Maciej Janecki (10) 0000-0002-8784-2862 Dawid Dybowski (10) 0000-0001-6878-8250 Artur Nowicki (10) 0000-0003-3801-8137 Lidia Dzierzbicka-Głowacka (10) 0000-0001-6151-2390 INSTYTUT OCEANOLOGII POLSKIEJ AKADEMII NAUK W SOPOCIE adres e-mail do korespondencji: mjanecki@iopan.pl DOI: 10.26408/FindFISH-07

# 7. ANALIZA DYNAMIKI ZMIENNOŚCI PARAMETRÓW BIOCHEMICZNYCH W REJONIE ZATOKI GDAŃSKIEJ ZA POMOCĄ MODELU ECOFISH

# WPROWADZENIE

Morze Bałtyckie jest unikalnym ekosystemem, który charakteryzuje się szczególnymi warunkami, co sprawia zarazem, że jest podatny na określone presje. Jego śródladowy charakter, złożona topografia dna, duży obszar zlewni, ograniczona wymiana wód morskich z Atlantykiem przez wąskie cieśniny duńskie oraz bardzo mały zakres pływów sprawiaja, że Bałtyk jest bardzo wrażliwy na zachodzące zmiany naturalne i antropogeniczne (Leppäranta i Myrberg, 2009). Czynniki te wraz z gęstym zaludnieniem i przewagą użytków rolnych w południowej zlewni tworzą szczególne warunki biogeochemiczne. Strefa przybrzeżna, w tym Zatoka Gdańska, jest szczególnie narażona na skutki zmian zachodzących w ekosystemie (Nixon, 1995). Zachodnia cześć Zatoki Gdańskiej można podzielić na płytka cześć, zwana Zatoką Pucką, i położony dalej na zachód półzamknięty Zalew Pucki (Majewski, 1972). Na hydrologię Zatoki Gdańskiej duży wpływ ma Wisła, która jest największą rzeka wpływająca do Zatoki, niosącą składniki biogenne i inne substancje pochodzace z przemysłu oraz z innych działań prowadzonych przez człowieka (Voss i in., 2005; Witek i in., 1997). Nad Zatoką Gdańską znajdują się również największe polskie porty, takie jak Gdańsk i Gdynia, które ze względu na emitowane zanieczyszczenia, transport morski i rybołówstwo wywieraja znaczący wpływ na jej środowisko (HELCOM, 2010). Mimo to rejon Zatoki zaliczany jest do siedlisk morskich o najwyższej produktywności biologicznej (Tomczak i in., 2016). Odgrywa ważna rolę ekologiczna, oferując różnorodne typy siedlisk dla wielu











gatunków, dając schronienie zwierzętom oraz funkcjonując jako rejony tarliskowe i żerowiska wielu ryb morskich i skorupiaków.

W dobie zachodzących zmian klimatycznych szczególną uwagę należy zwrócić na możliwe zmiany parametrów zachodzące w ekosystemie, takie jak: ocieplenie, zakwaszenie i natlenienie zbiorników morskich oraz zmiany w ładunku substancji odżywczych i cyrkulacji wody, co może mieć bezpośredni wpływ na procesy biologiczne (Brierley i Kingsford, 2009; Henson i in., 2017). Konsekwencje biologiczne tych zmian mogą dotyczyć zmienności liczebności i rozmieszczenia gatunków, modyfikacji interakcji między gatunkami, zaburzenia sieci pokarmowej oraz spadku produktywności ekosystemu (Burrows i in., 2019; Hoegh-Guldberg i Bruno, 2010).

Kontrola parametrów biochemicznych *in situ* jest procesem wymagającym długotrwałych i kompleksowych prac oraz dużych nakładów ludzkich i finansowych, podlegającym jednocześnie ograniczeniom związanym zarówno z warunkami meteorologicznymi (pomiary z pokładów statków), jak i z brakiem dostatecznie kompleksowych rezultatów podczas rejestracji obserwowanych parametrów (pomiary satelitarne). Ze względu na fakt, że w środowisku zachodzą bardzo dynamiczne zmiany, tylko równoczesne badania środowiskowe i modelowe mogą dać najbardziej wiarygodny obraz rzeczywistego stanu badanego akwenu. Model numeryczny jest bowiem narzędziem, które z zadowalającą dokładnością pozwala na prognozowanie zarówno krótko-, jak i długoterminowych charakterystyk ekosystemu w czasie i przestrzeni, testowanie hipotez, założeń i wielokrotne powtarzanie eksperymentu numerycznego.

Modele hydrodynamiczne umożliwiają szacowanie głównych parametrów fizycznych charakteryzujących akwen morski, takich jak: prądy, temperatura wody, zasolenie, ale też wielu innych, jak np. głębokość warstwy mieszania, współczynnik turbulentnej dyfuzji lub wysokość powierzchni morza (SSH). Analogiczna sytuacja zachodzi dla modeli biochemicznych. Pozwalają one określać stan ekosystemu w badanym akwenie dzięki uwzględnieniu dodatkowych parametrów oraz ich wzajemnych oddziaływań.

Wychodząc od globalnego modelu ekosystemu (Moore i in., 2001) oraz bazując na regionalnym modelu dla Morza Bałtyckiego (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013b), przeprowadzono implementację części biochemicznej w modelu EcoFish dla Zatoki Gdańskiej. Określone zostały podstawowe parametry ekosystemu morskiego, m.in.: koncentracja fitoplanktonu i zooplanktonu, produkcja pierwotna, żywa i martwa materia organiczna, stężenie chlorofilu *a*, koncentracja rozpuszczonego tlenu (O<sub>2</sub>) oraz parametry chemiczne, m.in. stężenia substancji biogennych, takich jak azotany (NO<sub>3</sub>), fosforany (PO<sub>4</sub>) i krzemiany (SiO<sub>3</sub>).









# 7.1. MODEL ECOFISH

Trójwymiarowy prognostyczny model EcoFish dla Zatoki Gdańskiej składa się z trzech głównych części (modułów):

- hydrodynamicznej Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka (2023);
- biochemicznej rozdział niniejszy;
- modułu Fish Janecki, Dzierzbicka-Głowacka (2023).

Poza trzema częściami głównymi, w których prowadzone są symulacje, w skład modelu EcoFish wchodzą specjalistyczne moduły przetwarzania danych wejściowych i wyjściowych, moduły asymilacji danych (Nowicki, Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) oraz moduł kordynujący pracę modelu EcoFish w trybie operacyjnym (Nowicki, Janecki, Dybowski, Dzierzbicka-Głowacka, 2023). Jego zadania obejmują kontrolę pracy poszczególnych modułów, obsługę błędów, przekazywanie danych pomiędzy modułami oraz raportowanie wyników ich pracy w formie dziennika. Schemat modelu EcoFish z uwzględnieniem wszystkich jego głównych elementów i wymuszeń przedstawiono na rys. 7.1.



Rys. 7.1. Ogólny schemat modelu ekohydrodynamicznego EcoFish

Źródło: opracowanie własne.

Model EcoFish jest kluczowym elementem platformy transferu wiedzy FindFISH, która umożliwia monitorowanie stanu środowiska morskiego rejonu Zatoki Gdańskiej oraz śledzenie i przewidywanie zachodzących w nim zmian.







Dzięki modułowi Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) model pozwala również tworzyć mapy najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej.

Część biochemiczna modelu EcoFish potrzebuje informacji o stanie i warunkach fizycznych ekosystemu, który odwzorowuje. Jest zatem zależna od części hydrodynamicznej i działa na tej samej domenie (por. rys. 6.1). Szczegóły konfiguracji części hydrodynamicznej modelu EcoFish zostały opisane w opracowaniu Janeckiego, Dybowskiego, Nowickiego, Jakackiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

### 7.1.1. Granica woda-atmosfera

Na granicy woda–atmosfera model EcoFish jest zasilany meteorologicznymi siłami wymuszającymi. Wymuszenia te pochodzą z modelu UM (Unified Model) rozwijanego w Interdyscyplinarnym Centrum Modelowania Uniwersytetu Warszawskiego (ICM UW)<sup>4</sup>. Część spośród otrzymywanych parametrów po ówczesnej interpolacji na siatkę modelu EcoFish jest bezpośrednio używana jako wymuszenia. Są to:

- składowe wiatru na wysokości 10 m;
- temperatura powietrza na wysokości 2 m;
- wilgotność właściwa;
- ciśnienie atmosferyczne na poziomie morza;
- opad konwekcyjny i wielkoskalowy;
- składowe krótkofalowe i długofalowe promieniowania odgórnego.

Brakujące parametry są natomiast wyliczane przez moduł danych atmosferycznych, stanowiący integralną część modelu EcoFish. W ten sposób wyznacza się gęstość powietrza, a także frakcje krótkofalowego promieniowania rozproszonego i bezpośredniego z zakresu fal widzialnych oraz bliskiej podczerwieni.

# 7.1.2. Granica woda-woda

Domena modelu EcoFish od północy i północnego zachodu graniczy z otwartym Bałtykiem, co stwarza konieczność dostarczenia modelowi warunków brzegowych (otwarta granica). Analogicznie do wymuszeń fizycznych wymaganych przez część hydrodynamiczną modelu EcoFish, wymuszenia biochemiczne są również pobierane z modelu 3D CEMBS o rozdzielczości horyzontalnej 2 km (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013a; 2013b).

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> <u>www.meteo.pl</u>







### 7.1.3. Granica woda-ląd

W modelu EcoFish uwzgledniono 13 rzek uchodzacych do Zatoki Gdańskiej w obrębie domeny. Informacje o objętości wody słodkiej (przepływ) oraz depozycji substancji biogennych dla 6 rzek, których ujścia znajduja się w rejonie Gminy Puck, pochodzą z modelu SWAT (Kalinowska i in., 2018; Kalinowska i in., 2020; Wielgat i in., 2021), który był rozwijany w ramach projektu "Zintegrowany Serwis Informacyjno-Predykcyjny WaterPUCK" (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019; 2022). Pozostałe 7 rzek wykorzystuje dane o przepływach, które pochodzą z modelu HYPE – HYdrological Predictions for the Environment (Arheimer i in., 2012; Donnelly i in., 2016). Dane dotyczące ilości substancji biogennych w modelu HYPE dostępne były jedynie w postaci średnich miesięcznych z okresu 1980-2010. W wyniku obowiązujących dyrektyw HELCOM rzeczywiste ilości tych substancji dostających się do Bałtyku z terytorium Rzeczypospolitej Polskiej zostały w ciągu ostatnich 30 lat znacząco zredukowane (Pastuszak i in., 2018). Zastosowanie 30-letnich średnich doprowadziłoby do przeszacowania i zniekształcenia rzeczywistego spływu. Wobec tego depozycje substancji biogennych dla rzek pochodzących z modelu HYPE ustalono na podstawie pracy Pastuszak i in., 2018. Przyjęto stężenia azotanów na poziomie 0,9 mg dm<sup>-3</sup>, amoniaku 0,07 mg dm<sup>-3</sup>, fosforanów  $0.07 \text{ mg dm}^{-3}$  oraz krzemianów 1,1 mg dm $^{-3}$ . Stężenia te zostały powiązane ze średnimi dziennymi objętościami wody słodkiej wprowadzanymi przez te rzeki, co umożliwiło uzyskanie zadowalającego oszacowania depozycji.

# 7.2. MODEL BIOCHEMICZNY TYPU NPZD

Przez każdy ekosystem energia przepływa w procesie jednokierunkowym, ulegając stopniowo rozproszeniu (zużyciu na funkcje życiowe). Materia natomiast krąży w ekosystemie, przechodząc z postaci nieorganicznej w organiczną i odwrotnie. Organizmy samożywne (fitoplankton) pobierają na swoje potrzeby budulcowe i energetyczne rozpuszczone w wodzie pierwiastki i związki nieorganiczne, przetwarzając je na białka, węglowodany, lipidy itp.

Heterotroficzni konsumenci (np. zooplankton), odżywiający się zarówno żywą (fitoplankton i mniejszy zooplankton), jak i martwą materią organiczną (detrytus pelagiczny) powstałą na kolejnych poziomach troficznych, budują z niej swoje ciało, ale też usuwają ją z organizmu jako niestrawione resztki pokarmu i produkty przemiany materii (fekalia, wydzieliny). Drobne, mikroskopijne organizmy, głównie bakterie, dokonują rozkładu martwej materii organicznej (szczątki fauny i flory oraz fekalia) do postaci prostych związków nieorganicznych. Odzyskane w ten sposób substancje biogenne (NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, PO<sub>4</sub>, SiO<sub>3</sub>) wchodzą, w procesie produkcji pierwotnej, w kolejny cykl obiegu materii.







Implementacja zmiennych środowiskowych w modelu EcoFish przebiegała poprzez określenie funkcji źródeł i strat dla czterech typów substancji biogennych (fosforanów PO<sub>4</sub>, azotanów NO<sub>3</sub>, amoniaku NH<sub>4</sub> oraz krzemianów SiO<sub>3</sub>) fitoplanktonu i zooplanktonu. Równaniem opisującym dynamikę zmian stężeń parametrów uwzględnianych w modelu EcoFish, a jednocześnie miejscem, w którym następuje przekazywanie wymuszeń pomiędzy częścią hydrodynamiczną i biochemiczną, jest ogólne równanie dyfuzji turbulentnej ze składnikiem adwekcyjnym:

$$\frac{\partial S}{\partial t} + (V + w_s) \cdot \nabla S = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial S}{\partial z} \right) + \sum_{i=1}^2 \frac{\partial}{\partial x_i} \left( K_{x_i} \frac{\partial S}{\partial x_i} \right) + F_s$$
(7.1)

gdzie S jest stężeniem badanej substancji, a  $F_S$  jest funkcją reprezentującą źródła i straty dla każdej badanej zmiennej dyfundującej substancji S zaimplementowanej w części biochemicznej.

Kod źródłowy części biochemicznej został wypełniony powiązanymi ze sobą zależnościami opisującymi zmienność produkcji pierwotnej biomasy fitoplanktonu, a także koncentracji chlorofilu *a*, biomasy zooplanktonu, stężeń substancji biogennych (fosforanów, azotanów, amoniaku i krzemianów), koncentracji rozpuszczonego tlenu, złoża detrytusu pelagicznego oraz bentosowego (dla NO<sub>3</sub> i PO<sub>4</sub>). Funkcje źródeł i strat zostały określone na podstawie znajomości procesów biologicznych i chemicznych zachodzących w środowisku morskim i ich wzajemnych powiązań (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2013b; Moore i in., 2001). Na rys. 7.2 wskazano najważniejsze elementy modelu biochemicznego typu NPZD (*Nutrients* (N) – biogeny, *Phytoplankton* (P) – fitoplankton, *Zooplankton* (Z) – zooplankton, *Detritus* (D) – detrytus). Wszystkie grupy są ze sobą ściśle powiązane, a fitoplankton z uwagi na zawartość chlorofilu *a* przy udziale energii słonecznej przeprowadza fotosyntezę, której produktem jest tlen.



Rys. 7.2. Schemat zależności w części biochemicznej (NPZD) w modelu EcoFish Źródło: opracowanie własne.









### 7.3. WYNIKI

W tym podrozdziale zaprezentowano wyniki symulacji modelu EcoFish dla parametrów biochemicznych. Średnie miesięczne koncentracje rozpuszczonego tlenu (O<sub>2</sub>), stężenia azotanów (NO<sub>3</sub>), fosforanów (PO<sub>4</sub>), krzemianów (SiO<sub>3</sub>) oraz fitoplanktonu (w postaci stężenia chlorofilu *a*) przedstawiono dla okresu 4 lat, od 1 stycznia 2017 do 31 grudnia 2020 roku.

### 7.3.1. Rozpuszczony tlen O<sub>2</sub>

Źródłem tlenu w wodzie morskiej jest fotosynteza, a także natlenianie w wyniku wymiany gazowej z atmosferą. W trakcie destrukcji materii organicznej tlen jest zużywany, co może prowadzić do jego deficytu. W związku z ograniczoną wymianą wód z Morzem Północnym oraz stała, silną stratyfikacją halinową w centralnej części Bałtyku na wodach głębinowych występują regularne okresy stagnacji. Takie okresy charakteryzują się wyczerpywaniem się azotanów, rosnącymi stężeniami fosforanów i amoniaku, a także obniżeniem się zasolenia i zawartości rozpuszczonego tlenu na dużych głebokościach, co czesto skutkuje pojawianiem się trującego siarkowodoru. Poprawa tej sytuacji może nastąpić jedynie podczas ekstremalnych zjawisk napływu słonych i bogatych w tlen wód z Morza Północnego. Takie silne wlewy występuja jednak bardzo rzadko (pojedyncze zjawiska w ciagu dekady). Hipoksja, czyli spadek stężenia tlenu w wodach głębinowych poniżej  $2 \text{ mg dm}^{-3}$ , lub anoksja (całkowite wyczerpanie tlenu) silnie postępowały w minionym stuleciu, obejmując coraz większe rejony Morza Bałtyckiego i prowadząc do zaniku obecności wyższych form życia w strefach głębinowych. Prognozuje się, że spadek nasycenia tlenem będzie narastał wraz z rosnącymi temperaturami mórz spowodowanymi zmianami klimatycznymi.

Na sezonowe zmiany natlenienia wody mają wpływ zarówno czynniki klimatyczne, jak i produkcja pierwotna. Maksymalne koncentracje rozpuszczonego tlenu występują w sezonie zimowo-wiosennym, przy połączeniu niskiej temperatury wody i rozpoczynającego się okresu zakwitów fitoplanktonu (rys. 7.3). Maksymalna średnia miesięczna koncentracja rozpuszczonego tlenu w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczona dla całego obszaru domeny) wystąpiła w marcu i kwietniu i wyniosła odpowiednio 398,79 i 401,03 mmol m<sup>-3</sup>. W kolejnych miesiącach, wraz ze wzrostem temperatury, rozpuszczalność maleje, więc koncentracja tlenu w wodzie spada, ale występują też obszary, gdzie na skutek intensywnej produkcji pierwotnej zauważalny jest jej wzrost. Minimalna koncentracja rozpuszczonego tlenu w wodzie wystąpiła w sierpniu ze średnią wartością 269,50 mmol m<sup>-3</sup>. Średnia roczna koncentracja rozpuszczonego tlenu w warstwie powierzchniowej









(liczona dla całego obszaru domeny) wyniosła 344,07 mmol $m^{-3}$ z odchyleniem standardowym 40,33 mmol $m^{-3}.$ 



**Rys. 7.3.** Średnie miesięczne koncentracje rozpuszczonego tlenu (O<sub>2</sub>) w warstwie powierzchniowej

Źródło: opracowanie własne.

### 7.3.2. Azotany NO<sub>3</sub>

Azot (wraz z fosforem) jest głównym pierwiastkiem powodującym wzrost eutrofizacji środowiska morskiego i limitującym rozwój fitoplanktonu. W toni wodnej jest obecny pod postacią związków takich jak azotany (NO<sub>3</sub>), azotyny (NO<sub>2</sub>), oraz amoniak (NH<sub>4</sub>). Jego stężenia w wodach powierzchniowych Zatoki Gdańskiej zmieniają się przestrzennie – wyższe występują przy ujściu Wisły, a niższe w centralnej części Zatoki. Zawartość tych substancji cechuje się silnie zaznaczoną sezonowością. Najwyższe stężenia notowane są wczesną wiosną (marzec), kiedy do Zatoki uchodzą wody roztopowe Wisły. Następnie, w wyniku zużywania azotu przez fitoplankton i roślinność podwodną, stężenia związków azotu obniżają się, aż poniżej możliwości pomiarowych stosowanych metod.

Podstawowa różnica między azotem i fosforem polega na tym, że najbardziej przyswajalne przez rośliny formy azotu – azotany i azotyny – nie są tak łatwo regenerowane jak fosforany, dlatego każdego roku praktycznie od maja do końca września woda morska jest pozbawiona azotanów i azotynów, co powinno limitować rozwój fitoplanktonu latem. Jednak istniejące zasoby fosforanów sprzyjają rozwojowi gatunków fitoplanktonu, które mogą wykorzystywać azot cząsteczkowy (N<sub>2</sub>) bezpośrednio z atmosfery. Są nimi cyjanobakterie (sinice), organizmy potencjalnie niebezpieczne, ponieważ wśród nich występują gatunki produkujące toksyny, np. *Nodularia spumigena* i *Aphanizomenon flos-aquae*, stanowiące potencjalne zagrożenie dla innych organizmów bytujących w Zatoce Gdańskiej.









Najwyższe stężenia azotanów w modelu EcoFish obserwowane były zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, najniższe natomiast w miesiącach letnich (rys. 7.4). Najwyższe średnie miesięczne stężenie azotanów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w lutym (8,66 mmol m<sup>-3</sup>), a najniższe w czerwcu (0,03 mmol m<sup>-3</sup>).



**Rys. 7.4.** Średnie miesięczne stężenia azotanów (NO<sub>3</sub>) w warstwie powierzchniowej Źródło: opracowanie własne.

# 7.3.3. Fosforany PO<sub>4</sub>

Fosfor jest obok azotu głównym pierwiastkiem powodującym wzrost eutrofizacji środowiska morskiego. Zawartość fosforanów w wodach powierzchniowych Zatoki Gdańskiej jest zróżnicowana przestrzennie – wyższe stężenia występują przy ujściu Wisły, a niższe w centralnej części Zatoki. Zawartość fosforanów cechuje się także silnie zaznaczoną sezonowością (rys. 7.5).



**Rys. 7.5.** Średnie miesięczne stężenia fosforanów (PO<sub>4</sub>) w warstwie powierzchniowej Źródło: opracowanie własne.





Najwyższe stężenia fosforanów notowane są zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego, kiedy do Zatoki uchodzą wody roztopowe Wisły. Następnie, w wyniku zużywania fosforu przez fitoplankton oraz roślinność podwodną, stężenia fosforanów obniżają się, często poniżej możliwości pomiarowych. Fosforany należą do związków o krótkim okresie regeneracji, tzn. są łatwo i szybko uwalniane przez mikroorganizmy (bakterie) z obumarłej materii organicznej. Dlatego tuż po wiosennym zakwicie fitoplanktonu (w czerwcu) pojawiają się w wodach morskich w ilościach wystarczających dla zapewnienia bazy pokarmowej dla gatunków fitoplanktonu rozwijających się latem (np. sinice).

Najwyższe średnie miesięczne stężenie fosforanów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w grudniu (1,34 mmol m<sup>-3</sup>), natomiast najniższe w sierpniu (0,89 mmolm<sup>-3</sup>).

### 7.3.4. Krzemiany SiO<sub>3</sub>

Azot i fosfor są głównymi czynnikami ograniczającymi produkcję biologiczną, jednak produkcja pierwotna okrzemek jest limitowana również przez krzemiany. Najwyższe stężenia krzemianów w modelu EcoFish obserwowane są zimą i wczesną wiosną, przed rozpoczęciem sezonu wegetacyjnego. W kwietniu, kiedy zaczyna się wiosenny zakwit okrzemek, stężenia krzemianów zaczynają spadać i utrzymują się na niższych poziomach aż do jesieni (rys. 7.6).





Najwyższe średnie miesięczne stężenie krzemianów w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczone dla całego obszaru domeny) wystąpiło w lutym (10,69 mmol m<sup>-3</sup>) i styczniu (10,67 mmol m<sup>-3</sup>), natomiast najniższe w maju (6,49 mmol m<sup>-3</sup>).









### 7.3.5. Fitoplankton (chlorofil a)

Fitoplankton w modelu EcoFish został podzielony na trzy grupy:

- okrzemki reprezentujące gatunki o dużych rozmiarach;
- wiciowce reprezentujące grupę małego fitoplanktonu;
- sinice ze względu na ich zdolność wiązania azotu z atmosfery.

Przyrost biomasy fitoplanktonu w wodach Zatoki Gdańskiej cechuje się charakterystyczną sezonowością. Etapy rozwoju fitoplanktonu są podobne na całym akwenie. Cykl zaczyna się wczesną wiosną przy wysokich stężeniach azotanów i temperaturze wody morskiej rzędu kilku stopni Celsjusza. Tempo produkcji pierwotnej fitoplanktonu w tym okresie jest zwykle bardzo wysokie. Dzięki krótkiej żywotności tych mikroskopijnych roślin i wysokiej produktywności warstwy eufotycznej fitoplankton jest głównym źródłem energii dla innych elementów ekosystemu. Część fitoplanktonu jest spożywana bezpośrednio przez roślinożerny zooplankton, ale duża część fitoplanktonu opada na dno. Biomasę fitoplanktonu określa się poprzez obliczenie ilości węgla organicznego zawartego w komórce, wartości charakterystycznej dla poszczególnych grup glonów. Jako wskaźnik wielkości biomasy wykorzystuje się także koncentrację chlorofilu *a* w wodzie.

Najwyższe stężenia chlorofilu *a* obserwuje się stosunkowo blisko brzegu, gdzie dostęp do składników pokarmowych jest największy. Najniższą średnią miesięczną stężenia chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej modelu EcoFish (liczoną dla całego obszaru domeny) zaobserwowano w grudniu i wyniosła ona 0,29 mg m<sup>-3</sup>, natomiast najwyższa średnia miesięczna stężenia chlorofilu *a* wystąpiła w kwietniu i wyniosła 3,91 mg m<sup>-3</sup> (rys. 7.7).



**Rys. 7.7.** Średnie miesięczne stężenia chlorofilu *a* w warstwie powierzchniowej Źródło: opracowanie własne.







### 7.4. WALIDACJA

Poprawność wyników uzyskiwanych z części biochemicznej modelu EcoFish zweryfikowano poprzez porównanie ich z serią danych *in situ*. W tym celu wykorzystano bazę ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Większość danych ICES dla lat 2017–2020 pochodziła z płytkowodnego pasa w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej. Tylko niewielka część (głównie dotycząca koncentracji tlenu) odnosiła się do większych głębokości otwartego morza (rys. 7.8).





Aby ocenić jakość wyników, w ramach niniejszej walidacji wyznaczono podstawowe miary statystyczne, tzn. średnie, odchylenia standardowe (STD), współczynniki korelacji Pearsona (r), błędy średniokwadratowe (RMSE).

Najważniejszą zmienną, która należało poddać walidacji, była koncentracja rozpuszczonego tlenu  $(O_2)$ , w związku z tym, że jest ona wykorzystywana jako parametr wejściowy do modułu Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023), dodatkowo jednak zostały zweryfikowane azotany (NO<sub>3</sub>), fosforany (PO<sub>4</sub>),



e





krzemiany (SiO<sub>3</sub>) oraz stężenie chlorofilu *a* w postaci sumy stężeń chlorofilu dla trzech grup fitoplanktonu zaimplementowanych w modelu EcoFish. Symulacja modelu, dla której przeprowadzono walidację, pochodziła z okresu 2017–2020.

W modelu EcoFish wszystkie poziomy głębokości mają 5 m grubości. Specyfika danych eksperymentalnych ICES była natomiast taka, że gęstość próbkowania w kolumnie wody była niejednorodna (np. 0 m, 1 m, 2,5 m, 4 m, 5 m, 10 m, 20 m). Skutkowało to tym, że kilku różniącym się od siebie pomiarom ICES odpowiadała ta sama wartość modelu EcoFish lub pomiar ICES był z głębokości na granicy dwóch sąsiednich poziomów modelu. Powodowało to nienaturalne wypaczanie wyników walidacji. Aby wyeliminować negatywny wpływ niejednorodnej gęstości danych eksperymentalnych, zastosowano interpolację (i ekstrapolację) między poziomami modelu EcoFish z krokiem 0,1 m. Spośród dostępnych metod interpolacji i ekstrapolacji wybrano metodę uproszczonego wielomianu Hermite'a 3. stopnia (PCHIP), który interpoluje zarówno funkcję, jak i jej pierwszą pochodną.

### 7.4.1. Rozpuszczony tlen O<sub>2</sub>

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 3329 punktów pomiarowych koncentracji tlenu ( $O_2$ ) pochodzących z różnych poziomów głębokości. Większość z nich pochodziła z rejonu Zatoki Puckiej oraz z południowej części Zatoki Gdańskiej. Tylko niewielka część była zlokalizowana na otwartym morzu, w okolicach Głębi Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model dobrze odwzorowuje dynamikę koncentracji tlenu w obszarze domeny dla wysokich wartości koncentracji (rys. 7.9). Pewne zastrzeżenia można mieć jedynie w odniesieniu do pomiarów pochodzących z dużych głębokości z koncentracjami spadającymi poniżej 200 mmol m<sup>-3</sup>, gdzie model EcoFish zawyża wyniki.











Rys. 7.9. Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla koncentracji tlenu (O2). Okres 01.01.2017-31.12.2020 Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla koncentracji tlenu zestawiono w tabeli 7.1. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,70-0,80, a błędy średniokwadratowe - 61,14-86,85 mmol m<sup>-3</sup>. Dla całego okresu 01.01.2017-31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,75 oraz błąd średniokwadratowy 70,86 mmol m<sup>-3</sup>.

#### Tabela 7.1

Rok	ICES			Ecol	Fish	Porównanie		
	Liczba pomiarów	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m⁻³]	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m <sup>-3</sup> ]	RMSE [mmol m <sup>-3</sup> ]	r	
2017	865	302,08	98,44	329,99	56,43	63,25	0,80	
2018	916	305,57	116,61	326,69	56,49	86,85	0,70	
2019	903	308,35	98,34	323,71	60,38	64,68	0,77	
2020	645	310,21	91,75	318,57	51,52	61,14	0,78	
2017–2020	3329	306,32	102,58	325,17	56,78	70,86	0,75	

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla rozpuszczonego tlenu O2

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.







### 7.4.2. Azotany NO<sub>3</sub>

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 2370 punktów pomiarowych stężenia azotanów (NO<sub>3</sub>) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model umiarkowanie dobrze radzi sobie z odwzorowaniem dynamiki stężeń azotanów (rys. 7.10). Jest to spowodowane tym, że pomiary eksperymentalne ICES w większości pochodziły z lokalizacji, które są poddawane silnej presji z lądu w postaci depozycji substancji biogennych pochodzących z rzek uchodzących do Zatoki Puckiej i Zatoki Gdańskiej.





Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.







Wyniki statystyczne walidacji dla azotanów zestawiono w tabeli 7.2. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,40–0,59, a błędy średniokwadratowe –  $3,28-4,02 \text{ mmol m}^{-3}$ . Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,46 oraz błąd średniokwadratowy 3,77 mmol m<sup>-3</sup>.

### Tabela 7.2

Rok	ICES			Eco	Fish	Porównanie	
	Liczba pomiarów	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m <sup>-3</sup> ]	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m <sup>-3</sup> ]	RMSE [mmol m⁻³]	r
2017	609	3,06	3,45	3,83	3,78	3,28	0,59
2018	579	2,07	2,63	3,51	3,93	3,75	0,40
2019	627	2,47	2,50	4,61	4,01	3,70	0,43
2020	555	2,26	2,35	5,06	4,60	4,02	0,49
2017–2020	2370	2,47	2,80	4,25	4,12	3,77	0,46

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla azotanów NO3

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.

### 7.4.3. Fosforany PO<sub>4</sub>

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępne były 2592 punkty pomiarowe stężenia fosforanów (PO<sub>4</sub>) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model systematycznie zawyża stężenia fosforanów w obszarze domeny (rys. 7.11). Mimo to korelacje w poszczególnych latach są wysokie, a błędy średniokwadratowe niskie.









**Rys. 7.11.** Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia fosforanów (PO<sub>4</sub>). Okres 01.01.2017–31.12.2020 Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla fosforanów zestawiono w tabeli 7.3. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,66–0,77, a błędy średniokwadratowe – 0,37–0,75 mmol m<sup>-3</sup>. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,65 oraz błąd średniokwadratowy 0,63 mmol m<sup>-3</sup>.

### Tabela 7.3

Rok	ICES			Eco	Fish	Porównanie	
	Liczba pomiarów	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m⁻³]	Średnia [mmol m⁻³]	STD [mmol m⁻³]	RMSE [mmol m⁻³]	r
2017	635	0,65	0,57	0,91	0,36	0,37	0,77
2018	646	0,71	0,99	1,11	0,46	0,75	0,69
2019	669	0,68	0,82	1,29	0,45	0,62	0,66
2020	642	0,74	0,82	1,50	0,44	0,57	0,75
2017–2020	2592	0,69	0,82	1,21	0,48	0,63	0,65

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla fosforanów PO<sub>4</sub>

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.







### 7.4.4. Krzemiany SiO<sub>3</sub>

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępnych było 2610 punktów pomiarowych stężenia krzemianów (SiO<sub>3</sub>) z różnych poziomów głębokości, ale z wyraźną dominacją pomiarów pochodzących z płytkiej strefy przybrzeżnej. Większość z nich zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model dobrze radzi sobie z odwzorowaniem dynamiki stężeń krzemianów, chociaż zauważalna jest lekka tendencja do zaniżania wyników, szczególnie przy wysokich stężeniach SiO<sub>3</sub>, powyżej 40 mmol m<sup>-3</sup> (rys. 7.12).



**Rys. 7.12.** Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia krzemianów (SiO<sub>3</sub>). Okres 01.01.2017–31.12.2020 Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Wyniki statystyczne walidacji dla krzemianów zestawiono w tabeli 7.4. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,51–0,74, a błędy średniokwadratowe – 7,45–12,58 mmol m<sup>-3</sup>. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,62 oraz błąd średniokwadratowy 10,32 mmol m<sup>-3</sup>.







Rok	ICES			Eco	Porównanie					
	Liczba pomiarów	Średnia [mmol m <sup>−3</sup> ]	STD [mmol m <sup>-3</sup> ]	Średnia [mmol m <sup>−3</sup> ]	STD [mmol m <sup>-3</sup> ]	RMSE [mmol m <sup>-3</sup> ]	r			
2017	633	15,86	9,81	9,89	6,86	7,45	0,65			
2018	646	16,58	12,60	10,04	7,29	8,99	0,71			
2019	670	14,37	11,89	11,31	7,43	8,14	0,74			
2020	661	25,09	14,63	11,25	7,00	12,58	0,51			
2017–2020	2610	17,99	13,07	10,64	7,18	10,32	0,62			

### Tabela 7.4

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla krzemianów SiO3

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

### 7.4.5. Fitoplankton (chlorofil a)

W bazie ICES dla lat 2017–2020 w obrębie domeny modelu EcoFish dostępne były jedynie 972 punkty pomiarowe stężenia chlorofilu *a* z głębokości 0–10 m. W wykorzystanej bazie danych nie było pomiarów z większych głębokości. Większość pomiarów eksperymentalnych zlokalizowana była w rejonie Zatoki Puckiej oraz południowej części Zatoki Gdańskiej, w bliskiej odległości wybrzeża (rys. 7.8).

Po zestawieniu serii pomiarów ICES z odpowiadającymi im wartościami z modelu EcoFish widać, że model radzi sobie umiarkowanie dobrze z odwzorowaniem dynamiki stężenia chlorofilu a (rys. 7.13).



**Rys. 7.13.** Zestawienie wykorzystanych przy walidacji danych ICES z odpowiadającymi im wynikami modelu EcoFish dla stężenia chlorofilu *a*. Okres 01.01.2017–31.12.2020

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.







Wyniki statystyczne walidacji dla chlorofilu a zestawiono w tabeli 7.5. Współczynniki korelacji Pearsona oscylowały w przedziale 0,50-0,63. a błędy średniokwadratowe – 1,77-3,63 mg m<sup>-3</sup>. Dla całego okresu 01.01.2017–31.12.2020 otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,50 oraz bład średniokwadratowy 2.77 mg  $m^{-3}$ .

### Tabela 7.5

Rok	ICES			Eco	Fish	Porównanie	
	Liczba pomiarów	Średnia [mg m⁻³]	STD [mg m⁻³]	Średnia [mg m⁻³]	STD [mg m <sup>-3</sup> ]	RMSE [mg m⁻³]	r
2017	189	3,75	1,97	2,51	2,41	2,11	0,55
2018	261	4,49	4,19	3,15	2,16	3,63	0,50
2019	285	3,67	2,86	3,44	2,78	2,79	0,51
2020	237	3,40	2,05	2,24	2,08	1,77	0,63
2017–2020	972	3,84	3,01	2,89	2,44	2,77	0,50

Porównanie statystyczne modelu EcoFish z danymi ICES dla chlorofilu a

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017-2020.

Model EcoFish został też dodatkowo porównany z danymi satelitarnymi chlorofilu a wykorzystanymi do asymilacji dla badanego okresu 2017–2020. W wyniku tego porównania dla wszystkich dostępnych zdjęć satelitarnych z obszaru domeny modelu EcoFish otrzymano współczynnik korelacji Pearsona 0,65 oraz bład średniokwadratowy 1,14 mg m<sup>-3</sup>.

### 7.4.6. Omówienie

W tabeli 7.6 zestawiono końcowe wyniki porównania modelu EcoFish z dostępnymi danymi eksperymentalnymi ICES dla lat 2017–2020.

### Tabela 7.6

Podsumowanie porównania statystycznego zmiennych biochemicznych pochodzących z modelu EcoFish z danymi ICES dla okresu 2017–2020

Zmienna	ICES			EcoFi	Porównanie		
	Liczba pomiarów	Średnia	STD	Średnia	STD	RMSE	r
O₂ [mmol m <sup>-3</sup> ]	3329	306,32	102,58	325,17	56,78	70,86	0,75
NO₃ [mmol m⁻³]	2370	2,47	2,80	4,25	4,12	3,77	0,46



Regionaln







PO₄ [mmol m⁻³]	2592	0,69	0,82	1,21	0,48	0,63	0,65
SiO₃ [mmol m <sup>-3</sup> ]	2610	17,99	13,07	10,64	7,18	10,32	0,62
Chlorofil <i>a</i> [mmol m <sup>-3</sup> ]	972	3,84	3,01	2,89	2,44	2,77	0,50

cd. tabeli 7.6

Źródło: opracowanie własne na podstawie bazy danych ICES dla lat 2017–2020.

Model EcoFish wykazuje pewną tendencję do systematycznego zawyżania (dla tlenu, azotanów i fosforanów) oraz zaniżania (dla chlorofilu *a* i krzemianów) wyników. Nie są to jednak wartości znacząco odbiegające od danych eksperymentalnych i są akceptowalne po dokładnym przyjrzeniu się przyczynom tej sytuacji.

Głównym powodem słabszych korelacji, widocznych przede wszystkim przy walidacji chlorofilu *a* i azotanów, jest specyfika samej bazy danych eksperymentalnych ICES. Na mapie z rozmieszczeniem pomiarów dla poszczególnych zmiennych (rys. 7.8) widać, że ich dominująca większość pochodzi z płytkowodnych obszarów przybrzeżnych o głębokościach nieprzekraczających zazwyczaj 30 m. Około 50% wszystkich pomiarów zostało zebranych w odległości do 2 km od brzegu. Jedynie niewielka liczba punktów zlokalizowana jest na otwartym morzu lub na większych głębokościach. Większą liczbę pomiarów z otwartego morza w bazie ICES można znaleźć jedynie dla koncentracji tlenu, co przełożyło się na najwyższą korelację (wynoszącą 0,75) spośród wszystkich analizowanych zmiennych biochemicznych.

Kolejną przyczyną jest konstrukcja samego modelu numerycznego. Model EcoFish jest modelem typu z. Oznacza to, że zachowuje grubość poziomów w komórce, a nie ich liczbę, w przeciwieństwie do modeli typu *sigma*, w których w każdym punkcie występuje taka sama liczba poziomów, różnią się natomiast ich grubości. Powoduje to gorsze odwzorowanie obszarów płytkowodnych, gdzie często zdarza się, że kolumna wody składa się z zaledwie 2 lub 3 poziomów. Taka konfiguracja modelu w połączeniu z bazą danych eksperymentalnych, w której większość pomiarów pochodzi z płytkich lokalizacji przybrzeżnych, negatywnie wpływa na wyniki walidacji.

Gorsze wyniki przy walidacji substancji biogennych mogą też być związane z niedokładnymi danymi dla przepływu rzek (w szczególności Wisły) oraz przyjętymi ich stałymi koncentracjami w wodach rzecznych. Objętość wody słodkiej niesionej do Zatoki Gdańskiej przez rzeki została określona na podstawie średnich wieloletnich, co może powodować niedostatecznie dokładne odwzorowanie depozycji, szczególnie w okresach dużej zmienności dobowej. Aby zapewnić stabilność numeryczną modelu EcoFish, duże rzeki zostały poddane dystrybucji, tj. objętość wody słodkiej wraz z niesionymi przez nie substancjami biogennymi została rozdzielona na kilka oczek modelu (kilkanaście dla Wisły).









Współczynnik korelacji Pearsona na poziomie 0,50 oraz błąd średniokwadratowy wynoszący 2,77 mg m<sup>-3</sup> dla chlorofilu *a* mogą być również związane (poza przyczynami opisanymi powyżej) z niedokładnym odwzorowaniem koncentracji chlorofilu *a*, który jest wskaźnikiem biomasy fitoplanktonu. Zależność między biomasą fitoplanktonu określoną przez ilość węgla organicznego zawartego w komórce a koncentracja chlorofilu *a* może być odmienna w zależności od gatunku.

Zestawiając model EcoFish (tabela 7.6) z produktem BALTICSEA ANALYSIS FORECAST BGC\_003\_007, pochodzącym z modelu ERGOM (tabela 7.7) rozwijanego w Leibniz Institute for Baltic Sea Research, można zauważyć, że podczas walidacji modelu ERGOM uzyskano wyniki zbliżone (dla chlorofilu a, koncentracji tlenu i fosforanów), a niekiedy nawet gorsze (dla azotanów).

### Tabela 7.7

RMSD	Kolumna wody	Głębokość 0–5 m	Głębokość 5–30 m	Głębokość 30–80 m	Głębokość 80–200 m	Głębokość 200–400 m
Tlen [mmol m <sup>-3</sup> ]	-	30	30	68	122	134
Azotany [mmol m <sup>-3</sup> ]	-	4,73	5,79	4,9	4,86	1,98
Fosforany [mmol m <sup>-3</sup> ]	-	0,21	0,22	0,39	0,62	0,29
Chlorofil <i>a</i> [mmol m <sup>-3</sup> ]	-	2,74	2,16	0,84	-	-

Wyniki porównania modelu ERGOM z danymi eksperymentalnymi dla okresu 01.10.2014–30.09.2016

Źródło: Marine Copernicus, Quality Information Document - BALTICSEA\_ANALYSISFORECAST\_BGC\_003\_007.

Należy również zwrócić uwagę na mapę gęstości pokrycia siatki modelu EcoFish przez dane satelitarne, które są wykorzystywane do asymilacji chlorofilu *a* w modelu (rys. 7.14). Dane te pochodzą ze spektrometru MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectrometer), zamontowanego na satelicie AQUA. Mimo że w modelu EcoFish występuje aktywny moduł asymilacji danych satelitarnych, to w pasie ciągnącym się wzdłuż południowego wybrzeża Zatoki Gdańskiej dane dotyczące chlorofilu *a* w obrazach satelitarnych były znikome, nieobecne lub odfiltrowywane w związku z częstymi błędami (duże lokalne gradienty parametru), które pojawiały się na granicy woda–ląd. Taka sytuacja nie zdarza się na otwartym morzu, gdzie dostępnych jest nawet do 50 scen (*snapshots*)/danych w ciągu roku.









**Rys. 7.14.** Mapa gęstości pokrycia siatki modelu EcoFish przez dane satelitarne dla chlorofilu *a* w okresie 01.01.2017–31.12.2020. Skala – liczba danych w roku Źródło: opracowanie własne na podstawie danych dostarczonych przez dr A. Nowickiego.

# PODSUMOWANIE

Model numeryczny EcoFish jest kluczowym elementem usługi "Platforma transferu wiedzy – FindFISH", który dostarcza informacji o zmiennych hydrodynamicznych i biochemicznych dla rejonu Zatoki Gdańskiej. Dzięki symulacjom numerycznym pochodzącym z modelu EcoFish i wynikom dla temperatury, zasolenia i koncentracji tlenu możliwe jest działanie modułu Fish (Janecki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023), który przy wykorzystaniu tych zmiennych i zastosowaniu metody logiki rozmytej daje możliwość tworzenia map najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej, tj. śledzia, szprota, dorsza i storni.

Prezentacja najważniejszych zmiennych biochemicznych (i fizycznych – Janecki, Dybowski, Nowicki, Jakacki, Dzierzbicka-Głowacka, 2023) modelu







EcoFish oraz ich przeprowadzona walidacja pozwoliły się upewnić, że wyniki symulacji numerycznych są zgodne z danymi pomiarowymi i będą stanowić wiarygodny zbiór danych wejściowych do modułu Fish, który został opisany w opracowaniu Janeckiego i Dzierzbickiej-Głowackiej (2023).

# LITERATURA

- 1. Arheimer B., Dahné J., Donnelly C., Lindström G., Strömqvist J., Water and nutrient simulations using the HYPE model for Sweden vs. the Baltic Sea Basin influence of input-data quality and scale, Hydrology Research, 2012, 43, 315–329. https://doi.org/10.2166/nh.2012.010.
- 2. Brierley A.S., Kingsford M.J., *Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems*, Current Biology, 2009, 19, 14. https://doi.org/10.1016/j.cub.2009.05.046.
- Burrows M.T., Bates A.E., Costello M.J., Edwards M., Edgar G.J., Fox C.J., Halpern B.S., Hiddink J.G., Pinsky M.L., Batt R.D., Molinos J.G., Payne B.L., Schoeman D.S., Stuart-Smith R.D., Poloczanska E.S., Ocean community warming responses explained by thermal affinities and temperature gradients, Nature Climate Change, 2019, 9, 959–963. https://doi.org/10.1038/s41558-019-0631-5.
- Donnelly C., Andersson J.C.M., Arheimer B., Using flow signatures and catchment similarities to evaluate the E-HYPE multi-basin model across Europe, Hydrological Sciences Journal, 2016, 61, 255–273. https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1027710.
- 5. Dzierzbicka-Głowacka L., Dybowski D., Janecki M., Wojciechowska E., Szymczycha B., Potrykus D., Nowicki A., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Kalinowska D., Nawrot N., Wielgat P., Dembska G., Matej-Łukowicz K., Szczepańska K., Puszkarczuk T., Modelling the impact of the agricultural holdings and land-use structure on the quality of inland and coastal waters with an innovative and interdisciplinary toolkit, Agricultural Water Management, 2022, 263, 107438. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107438.
- Dzierzbicka-Głowacka L., Jakacki J., Janecki M., Nowicki A., Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the hydrodynamic part, Oceanologia, 2013a, 55(3), 519–541. http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.519.
- Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Dybowski D., Szymczycha B., Obarska-Pempkowiak H., Wojciechowska E., Zima P., Pietrzak S., Pazikowska-Sapota G., Jaworska-Szulc B., Nowicki A., Kłostowska Ż., Szymkiewicz A., Galer-Tatarowicz K., Wichorowski M., Białoskórski M., Puszkarczuk T., A new approach for investigating the impact of pesticides and nutrient flux from agricultural holdings and land-use structures on Baltic Sea coastal waters, Polish Journal of Environmental Studies, 2019, 28(4), 2531–2539. http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/92524.
- Dzierzbicka-Głowacka L., Janecki M., Nowicki A., Jakacki J., Activation of the operational ecohydrodynamic model (3D CEMBS) – the ecosystem module, Oceanologia, 2013b, 55(3), 543–572. http://dx.doi.org/10.5697/oc.55-3.543.
- HELCOM, *Ecosystem health of the Baltic Sea 2003–2007*, HELCOM Initial Holistic Assessment, Baltic Sea Environment Proceedings No. 122, 2010.
- Henson S.A., Beaulieu C., Ilyina T., John J.G., Long M., Seferian R., Tjiputra J., Sarmiento J.L., Rapid emergence of climate change in environmental drivers of marine ecosystems, Nature Communications, 2017, 8, 14682. https://doi.org/10.1038/ncomms14682.







- 11. Hoegh-Guldberg O., Bruno J.F., *The impact of climate change on the world's marine ecosystems*, Science, 2010, 328, 1523–1528. https://doi.org/10.1126/science.1189930.
- Janecki M., Dybowski D., Nowicki A., Jakacki J., Dzierzbicka-Głowacka L., Analiza parametrów fizycznych wód Zatoki Gdańskiej za pomocą modelu numerycznego EcoFish (rozdział 6), w: Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 145–178.
- Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., Moduł Fish mapowanie najkorzystniejszych warunków środowiskowych dla bytowania ryb badanych gatunków poławianych przemysłowo w rejonie Zatoki Gdańskiej (rozdział 9), w: Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 220–239.
- Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., Effect of GIS parameters on modelling runoff from river basin. The case study of catchment in the Puck District, E3S Web Conference, 2018, 63, 00005. http://dx.doi.org/10.1051/e3sconf/20186300005.
- Kalinowska D., Wielgat P., Kolerski T., Zima P., Model of nutrient and pesticide outflow with surface water to Puck Bay (Southern Baltic Sea), Water, 2020, 12, 809. http://dx.doi.org/ 10.3390/w12030809.
- Leppäranta M., Myrberg K., Topography and hydrography of the Baltic Sea, w: Physical oceanography of the Baltic Sea, Springer: Berlin, Heidelberg, 2009, 41–88. https://doi.org/10.1007/978-3-540-79703-6\_3.
- 17. Majewski A., *Hydrological characteristics of estuarine waters at the Polish Coast*, Prace PIHM, 105, Warszawa, 1972.
- Moore J.K., Doney S.C., Kleypas J.A., Glover D.M., Fung I.Y., An intermediate complexity marine ecosystem model for the global domain, Deep Sea Research Part II, Topical Studies in Oceanography, 2001, 49(1–3), 403–462. https://doi.org/10.1016/S0967-0645(01)00108-4.
- 19. Nixon S.W., Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns, Ophelia, 1995, 41, 199–219. https://doi.org/10.1080/00785236.1995.10422044.
- 20. Nowicki A., Janecki M., Dybowski, D., Dzierzbicka-Głowacka L., Automatyczny system kontroli modelu EcoFish w trybie operacyjnym (rozdział 10), w: Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybolówstwa, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 240–260.
- Nowicki A., Janecki M., Dzierzbicka-Głowacka L., Asymilacja danych satelitarnych oraz środowiskowych w modelu EcoFish (rozdział 8), w: Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybolówstwa, red. L. Dzierzbicka-Głowacka, Wydawnictwo Uniwersytetu Morskiego w Gdyni, Gdynia 2023, 205–219.
- 22. Pastuszak M., Bryhn A.C., Håkanson L., Stålnacke P., Zalewski M., Wodzinowski T., *Reduction of nutrient emission from Polish territory into the Baltic Sea (1988–2014) confronted with real environmental needs and international requirements*, Oceanological and Hydrobiological Studies, 2018, 47(2), 140–166. https://doi.org/10.1515/ohs-2018-0015.
- 23. 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., *Evaluation of trends and changes*







in the Gulf of Gdańsk ecosystem – an integrated approach, Estuaries and Coasts, 2016, 39(3), 593–604. https://doi.org/10.1007/s12237-015-0026-4.

- Voss M., Liskow I., Pastuszak M., Rüβ D., Schulte U., Dippner J.W., *Riverine discharge into a coastal bay: a stable isotope study in the Gulf of Gdańsk, Baltic Sea*, Journal of Marine Systems, 2005, 57, 127–145. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2005.04.002.
- 25. Wielgat P., Kalinowska D., Szymkiewicz A., Zima P., Jaworska-Szulc B., Wojciechowska E., Nawrot N., Matej-Lukowicz K., Dzierzbicka-Glowacka L.A., *Towards a multi-basin SWAT model* for the migration of nutrients and pesticides to Puck Bay (Southern Baltic Sea), PeerJ, 2021, 9, e10938. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.10938.
- 26. Witek Z., Ochocki S., Maciejowska M., Pastuszak M., Nakonieczny J., Podgórska B., Kownacka J.M., Mackiewicz T., Wrzesińska-Kwiecień M., *Phytoplankton primary production and its utilization by the pelagic community in the coastal zone of the Gulf of Gdansk (southern Baltic)*, Marine Ecology Progress Series, 1997, 148, 169–186. https://doi.org/10.3354/meps148169.

Praca wykonana w ramach projektu "Platforma transferu wiedzy FindFISH – Numeryczny System Prognozowania warunków środowiska morskiego Zatoki Gdańskiej dla Rybołówstwa" (nr RPPM.01.01.01-22-0025/16-00) współfinansowanego ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Regionalnego Programu Operacyjnego Województwa Pomorskiego na lata 2014–2020.

Obliczenia wykonano z wykorzystaniem komputerów Centrum Informatycznego Trójmiejskiej Akademickiej Sieci Komputerowej.





