

## REGIONALNE MODELOWANIE MIGRACJI AZOTANÓW W ZLEWNI RZEKI KARPACKIEJ

### REGIONAL MODELLING OF NITRATES TRANSPORT IN A CARPATHIAN RIVER WATERSHED

ROBERT DUDA<sup>1</sup>, MAGDALENA PASZKIEWICZ<sup>1</sup>, ROBERT ZDECHLIK<sup>1</sup>

**Abstrakt.** Numeryczny regionalny model migracji azotanów opracowano dla zlewni Raby o powierzchni 1537 km<sup>2</sup>, karpackiego dopływu Wisły. Model przygotowano w celu prognozy zmian jakości wód podziemnych w tej zlewni. Do interpolacji zmienności przestrzennej współczesnych stężeń azotanów w wodach podziemnych zastosowano metodę odwrotnych odległości. Opracowano rozkład zmienności przestrzennej imisji do gleby azotanów pochodzących z presji rolniczych i z terenów wiejskich na podstawie uproszczonego bilansu wnoszonych ładunków azotu. Zasięgi obszarów o tych typach zagospodarowania wyznaczono na podstawie mapy użytkowania terenu według CORINE. Opracowano rozkład obszarowej imisji do gleby azotanów pochodzących z mokrej depozycji z opadów atmosferycznych. Wyniki prognozy wskazują na powolne pogarszanie jakości wód podziemnych w zlewni Raby. Dotyczy to wzrostu stężeń azotanów oraz zwiększenia powierzchni obszarów z wodami o stężeniu azotanów ponad 50 mg/l.

**Słowa kluczowe:** migracja zanieczyszczeń, azotany, imisja, rozkład przestrzenny, zlewnia Raby.

**Abstract.** A numeric regional model of nitrate transport in groundwater was developed for the Raba river watershed, about 1537 km<sup>2</sup>, which is a Carpathian tributary of the Vistula River. The model was prepared to predict groundwater quality changes in the watershed. For the spatial variability interpolation of present-day nitrate concentrations in groundwater an inverse distance method was used. Variability of spatial distribution of nitrates injected to the soil from agricultural pressure and countryside areas was made on the basis of simplified balance of nitrogen loads input. The ranges of areas with this types of land cover activities is based on a numeric map of land cover activities according to CORINE. Spatial distribution of nitrates injection to soil from atmospheric wet deposition was also performed. Prediction results point at a systematically worsening groundwater quality in the Raba river watershed. It refers to the increase of nitrate concentrations and increasing areas with groundwater concentrations over 50 mg NO<sub>3</sub>/l.

**Key words:** mass transport, nitrates, injection, spatial distribution, Raba river watershed.

### WSTĘP

Regionalny numeryczny model migracji azotanów w wodach podziemnych pierwszej od powierzchni warstwy wodonośnej opracowano dla obszaru zlewni Raby o powierzchni 1537 km<sup>2</sup>, będącej karpackim dopływem Wisły. Celem badań modelowych było uzyskanie regionalnej prognozy zmian jakości wód podziemnych, koniecznej dla wskazania obszarów zagrożonych niespełnieniem do 2021 r. celów śro-

dowiskowych Ramowej Dyrektywy Wodnej (RDW, 2000). Rok ten jest kolejnym etapem kontroli stanu jakości wód w ciągłym procesie zintegrowanej gospodarki wodą w dorzeczach. Za oddziaływanie istotne dla zagrożenia jakości płytkich wód podziemnych uznano wielkoobszarową presję związaną z ładunkiem azotu, pochodzącego głównie z rolnictwa i obszarów wiejskich.

<sup>1</sup> Akademia Górniczo-Hutnicza, Wydz. Geologii, Geofizyki i Ochrony Środowiska, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków; e-mail: duda@uci.agh.edu.pl

## CHARAKTERYSTYKA ZLEWNI RABY

Zlewnia Raby znajduje się w większości w zewnętrznej, fliszowej części masywu karpackiego, tylko mniejsza, północna jej część leży w obrębie zapadliska przedkarpackiego. Na obszarze zapadliska przedkarpackiego wody podziemne występują głównie w utworach plejstoceniowych i holoceniowych oraz lokalnie w utworach mioceniowych. Głównymi skałami zbiornikowymi są piaski ze żwirami, wypełniające dno doliny Raby w obrębie jej tarasów zalewowych i nadzalewowych. Na obszarze masywu karpackiego wody podziemne występują w utworach czwartorzędowych dolin rzecznych oraz w utworach fliszowych. W paleogeńsko-kredowej jednostce fliszowej warunki hydrogeologiczne wiążą się głównie z facją piaskowcową. Zasilanie odbywa się tu na drodze bezpośredniej infiltracji opadów atmosferycznych na wychodniach systemem szczelin i spękań oraz poprzez pokrywę zwietrzelinową, lokalnie także z czwartorzędowej warstwy wodonośnej (Józefko, 1989; Duda i in., 2006a, b).

W strukturze użytkowania terenu największy jest udział gruntów ornych, wynoszący 37,3% powierzchni zlewni, lasy i grunty leśne stanowią 33,2% a łąki, pastwiska i sady – 18,7%. Obszary nieużytków i gruntów o przeznaczeniu innym niż rolnicze zajmują łącznie 10,8%. Szata roślinna w zlewni jest urozmaicona. W górnej, południowo-zachodniej części zlewni Raby jest więcej łąk i pól uprawnych aniżeli lasów. W źródłiskowej części potoku Mszanka (prawobrzeżny dopływ górnej Raby) przeważają lasy świerkowe. Bardziej zwarte obszary lasów mieszanych występują w dolinie górnej Raby między Rabką i Stróżą, gdzie stopień zalesienia osiąga 50%. Największy udział gruntów ornych występuje w północno-zachodnim rejonie zlewni Raby. Znaczne ich powierzchnie znajdują się też w północnym, północno-wschodnim i wschodnim rejonie zlewni (Duda i in., 2006a).

## ZMIENNOŚĆ PRZESTRZENNĄ STĘŻEŃ AZOTANÓW

Podanie warunku początkowego w modelu migracji masy oznacza zadanie stężenia wskaźnika w momencie czasowym, dla którego kalibruje się model. Na modelu zlewni Raby z powodu braku nowszych danych zadano stężenia azotanów z 1988 r. Ze względu na metodyczny charakter badań uznano, że jest to podejście dopuszczalne. Ocenę zmienności przestrzennej współczesnych stężeń azotanów w wodach podziemnych przeprowadzono na podstawie numerycznej interpolacji przestrzennej danych z 84 punktów obserwacyjnych, rozmieszczonych nierównomiernie w obszarze zlewni. Zmienność przestrzenna początkowych stężeń badanego wskaźnika jakości wody jest jedną z podstaw modelowania jego migracji w wodach podziemnych, dlatego zastosowano zasadę, aby siatka interpolacyjna była zgodna z siatką dyskretyzacyjną modelu. Opis modelu przepływu wód podziemnych wykonano programem PMWin (Chiang, Kinzelbach, 2001), składającego się z 6259 bloków o wymiarach 500×500 m, przedstawili Duda i in. (2006b), Duda i Paszkiewicz (2007), Duda i in. (2007).

Istnieje wiele numerycznych metod interpolacji rozkładu przestrzennego wartości parametru na podstawie danych punktowych (Franke, 1982; Hoschek, Lasser, 1992; Watson, 1992). Rozkład przestrzenny współczesnych stężeń azotanów w wodach podziemnych zlewni Raby (fig. 1a) uzyskano, stosując metodę odwrotnych odległości z uwzględnieniem zasady, by interpolacja była kończona na większych rzekach o charakterze drenującym. Metoda odwrotnych odległości (Shepard, 1968) jest jedną z najprostszych, a zarazem stosunkowo wiarygodnych metod interpolacji. W tej metodzie do obliczenia wartości parametru pomiędzy punktami pomiarowymi stosuje się średnią ważoną według odległości. Metoda odwrotnych odległości polega na tym, że w miejscu na wyrażenie odległości pomiędzy punktem pomiarowym a węzłem przyjętej siatki interpolacyjnej, w którym obliczona będzie szukana wartość ocenianego parametru, używa się wyrażenia będącego potęgą odwrotności odległości. Potęga ta może przyjmować wartości z przedziału 1 do 10, ale Shepard (1968) zaleca przyjęcie wartości 2.

## IMISJA AZOTANÓW DO WÓD PODZIEMNYCH

Obliczenia imisji azotu rozpuszczonego w wodzie realizowano w formie warunku brzegowego II rodzaju, polegającego na zadaniu stężenia iniekcji wskaźnika w blokach, w których znany jest dodatni dopływ wody. Na modelu zlewni Raby jest to dopływ z infiltracji opadów atmosferycznych. Azot jest ługowany z profilu glebowego do wody przesączającej się przez ten profil, a następnie poprzez strefę aeracji migruje w głąb, aż do osiągnięcia wód przepływa-

jących w warstwie wodonośnej. Imisję azotu poprzez strefę aeracji do płytkich struktur wodonośnych określono na podstawie imisji azotanów. Założono, że jest to dopuszczalne dla płytkich wód podziemnych, gdyż redukcyjne procesy denitryfikacji azotu azotanowego do azotu amonowego na ogół intensywnie zachodzą dopiero w wodach głębszych, w warunkach beztlenowych. Można więc przyjąć, że azotany w strefie aeracji i w wodach podziemnych pierwszej war-

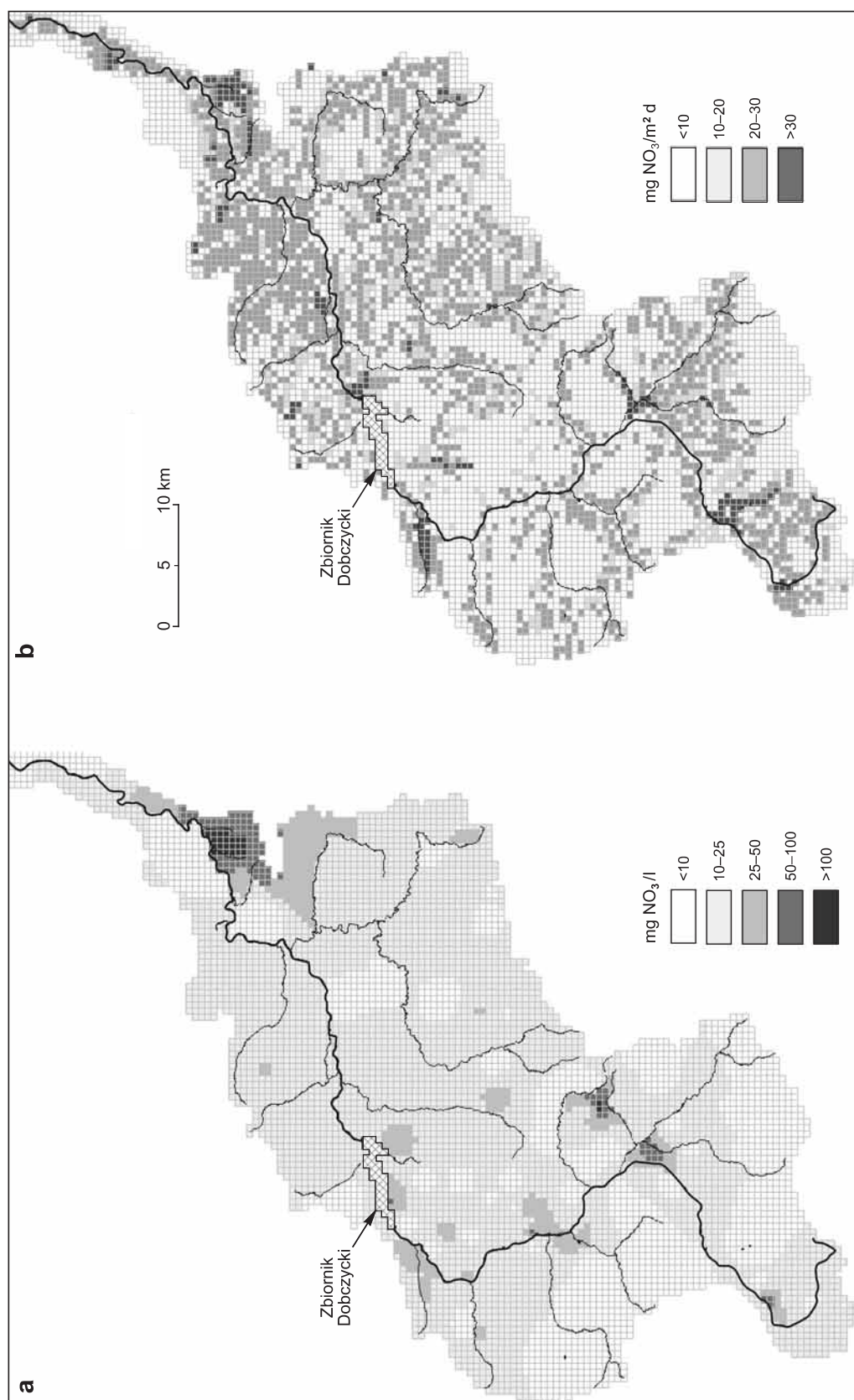


Fig. 1. a – Rozkład przestrzenny stężeń azotanów w wodach podziemnych; b – Imisja ładunku azotanów do wód podziemnych

a – Spatial distribution of nitrates concentrations in groundwater; b – Injection of nitrates load to groundwater

stwy wodonośnej migrują jak związek konserwatywny, nie ulegający reakcjom biochemicznym (Witczak i in., 2005).

Przy założeniu modelu wypierania tłokowego czas pionowej migracji substancji konserwatywnych rozpuszczonych w wodzie jest równy czasowi przesączania wody przez strefę aeracji. Określenie w obrębie zlewni Raby jednego uśrednionego czasu przesączania wody jest trudne. Powodem jest zależność czasu od głębokości występowania wód podziemnych, infiltracji efektywnej i wykształcenia litologicznego utworów strefy aeracji, a te czynniki są bardzo zmienne przestrzennie w badanej zlewni (Duda i in., 2006b, 2007). W konsekwencji czas migracji pionowej substancji konserwatywnych w granicach tej zlewni jest zmienny, od kilku miesięcy do ponad 20 lat. Na potrzeby modelu przyjęto szacunkowo, że średni czas przemieszczania się substancji konserwatywnych poprzez strefę aeracji wynosi 10 lat. Czas ten jest zgodny z zakresem czasu wymiany wody poprzez profil strefy aeracji, wynoszącym w tej zlewni od krócej niż 5 lat do 25 lat, obliczonym dla mapy podatności płytkich wód podziemnych (Arcadis, 2005).

Większość danych źródłowych związanych z oceną wielkości imisji ładunku azotu do wód podziemnych dotyczy lat 2000–2005, przyjęto więc, że momentem początkowym obliczeń migracji azotanów będzie rok 2002. Dodając do niego 10 lat uśrednionego czasu migracji pionowej azotanów, otrzymano 2012 r. jako moment początkowy dla obliczeń migracji azotanów w warstwie wodonośnej. Przyjęto, że na modelu zlewni Raby stężenia imisji azotanów do wód podziemnych będą stałe w ciągu całego czasu przyjętego do prognozy ich migracji w wodach podziemnych, tj. od 2012 do 2021 r. Jest to uproszczenie, ponieważ w rzeczywistości niewątpliwie występuje zmienność czasowa wielkości imisji azotu, jednak zarówno jej analiza, jak i prognoza wykraczają poza ramy omawianego etapu badań.

W celu oceny wielkości efektywnej imisji azotanów do wód podziemnych należy uwzględnić różne komponenty bilansu azotu, związane zarówno z jego wnoszeniem do gleby, wiązaniem (wykorzystywaniem) przez rośliny oraz wyprowadzaniem z gleby. Na ilość azotu wnoszonego wpływa suma azotu zawartego w nawozach mineralnych (sztucznych) i naturalnych (organicznych), ekskrementach zwierzęcych i ludzkich. Niewielki procent azotu jest również dostarczany do gleby z opadem atmosferycznym jako mokra depozycja. Azot może być także wnoszony przez mikroorganizmy glebowe, rośliny motylkowe oraz z materiałem siewnym (Pietrzak, 2002; Żurek, 2002; Twardy i in., 2003).

Azotany pochodzące z nawożenia mineralnego i organicznego przemieszczają się do wód podziemnych jedynie spod nawożonych użytków rolnych, tzn. gruntów ornych, łąk, pastwisk i sadów. Na modelu założono w uproszczeniu, że na gruntach ornych stosowana jest dwukrotnie większa ilość nawozów niż na pozostałych użytkach rolnych, tj. łąkach, pastwiskach i sadach. W celu określenia tych obszarów na modelu wykorzystano mapę zagospodarowania terenu zlewni Raby w skali 1:100 000, opracowaną na podstawie interpretacji zdjęć satelity LANDSTAT TM, zgodnie z jednolitą klasyfikacją użytkowania terenu według CORINE (CLC, 1995).

Ładunek czystego azotu zawarty w nawozach mineralnych określono na podstawie publikowanych danych o ilości i rodzaju zużytych w ciągu roku nawozów sztucznych. W latach 2005/2006 w woj. małopolskim średnie zużycie mineralnych nawozów azotowych na 1 ha użytków rolnych wynosiło 37,8 kg (WUS, 2007).

Potencjalnie duże zagrożenie zanieczyszczenia azotanami wód podziemnych powoduje intensywna hodowla zwierząt. W dyrektywie azotanowej (1991) i Rozporządzeniu Min. Środowiska (2002) przyjęto, że w gospodarstwach rolnych powinna być utrzymana taka liczba zwierząt, aby łączna ilość azotu pochodząca z ich odchodów, wykorzystywanych jako nawóz naturalny, nie przekraczała rocznie 170 kg N/ha. Jeżeli roczna dawka nawozów naturalnych na 1 ha gruntów ornych przeliczona na azot całkowity przekracza tę wartość, to dawkę należy zmniejszyć. Przybliżone ilości azotu zawartego w nawozach naturalnych powstających przy całorocznym utrzymaniu różnych zwierząt gospodarskich podają wytyczne polskie (KDPR, 2002) i zagraniczne, np. duńskie (*Environmental Requirements for Manure and Wastewater Management*). Wielkość i strukturę pogłowia zwierząt, w podziale na bydło, trzodę chlewną, owce, konie, kozy i drób, w poszczególnych powiatach w obszarze zlewni Raby określono na podstawie danych statystycznych (WUS, 2002). Sumaryczne roczne ilości azotu pochodzące od różnych gatunków zwierząt hodowanych w poszczególnych powiatach podzielono przez powierzchnię użytków rolnych, co pozwoliło uzyskać dla poszczególnych powiatów ładunek azotu zawartego w nawozach naturalnych, wyrażony w kg N/(ha·rok).

Istotnym komponentem w łącznym ładunku azotu wnoszonego do gleby jest jego ilość pochodząca z nieskanalizowanych lub nieszczelnie skanalizowanych wsi i małych miejscowości, czy też nieusuniętych szamb itp. w obszarach wiejskich. Wielkość ładunku azotu wytwarzanego przez ludzi zamieszkałych we wsiach oceniono przy założeniu, że jedna dorosła osoba wydała rocznie wraz z ekskrementami średnio 4,5 kg azotu (Twardy i in., 2003), a dziecko poniżej 12 roku życia wydała średnio 2 kg azotu w ciągu roku. Azot wnoszony przez mikroorganizmy glebowe określono na podstawie badań Pietrzaka (2002). W polskich warunkach orograficznych i klimatycznych średnia ilość azotu wnoszonego do gleby przez mikroorganizmy glebowe wynosi około 8,0 kg N/(ha·rok).

Następnym uwzględnionym w bilansie elementem jest mokra depozycja azotu z opadów atmosferycznych. Zmienność przestrzenna ładunku azotu wnoszonego z opadem atmosferycznym wynika m.in. ze stopnia zanieczyszczenia przemieszczających się mas powietrza. Obecne zróżnicowanie przestrzenne ładunku azotu w wodach opadowych w różnych częściach Polski jest nieco mniejsze niż w latach poprzednich, co wynika m.in. ze zmniejszenia emisji gazów do atmosfery. Średnia zawartość azotu w mokrej depozycji w Polsce w latach 2000–2003 wynosiła około 11,3 kg N/(ha·rok) (Twardy i in., 2003). Do wyznaczenia obszarowej imisji ładunku azotanów pochodzących z atmosfery w obszarze zlewni Raby wykorzystano mapę rocznej mokrej depozycji azotu azotanowego w województwie małopolskim,

wyrażonej w  $\text{mg N-NO}_3/\text{m}^2$  (Bereś i in., 2003). Ostatnim elementem uwzględnionym w ocenie łącznego ładunku azotu wnoszonego do gleby jest ilość azotu wnoszonego z materialiem siewnym. Przyjęto, że średnia roczna ilość tego azotu wynosi około  $1,0 \text{ kg N/ha}$  gruntów ornych (Pietrzak, 2002).

W celu uzyskania całkowitego ładunku azotu znajdującego się w profilu glebowym zsumowano obliczone ładunki azotu pochodzące z wyszczególnionych komponentów. Następnie aby uzyskać rzeczywisty ładunek azotu, który efektywnie przemieszcza się z gleby do wód podziemnych, uwzględniono fakt, że z całkowitej ilości azotu zgromadzonego w glebie tylko jego część przemieszcza się głębiej. Ilość tego efektywnego ładunku azotu jest zależna od intensywności wiązania azotu przez system korzeniowy roślin, która z kolei zależy od różnych czynników (Żurek, 2008). Ponieważ jest to zagadnienie złożone, niekiedy stosuje się podejście znacznie uproszczone, polegające na przyjmowaniu wartości azotu wiązane przez rośliny, opierając się na doświadczeniu innych badaczy. Przykładowo, autorzy Rozporządzenia (2002) przyjmują, że wielkość azotu wykorzystywanego przez rośliny wynosi 85% ilości azotu wprowadzane do gleby w wyniku nawożenia. W związku z tym efektywnie migruje głębiej do wód podziemnych tylko 15%

ładunku azotu wprowadzanego do gleby w wyniku nawożenia. Jednak np. Niemiec (1999) przyjmuje, że wielkość azotu wykorzystywanego przez rośliny wynosi 50% jego całkowitej ilości wprowadzonej do gleby.

Ze względu na istniejące rozbieżności w tej ocenie oraz uwzględniając relatywnie niewielką intensywność nawożenia w zlewni Raby w stosunku do reszty kraju, na potrzeby modelu przyjęto w uproszczeniu, że wielkość azotu wykorzystywanego przez rośliny wynosi 80% jego całkowitej ilości wprowadzonej do gleby. Oznacza to, że do wód podziemnych migruje pozostałe 20% całkowitego azotu wprowadzane do gleby. Po uwzględnieniu tej proporcji uzyskano zmienną przestrzennie wielkość rocznej emisji ładunku azotu do wód podziemnych.

Wielkość emisji azotu do płytkich struktur wodonośnych określono na podstawie stężeń azotanów w strumieniu wód, które je zasilają. W tym celu ładunek azotu azotanowego przemnożono przez 4,43, uzyskując zmienną przestrzennie wielkość emisji ładunku azotanów, wyrażoną w  $\text{mg NO}_3/(\text{m}^2 \cdot \text{d})$  (fig. 1b). Ładunek ten podzielono przez również zmienne przestrzennie zasilenie warstwy wodonośnej, uzyskując rozkład przestrzenny stężeń azotanów migrujących do wód podziemnych, wyrażonego w  $\text{mg NO}_3/\text{l}$  (fig. 2a).

## PODSTAWOWE PARAMETRY MODELU MIGRACJI

Model procesu migracji azotanów w wodach podziemnych realizowano jako nieustalony na bazie modelu pola hydrodynamicznego w warunkach ustalonych, ze względu na założony brak zmian układu tego pola w zlewni Raby. Do numerycznego rozwiązania równania transportu masy w wodach podziemnych na modelu migracji azotanów w zlewni Raby wybrano tzw. metodę hybrydową HMOC (Chiang, Kinzelbach, 2001) pomiędzy metodą charakterystyk MOC a zmodyfikowaną metodą charakterystyk MMOC (Zheng, 1993). Jak już wspomniano, przyjęto, że azotany w wodach podziemnych pierwszej warstwy wodonośnej migrują jak związek konserwatywny, więc wielokrotność opóźnienia ich migracji spowodowanego sorpcją  $R$  wynosi 1. Porowatość aktywna  $n_a$  utworów, w których odbywa się transport azotanów w zlewni Raby, jest zmienna w zależności od typu lito-

logicznego utworów wodonośnych i wynosi od 0,02 do 0,3 (Duda i in., 2006a). Stałą dyspersji hydrodynamicznej podłużnej  $\alpha_L$  przyjęto w odniesieniu do skali zagadnienia (Behrens, Seiler, 1981; Gelhar i in., 1992; Xu, Eckstein, 1995), w tym przypadku w odniesieniu do rozmiaru bloków obliczeniowych  $x = y = 500 \text{ m}$ . Według formuły korelacji podanej przez Behrensa i Seilera  $\alpha_L = 25 \text{ m}$ , natomiast według formuły korelacji podanej przez Xu i Ecksteina  $\alpha_L = 9 \text{ m}$ . Ostatecznie zdecydowano się przyjąć wartość pośrednią, czyli  $\alpha_L = 15 \text{ m}$ . Kierunki przepływu wód podziemnych w tej zlewni są zazwyczaj bardzo zmienne w wyniku gęstej sieci rzek i potoków, a także ukształtowania powierzchni terenu podgórskiego. Przyjęto więc, że stała dyspersji poprzecznej  $\alpha_T$  wynosi  $0,2\alpha_L$ .

## WYNIKI PROGNOZY I DYSKUSJA

Wyniki modelowania wskazują, że do 2021 r. nastąpi pogorszenie jakości wód podziemnych w wyniku zwiększenia powierzchni rejonów z wodami o stężeniach azotanów powyżej  $50 \text{ mg NO}_3/\text{l}$  (fig. 2b) oraz zwiększenia stężeń azotanów. Różnice pomiędzy stężeniami prognozowanymi a początkowymi mieszczą się w przedziale od  $-43$  do  $+46 \text{ mg NO}_3/\text{l}$  (fig. 3). Prognoza emisji azotanów z obszarów rolniczych, terenów wiejskich, małych miast i rejonu Bochni wskazuje na utrwalanie

się w tych rejonach niezadowalającej jakości wód pod względem zawartości azotanów. W pozostałych obszarach, głównie leśnych, wody utrzymają swoją dotychczasową dobrą jakość pod względem zawartości azotanów.

Tendencja wzrostu stężeń azotanów w wodach podziemnych, a w konsekwencji także w powierzchniowych, prawdopodobnie będzie trwała, z uwagi na systematyczny wzrost stężeń azotanów w wodach przesączających się z profilu gle-

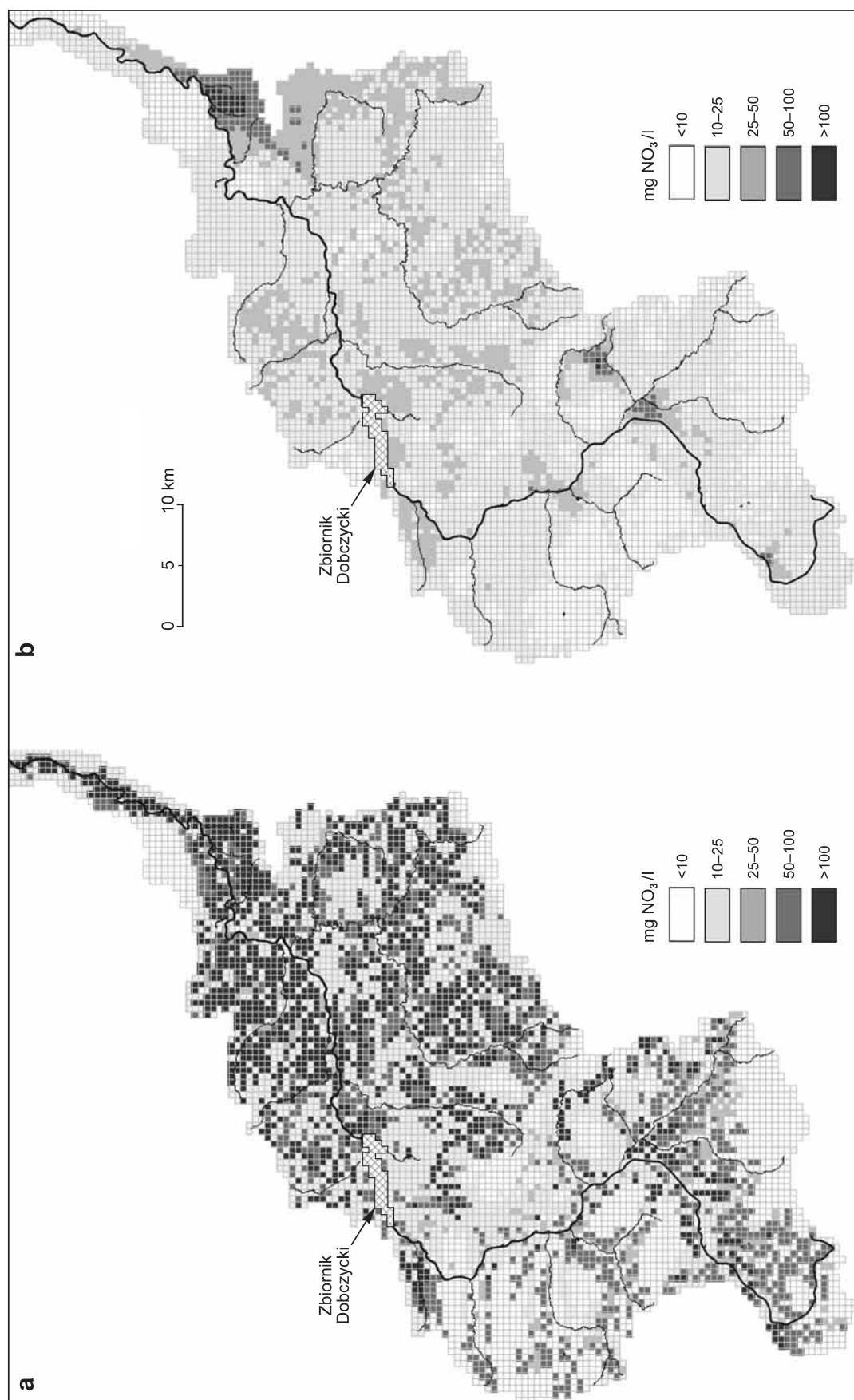
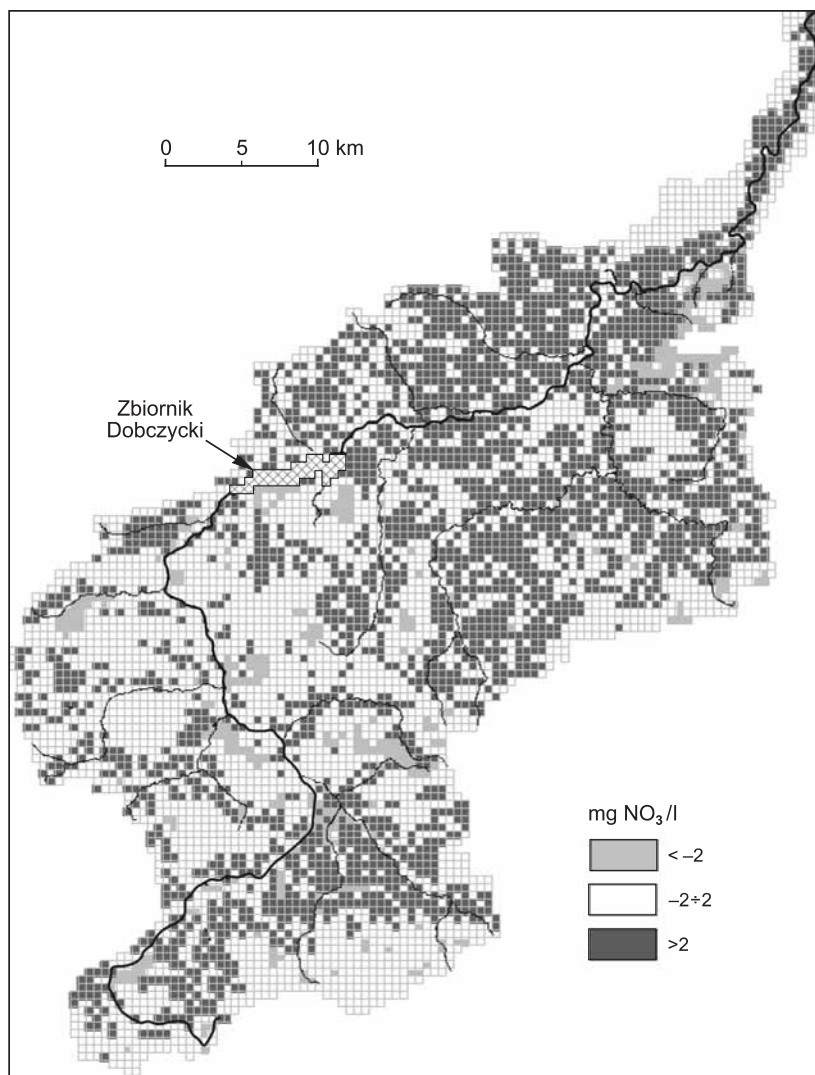


Fig. 2. a – Stężenie azotanów w wodzie zasilającej płytkie wody podziemne; b – Prognoza stężenia azotanów w wodach podziemnych w 2021 r.

a – Nitrates concentrations in water recharging shallow groundwater; b – Prediction of nitrate concentrations in groundwater in 2021



**Fig. 3. Zmienność przestrzenna wartości różnicy między prognozowanymi i początkowymi stężeniami azotanów**

Spatial distribution of the difference between predicted and initial concentrations of nitrates

bowego terenów rolniczych i wiejskich. Wynika to z sumy dwóch elementów: procesu polityczno-ekonomicznego i stosunkowo wysokiego dopuszczalnego rocznego ładunku azotu w nawozie, wynoszącego 170 kg N/(ha-rok) (KDPR, 2002; Rozporządzenie, 2002).

Proces polityczno-ekonomiczny to dążenie rolników do zwiększania kwot dopłat do produkcji rolnej. Ponieważ kwoty te rosną wraz z wielkością obszarów upraw, pól i hodowli, nieunikniona jest intensyfikacja produkcji rolnej, czy-

li wzrost nawożenia, a z nim wzrost udziału nawozu organicznego. Wzrost prawdopodobnie może osiągnąć teoretyczną barierę ładunku azotu wprowadzanego z nawozem do gleby (KDPR, 2002; Rozporządzenie, 2002). Z tym ładunkiem sumują się jeszcze inne, np. z nieszczelnej kanalizacji zarówno we wsiach, jak i w miastach, źle zlikwidowanych szamb i gnojówek, przyoranej słomy i liści na polach itp. W efekcie końcowym łączny ładunek azotu wprowadzany do wód podziemnych będzie większy.

## PODSUMOWANIE

Modelowanie migracji azotanów w wodach podziemnych w skali regionalnej jest możliwe. Stopień wiarygodności prognozy zagrożenia jakości wód podziemnych ze strony azotanów zależy od prawidłowości określenia wielkości ładunku azotu wnoszonego do gleby oraz wiążanego (wykorzystywanego) przez rośliny. Dlatego też należy dążyć do

dokładniejszego sposobu przeprowadzania obliczeń wnoszonego ładunku azotu, pochodzącego z różnego typu przyczyn. Dotyczy to szczególnie:

- uwzględnienia obecnej, jak i prognozowanej nieszczelności sieci kanalizacyjnej w miastach i wsiach oraz oceny wielkości ładunku azotu w ściekach komunalnych;

– większego zróżnicowania, jeżeli nie jest to możliwe między gminami, to przynajmniej między powiatami, wielkości ładunku azotu wprowadzanego do gleby wraz z nawozami mineralnymi oraz uwzględnienia prognozowanego trendu czasowego wielkości nawożenia,

Należy również dążyć do dokładniejszego sposobu określenia wielkości ładunku azotu wykorzystywanego przez rośliny.

Praca została częściowo zrealizowana i sfinansowana w ramach badań statutowych (umowa 11.11.140.139) i badań własnych (umowa 10.10.140.585) prowadzonych w Katedrze Hydrogeologii i Geologii Inżynierskiej Akademii Górniczo-Hutniczej w Krakowie.

## LITERATURA

- ARCADIS, 2005 – Mapa wrażliwości wód podziemnych na zanieczyszczenie, skala 1:500 000. Arch. Arcadis Ekokonrem Sp. z o.o., Wrocław.
- BEHRENS H., SEILER K.P., 1981 – Field test on propagation of conservative tracers in fluvioglacial gravels of Upper Bavaria. *Studies in Environmental Sc.*, **17**: 649–657.
- BEREŚ R. i in., 2003 – Powietrze. *W*: (red. B. Pajak, K. Gołębiewska), Raport o stanie środowiska naturalnego w województwie małopolskim w 2002: 11–46. Biblioteka Monitoringu Środowiska, WIOŚ, Kraków.
- CHIANG W.H., KINZELBACH W., 2001 – 3D-Groundwater modeling with PMWIN. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- CLC, 1995 – CORINE Land Cover. EEA Reports about Europe's environment. Comm. of the European Communities, Copenhagen.
- DUDA R. i in., 2006a – Charakterystyka zlewni Raby. Wody podziemne i ich współdziałanie z wodami powierzchniowymi. *W*: (red. E. Nachlik), Identyfikacja i ocena oddziaływań antropogenicznych na zasoby wodne zlewni Raby wraz z oszacowaniem ryzyka nieosiągnięcia celów środowiskowych. *Inżynieria Środowiska, Monografie*, **340**: 11–41. Wyd. Polit. Krakowskiej, Kraków.
- DUDA R., ZDECHLIK R., PASZKIEWICZ M., 2006b – Kilka uwag o modelowaniu matematycznym zlewni Raby. *W*: (red. K. Dragon i in.), Modelowanie przepływu wód podziemnych. *Geologos*, **10**: 47–56.
- DUDA R., PASZKIEWICZ M., 2007 – Wydatek jednostkowy studni podstawą oceny przewodności struktur wodonośnych w zlewni Raby. *W*: Współczesne problemy hydrogeologii, t. 13/2: 243–251. Wyd. WGGiOŚ AGH, Kraków–Krynica.
- DUDA R., PASZKIEWICZ M., ZDECHLIK R., 2007 – Wybrane elementy regionalnego modelu hydrogeologicznego zlewni Raby. *W*: Współczesne problemy hydrogeologii, t. 13/3: 645–654. Wyd. WGGiOŚ AGH, Kraków–Krynica.
- DYREKTYWA AZOTANOWA, 1991 – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 91/676/EWG z 12.12.1991 dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzące ze źródeł rolniczych. Bruksela.
- FRANKE R., 1982 – Scattered data interpolation: tests of some methods. *Math. of Computation*, **38**, 157: 181–200.
- GELHAR L.W., WELTY C., REHFELDT K.R., 1992 – A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resour. Res.*, **28**, 7: 1955–1974.
- HOSCHEK J., LASSER D., 1992 – Fundamentals of Computer Aided Geometric Design. 2nd ed., AK Peters Ltd., Wellesley, MA.
- JÓZEFKO I., 1989 – Dokumentacja hydrogeologiczna zasobów wód podziemnych rozpoznanych w kategorii „C” w rejonie dorzecza górnej Raby. Arch. Przeds. Geol., Kraków.
- KDPR, 2002 – Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej. Min. Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Min. Środowiska, Warszawa.
- NIEMIEC W., 1999 – Niektóre problemy zanieczyszczenia biotopu wsi odchodami zwierzęcymi i ściekami socjalno-bytowymi. *Zesz. Nauk. Polit. Rzeszowskiej, Budownictwo i Inżynieria Środowiska*, **32**.
- PIETRZAK S., 2002 – Ocena potencjalnych strat azotu na podstawie bilansu w gospodarstwach rolnych o zróżnicowanym udziale użytków wiejskich. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie, Rozprawy naukowe i monografie*, **2**. Wyd. Inst. Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty.
- RDW, Ramowa Dyrektywa Wodna, 2000 – Dyrektywa Parlamentu Europejskiego i Rady 2000/60/WE z 23.10.2000 w sprawie ustanowienia ram działalności Wspólnoty w zakresie polityki wodnej. Official Jour. of Euro.Com., L327, Brussels.
- ROZPORZĄDZENIE, 2002 – Rozporządzenie Min. Środowiska z 23.12.2002 w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych. Dz.U. 2002/241/2093.
- SHEPARD D., 1968 – A two-dimensional interpolations function for irregularly spaced data. Proc. of the 23rd Nat. Conf. of the Assoc. for Computing Machinery, **23**: 517–523.
- TWARDY S. i in., 2003 – Kryteria wyznaczania wód i obszarów wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu pochodzącymi ze źródeł rolniczych na terenie RZGW w Krakowie. Opracowanie monograficzne. RZGW w Krakowie, Inst. Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty, MOB w Krakowie.
- WATSON D., 1992 – Contouring. A guide to the analysis and display of spatial data. Pergamon Press, New York.
- WITCZAK S., DUDA R., KARLIKOWSKA J., ŻUREK A., 2005 – Możliwość wykorzystania mapy podatności do weryfikacji stref wrażliwych na zanieczyszczenie azotanami. *W*: Współczesne problemy hydrogeologii, t. 12: 715–721. Wyd. Uniw. M. Kopernika, Toruń.
- WUS, 2002 – Użytkowanie gruntów, powierzchnia zasiewów i pogłowie zwierząt gospodarskich. Województwo małopolskie. WUS, Kraków.
- WUS, 2007 – Zużycie nawozów mineralnych lub chemicznych oraz wapniowych w przeliczeniu na czysty składnik. WUS, Kraków.
- XU M., ECKSTEIN Y., 1995 – Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Ground Water*, **33**, 6: 905–908.
- ZHENG C., 1993 – Extension of the method of characteristics for simulation of solute transport in three dimensions. *Ground Water*, **31**, 3: 456–465.
- ŻUREK A., 2002 – Azotany w wodach podziemnych. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **400**: 115–141.
- ŻUREK A., 2008 – Możliwości wykorzystania wybranych modeli bilansowych z projektu EUROHART do oceny poziomu wymycia azotanów w warunkach polskich. *Biul. Państw. Inst. Geol.*, **431**: xxx.