

Miłosz Sprawka

Wydział Biologii

Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza w Poznaniu

Kierunek studiów: Ochrona Środowiska Nr albumu: 349647

Specjalność: Ochrona Środowisk Wodnych

**Jakość wód rzeki Welny w Rogoźnie w
sezonie wegetacyjnym 2013: analiza
zagrożeń dla rzeki w obrębie miasta**

**Water quality of Welna River in Rogoźno during vegetation
season of 2013: analysis of river threats within the city**

**Praca magisterska wykonana
w Zakładzie Ochrony Wód
Instytutu Biologii Środowiska
Uniwersytetu im. Adama Mickiewicza
pod kierunkiem dr Tomasza Joniaka**

Poznań 2014

Podziękowania

*Serdeczne podziękowania kieruję do
Promotora pracy Pana Dr Tomasza Joniaka
za pomoc w badaniach laboratoryjnych i terenowych.*

*Dziękuję również za wsparcie merytoryczne i szereg wskazówek
na etapie powstawania pracy.*

Spis treści

1. Wstęp	4
2. Stan czystości wód płynących Wielkopolski	5
3. Rzeka Wełna	6
3.1. Charakterystyka fizjograficzna zlewni	7
3.2. Warunki hydrologiczne i hydromorfologiczne	9
3.3. Flora i fauna	10
4. Teren badań	11
4.1. Jezioro Rogozińskie	14
5. Metody badań	16
6. Wyniki badań i dyskusja	18
6.1. Temperatura	18
6.2. Przewodnictwo elektrolityczne	19
6.3. Odczyn pH	21
6.4. Tlen rozpuszczony	22
6.5. Mętność	23
6.6. Zawiesina ogólna	25
6.7. Fosfor całkowity i fosforany	27
6.8. Formy azotu	29
6.9. Chlorofil <i>a</i>	31
7. Stan jakościowy wód rzeki w sezonie wegetacyjnym 2013 roku	32
8. Analiza zagrożeń dla jakości wód rzeki Wełny w obrębie Rogoźna	35
9. Podsumowanie	37
10. Literatura	38

1. Wstęp

Woda jest dla człowieka najważniejszym elementem środowiska. Jest to główny substrat dla większości procesów metabolicznych i składnik niezbędny do funkcjonowania organizmu. Jako rozpuszczalnik, ale i środowisko życia tworzy złożone ekosystemy wodne i lądowe, zaspokajając potrzeby przyrody ożywionej i mając wpływ na część nieożywioną.

Na lądzie formą ekosystemów wodnych są jeziora i rzeki. Dawniej stanowiły one miejsca koncentracji ludzkich osad. Dzięki bliskości rzek ludzie zapewniali sobie stały dostęp do słodkiej wody, pożywienia oraz wykorzystali ją, jako środek transportu towarów. Stopniowo niewielkie osady stawały się miastami, a rozwój techniki opartej na wodzie przyspieszył rozwój przemysłu. Po latach zaczął pojawiać się problem zanieczyszczenia rzek i jezior wskutek nieostrożnej gospodarki nastawionej głównie na pozyskiwanie z przyrody i dzięki niej. Tymczasem nadmierne zaopatrywanie wód w substancje odpadowe gospodarki i życia człowieka zaowocowało zanieczyszczeniem w skali powszechnej. Wprowadzanie substancji biogennych ze spływem powierzchniowym z pól uprawnych oraz ścieków z miejscowości przy braku dostatecznie rozwiniętej infrastruktury techniczno-sanitarnej spowodował, że zdolność wielu ekosystemów wodnych do samooczyszczania została zniwelowana do minimum i są one w stanie poradzić sobie ze skutkami naszej działalności w środowisku. Rzeki i jeziora tracą swój naturalny charakter, następują nieodwracalne zmiany niosące za sobą straty fauny i flory oraz utratę walorów krajobrazowych. Toksyczne substancje akumulują w organizmach, co zwiększa ryzyko narażenia na zatrucie przez człowieka.

Dzięki prowadzonym kampaniom proekologicznym społeczeństwo stopniowo zaczyna zdawać sobie sprawę z istoty problemu. Narzucone przez Unię Europejską wymagania dotyczące czystości wód powierzchniowych wymuszają zmiany, które muszą spowodować poprawę stanu środowiska. Dotacje z UE pozwoliły na modernizację oczyszczalni ścieków, rozbudowę sieci kanalizacyjnej, bądź eliminację bezpośredniego dopływu ścieków do rzek i jezior. Niestety, o ile budowa i modernizacja infrastruktury sanitarnej trwa kilka lat, to na pozytywne efekty ich działania będzie trzeba poczekać dużo dłużej.

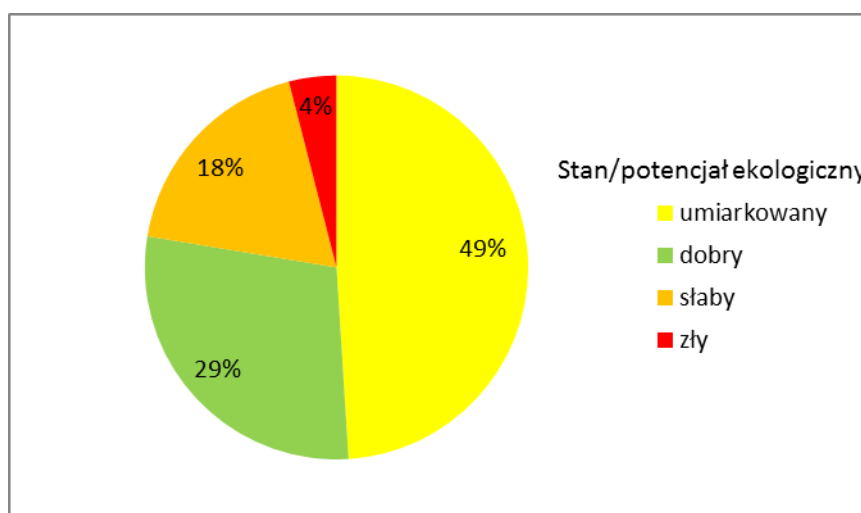
Celem tej pracy była ocena zmian stanu czystości rzeki Wełny w wyniku jej przepływu przez miasto Rogoźno wraz z analizą zagrożeń dla rzeki generowanych w obrębie miasta. Dodatkowo weryfikacji poddano wpływ na jakość wód Wełny Małej Wełny, której ujście znajduje się w Rogoźnie, poniżej Jeziora Rogozińskiego.

2. Stan czystości wód płynących Wielkopolski

Województwo Wielkopolskie położone jest w dorzeczu rzeki Odry w regionach wodnych Warty (88% powierzchni województwa), środkowej Odry (12%) oraz Wisły (0,06%). Na stan wód w Wielkopolsce największy wpływ mają:

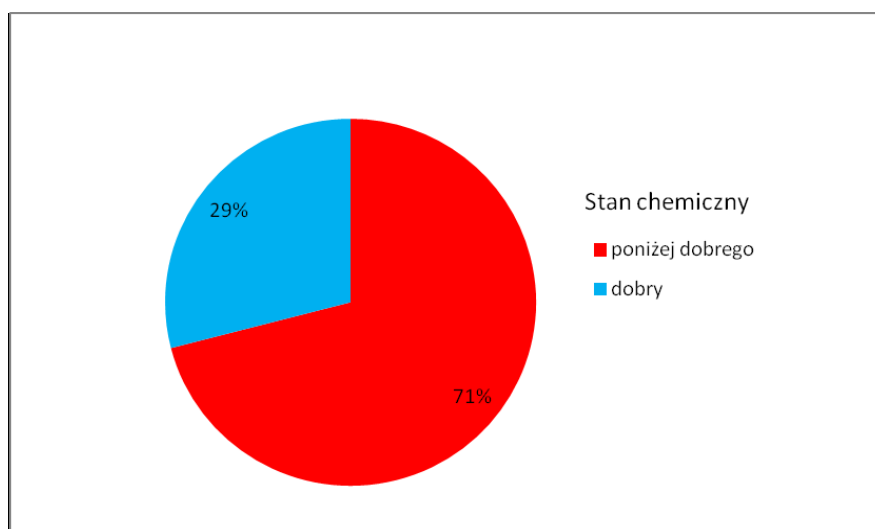
- punktowe źródła zanieczyszczeń – zrzuty ścieków i wód opadowych,
- zanieczyszczenia obszarowe pochodzące w znacznym stopniu z rolnictwa,
- pobór wody,
- rekreacja i zabudowa lotniskowa oraz
- słaba sanitacja wsi.

Na ocenę stanu wód składa się ocena stanu ekologicznego (potencjału ekologicznego dla zmienionych lub sztucznych jednolitych części wód powierzchniowych (JCWP) oraz ocena stanu chemicznego. Według badań Wielkopolskiego Inspektoratu Ochrony Środowiska z 2012 roku 49 z 65 monitorowanych JCWP dobry stan/potencjał ekologiczny miało 14, umiarkowany 24, słaby 9, a zły 2 (Ryc. 1). Żadne z badanych JCWP nie było w bardzo dobrym stanie ekologicznym.



Ryc. 1 Stan/potencjał ekologiczny JCWP płynących w 2012 r. (za Pułyk i in. 2013)

Ocenę stanu chemicznego wykonuje się na podstawie klasyfikacji substancji z grupy szczególnie szkodliwych dla środowiska wodnego. W 2012 r. ocenę wykonano dla 34 monitorowanych JCWP. Dla 10 stan chemiczny oceniono mianem dobrego, natomiast dla 24 „poniżej dobrego” (Ryc. 2). O gorszym stanie decydowały przekroczenia wartości granicznych dla wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych (WWA).



Ryc. 2 Ocena stanu chemicznego JCWP płynących w 2012 r. (za Pułyk i in. 2013)

Zgodnie z zapisami Ramowej Dyrektywy Wodnej należy podjąć działania zmierzające do poprawy stanu wód. Do 2015 roku powinno się osiągnąć stan przynajmniej dobry. Kluczowym znaczeniem w tej sprawie jest realizacja Krajowego Programu Oczyszczania Ścieków Komunalnych. W Wielkopolsce realizowanych jest wiele inwestycji mających na celu rozwinięcie gospodarki wodno-ściekowej. Dla ochrony wód przed zanieczyszczeniami pochodzenia rolniczego wprowadzone zostały programy działań, które zobowiązują rolników do stosowania norm przychylnych dla środowiska wodnego. Wszystkie te działania są niezbędne do poprawy lub zachowania dobrego stanu wód (Pułyk i in. 2013).

3. Rzeka Welna

Welna jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Warty (Ryc. 3). Znajduje się ona w środkowowschodniej Wielkopolsce, a mały fragment na terenie województwa kujawsko-pomorskiego. Na całkowitej długości 117,8 km jest zasilana przez kilka dopływów: lewobocznie przez Welniankę i Małą Welnę, a prawobocznie przez Strugę Wadowicką, Strugę Gołaniecką, Strugę Potulicką, Nielbę i Flintę (Tybiszewska i in. 2006). Początek bierze z Jeziora Wierzbiczańskiego, lub niedaleko wsi Osiniec koło Gniezna (Mikołajczak i in. 2009). Uchodzi do Warty w Obornikach Wielkopolskich. Odwadnia obszar o powierzchni 2621,1 km². W krajobrazie zlewni dominują formy morenowe (moreny czołowe i denne) oraz ozy i sandry. Welna na pewnych fragmentach silnie meandruje i ma z reguły niewielki spadek podłużny. Na odcinku Rogoźno – Oborniki płynie szybko, czym przypomina górską rzekę (Studium Uwarunkowań 2008). Generalnie jednak ma charakter rzeki nizinnej (Pilc 2009).



Ryc. 3. Główne rzeki zlewni rzeki Warty (www.poznan.rzgw.gov.pl)

Obszar zlewni porozcinany jest dolinami rynnowymi wypełnionymi przez rzeki będące w większości dopływami Wełny. Na Wełnie i jej dopływach znajdują się liczne jeziora (Tabela 1). Jeziora mają istotny wpływ na stan wody w rzece. Dopływy Wełny pod względem jakości reprezentują z reguły stan ekologiczny umiarkowany lub poniżej dobrego (Mikołajczak i in. 2009). Głównymi źródłami zanieczyszczeń rzeki są spływy powierzchniowe z gruntów rolniczych oraz zanieczyszczenia pochodzące z obszarów miejskich. Prawdopodobnie nadal poważne zagrożenie stanowią miasta Wągrowiec i Rogoźno, choć postęp w dziedzinie ochrony środowiska w ostatnich latach jest bardzo duży.

3.1 Charakterystyka fizjograficzna zlewni

Zlewnia Wełny znajduje się na obszarze ostatniego zlodowacenia. Zgodnie z klasyfikacją Kondrackiego (2002) zlewnia znajduje się w podprowincji Pojezierzy Południowobałtyckich w większości na Pojezierzu Wielkopolskim i w małym fragmencie w Pradolinie Toruńsko–Eberswaldzkiej. W późnym plejstocenie dolina rzeki stanowiła szlak odpływu wody z topniejącego lodowca. W morfologii przewagę ma dobrze wykształcone dno dolinne, a w niektórych miejscach występuje terasa pradolinna, która zbudowana jest z

osadów piaszczysto-żwirowych o miąższości 2-10 m. Poziom terasowy zaczyna się przed Jeziorem Ziolo i kończy przy ujściu Welny do Warty.

Tabela 1. Parametry morfometryczne jezior w zlewni rzeki Welny (za Choiński 2006)

Jezioro	Powierzchnia (ha)	Objętość (tys. m ³)	Głębokość	
			Maksymalna (m)	Średnia (m)
Bracholińskie	53,5	649,5	2,6	1,2
Brzeźno	24,3	444,6	3,2	1,8
Budziszewskie	163,0	7842,9	14,0	4,8
Czeszewskie	148,3	5458,3	8,3	3,7
Durowskie	143,7	11322,9	14,6	7,9
Grylewskie	119,1	4329,0	6,5	3,6
Kaliszańskie	297,2	26070,5	26,9	8,8
Kobyleckie	65,7	4890,5	14,3	7,4
Łękińskie	85,2	1376,5	2,8	1,6
Łęgowskie	68,4	1226,6	5,0	1,8
Maciejak	97,1	2645,5	6,8	2,7
Rgielskie	147,0	7822,7	17,6	5,3
Rogoźno	125,8	3805,5	5,8	3,0
Skockie	77,1	2157,3	5,5	2,8
Starskie	67,5	3809,8	14,0	5,6
Stępuchowskie	112,9	5307,8	8,9	4,7
Włókna	74,4	2414,4	7,5	3,2

Głównym elementem kształtującym charakter zlewni były klimat i warunki glebowe, wynikające z obecności lądolodu w czwartorzędzie. W budowie geologicznej obszaru przeważa glina zwałowa, piaski eoliczne, żwiry oraz piaski fluwioglacjalne. Często występują różnej wielkości głazy, w zagłębieniach osady biogeniczne między innymi torf. Mogą się w nich znajdować również darniowe rudy żelaza i kreda jeziorna. Pod powłoką osadów lodowcowych znajdują się starsze geologiczne struktury, takie jak gips, sól kuchenna i potasowa. Na obszarze wysoczyzny morenowej przeważają gleby płowe podzielone przez fragmenty gleb brunatnych, bielcowych oraz piaski. Tylko na północny-wschód od Wągrowca występują urodzajne gleby węglanowe. Dobre parametry gleb sprzyjały rozwojowi rolnictwa, zwłaszcza w części wschodniej i północno-wschodniej zlewni. Świadczy o tym duży udział użytków rolnych przy niedużym udziale lasów, które zajmują gleby o niższej bonitacji na wysoczyźnie morenowej (Pilc 2009).

Warunki pogodowe to zwykle tzw. pogoda zmienna przy znacznych różnicach temperatur wynikających z kontaktu powietrza kontynentalnego z oceanicznym. Okresy zimowe są krótkie. Średnia roczna suma opadów wynosi około 500 mm, a temperatura 7,8°C. Okres wegetacyjny trwa około 180 dni (Pilc l.c.).

3.2 Warunki hydrologiczne i hydromorfologiczne

Rzeka Wełna jest rzeką niziną o dnie piaszczysto gliniastym. W dolnym biegu wypłukane dno rzeki zawiera żwir, kamienie i głazy, które miejscami piętrzą wodę nadając rzece górski charakter (Bielch i in. 1998). Średnia głębokość koryta wynosi od 80 do 130 cm. Rzeka ma ustrój śnieżno-deszczowy z jednym maksimum i jednym minimum poziomu wody w ciągu roku (Tabela 2) (Studium uwarunkowań... 2008).

Na podstawie danych Regionalnego Zarządu Gospodarki Wodnej w Poznaniu przepływy charakterystyczne Wełny w m³/s przedstawiają się następująco:

- z wielolecia za okres 1951-2000
 - SNQ 2,2
 - SSQ 9,5
 - SWQ 33,4.
- średnie SSQ w latach charakterystycznych
 - rok średni 9,2
 - rok suchy 2,8
 - rok mokry 18,3.

Tabela 2. Stany poziomu wody rzeki Wełny (Studium uwarunkowań ... 2008)

Rzeka	Wodowskaz (okres)	Wysokość (m, n.p.m.)	SNW (cm)	SSW (cm)	SWW (cm)	Minimum (cm)	Maksimum (cm)
WEŁNA	Pruśce 1971-1980	71,90	-	126	-	63 (22.IX.1983)	256 (17.VII.1980)
	Kowanówko 1960-1987	51,28	89	104	22	46 (VII.1963)	266 (VII.1980)
RUDKA	Potulice 1966-1980	73,25	-	62	-	27 (VII.1969)	166 (V.1977)
FLINTA	Ryczywół 1966-1980	70,49	-	106	-	67 (VII.1963)	263 (III.1939)
MAŁA WEŁNA	Owczegłowy 1978-1980	68,17	-	119	-	52 (VII.1983)	253 (VII.1980)

3.3 Flora i fauna

Udział lasów w zlewni jest mały i sięga 20%. Porastają one gleby bardziej urodzajne i tereny w pobliżu dolin rzecznych. Są to głównie drzewostany liściaste takie jak dąbrowy, buczyny, olsy, łęgi i grądy. Przy zbiornikach wodnych występują wierzbiny.

Za sprawą zróżnicowania geologicznego w zlewni znajdują się różnorodne siedliska w tym uwzględnione w Załączniku 1 Dyrektywy Rady 92/43/EWG. Występują tu rzadkie i chronione gatunki roślin, takie jak: lilia złotogłów, jarzab brekinia, skrzyp olbrzymi, kokoryczka wielokwiatowa, rosiczka okrągłolistna oraz grzyby związane z rozkładającym się drewnem. O dobrej jakości powietrza w dolinie i niektórych fragmentach zlewni świadczą nadrzewne krzaczkowe porosty.

W samej rzece występują chronione gatunki ramienic, krasnorostów (Pilc 2009), mięczaków – w skali ponadregionalnej populacja skójki gruboskorupowej oraz ryb w tym gatunków z Załącznika II Dyrektywy Rady 92/43/EWG: głowacz białopłetwy, koza, troć wędrowną (Ryc. 4) i brzana (Messyasz i Gąbka 2009).



Ryc. 4. Troć wędrowna (www.ryby.wikia.com)

W obrębie doliny Wełny obserwuje się traszkę grzebieniastą, kumaka nizinnego i liczne owady (Pachnica dębowa). Stwierdzono tu 28 gatunków ssaków (m. in. bóbr europejski, wydra), w tym 4 gatunki objęte ochroną ścisłą (łasica łaska, ryjówka malutka, rzęsorek rzeczny i jeź europejski).

Warto wspomnieć o bogatej awifaunie, licznie reprezentowanej przez gatunki związane z wodą: kureczka nakrapiana, czapla biała, łabędź krzykliwy. Monitorowano tu również tracza bielaczka i rybołowa oraz wydzielono strefy ochronne dla bielika, kani rudej i bociana czarnego.

Na terenie zlewni znaleźć można obiekty przyrodnicze chronione przez niemal wszystkie (poza parkiem narodowym) formy ochrony przyrody (Pilc 2009).

4. Teren badań

W granicach miasta Rogoźna rzeka Wełna ma około 4 km długości. Na tym odcinku nurt jest spokojny, a rzeka nie meandruje. Substratem dna jest głównie osad organiczny z drobnym piaskiem. Większość zabudowy miejskiej usytuowana jest po lewej stronie rzeki, tak jak Jezioro Rogozińskie. Po stronie północnej znajdują się pola uprawne, lasy, oraz niewielki odsetek zabudowy jednorodzinnej. Oczyszczalnia ścieków znajduje się w północno-zachodniej części miasta, a oczyszczone ścieki są odprowadzane do Wełny na wysokości ulicy Kochanowskiego. Jest to oczyszczalnia mechaniczno-biologiczna zmodernizowana na przestrzeni ostatnich lat. W 2013 roku oddano do użytku kolejne reaktory biologiczne i obecnie przepustowość oczyszczalni wynosi 3000 m³/dobę. Rozbudowana sieć kanalizacyjna pozwoliła na całkowite odcięcie dopływu ścieków komunalnych i przemysłowych do Jeziora Rogozińskiego.

Teren badań obejmował rzekę Wełnę w granicach miasta Rogoźno. Stanowiska pomiarowo-badawcze ustalono w taki sposób, by można było ustalić wpływ na rzekę poszczególnych fragmentów miasta bądź kluczowych dla jakości wody elementów

infrastruktury (oczyszczalnia ścieków), jak i miasta w całości. Usytuowanie stanowisk pozwoliło również zweryfikować wielkość i rodzaj oddziaływania ze strony Małej Wełny uchodzącej do Wełny poniżej Jeziora Rogozińskiego.

Wyznaczono 4 stanowiska pomiarowe (Ryc. 5 i 6):



Ryc. 5. Mapa z lokalizacją stanowisk na Wełnie w Rogoźnicy (cyfry arabskie – stanowiska; I – ujście rzeki Mała Wełna, II – odprowadzenie ścieków z oczyszczalni miejskiej (źródło mapy: geoserwis.gdos.gov.pl))

- stanowisko 1 – powyżej miasta i ujścia Małej Wełny do Wełny: rzeka płynie tu kanałem odsłoniętym o małej szerokości (około 2 m), ale dość głębokim (1,7 m), z obu brzegów obfity szuwar wysoki z trzciną dorastającą latem do 4 m wysokości; dno muliste; otoczenie: nieużytki, mokradła,
- stanowisko 2 – poniżej ujścia Małej Wełny do Wełny, przed mostem łączącym części miasta na ulicy Lipowej: koryto odsłonięte, szerokie (około 10 m), głębokość wody w okresie badań wahała się od 1 m do 1,5 m; roślinność wodna nieliczna; dno mulisto-piaszczyste; otoczenie: ogródki przydomowe, zabudowa jednorodzinna,



Ryc. 6. Stanowiska badawcze na rzece Welnie

- stanowisko 3 – poniżej oczyszczalni ścieków przy ulicy Łąkowej: koryto odsłonięte o szerokości 8 m i głębokości 1,5 m, z obu strony masowy i obfity szuwar wysoki, roślinność wodna nieliczna; dno mulisto-piaszczyste; otoczenie: nieużytki, las,
- stanowisko 4 – poza granicami miasta Rogoźna, na rozlewisku w pobliżu dawnego młyna we wsi Ruda: koryto szerokie (około 15 m) i dość płytkie (maksymalnie 0,60 m); równoległe do rzeki z obu brzegów stare zadrzewienia gatunków liściastych; przepływ wartki; dno żwirowo-kamieniste; otoczenie: zabudowania, nieużytki.

Dodatkowo, od lipca monitorowano wybrane parametry wody wypływającej z Jeziora Rogozińskiego. Stanowisko zlokalizowano około 60 m poniżej jazu piętrzącego. Stan brzegów stanowiska 2 i 3 w ciągu okresu badań zasadniczo się zmienił. We wrześniu zostały przeprowadzone prace melioracyjne polegające na pogłębieniu i udroźnieniu końcowego fragmentu Małej Welny i niemal całej rzeki Welny w granicach miasta Rogoźna (Ryc. 7).



Ryc. 7. Porównanie stanu pobrzeża rzeki Wełny na stanowisku 3 przed (zdjęcie lewe) i po pracach melioracyjnych (zdjęcie prawe) we wrześniu 2013 roku

4.1. Jezioro Rogozińskie

Jezioro Rogozińskie (Ryc. 8) jest jeziorem przepływowym ostatnim z kilku, przez które rzeka Mała Wełna przepływa od źródeł do ujścia. Zbiornik znajduje się w granicach administracyjnych miasta Rogoźna, po jego wschodniej stronie.

Zlewnia jeziora odpowiada zlewni rzeki Małej Wełny i wynosi 688 km². Zlewnia bezpośrednia to obszar około 29,4 km², z czego 55% stanowią grunty orne, 21% lasy, 17% łąki i nieużytki, a 4% tereny zabudowane. Parametry morfometryczne Jeziora Rogozińskiego przedstawiają się następująco:

- powierzchnia 125,8 ha,
- głębokość średnia 3,0 m,
- głębokość maksymalna 5,8 m,
- objętość 3808,5 tys. m³,
- długość linii brzegowej 10925 m.

Stoki misy jeziora są strome, a dno wyrównane. Miąższość osadów dennych sięga 0,5 m. Roślinność wynurzona reprezentowana jest głównie przez pałkę wąskolistną (*Typha angustifolia*), trzcinę pospolitą (*Phragmites australis*) i mannę mielec (*Glyceria maxima*). Roślinność zanurzoną tworzą gatunki takie jak: rdestnica przeszyta (*Potamogeton perfoliatus*), wywłócznik (*Myriophyllum*), moczarka kanadyjska (*Elodea canadensis*), a o liściach pływających: grążel żółty (*Nuphar lutea*) i strzałka wodna (*Sagittaria sagittifolia*).



Ryc. 8. Jezioro Rogozińskie (widok w kierunku zachodnim)

Jezioro należy do obwodu rybackiego nr 3 zlewni Małej Wełny. Zostało zagospodarowane dla potrzeb turystyki i rekreacji. Na północno-wschodnim brzegu zlokalizowany jest ośrodek rekreacyjno-sportowy z plażą i kąpieliskiem (Pułyk i in. 1998).

Jezioro Rogozińskie jest zbiornikiem eutroficznym, silnie zdegradowanym w wyniku wieloletnich zaniedbań w dziedzinie ochrony środowiska w mieście Rogoźno. Jeszcze niedawno znaczna część ścieków oczyszczana była w "starej" mechaniczno-biologicznej oczyszczalni ścieków (należąca do Fabryki Maszyn Rolniczych Rofama) i kierowana do Wełny. Niestety duża ilość ścieków – około $58 \text{ m}^3/\text{d}$ (dane z 1997 r.) bezpośrednio trafiała do Jeziora Rogozińskiego (Pułyk i in. l.c.). Efektem zanieczyszczenia i przeżyźnienia jeziora przez związki azotu i fosforany są masowe zakwity glonów i sinic występujące od wczesnej wiosny do jesieni. Obecnie stan ekologiczny jeziora jest zły i w ostatnich latach poprawił się nieznacznie (Mikołajczak i in. 2009).

Wody opuszczające jezioro uchodzą do rzeki Wełny około 150 m poniżej jazu piętrzącego. W okresie letnim cechą wyróżniającą tych wód jest zielona barwa będąca wynikiem wysokiej koncentracji barwnika asymilacyjnego glonów – chlorofilu a. W miejscu styku wód dopływającej rzeki Małej Wełny do Wełny wskutek różnicy gęstości (różnica temperatury) wody nie mieszają się, lecz płyną obok siebie na znacznym odcinku (Ryc. 9). Należy zaznaczyć, że Mała Wełna wprowadza do Wełny znaczne ilości wody. W rezultacie koryto rzeki jest od miejsca ujścia dużo szersze. Ilość wody dopływającej Małą Wełną miał duży wpływ na parametry jakościowe Wełny na całym badanym odcinku.



Ryc. 9. Widok na ujście Małej Wełny (strona lewa) do rzeki Wełny (strona prawa)

5. Metody badań

Badania prowadzono od kwietnia do października 2013 roku, co 2 tygodnie. W terenie każdorazowo mierzono szerokość koryta i głębokość wody. Przy użyciu mierników terenowych mierzono właściwości fizyczno-chemiczne wody (Ryc. 10):

- temperaturę,
- natlenienie,
- odczyn pH,
- przewodność właściwą (Hanna HI 9147, Hanna HI 98129 lub YSI 556 MPS).

Dodatkowo z Małej Wełny, poniżej jazu piętrzącego Jezioro Rogozińskie od lipca prowadzono pomiary mętności oraz pobierano wodę do analiz chlorofilu i zawiesiny ogólnej. Mętność wody mierzono bezpośrednio po pobraniu (nefelometr Eutech TN-100).

Jednocześnie pobierano próbki wody do badań laboratoryjnych ze wszystkich stanowisk. Analizy azotu organicznego i ogólnego wykonywano na stanowisku 1 i 4.

W zależności od wymagań procedury laboratoryjnej próbki wody nieutralowano (np. analiza chlorofilu) lub utrwalano osobno chloroformem i kwasem siarkowym.



Ryc. 10. Pomiary terenowe

Analizy laboratoryjne objęły:

1. Zawiesinę ogólną oznaczaną metodą grawimetryczną po filtracji przez filtry z włókna szklanego (typ GF/F) i wysuszeniu w temperaturze 105°C (Hermanowicz i in. 1999).
2. Fosforany ogólne oznaczane spektrofotometrycznie metodą molibdenianową z kwasem askorbinowym (wg normy PN-EN 6878).
3. Fosfor całkowity po mineralizacji z nadsiarczanem potasu (wg normy PN-EN 1189).
4. Azot amonowy spektrofotometrycznie metodą bezpośredniej Nessleryzacji (Hermanowicz i in. l.c.).
5. Azot azotanowy spektrofotometrycznie metodą salicylanową (Hermanowicz i in. I. c.).
6. Azot azotynowy spektrofotometrycznie metodą z kwasem sulfanilowym (Hermanowicz i in. I. c.).
7. Azot Kjeldahla metodą destylacyjną w aparacie Velp UDK 139.
8. Azot ogólny metodą obliczeniową, jako suma form mineralnych i organicznych.
9. Chlorofil *a* z feofityną metodą etanolową (wg normy PN-ISO 10260).

Analiza statystyczna wyników została wykonana w programie Statistica 8.0.

6. Wyniki badań i dyskusja

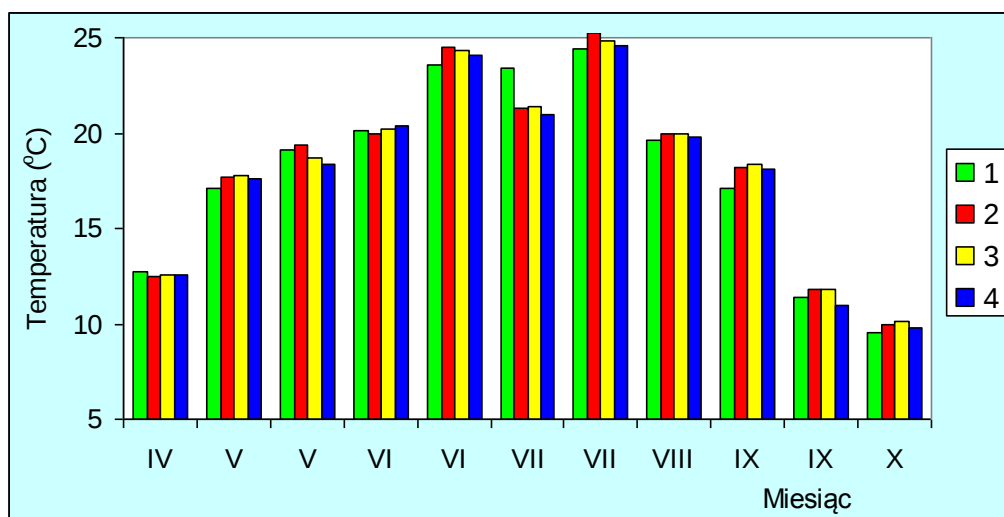
6.1. Temperatura

Wody powierzchniowe mają temperaturę zmienną w zależności od pory roku, strefy klimatycznej, wysokości nad poziomem morza, prędkości przepływu. W rzekach termika wód szybciej, niż w jeziorach ulega jednak zmianom np. w wyniku zmian prędkości przepływu rzeki lub charakteru przyrodniczego otoczenia ciek. W obszarach rolniczych bez osłony szpaleru drzew na brzegach woda szybko się nagrzewa, podczas gdy w obszarach leśnych lub innych zadrzewionych wychładza (Kajak 2001). W rzekach jest to wskaźnik, który w sposób najbardziej adekwatny oddaje nie tylko wielkość i rodzaj zmian pogodowych, ale i przestrzenną zmienność fizycznego ograniczenia nasłonecznienia (ocienienia). Dlatego nie jest możliwe liniowe określenia zależności temperatury wody od nasłonecznienia. Temperatura wody jest ważnym stymulatorem funkcjonowania organizmów oraz procesów biochemicznych (m.in. biologicznego rozkładu materii organicznej) i chemicznych (np. rozpuszczanie związków nieorganicznych) (Siepak 1992).

W rzece Wełnie na badanym odcinku temperatura wahała się w zakresie od 9,8 do 25,2°C. Niższe temperatury (do 20°C) notowano od początku badań do końca maja oraz od września. Tymczasem wyższa temperatura panowała latem, z zastrzeżeniem okresowych dużych spadków, rzędu nawet kilku stopni. Powodem wahań temperatury była niestabilna letnia pogoda („kapryśne lato”) z okresowymi nawet tygodniowymi okresami chłodnymi z udziałem powietrza polarnomorskiego, z deszczem i pełnym zachmurzeniem. Przykładem takiej zmiany był stan zanotowany na początku lipca, gdy woda rzeki znacznie się ochłodziła (Ryc. 11).

W przestrzennym układzie stanowisk odnotowano różnice wartości parametru wskazujące, że Wełna powyżej Rogoźna była z reguły chłodniejsza. W wyniku dopływu Małej Wełny, na ostatnim odcinku przepływającej przez Jezioro Rogozińskie, następował zauważalny wzrost temperatury. Lampert i Sommer (1996) stwierdzili, że wody płynące, które w drodze do ujścia przepływają przez jedno lub więcej jezior są znacznie cieplejsze niż woda w porównywalnych ciekach, które ich nie przecinają. Odwrotny rozkład temperatury wystąpił w szczycie lata w okresie wspomnianego wyżej ochłodzenia, gdy Mała Wełna prowadziła wody zimniejsze niż Wełna (Ryc. 11). Fakt ten wskazywał na silne ochłodzenie się wód epilimnionu Jeziora Rogozińskiego. Dla rzeki Wełny odbiornika wód Małej Wełny (podobnie jak dla jeziora, ale z innych względów) bardzo niekorzystny jest powierzchniowy odpływ wód z jeziora. Latem są one zwykle silnie nagrzane i bogate w materię organiczną

(m.in. zakwity fitoplanktonu). Przedostanie się ich do rzeki i zmiana warunków życia organizmów sprzyja ich eliminacji (obumieranie), a wysoka temperatura degradacji składników organicznych (utlenianie), co sprzyja deficytom tlenu. Pomiędzy stanowiskami Wełna płynie wolno i nie jest ocieniona, co sprzyja jej nagrzewaniu w dni słoneczne, a w dni chłodne eliminuje szybką utratę ciepła. Zmiana krajobrazu następuje dopiero między stanowiskami 3 i 4, co uwidaczniała niewielka, ale zauważalna tendencja spadkowa wartości parametru (Ryc. 11).



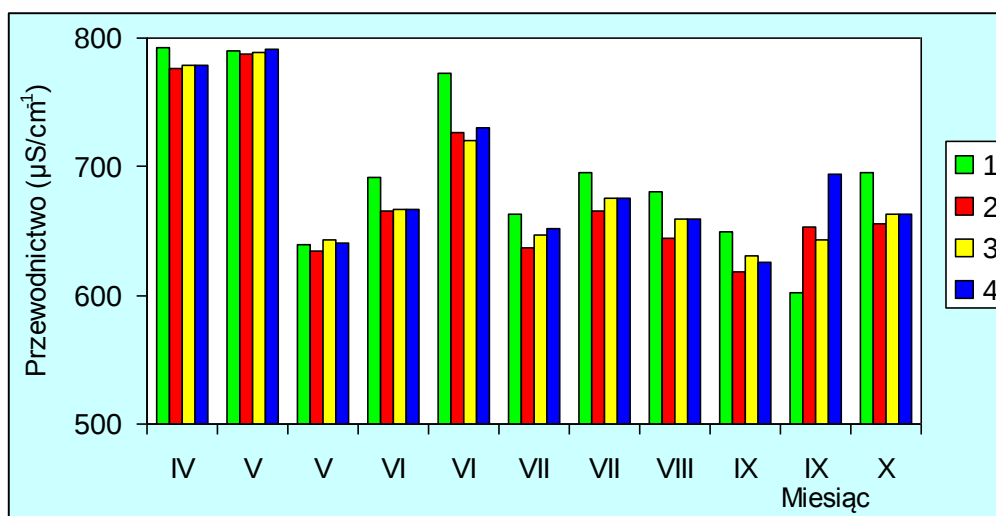
Ryc. 11. Zestawienie czasowe i przestrzenne temperatury wody rzeki Wełny na stanowiskach 1-4

6.2. Przewodnictwo elektrolityczne

Przewodnictwo elektrolityczne to zdolność wody do przewodzenia prądu elektrycznego. Zależy ona od stężenia jonów, jak i od temperatury wody. Jest to przybliżony wskaźnik świadczący o mineralnym zanieczyszczeniu wody, który nie zależy od jakości lecz od ilości substancji. Wartości przewodnictwa elektrolitycznego w wodach płynących mogą wynosić do kilku tysięcy $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Augustyn i in. 2012). Podwyższona przewodność wody może sugerować jej zanieczyszczenie głównie biogenami z obszarów rolniczych oraz ściekami komunalnymi (Karcz i in. 2007). Poziom zmineralizowania wpływający w dużym stopniu na przewodnictwo elektrolityczne zależy od intensywności spływów powierzchniowych, jak i od rodzaju gleby w zlewni rzeki. Gleby żyzne silnie mineralizują wody rzek i odwrotnie.

W rzece Wełnie przewodnictwo wody było umiarkowane i mieściło się w zakresie od 602 do 792 $\mu\text{S}/\text{cm}^{-1}$. Relatywnie wyższe wartości notowano wiosną, od początku badań do

połowy maja, w czasie wzmożonego dopływu wód roztopowych ze zlewni. W późniejszym czasie wyższe stężenia następowały okresowo, jak na przykład w połowie czerwca (Ryc. 12). Można przypuszczać, że głównym źródłem elektrolitów były przeważnie spływy powierzchniowe wywoływane przez okresowo intensywne opady deszczu. Czynnikiem sprzyjającym alimentacji biogenicznych składników mineralnych jest nawożenie pól uprawnych i łąk (Szpakowska i Życzyńska-Bałoniak 1994). Potęgowanie wymywania następuje również w wyniku erozji wodnej gleb po intensywnych opadach w trakcie pory letniej. W ciągu sezonu wegetacyjnego w rzece występowała tendencja spadkowa wartości przewodnictwa. Jesienią nie odnotowano istotnego wzrostu mineralizacji.



Ryc. 12. Czasowa i przestrzenna zmienność przewodnictwa elektrolitycznego wody rzeki Welny na stanowiskach 1-4

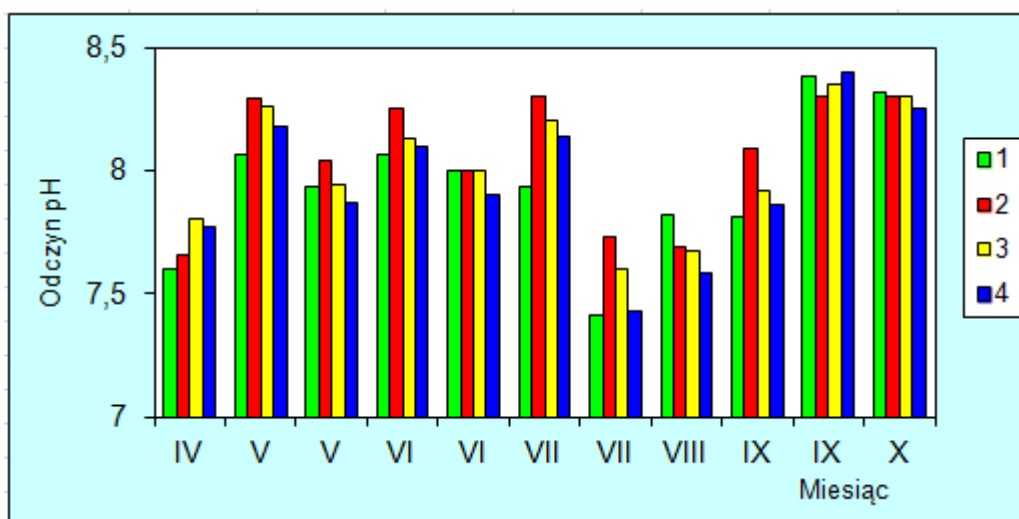
Różnice przewodnictwa wody pomiędzy stanowiskami były małe, przy czym niemal przez cały okres badań na stanowisku 1 notowano wartości wyższe. Odwrotna sytuacja, z wyraźniejszymi różnicami między stanowiskami, wystąpiła w końcu września (Ryc. 12). Stwierdzony przestrzenny rozkład wartości parametru wskazywał na istotne różnice jakości wody w rzece Welnie i jej dopływie – Małej Welnie, pokonującej w ostatnim fragmencie Jezioro Rogozińskie. Niższe zmineralizowanie wody Małej Welny dowodzi dużego zapotrzebowania na składniki mineralne przez zbiorowiska fitoplanktonu intensywnie rozwijającego się w jeziorze od wiosny. Od wielu lat, latem a właściwie od już wiosną tworzy on tam wymienne gatunkowo w ciągu sezonu wegetacyjnego intensywne zakwity trwające do jesieni (Pułyk i in. 2013). Obumieranie zakwitu powoduje uwolnienie do wody dużych ilości różnych substancji organicznych i mineralnych, a przez to silne niekiedy wtórne zanieczyszczenie wody. Taka prawdopodobnie była główna przyczyna zmiany

przestrzennego rozkładu przewodnictwa wody w końcu września z dużo wyższymi wartościami w wodach Małej Wełny.

6.3. Odczyn pH

Niemal wszystkie wody rzeczne są zasobne w wapń, głównie w formie węglanu wapnia (CaCO_3). Pomijając ścieki przemysłowe, jest to główny składnik kształtujący odczyn pH (Kajak 2001). Ważnym elementem jest rodzaj substratu dna i skały macierzystej obszaru drenowanego przez rzekę. Górskie potoki w górnym biegu charakteryzują się niską zawartością wapnia, a w dolnym ich zasadowość zwiększa się. Jako najkorzystniejszy dla organizmów przyjmuje się zakres pH od 5,5 do 9,0 (Kawecka i Eloranta 1994). Wzrost odczynu może powodować intensywnie rozwijający się fitoplankton, który zużywa rozpuszczony w wodzie dwutlenek węgla (Shapiro 1990). Zwiększenie kwasowości może być natomiast wynikiem obecności wolnego dwutlenku węgla, kwasów mineralnych oraz kwasów humusowych. Te ostatnie pochodzą z dopływów z obszarów bagiennych i spływów powierzchniowych z terenów lasów iglastych (Kraska 1986, Wojciechowski i Górniak 1990).

W Wełnie w całym okresie badań pH zmieniało się w zakresie wartości charakterystycznych dla odczynu słabo alkalicznego (7,5–8,5). Najniższe odnotowane zostało w końcu lipca, a najwyższe w końcu września (Ryc. 13). Na sytuację w sezonie wegetacyjnym i relatywnie wyższe pH wody główny wpływ miały z pewnością zakwity fitoplanktonu w Jeziorze Rogozińskim. Spadek pH zaobserwowany w środku lata był prawdopodobnie wynikiem zmiany składu gatunkowego zakwitu. Zjawiska tego typu są częste w jeziorach eutroficznych i dają wyraźne efekty środowiskowe w postaci spadku odczynu i zwiększenia koncentracji rozpuszczonych związków biogenicznych w wodach wpływających ze zbiorników (Szyper i in. 1994, Kasza 1995, Joniak 2000). W przestrzennym układzie stanowisk stan taki potwierdzała zmiana w postaci wzrostu pH wody na stanowisku 2 – poniżej dopływu Małej Wełny w stosunku do stanowiska 1 (Ryc. 13). Na kolejnych stanowiskach odczyn pH malał raz wskutek mieszania wód obu cieków, dwa dopływu innych wód naturalnych i sztucznych i niższym odczynie. Warto odnotować, że na stosunkowo krótkim odcinku rzeki zwykle odczyn obniżał się do poziomu charakterystycznego dla pH rzeki Wełny.



Ryc. 13. Porównanie czasowych i przestrzennych zmiany pH wody rzeki Wełny na stanowiskach 1-4

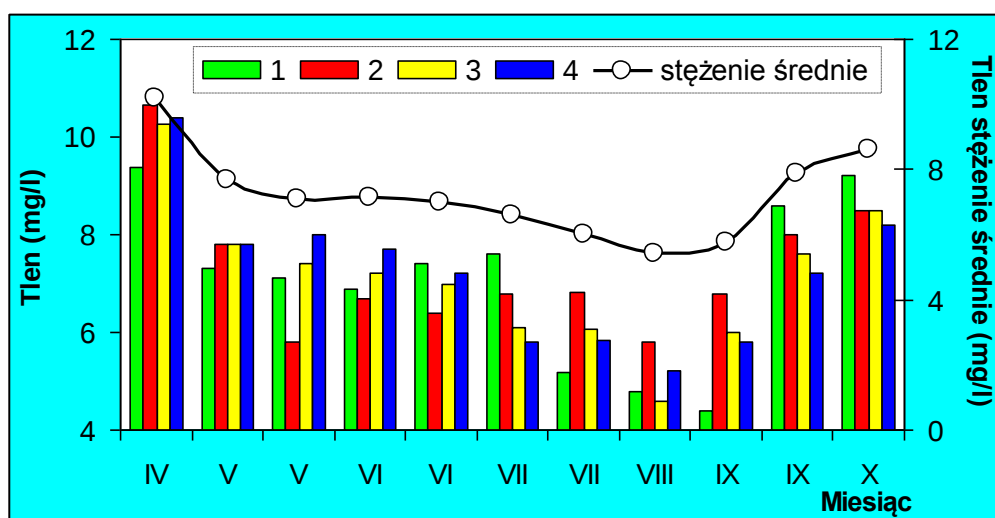
6.4. Tlen rozpuszczony

Tlen rozpuszczony jest składnikiem wszystkich procesów chemicznych i biochemicznych oraz elementem niezbędnym do życia większości organizmów wodnych (Kajak 2001). Dzięki obecności tlenu możliwe jest utlenianie związków organicznych i w konsekwencji samooczyszczanie rzeki (Dojlido 1987). Tlen stanowi też jeden z ważniejszych wskaźników jakości wody (Choiński 1995). Na natlenienie wód płynących mają wpływ takie czynniki, jak: prędkość przepływu, głębokość koryta i jego ukształtowanie, skład chemiczny wody oraz rodzaj i objętość dopływających zanieczyszczeń antropogenicznych (ścieki nieoczyszczone i oczyszczone w różnym stopniu). Pewien wpływ mają również obiekty hydrotechniczne piętrzące wodę (tamy, jazy, zastawki). Jest to widoczne zwłaszcza latem, gdy maleje rozpuszczalność tlenu w wodzie (Mańczak 1978).

Latem natlenienie wód Wełny było umiarkowane (średnio 6,3 mg O₂/l), podczas gdy wiosną wyraźnie lepsze (średnio 10,2 mg O₂/l). Jesienią następowała poprawa natlenienia, ale nie osiągnęła tak wysokiego poziomu jak wiosną (Ryc. 14). Zauważono, że od kwietnia rysował się wyraźny trend spadkowy natlenienia, który utrzymał się do początków września. Za objaw przeżyźnienia rzeki i wzmożonych procesów rozkładu tlenowego materii organicznej uznać należy okresy, kiedy stężenie tlenu było zbliżone do poziomu granicznego 4 mg O₂/l, ważnego ze względu na organizmy żywe i procesy samooczyszczania (Kajak 2001). Czynnikiem niesprzyjającym fizycznemu natlenianiu wody w okresie letnim był spowodowany niżówką wolny przepływ, a przy tym dość wysoka jej temperatura (Ryc. 11).

Ujemna i wysoka korelacja z temperaturą wskazywała, że był to czynnik istotnie regulujący natlenienie ($r=-0,63$, $p<0,000$, $n=44$).

W układzie przestrzennym stanowisk wykazano okresowo duże różnice stężeń. Wody Welny powyżej ujścia Małej Welny reprezentowały w pierwszej połowie lata, jak i jesienią stan lepszego natlenienia. Odwrotna sytuacja była notowana od połowy lipca z minimum na początku września – 4,4 mg O₂/l (Ryc. 14). Wszystko wskazywało na to, że przyczyną wyższych, niż w Welnie stężeń tlenu w wodzie Małej Welny opuszczającej Jezioro Rogozińskie był odpływ przez jaz piętrzący wód epilimnionu – dobrze natlenionych, ale i bogatych w materię organiczną tworzoną przez obficie rozwijający się fitoplanktonu. Sam jaz i spadek wody wypływającej z jeziora z wysokości kilku metrów również przyczyniał się do wzbogacania jej w tlen. To, co było charakterystyczne dla wód rzeki poniżej stanowiska 2 to szybkie wyczerpywanie tlenu, zużywanego w procesach rozkładu materii organicznej wypływającej z jeziora. Podobne stany są częste też w innych rzekach przepływających przez żyzne jeziora, jak w Samicy Stęszewskiej (Joniak i Sobczyński 2011), czy w Płocicznej (Joniak i in. 2009).



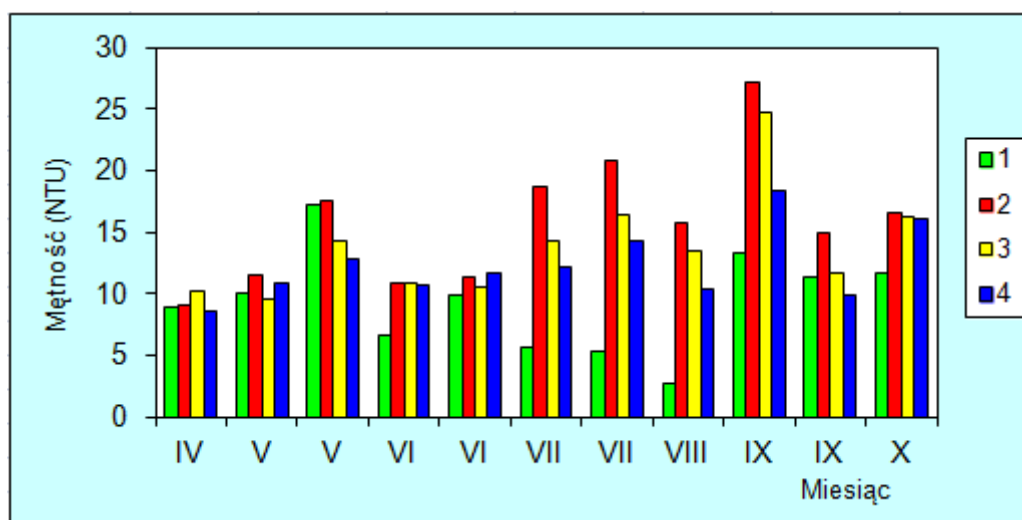
Ryc. 14. Czasowe i przestrzenne zmiany stężeń tlenu rozpuszczonego na stanowiskach 1-4 w porównaniu do wartości średniej

6.5. Mętność

Mętność wody jest pośrednim wskaźnikiem stanu zanieczyszczenia. Jako właściwość optyczna zmienia się zależnie od zawartości substancji o wielkości cząstek poniżej 0,2 μm, które mają zdolność rozpraszania i adsorbowania światła (Joniak i in. 2013). Wzrost mętności może być spowodowany przez dopływy substancji różnego pochodzenia wraz z wodami

opadowymi, roztopowymi oraz podziemnymi. W jeziorach przyczyną zwiększania zmętnienia są zakwity wody (Joniak i in. l.c.), a w rzekach dopływy ścieków (Olearczyk-Siwik 2010). Z uwagi na różną wielkość cząstek substancji zawieszonych mętność z reguły nie koreluje z zawiesiną (Bilotta i Brazier 2008).

Mętność wód rzeki Wełny zmieniała się w zakresie od 2,7 do 27,2 NTU przyjmując średnią 12,8 NTU. Na tle wartości notowanych w tej rzece w Obornikach były to stężenia wysokie (Joniak i in. 2014). W ciągu okresu badań wyraźny wzrost zmętnienia w całej rzece odnotowano jednokrotnie po fali intensywnych opadów w końcu maja. Tymczasem ogólny trend wzrostowy zarysował się od lipca zasadniczo w wodach poniżej ujścia Małej Wełny (stanowiska 2-4) z maksimum na początku września (Ryc. 15).

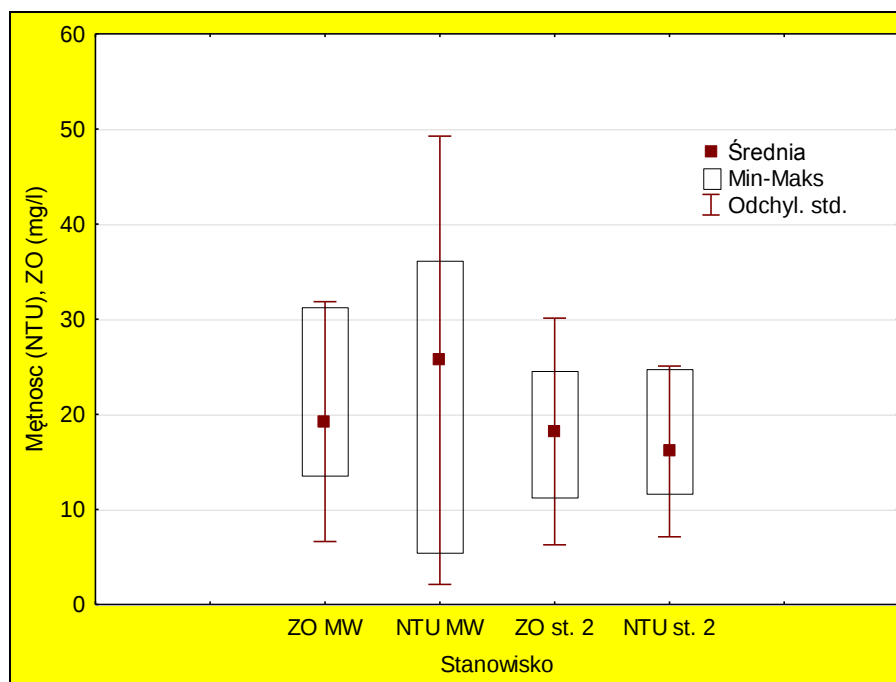


Ryc. 15. Czasowe i przestrzenne zmiany mętności wód rzeki na stanowiskach 1-4

Wyniki pomiarów parametru nie pozwoliły stwierdzić negatywnego wpływu oczyszczonych ścieków komunalnych odprowadzanych do rzeki pomiędzy stanowiskami 2 i 3. O tym, że uchodzące z oczyszczalni ścieki oczyszczone wpływają jednak negatywnie na jakość wód rzeki mógł świadczyć efekt wzrostu mętności na stanowisku 3 odnotowany w kwietniu. Tymczasem później identyfikacja takiego oddziaływania była niemożliwa ze względu na zbyt wysokie wartości tła, czyli mętność wód rzeki poniżej ujścia Małej Wełny z Jeziora Rogozińskiego (Ryc. 16).

Wskazaniem do istotnie dużego wpływu silnie zanieczyszczonych wód Małej Wełny na mętność wód Wełny była zmienność przestrzenna wartości parametru (Ryc. 15). Niemal przez cały okres badań najniższe wartości notowano na stanowisku 1. Na kolejnych stanowiskach, zwłaszcza na 2 mętność wody była zdecydowanie większa z maksimum 27,2

NTU. W tym czasie pomiary prowadzone poniżej Jeziora Rogozińskiego wykazały 36,1 NTU.



Ryc. 16. Porównanie stężeń zawiesiny ogólnej (ZO) i mętności wody (NTU) poniżej jazu piętrzącego Jezioro Rogozińskie (MW) i na stanowisku 2 w Wełnie

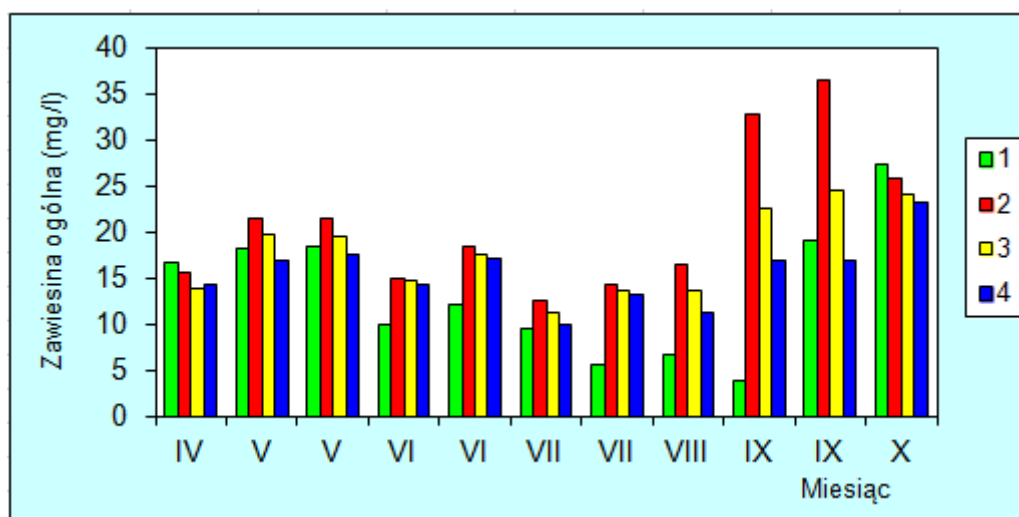
6.6. Zawiesina ogólna

Zawiesina, jako mieszanina składników abiotycznych i organicznych wody ma wpływ na właściwości fizykochemiczne oraz strukturę biologicznego łańcucha pokarmowego (Kajak 2001). Sedymentujące w rzece zawiesiny mineralne o wielkości drobin piasku i większe tworzą mielizny i wypłycenia, a w strefie brzegowej wraz z materią organiczną obszary wodno-błotne. Oprócz korzystnej dla środowiska roli zawiesin, warto wspomnieć o potencjalnych w warunkach zanieczyszczenia antropogenicznego efektach negatywnych. Na obszarach uprzemysłowionych, zanieczyszczenia wód w rodzaju fenoli i metali ciężkich w wyniku związania z materią mineralną osiadają na dnie tworząc substrat toksyczny dla organizmów bentosowych i ich konsumentów (Kownacki 2003, Nocoń 2012). Duże ilości zawiesin działają, podobnie jak mętność, czyli ograniczają dostęp promieniowania słonecznego do głębszych warstw wody, spowalniając procesy fotosyntezy makrofitów zanurzonych (Joniak i in. 2014).

W rzece Wełnie w okresie badań najwyższe stężenie zawiesiny ogólnej wynosiło 37 mg/l, a średnie około 18 mg/l. Latem ilości zawiesin były znacząco niższe niż w przejściowych porach roku, a zwłaszcza jesienią w okresie obumierania organizmów masowo

funkcjonujących w jeziorach latem (Ryc. 17). W rzekach nizinnych z reguły odnotowuje się stężenia nieprzekraczające 20 mg/l, ale podczas gwałtownych wezbrań wody po opadach w zlewni często ponad 1000 mg/l (Hermanowicz i in. 1999). Podobnie wysokich koncentracji nie odnotowano.

W ujęciu przestrzennym niemal zawsze najmniejsze ilości zawiesin oznaczano na stanowisku 1 (Ryc. 17).



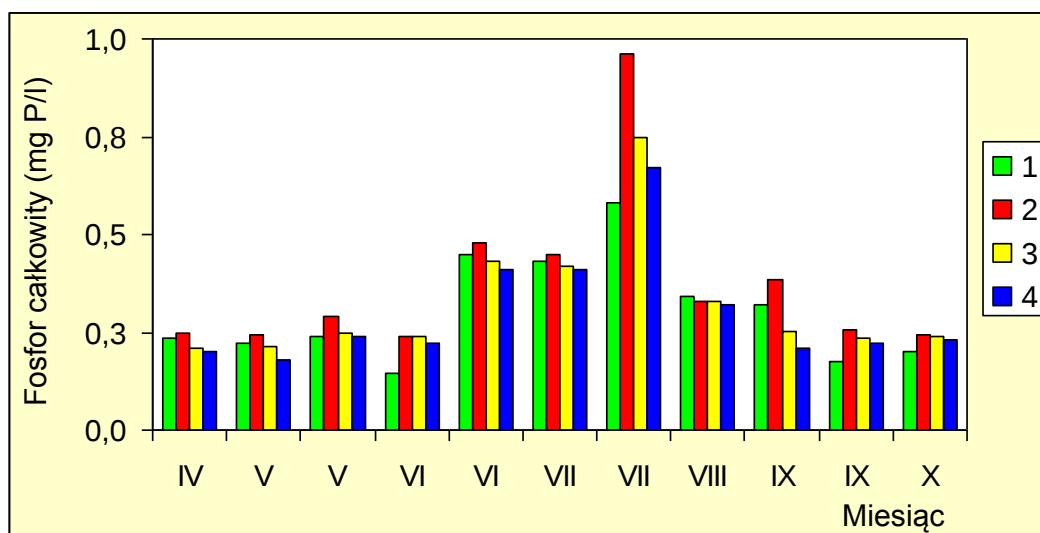
Ryc. 17. Czasowe i przestrzenne zmiany stężeń zawiesiny ogólnej w rzece na stanowiskach 1-4

Dopływ Małej Wełny powodował znaczące wzbogacanie Wełny w zawiesiny, co było widoczne w postaci dużo wyższych stężeń na stanowisku 2, szczególnie we wrześniu. Wartości notowane na kolejnych stanowiskach były niższe, co świadczy o intensywnej sedymentacji lub filtracji zawiesin przez brzegowe zbiorowiska roślinności szuwarowej i znajdujący się tam peryfiton. Efektywność samooczyszczania rzeki z zawiesin i innych składników wody potwierdzona została na całym odcinku rzeki od Rogoźna do ujścia do Warty w Obornikach (Joniak i in. 2014). Na badanym odcinku skalę zmian uwidaczniały różnice pomiędzy koncentracjami w Małej Wełnie i w Wełnie na stanowisku 2 (Ryc. 16). Wykazana dodatnia zależność stężeń zawiesiny ogólnej i mętności ($r=0,51$, $p>0,000$, $n=44$) wskazuje na związek jakościowy substancji oznaczanych przez oba parametry. Podobne duże zależności w jeziorach są sporadyczne (Joniak 2012).

6.7. Fosfor całkowity i fosforany

Fosfor jest pierwiastkiem odpowiedzialnym za eutrofizację wód. Jego źródła to oprócz spływu powierzchniowego ze zlewni są ścieki komunalne i bytowe (Kajak 2001, Rauba 2011). Rzeki nizinne w Polsce zawsze były, nawet przy dobrym systemie oczyszczania ścieków i dobrych praktykach rolniczych, mocno narażone na zanieczyszczenie związkami fosforu (Dąbrowska 2008).

Fosfor całkowity oznaczano w stężeniach od najmniej 0,146 do 1,000 mg P/l. Stężenia fosforu całkowitego podwyższone w stosunku do średniej (0,33 mg P/l) występowały od drugiej połowy czerwca do początku września, czyli w lecie kalendarzowym (Ryc. 18). W pozostałym czasie ilości fosforu były wyraźnie niższe. W stosunku do innych średnich i małych rzek centralnej Wielkopolski, odnotowane wartości były porównywalne jak w przypadku Samicy Stęszewskiej (Joniak i Sobczyński 2011) lub niższe jak w przypadku Cybiny (Joniak 1998). W ujęciu przestrzennym stanowisk nieznacznie wyższe stężenia oznaczano niemal przez cały sezon badań na stanowisku 2, co świadczyło o zwiększonym zaopatrywaniu rzeki w fosfor pochodzący z Jeziora Rogozińskiego. Najwyższe koncentracje oznaczono w końcu lipca z maksimum właśnie poniżej ujścia Małej Wełny. W układzie liniowym stanowisk zaznaczała się redukcja stężeń od stanowiska 2 do 4, ale nie była ona istotna statystycznie. Wartym odnotowania był fakt, że relatywnie większa eliminacja ładunku fosforu w wyniku przepływu następowała w okresie, gdy Mała Wełna wprowadzała do Wełny duże jego ilości. Stan taki stwierdzono w drugiej połowie lipca kiedy na stanowisku 2 stężenie wyniosło 1 mg P/l, a na stanowisku 4 już o 30% mniej (Ryc. 18). W innych terminach badań podobnie dużych redukcji nie oznaczono. Przyczyną takiego szybkiego ubywania fosforu było to, że najpewniej duża jego część związana była z zawiesiną organiczną (glony) wypływającą z jeziora. Tego typu zawiesiny szybko sedimentują oraz są wychwytywane przez peryfiton masowo rozwijający się na roślinności podwodnej oraz przedmiotach zanurzonych. Podobna tendencja potwierdzona została dla Wełny poniżej Rogoźna (Joniak i in. 2014).



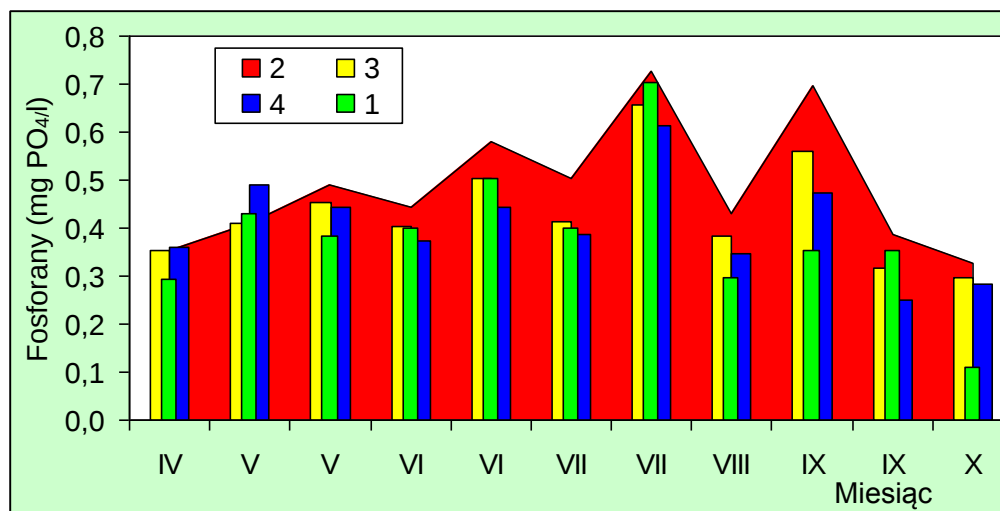
Ryc. 18. Porównanie zmian czasowych i przestrzennych stężeń fosforu w wodach rzeki na stanowiskach 1-4

Generalnie z analizy przestrzennej zmienności zawartości fosforu w rzece można stwierdzić, że przez większą część sezonu badań następował spadek stężeń. Tylko okresowo, jak na początku czerwca, czy w końcu lipca oraz jesienią występował stan odwrotny. Oznaczało to znacznie mniejsze zdolności rzeki do samooczyszczania.

Fosforany występowały w rzece w stężeniach od 0,110 do 0,728 mg PO_4/l (średnio 0,427 mg PO_4/l). Były to wartości porównywalne do notowanych w innych rzekach Wielkopolski podlegających wpływom antropogenicznym w podobnym wymiarze (Tybiszewska i in. 2006). Analiza statystyczna wykazała natomiast wysoką i istotną dodatnią zależność stężeń fosforu i fosforanów ogólnych ($r=0,71$, $p>0,000$, $n=44$). Badania wykazały, że fosforany stanowiły prawie połowę ładunku fosforu całkowitego. Zauważalnie duży w stosunku do stanowiska 1 wzrost ich udziału następował na stanowisku 2 poniżej ujścia Małej Wólnej. Zwiększony okresowo dopływ fosforanów wskazywał na odpływ ze zbiornika wód bogatych w te składniki, najpewniej meta- i hypolimnionu. Jest to zwykle efektem uwalniania wtórnego fosforanów z odtlenionych osadów dennych jezior. Okresowo po opadach nawalnych notowane są wzrosty koncentracji wskutek dopływu wód spływu powierzchniowego (Joniak i in. 2014). Udział $>90\%$ następował okresowo na wszystkich stanowiskach.

Bezsprzecznie głównym źródłem fosforanów w Wólnej była Mała Wólna, co obrazowały dużo wyższe koncentracje na stanowisku 2 (Ryc. 19). Analiza statystyczna wykazała dodatnią zależność wysokości stężeń z temperaturą wody ($r=0,73$, $p<0,000$, $n=44$).

Wielna powyżej miasta niosła przez niemal cały czas wody uboższe w fosforany. Z porównania stanowisk 1 i 4 wynikało, że na pierwszym notowano zwykle wyższe stężenia fosforu całkowitego i niższe fosforanów, podczas gdy na stanowisku ostatnim niższe fosforu całkowitego i wyższe fosforanów.



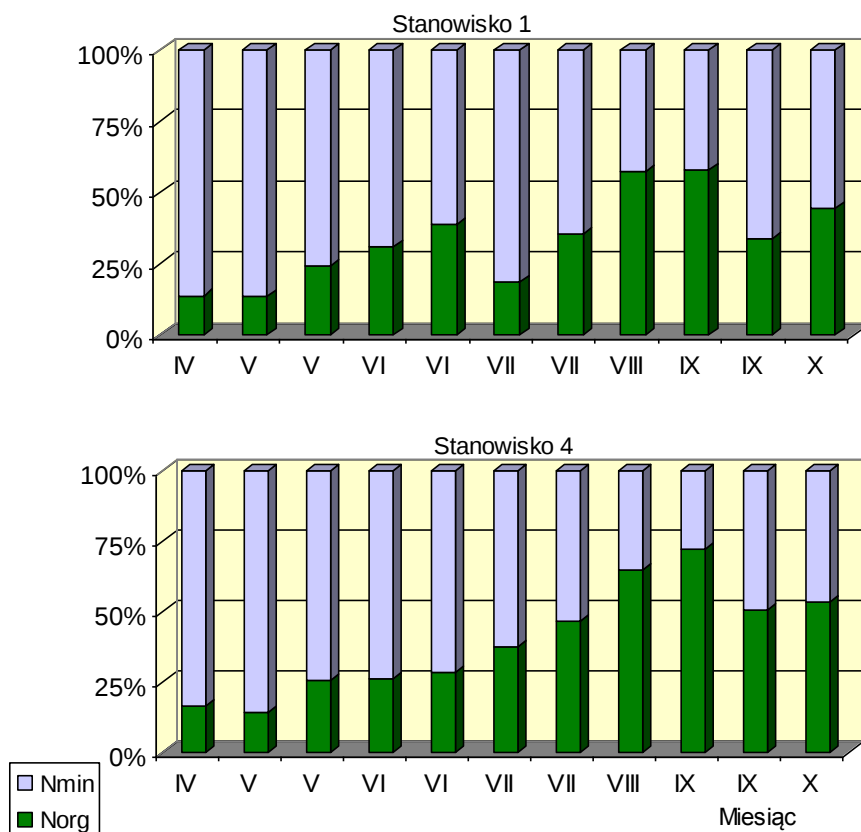
Ryc. 19. Porównanie zmian czasowych i przestrzennych stężeń fosforanów w wodach rzeki na stanowiskach 1-4

6.8. Formy azotu

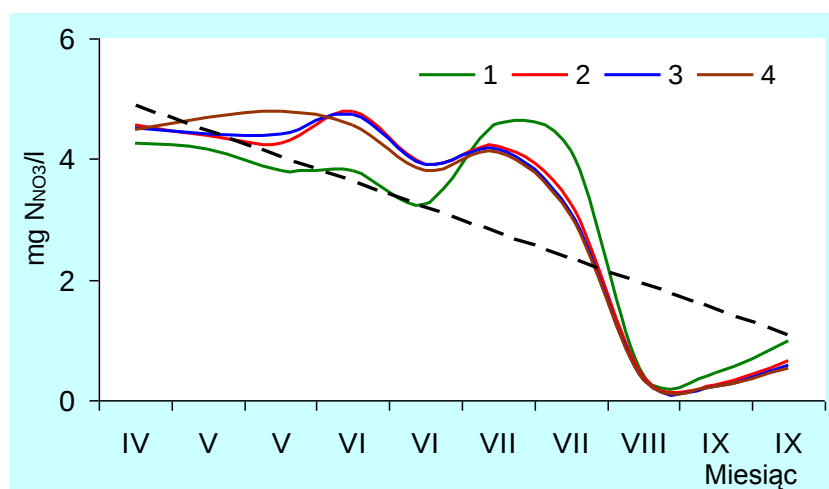
Stężenia azotu ogólnego w rzece Wielna były wysokie, a największą jego część stanowiły azotany. Zmienność sezonowa wskazuje, że głównym ich źródłem były spływy ze zlewni. W okresie dużej częstotliwości opadów od wiosny do lipca notowano zawartości dużo większe niż w czasie późniejszym, gdy opady ustały. Wówczas redukcji koncentracji form mineralnych towarzyszył spadek formy organicznej, ale niezbyt znaczący (Ryc. 20). W sytuacji wysokiej trofii jezior w zlewni, zwłaszcza najbliższego Jeziora Rogozińskiego i obfitej produkcji pierwotnej nie mogło być inaczej.

W wodach powierzchniowych azot występuje w formie mineralnej i organicznej, w każdej podlegając szybkim i wielokierunkowym przemianom. Formy mineralne to m. in. amoniak, który w zależności od odczynu przyjmuje formę jonu amonowego, a w warunkach tlenowych nie dysocjuje i przybiera formę azotanów i azotynów. Niewielka część azotu w formie wydaliny to mocznik (Kabata-Pendias i Pendias 1979, Kajak 2001). Największy dopływ azotu azotanowego następuje ze zlewni. Z wodami gruntowymi i spływem powierzchniowym do cieków dopływają, zwłaszcza wiosną, znaczne ilości azotanów pochodzenia nawozowego. Jeżeli bowiem jon azotanowy nie zostanie pobrany przez rośliny to następuje jego wymycie z gleby, gdyż w kompleksie glebowym nie jest wiązany (Pondel

1989). W efekcie okresowo może następować przeżyźnienie wód azotanami (Rauba 2014). W przypadku rzeki Wełny dał się zauważyć wyraźny trend spadkowy stężeń jonów azotanowych pod koniec lata i jesienią po ustaniu opadów (Ryc. 21).



Ryc. 20. Zestawienie czasowych zmian udziału azotu w formie organicznej i mineralnej w puli azotu ogólnego na stanowiskach 1 i 4



Ryc. 21. Zróżnicowanie stężeń azotu azotanowego na stanowiskach badawczych 1–4 wraz z linią trendu

W ujęciu przestrzennym w porównaniu ze stanowiskiem 4 na 1 częściej oznaczano niższe stężenia azotu ogólnego i organicznego. Powodem takiej zmienności było zasilanie pochodzące z Małej Wełny i Jeziora Rogozińskiego, z którego dopływały wody bogate w zanieczyszczenia organiczne i azot w formie organiczne i amonowej.

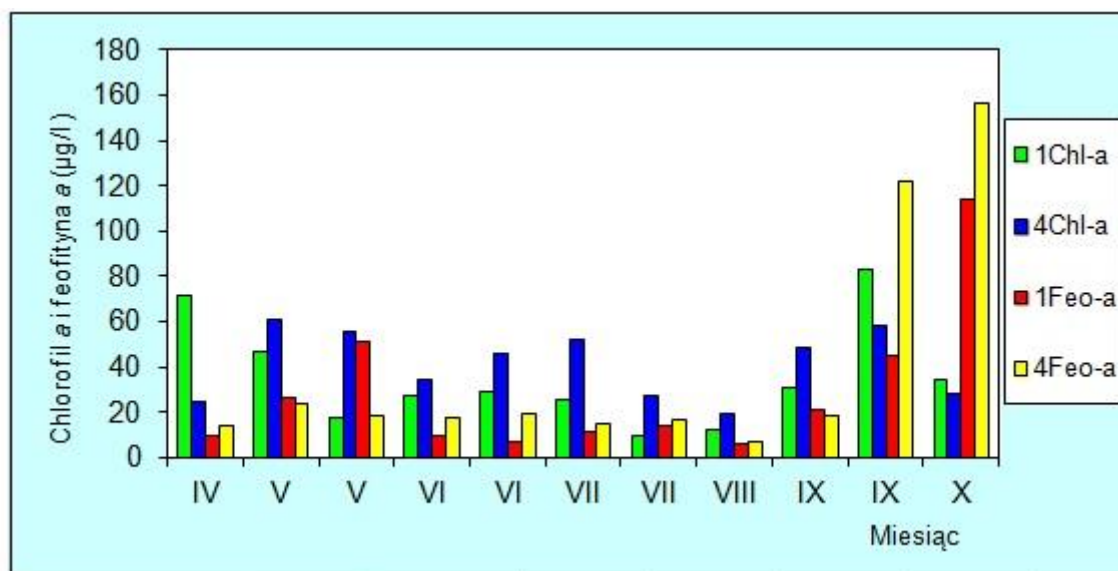
6.9. Chlorofil *a*

Stężenie chlorofilu *a* jako wskaźnik biomasy organizmów fotosyntetyzujących służy ocenie produktywności ekosystemów wodnych. W ocenie stanu ekologicznego rzek parametr ten nie jest już stosowany. Powodem jest trudność oceny rzeczywistej biomasy glonów żyjących wobec nieznanego tempa ich eliminacji w wyniku oddziaływania czynników fizycznych (m. in. rodzaj ruchu wody, prędkość wody, ocienienie koryta, różnice temperatury) (Joniak inf. ustna). W analizie chlorofilu uwzględniona zostaje całkowita ilość pigmentu zawarta tak w organizmach żywych, jak i martwych, podlegających opadaniu i rozkładowi. Szczególnie mocno wpływ eliminacji fizycznej jest widoczny w rzekach pomiędzy zbiornikami zaporowymi czy jeziorami, gdy do zimnych wód rzeki trafia fitoplankton jeziorny o zupełnie innych wymaganiach ekologicznych (Lampert i Sommer 2001).

W rzece Wełnie najwyższe stężenia chlorofilu obserwowano w okresie wiosennym, w czasie najintensywniejszych zakwitów fitoplanktonu w zbiornikach (Kajak 2001). Najniższe stężenia odnotowano dość nieoczekiwanie w sierpniu. Wrzesień był okresem spływu z wodami rzeki dużych ilości biomasy fitoplanktonu, co uwidaczniały wysokie stężenia chlorofilu na stanowisku 1 (Ryc. 22).

W ujęciu przestrzennym od maja do połowy września najniższe stężenia chlorofilu notowano zawsze na stanowisku 1 tj. powyżej ujścia Małej Wełny. Fakt ten wskazuje jednoznacznie, że eutroficzne Jezioro Rogozińskie było miejscem obfitego rozwoju fitoplanktonu. Odwrotna sytuacja i wyższe zawartości pigmentu oznaczano wczesną wiosną oraz od końca września. O ile w pierwszym okresie wysokim stężeniom chlorofilu towarzyszyły niskie feofityny, to w drugim były one wyjątkowo wysokie (Ryc. 22). Szczególnie duże wzrosty następowały w relacji przestrzennej obu stanowisk, co świadczyło o wybitnie niekorzystnych warunkach funkcjonowania fitoplanktonu w rzece w stosunku do okresu lata. Z pewnością kluczowe znaczenie miało szybkie wychłodzenie się wody z temperaturą oscylującą w pobliżu 10°C (Ryc. 11). W relacji stanowisk 1 i 4 dała się zauważyć

bardzo ważna cecha rzeki – zdolność do samooczyszczania. W kwietniu i we wrześniu, gdy w na stanowisku 1 oznaczano około 75 i 90 $\mu\text{g/l}$ chlorofilu *a* to na stanowisku 4 było to odpowiednio nieco ponad 20 i 60 $\mu\text{g/l}$. We wrześniu i październiku bardzo mocno wzrosły stężenia feofityny *a* szczególnie na ostatnim stanowisku, co świadczyło o masowym obumieraniu fitoplanktonu. Podobne warunki występują jesienią w innych rzekach ze zbiornikami wodnymi. Masowe obumieranie glonów z rekordowo wysokimi koncentracjami feopigmentów notowano poniżej Zbiornika Goczałkowickiego (Kasza 1995), w Cybinie poniżej Jeziora Swarzędzkiego (Szyper i in. 1994), czy poniżej Zbiornika Maltańskiego (Joniak 1998). W każdym przypadku skala zjawiska skorelowana była z negatywnym oddziaływaniem szybko spadającej temperatury na fitoplankton letni.



Ryc. 22. Zestawienie czasowych zmian stężeń chlorofilu (Chl-a) i feofityny (Feo-a) na stanowiskach 1 i 4

7. Stan jakościowy wód rzeki

Badania wykazały, że jedynie przewodnictwo elektrolityczne i odczyn pH mieściły się w I klasie czystości w całym okresie badań. Dla pozostałych, zwłaszcza fizycznych klasa I wód notowana była zwykle w okresie wiosny i jesieni. Związki azotu i fosforu z wyjątkami przez część okresu badań wykazywały klasę II i gorszą ($>II$) (Tabela 3). W zestawieniu stanowiska pierwszego i ostatniego okresowo stan „poniżej dobrego” notowano dla:

- temperatury na stanowisku 4 w drugiej połowie czerwca i lipca,
- natlenienia na stanowisku 1 w pierwszej połowie września,

- azotu Kjeldahla i fosforu całkowitego na całym badanym odcinku od połowy maja do końca września, wyjątki występowały najczęściej na stanowisku 1.

W II klasie wód okresowo mieściły się wartości:

- temperatury, zawiesiny i tlenu,
- azotu amonowego, Kjeldahla, azotanowego i ogólnego,
- fosforanów i fosforu całkowitego.

Porównując jakość wód rzeki na obu stanowiskach wykazano, że niekiedy lepszą cechowało się pierwsze (Tabela 3). Ponieważ pogorszenie stanu na odcinku miasta dotyczyło wybranych parametrów, a głównie azotu Kjeldahla i fosforu całkowitego, nie można kategorycznie stwierdzić, że miasto negatywnie oddziaływało na rzekę. Fakt okresowego pogarszania się stanu jakościowego wód rzeki w granicach miasta Rogoźna wiązać należy z negatywnym wpływem zanieczyszczonych wód rzeki Małe Wełna. Potwierdzała to zmienność przestrzenna wartości parametrów jakościowych odczytywana na poszczególnych stanowiskach – od 2 do 4. Na stanowisku 4 odczyty były zwykle niższe a jakość wód rzeki lepsza w porównaniu do stanowiska 2 i 3. Stanowisko nr 2 zlokalizowane poniżej ujścia Małej Wełny miało zazwyczaj parametry najgorsze.

Tabela 3. Wyniki klasyfikacji stanu wód rzeki Wełny wg wskaźników fizykochemicznych (Temp. – temperatura, PE – przewodność)

Miesiąc	Stanowisko	Parametr (klasa)										
		Temp. (°C)	Zawiesina (mg/l)	Tlen (mg O ₂ /l)	PE (μS/cm ⁻¹)	Odczyn pH	Azot				Fosforany (mg PO ₄ /l)	Fosfor całkowity (mg P/l)
							Amonowy (mg N _{NH4} /l)	Kjeldahla (mg N/l)	Azotanowy (mg N _{NO3} /l)	Ogólny (mg N/l)		
IV	1	I	I	I	I	I	I	II	II	II	I	II
	4	I	I	I	I	I	I	II	II	II	I	II
V	1	I	I	I	I	I	II	II	II	II	I	II
	4	I	I	I	I	I	I	II	II	II	I	I
V	1	I	I	I	I	I	I	II	II	II	I	II
	4	I	I	I	I	I	I	>II	II	II	I	II
VI	1	I	I	I	I	I	I	>II	II	II	I	I
	4	I	I	I	I	I	I	>II	II	II	I	II
VI	1	II	I	I	I	I	I	>II	II	II	I	>II
	4	> II	I	I	I	I	I	>II	II	II	I	>II
VII	1	II	I	I	I	I	I	II	II	II	I	>II
	4	II	I	II	I	I	I	>II	II	II	I	>II
VII	1	>II	I	II	I	I	I	>II	II	II	II	>II
	4	>II	I	II	I	I	I	>II	II	II	II	>II
VIII	1	I	I	II	I	I	I	II	I	I	I	II
	4	I	I	II	I	I	I	>II	I	I	I	II
IX	1	I	I	>II	I	I	I	II	I	I	I	II
	4	I	I	II	I	I	II	>II	I	I	I	II
IX	1	I	I	I	I	I	II	>II	I	I	I	I
	4	I	I	I	I	I	II	>II	I	I	I	II
X	1	I	II	I	I	I	I	II	I	I	I	II
	4	I	I	I	I	I	I	II	I	I	I	II

8. Analiza zagrożeń dla jakości wód rzeki Welny w obrębie Rogoźna

Na badanym odcinku rzeki w Rogoźnie znajduje się obecnie 15 dopływów, z których 2 mają charakter stały i naturalny, a pozostałe są sztuczne, przeważnie okresowe. Ujście w rzece mają m. in. 3 kolektory (wpusty) prowadzące wody opadowe podłączone do systemu ogólnospławnego. Po fekalnym zapachu można zorientować się, że do systemu trafiają też ścieki bytowe. W systemie kanalizacji deszczowej i melioracyjnej znajduje się kilkanaście separatorów oczyszczających wody opadowe z substancji smolistych i zawiesin, w tym połączonych z przelewami burzowymi kanalizacji ogólnospławnej. Ścieki opadowe dopływają do rzeki również bezpośrednio tak, jak z mostu na ulicy Lipowej.

Część dopływów rzeki to rowy stanowiące system melioracyjny obszarów rolniczych i leśnych zlokalizowanych po prawej stronie i obszarów zabudowanych po lewej stronie. Z zasady są to ciekі okresowe, które w okresie letnim wysychają.

Lokalizację dopływów przedstawiono w Tabeli 4.

Tabela 4. Wykaz cieków naturalnych i dopływów sztucznych na długości badanego odcinka Welny pomiędzy stanowiskami w Rogoźnie

Odcinek rzeki pomiędzy stanowiskami	Dopływ	
	prawostronny	lewostronny
1 – 2	1 rów melioracyjny	rzeka Mała Welna
2 – 3	3 rowy melioracyjne	• 3 kolektory kanalizacji deszczowej • 4 rowy na wody opadowe z wylotem betonowym • 1 kolektor ścieków z oczyszczalni miejskiej • 1 rów melioracyjny
3 – 4	Struga Sokołowska	-

Dawniej duże zagrożenie dla rzeki Welny w Rogoźnie stanowił problem skutecznego oczyszczania ścieków i niska sanitacja miasta. W związku z tym dużo nieczystości trafiało do rzeki Welny nielegalnymi rurami. Obecnie wysoki stopień skanalizowania miasta uniemożliwił ten proceder, ponadto podczas prac melioracyjnych na rzece zlikwidowano pozostałości nieczynnych rur ściekowych. Kłopot może stanowić "dzikie" podłączanie się do istniejących na terenie miasta rowów

melioracyjnych. Mimo rozbudowy kanalizacji deszczowej nadal wysoki procent dróg nie ma systemu sanitarnego, stąd dużo ścieków opadowy trafia bezpośrednio do środowiska gruntowo-wodnego.

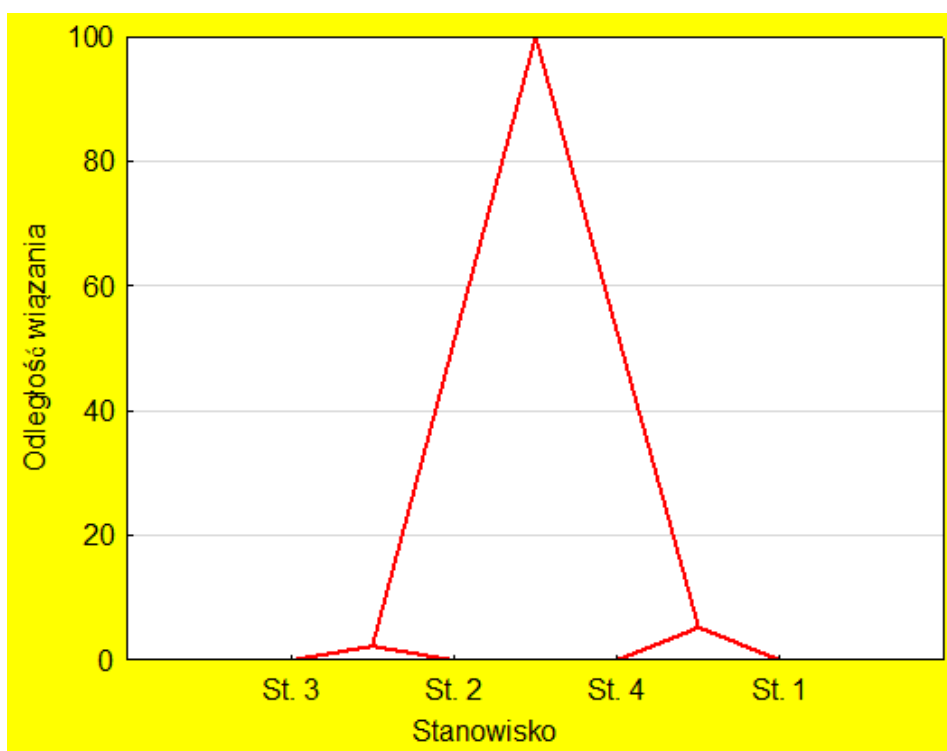
W latach 80-tych dużym zagrożeniem dla Wełny była fabryka maszyn rolniczych "Rofama", która co prawda posiadała własną oczyszczalnię ścieków, jednak w czasach PRL-u nie kładziono dużego nacisku na ochronę środowiska. Słabo oczyszczone ścieki przemysłowe, głównie po obróbce mechanicznej trafiały do rzeki. Obecnie nadal wiele przedsiębiorstw znajduje się w bezpośrednim sąsiedztwie rzeki, głównie z przemysłu metalurgicznego, meblowego, oraz duży zakład produkujący materace piankowe. Ewentualne zagrożenie może stanowić spływ wód opadowych, oraz zapylenie, zwłaszcza z tych mniej nowoczesnych fabryk i magazynów.

Głównym źródłem zanieczyszczeń rzeki w granicach miasta jest zdecydowanie Jezioro Rogozińskie. Ten silnie zeutrofizowany zbiornik poprzez Małą Wełnę dostarcza do Wełny duże ilości biogenów w formie mineralnej i organicznej oraz podwyższa odczyn pH. Silnie obciążona fitoplanktonem woda podnosi znacząco stężenia chlorofilu oraz wpływa negatywnie na stężenie zawiesiny ogólnej i mętność. Jezioro Rogozińskie niebagatelnie pogarsza klasę czystości wody, głównie w przypadku azotu organicznego oraz fosforu. W czerwcu nagrzana woda jeziora powoduje wzrost temperatury wody w rzece do klasy powyżej II (Tabela 3). Na ogólny zły stan rzeki w okresie wiosenno-letnim na badanym odcinku wpływa zlewnia rolnicza. Sztuczne nawożenie pól dostarcza do Wełny duże ilości azotanów, które mają największy udział w całkowitej puli azotu w rzece. W tym okresie, jakość wód Wełny pod względem tych parametrów odznaczała się II klasą (Tabela 3). Negatywny wpływ dla rzeki Wełny na terenie miasta Rogoźno, mają również zabiegi melioracyjne z niszczeniem florę i faunę rzeki i jej rozlewisk. Zaburzają one również samooczyszczanie rzeki. Zwiększenie przepływu nasila erozję i kumulację wody w rzekach głównych, zwiększając ryzyko powodzi.

9. Podsumowanie

Wykazano znaczące różnice pomiędzy stanowiskami badawczymi rzeki Welny w obrębie miasta Rogoźna. W całym okresie wegetacyjnym rzeka Welna cechowała się umiarkowanym stanem czystości. Jednoznacznie negatywnie na jakość wód wpływało Jezioro Rogozińskie. Zła jakość wód trafiających do rzeki Welny z jeziora dała negatywny obraz jakości głównie na stanowisku nr 2. Analiza podobieństwa jakościowego wód na poszczególnych stanowiskach wykazała, że w obrębie 2 i 3 stanowiska rzeka prezentowała stan niemal jednakowy (Ryc. 23). Wskazuje to jednoznacznie na duże prawdopodobieństwo dopływu zanieczyszczeń, niweczących efekt samoodnowy rzeki.

W wyniku przepływu przez odcinek rzeki w obrębie granic miasta Rogoźno następowało samooczyszczanie się wód a ich jakość poprawiała się na tyle, że na stanowisku 4 była zbliżona do występującej na stanowisku nr 1. Jeszcze raz potwierdza to fakt dużego potencjału samooczyszczania rzeki w wyniku naturalnego przepływu. To, że zjawisko było możliwe do uchwycenia w obrębie miejskiego odcinka rzeki dość dobrze świadczy o mieście i jej mieszkańcach. Z analizy statystycznej wynika jednak, że efektywność samooczyszczania byłaby większa, gdyby do rzeki dopływało mniej zanieczyszczeń.



Ryc. 23. Wykres analizy aglomeracyjnej stanowisk na rzece Welnie (wiązanie pełne, odległość miejska Manhattan)

W planowaniu działań ochronnych rzeki powinno się stawiać główny nacisk na rekultywację jezior w obrębie zlewni Wełny oraz na wprowadzanie dobrych praktyk rolniczych. Kolejnym działaniem powinna być modernizacja gospodarki wodno-ściekowej w miejscowościach wykazujących niski stopień sanitarny.

W celu poprawy jakości Wełny w okolicach Rogoźna warto pomyśleć o renaturyzacji rzeki na możliwie największym fragmencie. Nasadzenia roślin w sąsiedztwie koryta rzeki zmniejszą dostarczanie pierwiastków biogennych i zawiesin ze spływem powierzchniowym, przyczynią się do zacienienia rzeki a w konsekwencji do obniżenia temperatury w szczycie lata (Joniak i in. 2014). Odpowiednie zabiegi hydrotechniczne mogą pomóc w poprawieniu jakości i przyczynić się do lepszego rozwoju flory i fauny.

10. Literatura

1. Choiński A. 2006. Katalog jezior Polski. Wyd. Naukowe UAM, Poznań.
2. Augustyn Ł., Kaniuczak J., Stanek-Tarkowska J. 2012. Wybrane właściwości fizykochemiczne i chemiczne wód powierzchniowych Wisiołki przeznaczonych do spożycia. *Inżynieria Ekologiczna* 28.
3. Bielch L., Brust M., Dąbrowski J., Korwicki K., Skwisz M. 1998. Rogoźno i okolice. Towarzystwo Przyjaciół Rogoźna. Rogoźno.
4. Bilotta G.S., Brazier R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849–2861.
5. Chełmicki W. 2002 Woda – zasoby, degradacja, ochrona. PWN, Warszawa.
6. Choiński A. 1995. Zarys limnologii fizycznej Polski. Wyd. Nauk. UAM Poznań.
7. Dąbrowska J. 2008. Ocena zawartości związków azotu i fosforu w wodach rzeki Trzemny. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich* 7, 57-68.
8. Dojlido J. 1987. Chemia wody. Arkady, Warszawa.
9. Hejduk L. 2012. Sezonowa zmienność stosunku azotu do fosforu w górnej części zlewni rzeki Zagożdżonki. *Przegląd Naukowy – Inżynieria i Kształtowanie Środowiska* 55, 27-37.
10. Hermanowicz W., Dojlido J., Dożańska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999. Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków. Arkady, Warszawa.

11. Jodłowski A., Gutkowska E. 2012. Ocena stanu troficznego wód Zbiornika Sulejowskiego na podstawie indeksu Carlsona. *Inżynieria i Ochrona Środowiska* 15, 4, 341-351.
12. Joniak T. 1998. Jakość wód Zbiornika Maltańskiego i rzeki Cybiny w sezonie wegetacyjnym 1997. Praca magisterska w Zakładzie Ochrony Wód, Wydział Biologii UAM, Poznań.
13. Joniak T. 2000. Wpływ Maltańskiego zbiornika zaporowego w Poznaniu na liczebność i dynamikę dominujących gatunków fitoplanktonu w dolnym biegu Cybiny. *Badania Fizjograficzne nad Polską Zachodnią*, ser. Botanika, 49, 204-218.
14. Joniak T., Domek P., Sobczyński T. 2009. Zmienność fauny bentosowej w systemie rzeczno-jeziornym w aspekcie zróżnicowania warunków siedliskowych. *Ekologia i Technika* 17, 2: 60-64.
15. Joniak T., Sobczyński T. 2011. Stan ekologiczny rzeki Samicy Stęszewskiej w gminie Stęszew i w Wielkopolskim Parku Narodowym – stan obecny i zagrożenia. *Ekologia i Technika* 19, 4: 208-213.
16. Joniak T. 2012. Visual water clarity and light penetration in some recreationally used lakes (western Poland). *Polish Journal of Natural Science* 27 (4): 407-417.
17. Joniak T., Jakubowska N., Szelaąg-Wasielewska E. 2013. Degradation of the recreational functions of urban lake: A preliminary evaluation of water turbidity and light availability (Strzeszyńskie Lake, western Poland). *Polish Journal of Natural Science* 28 (1): 43-51.
18. Joniak T., Rybak M., Sprawka M. 2014. Ocena przestrzennego zróżnicowania właściwości fizyczno-chemicznych wody w rzece Wełnie i Flincie. Stan jakościowy wód a potencjalne i rzeczywiste źródła zanieczyszczeń. W: Bator J., Gąbka M., Jakubas E. (red.) *Koncepcja lasu modelowego w zarządzaniu i ochronie różnorodności biologicznej rzek Wełny i Flinty (Wielkopolska)*. Wyd. Naukowe Bogucki, Poznań, 43-56.
19. Kabata-Pendias A., Pendias H. 1979. *Pierwiastki śladowe w środowisku biologicznym*. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
20. Kajak Z. 2001. *Hydrobiologia-Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.

21. Karcz A., Dusza E., Frankowski R. 2007. Zmienność właściwości fizyko - chemicznych na regulowanym cieku wodnym Arkonka w Szczecinie. Katedra Ochrony i Kształtowania Środowiska. Akademia Rolnicza w Szczecinie.
22. Kasza H. 1995. Symptomy eutrofizacji a sukcesja ekologiczna w Goczałkowickim Zbiorniku Zaporowym. W: „Procesy biologiczne w ochronie i rekultywacji nizinnych zbiorników zaporowych.” Biblioteka Monitoringu Środowiska, Łódź.
23. Kawecka B., Eloranta P.V. 1994. Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych. PWN, Warszawa.
24. Kiryluk A., Rauba M. 2009. Zmienność stężenia związków azotu w różnie użytkowanej zlewni rolniczej rzeki Ślina. *Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie* 9, 4(28), 71-86.
25. Kondracki J. 2002. Geografia regionalna Polski. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
26. Kownacki A. 2003. Stan i perspektywy badań zoobentosu w rzekach. W: P. Domek, P. Szmajda (red.) *Badania fauny dennej wód różnych typów. Idee Ekologiczne* 15, ser. Szkice 8, 47-50.
27. Kraska M. 1986. Jeziorne kompleksy roślinne Drawieńskiego Parku Narodowego. W: *Przyroda projektowanego Drawieńskiego Parku Narodowego*. Gorzowskie Tow. Nauk., Gorzów Wlkp.: 225-233.
28. Lampert W., Sommer U. 2001. Ekologia wód śródlądowych. PWN, Warszawa.
29. Mańczak H. 1978. Zagadnienia hydrologiczne, hydrogeologiczne i ochrony wód rzeki Odry. Niektóre aspekty zdolności samooczyszczania się wód rzeki Odry i ich wpływ na rozmiar inwestycji z zakresu ochrony wód przed zanieczyszczeniem. Komisja Nauk o Ziemi, PAN Wrocław, 241–250.
30. Messyasz B., Gąbka M. 2009. Stan rozpoznania środowiska przyrodniczego i zagrożeń rzeki Wełny i jej dorzecza. Konferencja: Problemy ekologiczne dorzecza rzeki Wełny - stan i kierunki działań. Wągrowiec.
31. Mikołajczak M., Moszczyńska I., Słomczyński J. 2009. Jakość wód w zlewni rzeki Wełny na podstawie badań WIOŚ w Poznaniu. WIOŚ Poznań. Konferencja: Problemy ekologiczne dorzecza rzeki Wełny – stan i kierunki działań. Wągrowiec.
32. Nocoń W. 2012. Zawiesina w wodach płynących aglomeracji górnośląskiej – problemy i wyzwania. *LAB* 2, 39-43.

33. Olearczyk-Siwik B. 2010. Problem nadmiernej mętności wody surowej na przykładzie zbiornika Czaniec. *Prace Naukowe GIG* 2, 63-74.
34. Osińska-Skotak K. 2009. Możliwości teledetekcyjnego monitorowania zawartości chlorofilu-a w wodach śródlądowych. *Teledetekcja Środowiska* 42, 59-68.
35. Panek P. 2011. Wskaźniki biotyczne stosowane w monitoringu wód od czasu implementacji w Polsce Ramowej Dyrektywy Wodnej. *Przegląd Przyrodniczy* XXII, 3, 111-123.
36. Pilc L. 2009. Wartości przyrodnicze zlewni rzeki Wełny. Konferencja: Problemy ekologiczne dorzecza rzeki Wełny – stan i kierunki działań. Wągrowiec.
37. Pondel H. 1989. Wpływ nawożenia mineralnego na chemiczne właściwości gleb oraz na wody glebowo-gruntowe i powierzchniowe. W: Wybrane zagadnienia związane z chemicznym zanieczyszczeniem gleb. Ossolineum, Wrocław, 11-39.
38. Pułyk M., Chlebowska A., Górka-Czajka H., Jankowiak-Krysiak D., Klimaszewski S., Kmiec K., Kołaska A., Koziarska M., Mencil M., Sobczyk A., Węsierska B. 2013. Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2012. WIOŚ Poznań.
39. Pułyk M., Tybiszevska E., Szeremietiew M., Mikołajczak M. 1998. Stan czystości wód powierzchniowych w zlewni rzeki Małej Wełny. WIOŚ Piła.
40. Rauba M. 2014. Bilans azotu w zlewni rzeki Rokietnica. *Inżynieria Ekologiczna* 36, 128-136.
41. Rauba M., Rauba E. 2011. Rolnictwo jako jedno ze źródeł fosforu ogólnego w wodach rzeki Ślina. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 49, 328-337.
42. Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 listopada 2011 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych oraz środowiskowych norm jakości dla substancji priorytetowych (Dziennik Ustaw Nr 257, poz. 1545, str. 15059).
43. Shapiro J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens. The case for the importance of CO₂ and pH. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24, 38-54.
44. Siepak J. 1992. Fizyczno-chemiczna analiza wód i gruntów. Wyd. UAM, Poznań.
45. Sigareva L., Gierszewski P., Zakonnov V.V. 2010. Fosylne pigmenty roślinne biomarkerami stanu środowiska ekosystemów wodnych. *Landform Analysis* 12, 99-108.
46. Solarczyk A. 2011. Sezonowa zmienność koncentracji fosforu w silnie eutroficznym Jeziorze Chełmżyńskim. WIOŚ Bydgoszcz.

47. Studium Uwarunkowań i Kierunków Zagospodarowania Przestrzennego Gminy Rogoźno. 2008.
48. Szpakowska B., Życzyńska-Bałoniak I. 1994. The role of biogeochemical barriers in water migration of humic substances. *Polish Journal of Environmental Studies* 3 (2): 35-41.
49. Szyper H., Gołdyn R., Romanowicz W. 1994. Lake Swarzędzkie and its influence upon the water quality of the River Cybina. *PTPN, Prace Komisji Biologicznej* 74.
50. Tybiszewska E., Szeremietiew M., Wrocławska A. 2006. Monitoring diagnostyczny wód powierzchniowych płynących. Raport o stanie środowiska w Wielkopolsce w roku 2005. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
51. Wojciechowski I., Górniak A. 1990. Influence of the brown humic and fulvic acids originating from nearby peat bogs on phytoplankton activity in littoral of two lakes in Mid-Eastern Poland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 295-297.

Strony internetowe:

- www.twojapogoda.pl/wiadomosci/112920,pogodowy-bilans-wrzesnia-w-polsce
- www.ryby.wikia.com