek liczebności gatunku i do liczebności wszystkich gatunków w zbiorowisku (Breine i in. 2007, Peterson i in. 2000).

6. Indeks wielkości ryb (ang. *Large Fish Indicator* – LFI). Indeks zaproponowany początkowo do oceny stanu środowiska Morza Północnego jako wskaźnik presji rybołówstwa z zastosowaniem arbitralnej progowej długości ciała osobników równej 40 cm (Greenstreet i in. 2011). Wskaźnik LFI został dostosowany do potrzeb oceny stanu środowiska Morza Bałtyckiego ze wskazaniem wartości progowej równej 30 cm i uwzględnieniem tylko pięciu gatunków ryb: dorsza, storni, gładzicy, turbota i witlinka (Oesterwind i in. 2013). W przedstawianych badaniach do obliczeń wskaźnika uwzględniono jednak wszystkie gatunki występujące w połowie. Indeks obliczono na podstawie równania:

$$LFI = \frac{B_{>30cm}}{B}$$

gdzie $B_{>30cm}$ to biomasa ryb większych niż 30 cm, a B – całkowita biomasa ryb w połowie (Greenstreet i in. 2011).

7. Średnia długość maksymalna (ang. *Mean Maximum Length* – MML) – wskaźnik obliczony zgodnie z równaniem:

$$MML = \frac{\sum_{i=1}^S L_{max} B_i}{B}$$

gdzie L_{max} stanowi wartość typową dla gatunku i ustaloną na podstawie bazy danych *Fishbase.org*, B_i to masa gatunku i , a B – masa całkowita połowu (Nicholson i Jennings 2004).

8. Średnia długość osobnicza – wskaźnik obliczony na podstawie danych o liczebności ryb w poszczególnych klasach długości:

$$\bar{L} = \frac{\sum L}{N}$$

gdzie L stanowi długość osobnika, zaś N liczbę wszystkich osobników w połowie (Shin i in. 2005).

9. Średnia masa osobnicza – obliczona na podstawie danych estymowanych przy użyciu modelu zależności długość – masa ryby zgodnie ze wzorem:

$$\bar{W} = \frac{\sum W}{N}$$

gdzie W masa osobnika, a N liczba osobników w połowie (Nicholson i Jennings 2004).

10. Indeks troficzny zbiorowiska – wskaźnik oszacowany jako średni indeks troficzny ryb występujących w połowie, uwzględniając biomasa poszczególnych gatunków:

$$ITZ = \frac{\sum (IT_i B_i)}{\sum B_i}$$

gdzie IT_i to indeks troficzny gatunku i , zaś B_i masa gatunku i (Froese i Pauly 2015, Gascuel i in. 2016).

Testowanie wzajemnych relacji wskaźników i wpływu czynników środowiska na ich wartości z uwzględnieniem zmienności przestrzennej było przedmiotem wstępnej analizy. W pracy wykorzystano informację o nakładzie połowowym, oszacowaną na podstawie danych Vessel Monitoring System (VMS) i dzienników pokładowych przez grupę roboczą ICES Working Group for Spatial Fisheries (HELCOM 2015b, ICES 2016). Zgodnie z Piet i in. (2007) dane z dzienników i VMS mogą stanowić dobrą podstawę do szacowania wskaźnika obserwowanej presji rybackiej uwzględniającego jego zmienność przestrzenną. Pliki *shapefile* prezentujące liczbę godzin operacji rybackich na jednostkę powierzchni ($0,05 \times 0,05$ stopnia geograficznego) dostępne były dla lat 2009-2013 w serwisie HELCOM Map and Data Service (HELCOM 2015c). Dla każdego trału BITS wykonanego w tym okresie wyznaczono strefę buforową o średnicy 2 km i obliczono dla niej średnią wartość zrealizowanego nakładu połowowego w danym roku, potraktowaną w dalszym etapie prac jako przybliżony wskaźnik presji rybołówstwa na zbiorowiska ryb demersalnych.

Modelowe mapy prezentujące gradient czynników abiotycznych (Al-Hamdani i Reker 2007) i mapa batymetryczna Morza Bałtyckiego (Seifert i in. 2001) były podstawą do wyznaczenia wartości czterech wybranych parametrów środowiskowych dla poszczególnych stacji BITS. Do analiz włączono informacje o głębokości, średnim przepływie mas wodnych w strefie przydennej, nachyleniu dna oraz średniej temperaturze wody w sezonie wegetacyjnym. Uwzględniono również współrzędne geograficzne miejsc połowów. Korelacja Pearsona posłużyła do weryfikacji zgodności modelowych wartości głębokości z danymi zmierzonymi w trakcie rejsu.

Rozkłady zmiennych zostały zbadane za pomocą metod graficznych (Zuur i in. 2010). W celu zredukowania skośności rozkładu danych zmienne transformowano z wykorzystaniem odwrotności logarytmu dziesiętnego lub metody przekształceń Boxa-Coxa (Legendre i Legendre 2012). Następnie zmienne zostały poddane standaryzacji i centrowaniu. *Variance inflation factor* (VIF) został użyty do zbadania kolinearności badanych zmiennych objaśniających.

W celu eksploracji zmienności występującej w zbiorze danych oraz przetestowania wpływu wybranych czynników środowiskowych i presji połowowej na wartości, przeprowadzone zostały wielowymiarowe analizy ordynacyjne. Analizy wykonano osobno dla trałów zrealizowanych w I kwartale i w IV kwartale. Wstępne wyniki nietendencjonalnej analizy zgodności (ang. *Detrended Correspondence Analysis* – DCA) (Hill i Gauch 1980), wskazujące na ograniczony gradient czynników środowiskowych, były podstawą do wybrania analizy redundancji (ang. *Redundancy Analysis* – RDA) (ter Braak i Verdonschot 1995). W analizie RDA zakładano, że zależność między obserwowaną wartością wskaźników i gradientem parametrów środowiskich lub presją połowową mają charakter liniowy (Legendre i Legendre 2012). Metody ordynacyjne umożliwiły syntetyczne zwizualizowanie wielowymiarowych zależności między badanymi zmiennymi objaśniającymi i objaśnianymi w mniejszej liczbie wymiarów z możliwie najwyższą dokładnością. W analizie uwzględniono zmienność przestrzenną i czasową badanych wskaźników, ale ograniczono ją do wyników z okresu od 2009 do 2013 r. (łącznie 416 trałów), dla których były dostępne dane o nakładzie połowowym. Istotność zmiennych objaśniających w modelu RDA testowano metodą permutacyjną Monte Carlo z 999 powtórzeniami (Lepš i Šmilauer 2003).

Wartości wskaźników dla poszczególnych kwartałów w okresie 2001-2016 były przedmiotem odrębnej analizy trendu przy użyciu metody regresji liniowej. Istotność pozytywnego lub negatywnego trendu w czasie została oceniona poprzez statystykę korelacji rang Spearmana (Blanchard i in. 2005, Rochet i in. 2005). Ponadto w celu wizualizacji zmian czasowych w wartościach wskaźników obliczono ich średnie w poszczególnych kwartałach badanego okresu i do każdej serii dopasowano funkcję wielomianową trzeciego stopnia (Greenstreet i in. 2012b).

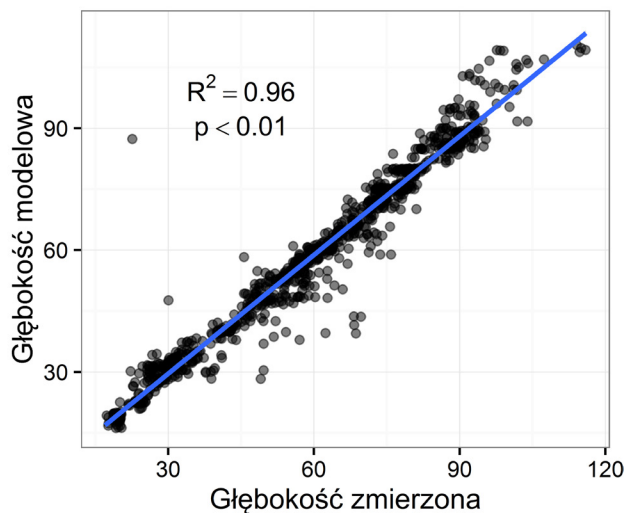
Wszystkie przedstawione analizy oraz wizualizacja danych zostały przeprowadzone w środowisku R (R Development Core Team 2011) z wykorzystaniem następujących pakietów: *base*, *vegan*, *caret*, *rgdal*, *raster*, *ggplot2*, *dplyr* i *tidyr*.

WYNIKI

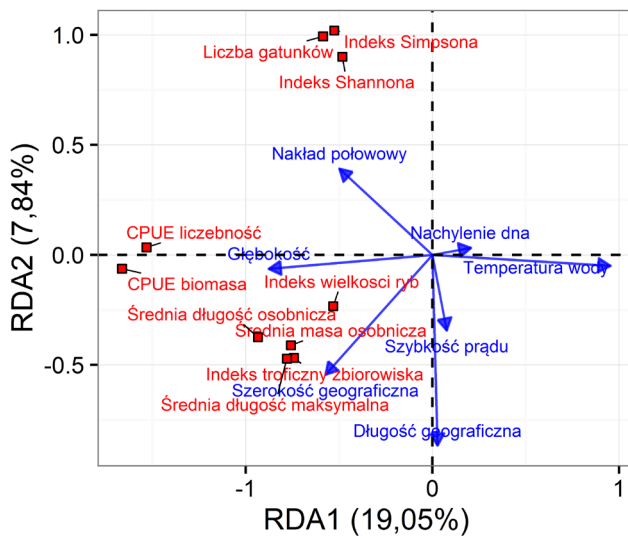
Analiza korelacji pomiędzy wartością głębokości odnotowaną w trakcie rejsów BITS i głębokości wyznaczonej na podstawie modelowych map

głębokości wykazuje statystycznie istotną zależność ($R^2=0.96$, $p<0,001$), wskazując na wysoką zgodność wyników (rys. 3). VIF wyznaczony dla zastosowanych zmiennych objaśniających i poszczególnych kwartałów w większości przypadków nie przekraczał wartości 4, sugerując pomijalny efekt kolinearności zmiennych na współczynniki regresji. Wyższe wartości VIF zostały odnotowane dla głębokości i temperatury wody (w kwartałach I i IV odpowiednio 5,7 i 7,8 oraz 6,2 i 8,8), wskazując na silniejsze skorelowanie tych zmiennych. Obie charakterystyki środowiska zostały jednak uwzględnione w dalszych analizach.

Wyniki przeprowadzonej analizy redundancji wykazały, że włączając informacje o presji połowowej oraz wybrane do analiz czynniki środowiskowe (głębokość, temperaturę wody, nachylenie dna, średnią prędkość przepływu, szerokość i długość geograficzną), poziom wyjaśnionej przez model wariacji jest niski, sugerując istnienie innych źródeł zmienności wskaźników. Dla I kwartału dwie pierwsze osie ordynacyjne (RDA1 i RDA2) wyjaśniają łącznie ok. 27% zmienności, zaś dla kwartału IV osie te wyjaśniają ok. 25% zmienności (rys. 4, rys. 5). Diagramy ordynacyjne stworzone dla poszczególnych kwartałów wskazują na wyraźne powiązania niektórych grup wskaźników opisujących zbiorowiska ryb demersalnych. Wskaźniki bioróżnorodności, czyli indeks Shannona, indeks Simpsona i liczba gatunków tworzą jedno skupienie, zarówno dla danych z I kwartału, jak i z IV kwartału. Podobnie wskaźniki opisujące liczebność i biomasa ryb przeliczone na jednostkę nakładu połowowego wykazują wysoką korelację w obu przypadkach. Dla danych pochodzących z połowów badawczych zrealizowanych w pierwszym kwartale roku wszystkie pozostałe wskaźniki ichtiofauny (średnia masa osobnicza, średnia długość osobnicza, średnia długość



Rysunek 3. Korelacja między wartością głębokości zmierzoną w trakcie trwania rejsów BITS oraz głębokością modelową określoną na podstawie mapy batymetrycznej

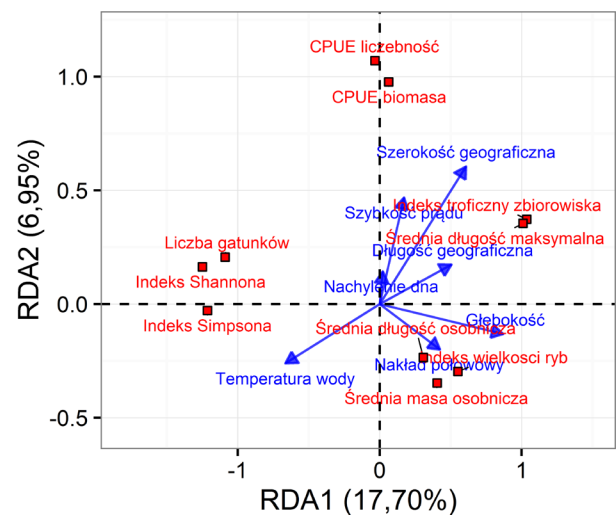


Rysunek 4. Diagram ordynacyjny przedstawiający wyniki analizy redundancji dla wybranych czynników środowiskowych i nakładu połowowego oraz wskaźników ichtiofauny obliczonych dla trałów dennych BITS zrealizowanych w I kwartale lat 2009-2013. Znaczenie wybranych zmiennych objaśniających zostało zaprezentowane za pomocą niebieskich wektorów. Położenie wskaźników ichtiofauny w przestrzeni dwuwymiarowej (oś 1 i 2) prezentują czerwone kwadraty.

maksymalna, indeks wielkości ryb i indeks troficzny zbiorowiska) tworzą trzecią grupę, przy czym indeks wielkości ryb wykazuje najmniej powiązania z tym skupieniem (rys. 4). W przypadku diagramu ordynacyjnego stworzonego dla danych pochodzących z IV kwartału wyróżnić można dwie grupy, obejmujące odpowiednio: a) indeks troficzny zbiorowiska i średnią długość maksymalną oraz b) średnią długość osobniczą, indeks wielkości ryb i średnią masę osobniczą (rys. 5).

Zgodnie z wynikami testu Monte Carlo, przeprowadzonego na danych pochodzących z I kwartału, wysoce istotnymi statystycznie ($p < 0,001$) czynnikami objaśniającymi zmienność badanych wskaźników były: szerokość geograficzna, głębokość, długość geograficzna, temperatura wody i nakład połowowy (tab. 2). Istotny statystycznie wpływ na poziomie $p < 0,05$ zaobserwowano dla szybkości prądu wody. Ze wskaźnikami opisującymi liczebność i biomasa połowu najsilniej związany był czynnik głębokości, ujemnie skorelowany z pierwszą osią RDA oraz pozytywnie skorelowana z tą osią temperatura wody (rys. 4). Grupa obejmująca wskaźniki bioróżnorodności połowu uzyskała najwyższe wartości względem drugiej osi RDA. Wskaźniki w tej grupie były ujemnie skorelowane głównie z długością geograficzną. Pozostałe wskaźniki tworzące trzeci zbiór (indeks wielkości ryb, średnia długość osobnicza, średnia masa osobnicza, indeks troficzny zbiorowiska i średnia długość maksymalna) wykazują pozytywną korelację z głębokością i szerokością geograficzną.

Test Monte Carlo przeprowadzony dla danych z IV kwartału wykazał wysoce istotny statystycznie ($p < 0,01$) związek wartości wskaźników ichtiofauny z głębokością, szerokością geograficzną, długością geograficzną i temperaturą wody oraz istotny związek ($p < 0,05$) z szybkością prądu (tab. 3). Test nie wykazał istotnego statystycznie wpływu zmiennej opisującej wysokość nakładu połowowego oraz nachylenie dna. Wskaźniki bioróżnorodności (indeks Shannona, indeks Simpsona i liczba gatunków) uzyskały najniższe wartości względem pierwszej osi ordynacyjnej (RDA1) i były ujemnie skorelowane z najsilniejszym czynnikiem głębokości (rys. 5). Wskaźniki średniej długości osobniczej, indeksu wielkości ryb i średniej masy



Rysunek 5. Diagram ordynacyjny przedstawiający wyniki analizy redundancji dla wybranych czynników środowiskowych i nakładu połowowego oraz wskaźników ichtiofauny obliczonych dla trałów dennych BITS zrealizowanych w IV kwartale lat 2009-2013. Znaczenie wybranych zmiennych objaśniających zostało zaprezentowane za pomocą niebieskich wektorów. Położenie wskaźników ichtiofauny w przestrzeni dwuwymiarowej (oś 1 i 2) prezentują czerwone kwadraty.

Tabela 2. Wynik testu permutacyjnego Monte Carlo (999 permutacji) dla czynników środowiskowych i presji połowowej w modelu RDA dla danych z I kwartału. Istotność statystyczna zmiennych oznaczona została symbolami: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$

Zmienna	Wariancja	F	p	
Szerokość geograficzna	0,94	27,87	0,001	***
Głębokość	0,80	23,79	0,001	***
Długość geograficzna	0,62	18,32	0,001	***
Temperatura wody	0,36	10,51	0,001	***
Nakład połowowy	0,24	7,19	0,001	***
Szybkość prądu	0,10	2,99	0,041	*
Nachylenie dna	0,05	1,41	0,214	
Reszty	7,00			

Tabela 3. Wynik testu permutacyjnego Monte Carlo (999 permutacji) dla czynników środowiskowych i presji połowowej w modelu RDA dla danych z IV kwartału. Istotność statystyczna zmiennych oznaczona została symbolami: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$

Zmienna	Wariancja	F	p	
Głębokość	0,96	23,85	0,001	***
Szerokość geograficzna	0,56	13,88	0,001	***
Długość geograficzna	0,50	12,45	0,001	***
Temperatura wody	0,18	4,47	0,010	**
Szybkość prądu	0,13	3,21	0,020	*
Nachylenie dna	0,02	0,45	0,736	
Nakład połowowy	0,01	0,22	0,898	
Reszty	6,53			

osobniczej są powiązane z wektorami głębokości i nakładu połowowego. Wektor reprezentujący szerokość geograficzną, stanowiącą drugi najważniejszy czynnik środowiskowy, wskazuje kierunek bliski drugiej osi ordynacyjnej (RDA2), z którą są powiązane wartości wskaźników liczebności i biomasy ryb. Indeks troficzny oraz średnia długość maksymalna są najsilniej pozytywnie skorelowane z szerokością i długością geograficzną oraz negatywnie skorelowane z temperaturą wody.

Wartości wskaźników ichtiofauny obliczone dla danych monitoringowych BITS zrealizowanych za pomocą trałów dennych w okresie 2001-2016 wykazały istotny statystycznie ($p < 0,05$) trend rosnący dla: liczby gatunków, indeksu Shannona i indeksu Simpsona w obu kwartałach oraz łącznej liczebności połowu w IV kwartale roku (tab. 4). Natomiast indeks wielkości ryb i średnia masa osobnicza w obu kwartałach, a także średnia długość osobnicza w I kwartale wykazują istotny statystyczny trend malejący. Dla wskaźników łącznej biomasy połowu, średniej długości maksymalnej, indeksu troficznego zbiorowiska, a także łącznej liczebności połowu

Tabela 4. Wyniki statystyki korelacji rang. W kolumnach zaprezentowano nazwę wskaźnika, współczynnik korelacji Spearmana (r_s) oraz poziom istotności statystycznej (p) dla I i IV kwartałów. Istotność statystyczna trendu oznaczona została symbolami: * – $p < 0,05$; ** – $p < 0,01$; *** – $p < 0,001$

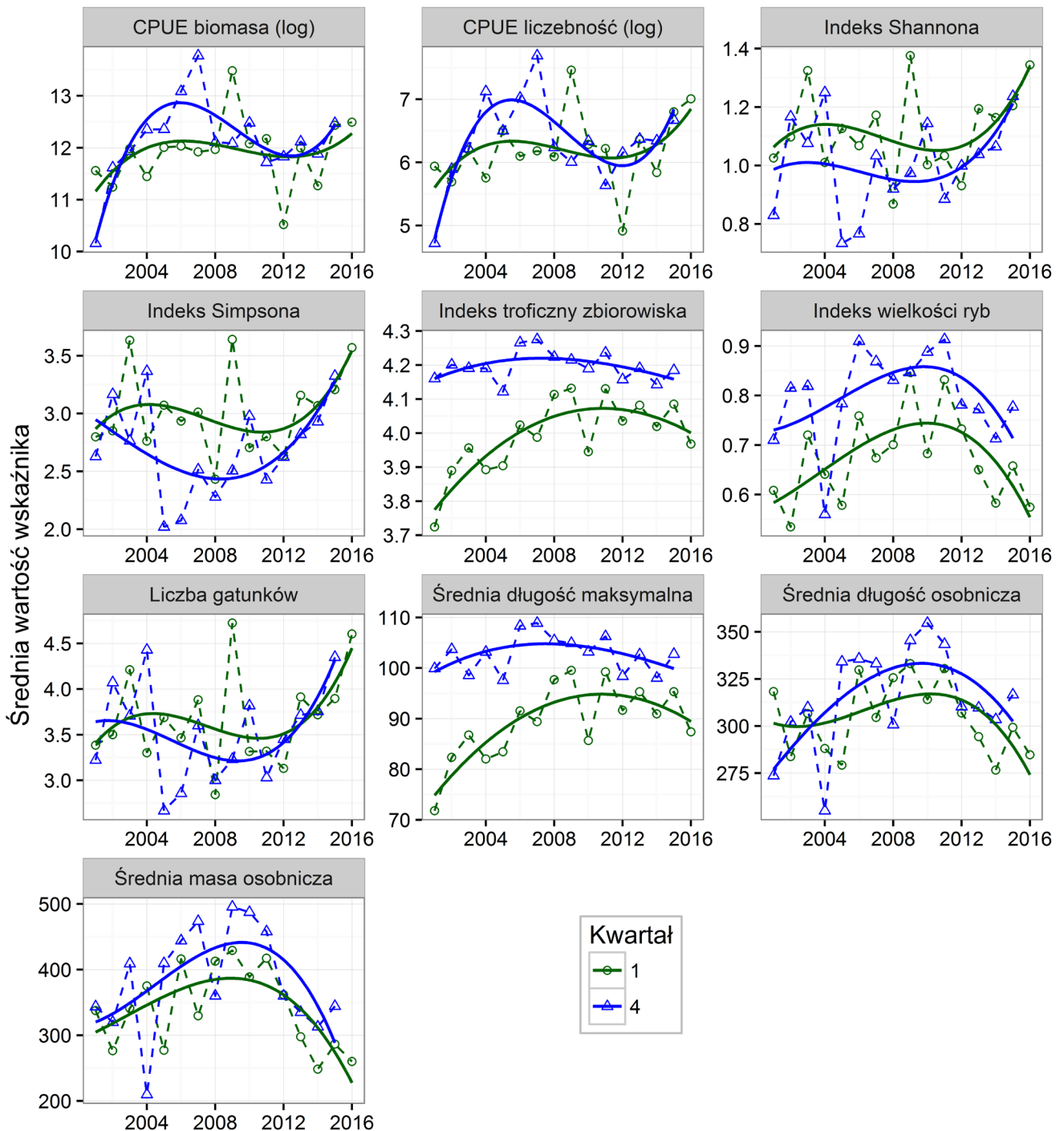
Nazwa wskaźnika	Kwartał I		Kwartał IV			
	r_s	p	r_s	p		
Łączna liczebność połowu	0,08	0,071	0,11	0,036	*	
Łączna biomasa połowu	0,03	0,490	0,10	0,050		
Liczba gatunków	0,16	0,001	***	0,12	0,028	*
Indeks Shannona	0,14	0,001	**	0,14	0,011	*
Indeks Simpsona	0,13	0,003	**	0,14	0,008	**
Indeks wielkości ryb	-0,14	0,002	**	-0,14	0,010	*
Średnia długość maksymalna	0,07	0,099		-0,06	0,242	
Średnia długość osobnicza	-0,12	0,005	**	-0,02	0,686	
Średnia masa osobnicza	-0,19	0,001	***	-0,12	0,030	*
Indeks troficzny zbiorowiska	0,08	0,058		-0,06	0,257	

w I kwartale i średniej długości osobniczej w IV kwartale nie odnotowano statystycznie istotnego trendu zmian. Najsilniejszy spadek wartości wskaźnika zaobserwowano dla średniej masy osobniczej, która zmalała ze średniego poziomu 364 gramów w pierwszym kwartale okresu 2001-2011 do 260 gramów w 2016 r. (rys. 6). Odwrotna tendencja została zaobserwowana dla indeksu Shannona, indeksu Simpsona i liczby gatunków demersalnych odnotowanych w połowie, których wartości wzrosły na przestrzeni ostatnich 4 lat badań. Wyniki uzyskane w 2007 r. wyróżniają się na tle pozostałych wysoką wydajnością połowową (wskaźnik liczebności połowu i całkowitej biomasy). Z kolei w 2009 r. zostały odnotowane najwyższe wartości wskaźników różnorodności gatunkowej: indeksu Shannona, indeksu Simpsona i liczby gatunków. Lata 2009-2011 były okresem najwyższych wartości wskaźnika średniej masy osobniczej oraz średniej długości osobniczej poławianych ryb.

DYSKUSJA

Badania nad odpowiedzią ichtiofauny na presję antropogeniczną niejednokrotnie wymagają złożonego podejścia metodycznego, które bierze pod uwagę badany czynnik presji, jak również wpływ naturalnych warunków środowiska na wartości proponowanych metryk (Roset i in. 2007). Pomimo szerokiego zastosowania wielowymiarowych technik ordynacyjnych w ekologii przykłady aplikacji tych metod do celów badań wskaźników ichtiofauny są w literaturze nadal nieliczne (Cabral i in. 2012, Pasquaud i in. 2013). Algorytmy te pozwalają na bezpośrednią analizę wartości metryk i danych środowiskowych, eksplorację wzajemnych zależności rozpatrywanych zmiennych oraz identyfikację odpowiedzi zbiorowiska badanej fauny wodnej na zmieniające się wartości czynników (Hering i in. 2006). Pozwalają one również na syntetyczne ujęcie złożonej informacji zawartej w zbiorze danych oraz zwizualizowanie wyników w przestrzeni o małej liczbie wymiarów (Legendre i Legendre 2012).

Przedstawione analizy zostały oparte na kilku założeniach, które należy mieć na uwadze podczas interpretacji wyników. Wartości indeksów, obliczane z uwzględnieniem masy ryb poszczególnych gatunków w klasach długości ciała, wykorzystywały uproszczony model zależności masy od długości ryby. Parametry modelu zastosowane w tej estymacji pochodziły z bazy *Fishbase.org*, a ich wartości zostały obliczone z zastosowaniem metody Bayesa, biorąc pod uwagę wyniki dla gatunków zhierarchizowanych pod względem kształtu ciała (Froese i in. 2014). Takie założenie powoduje m.in. pominięcie charakterystyki lokalnej populacji ryb występujących w połowie oraz możliwego efektu zmiany w czasie średniej masy osobniczej niektórych gatunków, wpływającej na finalną wartość wskaźnika. Kwestia ta może mieć istotne znaczenie np. dla wyników średniej masy osobniczej ryb w połowie lub indeksu



Rysunek 6. Wartości średnie wybranych wskaźników ichtiofauny dla poszczególnych kwartałów w latach 2001-2016 (linie przerywane i punkty). W celu wizualizacji zmian wartości wskaźników w czasie do obserwowanych danych zostały dopasowane funkcje wielomianowe trzeciego stopnia (linie ciągłe). Wartości wskaźników CPUE zostały przedstawione w skali logarytmicznej.

wielkości ryb w związku z rzeczywistymi wahaniami średniej masy ryb niektórych gatunków bałtyckich, lecz zjawiska te nie zostały uwzględnione w uproszczonym schemacie obliczeń.

W zaprezentowanej analizie redundancji, uwzględniającej zmienność przestrzenną, nie wzięto pod uwagę istotnego czynnika środowiskowego, jakim jest zasolenie wód. Wcześniejsze badania wykazują,

że zasolenie ma znaczący wpływ na strukturę ichtiofauny wód przejściowych i przybrzeżnych (Smoliński i Całkiewicz 2015). Oddziaływanie tego czynnika środowiska w obszarach otwartego morza, które było przedmiotem prezentowanych badań, wydaje się jednak mniejsze niż w strefie przejściowej z powodu słabszego gradientu zasolenia. Czynnikiem ten pośrednio reprezentowany był w analizie RDA

przez długość geograficzną miejsc połowów, która w Bałtyku częściowo odzwierciedla zmianę zasolenia mas wodnych, malejącego wraz z rosnącą długością geograficzną i odległością od Cieśnin Duńskich. Ponadto pozostałe parametry środowiska uwzględnione w analizie redundancji zostały opisane za pomocą modelowych danych, które są obciążone błędem w stosunku do wartości mierzonych *in situ*. Test statystyczny korelacji Pearsona wykazał jednak wysoką zgodność modelowych danych głębokości i danych mierzonych podczas rejsów, lecz podobna walidacja nie była możliwa dla pozostałych rozpatrywanych czynników. Pomimo tego wyniki analizy redundancji wykazały silniejszy związek wartości wskaźników z naturalnymi warunkami środowiska, takimi jak głębokość czy temperatura wody w okresie wegetacyjnym, niż z presją rybołówstwa szacowaną na podstawie nakładu połowowego. Rezultaty te sugerują potencjalne trudności w identyfikacji odpowiedzi poszczególnych wskaźników na zmieniającą się presję antropogeniczną, gdy uwzględnione zostają różnice przestrzenne zastosowanych zmiennych objaśniających i wartości obliczonych metryk. Dodatkowym utrudnieniem w przeprowadzeniu takich analiz jest fakt opóźnionej w czasie reakcji niektórych wskaźników. W trakcie dotychczasowych badań wykazano na przykład, że w rejonie Morza Północnego odpowiedź indeksu wielkości ryb (LFI) na presję połowową jest obserwowana z opóźnieniem 12-20 lat (Greenstreet i in. 2012a). Testowanie tak złożonych procesów zachodzących w ekosystemie często okazuje się niemożliwe z powodu braku odpowiednich metod analitycznych lub ze względu na ograniczone czasowo serie danych biologicznych.

Poprzez analizy wielowymiarowe został zademonstrowany wysoki stopień redundancji niektórych grup wskaźników. Trzy metryki opisujące bioróżnorodność zbiorowiska ryb: indeks Shannona, indeks Simposna i liczba gatunków, w warunkach Polskich Obszarów Morskich wykazują silne powiązanie. Pomimo że indeks Shannona i indeks Simpsona niosą informację o liczebności ryb poszczególnych gatunków, ich wartości najsilniej są zależne od samej liczby gatunków w połowie, reprezentowanej wprost przez trzeci wskaźnik w tej grupie. Wysoką korelację odnotowano także w przypadku wskaźników liczebności połowu i biomasy połowu. W warunkach bałtyckich, gdzie jest obserwowane niskie zróżnicowanie ichtiofauny dennej, biomasa ryb w połowach badawczych jest mocno związana z ich liczebnością. W pierwszym kwartale roku zanotowano również silny związek grupy wskaźników obejmującej następujące metryki: indeks wielkości ryb, średnia długość osobnicza, średnia masa osobnicza, indeks troficzny zbiorowiska i średnia długość maksymalna. Dwa ostatnie wskaźniki wykazują pewną odrębność w IV kwartale roku. Z tego powodu sugeruje się ograniczenie rozwijanych w ocenie stanu środowiska metryk do zestawu opisującego unikalne

cechy zbiorowiska organizmów na podstawie przyjętych kryteriów selekcji. W wyborze właściwych wskaźników włączonych do ostatecznej metody oceny jakości ekosystemu zaleca się wykorzystanie analiz statystycznych i wyłonienie metryk niekorelujących z innymi, które wykazują najsilniejszą reakcję na rozpatrywany czynnik presji (Hering i in. 2006).

Zastosowanie ryb jako bioindykatorów w niektórych okolicznościach jest ograniczone. Trudności w badaniach uwzględniających strukturę zbiorowiska ichtiofauny są związane m.in. z wysoką mobilnością tych organizmów (Cabral i in. 2012). Efekt spowodowany zjawiskami intensywnych migracji ryb często maskuje wpływ lokalnych czynników środowiska i presji człowieka, mierzonych w danym miejscu i czasie (Rochet i Trenkel 2003). Zjawiska te mogą być przyczyną niskiego poziomu zmienności wyjaśnionej w prezentowanych analizach redundancji. Jednakże te same atrybuty rozpatrywanej grupy organizmów stanowią ich zaletę w kontekście monitoringu realizowanego w szerszej skali geograficznej, obejmującej poszczególne baseny mórz. Zbiorowiska ryb wykorzystujących różne siedliska w trakcie trwania cyklu życiowego mogą być wykorzystywane w celu uchwycenia całościowego wpływu stresorów w większym zakresie przestrzennym (Cairns Jr. i in. 1993). Dlatego w strefie otwartego morza sugeruje się łączną ocenę stanu ichtiofauny dla większych jednostek obszarowych, takich jak podrejon ICES lub obszary morskie poszczególnych państw z uwzględnieniem przestrzennego zróżnicowania środowiska. Podejście to jest obecnie stosowane do oceny stanu ichtiofauny morskiej w Polsce. Prowadzony w rejonach otwartego morza projekt monitoringowy BITS, którego wyniki są podstawą do przeprowadzanej oceny, oparty jest na schemacie losowania stanowisk połowowych z uwzględnieniem stratyfikacji głębokościowej. Równomierne rozmieszczenie stacji monitoringowych, losowanych w określonych obszarach, częściowo uniezależnia ocenę od zmienności przestrzennej kompozycji zbiorowiska ryb demersalnych.

Dotychczas w literaturze były proponowane różnorodne metryki ekologiczne opisujące strukturę zbiorowiska ryb (Rochet i Trenkel 2003). Empiryczna ocena przydatności tych wskaźników do oceny stanu wód morskich wymaga użycia obszernych baz danych ichtiologicznych, umożliwiających przeprowadzenie rzetelnej analizy statystycznej (Fulton i Smith 2005). Z tego powodu podkreślić należy wysoką wartość regularnie prowadzonych badań monitoringowych, które umożliwiają uzyskanie szczegółowej informacji o stanie ichtiofauny i późniejsze testowanie proponowanych metod oceny kondycji ekosystemu na podstawie znormalizowanych i porównywalnych wyników połowów (Nicholson i Jennings 2004). Przedstawiane w niniejszej pracy serie czasowe, reprezentujące wartości wybranych wskaźników obliczonych na podstawie danych z monitoringu realizowanego

w ramach międzynarodowego projektu BITS w ciągu ostatnich 15 lat, są podstawą do dalszych badań odpowiedzi tych wskaźników na presję antropogeniczną. Uzyskane wyniki wskazują na zmiany w strukturze ichtiofauny w okresie 2001-2016, które przejawiają się istotnym statystycznie trendem w wartościach niektórych wskaźników opisujących zbiorowisko ryb. Określenie stopnia powiązań obserwowanych w czasie zmian w kompozycji tej grupy organizmów z presją wywieraną na obszary morskie przez człowieka wymaga jednak dalszych badań.

PODZIĘKOWANIA

Autor pragnie podziękować wszystkim osobom zaangażowanym w realizowane programy monitoringu ichtiofauny w Polskich Obszarach Morskich oraz anonimowemu Recenzentowi za cenne uwagi, które pozwoliły podnieść jakość pracy.

LITERATURA

- Al-Hamdani, Z., and Reker, J. 2007. Towards marine landscapes in the Baltic Sea. pp. 118.
- Barausse, A., Michieli, A., Riginella, E., Palmeri, L., Mazzoldi, C. 2011. Long-term changes in community composition and life-history traits in a highly exploited basin (northern Adriatic Sea): The role of environment and anthropogenic pressures. *Journal of Fish Biology*. 79: 1453-1486.
- Belpaire, C., Smolders, R., Vanden Auweele, I., Ercken, D., Breine, J., Thuyne, G. Van, Ollevier, F. 2000. An Index of Biotic Integrity characterizing fish populations and the ecological quality of Flandrian water bodies. *Hydrobiologia*. 434: 17-33.
- Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., *et al.* 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*. 18: 31-41.
- Blanchard, J.L., Dulvy, N.K., Jennings, S., Ellis, J.R., Pinnegar, J.K., Tidd, A., Kell, L.T. 2005. Do climate and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? *ICES Journal of Marine Science*. 62: 405-411.
- Borja, Á., Elliott, M., Carstensen, J., Heiskanen, A.S., van de Bund, W. 2010. Marine management – Towards an integrated implementation of the European marine strategy framework and the water framework directives. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 2175-2186.
- Breine, J.J., Maes, J., Quataert, P., Van Den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*. 575: 141-159.
- Cabral, H.N., Fonseca, V.F., Gamito, R., Goncalves, C.I., Costa, J.L., Erzini, K., Goncalves, J., *et al.* 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: The Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators*. 19: 144-153.
- Cairns Jr., J., McCormick, P., Niederlehner, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia*. 263: 1-44.
- Cardinale, M. 2000. Decreasing weight-at-age of Atlantic herring (*Clupea harengus*) from the Baltic Sea between 1986 and 1996: a statistical analysis. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 882-893.
- Dyrektywa. 2000. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 roku ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- Dyrektywa. 2008. Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2008/56/WE z dnia 17 czerwca 2008 roku ustanawiająca ramy działań Wspólnoty w dziedzinie polityki środowiska morskiego.
- Froese, B.R., Thorson, J.T., Reyes Jr, R.B. 2014. A Bayesian approach for estimating length-weight relationships in fishes. 30: 78-85.
- Froese, R., Pauly, D. 2015. FishBase.org. www.fishbase.org (Accessed 3 December 2015).
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. 2005. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing? *ICES Journal of Marine Science*. 62: 540-551.
- Gascuel, D., Coll, M., Fox, C., Gu, S. 2016. Fishing impact and environmental status in European seas: a diagnosis from stock assessments and ecosystem indicators. 31.55.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M., Fryer, R.J. 2011. Development of the EcoQO for the North Sea fish community. *ICES Journal of Marine Science*. 68: 1-11.
- Greenstreet, S.P.R., Rogers, S.I., Rice, J.C., Piet, G.J., Guirey, E.J., Fraser, H.M., Fryer, R.J. 2012a. A reassessment of trends in the North Sea Large Fish Indicator and a re-evaluation of earlier conclusions. *ICES Journal of Marine Science*. 69: 343-345.
- Greenstreet, S.P.R., Rossberg, A.G., Fox, C.J., Quesne, W.J.F. Le, Blasdale, T., Boulcott, P., Mitchell, I., *et al.* 2012b. Demersal fish biodiversity: species-level indicators and trends-based targets for the Marine Strategy Framework Directive. *ICES Journal of Marine Science*. 69: 1789-1801.
- HELCOM. 2015a. Guidelines for coastal fish monitoring sampling methods of HELCOM.
- HELCOM. 2015b. Maps on pressure from fishing activity in the HELCOM area 2009-2013.
- HELCOM. 2015c. Map and Data Service. <http://maps.helcom.fi/website/mapservice/index.html> (Accessed 11 April 2016).
- Henriques, S., Pais, M.P., Batista, M.I., Costa, M.J., Cabral, H.N. 2013. Response of fish-based metrics to anthropogenic pressures in temperate rocky reefs. *Ecological Indicators*. 25: 65-76.
- Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.S., *et al.* 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*. 408: 4007-4019.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., Ofenböck, T. 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*. 566: 311-324.
- Hill, M.O., Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence

- Analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*. 42: 47-58.
- ICES. 2011. Manual for the Baltic International Trawl Surveys. pp. 73.
- ICES. 2016. HELCOM request on pressure from fishing activity (based on VMS/logbook data) in the HELCOM area relating to both seafloor integrity and management of HELCOM MPAs. pp. 24.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6: 21-27.
- Legendre, P., Legendre, L.F.J. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier, Oxford. pp. 992.
- Lepš, J., Šmilauer, P. 2003. *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mee, L.D., Jefferson, R.L., Laffoley, D. d A., Elliott, M. 2008. How good is good? Human values and Europe's proposed Marine Strategy Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 187-204.
- Meng, L., Orphanides, C.D., Powell, J.C. 2002. Use of a Fish Index to Assess Habitat Quality in Narragansett Bay, Rhode Island. *Transactions of the American Fisheries Society*. 131: 731-742.
- Möllmann, C., Diekmann, R., Müller-Karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., Axe, P. 2009. Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: A discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*. 15: 1377-1393.
- Nicholson, M.D., Jennings, S. 2004. Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science*. 35-42.
- Oesterwind, D., Psuty, I., Pachur, M., Lejk, A., Casini, M., Larson, N. 2013. Proportion of large fish in the community. HELCOM Core Indicator Report. pp. 12.
- Pasquaud, S., Courrat, A., Fonseca, V.F., Gamito, R., Gonçalves, C.I., Lobry, J., Lepage, M., *et al.* 2013. Strength and time lag of relationships between human pressures and fish-based metrics used to assess ecological quality of estuarine systems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 134: 119-127.
- Pérez-Domínguez, R., Macl, S., Courrat, A., Lepage, M., Borja, A., Uriarte, A., Neto, J.M., *et al.* 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*. 23: 34-45.
- Peterson, M.S., Comyns, B.H., Hendon, J.R., Bond, P.J., Duff, G.A. 2000. Habitat use by early life-history stages of fishes and crustaceans along a changing estuarine landscape: Differences between natural and altered shoreline sites. *Wetlands Ecology and Management*. 8: 209-219.
- Piet, G.J., Quirijns, F.J., Robinson, L., Greenstreet, S.P.R. 2007. Potential pressure indicators for fishing, and their data requirements. *ICES Journal of Marine Science*. 64: 110-121.
- Psuty, I. 2012. Przewodnik metodyczny do przeprowadzenia oceny stanu ekologicznego i klasyfikacji rzek zgodny z wytycznymi przewodnika REFCOND opracowanego w ramach wspólnej strategii wdrażania RDW. pp. 26.
- Psuty, I., Luzeńczyk, A., Szymanek, L., Szlinder-Richert, J., Pachur, M., Lejk, A. 2012a. Wstępna ocena stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny. 75 pp.
- Psuty, I., Margoński, P. 2011. Monitoring ichtiofauny w strefie wód przejściowych i przybrzeżnych. pp. 138.
- Psuty, I., Szlinder-Richert, J., Luzeńczyk, A., Szymanek, L., Pachur, M., Lejk, A. 2012b. Przewodnik metodyczny do przeprowadzenia klasyfikacji oraz wstępnej oceny stanu środowiska morskiego na podstawie ichtiofauny zgodnego z wymaganiami RDSM. pp. 35.
- R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>.
- Rochet, M., Trenkel, V., Bellail, R., Pape, O. Le, Mahe, J., Poulard, J., Schlaich, I., *et al.* 2005. Combining indicator trends to assess ongoing changes in exploited fish communities: diagnostic of communities off the coasts of France. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 1647-1664.
- Rochet, M., Trenkel, V.M. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 60: 86-99.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., Kestemont, P. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*. 14: 441-452.
- SCICOM. 2013. SCICOM Steering Group on Ecosystem Processes and Dynamics (SSGEPD) Resolutions.
- Seifert, T., Tauber, F., Kayser, B. 2001. A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea – 2nd edition. Baltic Sea Science Congress, Stockholm 25-29. November 2001, Poster #147.
- Shin, Y.-J., Rochet, M., Jennings, S., Field, J.G., Gislason, H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 384-396.
- Simon, T.P. 2000. The use of biological criteria as a tool for water resource management. *Environmental Science & Policy*. 3: 43-49.
- Smoliński, S., Calkiewicz, J. 2015. A fish-based index for assessing the ecological status of Polish transitional and coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*. 101: 497-506.
- ter Braak, C.J.F., Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences*. 57: 255-289.
- Van Hoey, G., Borja, A., Birchenough, S., Buhl-Mortensen, L., Degraer, S., Fleischer, D., Kerckhof, F., *et al.* 2010. The use of benthic indicators in Europe: From the water framework directive to the marine strategy framework directive. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 2187-2196.
- Whitfield, A.K. 1996. Fishes and the environmental status of South African estuaries. *Fisheries Management and Ecology*. 3: 45-57.
- Whitfield, A.K., Elliot, M. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*. 61: 229-250.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*. 1: 3-14.



Amunicja chemiczna w Bałtyku a możliwości skażenia ryb i środowiska morskiego

(Chemical weapon in the Baltic Sea relation to environmental and fish pollution level)

Eugeniusz Andrulewicz*

*Zakład Oceanografii Rybackiej i Ekologii Morza
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kollątaja 1, 81-332 Gdynia*

Streszczenie

W opracowaniu przedyskutowano zagrożenia środowiska morskiego i jego składowych w następstwie zatopienia w Morzu Bałtyckim w okresie po II wojnie światowej amunicji chemicznej zawierającej bojowe środki trujące (BŚT). Biorąc pod uwagę przebieg korozji różnych znalezionych w morzu pojemników metalowych zawierających BŚT oraz kontaktów z pozostałościami amunicji chemicznej, oszacowano, że prawdopodobnie większość amunicji uległa korozji. W wyniku tego procesu, niebezpieczne związki chemiczne (BŚT) wydostały się do środowiska morskiego i uległy rozkładowi (hydrolizie) do związków nietoksycznych lub słabo toksycznych. Nie można też wykluczyć, że amunicja chemiczna pogrążona w głębszych warstwach osadów dennych, gdzie panują warunki beztlenowe, nie uległa jeszcze całkowitej korozji. Na podstawie analizy właściwości chemicznych bojowych środków trujących oraz warunków środowiskowych w morzu wykazano, że nie ma groźby wystąpienia katastrofy ekologicznej, ponieważ związki chemiczne stanowiące BŚT tracą zdolność masowego rażenia w zetknięciu z wodą. Wykazano także, że nie ma żadnego niebezpieczeństwa dla konsumentów ryb bałtyckich (nawet gdyby ryba miała kontakt z BŚT), gdyż w trakcie przygotowania ryby do konsumpcji związki te ulegną rozkładowi i stracą pierwotne właściwości toksyczne. Nie ma także groźby skażenia ryb, jako że zarówno BŚT, jak i produkty ich rozkładu nie przechodzą do łańcucha pokarmowego. Oceniono, że najpoważniejszym niebezpieczeństwem dla rybaków jest obecnie zbrylony iperyt, który w środowisku morskim nie podlega szybkiemu rozkładowi i może być wylawiany w trakcie trawienia dna. Wskutek wysokiej dynamiki przybrzeża morskiego istnieje możliwość pojawienia się pozostałości amunicji chemicznej na brzegu morskim (w tym także zbrylonego iperytu), co w przypadku niezamierzonego kontaktu z takim znaleziskiem stanowi zagrożenie dla zdrowia. Wykazano, że propozycje i plany wydobywania amunicji chemicznej z Bałtyku są niewykonalne, gdyż wskutek rozproszenia amunicji chemicznej na całym obszarze południowego Bałtyku oraz pogrążenia się części amunicji w osadach dennych nie ma realnej możliwości oczyszczenia Bałtyku z tych pozostałości.

Słowa kluczowe: Morze Bałtyckie, iperyt, ryby, amunicja chemiczna

Abstract

The study discusses the threat of the marine environment and its components following the dumping of chemical munitions containing chemical warfare (CW) agents in the Baltic Sea in the period after the Second World War. Considering the course of corrosion of the various metal containers with CW agents found in the sea and a contact with the remains of chemical munitions it was estimated that probably most of munitions have corroded. As a result of this process, dangerous chemicals, i.e. CW agents, were released to the marine environment and decomposed (hydrolyzed) into non-toxic or less toxic compounds. Nevertheless, it cannot be excluded that chemical munitions remain in deeper layers of sediments, where anaerobic conditions prevail. Based on the analysis of the properties of chemical warfare agents and environmental conditions in the sea it has been demonstrated that there is no threat of ecological disaster, as the chemical compounds constituting the CW agents lose the ability of mass destruction when exposed to water. It was also shown that there is no danger to consumers of the Baltic fish (even if a fish had a contact with CW agents), as during the preparation of the fish for consumption, these compounds will decompose and lose their primary toxic properties. There is also no risk of contamination of fish tissue, as the CW agents, and their decomposition products, do not enter the food chain. It has been assessed that the most serious danger to fishermen are now lumps of mustard gas, which are not quickly decomposed in the marine environment and may be collected during bottom trawling. Due to the high dynamics of the marine foreshore, there is a possibility of the occurrence of chemical munitions' remains on the sea shore (including lumps of mustard gas), which in the case of an accidental contact with such a discovery, poses a threat to health. It has been indicated that the proposals and plans for the removing of the remains of chemical munitions from the Baltic Sea are not feasible, as due the dispersion of CW agents throughout the southern Baltic area and their deposition in bottom sediments, there is no real possibility of cleaning the Baltic Sea from these remains.

Key words: Baltic Sea, mustard gas, fish, chemical munitions

* eugeniusz.andrulewicz@mir.gdynia.pl



WPROWADZENIE

Szacuje się, że z 300 000 t amunicji chemicznej wyprodukowanej w Niemczech do 1945 r. od 42 000 do 65 000 t zatopiono na obszarze Morza Bałtyckiego. Były to głównie: pociski artyleryjskie, granaty, bomby lotnicze i beczki zawierające trujące związki chemiczne, tzw. Bojowe Środki Trujące (BŚT): iperyt, chloroacetofenon, clark I, clark II, adamsyt, fosgen, luizyt, tabun oraz cyklon B. Zakładając, że związki te stanowią średnio około 15% ciężaru amunicji, można oszacować, że zatopiono od 6 000 do 13 000 t BŚT (HELCOM CHEMU 1994).

Amunicję tę zatopiono w morzu legalnie, zgodnie z ówczesną praktyką pozbywania się materiałów niebezpiecznych, ale przede wszystkim także dlatego, że w morzu tracą one zdolność masowego rażenia. Jednakże po wydostaniu się/wydobyciu z morza mogą być znowu niebezpieczne dla ludzi i spowodować śmiertelne zatrucie poprzez wdychanie par (w okresie podwyższonych temperatur powietrza) lub dotyk, wywołać trudno gojące się oparzenia skóry. Inne negatywne efekty to łzawienie, chrypka, kaszel, uczucie duszenia (HELCOM CHEMU 1994).

Główne obszary składowisk (dumpingu) BŚT na Bałtyku to wschodnia część Głębi Bornholmskiej, południowo-wschodnia część Głębi Gotlandzkiej oraz cieśnina Mały Bełt (rys. 1). W rzeczywistości jednak, ze względu na niedoskonałość sprzętu nawigacyjnego, obszary zatopień nie zawsze są precyzyjnie określone. Z uwagi na długą i niebezpieczną drogę do miejsc zatopień, amunicję topiono już podczas transportu, wyrzucając po prostu za burtę, a amunicja, którą wyrzucono w drewnianych skrzyniach, utrzymywała się na powierzchni morza i dryfowała na znaczne odległości. Z tego względu za rejon występowania amunicji chemicznej należy uznać całą południową część Bałtyku, nie wyłączając także płytkich obszarów przybrzeżnych.

Początkowo zatopienia amunicji chemicznej planowano tylko w Głębi Gotlandzkiej, jednak z powodu znacznej odległości tego obszaru od portów magazynowania BŚT oraz niebezpieczeństwa dla załogi z powodu dryfujących min zdecydowano się na otwarcie głównego składowiska BŚT w Głębi Bornholmskiej. W rezultacie w tym rejonie znalazła się większa część amunicji chemicznej (rys. 1).

CHARAKTERYSTYKA ŚRODOWISKA MORSKIEGO SKŁADOWISK BŚT

Warunki środowiskowe, w których znalazła się amunicja chemiczna, mają znaczenie głównie dla tempa korozji metalowych „opakowań”. Warunki oksydacyjne sprzyjają korozji metalu, natomiast warunki redukcyjne, z powodu braku tlenu, lepiej broń przechowują (HELCOM CHEMU 1994, Surikov 1996). Warunki środowiskowe mają także istotne znaczenie dla przebiegu reakcji chemicznych, które zachodzą w wodzie morskiej po wydostaniu się BŚT do środowiska. Istotne jest również to, czy amunicja ta pozostaje w mule czy na powierzchni osadu,

nie tylko z uwagi na trałowania denne, lecz także na możliwość kontaktu z amunicją chemiczną ryb i innych mobilnych organizmów morskich.

WARUNKI ŚRODOWISKOWE W GŁĘBI BORNHOLMSKIEJ

Centrum składowania amunicji chemicznej w Basenie Bornholmskim znajduje się około 20 Mm na wschód od wyspy Bornholm i odpowiada pozycji 55°15'N i 15°45'E. Na mapach jest oznaczone jako miejsce niebezpieczne z zakazem kotwiczenia. Obszar składowisk obejmuje ok. 256 mil kwadratowych, głębokość akwenu waha się od 70 do 105 m, a większość dna pokrywa warstwa mułu o miąższości 5-6 m. Wody tego akwenu są stratyfikowane: górną warstwę o miąższości 50 m stanowią wody słonawe o zasoleniu 7 PSU, a dolna warstwa to wody o zasoleniu ok. 16 PSU. Średnia temperatura wód przydennych w ciągu roku wynosi od 5 do 6°C, a ich natlenienie jest słabe, okresowo nawet pojawia się siarkowodor (IMGW 2002-2012). W osadach dennych składowiska panują warunki redukcyjne, obniżające tempo korozji metalowych pojemników, sprzyja to długotrwałemu pozostawianiu amunicji w niezmiennym stanie.

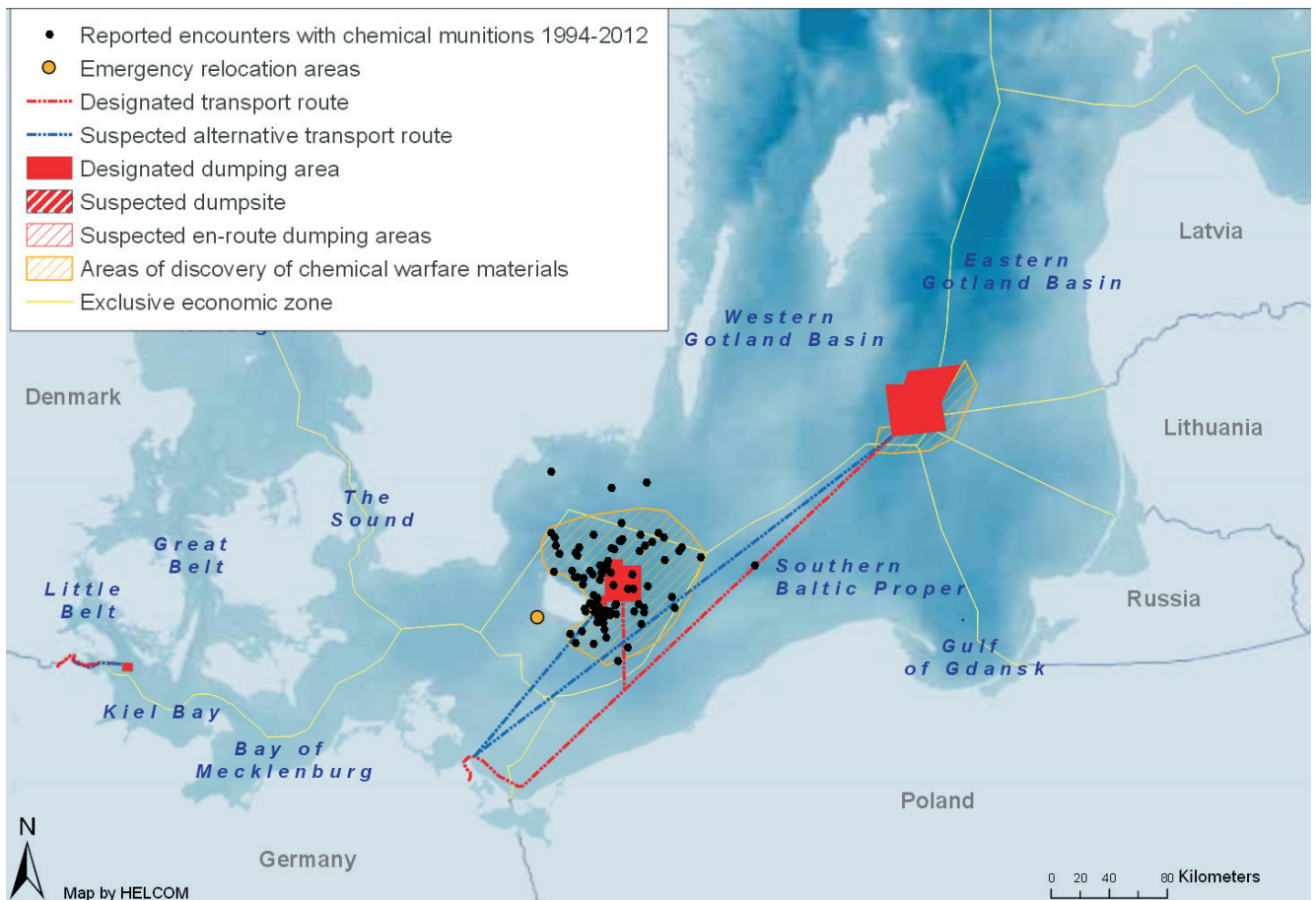
WARUNKI ŚRODOWISKOWE W BASENIE GOTLANDZKIM

Na obszarze zatopień w Basenie Gotlandzkim głębokość morza zawiera się pomiędzy 70 a 120 m. Panujące tu warunki hydrograficzne są podobne do warunków obserwowanych w Basenie Bornholmskim, przy wyższych wartościach zasolenia wód przydennych – do 12 PSU. Warstwowość mas wodnych jest bardzo stabilna. Przeważnie występuje tu tylko słaby prąd przydenny, jednakże podobnie jak w Basenie Bornholmskim okresowo pojawiają się silne prądy osiągające ponad 20 cm s⁻¹ (ICES/HELCOM 1997, IMGW 2002-2012), co sprawia, że amunicja chemiczna i pojemniki z BŚT mogą być w pewnych okresach pokryte warstwą mułu, w innych natomiast całkowicie odsłonięte.

Amunicja chemiczna (lub jej pozostałości w postaci metalowych pojemników) w Głębi Bornholmskiej i Głębi Gotlandzkiej jest prawdopodobnie pograżona w osadach dennych, przykryta zróżnicowaną warstwą mułu lub lokalnie odsłonięta (Paka 2004) (rys. 2).

WARUNKI ŚRODOWISKOWE OBSZARÓW ZAWLECZENIA BŚT

Broń chemiczną transportowano z portów Wolgast i Peenemünde Nord. Trasy transportu do Głębi Gotlandzkiej i Głębi Bornholmskiej położone są w obrębie Bałtyku Południowego, przebiegały przez płytką Zatokę Pomorską (10-30 m), płytkie obszary dna na południe od Bornholmu (30-40 m) oraz głębsze obszary dna (60-80 m) południowego Bałtyku na trasie do Głębi Gotlandzkiej (rys. 1). Po wyrzuceniu za burtę część amunicji zgromadzonej w drewnianych zasobnikach dryfowała zgodnie z kierunkiem zmiennych prądów powierzchniowych, a następnie tonęła. Z tego względu cały obszar



Rysunek 1. Poglądowa mapa składowisk broni chemicznej, tras transportu oraz lokalizacji zgłoszonych kontaktów z bronią chemiczną (HELCOM 2013)

południowego Bałtyku jest potencjalnym miejscem występowania BŚT (Andrulewicz 1996).

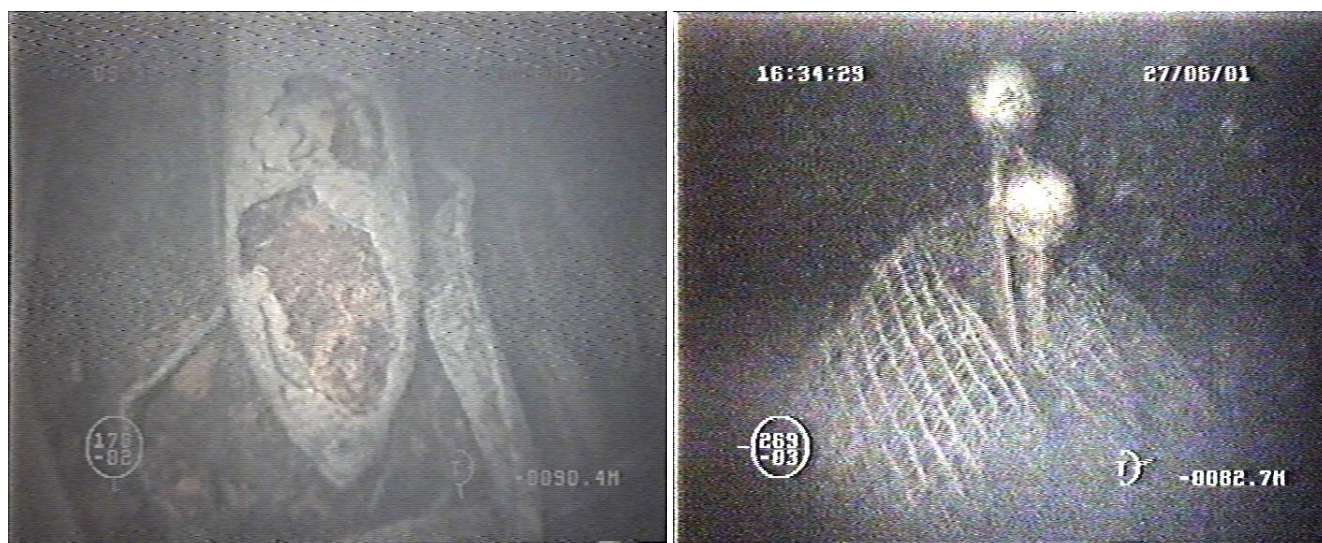
W tej strefie Bałtyku oddziaływanie falowo-prądowe może sięgać nawet do głębokości 40 m. Oddziaływanie to jest jednak zbyt słabe, aby powodować przemieszczanie się ciężkich przedmiotów. Jednakże naddenny transport mas wodnych powoduje zjawisko pograżania się ciężkich przedmiotów (amunicja oraz metalowe pojemniki transportowe) w osadach dna.

Wzdłuż brzegu morskiego, do głębokości ok. 10 m, rozciąga się strefa przyboju, która ma dno piaszczyste lub kamienisto-piaszczyste (głównie na wysokości klifów). Strefa ta znajduje się pod silnym działaniem fal i prądów, które przemieszczają rumowisko denne. Z tego względu w czasie silnych sztormów przybrzeże i dno morskie tej strefy nieustannie zmieniają topografię. Ciężkie, metalowe przedmioty, zalegające na dnie przybrzeża mogą być na przemian przysypywane warstwą piasku (nawet o miąższości kilku metrów) lub odsłaniane, a nawet wyrzucane na brzeg przez fale sztormowe i prądy. Amunicja chemiczna, jeżeli znajdzie się w tej strefie, może być wyrzucona na brzeg po odsłonięciu powierzchniowej warstwy piasku.

NAJBARDZIEJ PRAWDOPODOBNY OBECNY STAN AMUNICJI CHEMICZNEJ

Na konferencji NATO, która odbyła się w 1995 r. w Kaliningradzie (obecnie Korolow) pod Moskwą, przeważała opinia, że znaczna część metalowych zasobników już skorodowała, a szkodliwe związki chemiczne uległy hydrolizie do form nietoksycznych lub nisko toksycznych (NATO 1996). Część ekspertów była jednak zdania, że zbliża się okres intensywnego uwalniania szkodliwych związków chemicznych, ponieważ metalowe osłony zasobników zaczynają tracić szczelność. Według różnych obliczeń tempo korozji wynosi 0,5 mm na rok, co oznacza, że płaszcz metalowy o grubości 2-3 cm traci swą szczelność po 40-60 latach (Surikov 1996).

Metalowe płaszcze broni chemicznej, w których zostały zamknięte bojowe środki trujące, w strefie płytkowodnej pograżyły się wcześniej i głębiej, mogły zostać zachowane w dobrym stanie lub mają głębokie wżery korozyjne, natomiast te, które pograżyły się później i płycej, prawdopodobnie skorodowały w całości (NATO 1996, Paka 2002). Bojowe środki trujące, które wydostały się do środowiska morskiego, uległy degradacji. Natomiast były iperytu utwardzonego, o niewielkim ciężarze właściwym, prawdopodobnie nie pograżają się w osadach dennych i mogą przemieszczać się po dnie – przenoszone



Rysunek 2. Zdjęcia wykonane w Głębi Bornholmskiej, po lewej: skorodowana bomba; po prawej: sieć rybacka zahaczona o metalowy przedmiot, prawdopodobnie bombę – jest świadectwem połowu ryb w rejonie zatopień amunicji chemicznej. Zdjęcia pozyskano dzięki uprzejmości Vadima Paki z Instytutu Oceanologii im. Shirshova w Kaliningradzie

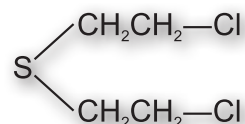
przez dominujące prądy morskie – i mogą dostać się w sieci rybackie w czasie trałowania.

Wyławiane resztki amunicji chemicznej pozwalają oceniać, że większość amunicji chemicznej uległa korozji, a BŚT zamknięte w metalowych pojemnikach wydostały się do środowiska i uległy hydrolizie (z wyjątkiem zbrylonego iperytu). W wyniku hydrolizy powstał cały szereg związków chemicznych (Bełdowski 2016, CHEMSEA 2014, Witkiewicz 1996) trudnych do ustalenia na podstawie przebiegu reakcji chemicznej z wodą, gdyż proces rozkładu BŚT zachodził pod ciśnieniem hydrostatycznym, w zmiennych warunkach redoks oraz w środowisku (osadów dennych), gdzie obecne są już rozmaite związki pochodzenia antropogenicznego.

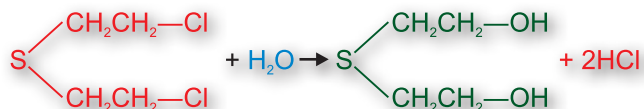
PRZEWIDYWANE LOSY BOJOWYCH ŚRODKÓW TRUJĄCYCH I ICH ODDZIAŁYWANIE NA ŚRODOWISKO MORSKIE

Po wydostaniu się BŚT z metalowych zasobników zachowanie się ich w środowisku morskim zależy od fizykochemicznych właściwości związków chemicznych, a także od czynników środowiskowych, takich jak: temperatura, zasolenie i pH wody. Rozpuszczalność związków zmienia się od dobrej (tabun) do bardzo złej (adamsyt, iperyt w postaci stałej) (BSH 1993). Słaba rozpuszczalność BŚT w wodzie powoduje, że procesy rozkładu mogą przebiegać wolniej. Wszystkie związki reagują z wodą morską, a w wyniku hydrolizy i utleniania powstają nowe związki. Ogólna teoria detoksykacji środowiska mówi, że w trakcie rozkładu związku toksycznego powstają produkty mniej toksyczne niż oryginalny produkt (Dubrawski 1981). Poniżej przedstawiono uproszczone reakcje rozkładu BŚT w wodzie morskiej (BSH 1993, Korzeniewski 1996, Andrulewicz 2006).

IPERYT



Iperyty (tioeter 2,2'-dichlorodietylowy) należy do środków o działaniu parzącym oraz paralityczno-drgawkowym. Ma postać bezbarwnej, oleistej cieczy, o zapachu musztardy, stąd zwany jest też gazem musztardowym. Jego pary działają szkodliwie na układ oddechowy, a ciecz powoduje ciężkie oparzenia skóry. Hydroliza iperytu w wodzie morskiej przebiega dwuetapowo. W jej wyniku powstają glikol tiodietylowy i kwas chlorowodorowy. Pierwszy jest nietoksyczny, a drugi jest neutralizowany przez wodę morską. Jeśli



hydroliza zachodzi w wodzie słodkiej, okres połowicznego rozpadu iperytu trwa kilka minut. Hydroliza w wodzie morskiej zachodzi znacznie wolniej, szczególnie przy niskiej temperaturze. Okres połowicznego rozpadu oblicza się wówczas w godzinach. Taka skala czasowa może być jednak stosowana tylko w odniesieniu do rozpuszczonego iperytu. Proces hydrolizy zależy od wielu parametrów, takich jak: zasolenie, temperatura, prędkość prądów i stopień ekspozycji amunicji na działanie wody.

Ocenia się też, że w warunkach panujących w osadach dennych głębi bałtyckich – wysokiego

ciśnienia hydrostatycznego, niskiej temperatury oraz warunków beztlenowych – nie można wykluczyć możliwości zmiany gęstości iperytu z postaci płynnej na postać półpłynną lub zbryloną (Witkiewicz 1996).

IPERYT LEPKI (IPERYT UTWARDZONY)

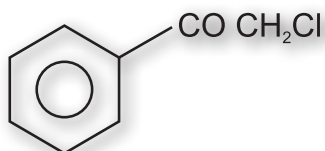
Iperyt lepki to iperyt, do którego dodano utwardzacz. Jego konsystencja przypomina gęstą pastę. W wodzie tworzy zbrylenia, które są bardzo trwałe i stabilne. Bryły lepkiego iperytu są ponadto elastyczne i trudne do rozbicia. Na ich powierzchni tworzy się nieprzepuszczalna powłoka, która utrudnia kontakt iperytu z wodą i jego hydrolizę. Iperyt w postaci zbryloną może przetrwać wiele lat, zachowując się w niezmienionej postaci. Potrzebny jest bardzo długi okres zanim lepki iperyt ulegnie rozkładowi do nieszkodliwych związków. W zależności od lokalnych warunków hydrologicznych falowanie lub prądy przydenne mogą transportować zbrylenia po dnie morza na znaczne odległości, a jego rozkład poprzez hydrolizę i rozkład biologiczny zachodzi bardzo powoli.

Innym ważnym aspektem obecności lepkiego iperytu w morzu jest to, że jego wygląd nie wskazuje na przedmiot pochodzenia militarnego. Wyłowiony z dna wygląda na przedmiot pochodzenia naturalnego: bryły gliny czy zlepionego materiału dennego. Bryła iperytu wyłowiona przez rybaków z Władysławowa (WŁA-206, styczeń 2007 r.) miała kształt walca i barwę gliny, wagę ok. 5-7 kg (Andrulewicz 1996).

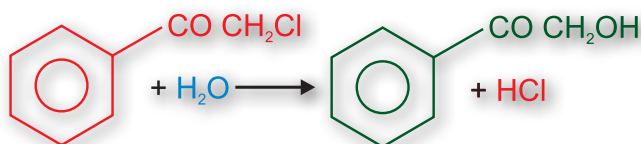
IPERYT AZOTOWY

Hydroliza iperytu azotowego zachodzi dużo wolniej niż zwykłego iperytu i przebiega w kilku etapach. Okres połowicznego rozpadu wynosi ok. 9 godzin. W słodkiej wodzie rozkład trwa ok. 3 tygodni, natomiast brak danych o reakcji tego związku w wodzie morskiej. W wyniku hydrolizy powstaje wiele różnorodnych produktów, wśród nich prawdopodobnie substancje rozpuszczalne w wodzie i słabo toksyczne.

CHLOROACETOFENON

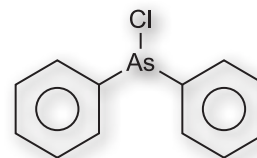


Chloroacetofenon należy do grupy gazów łzawiących. Jego hydroliza przebiega bardzo wolno, a jego struktura chemiczna nie wskazuje na możliwość biodegradacji. Po dehalogenacji powstają nietoksyczne

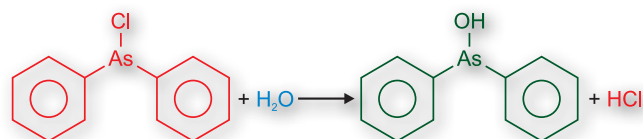


produkty, które mogą łatwo i całkowicie rozkładać się w wodzie morskiej.

CLARK I

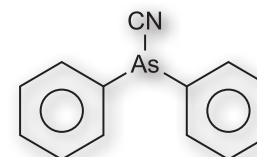


Clark I (chlorodifenyoarsyna) jest gazem drażniącym śluzówki nosa i gardła. Hydrolizuje bardzo wolno, przechodząc w tlenek tetraetylu diarsenowego oraz kwas chlorowodorowy. Clark I jest w dłuższym czasie neutrali-

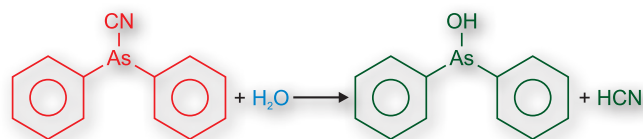


zowany przez wodę morską. Niewiele wiadomo na temat rozkładu tlenku tetraetylu diarsenowego. Nawet jeśli rozkłada się całkowicie, to pozostają stabilne, nieorganiczne związki arsenu, które są nadal toksyczne. Jednak związki te nie mają już właściwości bojowych środków trujących.

CLARK II

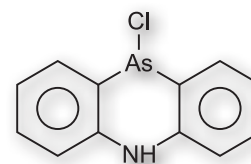


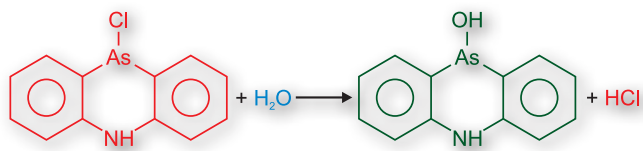
Clark II (cyjanodifenyoarsyna) ulega rozkładowi w wodzie morskiej, tworząc początkowo tlenek tetraetylu diarsenowego i cyjanek. Chociaż cyjanek jest



toksyczny, to jednak w morzu ulega stosunkowo szybkiemu utlenianiu, w wyniku którego powstaje nietoksyczny kwas mrówkowy i sól sodowa kwasu mrówkowego.

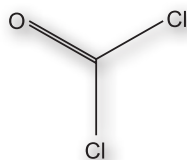
ADAMSYT



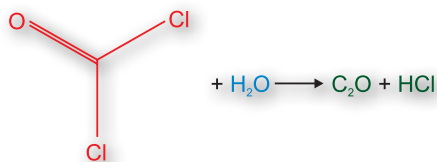


Adamsyt (*chlorek fenarazyny*) jest rozpuszczalny w wodzie morskiej jedynie w ilościach śladowych. Hydroлізуje bardzo powoli, tworząc tlenek difenyloaminoarsyny i kwas chlorowodorowy. Uwagi odnoszące się do środków typu clark I i clark II mają zastosowanie również do adamsytu, który także zawiera arsen.

FOSGEN

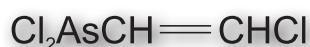


Fosgen (dichlorek kwasu węglowego) jest bardzo aktywnym związkiem, który w wodzie morskiej rozkłada się do dwutlenku węgla i kwasu chlorowodorowego.



W słabo alkalicznej wodzie morskiej kwas ten jest neutralizowany. Reakcja przebiega gwałtownie – nawet w temperaturze 0°C, 1% wodny roztwór fosgenu ulega całkowitemu rozkładowi już po 20 sekundach.

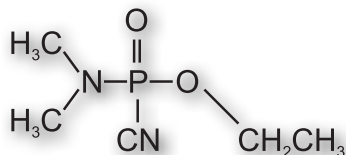
LUIZYT



Luizyt (dichloro(2-chlorowinylo)arsyna) reaguje z wodą: w wyniku tej reakcji powstaje tlenek chlorowinyloarsenu, który w roztworach zasadowych może z kolei tworzyć kwas arsenowy i acetylen.

O ile acetylen nie stwarza żadnego zagrożenia, to kwas arsenowy zachowuje toksyczność typową dla związków arsenu.

TABUN



Tabun (N,N-dimetyloamido-O-etylocyjano-fosforan) jest gazem porażającym system nerwowy, w wodzie morskiej rozkłada się dobrze i jest mało odporny na

działanie środowiska. W temperaturze 7°C okres jego połowicznego rozpadu wynosi ok. 5 godzin. W procesie hydroлізу powstają nietoksyczne estry kwasu fosforowego i cyjanowódor. Toksyczny cyjanowódor jest przekształcany stosunkowo łatwo w substancje nietoksyczne, tj. kwas mrówkowy i jego sól sodową.

CYKLON B

HCN

Cyklon B jest to cyjanowódor (HCN), który jest dobrze rozpuszczalny w wodzie. Toksyczny cyjanowódor przechodzi stosunkowo łatwo w nietoksyczny kwas mrówkowy i jego sole sodowe.

DZIAŁALNOŚĆ GOSPODARZA NA MORZU I MOŻLIWOŚĆ NARAŻENIA NA BŚT

Grupą zawodową najbardziej narażoną na kontakt z BŚT są rybacy morscy, szczególnie prowadzący trałowania denne – najczęściej przy połowach dorszy. Wyłowione bryły podobne do gliny lub bursztynu mogą być zbrylonym iperytem. Wskazane jest oznaczenie współrzędnych ponownego zatopienia i wykonanie zdjęć wyłowionego przedmiotu (bryły), przekazanie informacji do Urzędu Morskiego lub/i Marynarki Wojennej. Wyłowionego obiektu nieznanego pochodzenia nie należy dotykać i transportować do portu (UM Gdynia 1997).

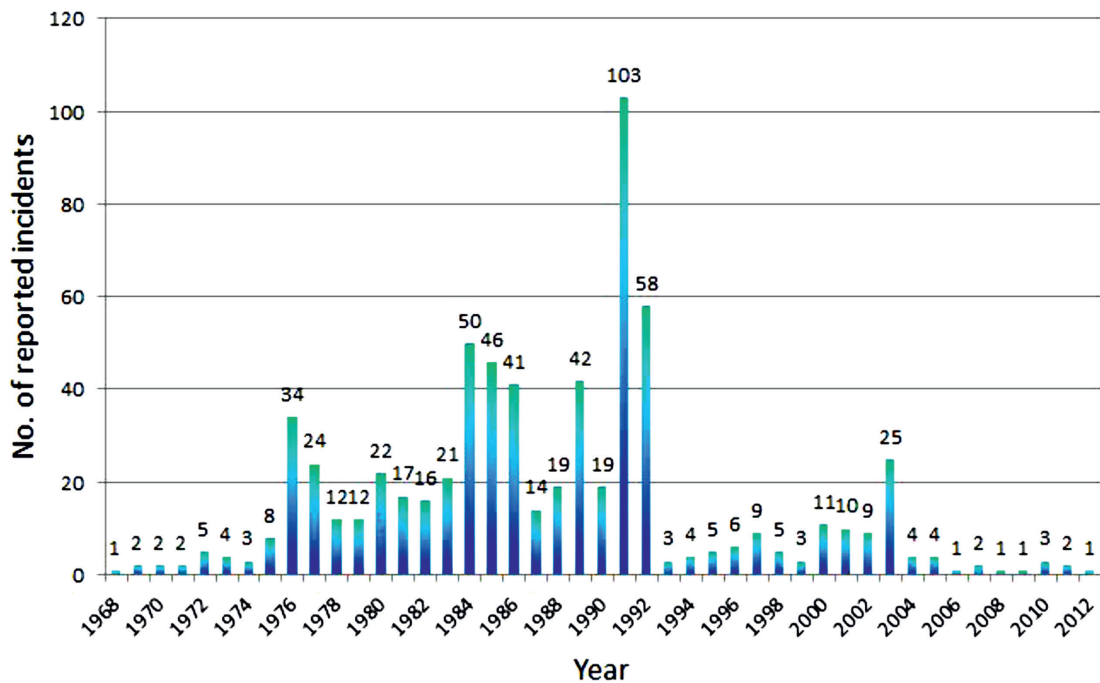
Ilość przypadków wyłowienia tego rodzaju przedmiotów w ostatnich latach znacznie zmalała (rys. 3). Być może jest to wynikiem postępującego procesu korozji metalowych zasobników z bronią chemiczną (i w efekcie samooczyszczania się środowiska morskiego). Nie można też wykluczyć wpływu procesów pograżania się amunicji w dnie morskim, a nawet niechęci do raportowania kontaktów z BŚT.

OSZACOWANIE STOPNIA NIEBEZPIECZEŃSTWA DLA LUDZI I ŚRODOWISKA

Na podstawie analizy właściwości toksycznych i chemicznych bojowych środków trujących oraz warunków abiotycznych i biotycznych południowego Bałtyku, a także dotychczasowych doświadczeń z wyłowioną bronią chemiczną można ocenić, jakie niebezpieczeństwa po 60 latach od zatopienia stwarza ona w Morzu Bałtyckim.

OCENA OBECNEGO STANU AMUNICJI CHEMICZNEJ

Składowiska amunicji chemicznej w Głębi Bornholmskiej i Głębi Gotlandzkiej mogą być zarówno przykryte warstwą osadów dennych, jak i całkowicie odsłonięte. Obie głębie uważane były za miejsca spokojnej sedymentacji zawiesin i stopniowego narastania warstwy osadów. Obecnie wiadomo, że w tych głębiach



Rysunek 3. Ilość raportowanych wyłowień pozostałości amunicji chemicznej w okresie od 1968 r. (HELCOM 2013)

mogą występować prądy zdolne do przemieszczania powierzchniowych osadów dennych na znaczne odległości (HELCOM 1996, ICES/HELCOM 1997). Tempo sedymentacji wynosi na tym obszarze przeciętnie około 1 mm na rok (IMGW 2002-2012, Szczepańska i Uścińowicz 1994). Sedymentacja może być jednak okresowo zaburzana silniejszymi prądami, osiagającymi nawet 20 cm s⁻¹ (IMGW 2002-2012).

Pociski małokalibrowe, na które bezpośrednio oddziaływała woda morska, prawdopodobnie skorodowały w całości. Cienkościenne skorupy bomb i pojemników (kontenerów i beczek), które leżały na twardym dnie i były wystawione na oddziaływanie wody, przetrwały i nie zawierają już bojowych środków chemicznych (HELCOM 1996). Pociski artyleryjskie dużego kalibru, które znalazły się w mule, w warunkach beztlenowych, prawdopodobnie nie zdążyły jeszcze skorodować całkowicie i mogą zawierać nadal BŚT (Surikov 1996, Paka 2002).

OCENA SKUTKÓW ŚRODOWISKOWYCH

BŚT zatopione w morzu po zetknięciu z wodą tracą właściwości broni masowego rażenia, z tego względu zatopiona broń chemiczna w Bałtyku nie grozi katastrofą ekologiczną. BŚT w zetknięciu z wilgocią mają zdolność szybkiego rozkładu do związków nieszkodliwych lub mniej szkodliwych. Zostały zatopione w morzu dlatego, że są tam najbardziej bezpieczne. Dopiero po wydobyciu z morza, przy sprzyjających warunkach, mogą odzyskać zdolność masowego rażenia. Z tego względu Grupa Robocza HELCOM CHEMU nie zalecała podnoszenia BŚT z dna morskiego (HELCOM CHEMU 1994).

Oddzielnie należy ocenić BŚT zawierające arsen: clark I i clark II oraz adamsyt. Są one względnie trwałe i słabo rozpuszczalne (BSH 1993, Paka 2002). Zwiększone stężenia arsenu mogą wystąpić w osadach w pobliżu korodującej amunicji. Problem BŚT zawierających arsen polega na tym, że produkty ich hydrolizy także zawierają ten toksyczny pierwiastek, mogą wywierać toksyczne działanie na środowisko. Nieorganiczne związki arsenu nie ulegają rozkładowi i zalegają w środowisku morskim. Szacuje się jednak, że jego uwalnianie się z BŚT nie jest w stanie doprowadzić do zmian poziomu stężenia naturalnego arsenu w Bałtyku na dużą skalę.

OCENA RYZYKA SKAŻENIA RYB I RYBAKÓW

Strefa południowego Bałtyku jest obszarem intensywnych połowów ryb komercyjnych, prowadzonych głównie przez kutry polskie i duńskie. W strefie tej łowi się ryby pelagiczne (śledź, szprot), ryby denne (dorsz, stornia, turbot, gładzica) oraz ryby wędrownie (troć, łosoś, węgorz). Zdarzają się przypadki łowienia ryb na obszarach zatopień broni chemicznej (rys. 2, po prawej). Powstaje pytanie: czy ryby te są skażone przez BŚT?

W latach 1980-1981 w Zatoce Puckiej odnotowano masową śmiertelność ryb dennych, węgorzy i płastug, masowo wyrzucanych na brzeg Zatoki z owrzodzeniami skóry. Bez analiz chemicznych jako przyczynę śmiertelności podawano możliwe zatrucie iperytem. Jednakże w tym czasie Zatoka Pucka cechowała się bardzo złym stanem sanitarnym, a w osadach dennych notowano obecność siarkowodoru. Prawdopodobnie kwas siarkowodorowy z osadów dennych wywoływał uszkodzenia warstwy ochronnej skóry węgorzy, dlatego stały się one

podatne na atak bakterii chorobotwórczych. Badania mikrobiologiczne ryb wyrzuconych na brzegi Zatoki Puckiej potwierdziły obecność posocznicy bakteryjnej (dr Edward Grawiński – Instytut Higieny Weterynaryjnej w Gdańsku – informacje własne).

Trujące związki chemiczne zawarte w metalowych pojemnikach broni chemicznej wskutek procesu hydrolizy na dnie morskim tracą swoje pierwotne właściwości toksyczne. Ostatecznie podlegają rozkładowi do związków nietoksycznych i w efekcie nie mogą skażać toni wodnej, a więc nie ma zagrożenia dla ryb pelagicznych. Podobne procesy w osadach dennych ograniczają zagrożenie ryb dennych. Jedynie BŚT zawierające arsen mogą podwyższyć jego stężenia w osadach dennych (Paka 2002). Nie oznacza to jednak, że ryby denne będą skażone tym pierwiastkiem.

Z uwagi na sposób zatapiania BŚT w Bałtyku oraz ich późniejsze przemieszczenie w trakcie trałowania iperyt (głównie plastyfikowany, występujący w morzu w formie brył/grudek) może znaleźć się w każdym innym miejscu na Bałtyku. W czasie połowów ryb dennych bryłki iperytu mogą dostać się do sieci rybackich wraz z rybami. Przypadek taki odnotowano w Polsce w styczniu 1997 r. (kuter rybacki Wła-206) w kwadracie rybackim R-9, ok. 18 mil od brzegu morskiego na północ od Władysławowa (przybliżona pozycja 55°12'N; 18°38'E). Zakończyło się to hospitalizacją załogi i kilkumiesięcznym leczeniem oparzeń rybaków (Andrulewicz 1996).

Iperyty utwardzony ze względu na małą rozpuszczalność przedstawia największe niebezpieczeństwo wyłowienia i skażeń sprzętu połowowego oraz ryb. Podczas jego przebywania na dnie morskim tworzy się powłoka, która utrudnia hydrolizę iperytu (rys. 4, po lewej). Całkowity rozkład zbryleń iperytu może trwać bardzo długo. Zbrylenia iperytu są prawdopodobnie jedyną formą BŚT zalegającą w znacznych ilościach na dnie Bałtyku. Kontakt ze zbrylonym iperytem może powodować oparzenia u ludzi i ryb (rys. 4, po prawej).

PODSUMOWANIE

Mimo obecności pozostałości broni chemicznej w Morzu Bałtyckim konsumpcja ryb bałtyckich jest bezpieczna. Nie ma dowodów na to, że ryby bałtyckie mogą zawierać ślady BŚT w tkankach lub organach wewnętrznych. Gdyby ryby miały fizyczny kontakt z iperytem (lub innymi BŚT), miałyby rany i nie zostałyby dopuszczone do sprzedaży.

Jest mało prawdopodobne, aby broń chemiczna lub zawarte w niej BŚT wydostały się na powierzchnię morza siłami natury. Iperyty zbrylony ma gęstość 1,27 g cm⁻³, oblepiony piaskiem zalega na powierzchni dna lub pod warstwą mułu/piasku. Jego podniesienie się z dna na powierzchnię morza jest niemożliwe. Nie można jednak wykluczyć, że bryła iperytu może być przemieszczana na znaczne odległości po dnie morskim przez silne prądy. Podobnie amunicja chemiczna nie może być przeniesiona na brzeg morski siłami naturalnymi. Natomiast amunicja, a także iperyt mogą znajdować się pod powierzchnią plaży i przybrzeża (podobnie jak broń konwencjonalna) i mogą zostać odsłonięte po silnych sztormach.

Nie należy otwierać ani dotykać metalowych pojemników wyrzuconych na plażę lub wyłowionych z morza. Trzeba zachować ostrożność w przypadku natknięcia się na bryły gliny lub masy podobnej do bursztynu, gdyż może to być zbrylony iperyt. Rybacy oraz prowadzący prace na dnie morskim powinni kierować się instrukcją Urzędów Morskich, która określa zasady postępowania z wyłowionymi bojowymi środkami trującymi.

Katastroficzne wizje mówiące o skażeniu ludzi i środowiska Bałtyku na dużą skalę w wyniku wyzwiania się BŚT nie mają uzasadnienia, ale jednak jednostkowo skutek może być tragiczny dla osób, które wejdą w kontakt z BŚT.

Informacje o tym, że obecność BŚT w Bałtyku jest najpoważniejszym problemem środowiskowym Morza Bałtyckiego są bezzasadne. W rankingu problemów



Rysunek 4. Iperyty zbrylony i jego skutki, po lewej: bryła iperytu; po prawej: oparzenia iperytem (zdjęcia pozyskano dzięki uprzejmości Tonny'ego Niilonena z Ministerstwa Środowiska Danii)

środowiskowych HELCOM umieszcza BŚT na dalszych pozycjach, po eutrofizacji, substancjach szkodliwych (metale ciężkie, węglowodory chlorowane i wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne), skażeniach ropopochodnych, organizmach inwazyjnych i rybołówstwie.

Sugerowane w mediach, a nawet popierane przez grupy naukowców czyszczenie Bałtyku z broni chemicznej należy uznać niewykonalne! Broń chemiczna została rozwleczona na dużych obszarach całego południowego Bałtyku. Większość BŚT może być pograżona w osadach dennych. Zbrylony iperyt jest praktycznie niewykrywalny za pomocą obecnych technik badania dna. Wszelkie próby wydobywania skorodowanej amunicji chemicznej grożą poważnym niebezpieczeństwem dla ludzi i środowiska. Ostatecznie należy uznać, że naturalne procesy samooczyszczania doprowadzą do rozwiązania problemu zagrożenia dla rybaków i środowiska Bałtyku.

PODZIĘKOWANIA

Składam serdeczne podziękowania Panu doc. dr. Rajmundowi Dubrawskiemu za cenne uwagi merytoryczne oraz Pani dr hab. Elżbiecie Łysiak-Pastuszek z Oddziału Morskiego IMGW w Gdyni i Panu prof. dr. hab. Zbigniewowi Otrembie z Akademii Morskiej w Gdyni za przeczytanie manuskryptu i zgłoszone uwagi.

LITERATURA

- Andrzejewicz, E. 1996. War Gases and Ammunition in the Polish Area of the Baltic Sea. In: Kaffka, A.V. (ed.) Sea-dumped chemical weapons: Aspects, Problems and Solutions. Kluwer Academic Publishers. NATO ASI Series. Vol. 7: 9-15.
- Andrzejewicz, E. 2006. Chemical Weapons Dumped in the Baltic Sea. In: Gonenc, I.E. et al. (eds.) Assessment of the Fate and Effects of Toxic Agents on Water Resources. Springer. 301-321.
- Atlas Morza Bałtyckiego. 1994. Majewski, A., Lauer, Z. (red.) Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Warszawa.
- Bełdowski, J. i in. 2016. Chemical Munitions Search & Assessment-An evaluation of the dumped munitions problem in the Baltic Sea. Deep Sea Res. II. (in print). <http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2015.01.017i>.
- BSH. 1993. Chemical Munitions in the Southern and Western Baltic sea. Report by a Federal/Länder Government Working Group. The Federal Maritime and Hydrographic Agency – Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH). Hamburg.
- CHEMSEA. 2014. Chemsea Findings – Results from the Chemsea Project – Chemical Munitions Search and Assessment. <http://www.chemsea.eu/admin/uploaded/CHEMSEA%20Findings.pdf>. 86.
- Dubrawski, R. 1981. Problemy zanieczyszczenia środowiska morskiego. Zarys biologicznego rozkładu zanieczyszczeń w wodach morskich. Wydawnictwa Instytutu Morskiego w Gdańsku. ss. 92.

- HELCOM CHEMU. 1994. Report on Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report to the 16th Meeting of Helsinki Commission from the ad hoc Working Group on Dumped Chemical Munition. pp. 43.
- HELCOM. 1996. Results of magnetic anomaly – detection and hydroacoustic surveys on the German part of the transport routes from the Baltic port Wolgast to the chemical munitions dumping area east of Bornholm. EC 7/96, INF. 16/Item 9.
- HELCOM. 2013. Chemical Munitions Dumped in the Baltic Sea. Report of the *ad hoc* Expert Group to update and Review the Existing Information on Dumped Chemical Munitions in the Baltic Sea (HELCOM MUNI). BSEP No. 142, pp. 128.
- ICES/HELCOM. 1997. Results of the 1993 ICES/HELCOM Sediment Baseline Study. SBLS Final Report.
- IMGW. 2002-2012. Bałtyk Południowy – charakterystyka wybranych elementów środowiska. IMGW Oddział Morski Gdynia.
- Korzeniowski, K. 1996. Bojowe środki trujące w wodach Południowego Bałtyku. Wiadomości chemiczne. 50: 9-10.
- NATO. 1996. Sea-dumped chemical weapons: Aspects, Problems and Solutions. Kluwer Academic Publishers. NATO ASI Series. Vol. 7.
- Paka, V. 2002. An overview of research of dumped chemical weapons made by r/v Professor Shtokman in the Gotland, Bornholm & Skagerrak dump sites during 1997-2001. HELCOM MONAS 4/2002. Doc. 3/5/inf. pp. 21.
- Paka, V. 2004. Dumped chemical weapon: state of art. Russian Chemical Journal. V.XLVIII, No. 2, pp 99-109.
- Surikov, B.T. 1996. How to Save the Baltic from Ecological Disaster. In: Kaffka, A.V. (ed.) Sea-dumped chemical weapons: Aspects, Problems and Solutions. Kluwer Academic Publishers. NATO ASI Series. Vol. 7: 67-70.
- Szczepańska, T. Uścińowicz, S. 1994. Atlas geochemiczny Południowego Bałtyku. UM Gdynia. 1997. Sposób postępowania załóg statków/kutrów/ z wydobytymi bojowymi środkami trującymi.
- Witkiewicz, Z. 1996. Amunicja chemiczna zatopiona w Morzu Bałtyckim. Biuletyn WAT. 9: 115-120.



95-lecie Morskiego Instytutu Rybackiego: aktualne tematy badań naukowych Tom II – Stan środowiska południowego Bałtyku

strony (87-96) 2016

materiał dostępny online na: www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-18-8

Zmiany w składzie pokarmu i odżywianie się dorsza (*Gadus morhua*) w południowym Bałtyku na przestrzeni ostatnich lat

(Changes in the food composition and feeding of cod (*Gadus morhua*) in the Southern Baltic Sea over the past years)

Marzenna E. Pachur*, Joanna Pawlak

Zakład Logistyki i Monitoringu
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia

Streszczenie

Badania nad składem pokarmu dorsza w południowym Bałtyku są prowadzone od lat 50. XX w. Preferencje pokarmowe dorszy mogą zmieniać się ze względu na dostępność pokarmu, warunki środowiskowe, w jakich żyją, bądź też zmienną kondycję ryb. Celem tej pracy jest porównanie zmian zachodzących na przestrzeni ostatnich lat w składzie jakościowym i ilościowym pokarmu w zależności od rejonu, sezonu i klasy długości dorsza. Materiał do badań w postaci przewodów pokarmowych dorszy zebrano podczas czterech dennych rejsów badawczych r/v Baltica typu BITS (Baltic International Trawl Survey) na południowym Bałtyku w latach 2012-2014. Łącznie do badań pozyskano 1551 przewodów pokarmowych. Analizy składu pokarmowego dorszy wykazały, że dominującym składnikiem są ryby śledziowate, stanowiące ponad 45% masy pokarmowej. Udział masy szprotów w pokarmie obniżył się z 50% w latach 2006-2007 do 33% w 2013 r., a jednocześnie wzrósł udział bezkręgowców. Dużą część masy spożywanego pokarmu stanowiły bezkręgowce, w szczególności duże skorupiaki. Największy udział masy odnotowano dla garneli *Crangon crangon* (14,2%), podwoja *Saduria entomon* (9,6%) oraz lasonogów *Mysida* (8,7%). Najmniejsze dorsze odżywiały się głównie bezkręgowcami (*Bylgides sarsi*, *Mysida* i *Crangon crangon*). Dominacja ryb nad pokarmem bezkręgowym rozpoczyna się od klasy długości dorszy 30 cm Lt. Stwierdzono, że w latach 2012-2014 młodsze dorsze spożywały znacznie mniej pokarmu niż ryby starsze. Jednocześnie w latach 2012-2014 ryby cechowały się gorszą kondycją w porównaniu do lat 2006-2007.

Słowa kluczowe: dorsz, Morze Bałtyckie, odżywianie, zdobyc

Abstract

Studies of the food composition of cod have been conducted since the 1950s. Food preferences of cod can change due to the availability of food, the environmental conditions in which they live or changeable condition of fish. The aim of this study is to compare changes over the last years in the qualitative and quantitative food composition according to an area, season and the length class of cod. The research material, which consists of digestive tracts of the Baltic cod, was collected during four research bottom cruises BITS (Baltic International Trawl Survey) performed at the r/v Baltica in the Polish Exclusive Economic Zone in 2012-2014. A total of 1551 digestive tracks have been obtained for the research. The analyses of food composition of cod indicated that the main component of the cod diet were the clupeids, constituting more than 45% of the total weight of the food recovered from the studied specimens. The share of weight for *Sprattus sprattus* decreased from 50% in 2006-2007 to 33% in 2013, while the share of invertebrates increased. The major share of weight of the food consumed was constituted by invertebrates, especially by large crustaceans. The dominant invertebrate in the diet was *Crangon crangon* which accounted for 14.2% of the diet by weight, next *Saduria entomon* (9.6%) and *Mysida* (8.7%). The smallest cod feed mainly on invertebrates (*Bylgides sarsi*, *Mysida* and *Crangon crangon*). The fish become dominant in the diet of cod from the length class of 30 cm. In 2012-2014 it was found that young cod consumed significantly less food than older cod. At the same time, the fish were characterised by worse condition in 2012-2014 than during 2006-2007.

Key words: cod, Baltic Sea, feeding, prey

WPROWADZENIE

Dorsz (*Gadus morhua*), w szczególności stado wschodniobałtyckie (ICES 24-32), jest niezwykle istotny dla polskiego rybołówstwa z racji ceny i popytu na rynku. Polskie połowy dorsza w latach 2012-2014 wynosiły średnio 12,3 tys. t, co stanowiło średnio 33% całkowitej kwoty (TAC) dorsza stada

wschodniobałtyckiego (ICES 2016a). Pod względem ekologicznym dorsz odgrywa rolę drapieżnika znajdującego się na szczycie piramidy troficznej, zaraz obok ryb łososiowatych oraz ssaków morskich. Preferencje pokarmowe dorsza zmieniają się wraz ze wzrostem osobników i są zależne od zdolności ryb do zdobywania i zjadania pokarmu. Młode dorsze występują najczęściej w pobliżu wybrzeża, znajdują tu dogodne warunki do rozwoju, ale także mogą tutaj uniknąć stania się ofiarą kanibalizmu (Uzars i Plikshs 2000). Żywią się

* marzenna.pachur@mir.gdynia.pl



bezkęgowcami, a szczególnie skorupiakami (Crustacea), takimi jak: *Saduria entomon*, *Crangon crangon*, *Pontoporeia femorata*, *Monporeia affinis*, *Gammarus* sp., *Mysis mixta*, *Neomysis integer* (Załączowski 1992a, Pachur i Horbowy 2013). Starsze i większe dorsze preferują głębsze wody w rejonach oddalonych od brzegu Morza Bałtyckiego, gdzie żerują głównie na rybach, np. szprotach, śledziach, rybach babkowatych (Gobiidae), rybach dobijakowatych (Ammodytidae), a w mniejszym stopniu na większych bezkręgowcach, np. *S. entomon*, *C. crangon* (Załączowski 1992a, Pachur i Horbowy 2013).

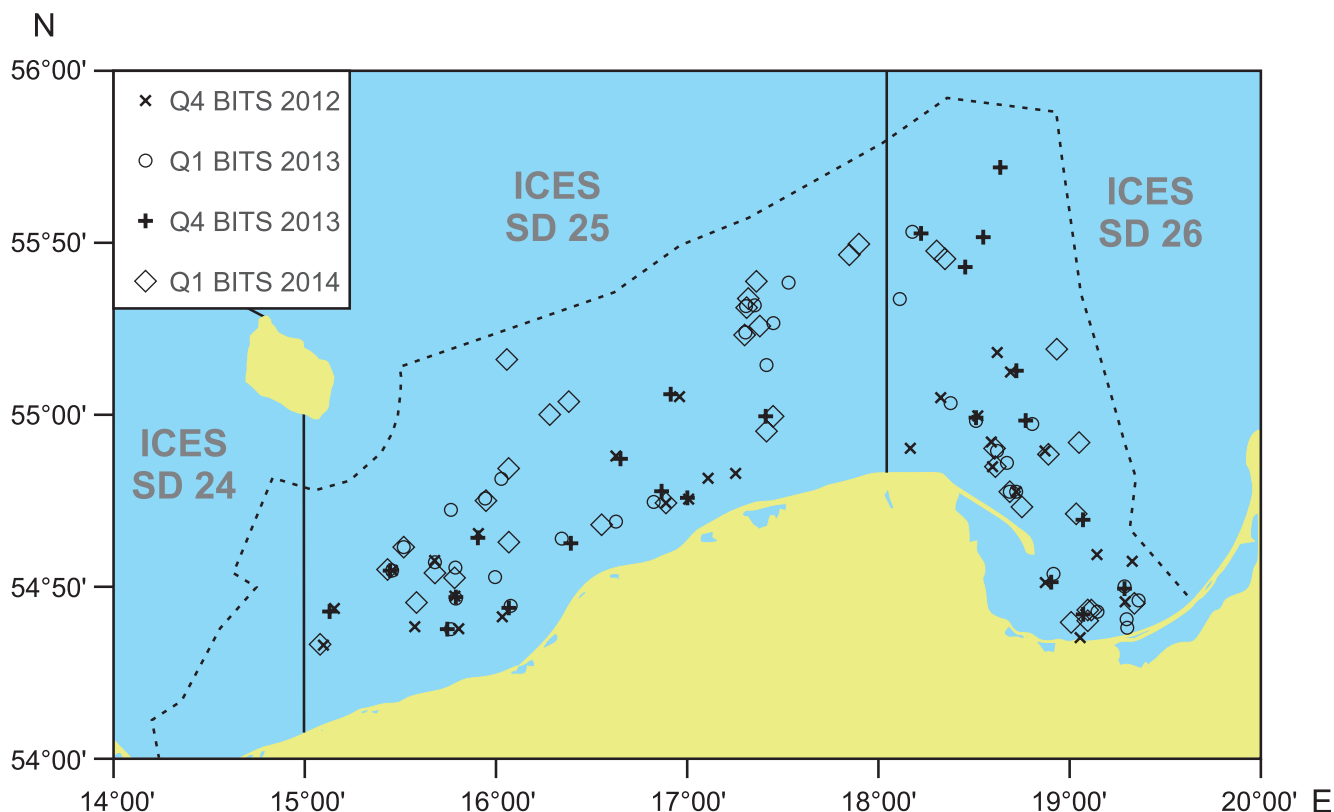
Badania nad składem pokarmowym dorsza z rejonu południowego Bałtyku były prowadzone w latach 50. i 60. XX w. (Reimann 1955, Strzyżewska 1959, 1962, Chrzan 1962). Następnie tą tematyką zajął się Załączowski (1977, 1985, 1986, 1992a, 1992b), Arntz (1977) Uzars (1985), Uzars i Plikshs (2000) oraz Neuenfeldt i Beyer (2003, 2006). Badania w tym zakresie są istotne ze względu na zmieniające się warunki środowiska (np. tlen), a co za tym idzie zmienną dostępność pokarmu dla ryb (Herbert i Steffensen 2005, ICES 2014b, Gogina i in. 2016).

Celem pracy jest opisanie zmian, jakie zaszły w składzie jakościowym i ilościowym pokarmu dorsza bałtyckiego na przestrzeni ostatniej dekady, jak również w porównaniu do lat 70. i 80. XX w.

METODYKA

Materiał do badań w postaci przewodów pokarmowych dorszy bałtyckich pozyskano podczas rejsów badawczych BITS (Baltic International Trawl Survey) na statku r/v *Baltica* w latach 2012, 2013, 2014 (rys. 1). Połowy wykonano w Polskich Obszarach Morskich w podrejonach ICES 25 i 26. Do połowu ryb użyto włoka dennego typu tv3, każdy zaciąg trwał 30 minut zgodnie z metodyką ICES (grupa WGBIFS, ICES 2016b). Łącznie z obydwu podrejonów pozyskano materiał badawczy od 1551 osobników (tab. 1). Określano także stopień wypełnienia i kolor woreczka żółciowego (w czterostopniowej skali) w celu rozróżnienia, czy ryba miała pusty żołądek lub czy zwróciła pokarm podczas połowu (ICES 1991, ICES 2010). Z analiz składu i ilości pokarmu wyeliminowano żołądki ryb, których woreczek żółciowy wskazywał, że ryba wypluła pokarm lub jej żołądek był pusty.

Przewody pokarmowe ryb pobierano i zamrażano na pokładzie statku do czasu wykonania analiz składu pokarmu. W laboratorium lądowym żołądki rozmrażano, rozcinano i wyjmowano ich zawartość na szklane szalki. Zawartość żołądków segregowano przy użyciu binokularu. Liczono, ważono oraz określano przynależność taksonomiczną do jak najniższej jednostki. Ryby znalezione w pokarmie mierzono z dokładnością do 0,5 cm. Wykonywano pomiar długości



Rysunek 1. Rozmieszczenie punktów poboru prób do analizy składu pokarmu dorsza podczas rejsów r/v „Baltica” w okresie 2012-2014

Tabela 1. Liczba zebranych (pełnych) żołądków dorszy w zależności od głębokości i podrejonu ICES

Sezon	Podrejon ICES	Głębokość [m]	Liczba żołądków	Razem
jesień 2012 (BITS Q4)	25	19-59	162	328
	26	25-99	166	
zima 2013 (BITS Q1)	25	25-90	197	369
	26	23-95	172	
jesień 2013 (BITS Q4)	25	19-58	176	398
	26	42-99	222	
zima 2014 (BITS Q1)	25	19-102	280	456
	26	27-102	176	

całkowitej (Lt) lub jeśli osobnik był w znacznym stopniu strawiony, wyznaczano długość standardową (Ls), następnie ważono każdego osobnika. Długość niestrawionych bezkręgowców *Saduria entomon* określano z dokładnością do 0,1 cm oraz ważono każdego osobnika z dokładnością do 0,01 g. Inne grupy bezkręgowców liczono i ważono razem w grupach taksonomicznych.

Dokładne oznaczanie taksonomiczne ryb zawartych w pokarmie niekiedy było trudne ze względu na znaczny stopień strawienia osobnika. Z tego powodu należało wydzielić grupy organizmów oznaczonych nieprecyzyjnie, tj. Actinopterygii gen. spp., Clupeidae gen. spp., Gobiidae gen. spp., Ammodytidae gen. spp.

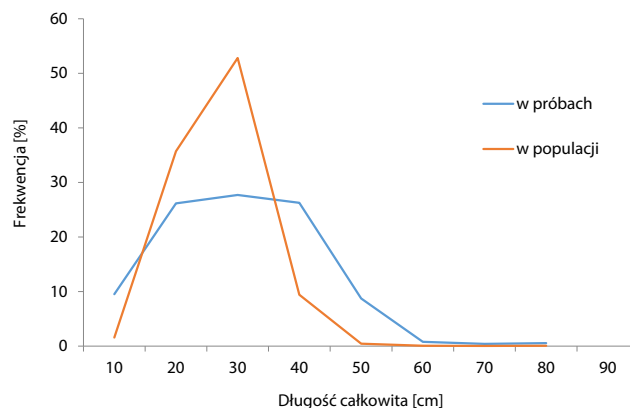
Obliczono procentowy udział masy oraz częstość występowania składników pokarmowych, biorąc pod uwagę wyłącznie żołądki z pokarmem (rejsy BITS z 2013 r. – 1 i 4 kwartał). Częstość występowania określa procent żołądków, w których wystąpił dany składnik pokarmowy.

Przeliczenie składu pokarmu dorszy w próbach na skład pokarmu w populacji wykonano, ważąc wyniki w dziesięciocentymetrowych klasach długości przez udział danej klasy długości w populacji (rejsy BITS z 2013 r. – 1 i 4 kwartał) (Pachur i Horbowy 2013). Rozkład długości w populacji otrzymano na podstawie pomiarów długości zebranych w rejsach badawczych r/v Baltica. Na rysunku 2 przedstawiono rozkład długości dorszy poddanych analizom pokarmu, jednocześnie nakładając rozkład długości dorszy w populacji.

Obliczono ilość pokarmu spożywanego przez dorsze. Masę zjedzonego pokarmu wyrażono stosunkiem masy rzeczywistej pokarmu w żołądku dorsza do średniej masy ryby w pięciocentymetrowych klasach długości. Wyliczono w ten sposób ogólny wskaźnik napełnienia, zgodnie z Fortunatową (1964), który może być uproszczonym miernikiem intensywności żerowania. Wskaźniki napełnienia obliczono dla okresu 2012-2014 oraz dla okresu 2006-2007. W tym celu użyto danych czterech rejsów BITS z lat 2006-2007, których wyniki

zostały wcześniej opublikowane (Pachur i Horbowy 2013). Wspomniana publikacja nie zawierała jednak informacji o ilości pokarmu przypadającej na jednego osobnika.

Wyliczono współczynniki kondycji Fultona dla dorszy poddanych analizom pokarmu w latach 2006, 2007 (na podstawie danych z czterech rejsów BITS) oraz 2012, 2013 i 2014 (BITS Q4 2012, BITS Q1 2013, BITS Q4 2013, BITS Q1 2014) w pięciocentymetrowych klasach długości.

**Rysunek 2.** Rozkład długości dorszy (w dziesięciocentymetrowych klasach długości): w populacji (z rejsów dennych BITS Q1 2013 i BITS Q4 2013) i dorszy poddanych badaniu pokarmu

WYNIKI

SKŁAD POKARMU

W 2013 r. w podrejonie ICES 25 pozyskano 85% żołądków pełnych, a w podrejonie ICES 26 – 80,3% żołądków pełnych. Odnotowano również dorsze z oznakami zwrócenia treści pokarmowej: 6 osobników z podrejonu 25 oraz 13 osobników z podrejonu 26.

W pokarmie dominowały ryby śledziowate, stanowiąc ponad 45% masy pokarmowej znalezionej w żołądkach (tab. 2). Procentowy udział masy szprota w żołądkach był trzykrotnie wyższy niż śledzia. Znaczący w pokarmie był również udział masy ryb babkowatych i wynosił 12%, a ryby dobijakowate stanowiły około 3% masy pokarmowej. Sporadycznie w żołądkach znajdowano inne gatunki ryb: kur diabeł *Myoxocephalus scorpius*, ostropletwiec *Pholis gunnellus*, stynka *Osmerus eperlanus*, stornia *Platichthys flesus*, ciernik *Gasterosteus aculeatus*, belona *Belone belone*, motela *Enchelyopus cimbrius*, jednakże ich udział w pokarmie był znikomy. Gatunki te łącznie stanowiły 1% masy pokarmowej (tab. 2).

Najwyższą frekwencją spośród ryb odznaczały się ryby babkowate – 20%, nieznacznie niższą frekwencję odnotowano dla szprota – 17%. Kanibalizm miał znaczenie marginalne (0,2% udziału masy pokarmowej). Przypadki takie odnotowano u 11 dorszy (tab. 2).

Tabela 2. Skład pokarmu dorsza, *Gadus morhua* w 2013 r. (dane przeliczone na populację)

Składnik pokarmu	Grupa taksonomiczna	Frekwencja [%]	Masa [%]	Podrejon 25	Podrejon 26
				masa [%]	masa [%]
<i>Bylgides sarsi</i>	Wieloszczety	33,1	3,8	4,8	2,6
<i>Hediste diversicolor</i>		1,9	0	0	0
<i>Mysida</i> gen. spp.	Skorupiaki	53,8	8,7	11,2	5,3
<i>Gammarus</i> sp.		8,9	0,5	0,5	0,5
<i>Saduria entomon</i>		32,4	9,6	11,6	6,9
<i>Crangon crangon</i>		31,5	14,2	14,2	14,4
<i>Diastylis rathkei</i>		14,4	0,2	0,3	0,1
Crustacea*		8,8	0,2	0,4	0
Bivalvia gen. spp.		Małże	8	0,3	0,4
<i>Halicryptus spinulosus</i>	Priapulidy	5,6	0,2	0,1	0,3
Nieorganiczne składniki		1,9	0	0	0
<i>Sprattus sprattus</i>	Ryby	17,3	33,4	19,1	52,5
<i>Clupea harengus</i>		2,5	10,9	10,9	10,9
Clupeidae gen. spp.		2,2	0,8	0,2	1,6
Ammodytidae gen. spp.		0,8	3,3	5,8	0
Gobiidae gen. spp.		20,7	12	19,2	2,3
<i>Gadus morhua</i>		0,4	0,2	0,2	0,1
Actinopterygii gen. spp.**		7	0,6	0,1	1,3
Inne ryby***		2,3	1	0,9	1

* Crustacea – rzadko występujące gatunki (*Pontoporeia femorata*, *Hyperia galba*, *Palaemon elegans*, *Monoporeia affinis*, *Corophium volutator*, *Idotea balthica*, *Amphibalanus improvisus*); ** Actinopterygii gen. spp. – ryby niezidentyfikowane; *** inne ryby – rzadko występujące gatunki (*Myoxocephalus scorpius*, *Pholis gunnellus*, *Osmerus eperlanus*, *Platichthys flesus*, *Gasterosteus aculeatus*, *Belone belone*, *Enchelyopus cimbrius*)

Bezkęgowce stanowiły 38% masy spożywanego pokarmu. Największy udział masy w żołądkach odnotowano dla garneli *Crangon crangon*, podwoja *Saduria entomon* i lasonogów *Mysida* (odpowiednio: 14,2%, 9,6%, 8,7%). Wśród wieloszczetów dominował *Bylgides sarsi*, stanowiąc 3,8% masy zjedanego pokarmu. Rzadziej w pokarmie występowały mniejsze skorupiaki: kielże z rodzaju *Gammarus* sp., pośródek pospolity *Diastylis rathkei*, pontoporeja krasnooka *Pontoporeia femorata*, hyperia *Hyperia galba*, krewetka atlantycka *Palaemon elegans*, pontoporeja czarnooka *Monoporeia affinis*, bełkaczek pospolity *Corophium volutator*, podwoik bałtycki *Idotea balthica*, pąkla *Amphibalanus improvisus*, wieloszczet *Hediste diversicolor*, niezmogowiec *Halicryptus spinulosus* oraz małże. Niewielki procent masy w żołądkach stanowiły składniki niebędące typowym pokarmem dorsza: węgiel, drewno, drobne kamienie, śmieci. Pomimo tego, że bezkręgowce stanowiły mniejszą masę w pokarmie niż ryby, to jednak występowały z dużą częstotliwością: *Mysida* w ponad połowie żołądków, a *S. entomon*, *C. crangon* i *B. sarsi* w około 1/3 żołądków (tab. 2).

SKŁAD POKARMU W ZALEŻNOŚCI OD PODREJONU

Udział masy szprota w pokarmie dorsza w 2013 r. był największy w podrejonie 26 – 52%, w podrejonie 25 wyniósł 19%. W podrejonie 25 obserwowano także znacznie wyższy udział masy ryb babkowatych i dobijakowatych niż w podrejonie 26 (tab. 2). Spośród bezkręgowców dorsze z podrejonu 25 żerowały intensywniej na *S. entomon* i *Mysida*.

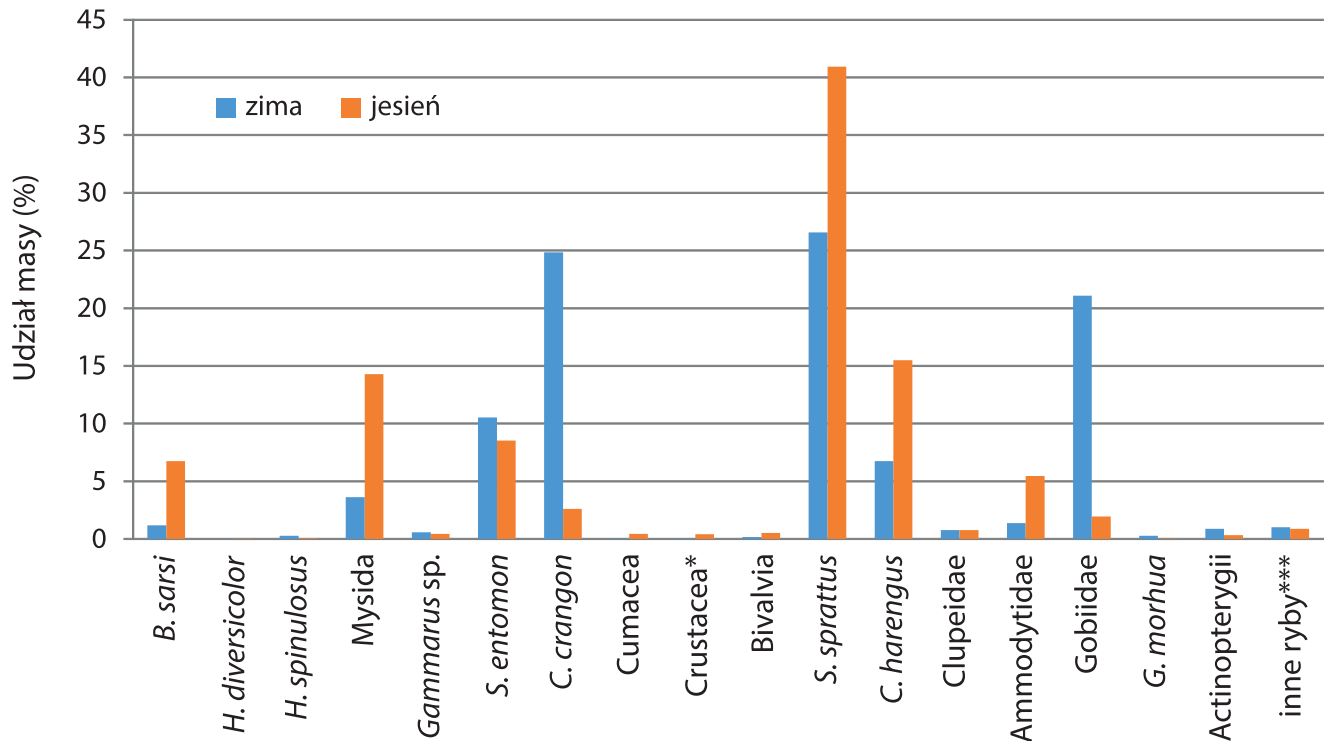
SKŁAD POKARMU W ZALEŻNOŚCI OD SEZONU

Udział masy szprotów i śledzi w pokarmie dorszy w 2013 r. był wyższy jesienią niż zimą. Ryby babkowate były spożywane w większych ilościach zimą (21% masy pokarmu). Wśród bezkręgowców *C. crangon* dominował w diecie zimą (25% masy pokarmu), a *Mysida* i *B. sarsi* – jesienią, odpowiednio 14% i 7% masy pokarmu (rys. 3).

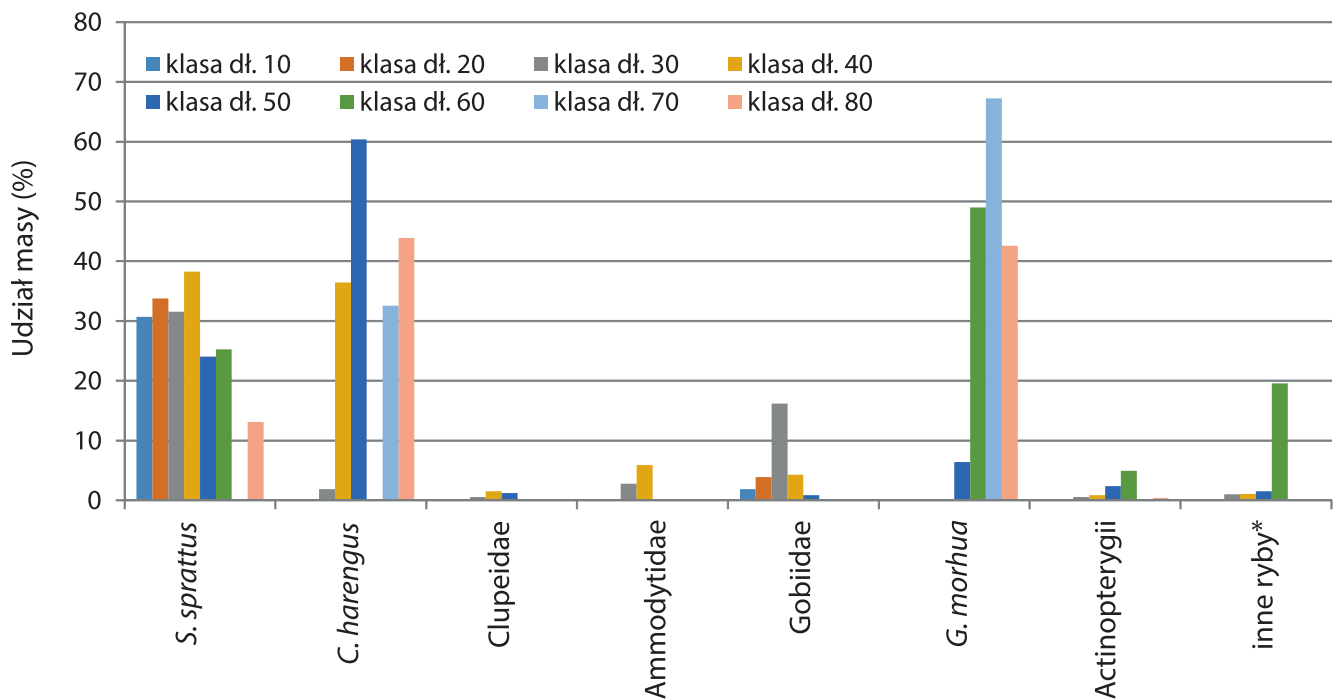
SKŁAD POKARMU W ZALEŻNOŚCI OD DŁUGOŚCI DORSZA

Ryby zaczynały dominować w pokarmie nad bezkręgowcami, poczynając od dorszy w klasie długości 30 cm Lt. Udział szprota był najwyższy u dorszy w klasie długości 40 cm (ok. 38%), natomiast w kolejnych klasach udział ten się zmniejszał. Udział masy ryb babkowatych w żołądkach był największy u dorszy z klasy długości 30 cm, a w wyższych klasach długości się zmniejszał. Znaczący udział śledzi w pokarmie odnotowano u osobników większych niż 40 cm (w klasach 40, 50 oraz 70, 80) (rys. 4). Przypadki kanibalizmu odnotowano począwszy od klasy długości 50. Udział młodych dorszy w masie pokarmu u osobników większych niż 60 cm był bardzo wysoki i stanowił 40-70%. Jednakże ostatnie trzy klasy długości były mało reprezentatywne – tylko 13 osobników pozyskanych do analizy żołądków.

Udział masy drobnych bezkręgowców w diecie był najwyższy u najmniejszych dorszy z klasy długości 10 (*B. sarsi* 36%, *Mysida* 19%), a później stopniowo spadał. Udział masy większych bezkręgowców w żołądkach, czyli *S. entomon* i *C. crangon*, początkowo rósł wraz z długością dorszy, a następnie spadał:



Rysunek 3. Skład pokarmu dorszy w zależności od sezonu w 2013 r. (dane przeliczone na populację). * Crustacea – zidentyfikowane; *** inne ryby – zidentyfikowane (oznaczenia jak w tab. 2)



Rysunek 4. Udział masy ryb w pokarmie dorszy (w dziesięciocentymetrowych klasach długości) w zależności od długości drapieżnika; *** inne ryby – zidentyfikowane (oznaczenia jak w tab. 2)

S. entomon od klasy długości 40, a *C. crangon* od klasy długości 30 (rys. 5).

INTENSYWNOŚĆ ŻEROWANIA DORSZY

Ilość pokarmu spożywanego przez dorsze w latach 2006-2007 wyrażona ogólnym wskaźnikiem napełnienia oscylowała na podobnym poziomie, który był niezależny od długości drapieźników. Jedynie u osobników z klasy długości 65 cm Lt. ilość spożywanego pokarmu była zauważalnie wyższa.

Młodsze dorsze do 39 cm Lt. w okresie 2012-2014 spożywały znacznie mniej pokarmu niż ryby starsze. Ogólny wskaźnik napełnienia wzrastał w tym okresie wraz ze wzrostem długości ryby, a od klasy długości 45 utrzymywał się na jednakowym poziomie (rys. 6).

WSPÓŁCZYNNIK KONDYCJI FULTONA

Współczynnik kondycji był najwyższy u dorszy łowionych w 2007 r. W 2006 r. wartości współczynnika były niższe dla ryb z wszystkich klas długości. Najniższe wartości tego parametru odnotowano u ryb złowionych w latach 2012, 2013 i 2014 (rys. 7).

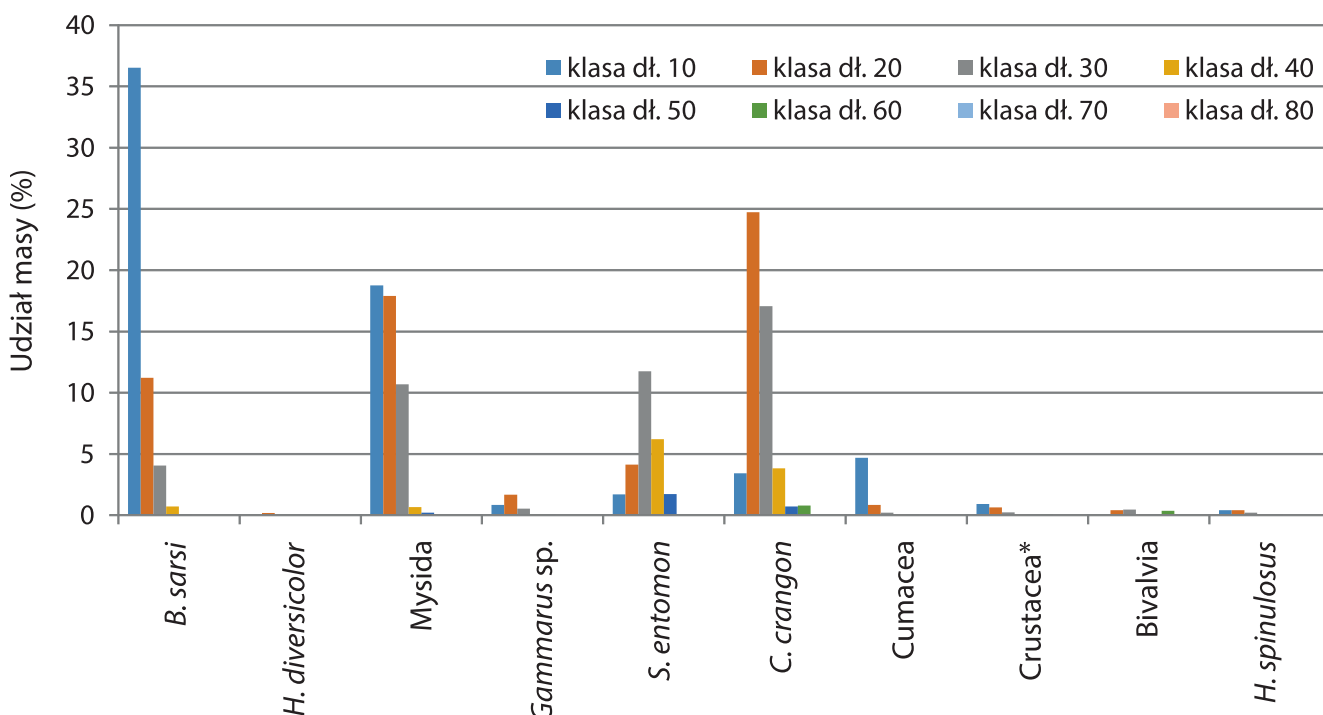
DYSKUSJA

Dieta dorsza (*Gadus morhua*) jest zróżnicowana i zmienia się w ciągu życia ryby. Młode osobniki preferują bezkręgowce, trochę starsze – bezkręgowce i małe ryby, a dorosłe i większe dorsze zjadają duże ryby. Na zmiany w składzie pokarmu dorszy ma wpływ wiele

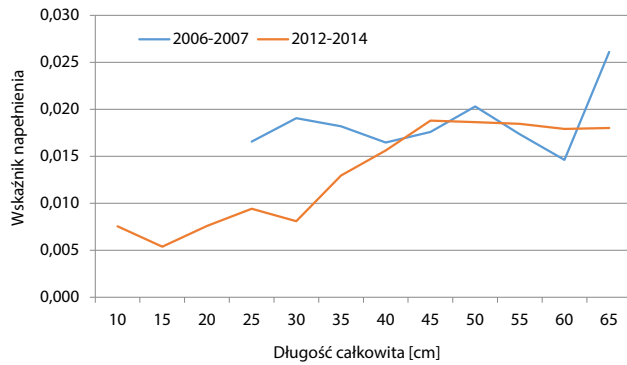
czynników, które mogą zmieniać się z upływem czasu. Do tych czynników zaliczamy m.in.: warunki środowiska, dostępność pokarmu czy kondycję ryb (Strzyżewska 1962, Chrzan 1962, Załachowski 1977, 1985, 1986, 1992a, 1992b).

Rozkład długości dorszy w latach 2006-2007 w populacji był podobny jak w 2013 r. Dominowały dorsze z klasy długości 30 (Pachur i Horbowy 2013). Udział masy ryb śledziowatych w żołądkach dorszy w 2013 r. wyniósł ok. 45%, w latach 2006-2007 był znacząco wyższy – 67% (Pachur i Horbowy 2013). Udział masy szprotka w pokarmie obniżył się z 50% w latach 2006-2007 do ok. 33% w 2013 r., natomiast śledzia nieznacznie zmalał z 14% do 11%. W 2013 r. biomasa stada szprotka nieznacznie się zmniejszyła w stosunku do lat 2006-2007 (odpowiednio: z ok. 1 mln t do 900 tys. t) (ICES 2014a). Biomasa stada dorsza utrzymywała się na podobnym poziomie ok. 100 tys. t (informacja ustna, Jan Horbowy). Przyczyną spadku spożycia szprotka przez dorsze nie były więc ograniczone zasoby tego składnika diety w ujęciu ogólnobałtyckim. Nie wyklucza to jednak mniejszej dostępności szprotka dla dorsza na południowym Bałtyku. Jednocześnie ze spadkiem znaczenia śledzi i szprotów w pokarmie w 2013 r. był zauważalny wzrost znaczenia ryb babkowatych oraz niektórych bezkręgowców, jak *Mysida*, *C. crangon*, ale również *B. sarsi*.

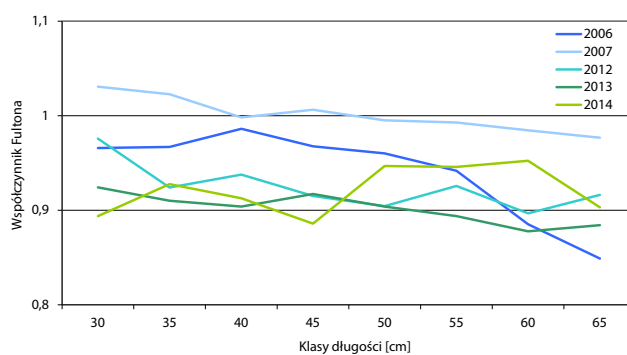
W latach 1986-1989 spożycie ryb śledziowatych przez dorsze było stosunkowo niskie, spożycie szprotka znajdowało się na poziomie zaledwie 4-12% udziału masy pokarmu. Biomasa stada szprotka w drugiej połowie lat 80. XX w. była o połowę mniejsza



Rysunek 5. Udział masy bezkręgowców w pokarmie dorszy (w dziesięciocentymetrowych klasach długości) w zależności od długości drapieźnika; *Crustacea – zidentyfikowane (oznaczenia jak w tab. 2)



Rysunek 6. Ogólny wskaźnik napełnienia w pięciocentymetrowych klasach długości dorsza w okresie 2006-2007 (cztery rejsy BITS) oraz 2012-2014 (BITS Q4 2012, BITS Q1 2013, BITS Q4 2013, BITS Q1 2014)



Rysunek 7. Zmiany współczynnika kondycji dorsza w latach 2006 i 2007 oraz 2012, 2013 i 2014

niż obecnie. Przy zmniejszonej biomasy szprot jest prawdopodobne, że dorsze szukały innego pokarmu. W latach 1986-1989 dorsze zjadały wyjątkowo dużo lasonogów *Mysida* (pomiędzy 8 a 60% masy pokarmowej) (Załachowski 1992a). Załachowski (1992a) przypuszcza, że wzrosła wtedy populacja *Mysida*, był on łatwiej dostępny dla dorszy i dlatego spożycie *Mysida* wzrosło. W tamtym okresie spożycie ryb przez populację dorsza spadło poniżej 40% całej masy pokarmu spożywanej w ciągu roku (Załachowski 1992b). Obecnie spożycie ryb przez populację dorsza stanowi nieco ponad 60% udziału masy pokarmu.

W latach 1977-1982 udział masy ryb śledziowatych w pokarmie również był niski (25%- 50%). Udział szprotu w diecie w badaniach Załachowskiego (1985) był bardzo niski, podobnie jak w okresie 1986-1989 i wynosił od 7 do 12% w poszczególnych klasach długości. Obecnie udział szprotów w pokarmie wynosi od 25 do 38%. Przyczyną tak małego spożycia szprotu przez dorsze w latach 1977-1982 była bardzo niska biomasa szprotu w Bałtyku – niewiele ponad 250 tys. t stada rozrodczego (ICES 2014a). Niski udział szprotu w badaniach Załachowskiego (1985) był rekompensowany wyższym udziałem spożywanych bezkręgowców, zwłaszcza *S. entomon*, *B. sarsi* i *Mysida*. Udział *Mysida* w diecie dorsza był podobny jak obecnie, a *S. entomon* i *B. sarsi* – nawet wyższy.

W przeprowadzonych badaniach obserwowano sezonowe różnice w składzie pokarmu. *Mysida* były zjadane przede wszystkim jesienią, co jest zgodne z obserwacjami Załachowskiego (1992a). Szproty dominowały w pokarmie dorszy jesienią w 2013 r., natomiast w latach 2006-2007 trend był odwrotny – szproty dominowały w pokarmie zimą (Pachur i Horbowy 2013). Ryby babkowate oraz *C. crangon* w prowadzonych badaniach znajdowano w żołądkach głównie zimą, co zgadza się z badaniami Rossa i in. (2016), którzy potwierdzają dominację tych dwóch składników w diecie innych ryb dorszowatych (witlinków) zimą.

Wraz ze wzrostem długości dorszy zaobserwowano zmiany w ich diecie. Ryby w diecie zaczynały dominować począwszy od klasy długości 30 cm. Ross i in. (2016) stwierdzili, że witlinki z zachodniego Bałtyku stają się rybożerne po osiągnięciu długości całkowitej (Lt) 10-20 cm. Już w klasie długości 20 udział ryb śledziowatych w pokarmie witlinków wynosił ok. 80%. W miarę wzrostu dorszy zmniejsza się udział bezkręgowców i mniejszych ryb, a rośnie udział dużych ryb. Udział masy śledzi i młodych dorszy w pokarmie był większy w wyższych klasach długości, począwszy od czterdziestocentymetrowej, podobnie jak w latach 2006-2007 (Pachur i Horbowy 2013). Udział ryb babkowatych i szprotów u większych dorszy (odpowiednio z klas długości 40 i 50) malał (rys. 4), analogicznie jak w okresie 2006-2007 (Pachur i Horbowy 2013). Uzyskane wyniki są zgodne z obserwacjami Załachowskiego (1977), który stwierdził, że gatunki ryb o małych rozmiarach wykazują tendencję stałego spadku udziału masy w diecie wraz ze wzrostem długości dorszy, gatunki ryb o średnich rozmiarach (Ammodytidae, szprot) – osiągają maksymalny udział u dorszy średniej wielkości, natomiast gatunki ryb o dużych rozmiarach, jak śledź i dorsz, wykazują tendencję stałego wzrostu udziału masy ze wzrostem klas długości drapieżnika.

Drobne bezkręgowce, jak *Mysida*, *C. crangon* i *B. sarsi*, były rzadziej zjadane w miarę wzrostu długości drapieżnika, co jest zgodne z wynikami Załachowskiego (1977) oraz Pachur i Horbowego (2013).

Spożycie *S. entomon* rosło, osiągając szczyt w klasie długości 30, a następnie malało ze wzrostem klas długości, podobnie jak u Załachowskiego (1977). W sytuacji niedoboru szprotów w diecie również większe ryby mogą spożywać więcej *S. entomon*. Takie zjawisko odnotowano w 2006 r. (udział masy podwoja w żołądkach dużych dorszy osiągał ok. 50%) (Pachur i Horbowy 2013) oraz w latach 1977-1982, gdzie masa *S. entomon* w diecie wynosiła ok. 25% i nie malała ze wzrostem długości ryb (Załachowski 1985).

Ilość pokarmu spożywanego przez młodsze dorsze (do 39 cm) wyrażona ogólnym wskaźnikiem napełnienia w okresie 2012-2014 była mniejsza niż w latach 2006-2007, natomiast u starszych ryb była podobna w obu omawianych okresach (rys. 6). W porównaniu uwzględniono osobniki większe niż 24 cm długości

całkowitej, ponieważ w badaniach Pachur i Horbowego (2013) nie analizowano mniejszych dorszy.

Załachowski (1977) w okresie 1972-1974 opisał sytuację odmienną od panującej w latach 2012-2014. Ilość pokarmu wyraził za pomocą współczynnika dobowego, który podobnie jak wskaźnik napełnienia służy do porównania intensywności żerowania ryb różniących się rozmiarami. Współczynnik dobowy był najwyższy u małych dorszy, a wraz ze wzrostem ryby następował spadek jego wartości. W okresie 1977-1982 odnotowano analogiczne zmiany w wartości współczynnika dobowego (Załachowski 1985), który spadał ze wzrostem grup wieku, co jest równoznaczne ze wzrostem długości całkowitej dorszy. Tymczasem na podstawie obecnych badań należy stwierdzić, że w latach 2012-2014 spadła intensywność żerowania młodszych dorszy.

Prawdopodobnie na niską intensywność żerowania małych ryb wpłynęła mniejsza dostępność składników pokarmowych. W 2013 r. ryby z klasy długości 30 miały w żołądkach ok. 30% szprotów, a resztę stanowiły *C. crangon* i *Mysida*, *S. entomon*, ryby bąbkowate (rys. 4). W 2006 r. ryby tej samej długości również miały niewielki (ok. 10%) udział szprotów, a dietę uzupełniały głównie *S. entomon*. Z kolei w 2007 r. szproty stanowiły w żołądkach większość pokarmu u młodszych ryb (Pachur i Horbowy 2013). Ryby z klasy długości 30 cm były za małe (ich otwory gębowe nie są jeszcze przystosowane do zjadania dużych ryb), żeby niedobory w diecie uzupełniać dużym śledziem, więc uzupełniały je bezkręgowcami lub mniejszymi rybami. Jednakże ilość spożywanych przez nie bezkręgowców była za mała, aby osiągnąć taki udział masy pokarmowej w żołądkach jak w okresie 2006-2007 (rys. 6). Ryby starsze z klas długości 40 i 50 cm także miały niższy udział szprotów w żołądkach niż w latach 2006-2007, ale dietę uzupełniały śledziem (Pachur i Horbowy 2013).

Kondycja ryb łowionych w latach 2012, 2013 i 2014 była niższa w porównaniu z kondycją dorszy badanych w latach 2006 i 2007 (rys. 7). Można więc przypuszczać, że młodsze dorsze spożywały za mało pokarmu, co miało odzwierciedlenie w ich niskiej kondycji. Niska kondycja mogła z kolei utrudniać im zdobywanie pokarmu, zwłaszcza szybko pływającej zdobyczy pelagicznej (ICES 2014b). Jeżeli już małe dorsze były w słabej kondycji, to dorosłe ryby nie były w stanie wyrównać strat pokarmowych i nabrać większej masy ciała, dlatego kondycja całego stada była obniżona (Eero i in. 2015).

Kondycja dorsza pogorszyła się w ostatnich latach. Istnieje kilka hipotez, które mogą wyjaśniać przyczynę tego stanu. Prawdopodobnie na niską kondycję dorszy wpływa kilka czynników. Jednym z nich jest dostępność pokarmu. W obszarach, gdzie najczęściej występują dorsze, obserwuje się niską dostępność ryb, które stanowią ich pokarm (Eero i in. 2012b).

Kolejnym czynnikiem są warunki beztlenowe. Niedotlenienie bezpośrednio wpływa na funkcjono-

wanie ekosystemu morskiego poprzez zmiany w strukturze w łańcuchu troficznym (Carstensen i in. 2014). Przypuszcza się, że przydenne niedobory tlenu mogą wpływać na odżywianie się dorszy. Niedobory tlenu na obszarach, gdzie występują dorsze, mogą wpływać na zmiany w ich metabolizmie (Plambech 2013) i na zmniejszenie przyjmowania pokarmu (Teschner i in. 2010, ICES 2014b, ICES 2015). Na takich obszarach spada spożycie organizmów bentosowych oraz ryb pelagicznych. Zmniejszenie spożycia zoobentosu może być konsekwencją beztlenowych warunków, ale trudno wyjaśnić niższe spożycie ryb pelagicznych (ICES 2014b). Niższą frekwencję ryb pelagicznych w żołądkach można wyjaśnić poprzez niską aktywność pływania dorszy w warunkach niedoboru tlenu (Herbert i Steffensen 2005).

Na niższą kondycję dorszy może także wpływać obecność pasożytów (Mehrdana 2014, Horbowy i in. 2016).

Podsumowując, najbardziej na skład pokarmu dorszy wpływa dostępność szprot, a więc jego ilość i rozmieszczenie (Strzyżewska 1962, Pachur i Horbowy 2013). Jeżeli biomasa szprot w morzu wzrasta, to wzrasta jego udział w diecie dorszy. W przypadku ograniczonych zasobów szprot dorsze szukają pokarmu zastępczego. Mogą to być inne ryby lub bezkręgowce (Strzyżewska 1962, Załachowski 1985, 1992a). To zjawisko obserwowano w latach 70. i 80. XX w. (Załachowski 1985, 1992a). W 2013 r. nie stwierdzono zmniejszenia biomasy stada szprot, dlatego niższe ich spożycie przez dorsze miało inną przyczynę. Być może szproty nie występowały wystarczająco licznie w rejonie żerowania drapieźników.

Uzyskane wyniki mają charakter wstępny i są wymagane dalsze badania obejmujące dłuższy okres w celu zbadania zależności pomiędzy składem pokarmu oraz jego ilością i dostępnością oraz kondycją dorszy, a także warunkami środowiskowymi. Kondycja stada utrzymuje się na niskim poziomie od 2011 r. (Eero i in. 2015) i dlatego istotne jest wyjaśnienie przyczyn tego zjawiska.

WNIOSKI

- W składzie pokarmu dorsza dominowały ryby śledziowate, stanowiąc 45% udziału masy, a wśród bezkręgowców pod względem masy dominował *C. crangon*. Najczęściej w pokarmie występowały *Mysida*.
- Udział masy szprot w pokarmie dorszy obniżył się z 50% w latach 2006-2007 do 33% w 2013 r., a jednocześnie wzrósł udział bezkręgowców (z 20% do 38%).
- W 2013 r. dorsze spożywały mniej szprotów, chociaż biomasa stada szprot w środowisku nie uległa zmniejszeniu.

- Zaobserwowano zmiany w ilości pokarmu spożywanego przez dorsze z różnych klas długości. Ilość pokarmu spożywanego przez młodsze dorsze (do 39 cm) wyrażona ogólnym wskaźnikiem napełnienia w okresie 2012-2014 była mniejsza niż w latach 2006-2007, natomiast u starszych ryb była podobna w obu omawianych okresach.
- Ryby badane w okresie 2012-2014 charakteryzowały się gorszą kondycją niż dorsze łowione w latach 2006-2007, co mogło utrudniać im zdobywanie pokarmu i być jedną z przyczyn niedoboru pokarmu u młodszych ryb.

PODZIĘKOWANIA

Dziękujemy za pomoc merytoryczną dr inż. K. Radtke i prof. dr. hab. J. Horbowemu oraz mgr Z. Celmer.

Dane wykorzystane w opracowaniu zostały zebrane w ramach Wieloletniego Programu Zbioru Danych Rybackich współfinansowanego przez UE oraz projektu MARE1 współfinansowanego przez Komisję Europejską (Study on stomach content of fish to support the assessment of good environmental status of marine food webs and the prediction of MSY after stock restoration).

LITERATURA

- Arntz, W.E. 1977. The food of adult cod (*Gadus morhua* L.) in the western Baltic. *Meeresforschung*. 26, 60-69.
- Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G., Conley, D.J. 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 111, 5628-5633.
- Chrzan, F. 1962. Pokarm i odżywianie się dorsza w Zatoce Gdańskiej. *Prace MIR. Seria A* 11, 161-199.
- Eero, M., Hjelm, J., Behrens, J., Buchmann, K., Cardinale, M., Casini, M., Gasyukov, P., Holmgren, N., Horbowy, J., Hüsey, K., Kirkegaard, E., Kornilovs, G., Krumme, U., Köster, F.W., Oeberst, R., Plikshs, M., Radtke, K., Raid, T., Schmidt, J.O., Zimmermann, C., Storr-Paulsen, M. 2015. Food for thought: Eastern Baltic cod in distress: biological changes and challenges for stock assessment. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 72(8), 2180-2186. doi:10.1093/icesjms/fsv109.
- Eero, M., Vinther, M., Haslob, H., Huwer, B., Casini, M., Storr-Paulsen, M., Köster, F.W. 2012. Spatial management of marine resources can enhance the recovery of predators and avoid local depletion of forage fish. *Conservation Letters*. 5, 486-492.
- Fortunatowa, K.R. 1964. Ob indeksach pitania ryb. *Vopr. Icht.* 4 (1), 188-189.
- Gogina, M., Nygård, H., Blomqvist, M., Daunys, D., Josefson, A.B., Kotta, J., Maximov, A., Warzocha, J., Yermakov, V., Gräwe, U., Zettler, M.L. 2016. The Baltic Sea scale inventory of benthic faunal communities. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 1-18. doi:10.1093/icesjms/fsv265.
- Herbert, N.A., Steffensen, J.F. 2005. The response of Atlantic cod, *Gadus morhua*, to progressive hypoxia: fish swimming speed and physiological stress. *Marine Biology*. 147(6), 1403-1412.
- Horbowy, J., Podolska, M., Nadolna-Ałtyn, K. 2016. Increasing occurrence of anisakid nematodes in the liver of cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea: Does infection affect the condition and mortality of fish? *Fisheries Research*. 179, 98-103.
- ICES. 1991. Manual for the ICES North Sea stomach sampling project in 1991. ICES C.M. 1991/G: 3.
- ICES. 2010. Report of the Working Group on Multispecies Assessment Methods (WGSAM), 4-8 October 2010, San Sebastian, Spain. ICES CM 2010/SSGSUE: 05.95.
- ICES. 2014a. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 3-10 April 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM: 10.919.
- ICES. 2014b. Report of the Study Group on Spatial Analysis for the Baltic Sea (SGSPATIAL), 4-6 November 2014, Gothenburg, Sweden. ICES CM 2014/SSGRSP: 08.49.
- ICES. 2015. Report of the Benchmark Workshop on Baltic Cod Stocks (WKBALTCOD), 2-6 March 2015, Rostock, Germany. ICES CM 2015/ACOM: 35.172.
- ICES. 2016a. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 12-19 April 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/ACOM: 11.
- ICES. 2016b. Second Interim Report of the Baltic International Fish Survey Working Group (WGBIFS), 30 March – 3 April 2016, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2016/SSGIEOM: 07.
- Mehrdana, F., Bahlool, Q.Z., Skov, J., Marana M.H., Sindberg, D., Mundeling, M., Overgaard, B.C., Korbut, R., Strøm, S.B., Kania, P.W., Buchmann, K. 2014. Occurrence of zoonotic nematodes *Pseudoterranova decipiens*, *Contracaecum osculatatum* and *Anisakis simplex* in cod (*Gadus morhua*) from the Baltic Sea. *Veterinary Parasitology*. 205, 581-587. doi:10.1016/j.vetpar.2014.08.027.
- Neuenfeldt, S., Beyer, J.E. 2003. Oxygen and salinity characteristics of predator-prey distributional overlaps shown by predatory Baltic cod during spawning. *Journal of Fish Biology*. 62 (1) 168-183.
- Neuenfeldt, S., Beyer, J.E. 2006. Environmentally driven predator-prey overlaps determine the aggregate diet of the cod *Gadus morhua* in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series*. 310:\ 151-163.
- Pachur, M.E., Horbowy, J. 2013. Food composition and prey selection of cod, *Gadus morhua* (Actinopterygii: Gadiformes: Gadidae), in the southern Baltic Sea. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 43 (2), 109-118.
- Plambech, M., van Deurs, M., Steffensen, J.F., Tirsgaard, B., Behrens J.W. 2013. Excess post-hypoxic oxygen consumption in Atlantic cod *Gadus morhua*. *Journal of Fish Biology*. 83, 396-403.
- Reimann, Z. 1955. Odżywianie się i pokarm młodocianego dorsza (*Gadus callarias*) południowego Bałtyku. *Prace MIR*. 8, 171-186.
- Ross, S.D., Gislason, H., Andersen, N.G., Lewy, P., Nielsen, J.R. 2016. The diet of whiting *Merlangius merlangus* in the

- western Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*. 88(5), 1965-1988.
- Strzyżewska, K. 1959. Odżywianie się i pokarm dorsza bałtyckiego. W: Mańkowski W. (red.) *Dorsz bałtycki: jego połowy i technologia*. Gdańskie Towarzystwo Naukowe. Gdańsk. 45-59.
- Strzyżewska, K. 1962. Odżywianie się i pokarm dorsza Bałtyku Południowego. *Prace MIR. Seria A 11*: 387-419.
- Teschner, E.C., Kraus, G., Neuenfeldt, S., Voss, R., Hinrichsen, H.H., Köster, F.W. 2010. Impact of hypoxia on consumption of Baltic cod in a multispecies stock assessment context. *Journal of Applied Ichthyology*. 26, 836-842.
- Uzars, D. 1985. Food composition in the Eastern Baltic cod for the 1963–1984 period. *ICES CM 1985/J3*.
- Uzars, D., Plikshs, M. 2000. Cod (*Gadus morhua* L.) cannibalism in the Central Baltic: interannual variability and influence of recruit abundance and distribution. *ICES Journal of Marine Science*. 57(2) 324-329.
- Załączkowski, W. 1977. Ilościowa i ekologiczna analiza pokarmu użytkowanego przez populację dorsza w południowym Bałtyku w latach 1972-1974. *Rozprawy, Akademia Rolnicza w Szczecinie*. 53, 1-109.
- Załączkowski, W. 1985. Amount and composition of food of cod (*Gadus morhua*) in the southern Baltic in 1977–1982. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 15(2), 95-118.
- Załączkowski, W. 1986. An attempt to estimate food biomass eliminated annually by the cod (*Gadus morhua* L.) population in the Baltic, based on studies in 1977–1982. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*. 16 (1), 3-23.
- Załączkowski, W. 1992a. Odżywianie się dorsza (*Gadus morhua*) w południowym Bałtyku w latach 1986–1989. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w Szczecinie*. 19 (150), 59-66.
- Załączkowski, W. 1992b. Twenty years of studies on the cod feeding in the Southern Baltic. *Biuletyn Morskiego Instytutu Rybackiego*. 1 (125), 46-47.

Wydawca
Morski Instytut Rybacki – Państwowy Instytut Badawczy
ul. Kołłątaja 1, 81-332 Gdynia
tel.: +48 587-356-232
fax: +48 587-356-110
sekretariat@mir.gdynia.pl
www.mir.gdynia.pl

ISBN 978-83-61650-18-8