

Wpływ stosowanych praktyk rolniczych na dopływ wód podziemnych oraz azotanów do Zatoki Puckiej

Dawid Potrykus^{1,2}



The impact of agricultural practices on groundwater and nitrate discharge to Puck Bay, Poland. Pr. Geol., 72: 15–25; doi: 10.7306/2024.1

Abstract. Eutrophication of marine basins associated with submarine groundwater discharge is currently one of the most important challenges in modern coastal hydrogeology, and is classified as a serious global environmental problem. A particular source of groundwater pollution is agricultural activity, which is commonly carried out in the coastal zone.

Research was conducted on a representative part of the Bay of Puck watershed, dominated by agricultural land use. The geological setting of the study area is heterogeneous, which has a significant influence on groundwater flow and occurrence in the multi-aquifer hydrosystem, draining into Puck Bay. The impact of agricultural practices

on groundwater and nitrate discharge to the Puck Bay was determined, by an integrated modeling approach, developed using combination of the SWAT, MODFLOW-NWT and MT3DMS codes.

Spatial and seasonal variations of the N-NO₃ load leached from the soil profile and the infiltration of precipitation are convergent with observed trends in the discharge of groundwater and N-NO₃ loads into Puck Bay. The simulations show that 1,355.13 m³/h of groundwater and 1.87 kg/h (16.4 t/year) of N-NO₃ load are discharged into Puck Bay from the aquifers analyzed, the majority of which comes from an upper aquifer. The distribution of the values as determined was found to be influenced by agricultural practices, resulting from changes in crop structure, fertilizer management, cultivation methods and grazing.

Keywords: submarine groundwater discharge (SGD), nitrate transport, agricultural practices, the Puck Bay, MODFLOW, MT3DMS, SWAT

Strefa nadmorska podlega intensywnej presji antropogenicznej, która może stanowić poważne zagrożenie dla jakości wód znajdujących się w strefie przybrzeżnej. Na stan jakości wód na wybrzeżu południowego Bałtyku w szczególności sposób może oddziaływać migracja zanieczyszczeń powstałych wskutek rolniczego użytkowania powierzchni terenu, co najczęściej prowadzi do eutrofizacji wód. Eutrofizacja w Morzu Bałtyckim zachodzi z różną intensywnością, z biegiem lat powodując wymieranie wodnej flory i fauny (HELCOM, 2009; Ojaveer i in., 2010; Andersen i in., 2011; Gustafsson i in., 2012). W konsekwencji obserwuje się negatywne skutki oraz znaczne ograniczenia w różnych aspektach gospodarczego wykorzystania wód morskich (HELCOM, 2010; Alorda-Kleinglass i in., 2021).

Na podstawie wyników dotychczasowych badań stwierdzono, że istotne znaczenie w procesie eutrofizacji obszarów przybrzeżnych może mieć podmorski drenaż wód podziemnych bogatych w związki azotu i fosforu (Niencheski, Windom, 1994; Hwang i in., 2005a, b; Niencheski i in., 2007; Lee i in., 2012; Cruz i in., 2017). Podmorski drenaż wód podziemnych (SGD – *submarine groundwater discharge*) jest definiowany jako całkowity odpływ wody z dna morskiego (Burnett i in., 2003). Jednakże, pojęcie SGD może być różnicowane i odnosić się do dopływu słodkich wód podziemnych pochodzenia lądowego, jak i recyrkulacji wód pochodzenia morskiego w osadach dennych (Taniguchi i in., 2002; Jiao, Post, 2019; Kłostowska i in., 2020). Ze względu na poruszoną proble-

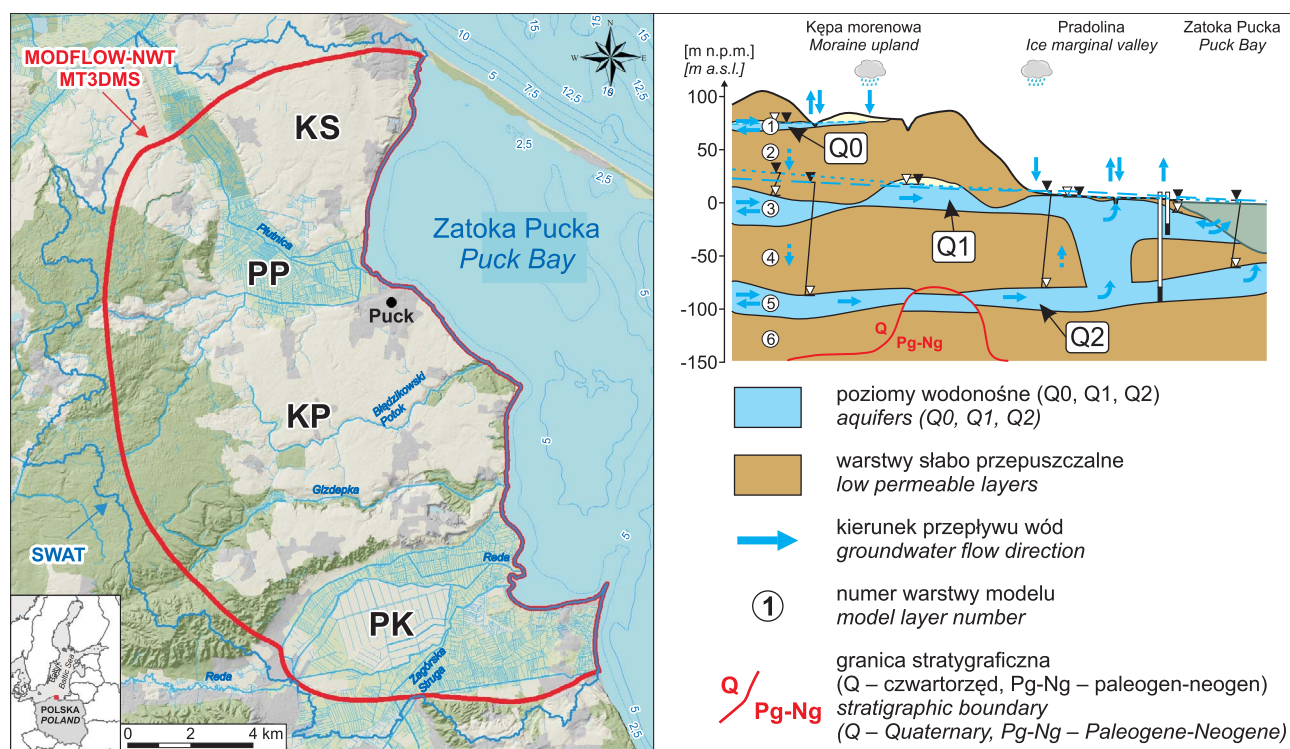
matykę, w pracy rozważano jedynie pojęcie podmorskiego drenażu wód podziemnych zachodzącego wskutek odpływu wód z obszaru lądowego.

Do badań wytypowano część zlewni Zatoki Puckiej, która stanowi nadmorski obszar młodoglacjalny o typowo rolniczym zagospodarowaniu powierzchni terenu. Zatoka ta jest płytkim akwenem morskim, szczególnie wrażliwym na dopływ biogenów z otaczających obszarów lądowych. Wyniki badań przeprowadzonych dotąd na obszarze Zatoki Puckiej wskazują na znaczne zróżnicowanie jakości jej wód, które może być związane z obecnością stref drenażu wód podziemnych i dopływem substancji biogennych, między innymi pochodzenia rolniczego (Jankowska, Bolałek, 1990; Bolałek i in., 1993; Piekarek-Jankowska, 1994, 1996; Szymczycha i in., 2012, 2020).

Eutrofizacja akwenów morskich, która może mieć istotny związek z dopływem zanieczyszczonych wód podziemnych, stanowi jedno z ważniejszych wyzwań współczesnej hydrogeologii strefy brzegowej – proces ten jest zaliczany do poważnych problemów środowiska o zasięgu globalnym (Niencheski, Windom, 1994; Hwang i in., 2005a, b; Niencheski i in., 2007; Spiteri i in., 2008; Cruz i in., 2017). Wyniki przeprowadzonych badań są istotne przede wszystkim w odniesieniu do zniwelowania ryzyka wystąpienia zagrożenia wód podziemnych oraz ograniczenia wielkości ładunku biogenów wprowadzanych do Zatoki Puckiej, która ze względu na swoje wyjątkowe walory przyrodniczo-turystyczne oraz znaczenie gospodarcze powinna być chroniona w każdy możliwy sposób.

¹ Państwowy Instytut Geologiczny – Państwowy Instytut Badawczy, Oddział Geologii Morza, ul. Kościarska 5, 80–328 Gdańsk; dpot@pgi.gov.pl; ORCID ID: 0000-0001-6533-0674

² Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Politechnika Gdańska, ul. Narutowicza 11/12, 80–233 Gdańsk



Ryc. 1. Lokalizacja terenu badań i model koncepcyjny przepływu wód podziemnych: **KS** – Kępa Swarzewska; **PP** – Pradolina Płutnicy; **KP** – Kępa Pucka; **PK** – Pradolina Kaszubska

Fig. 1. Location of the area investigated and conceptual model of groundwater flow: **KS** – Swarzewska Morainic Plateau; **PP** – Ice Marginal Valley of Płutnica River; **KP** – Pucka Morainic Plateau; **PK** – Kashubian Ice Marginal Valley

CEL PRACY

Głównym celem pracy było określenie wpływu stosowanych praktyk rolniczych na zróżnicowanie wielkości dopływu wód podziemnych i ładunku azotanów do Zatoki Puckiej. Podjęte badania były podyktowane głównymi założeniami zadania realizowanego w ramach projektu *WaterPUCK* (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019a, 2022; www.waterpuck.pl).

OBSZAR BADAŃ

Badania prowadzono w części zlewni wód Zatoki Puckiej, która znajduje się w północnej Polsce na obszarze Pobrzeża Kaszubskiego (ryc. 1). Granice obszaru badań o powierzchni 202,3 km² wyznaczono na podstawie warunków hydrodynamicznych, które definiują warunki brzegowe opracowanego modelu przepływu wód podziemnych. Zlewnia wód Zatoki Puckiej jest nadmorskim obszarem młodoglacjalnym o typowo rolniczym zagospodarowaniu powierzchni terenu. Charakterystyczną cechą Pobrzeża Kaszubskiego jest występowanie dwóch elementów krajobrazu – kęp morenowych oraz pradolin (Augustowski, 1977). W granicach badanego obszaru znajdują się kępy Swarzewska i Pucka oraz pradoliny Płutnicy i Kaszubska (Meander Kaszubski).

Obszar badań charakteryzuje się stosunkowo dużą niejednorodnością pod względem budowy geologicznej oraz ukształtowania terenu, co znajduje odzwierciedlenie w warunkach występowania i przepływu wód podziemnych w wielo poziomowym systemie wodonośnym. Na wysoczyznach zidentyfikowano tu dwa czwartorzędowe poziomy wodonośne o znaczeniu użytkowym – międzymorenowy oraz

podmorenowy (Frączek, 1998; Orłowski, 1998). Oba poziomy na przeważającej części badanego obszaru są rozdzielone utworami słabo przepuszczalnymi, głównie w postaci glin zwałowych. Jednakże okna hydrogeologiczne oraz głęboko wcięte ryny erozyjne umożliwiają lokalnie bezpośredni kontakt wód czwartorzędowych z wodami starszych poziomów. Międzymorenowy poziom wodonośny tworzą wodnolodowcowe utwory piaszczysto-żwirowe (miejscami z wkładkami gliniastymi) zlodowacenia północnopolskiego o współczynniku filtracji w zakresie od $1,0 \times 10^{-6}$ do $4,5 \times 10^{-4}$ m/s. W jego nadkładzie występuje warstwa glin o zróżnicowanej miąższości, która miejscami skutecznie izoluje wody podziemne od powierzchni terenu. Strop międzymorenowego poziomu wodonośnego występuje na głębokości od -10 do 20 m n.p.m., a jego miąższość wynosi ok. 20 m, lecz miejscami może osiągać nawet 50 m. Podmorenowy poziom wodonośny, głębiej usytuowany, wykształcił się w wodnolodowcowych utworach reprezentowanych przez piaski i żwiry zlodowacenia południowopolskiego, które często tworzą jeden, wspólny poziom wodonośny z utworami piaszczystymi miocenu o współczynniku filtracji od $1,0 \times 10^{-5}$ do $5,9 \times 10^{-4}$ m/s. Strop podmorenowego poziomu wodonośnego występuje na rzędnych od -75 do -40 m n.p.m., a miąższość tego poziomu wynosi od 10 do 35 metrów. Zwierciadło wody w obu poziomach wodonośnych stabilizuje się na podobnej wysokości i obniża w kierunku Zatoki Puckiej, gdzie w strefie brzegowej utrzymuje na wysokości ok. 1–2 m n.p.m.

W obrębie kęp morenowych, na niewielkiej głębokości, przeważnie do 5 m p.p.t., zidentyfikowano lokalnie poziomy wód zawieszonych (Q0). Są one wykształcone w postaci piaszczystych przewarstwień w stropowych partiach glin zwałowych i zawieszono kilkadziesiąt metrów nad

poziomem międzymorenowym. Ze względu na marginalne znaczenie poziomów zawieszonych w eksploatacji wód podziemnych nie zbadano ich parametrów hydrogeologicznych i dokładnego rozprzestrzenienia. Poziom ten jest ujmowany głównie za pomocą płytkich studni kopanych (Jankowska, 1993; Piekarek-Jankowska, 1994; Szymkiewicz i in., 2020; Matciak i in., 2022).

W osadach czwartorzędowych pradolin Płutnicy i Kaszubskiej znajduje się zasadniczo jeden czwartorzędowy poziom wodonośny o znaczeniu użytkowym (poziom pradolinny), miejscami przewarstwiony utworami słabo przepuszczalnymi w postaci glin, mułków bądź ilów (Frączek, 1998; Orłowski, 1998). Występuje on płytko, do kilku metrów pod powierzchnią terenu, rozprzestrzeniając się na całym obszarze obu pradolin. Warstwa wodonośna jest wykształcona w postaci piasków i żwirów fluwioglacjalnych o miąższości w przedziale 20–40 m. Od powierzchni terenu izoluje ją kilkumetrowa warstwa utworów organicznych (namuły i torfy). Osady pradolin zalegają niezgodnie względem utworów wysoczyzn morenowych, lecz często łączą się z poziomami wodonośnymi wykształconymi w kępach morenowych. Współczynnik filtracji osadów wodonośnych pradolin mieści się w przedziale od $1,0 \times 10^{-5}$ do $4,2 \times 10^{-3}$ m/s. Zwierciadło wody w poziomie pradolinnym jest swobodne lub lekko napięte i układa się płytko pod powierzchnią terenu, w strefie brzegowej Zatoki Puckiej stabilizuje się na poziomie do 0,5 m n.p.m. (Jankowska, 1993; Piekarek-Jankowska, 1994; Matciak i in., 2022).

Jakość wód podziemnych w obszarze badań jest zróżnicowana. Lokalnie obserwuje się zanieczyszczenie pochodzenia antropogenicznego płytkich wód poziomów zawieszonych, międzymorenowego oraz pradolinowego. Obecność zanieczyszczeń przekłada się na degradację jakości wód podziemnych na skutek występowania

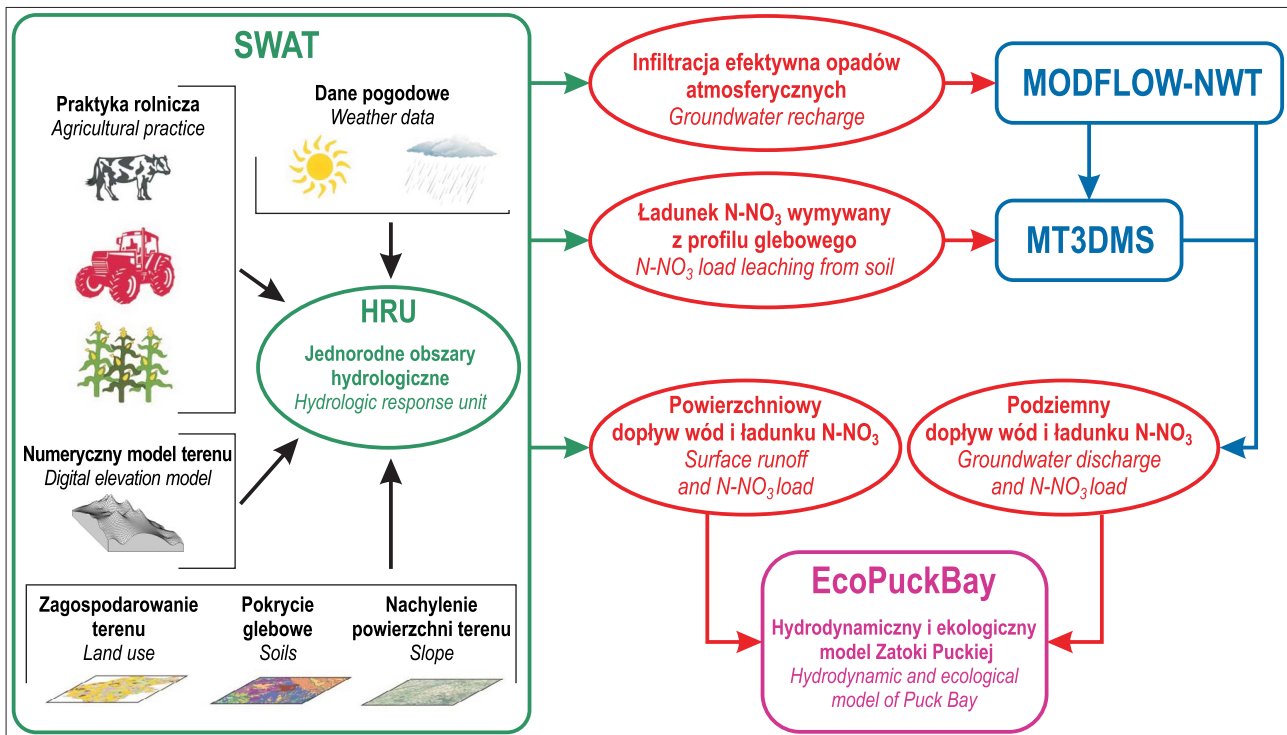
podwyższonego stężenia związków azotowych, fosforanów i potasu, które są głównymi składnikami nawozów rolniczych. Na terenie badań stwierdzono mozaikową zmienność składu chemicznego wód podziemnych, jednocześnie występowanie kilku wskaźników rolniczego ich zanieczyszczenia (w postaci podwyższonego stężenia jonów NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , K^+) oraz zjawisko inwersji hydrogeochemicznej (Potrykus i in., 2020).

Bazą drenażu wód użytkowych poziomów wodonośnych jest Zatoka Pucka. Poziomy te kontynuują się pod dnem zatoki, gdzie podlegają drenażowi podmorskiemu, zachodzącemu przede wszystkim na drodze przesiąkania ascenzyjnego przez nadkład osadów słabo przepuszczalnych, który utrzymuje ciśnienie w warstwach wodonośnych. Panujące warunki hydrodynamiczne sprawiają, iż granica rozdzielająca wody słodkie i słone, a tym samym strefa drenażu, jest przesunięta w kierunku morza na odległość nawet kilku kilometrów (Piekarek-Jankowska, 1994; Jankowska i in., 1994; Matciak i in., 2022; Szymkiewicz i in., 2020).

Pierwszy poziom wodonośny (Q1) na obszarze badań, górny, tworzą przeważnie poziom międzymorenowy wraz z poziomem pradolinny. Poziom podmorenowy pełni rolę dolnego poziomu wodonośnego (Q2).

METODYKA BADAŃ

Zasadniczą część prac stanowiły badania modelowe. Modelowanie przepływu wód i transportu azotanów wykonano za pomocą kombinacji programów SWAT, MODFLOW-NWT oraz MT3DMS (ryc. 2). Do prac modelowych wykorzystano oprogramowanie *Groundwater Modeling System* (GMS) w wersji 10.4 oraz program *ArcGIS* w wersji 10.8.1.



Ryc. 2. Schemat integracji modeli w projekcie *WaterPUCK* (wg Dzierzbickiej-Głowackiej i in., 2022, zmodyfikowany)

Fig. 2. Scheme of the Integrated information and prediction Web Service *WaterPUCK* project (based on Dzierzbicka-Głowacka et al., 2022, modified)

Program obliczeniowy SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) jest wszechstronnym narzędziem do oceny wpływu podejmowanych decyzji na stan wód i osadów powierzchniowych w zlewniach, a także na wydajność pól rolniczych (Neitsch i in., 2011). SWAT bazuje na wielu formułach matematycznych opisujących fizyczne, chemiczne i biologiczne procesy zachodzące w przyrodzie. Podstawowymi jednostkami obliczeniowymi programu są jednorodnie obszary hydrologiczne (HRU), które reprezentują indywidualne kombinacje właściwości gleb, nachylenia terenu i jego zagospodarowania. Wszystkie symulowane procesy są powiązane z cyklem wzrostu roślin oraz praktykami zarządzania zlewnią, między innymi z: orką, nawożeniem, poborem wód oraz odprowadzaniem wód i ścieków.

Do budowy modelu za pomocą programu SWAT wykorzystano dane wejściowe, procedurę i główne założenia projektu *WaterPUCK* (Szymkiewicz i in., 2020; Wielgat i in., 2021). Dane pogodowe pozyskano z zasobów Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej (IMGW-PIB) oraz systemu *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR). Działalność rolniczą scharakteryzowano na podstawie wyników ankiet przeprowadzonych wśród lokalnych rolników w ramach projektu *WaterPUCK* (Dzierzbicka-Głowacka i in., 2019b). Na podstawie tak uzyskanych danych opracowano kalendarze praktyk rolniczych (Wielgat i in., 2021). Na gruntach rolnych uwzględniono jednakowy system płodozmianu trzech głównych upraw w regionie: pszenicy ozimej, kukurydzy na kiszonkę i rzepaku ozimego. Na łąkach i pastwiskach przyjęto trwałą szatę roślinną w postaci kostrzewy łąkowej, która była nawożona i koszona dwa razy w roku. Na obszarach leśnych założono obecność trwałej szaty roślinnej, w której gatunkiem reprezentatywnym była sosna.

Model opracowany w programie *SWAT* składał się z 27 zlewni cząstkowych oraz 564 jednostek HRU (ryc. 1). Symulacje o charakterze niestabilnym prowadzono z dziennym krokiem czasowym dla lat 2001–2010. Na potrzeby realizowanego zadania badawczego jako główny wynik obliczeń przyjęto dane dotyczące infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych oraz ładunku N-NO₃ wymywanego z profilu glebowego. Uzyskane wyniki wykorzystano jako dane wejściowe do modelu przepływu wód podziemnych (MODFLOW-NWT) i transportu masy (MT3DMS).

Symulacje przepływu wód podziemnych przeprowadzono za pomocą kodu programu MODFLOW-NWT, który umożliwia rozwiązanie ogólnego równania przepływu wód podziemnych w ośrodku porowatym za pomocą metody różnic skończonych (Niswonger i in., 2011). Do dyskretyzacji przestrzennej równania wykorzystano moduł UPW (*Upstream Weighting Package*). Opracowany model składał się z sześciu warstw komórek o zmiennej miąższości, które odnoszą się do poszczególnych poziomów wodonośnych oraz rozdzielających je warstw słabo przepuszczalnych (ryc. 1). Obszar badań modelowych odwzorowano regularną siatką ortogonalną, jednolitą dla wszystkich warstw, w której wszystkie bloki są kwadratami o poziomym rozmiarze komórki obliczeniowej 50 × 50 m. Obliczenia przeprowadzono przy założeniu ustalonego oraz niestabilnego pola filtracji, obejmującego lata 2001–2010, w miesięcznym kroku czasowym. Warunki brzegowe modelu zdefiniowano na podstawie sytuacji hydrodynamicznej, indywidualnie dla każdej z warstw modelu. Granica morska na poziomie Q1 została odwzorowana za pomocą

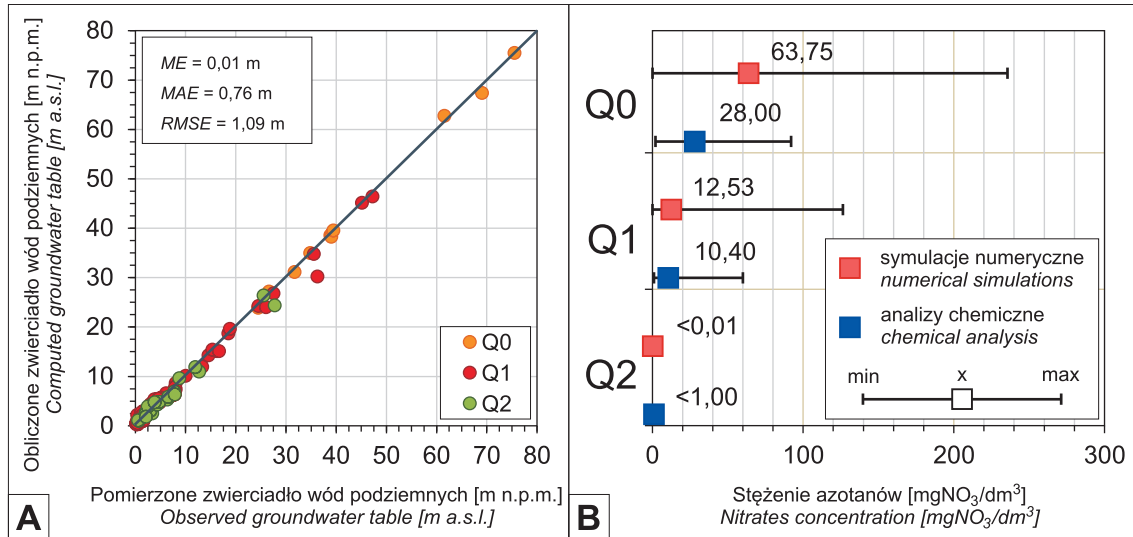
warunku brzegowego I rodzaju (*constant head*), a na poziomie Q2 z zastosowaniem warunku brzegowego III rodzaju (GHB). Warunek brzegowy III rodzaju typu GHB wykorzystano również do symulowania dopływu bocznego przez część lądową granicy modelu w warstwach odpowiadających poziomom wodonośnym Q1 oraz Q2, a także Q0, który reprezentuje rozprzestrzenienie poziomu wód zawieszonych. Wewnętrzny warunek brzegowy III rodzaju został natomiast zadany względem cieków powierzchniowych (RIV oraz DRN), a także stawów i oczek wodnych (GHB). Eksploatację wód podziemnych oraz zasilanie modelu wynikające z infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych odzwierciedlono warunkiem brzegowym II rodzaju (WEL oraz RCH).

Symulacje migracji azotanów w wodach podziemnych przeprowadzono wykorzystując kod MT3DMS (Zheng, 1990, 2010; Zheng, Wang, 1999). Obliczenia wynikały z założeń modelu przepływu wód podziemnych. Na potrzeby badań modelowych przyjęto, że transport azotanów w wodach podziemnych podlega przenoszeniu w strumieniu adwekcyjno-dyfuzyjnym z uwzględnieniem procesu denitryfikacji. Symulacje transportu masy przeprowadzono w standardowej procedurze, z zastosowaniem (niejawnej) metody różnic skończonych i uwzględniając tzw. schemat pod prąd (*Upstream Finite Difference*).

Kalibrację przeprowadzono na podstawie wersji modelu skonstruowanego w warunkach przepływu ustalonego, a otrzymane rozwiązanie przyjęto również na potrzeby symulacji przepływu wód w warunkach niestabilnych. Podstawą kalibracji modelu przepływu wód podziemnych były wartości położenia zwierciadła wody. Podczas etapu identyfikacji modelu tarowaniu podlegały przede wszystkim wartości współczynnika filtracji warstw wodonośnych oraz warstw słabo przepuszczalnych. W większości punktów kalibracyjnych uzyskano zadowalającą zgodność pomiędzy położeniem zwierciadła wód podziemnych pomierzonym w terenie a obliczonym według modelu. Natomiast celem uzyskania najlepszego dopasowania stężeń rzeczywistych i obliczonych zgodnie z modelem przeprowadzono identyfikację modelu migracji azotanów poprzez tarowanie parametru stałej szybkości reakcji procesu denitryfikacji. Jednakże ze względu na zakres dostępnych danych oraz mozaikowy rozkład przestrzenny stężeń azotanów w wodach podziemnych, który może wskazywać na lokalne oddziaływanie ogniska zanieczyszczeń, do weryfikacji modelu zastosowano podejście holistyczne – porównano zakres stężeń azotanów występujący w wodach podziemnych całego obszaru badań. Do tego celu posłużono się wynikami zawartości jonów NO₃⁻ występujących w wodach podziemnych, które oznaczono w obszarze badań podczas realizacji projektu (Potrykus i in., 2020). Biorąc pod uwagę cel prowadzonych badań, wyniki kalibracji uznano za satysfakcjonujące (ryc. 3). Głównym wynikiem obliczeń modelowych były wielkość dopływu wód podziemnych oraz ładunku N-NO₃ do Zatoki Puckiej w odniesieniu do stosowanych praktyk rolniczych.

DODPŁYW WÓD PODZIEMNYCH I AZOTANÓW DO ZATOKI PUCKIEJ

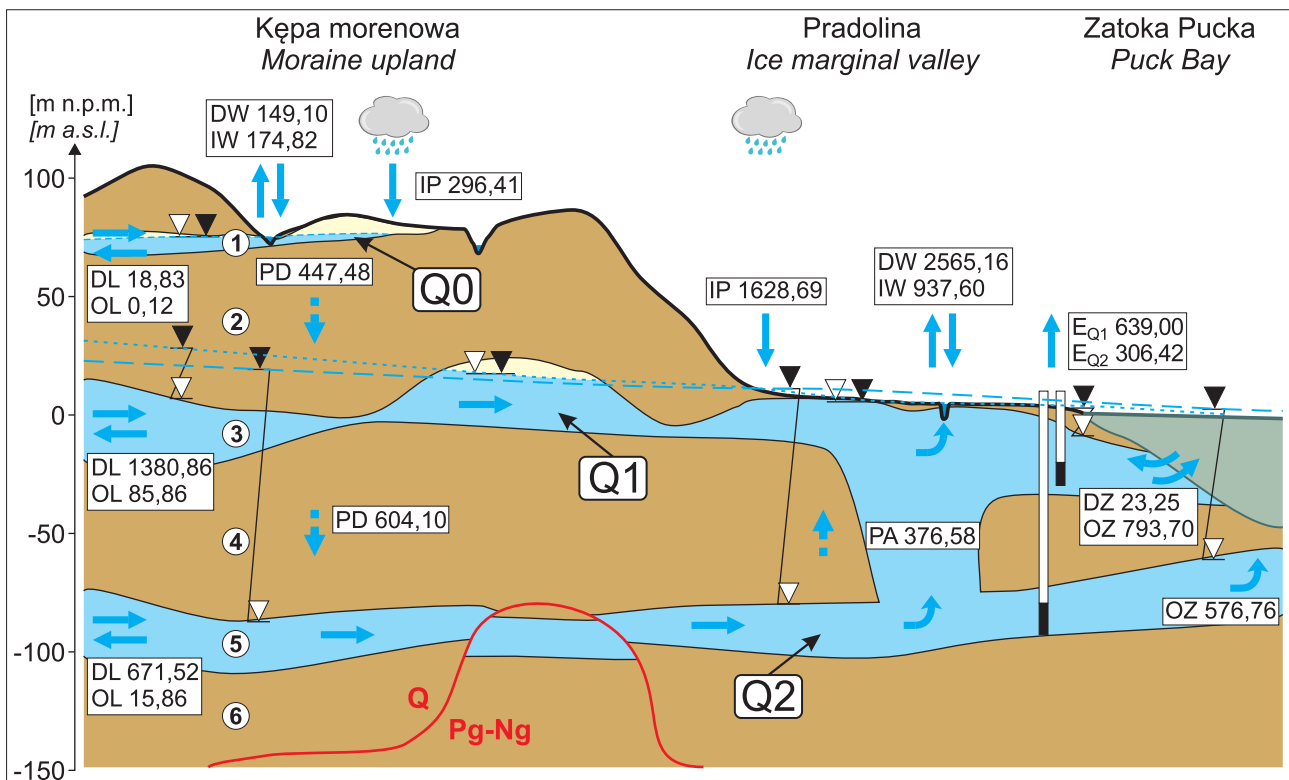
W wyniku przeprowadzonych symulacji rozpoznano warunki krążenia wód podziemnych w granicach obszaru badań modelowych, ze szczególnym uwzględnieniem ich



Ryc. 3. Wykres pomierzonego i obliczonego położenia zwierciadła wód podziemnych (A) oraz stężenie azotanów (B) w poziomach wodonośnych Q0, Q1 i Q2: **min** – wartość minimalna, **x** – wartość średnia, **max** – wartość maksymalna
Fig. 3. Plots of observed versus computed groundwater heads (A) and Nitrate concentrations (B) in the Q0, Q1 and Q2 aquifers: **min** – minimum value, **x** – mean value, **max** – maximum value

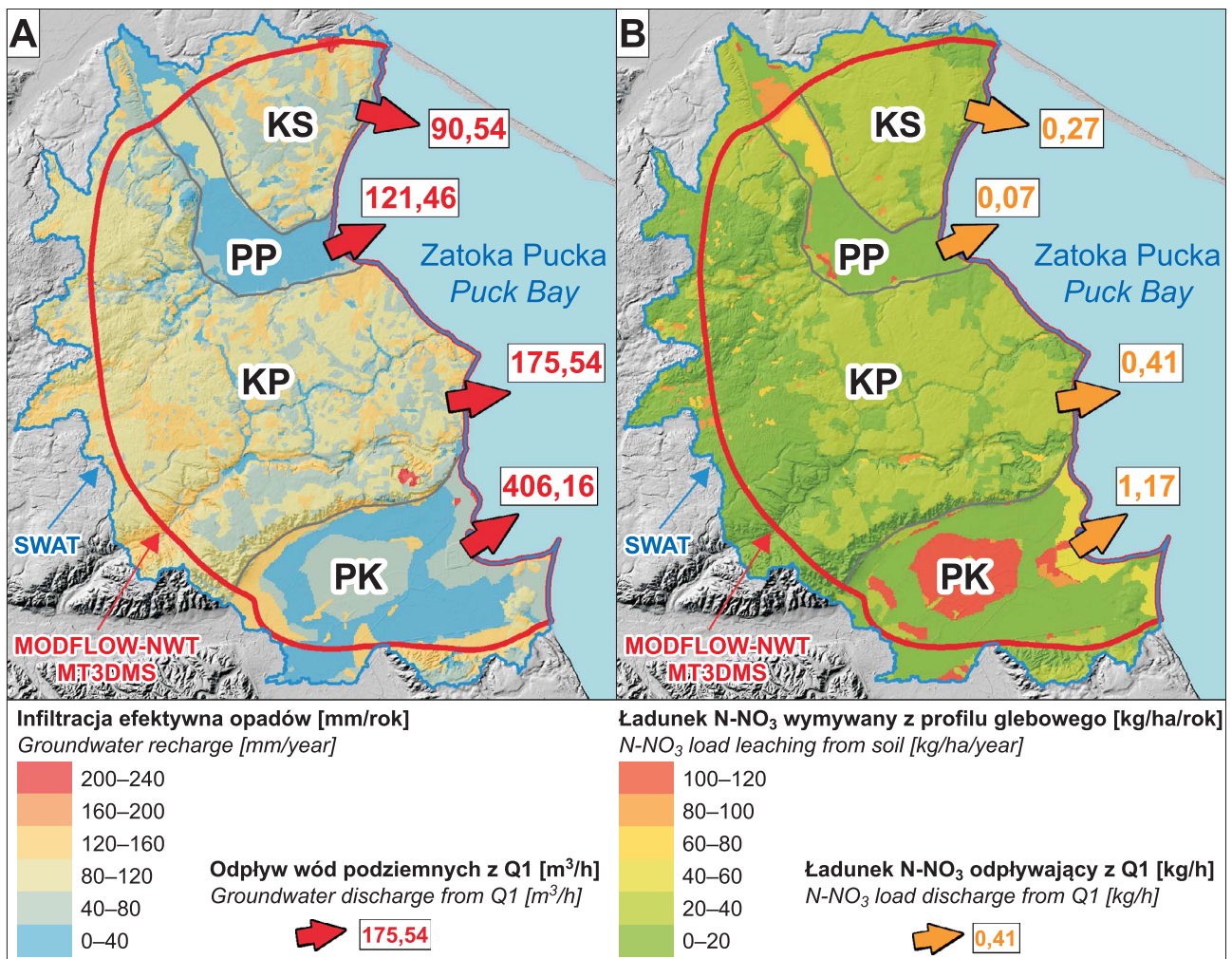
dopływu do Zatoki Puckiej. Składniki bilansu przepływu wód podziemnych w analizowanym systemie wodonośnym (ryc. 4) wyliczono na podstawie modelu przepływu wód podziemnych wykonanego przy założeniu ustalonego pola filtracji. Głównymi elementami bilansu wodnego są:

infiltracja efektywna opadów atmosferycznych, dopływ lateralny wód spoza granic obszaru badań modelowych do górnego i dolnego poziomu wodonośnego, drenaż przez cieki powierzchniowe oraz odpływ wód podziemnych do Zatoki Puckiej.



Ryc. 4. Składniki bilansu przepływu wód podziemnych w m³/h: **IP** – infiltracja efektywna opadów, **IW** – infiltracja z wód powierzchniowych, **DW** – drenaż do wód powierzchniowych, **E** – pobór wód podziemnych, **PD** – prześiankanie descenzyjne, **PA** – prześiankanie ascenzyjne, **DL** – dopływ lateralny, **OL** – odpływ lateralny, **DZ** – dopływ z Zatoki Puckiej, **OZ** – odpływ do Zatoki Puckiej. Objasnienia pozostałych symboli umieszczono na ryc. 1

Fig. 4. Components of groundwater budget in m³/h: **IP** – groundwater recharge, **IW** – infiltration from surface water, **DW** – drainage to surface water, **E** – groundwater exploitation, **PD** – descent seepage, **PA** – ascent seepage, **DL** – lateral inflow, **OL** – lateral outflow, **DZ** – inflow from Puck Bay, **OZ** – discharge into Puck Bay. Explanations of other symbols are included in Fig. 1



Ryc. 5. Zróżnicowanie przestrzenne infiltracji efektywnej opadów (A) oraz ładunku N-NO₃ wymywanego z profilu glebowego (B) wraz odpływem wód podziemnych i ładunku N-NO₃ z górnego poziomu wodonośnego w kierunku Zatoki Puckiej: KS – Kępa Swarzewska; PP – Pradolina Płutnicy; KP – Kępa Pucka; PK – Pradolina Kaszubska

Fig. 5. Spatial distribution of groundwater recharge (A) and N-NO₃ load leaching from soil with groundwater (B) and N-NO₃ load discharge from the upper aquifer towards Puck Bay: KS – Swarzewska Morainic Plateau; PP – Ice-Marginal Valley of the Płutnica River; KP – Puck Morainic Plateau; PK – Kashubian Ice-Marginal Valley

Na badanym obszarze obserwuje się przestrzenne zróżnicowanie wartości infiltracji efektywnej opadów oraz ładunku N-NO₃ wypłukiwanego z profilu glebowego (ryc. 5). Największe wartości infiltracji efektywnej opadów są związane z obecnością na powierzchni terenu utworów piaszczysto-żwirowych, natomiast najmniejsze występują w dolinach rzecznych, gdzie są osady torfowe i namuły. Wyniki badań wskazują na brak wyraźnej zależności przestrzennej pomiędzy zasilaniem wód podziemnych a wielkością ładunku N-NO₃ wypłukiwanego z profilu glebowego. Zachodnia część obszaru badań, gdzie na utworach wodnolodowcowych występują kompleksy leśne, charakteryzuje się obfitym zasilaniem wód podziemnych, osiągającym ok. 120 mm/rok. Pomimo tego migracja składnika azotanowego z profilu glebowego jest ograniczona i wynosi do 20 kg/ha/rok. Natomiast na gruntach ornych i obszarach bagiennych w osadach torfowych, cechujących się ograniczonymi warunkami infiltracji z powierzchni terenu (do 80 mm/rok), z materii organicznej są uwalniane duże ilości azotu organicznego, który w wyniku mineralizacji oraz procesów nityfikacji przechodzi w formy azotanowe i może migrować do wód podziemnych nawet w ilości

ok. 100 kg/ha/rok. Jednakże zależność ta nie jest obserwowana na obszarze łąk i pastwisk założonych na osadach torfowych, ze względu na ograniczoną możliwość ługowania profilu glebowego przez wody infiltrujące.

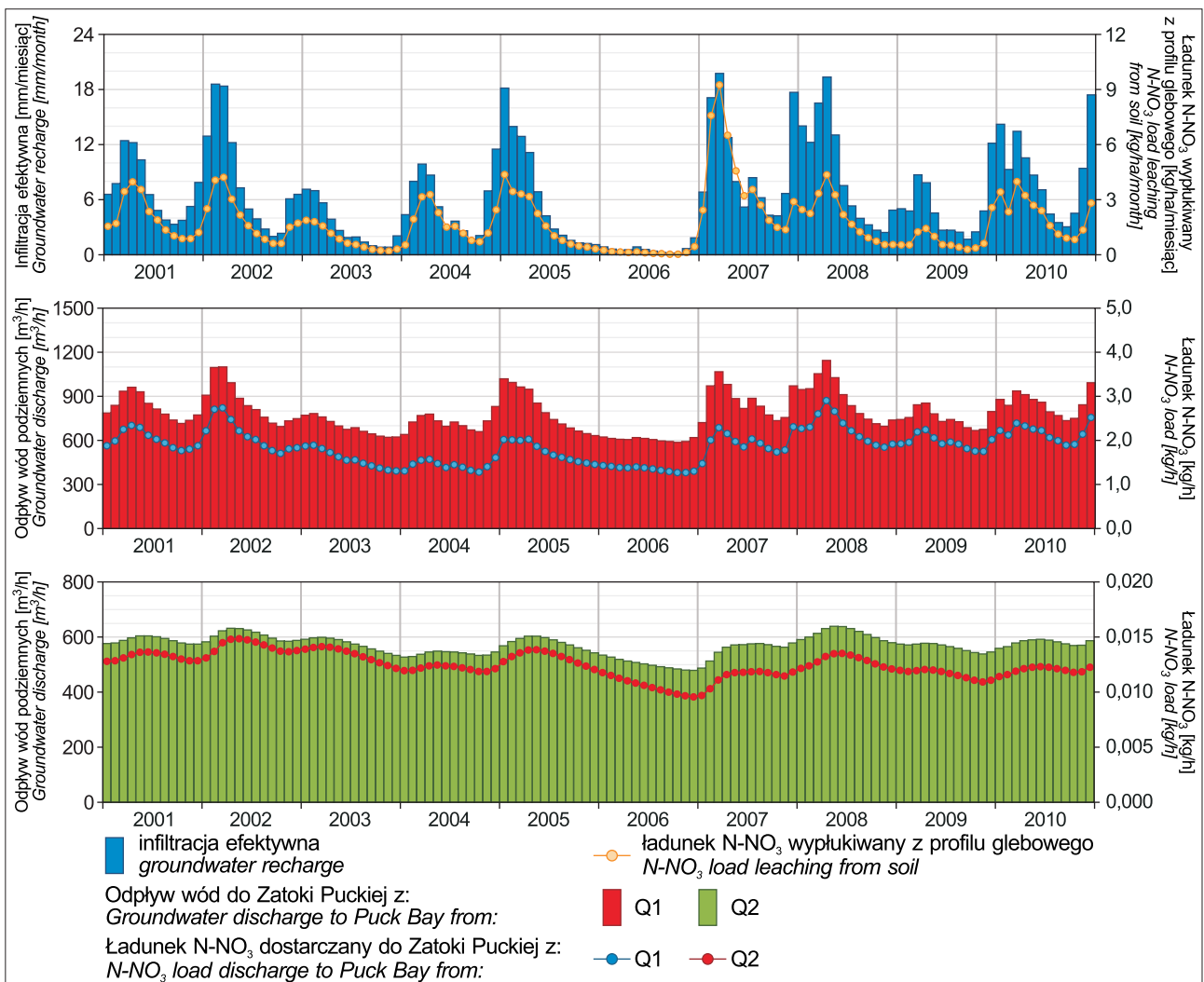
Na podstawie uzyskanych wyników badań stwierdzono również nierównomierność odpływu wód podziemnych i ładunku azotu azotanowego do Zatoki Puckiej (ryc. 5). Można zauważyć, iż odpływ wód podziemnych z pradolin w kierunku zatoki, pomimo ograniczonych warunków infiltracji, jest większy niż z kęp morenowych. Dotyczy to przede wszystkim górnego poziomu wodonośnego, który spełnia istotną funkcję w odwadnianiu przylegających obszarów wysoczyznowych, charakteryzuje się dobrymi parametrami filtracyjnymi oraz rozprzestrzenieniem w rejonie linii brzegowej zatoki. Obserwuje się również wyraźną rozbieżność w wielkości ładunku N-NO₃ odpływającego z obu pradolin, którą należy wiązać przede wszystkim z występowaniem obszarów bagiennych i podmokłych w ujściu Pradoliny Kaszubskiej. Jak wskazuje Żurek (2002), zachodzący na takich obszarach rozkład resztek roślinnych powoduje, że do gleby jest dostarczana znaczna ilość azotu, która przy zachwianiu równowagi pomiędzy procesami

mineralizacji i immobilizacji infiltruje do płytkich wód podziemnych. Wypłukanie tego składnika w formie azotanowej z profilu glebowego sprawia, iż wraz z wodami podziemnymi dopływa on w krótkim czasie do zatoki, ograniczając w znacznym stopniu tempo zachodzących procesów denitryfikacyjnych. Wielkość ładunków $N-NO_3$ odprowadzanych z kęp morenowych do Zatoki Puckiej jest podobna i uzależniona od ilości odpływających wód podziemnych. Wynika to przede wszystkim z podobnego zagospodarowania stref przybrzeżnych obszarów wysoczyznowych o charakterze rolniczym.

Wyniki symulacji przeprowadzonych w warunkach przepływu nieustalonego przedstawiają wyraźną zmienność w czasie wielkości odpływu wód podziemnych oraz ładunku $N-NO_3$ odprowadzanego w kierunku Zatoki Puckiej (ryc. 6). Obserwuje się tę samą tendencję zmian, która jest zależna od sezonowego zróżnicowania wartości infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych oraz ładunku $N-NO_3$ wymywanego z profilu glebowego. Przy czym górny poziom wodonośny, który na badanym obszarze stanowi pierwszy poziom wodonośny, jest bardziej wrażliwy na infiltrację opadów atmosferycznych oraz dopływ azotu azotanowego wypłukiwanego z profilu glebowego.

Natomiast wyniki badań dolnego poziomu wodonośnego, położonego na dużych głębokościach i izolowanego utworami słabo przepuszczalnymi o znacznej miąższości, wskazują, że dopływ wód podziemnych i ładunku $N-NO_3$ do Zatoki Puckiej jest w większym stopniu zależny od zasilania lateralnego niż pośrednio z powierzchni terenu.

Najmniejszy dopływ wód do Zatoki Puckiej jest obserwowany wczesną jesienią, a największy późną zimą lub wczesną wiosną, po okresie roztopowym. Zależność ta nie jest jednak aż tak wyraźna w latach charakteryzujących się niewielkim zasilaniem wód podziemnych, notowanym np. na przełomie 2005 i 2006 roku, kiedy zmienność odpływu wód podziemnych oraz odprowadzanego ładunku $N-NO_3$ była znacznie mniej zróżnicowana. Na podstawie symulacji przeprowadzonych w warunkach przepływu nieustalonego wyznaczono wartości średnie analizowanych parametrów z okresu symulacji. Infiltracja efektywna opadów atmosferycznych wynosi 76 mm/rok, o ładunku 21,1 kg/ha/rok $N-NO_3$ wypłukiwanego z profilu glebowego. Odpływ wód podziemnych z poziomu Q1 w kierunku Zatoki Puckiej wynosi 785,08 m³/h i niesie on ładunek 1,86 kg/h $N-NO_3$, a z poziomu Q2 570,05 m³/h o ładunku 0,01 kg/h $N-NO_3$.



Ryc. 6. Czasowa zmienność infiltracji efektywnej opadów i odpływu wód podziemnych z górnego i dolnego poziomu wodonośnego w kierunku Zatoki Puckiej wraz z odpowiadającymi im ładunkami $N-NO_3$

Fig. 6. Temporal distribution of groundwater recharge and groundwater discharge from the upper and lower aquifers into Puck Bay with corresponding $N-NO_3$ loads

Prowadzone dotąd badania dopływu biogenów do Zatoki Puckiej nie obejmowały w szerszym stopniu roli wód podziemnych. Na podstawie przeprowadzonych obliczeń stwierdzono, że niemal cały ładunek N-NO₃ jest odprowadzany do Zatoki Puckiej z górnego poziomu wodonośnego. Jednakże wyniki przeprowadzonych symulacji numerycznych sugerują ograniczony wpływ wód podziemnych dopływających z obszaru lądowego na zanieczyszczenie Zatoki Puckiej azotanami. Średnia wartość ładunku N-NO₃ wynosi ok. 16,4 t/rok (1,87 kg/h) i jest wielokrotnie mniejsza od ilości związków azotu dopływających z obszaru badań do Zatoki Puckiej wodami powierzchniowymi, która wynosi 262,45 t/rok (Matej-Lukowicz i in., 2020; Raport WFOŚiGW, 2007).

WPLYW PRAKTYKI ROLNICZEJ NA ZMIANĘ WARUNKÓW DOPŁYWU WÓD PODZIEMNYCH I AZOTANÓW DO ZATOKI PUCKIEJ

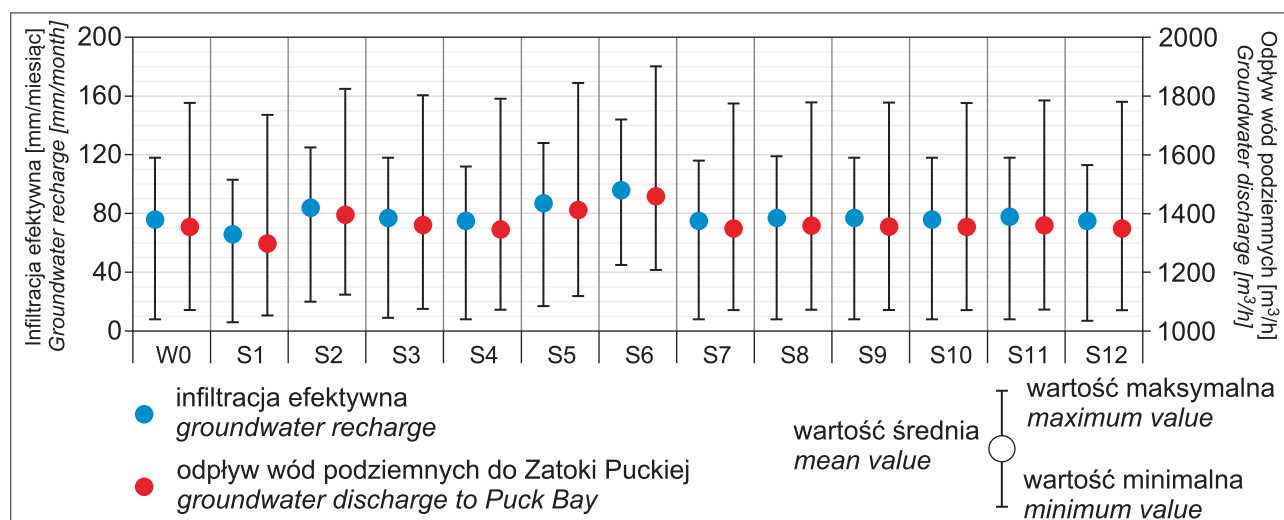
Przeprowadzono wiele symulacji wariantowych pod kątem analizy wpływu działalności rolniczej na wody podziemne. Podstawą wszystkich scenariuszy był wariant bazowy (W0), który odwzorowuje warunki aktualnie stosowanej praktyki rolniczej. Zmiany stosowanych praktyk rolniczych zdefiniowano za pomocą 12 różnych scenariuszy, które pogrupowano względem czterech klas uwzględniających rodzaj upraw (S1–S6), gospodarke nawozami (S7 i S8), uprawę roli (S9 i S10) oraz wypas zwierząt (S11 i S12).

W scenariuszach S1–S6 rozważano zmianę rodzaju uprawy na obszarze badań, zachowując bez zmian pozostałe założenia dotyczące praktyki rolniczej – przyjęte w wariantcie bazowym. W każdym scenariuszu zasymulowano coroczny siew jednej rośliny, który obejmował uprawy: pszenicy ozimej (S1), kukurydzy na kiszonkę (S2), rzepaku ozimego (S3), jęczmienia jarego – reprezentującego mieszankę zbóż jarych (S4), ziemniaków (S5) i grochu zwyczajnego (S6). W scenariuszach S7 i S8 zmieniono dawki nawozów początkowo przyjęte dla upraw rolnych. Zostały one dwukrotnie zmniejszone (S7) oraz dwukrotnie zwiększone (S8). Scenariusze S9 i S10 uwzględniały zmiany

głębokości orki, bez zmian pozostałych założeń opisanych w wariantcie bazowym. Głębokość orki została dwukrotnie zmniejszona (S9) i dwukrotnie zwiększona (S10) w stosunku do pierwotnych założeń. W scenariuszach S11 i S12 zmieniono sposób użytkowania łąk i pastwisk z dotychczasowego wykorzystania tych terenów do zbioru kostrzewy łąkowej (na sianokiszonkę) na wypas bydła mlecznego. Scenariusz S11 uwzględnił wypas jednej krowy na hektar, a scenariusz S12 pięciu krow na hektar. W tym przypadku należało dokonać zmian w kalendarzu rolniczym obowiązującym dotąd na łąkach i pastwiskach w wariantcie bazowym. Okres wypasu bydła określono na 120 dni i rozpoczynał się on każdego roku na początku maja. W sezonie pastwiskowym nie założono nawożenia oraz zbioru kostrzewy z łąk i pastwisk. Obszary te zostały skoszone jednorazowo (każdego roku) po ustaniu sezonu pastwiskowego we wrześniu.

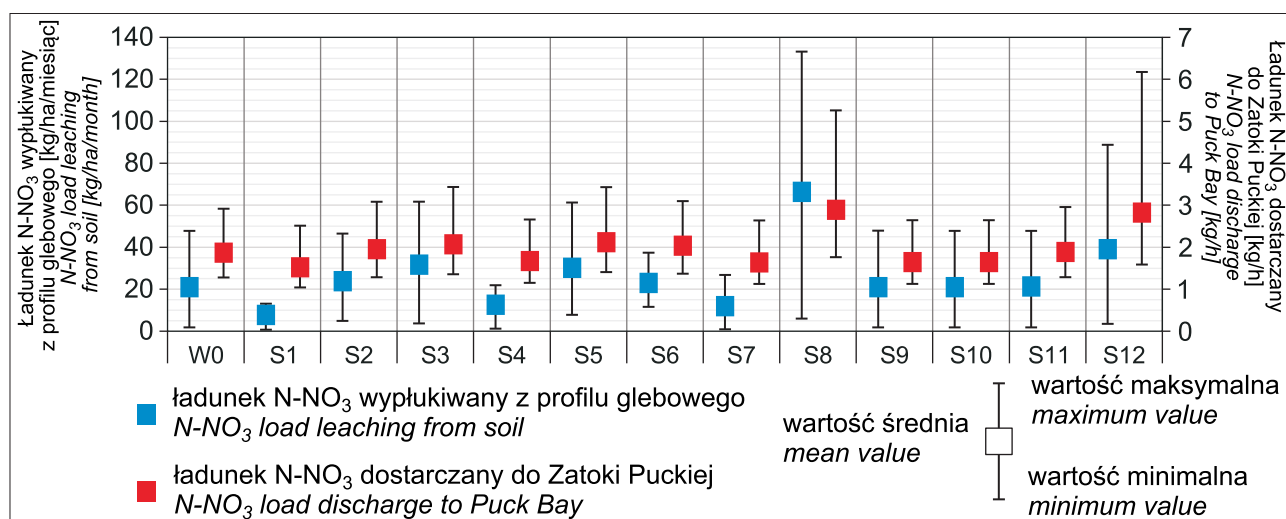
Obserwuje się podobną zmienność i wyraźną zależność wielkości odpływu wód podziemnych z analizowanych poziomów wodonośnych do Zatoki Puckiej od wartości infiltracji efektywnej (ryc. 7). Na wielkość dopływu wód podziemnych do Zatoki Puckiej w większym stopniu wpływa zróżnicowanie rodzaju uprawy, zdefiniowane w scenariuszach od S1 do S6, niż zmiany wprowadzone w pozostałych scenariuszach od S7 do S12. Najmniejszy odpływ wód podziemnych do Zatoki Puckiej pochodził z uprawy pszenicy ozimej (1298,1 m³/h), a największy z uprawy grochu zwyczajnego (1458,8 m³/h). W większości rozpatrywanych scenariuszy obserwuje się również podobną zmienność wielkości ładunku N-NO₃ dostarczanego do Zatoki Puckiej, która jest zależna od wielkości wymywanego azotu azotanowego z profilu glebowego (ryc. 8). Najmniejszy ładunek N-NO₃ odpływający wodami podziemnymi do Zatoki Puckiej otrzymano w scenariuszu uprawy pszenicy ozimej (1,52 kg/h), a największy odpowiada zwiększeniu dawki nawozowej na polach uprawnych (2,89 kg/h) oraz wypasowi krow na łąkach i pastwiskach (2,83 kg/h).

Rozpatrując wyniki uzyskane w scenariuszach S1–S6, można zauważyć, że różnice w wielkości ładunków N-NO₃ wynikają z rodzaju poszczególnych upraw i stosowanych na ich potrzeby praktyk rolniczych. Szczególnie istotną



Ryc. 7. Porównanie wartości infiltracji efektywnej opadów oraz odpływu wód podziemnych do Zatoki Puckiej w rozpatrywanych scenariuszach stosowanej praktyki rolniczej

Fig. 7. Comparison of values of groundwater recharge and groundwater discharge into Puck Bay for the scenarios of agricultural practice considered



Ryc. 8. Porównanie wartości ładunku N-NO₃ wypłukiwanego z profilu glebowego oraz dostarczanego do Zatoki Puckiej w rozpatrywanych scenariuszach stosowanej praktyki rolniczej

Fig. 8. Comparison of values of N-NO₃ load leaching from soil and discharge into Puck Bay for the scenarios of agricultural practice considered

rolę odgrywają w tym przypadku potrzeby wodne roślin uprawnych (Chmura i in., 2009). Rośliny wykazują bowiem zróżnicowane zapotrzebowanie na wodę w czasie wegetacji, największe u schyłku fazy rozwoju wegetatywnego i na początku tworzenia organów generatywnych (Kuś, 2016). W zależności od gatunku uprawy do wzrostu, rozwoju i wydania maksymalnego plonu potrzebują one również odpowiednich ilości i proporcji składników pokarmowych (Jadczyzyn, 2013). Podstawowym składnikiem budulcowym roślin jest azot, pobierany przez korzenie i liście w formie azotanowej i amonowej (Kocoń, 2014). Składniki pokarmowe, które nie zostaną pobrane przez rośliny uprawne, ulegną wymyciu z profilu glebowego i mogą migrować do wód podziemnych. Na podstawie wyników przeprowadzonych badań można stwierdzić, że przeznaczenie badanego obszaru pod uprawę pszenicy ozimej i jęczmienia jarego (reprezentującego mieszankę zbóż jarych) przyczyniłoby się do ograniczenia wielkości wypłukiwanego ładunku N-NO₃ z profilu glebowego maksymalnie o około 63%, a tym samym jego migracji do Zatoki Puckiej maksymalnie o około 20%. Jednakże znajdzie to również odzwierciedlenie w zmniejszeniu zasilania warstw wodonośnych maksymalnie o ok. 13% oraz wielkości odpływu wód podziemnych do Zatoki Puckiej maksymalnie o ok. 5%.

Rośliny uprawne z gleby pobierają potrzebne im substancje pokarmowe. Jednakże zasobność gleb wykorzystywanych w Polsce do upraw na ogół nie pokrywa w pełni zapotrzebowania pokarmowego roślin, szczególnie na makro- i mikroelementy, co wymaga stosowania nawozów (Kocoń, 2014). Niewykorzystane składniki nawozów (nadwyżka) będą stanowiły straty, które przełożą się na około trzykrotny wzrost ładunku N-NO₃ wypłukiwanego z profilu glebowego, a tym samym zwiększenie ilości tego składnika dostarczanego do Zatoki Puckiej o około 54%. W związku z tym dawki nawozów stosowane na polach uprawnych powinny być odpowiednio dobrane do gatunku rośliny, a także typu gleby oraz warunków pogodowych.

W ten sposób zostanie ograniczona presja na środowisko powodowana przez ładunek niesiony wraz z wodami podziemnymi i zostaną utrzymane korzyści z użytkowania pożądanej wielkości i jakości plonów.

Analizując wyniki uzyskane z symulacji scenariuszy S9 i S10 stwierdzono, że głębokość zaorania ziemi nie wpływa znacząco na wielkość zasilania wód podziemnych oraz ładunku N-NO₃ wymywanego z profilu glebowego, a tym samym nie będzie miała istotnego wpływu na dopływ wód do Zatoki Puckiej. Wynika to z oddziaływania orki na strukturę warstwy glebowej oraz sposobu opisanie tej czynności w programie SWAT. Spulchnianie roli powoduje zwiększenie porowatości gleby, co znacząco wpływa na poprawę warunków życia roślin i przekłada się na uzyskanie większych plonów (Świętochowski i in., 1996). W przypadku niedostatecznego spulchnienia gleby porowatość warstwy glebowej jest niewystarczająca do zapewnienia roślinom odpowiednich ilości wody i powietrza. W takich warunkach rośliny rosną słabo, gdyż system korzeniowy nie został w pełni wykształcony, co ogranicza pobór z gleby wody oraz składników pokarmowych (Kuś, 2016). Brak wyraźnych zmian wielkości uwalnianego ładunku azotu azotanowego z warstwy glebowej może wynikać z tej samej częstotliwości i terminów uprawy gruntu w przyjętych scenariuszach. Istotny wpływ na wzrost wypłukiwanego ładunku N-NO₃ z profilu glebowego może mieć jednak częsta uprawa gruntu, zwłaszcza na początku jesieni (Dybowski i in., 2020).

Wyniki scenariuszy S11 i S12 wskazują, że przeznaczenie całego obszaru badań pod łąki i pastwiska do wypasu bydła mlecznego przyczyni się do wyraźnego wzrostu ładunku N-NO₃ wymywanego z profilu glebowego oraz jego dopływu do Zatoki Puckiej. Wartości te należy bezwzględnie odnosić do liczby zwierząt i ilości produkowanych przez nie odchodów, których głównym składnikiem jest azot. Na obszarze pradolin migrację tego składnika do wód podziemnych dodatkowo ułatwia niewielka głębokość występowania zwierciadła wody.

WNIOSKI

Przeprowadzone prace badawcze umożliwiły rozpoznanie warunków dopływu wód podziemnych i ładunku N-NO₃ do Zatoki Puckiej w odniesieniu do praktyki rolniczej stosowanej obecnie na obszarze badań oraz w zależności od potencjalnych zmian w rolniczym wykorzystaniu tych ziem w przyszłości. Na podstawie wyników badań sformułowano następujące wnioski:

1) Dopływ wód podziemnych z analizowanych poziomów wodonośnych do Zatoki Puckiej – wyznaczony na podstawie symulacji numerycznych przeprowadzonych przy założeniu warunków przepływu nieustalonego – wynosi 1355,13 m³/h, a ładunek N-NO₃ jest równy 1,87 kg/h (16,4 t/rok), z czego niemal cała ilość tego ładunku pochodzi z górnego poziomu wodonośnego.

2) Wielkość odpływu wód podziemnych oraz ładunku azotanów z obszaru lądowego do Zatoki Puckiej jest zależna od stosowanej praktyki rolniczej i charakteryzuje się wyraźnym zróżnicowaniem sezonowym i przestrzennym. Obserwuje się podobną zmienność i wyraźną zależność obu parametrów od infiltracji efektywnej opadów atmosferycznych oraz ilości azotu azotanowego wymywanego z profilu glebowego.

3) Względne różnice w dopływie wód podziemnych i ładunku N-NO₃ do Zatoki Puckiej, obliczone dla wariantu bazowego, uwzględniającego warunki aktualnie stosowanej praktyki rolniczej, oraz dla rozpatrywanych scenariuszy S1-S12, mogą wynieść do 10% w odniesieniu do dopływu wód podziemnych oraz 55% pod względem ilości ładunku N-NO₃ odprowadzanego wodami podziemnymi do zatoki. Wielkość dopływu wód podziemnych do Zatoki Puckiej w większym stopniu jest uzależniona od zróżnicowania rodzaju upraw niż od zmian wprowadzanych w stosowaniu dawek nawozów, głębokości orki oraz wypasu zwierząt. Najmniejszy odpływ wód podziemnych do Zatoki Puckiej nastąpiłby z obszaru upraw pszenicy ozimej (1298,1 m³/h), a największy w przypadku uprawy grochu zwyczajnego (1458,8 m³/h). Podobnie zmieniłyby się również wielkość ładunku N-NO₃ dostarczanego do Zatoki Puckiej – najmniejszy ładunek N-NO₃ odpływający wodami podziemnymi do Zatoki Puckiej otrzymano w scenariuszu uprawy pszenicy ozimej (1,52 kg/h), a największy odpowiadał zwiększeniu dawki nawozowej na polach uprawnych (2,89 kg/h) oraz wypasowi krów na łąkach i pastwiskach (2,83 kg/h).

4) Uzyskane wyniki badań wskazują na ograniczone oddziaływanie wód podziemnych odpływających z obszaru lądowego na zanieczyszczenie Zatoki Puckiej azotanami. Nie można jednak w pełni wykluczyć, że intensywne użytkowanie obszarów położonych w strefie brzegowej nie spowoduje w przyszłości znacznego pogorszenia się jakości wód podziemnych, co następnie może się przełożyć na degradację jakości wód Zatoki Puckiej.

Składam szczególne podziękowania dr hab. Małgorzacie Pruszkowskiej-Caceres, dr hab. inż. Beacie Jaworskiej-Szulc, prof. dr. hab. inż. Adamowi Szymkiewiczowi oraz dr. Mirosławowi Lidzbarskiemu za nieocenioną pomoc oraz cenne uwagi udzielone podczas prowadzonych badań. W artykule przedstawiono w skróconej formie wyniki badań zawarte w rozprawie doktorskiej pod tytułem: *Znaczenie wód podziemnych w dopływie zanieczyszczeń pochodzenia rolniczego do Zatoki Puckiej*,

zrealizowanej pod opieką naukową dr hab. Małgorzaty Pruszkowskiej-Caceres, prof. PG. Badania zrealizowano w ramach zadania Projektu *WaterPUCK*, finansowanego przez NCBiR pt. *Modelowanie wpływu gospodarstw rolnych i struktur użytkowania terenu zlewni na przykładzie gminy Puck na jakość wód lądowych i morskich zlokalizowanych w strefie przybrzeżnej Morza Bałtyckiego – Zintegrowany Serwis informacyjno-predykcyjny WaterPUCK* (nr BIOSTRATEG 3/343927/3/NCBR/2017).

LITERATURA

- ANDERSEN J.H., AXE P., BACKER H., CARSTENSEN J., CLAUSSSEN U., FLEMING-LEHTINEN V., JÄRVINEN M., KAARTOKALLIO H., KNUUTTILA S., KORPINEN S., KUBILIUTE A., LAAMANEN M., LYSIAK-PASTUSZAK E., MARTIN G., MURRAY C., MOHLENBERG F., NAUSCH G., NORRKKO A., VILLNÄS A. 2011 – Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry*, 106 (2): 137–156.
- ALORDA-KLEINGLASS A., RUIZ-MALLEN I., DIEGO-FELIU M., RODELLAS V., BRAUCH-MENCHEN J.M., GARCIA-ORELLANA J. 2021 – The social implications of Submarine Groundwater Discharge from an Ecosystem Services perspective: A systematic review. *Earth-Sci. Rev.*, 221: 103742.
- AUGUSTOWSKI B. 1977 – Pomorze. Państw. Wyd. Naukowe, Warszawa.
- BOLAŁEK J., FALKOWSKA L., KORZENIOWSKI K. 1993 – Hydrochemia Zatoki. [W:] *Zatoka Pucka*, Korzeniowski K. (red.), Gdańsk.
- BURNETT W.C., BOKUNIEWICZ H., HUETTEL M., MOORE W.S., TANIGUCHI M. 2003 – Groundwater and pore water inputs to the coastal zone. *Biogeochemistry*, 66: 3–33.
- CHMURA K., CHYLIŃSKA E., DMOWSKI Z., NOWAK L. 2009 – Rola czynnika wodnego w kształtowaniu plonu wybranych roślin polowych. *Infrastruktura i ekologia terenów wiejskich*, 9: 33–44.
- CRUZ J.V., ANDRADE C., PACHECO D., MENDES S., CYMBRON R. 2017 – Nitrates in Groundwater Discharges from the Azores Archipelago: Occurrence and Fluxes to Coastal Waters. *Water*, 9: 125.
- DYBOWSKI D., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L., PIETRZAK S., JUSZKOWSKA D., PUSZKARCZUK T. 2020 – Estimation of nitrogen leaching load from agricultural fields in the Puck Commune with an interactive calculator. *PeerJ*, 8:e8899; <https://doi.org/10.7717/peerj.8899>
- DZIERZBICKA-GŁOWACKA L., JANECKI M., DYBOWSKI D., SZYMZYCHA 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. 2019a – A New Approach for Investigating the Impact of Pesticides and Nutrient Flux from Agricultural Holdings and Land-Use Structures on Baltic Sea Coastal Waters. *Pol. J. Environ. Stud.*, 28, (4): 2531–2539.
- DZIERZBICKA-GŁOWACKA L., PIETRZAK S., DYBOWSKI D., BIAŁOSKÓRSKI M., MARCINKOWSKI T., ROSSA L., URBANIAK M., MAJEWSKA Z., JUSZKOWSKA D., NAWALANY P., PAZIKOWSKA-SAPOTA G., KAMIŃSKA B., SELKE B., KORTHALS P., PUSZKARCZUK T. 2019b – Impact of agricultural farms on the environment of the Puck Commune: Integrated agriculture calculator – Calc-GosPuck. *PeerJ* 7:e6478; <https://doi.org/10.7717/peerj.6478>
- DZIERZBICKA-GŁOWACKA L., DYBOWSKI D., JANECKI M., WOJCIECHOWSKA E., SZYMZYCHA 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-LUKOWICZ K., SZCZEPAŃSKA K., PUSZKARCZUK T., 2022 – 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*, 263: 107438.
- FRĄCZEK E. 1998 – Objąszenia do Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, ark. Puck. Państw. Inst. Geol.
- GUSTAFSSON B.G., SCHENK F., BLENCKNER T., EILOLA K., MEIER M.H.E., MÜLLER-KARULIS B., NEUMANN T., RUOHO-AIROLA T., SAVCHUK O.P., ZORITA E. 2012 – Reconstructing the Development of Baltic Sea Eutrophication 1850–2006. *AMBIO*, 41 (6): 534–48.
- HELCOM 2009 – Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region. *Baltic Sea Environ. Proc.*, 115B. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
- HELCOM 2010 – Ecosystem Health of the Baltic Sea 2003–2007: HELCOM Initial Holistic Assessment. *Baltic Sea Environ. Proc.*, 122.

- HWANG D.-W., KIM G., LEE Y.-W., YANG H.-S. 2005a – Estimating submarine inputs of groundwater and nutrients to a coastal bay using radium isotopes. *Marine Chem.*, 96: 61–71.
- HWANG D.-W., LEE Y.-W., KIM G. 2005b – Large submarine groundwater discharge and benthic eutrophication in Bangdu Bay on volcanic Jeju Island, Korea. *Limnol. Oceanogr.*, 50 (5): 1393–1403.
- JADCZYSZYŃ T. 2013 – Bilans podstawą zrównoważonego zarządzania składnikami pokarmowymi. [W:] Igras J. (red.), *Dobre praktyki rolnicze w nawożeniu użytków rolnych*. Centrum doradztwa rolniczego w Brwinowie, 6–14.
- JANKOWSKA H. 1993 – Wody podziemne w utworach trzeciorzędowych i czwartorzędowych w regionie Puckim. [W:] J. Pliński (red.), *Ekologia regionów lądowych, przybrzeżnych i morskich Bałtyku – ochrona i kształtowanie, materiały konferencyjne*, Sopot, 11–12 grudnia 1992, Fundacja Rozwoju Uniwersytetu Gdańskiego: 41–50.
- JANKOWSKA H., BOLAŁEK J. 1990 – Jon chlorkowy w wodach porowych osadów dennych Zatoki Puckiej. *Prz. Geol.*, 38 (5–6): 253–259.
- JANKOWSKA H., MATCIAK M., NOWACKI J. 1994 – Salinity variations as an effect of groundwater seepage through the seabed (Puck Bay, Poland). *Oceanologia*, 36 (1): 33–46.
- JIAO J., POST V. 2019 – *Coastal hydrogeology*. Cambridge University Press.
- KŁOŚTOWSKA Ż., SZYMZYCHA B., LENGIER M., ZARZĘCZAŃSKA D., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L. 2020 – Hydrogeochemistry and magnitude of SGD in the Bay of Puck, southern Baltic Sea. *Oceanologia*, 62 (1): 1–11.
- KOCOŃ A. 2014 – Potrzeby pokarmowe roślin. *Studia i raporty IUNG-PIB*, 37 (11): 19–31.
- KUŚ J. 2016 – Gospodarowanie wodą w rolnictwie. *Studia i raporty IUNG-PIB*, 47 (1): 83–104.
- LEE C.M., JIAO J.J., LUO X., MOORE W.S. 2012 – Estimation of submarine groundwater discharge and associated nutrient fluxes in Tolo Harbour, Hong Kong. *Science of the Total Environ.*, 433: 427–433.
- MATCIAK M., PRUSZKOWSKA-CACERES M., SZYMZYCHA B., KOBOS J., KŁOŚTOWSKA Ż., MISIEWICZ M., OWSIANNY P.M. 2022 – Dopływ wód podziemnych do Zatoki Puckiej. [W:] Bolałek J., Burska D. (red.), *Zatoka Pucka, t. 1 – Aspekty geologiczne i fizyczne*. Wyd. Uniw. Gdańskiego.
- MATEJ-LUKOWICZ K., WOJCIECHOWSKA E., NAWROT N., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L. 2020 – Seasonal contributions of nutrients from small urban and agricultural watersheds in northern Poland. *PeerJ* 8:e8381; <https://doi.org/10.7717/peerj.8381>
- NEITSCH S.L., ARNOLD J.G., KINIRY J.R., WILLIAMS J.R. 2011 – *Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009*; Texas Water Resources Institute: College Station, TX, USA.
- NIENCHESKI L.F., WINDOM H.L. 1994 – Nutrient flux and budget in Patos Lagoon estuary. *The Science of the Total Environ.*, 149: 53–60.
- NIENCHESKI L.F.H., WINDOM H.L., MOORE W.S., JAHNKE R.A. 2007 – Submarine groundwater discharge of nutrients to the ocean along a coastal lagoon barrier, Southern Brazil. *Marine Chem.*, 106: 546–561.
- NISWONGER R.G., PANDAY S., IBARAKI M. 2011 – MODFLOW-NWT, A Newton formulation for MODFLOW-2005: U.S. Geol. Survey Techniques and Methods, 6-A37.
- OJAVEER H., JAANUS A., MACKENZIE B.R., MARTIN G., OLENIN S., RADZIEJEWSKA T., TELES I., ZETTLER M.L., ZAIKO A. 2010 – Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLOS ONE*, 5 (9): e12467.
- ORŁOWSKI R. 1998 – Objasnienia do Mapy hydrogeologicznej Polski w skali 1:50 000, ark. Rumia. Państw. Inst. Geol.
- PIEKAREK-JANKOWSKA H. 1994 – Zatoka Pucka jako obszar drenażu wód podziemnych. Wyd. Uniw. Gdańskiego.
- PIEKAREK-JANKOWSKA H. 1996 – Hydrochemical effects of submarine groundwater discharge to the Puck Bay (southern Baltic Sea, Poland). *Geogr. Polon.*, 67: 103–119.
- POTRYKUS D., PRUSZKOWSKA-CACERES M., JAWORSKA-SZULC B., GUMUŁA-KAWĘCKA A., SZYMKIEWICZ A. 2020 – Skład chemiczny wód podziemnych dopływających z Pobreża Kaszubskiego do Zatoki Puckiej. *Prz. Geol.*, 68 (9): 691–700.
- RAPORT WFOŚiGW 2007 – Dostawa zanieczyszczeń rzekami przyziemnymi do Zatoki Puckiej. Katedra Hydrologii Uniw. Gdańskiego.
- SPITERI C., SLOMP C.P., TUNCAY K., MEILE C. 2008 – Modeling biogeochemical processes in subterranean estuaries: Effect of flow dynamics and redox conditions on submarine groundwater discharge of nutrients. *Water Res. Res.*, 44, W02430.
- SZYMZYCHA B., VOGLER S., PEMPKOWIAK J. 2012 – Nutrient fluxes via submarine groundwater discharge to the Bay of Puck, southern Baltic Sea. *Science of The Total Environ.*, 438: 86–93.
- SZYMZYCHA B., KŁOŚTOWSKA Ż., LENGIER M., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L. 2020 – Significance of nutrient fluxes via submarine groundwater discharge in the Bay of Puck, southern Baltic Sea. *Oceanologia*, 62 (2): 117–125.
- SZYMKIEWICZ A., POTRYKUS D., JAWORSKA-SZULC B., GUMUŁA-KAWĘCKA A., PRUSZKOWSKA-CACERES M., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L. 2020 – Evaluation of the influence of farming practices and land use on groundwater resources in a coastal multiaquifer system in Puck region (northern Poland). *Water*, 12 (4): 1042.
- ŚWIĘTOCHOWSKI B., JABŁOŃSKI B., RADOMSKA M., KRĘŻEL R. 1996 – *Ogólna upraw roli i roślin*. Wydanie IV poprawione. Państw. Wyd. Rolnicze i Leśne, Warszawa.
- TANIGUCHI M., BURNETT W.C., CABLE J.E., TURNER J.V. 2002 – Investigation of submarine groundwater discharge. *Hydrological Processes*, 16 (11): 2115–2129.
- WIELGAT P., KALINOWSKA D., SZYMKIEWICZ A., ZIMA P., JAWORSKA-SZULC B., WOJCIECHOWSKA E., NAWROT N., MATEJ-LUKOWICZ K., DZIERZBICKA-GŁOWACKA L. 2021 – Towards a multi-basin SWAT model for the migration of nutrients and pesticides to Puck Bay (Southern Baltic Sea). *PeerJ* 9:e10938; <https://doi.org/10.7717/peerj.10938>
- ZHENG C. 1990 – Modular three-dimensional transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems. S.S. Papadopoulos & Associates. Rocville, Maryland.
- ZHENG C. 2010 – MT3DMS v5.3: A modular three-dimensional multi-species transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; supplemental user's guide. Contract Report SERDP-99-1, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- ZHENG C., WANG P.P. 1999 – MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation user's guide. Technical Report. The University of Alabama.
- ŻUREK A. 2002 – Azotany w wodach podziemnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, 400: 115–141.

Praca wpłynęła do redakcji 29.01.2024 r.
Akceptowano do druku 22.02.2024 r.