

ŹRÓDŁA AZOTU I FOSFORU ORAZ DROGI ICH MIGRACJI PODCZAS WEZBRANIA ROZTOPOWEGO W MAŁEJ ZLEWNI ROLNICZEJ

**Piotr BANASZUK, Małgorzata KRASOWSKA,
Andrzej KAMOCKI**

Politechnika Białostocka, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska

Słowa kluczowe: azotany, migracja, model EMMA, wezbranie roztopowe, zlewnia rolnicza

S t r e s z c z e n i e

Badania dotyczące dróg migracji składników biogenicznych w małej (187 ha) zlewni rolniczej w okolicach Białegostoku (Polska NE) wykazały, że podczas wezbrania roztopowego odpływ cieków i jego skład chemiczny są kształtowane przez spływ powierzchniowy, głębsze wody gruntowe i wody glebowo-gruntowe strefy przyrzecznej. Podczas kulminacji wezbrania udział spływu powierzchniowego może stanowić nawet 70% całkowitej ilości wody odprowadzanej ze zlewni. Czynnikiem sprzyjającym jego powstawaniu jest obecność lodu glebowego, który ogranicza infiltrację wody pośniegowej. Infiltracja może zachodzić na większą skalę jedynie w obniżeniach i zagłębieniach terenowych, zwłaszcza w położeniach przyrzecznych. Spływ powierzchniowy i wody gruntowo-glebowe z obszarów przyrzecznych odpowiadają za przemieszczanie 88% azotanów wynoszonych ze zlewni i aż 98% ortofosforanów. Translokacja związków rozpuszczonych jest szybka, a w związku z tym, że potok materii omija większość struktur buforowych i „subzbiorników retencyjnych”, transportowany ładunek nie podlega większym przemianom jakościowym i ilościowym. Na zmniejszanie ładunku związków rozpuszczonych nie może aktywnie wpływać roślinność szeroko propagowanych naturalnych barier biogeochemicznych: pasów zadrzewień i ekstensywnych łąk, ponieważ wczesną wiosną znajduje się ona jeszcze w fazie spoczynku.

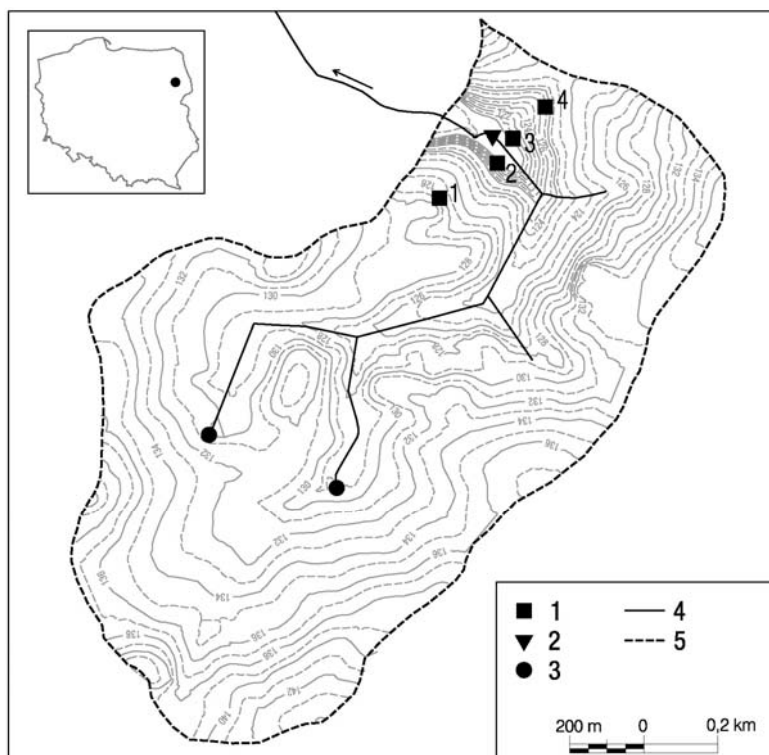
WSTĘP

Rozpoznanie sposobów migracji materii z terenu zlewni, oznaczenie jej źródeł oraz korytarzy, którymi składniki rozpuszczone i zawiesiny są przemieszczane do wód powierzchniowych, są niezbędne do podjęcia efektywnych środków zaradczych, przeciwdziałających chemicznej i biologicznej degradacji ekosystemów wód śródlądowych [SOULSBY i in., 2002]. Badania wykonane w ostatnich dekadach zaowocowały wieloma nowymi metodami i modelami koncepcyjnymi, ułatwiającymi identyfikację sposobów i dróg migracji materii w systemie zlewni. Mimo istotnego postępu wiedzy, w dalszym ciągu odczuwa się niedobór prac poruszających zagadnienia czasowej i przestrzennej zmienności przemieszczania zanieczyszczeń obszarowych do ekosystemów wodnych w zlewniach położonych w umiarkowanych szerokościach geograficznych o silnie zaznaczonym kontynentalizmie, gdzie reżim rzeczny jest zdominowany przez wezbrania roztopowe. W ostatnich latach pojawiły się wprawdzie prace wyjaśniające mechanizm eksportu jonów podczas wezbrań, wywołanych tajaniem pokrywy śnieżnej [INAMDAR, MITCHELL, 2006; LAUDON i in., 2004; PIATEK i in., 2005]; dotyczyły one jednak zlewni leśnych i wiele wskazuje na to, że ich wyniki mogą być mało przydatne do charakterystyki tego procesu w zlewniach z dominacją użytkowania rolniczego. Zastrzeżenia wynikają z jednej strony z różnic w ilości i rozmieszczeniu związków chemicznych w różnych podsystemach zlewni, z drugiej zaś z różnic w warunkach hydrometeorologicznych: przebiegu temperatury, miąższości i czasu trwania pokrywy śnieżnej oraz głębokości przemarzania gruntu. Powoduje to, że wiedza na temat źródeł i dróg przepływu składników rozpuszczonych w zlewniach rolniczych jest w dalszym ciągu dalece niepełna.

Niniejsza praca ma za zadanie częściowe wypełnienie tej luki informacyjnej. Jej podstawowym celem jest ocena pochodzenia i sposobów migracji składników rozpuszczonych, przemieszczających się do cieków z zlewni podczas wezbrania roztopowego w warunkach hydrotermicznych Polski Północno-Wschodniej. Autorzy poszukiwali odpowiedzi na pytania: jakimi drogami następuje migracja i które ze składowych odpływu rzeczno-geologicznego w największym stopniu warunkują przepływ składników biogenicznych do wód powierzchniowych? Rozwiązując tak postawione zadanie, przyjęto, że rodzaj i ładunek materiału rozpuszczonego, transportowanego przez rzekę, jest odbiciem aktualnych procesów geomorfologicznych, zachodzących w zlewni i korycie rzeczno-geologicznym [KOSTRZEWSKI, MAZUREK, ZWOLIŃSKI, 1994]. Głównym przedmiotem badań była zatem dynamika składu chemicznego cieków, uzupełniona analizami potencjalnych zlewniowych źródeł substancji rozpuszczonych: opadu atmosferycznego, roztworu glebowego oraz wód podziemnych, zasilających odpływ rzeczny. Przeprowadzone badania obejmowały najważniejsze elementy i zjawiska, składające się na proces transformacji opadu w odpływ i wydają się wystarczająco dokumentować ogólne prawidłowości przepływu materii w układzie zlewnia–ciek w nizinnej krajobrazie rolniczym.

CHARAKTERYSTYKA OBSZARU BADAŃ

Prace terenowe przeprowadzono w okolicach Białegostoku, w zlewni niewielkiego bezimiennego ciek, będącego lewostronnym dopływem Horodnianki (rys. 1). Zlewnia ma powierzchnię 187 ha. Wysokość bezwzględna w jej obrębie zmienia się w przedziale 118–144 m n.p.m. Spadki terenu są niewielkie i w większości wynoszą między 2 a 4%, z maksymalnymi wartościami nachylenia ok. 8%. Dominującym sposobem użytkowania terenu jest mało intensywne rolnictwo. Grunty orne zajmują ok. 75% obszaru zlewni (141 ha). Trwałe użytki zielone są w przewadze zlokalizowane w dolinie ciek i występują na 16% powierzchni zlewni. Lasy, głównie drobnopowierzchniowe nasadzenia sosnowe i niewielkie kępy olsów, zajmują zaledwie 3,5% (6,5 ha), a tereny zabudowane i nieużytki rolne – 5,5% powierzchni.



Rys. 1. Lokalizacja powierzchni i punktów badawczych w zlewni; 1 – miejsca badań wód gruntowych i roztworu glebowego, 2 – przekrój hydrometryczny, 3 – wyloty drenów, 4 – sieć hydrograficzna, 5 – granica zlewni

Fig. 1. Map of the catchment, showing locations of the sampling and monitoring sites; 1 – monitoring sites of groundwater and soil solution, 2 – stream gauge and sampling point, 3 – tile drain outflow, 4 – hydrographic network, 5 – watershed border

W przeważającej części zlewni występuje falista i pagórkowata morena denną. Wśród utworów przypowierzchniowych przeważają średnio głębokie (50–100 cm) piaski gliniaste i słabogliniaste, zalegające na glinach, oraz miejscami gliny lekkie i średnie. Wykształciły się z nich głównie gleby brunatne właściwe oraz płowe, zajmujące łącznie ok. 48% powierzchni użytków rolnych. Nieco ponad 20% terenu zajmują płyty utworów lżejszych – piasków słabogliniastych podścielonych piaskami luźnymi i żwirami, które budują niewielkich rozmiarów formy szczelinowe, będące najwyższymi wzniesieniami w zlewni. W obniżeniach terenu zalegają płytkie utwory deluwalne, silnie zmurszałe torfy i miejscami muły. Dno doliny jest wąskie (10–20 m), a koryto cieków wcina się w jej powierzchnię na głębokość 80–100 cm. Na znacznej długości doliny pola orne zbliżają się do brzegów strumienia na odległość 5–10 m. Na dwóch odcinkach o długości 100–150 m dno doliny rozszerza się do ok. 80 m. W tych miejscach dolina jest wyraźnie asymetryczna. Jej lewostronną część zajmuje obniżenie, wypełnione utworami organicznymi i okresowo podtapiane, natomiast po prawej stronie brzeg jest wysoki, a strumień niemalże podcina pola orne.

Klimat północno-wschodniej Polski charakteryzuje się wyraźnie zaznaczonymi wpływami kontynentalnymi. Średnia temperatura roczna wynosi 6,9°C. Średnie temperatury miesięczne wahają się między –4,5°C w styczniu i 17,3°C w lipcu. Średnia roczna suma opadów wynosi 587 mm (1956–2000), z czego 60–70% stanowią opady półrocza letniego. Trwała pokrywa śnieżna utrzymuje się przeciętnie przez 70–80 dni w roku między grudniem a marcem i w tym okresie osiąga średnią miąższość, wynoszącą 10–12 cm. Głębokość przemarzania gleb zmienia się w zależności od przebiegu warunków pogodowych od 10 do 50 cm [Atlas..., 2005; GÓRNIAK, 2000].

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania hydrochemiczne prowadzono między 19 i 31 stycznia 2009 r. Stany wody w cieku były mierzone w regularnych interwałach, co 30 minut, za pomocą miernika CTD Diver, a następnie przeliczane na przepływ na podstawie krzywej przepływu, sporządzonej dla monitorowanego przekroju pomiarowego. Próbkę wody do analiz laboratoryjnych (ok. 120 ml) były pobierane dwa razy dziennie ok. godziny 7:30 i 17:00 i natychmiast przetransportowywane do laboratorium.

Wody gruntowe pobierano na czterech powierzchniach usytuowanych wzdłuż przekroju poprzecznego przez dolinę. Powierzchnie te reprezentowały górne i środkowe partie stoku doliny i tereny przykorytowe. Trzy powierzchnie znajdowały się na polach ornych (nr 1, 3, 4), natomiast jedna – w podmokłym obniżeniu w dnie doliny (nr 2 rys. 1). Na każdej powierzchni zainstalowano po dwie studzienki – „pomiarową”, w której za pomocą urządzenia D-diver rejestrowano zmiany poziomu wody i „poborową”, z której pobierano próbki wody do analiz

chemicznych. Dno studzienek sięgało do warstwy glin podścielających nadległe utwory przepuszczalne (głębokość 70–150 cm). Na każdej z powierzchni zainstalowano też próbnik podciśnieniowy do pobierania roztworu glebowego z głębokości 0–10 cm. W okresie badawczym próbki wód gruntowych i roztworu glebowego pobrano 4 razy. Dodatkowo w dwu terminach pobrano próbki śniegu do oznaczenia składu chemicznego i ekwiwalentu wodnego ($n = 14$) oraz próbki wody przemieszczającej się po powierzchni terenu (spływ powierzchniowy $n = 12$).

Analizowano następujące parametry fizykochemiczne wód: przewodność elektryczną właściwą EC (Slandi SC 300), pH (HI 9025), stężenie Ca^{2+} i Mg^{2+} metodą AAS (GBC Avanta), NH_4^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , SiO_3^{2-} , PO_4^{3-} spektrofotometrycznie (Slandi LC 205 i Shimadzu UV-VIS 1800), stężenie rozpuszczonego węgla organicznego RWO (Shimadzu TOC-V). Ładunki jonów w odpływie rzeczonym obliczono za pomocą wzoru:

$$I_k(j) = \sum_{i=1}^k \frac{\Delta t_i [c_i(j)Q_i + c_{i+1}(j)Q_{i+1}]}{2} \quad (1)$$

gdzie:

$I_k(j)$ – skumulowany ładunek składnika j w przedziale czasu k ,

Δt_i – interwał czasowy i między pomiarami,

$c_i(j)$ – chwilowe stężenie składnika j ,

Q_i – chwilowe natężenie przepływu [HOUSE i in., 2001].

Temperaturę powietrza, ilość opadów atmosferycznych i natężenie promieniowania słonecznego rejestrowano co 30 min. za pomocą stacji pogodowej Davis Vantage Pro2, zainstalowanej na terenie zlewni w odległości ok. 800 m od przekroju badawczego. W trakcie prac terenowych codziennie dokonywano pomiarów miąższości pokrywy śnieżnej oraz występowania i głębokości zmarzliny glebowej.

W celu identyfikacji głównych źródeł i dróg przemieszczania materiału rozpuszczonego ze zlewni do cieku oraz określenia udziału poszczególnych źródeł w kształtowaniu odpływu rzeczno przeprowadzono analizę statystyczną End-Member Mixing Analysis (EMMA). Poprzedziła ją wstępna charakterystyka źródeł („end-member”), przeprowadzona na dwuwymiarowych diagramach mieszania, w której jako znaczników konserwatywnych użyto Cl^- , Ca^{2+} i Mg^{2+} . Analizie poddano próbki wody z cieku, pobrane między 21 i 27 stycznia 2009 r., w których oznaczono EC , pH , Cl^- , Ca^{2+} i Mg^{2+} , zgodnie z metodyką opisaną przez CHRISTOPHERSENA i HOOPERA [1992] oraz BURNSA i in. [2001]. Standaryzowane zmienne (średnia = 0 i wariancja = 1) poddano analizie głównych składowych (PCA). Dwie pierwsze główne składowe $U1$ i $U2$ zostały użyte do projekcji punktów, reprezentujących wody rzeczne w dwuwymiarowej przestrzeni. Przestrzeń U – zdefiniowana przez skład chemiczny wody rzecznej – została następnie użyta do ortogonalnego zrzutowania punktów reprezentujących źródła składników rozpusz-

czonych. Do potencjalnych źródeł zaliczono: głębsze wody gruntowe, zasilające odpływ rzeczny przez cały rok (BASE), płytkie wody gruntowe występujące sezonowo w okresach silnego uwilgotnienia zlewni (WGP) i roztwór glebowy z poziomu A pod gruntami ornymi (RG), wody gruntowe na torfowisku (WGT), wody spływu powierzchniowego (SP) i wody pośniegowe (S). Dodatkowo do analizy wprowadzono także wirtualne źródło, reprezentujące uśredniony skład chemiczny nasyconych wodą gleb położonych w dolnej części i u podnóża zboczy doliny, w bezpośrednim sąsiedztwie cieku (PO). Stężenie jonów charakteryzujące PO obliczono jako wartości median wszystkich danych chemicznych, zgromadzonych dla roztworu glebowego i płytkich (40–50 cm) wód gruntowych. Takie postępowanie uzasadnia duże podobieństwo składu chemicznego obu składowych oraz zbliżone warunki migracji roztworów.

Wyłonienie dwu składowych wskazuje, że na dynamikę transportu fluwialnego mają wpływ co najmniej trzy źródła („end members” wg CHRISTOPHERSENA i HOOPERA [1992]). Obliczenie udziału poszczególnych źródeł w kształtowaniu sumarycznego odpływu rzeczno-egzogenicznego wymagało rozwiązania następującego zestawu równań [BURNS i in., 2001]:

$$Q_r = Q_1 + Q_2 + Q_3 \quad (2)$$

$$U_r^1 Q_r = U_1^1 Q_1 + U_2^1 Q_2 + U_3^1 Q_3 \quad (3)$$

$$U_r^2 Q_r = U_1^2 Q_1 + U_2^2 Q_2 + U_3^2 Q_3 \quad (4)$$

gdzie:

Q – natężenie przepływu $\text{mm} \cdot \text{d}^{-1}$,

U^1 i U^2 – pierwsza i druga główna składowa PCA,

indeksy dolne r , 1, 2, 3 – odpowiednio woda cieku i trzy kolejne źródła „end-members” użyte do analizy.

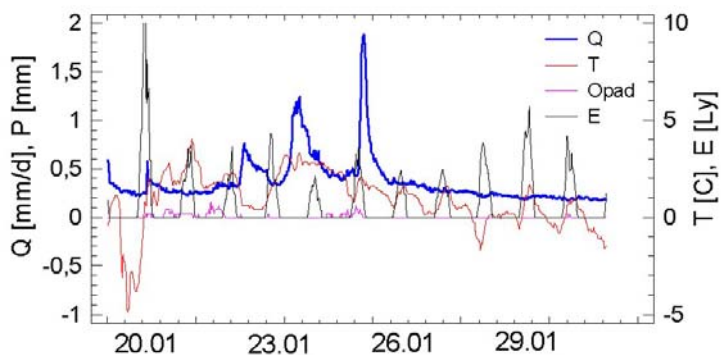
Jakość modelu EMMA została następnie oceniona przez porównanie rzeczywistych i obliczonych za pomocą modelu wartości stężenia znaczników konserwatywnych: Cl^- , Ca^{2+} i Mg^{2+} oraz dodatkowo SO_4^{2-} , NO_3^- i RWO.

WYNIKI BADAŃ

PRZEBIEG ZJAWISK HYDROMETEOROLOGICZNYCH

W pierwszych dniach stycznia 2009 r. mroźna, wyżowa, bezśnieżna pogoda z temperaturą powietrza spadającą nocami poniżej -20°C ($-24,5^\circ\text{C}$ 6 stycznia) spowodowała przemarznięcie gleby, sięgające 15–20 cm. Po gwałtownych opadach

w drugiej dekadzie stycznia zmarzlina glebowa została przykryta i „zakonserwowana” warstwą śniegu o przeciętnej miąższości 8–10 cm i ekwiwalencie wodnym, wynoszącym 19–25 mm. Zatrzymanie opadu w pokrywie śnieżnej i przemarznięcie gleb zahamowało obieg wody w zlewni. Natężenie przepływu w cieku było bardzo małe ($0,25\text{--}0,35\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$), podtrzymywane jedynie głębszymi wodami gruntowymi występującymi w piaskach i żwirach form szczelinowych. W ciągu dnia niewielki wzrost temperatury powyżej zera i silne nasłonecznienie powodowały lokalne topnienie śniegu, czego efektem było krótkotrwałe zwiększanie się przepływu w godzinach południowych (rys. 2). Dnia 22 stycznia wzrost temperatury powyżej 2°C wywołał tajanie pokrywy śnieżnej, co w połączeniu z opadem deszczu doprowadziło do pojawienia się pierwszego wezbrania, które trwało do godzin porannych 23 stycznia. Kolejne wezbrania wystąpiły 24 (przepływ $1,2\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) i 25 stycznia (przepływ $1,9\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$) i były wywołane roztopami oraz opadem deszczu. Od 26 stycznia przepływ zaczął stopniowo się zmniejszać i około 28 stycznia osiągnął wartość $0,25\text{--}0,30\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ (rys. 2).

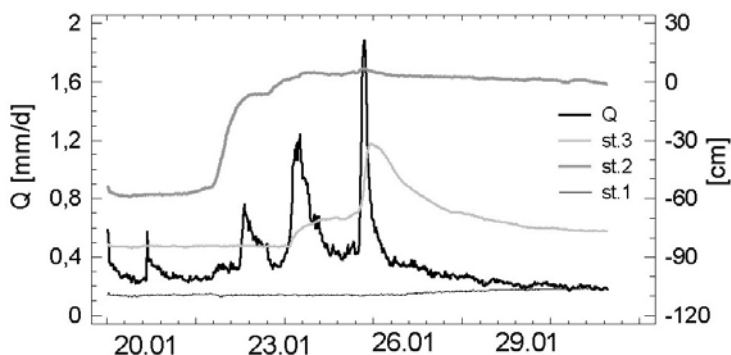


Rys. 2. Warunki pogodowe i wartości natężenia przepływu między 19 i 31 stycznia 2009 r.; T – temperatura powietrza, $^{\circ}\text{C}$; P – suma opadów z 30 minut, mm; E – energia promieniowania słonecznego, Ly; Q – przepływ wody, $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$

Fig. 2. Stream discharge and weather conditions during snowmelt high flow event between 19 and 31 January 2009; T – air temperature, $^{\circ}\text{C}$; P – 30 minutes rainfall, mm; E – solar energy, Ly; Q – stream discharge, $\text{mm}\cdot\text{d}^{-1}$

Ocieplenie powodowało stopniowe rozmarzanie gleby. Po 26 stycznia na stokach o wystawie południowej i zachodniej miąższość rozmarzniętej, silnie uwodnionej warstwy gleb sięgała 5–10 cm. Poniżej zalegała 2–3-centymetrowa warstwa lodu. Do pełnego zaniku lodu glebowego dochodziło jedynie lokalnie. Tajanie na stokach północnych postępowało bardzo powoli; w wielu miejscach głębokość rozmarzniętej gleby nie przekraczała 2–4 cm i stan ten utrzymał się aż do końca stycznia.

Zmiany stanu wody gruntowej, mierzonej w studzienkach usytuowanych w dnie i na zboczach doliny, przebiegały w różny sposób (rys. 3). W początkach stycznia w płytkich piaskach naglinowych na zboczach doliny (st. 1, 3) nie stwierdzono obecności zwierciadła wody podziemnej. Nisko, bo 60 cm pod powierzchnią terenu, zalegała woda gruntowa w dolinie, pod użytkiem zielonym (st. 2). Około 23 stycznia poziom wody w mokradle wzrósł gwałtownie do stanu zbliżonego do powierzchni terenu i utrzymywał się bez większych wahań do końca stycznia. W dolnej części zbocza doliny (st. 3), gdzie miąższość piasków naglinowych nie przekraczała 70 cm, poziom wody gruntowej zaczął podnosić się 24 stycznia, osiągnął najwyższą wartość tuż po wystąpieniu maksymalnego natężenia przepływu w cieku, po czym opadał współkształtnie z krzywą recesji cieku. Praktycznie całkowity brak reakcji na zmiany uwilgotnienia w zlewni stwierdzono w środkowej części zbocza (st. 1, miąższość utworów przepuszczalnych – 100–120 cm). Cienka, jednocentymetrowa, warstewka wody pojawiła się nad poziomem gliny dopiero 26 stycznia. Jej miąższość wzrastała nieznacznie i ostatniego dnia miesiąca osiągnęła zaledwie 4 cm (rys. 3).

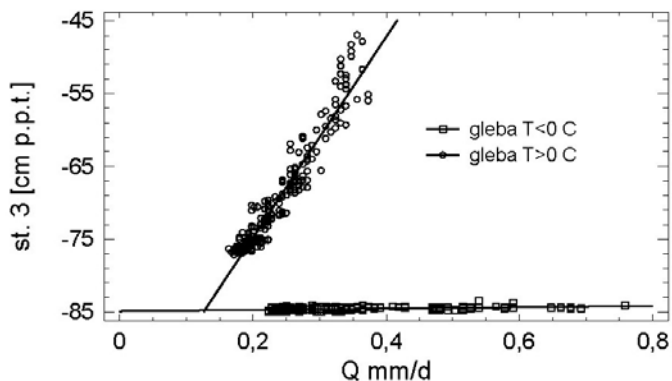


Rys. 3. Zmiany natężenia przepływu Q i dynamika wód gruntowych: w środkowej części zbocza doliny (st. 1), w mokradle w obniżeniu doliny (st. 2) i w dolnej części zbocza doliny w pobliżu koryta cieku (st. 3); h – głębokość do zwierciadła wody mierzona od powierzchni terenu

Fig. 3. Stream discharge and groundwater dynamics in middle hillslope site (st. 1), in wetlands in valley bottom depressions (st. 2) and near stream valley-bottom site (st. 3); h – groundwater depth measured from the ground surface

Poziom wody gruntowej wykazywał związki z natężeniem przepływu w cieku jedynie w przypadku studzienki 3. Kształt linii regresji, obrazującej zależności, zmieniał się w czasie i był różny w zależności od tego, czy stropowe poziomy glebowe były przemarznęte, czy wolne od lodu. W pierwszym przypadku związek stanów wody gruntowej z natężeniem przepływu opisywała linia pozioma, świadcząca o braku zasilania cieku przez płytkie wody podziemne. Po rozmarznieniu

gleb zależność była wprost proporcjonalna, opisywana przez linię o współczynniku nachylenia zbliżonym do jedności (rys. 4).



Rys. 4. Zależności między natężeniem przepływu Q i poziomem wody gruntowej w dolnej części zbocza doliny w pobliżu koryta cieku (st. 3); głębokość do zwierciadła wody mierzona od powierzchni terenu

Fig. 4. The relationships between stream discharge Q and groundwater level for near stream valley-bottom site (st. 3); groundwater depth measured from the ground surface

Odptyw siecią drenarską pojawił się w zlewni dopiero 28 stycznia. Zaobserwowano go w jednym z dwóch monitorowanych wylotów sączków; był on niewielki i wynosił zaledwie $0,1\text{--}0,2\text{ dm}^3\cdot\text{s}^{-1}$, co świadczy o znikomej infiltracji wody roztopowej i małym zasilaniu zbiornika wód gruntowych.

SKŁAD CHEMICZNY POTENCJALNYCH ŹRÓDEŁ SKŁADNIKÓW ROZPU SZCZONYCH

Skład chemiczny śniegu, wód spływu powierzchniowego, roztworu glebowego i wód gruntowych różnił się znacząco (tab. 1). Średnie wartości EC , zmieniały się w szerokim zakresie. Najmniejszym EC cechowały się pokrywa śnieżna ($21\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) i wody spływu powierzchniowego ($174\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Wody gruntowe i roztwór glebowy odznaczały się zbliżonym EC , wynoszącym ok. $650\text{--}700\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Wyjątkowo małe wartości przewodności stwierdzono w wodzie gruntowej na torfowisku, gdzie przeciętnie wynosiła ona $419\text{ }\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Stężenie większości analizowanych jonów zmieniało się w sposób bardzo podobny do przewodności wody. Roztwór glebowy i płytko zalegające wody gruntowe pod gruntami ornymi odznaczały się największym stężeniem azotanów, jonów NH_4^+ , Cl^- i rozpuszczonego węgla organicznego (RWO) oraz bardzo dużymi stężeniem krzemionki, siarczanów, wapnia i magnezu. Jony SiO_3^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} osiągały największe stężenie

Tabela 1. Skład chemiczny potencjalnych źródeł składników rozpuszczonych w wodach ciekich (w nawiasach odchylenie standardowe)
Table 1. Chemical composition of potential end-members of solutes in stream outflow (standard deviation in brackets)

| Źródło End-member | EC $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ | pH | NO ₃ ⁻ | NH ₄ ⁺ | PO ₄ ³⁻ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | SiO ₃ ²⁻ | RWO DOC |
|----------------------|--|----------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------|------------------|-----------------|-------------------------------|--------------------------------|----------------|
| | | | | | | | | | | | |
| S <i>n</i> = 14 | 21 (7) | 5,05 (0,47) | 2,0 (0,7) | 0,71 (0,21) | 0,20 (0,08) | 7,0 (0,1) | 2,0 (1,1) | 6,2 (1,3) | 3,8 (1,9) | 0,1 (0,01) | 1,2 (0,1) |
| SP <i>n</i> = 12 | 174 (73) | 7,22 (0,27) | 10,6 (10,9) | 0,70 (0,19) | 1,15 (1,54) | 19,6 (4,7) | 6,9 (2,9) | 11,4 (5,5) | 7,6 (5,9) | 3,1 (0,8) | 22,9 (4,0) |
| RG <i>n</i> = 6 | 698 (268) | 5,95 (0,14) | 76,3 (52,8) | 3,88 (2,28) | 0,26 (0,05) | 95,3 (41,1) | 17,0 (7,0) | 55,3 (30,8) | 59,3 (24,4) | 4,1 (0,8) | 88,6 (19,9) |
| WGP <i>n</i> = 6 | 652 (26) | 6,90 (0,35) | 80,2 (17,9) | 0,58 (0,13) | 0,17 (0,07) | 85,5 (12,3) | 13,6 (2,1) | 24,9 (6,1) | 73,3 (5,0) | 2,6 (0,3) | 51,9 (20,0) |
| PO <i>n</i> = 6 | 675 (178) | 6,43 (0,56) | 78,2 (36,5) | 2,23 (2,33) | 0,21 (0,08) | 89,7 (25,8) | 15,1 (4,7) | 40,1 (26,2) | 66,3 (18,0) | 3,3 (0,9) | 67,6 (26,8) |
| WGT <i>n</i> = 4 | 419 (8) | 7,10 (0,30) | 2,6 (2,1) | 0,63 (0,32) | 0,10 (0,01) | 64,9 (3,5) | 12,4 (1,4) | 4,4 (3,4) | 79,5 (3,7) | 1,8 (0,3) | 46,7 (14,6) |
| BASE <i>n</i> = 3 | 690 (40) | 7,37 (0,04) | 5,3 (0,6) | 0,27 (0,06) | 0,02 (0,01) | 102,6 (3,8) | 21,1 (1,3) | 22,7 (0,6) | 73,7 (7,0) | 4,5 (0,7) | 40,7 (4,1) |

Objaśnienia: RWO – rozpuszczalny węgiel organiczny, S – woda związana w pokrywie śnieżnej, SP – spływ powierzchniowy, RG – roztwór glebowy na polach ornyc w sąsiedztwie ciek, WGP – płytka woda gruntowa pod polami ornymi w sąsiedztwie ciek, PO – wody glebowo-gruntowej pod polami ornymi w sąsiedztwie ciek (średnie wartości z próbników podciśnieniowych i studzienek), WGT – woda gruntowa w mokradłach, BASE – głębsze wody gruntowe podtrzymujące odpływ podstawowy ciek, *n* – liczbe prób.

Explanations: DOC – dissolved organic carbon, S – water bound in snow cover, SP – overland flow, RG – soil water collected in near stream locations, WGP – shallow groundwater beneath arable lands in near stream locations, PO – mixture of soil and groundwater beneath arable lands in near stream locations (averaged values from suction lysimeters and wells), WGT – groundwater of near stream wetlands, BASE – deeper groundwater contributing to stream base flow, *n* – number of samples.

w głębszych wodach gruntowych, podtrzymujących odpływ podstawowy ciek. Woda gruntowa w torfowisku była bardzo mało zasobna w mineralne formy azotu, ortofosforany i krzemionkę, odznaczała się natomiast największym stężeniem siarczanów.

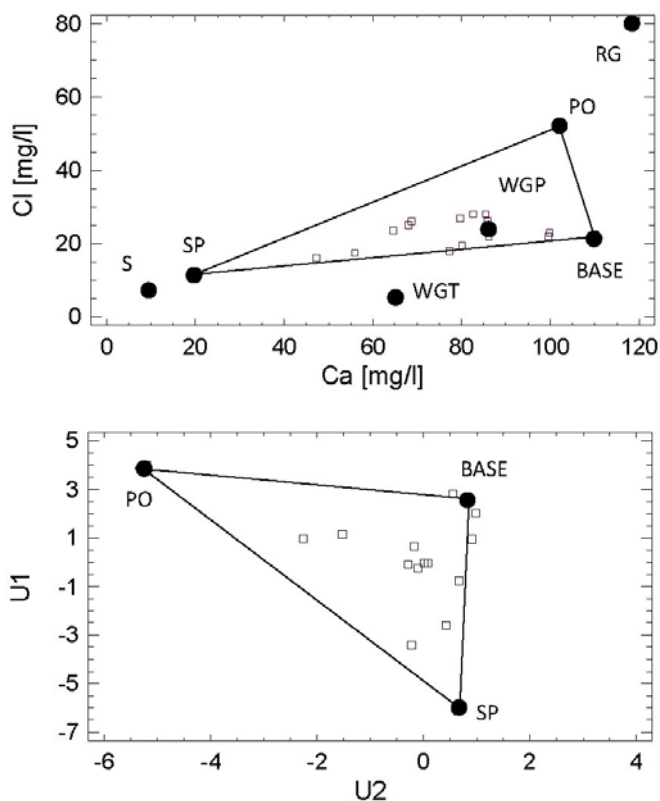
DYNAMIKA SKŁADU CHEMICZNEGO CIEKU

Zwiększenie natężenia przepływu Q powodowało rozcieńczenie Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SiO_3^{2-} i SO_4^{2-} , które największe stężenie osiągały w czasie trwania odpływu podstawowego. Zwiększenie Q wiązało się z kolei ze zwiększonym przemieszczaniem ortofosforanów i jonu amonowego. Największe stężenie PO_4^{3-} , osiągające nawet $1,5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, występowało tuż po lub w trakcie kulminacji przepływu. Podniesienie się poziomu wody w cieku czasami mogło prowadzić również do zwiększenia stężenia Si. Brak korelacji z natężeniem przepływu wykazywał RWO. Wezbranie mogło powodować zwiększenie stężenia, jak zdarzyło się to 22 i 24 stycznia lub wyraźne rozcieńczenie, co zaobserwowano 25 stycznia. Stężenie azotanów systematycznie zwiększało się w ciągu całego okresu obserwacji. W połowie stycznia wynosiło ono ok. $5 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, natomiast pod koniec miesiąca, mimo bardzo zbliżonych wartości natężenia przepływu, kształtowało się na poziomie ok. $20 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Zwiększony przepływ prowadził z reguły do pewnego zwiększenia stężenia NO_3^- , z kulminacją przypadającą wyraźnie później w stosunku do fali wezbraniowej. Wezbrania skutkowały wyraźnym zmniejszeniem się wartości pH wody. Najmniejsze pH (6,8) zarejestrowano tuż po kulminacji 25 stycznia.

WYNIKI ANALIZY EMMA

Diagramy mieszania sporządzone z użyciem naturalnych znaczników konserwatywnych (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^-) i wyniki analizy EMMA wskazują na istnienie 4 prawdopodobnych źródeł składników rozpuszczonych: SP, PO, WGP i BASE (rys. 5). Na diagramach punkty reprezentujące wody rzeczne najlepiej otaczane są przez SP, PO i BASE, toteż właśnie je uznano za źródła, które podczas wezbrań roztopowych kontrolują skład chemiczny ciek. W wyniku użycia SP, PO i BASE uzyskujemy model o najlepszym dopasowaniu i największej zgodności między obserwowanymi i obliczonymi za pomocą EMMA wartościami stężenia Cl^- , Ca^{2+} i Mg^{2+} . Współczynnik determinacji regresji liniowej dla wartości rzeczywistych i obliczonych wynosi 76–87%, co świadczy, że wybrany model EMMA dobrze nadaje się do predykcji składu chemicznego ciek.

Moc modelu oceniono także, porównując rzeczywiste i obliczone za jego pomocą stężenie RWO, NO_3^- i SO_4^{2-} . W obliczeniach zakłada się konserwatywną naturę tych jonów i rzeczywiście w wielu pracach uznawano je za dobre znaczniki



Rys. 5. Dwukomponentowy (Cl i Ca) diagram mieszania (a) i wykres uporządkowania prób wody rzecznej i potencjalnych zlewniowych źródeł substancji mineralnych w przestrzeni U (b) w czasie wezbrania 21–27 stycznia 2009 r.; wybrane źródła (BASE, PO, SP) otaczają punkty reprezentujące wody rzeczne

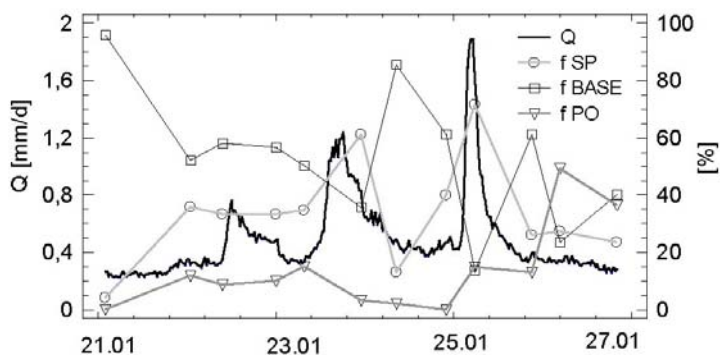
Fig. 5. Bivariate plots for Cl and Ca (a), and U-space mixing diagrams (b) for the event of January 21–27, 2009; the selected end-members (BASE, PO, SP) enclose the stream concentrations as shown by the lines

(np. OHRUI, MITCHELL [1999], BURNS i in. [2001]). Wiadomo jednak, że mineralne związki azotu i siarki mogą podlegać w środowisku wodnym rozlicznym przemianom, związanym ze zmianami potencjału redoks, toteż zachowanie ich konserwatywnego charakteru w dłuższym okresie, obejmującym np. kilka dni, może być kwestionowane [INAMDAR, MITCHELL, 2006]. Zastosowanie tych związków do weryfikacji modelu jest zatem rygorystycznym sprawdzianem jego jakości.

Model zupełnie prawidłowo odzwierciedlał rzeczywistą dynamikę stężenia siarczanów. Dopasowanie wartości stężenia obserwowanego i obliczonego było stosunkowo wysokie, z R^2 wynoszącym 45%. Moc predykcyjna względem RWO i NO_3^- była znacznie słabsza i wynosiła odpowiednio 8 i 20%, co zdaje się potwierdzać słuszność zastrzeżeń co do ich konserwatywnej natury i przydatności do

analiz EMMA, obejmujących przedział czasu dłuższy niż kilkadziesiąt godzin [IN-AMDAR, MITCHELL, 2006].

Rozdział hydrogramu, wykonany na podstawie wyników analizy EMMA, wskazuje na znaczący udział wód spływu powierzchniowego (SP) w kształtowaniu przepływu cieku. Udział składowej SP był największy podczas kulminacji wezbrań, kiedy osiągał nawet 70% wartości Q . Poza kulminacjami przepływu frakcja SP miała niewielkie znaczenie, ale jej obecność na poziomie 5–25% obserwowano przez cały czas między 21 i 27 stycznia. Wpływ głębszych wód gruntowych (BASE) na odpływ rzeczny był bardzo zmienny. Frakcja BASE stanowiła nawet 95% przepływu w początkowym okresie wezbrania; jej znaczenie malało podczas kulminacji i ponownie zwiększało się w recesyjnej fazie wezbrania. W ostatnich dniach stycznia, gdy natężenie przepływu zmniejszyło się do wartości notowanych zimą przed roztopami, udział głębszych wód gruntowych powrócił do 80–95%. Roztwory przemieszczane z gleb ornich, zajmujących podnóża zboczy doliny w bezpośrednim sąsiedztwie strumienia (PO), najintensywniej oddziaływały na przepływ i skład chemiczny cieku w recesyjnych fazach wezbrań. Pod względem ilościowym nie była to frakcja znacząca. Jej największy udział wynosił około 50% – taki zanotowano na przełomie 26 i 27 stycznia, a przez większą część okresu badań utrzymywał się na poziomie <20% (rys. 6).



Rys. 6. Zmienność udziału wybranych źródeł w kształtowaniu natężenia przepływu cieku między 21 i 27 stycznia 2009 r.

Fig. 6. Temporal pattern of end-members contributions to stream discharge for the event between January 21 and 27, 2009

Rzeczywiste i obliczone za pomocą modelu EMMA ładunki jonów odpływających ze zlewni podczas wezbrania wykazują duże podobieństwo (tab. 2). Zazwyczaj różnice nie przekraczały 6%; jedynie w przypadku krzemu oraz RWO niezgodność była większa i wynosiła odpowiednio 21 i 24%.

Wody gruntowe (BASE) i spływ powierzchniowy (SP) miały największy udział w całkowitej ilości wody odprowadzanej ze zlewni. Spływ powierzchniowy

Tabela 2. Obserwowane i obliczone (EMMA) ładunki składników rozpuszczonych transportowanych przez ciek między 21 i 27 stycznia 2009 r.**Table 2.** Observed and EMMA modelled loads of solutes in stream outflow between January 21 and 27 of 2009

| Ładunek Load | Q m ³ | NO ₃ ⁻ | NH ₄ ⁺ | PO ₄ ³⁻ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | SiO ₃ ²⁻ | RWO DOC | |
|-------------------------|---------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------|------------------|-----------------|-------------------------------|--------------------------------|------------|----|
| | | | | | | | | | | | Kg |
| Obserwowany Observed | 5695,7 | 88 | 3,3 | 3,1 | 391 | 86 | 123 | 285 | 17 | 162 | |
| Obliczony Modelled | 5784,4 | 93 | 4,1 | 2,9 | 415 | 85 | 126 | 270 | 22 | 212 | |
| | | Udział, % Percentage share | | | | | | | | | |
| SP | 41 | 27 | 40 | 93 | 11 | 19 | 22 | 7 | 34 | 26 | |
| PO | 13 | 61 | 42 | 5 | 18 | 15 | 30 | 20 | 11 | 23 | |
| BASE | 46 | 11 | 17 | 2 | 71 | 66 | 48 | 73 | 55 | 51 | |

Objaśnienia: RWO – rozpuszczalny węgiel organiczny.

Explanations: DOC – dissolved organic carbon.

odgrywał najważniejszą rolę w migracji ortofosforanów oraz miał bardzo znaczący udział w przemieszczaniu NH_4^+ , NO_3^- , SiO_3^{2-} i RWO. Podstawowym źródłem kationów zasadowych, siarczanów, chlorków, krzemionki i – co zadziwiające – również RWO były głębsze wody gruntowe. Silnie uwodnione gleby usytuowane u podnóża zboczy doliny, w bezpośrednim sąsiedztwie cieków (PO) były najistotniejszym źródłem NO_3^- i NH_4^+ .

DYSKUSJA WYNIKÓW

WPLYW PRZEMARZANIA GLEBY NA OBIEG WODY W ZLEWNI

Udział poszczególnych składowych odpływu rzeczno-geologicznego w przemieszczaniu składników biogenicznych ze zlewni do wód powierzchniowych był przedmiotem wielu badań zarówno w małych homogenicznych zlewniach cieków I–II rzędu [CHRISTOPHERSEN, NEAL, 1990; KENDALL i in., 1999; PIONKE i in., 2000], jak i w dużych zlewniach rzecznych [SMART i in., 1998]. Liczni autorzy udokumentowali znaczącą rolę krótkotrwałych okresów wezbrań opadowych i roztopowych w migracji zarówno materiału rozpuszczonego, jak i zawiesin [BANASZUK, 2004; INAMDAR i in., 2004; INAMDAR, MITCHELL, 2006; MITCHELL i in., 2006; PETRY i in., 2002].

W wielu zlewniach eksperymentalnych „wody rezydualne” ze stropowych poziomów glebowych oraz strefy aeracji i saturacji pierwszego poziomu wodonośnego zostały zidentyfikowane jako główne źródła NO_3^- , SO_4^{2-} i rozpuszczonego węgla organicznego. Udział wody „nowej” w kształtowaniu składu chemicznego cieków został uznany za niewielki i z reguły nieprzekraczający 20% [KENDALL, MCDONNELL, 1998].

Sugeruje się, że w trakcie wezbrań związki chemiczne dostają się do cieków głównie z wodami glebowo-gruntowymi z jego najbliższego otoczenia; spływ powierzchniowy jest najczęściej uznawany za drugo- lub trzeciorzędną składową migrację [BURNS i in., 2001; KENDALL, MCDONNELL, 1998; LAUDON i in., 2004]. Jego dominującą rolę stwierdzano jedynie w nielicznych przypadkach, np. KENDALL, SHANLEY, MCDONNELL [1999]. Przedstawione wyniki są w przewadze rezultatami badań przeprowadzonych w zlewniach leśnych północno-wschodniej części USA, Wielkiej Brytanii, Szwecji i północnych Niemiec, na terenach odznaczających się w większości wilgotnym klimatem umiarkowanym z silnymi wpływami atlantyckimi, łagodnie przebiegającymi zimami ze średnią temperaturą stycznia oscylującą ok. 0°C. Typowy dla nich jest brak trwałej pokrywy śnieżnej i krótkotrwałe lub zgoła niewystępujące przemierzanie gleb. Tylko nieliczne ze zlewni eksperymentalnych były zlokalizowane na obszarach, na których zimy są śnieżne, z temperaturą powietrza spadającą znacznie poniżej zera, zatem w warunkach klimatycznych zbliżonych do polskich. Jednakże i tam nie zaobserwowano istotniejszego przemierzania

zania gleb [CREED i in., 1996; SICKMAN i in., 2003]. Obecność lodu glebowego ma szczególne znaczenie, ponieważ jego obecność lub brak wywiera ogromny wpływ na przepuszczalność gleb i warunki obiegu wody. W ekosystemach leśnych, dzięki izolującemu wpływowi próchnicy nadkładowej i warstwy śniegu, przemarzanie gleb występuje na bardzo niewielką skalę, a lód glebowy ma charakter nieciągły, co sprzyja infiltracji wody roztopowej i zdecydowanie ogranicza powstawanie spływu powierzchniowego [CAMPBELL i in., 2005]. W otwartych agroekosystemach przemarzanie gleby ma znacznie większy zasięg, a zmarzlina tworzy z reguły ciągłą i nieprzepuszczalną warstwę (ang. „concrete frost”). W tych warunkach możliwe jest formowanie się odpływu po powierzchni terenu, trafiającego do cieków szybko, z pominięciem głębszych poziomów gleb i wód gruntowych [HART, 1963; SHANLEY, CHALMERS, 1999]. Innymi zasadniczymi różnicami wpływającymi na obieg wody są m.in. intercepcja opadu, przebieg temperatury, tempo topnienia śniegu itp. Ekosystemy leśne od agroekosystemów różni dodatkowo ilość i często także rozmieszczenie związków chemicznych w profilach glebowych. Wszystko to sprawia, że wyniki obserwacji poczynionych w zlewniach leśnych nie muszą w równie dobry sposób charakteryzować translokacji związków rozpuszczonych w zlewniach rolniczych, w których przemarzanie gleb jest ważnym elementem kształtującym warunki obiegu wody w trakcie roztopów.

ROLA ZLEWNIOWYCH SUBZBIORNIKÓW RETENCYJNYCH W FORMOWANIU ODPLYWU RZECZNEGO

Analizy hydrochemiczne wskazują, że w badanej zlewni odpływ i skład chemiczny cieków podczas wezbrania roztopowego są kształtowane przez spływ powierzchniowy, głębsze wody gruntowe i wody glebowo-gruntowe strefy przyrzecznej. Najistotniejszą składową odpływu jest spływ powierzchniowy. Występuje on najczęściej w postaci skoncentrowanych strug, wykorzystujących liniowe mikroobniżenia terenowe: bruzdy na zaoranych polach, bruzdy wzdłuż miedz lub przy drogach, koleiny itp. Woda pośniegowa w połączeniu z opadem deszczu przemieszcza się szybko po zamrożonej lub nieznacznie tylko rozmarzniętej powierzchni gleb i powoduje szybkie zwiększenie się natężenia przepływu w cieku. W trakcie kulminacji wezbrania jej udział może stanowić nawet 70% całkowitej ilości wody odprowadzanej ze zlewni. Czynnikiem sprzyjającym powstawaniu spływu jest obecność lodu glebowego, który skutecznie ogranicza infiltrację wody pośniegowej. Wsiąkanie może występować na większą skalę jedynie w obniżeniach topograficznych na stokach i u ich podnóży. Infiltracji sprzyjają także mikroformy terenowe, powstałe w wyniku uprawy roli. Należy do nich zaliczyć bruzdy opaskowe wyorywane wzdłuż granic pól, które zazwyczaj są usytuowane w poprzek stoku, prostopadle do przeważających spadków i ścieżek odpływu wykorzystywanych przez wodę. Miejsca te stają się w naturalny sposób odbiornikami wody

spływającej po powierzchni terenu i miejscami krótkotrwałego jej stagnowania. Szybko następuje tam rozmarzanie gleb, a następnie wsiąkanie wody, które może być dodatkowo ułatwione przez obecność makroporów, korytarzy fauny oraz szczelin i spękań rozcinających zamrożoną masę glebową [BAKER, SPAANS, 1997; HAYASHI, VAN DER KAMP, SCHMIDT, 2003; SHARRATT, 2001]. W badanej zlewni miejscem uprzywilejowanej infiltracji i zasilania wód gruntowych jest podcinane przez ciek wypłaszczenie stoku z polem ornym w otoczeniu studzienki 3. W takich położeniach silne uwodnienie gleb sprzyja aktywnej migracji związków biogenicznych, które bez przeszkód dostają się do wód powierzchniowych.

W porównaniu z zagłębieniami i mikroobniżeniami terenowymi równomiernie nachylone zbocza należy traktować jako nieaktywne hydrologicznie obszary tranzytowe. Przemarznienie gleb utrzymuje się na nich znacznie dłużej, a pionowa składowa ruchu i zasilanie zbiornika wód gruntowych są znikome. W trakcie monitorowanego wezbrania poziom wody gruntowej na zboczu doliny praktycznie nie ulegał zmianom (st. 1). Stwierdzono, że równie niewielką rolę w kształtowaniu odpływu i składu chemicznego cieków pełnią obniżenia mokradłowe usytuowane w dnie doliny. Stan ten jest uwarunkowany budową geologiczną i ukształtowaniem podłoża mokradeł. Strop glin podścielających utwory organiczne tworzy nieckę oddzieloną od strumienia wyraźnym progiem, co powoduje, że najbardziej zagłębione fragmenty mokradła leżą niżej niż dno cieków. Wymianę wody między strumieniem i mokradłem dodatkowo utrudniają trudno przepuszczalne utwory, tworzące odsyp korytowy – „wał”, towarzyszący strumieniowi wzdłuż jego linii kontaktu z obniżeniem. Niemalże całkowity brak związków między stanami wód rzecznych i gruntowych w mokradle (st. 2) świadczy, że pod względem hydrologicznym oba obiekty należało traktować jako odrębne układy. W warunkach bardzo wysokiego, bliskiego powierzchni terenu, poziomu wody gruntowej w mokradle istnieje możliwość migracji roztworów w kierunku cieków, jednakże ze względu na niewielki spadek hydrauliczny przemieszczanie to można traktować jako nieistotnie małe. Wpływ mokradła na skład chemiczny cieków wykluczyła także analiza EMMA.

MIGRACJA ZWIĄZKÓW ROZPUSZCZONYCH

Podczas wezbrania wiosennego ważną rolę w translokacji substancji rozpuszczonych odgrywają wody szybkiego krążenia w zlewni – spływ powierzchniowy i wody gruntowo-glebowe obszarów przyrzecznych. Obie te składowe warunkują przemieszczenie 88% ładunku azotanów i aż 98% ortofosforanów wymywanych ze zlewni. W migracji fosforu dominującą rolę odgrywa spływ powierzchniowy; jest on również ważny ze względu na przemieszczanie krzemionki, jonu amonowego i azotanów. Związki te są najprawdopodobniej wymywane z powierzchni rozmarzających gleb. Nie można jednak wykluczyć, że gwałtowne zwiększenie stężenia

NO_3^- , NH_4^- , Cl^- , SO_4^{2-} w wodach roztopowych przemieszczających się po powierzchni terenu może być również efektem ich preferencyjnego wymywania z topniejącej pokrywy śnieżnej [RASCHER, DRISCOLL, PETERS, 1987]. FENG i in. [2002] wykazali, że nawet do 80% związków chemicznych zakumulowanych w śniegu może być wymyte w początkowej fazie tajania przez niewielką część wody roztopowej, toteż pierwsza woda pośniegowa, która dociera do powierzchni gleby, może odznaczać się znacznie większym stężeniem jonów niż występowało w całkowitej masie śniegu [KUHN, 2001].

Istotną rolę w translokacji jonów odgrywają naturalne i antropogeniczne „korytarze hydrochemiczne”, rozumiane jako drogi szybkiego i preferencyjnego przemieszczania się roztworów w krajobrazie [HAAG, KAUPENJOHANN, 2001]: m.in. sieć drenarska [ADDISCOTT, THOMAS 2000; LALONDE i in., 1996], liniowe formy erozyjne [HELMING, FRIELINGHAUS, 1999], bruzdy, koleiny, sieć rowów [PETTS, 1994]. Podczas roztopów przepływ roztworów przez korytarze jest szybki, a w związku z tym, że omija on większość struktur buforowych, barier geochemicznych i „subzbiorników retencyjnych”, transportowany ładunek często nie podlega większym przemianom jakościowym i ilościowym. Na zmniejszanie ładunku związków rozpuszczonych przemieszczanych ze zlewni do wód nie może aktywnie wpływać roślinność szeroko propagowanych naturalnych barier biogeochemicznych: pasów zadrzewień i ekstensywnych łąk, ponieważ wczesną wiosną znajduje się ona jeszcze w fazie spoczynku. Powoduje to, że wezbranie wiosenne jest okresem krytycznym dla jakości wód rzecznych, kiedy to obserwuje się największe stężenie związków biogenicznych, głównie azotu [BANASZUK, 2007]. Powstrzymanie migracji jest trudne. Wiele wskazuje na to, że wynoszenie ze zlewni składników biogenicznych, w tym przede wszystkim azotanów, ale także i fosforanów wymywanych z gleb, martwych tkanek roślin, a nawet poplonów [BECHMANN, EGGESTAD, VAGSTAD, 1998; UHLEN, 1989] przez spływ powierzchniowy i podpowierzchniowy jest procesem, który można jedynie nieznacznie ograniczyć, lecz nie da się go powstrzymać żadnymi działaniami technicznymi i organizacyjnymi [BANASZUK, 2007].

WNIOSKI

1. Podczas wezbrania roztopowego w warunkach hydrotermicznych północno-wschodniej Polski natężenie przepływu w małych ciekach i skład chemiczny ich wód są kształtowane przez spływ powierzchniowy, głębsze wody gruntowe i wody glebowo-gruntowe strefy przyrzecznej. Udział poszczególnych składników jest zmienny w czasie. W trakcie kulminacji wezbrania spływ powierzchniowy, którego rozwój warunkuje przemarzanie gleby, może mieć nawet 70-procentowy udział w całkowitej ilości wody odprowadzanej ze zlewni.

2. Wody spływu powierzchniowego i wody gruntowo-glebowe warunkowały przemieszczenie 88% azotanów i 98% ortofosforanów wynoszonych ze zlewni.

3. Wynoszenie składników rozpuszczonych, zwłaszcza azotanów, nie odbywa się równomiernie z całego terenu zlewni. Szczególnie nasilone i preferencyjne wymywanie następuje w położeniach przykorytowych, głównie w obniżeniach topograficznych i nieckach u podnóży zboczy doliny, bądź w wypłaszczeniach terenowych w pobliżu cieków, tam gdzie intensywnie wsiąka woda roztopowa. W porównaniu z zagłębieniami i mikroobniżeniami terenowymi równomiernie nachylnie zbocza doliny należy traktować jako nieaktywne hydrologicznie obszary tranzytowe, w których infiltracja i zasilanie wód gruntowych są znikome.

4. Istotną rolę w translokacji jonów odgrywają naturalne i antropogeniczne „korytarze hydrochemiczne”, a w związku z tym, że strumień biogenów omija większość struktur buforowych i „subzbiorników retencyjnych”, ich ładunek często nie podlega większym przemianom jakościowym i ilościowym.

Badania zostały przeprowadzone w ramach projektów S/WiIS/21/08 i W/WiIS/21/08.

LITERATURA

- ADDISCOTT T.M., THOMAS D., 2000. Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil Till. Res.* 53 s. 255–273.
- Atlas klimatu Polski, 2005. Pr. zbior. Red. H. Lorenc. Warszawa: IMiGW ss. 116.
- BAKER J.M., SPAANS E.J.A., 1997. Mechanics of meltwater movement above and within frozen soil. Intern. Symp. Physics Chemistry Ecol. Seasonally Frozen Soils. Pr. zbior. Red. I.K. Iskander, E.A. Wright, J.K. Radke, B.S. Sharratt, P.H. Groenvelt, L.D. Hinzman. US Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory, Fairbanks, AK s. 31–36.
- BANASZUK P., 2004. Identyfikacja procesów kształtujących skład chemiczny małego cieków w krajozbrazie rolniczym na podstawie analizy czynnikowej. *Woda Środ. Obsz. Wiej.* t. 4 z. 1(10) s. 103–116.
- BANASZUK P., 2007. Wodna migracja składników rozpuszczonych do wód powierzchniowych w zlewni górnej Narwi. Białystok: Wydaw. P.Biał. ss. 182.
- BECHMANN M., EGGESTAD H. O., VAGSTAD N., 1998. Nitrogen balances and leaching in four agricultural catchments in southeastern Norway. *Env. Pollut.* 102 S1 s. 493–499.
- BURNS D. A., McDONNELL J. J., HOOPER R. P., PETERS N. E., FREER J. E., KENDALL C., BEVEN K., 2001. Quantifying contributions to storm runoff through end-member mixing analysis and hydrologic measurements at the Panola Mountain Research Watershed (Georgia, USA). *Hydrol. Process.* 15 s. 1903–1924.
- CAMPBELL J. L., MITCHELL M. J., GROFFMAN P. M., CHRISTENSON L. M., HARDY J.P., 2005. Winter in northeastern North America: a critical period for ecological processes. *Front Ecol. Env.* 3 6 s. 314–322.
- CHRISTOPHERSEN N., NEAL C., 1990. Linking hydrological, geochemical and soil chemical processes on the catchment scale: an interplay between modeling and fieldwork. *Water Resour. Res.* 26 s. 3077–3086.

- CHRISTOPHERSEN N., HOOPER R.P., 1992. Multivariate analysis of stream water chemical data: the use of principal component analysis for the end-member mixing problem. *Water Resour. Res.* 28 s. 99–107.
- CREED I.F., BAND L.E., FOSTER N.W., MORRISON I.K., NICOLSON J.A., SEMKIN R.S., JEFFRIES D.S., 1996. Regulation of nitrate-N release from temperate forests: A test of the N flushing hypothesis. *Water Resour. Res.* 32 11 s. 3337–3354.
- FENG X.H., NEZ V.E., KIRCHNER J.W., RENSHAW C.E., OSTERHUBER R.S., STRUP S., 2002. Solute transport processes in temperate snowpacks revealed from nitrate and sulfate concentrations. *Eos Transact. Am. Geophys. Union* ss. 83.
- GÓRNIAK A., 2000. *Klimat województwa podlaskiego*. Białystok: IMGW ss. 119.
- HAAG D., KAUPENJOHANN M., 2001. Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical review of concepts, data, and models for transport and retention. *Agricult. Ecosyst. Env.* 86 s. 1–21.
- HART G., 1963. Snow and frost conditions in New Hampshire, under hardwoods and pines and in the open. *J. Forest* 61 s. 287–289.
- HAYASHI M., VAN DER KAMP G., SCHMIDT R., 2003. Focused infiltration of snowmelt water in partially frozen soil under small depression. *J. Hydrol.* 270 s. 214–229.
- HELMING K., FRIELINGHAUS M., 1999. *Skalenaspekte der Bodenerosion*. W: *Regionalisierung in der Landschaftsökologie*. Forschung, Planung Praxis Teubner. Pr. zbior. Red. U. Steinhardt, M. Volk Leipzig–Stuttgart s. 221–232.
- HOUSE W.A., LEACH D.V., ARMITAGE P.D., 2001. Study of dissolved silicon and nitrate dynamics in a freshwater stream. *Water Res.* 35 11 s. 2749–2757.
- INAMDAR S.P., CHRISTOPHER S.F., MITCHELL M.J., 2004. Export mechanisms for dissolved organic carbon and nitrate during storm events in a glaciated forested catchment in New York, USA. *Hydrol. Process.* 18 s. 2651–2661.
- INAMDAR S.P., MITCHELL M.J., 2006. Hydrologic and topographic controls on storm-event exports of dissolved organic carbon (DOC) and nitrate across catchment scales. *Water Resour. Res.* 42 W03421 doi: 10.1029/2005WR004212
- KENDALL C., McDONNELL J.J., 1998. *Isotope tracer in catchment hydrology*. New York: Elsevier ss. 870.
- KENDALL K.A., SHANLEY J.B., McDONNELL J.J., 1999. A hydrometric and geochemical approach to test the transmissivity feedback hypothesis during snowmelt. *J. Hydrol.* 219 s. 188–205.
- KOSTRZEWSKI A., MAZUREK M., ZWOLIŃSKI Z., 1994. *Dynamika transportu fluwialnego górnej Parsęty*. Poznań: Stow. Geomorf. Pol. ss. 165.
- KUHN M., 2001. The nutrient cycle through snow and ice, a review. *Aquatic Sci.* 63 2 s. 150–167.
- LALONDE V., MADRAMOOTOO C.A., TRENHOLM L., BROUGHTON R.S., 1996. Effects of controlled drainage on nitrate concentrations in subsurface drain discharge. *Agricult. Water Manag.* 29 s. 187–199.
- LAUDON H., SEIBERT J., KÖHLER S., BISHOP K., 2004. Hydrological flow paths during snowmelt: Congruence between hydrometric measurements and oxygen 18 in meltwater, soil water, and runoff. *Water Resour. Res.* 40 W03102 doi:10.1029/2003WR002455.
- MITCHELL M.J., PIATEK K.B., CHRISTOPHER S., MAYER B., KENDALL C., MCHALE P., 2006. Solute sources in stream water during consecutive fall storms in a northern hardwood forest watershed: a combined hydrological, chemical and isotopic approach. *Biogeochem.* 78 s. 217–246.
- OHRUI K., MITCHELL M.J., 1999. Hydrological flow path controlling stream chemistry in Japanese forested watersheds. *Hydrol. Process.* 13 s. 877–888.
- PETRY J., SOULSBY C., MALCOLM I.A., YOUNGSON A.F., 2002. Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *Sci. Total Env.* 294 s. 95–110.

- PETTS G.E., 1994. Rivers: dynamic components of catchment ecosystems. W: The rivers handbook: hydrological and ecological principles. Vol. 2. Pr. zbior. Red. P. Calow. Oxford: Blackwell Sci. Publ. s. 3–22.
- PIATEK K.B., MITCHELL M.J., SILVA S.R., KENDALL C., 2005. Sources of nitrate in snowmelt discharge: evidence from water chemistry and stable isotopes of nitrate. *Water Air Soil Pollut.* 165 s. 13–35.
- PIONKE H.B., GBUREK W.J., SHARPLEY A.N., 2000. Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Bay. *Ecol. Eng.* 14 s. 325–335.
- RASCHER C.M., DRISCOLL C.T., PETERS N.E., 1987. Concentration and flux of solutes from snow and forest floor during snowmelt in the West-Central Adirondack region of New York. *Biogeochemistry* 3 s. 209–224.
- SHANLEY J.B., CHALMERS A., 1999. The effect of frozen soil on snowmelt runoff at Sleepers River, Vermont. *Hydrol. Process.* 13 s. 1843–1857.
- SHARRATT B.S., 2001. Groundwater recharge during Spring Thaw in the Prairie Pothole Region via large, unfrozen preferential pathways. 2nd Intern. Symp. Preferential Flow Am. Soc. of Agricult. Engineers, Honolulu, HI s. 49–52.
- SICKMAN J.O., LEYDECKER A., CHANG C. C.Y., KENDALL C., MELACK J. M., LUCERO D. M., SCHIMEL J., 2003. Mechanisms underlying export of N from high-elevation catchments during seasonal transitions. *Biogeochem.* 64 s. 1–24.
- SOULSBY C., GIBBINS C., WADE A.J., SMART R., HELLIWELL R., 2002. Water quality in the Scottish uplands: a hydrological perspective on catchment hydrochemistry. *Sci. Total Env.* 294 s. 73–94.
- UHLEN B., JOHANSSON G., KYLLMAR K., 2001. Model predictions and long-term trends in phosphorus transport from arable lands in Sweden. *Agricult. Water Manag.* 49 s. 197–210.

Piotr BANASZUK, Małgorzata KRASOWSKA, Andrzej KAMOCKI

N AND P SOURCES AND HYDROLOGICAL FLOW PATHS DURING SNOWMELT FLOOD IN A SMALL AGRICULTURAL CATCHMENT

Key words: agricultural catchment, EMMA, migration, nitrate, snowmelt high flow

S u m m a r y

End-Member Mixing Analysis was used to identify factors affecting river chemistry during a snow melt induced spring high flow event in an agricultural catchment (187 ha) in NE Poland. Results showed that temporal variability in the flow pathways and solute sources during snowmelt were controlled by soil frost. Before and in the very early stages of the event, stream water chemistry was solely dependent on the deep flow path component. Concurrent with progressing snowmelt, the importance of chemicals washed out from near the surface layer of frozen soils by surface runoff increased and the stream shifted toward a NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} -rich composition. Solutes transported along with overland flow had the most pronounced impact on river chemistry during peak discharge. As a result of progressive ground thaw, the relative importance of pre-event riparian soil and groundwater that displaced by infiltrating flood water increased. These two end-member were responsible for export of 88% nitrates and 98% orthophosphates from the catchment. The high concentration of solutes (primarily NO_3^-) in the river outflow suggests that during snowmelt, either fluxes of agricultural contaminants bypassed potential buffers (which could constrain their impact on freshwater ecosystems) or that existing buffers were ineffective in removing the contaminants that moved along shallow hydrological pathways. In early spring, high export of NO_3^- along surface and shallow sub-

surface hydrological pathways may be little affected by vegetation of the widely promoted buffer strips because at this time of the year the vegetation is still in a dormant phase. Thus, the short period of snowmelt flood may be perceived as critical from the river water quality perspective.

Recenzenci:

dr hab. Józef Mosiej, prof. SGGW

prof. dr hab. Stanisław Twardy

Praca wpłynęła do Redakcji 27.04.2009 r.