

ZMIANY STĘŻENIA I ŁADUNKU SKŁADNIKÓW BIOGENNYCH W WODZIE RZEKI WARTY MIĘDZY PRZEKROJAMI OBORNIKI I SKWIERZYNA

Krzysztof Górecki

Akademia Rolnicza w Poznaniu

Streszczenie. Badania prowadzone w zlewni własnej rzeki Warty między Obornikami (km 206,3) a Skwierzyną (km 92,2) miały na celu określenie czynników wpływających na samooczyszczanie się wody. Wzięto pod uwagę użytkowanie ziemi, rodzaj gleb, jeziorność zlewni, opady atmosferyczne i temperaturę powietrza w okresie dziesięciu lat, a ponadto chemizm opadów atmosferycznych, przepływy wody, morfologię koryta rzeki i użytkowanie strefy brzegowej. Wyniki badań wykazały, że zmniejszeniu dopływu biogenów do wód Warty sprzyja mały udział gruntów ornych, a duży – lasów i jezior w zlewni oraz wysoki stopień zadrzewienia brzegów rzeki. Stwierdzono również znaczący wpływ temperatury półroczna letniego na stężenie azotu Kjeldahla, azotu amonowego, fosforu ogólnego i fosforanów w wodzie rzeki, a opadów w półroczu zimowym – na wymywanie azotu azotanowego ze zlewni.

Słowa kluczowe: woda, biogeny, zanieczyszczenia obszarowe, morfologia koryta, Warta

WSTĘP

Zagadnieniom dotyczącym stężeń i ładunków składników biogenych w wodach Warty i Odry poświęcono szereg prac. Badania prowadzone w latach 1993–1995 wykazały, że stężenie i ładunek azotu ogólnego zmniejsza się wraz z biegiem rzeki jedynie na czterech odcinkach pierwszej z tych rzek i na jednym odcinku drugiej [Ilnicki i in. 2000]. Na odcinku Warty między Obornikami (km 206,3) a Skwierzyną (km 92,2) spadał ładunek azotu ogólnego, lecz wzrastał ładunek fosforu ogólnego. We wcześniejszej pracy [Górecki i Olejnik 2005a, b] opublikowano dane dotyczące stężenia azotu ogólnego, amonowego, azotanowego, azotanowego i azotu Kjeldahla, fosforu ogólnego i fosforanów oraz chlorofilu „a”, ustalone w ciągu dziesięciu lat hydrologicznych (1993–2002) przez Państwowy Monitoring Środowiska. Udowodniono w niej, że największy spadek

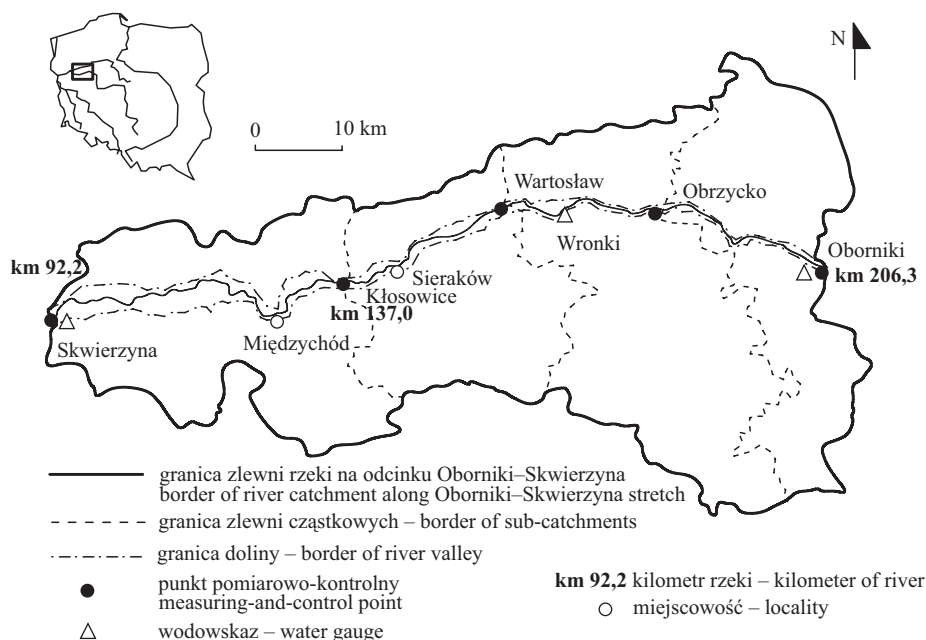
Adres do korespondencji – Corresponding author: dr inż. Krzysztof Górecki, Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza im. A. Cieszkowskiego w Poznaniu, ul. Dąbrowskiego 159, 60-594 Poznań, e-mail: goral@au.poznan.pl

stężenia azotu ogólnego w wodzie występuje w dolnej części odcinka Warty między Kłosowicami (km 137) a Skwierzyną (km 92,2). Dotyczy to głównie organicznej formy azotu, co wskazuje na intensywny proces samooczyszczania się wód. Zauważono również wzrost stężenia fosforu ogólnego, szczególnie na odcinku Kłosowice–Skwierzyna, który był silnie skorelowany ze stężeniem chlorofilu „a”. W innym opracowaniu [Górecki i Melcer 2006] opisano punktowe źródła zanieczyszczeń Warty znajdujące się między Obornikami a Skwierzyną.

Niniejsza praca ma na celu wytypowanie czynników środowiska mogących wpływać na zmiany stężenia i ładunku związków azotu i fosforu w wodzie Warty. Ich poznanie jest warunkiem wstępnym działań służących zmniejszeniu stopnia eutrofizacji rzeki.

MATERIAŁ I METODY

Zlewnia własna badanego odcinka Warty między Obornikami (km 206,3) a Skwierzyną (km 92,2) leży na terenie szesnastu gmin należących do dwóch województw: wielkopolskiego i lubuskiego. Jej powierzchnia wynosi 2642,1 km² (bez zlewni Wełny). Na badanym odcinku rzeki znajduje się pięć punktów pomiarowo-kontrolnych Państwowego Monitoringu Środowiska i trzy posterunki wodowskazowe (rys. 1).



Rys. 1. Lokalizacja punktów pomiarowo-kontrolnych i wodowskazów w zlewni własnej rzeki Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna

Fig. 1. Location of measuring-and-control points and water gauges in own catchment of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch

Analizie poddano następujące czynniki środowiska: zanieczyszczenia obszarowe, warunki klimatyczne, warunki hydromorfologiczne oraz przykorytowe bariery biogeochemiczne (tab. 1).

Tabela 1. Czynniki potencjalnie wpływające na wielkość ładunku azotu i fosforu w wodzie rzeki Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna

Table 1. Factors potentially affecting nitrogen and phosphorus loads in water of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch

Ładunek azotu wprowadzany do rzeki z użytków rolnych i leśnych zlewni własnej Nitrogen load brought into river from agricultural and forest land of own catchment	Warunki hydromorfologiczne rzeki Hydromorphological conditions of river
<ul style="list-style-type: none"> • Użytkowanie gruntów: rolne, las, łąka, jeziora Land use: agricultural, forest, meadow, lakes • Rodzaj gleb: piaski, piaski gliniaste, gliny Soil type: sands, loamy sands, clays • Ładunek azotu wprowadzany do zlewni z powietrza atmosferycznego (NO_3^-, NH_3) Nitrogen load brought into catchment from atmospheric air (NO_3^-, NH_3) 	<ul style="list-style-type: none"> • Umocnienia w korycie (ostrogi) Strengthening structures in river channel (groynes) • Wymiary koryta Dimensions of river channel • Przepływ wody (odpływ jednostkowy) Water flow (specific runoff)
Warunki klimatyczne – Climatic conditions	Bariery biogeochemiczne wzdłuż rzeki Geochemical barriers along river
<ul style="list-style-type: none"> • Opady atmosferyczne w półroczu zimowym i letnim Precipitation in winter and summer half-year <ul style="list-style-type: none"> ▼ Deszcze nawalne < 10 mm Torrential rain < 10 mm • Temperatura powietrza w półroczu zimowym i letnim Air temperature in winter and summer half-year 	<ul style="list-style-type: none"> • Użytkowanie doliny Use of valley • Występowanie i szerokość strefy przybrzeżnej Occurrence and width of riverside zone • Zadrzewienie koryta rzeki Riparian afforestation

Zanieczyszczenia obszarowe są wprowadzane z użytków rolnych i leśnych zlewni własnej danego odcinka rzeki. W tym kontekście rozpatrywano użytkowanie gruntów, rodzaj gleby, stopień jeziorności i ładunek azotu pochodzący z powietrza atmosferycznego. Typ użytkowania gruntu oraz rodzaj pokrywy glebowej ustalono na podstawie danych ze spisu rolnego dla szesnastu gmin, których ponad 50% powierzchni leży w granicach zlewni. Łączna ich powierzchnia wynosi 2832,7 km² i jest większa od powierzchni zlewni o 7,2%. W charakterystyce gleb użytków rolnych wzięto pod uwagę klasy bonitacyjne i kompleksy rolniczej przydatności. Opierając się na mapie glebowej Polski w skali 1 : 1 000 000 [Dobrzański i in. 1974], sporządzono zgeneralizowaną mapę glebową badanej zlewni. Dla gruntów ornych wydzielono gleby gliniaste (klasy I–IIIb), piaski naglinowe (klasy IVa i IVb) i piaski całkowite (klasy V–VIz), a dla użytków zielonych – gleby zwięzłe (klasy III–IV) i lekkie (klasy V–VIz). Określono stopień jeziorności poszczególnych części zlewni własnej. Celem oszacowania depozycji azotu azotanowego (N- NO_3) posłużono się wynikami badań chemizmu opadów atmosferycznych przeprowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej w Poznaniu w latach 1996–2002. Opad

azotu amonowego ($N-NH_3$) określono na podstawie pogłowia inwentarza decydującego o wielkości emisji amoniaku, zakładając, że depozycja jest równa emisji. Obsadę zwierząt (bydła, trzody chlewnej, owiec, kur) ustalono na podstawie danych Głównego Urzędu Statystycznego za 1996 r. [Gminy... 1998].

Analiza warunków klimatycznych obejmowała opady atmosferyczne i temperaturę powietrza. Dla posterunków opadowych IMGW (Oborniki, Wronki, Skwierzyna) i stacji meteorologicznej w Gorzynie zebrano dane dotyczące miesięcznych sum opadów atmosferycznych i średniej temperatury powietrza w latach hydrologicznych 1993–2002. Szczególną uwagę poświęcono półroczu zimowemu (XI–IV), bowiem w tym okresie wpływ opadów atmosferycznych na ładunek azotu pochodzący ze źródeł obszarowych jest największy. Określono także częstość występowania dni z opadem nawałnym przekraczającym 10 mm. Metodą Kaczorowskiej [1962] wyznaczono lata wilgotne i przeciętne.

W analizie warunków hydromorfologicznych koryta Warty wzięto pod uwagę umocnienia brzegów (ostrogi), wymiary koryta i przepływ wody. Wymiary koryta i spadek podłużny dna określono na podstawie 147 przekroi dolinowych wykonanych na zlecenie Okręgowej Dyrekcji Gospodarki Wodnej w skali 1:100/2000 i trzech przekroi podłużnych w skali 1:50/20 000. Między pięcioma punktami pomiarowymi (rys. 1) obliczono spadek dna i zwierciadła średniej rocznej wody oraz określono morfologię i wymiary koryta rzeki. Na dwóch odcinkach Warty (km 206,3–182,3 i km 137–92,2) wykonano w latach 2002 i 2003 inwentaryzację i waloryzację umocnień brzegowych (ostróg) mających istotny wpływ na ruch wody przy brzegach rzeki. Ostrogi tworzą strefy wody spokojnej, w których czasowo może osadzać się rumowisko oraz związki biogenne. Wpływ ten jest tym większy, im dłuższe są ostrogi. Przy inwentaryzacji ostróg brano pod uwagę ich długość i kształt oraz rodzaj pokrywającej je roślinności. Badania terenowe wykonywano przy niskim stanie wody w rzece, wykorzystując mapy topograficzne w skali 1:10 000. Przepływ wody ustalono dla trzech posterunków wodowskazowych IMGW (Oborniki, Wronki, Skwierzyna) w latach hydrologicznych 1993–2002. Następnie na podstawie różnic wartości przepływu i różnic powierzchni zlewni własnej między 206,3 a 92,2 kilometrem rzeki obliczono miesięczne odpływy jednostkowe ze zlewni.

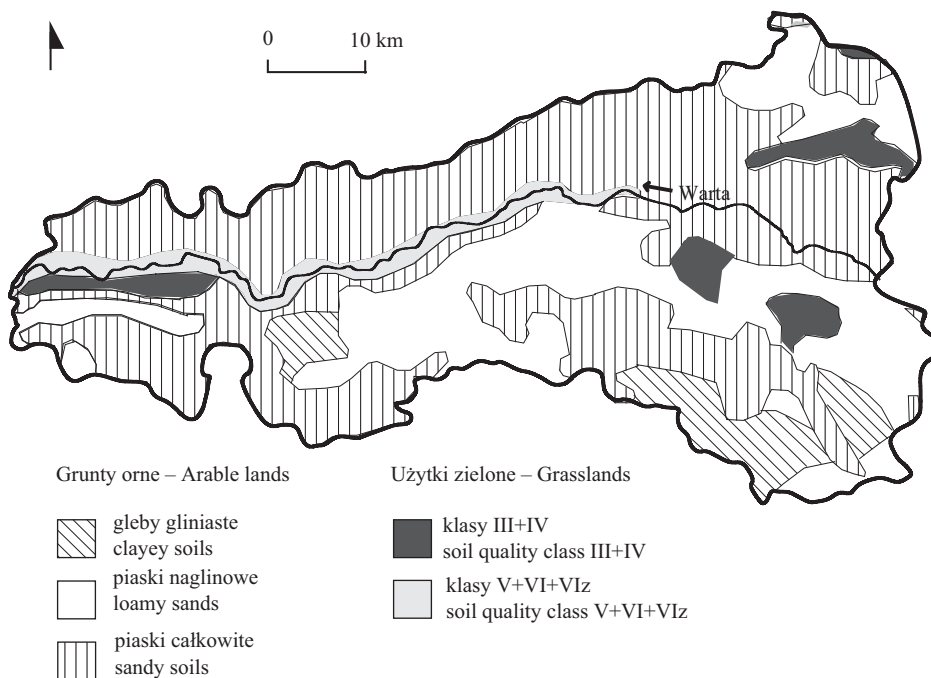
Bariery biogeochemiczne występujące wzdłuż rzeki analizowano na podstawie typu użytkowania doliny, zadrzewień koryta rzeki i występowania nieużytkowanej strefy przybrzeżnej. Użytkowanie określono dla doliny prawo- i lewostronnej, uwzględniając grunty orne, łąki, pastwiska, lasy, tereny zabudowane, wody, mokradła, nieużytki oraz dzikie wysypiska śmieci. Stopień zadrzewienia przybrzeżnej strefy koryta określono w procentach długości jednokilometrowych odcinków brzegu rzeki. Wyodrębniono pięć przedziałów szerokości strefy: poniżej 2 m, 2–5 m, 5–10 m, 10–20 m i ponad 20 m.

WYNIKI

Użytki rolne w badanej części zlewni własnej Warty zajmują ok. 50% powierzchni, użytki zielone – 7%, a lasy – 38%. Grunty orne przeważają w jej południowej i południowo-wschodniej części. Tereny zalesione, zadrzewione i zakrzaczone przeważają w rejonie północnym (gminy Wronki, Sieraków, Międzychód) i stanowią część Puszczy

Noteckiej. Niewielkie obszary leśne znajdują się również na południowym zachodzie zlewni. Największy obszar użytków zielonych występuje w zachodnim fragmencie doliny.

Blisko 60% powierzchni zlewni własnej, głównie w północnej i zachodniej części zlewni, zajmują piaski całkowite, najczęściej porośnięte lasami. Gleby wytworzone z glin i piasków naglinowych znajdują się przede wszystkim w lewostronnej części zlewni i są wykorzystywane jako grunty orne. Gleby użytków zielonych to mady piaszczyste i gliniaste występujące w dolinie Warty (rys. 2).



Rys. 2. Gleby w zlewni własnej rzeki Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna
Fig. 2. Soils in own catchment of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch

Badana część zlewni cechuje się dużą liczbą jezior – są tu 83 jeziora o łącznej powierzchni 47,5 km². Współczynnik jeziorności jest równy 1,77%. Dla porównania, jeziorność terenu Polski wynosi średnio 1,016%, a zlewni Odry – 0,91% [Bajakiewicz-Grabowska i Mikulski 1996]. Wysokim współczynnikiem jeziorności (2,61–3,76%) charakteryzują się tylko zlewnie cząstkowe między Wartosławiem a Skwierzyną (tab. 2). Jedynie 29 jezior (13,56 km²) ma bezpośrednie połączenie z Wartą. Przepływ rzeki przez jeziora zazwyczaj powoduje zmniejszenie się stężenia związków biogennych w wodzie rzecznej.

Średnia roczna temperatura powietrza w dziesięcioleciu 1993–2002 na terenie zlewni wynosiła 8,8°C (tab. 3). Okres ten był nieco cieplejszy niż w latach 1956–1975 (8°C). Przy wyższej temperaturze powietrza i wody intensywniej przebiegają procesy rozkładu substancji organicznej oraz utlenianie amoniaku do azotanów. Drugim czyn-

nikami wpływającym na stężenie związków biogennych w wodzie jest rozwój roślinności wodnej, szczególnie fitoplanktonu. Największe znaczenie ma tutaj temperatura powietrza w półroczu letnim. W latach hydrologicznych o niskiej średniej temperaturze półrocza letniego (1993 i 1996) odnotowano bardzo wysokie stężenie azotu Kjeldahla (4,68 i 3,52 mg · dm⁻³), N-NH₄ (0,84 i 1,44 mg · dm⁻³), fosforu ogólnego (0,49

Tabela 2. Charakterystyka jezior w zlewni własnej rzeki Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna
Table 2. Profile of lakes in own catchment of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch

Zlewnia cząstkowa Sub-catchment	Po- wierzchnia zlewni Area of catch- ment ha	Liczba jezior Number of lakes	Po- wierzchnia jezior Area of lakes ha	Jeziora bezpośrednio połączone z Wartą Lakes directly connected with Warta		Jeziorność zlewni Lake density of catchment %
				po- wierzchnia area ha	udział w ogólnej powierzchni jezior share in total area of lakes %	
Oborniki–Obrzycko	60 404*	2	310,5	–	–	0,51
Obrzycko–Wartosław	83 649	8	723,7	29	4,01	0,86
Wartosław–Kłosowice	50 059	31	1884,8	777,4	41,24	3,76
Kłosowice–Skwierzyna	70 098	42	1828,7	549,5	30,04	2,61
Cała zlewnia Whole catchment	268 510	83	4747,7	1355,9	28,56	1,77

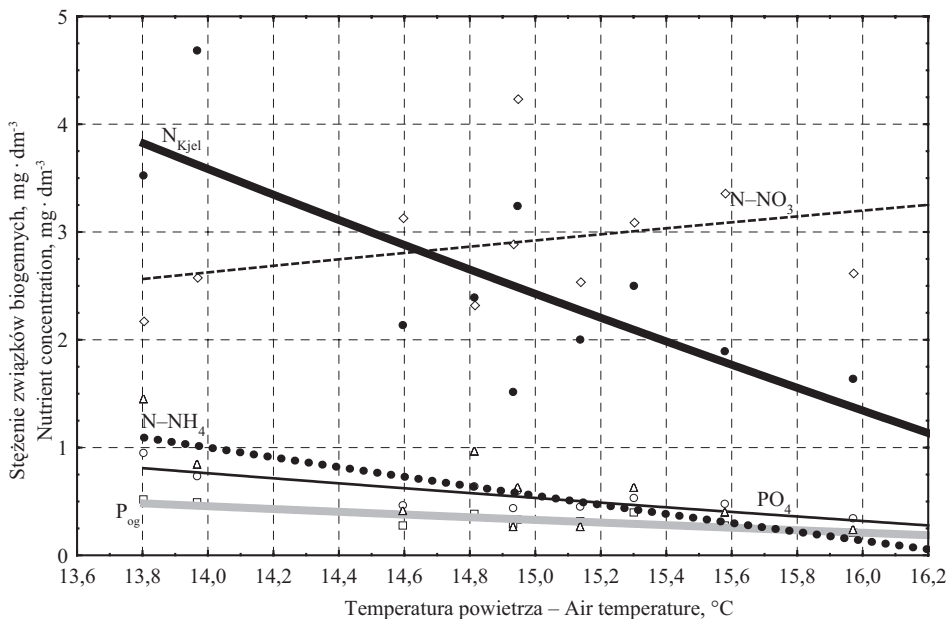
* bez zlewni rzeki Wełny – without Wełna river catchment

Tabela 3. Średnioroczne temperatury powietrza i sumy opadów na terenie zlewni własnej rzeki Warty w latach hydrologicznych 1993–2002

Table 3. Mean annual air temperatures and precipitation totals in area of own catchment of Warta river in hydrological years 1993–2002

Rok hydrologiczny Hydrological year	Średnia temperatura, °C Mean temperature, °C			Suma opadów, mm Precipitation total, mm		
	rok year	XI–IV N–A	V–X M–O	rok year	XI–IV N–A	V–X M–O
1993	8,40	2,83	13,97	611	208	403
1994	8,75	2,55	14,95	615	332	283
1995	9,51	3,72	15,30	601	236	365
1996	6,49	–0,83	13,80	565	110	455
1997	8,22	1,62	14,82	534	152	383
1998	9,26	3,92	14,60	595	238	358
1999	9,06	2,54	15,58	590	319	271
2000	9,57	4,00	15,14	612	286	326
2001	9,15	3,38	14,93	594	232	362
2002	9,68	3,38	15,97	605	275	331
Średnia Mean	8,81	2,71	14,91	592	239	354

i $0,51 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) i fosforanów ($0,72$ i $0,94 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) w wodzie rzecznej, a niskie – N-NO_3 ($2,58$ i $17,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). W ciepłym roku hydrologicznym 2002 (temperatura półrocza letniego $15,97^\circ\text{C}$) stężenie azotu Kjeldahla ($1,63 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), azotu amonowego ($0,23 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$), fosforu ogólnego ($0,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) i fosforanów ($0,33 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$) było najniższe, a stężenie N-NO_3 układało się na średnim poziomie ($2,61 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$). Obserwacje te znajdują potwierdzenie we współczynnikach korelacji między temperaturą półrocza letniego a średniorocznym stężeniem azotu Kjeldahla, azotu amonowego, fosforu ogólnego i fosforanów (rys. 3).



$$\begin{aligned} \text{N}_{\text{Kjel}}: & y = 19,3235 - 1,1255x; r_{\text{obl}} = -0,76; r_{0,05} = 0,576 \\ \text{N-NO}_3: & y = -1,3003 + 0,2812x; r_{\text{obl}} = 0,31; r_{0,05} = 0,576 \\ \text{N-NH}_4: & y = 7,0671 - 0,4338x; r_{\text{obl}} = -0,75; r_{0,05} = 0,576 \\ \text{PO}_4: & y = 3,8733 - 0,2225x; r_{\text{obl}} = -0,84; r_{0,05} = 0,576 \\ \text{P}_{\text{og}} - \text{P}_{\text{tot}}: & y = 2,1891 - 0,1239x; r_{\text{obl}} = -0,83; r_{0,05} = 0,576 \end{aligned}$$

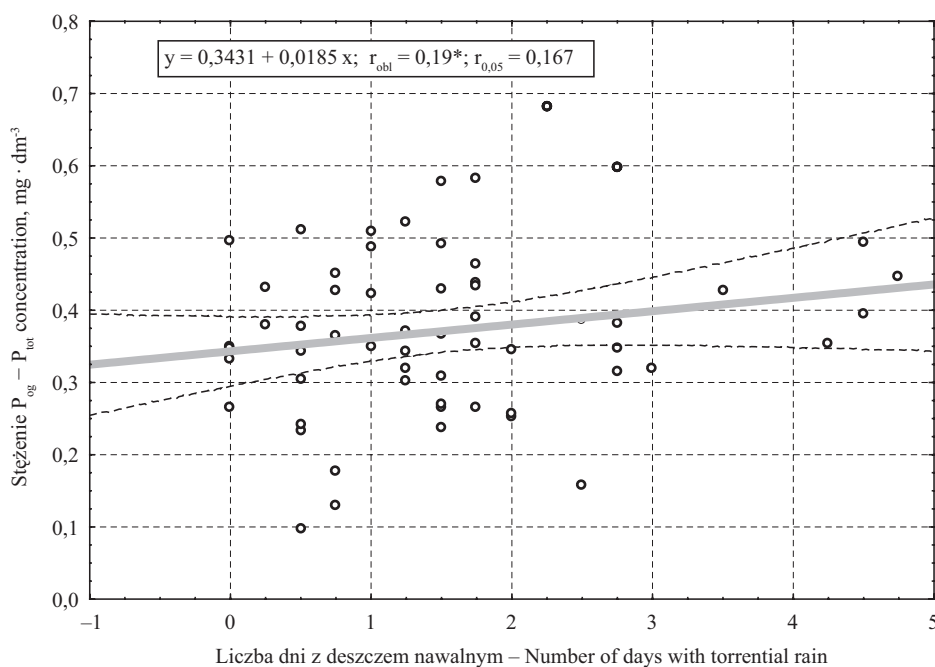
Rys. 3. Zależność średniorocznego stężenia związków biogennych w wodzie Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna od temperatury półrocza letniego

Fig. 3. Relationship between mean annual concentration of nutrients in water of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch and temperature of summer half-year (r_{obl} – r calculated)

W latach hydrologicznych 1993–2002 średnia roczna suma opadów atmosferycznych wyniosła 592 mm i była wyższa niż w latach 1956–1975 (550 mm). W badanym okresie wydzielono trzy lata wilgotne (1993, 1994 i 2000) o opadach 611–615 mm, pozostałe lata zaliczono do przeciętnych. Zróżnicowanie między latami było niewielkie. Średnia suma opadów w półroczu zimowym wyniosła 239 mm i była nieco wyższa niż w latach 1981–1990 (201,5 mm). Szczególnie niskie opady w półroczu zimowym wystąpiły w latach

1996 (110 mm) i 1997 (152 mm). Tylko w dwóch latach (1994 i 1999) odnotowano większe opady w półroczu zimowym niż w letnim. Średnioroczne stężenie N-NO₃ było wówczas wysokie i wynosiło odpowiednio 4,24 i 3,36 mg·dm⁻³. W półroczu zimowym stężenie związków azotu w wodach Warty na badanym odcinku (6,65 mg N·dm⁻³) było znacznie wyższe niż w półroczu letnim (4,14 mgN·dm⁻³); dotyczyło to głównie azotu amonowego i azotu Kjeldahla. Wynika stąd, że proces wymywania azotanów był wyraźnie intensywniejszy w półroczu zimowym i nasilał się wraz ze wzrostem sumy opadów.

Analizując liczbę dni z deszczem nawalnym w poszczególnych miesiącach dziesięciu lat hydrologicznych zauważono, że tylko w półroczu letnim była ona dodatnio skorelowana ze średniomiesięcznym stężeniem fosforu ogólnego (rys. 4). Średnia liczba dni w roku z deszczem nawalnym w badanym okresie wynosiła 13, przy znacznej przewadze w półroczu letnim (9 dni).








Rys. 4. Zależność średniomiesięcznego stężenia fosforu ogólnego w wodzie Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna od liczby dni z deszczem nawalnym w półroczu letnim

Fig. 4. Relationship between mean monthly concentration of total phosphorus in water of Warta river along Oborniki–Skwierzyna stretch and number of days with torrential rain in summer half-year (r_{obl} – r calculated)

Na podstawie danych z monitoringu stężenia N-NO₃ oraz własnych obliczeń stężenia N-NH₄ określono łączną depozycję azotu atmosferycznego. W latach 1996–2002 wynosiła ona średnio 12,7 kg N·ha⁻¹·rok⁻¹. Zdecydowaną większość stanowił azot amonowy (11,1 kg N·ha⁻¹·rok⁻¹), co było skutkiem wysokiej obsady inwentarza (0,83 DJP na 1 ha użytków rolnych). W części zlewni, gdzie użytki rolne stanowiły ok. 58%, depozycja

azotu amonowego dochodziła nawet do $24 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Opady dostarczały tylko niewielką ilość azotu ($1,6 \text{ kg N-NO}_3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$).

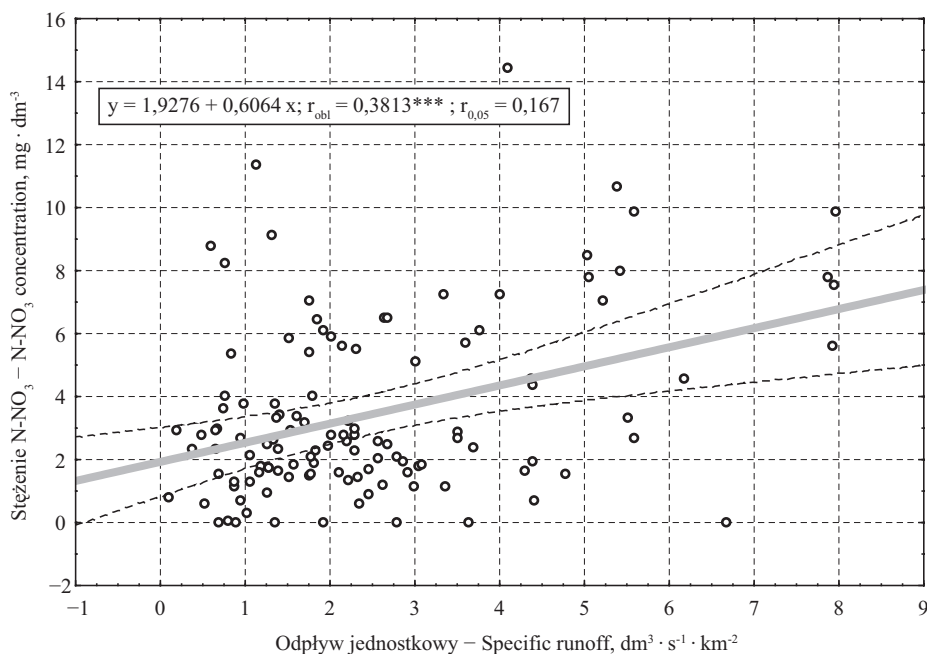
Na badanym odcinku występuje niewielkie zróżnicowanie spadku podłużnego rzeki ($0,164\text{--}0,190\%$) i szerokości jej koryta (70 m), co oznacza również małe zróżnicowanie prędkości przepływu wody. A zatem, morfologia koryta nie może mieć istotnego związku ze zmniejszaniem się stężenia związków azotu w wodzie. Zróżnicowany jest natomiast stan ubezpieczenia brzegu (ostróg), który wpływa na przepływ wody w strefach przybrzeżnych rzeki. Stan wybudowanych w XIX w. ostróg na dwóch badanych odcinkach (km 206,3–182,3 i km 137–92,2) uznano w 62,5% za „zły” i „bardzo zły”, na odcinku Oborniki–Obrzycko jest on nieznacznie lepszy (rys. 5). Ponieważ ostrogi są już bardzo krótkie (2,5 m), nie mogą znacząco wpływać na proces samooczyszczania się wód rzecznych.

Wyszczególnienie Item	Stan budowli (ostrogi) Condition of water structure (groynes)				
	bardzo zły very poor	zły poor	średni average	dobry good	bardzo dobry very good
Długość ostrogi Length of groyne	< 2 m	2–5 m	5–8 m	8–10 m	> 10 m
Kształt ostrogi Shape of groyne					
Rodzaj roślinności Type of vegetation	krzewy, drzewa shrubs, trees	krzewy shrubs	zadarnienie gęste thick turf	zadarnienie rzadkie thin turf	bez roślin no plants
Brzeg lewy (% długości) Left bank (% of length)	16	50	1,5	27	4,9
Brzeg prawy (% długości) Right bank (% of length)	17	42	4,4	26	9,5

Rys. 5. Waloryzacja ostróg umacniających brzegi Warty

Fig. 5. Valuation of groyne strengthening Warta river banks

Średnioroczny przepływ wody w Warcie w latach hydrologicznych 1993–2002 w przekroju Skwierzyna wynosił $139,9 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ i stanowił ok. 60% przepływu rejestrowanego przy ujściu Warty do Odry. Odpływ jednostkowy ze zlewni własnej badanego odcinka wynosił średnio $3,39 (\pm 2,8) \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Najwyższe wartości ($4,36\text{--}5,79 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$) notowano w okresie od stycznia do maja. Z omawianym wskaźnikiem silny związek ma średniomiesięczne stężenie azotu azotanowego w wodzie rzecznej w ostatnim punkcie pomiarowo-kontrolnym w Skwierzynie (rys. 6). Potwierdza to, że stężenie azotanów jest większe przy wyższym odpływie jednostkowym, czyli w półroczu zimowym.



Rys. 6. Zależność średniomiesięcznego stężenia azotu azotanowego w wodzie Warty w Skwierzynie od odpływu jednostkowego ze zlewni własnej w latach hydrologicznych 1993–2002

Fig. 6. Relationship between mean monthly concentration of nitrate nitrogen in water of Warta river in Skwierzyna and specific runoff from own catchment in hydrological years 1993–2002 (r_{obl} – r calculated)

Dolina Warty na odcinku między kilometrem 206,3 a 137 zajmuje 58,46 km², jest bardzo wąska (średnio 0,83 km) i ma strome skarpy. Skarpy te są w dużym stopniu narażone na erozję wodną, wskutek czego podczas nawałnych deszczy mogą do ciek dostawać się duże ilości z natury mniej mobilnego fosforu. Część doliny między Obornikami a Kłosowicami charakteryzuje się stosunkowo dużym udziałem terenów zadrzewionych (35% dolina lewostronna, 26% dolina prawostronna). Grunty orne zajmują tylko 27% powierzchni doliny prawostronnej i 40% lewostronnej, natomiast użytki zielone stanowią ok. 22%. Na tym odcinku w ciągu dziesięciu lat hydrologicznych nie obserwowano znaczących zmian stężenia związków azotu i fosforu. Między Kłosowicami (km 137) a Skwierzyną (km 92,2) dolina jest szersza (2 km), zajmuje powierzchnię 89,85 km², a skarpy mają dość łagodne nachylenie. Na tym odcinku rzeka jest obwałowana. Grunty orne zajmują tu 30% (dolina lewostronna) i 53% (dolina prawostronna), a lasy tylko ok. 12% powierzchni. Bardzo duży jest udział użytków zielonych (48% dolina lewostronna, 33% prawostronna). Tworzą one barierę chroniącą wody rzeki przed biogenami dopływającymi z wysoczyzny. Na tym odcinku obserwuje się największy spadek stężenia związków azotu i wzrost stężenia fosforu w wodzie rzeki.

Odcinek między Kłosowicami a Skwierzyną wyróżnia się większym stopniem zadrzewienia, wynoszącym powyżej 50% długości każdego brzegu (tab. 4). Zadrzewienia ogra-

niczają dopływ azotu do rzeki. Nieużytkowane strefy przybrzeżne występują na całym badanym odcinku. Zajmują one ponad 70% długości brzegów, a ich średnia szerokość wynosi 2–5 m. Nie zauważono żadnego zróżnicowania między odcinkami znajdującymi się poniżej i powyżej 137 kilometra.

Tabela 4. Stopień zadrzewienia brzegów i wielkość nieużytkowanej strefy przybrzeżnej rzeki Warty

Table 4. Extent of riparian afforestation and size of non-utilised riverside zone of Warta river

Odcinek rzeki (km) River section (km)	Zadrzewienie brzegów (% długości brzegu) Riparian afforestation (% of bank length)	Strefa przybrzeżna Riverside zone	
		% długości brzegu % of bank length	szerokość, m width, m
206–185	10–30	> 70	2–5
184–147	< 10	> 70	2–5
146–106	> 50	> 70	2–5
105–92	> 50	> 70	2–5

DYSKUSJA

Czynnikiem znacząco zmniejszającym wymywanie azotanów do Warty jest wysoka lesistość (50,1%) zlewni własnej na odcinku Kłosowice–Skwierzyna. W zlewni rzeki Gwdy i Drawy lasy zajmują odpowiednio 43,1 i 50,9%, a rzeki te rocznie wprowadzają do Noteci tylko 3,9 i 2,9 kg N · ha⁻¹ oraz 0,37 i 0,22 kg P · ha⁻¹ [Melcer 2003]. W zlewni ciekut Hutka, na zalesionym w 89% terenie Puszczy Zielonka, roczny ładunek azotu prowadzony przez ten ciek wynosi 0,05 kg · ha⁻¹ [Miler i in. 2001].

W wodzie przepływającej przez jeziora i nizinne zbiorniki zaporowe maleje zawartość zawiesiny, azotu i fosforu [Gołdyn 2000]. Jeziorność zlewni całego badanego odcinka Warty wynosi średnio 1,8% i jest znacznie przestrzennie zróżnicowana (np. na odcinku Wartosław–Skwierzyna wynosi 3,1%). Porównanie dwóch zlewni o podobnym udziale gruntów ornych (60–65%) i lasów (23,6–28,4%), lecz o różnej jeziorności, czyli zlewni Strugi Dormowskiej (2,11%) i Maskawy (0,43%), wskazuje, że wskaźnik jeziorności ma wpływ na stężenie azotu azotanowego w wodzie zlewni (wynosiło ono 0,1–0,5 mg · dm⁻³ dla zlewni o jeziorności wyższej i 0,9–4,6 mg · dm⁻³ – niższej) [Miler i Murat-Błażejewska 1996].

Użytki rolne w badanej części zlewni Warty zajmują ok. 50% powierzchni i koncentrują się przede wszystkim w południowym i południowo-wschodnim rejonie. Stężenie azotu oznaczone w wodzie rzecznej wynosi tu 5,68 mg · dm⁻³. W zlewni Proсны, gdzie grunty orne stanowią 62% obszaru, stężenie azotu w wodzie rzeki w latach hydrologicznych 1993–1998 sięgało 5,26 mg · dm⁻³, natomiast w zlewni Drawy, gdzie grunty orne zajmują 27% powierzchni, wynosiło tylko 1,35 mg · dm⁻³ [Ilnicki i in. 2002b, Melcer 2003]. Borowiec i Zabłocki [1996] stwierdzili, że zwiększenie w zlewni udziału gruntów ornych i zmniejszenie udziału lasów o 10% powoduje wzrost średniego stężenia N-NO₃ o 0,2 mg · dm⁻³. A zatem, z wyższym udziałem gruntów ornych w zlewni wiąże się większa ilość wymywanych związków azotu.

Wpływ opadów atmosferycznych i temperatury na ładunek azotu i fosforu w wodzie rzecznej, opisany w niniejszej pracy, zauważyli również inni autorzy. Wysokie opady w półroczu zimowym roku hydrologicznego 1994 spowodowały wzrost jednostkowych ładunków azotu w wodzie rzek w zlewni Warty: Gwdy (do wartości $5,73 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Drawy ($3,95 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Wełny ($12,90 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Proсны ($9,47 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) i Neru ($26,60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). W roku hydrologicznym 1997, w którym wystąpiły obfite opady w lipcu (231 mm), największy jednostkowy ładunek fosforu notowano w Nerze ($4,77 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), natomiast w zlewniach pozostałych wymienionych rzek ładunek fosforu osiągał wartości średnie lub nieco wyższe od średnich, lecz nigdy wartości maksymalne [Ilnicki i in. 2002a, b, Ilnicki i in. 2003, Melcer 2003]. W omawianej części zlewni Warty zaobserwowano także znaczące oddziaływanie opadów półroczu zimowego na stężenie azotu azotanowego. Wpływ deszczy nawalnych na stężenie fosforu ogólnego potwierdza słaba dodatnia korelacja ($r = 0,19^*$) tych dwóch czynników.

Z badań prowadzonych w 1994 r. przez IMUZ Falenty wynika, że emisja azotu amonowego ze źródeł rolniczych w byłym województwie poznańskim wynosiła $20,6\text{--}24,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$. Wyższe wartości na terenie Polski notowano tylko w województwach leszczyńskim i toruńskim ($24,7\text{--}28,8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). W zachodniej i północo-wschodniej części kraju emisję azotu amonowego szacowano na poziomie $8,2\text{--}16,4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [Marcinkowski 1998]. Znacznie niższe wartości zarejestrowano w 2001 r., badając chemizm wód opadowych: łączna depozycja azotu w województwie wielkopolskim wyniosła $14,01 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, z czego na azot amonowy przypadło $6,34 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, a na azot azotanowy $3,64 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ [Stan środowiska... 2002]. Bardzo niskie wartości ładunku tego składnika stwierdzono podczas badań prowadzonych na Pojezierzu Olsztyńskim ($6,15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$). Wśród związków azotowych najwięcej na teren zlewni dostawało się azotu amonowego (średnio $3,84 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) [Glińska-Lewczuk i Koc 2003]. Tak niskie wartości wynikają przede wszystkim z niewielkiej intensyfikacji rolnictwa w tym regionie. Depozycja azotu amonowego w zlewni własnej Warty na odcinku Oborniki–Skwierzyna ($11,1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) kształtuje się poniżej średniej z byłego województwa poznańskiego, lecz jest dużo większa do średniej dla całego kraju ($5,3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$).

Według Engelhardta [1975], znaczący wpływ na intensywność procesu mineralizacji, a w dalszej kolejności na zmniejszenie stężenia azotu w wodzie, mają zadrzewienia nadbrzeżne. Zadrzewienia wzdłuż rzeki zatrzymują azotany spływające z pól. Wynika to z większej transpiracji – o 22% w stosunku do łąk i o 34% w stosunku do pól uprawnych, dzięki której mogą one intensywniej pobierać związki biogeniczne. Na przykład, w latach 1972–1995 stężenie azotanów w wodach gruntowych przepływających pod polami uprawnymi w Turwi kształtowało się w przedziale $12,6\text{--}52,4 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a pod zadrzewieniami wyniosło tylko $0,3\text{--}8,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$; redukcja stężenia N-NO_3 w wodzie gruntowej będąca skutkiem działania pasa zadrzewień wynosiła średnio 87% [Ryszkowski i in. 2002]. Brzegi Warty na odcinku Kłosowice–Skwierzyna są w dużym stopniu zadrzewione (> 50% długości brzegów), co niewątpliwie przyczynia się do zmniejszenia dopływu związków azotu do koryta rzeki.

WNIOSKI

1. Mały udział gruntów ornych, duży udział lasów i jezior w zlewni oraz wysoki stopień zadrzewienia brzegów rzeki przyczyniają się do zmniejszenia dopływu biogenów do wód Warty. Szczególnie uwidacznia się to na odcinku Kłosowice–Skwierzyna.
2. Występuje istotna zależność między temperaturą półrocza letniego a stężeniem azotu Kjeldahla, azotu amonowego, fosforu ogólnego i fosforanów w wodzie rzeki.
3. Opady w półroczu zimowym mają znaczący wpływ na wymywanie azotu azotanowego, a deszcze nawalne – niewielki wpływ na uwalnianie fosforu ogólnego.
4. Z powodu braku zróżnicowania szerokości i długości strefy przybrzeżnej na badanym odcinku Warty trudno stwierdzić, czy strefa ta działa ograniczająco na ilość związków biogenych pochodzących z obszarowych źródeł zanieczyszczeń.
5. Morfologia koryta rzecznej nie wykazuje większego zróżnicowania na odcinku Oborniki–Skwierzyna, czynnik ten nie jest zatem istotny dla zmian ładunku azotu i fosforu w wodzie rzecznej.

PIŚMIENNICTWO

- Bajakiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 1996. Hydrologia ogólna. Wyd. PWN Warszawa.
- Borowiec S., Zabłocki Z., 1996. Wpływ rolniczego użytkowania i okrywy roślinnej na stężenie azotanów w ciekach i odciekach drenarskich północno-zachodniej Polski. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 440, 20–25.
- Dobrzański B., Kowaliński S., Kuźnicki F., Witek T., Zawadzki S., 1974. Mapa glebowa Polski w skali 1: 1 000 000. Wyd. Geolog. Warszawa.
- Engelhardt W., 1975. Oczyszczanie wód. [W:] Kształtowanie krajobrazu a ochrona przyrody. PWRiL Warszawa, 509–514.
- Glińska-Lewczuk K., Koc J., 2003. Przyrodnicze uwarunkowania odpływu substancji ze zlewni potoku leśnego (Pojezierze Mazurskie). [W:] Kształtowanie i ochrona środowiska leśnego. Wyd. AR w Poznaniu, 100–112.
- Gminy w Polsce w 1996 r., 1998. Red. H. Dmochowska. GUS Warszawa.
- Gołdyn R., 2000. Zmiany biologicznych i fizyko-chemicznych cech jakości wody rzecznej pod wpływem jej piętrzenia we wstępnych, nizinnych zbiornikach zaporowych. Wyd. Nauk. UAM Poznań.
- Górecki K., Melcer B., 2006. The effect of sewage treatment plants on nitrogen and phosphorus loads transported by the Warta River in the Oborniki–Skwierzyna stretch. Pol. J. Environ. Stud. 15, 2, 271–275.
- Górecki K., Olejnik M., 2005a. Changes in levels of nitrogen compounds in water of Warta river on Oborniki–Skwierzyna stretch. Acta Sci. Pol., Form. Circ. 4 (2), 21–30.
- Górecki K., Olejnik M., 2005b. Changes in contents of phosphorus compounds and chlorophyll „a” in the water of the Warta River in the Oborniki–Skwierzyna stretch. Roczn. AR Pozn., Melior. Inż. Środ. 26, 133–141.
- Ilnicki P., Banaszekiewicz H., Bukowski Ł., 2003. Źródła, stężenie i ładunki azotu i fosforu w wodach rzeki Ner w latach hydrologicznych 1992–1997. Acta Sci. Pol., Form. Circ. 2 (1), 23–35.
- Ilnicki P., Bartkowiak A., Kuźmicki Z., 2002a. Zanieczyszczenia powierzchniowe i punktowe w zlewni rzeki Wełny w latach 1993–1998. Roczn. AR Pozn., Melior. Inż. Środ. 23, 103–111.

- Ilnicki P., Iwaniszyniec P., Korol R., 2000. Stickstoff- und Phosphorfrachten in der Oder und ihren Nebenflüssen. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 41, 211–217.
- Ilnicki P., Karwacka K., Poniedziałek B., 2002b. Zanieczyszczenia powierzchniowe i punktowe w zlewni rzeki Prosną w latach 1993–1998. *Rocz. AR Pozn., Melior. Inż. Środ.* 23, 113–122.
- Kaczorowska Z., 1962. Opady w Polsce w przekroju wieloletnim. PAN, Wyd. Geolog. Warszawa.
- Marcinkowski T. 1998. Emisja amoniaku z produkcji rolniczej. *Zesz. Eduk.* 5, IMUZ Falenty, 27–41.
- Melcer B., 2003. Wpływ sposobu użytkowania gleb w zlewni Drawy i Gwdy na ładunek biogenów odprowadzanych do Noteci. *Zesz. Nauk. AR Krak., Inż. Środ.* 24, 317–328.
- Miler A., Grajewski S., Okoński B., 2001. Stosunki wodne w wybranych ekosystemach Puszczy Zielonka. *Wyd. AR w Poznaniu.*
- Miler A., Murat-Błażejewska S., 1996. Zmiany ilości i jakości wód typowych małych zlewni Wielkopolski. *Prz. Nauk. Wyd. Melior. Inż. Środ. SGGW Warsz.* 11, 71–81.
- Ryszkowski L., Szajdak L., Bartoszewicz A., Życzyńska-Bałoniak I., 2002. Control of diffuse pollution by mid-field shelterbelts and meadow strips. [W:] *Landscape ecology in agroecosystems management*. Red. L. Ryszkowski. CRC Press Boca Raton – London.
- Stan środowiska w województwie śląskim w roku 2001, 2002. *Bibl. Monit. Środ., WIOŚ Katowice.*

CHANGES IN CONCENTRATION AND LOAD OF NUTRIENTS IN WATER OF WARTA RIVER BETWEEN OBORNIKI AND SKWIERZYNA SECTIONS

Abstract. Research conducted in the own catchment of the Warta river between Oborniki (km 206.3) and Skwierzyzna (km 92.2) aimed at determining factors contributing to the self-purification of river water. The following factors were considered: land use, soil type, lake density, precipitation and air temperature over a 10-year period, as well as precipitation chemistry, river-bed morphology, and use of riverside zone. As shown by the results, the small proportion of arable lands with the large proportion of forests and lakes in the catchment, as well as the afforested river banks create favourable conditions for reducing the inflow of nutrients to the Warta water. It was also found that air temperature in the summer half-year considerably affects the concentration of Kjeldahl nitrogen, ammonia nitrogen, total phosphorus and phosphates in river water, while precipitation in the winter half-year contributes to the washout of nitrate nitrogen from the catchment.

Key words: water, nutrients, non point pollution, river-bed morphology, Warta river

Zaakceptowano do druku – Accepted for print: 8.09.2007