

WPLYW SYSTEMÓW MELIORACYJNYCH NA WYMYWANIE ZWIĄZKÓW AZOTU I FOSFORU ZE ZLEWNI UŻYTKOWANYCH ROLNICZO

Józef KOC, Kamil SOLARSKI

Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Słowa kluczowe: drenaż, eutrofizacja wód, strumienie polne

Streszczenie

W latach 1992–1999 przeprowadzono badania nad przemieszczaniem się składników chemicznych w dwóch zlewniach rolniczych położonych na Pojezierzu Olsztyńskim – w zlewni o powierzchni 72 ha odwadnianej rowem oraz zdrenowanej, której powierzchnia wynosiła 8 ha.

Odpływ azotanów z wodami drenarskimi odbywa się przez cały rok z nasileniem w marcu i kwietniu, natomiast z obszarów odwadnianych rowami nasila się zimą, z wyraźnym maksimum w marcu i kwietniu i minimum (bądź zanikiem) w sierpniu. Zimą system drenarski odprowadzał z pól 10-krotnie więcej azotanów niż rowy.

Roczny odpływ fosforu z pól systemem drenarskim wynosił 0,26 kg P·ha⁻¹ i był 2-krotnie większy niż odpływ rowem. Odpływ fosforu z gleb zimą jest zbliżony w obu systemach odwodnień, natomiast letni – 7-krotnie mniejszy w przypadku odwadniania rowem.

WSTĘP

Obieg wody i biogenów w ekosystemie zależy od czynników naturalnych: warunków klimatycznych, pokrywy glebowej, ukształtowania terenu oraz sieci cieków naturalnych i przekształconych na skutek działań antropogenicznych – sposobu użytkowania i zabiegów agrotechnicznych. Przemieszczanie się substancji biogennych w środowisku rolniczym jest zmienne [IGRAS, 2004]. Składniki nawozowe są sorbowane w powierzchniowej warstwie gleby w obrębie strefy aeracji, co

Adres do korespondencji: prof. dr hab. J. Koc, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski, Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, pl. Łódzki 2, 10-719 Olsztyn; tel. +48 (89) 523-38-97, e-mail: jozef.koc@uwm.edu.pl

stwarza zagrożenie dla wód gruntowych [CHELMICKI, 2001]. Działalność rolnicza, przez glebę i roztwór glebowy, wpływa na skład wód gruntowych, które determinują skład odcieków drenarskich. W konsekwencji odprowadzania ich do cieków, kształtują one skład chemiczny wody odpływającej ze zlewni rolniczych do ekosystemów wodnych: rzek, jezior, wód podziemnych i mórz.

Badania składu chemicznego wód, kształtującego się w wyniku procesów denudacji i erozji, podjęto na Pojezierzu Mazurskim już w latach 50. Stwierdzono wówczas, że ilość składników pokarmowych wymywanych z gleby w terenie pagórkowatym w okresie rocznym, jest stosunkowo niewielka, wynosi w $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$: N – 3,3–4,7; K_2O – 1,8–11,2; P_2O_5 – 0,06–0,50; CaO – 14,1–76,9 [SOLARSKI, SKRODZKI, 1966]. Odpływ azotanów do wód powierzchniowych należy wiązać z systemami odwadniania gleb, które były tworzone z myślą o jak najszybszym odpływie wód. Przyspiesza to nagrzewanie gleb i uruchomienie procesów biologicznych oraz odpływ składników chemicznych [KOC, SOLARSKI, 2004].

Celem niniejszej pracy było określenie wielkości odpływu wód i zawartych w nich związków azotu i fosforu, w zależności od systemu melioracyjnego oraz jego wpływu na trofię wód powierzchniowych.

METODY BADAŃ

Badania nad przemieszczaniem się składników chemicznych przeprowadzono w latach 1992–1999 w dwóch zlewniach rolniczych położonych na Pojezierzu Mazurskim koło Olsztyna. Wytypowano zlewnie – odwadnianą rowem (uregulowany strumień polny) i zdrenowaną.

Powierzchnia zlewni odwadnianej strumieniem polnym wynosi 72,8 ha. Konfiguracja terenu jest tu pagórkowata, zlewnia jest użytkowana rolniczo, a spływ powierzchniowy wód odbywa się rowem otwartym do jeziora Bartążek. Dominują tu (40%) gleby brunatne właściwe. Są to głównie gleby zwięzłe wytworzone z glin oraz ilów pylastych, trudne do uprawy i mało przewiewne. Gleby pseudobielicowe (pyłowe), stanowiące 37% powierzchni, składają się z glin średnich i lekkich oraz piasków słabo gliniastych na glinach lub ilach pylastych. Obniżenia terenowe (10% powierzchni), wykorzystywane jako użytki zielone, znajdują się na glebach murszowych. Lasy zajmują 8% powierzchni zlewni i są położone na piaskach gliniastych lekkich. Grunty orne stanowią 75% areалу, a drogi i nieużytki – 7%.

Druga zlewnia, o powierzchni 8 ha, jest odwadniana siecią drenów niesystematycznych i tworzy nieckę o dość długich zboczach pochylonych do linii spływu wód. Występują tu gleby średnie: piaski gliniaste mocne (42%), gliny lekkie i piaski gliniaste (43%) oraz gleby lekkie piaszczyste (15%). Jest to obszar bezleśny. Grunty orne zajmują 96% areálu.

W badanych zlewniach rolniczych nawożenie wynosiło, w zależności od uprawianych roślin, od 40–60 $\text{kg NPK}\cdot\text{ha}^{-1}$ pod żyto ozime i jęczmień jary, do około

350 kg NPK·ha⁻¹ pod rzepak ozimy (średnio 120–215 kg NPK·ha⁻¹). Na badanym obszarze nie było punktowych źródeł zanieczyszczeń [SOLARSKI, 2002].

W zakres stałych badań wchodziły obserwacje hydrometryczne, wykonywane co dekadę w zlewni i dziale drenarskim. Polegały one na pomiarze przepływu wody w określonym przekroju strumienia i na wylocie drenarskim. Na podstawie pomiarów hydrometrycznych, dla każdej zlewni obliczono spływy jednostkowe średnie miesięczne i roczne (dm³·s⁻¹·km⁻²). Raz w miesiącu pobierano próbki wody i oznaczano w nich: azot amonowy (metodą Nesslera), azot azotanowy V (kolorymetrycznie z kwasem dwusulfonowym), azot azotanowy III (kolorymetrycznie z kwasem sulfanilowym), fosfor ogólny (po mineralizacji kolorymetrycznie z chlorkiem cynawym), fosforany (kolorymetrycznie z chlorkiem cynawym) [HERMANOWICZ i in., 1999].

Na podstawie chwilowego przepływu wód i stężeń określano ładunek azotu i fosforu odprowadzany ze zlewni.

WYNIKI BADAŃ

Przemiany w glebie, pobieranie przez rośliny oraz przemieszczanie się w głąb profilu glebowego związków azotu i fosforu, zależą m.in. od bieżących czynników meteorologicznych. Warunki meteorologiczne w okresie badań (1992–1999) były bardzo zróżnicowane, co jest cechą charakterystyczną terenu badań, położonego w strefie przenikania się wpływu klimatów morskiego i kontynentalnego (tab. 1).

Tabela 1. Warunki meteorologiczne w okresie badań (wg stacji meteorologicznej w Olsztynie); wartości średnie z lat 1992–1999

Table 1. Meteorological conditions during the study period (according to the meteorological station in Olsztyn), mean for the years 1992–1999

Wskaźnik Index	Rok Year XI–X	Zima Winter XI–IV	Lato Summer V–X	III	IV	VIII
Opad, mm Precipitation, mm	611,3	245,7	365,6	39,3	56,1	35,5
Temperatura, °C Temperature, °C	7,4	0,9	13,9	1,4	7,2	34,4

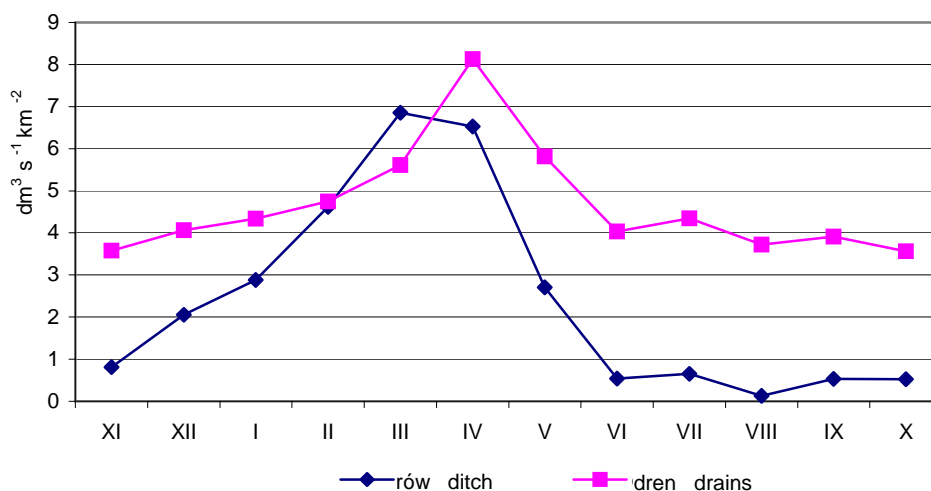
Przeciętna roczna suma opadów w latach 1881–1995 wynosiła 605 mm, a okres badań, pod względem sumy opadów, był zbliżony do tego wielolecia (tab. 1).

W okresie badań wystąpiły lata od skrajnie suchych (1996) do wilgotnych (1995). Rok 1992 był, pod względem opadów, zbliżony do średniej wieloletniej, trzy lata (1993, 1994, 1999) były zbliżone do roku wilgotnego, natomiast dwa (1997 i 1998) – do roku suchego. W okresie wiosennym (marzec, kwiecień) naj-

większe opady zanotowano w 1999 r. (126,9 mm), najmniejsze natomiast w 1996 r. (6,0 mm). W okresie letnim w sierpniu 1998 r. wystąpiły największe opady, które wynosiły 80,6 mm.

Okres badań był nieco cieplejszy niż średni z wielolecia (temperatura średnia ze stulecia – 6,8°C) (tab. 1). Jeden rok można uznać za ciepły (1995), a jeden za zimny (1996). Pozostałe były nieco cieplejsze od średniej z wielolecia. Wiosną najchłodniejszy okazał się marzec 1996 r. (–1,4°C), natomiast najcieplej było w kwietniu 1998 r. (8,9°C). W sierpniu najniższe temperatury notowano w 1998 r. (15,3°C), a najwyższe (19,6°C) – w 1992 r.

Średnie miesięczne spływy jednostkowe z lat 1992–1999 kształtowały się zgodnie z rocznym cyklem hydrologicznym (rys. 1). Znamioną cechą jest odpływ wód, który narasta od początku roku hydrologicznego (listopad) do marca w zlewni odwadnianej rowami i kwietnia, w zlewni odwadnianej drenami, a następnie stopniowo zmniejsza się, osiągając minimum w sierpniu. Na obszarze z którego wody są odprowadzane rowami, minimum sierpniowe jest 50-krotnie niższe od maksimum stwierdzonego w marcu. W zlewni odwadnianej drenami odpływy wód są istotnie (ok. 2-krotnie) większe, a ich zróżnicowanie mniejsze – odpływy minimalne były na poziomie 45% maksimum kwietniowego. Odwadnianie rowami powoduje znacznie większe niż drenowanie różnice w odpływach sezonowych, ale odpływ wód jest w tym przypadku mniejszy.



Rys. 1. Średnie miesięczne spływy jednostkowe z lat 1992–1999

Fig. 1. Mean monthly unit outflows in the years 1992–1999

Prowadzone przez 8 lat badania umożliwiły scharakteryzowanie obiektów pod względem hydrologicznym oraz odpływu związków azotu i fosforu. Wykazały również znaczne różnice badanych parametrów (tab. 2).

Tabela 2. Średnie stężenia badanych form azotu w wodach odprowadzanych rowem melioracyjnym i drenami okresie badawczym 1992–1999**Table 2.** Mean nitrogen concentrations (in the study period 1992–1999) in waters carried by the ditch and by the drainage system

Okres Period	Stężenie, mg·dm ⁻³ Concentration, mg·dm ⁻³							
	N-NO ₃		N-NO ₂		N-NH ₄		N	
	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains
Rok Year XI–X	1,1814	16,4144	0,0102	0,0035	0,4203	0,1064	1,6119	16,5243
Zima Winter XI–IV	1,5916	17,7543	0,0092	0,0034	0,3902	0,1407	1,9911	17,8984
Lato Summer V–X	0,7375	15,0587	0,0113	0,0036	0,4403	0,0704	1,1891	15,1327
III	1,7205	14,2354	0,0089	0,0028	0,4433	0,1244	2,1727	14,3626
IV	1,4266	16,2866	0,0115	0,0043	0,4911	0,1144	1,9293	16,4053
VIII	0,4475	17,4226	0,0102	0,0030	0,4488	0,0442	0,9065	17,4698

Jako kryterium oceny wpływu systemu melioracyjnego na eutrofizację wód przyjęto graniczne wartości wskaźników w klasach jakości wód powierzchniowych.

Największy wpływ systemu melioracyjnego na eutrofizację wód widać na przykładzie N-NO₃. W badanym wieloleciu stężenie N-NO₃ w wodach odprowadzanych rowem melioracyjnym wahało się od 0,4475 mg·dm⁻³ w sierpniu do 1,7205 mg·dm⁻³ w marcu (tab. 2). Umożliwiło to zakwalifikowanie tych wód do I klasy czystości. Natomiast systemem drenarskim odpływały wody, które można zakwalifikować do III klasy czystości, o znacznie większym stężeniu N-NO₃ – minimalnym w okresie letnim (15,0587 mg·dm⁻³), a maksymalnym w zimie (17,7543 mg·dm⁻³). W okresie badawczym największe stężenie N-NO₃ w odpływie rowem zanotowano w 1992 r. – wynosiło ono 2,358 mg·dm⁻³, natomiast maksymalna wartość stężenia w systemie drenarskim wystąpiła w 1996 r. i wyniosła 24,238 mg·dm⁻³. Taka różnica w stężeniach wynika ze zwiększonej sorpcji azotanów przez roślinność porastającą rowy oraz jest związana ze spowolnionym przepływem w rowach stosunku do przepływu w sieci drenarskiej. Niekorzystnie duże jest stężenie azotanów w wodach drenarskich zimą, szczególnie w marcu i kwietniu – niesorbowane w tym okresie zasilają wody powierzchniowe.

Stężenie N-NO₂ było małe zarówno w wodach drenarskich, jak i w rowie (od 0,0028 mg·dm⁻³ w drenach w marcu do 0,0115 mg·dm⁻³ w rowie w kwietniu). Kwalifikowało to te wody do I klasy czystości. Niewielkie stężenia N-NO₂ można tłumaczyć bardzo krótkim czasem, w którym azotany III w odpływających wodach ulegają przemianom chemicznym.

Stężenie N-NH₄ w drenach wynosiło od 0,0704 mg·dm⁻³ w okresie letnim do 0,1407 mg·dm⁻³ w zimie. W czasie wzmożonych spływów wiosennych wody zaliczano do I klasy czystości. W wodach odprowadzanych strumieniami polnymi stężenie N-NH₄ było zdecydowanie większe – od 0,3902 mg·dm⁻³ w półroczu zimowym do 0,4911 mg·dm⁻³ w kwietniu. Stężenia z marca i kwietnia, które nie przekraczały 0,5 mg·dm⁻³, umożliwiały zaliczenie tej wody do I klasy czystości.

Wpływ systemu melioracyjnego na eutrofizację wód widać także na przykładzie wielkości ładunku N-NO₃ wymywanego ze zlewni. Systemem drenarskim odpływał 18-krotnie większy ładunek N-NO₃ niż rowami (tab. 3). Natomiast w przypadku N-NH₄ i NO₂ sytuacja była odwrotna, ładunek odpływający drenami stanowił połowę ładunku odpływającego strumieniami polnymi, co jest związane z krótkotrwałym charakterem tych związków.

Tabela 3. Średnie wartości ładunku azotu w wodach odprowadzanych rowem i drenami okresie badawczym 1992–1999

Table 3. Mean values of nitrogen load in waters discharged by the ditch and by the drainage system in the study period 1992–1999

Okres Period	Ładunek, kg·ha ⁻¹ Load, kg·ha ⁻¹							
	N-NO ₃		N-NO ₂		N-NH ₄		N	
	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains
Rok Year XI–X	1,1709	21,6244	0,0077	0,0045	0,2684	0,1436	1,7155	21,9162
Zima Winter XI–IV	1,0434	12,0267	0,0062	0,0026	0,2159	0,1010	1,4814	12,2313
Lato Summer V–X	0,1275	9,5977	0,0015	0,0019	0,0525	0,0426	0,2341	9,6849
III	0,3721	2,0365	0,0017	0,0005	0,0650	0,0221	0,5039	2,0813
IV	0,2487	3,1044	0,0020	0,0007	0,0863	0,0305	0,4234	3,1661
VIII	0,0010	1,1922	0,0001	0,0003	0,0013	0,0043	0,0037	1,2012

Roczny cykl hydrologiczny miał zasadniczy wpływ na wymywanie związków azotu w poszczególnych miesiącach i porach roku. W okresie zimowym rowami odpłynęło 89% rocznego ładunku N-NO₃. W marcu strumieniem polnym odpłynęło tylko 0,3721 kg·ha⁻¹, w kwietniu 0,2487 kg·ha⁻¹, natomiast w sierpniu odpływ zanikł. W zlewni odwadnianej drenami odpływ N-NO₃ był 18-krotnie większy i bardziej wyrównany niż w zlewni odwadnianej rowami. W marcu wartość ładunku wymytego wynosiła 2,0365 kg·ha⁻¹, w kwietniu – 3,1044 kg·ha⁻¹, natomiast w sierpniu – 1,1922 kg·ha⁻¹. Proporcje te zostały zachowane w odpływie ogólnej ilości azotu, gdyż N-NO₃ stanowił 98,6% ich sumy w odpływie drenami i 68% w odpływie rowami.

Odpływ azotu amonowego rowami był 2-krotnie większy niż drenami.

Fosfor ma duży wpływ na eutrofizację wód. Źródłem większości związków fosforu występujących w wodach są naturalne procesy wietrzenia minerałów fosforanowych oraz działalność gospodarcza człowieka. Od czasu rozpowszechnienia produkcji detergentów i nawozów sztucznych są one głównymi dostawcami związków fosforowych do wód. Niewielkie stężenie fosforu (od 0,005 do 0,01 mg·dm⁻³), przyczynia się do nadmiernego rozwoju glonów [KOC, SKWIERAWSKI, 2004].

Nie zanotowano większych różnic w stężeniu P-PO₄ i P_{og} w poszczególnych miesiącach i porach roku (tab. 4). Stężenie P_{og} w zlewni odwadnianej rowem było większe w półroczu zimowym (0,2031 mg·dm⁻³) niż w letnim (0,1574 mg·dm⁻³), natomiast w zlewni odwadnianej drenami mniejsze w zimie (0,2072 mg·dm⁻³) niż w okresie letnim (0,2087 mg·dm⁻³), osiągając maksimum w sierpniu (0,2342 mg·dm⁻³). W wodach odpływających zarówno rowem, jak i drenami stężenie P-PO₄ w ciągu całego roku utrzymywało się na prawie identycznym poziomie. Średnia roczna jego wartość w zlewni odwadnianej rowem wynosiła 0,0952 mg·dm⁻³, w zimie – 0,0958 mg·dm⁻³, zaś w lecie – 0,0946 mg·dm⁻³. Większe stężenie zanotowano jedynie w marcu – (0,1257 mg·dm⁻³) i kwietniu (0,1021 mg·dm⁻³). Analogiczna sytuacja utrzymywała się w zlewni odwadnianej drenami, gdzie średnia z całego roku wynosiła 0,1322, w zimie – 0,1335, w okresie letnim – 0,1310, w marcu i sierpniu – 0,1377, a w kwietniu – 0,1119 mg·dm⁻³. Stosunek stężenia w zlewni odwadnianej rowem do stężenia w zlewni odwadnianej drenami wynosił: P_{og} – od 0,96 w kwietniu do 1,54 w sierpniu, P-PO₄ – od 1,10 w marcu i kwietniu do 1,96 w styczniu.

Tabela 4. Średnie stężenia fosforu w wodach odprowadzanych rowem i drenami w okresie badawczym (1992–1999)

Table 4. Mean phosphorus concentrations in waters discharged by the ditch and by the drainage system in the study period 1992–1999

Okres Period	Stężenie, mg·dm ⁻³ Concentration, mg·dm ⁻³			
	P _{og}		P-PO ₄	
	rów ditches	dren drains	rów ditches	dren drains
Rok Year XI–X	0,1802	0,2080	0,0952	0,1323
Zima Winter XI–IV	0,2031	0,2072	0,0958	0,1335
Lato Summer V–X	0,1574	0,2087	0,0946	0,1310
III	0,1782	0,2031	0,1257	0,1379
IV	0,1719	0,1641	0,1021	0,1119
VIII	0,1522	0,2342	0,0874	0,1377

Nie zaobserwowano znaczących różnic stężeń fosforu, na które miałyby wpływ system melioracyjny. Stężenia odpowiadały I klasie czystości wód, oprócz stężenia P_{og} w wodach systemu drenarskiego, które przekroczyły wartość graniczną I klasy czystości o $0,01 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$, a w sierpniu nawet o $0,03 \text{ mg}\cdot\text{dm}^{-3}$ i zostały zakwalifikowane do klasy II.

Średni roczny ładunek P_{og} odpływający ze zlewni odwadnianej drenami wynosił $0,2626 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – zimą $0,1423$, a latem $0,1203 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (tab. 5). Natomiast rowami odpływało rocznie średnio $0,1296 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ – zimą $0,1126$, a latem $0,0170 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Odpływ systemem drenarskim był wyrównany w ciągu roku, natomiast rowem latem odpłynęło 6,6-krotnie mniej P_{og} niż zimą. Proporcje odpływu $P\text{-PO}_4$ były podobne. Ładunek $P\text{-PO}_4$ odpływający drenami był wyrównany w ciągu roku, a w systemie rowów zanotowano 6-krotnie mniejszy odpływ w lecie.

Tabela 5. Średnie wartości ładunku fosforu w wodach odpływających rowem i drenami w okresie badawczym 1992–1999

Table 5. Mean values of phosphorus load in waters discharged by the ditch and by the drainage system in the study period 1992–1999

Okres Period	Ładunek, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ Load, $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$			
	P_{og}		$P\text{-PO}_4$	
	rów ditches	dren drain	rów ditches	dren drain
Rok Year XI–X	0,1296	0,2626	0,0717	0,1711
Zima Winter XI–IV	0,1126	0,1423	0,0607	0,0940
Lato Summer V–X	0,0170	0,1203	0,0110	0,0770
III	0,0317	0,0310	0,0204	0,0211
IV	0,0389	0,0276	0,0194	0,0182
VIII	0,000	0,014	0,000	0,009

Zimowe odpływy fosforu należy uznać za bardziej niebezpieczne, gdyż nie są sorbowane przez roślinność bezpośrednio w zlewni rolniczej, a dopływając do zbiorników w większym stopniu zagrażają jakości ich wód. Wiosną oraz latem stanowią bazę pokarmową dla roślinności brzegowej, która zatrzymuje spływające z pól substancje chemiczne, chroniąc w ten sposób wody powierzchniowe, wpływa również na rozwój glonów.

DYSKUSJA WYNIKÓW BADAŃ

Uzyskane wyniki badań zgadzają się z opracowaniami innych autorów, którzy śledzili migrację składników chemicznych na terenie Pojezierza Mazurskiego i na obszarze kraju. Stężenia N-NO₃ w wodach odpływających z terenów rolnych układały się w ciąg malejący: stężenia w wodach z drenów zimą > w wodach z drenów latem > w wodach z rowu zimą > w wodach z rowu latem. Szersze badania nad zawartością związków azotu i fosforu prowadzono na Nizinie Szczecińskiej, na Pojezierzu Olsztyńskim oraz na Lubelszczyźnie. Większość autorów tych badań zajmowała się wpływem warunków glebowych i sposobu użytkowania zlewni na stężenia składników pokarmowych, głównie biogennych, w wodach drenarskich. W północnej części województwa szczecińskiego badania prowadził BOROWIEC [1988]. Autor stwierdził mniejsze od prezentowanych w niniejszej pracy stężenia składników biogennych – średnio 9,2 mg NO₃·dm⁻³ w wodach z drenów i 3,6 mg NO₃·dm⁻³ w wodach z rowów melioracyjnych oraz bardzo małe stężenia fosforanów w wodach drenarskich – średnio 0,06 mg PO₄·dm⁻³. DURKOWSKI [1998] prowadził badania w dolinie dolnej Odry i zlewni jeziora Miedwie. Średnie stężenia azotanów i fosforanów – podawane przez tego autora – w wodach z drenów na terenie Niziny Szczecińskiej były podobne jak w pracy BOROWCA [1998] i wynosiły odpowiednio 9,18 mg NO₃·dm⁻³ i 0,15 mg PO₄·dm⁻³. Stężenia tych składników w wodach z rowów melioracyjnych pobranych z tego obszaru były jeszcze mniejsze i nie przekraczały 2,35 mg NO₃·dm⁻³ i 0,03 mg PO₄·dm⁻³. Na Pojezierzu Olsztyńskim badania nad zawartością azotu azotanowego i amonowego w wodach drenarskich prowadził KOC i in. [1996]. Autor stwierdził małe zawartości azotanów zarówno w wodach z drenów (3,33 mg NO₃·dm⁻³), jak i w wodach pobranych z rowów melioracyjnych (2,16 mg NO₃·dm⁻³). Zawartość azotu amonowego wynosiła 0,51 i 0,77 mg NH₄·dm⁻³, odpowiednio w wodach z drenów i z rowów. Natomiast PONDEL i TERELAK [1981] wykazują w swoich badaniach stężenie 27,0 mg NO₃·dm⁻³, 0,12 mg NH₄·dm⁻³ i 0,07 mg PO₄·dm⁻³ w wodach drenarskich oraz 1,50 N-NO₃ mg·dm⁻³, 0,64 mg NH₄·dm⁻³ i 0,11 mg PO₄·dm⁻³ w wodach z rowów. Badania prezentowane w niniejszej pracy były prowadzone na obszarach intensywnego rolnictwa i dlatego wartości stężeń są większe niż podają autorzy badań na Pojezierzu Szczecińskim, ale zbliżone do uzyskanych w badaniach Pondla i Terelaka prowadzonych na obszarach rolniczych Lubelszczyzny.

WNIOSKI

1. Wpływ systemu melioracyjnego na eutrofizację wód jest znaczny, co szczególnie wyraźnie widać na przykładzie związków azotu, który systemem drenarskim jest odprowadzany w wielokrotnie większych ilościach i stężeniu niż systemem rowów melioracyjnych. Wpływ rodzaju systemu melioracyjnego na wymywanie fosforu jest mniejszy.

Odpływ N-NO₃ z gleb uprawnych zależy od warunków meteorologicznych i systemu odwadniania. W przypadku zdrenowanych gleb ciężkich wynosi on rocznie średnio 22 kg N-NO₃·ha⁻¹, a maksymalnie może osiągać 50 kg N-NO₃·ha⁻¹ i jest niebezpieczny dla wód powierzchniowych. Z tego samego terenu odwadnianego rowami odpływ N-NO₃ jest 16-krotnie mniejszy i nie stanowi zagrożenia dla wód otwartych.

2. Stężenie N-NO₃ w wodach w rowach melioracyjnych nie przekracza kilku mg·dm⁻³, a w okresie letnim zmniejsza się poniżej 1 mg N-NO₃ dm⁻³. Stężenie N-NH₄ jest przez cały rok na poziomie 0,4 mg·dm⁻³, na co znaczny wpływ ma sorpcja biologiczna związków azotu, głównie przez rośliny porastające rowy.

3. Odpływ N-NO₃ z wodami drenarskimi z gleb odbywa się przez cały rok z nasileniem w marcu i kwietniu. Odpływ azotanów z obszarów odwadnianych rowami odbywa się zimą, z wyraźnym maksimum w marcu i kwietniu i minimum (bądź zanikiem) w sierpniu. Zimą system drenarski odprowadzał z pól 10-krotnie więcej N-NO₃ niż rowy.

4. Roczny odpływ fosforu z pól systemem drenarskim wynosił 0,26 kg P·ha⁻¹ i był 2-krotnie większy niż odpływ rowem. Odpływ fosforu z gleb zimą jest zbliżony w obu systemach odwodnień, natomiast odpływ letni 7-krotnie mniejszy w przypadku odwadniania rowem niż drenami.

LITERATURA

- BOROWIEC S., ZABŁOCKI Z., 1988. Rolnicze zanieczyszczenia obszarowe wód odpływających ze zlewni rolniczych i działów drenarskich północno-zachodniej Polski. Zesz. Nauk. AR Szczecin. Rol. 134 s. 27–59.
- CHELMICKI W., 2001. Woda zasoby, degradacja, ochrona. Warszawa: PWN ss. 306.
- DURKOWSKI T., 1998. Chemizm wód drenarskich obiektów Pomorza Zachodniego. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 458 s. 349–357.
- HERMANOWICZ W., DOJLIDO J., DOŻAŃSKA W., KOZIOROWSKI B., ZERBE J., 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Warszawa: Arkady ss. 556.
- IGRAS J., 2004. Zawartość składników mineralnych w wodach drenarskich z użytków rolnych w Polsce. Puławy: IUNG z. 13 ss. 123.
- KOC J., SKWIERAWSKI A., 2004. Fosfor w wodach obszarów rolniczych. Zesz. Nauk. AE Wrocł. Chemia 1017 s. 165–182.
- KOC J., SOLARSKI K., 2004. Wpływ systemu melioracyjnego na odpływ składników nawozowych z gleb użytkowanych rolniczo. Nawozy i Nawożenie 2 s. 31–40.
- KOC J., CIEĆKO Cz., JANICKA R., ROCHWERGER A., 1996. Czynniki kształtujące poziom mineralnych form azotu w wodach obszarów rolniczych. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 440 s. 175–185.
- PONDEL H., TERELAK H., 1981. Skład chemiczny wód drenarskich jako podstawa oceny strat składników mineralnych wymywanych do wód gruntowych. Pam. Puł. 75 s. 149–167.
- SOLARSKI H., SKRODZKI M., 1966. Odpływ oraz chemizm wód rzecznych i drenarskich w terenie pagórkowatym. Wiad. IMUZ t. 4 z. 3 s. 148–156.
- SOLARSKI K., 2002. Stosunki hydrologiczne i odpływ biogenów ze zlewni rolniczych i leśnych na Pojezierzu Mazurskim. Olsztyn: UWM pr. dokt. maszyn. ss. 144.

Józef KOC, Kamil SOLARSKI

**THE EFFECT OF RECLAMATION SYSTEMS
ON WASHING NITROGEN AND PHOSPHORUS OUT
OF AGRICULTURALLY USED CATCHMENTS**

Keywords: drains, eutrophication of waters, field streams

S u m m a r y

Studies on migration of chemical compounds were carried out between 1992 and 1999 in two agricultural catchments located in Olsztyńskie Lakeland. Analyses were made in a 72 ha catchment drained with a ditch and in an 8 ha catchment drained with a network of drains.

The outflow of nitrates with drainage waters from heavy soils occurred throughout the year, most intensively in March and April. The outflow of nitrates from areas drained by ditches intensified in winter with a distinct maximum in March and April, and a minimum (or disappearance) in August. In winter the drainage system carried away 10 times more nitrates from fields than did the ditches. The annual outflow of phosphorus from fields through the drainage system amounted $0.26 \text{ kg P}\cdot\text{ha}^{-1}$ and was twice as high as the outflow through ditches. The outflow of phosphorus from soil in winter was similar in both drainage systems while the summer outflow was 7 times lower in the ditch than that drained by the drainage system.

Recenzenci:

prof. dr hab. Andrzej Sapek

dr Anna Zdanowicz

Praca wpłynęła do Redakcji 18.10.2005 r.