



WYDZIAŁ
BIOLOGII
I OCHRONY
ŚRODOWISKA



Uniwersytet
ŁÓDZKI

UNIWERSYTET ŁÓDZKI

Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: Ochrona Środowiska

Rafał Tarka

Numer albumu: 299163

Analiza porównawcza zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego pod kątem ich rekultywacji

Comparative analysis of Jana and Stefański reservoirs for their
recultivation

Praca magisterska wykonana
w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ
pod kierunkiem
dr Tomasza Jurczaka

Łódź, 2014

Serdecznie dziękuję

Panu dr Tomaszowi Jurczakowi
za opiekę, cenne wskazówki merytoryczne,
wyrozumiałość, poświęcony czas i pomoc

Panu prof. dr hab. Maciejowi Zalewskiemu
za umożliwienie mi zrealizowania pracy magisterskiej

Panu dr Zbigniewowi Kaczkowskiemu
za pomoc w przeprowadzeniu badań i opracowywaniu wyników

Pani mgr Zuzannie Oleksińskiej
za pomoc w przeprowadzeniu badań,
udostępnienie danych monitoringowych z ubiegłych lat oraz analizie zooplanktonu

Panu dr Bogusławowi Szulcowi
za pomoc w analizie fitoplanktonu

Pani mgr Edycie Cichowicz
za pomoc w analizie chemicznej

Pracę magisterską wykonano ramach realizacji projektu LIFE+
pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych „ Arturówek (Łódź)
jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”
(EH-REK) LIFE08 ENV/PL/000517.

Projekt finansowany z Unii Europejskiej
i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.



Spis treści

1	Wstęp	7
1.1	Zasoby wodne na świecie	7
1.2	Problem eutrofizacji zbiorników wodnych	7
1.3	Toksyczne gatunki sinic.	8
1.4	Jakość wód w świetle prawa UE	9
1.5	Zagrożenia dla zbiorników zaporowych	10
1.6	Ochrona i rekultywacja zbiorników zaporowych	12
1.6.1	Metody ochrony i rekultywacji zbiorników zaporowych	13
1.7	Ekohydrologiczne podejście do rozwiązywania problemów w skali zlewni. ...	15
1.8	Cele pracy	17
2	Teren badań	19
2.1	Stawy Stefańskiego	22
2.1.1	Zlewnia rzeki Ner	22
2.1.2	Zlewnia rzeki Gadki	22
2.2	Stawy Jana	23
2.2.1	Zlewnia rzeki Olechówki	23
3	Materiał i metody	24
3.1	Pobór próbek	24
3.2	Warunki meteorologiczne	25
3.3	Analiza parametrów fizycznych wody	25
3.4	Analiza parametrów hydrologicznych wody	25
3.5	Analiza parametrów hydrologicznych rzek: Ner, Gadka, Olechówka	26
3.6	Analiza fitoplanktonu	27
3.6.1	Analiza chlorofilu <i>a</i>	27
3.6.2	Analiza mikroskopowa fitoplanktonu	27
3.7	Analiza mikrocystyn metodą HPLC	28

3.8	Analiza zooplanktonu	28
3.9	Analiza ichtiofauny	29
3.10	Analiza osadów dennych	30
4	Wyniki	31
4.1	Rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu procesów zachodzących w zbiornikach	31
4.2	Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód	31
4.3	Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód	36
4.4	Wpływ parametrów hydrologicznych rzek zasilających zbiorniki na jakość wód.	41
4.5	Dynamika fitoplanktonu w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego	42
4.5.1	Sezonowa dynamika chlorofilu a	42
4.5.2	Sezonowa dynamika biomasy fitoplanktonu	43
4.6	Wpływ toksyn sinicowych na jakość wód	44
4.7	Dynamika zooplanktonu w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego. ...	46
4.8	Skład gatunkowy ichtiofauny oraz jej rola w strukturze troficznej	47
4.9	Wpływ osadów dennych na jakość wód w zbiornikach	49
4.10	Oddziaływanie zagospodarowanie terenu w zlewni na zbiorniki Stawy Jana i Stawy Stefańskiego	49
5	Dyskusja	52
6	Wnioski	61
7	Streszczenie.	63
8	Literatura	65

Wykaz skrótów:

TZO: trwałe zanieczyszczenia organiczne

PCDD: polichlorowane dibenzodiodksyny

PCDF: polichlorowane dibenzofurany

PCB: polichlorowane bifenyle

MC-LR: mikrocystyna-LR

MC-YR: mikrocystyna-YR

MC-RR: mikrocystyna-RR

O p z: rzeka Olechówka powyżej zbiornika

Ja: Stawy Jana

O W: rzeka Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej

N Rz: rzeka Ner na wysokości miejscowości Rzgów

N Z: rzeka Ner na wysokości ul. Zastawnej

G Pr: rzeka Gadka na wysokości ul. Promowej

G N G: rzeka Gadka w miejscowości Nowa Gadka

G Pa: rzeka Gadka na wysokości ul. Patriotycznej

St O: Stawy Stefańskiego – osadnik

St K: Stawy Stefańskiego – kąpielisko

N p z: rzeka Ner poniżej zbiornika

TN: azot całkowity

TP: fosfor całkowity

s.m.: sucha masa

z.o.: zawiesina ogólna

WST_{sr}: wskaźnik stanu trofii Carlsona

1 Wstęp

1.1 Zasoby wodne na świecie

Zasoby wodne na naszej planecie nieustannie się kurczą. Jest to spowodowane rabunkową gospodarką człowieka i związanymi z tym zaburzeniami cyklu hydrologicznego. Ludzie w coraz większym stopniu przyczyniają się do przekształcania naturalnego krajobrazu. Zwiększanie areалу pól uprawnych kosztem lasów zmniejszyło proces ewapotranspiracji. Melioracja terenów podmokłych ograniczyła retencję wód, natomiast zanik mozaikowości krajobrazu nasilił zjawisko erozji wietrznej i przesuszania gleby. Skutki antropopresji są jeszcze bardziej widoczne na obszarach zurbanizowanych. Zwiększenie uszczelnienia powierzchni przyczynia się do przyspieszenia spływu powierzchniowego oraz zmniejszenia infiltracji (Marsalek i in. 2006). Wpływa ono również na jakość wód, ponieważ woda zamiast wsiąkać w głąb gruntu zbiera zanieczyszczenia zakumulowane na powierzchniach nieprzepuszczalnych i transportuje je do odbiorników jakimi są ekosystemy wodne. W związku z tym dochodzi do ich zanieczyszczania oraz zaburzenia równowagi wewnętrznej (Breil i in. 2008). Ziemia pokryta jest wodą w ok. 72%, pomimo tego w wielu rejonach świata występuje problem z dostępem do wody pitnej. Jest to związane z dużym zasoleniem wód morskich i oceanicznych, stanowiących blisko 97% ogółu zasobów. Pozostałe 3% to wody słodkie: w tym wody uwięzione w lodowcach, pokrywie śnieżnej, wody podziemne i powierzchniowe. Spośród ogółu zasobów na naszej planecie wody przeznaczone do spożycia stanowią jedynie 0,014% (Bales 2003). Problem dostępu do wody pitnej ma wymiar globalny i prognozuje się że w najbliższej przyszłości będzie on narastał. Dotyczy on zarówno ilości jak i jakości wody przeznaczonej do spożycia. O tym, że aspekt ten jest naprawdę istotny świadczy umieszczenie go na liście Milenijnych Celów Rozwoju. Postulat zmniejszenia o połowę liczby ludzi pozbawionych stałego dostępu do czystej wody pitnej został zawarty w celu 7 – *Stosowanie zrównoważonych metod gospodarowania zasobami naturalnymi*. Ma on zostać osiągnięty do roku 2015 (www.un.org.org.pl).

1.2 Problem eutrofizacji zbiorników wodnych

Eutrofizacja jest procesem polegającym na wzroście żyzności zbiornika wodnego na skutek dopływu związków biogenicznych, co prowadzi do zachwiania równowagi wewnętrznej ekosystemu, czego przejawem jest pogorszenie się jakości wody (Istvanovics 2009). W środowisku zachodzi on samorzutnie w sposób powolny pod wpływem związków

azotu i fosforu pochodzących z naturalnych źródeł. Występują one w formie związków chemicznych łatwo przyswajalnych przez rośliny lub jako materia organiczna, która przekształca się do postaci przyswajalnej przez roślinę (Kajak 1998a). Naturalnym źródłem fosforu może być również zasilanie wewnętrzne zbiorników wodnych. Fosforany, które są zawarte w osadach dennych mogą być z nich uwalniane, gdy panują warunki anaerobowe (Kawecka i Eloranta 1994). Na przestrzeni ostatniego stulecia proces eutrofizacji uległ znacznej intensyfikacji na skutek działalności człowieka i zwiększonej antropopresji na ekosystemy wodne. Ważny aspekt stanowi również uszczelnienie oraz zabudowa powierzchni gruntu, uniemożliwiająca infiltrację i skutkująca szybkim odprowadzaniem zanieczyszczeń do wód powierzchniowych. Dotyczy to w szczególności zbiorników zlokalizowanych w zlewniach miejskich (Zalewski i Wagner 2008). Na obszarach wiejskich problemem jest intensyfikacja rolnictwa oraz brak sieci kanalizacyjnej i związany z tym problem zagospodarowania ścieków komunalnych. Na wzrost trofii zbiorników wpływają również nieoczyszczone ścieki generowane przez zakłady przemysłowe (Lampert i Sommer 1996). Dopływ związków biogenicznych ze źródeł antropogenicznych doprowadza do eutrofii zbiorników oraz powstawania zakwitów. Szczególnie groźne dla zdrowia i życia ludzi są zakwity toksycznych sinic. Uniemożliwiają one wykorzystanie wody zawartej w zbiorniku zarówno do celów spożywczych jak i rekreacyjnych (Zalewski i Wagner-Łotkowska 2004). Występowanie zakwitów oprócz dopływu substancji biogenicznych jest także uwarunkowane poprzez: określone warunki klimatyczne (nasłonecznienie, temperaturę, wiatr), czas retencji wody oraz występowanie w zbiorniku gatunków charakteryzujących się szybkim namnażaniem, łączących się w kolonie zdolne do aktywnego i swobodnego pływania w toni wodnej (Kawecka i Eloranta 1994).

1.3 Toksyczne gatunki sinic

Sinice należą do królestwa *Prokaryota* i są organizmami autotroficznymi. Mogą one występować w różnych formach takich jak: pojedyncze komórki, trychomy, nici czy kolonie (Codd i in. 2005). Intensywność ich wzrostu jest uzależniona od odpowiednich warunków klimatycznych (temperatura 15-35°C, mała prędkość wiatru, pH 6-9) oraz dostępności substancji biogenicznych (wysoki stosunek N:P). Doprowadza to do wzrostu trofii oraz rozwoju zakwitów (Kawecka, Eloranta 1994). Sinice potrafią radzić sobie z niedoborem substancji biogenicznych. Takie rodzaje jak *Aphanizomenon* i *Anabaena* posiadają heterocysty, dzięki którym są w stanie absorbować azot atmosferyczny umożliwiając im

wzrost i rozwój (Reynolds 1991). Kolejnym przystosowaniem sinic do życia w ekosystemach wodnych jest wykształcenie wakuol gazowych. Struktury te wpływają na zmianę ciężaru właściwego komórki sinic, przez co mogą one poruszać się pionowo w toni wodnej. Ta regulacja głębokości umożliwia większą absorpcję substancji biogenicznych oraz bardziej efektywne wykorzystanie promieniowania słonecznego (Chorus i Bartram 1999). Sinice mogą również akumulować w komórkach związki biogeniczne (Tarczyńska i Zalewski 1995). Wszystkie wyżej wymienione właściwości podnoszą pozycję sinic w konkurencji z innymi gatunkami fitoplanktonu i przyczyniają się do ich wypierania (Chorus i Bartram, 1999).

Poważny problem występuje gdy zakwity sinic tworzone są przez gatunki toksyczne. Rozwijają się one najczęściej w jeziorach eutroficznych doprowadzając tym samym do zaburzenia interakcji w strukturze troficznej (Vincent 2009). Do gatunków sinic wytwarzających substancje toksyczne należą m.in.: *Microcystis sp.*, *Anabaena sp.*, *Cylindrospermopsis sp.*, *Aphanizomenon sp.*, *Lyngba sp.*, *Nostoc sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Spirulina sp.* Substancje produkowane przez powyższe gatunki ze względu na rodzaj oddziaływania na organizmy możemy podzielić na: hepatotoksyny, cytotoksyny, dermatotoksyny, neurotoksyny (Codd i in.2005). Wśród nich najbardziej rozpowszechnione są hepatotoksyny, które reprezentowane są przez mikrocystyny i nodularyny. Ze względu na właściwości chemiczne najlepiej zbadane są: MC-LR, MC-YR i MC-RR (Jurczak i Tarczyńska 2005). Badania Tarczyńskiej i Zalewskiego (1995) wykazały silne działanie toksyczne MC-LR, która w swoim oddziaływaniu na organizm człowieka jest bardziej szkodliwa od strychniny czy cyjanku sodu.

1.4 Jakość wód w świetle prawa UE

Polska jako kraj członkowski jest zobowiązana do przestrzegania prawa UE. Dotyczy to wszystkich dziedzin w tym także ochrony środowiska. Najważniejszym dokumentem UE dotyczącym ekosystemów wodnych oraz gospodarowania wodami, który Polska zobowiązała się wdrożyć jest Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW) nr 2000/60/WE z dnia 23 października 2000 r. Zobowiązuje ona państwa członkowskie, w tym Polskę, do gospodarowania zasobami wodnymi zgodnie z zasadą zrównoważonego rozwoju. Jej głównym i zarazem najbardziej ogólnym założeniem jest osiągnięcie dobrego stanu wszystkich wód do roku 2015 (www.kzgw.gov.pl). Mają również zostać wprowadzone regulacje emisji oraz standardy jakościowe uwzględniające usuwanie z wód substancji niebezpiecznych (Dyrektywa 2000/60/WE). Cele szczegółowe mające zapewnić zrównoważone gospodarowanie wodami

to: propagowanie racjonalnego korzystania z zasobów wodnych w społeczeństwie, ochrona wód o dobrym stanie ekologicznym, rekultywacja ekosystemów wodnych zdegradowanych przez człowieka, zaopatrzenie w wodę takich sektorów jak gospodarka komunalna, przemysł i rolnictwo, ograniczenie zanieczyszczenia wód podziemnych oraz minimalizowanie negatywnych następstw zjawisk hydrologicznych (suszy i powodzi). Zgodnie z przepisami RDW system planowania gospodarowania wodami wdrożony zostanie w oparciu o podział na obszary dorzeczy. Ramowa Dyrektywa Wodna została transponowana do prawodawstwa polskiego głównie na mocy ustawy Prawo wodne oraz dodatkowo poprzez ustawy: Prawo Ochrony Środowiska, ustawę o odpadach oraz ustawę o zbiorowym zaopatrzeniu w wodę i zbiorowym odprowadzaniu ścieków (www.kzgw.gov.pl).

Kolejnym dokumentem, który Polska jako kraj członkowski zobowiązała się wdrożyć, jest Dyrektywa 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach. Nakłada ona zobowiązania nie na państwo, lecz na osoby odpowiedzialne za organizację kąpieliska. Są one odpowiedzialne za wizualne kontrolowanie jakości wody oraz przekazywanie komunikatów w tej sprawie użytkownikom kąpieliska. W przypadku zamknięcia kąpieliska przez Państwową Inspekcję Sanitarną organizator zobowiązany jest do znalezienia źródła zanieczyszczenia wody oraz podjęcia kroków mających na celu poprawienie jej jakości. Po wydaniu takiej decyzji organizator kąpieliska ma obowiązek rozpoczęcia działań prewencyjnych mających na celu ochronę zdrowia osób korzystających z kąpieliska. Wyżej wymieniona dyrektywa została transponowana do prawodawstwa polskiego na mocy Ustawa z dnia 4 marca 2010 r. o zmianie ustawy – Prawo wodne (Dz. U. Nr 44, poz. 253).

1.5 Zagrożenia dla zbiorników zaporowych

Stawy Jana oraz Stawy Stefańskiego zlokalizowane w Łodzi są przykładem typowych miejskich zbiorników zaporowych. Zanieczyszczenia które są do nich dostarczane pochodzą nie tylko z materii autochtonicznej, ale i allochtonicznej z bezpośredniego sąsiedztwa akwenów. W zbiornikach tych następuje nieustanna wymiana wód dzięki zasilaniu ich poprzez rzeki. Wraz z ich wodami do zbiorników dostarczane są zanieczyszczenia pochodzące ze zlewni. Z tego powodu rozpatrując zagrożenia jakie występują w danym zbiorniku należy brać pod uwagę całą powierzchnię jego zlewni.

W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego problemem jest spływ powierzchniowy z pól uprawnych zlokalizowanych w bezpośrednim sąsiedztwie akwenu. Stosowanie nawozów

sztuczny oraz pestycydów w połączeniu z prowadzoną przez rolników orką wzdłuż stoku (prostopadle do linii brzegowej zbiornika), doprowadza do powstania rynien, a w konsekwencji do szybkiego spływu powierzchniowego wód. Skutkuje to wypłukiwaniem wierzchniej warstwy gleby wraz z materią organiczną bogatą w związki azotu i fosforu. Na podobne zagrożenia, lecz w dużo większej skali narażony jest Zbiornik Sulejowski zlokalizowany w południowo-wschodniej części województwa łódzkiego (Jurczak i in 2005). Ponadto zbiorniki użytkowane rekreacyjnie (jako kąpieliska) są również narażone na dopływ zanieczyszczeń generowany przez ludzi korzystających z kąpielisk. Największy ładunek zanieczyszczeń dostarczany jest do zbiorników rekreacyjnych w sezonie letnim, kiedy to miejsca te są odwiedzane przez największą liczbę osób (Jurczak i in 2012).

W przypadku miejskich zlewni zbiorników zaporowych problem stanowi duży odsetek powierzchni nieprzepuszczalnych. Konsekwencją tego jest spływ zanieczyszczeń z ulic i parkingów (Wagner i Zalewski 2009a, Breil i in. 2008). Największe zagrożenie stanowi spływ zanieczyszczeń po okresie długotrwałego braku opadów. Jest to tak zwany efekt „first flush” polegający na dużej koncentracji zanieczyszczeń w pierwszej fazie opadów deszczu, które nastąpiły po długim okresie suszy (Osmulska-Mróz 1992). Następnie zostają one splukane i odprowadzone za pomocą systemów kanalizacyjnych do cieków wodnych. Właśnie w taki sposób powstają punktowych źródeł zanieczyszczeń jakimi są wyloty kanalizacji deszczowej bezpośrednio do rzek zasilających zbiorniki zaporowe (Fidala-Szope 1997). Koncentracja zanieczyszczeń w takich miejscach jest bardzo duża ze względu na to, że pochodzą one często z bardzo dużej powierzchni zlewni. Dotyczy to przede wszystkim miast silnie zurbanizowanych z dobrze rozwiniętym przemysłem i infrastrukturą komunikacyjną.

Prócz samego dopływu zanieczyszczeń w zbiornikach zaporowych występuje również kłopot z akumulowaniem się związków chemicznych w osadach dennych. Dotyczy to zarówno azotu, fosforu jak i metali ciężkich. Cechą charakterystyczną ostatnich z wymienionych związków jest to że nie ulegają degradacji biologicznej, a jedynie transformacji (Wojtkowska i in. 2005). Metalami ciężkimi najczęściej doprowadzanymi do ekosystemów wodnych, w szczególności na obszarach miejskim są: ołów, miedź i cynk. Ołów generowany jest głównie poprzez intensywny rozwój transportu i związaną z tym emisję spalin. Z rozwojem komunikacji wiąże się również wzrost stężenia cynku (będącego składnikiem opon) oraz miedzi (będącej składnikiem klocków hamulcowych). Cynk może być także składnikiem pokryć dachowych i przedostawać się do ekosystemów wodnych wraz ze spływem wód opadowych (Engstorm 2004). Poważny problem stanowią również TZO – trwałe zanieczyszczenia organiczne, które gromadzą się w zbiornikach zaporowych, głównie

w osadach dennych. W ich skład wchodzi: PCDD – polichlorowane dibenzodiodksyny, PCDF – polichlorowane dibenzofurany i PCB – polichlorowane bifenylo (Urbaniak 2009). Związki te są szczególnie niebezpieczne ze względu na to, że nie rozkładają się i są akumulowane w organizmach (ulegają biomagnifikacji w łańcuchach pokarmowych). Ponadto wykazują one działanie: kancero-, terato- i mutagenne, a także hepato- i neurotoksyczne (Urbaniak 2009). Trwałe zanieczyszczenia organiczne są zatem poważnym zagrożeniem dla zbiorników zaporowych wykorzystywanych zarówno jako źródła wody pitnej jak i miejsca do rekreacji.

1.6 Ochrona i rekultywacja zbiorników zaporowych

W celu poprawy i/lub utrzymania dobrej jakości wody podejmowane działania muszą być oparte zarówno o system ochrony zbiornika jak i rekultywacji. Pierwszy z nich związany jest z ograniczeniem dopływu zanieczyszczeń do zbiorników, drugi zaś polega na eliminacji negatywnych skutków zanieczyszczeń.

Ochrona jakościowa wód są to działania mające na celu ograniczenie dopływu zanieczyszczeń do zbiornika czy cieku wodnego. Jej celem jest zapewnienie odpowiedniej jakości wód, które nie zostały jeszcze zdegradowane np. w wyniku działalności człowieka. Jakość wody powinna stwarzać odpowiednie warunki do bytowania organizmów ze wszystkich poziomów troficznych. Powinna również umożliwiać wykorzystanie wód do spożycia oraz do celów rekreacyjnych (<http://h2o.zrodla.org/materialy/>). Metodami służącymi do realizacji powyższych celów są m.in.: budowa osadników wstępnych na rzekach, właściwe zagospodarowanie zlewni poprzez zwiększanie udziału powierzchni przepuszczalnych, czy konstruowanie stref buforowych. Celem rekultywacji jest natomiast poprawa jakości wód w skali zlewni poprzez eliminację negatywnych skutków degradacji ekosystemu, które wystąpiły w zbiorniku. Dotyczy ona ekosystemów wodnych, w których przekształcenia wywołane działalnością człowieka są tak zaawansowane, że nawet usunięcie źródła zanieczyszczeń nie pozwoli na samorzną restytucję. Z rekultywacją ekosystemów wodnych związane jest również pojęcie renaturyzacji, czyli działań zmierzających do przywrócenia wodom ich naturalnych właściwości, które zostały utracone (<http://h2o.zrodla.org/materialy/>). Aby zrealizować wyżej wymienione cele należy zastosować metody rekultywacji takie jak np.: bagrowanie czy biomanipulacja.

1.6.1 Metody ochrony i rekultywacji zbiorników zaporowych

Jedną z metod umożliwiającą ochronę wód są osadniki wstępne konstruowane na rzekach zasilających akweny. Są one konstruowane w celu ograniczenia zamulania zbiorników zaporowych (Koszewicz 2001; Pikul i Rackiewicz 2003). Sedymentacja cząstek stałych transportowanych przez rzeki doprowadza do wypływania się akwenów oraz zmniejszenia ich pojemność użytkową. Rolą osadników czy zbiorników wstępnych jest sedymentacja zanieczyszczeń i cząstek stałych. W konsekwencji doprowadza to do wstępnego podczyszczenia wód, które następnie trafiają do zbiornika głównego (Pikul i Mokwa 2006).

Jedną z metod zmniejszającą ilość zanieczyszczeń transportowanych do cieków wodnych i zbiorników jest także zwiększenie udziału powierzchni przepuszczalnych. Dotyczy to przede wszystkim zbiorników zlokalizowanych na obszarach zurbanizowanych. Tam udział powierzchni nieprzepuszczalnych związanych z miejskim charakterem zabudowy (infrastruktura komunikacyjna, parkingi, gęsta zabudowa) jest większy w stosunku do terenów wiejskich. W związku z tym wody opadowe zamiast infiltrować do gruntu, są szybko odprowadzane do rzek i zbiorników w postaci spływu powierzchniowego (Bogacz-Rygas 2008). Opady deszczu powodują także splukiwanie zanieczyszczeń z dużych powierzchni uszczelnionych i tym samym stają się „ściekami” (Osmulska-Mróż 1992). Aby temu zapobiec należy podejmować próby odtworzenia terenów zielonych w miastach i starać się żeby były one rozmieszczone równomiernie. Tak zagospodarowane obszary umożliwiają odbiór wód opadowych z lokalnych powierzchni nieprzepuszczalnych oraz ich magazynowanie lub infiltrację (Buranen 2010). Dzięki temu odciążone zostaną odbiorniki zanieczyszczeń (zbiorniki zaporowe i rzeki zasilające), do których odprowadzane są „ścieki” z kanalizacji burzowej.

Metodą ochrony zbiorników zaporowych przed zanieczyszczeniami obszarowymi są strefy ekotonowe. Są to pasy porośnięte roślinnością zlokalizowane pomiędzy polami uprawnymi, a ekosystemami wodnymi. Ich zadaniem jest zmniejszenie stężenia związków azotu i fosforu zarówno w wodach gruntowych jak i w spływie powierzchniowym. Związki te wpływają na zanieczyszczenie zbiorników i przyczyniają się do ich eutrofizacji. Można wyróżnić 4 najważniejsze procesy zachodzące w strefach ekotonowych:

- pobieranie związków nieorganicznych przez rośliny i wbudowywanie ich w biomasę
- sorpcja rozpuszczalnych form azotu przez glebę

- sedymentacja cząstek stałych przemieszczających się wraz ze sływem powierzchniowym (wpływa to na zmniejszenie erozji gleby oraz ogranicza przemieszczania się nierozpuszczalnych form azotu)
- procesy biogeochemiczne takie jak: denitryfikacja (rozkład azotanów do azotu atmosferycznego) i mineralizacja (zwiększenie tempa obiegu materii oraz produktywności ekosystemów)

Wszystkie wyżej wymienione procesy przyczyniają się do wzrostu efektywności oczyszczania wód powierzchniowych i podziemnych (Naiman i in. 1989, Zalewski i in. 1991, Zalewski i in. 2001, Izydorczyk i in. 2012). W przypadku dużych stężeń związków azotu wzmocnieniem działania stref ekotonowych mogą być ściany denitryfikacyjne. Ich zadaniem jest przyspieszenie procesu denitryfikacji, a konkretnie etapu mikrobiologicznego, w którym udział biorą bakterie. Ściany zbudowane są z materiału organicznego (trocin, paździerzy) stanowiącego źródło węgla dla bakterii oraz z substancji będącej regulatorem pH (Bednarek i in. 2010). Ich efektywność w redukcji mineralnych form azotu wynosi nawet 75%.

Pierwszą najbardziej znaną i powszechnie stosowaną metodą rekultywacji zbiorników wodnych jest bagrowanie, czyli mechaniczne usuwanie osadów dennych. Doprowadza to do usunięcia substancji biogenicznych zakumulowanych na dnie zbiornika. Dzięki temu związki fosforu pochodzące z osadów dennych nie powracają do biogeochemicznego obiegu. Rozwiązanie to wykorzystywane było w przypadku rekultywacji zbiorników Arturówek w Łodzi realizowanego w ramach projektu EH-REK. Wadą tej metody są wysokie koszty ze względu na konieczność wynajęcia specjalistycznego sprzętu oraz zagospodarowania osadów, a uzyskany efekt nie zawsze musi być zadowalający. Pewnego rodzaju ograniczeniem dla tego typu rozwiązania jest również czasochłonność, dlatego może być ono zastosowane tylko dla zbiorników o niewielkiej powierzchni (Kajak 1998b).

Kolejną z metod rekultywacji jest biomanipulacja polegająca na celowym wprowadzaniu organizmów z danego poziomu troficznego. Ma to na celu zrównoważenie liczebności osobników w poszczególnych grupach troficznych. Zabiegi te są dokonywane w przypadku masowego rozwoju organizmów na którymś z poziomów „piramidy troficznej”. Przykładem mogą być tutaj ryby planktonożerne odżywiająca się organizmami zooplanktonowymi występującymi w zbiorniku wodnym. Stanowią one pokarm dla ryb we wszystkich stadiach narybkowych. Dorosłe osobniki mają bardziej zróżnicowaną dietę ponieważ mogą odżywiać się larwami owadów lub innymi rybami. Obecność w zbiorniku dużej ilości narybku wpływa na zmniejszenie populacji zooplanktonu. To z kolei przyczynia

się do wzrostu znaczenia fitoplanktonu, który wobec braku presji ze strony konsumentów zaczyna się silnie rozwijać, tworząc zakwity wody (Frankiewicz 1998). W ich zwalczaniu zabiegi biomanipulacyjne mogą być realizowane również przez odlów narybku odżywiającego się konsumentami fitoplanktonu tworzącego zakwity. Powyższe metody pokazują jak można wpływać na poprawę jakości wód w zbiornikach wykorzystując metody biologiczne.

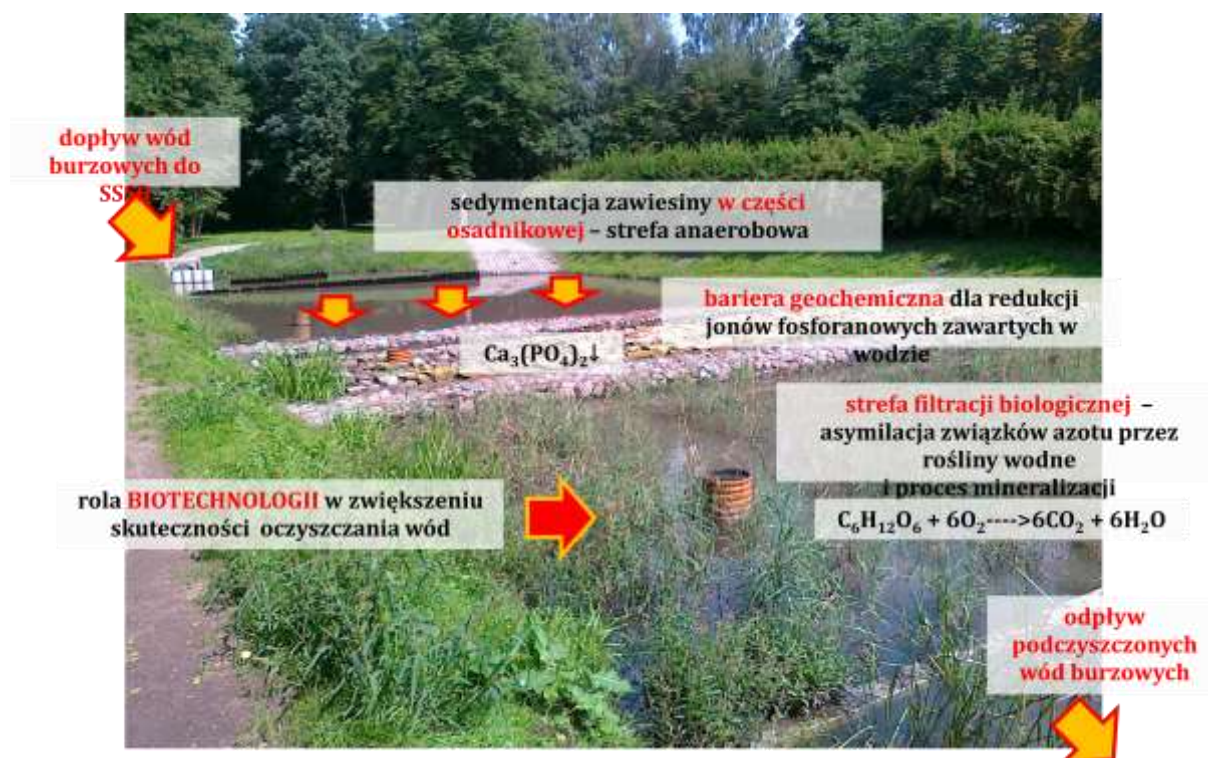
1.7 Ekohydrologiczne podejście do rozwiązywania problemów w skali zlewni

Przytoczone powyżej przykłady zabiegów rekultywacyjnych i ochronnych nie zawsze mogą znaleźć zastosowanie w celu poprawy jakości wód. Dotyczy to szczególnie terenów zurbanizowanych, które są specyficznymi ekosystemami i wymagają specjalistycznego podejścia systemowego. Przykładem takiego podejścia jest ekohydrologia. W myśl tej koncepcji badanie zjawisk i procesów jakie zachodzą w zbiornikach zaporowych należy rozpatrywać w mezoskali zlewni. Zgodnie z pierwszą zasadą ekohydrologii należy kwantyfikować zachodzące procesy w celu określenia stopnia zagrożenia ekosystemów wodnych (Zalewski i in 1997, Zalewski 2000). W przypadku zbiorników zaporowych należy określić ilość doprowadzanych do nich zanieczyszczeń zarówno z ich bezpośredniego sąsiedztwa, jak również poprzez rzeki zasilające. Zgodnie z drugą zasadą ekohydrologii aby uchronić ekosystemy przed nasilającą się antropopresją, należy zwiększać pojemność środowiska (Zalewski i in 1997, Zalewski 2000). Jest to szczególnie ważne w przypadku ekosystemów wodnych zlokalizowanych w obrębie aglomeracji miejskich. Tereny te odznaczają się wysokim stopniem przekształcenia środowiska naturalnego poprzez człowieka. Trzecia zasada ekohydrologii dotyczy odpowiedniego zarządzania zasobami wodnymi w skali zlewni dzięki poznaniu właściwości ekosystemów i regulowaniu zachodzących w nich procesów (Zalewski i in 1997, Zalewski 2000). Nowoczesne podejście mające na celu eliminacji zagrożeń dla zbiorników wodnych powinno uwzględniać również interakcje jakie zachodzą w całym ekosystemie. Cykl hydrologiczny uzależniony jest nie tylko od warunków klimatycznych, ale również od roślin które potrafią magazynować wodę. Z kolei wzrost i rozwój roślin uzależniony jest od dostępności wody. Przykłady te ukazują, że procesy hydrologiczne mogą być regulowane przez procesy biologiczne i odwrotnie. W ekohydrologii zjawisko to nazywane jest podwójną regulacją „dual regulation” (Zalewski i in. 2008, Wagner i Zalewski 2008). Podejście ekohydrologiczne do zarządzania wodą w mieście jest jedną z najbardziej efektywnych metod ochrony ekosystemów wodnych. Proponowane rozwiązania

mające na celu minimalizację zagrożeń w skali zlewni muszą być elastyczne w stosunku do dynamicznego układu jakim jest przyroda. Jednymi z najpoważniejszych zagrożeń są zmiany klimatyczne, na które wpływ mają silnie nagrzewające się tereny zurbanizowane tworzące tzw. „miejska wyspę ciepła”. Niekorzystnym zjawiskiem jest również ciągły wzrost liczby ludności w miastach przyczyniający się do zwiększania ich powierzchni. Aby dobrze zarządzać zasobami wodnymi na terenach zurbanizowanych konieczna jest integracja wiedzy z dziedziny ekologii i hydrologii wraz z rozwiązaniami technicznymi. Pozwoli to na dostosowanie miejskich ekosystemów wodnych do zaburzeń jakie występują w zmienionym cyklu hydrologicznym (Wagner i Breil 2013).

Jedną z bardziej zaawansowanych metod ochrony w stosunku do tradycyjnych osadników, opartą na podejściu ekohydrologicznym, integrującą rozwiązania hydrotechnicznych, biologiczne i inżynierskie jest sekwencyjny system sedymentacyjno-biofiltracyjny. Jest on zlokalizowany na rzece zasilającej zbiornik zaporowy. Przykładem tego innowacyjnego rozwiązania jest renaturyzacja rzeki Sokołówki w Łodzi, oparta na kaskadzie zbiorników usytuowanych na rzece, zaś jego głównym elementem jest tzw. biofiltr. Zbiorniki położone powyżej niego pełnią funkcję retencyjną. Ich zadaniem jest spłaszczenie fali powodziowej oraz ograniczenie szybkiego odprowadzenia wody z miasta (Wagner i Zalewski 2009b). Jest to ważne dla poprawy mikroklimatu na terenie zurbanizowanym. Zgodnie z badaniami Kupryś-Lipińskiej i in. (2009) zanieczyszczone powietrze w mieście sprzyja rozwojowi chorób układu oddechowego (astma i katar sienny) wśród mieszkańców.

Sekwencyjny system biofiltracyjny zlokalizowany na rzece Sokołówka składa się z trzech stref (Rys.1). W strefie osadnikowej systemu dochodzi do sedymentacji osadów, którą wspomagać mają specjalne lamelle. Drugą strefą jest bariera geochemiczna, mająca za zadanie spowolnienie biegu cieku oraz adsorpcję związków fosforu. Ma ona strukturę najczęściej dolomitowo-wapienną. Trzecią część systemu stanowi zaś skonstruowana strefa z szybko rosnącą roślinnością szuwarową (trzcina, pałka wodna). Jej zadaniem jest wiązanie zanieczyszczeń transportowanych przez rzekę (głównie związków azotu), a następnie wbudowywanie ich w biomasę, która jest zbierana pod koniec okresu wegetacyjnego. Rozwiązanie to ułatwia również oznaczenie oraz określenie ilości zanieczyszczeń zakumulowanych w roślinach w ciągu roku (Wagner i Zalewski 2009b).



Rys.1 Sekwencyjnego system sedymencyjno-biofiltracyjny (Wagner i Zalewski 2009b).

1.8 Cele pracy

Zbiorniki Stawy Jana oraz Stawy Stefańskiego w Łodzi są miejscem rekreacji i dają możliwość codziennego wypoczynku dla mieszkańców miasta i okolic. Umożliwiają one uprawianie sportów wodnych i wszelkiego rodzaju aktywności fizycznej, a ich obecność wpływa na podniesienie jakości życia w mieście. Ekosystemy te stanowią również miejsca siedliskowe dla wielu roślin i zwierząt w silnie zmienionym krajobrazie antropogenicznym jakim jest miasto. Zbiorniki te narażone są na dopływ zanieczyszczeń pochodzących z przemysłu, gospodarki komunalnej oraz spływu z dużych powierzchni uszczelnionych i pól uprawnych. Aby ograniczyć negatywny wpływ antropopresji należy podjąć działania zmierzające do poprawy jakości wody w obu zbiornikach. Działania te są obligatoryjne ze względu na obowiązujące również w Polsce prawo UE, a konkretnie Ramowa Dyrektywa Wodna, której wymogiem jest osiągnięcie dobrego stanu wszystkich wód do roku 2015.

Celem niniejszej pracy jest analiza porównawcza obu zbiorników w skali zlewni pod kątem występujących w niej zagrożeń. Będzie ona realizowana w oparciu o:

- 1) analizę parametrów fizycznych i chemicznych wody, analizę parametrów hydrologicznych rzek oraz analizę chemiczną osadów dennych,

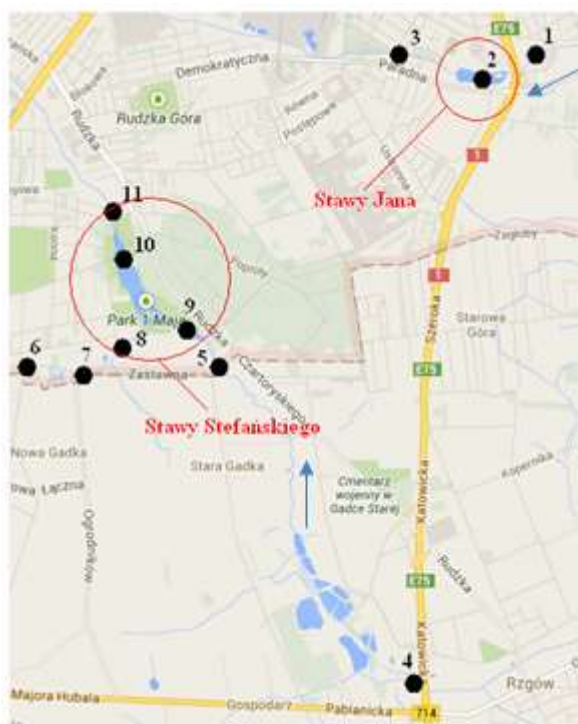
- 2) analizę struktury troficznej zbiorników,
- 3) identyfikację toksycznych gatunków sinic,
- 4) identyfikację punktowych i obszarowych źródeł zanieczyszczeń.
- 5) zagospodarowanie terenu

Wyżej wymienione działania i uzyskane wyniki zgodnie z pierwszą zasadą ekohydrologii pozwolą zidentyfikować potencjalne źródła zagrożeń oraz dokonać ich kwantyfikacji. Na podstawie wykonanej analizy zaproponowane zostaną najbardziej efektywne metody rekultywacji i ochrony tych ekosystemów wodnych. Wykonana analiza porównawcza stanowić będzie materiał wyjściowy do opracowania strategii rekultywacji tych zbiorników, która będzie realizowana w ramach projektu EH-REK LIFE08 ENV/PL/000517. Zaproponowane działania ochronne i rekultywacyjne dla zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego bazować będą na wynikach innowacyjnych rozwiązań systemowych zastosowanych na zbiornikach w Arturówku. Z pewnością konieczne będzie także zastosowanie całkiem nowych metod ściśle dostosowanych do konkretnej zlewni. Nadrzędnym celem powyższej pracy jest identyfikacja zagrożeń dla zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego, która umożliwi stworzenie kompleksowego systemu rekultywacji oraz długofalowej ochrony.

2. Teren badań

Badania monitoringowe wody przeprowadzono w dwóch zbiornikach rekreacyjnych znajdujących się w południowej części Łodzi: Stawy Jana i Stawy Stefańskiego. Miejscem poboru próbek wody były również rzeki zasilające te zbiorniki, w przypadku Stawów Jana – rzeka Olechówka, zaś w przypadku Stawów Stefańskiego – rzeki Ner i Gadka (Rys.2). Badania wody odbywały się w okresie od 30 kwietnia do 22 października 2013 roku. Próbki wody do dalszych analiz pobierano 6-krotnie, w odstępach miesięcznych, na wszystkich stanowiskach monitoringowych przedstawionych na Rys 2.

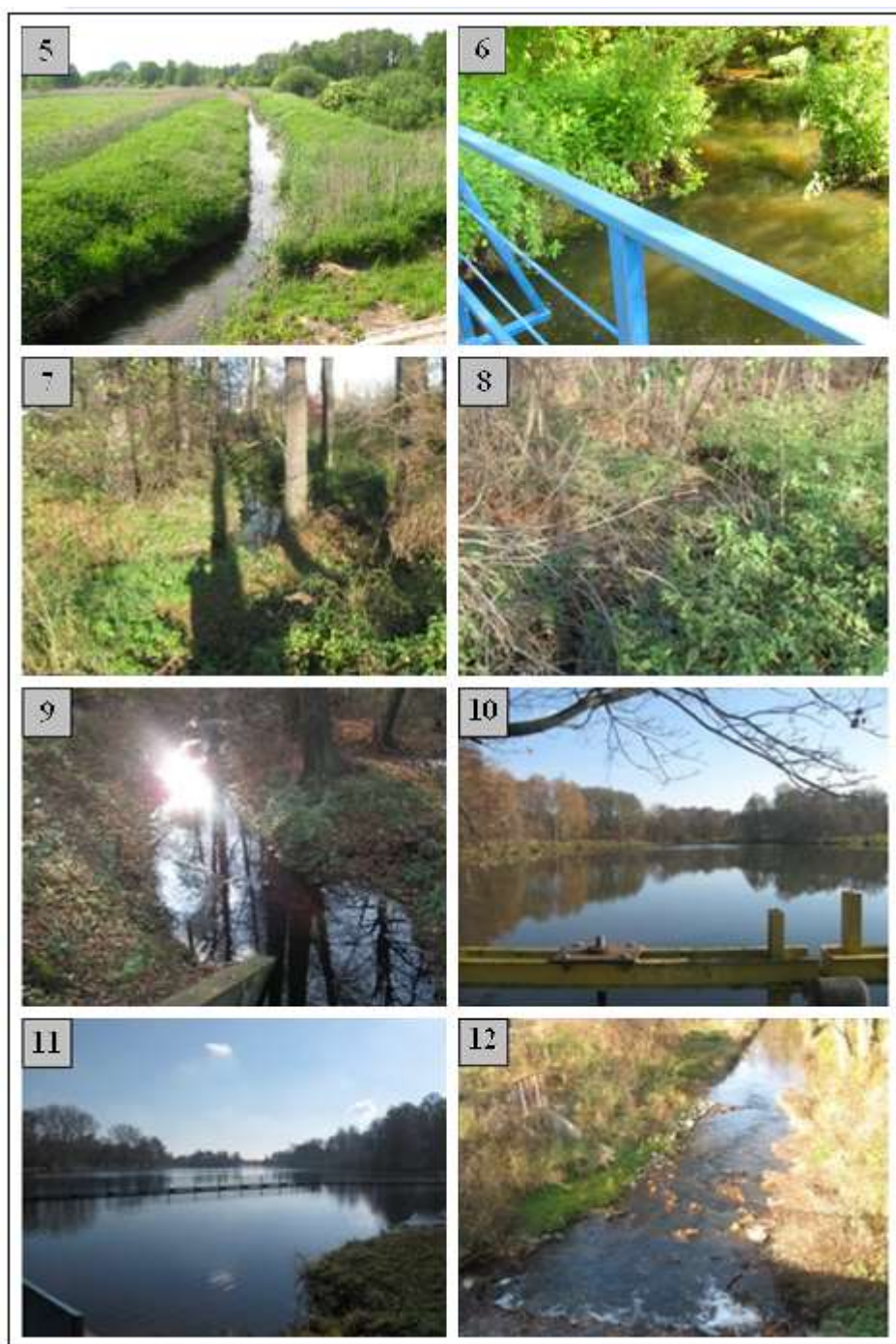
Zbiorniki będące przedmiotem badań, pełnią przede wszystkim funkcję rekreacyjną i wypoczynkową. Są miejscem przeznaczonym do kąpieli, uprawiania sportów wodnych oraz rekreacyjnego połowu ryb. Ze względu na wyżej wymienione formy użytkowania niezbędne jest utrzymanie odpowiedniej jakości wody, umożliwiającej bezpieczne korzystanie ze zbiorników. Oba akweny znajdują się w użytkowaniu Miejskiego Ośrodka Sportu i Rekreacji w Łodzi, zaś korzystanie z nich jest bezpłatne.



Rys. 2 Lokalizacja miejsc poboru próbek: 1 – rzeka Olechówka powyżej zbiornika (Opz), 2 – Stawy Jana (Ja), 3 – rzeka Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej (OW), 4 – rzeka Ner na wysokości miejscowości Rzgów (NRz), 5 – rzeka Ner na wysokości ul. Zastawnej (NZ), 6 – rzeka Gadka na wysokości ul. Promowej (G Pr), 7 – rzeka Gadka w miejscowości Nowa Gadka (GNG), 8 – rzeka Gadka na wysokości ul. Patriotycznej (GPa) 9 – Stawy Stefańskiego - osadnik (St O), 10 – Stawy Stefańskiego – kąpielisko (St K), 11 rzeka Ner poniżej zbiornika (Npz) (źródło: <https://www.google.pl/maps/>)



Rys. 3 Dokumentacja fotograficzna z miejsc poboru próbek – Stawy Jana (1 – rzeka Olechówka powyżej zbiornika (Opz), 2 – Stawy Jana przy wejściu rzeki Olechówki do zbiornika(Ja), 3 – Stawy Jana (Ja), 4 – rzeka Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej (OW))



Rys. 4 Dokumentacja fotograficzna z miejsc poboru próbek – Stawy Stefańskiego (5 – Ner Rzgów (NRz) , 6 – Ner ul. Zastawna (NZ), 7 – Gadka ul. Promowa (GPr), 8 – Gadka – Nowa Gadka (GNG), 9 – Gadka - ul. Patriotyczna (GPa) 10 – Stawy Stefańskiego – Osadnik (StO), 11– Stawy Stefańskiego – Kąpielisko (StK), 12 – Ner poniżej zbiornika (Npz)

2.1. Stawy Stefańskiego

Zbiornik położony jest w południowo-zachodniej części Łodzi przy ulicy Patriotycznej. Składa się on ze zbiornika głównego o pojemności 200 000 m³ i powierzchni 11,4 ha oraz zbiornika wstępnego pełniącego rolę osadnika o pojemności 32 000 m³ i powierzchni 1,85 ha. Zbiornik główny jest częściowo opróżniany z wody jesienią i napełniany wiosną na przełomie marca i kwietnia. Akwen jest zasilany wodami dwóch rzek: Ner i Gadka. Stawy Stefańskiego posiadają cechy typowego zbiornika zaporowego – wydłużenie wzdłuż osi rzeki i bardzo mała głębokość. Na brzegach zbiornika znajdują się umocnienia w postaci betonowych bloków. Wzdłuż biegu rzeki w obrębie zbiornika znajdują się dawne umocnienia koryta rzecznej. Na dnie zbiornika zalega gruba warstwa osadów dennych. Zbiornik utworzony został poprzez wybudowanie na rzece Ner zapory czołowej (wysokość ok. 4 metrów). Budowla powstała w okresie międzywojennym, a zmodernizowano ją w roku 1995. W okresie zimowym zbiornik jest pusty, natomiast wiosną ponownie spiętrza się wody rzeki Ner, w celu wypełnienia go wodą (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1995). W skład zlewni bezpośredniej przylegającej do brzegów zbiornika wchodzi: od południa pola uprawne, od zachodu tereny zieleni miejskiej, natomiast od wschodu zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna.

2.1.1 Zlewnia rzeki Ner

Całkowita długość rzeki Ner wynosi 134 km, natomiast odcinek znajdujący się na terenie miasta ma długość 11,5 km. Jest to największa rzeka w granicach Łodzi (Biezanowski 2003). Ner charakteryzuje się dobrze rozwiniętą doliną rzeczna o wyraźnym nachyleniu stoków. W przeważającej części rzeka posiada koryto o charakterze naturalnym. Fragmenty koryta o charakterze antropogenicznym występują jedynie przed wejściem do zbiornika Stawy Stefańskiego oraz pomiędzy Rzgowem, a stawami hodowlanymi. Zlewnię monitorowanego odcinka rzeki stanowią pola uprawne oraz zabudowa mieszkaniowa jednorodzinna.

2.1.2. Zlewnia rzeki Gadka

Gadka jest ciekim o wiele mniejszym niż Ner. Jej długość wynosi ok. 4,7 km (w granicach Łodzi znajduje się ok. 1,3 km). Obszar zlewni to jedynie 12 km² (Biezanowski

2003). Rzeką posiada dwa obszary źródliskowe, jeden w miejscowości Nowa Gadka, drugi w Ksawerowie. Zlewnie rzeki stanowią w przeważającej części tereny rolnicze: szklarnie, pola uprawne i podmokłe łąki. Dolina rzeczna jest wyraźnie ukształtowana od strony wschodnich stoków, natomiast zachodnie stoki doliny są mniej wyraziste.

2.2. Stawy Jana

Zbiornik położony jest w południowej części Łodzi przy ulicy Rzgowskiej. Jego pojemność to ok. 44500 m³, natomiast powierzchnia wynosi ok. 4,3 ha. Zasilają go wody niewielkiej rzeki Olechówki. Zbiornik powstał w wyniku spiętrzenia jej wód za pomocą zapory czołowej. Podobnie jak Stawy Stefańskiego budowle wchodzące w skład zbiornika zostały wyremontowane w roku 1995. W tym okresie dokonano również oczyszczenia zbiornika poprzez usunięcie osadów dennych. W okresie zimowym zbiornik jest pusty, natomiast wiosną ponownie spiętrza się wody rzeki Olechówki, w celu wypełnienia go wodą (Urząd Wojewódzki w Łodzi 1996). Zlewnie bezpośrednią zbiornika stanowią: obszary zieleni miejskiej od południa, natomiast od strony wschodniej, zachodniej i północnej przeważa zabudowa handlowo-usługowa oraz obiekty użyteczności publicznej. Warto również dodać, że w bezpośrednim sąsiedztwie zbiornika znajduje się silnie rozwinięta infrastruktura drogowa (skrzyżowanie ulicy Rzgowskiej z ulicą Paradną).

2.2.1 Zlewnia rzeki Olechówki

Olechówka jest niewielką rzeką o długości ok. 12,5 km. Cały ciek wodny jest skanalizowany i znajduje się w granicach administracyjnych Łodzi (Biezanowski 2003). Obszar źródliskowy rzeki znajdują się w Parku „U Źródeł Olechówki”. W górnym biegu w skład zlewni rzeki wchodzi pola uprawne i tereny zieleni miejskiej oraz w niewielkim stopniu osiedla mieszkaniowe z zabudową jednorodzinną. Począwszy od ulicy Rzgowskiej i dalej poniżej zbiornika Stawy Jana, zlewnia rzeki ma charakter typowo miejski, włączając w to osiedla mieszkaniowe, infrastrukturę drogową, obiekty użyteczności publicznej oraz zakłady przemysłowe. Na podstawie obserwacji terenowych poniżej zbiornika stwierdzono liczne punktowe źródła zanieczyszczeń w postaci wylotów kanalizacji burzowej bezpośrednio do rzeki.

3. Materiał i metody:

3.1. Pobór próbek

Pomiary parametrów fizycznych i chemicznych wody wykonywano w okresie od 30 kwietnia 2013 r. do 22 października 2013 r. Łącznie w roku 2013 przeprowadzono 6 pomiarów: 30 kwietnia, 27 maja, 24 czerwca, 2 sierpnia, 9 września, 22 października. Dokonywano ich łącznie na 11 stanowiskach, w tym 8 znajdowało się w zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego (Ner Rzgów, Ner ul. Zastawna, Gadka ul. Promowa, Gadka – Nowa Gadka, Gadka ul. Patriotyczna, Stawy Stefańskiego – osadnik, Stawy Stefańskiego – kąpielisko, Ner poniżej zbiornika), zaś 3 w zlewni zbiornika Stawy Jana (Olechówka powyżej zbiornika, Stawy Jana, Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej).

W wyżej wymienionych terminach, na stanowiskach Stawy Stefańskiego – osadnik, Stawy Stefańskiego – kąpielisko i Stawy Jana dokonywano poboru próbek wody do analizy fitoplanktonu, zooplanktonu i toksyn sinicowych (mikrocystyn). Woda została pobrana z warstwy przypowierzchniowej: do pojemników o pojemności 2 litrów (w przypadku poboru wody wyłącznie do analizy parametrów chemicznych) lub pojemników o pojemności 5 litrów (w przypadku poboru wody zarówno do analizy parametrów chemicznych, biologicznych jak i toksykologicznych). Pomiar parametrów fizycznych odbywał się na miejscu (*in situ*). W terenie dokonywano również pomiaru przepływu z wykorzystaniem metody pływakowej oraz miernika hydroakustycznego na stanowiskach: Ner poniżej zbiornika, Gadka ul. Patriotyczna, Ner ul. Zastawna, Olechówka powyżej zbiornika, Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej. Pozostałe analizy zostały wykonane w laboratorium. Pobierając próbkę wody do analizy zooplanktonu przelewano ok. 20 l wody pobieranej z całego jej słupa (w celu zagęszczenia próbki) przez siatkę planktonową, w której średnica oczek wynosi 20 μm . Następnie w laboratorium utrwalano pobrane próbki płynem Lugola.

Bezpośrednio po przewiezieniu próbek do laboratorium wykonywano analizę chlorofilu *a in vivo*, przy użyciu fluorymetru firmy bbe Moldaenke. Próbki o objętości 50 ml wykorzystywane do oznaczenia całkowitych form azotu i fosforu zamrażano do czasu analiz. Próbki do oznaczania form jonowych azotu i fosforu (również o objętości 50 ml) filtrowano przez sączki GF/C firmy Whatmann i również zamrażano do czasu analiz.

3.2. Warunki meteorologiczne

Pomiary parametrów meteorologicznych takich jak: temperatura powietrza, wilgotność, opad, zachmurzenie, ciśnienie, prędkość wiatr odczytywane były przed wyjściem w teren w dniu poboru próbek. Wartości poszczególnych parametrów meteorologicznych pochodziły z numerycznej prognozy pogody Interdyscyplinarnego Centrum Modelowania Matematycznego i Komputerowego (ICM) opublikowanej na stronie internetowej pod adresem: <http://www.meteo.pl/>.

3.3. Analiza parametrów fizycznych wody

Parametry fizyczne wody (temperaturę, przewodnictwo, zasolenie, pH, tlen rozpuszczony w wodzie) mierzono *in situ* w dniu poboru próbek. Wykorzystano do tego przenośny wieloparametrowy miernik firmy WTW model Multi 340i.

3.4. Analiza parametrów chemicznych wody

Ilościowe oznaczanie fosforu całkowitego zostało wykonane zmodyfikowaną metodą z kwasem askorbinowym zgodnie z metodą PN-88/C-04537.04.

Azot całkowity został oznaczony metodą spektrofotometryczną z wykorzystaniem zestawu odczynników firmy HACH zgodnie z zalecaną przez producenta procedurą opublikowaną na stronie internetowej pod adresem: <http://www.hach.com/>.

Oznaczenia jakościowego i ilościowego jonów w wodzie dokonano za pomocą metody wysokosprawnej chromatografii jonowej (HPIC). W procedurze oznaczania wykorzystano chromatograf jonowy firmy Dionex, model ISC-1000, posiadającym oddzielny układ dla anionów i kationów. Każdy z nich składa się z: pompy wysokociśnieniowej, eluentu, kolumny ochronnej (2x50 mm) (AG18 dla anionów i CG18 dla kationów). Kolumny separacyjnej wypełnionej żywicą (2x250) (IonPac AS18 dla anionów i Ion Pac CS18 dla kationów), supresora chemicznego stabilizującego linię bazową (ASRS- ULTRA II dla anionów i CSRS-ULTRA II dla kationów), naczynka konduktometrycznego oraz systemu umożliwiającego gromadzenie danych. Dla analizy kationów eluent stanowił 16 mM kwas metanosulfonowy (firmy Fluka), a dla anionów eluentem była mieszanina 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM dwuwęglanu sodu przygotowanego z koncentratu eluentu firmy Dionex AS22 Eluent Concentrate. W obydwu systemach stosowana była elucja izokratyczna w

temperaturze 30°C przy przepływie 1 ml/min. Dla oznaczenia jonów zastosowano pętlę 25 µl. Aniony i kationy w wodzie identyfikowane były przy użyciu standardu 7 anionów i standardu 6 kationów firmy Dionex. Następnie w oparciu o powierzchnię pików, przy wykorzystaniu programu Chromeleon, dokonano ilościowego ich oznaczenia.

3.5. Analiza parametrów hydrologicznych rzek: Olechówka, Ner, Gadka.

W okresie od 30 kwietnia 2013 do 22 października 2013 dokonano 6 pomiarów przepływu w obrębie rzeki Olechówki zasilającej zbiornik Stawy Jana oraz rzek Ner i Gadka zasilających zbiornik Stawy Stefańskiego. Przepływ mierzono na stanowiskach: Olechówka powyżej zbiornika, Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej, Ner ul. Zastawna, Ner poniżej zbiornika i Gadka ul. Patriotyczna. Pomiary przepływów w okresie od 30.04.2013 do 24.06.2013 przeprowadzone zostały metodą pływakową. Wymaga ona wyznaczeniu prostego odcinka rzeki o długości 4-krotnie większej od szerokości koryta. Następnie w połowie jego długości w poprzek koryta cieku rozciąga się taśmę mierniczą i na niej w odstępach 5 cm mierzy się głębokość koryta. W wyniku tych działań powstaje przekrój poprzeczny koryta rzecznego. Pojedynczy pomiar polega na pomiarze czasu – t w jakim kilka pływaków (5-8) pokona wyznaczony uprzednio odcinek – L . Podczas pomiaru należy uwzględnić również miejsce przepłynięcia pływaka przez linię przekroju poprzecznego rzeki. Wykonuje się to za pomocą taśmy mierniczej rozciągniętej w połowie długości wyznaczonego odcinka – L . Otrzymane odległości pozwalają na określenie rozkładu prędkości powierzchniowych – v_p w miejscu pomiaru. Prędkość przepływu wody w rzekach obliczono za pomocą wzoru: $v_p = L/t$. Sondowanie dna i uzyskane z niego wyniki umożliwiły wykreślenie przekroju pomiarowego, na którym zaznaczano położenie poszczególnych pływaków. Punkty brzegowe (B – odległość od zera taśmy mierniczej) oraz piony pomiarowe (h – głębokość w pionie pomiarowym, v_p – prędkość powierzchniowa) pozwoliły na obliczenie: odległości między pionami (b), średniej głębokości pomiędzy pionami (h_s) i średnich prędkości powierzchniowych (v_s). Uzyskane wartości posłużyły do obliczenia: ΔF – cząstkowych pól powierzchni przekroju poprzecznego, a następnie ΔQ – przepływu cząstkowego w każdym z pionów. ΔQ obliczany był zgodnie ze wzorem: $\Delta Q = \Delta F \times v_s$. Przepływ całkowity Q jest sumą przepływów cząstkowych. Jego rzeczywistą wartość otrzymuje się mnożąc przepływ całkowity – Q przez współczynnik redukcyjny – k . Trzy ostatnie pomiary przepływu w dniach: 02.08.2013, 09.09.2013 i 22.10.2013 zostały wykonane metodą z wykorzystaniem miernika hydroakustycznego Flowtracker firmy SonTek. Pomiar

wykonany był jednokrotnie na każdym ze stanowisk monitoringowych. Urządzenie to automatycznie oblicza przepływ i podaje wyniki w jednostkach: m³/s. Metodyka została zmieniona ze względu na większą dokładność pomiarów miernikiem hydroakustycznym w stosunku do pomiarów metodą pływakową.

3.6. Analiza fitoplanktonu

3.6.1 Analiza chlorofilu *a*

Pomiar chlorofilu *a* przeprowadzony został przy użyciu fluorymetru Algae Online Analyser (AOA) firmy bbe-Moldaenke. Fluorymetr połączony był z komputerem, umożliwiającym obsługę urządzenia oraz odczyt przeprowadzonych pomiarów. Fluorescencję chlorofilu *a* mierzono dla czterech grup glonów: sinic, zielenic, okrzemek i kryptofitów. Pomiary odbywały się przy długościach fali w zakresie od 470 do 610 nm. Pomiar powtarzano trzykrotnie i jako wynik przyjmowano wartość średniej arytmetycznej. Fluorymetr po każdym pomiarze był płukany wodą destylowaną, a następnie zerowany. Program komputerowy analizował dane i przedstawiał je w postaci stężenia chlorofilu *a* wyrażonego w µg/l.

3.6.2 Analiza mikroskopowa fitoplanktonu

Określenie składu gatunkowego i biomasy sinic wymagało przygotowania próbek wody. W tym celu próbkę nieprzefiltrowanej wody o objętości 1 litra przelano do cylindrów sedymentacyjnych, a następnie utrwalono płynem Lugola. Tak przygotowaną próbkę wody pozostawiono do sedymentacji na okres 2 tygodni. Po tym czasie zagęszczono próbkę do objętości pozwalającej na mikroskopowe zliczenie komórek - sinic. Odbywało się ono w komorze Fuchsa-Rosenthala. Końcową biomasę sinic przeliczono i przedstawiono wyniki w mg/l. Do oznaczania ilościowego i jakościowego okrzemek wykorzystano metodę opisaną przez Siemińską (1964), pozostałe grupy glonów oznaczano metodą Starmacha (1989). W celu identyfikacji poszczególnych taksonów skorzystano z kluczy Krammer i Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b). Zielenice, sinice i inne gatunki identyfikowano korzystając z kluczy Hindák (1977, 1984, 1988, 1990), Komárek i Fott (1983) oraz Komárek i Jankovská (2001).

3.7. Analiza mikrocytyn metodą HPLC

Aby przeprowadzić analizę mikrocytyn znajdujących się w komórkach, próbki wody o objętości 1 litra przefiltrowano przez sączi firmy Whatmann. Pozwoliło to na oddzielenie zawiesiny zawierającej komórki sinic od wody. Sączi pokryte zawiesiną zostały zamrażane do czasu wykonania analiz. Następnie zalewano je 6 ml 75% metanolu, a następnie poddawano działaniu ultradźwięków wykorzystując sonikator XL 2020 (Misonix Inc. USA). Procesy te spowodował destrukcję ściany komórkowej sinic i uwolnienie z nich toksyn do roztworu. Tak przygotowane próbki były odwirowywane, a następnie odparowywane do sucha. Następnie były one rozpuszczane w 1 ml 75% wodnego roztworu metanolu i filtrowane przy użyciu filtrów strzykawkowych GHP Acrodisc 0,45 μm firmy Pall. Po przygotowaniu próbek wody poddano je analizie jakościowej i ilościowej pod względem stężenia toksyn sinicowych. Wykorzystano do tego metodę wysokosprawnej chromatografii cieczowej HPLC. Do przeprowadzenia analiz użyto chromatografu cieczowego firmy Agilent Technologies model 1100. Do rozdzielania mikrocytyn użyto kolumny LiChroCart (TM) STAR RP – 18e (3 μm), termostатовanej w trakcie przeprowadzania analiz w temp. 40° C. Toksyny oznaczano używając fazy ruchomej, składającej się z: rozpuszczalnika A (roztworu 0,05% kwasu trifluorooctowego) i rozpuszczalnika B (0,05% roztworu kwasu trifluorooctowego w acetonitrylu) w liniowym gradiencie czasowym: 0-5 min. 25-70%B, 5-6 min. 70%B, 6-6.10 min. 70-25%B, 6.10-9 min. Objętość analizowanej próbki wynosiła 20 μl , zaś przepływ fazy ruchomej – 1 ml/min. Praca chromatografu cieczowego była kontrolowana przez program komputerowy HP Chemstation. Umożliwiał on również obróbkę i uzyskiwanie wyników. Mikrocytyny były oznaczane jakościowo i ilościowo na podstawie pików odpowiadających pikom krzywej kalibracyjnej oraz czasów retencji. Identyfikację przeprowadzano na podstawie widm absorpcji charakterystycznych dla poszczególnych mikrocytyn przy długości fali 238 nm (Meriluoto, Codd, 2005).

3.8. Analiza zooplanktonu

Zooplankton do analiz pobierany był 6-krotnie ze stanowisk monitoringowych: Stawy Jana, Stawy Stefańskiego – kąpielisko i Stawy Stefańskiego – osadnik . Upřednio przygotowane próbki zagęszczano do objętości 10 ml. Do oznaczania zooplanktonu wykorzystano: mikroskop Nikon 102, szkiełko podstawkowe z komorą o pojemności 1 ml, posiadającego kratkę 1/1 mm (jej zadaniem jest mierzenie osobników) oraz okular

zawierający podziałkę 0-1 mm . Analizę taksonomiczną wykonano korzystając z kluczy do oznaczania Rybaka (1993,1994, 1994a). Wzór przedstawiający zagęszczenie zooplanktonu w litrze wody ze zbiornika:

$$N = X V_z / V_k V_p$$

Wyjaśnienie symboli:

N – liczebność zooplanktonu w 1 l wody,

X – liczba policzonych osobników w komorze,

V_z – objętość zagęszczu, z którego zaczerpnięto próbkę do określenia liczebności (ml),

V_k – objętość komory,

V_p – objętość próbki wody poddanej zagęszczeniu.

Biomasę [mg mokrej masy/l] obliczano wykorzystując wzór: (Bottrell i in. 1976, Horn 1991):

$$B = N M$$

gdzie:

N – zagęszczenie,

M – średnia mokra masa jednego osobnika danego gatunku [mg/os] o określonej długości [mm].

3.9. Analiza Ichtiofauny

W ramach monitoringu w dniu 14.10.2013–15.10.2013 w godzinach 18:30 – 6:30 dokonano odłowu ryb w zbiorniku Stawy Stefańskiego. W przypadku zbiornika Stawy Jana odłów ryb został przeprowadzony w dniu 15.10.2013–16.10.2013 również w godzinach 18:30 – 6:30 W obu zbiornikach ustawiono po dwie sieci (jedną przy wlocie rzeki zasilającej, drugą bezpośredni przed zaporą) w pozycji prostopadłej lub ukośnej w stosunku do brzegu. Odłów przeprowadzono z wykorzystaniem standaryzowanej, nieselektywnej sieci wontonowej, której szerokość wynosiła 1,5 m zaś przedział wielkości oczek 5-55 mm. Po odłowieniu oznaczono ryby do poziomu gatunku, a następnie dokonano pomiarów długości i masy ciała.

3.10. Analiza osadów dennych

Próbki z zawartością osadów dennych zostały pobrane ze zbiornika Stawy Jana i Stawy Stefańskiego (stanowisko Stawy Stefańskiego – kąpielisko i Stawy Stefańskiego – osadnik) w dniu 14.11.2013. Materiał pochodzący z osadów dennych po zliofilizowaniu i zhomogenizowaniu przekazano do analiz w Okręgowej Stacji Chemiczno-Rolniczej w Łodzi. Materiał został poddany analizie pod względem zawartości metali ciężkich, azotu ogólnego i fosforu ogólnego. Analizy zostały wykonane według procedury badawczej: nr PB 45 ed. 2 z dn. 01.02.2007 r., PB 15 ed. 1 z dn. 26.05.2004 r.

4. Wyniki

4.1 Rola warunków meteorologicznych w kształtowaniu procesów zachodzących w zbiornikach

Parametry meteorologiczne mierzone były w dniu poboru próbek w okresie od 30 kwietnia do 22 października 2013 roku. Amplituda temperatury pomiędzy najchłodniejszym, a najcieplejszym dniem wyniosła 16°C. Najniższą temperaturę w okresie prowadzenia badań odnotowano w kwietniu 9°C, zaś najwyższą w sierpniu 25°C. Wilgotność powietrza oscylowała pomiędzy 7% (maj), a 88% (kwiecień). Opady występowały jedynie dwukrotnie w ciągu dnia, w którym przeprowadzany był monitoring i wyniosły odpowiednio: 0,5 mm/h w kwietniu i 0-1 mm/h w maju. Średnia wartość ciśnienia atmosferycznego wyniosła 1015,5 hPa. Prędkość wiatru wahała się pomiędzy 1 m/s, a 5 m/s, zaś zachmurzenie w dniu poboru próbek było zróżnicowane w pełnym spektrum 8-stopniowej skali. Jego wartości wahały się od 0 oktantów (brak zachmurzenia) w dniu 22.10.2013 do 8 oktantów (pełne zachmurzenie) w dniu 30.04.2013. Szczegółowe wyniki przedstawiono w Tab. 1.

Tab. 1 Warunki meteorologiczne w dniu poboru próbek

Data	Temp. powietrza [°C]	Wilgotność [%]	Opad [mm/h]	Ciśnienie [hPa]	Wiatr [m/s]	Zachmurzenie [oktany]
30.04.2013	9	88	0,5	1022	1	8
27.05. 2013	14	7	0-1	1005	4	7,5
24.06.2013	22	62	0	1013	3	7
02.08.2013	25	55	0	1018	2	2,5
09.09.2013	20	55	0	1015	5	6,5
22.10.2013	12	85	0	1020	2	0

4.2 Wpływ parametrów fizycznych na jakość wód

W zbiorniku Stawy Jana w roku 2013 średnia temperatura wody wyniosła 17,6°C, przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 24,3°C (sierpień) i 10°C (październik). Średnia temperatura na dopływie i odpływie wyniosła odpowiednio:

15,67°C i 15,85°C. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnia temperatura wody była porównywalna do temperatury w zbiorniku Stawy Jana i wyniosła 17,43°C; nieco niższą temperaturę odnotowano w części osadnikowej zbiornika (15,7°C). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 10°C (październik) i 24°C (sierpień), zaś dla osadnika 10,1°C (październik) i 21,6°C (sierpień). Średnia temperatura wody wyniosła na dopływie 13,62°C dla rzeki Gadka, zaś 14,4°C dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnia temperatura wody wyniosła 16,75°C.

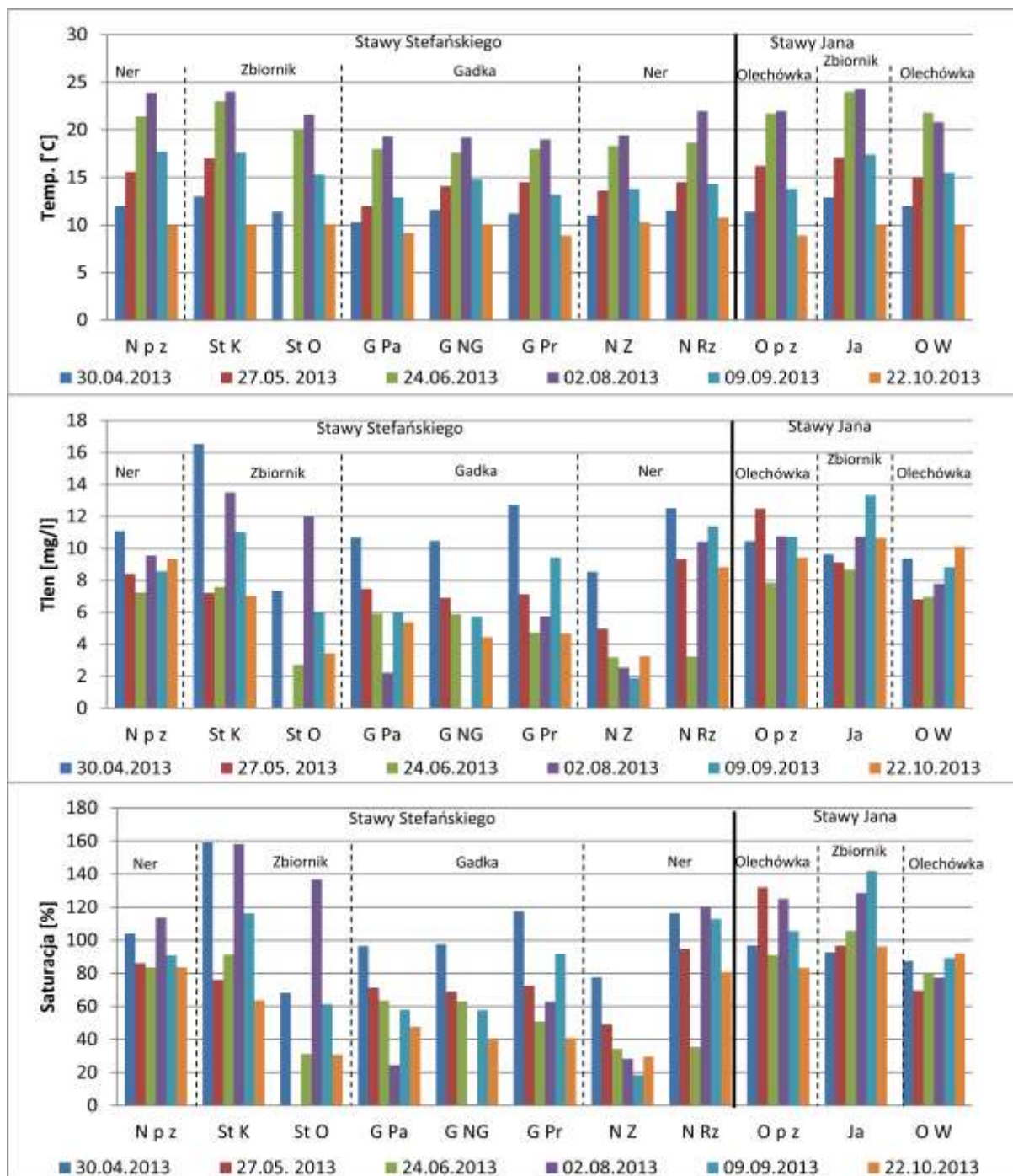
W zbiorniku Stawy Jana w roku 2013 średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie wyniosła 10,35 mg/l, przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio 13,31 mg/l (wrzesień) i 8,67 mg/l (czerwiec). Średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie na dopływie i odpływie wyniosła odpowiednio 10,28 mg/l i 8,31 mg/l. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie była porównywalna do tej, która odnotowano w zbiorniku Stawy Jana i wyniosła ona 10,48 mg/l (kąpielisko); znacznie niższą zawartość tlenu odnotowano w części osadnikowej zbiornika (6,31 mg/l). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 7,22 mg/l (maj) i 16,53 mg/l (kwiecień), zaś dla osadnika 2,72 mg/l (czerwiec) i 7,35 mg/l (kwiecień). Średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie wyniosła na dopływie 6,28 mg/l dla rzeki Gadka, zaś 4,07 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnia zawartość tlenu rozpuszczonego w wodzie wyniosła 9,03 mg/l. Wartości saturacji były analogiczne do zawartości tlenu rozpuszczonego w wodzie.

W zbiorniku Stawy Jana w roku 2013 średnia wartość przewodnictwa wyniosła 467,17 µS/cm, przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 718 µS/cm (kwiecień) i 297 µS/cm (wrzesień). Średnia wartość przewodnictwa na dopływie i odpływie wyniosła odpowiednio: 468,83 µS/cm i 660,67 µS/cm. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 840 µS/cm we wrześniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnia wartość przewodnictwa była znacznie wyższa zarówno w części kąpieliskowej zbiornika (665,22 µS/cm), jak i w części osadnikowej zbiornika (636,20 µS/cm). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 627 µS/cm (kwiecień) i 695 µS/cm (październik), zaś dla osadnika 510 µS/cm (czerwiec) i 692 µS/cm (sierpień). Średnia wartość przewodnictwa wyniosła na dopływie 894,17 µS/cm dla rzeki Gadka, zaś 612,5 µS/cm dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnia wartość przewodnictwa wyniosła 671,83 µS/cm. Bardzo wysokie wartości przewodnictwa odnotowano na stanowisku zlokalizowanym na rzece Gadka w miejscowości Nowa Gadka, gdzie wartość średnia w całym sezonie

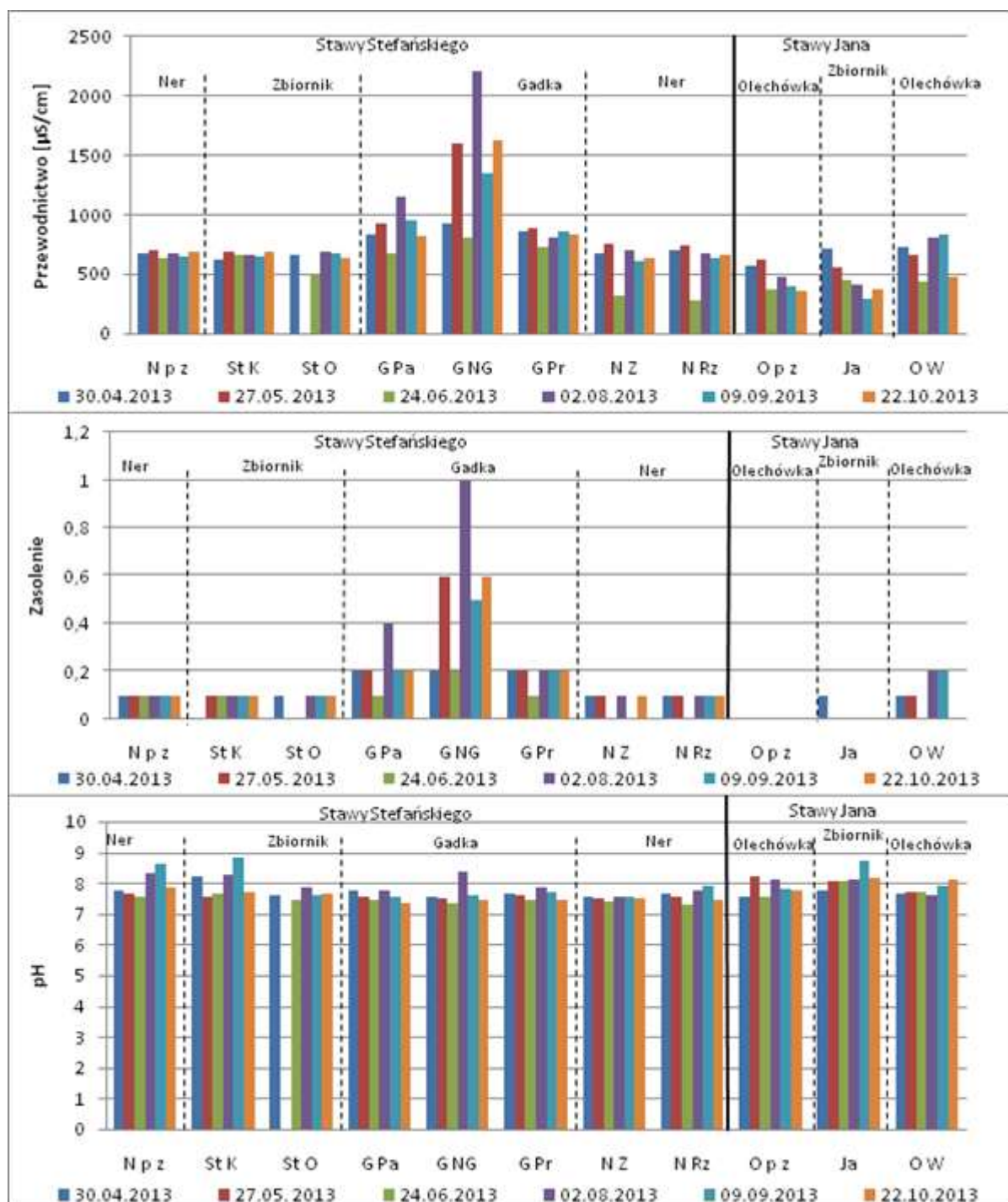
monitoringowym 2013 wyniosła aż 1421,33 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Przekłada się to na wysoką wartość przewodnictwa na dopływie rzeki Gadka do zbiornika Stawy Stefańskiego.

W zbiorniku Stawy Jana w roku 2013 jedynie w kwietniu odnotowano zasolenia wody i wyniosło ono 0,1%. Na dopływie nie odnotowano zasolenia wód podczas żadnego poboru próbek wody, z kolei na odpływie średnia wartość zasolenia wyniosła 0,15%. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnia wartość zasolenia była taka sama jak w przypadku zbiornika Stawy Jana, zarówno w kąpielisku (0,1%), jak i w osadniku (0,1%). Wartości zasolenia w obu częściach zbiornika każdorazowo kształtowały się na poziomie 0,1%. W przypadku kąpieliska zasolenia nie odnotowano w kwietniu, zaś w przypadku osadnika w czerwcu (w maju na tym stanowisku nie przeprowadzono pomiarów zasolenia oraz pozostałych parametrów fizycznych i chemicznych). Średnia wartość zasolenia wyniosła na dopływie 0,22% dla rzeki Gadka, zaś 0,1% dla rzeki Ner. Na odpływie średnia wartość zasolenia również wyniosła 0,1%. Wyższa wartość zasolenia na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowana jest bardzo wysokimi wartościami tego parametru na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 0,52%).

W zbiorniku Stawy Jana w roku 2013 średnia wartość odczynu wody wyniosła 8,15, przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio 8,71 (wrzesień) i 7,76 (kwiecień). Średnia wartość odczynu wody na dopływie i odpływie wyniosła odpowiednio 7,84 i 7,78. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnia wartość odczynu wody była nieznacznie niższa zarówno w części kąpieliskowej zbiornika (8,04), jak i w części osadnikowej (7,64). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 7,56 (maj) i 8,82 (wrzesień), zaś dla osadnika 7,43 (czerwiec) i 7,88 (sierpień). Średnia wartość odczynu wody wyniosła na dopływie 7,57 dla rzeki Gadka, zaś 7,5 dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnia wartość odczynu wody wyniosła 7,97.



Rys. 5 Dynamika zmian podstawowych parametrów fizycznych wody (temperatura, tlen, saturacja) na stanowiskach monitoringowych.



Rys. 6 Dynamika zmian podstawowych parametrów fizycznych wody (zasolenie, przewodnictwo, pH) na stanowiskach monitoringowych.

4.3 Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód

W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie fosforu całkowitego w roku 2013 wyniosło 0,09 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio 0,142 mg/l (sierpień) i 0,048 mg/l (maj). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio 0,09 mg/l i 0,14 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 0,266 mg/l w sierpniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie TP było wyższe w obu jego częściach i wyniosło odpowiednio: 0,17 mg/l w kąpielisku i 0,20 mg/l w osadniku. Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 0,31 mg/l (wrzesień) i 0,08 mg/l (październik), zaś dla osadnika 0,38 mg/l (sierpień) i 0,11 mg/l (czerwiec). Średnie stężenie tego parametru wyniosło na dopływie 0,4 mg/l dla rzeki Gadka, zaś 0,18 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie TP wyniosło 0,17 mg/l. Wysokie stężenie fosforu na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowane było wysoką zawartością tego związku w wodzie na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 1,53 mg/l).

W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie azotu całkowitego w roku 2013 wyniosło 2,65 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 8,5 mg/l (kwiecień) i 0,8 mg/l (październik). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio 2,32 mg/l i 3,90 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 9,1 mg/l w kwietniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie TN było wyższe w obu częściach zbiornika i wynosiło odpowiednio: 4,35 mg/l w części kąpieliskowej zbiornika i 5,6 mg/l w części osadnikowej. Wartości minimalne i maksymalne wynosiły odpowiednio: dla kąpieliska 1,5 mg/l (październik) i 6,8 mg/l (kwiecień), zaś dla osadnika 3 mg/l (wrzesień) i 10,3 mg/l (kwiecień). Średnie stężenie tego parametru wyniosło na dopływie: 11,58 mg/l dla rzeki Gadka i 5,53 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie TN wyniosło 3,97 mg/l. Wysokie stężenie azotu na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowane było wysoką zawartością tego związku w wodzie na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 48,70 mg/l).

W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie fosforanów w roku 2013 wyniosło 0,06 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 0,22 mg/l (kwiecień) i 0,007 mg/l (maj). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio 0,07 mg/l i 0,14 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano

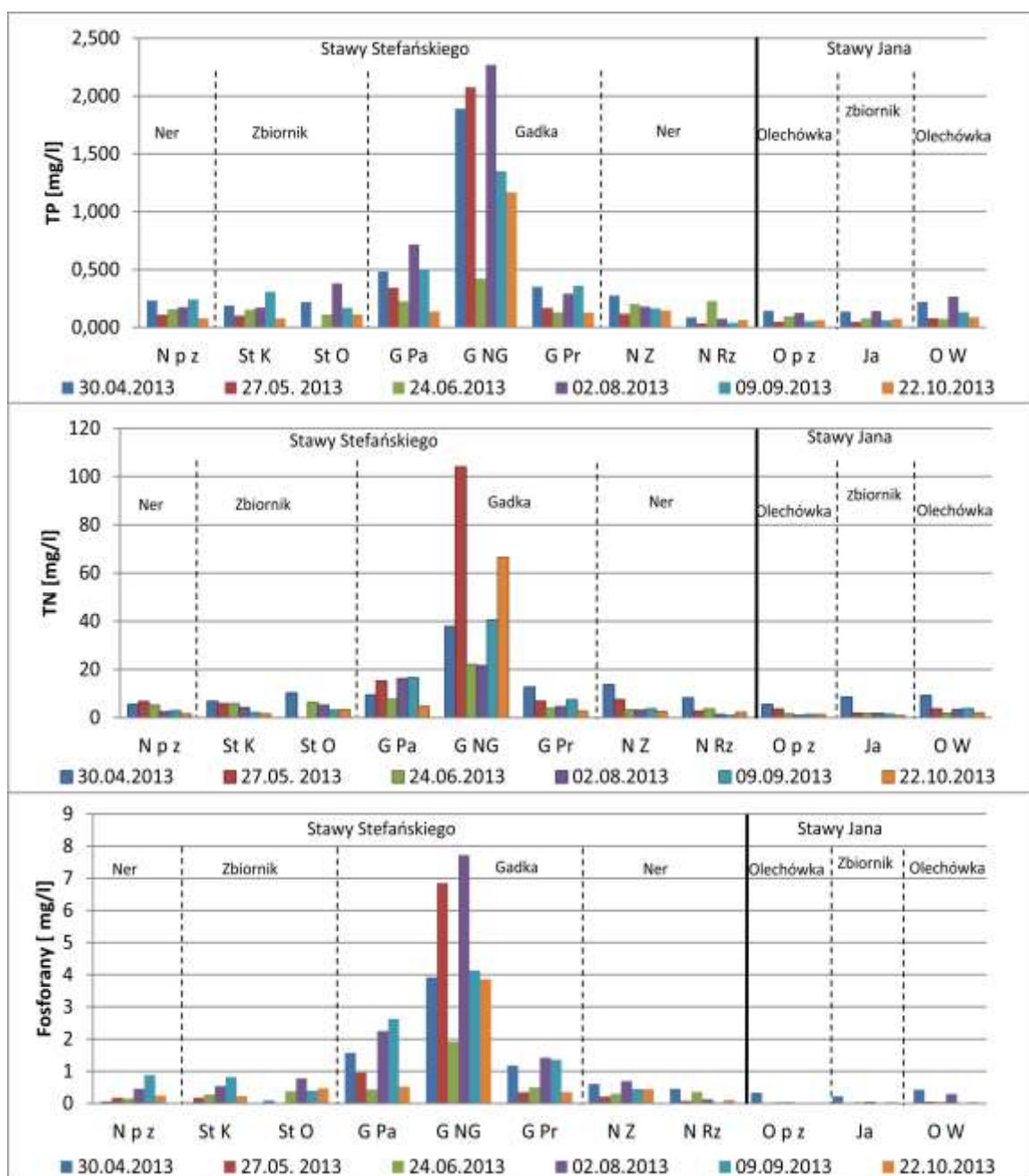
na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 0,42 mg/l w sierpniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie fosforanów było znacznie wyższe w obu częściach zbiornika i wyniosło odpowiednio: 0,34 mg/l w części kąpieliskowej zbiornika i 0,42 mg/l w części osadnikowej. Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 0,03 mg/l (wrzesień) i 0,54 mg/l (sierpień), zaś dla osadnika 0,08 mg/l (kwiecień) i 0,78 mg/l (sierpień). Średnie stężenie tego parametru wyniosło na dopływie 1,39 mg/l dla rzeki Gadka, zaś 0,45 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie fosforanów wyniosło 0,33 mg/l. Wysokie stężenie fosforanów na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowane było wysoką zawartością tego związku w wodzie na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 4,74 mg/l).

W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie azotynów w roku 2013 wyniosło 0,03 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 0,06 mg/l (maj) i 0,009 mg/l (sierpień). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio 0,02 mg/l i 0,06 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 0,13 mg/l – w sierpniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie azotynów było znacznie wyższe w obu częściach zbiornika i wyniosło odpowiednio: 0,28 mg/l w części kąpieliskowej zbiornika i 0,33 mg/l w części osadnikowej. Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 0,04 mg/l (sierpień) i 0,62 mg/l (czerwiec), zaś dla osadnika 0,07 mg/l (sierpień) i 0,69 mg/l (czerwiec). Średnie stężenie tego parametru na dopływie wyniosło – 4,48 mg/l dla rzeki Gadka oraz 0,34 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie azotynów wyniosło 0,27 mg/l.

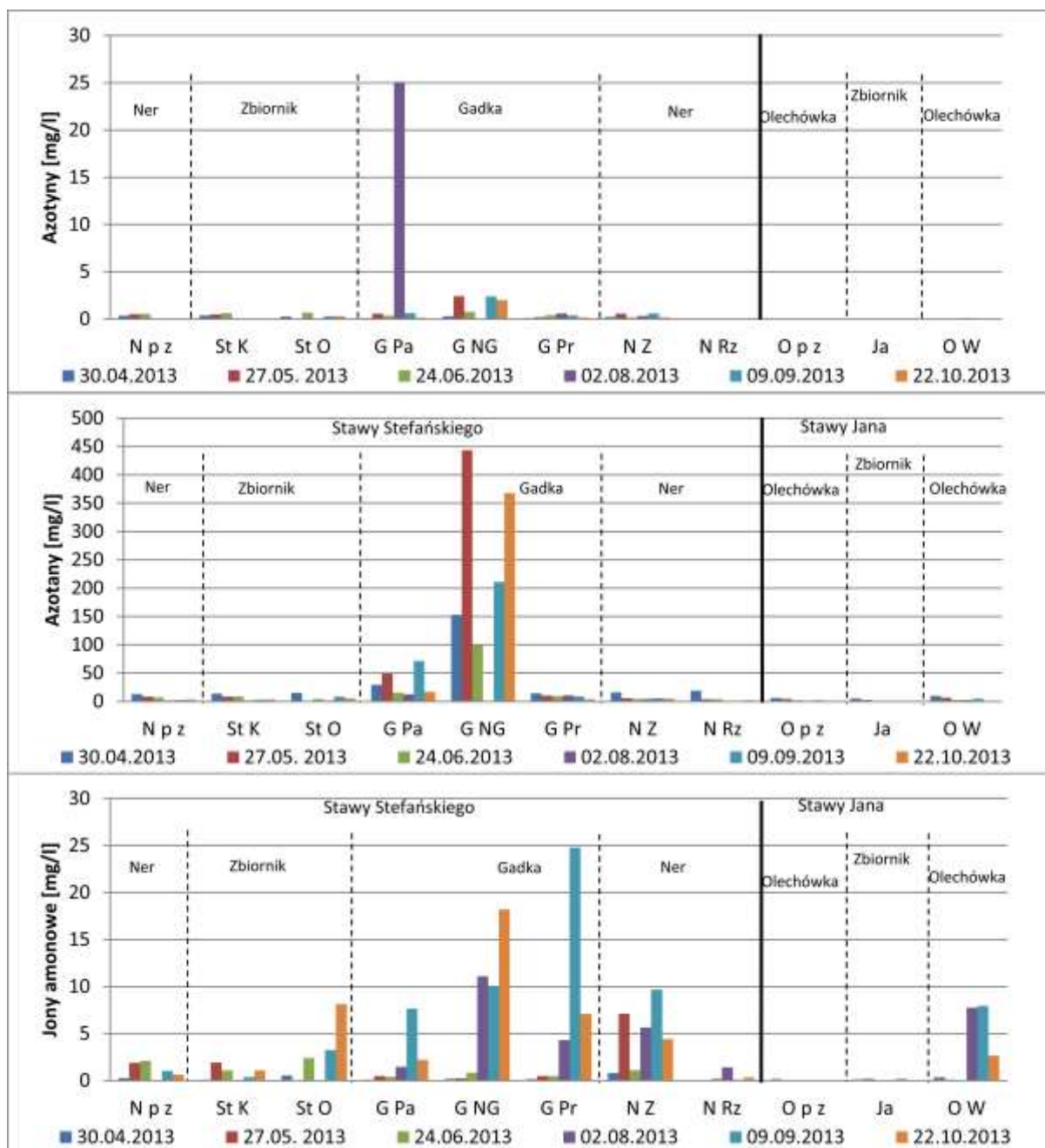
W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie azotanów w roku 2013 wyniosło 1,56 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio: 5,36 (kwiecień) i 0,01 mg/l (październik). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio 2,67 mg/l i 4,37 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 9,61 mg/l – w kwietniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie azotanów było znacznie wyższe w obu częściach zbiornika i wyniosło odpowiednio: 6,6 mg/l (kąpielisko) i 6,98 mg/l (osadnik). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 1,77 mg/l (sierpień) i 13,83 mg/l (kwiecień), zaś dla osadnika 1,54 mg/l (sierpień) i 15,14 mg/l (kwiecień). Średnie stężenie tego parametru na dopływie wyniosło 32,62 mg/l dla rzeki Gadka i 6,83 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie azotanów wyniosło 6,09 mg/l. Wysokie stężenie azotanów na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowane było bardzo wysoką

zawartością tego związku w wodzie na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 212,37mg/l, zaś maksymalna odnotowana w maju aż 443,76 mg/l).

W zbiorniku Stawy Jana średnie stężenie jonów amonowych w roku 2013 wyniosło 0,1 mg/l przyjmując wartość maksymalną i minimalną wynoszącą odpowiednio 0,19 mg/l (maj) i 0,005 mg/l (czerwiec). Średnie stężenie tego parametru na dopływie i odpływie wyniosło odpowiednio: 0,08 mg/l i 3,14 mg/l. Znacznie wyższe wartości tego parametru odnotowywano na stanowisku zlokalizowanym poniżej zbiornika (maksimum 7,94 mg/l we wrześniu). W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego średnie stężenie jonów amonowych było znacznie wyższe w części osadnikowej zbiornika i wyniosło 2,86 mg/l, zaś nieznacznie wyższe w części kąpieliskowej (0,76 mg/l). Wartości minimalne i maksymalne wyniosły odpowiednio: dla kąpieliska 0,02 mg/l (sierpień) i 1,9 mg/l (maj), zaś dla osadnika 0,01 mg/l (sierpień) i 8,14 mg/l (październik). Średnie stężenie tego parametru wyniosło na dopływie: 2,05 mg/l dla rzeki Gadka oraz 4,8 mg/l dla rzeki Ner. Z kolei na odpływie średnie stężenie jonów amonowych wyniosło 0,99 mg/l. Wysokie stężenie jonów amonowych na dopływie w przypadku rzeki Gadka spowodowane było wysoką zawartością tego związku w wodzie na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (wartość średnia 6,77 mg/l) oraz na wysokości ul. Promowej (wartość średnia 6,22 mg/l).



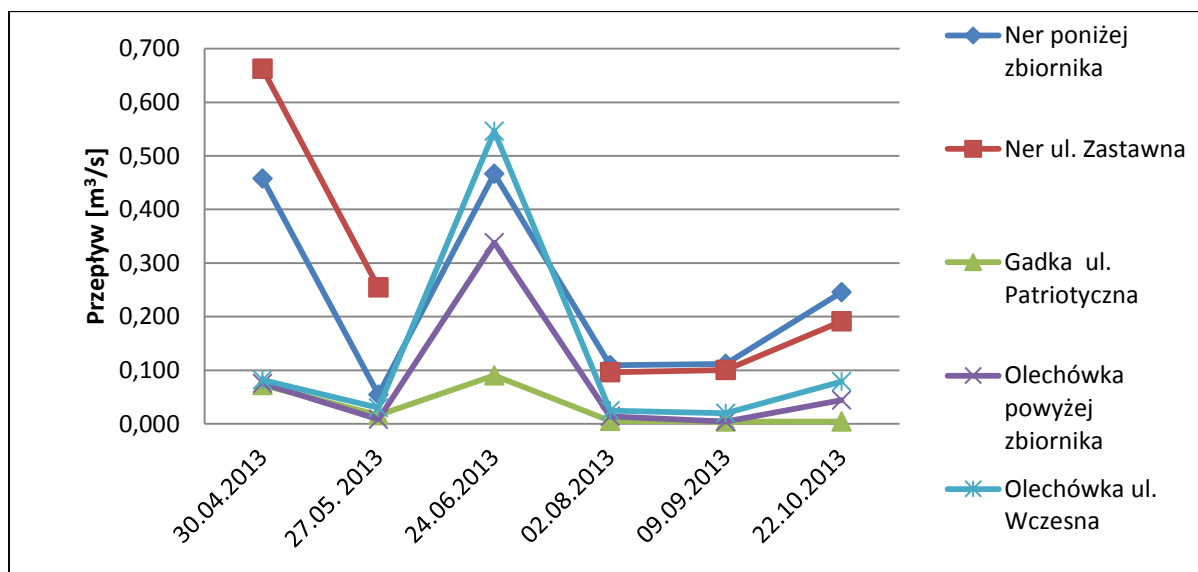
Rys. 7 Dynamika podstawowych parametrów chemicznych wody (TP, TN i fosforany) na stanowiskach monitoringowych



Rys. 8 Dynamika podstawowych parametrów chemicznych wody (azotany, azotyny i jony amonowe) na stanowiskach monitoringowych.

4.4 Wpływ parametrów hydrologicznych rzek zasilających zbiorniki na jakość wód

Najwyższą wartość przepływu w rzece Olechówka zasilającej zbiornik Stawy Jana odnotowano na stanowisku Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej w dniu 24.06.2013 i wyniosła ona $0,546 \text{ m}^3/\text{s}$. Rząd wielkości przepływów na stanowisku Olechówka powyżej zbiornika był podobny przy czym maksimum wyniosło $0,338 \text{ m}^3/\text{s}$ i również odnotowano je 24.06.2013. Przepływy w rzekach zasilających zbiornik Stawy Stefańskiego były wyższe na stanowiskach zlokalizowanych na rzece Ner w stosunku do rzeki Gadka. Spowodowane to było różnicą w wielkości przekroju poprzecznego koryta obu rzek. Maksimum przepływu w rzece Ner $0,663 \text{ m}^3/\text{s}$ odnotowano w kwietniu na stanowisku Ner ul. Zastawna. Nieco niższy przepływy zmierzono na stanowisku Ner poniżej zbiornika, gdzie maksimum wynoszące $0,467 \text{ m}^3/\text{s}$ zostało osiągnięte w czerwcu. W rzece Gadka maksymalny przepływ $0,09 \text{ m}^3/\text{s}$ odnotowano również w czerwcu. W tym samym miesiącu na stanowisku Ner ul. Zastawna nie zmierzono przepływu ze względu na zbyt wysoki stan wód, przez co nie było możliwe określenie granicy koryta.

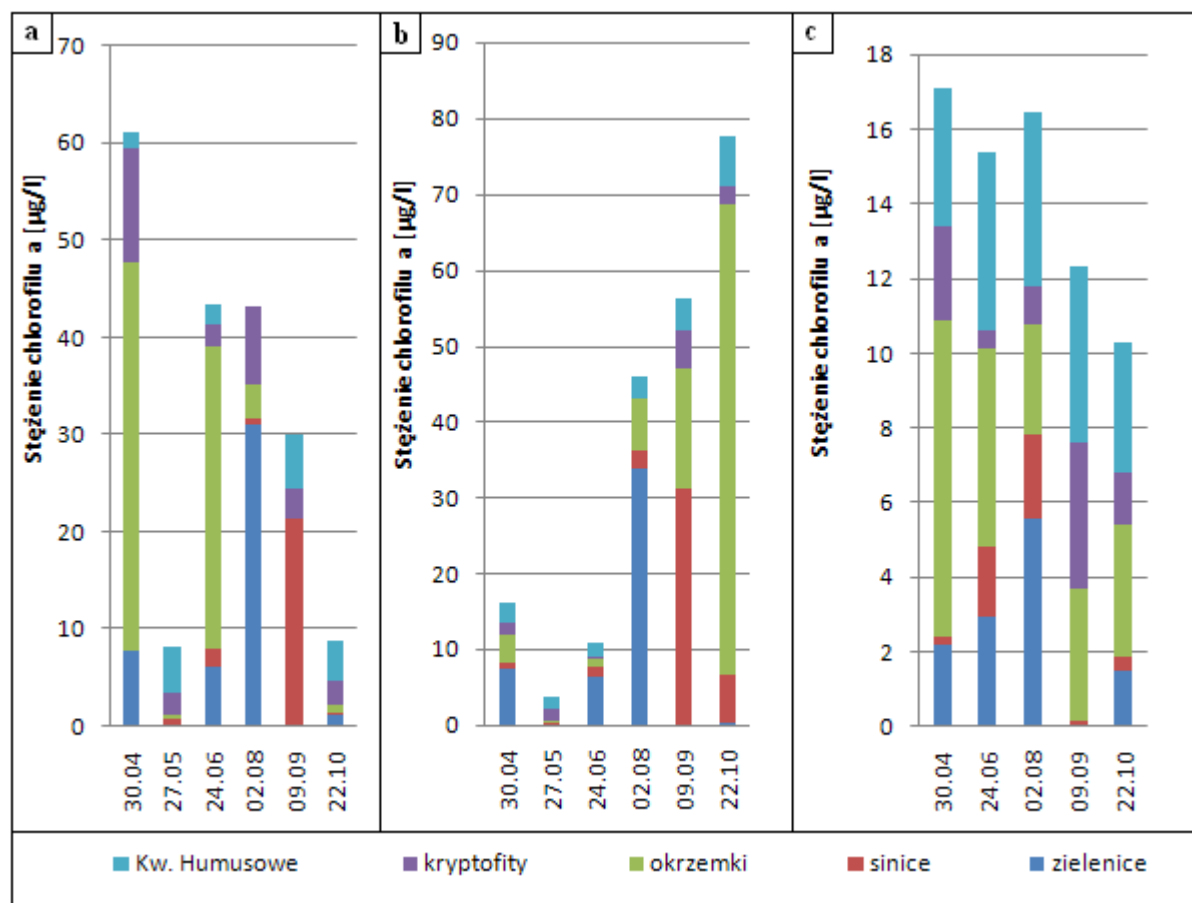


Rys. 9 Analiza przepływu w rzekach: Olechówka, Ner i Gadka.

4.5 Dynamika fitoplanktonu w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego

4.5.1 Sezonowa dynamika chlorofilu a

Na stanowisku Stawy Jana w dniu 09.09.2013 odnotowano maksymalne zagęszczenie sinic, podczas gdy stężenie chlorofilu *a* wyniosło 31,09 $\mu\text{g/l}$. W dniu 22.10.2013 odnotowano dominację okrzemek nad innymi gromadami fitoplanktonu, zaś stężenie chlorofilu *a* wyniosło 61,97 $\mu\text{g/l}$. Największe zagęszczenie zielenic mierzone stężeniem chlorofilu *a* (33,88 $\mu\text{g/l}$) odnotowano w sierpniu. W zbiorniku występowały również nieznaczne ilości kryptofitów. Najwyższe całkowite stężenie chlorofilu *a* (77,7 $\mu\text{g/l}$) zawartego w fitoplanktonie odnotowano w dniu 22.10.2013.



Rys. 10 Stężenie chlorofilu *a* (zielenice, sinice, okrzemki, kryptofity, kwasy humusowe) w roku 2013 – pomiar przeprowadzony metodą fluorescencji *in vivo* (a – Stawy Jana, b – Stawy Stefańskiego-kąpielisko, c – Stawy Stefańskiego – osadnik)

Na stanowisku Stawy Stefańskiego – kąpielisko najwyższe stężenie chlorofilu *a* pochodzenia sinicowego odnotowano we wrześniu i wyniosło ono 21,38 $\mu\text{g/l}$. Okrzemki dominowały w akwieniu w kwietniu i w czerwcu, kiedy to stężenie chlorofilu *a* osiągnęło

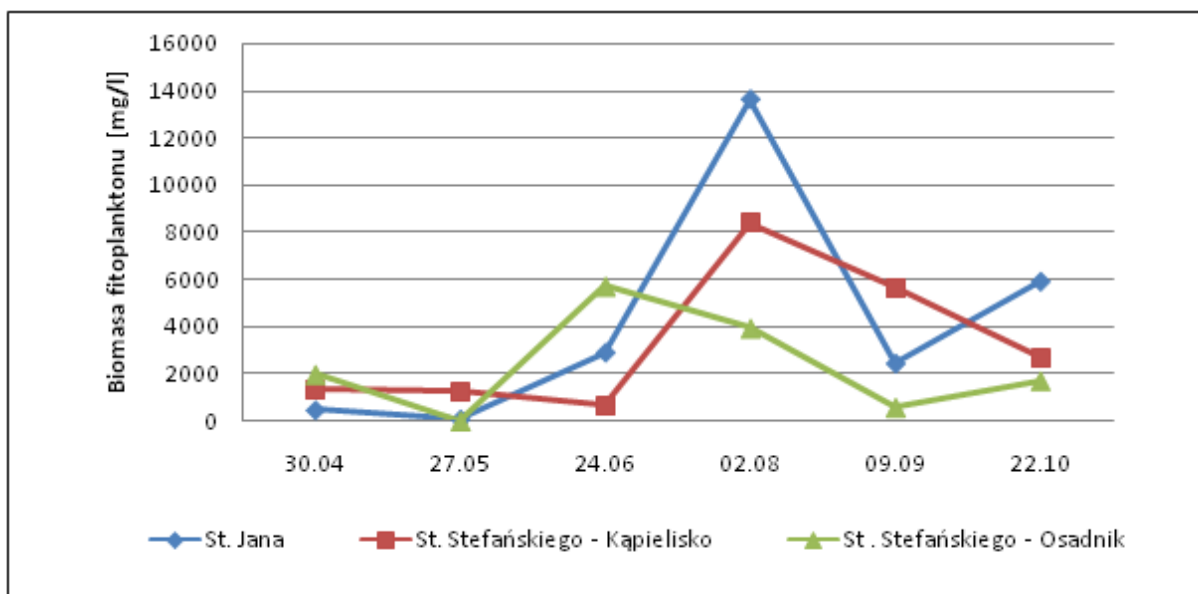
wartość maksymalną 31,16 µg/l. W zbiorniku występowały również zielenice z maksimum stężenia chlorofilu *a* (31,14 µg/l) w sierpniu. W skład fitoplanktonu wchodziły także kryptofity (wartość maksymalna 11,73 µg/l odnotowana 30.04.2013). Najwyższe całkowite stężenie chlorofilu *a* zawartego w fitoplanktonie (61,14 µg/l) odnotowano dnia 30.04.2013.

Na stanowisku Stawy Stefańskiego – osadnik wśród fitoplanktonu dominowały okrzemki. Maksymalne stężenia chlorofilu *a* dla okrzemek odnotowano w dniu 30.04.2013 i wynosiło ono 8,46 µg/l. Skład fitoplanktonu na badanym stanowisku stanowiły również zielenice, kryptofity i w nieznaczej ilości sinice. Najwyższe całkowite stężenie chlorofilu *a* zawartego w fitoplanktonie (17,11 µg/l) odnotowano także w dniu 30.04.2013.

4.5.2 Sezonowa dynamika biomasy fitoplanktonu

Na stanowisku Stawy Jana najwyższą biomasę fitoplanktonu wynoszącą 13650 mg/l odnotowano dnia 2.08.2013. Średnia wartość biomasy fitoplanktonu na tym stanowisku wyniosła 4235 mg/l i była najwyższą spośród wszystkich trzech badanych zbiorników. W początkowej fazie sezonu monitoringowego żaden z gatunków nie odznaczał się znacząco wyższą biomasą w stosunku do pozostałych. Dopiero w czerwcu przewagę nad pozostałymi gatunkami uzyskała gromada *Chlorophyta*, a w niej gatunek *Gonium pectorale*. Dominującym gatunkiem w drugiej połowie sezonu monitoringowego (02.08.2013 i 09.09.2013) był *Peridium bipes* należący do gromady *Pyrrophyta*. Podczas ostatniego poboru próbek – jesienią odnotowano wysoką biomasę *Cryptomonas ovata* z gromady *Cryptophyta*.

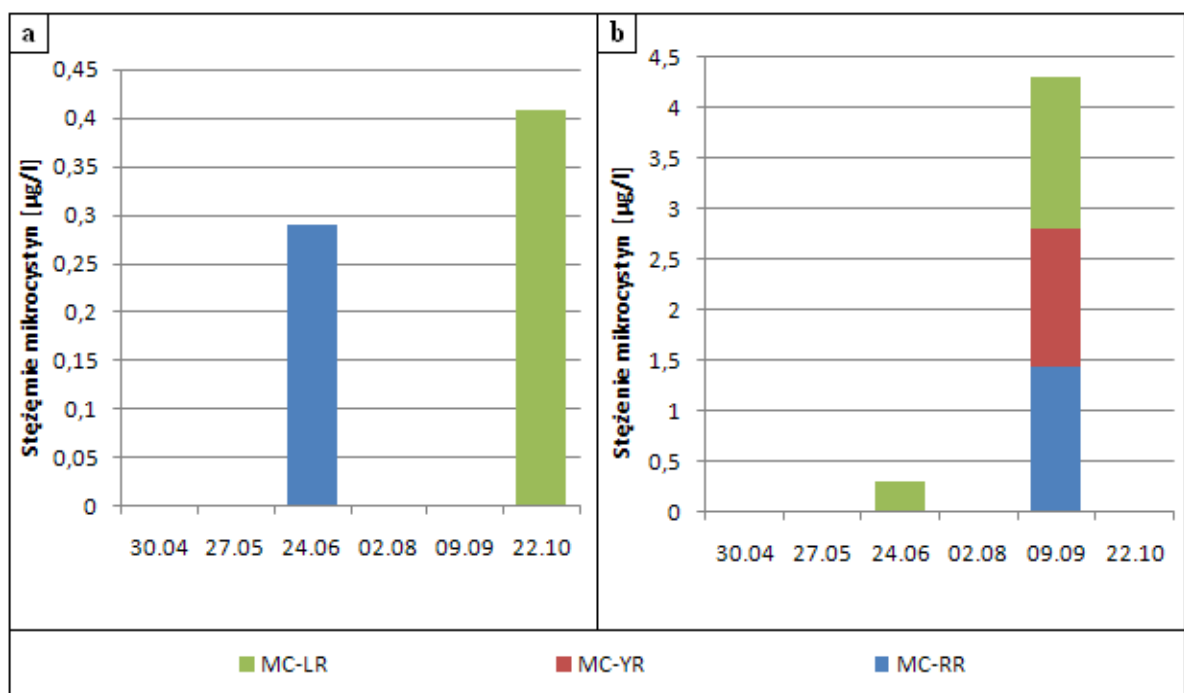
W zbiorniku Stawy Stefańskiego maksimum biomasy fitoplanktonu osiągnięto 02.08.2013 i wyniosło ono odpowiednio dla stanowiska Stawy Stefańskiego – kąpielisko 8385 mg/l, zaś dla stanowiska Stawy Stefańskiego – osadnik 3946 mg/l. Średnia wartość biomasy fitoplanktonu w obu częściach zbiornika (dla stanowiska Stawy Stefańskiego – kąpielisko 3338 mg/l, zaś dla stanowiska Stawy Stefańskiego – osadnik 2328, mg/l) była niższa w stosunku do stanowiska Stawy Jana. W zbiorniku Stawy Stefańskiego w części kąpieliskowej dominującą gromadą pod względem biomasy były *Cryptophyta*. Jej reprezentantem był gatunek *Cryptomonas ovata*, który dominował nad pozostałymi niemalże w ciągu całego sezonu monitoringowego z wyjątkiem sierpnia i września. Wtedy dominowały inne gatunki takie jak: *Peridium bipes* z gromady *Pyrrophyta* (02.08.2013) oraz *Gleocapsa turgida* z gromady *Cyanophyta* (09.09.2013). W przypadku stanowiska Stawy Stefańskiego – osadnik nie było już tak wyraźnej dominacji jednego gatunku. Podczas każdego poboru próbek dominował gatunek należący do innej gromady.



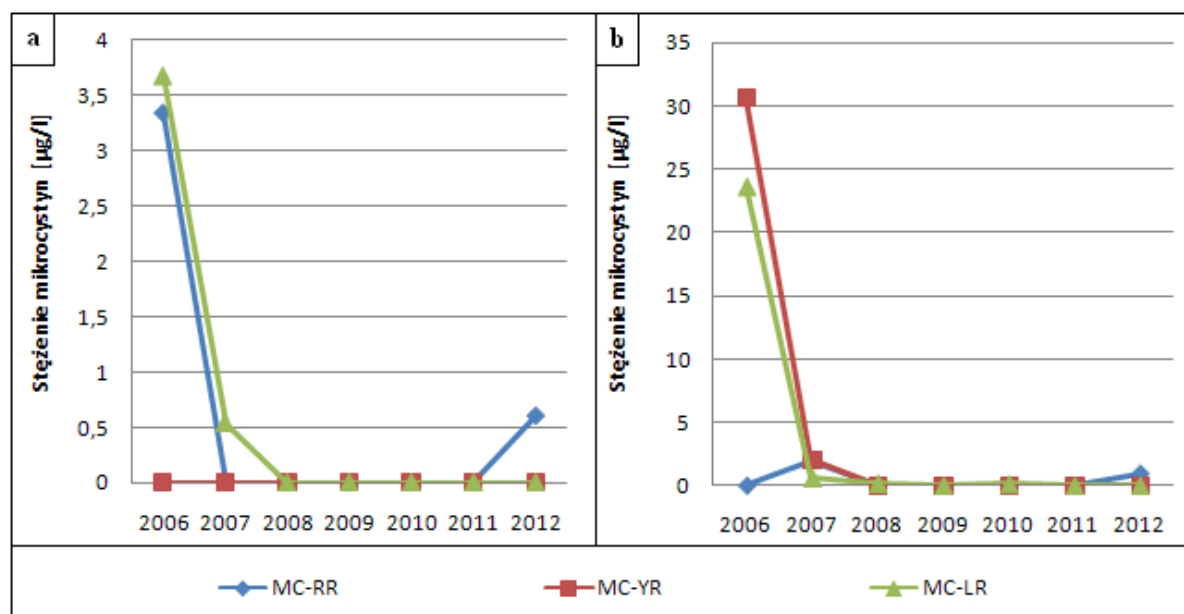
Rys. 11 Sezonowa dynamika biomasy fitoplanktonu w roku 2013 w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego.

4.6 Wpływ toksyn sinicowych na jakość wód

W sezonie badawczym 2013 odnotowano dwa przypadki wystąpienia mikrocystyn w zbiorniku Stawy Jana, w czerwcu oraz w październiku. W pierwszym przypadku była to MC-RR w ilości 0,29 $\mu\text{g/l}$, zaś w drugim MC-LR w ilości 0,41 $\mu\text{g/l}$. W zbiorniku Stawy Stefańskiego w części kąpieliskowej stwierdzono dwukrotne wystąpienie mikrocystyn. Pierwsze w czerwcu (MC-RR w stężeniu 0,29 $\mu\text{g/l}$), natomiast drugie we wrześniu (MC-RR – 1,42 $\mu\text{g/l}$, MC-YR – 1,37 i MC-LR – 1,49 $\mu\text{g/l}$). Na stanowisku Stawy Stefańskiego – osadnik nie stwierdzono występowania mikrocystyn. Stężenia toksyn sinicowych w sezonie monitoringowym 2013 były nieznacznie wyższe niż w latach wcześniejszych (2008-2012), nie osiągnęły jednak tak wysokich wartości jak w przypadku lat 2006-2007 (Rys.13).



Rys. 12 Występowanie toksyn sinicowych na stanowiskach Stawy Jana (a) oraz Stawy Stefańskiego – kąpielisko w roku 2013

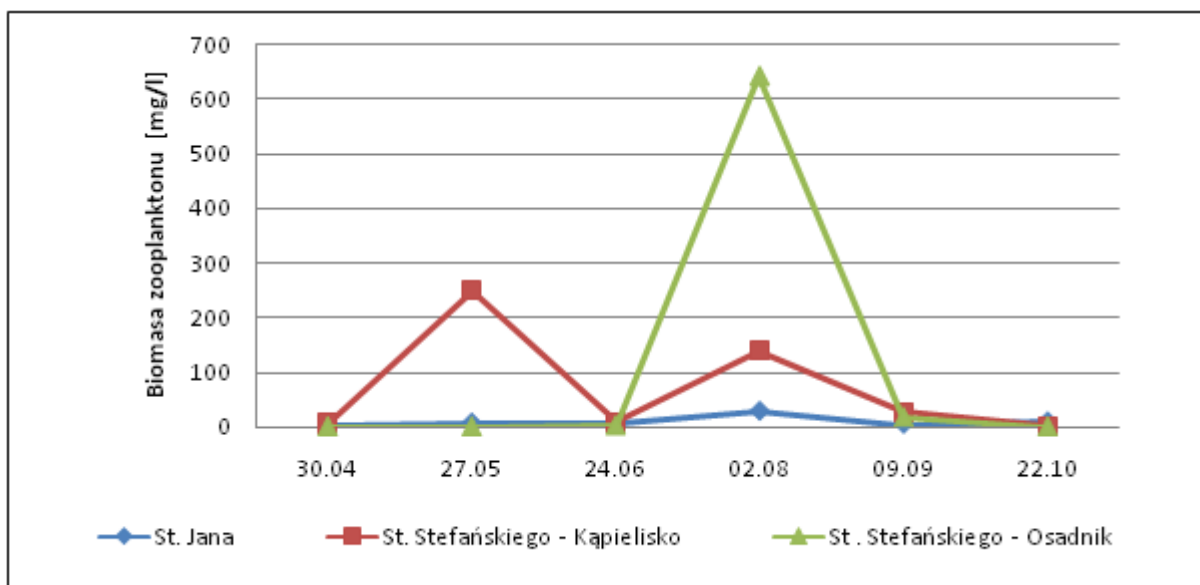


Rys. 13 Średnie stężenie toksyn sinicowych w latach 2006-2012 na stanowiskach: Stawy Jana (a), oraz Stawy Stefańskiego – kąpielisko (b).

4.7 Dynamika zooplanktonu w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego

Na stanowisku Stawy Jana maksymalną biomasę zooplanktonu wynoszącą 28,8 mg/l zmierzono w dniu 02.08.2013. Wartość średnia dla całego sezonu badawczego 2013 wyniosła 10 mg/l. W trakcie całego sezonu monitoringowego dominację pod względem biomasy osiągnęła podgromada *Copepoda* w postaci *Nauplius*. Jedynie w okresie maja 2013 znaczną przewagę nad innymi gatunkami uzyskał rodzaj *Daphnia*. W połowie sezonu monitoringowego (02.08.2013) wysoką biomasą w stosunku do pozostałych (obok *Copepoda*) odznaczały się widłonogi z rzędu *Cyclopoida*. Podczas ostatnich dwóch poborów (we wrześniu i w październiku) w próbkach wody współ dominowały *Copepoda* i *Asplanchna*.

W zbiorniku Stawy Stefańskiego biomasa zooplanktonu była znacznie wyższa. Maksimum dla stanowiska Stawy Stefańskiego – kąpielisko wynoszące 248,6 mg/l odnotowano w dniu 27.05.2013. Najwyższą biomasę zooplanktonu 642,8 mg/l, wyróżniającą się na tle pozostałych wartości odnotowano w dniu 02.08.2013 na stanowisku Stawy Stefańskiego w części osadnikowej. Średnie wartości biomasy zooplanktonu dla stanowisk Stawy Stefańskiego – kąpielisko i Stawy Stefańskiego – osadnik wyniosły odpowiednio: 72,5 mg/l i 110,6 mg/l. Na stanowisku Stawy Stefańskiego – kąpielisko dominującym pod względem biomasy był rodzaj *Keratella*. Taki rozkład występował wiosną, pod koniec lata oraz jesienią. W środku sezonu monitoringowego wysoką biomasą w stosunku do pozostałych odznaczały się rodzaje *Polyphemus* i *Bosmina* (24.06.2013) oraz rząd *Cyclopoida* i rodzaj *Leptodora* (02.08.2013). Na stanowisku Stawy Stefańskiego – osadnik podobnie jak w przypadku fitoplanktonu nie było ani grup ani gatunków zooplanktonu, które dominowałyby w całym sezonie monitoringowym. Przewaga pod względem ilości biomasy zmieniała się dynamicznie i przy każdym kolejnym poborze próbek do analiz dominowała inna grupa lub gatunek.

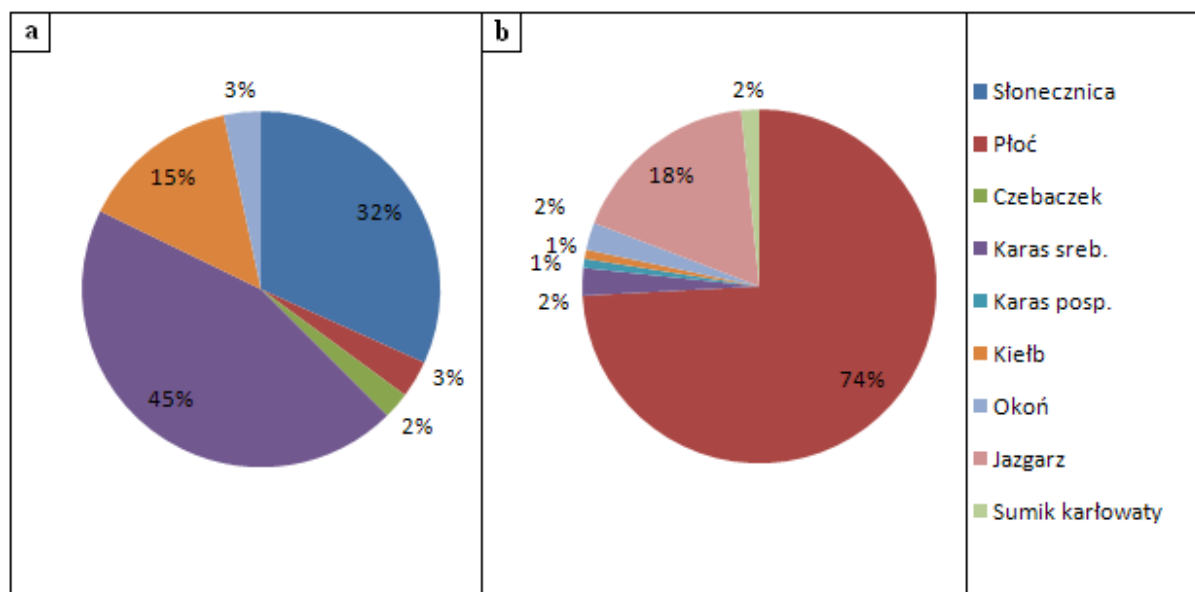


Rys. 14 Sezonowa dynamika biomasy zooplanktonu w roku 2013 w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego.

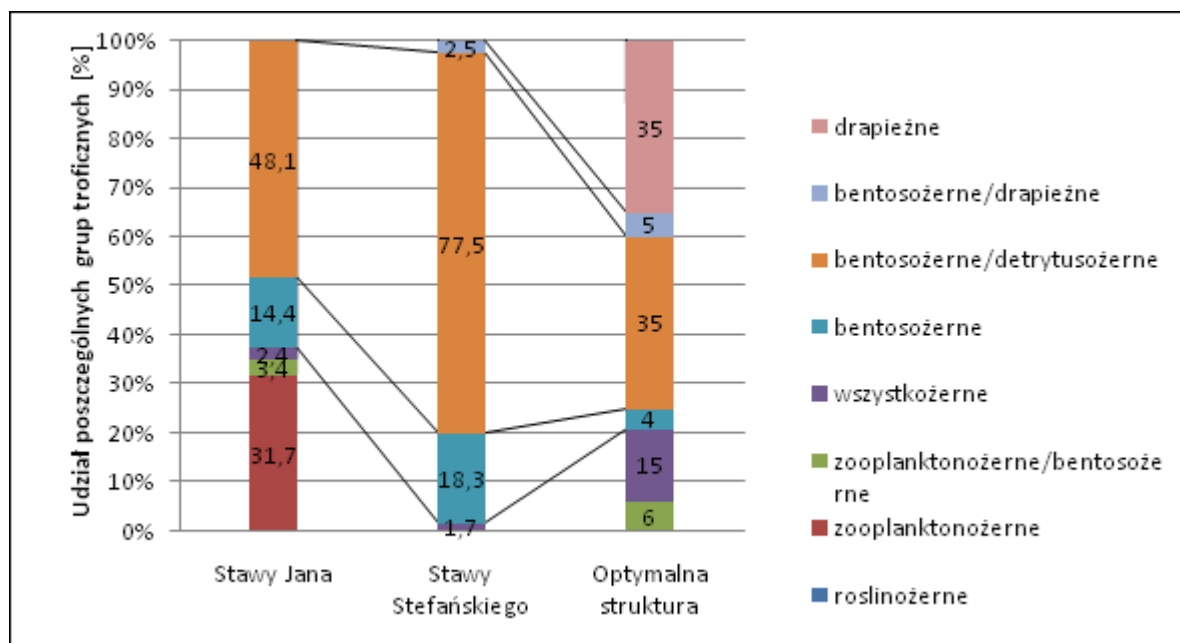
4.8 Skład gatunkowy ichtiofauny oraz jej rola w strukturze troficznej

W obu zbiornikach odnotowano łącznie 9 gatunków ryb. Sześć z nich należało do rodziny karpowatych (słonecznica, płoć, czebaczek, karaś srebrzysty, karaś pospolity, kielb), dwa do rodziny okoniowatych (okoń i jazgarz) i jeden do rodziny sumikowatych (sumik karłowaty). Większa różnorodność gatunkowa występowała w zbiorniku Stawy Stefańskiego (7 gatunków) w stosunku do zbiornika Stawy Jana (6 gatunków). W pierwszym zbiorniku gatunkiem dominującym był karaś srebrzysty – 45%, w drugim zaś dużą przewagę (74% ogółu) nad innymi gatunkami pod względem liczebności uzyskała płoć.

Odnótowane osobniki należące do 9 gatunków są reprezentantami 6 grup tworzących strukturę troficzną obu zbiorników. W zależności od rodzaju pobieranego pokarmu wyróżniono następujące grupy ryb: roślinożerne (brak przedstawicieli), zooplanktonożerne (słonecznica), zooplanktonożerne/bentosozerne (okonie o dł. do 15,5 cm), wszystkożerne (czebaczek, sumik karłowaty), bentosozerne (kielb, jazgarz), bentosozerne/detrytosożerne (karaś pospolity, karaś srebrzysty, płoć), bentosozerne drapieżne (okonie o dł. 15,6 – 29,9 cm) oraz drapieżne (brak przedstawicieli). Na Rys. 16 przedstawiona zostało optymalna struktura troficzna zbiornika wodnego (Jurczak i in. 2012) na tle wyników uzyskanych w roku 2013 dla zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego.



Rys. 15 Struktura dominacji gatunkowej ryb zbiorników Stawy Jana (a) i Stawy Stefańskiego (b) wyrażona procentowym udziałem liczebności każdego gatunku.



Rys. 16 Obecna i optymalna struktura troficzna ryb w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego. Optymalna struktura gatunkowa przyjęta została ze źródła: (Jurczak i in. 2012).

4.9 Wpływ osadów dennych na jakość wód

Azot ogólny zakumulowany w osadach dennych w Zbiorniku Stawy Jana kształtował się na poziomie 0,9 mg/100g. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego zawartość azotu w osadach dennych była wyższa i wyniosła odpowiednio: 1,2mg/100g dla stanowiska Stawy Stefańskiego – kąpielisko oraz 3 mg/100g dla stanowiska Stawy Stefańskiego – osadnik.

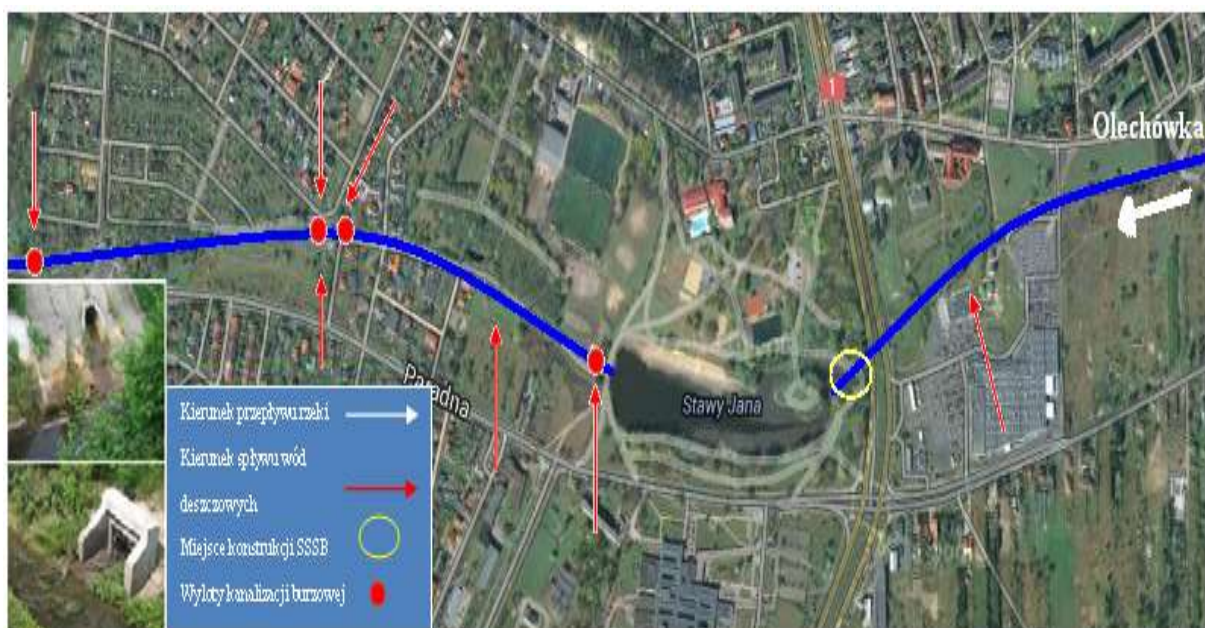
Fosfor zakumulowany w osadach dennych w zbiorniku Stawy Jana kształtował się na poziomie 8,2 mg/100g. W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego zawartość fosforu w osadach dennych była wyższa. Na stanowisku Stawy Stefańskiego – kąpielisko wyniosła ona 37,5 mg/100g, zaś na stanowisku Stawy Stefańskiego – osadnik 21,2 mg/100g.

Tab. 2 Zawartość azotu i fosforu w osadach dennych

	St. Jana	St. Stefańskiego - kąpielisko	St . Stefańskiego - osadnik
N ogólny [mg/100g]	0,9	1,2	3
SD	0,01	0,02	0,04
P2O5 [mg/100 g]	8,2	37,5	21,2
SD	1,2	5,6	3,2

4.10. Oddziaływanie zagospodarowanie terenu w zlewni na zbiorniki Stawy Jana i Stawy Stefańskiego

Z analizy środowiskowej zagospodarowania terenu w zlewni zbiornika Stawy Jana wynika, że głównym zagrożenie jest spływ powierzchniowy wód deszczowych z pobliskich osiedli, parkingów oraz szlaków komunikacyjnych (Rys 17). Wody deszczowe spływające zanieczyszczenia są transportowane bezpośrednio do rzeki Olechówka poprzez systemy kanalizacyjne. Największe tego typu zagrożenie umiejscowione jest na rzece Olechówka poniżej zbiornika na wysokości ul. Wczesnej. Znajduje się tam kilka wylotów kanalizacji burzowej odprowadzających zanieczyszczenia z ulic.



Rys. 17 Analiza środowiskowa, identyfikacja zagrożeń na podstawie zagospodarowania terenu w zlewni zbiornika Stawy Jana.

Z analizy środowiskowej zagospodarowania terenu w zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego przedstawionej na Rys. 18 wynika, że trzema głównymi zagrożeniami są: spływ wód deszczowych bezpośrednio do rzeki, spływ powierzchniowy z pól uprawnych oraz punktowe źródła zanieczyszczeń. Pierwsze z nich dotyczy spływu powierzchniowego wód transportującego zanieczyszczenia spłukiwane z dróg oraz osiedli mieszkaniowych. Drugi rodzaj zagrożeń związany jest z transportem substancji biogenicznych, których źródłem jest intensywne nawożenie pól uprawnych oraz chemiczna ochrona roślin. Trzeci rodzaj zagrożeń dotyczy miejsc w których zanieczyszczenia przedostają się do rzek zasilających lub bezpośrednio do zbiorników. Pochodzą one m.in. z nielegalnych zrzutów ścieków komunalnych z gospodarstw domowych.



Rys. 18 Analiza środowiskowa, identyfikacja zagrożeń na podstawie zagospodarowania terenu w zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego.

5. Dyskusja

Zbiorniki Stawy Jana i Stawy Stefańskiego w Łodzi borykają się z problemem występowania toksycznych zakwitów sinic (Jurczak i in 2007). Wielokrotnie w okresie lata uniemożliwia to ich użytkowanie jako miejsc do rekreacji. Negatywne skutki procesu eutrofizacji związanego z dopływem substancji biogenicznych obserwowano już wcześniej, co potwierdzają badania Szczepańskiej (2007) i Romaniuka (2009). W roku 2013 podczas badań prowadzonych na obu zbiornikach stwierdzono symptomy eutrofizacji w postaci zakwitu sinicowego. W obu przypadkach zakwit ten był toksyczny. W przypadku zbiornika Stawy Jana maksymalne stężenie mikrocytyn zidentyfikowano w październiku i wyniosło ono 0,41 µg/l, kiedy to zidentyfikowano MC-LR. W zbiorniku Stawy Stefańskiego obecność mikrocytyn odnotowano jedynie w części kąpieliskowej tego akwenu, gdzie maksymalne stężenie mikrocytyn oznaczono na poziomie 4,28 µg/l (MC-RR – 1,42 µg/l, MC-YR – 1,37 µg/l i MC-LR – 1,49 µg/l). Wyniki potwierdzają problem pojawiania się toksycznych zakwitów sinic w obu akwenach, jednocześnie wskazując na znacznie wyższe stężenia tych zanieczyszczeń w zbiorniku Stawy Stefańskiego. Tak wysokie stężenia mikrocytyn (ponad 50 µg/l) jakie odnotowane zostały w roku 2006 w zbiorniku Stawy Stefańskiego nie pojawiły się w ostatnich latach.

Rekultywacja zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego w Łodzi w oparciu o identyfikację i redukcję źródeł zanieczyszczeń i symptomów eutrofizacji pozwoli odbudować wartości przyrodnicze i funkcje rekreacyjne tych miejsc. Należy również podjąć działania zmierzające do zwiększenia odporności wyżej wymienionych ekosystemów na nasilającą się w obszarach zurbanizowanych antropopresję. Bierność wobec procesów eutrofizacji w połączeniu z intensyfikacją oddziaływania człowieka na naturalne ekosystemy prowadzi do zaburzenia ich równowagi. Zmieniają się zarówno interakcje troficzne jak i procesy zachodzące w ekosystemach. Różne metody ochrony i rekultywacji, które mogą być pomocne w zabiegach poprawiających jakość wody w zbiornikach Stawy Jana i Stawy Stefańskiego opisywanych w niniejszej pracy przetestowano wcześniej w zbiornikach Arturówek zlokalizowanych w północnej części Łodzi. Ich rekultywacja realizowana jest przez UŁ, Miasto Łódź i ŁSI w ramach projektu EH-REK z programu LIFE+. Doświadczenia związane z funkcjonowaniem i efektywnością określonych rozwiązań z pewnością będą miały wpływ na wybór właściwych dla danego ekosystemu metod ochrony i rekultywacji w przypadku zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego.

W zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego największym zagrożeniem jest rzeka Gadka. Wprowadza ona do akwenu największą ilość zanieczyszczeń spośród wszystkich monitorowanych dopływów obu akwenów. Świadczą o tym wysokie wartości przewodnictwa, w szczególności na stanowisku zlokalizowanym w miejscowości Nowa Gadka (średnio w granicach 1500 $\mu\text{S/cm}$). Dla porównania przewodnictwo w ciekach naturalnych powinno charakteryzować się wartościami rzędu 50-1000 $\mu\text{S/cm}$ (Hermanowicz i in. 1999). Odnotowano tam również najwyższe stężenia: TN i TP oraz azotanów spośród całej zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego. Stężenie TN osiągnęło wartość średnią 48,70 mg/l, tym samym przekraczając prawie 5-krotnie normę na II klasy jakości wód (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008). Podobnie było w przypadku stężenia TP, którego wartość średnia 1,53 mg/l znacząco przekraczała wartości charakteryzujące I (wartość graniczna 0,2 mg/l) i II (wartość graniczna 0,4) klasę jakości wód (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008). Średnie stężenie azotanów na stanowisku w miejscowości Nowa Gadka wynoszące aż 212,3 mg/l prawie 100-krotnie przekraczało normę dla I klasy jakości wód (Dz. U. 2008, nr 162, poz. 1008). Badania Romaniuka 2009 realizowane na tym samym stanowisku również wykazały wysokie stężenie azotanów wynoszące 1208,08 mg/l. Wszystkie wyżej wymienione wartości poszczególnych parametrów fizycznych i chemicznych wody mogą świadczyć o istnieniu punktowych źródeł zanieczyszczeń w okolicach stanowiska zlokalizowanego w miejscowości Nowa Gadka. Ich źródłem mogą być zarówno ścieki komunalne, jak i te pochodzące z intensywnie prowadzonej produkcji rolnej. Głównie za sprawą tego stanowiska monitoringowego rzeka Gadka stała się głównym dostarczycielem ładunku zanieczyszczeń do zbiornika Stawy Stefańskiego. Metodą mającą na celu zmniejszenie ilości zanieczyszczeń wprowadzanych do zbiornika jest konstrukcję zbiornika sedymentacyjnego do zatrzymywania głównie zawiesiny transportowanej rzeką lub stworzenie systemu sekwencyjnego jednocześnie redukującego zawiesinę w części sedymentacyjnej oraz związki azotu i fosforu w części geochemicznej i biologicznej. Wstępne wyniki badań realizowanych w projekcie EH-REK wykazują, iż tak skonstruowany system jest w stanie zredukować od 35% nawet do 90% zanieczyszczeń (głównie zawiesiny oraz związków azotu i fosforu) transportowanych rzeką (www.arturowek.pl, Wagner i Zalewski 2013).

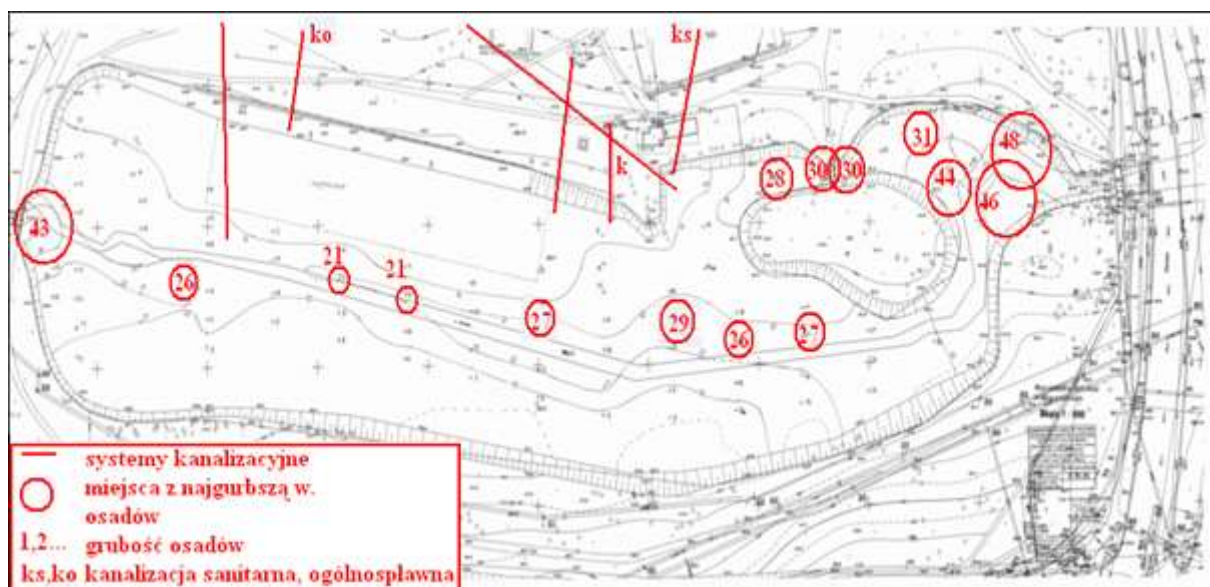
W przypadku zlewni zbiornika Stawy Jana sporym problemem są zanieczyszczone wody opadowe spływające z miejskich powierzchni uszczelnionych. Wody te trafiają z ulic bezpośrednio do rzeki Olechówki pogarszając znacznie jakość jej wód, na co wskazują wyniki badań uzyskane w pracy. Problem ten dotyczy głównie odcinka rzeczno-

zlokalizowanego poniżej zbiornika Stawy Jana na wysokości ulicy Wczesnej, gdzie znajdują się liczne wyloty kanalizacji burzowej. Odprowadzane nimi wody zawierają zanieczyszczenia (pyły, produkty ropopochodne, sole do odśnieżania dróg) splukiwane z nieprzepuszczalnych powierzchni miejskich. Są one źródłem zawiesiny która przyczynia się do tworzenia osadów dennych oraz metali ciężkich które są w nich akumulowane. Potwierdzają to badania prowadzone w Genui przez Gnecco i in. 2005, które wykazały że średnia zawartość zawiesiny ogólnej i metali ciężkich (miedź, ołów, cynk) w ściekach deszczowych pochodzących z dróg wyniosła odpowiednio: 140 g z.o./m³, 19,4 mg Cu/m³, 13,2 mg Pb/m³ i 81,1 mg Zn/m³. W przypadku ścieków pochodzących zarówno z kanalizacji burzowej jak i ogólnospławnej najwyższa kumulacja zanieczyszczeń obserwowana jest po okresie długotrwałej suszy. Wówczas zanieczyszczenia zdeponowane są przez dłuższy okres czasu na powierzchniach nieprzepuszczalnych (Osmulski-Mróz 1992, Zawilski 2003). W tym przypadku należałoby zaadaptować istniejący zbiornik retencyjny zlokalizowany przy ulicy Rzemieślniczej w system sedymentacyjno-biofiltracyjny do przyjmowania i podczyszczania wód deszczowych (Rys. 19).



Rys. 19 Zbiornik retencyjny zlokalizowany w dolinie rzeki Olechówki na wysokości ul. Rzemieślniczej.

Rzeką Olechówką do zbiornika Stawy Jana transportowane są nie tylko zanieczyszczenia w postaci związków azotu i fosforu, ale i znaczne ilości zawiesiny (Rys. 20). Przyczynia się to do okresowego występowania zakwitów glonów i sinic w tym zbiorniku. Badania przeprowadzone przez Jacobsena i in. 1994 wykazały, że wraz z zawiesiną do wód powierzchniowych doprowadzane jest aż 80% fosforu. Zabiegiem rekultywacyjnym ograniczającym proces tzw. zasilania wewnętrznego zbiornika poprzez osady dennego jest bagrowanie. Ilość związków biogenicznych usuniętych przy zastosowaniu tego zabiegu może być różna i uzależniona jest od charakteru zlewni danego zbiornika. Badania Fana i in. 2004 na jeziorze Wuli zlokalizowanym w mieście Nanjing and Wuxi w dzielnicy Jingsu, pokazują pozytywne skutki zastosowania zabiegu bagrowania dla poprawy jakości wód. Zbiornik ten był silnie zeutrofizowany i posiadał grubą warstwę osadów dennych odznaczających się wysoką zawartością substancji biogenicznych. Po pół roku od przeprowadzeniu zabiegu bagrowania w tym jeziorze stężenie całkowite fosforu rozpuszczonego w wodzie zostało zredukowane o blisko 40%. Z kolei w przypadku całkowitego azotu rozpuszczonego w wodzie nie odnotowano znacznego spadku stężenia tego pierwiastka. Wiąże się to z mniejszą zdolnością tego związku do uwalniania się z osadów dennych.



Rys. 20 Zróżnicowanie grubości warstwy osadów dennych w zbiorniku Stawy Jana oraz systemy kanalizacyjne odprowadzające wody bezpośrednio do zbiornika (Tusiński 2014)

Jednak redukcja związków biogenicznych poprzez zabieg bagrowania nie przyniesie długotrwałego efektu, jeśli nie zostanie zredukowana ilość zawiesiny dopływającej do zbiornika. W przypadku zbiorników płytkich, w których proces zasilania wewnętrznego jest niewielki efekty bagrowania mogą niekiedy uzyskać efekt odwrotny od zamierzonego, poprzez odsłonięcie zdeponowanych zanieczyszczeń znajdujących się w głębszych warstwach osadu. W przypadku zbiornika stawy Jana dość sporym problemem jest odprowadzenie nieczystości z terenów rekreacyjnych zlokalizowanych bezpośrednio w sąsiedztwie zbiornika do jego wód. Rys. 20 przedstawia liczne systemy kanalizacyjne wprowadzające zanieczyszczenia bezpośrednio do czaszy zbiornika stawy Jana, których likwidacja jest konieczna w celu uzyskania dobrego stanu wód w zbiorniku.

Znakomitym rozwiązaniem w przypadku płytkich zbiorników wodnych, jakim jest również zbiornik Stawy Jana, jest wykorzystanie naturalnej roślinności szuwarowej poprzez rozbudowanie jej strefy np. w górnej części zbiornika. Przyczyni się to do spowolnienia biegu rzeki, sedimentacji zawiesiny i wbudowania w strukturę roślin zanieczyszczeń transportowanych rzeką. Rośliny te mają również zdolność asymilowania metali ciężkich, a następnie wbudowywania ich we własne tkanki. Wesołowski in. 2011 wykazali, że roślinność ta eliminuje pierwiastki biogeniczne – N i P oraz inne makroelementy: K, Na, Ca, Mg i mikroelementy: Fe, Mn i Zn. Średnia zawartość tych związków w suchej masie roślinności szuwarowej wynosiła odpowiednio: 37,9 g N/kg s.m., 2,9 g P/kg s.m., 23,9 g K/ kg s.m., 0,25 g Na/ kg s.m., 5,5 g Ca/ kg s.m., 1,7 g Mg/kg s.m., 181,1 mg Fe /kg s.m., 258,65 mg Me/kg s.m., i 20 mg Zn/kg s.m. Ponadto wg ich badań zbiorowiska roślinne jednogatunkowe lepiej eliminują azot z wody, a zbiorowiska roślinne wielogatunkowe lepiej eliminują fosfor. W celu poprawy wydajności asymilacji wyżej wymienionych związków należałoby zwiększyć powierzchnię zajmowaną przez tego typu roślinność, tworząc swoistą strefę biofiltracyjną.

W przypadku zbiornika Stawy Stefańskiego skład osadów dennych jest uwarunkowany rodzajem zanieczyszczeń transportowanych systemami rzecznyymi. W części osadnikowej zbiornika, do którego wpływa rzeka Ner, odnotowano wyższe stężenie azotu, w stosunku do kąpieliska. Główną tego przyczyną jest rolniczy charakter zlewni wyżej wymienionej rzeki i co za tym idzie spływ związków azotu z nawożonych pól uprawnych. W zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego problem stanowi również spływ powierzchniowy z terenów intensywnie użytkowanych rolniczo. Badania Pęczyły i Suchory 2011 przeprowadzone na zbiorniku retencyjnym w Kraśniku, zasilanym przez wody rzeki Wyżnicy wykazują znaczny wpływ rolniczego użytkowania zlewni na stan wód zbiornika w Kraśniku.

Wysokie wskaźniki Carlsona (WST_{sr}) dotyczące stanu trofii tego zbiornika wynoszące odpowiednio: 7,5 w roku 2008 i 77,4 w roku 2009 powiązane były z wysokimi stężeniami substancji biogenicznych doprowadzanymi do zbiornika rzeką Wyżnica. Jej zlewnia charakteryzuje się dużym udziałem użytków rolnych wynoszącym aż 74% powierzchni.

Większe stężenie azotu w spływie w stosunku do stężenie fosforu spowodowane jest różną rozpuszczalnością tych związków w wodzie. Azot rozpuszcza się szybciej w stosunku do fosforu, który z kolei ma zdolność do sorpcji na cząsteczkach materiału zawieszonego transportowanego przez rzekę. Przez to stężenie azotu w rzekach wzrasta w okresach nawożenia pól uprawnych, przy czym dotyczy to rzek o niewielkich zlewniach (Chełmicki 2002). W części kąpieliskowej zbiornika, do którego wpływa bezpośrednio rzeka Gadka odnotowano wyższe stężenie fosforu (wartość średnia na dopływie 0,4 mg/l) w stosunku do osadnika (wartość średnia na dopływie 0,18 mg/l). Duży ładunek fosforu jest wprowadzany przez wyżej wymienioną rzekę głównie za sprawą zrzutów nieoczyszczonych ścieków komunalnych. Pawęska i Kuczewski 2008 wykazali wysoką średnią zawartość tego pierwiastka w ściekach bytowych dopływających do oczyszczalni roślinno-glebowej w Brzeźnie w latach 2002-2005 na średnim poziomie 15,7 mg P/l. W przypadku drugiej oczyszczalni tego samego typu w Mroczeniu w latach 2002-2005 stężenie fosforu w dopływających ściekach bytowych wyniosło 19 mg P/l. Wprowadzenie do niewielkiego cieków jakim jest Gadka ścieków bytowych o takiej zawartości fosforu, znacząco wpłynęłoby na pogorszenie jakości wód w rzece zasilającej zbiornik. Prócz ścieków bytowych pierwiastek ten wprowadzany jest do zbiornika również ze spływu powierzchniowego wód deszczowych pochodzących z osiedli mieszkaniowych i pól uprawnych. Wszystkie wyżej wymienione elementy wpływają na skład osadów dennych gromadzących się w zbiorniku. Rozwiązaniem problemów związanych z ładunkiem azotu i fosforu zdeponowanym w osadach dennych, może być bagrowanie, czyli mechaniczne usuwanie osadów dennych z wykorzystaniem ciężkiego sprzętu.

Kolejnym zagrożeniem wpływającym na proces eutrofizacji obu zbiorników jest zaburzona struktura troficzna. Uzyskane wyniki dotyczące liczebności poszczególnych grup ryb z roku 2013 (Rys. 16) zarówno w zbiorniku Stawy Jana jak i Stawy Stefańskiego wskazują na zachwianą strukturę troficzną, co negatywnie przekłada się na stan jakości wód. W pierwszym z nich stwierdzono zbyt duży udział procentowy ryb zoo planktonożernych – 31,7% (optimum – brak), bentosożernych – 14,4% (optimum 4%) i bentosożernych/detrytosożernych – 48,1% (optimum 35%). W zbiorniku Stawy Jana jest zbyt mała liczebność ryb wszystkożernych – 2,4% ogółu (optimum 15%) oraz całkowity brak ryb bentosożernych/

drapieżnych oraz drapieżnych. W zbiorniku Stawy Stefańskiego problem stanowi ponad dwukrotnie wyższa od optymalnej liczebność ryb bentosożernych/detrytusożernych – 77,5% ogółu (optimum 35%). W strukturze troficznej występuje również zbyt duży udział ryb bentosożernych 18,3% (optimum 4%) oraz zbyt mała ilość ryb wszystkożernych 1,7% (optimum 15%). W Stawach Stefańskiego podobnie jak w Stawach Jana w ogóle nie występują gatunki drapieżne, przez co nie ma możliwości naturalnej regulacji struktury troficznej poprzez efekt „top down” (Grabowska 2008). Konsekwencją tego jest nadmierny rozwój ryb bentosożernych/detrytusożernych przyczyniający się do zmniejszenia populacji zooplanktonu odżywiającego się fitoplanktonem. W wyniku tego następuje silny rozwój gatunków tworzących często toksyczne zakwity. Przez to zbiorniki są bardziej narażone na negatywne skutki intensywnie zachodzącego procesu eutrofizacji. Tym samym zmniejsza się ich odporność na dopływ substancji biogenicznych pochodzących zarówno ze źródeł naturalnych jak i antropogenicznych. Jest to zjawisko niebezpieczne dla funkcjonowania całych ekosystemów jakimi są zbiorniki wodne, ze względu na nasilającą się antropopresję. Aby zapobiec procesowi zbyt intensywniej eutrofizacji należałoby zastosować zabieg biomanipulacji, jednak zastosowanie go wymaga redukcji dopływu związków biogenicznych. Jedynie wtedy metoda ta staje się efektywna i przynosi wymierne skutki dla całego ekosystemu (Gulati i in. 2008).

Niewłaściwa struktura ryb w zbiornikach znajduje przełożenie na wielkość biomasy fito- i zooplanktonu. W zbiorniku Stawy Jana średnia biomasa zooplanktonu kształtowała się na poziomie 10 mg/l. W strukturze gatunkowej współdominującą grupą były gatunki z rzędu *Copepoda*. Duży udział różnych stadiów rozwojowych tej grupy zooplanktonu jest symptomem procesu eutrofizacji zbiorników wodnych (Piasecki 2004). W zbiorniku Stawy Stefańskiego biomasa zooplanktonu była wyższa niż w przypadku zbiornika Stawy Jana (Stawy Stefańskiego – osadnik 110,6 mg/l, Stawy Stefańskiego – kąpielisko 72,5 mg/l). W części pełniącej funkcję osadnika maksymalne zagęszczenia odnotowano w sierpniu, co ograniczało przyrost biomasy fitoplanktonu poprzez interakcje od góry piramidy troficznej (Frankiewicz 1998, Grabowska 2008). Z kolei w części kąpieliskowej największe zagęszczenie przypadło na koniec maja, co ograniczało przyrost fitoplanktonu w początkowej fazie wzrostu, nie dopuszczając tym samym do powstania zakwitów w miesiącach letnich. Stanowisko Stawy Stefańskiego – osadnik było bardzo zróżnicowane pod względem struktury gatunkowej. Z kolei najwyższą biomasę fitoplanktonu w sezonie monitoringowym 2013 odnotowano w miesiącach letnich od czerwca do września zarówno w zbiorniku Stawy Jana jak i Stawy Stefańskiego. Było to spowodowane wysoką temperaturą powietrza, dużą

dostępnością światła oraz składników pokarmowych wykorzystywaną w procesie fotosyntezy, dzięki któremu następuje wzrost glonów (Rapala 1998). Warto zauważyć, że w miesiącach letnich w strukturze fitoplanktonu nie dominowały gatunki należące do sinic *Cyanophyta* takie jak: *Microcystis sp.*, *Anabaena sp.*, *Cylindrospermopsis sp.*, *Aphanizomenon sp.*, *Lyngba sp.*, *Nostoc sp.*, *Oscillatoria sp.*, *Spirulina sp.* (Codd i in. 2005. i Willlame i in. 2005). Nie pojawiały się również masowe widzialne gołym okiem zakwity sinic, których głównym sprawcą w Polsce jest *Microcystis aeruginosa* (Jurczak i in. 2004). Dlatego też stężenia mikrocytyn w sezonie monitoringowym 2013 były znacznie niższe w latach 2006-2007. Duża zmienność zarówno fito- jak i zooplanktonu świadczy w tym przypadku o bardzo dynamicznych warunkach panujących w tej części zbiornika Stawy Stefańskiego. Zachodzące interakcje pomiędzy sąsiadującymi ze sobą poziomami troficznymi (fito- i zooplankton) wpływają na nieustanne fluktuacje ich liczebności. Biomasa zooplanktonu można zatem regulować metodą biomanipulacji. Ollin in. 2006, podczas badań realizowanych na dziesięciu zeutrofizowanych jeziorach w południowej Finlandii wykazali, że poprawę jakości wody można uzyskać poprzez usunięcie ze struktury troficznej ryb karpiowatych. Metoda ta jest efektywna przy odłowach biomasy wyżej wymienionych ryb powyżej 200 kg/ha raz na 3 lata. Badacze wykazali, że zmniejszenie ilości ryb karpiowatych w zbiorniku wpłynęło na zwiększenie się biomasy wioślarek, które z kolei odżywiały się fitoplanktonem, tworzącym zakwity. Tym samym przyczyniły się do poprawy jakości wody. Jednak nie zawsze biomanipulacja przynosi pozytywne efekty, czego przykładem był eksperyment z introdukcją karpia srebrzystego przeprowadzony przez Domaizon i Devaux 1999 w jeziorze Villerest. Jego obecność doprowadziła do zmniejszenia populacji wioślarek i tym samym zmniejszyła presję na fitoplankton. W konsekwencji przełożyło się to na wzrost żyzności wód.

W zlewni zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego, podobnie jak w większości zlewni miejskich, poważny problem stawiają wezbrania wód w okresie wiosennych roztopów i po intensywnych opadach deszczu. W trakcie prowadzonych badań w dniu 24.06.2013 stwierdzono gwałtowny wzrost przepływu wód rzek zasilających oba akweny po okresie intensywnych opadów deszczu. Powodują one pogarszanie się jakości wód na skutek erozji brzegów koryta, a także powodują uwolnienie zanieczyszczeń zgromadzonych w osadach dennych (Podawca 2012). Systemy sedymentacyjno-biofiltracyjne konstruowane na wlocie dopływie rzek do zbiorników mają również za zadanie spowolnienie biegu rzeki tym samym częściowo redukując samą falę wezbraniową jak i zanieczyszczenia nią transportowane. Jednakże przy tak dużym problemie fali wezbraniowej w obszarach zurbanizowanych przy konstruowaniu zbiorników wstępnych należy brać pod uwagę skalę wielkości okresowo

wysokich stanów wód w rzekach zasilających zbiorniki główne. Posłuży to do oszacowania odpowiedniej pojemności retencyjnej jaką powinny mieć zbiorniki wstępne, ażeby mogły dobrze spełniać swoją funkcję.

Przeprowadzona w ramach pracy analiza porównawcza zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego wskazuje jednoznacznie, iż na jakość wód w zbiornikach znaczny wpływ ma również sposób zagospodarowania zlewni. O ile zlewnia zbiornika Stawy Jana jest mniejsza z uregulowanym systemem kanalizacji, jednakże charakteryzuje się znacznie szczelniejszą zabudową (większy odsetek terenów mieszkaniowych), co intensyfikuje procesy spływu wód deszczowych do rzeki Olechówki i zbiornika. Z kolei w zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego znacznym problemem jest brak systemu kanalizacji w zlewni rzeki Gadka oraz zagospodarowanie rolnicze zlewni rzeki Ner. Znacznie większa dostępność terenów wokół zbiornika Stawy Stefańskiego i rzek zasilających stwarza możliwości redukcji zanieczyszczeń transportowanych ze zlewni do rzek. Przykładem może być zastosowanie stref ekotonowych czy ścian denitryfikacyjnych redukujących zanieczyszczenia związkami azotowymi wymywanymi z terenów rolniczych. Skuteczność takich rozwiązań sięgać może nawet 80% (Yin i Lan 1995). Ponadto zbiornik ten znajduje się na pograniczu trzech gmin, co z punktu administracyjnego znacznie utrudnia przeprowadzenie działań rekultywacyjnych i ochronnych w zlewni tego zbiornika.

6. Wnioski:

Zarówno zbiornik Stawy Jana jak i zbiornik Stawy Stefańskiego są zbiornikami charakteryzującymi się znaczną eutrofizacją i wymagają w celu poprawy jakości wód działań rekultywacyjno-ochronnych. Jednakże ze względu na skalę zagrożeń przedstawionych w pracy oraz możliwości administracyjne pozwalające na wykonanie takich zabiegów rekultywacja zbiorników stawu Jana wydaje się prostsza i szybsza w realizacji. Rekultywacja zbiornika Stawy Stefańskiego będzie procesem długotrwałym, ze względu na: konieczność porozumienia się władz trzech gmin (Łódź, Rzgów i Ksawerów) odnośnie stworzenia systemu kanalizacji oraz dużą ilość zanieczyszczeń pochodzących ze źródeł obszarowych. Jednakże proces powrotu zbiorników do pełnej stabilności po przeprowadzonych działaniach rekultywacyjnych jest długotrwały i nie zawsze może przynieść zamierzony skutek.

Stawy Stefańskiego:

- Średnie stężenie TN i TP na dopływie rzeki Gadka do zbiornika stawu Stefańskiego w roku 2013 było odpowiednio o 165% i o 135% wyższe niż w wodach samego zbiornika oraz o 190% wyższe niż na odpływie wód ze zbiornika.
- Średnie stężenie TN i TP na stanowisku zlokalizowanym w Nowej Gadce było w roku 2013 odpowiednio aż 10-krotnie i 9-krotnie wyższe niż średnie stężenie tego pierwiastka w zbiorniku.
- Średnie stężenie TN i TP na dopływie rzeki Ner do zbiornika stawu Stefańskiego było odpowiednio o 25% wyższe i o 60% niższe niż w wodach zbiornika oraz 40% i 5% wyższe niż na odpływie ze zbiornika, co podkreśla znaczny wpływ rzeki Gadka na zawartość fosforu w zbiorniku.
- Zawartość fosforu w osadzie dennym zbiornika głównego stawu Stefańskiego zasilanego rzeką Gadka jest o 75% wyższa niż w części osadnikowej tego zbiornika zasilanej rzeką Ner.
- Zawartość azotu w części osadnikowej zbiornika jest o ok. 150% wyższa niż w części kąpieliskowej zbiornika.

Stawy Jana

- Adaptacja czaszy zbiornika stawu Jana poprzez eliminację licznych wlotów zanieczyszczeń z terenu rekreacyjnego zlewni bezpośrednio do zbiornika oraz ograniczenie dopływu zawiesiny i zanieczyszczeń transportowanych Olechówką

poprzez konstrukcję na wlocie do zbiornika systemu sedymentacyjno-bioflitarzyjnego ograniczy symptomy eutrofizacji tego zbiornika bez konieczności jego odmulania.

- Średnie stężenie TN i TP na stanowisku umiejscowionym poniżej zbiornika stawy Jana (okolice ulicy Wczesnej) w roku 2013 było w obu przypadkach o około 50% wyższe niż w wodach samego zbiornika, co potwierdza wpływ wód burzowych zasilających rzekę Olechówkę poprzez wyloty burzowe zlokalizowane bezpośrednio poniżej zbiornika.

7. Streszczenie

Analiza porównawcza zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego pod kątem ich rekultywacji

Obecnie cały świat zмага się z problemem ciągłego zmniejszania się zasobów wód słodkich. Jest to spowodowane poprzez antropopresję, która przyczynia się do zmian klimatu oraz zaburza cykl hydrologiczny. Problem ten istnieje również w skali lokalnej i przejawia się w pogorszeniu jakości wód w rzekach i zbiornikach wodnych. Głównym zagrożeniem dla zbiorników zaporowych na całym świecie jest proces eutrofizacji, spowodowany nadmiernym dopływem związków biogenicznych (głównie azotu i fosforu). Proces ten jest szczególnie niebezpieczny dla zdrowia i życia ludzi gdy zakwity tworzone są przez toksyczne sinice. Nasz kraj zobowiązany jest do spełnienia wymogów Ramowej Dyrektywy Wodnej i osiągnięcia dobrej jakości wszystkich wód do roku 2015. Celem pracy jest identyfikacja i analiza zagrożeń jakie występują w zlewniach zbiorników Stawy Jana i Stawy Stefańskiego w Łodzi na podstawie badań monitoringowych.

Badania monitoringowe przeprowadzono 6-krotnie w okresie od 30 kwietnia do 22 października 2013 r, na 11 stanowiskach: 3 w zlewni zbiornika Stawy Jana i 8 w zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego. Badania monitoringowe obejmowały pomiary wód i osadów dennych w zakresie: parametrów fizycznych i chemicznych, parametrów hydrologicznych rzek, biomasy fito- i zooplanktonu oraz skład gatunkowy ryb w zbiornikach oraz badania toksykologiczne.

W zlewni zbiornika Stawy Stefańskiego największy ładunek zanieczyszczeń wprowadzany jest przez rzekę Gadka, co jest związane ze spływem substancji biogenicznych z pól uprawnych oraz z nieuregulowaną gospodarką ściekową. W zlewni zbiornika Stawy Jana największym zagrożeniem są wloty kanalizacji burzowej zlokalizowane poniżej zbiornika, które odprowadzają zanieczyszczenia z dróg oraz powierzchni nieprzepuszczalnych. W obu zbiornikach problemem jest także nieprawidłowa struktura troficzna, w tym całkowity brak ryb drapieżnych, które pośrednio wpływają na nadmierny rozwój fitoplanktonu. W latach 2008-2012 w obu zbiornikach obserwowano wyraźny spadek stężenia mikrocystyn: MC-LR, MC-YR i MC-RR w stosunku do lat 2006-2007. Tendencję ta potwierdzają badania monitoringowe przeprowadzone w roku 2013. Jest to związane ze zmianą struktury fitoplanktonu, a konkretnie ze spadkiem biomasy sinic (*Cyanophyta*) i wzrostem biomasy zielenic (*Chlorophyta*), euglenin (*Euglenophyta*) i okrzemek (*Bacillariophyta*).

Summary

Comparative analysis of Jana and Stefański reservoirs for their recultivation

Currently the whole world contend a steadily declining freshwater resources. It is caused by anthropopressure, which contributes to climate change and disturbs the hydrological cycle. This problem is also locally and is manifested by the deterioration of water quality in rivers and reservoirs. The main threat to reservoirs around the world is the process of eutrophication caused by excessive biogenic elements inflow (mainly nitrogen and phosphorus). This process is especially dangerous to the humans health and life, when blooms are created by toxic blue-green algae. Our country is obliged to meet the requirements of the Water Framework Directive and achieve a good quality of all waters until 2015. The aim of the study is to identify and analyze the risks in the basin of Jana and Stefański reservoirs in Lodz based on monitoring studies.

Monitoring studies were carried out 6 times in the period from 30 April until 22 October 2013, at 11 station: 3 in the basin of Jana reservoir and 8 in the basin of Stefański reservoir. Monitoring studies included measurements of water and sediments in the range of: physical and chemical parameters of water, rivers hydrological parameters, phyto- and zooplankton biomass, fish community and toxicological studies.

In the basin of Stefański reservoir the largest pollution load is entered by the Gadka river, which is related to the runoff of nutrients from agricultural fields and unregulated wastewater management. In the basin of Jana reservoir the largest threat is storm sewer escape located downstream of the reservoir, which discharge pollutants from roads and impervious surfaces. In both reservoirs problem is the wrong trophic structure, the total absence of predatory fish, which indirectly affect from the excessive growth of phytoplankton. In 2008-2012, in both reservoirs observed significant decrease in the concentration of microcystins MC-LR, MC-YR and MC-RR in comparison to 2006-2007. This tendency is confirmed by monitoring tests carried out in 2013. It is related to the change in the structure of phytoplankton, specifically the decline in the biomass of cyanobacteria (Cyanophyta) and increase in the biomass of green algae (Chlorophyta), euglenin (Euglenophyta) and diatoms (Bacillariophyta).

8. Literatura:

- Bales R.C. 2003, *Hydrology, Overview*, In: James R. Holton, Editor(s)-in-Chief, *Encyclopedia of Atmospheric Sciences*, Academic Press, Oxford: 968-973.
- Bednarek A., Stolarska M., Urbaniak M., Zalewski M. 2010. *Applying a denitrification Wall for ground water protection*. *Ecohydrology and Hydrobiology* 10: 355-362.
- Bieżanowski W. 2003. *Łódka i inne rzeki łódzkie*. Wydawnictwo Towarzystwo opieki nad Zabytkami w Łodzi, Zora, wyd. II. Łódź.
- Bogacz-Rygas M. 2008. *Aspekty ekologiczne i techniczne stosowania nowych rozwiązań w celu odprowadzania i zagospodarowania wód opadowych* [w:] *Problemy zagospodarowania wód opadowych*. Łomotowski J. (red.). Seidel-Przywecki Sp. z o. o., Wrocław, 291-298.
- Bottrell H.H., Duncan A., Gliwicz Z.M., Grygierek E., Herzig A., Hilbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson A., Weglenska A. 1976. *A review of some problems in zooplankton production studies*. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.
- Breil P., Marsalek J., Wagner I., Dogse P. 2008. *Impact of global processes on water resources in cities*. W: *Aquatic habitats in sustainable urban water management, science, policy and practice*. Wagner I., Marsalek J., Breil P. (red.). UNESCO Publishing / Taylor & Francis group, Paris / London, 1-2.
- Buranen M. 2010. *Philadelphia. Going green to manage stormwater*. *Stormwater*, 11 (1), 12-23.
- Chorus I., Bartram J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to their Public Health Consequences Monitoring, and Management*. London, F & FN Spon.
- Chelmiński W. 2002. *Woda – zasoby, degradacja, ochrona*. PWN, Warszawa. 305ss.
- Codd G., Morrison L., Metcalf J. 2005. *Cyanobacterial toxins: risk management for health protection*. *Toxicology and Applied Pharmacology* 203: 264-272.
- Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady, 23 października 2003 r. ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej.
- Dyrektywa 2006/7/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 15 lutego 2006 r. dotycząca zarządzania jakością wody w kąpieliskach.
- Dz. U. Nr 162, poz. 1008. 2008. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 20 sierpnia 2008 r. w sprawie sposobu klasyfikacji stanu jednolitych części wód powierzchniowych.
- Dz. U. Nr 44, poz. 253. 2010. Ustawa z dnia 4 marca 2010 r. o zmianie ustawy – Prawo wodne.
- Engstrom A. M. 2004. *Characterizing Water Quality of Urban Stormwater Runoff: Interactions of Heavy Metals and Solids in Seattle Residential Catchments*. Praca dyplomowa wykonana w Katedrze Inżynierii Środowiska Uniwersytetu Washington, Washington.
- Fan Chengxin, Zhang Lu, Wang Jianjun, Zheng Chaohai, Gao Guang, Wang Sumin. 2004. *Processes and mechanism of effects of sludge dredging on internal source release in lakes*. *Chinese Science Bulletin*. Vol. 49. No 17. pp. 1853 -1859.
- Fidala-Szope M. 1997. *Ochrona wód powierzchniowych przed zrzutami ścieków opadowych z kanalizacji deszczowej i pół-rozdzielczej*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa

- Frankiewicz P. 1998. *Zespoły narybkowe w strefie przybrzeżnej Zbiornika Sulejowskiego i ich wpływ na jakość wody*. [w:] Piechocki A., Jurasz W. (red.). *Mechanizmy regulacyjne w obrębie zespołu ryb i ich wpływ, poprzez efekt kaskadowy, na jakość wody w nizinnym zbiorniku zaporowym*. Wydawnictwo UŁ, Łódź.
- Gnecco I., Berretta T.C., Lanza L.G., la Barbera P. 2005. *Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy*. Atmospheric Research. Vol. 77, pp. 60–73.
- Grabowska M. 2008. *Charakterystyka fitoplanktonu*. [w:] Katarzyna Kolanko (red.) *Różnorodność badań botanicznych – 50 lat Białostockiego Oddziału Polskiego Towarzystwa Botanicznego 1958-2008*. Rozdział 1:13-23. Fundacja Ekonomistów Środowiska i Zasobów naturalnych. Polskie Towarzystwo Botaniczne. Białystok.
- Gulati R.D., Dioniso Pires L.M., Van Donk E. 2008. *Lake restoration studies: Failures, bottlenecks and prospects of new ecotechnological measures*. Limnologia38: 233-247.
- Hermanowicz W., Dojlido J., Dożanska W., Koziorowski B., Zerbe J. 1999. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Arkady, Warszawa.
- Hindák F. 1977. *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 1. – Biol. Práce, 23: 1-190.
- Hindák F. 1984. *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 3. – Biol. Práce. 30(1): 1-308.
- Hindák F. 1988. *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 4. – Biol. Práce, 34(1-2): 1-263. 55.
- Hindák F. 1990. *Studies on the algae (Chlorophyceae)*, 5. - Biol. Práce, 36: 1-225.
- Horn W. 1991. *The influence of biomass and structure of crustacean plankton on the water transparency in the Saldenbach storage reservoir*. Hydrobiologia, 1/2: 115-120.
- <http://h2o.zrodla.org/materialy/> - Bańkowska A. *Możliwości ochrony ekosystemów wodnych*. [w:] Bańkowska A., Sikora A. *Kompendium wiedzy ekosystemy wodne*. Materiały opracowane przez Ośrodek Działań Ekologicznych „Źródła” Filia w Warszawie przy finansowym wsparciu Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Rozdział 4. s. 38 – 53.
- Domaizon I., Devaux J. 1999. *Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic Villers reservoir (France)*. Aquatic ecology 33: 193-204.
- Istvanovics V. 2009. *Eutrophication of Lakes and Reservoirs*. Encyclopedia of Inland Waters, Academic Press, Oxford: 157-165.
- Izydorczyk K., Frątczak W., Mankiewicz-Boczek J., Gągała I., Cichowicz E., Courseau L., Jurczak T., Zalewski M. 2012. *Biotechnologie ekohydrologiczne narzędziem poprawy jakości wód zlewni Pilicy i potencjału ekologicznego Zbiornika Sulejowskiego*. W: *Raport o stanie środowiska województwa łódzkiego*. Rozdział II - Wody s. 72-77.
- Jacobsen T., Johansen N.B., Yousef Y.A. 1994. *Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark*. Science of the Total Environment. Vol. 146-147, ss. 499-506.
- Jöhnk K.D., Huisman J., Sharples J., Sommeijer B., Visser P. M., Strooms J.M. 2008. *Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria*. Global Change Biology 14: 295-512.
- Jurczak T., Tarczyńska M., Izydorczyk K., Mankiewicz J., Zalewski M., Meriluoto J. 2005. *Elimination of microcystins by water treatment processes - examples from Sulejow Reservoir, Poland*. Water research 39: 2394–2406.
- Jurczak T., Stolarska M., Wojtal - Frankiewicz A., Kaczkowski Z., Urbaniak M., Szulc B., Oleksińska Z., Ulężałka S. 2012. *Analiza środowiskowa*. W: Jurczak T., Wagner I.,

- Zalewski M. (red.): *Ekohydrologiczna rekultywacja Zbiorników rekreacyjnych Arturówek (Łódź) Jako modelowe podejście do Rekultywacji zbiorników miejskich (EH-REK). Analiza zagrożeń i szans*. Katedra Ekologii Stosowanej Wydział Biologii i Ochrony Środowiska, Uniwersytet Łódzki.
- Jurczak T., Szczepańska A., Izydoreczek K., Zalewski M. 2007. *Możliwość zastosowania ekohydrologii w celu redukcji zakwitów w zbiornikach wodnych na terenie miasta Łodzi*, [w:]: Gwoździński K. (red.). *Bory Tucholskie i inne obszary leśne. Ochrona, monitoring, edukacja*. Wyd. Uniwersytetu Łódzkiego, Łódź.
- Jurczak T., Tarczyńska M. 2005. *Zastosowanie metod chromatograficznych w oznaczaniu mikrocystyn*. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 5: 43-52.
- Jurczak T., Tarczyńska M., Meriluoto J. 2004. *Występowanie i różnorodność hepatotoksyn sinicowych*. Materiały konferencyjne pod tytułem: *Mikrozanieczyszczenia w środowisku człowieka*, str. 51-59.
- Kajak Z. 1998a. *Eutrofizacja jezior*. PWN, Warszawa.
- Kajak Z. 1998b. *Hydrologia – Limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Kawecka B., Vesa Eloranta P., 1994. *Zarys ekologii glonów wód słodkich i środowisk lądowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Komárek I., Fott B. 1983. *Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie. Chlorophyceae (Grünalgen). Ordnung: Chlorococcales. Die Binnengewässer*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Komárek I., Jankovská V. 2001. *Review of the Green Algal Genus Pediastrum; Implication for Pollen analytical Research*. *Bibliotheca Phycologica*: 108-127.
- Koszewicz K. 2001 *Ocena skuteczności działania zbiornika wstępnego na rzece Wierzbak - zbiornik Mściwojów*. Praca magisterska. Instytut Inżynierii Środowiska. AR Wrocław.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1986. *Bacillariophyceae 1*. [w:] *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1988. *Bacillariophyceae 2*. [w:] *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991a. *Bacillariophyceae 3*. [w:] *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena.
- Krammer K., Lange-Bertalot H. 1991b. *Bacillariophyceae 4*. [w:] *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Ettl H., Gerloff J., Heyning H., Mollenhauer D. (red.). G. Fischer Verlag, Jena.
- Kupryś-Lipinska I., Elgalal A., Kuna P. 2009. *Urban-rural differences in the prevalence of atopic diseases in the general population in Lodz Province (Poland)*. *Post Dermatol Alergol* 2009; XXVI, 5: 249–256.
- Lampert W., Sommer U. 1996. *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa.
- Marsalek J., Jiménez-Cisneros B.E., Malmquist P.-A., Karamouz M., Goldenfum J., Chocat B. 2006. *Urban water cycle processes and interactions*. UNESCO, Paris.

- Meriluoto J., Codd G. 2005. *TOXIC. Cyanobacterial Monitoring and Cyanotoxin Analysis*. Åbo: Åbo Akademi University Press (Acta Academiae Aboensis. Ser. B, Mathematica et physica, vol. 65).
- Naiman R.J., Decamps H., Fournier F. 1989. *The role of land- /inland water ecotones in landscape management and restoration a proposal for collaborating research*. MAB Digest 4. UNESCO, Paris.
- Olin M., Rask M., Ruuhijärvi J., Keskitalo J., Horppila J., Tallberg P., Taponen A., Lehtovaara A., Sammalkorpi I. 2006. *Effects of biomanipulation on Fish and plankton communities in ten eutrophic lakes of southern Finland*. Hydrobiologia. 553: 67-88.
- Osmulska-Mróz B. 1992. *Prognozowanie i ochrona jakości wód powierzchniowych na terenach miejskich*. Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa.
- Pawęska K., Kuczewski K. 2008. *Skuteczność oczyszczania ścieków bytowych w oczyszczalniach roślinno-glebowych i różnej eksploatacji*. Wydawnictwo Uniwersytetu przyrodniczego we Wrocławiu. Wrocław.
- Pęczuła W. Suchora M. 2011. *Analiza przyczyn występowania złej jakości wody w zbiorniku retencyjnym w Kraśniku w pierwszych latach jego funkcjonowania*. Przegląd naukowy Inżynieria i Kształtowanie Środowiska, nr 54 s. 321–332.
- Piasecki W.G. 2004. *Zooplankton jeziora Trzeciecko jako wskaźnik eutrofizacji. Ochrona i rekultywacja jezior – materiały konferencyjne*. pod redakcją Ryszarda Wiśniewskiego i Jana Jankowskiego. Grudziądz.
- Pikul K., Mokwa M. 2006 *Badania modelowe wpływu zmian koncentracji materiału unoszonego w wodach płynących*. NR 4/2/2006 Polska Akademia Nauk, Oddział w Krakowie s. 119-128. Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi.
- Pikul K., Rackiewicz D. 2003. *Zbiornik wstępny Mściwojów jako przykład ochrony retencyjnej wody*. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCCLV, Poznań, 183 - 189.
- Podawca M. 2012. *Zastosowanie ekohydrologii dla redukcji zagrożenia zanieczyszczeniami wód burzowych w aglomeracjach miejskich na przykładzie zbiorników Arturówek*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ, Łódź.
- Rapala J. 1998. *Toxins production by freshwater cyanobacteria: effects of environmental factors*. University of Helsinki.
- Reynolds C. 1991. *Ecology and control of cyanobacteria (blue-green algae)*. [W:] Codd G.A., Reynolds C., [Red.] *Public Health Aspects of Cyanobacteria (blue-green algae)*. Proceedings of a Seminar in London, 14 June 1991, PHLS Microbiol., Digest 8(3): 87-90.
- Romaniuk G. 2009. *Przyczyny i skutki eutrofizacji zbiornika Stawy Stefańskiego oraz możliwości jego rekultywacji*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej UŁ, Łódź.
- Rybak J.I. 1993. *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych*. Arthropoda, Crustacea, Cladocera. PIOS, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994. *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych*. Arthropoda, Crustacea, Copepoda. PIOS, Warszawa.
- Rybak J.I. 1994a. *Przegląd słodkowodnych zwierząt bezkręgowych*. Aschelminthes, Rotatoria. PIOS, Warszawa.

- Siemińska J. 1964. *Bacillariophyceae. Okrzemki*. [w:] *Flora słodkowodna Polski*. T. 6. Starmach K. (red.). Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Starmach K. 1989. *Plankton roślinny wód słodkich [Freshwater phytoplankton]*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Warszawa.
- Szczepańska A. 2007. *Dynamika zakwitów sinicowych w wybranych zbiornikach wodnych na terenie Łodzi*. Praca magisterska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego. Łódź.
- Tarczyńska M., Zalewski M. 1995. *Toksyczność zakwitów sinicowych jako wynik eutrofizacji zbiorników wodnych*. *Gospodarka Wodna*, 4: 83-87.
- Tusinski J. 2014. *Konserwacja zbiornika wodnego Stawy Jana w Łodzi polegająca usunięciu namułu z dna, naprawie bystrotoku i umocnień brzegowych oraz zabezpieczeniu antykorozyjnym elementów stalowych – dokumentacja projektowa*. Poddębice, marzec 2014.
- Urbaniak M. 2009. *Analiza porównawcza zawartości dioksyn i związków dioksynopodobnych w zbiornikach zaporowych o różnych formach antropopresji*. Praca doktorska wykonana w Katedrze Ekologii Stosowanej Uniwersytetu Łódzkiego, Międzynarodowym Instytucie Polskiej Akademii Nauk, Europejskim Regionalnym Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, Instytucie Medycyny Pracy im. dr J. Nofera, Łódź.
- Urząd wojewódzki w Łodzi. 1995. Decyzja numer OS. IV.6210/2/N-1/51/95, Łódź – 1995-07-07.
- Urząd wojewódzki w Łodzi. 1996. Decyzja numer OS.IVA.6210/2/0-1b/43/96, Łódź - 1996-05-07.
- Vincent W.F. 2009. *Cyanobacteria, Encyclopedia of Inland Waters*, Academic Press,
- Wagner I., Zalewski M. 2008. *Ekohydrologia terenów zurbanizowanych – woda i zrównoważony rozwój w mieście przyszłości*. *Ekopartner*, 204 (10): 14-15.
- Wagner I., Zalewski M. 2009a. *Potrzeby i możliwości wprowadzenia opłat za wody opadowe w Łodzi*. Łódź.
- Wagner, I., Zalewski, M. 2009b. *Ecohydrology as a Basis for the Sustainable City Strategic Planning - Focus on Lodz, Poland*. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 8: 209-217. DOI 10.1007/s11157-009-9169-8.
- Wagner I., Breil P. 2013. *The role of ecohydrology in creating more resilient cities*. *Ecohydrology & Hydrobiology* 13(2013) : 113 -134.
- Wagner I., Zalewski M. 2013. *Błękitno-Zielona Sieć – poprawa jakości życia w miastach w obliczu zmian klimatu*. *Panorama Polskiej Akademii Nauk* 4(4): 9-12.
- Willame R., Jurczak T., Iffly J., Kull T., Meriluoto J., Hoffmann L. 2005. *Distribution of hepatotoxic cyanobacterial blooms in Belgium and Luxembourg*. *Hydrobiologia* 551:99-117.
- Wesołowski P, Trzaskoś M., Brysiewicz A. 2011. *Skład botaniczny i zawartość wybranych pierwiastków chemicznych w roślinności szuwarowej strefy przybrzeżnej jeziora Starzyc*. *Woda – Środowisko – Obszary Wiejskie*, t: 11, z. 1 (33), s. 331-345.
- Wojtkowska M., Niesiobędzka K., Krajewska E. 2005. *Metale ciężkie w wodzie i osadach dennych Jeziora Czerniakowskiego*. [w:] *Obieg pierwiastków w przyrodzie*, Gworek B. (red.). Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 194–197.

www.arturowek.pl

www.hach.com

www.google.pl/maps/

www.kzgw.gov.pl

www.meteo.pl

www.unic.un.org.pl

Yin C, Lan Z. 1995. *The nutrient retention by ecotone wetlands and their modification for Baiyangdian Lake restoration*. Wat. Sci. Tech. 32(3):159-167.

Zalewski M. 2000. *Ecohydrology-the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources*. Ecological Engineering, 16:1-8.

Zalewski M., Wagner-Łotkowska I. 2004. *Integrated Watershed Managenent. Ecohydrology & Phytotechnology*. Manual. UNESCO.

Zalewski M., Wagner I. 2008. *Ekohydrologia terenów zurbanizowanych*. Wodociągi Polskie 1: 28-32.

Zalewski M., Thorze J.E., Gaudin P. (eds.). 1991. *Fish and land /Island water ecotones. Role in land/water ecotones in landscape management and restoration*. Univ Lodz, Stirling, Lyon I. UNESCO MAB, 102 pp.

Zalewski M., Janauer G.S., Jolankai G. (red.). 1997 . *Ecohydrology – A new Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources*. International Hydrological Programme UNESCO. UNESCO IHP-V Technical Document in Hydrology No 7, Paris.

Zalewski M., Schimer F., Thorpe J. (eds.). 2001. *Catchment processes land/water ecotones and fish communities*. Special Issue. Ecohydrology and Hydrobiology 1.

Zalewski M., Harper D.M., Demars B., Jolánkai G., Crosa G., Janauer G.A., Pacini A. 2008. *Linking Biological and Physical Processes at the River Basin Scale: the Origins, Scientific Background and Scope of Ecohydrology*. [w:] *Ecohydrology: processes, models and case studies: an approach to the sustainable management of water resources*. Harper D., Zalewski M., Pacini N. (red.). CABI, London.

Zawilski M. 2003. *Ochrona wód przed zanieczyszczeniami wprowadzanymi przez ścieki opadowe*. [w] *Techniczne problemy zarządzania środowiskiem w Łodzi*. Zarzycki R. (red.). PAN oddział w Łodzi, Łódź.