

WPŁYW ZMIANY UŻYTKOWANIA GRUNTU NA JAKOŚĆ WÓD OBSZARU ZDRENOWANEGO W LIDZBARKU WARMIŃSKIM

Ireneusz Cymes¹, Daniel Szejba², Sławomir Szymczyk¹,
Ilona Świtajska¹, Ewelina Olba-Zięty³

¹ Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 2, 11-041 Olsztyn

² Katedra Kształtowania Środowiska, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa

³ Centrum Badań Energii Odnawialnej, Uniwersytet Warmińsko-Mazurski w Olsztynie, ul. Oczapowskiego 2, 11-041 Olsztyn

STRESZCZENIE

Badaniami objęto wody gruntowe, odpływające siecią drenarską oraz zretencjonowane w oczku wodnym zlokalizowanym na obszarze użytkowanym rolniczo, w części działu drenarskiego obiektu Lidzbark Warmiński na Równinie Sępopolskiej. Badania wykonywano w latach 1998–2000 po zdrenowaniu użytków zielonych oraz w latach 2008–2010, po transformacji gruntu obsianego pszenicą ozimą. Celem badań było określenie zmian jakości wód po zmianie sposobu użytkowania terenu. Badania wykazały, że na skutek zmiany sposobu użytkowania ziemi i zaniechaniu nawożenia mineralnego w oczkach wodnych stwierdzono zmniejszenie stężeń większości składników mineralnych, oraz zwiększenie wartości pH, stężeń potasu, magnezu siarczanów i wodorowęglanów. W wodach gruntowych zanotowano wzrost stężeń mineralnych form azotu, fosforu fosforanowego, potasu, magnezu oraz żelaza ogólnego i wodorowęglanów, zaś zmniejszenie stężeń wapnia, sodu, siarczanów i chlorków. W wodzie drenazowej nastąpił wzrost stężeń większości oznaczanych składników, oprócz azotu amonowego i chlorków.

Słowa kluczowe: jakość wody, wody gruntowe, odpływy drenarskie, oczka wodne

INFLUENCE OF THE CHANGE OF USING SOIL TO THE WATER QUALITY ON THE DRAINAGE SYSTEMS IN OBJECT LIDZBARK WARMIŃSKI

ABSTRACT

The study included groundwater outflow drainage systems and collected in the pond located at the agricultural use area in the portion of the drainage facility Lidzbark Warmiński located on the Sępopolska Plain. The study was performed in two periods: the first one was in 1998–2000 (just after was made drainage), in which the discussed area was used as pasture, and the second in 2008–2010, in which after plowed of the soil was cultivated winter wheat. The aim of the study was to determine changes in water quality after the change of the way of land use. Examinations showed that as a result of the change of the way of using the area and ceasing of mineral fertilizing in waters of the pond was a reduction in the concentrations of the most mineral components, but an increase of pH reaction and concentrations of po-

tassium, magnesium of sulfates and bicarbonates. In groundwaters observed increased the content of concentrations of mineral forms of nitrogen, phosphatic phosphorus, potassium, magnesium, general iron and bicarbonates, and a reduction in the concentrations of calcium, sodium, sulfates and chlorides. However in the water which outflow from drainage pipelines system from the research area was an increase of concentrations most of the determined substances, apart from ammonia nitrogen and chlorides.

Keywords: water quality, groundwater, outflows from drainage system, small ponds.

WSTĘP

Na skutek działalności rolniczej, dążącej do maksymalizowania produkcji, do agroekosystemów wprowadzane są znaczne ilości składników biogenych w formie nawozów naturalnych i sztucznych, które nie w pełni wykorzystane rozpraszają się w środowisku. Mogą być także wymywane w głąb profilu glebowego, a następnie przenikać do wód powierzchniowych i gruntowych, co stanowi zagrożenie dla ich jakości [Durkowski i in. 2007; Koc i Szyperek 2004; Zbierska i in. 2011]. Do innych czynników wpływających na jakość wód odpływających z obszarów użytkowanych rolniczo można zaliczyć budowę geologiczną podłoża, ukształtowanie terenu, sposób zagospodarowania zlewni, w tym udział i rozmieszczenie w niej gruntów ornych, trwałych użytków zielonych, obszarów leśnych, bagien i mokradeł, oczek wodnych, zadrzewień i zakrzewień, rodzaj gleb, ich zdolność buforową i sorpcyjną, intensywność migracji związków biogenych w profilu glebowym oraz naturalne potrzeby roślin i bakterii glebowych [Rafałowska 2007; Rauba 2009; Szymczyk i Świtajska 2013]. Duży wpływ mają również melioracje odwadniające. Drenowanie użytków rolnych przyspiesza odpływ wody oraz intensyfikuje wymywanie składników z gleb, co jest szczególnie widoczne w przypadku drenowania gleb lekkich. Spośród składników gleby dla kształtowania chemizmu wód gruntowych i drenarskich podstawowe znaczenie mają minerały ilaste oraz materia organiczna. W wodach odpływających systemami drenarskimi często obserwuje się podwyższoną koncentrację substancji biogenych będących podstawowymi składnikami nawozów [Jończak 2010].

Z krajobrazem rolniczym terenów młodoglacjalnych ściśle związane są śródpolne oczka wodne. Położenie ich na terenach intensywnej produkcji rolniczej powoduje powstawanie zagrożenia zanieczyszczeniem związkami biogenymi, dopływającymi przez spływy powierzchniowe, dopływ gruntowy lub zasilenie wodami dopływającymi z sieci drenarskiej. Dodatkowymi czynnikami wpływającymi na przemieszczanie się zanieczyszczeń między oczkiem a jego mikrozelewnią są czynniki antropogeniczne, np. sposób i terminy prowadzenia zabiegów agrotechnicznych oraz warunki naturalne, takie jak m.in. rozkład i intensywność opadów atmosferycznych, czy budowa profilu glebowego [Fiedler 2011].

Celem badań było określenie zmian jakości wód powierzchniowych, gruntowych i odpływów drenarskich w dwóch okresach (w latach 1998–2000 i 2008–2010) róż-

nicowanych pod względem sposobu rolniczego użytkowania gruntów na obiekcie drenarskim Lidzbark Warmiński.

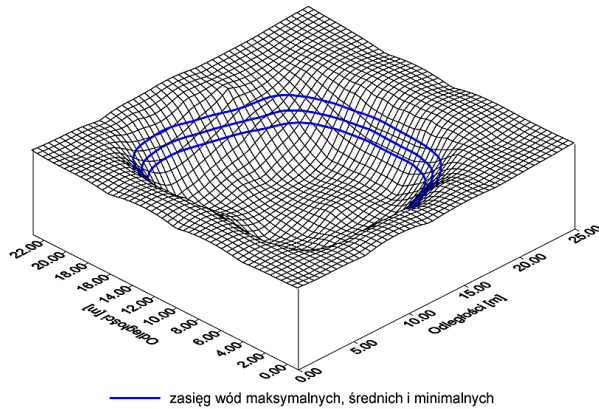
MATERIAŁ I METODY

Obiekt badań położony jest w północno-wschodniej Polsce (54°08' N, 20°36' E), w południowo-zachodniej części mezoregionu Równina Sępopolska (wchodzi w skład makroregionu Nizina Staropruska), podprovincji Pobrzeże Wschodniobałtyckie, prowincji Niż Wschodniobałtycki [Kondracki 2000]. Według podziału administracyjnego omawiany obszar znajduje się w województwie Warmińsko-Mazurskim, częściowo w granicach miasta Lidzbark Warmiński i częściowo wsi Koniewo.

W 1998 roku na omawianym terenie wykonano drenowanie systematyczne na łącznej powierzchni 274 ha. Sieć drenarską wykonaną z rurociągów z PCW ułożono na głębokości 0,9 m. Z uwagi na dużą zwięzłość i nieprzepuszczalność gleb na całym obiekcie zastosowano dodatkowe przykrycie rurociągów drenarskich warstwą orno-próchniczną o grubości 15 cm.

Do badań hydrochemicznych wytypowano część działu drenarskiego o powierzchni 2,60 ha zamkniętego studzienką typu S-1. Rozstawa sączków drenarskich w tym dziale wynosi 21 m. Średni spadek terenu, nachylonego w kierunku północnym, wynosi 2,9%. W objętej badaniami zlewni drenarskiej występują czarne ziemie wytworzone z gliny średniej pylastej zaliczanej do klasy III bonitacyjnej gleb. Omawiany teren w latach 1998–2000 stanowił użytki zielone, zaś w latach 2008–2010 – jako grunty orne obsiane pszenicą ozimą. Ze zmianą sposobu użytkowania gruntów związane było też różne ich nawożenie. W pierwszym okresie nawożenie użytków zielonych odbywało się według tego samego schematu i wynosiło 187 kg N·ha⁻¹ w postaci saletry amonowej stosowanej w następujących dawkach i terminach: 51 kg N·ha⁻¹ w okresie od 1 do 15 kwietnia, 51 kg N·ha⁻¹ po I pokosie (do 10 czerwca), 51 kg N·ha⁻¹ po II pokosie (do 15 lipca) i 34 kg N·ha⁻¹ po III pokosie (do 20 sierpnia). W latach 2008–2010 gruntów ornych położonych w wytypowanej do badań części działu drenarskiego nie nawożono.

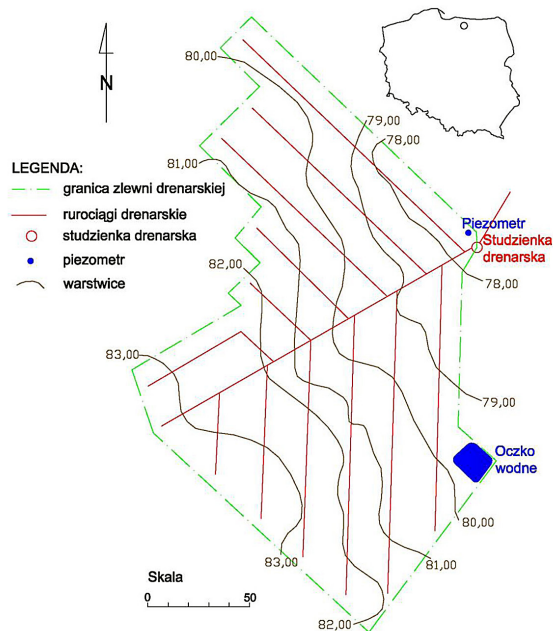
W południowo-wschodniej części terenu znajduje się oczko wodne. Przed wykonaniem melioracji było to zagłębienie o wyraźnych skarpach i z okresowo utrzymującym się na powierzchni terenu zwierciadło wody (średnia głębokość 0,15 m) i powierzchni 390 m². Charakteryzowało się ono ubogą roślinnością. Występowały w nim zbiorowiska szuwarów trawiastych, turzycowych, na tle których dominowała pałka szerokolistna (*Typha latifolia* L.). Podczas wykonywania robót melioracyjnych w 1998 roku oczko pogłębiono do średniej głębokości 1,0 m. W celu zabezpieczenia zwierciadła wody w tym i innych zbiornikach powierzchniowych przed oddziaływaniem sieci drenarskiej rurociągi ułożono w odległości co najmniej pełnej rozstawy. Oczko wodne w obecnej formie z zaznaczonymi stanami charakterystycznymi wyznaczonymi na podstawie odczytów wodowskazowych wykonywanych w okresie prowadzonych badań przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Kształt czaszy oczka z zaznaczonymi charakterystycznymi stanami wód

Badania prowadzono w dwóch okresach pomiarowych: po wykonaniu drenowania w latach hydrologicznych 1998–2000 (użytki zielone) oraz w latach 2008–2010 (grunty orne). Określenie zawartości wybranych związków chemicznych przeprowadzono w wodach (rys. 2):

- ze śródpolnego oczka,
- dopływających zbieraczem o średnicy 10 cm do studzienki drenarskiej,
- gruntowych pobieranych z piezometru.



Rys. 2. Lokalizacja punktów pomiarowych

Wodę do analiz chemicznych pobierano raz w miesiącu, do szczelnych polietylenowych pojemników o objętości 3 litrów, wcześniej dwukrotnie je przemywając. W badanych wodach bezpośrednio w terenie oznaczano: pH, przewodnictwo elektrolityczne właściwe (przewodnictwo) oraz po przetransportowaniu do laboratorium: azot azotanowy V ($N-NO_3$), azot amonowy ($N-NH_4$), fosfor fosforanowy ($P-PO_4$), potas (K^+), sód (Na^+), wapń (Ca^{+2}), magnez (Mg^{+2}), żelazo ogólne (Fe_{og}), siarczany (SO_4^{-2}), chlorki (Cl^-) i wodorowęglany (HCO_3^{-}) standardowo stosowanymi metodami [Hermanowicz i in. 1999; Michalski 2005]. Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej wykorzystując program Statistica ver. 10 PL: określono normalność rozkładu danych testem Shapiro-Wilka przy $p \leq 0,05$, a następnie grupy jednorodnie za pomocą testu Kruskala-Wallisa.

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

W pierwszych latach po wykonaniu drenowania (1998-2000) wody powierzchniowe (ze śródpolnego oczka), gruntowe i odpływające siecią melioracyjną charakteryzowały się znaczną zmiennością pH, przy czym największe wahania jego wartości wystąpiły w wodzie oczka wodnego: od pH 6,1 do pH 9,6 (tab. 1). W wodach gruntowych pH wzrosło z 6,9 do 7,6. Zbliżone wartości pH stwierdził Brysiewicz i in. [2013] w wodach gruntowych występujących w glebach zbudowanych z gliny średniej uprawianych ornice (od pH 6,6 do pH 7,2). Mniejsze wartości pH badanych wód i większą jego zmienność odnotowywano w pierwszych miesiącach funkcjonowania drenowania. W latach 2008–2010 odnotowywane pH było stabilne i zmieniało się w przedziale od pH 8,1 do pH 8,5 w wodach gruntowych i powierzchniowych oraz od pH 8,3 do pH 8,7 w wodach odpływających siecią drenarską. Uprawa orna gleb wpłynęła również na zwiększenie wymywania składników w głąb profilu glebowego, na co wskazują większe wartości przewodnictwa wód odpływających siecią drenarską.

W wodzie oczka wystąpiła tendencja odwrotna. W okresie użytkowania terenu jako pastwiska przewodnictwo występowało w przedziale od $291 \mu S \cdot cm^{-1}$ do $655 \mu S \cdot cm^{-1}$ (średnio $447 \mu S \cdot cm^{-1}$). Na podobnym poziomie przewodnictwo występowało w wodzie oczka zlokalizowanego wśród gruntów ornych: od $301 \mu S \cdot cm^{-1}$ do $615 \mu S \cdot cm^{-1}$ (średnio $400 \mu S \cdot cm^{-1}$) [Brysiewicz i in. 2013]. W okresie użytkowania ornego zlewni oczka objętego niniejszym opracowaniem wartość przewodnictwa wody w nim zretencjonowanej była o ponad 22% mniejsza. Mogło to wynikać z braku stosowania nawożenia mineralnego w tym okresie. O wpływie użytkowania zlewni oczka i stosowanego nawożenia na kształtowanie się przewodnictwa świadczą wyniki uzyskane przez Szymczyka i Świtajską [2013], którzy uzyskali jeszcze mniejsze jego wartości w oczku położonym na glebach wyłączonych z użytkowania rolniczego.

Po 10 latach funkcjonowania drenażu zanotowano wzrost stężenia K^+ i Mg^{+2} we wszystkich wodach badanej części zlewni drenarskiej. Wzrosło 13-krotnie stężenie żelaza ogólnego w wodach gruntowych, niemniej nie było ono statystycznie istotne

Tabela 1. Wpływ sposobu użytkowania ziemi na pH, przewodnictwo elektrolityczne oraz stężenia kationów metali i żelaza ogólnego w wodach na terenie zlewni drenarskiej w latach 1998–2000 i 2008–2010 ($\text{mg}\cdot\text{dm}^{-3}$)

Wskaźnik		Lata 1998–2000			Lata 2008–2010		
		wody gruntowe	odpływ drenarski	oczko wodne	wody gruntowe	odpływ drenarski	oczko wodne
pH	min. – max.	6,9–7,6	6,4–8,0	6,1–9,6	8,1–8,5	8,3–8,7	8,1–8,5
Przewodnictwo ¹	min. – max.	584–1830	254–1798	291–655	522–1004	584–1297	147–601
	średnia \pm s.d.	944 \pm 336	962 \pm 366	447 \pm 82	760 \pm 156	1054 \pm 236	347 \pm 106
	grupa*	b	c	a	c	c	a
K ⁺	min. – max.	1,6–8,2	1,4–7,6	0,2–8,2	3,5–62,0	4,1–13,7	3,2–16,7
	średnia \pm s.d.	3,4 \pm 1,7	4,1 \pm 1,3	3,9 \pm 2,3	14,9 \pm 16,1	6,3 \pm 3,3	7,6 \pm 4,7
	grupa*	a	a	a	b	ab	b
Mg ²⁺	min.–max.	4,5–14,6	2,8–33,3	1,8–60,7	23,4–52,1	27,3–116,9	4,8–44,9
	średnia \pm s.d.	10,5 \pm 3,4	14,6 \pm 7,7	12,3 \pm 9,9	37,8 \pm 8,6	78,4 \pm 28,0	18,0 \pm 8,6
	grupa*	a	a	a	b	b	a
Ca ²⁺	min. – max.	57,9–260,0	24,2–191,0	21,8–77,0	79,3–156,4	82,8–187,8	22,2–80,2
	średnia \pm s.d.	111,7 \pm 54,8	111,2 \pm 43,4	50,4 \pm 13,1	106,6 \pm 24,0	144,5 \pm 33,3	45,0 \pm 15,1
	grupa*	b	b	a	b	b	a
Na ⁺	min. – max.	12,0–63,0	3,2–43,2	1,0–13,8	15,0–35,1	11,0–55,2	2,1–21,7
	średnia \pm s.d.	28,4 \pm 13,4	21,2 \pm 10,5	10,0 \pm 2,9	24,9 \pm 5,4	36,4 \pm 14,1	8,5 \pm 4,3
	grupa*	b	b	a	b	b	a
Fe _{og.}	min. – max.	0,32–3,84	0,07–2,05	0,02–9,51	0,61–58,31	0,01–6,96	0,11–1,36
	średnia \pm s.d.	1,48 \pm 1,11	0,57 \pm 0,51	0,61 \pm 1,65	19,28 \pm 18,16	1,25 \pm 2,55	0,35 \pm 0,31
	grupa*	b	ab	a	b	ab	a

Oznaczenia: ¹ [$\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$]; grupa* – jednakowymi literami oznaczono grupy jednorodnie określone nieparametrycznym testem Kruskala-Wallisa, przy $p < 0,05$.

ze względu na stosunkowo duże zróżnicowanie stężeń w obydwu okresach badawczych. Na skutek zmiany sposobu użytkowania ziemi wzrosło wymywanie metali z gleby ornej, na co wskazują znacznie większe ich stężenia w wodach odpływających rurociągami drenarskimi, ale istotne statycznie było ono tylko w przypadku Mg²⁺. W wodach tych zanotowano również wzrost przewodnictwa elektrolitycznego średnio o około 10%.

Dominującym pod względem stężenia kationem w wodach był wapń. W porównaniu do wód gruntowych i odpływających siecią drenarską w obydwóch okresach badawczych jego istotnie mniejsze stężenia stwierdzono w wodzie powierzchniowej. Podobne zależności stwierdzili Kosturkiewicz i Fiedler [1995] na Pojezierzu Gnieźnieńskim. Tam również kationem dominującym w wodach był wapń, a jego największe zawartości występowały w wodzie gruntowej, mniejsza – w wodach z odpływów drenarskich, a najmniej w oczkach wodnych. Wynika to z ługowania wapnia z gleby. W wodach gruntowych występuje znacznie większe stężenie CO₂ niż w atmosferze.

Woda dostając się do oczka uwalnia go do atmosfery, co powoduje wytrącanie się związków wapnia i zmniejszenie jego stężenia w wodzie śródpolnych zbiorników wodnych [Kosturkiewicz i Fiedler 1995]. Nieco większe stężenia Ca^{+2} stwierdzono w wodzie drenażowej niż w głębiej położonej wodzie gruntowej. Mogło być to związane ze zwiększeniem jego wymywania w konsekwencji wzrostu intensywności przemieszczania wody w profilu gleb użytkowanych ornie.

W pierwszych latach po drenowaniu (1998–2000) wody charakteryzowały się wyższymi stężeniami azotu amonowego i chlorków. Natomiast 10 lat później, po zmianie formy użytkowania gruntów, zanotowano wzrost stężeń biogenów i wodorowęglanów w wodach gruntowych. Wzrosła również wymywalność składników z gleby do wód drenarskich. W wodach odpływających siecią drenarską zanotowano wzrost stężenia azotu azotanowego średnio o $1,11 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, fosforu fosforanowego średnio o $0,26 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, siarczanów średnio o $34 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wodorowęglanów średnio o $166 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (tab. 2). Zmiana sposobu użytkowania terenu z użytków zielonych na grunty orne, pomimo braku nawożenia mineralnego, spowodowało zwiększenie w wodach gruntowych stężenia N-NO_3 , N-NH_4 , P-PO_4 i HCO_3^- , oraz zmniejszenie stężeń Cl^- i SO_4^{-2} .

Tabela 2. Wpływ sposobu użytkowania ziemi na stężenie mineralnych form azotu i fosforu oraz siarczanów, chlorków i wodorowęglanów w wodach na terenie zlewni drenarskiej w latach 1998–2000 i 2008–2010 ($\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$)

Wskaźnik		Lata 1998–2000			Lata 2008–2010		
		wody gruntowe	odpływ drenarski	oczko wodne	wody gruntowe	odpływ drenarski	oczko wodne
N-NH_4	min. – max.	0,20–1,92	0,13–1,76	0,06–3,54	0,29–2,00	0,20–0,81	0,04–0,49
	średnia \pm s.d.	0,84 \pm 0,56	0,64 \pm 0,41	0,68 \pm 0,64	1,21 \pm 0,53	0,39 \pm 0,20	0,22 \pm 0,12
	grupa*	bc	bc	bc	c	ab	a
N-NO_3	min. – max.	0,03–3,27	0,01–5,95	0,01–2,32	0,05–3,62	0,13–9,58	0,01–0,63
	średnia \pm s.d.	0,62 \pm 1,01	0,52 \pm 1,05	0,51 \pm 0,79	0,88 \pm 1,23	1,63 \pm 3,51	0,12 \pm 0,25
	grupa*	ab	ab	b	ab	ab	a
P-PO_4	min. – max.	0,03–0,52	0,02–0,28	0,01–0,62	0,04–0,45	0,02–1,44	0,01–0,07
	średnia \pm s.d.	0,12 \pm 0,14	0,09 \pm 0,06	0,12 \pm 0,15	0,21 \pm 0,15	0,35 \pm 0,61	0,03 \pm 0,02
	grupa*	abc	bc	a	bc	abc	a
Cl^-	min. – max.	13–90	12–48	11–25	7–67	10–23	2–15
	średnia \pm s.d.	26 \pm 22	26 \pm 8	16 \pm 4	17 \pm 16	14 \pm 4	6 \pm 4
	grupa*	c	c	b	bc	b	a
SO_4^{-2}	min. – max.	154–791	39–944	14–137	46–179	73–611	1–117
	średnia \pm s.d.	311 \pm 187	339 \pm 235	69 \pm 31	122 \pm 44	373 \pm 169	15 \pm 30
	grupa*	c	c	ab	bc	c	a
HCO_3^-	min. – max.	154–330	88–396	9–242	244–512	214–531	85–262
	średnia \pm s.d.	236 \pm 51	222 \pm 75	142 \pm 48	372 \pm 78	388 \pm 108	219 \pm 47
	grupa*	c	b	a	c	c	bc

* grupy jednorodne określone nieparametrycznym testem Kruskala-Wallisa, $P < 0,05$.

Zwiększone stężenia mineralnych form azotu, $P-PO_4$ oraz HCO_3^- mogło wynikać z bardzo zasobnego w składniki pokarmowe stanowiska po stosunkowo intensywnie wieloletnim użytku zielonym. Wskazuje to, orne użytkowanie ziemi, nawet na glebach związlejszych, powoduje zwiększenie zanieczyszczenia wód gruntowych mobilnymi w środowisku glebowym formami azotu i fosforu. Analogiczne tendencje (z wyjątkiem $N-NH_4$) stwierdzono w przypadku wód drenarskich. Wystąpienie średnio prawie 2-krotnie mniejszego stężenia $N-NH_4$ w wodach drenarskich pod gruntami ornymi mogło być związane z intensywniejszą nityfikacją azotu w lepiej natlenionej wierzchniej warstwie gleby niż pod użytkami zielonymi. Wskazują na to znacznie większe stężenia $N-NO_3$ w tych wodach. Potwierdzają to wyniki jakie uzyskali Koc i Szyperek [2004]. Według ich badań stężenie $N-NH_4$ w wodach drenarskich odpływających z gleb ciężkich Pojezierza Olsztyńskiego wynosiło $0,10 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a $N-NO_3 - 2,72 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. A więc w wodach drenarskich na obiekcie Lidzbark Warmiński w latach 2008–2010 występowało średnio o $1,09 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ mniej $N-NO_3$. Zmiana sposobu użytkowania gleb spowodowała około 4-krotny wzrost stężenia $P-PO_4$ w wodzie odpływającej siecią drenarską. Wielkość odpływu tego składnika przekroczyła średnie stężenie zanotowane w wodzie odpływającej z gleb lekkich z zastosowanym nawożeniem w ilości około $N - 100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $P - 40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, $K - 50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [Rafałowska 2007]. Jako jedną z przyczyn nadmiernego odpływu głównych biogenów z gleb Pulikowski [2008] podaje brak proporcjonalności w dostępie składników nawozowych dla roślin. Jako przyczynę wymienia się najczęściej niedobór w glebie potasu dostępnego dla roślin.

W badanej części zlewni drenarskiej najmniej obciążone wody mineralnymi formami azotu ($N-NO_3$ i $N-NH_4$), $P-PO_4$, Cl^- i SO_4^{-2} występowały w oczku w okresie uprawy ornej. Wynikało to bezpośrednio z zaprzestania nawożenia mineralnego, które stanowiło najważniejsze źródło tych składników przenikających głównie w formie zmywów powierzchniowych do zbiornika wodnego położonego w lokalnym obniżeniu terenu.

WNIOSKI

1. Sposób użytkowania terenu znacząco różnicował skład chemiczny wód gruntowych, odpływów drenarskich i w oczku. Istotnie mniejsze stężenia większości z składników występowały w oczku wodnym.
2. Zmiana sposobu użytkowania gleb z użytków zielonych na grunty orne i zaprzestanie nawożenia mineralnego spowodowała zmniejszenie w wodach oczka stężeń większości składników mineralnych, ale zwiększenie wartości pH oraz stężeń potasu, magnezu siarczanów i wodorowęglanów.
3. Na skutek zmiany sposobu użytkowania ziemi na grunty orne, pomimo braku nawożenia mineralnego, zanotowano w wodach gruntowych wzrost stężeń mineralnych form azotu, fosforu fosforanowego, potasu, magnezu oraz żelaza

ogólnego i wodorowęglanów, zaś zmniejszenie stężeń wapnia, sodu, siarczanów i chlorków.

4. Po 10 latach funkcjonowania drenaży w wodzie drenowanej stwierdzono wzrost stężeń większości badanych składników oprócz azotu amonowego i chlorków.

Podziękowania

Praca została wykonana w ramach projektów badawczych nr N N305 039234 i N N305 171840.

LITERATURA

1. Brysiewicz A., Wesołowski P., Rawicki K. 2013. Porównanie stężenia składników chemicznych w wodzie ze śródpolnego oczka wodnego oraz w wodzie gruntowej z przylegających terenów rolniczych. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, t. 13, z. 2(42): 17-31.
2. Durkowski T., Burczyk P., Królak B. 2007. Stężenie wybranych składników chemicznych w wodach gruntowych i roztworze glebowym w małej zlewni rolniczej. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie*, t. 7, z. 1(19): 5-15.
3. Fiedler M. 2011. Zawartość azotu mineralnego w wodzie gruntowej mikrozewni śródpolnego oczka wodnego i w oczku na Pojezierzu Gnieźnieńskim. *Nauka Przyr. Technol.* 5, 6: #104.
4. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Kozirowski B., Zerbe J. 1999. Fizyko-chemiczne badanie wody i ścieków. Wyd. Arkady, Warszawa, ss. 558.
5. Jończak J. 2010. Chemizm wód zasilających Jarosławiankę (zlewnia Wieprzy). *Słupskie Prace Geograficzne*, 7: 83-101.
6. Koc J., Szyperek U. 2004. Skuteczność barier biogeochemicznych w ograniczaniu spływu azotu w środowisku rolniczym. *Annales UMCS, Sec. E*, 59, 1: 93-100.
7. Kondracki J. 2000. *Geografia regionalna Polski*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, ss.441.
8. Kosturkiewicz A., Fiedler M. 1995. Oczka wodne w eksploatacji systemów drenarskich na terenach bogato urzeźbionych. *Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu*, nr 266: 191-199.
9. Pulikowski K. 2008. Stężenie azotanów w wodach drenarskich odpływających z wybranych obiektów na Dolnym Śląsku. *Acta Sci. Pol., Formatio Circumiectus* 7 (2): 29-36.
10. Rafałowska M. 2007. Wpływ gospodarstwa rolnego na odpływ fosforu siecią drenarską. *Proceedings of ECOpole*, Vol. 1, No. 1/2: 221-225.
11. Rauba M. 2009. Zawartość związków azotu i fosforu w wodach gruntowych zlewni użytkowanej rolniczo na przykładzie zlewni rzeki Śliny. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, nr 40: 505-512.
12. Szymczyk S., Świtajka I.J. 2013. Wpływ użytku ekologicznego na ograniczenie odpływu zanieczyszczeń z zagrody wiejskiej. *Inżynieria ekologiczna*, 34: 214-221.
13. Zbierska J., Ławniczak A.E., Kupiec J., Zbierska A. 2011. Stężenie składników biogennych w wodach gruntowych i podziemnych w zlewni bezpośredniej Jeziora Niepruszewskiego narażonego na zanieczyszczenia pochodzenia rolniczego. *Nauka Przyr. Technol.* 5, 5: #103.