

UNIwersytet Łódzki
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Kierunek: Ochrona Środowiska

Agnieszka Kotwas

Numer albumu: 269946

Ocena wpływu wód gruntowych na jakość rzeki Bzury i zbiorników
„Arturówek” w Łodzi

Evaluation of the impact of groundwater on the quality of Bzura river
and "Arturówek" reservoirs in Lodz

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

Łódź, 2013

Pracę magisterską wykonano w 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



I.	Wstęp.....	4
I.1.	Podział wód podziemnych.....	5
I.2.	Czynniki hydrologiczne wpływające na zasoby wód podziemnych.....	8
I.3.	Czynniki klimatyczne wpływające na wody podziemne.....	12
I.4.	Użytkowanie i zagospodarowanie terenu a transport zanieczyszczeń.....	14
I.5.	Problemy jakościowe zasobów wód podziemnych.....	19
I.6.	Substancje występujące w wodach podziemnych i ich pomiar.....	19
I.7.	Wymagania dotyczące jakości wód podziemnych w Polsce.....	24
I.8.	Rola ekohydrologii w gospodarce zasobami wodnymi.....	26
I.9.	Cele pracy.....	28
II.	Teren badań	29
II.1.	Charakterystyka zlewni rzeki Bzury oraz zbiorników „Arturówek”.....	29
II.2.	Hydrogeologia i ukształtowanie terenu.....	31
III.	Materiały i metody.....	32
III.1.	Lokalizacja stanowisk badawczych.....	32
III.2.	Pobór próbek.....	36
III.3.	Oznaczenie próbek, analiza parametrów fizycznych i chemicznych wody...	36
IV.	Wyniki.....	37
IV.1.	Warunki meteorologiczne.....	37
IV.2.	Warunki hydrogeologiczne oraz zagospodarowanie i użytkowanie terenu...	39
IV.3.	Czynniki hydrologiczne oraz klimatyczne wpływające na jakość i ilość wód podziemnych.....	42
IV.4.	Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód podziemnych.....	45
V.	Dyskusja.....	52
VI.	Wnioski.....	66
VII.	Literatura.....	67
VIII.	Streszczenie.....	71
IX.	Spis załączników.....	72
X.	Załączniki.....	73

I. WSTĘP

Człowiek oraz związana z nim gospodarka, jest czynnikiem bezpośrednio wpływającym na niemal każdy ekosystem, a co za tym idzie zakłócającym jego ewolucyjnie wykształconą odporność oraz cykle biogeochemiczne. W przeszłości dostępność gleb, wód oraz surowców była tak duża, że człowiek nie czuł się ograniczony w zaspokajaniu swoich potrzeb. Z biegiem czasu, rozwojem gospodarczym oraz przyrostem populacji, zauważono kurczenie się zasobów naturalnych, a także coraz większe uzależnienie od nich postępu i warunków życia (Zalewski 2005, 2010).

Szczególnie w Łodzi, rozwój przemysłu pociągnął za sobą zapotrzebowanie na nowe tereny pod budowę obiektów produkcyjnych, których działalność uzależniona była od dostępności wód. Negatywne oddziaływanie produkcji spowodowało zanieczyszczenie środowiska glebowego i wodnego. Substancje pochodzące nie tylko ze składowisk odpadów, ale również z zanieczyszczeń atmosferycznych, w konsekwencji infiltrują wraz z wodami opadowymi w głąb gleby. Ponadto coraz większa eksploatacja wód gruntowych prowadzi do zmniejszenia ich zasobności. Z kolei obniżanie się ich poziomu skutkuje utrudnieniem dalszego ich pozyskiwania, a co za tym idzie spadkiem wydajności produkcji, z punktu widzenia przemysłu.

Piętrzenie wód w zbiornikach wodnych zmienia naturalne warunki hydrologiczne danego terenu, co następnie wpływa na warunki glebowe oraz roślinne. Zwiększenie wilgotności gleb otaczających zbiorniki wodne jest zazwyczaj korzystnym zjawiskiem, jednak z punktu widzenia działalności człowieka, np. rolnictwa, skłania do poszukiwania nowych metod odwadniania terenów. Skutkiem jest budowa systemów melioracyjnych, aby przeciwdziałać zmniejszeniu lub zanikowi użytkowości rolniczej czy urbanistycznej zbyt wilgotnych gruntów (Jeong 2001, Zalewski 2005).

W ośrodkach miejskich zakłóceniu ulega także cykl opadów deszczu. Mogą one być nawet 20-krotnie większe niż na obszarach naturalnych. Jednak nie ma to żadnego wpływu na wilgotność powietrza, która i tak jest znacznie niższa w miastach. Uszczelnienie powierzchni uniemożliwia infiltrację wód opadowych w głąb gleby, a wody te zostają odprowadzane kanalizacją deszczową do zbiorników powierzchniowych. Nie należy zapominać, że wody deszczowe spływając po dachach czy drogach, spłukują zanieczyszczenia, które następnie transportowane są do zbiorników wód powierzchniowych. Wiele miast zostało zbudowanych na terenach wilgotnych

i podmokłych, a więc wystąpiła w nich konieczność osuszenia gruntu, co spowodowało w konsekwencji obniżenie zwierciadła wód podziemnych i przesuszenie gleb (Strzałko i Mossor-Pietraszewska 1999, Zalewski 2005).

Gospodarka rolna jest jedną z głównych przyczyn występowania zanieczyszczeń pierwiastkami biogenicznymi. Głównie związki azotu i fosforu dostają się do gleb oraz kumulują się w wodach podziemnych i powierzchniowych. Powstają one nie tylko na przenawożonych polach uprawnych, ale również w zabudowaniach gospodarczych, poprzez przesiąkanie źle zabezpieczonych zbiorników na gnojowicę lub nieszczelnych szamb (Zalewski 2002, Olszta 2004).

Systemy wodne i glebowe rzadko pozostają w statycznej równowadze, ze względu na wpływ wielu czynników takich jak wilgotność, temperatura, opady, a także nawożenie czy wymywanie substancji. Dlatego też kluczowym elementem jest zrozumienie wzajemnych relacji wiążących procesy klimatyczne, hydrologiczne, geomorfologiczne i ekologiczne zachodzące w zlewni w wymiarze przestrzennym i czasowym (Strzałko i Mossor-Pietraszewska 1999, Zalewski i in. 1997, Zalewski 2005, 2010).

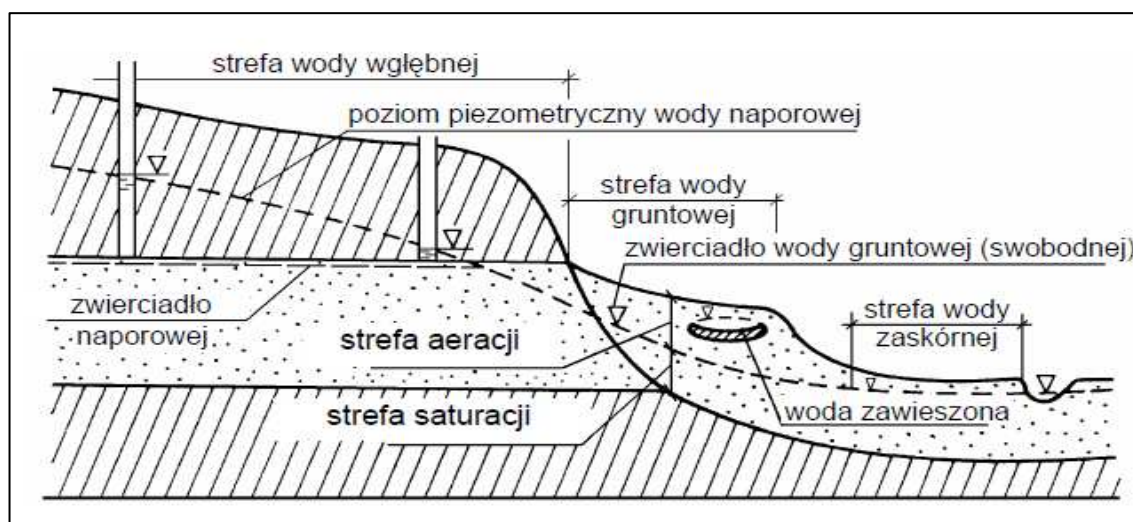
I.1.Podział wód podziemnych

Podstawą odpowiedniej oceny wpływu wód podziemnych na jakość wód powierzchniowych w zbiornikach wodnych, ale także na cykl krążenia wody jest właściwe zdefiniowanie i podział tychże wód. Ramowa Dyrektywa Wodna przyjmuje, że wodami podziemnymi są wszystkie wody znajdujące się pod powierzchnią ziemi w strefie saturacji (wypełnionej wodą) oraz w bezpośredniej styczności z gruntem lub podglebiem (RDW 2000). Z kolei według literatury naukowej, woda występująca pod powierzchnią ziemi, wypełniającą najczęściej pory gruntowe i szczeliny skalne to woda podziemna (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999). W podobny sposób definicję wód podziemnych podaje Prawo Wodne, opisując je jako wody występujące pod powierzchnią ziemi w wolnych przestrzeniach skał skorupy ziemskiej, tworzące w zależności od głębokości występowania wody przypowierzchniowe oraz głębsze użytkowe poziomy wodonośne (Prawo Wodne 2001).

W pracy do oceny stanu wód podziemnych zastosowanie będą miały wytyczne zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych. Należy jednak pamiętać, że wody izolowane od warunków zewnętrznych są w mniejszym stopniu zagrożone

zanieczyszczeniem niż wody znajdujące się bezpośrednio pod powierzchnią gruntu. Badania przeprowadzone w niniejszej pracy dotyczą wód zalegających na głębokości nie większej niż 10 m.

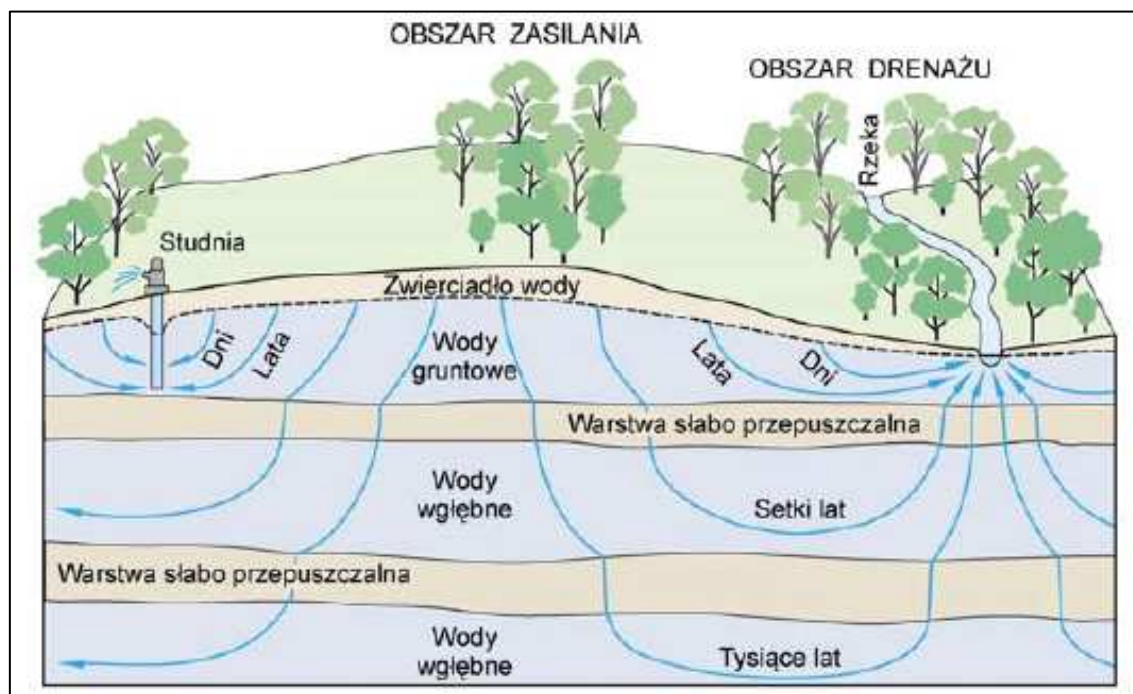
Definiując wody podziemne, należy również zwrócić uwagę na strefowość ich występowania w glebie. Wyróżnia się wodę glebową w strefie aeracji, czyli strefie napowietrzenia i w strefie saturacji – nasyconej wodą (Ryc. 1). Woda w strefie aeracji nie podlega oddziaływaniu sił grawitacyjnych i utrzymywana jest siłami higroskopijnymi i kapilarnymi. Strefa ta może mieć różną miąższość, od kilku centymetrów do nawet ponad 100 metrów i jest zbudowana z cząsteczek skały, wody i powietrza. Posiada ona również właściwości filtracyjne, dlatego też substancje rozpuszczone w opadach są adsorbowane w dużej mierze na cząsteczkach gruntu (Kowalski 2007). W przeciwieństwie do strefy napowietrzonej, wody strefy saturacji podlegają oddziaływaniu głównie sił grawitacyjnych i pozostają w bezpośrednim kontakcie z lustrem wody gruntowej. Wszystkie pory i szczeliny są wypełnione całkowicie wodą (Ryc. 1).



Ryc. 1. Podział wód gruntowych wg. Szymańskiego 2007.

Zgodnie z podziałem uwzględniającym głębokość zalegania wód, wyróżniane są wody przypowierzchniowe, gruntowe, wglębne oraz głębinowe. Względem powierzchni terenu, najpłycej położone są wody przypowierzchniowe, zwane hipodermicznymi lub zaskórnymi. Leżą zazwyczaj tuż pod powierzchnią terenu i praktycznie nie ma w nich strefy aeracji. Są silnie zanieczyszczone, ponieważ znajdują się w stanie dynamicznej równowagi z wodą opadową, a także aktywnie reagują na zmiany temperatury – w czasie mroźnych zim częściowo przemarzają. Wody te zawierają podwyższoną ilość związków organicznych i substancji biogenicznych, a spośród nich azotanów i fosforanów. W dużych

ilościach występują w nich także substancje mineralne, głównie związki żelaza, glinu i krzemu, często są one także skażone drobnoustrojami. Zawarte w nich gazy, to głównie dwutlenek węgla, tlen, siarkowodór i metan (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Kowalski 2007, Igras 2008).



Ryc. 2. Podział wód podziemnych wg. Winter i in. 1998.

Wody gruntowe (freatyczne), będące przedmiotem poniższej pracy, występują w strefie saturacji i są oddzielone od powierzchni ziemi strefą aeracji (Ryc. 1). Zasilane są bezpośrednio przez infiltrujące z powierzchni ziemi wody powierzchniowe oraz opady atmosferyczne, przez co ich zwierciadło ulega ciągłym wahaniom, jednak reakcja ta jest opóźniona w czasie. Im głębiej leży zwierciadło wody gruntowej tym później reaguje ono na opad. Wody tej strefy podlegają również nieznacznym wpływom temperatury, a na ich skład chemiczny wpływa również klimat oraz presja antropogeniczna. Głębokość ich zalegania może być zmienna. Kształt zwierciadła nie jest wymuszony warstwą nieprzepuszczalną, a swobodne zwierciadło naśladuje w przybliżeniu kształt powierzchni terenu. Podnosi się ono w miejscach wyniosłości i obniża w zagłębieniach. Woda gruntowa ograniczona jest od dołu warstwą nieprzepuszczalną, która stanowi granicę między strefą saturacji i strefą aeracji (Winter i in. 1998, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999).

Wody głębine znajdują się pod utworami nieprzepuszczalnymi lub trudno przepuszczalnymi (Ryc. 2). Zasilanie tych wód może się odbywać poprzez infiltrujące

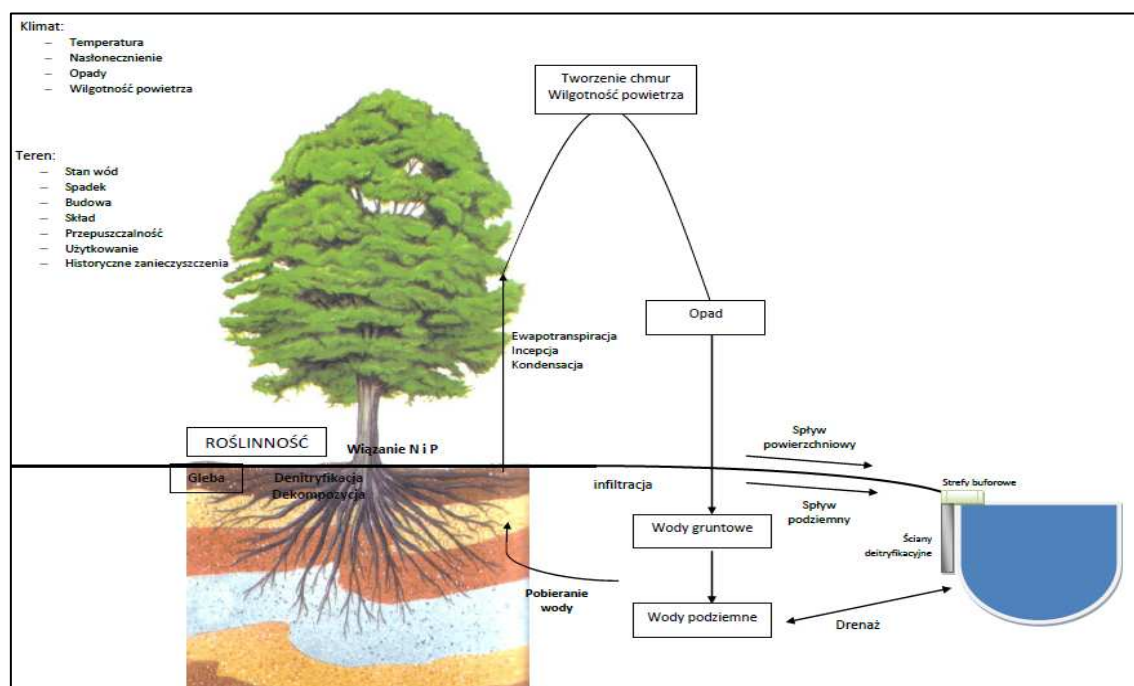
opady na tzw. obszarach zasilania lub też poprzez infiltrację przez okno hydrogeologiczne wód innego poziomu wodonośnego. Zwierciadło tych wód jest napięte, a jego położenie i kształt wymuszone jest przez wyżej leżące utwory nieprzepuszczalne.

Do wód głębinowych zalicza się wody znajdujące się głęboko pod powierzchnią terenu, odizolowane wieloma kompleksami utworów nieprzepuszczalnych. Wody te nie są zasilane, odnawialne ani nie biorą udziału w cyklu hydrologicznym. Znajdują się również w bezruchu. Na ogół są to wody wysoko zmineralizowane, często cieplice (Pazdro i Kozerski 1990, Winter i in. 1998, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Igras 2008).

I.2. Czynniki hydrologiczne wpływające na zasoby wód podziemnych

Punktem wyjścia do analizy czynników wpływających na zasoby wodne jest cykl krążenia wody (Ryc. 3). Najważniejszym elementem powodującym krążenie wody w przyrodzie jest energia cieplna słońca, dzięki której zachodzi parowanie. Wraz ze wzrostem wysokości, krążąca w atmosferze para wodna, głównie na skutek ochładzania, ulega kondensacji, nasyceniu i skraplaniu. Prowadzi to do powstawania chmur, a z nich opadów, które pod wpływem siły ciężkości spadają na powierzchnię zbiorników wodnych lub ziemi. W przypadku, gdy woda bezpośrednio zasila zasoby oceanów, mórz czy jezior zwana jest ona fazą atmosferyczną cyklu krążenia wody. Następnie przez parowanie ponownie dostaje się do atmosfery (Ryc. 3). W lądowej fazie krążenia, proces ten jest bardziej złożony. Część wody zostaje zatrzymana na powierzchni terenu lub roślinności, aby następnie wyparować, co zwane jest ewapotranspiracją. Ta część wody, która została wchłonięta przez roślinność, w procesie transpiracji – wyparowuje. Z kolei w wyniku rozkładu obumarłej substancji organicznej woda znów trafia do gleby, tak jak dzieje się to w przypadku opadów atmosferycznych, w procesie infiltracji. Zasilane wtedy zostają zbiorniki wód podziemnych, a woda przemieszczając się dalej przez warstwy glebowe oraz skalne, dostaje się do wód powierzchniowych lub w postaci źródeł wydostaje się na powierzchnię, by następnie wyparować do atmosfery. Wody, które nie wsiąkają bezpośrednio w głąb gleby, spływają po powierzchni terenu, zasilając cieki powierzchniowe, a podczas ich spływu również następuje parowanie (Winter i in. 1998, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Macioszczyk 2006).

Woda w glebie przepływa zawsze w kierunku od wyższego potencjału energii do niższego. W zależności od tego, ruch wody może występować w dół, do góry lub horyzontalnie. Ruch w dół warunkowany jest siłą grawitacji, natomiast ruch horyzontalny i w górę wynika z działania sił kapilarnych, w nienasyconych mikro porach (McCauley i Jones 2005).



Ryc. 3. Schemat cyklu krążenia wody w przyrodzie (opracowanie własne).

Spływ powierzchniowy

Spływ powierzchniowy polega na zamianie opadu w odpływ z powierzchni terenu. Tworzy się on stosunkowo szybko po ulewnych opadach, najczęściej krótkotrwałych i o dużej objętości. Czyli jest to ta część opadu atmosferycznego, która nie została zaabsorbowana przez glebę, ale również nie pozostała na jej powierzchni, po wcześniejszym wypełnieniu wszystkich form retencji powierzchniowej, infiltracji i ewapotranspiracji. Woda ta przemieszcza się zgodnie z nachyleniem powierzchni danego terenu. Formowanie spływu powierzchniowego zależne jest głównie od natężenia opadu, zdolności infiltracyjnej gruntu oraz deficytu wilgotności gleby, ale także od nachylenia zbocza oraz gęstości pokrywy roślinnej. Wszystkie powyżej wymienione czynniki są zmienne w czasie i przestrzeni (Soczyńska 1997, Somorowska 2006).

Infiltracja

Proces infiltracji jest to przesiąkanie wody przez powierzchnię gruntu pod wpływem sił ciężkości, lepkości i kapilarności (Jokiel 1994). Warunkuje on ile wody oraz z jaką prędkością dostanie się w głąb profilu glebowego. Dwa główne czynniki wpływające na infiltrację to przewodnictwo hydrauliczne oraz współczynnik infiltracji (Tab. 1). Pierwszy odnosi się do łatwości przemieszczania wody przez glebę, zarówno w pionie jak i w poziomie i zmniejsza się wraz ze spadkiem wielkości porów oraz zawartości wody w glebie. Wskaźnik infiltracji, czyli prędkość z jaką woda dostaje się w głąb gleby, związany jest z możliwością zaabsorbowania wody przez grunt (McCauley i Jones 2005).

Tab. 1. Porównanie wartości współczynnika filtracji [m/s] według różnych źródeł (opracowanie własne).

Frakcja	Wartość współczynnika filtracji k [m/s]						Przepuszczalność podłoża
	Piętkowski, Czarnota-Bojarski, 1964	Zawadzki i Olszta, 1989	Pazdro, Kozerski, 1990	Domenico, Schwartz, 1997	Małecki, 2006	Opracowanie dla piezometrów, 2011	
otoczaki	-	-	-	-	$> 2,32 \times 10^{-3}$	-	Bardzo dobra
żwir	$4 - 5 \times 10^{-1}$	-	$> 10^{-3}$	$3 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-2}$	$(2,32 - 1,6) \times 10^{-3}$	-	Bardzo dobra
pospółka	-	-	-	-	$(1,1 - 0,6) \times 10^{-3}$	$1,63 \times 10^{-4}$	Dobra
piasek średni	-	-	-	$9 \times 10^{-7} - 5 \times 10^{-4}$	$(0,29 - 0,12) \times 10^{-3}$	$5,32 \times 10^{-5} - 1,39 \times 10^{-4}$	Dobra
piasek drobny	$5 \times 10^{-1} - 5 \times 10^{-3}$	-	$10^{-4} - 10^{-5}$	$2 \times 10^{-7} - 2 \times 10^{-4}$	$(0,12 - 0,023) \times 10^{-3}$	$2,31 \times 10^{-5} - 3,59 \times 10^{-5}$	Średnia
piasek pylasty	$1,5 \times 10^{-4} - 1,5 \times 10^{-5}$	-	$10^{-5} - 10^{-6}$	-	-	$2,25 \times 10^{-5} - 2,74 \times 10^{-5}$	Słaba
piasek gliniasty	-	$2 \times 10^{-5} - 10^{-7}$	$10^{-5} - 10^{-6}$	-	$(8,3 - 2,3) \times 10^{-4}$	-	Słaba
głina piaszczysta	$1,5 \times 10^{-6} - 1,5 \times 10^{-8}$	-	$10^{-6} - 10^{-8}$	$1 \times 10^{-12} - 2 \times 10^{-6}$	$(8,1 - 10,3) \times 10^{-4}$	-	Bardzo słaba
namuł piaszczysty	-	$5 \times 10^{-6} - 10^{-8}$	$10^{-6} - 10^{-8}$	-	-	-	Bardzo słaba

Ilość wody infiltrującej zależy głównie od:

- przepuszczalności utworów powierzchniowych, ich składu oraz ułożenia warstw w glebie; gruboziarniste struktury lepiej infiltrują, ponieważ pory między cząsteczkami szybciej wypełniane są wodą, co zwiększa szybkość ruchu w pionie po pełnym nasyceniu przestrzeni międzycząsteczkowych;
- nasycenia wodą środowiska glebowego - suche gleby lepiej przyjmują wodę ze względu na większą przestrzeń w porach do wypełnienia. Jednak przy nadmiernym przesuszeniu

gleby, formowany jest spływ powierzchniowy, podobnie jak dzieje się to w przypadku całkowitego nasycenia wodą gleby np. podczas długotrwałych opadów atmosferycznych;

- wilgotności powietrza - niska wilgotność zwiększa parowanie, przez co ogranicza ilość wody infiltrującej w głąb;
- wielkości i charakteru opadów, które decydują o wsiąkaniu wody w głąb gleby lub o formowaniu spływu powierzchniowego;
- temperatury - wysoka temperatura ułatwia i przyspiesza parowanie wody opadowej z powierzchni zlewni, przez co ujemnie wpływa na ilość wody infiltrującej;
- przemarzania gruntu - przy przemarzniętym gruncie infiltracja może w ogóle nie zachodzić;
- działalności człowieka - zabudowa ogranicza możliwość wsiąkania wody w grunt.

Infiltrująca z opadów atmosferycznych woda dociera po pewnym czasie do zwierciadła wód podziemnych, przez co jest ich głównym źródłem alimentacji (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Alley i in. 2002, McCauley i Jones 2005).

Retencja podziemna

Retencja podziemna odgrywa istotną rolę w kształtowaniu procesów hydrologicznych. Jest ona zależna od położenia wód podziemnych oraz stanu uwilgotnienia gleby. Tym samym jest wynikiem współdziałania procesów hydrologicznych w fazie lądowej, w następstwie wpływając na proces formowania się odpływu. Tworzona jest przez retencję strefy aeracji, którą stanowią zapasy wilgoci glebowej oraz retencję strefy saturacji, nazywaną również retencją gruntową. Retencja strefy aeracji występuje pomiędzy powierzchnią terenu, a pierwszym poziomem wody podziemnej, a występująca tu ilość wód kształtuje uwilgotnienie gleby. Jej zróżnicowanie oraz zmienność zaliczane są do najważniejszych czynników kształtujących obieg wody w zlewni rzecznej. Zasoby te zużywane są oraz warunkują dostępność wody w procesie ewapotranspiracji, który zależny jest od rodzaju i gęstości roślinności, a także głębokości systemu korzeniowego roślin – szczególnie intensywny jest do głębokości ok. 40 cm (Alley i in. 2002, Somorowska 2006).

Woda w strefie nasyconej pozostaje w bezpośrednim kontakcie z lustrem wody gruntowej i podlega oddziaływaniu głównie sił grawitacyjnych. Przy zasilaniu cieków wodami podziemnymi, stopniowo zmniejszana jest retencja strefy saturacji. Wraz ze wzrostem uwilgotnienia gleby, zwiększa się jej przewodność dla wody. Duża

wilgotność gruntu przy powierzchni i mniejsza w głębszych partiach, umożliwia pionowy transport wilgoci w głąb profilu glebowego, najpierw uzupełniając strefę aeracji oraz w dalszej kolejności strefę saturacji. Woda w glebie rzadko znajduje się w stanie równowagi, a przez to że jest odnawialną składową hydrosfery, jej przepływ zachodzi w kierunku powodującym wyrównanie różnic potencjału, czyli z punktu o potencjale wyższym do punktu o potencjale niższym (Somorowska 2006, Igras 2008).

Odływ podpowierzchniowy i podziemny

Spływ podpowierzchniowy tworzony jest przez tą część wody opadowej, która dostała się w procesie infiltracji do profilu glebowego, ale dalej przemieszcza się prawie poziomo w górnej strefie aeracji. Jest to ruch wód podziemnych w strefie nasyconej w kierunku miejsc drenażu, zależnie od stanu retencji podziemnej. Stanowi go różnica pomiędzy całkowitą ilością wody z procesu infiltracji, a wodą zużytą na zwilżanie gleby (Soczyńska 1997).

W procesie odpływu podziemnego wyróżnia się dwie fazy: wsiąkania wody opadowej w glebę i przesiąkania przez nią ruchem w przybliżeniu pionowym oraz fazę odpływu podziemnego (Alley i in. 2002). Pierwsza faza odpływu ma miejsce w strefie napowietrzenia i jest zależna od chwilowych warunków wsiąkania. Jest ona następstwem stanu wilgoci glebowej, ponieważ woda albo będzie wsiąkała w głąb ziemi albo w postaci spływu powierzchniowego lub podziemnego odpłynie do sieci wód powierzchniowych (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Somorowska 2006).

Strumień odpływu charakteryzuje się określoną dynamiką, uzależnioną od aktualnych cech drenowanych zbiorników wód podziemnych, a także ich powiązań z siecią hydrograficzną. Powierzchniowe systemy wodne zasilane są przez odpływ podziemny, a zasilanie cieków i rzek płytkimi wodami podziemnymi stanowi główny element odpływu w strefie umiarkowanej. Występuje ono w okresach bezopadowych jak podczas zasilania opadem (Alley i in. 2002).

I.3. Czynniki klimatyczne wpływające na wody podziemne

Najbardziej znaczącymi czynnikami warunkującymi skład wód podziemnych, a także tworzącymi tło hydrogeochemiczne zlewni są cechy geograficzne, takie jak skład i rzeźba terenu oraz klimat danego obszaru.

Klimat

Klimat, jako czynnik pośredni, tworzy ogólne tło dla elementów bezpośrednio wpływających na skład chemiczny wód gruntowych. Jest on specyficzny dla każdego obszaru, a jego szczegółowa charakterystyka powinna być uwzględniana przy badaniach zlewni. Opady atmosferyczne, wiatr, temperatura powietrza i parowanie zaliczane są do głównych składników klimatu wpływających na wody gruntowe (Macioszczyk i Dobrzyński 2002).

Temperatura powietrza

Elementy klimatu, takie jak opady atmosferyczne, wilgotność powietrza, intensywność parowania, wiatry, ale także przebieg procesów rozpuszczania, wietrzenia i rozwój gleb oraz szaty roślinnej regulowane są temperaturą powietrza. Mimo, że parowanie odbywa się w każdej temperaturze, to jego szybkość jest tym większa im wyższa jest temperatura. W wyniku parowania zwiększa się wilgotność powietrza, które wykazuje ograniczoną pojemność w zależności od ciśnienia i temperatury (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999).

Temperatura wody podziemnej zależy głównie od głębokości jej zalegania, ale również wpływ na nią mają strefa geograficzna oraz ekspozycja na promieniowanie słoneczne. Za mniej istotne elementy uważa się strukturę i właściwości ośrodka glebowego. Jednakże wpływ na nią mogą mieć nawet biologiczne i chemiczne procesy zachodzące w glebie, takie jak rozkład materii organicznej. Płytkie wody podlegają wahaniom temperaturowym dobowym (nie głębiej niż 2 m), sezonowym (5-10 m) i rocznym (50-40 m), w zależności od budowy i ukształtowania terenu. Należy również pamiętać, że temperatura jest jedyną własnością fizyczną wody, która nie jest zależna od jej składu chemicznego (Pazdro i Kozerski 1990, Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Macioszczyk 2006, Kowalski 2007).

Parowanie

Intensywność parowania zależna jest od panującej temperatury oraz wilgotności powietrza, prędkości jego ruchu oraz ciśnienia atmosferycznego. Przy wzroście temperatury i prędkości wiatru, zwiększa się parowanie, zaś przy wysokim ciśnieniu i dużej wilgotności, jest ono osłabione. Wyższa temperatura ułatwia i przyspiesza parowanie wody opadowej, a co za tym idzie zmniejsza ilość wody infiltrującej w głąb

gleby. W określonych warunkach parowanie będzie trwało tak długo, aż powietrze nie zostanie w pełni nasycone parą wodną. Im większy niedosyt wilgotności w powietrzu, tym więcej może ono pomieścić pary wodnej. Z drugiej strony niedosyt pary wodnej w powietrzu, jest czynnikiem limitującym dla procesu infiltracji (Pazdro i Kozerski 1990, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999).

Wiatr

Wiatr jest kluczowym elementem dynamiki parowania wody z powierzchni gruntu, gdyż reguluje on przemieszczanie wysyconych parą wodną mas powietrza. Pozwala tym samym na wymianę powietrza nad danym terenem i ponowne wysycanie go parą wodną, jeśli zachodzą ku temu dogodne warunki. Wiatr powodując przemieszczanie się mas powietrza, wpływa także na chemizm wód opadowych, pośrednio wpływających na skład wód gruntowych (Pazdro i Kozerski 1990, Macioszczyk i Dobrzyński 2002).

Opady

Gleba zasilana jest głównie przez opady atmosferyczne, dlatego ich rodzaj oraz intensywność warunkują ilość wody, która dostanie się do jej wnętrza. Milimetr wysokości mierzonego opadu atmosferycznego odpowiada objętości 1 l wody, która spadła na powierzchnię 1 m². Opady można podzielić na ciekłe i stałe, a ich wielkość oraz rozkład przestrzenny i czasowy decyduje o wielkości infiltracji, a co za tym idzie wypłukiwaniu substancji ze strefy aeracji i ich transporcie w głąb profilu glebowego (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Olszta 2004). Opady lub ich brak bezpośrednio mogą wpływać również na skład wód podziemnych. W przypadku gdy opad nie występuje, poziom wód obniża się, a w następstwie dochodzi do zagęszczenia substancji rozpuszczonych. Podczas badań ujawnia się to we wzroście stężenia zanieczyszczeń (Kowalski 2007).

I.4. Użytkowanie i zagospodarowanie terenu a transport zanieczyszczeń

Podłoże danej zlewni powinno rozpatrywać się z punktu widzenia jego właściwości wodnych, porowatości oraz przewodności. Rzeźba terenu jest czynnikiem pośrednim i warunkuje ona przede wszystkim przebieg procesów wymiany wód podziemnych, decydujących ostatecznie o składzie chemicznym i mineralizacji wody. Wraz ze wzrostem

urozmaicenia rzeźby terenu, wzrasta intensywność procesów wymiany wód (Macioszczyk i Dobrzyński 2002).

Gleba, jako czynnik bezpośredni, dostarcza szeregu łatwo rozpuszczalnych związków, przedostających się podczas infiltracji wód opadowych. Intensywnie dzieje się to zwłaszcza w strefach występowania gleb zasolonych, bogatych w substancje organiczne, minerały ilaste lub koloidy. Warstwy wodonośne przykryte osadami, jak gliny, łyły czy łupki ilaste są znacznie mniej podatne na zanieczyszczenia niż te pokryte przepuszczalnymi utworami, jak piaski czy spękane pokłady gliny lodowcowej (Soczyńska 1997, Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Stuczyński i Siebielec 2004).

Znajdujące się w glebie mikroorganizmy glebotwórcze, przez rozkład substancji organicznych oraz uczestnictwo w procesach utleniająco-redukcyjnych, zmieniają skład chemiczny wód infiltrujących w głąb profilu glebowego. Zmiany te zachodzą w całym przekroju pionowym gleby, od powierzchniowych do najgłębszych warstw środowiska skalnego. Mikroorganizmy uczestniczą w większości procesów utleniająco-redukcyjnych głównie związków siarki, azotu, żelaza i manganu, w rozkładzie substancji organicznych oraz biotransformacji niektórych elementów śladowych. Procesy te, współdecydując o migracji wodnej wielu pierwiastków oraz ich związków, wpływają na ostateczny skład chemiczny wód. W zależności od warunków tlenowych zachodzą procesy utleniania lub redukcji. W glebie oraz strefie aeracji dominują procesy tlenowe, a wraz z głębokością ich rola maleje na rzecz procesów redukcji (Macioszczyk 2006).

W typowych glebach użytkowanych rolniczo pH waha się w przedziale od 4,0 do 7,2. W glebach zdegradowanych w wyniku opadu oraz infiltracji kwaśnych deszczy lub wód powierzchniowych zanieczyszczonych ściekami z przemysłu, wartość pH może rozpoczynać się nawet od 2,0. Wartość powyżej 8,3 może świadczyć o obecności w glebie substancji alkalizujących pochodzenia antropogenicznego np. tlenków metali. Wartości pH 5,5-7,2 jest przedziałem optymalnym dla procesów biologicznych związanych z metabolizmem większości gatunków roślin i drobnoustrojów glebowych. Odczyn gleby w bardzo dużym stopniu reguluje także zmianę możliwości migracyjnych wielu pierwiastków w środowisku wodnym oraz decyduje o biodostępności metali ciężkich i jonowych zanieczyszczeń organicznych. Mobilność metali ciężkich wzrasta wraz ze wzrostem zakwaszenia. Zmiana odczynu w kierunku zasadowego zmniejsza ryzyko pobierania metali ciężkich przez rośliny i ich migrację do wód gruntowych (Soczyńska 1997, Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Stuczyński i Siebielec 2004).

Wpływ roślinności na przepływ wód podziemnych i redukcję zanieczyszczeń

W skali regionalnej, roślinność modyfikuje warunki meteorologiczne. Dzieje się tak, ponieważ rośliny przechwytyją energię słoneczną, przekazując ją dalej do poszczególnych składowych bilansu cieplnego. Szata roślinna stabilizuje więc mikroklimat przez redukcję ekstremalnych wartości temperatury, zmniejszenie prędkości wiatru oraz wpływa na akumulację śniegu. Warunkuje również lokalny obieg wody poprzez wpływ na intercepcję, regulację odpływu i infiltrację. Wilgotność powietrza oraz zachmurzenie są wyższe nad obszarami leśnymi oraz porośniętymi gęstą roślinnością. W następstwie ilość zmagazynowanej wody na danym terenie determinuje tempo rozkładu materii organicznej oraz nawilżenie gleby, regulując tym samym ilość biogenów dostępnych dla roślinności oraz produktywność systemu biologicznego na danym terenie (Winter i in. 1998, Harper i Zalewski 2008).

Istotne jest również zrozumienie, jak pokrywa roślinna oddziałuje na kontrolę cykli biogeochemicznych i cyklu wodnego. Tym samym, jak procesy hydrologiczne wpływają na szatę roślinną. Podczas okresu wegetacji, transpiracja wód podziemnych prowadzi do obniżenia ich poziomu podobnie jak ma to miejsce w przypadku poboru wód ze studni. Jednak głównym efektem obniżenia się poziomu wód są trudności roślin w zaopatrzeniu się w wodę, a co za tym idzie wysychanie i zanikanie roślinności przystosowanej do danych warunków glebowych. Prowadzi to także do zwiększenia napowietrzenia gleby, co sprzyja jej mineralizacji, zaś transport tych składników do wód powierzchniowych w konsekwencji prowadzi do eutrofizacji (Winter i in. 1998, Harper i Zalewski 2008).

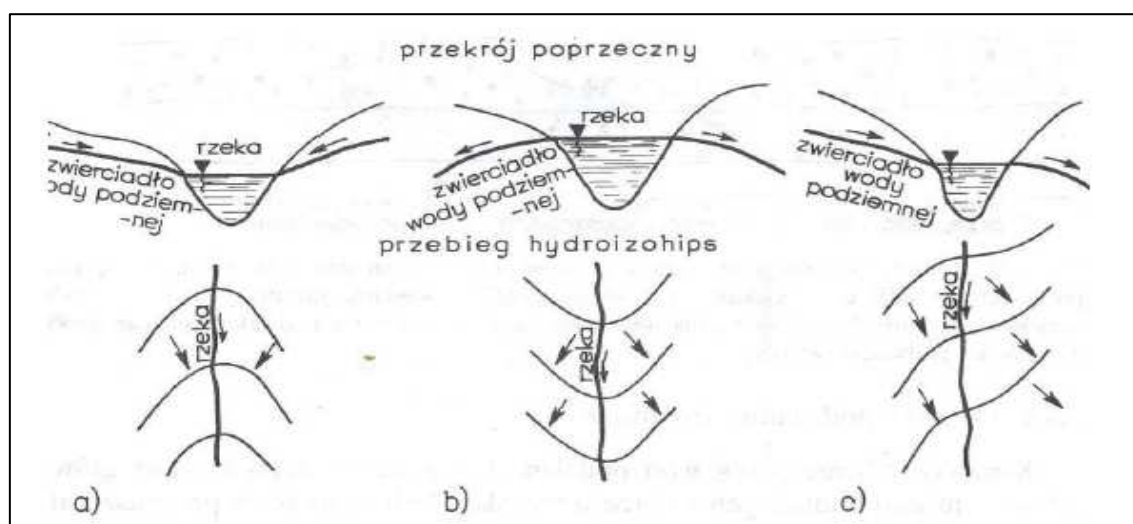
Podatność niektórych związków na bioakumulację, powoduje zmniejszenie ich stężenia w wodach gruntowych. Wpływa na to także tempo biodegradacji. Retencja ściółki lasu liściastego wynosi około 4 lat, a iglastego 17. Stosunek ilości danego pierwiastka w tkankach roślin do ilości wychodzącej z danego obszaru w postaci odpływu podziemnego i powierzchniowego nazywana jest stopniem akumulacji biologicznej. Na tej podstawie można ułożyć w malejącej kolejności pierwiastki akumulowane w roślinach: $P > N > K > Ca > S > Mg > Na$ (Macioszczyk 2006).

Duże rośliny pobierają i magazynują duże ilości wody, a następnie odparowują ją do atmosfery, dlatego istotne jest powiązanie okresu wegetacyjnego z obniżeniem ilości wody w glebie. Wiek oraz skład gatunkowy drzewostanu również mają znaczenie. Na ogół drzewa liściaste przepuszczają więcej wody niż iglaste, a drzewa stare zatrzymują jej więcej niż młode. Do gleby szybciej przenika woda pochodząca z pokrywy śnieżnej niż

z deszczu, ponieważ śnieg lepiej przepuszczany jest w dół przez korony drzew, a także odznacza się mniejszymi stratami na parowanie. Skład gatunkowy również w tym wypadku ma znaczenie, ponieważ najmniej śniegu zatrzymywane jest przez drzewostany zbudowane z brzoź – do ok. 5%, więcej w przypadku drzewostanów sosnowych – do 20%, zaś najwięcej w przypadku drzewostanów świerkowych – aż do 60 %. Na terenach o zdegradowanej pokrywie roślinnej, zauważalnie obniża się ewapotranspiracja, co w połączeniu z intensywniejszym odpływem, mniejszą wilgotnością powietrza i gleby prowadzi w krótkim czasie do deficytów wody oraz zaburzeń w cyklu hydrologicznym (Jokiel 1994, Strzałko i Mossor-Pietraszewska 1999, Olszta 2004).

Relacje między wodami podziemnymi i powierzchniowymi

Do styczności wód podziemnych z powierzchniowymi dochodzi najczęściej w przypadku wystąpienia zasilania cieków przez wody podziemne. Część zasobów oddawana jest wtedy z wód podziemnych do cieku wzdłuż jego biegu. Rzeki odwadniające warstwy wodonośne nazywane są drenującymi (Ryc. 4). Hydroizohipsy w tym przypadku wyginają się w górę biegu rzeki. Z kolei zwierciadło wód podziemnych obniżone jest w kierunku koryta rzecznego, by na brzegu łączyć się bezpośrednio z lustrem wody w rzece. Bezpośrednie kontakty jednych i drugich wód zdarzają się, gdy środowisko glebowe tworzące brzeg jest dobrze przepuszczalne (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Macioszczyk 2006).



Ryc. 4. Relacje między wodami podziemnymi i powierzchniowymi a) rzeka drenuje wody podziemne, b) rzeka zasila wody podziemne, c) rzeka na jednym brzegu drenuje wody podziemne, a na drugim zasila (źródło: Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999).

Innym rodzajem powiązań jest sytuacja, kiedy na pewnych odcinkach rzeka oddaje część swej wody do poziomu wodonośnego. Są to rzeki infiltrujące (Ryc. 4). Takie przypadki powiązań są jednak rzadkie. Dzieje się tak w sytuacji, gdy zwierciadło wody w cieku położone jest wyżej niż zwierciadło wód podziemnych przylegających do niego lub podczas spiętrzenia wód powierzchniowych. W tym przypadku hydroizohipsy wygięte są w dół rzeki. W trzecim, również rzadko obserwowanym przypadku, rzeka na przemian drenuje i zasila wody podziemne, w zależności od stanów wody w rzece (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Macioszczyk 2006).

Drenaż i zasilanie wpływają na wahania zwierciadła wód podziemnych, a także na ich skład chemiczny. Najlepiej jest to odzwierciedlone w wodach gruntowych znajdujących się w sąsiedztwie zbiorników wodnych. Piętrzenie wód w pobliżu zbiornika powoduje ograniczenie strefy aeracji, co wiąże się ze wzrostem ewapotranspiracji, zmianą składu chemicznego wód w związku z rozpuszczaniem soli retencjonowanych w glebie, a także rozcieńczaniem wód gruntowych wodami powierzchniowymi. Zwierciadło wód gruntowych może także pozostawać pod wpływem zmian stanu wód powierzchniowych, powodując zmiany poziomu jego zalegania, jednak w strefie umiarkowanej są one niewielkie. W strefie drenażu wody podziemne są najbardziej zmineralizowane (Winter i in. 1998, Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999, Alley i in. 2002, Macioszczyk 2006).

Transport zanieczyszczeń w glebie

Do ważnych funkcji gleb zalicza się ich rolę retencyjną, dzięki czemu spowalniają one procesy migracji pierwiastków i zanieczyszczeń w środowisku. Rozpuszczone w wodzie substancje przemieszczają się w glebie lub zostają unieruchomione, zależnie od rodzaju oraz właściwości gruntu. Pojemność sorpcyjna gleb i ich zdolność do unieruchamiania zanieczyszczeń są jednak ograniczone. Stopniowa kumulacja zanieczyszczeń może prowadzić do przekroczenia bariery odporności, powodując uwolnienie do środowiska substancji stanowiących zanieczyszczenie wód (Stuczyński i Siebielec 2004, Fronczyk i Garbulewski 2005).

Tempo i intensywność oddziaływań na wody podziemne najczęściej spada wraz z głębokością ich występowania, toteż najpłycej występujące wody przypowierzchniowe i gruntowe są najbardziej podatne na zanieczyszczenia. Głębiej osadzone wody podziemne najczęściej zasilane są poprzez przesiąkanie wód gruntowych, jednak są w pewien sposób izolowane przez nadległe warstwy gleby, warunkujące procesy samooczyszczania się wód.

Wody podziemne przemieszczają się przez warstwę podpowierzchniową z niewielką prędkością, a w zależności od budowy terenu mogą także zostać skumulowane. Oznacza to, że zanieczyszczenie które dostało się do gruntu w przeszłości może nadal mieć wpływ na wody podziemne, a nawet oddziaływać jeszcze w przyszłości. Należy także pamiętać, że skutki pogorszenia stanu wody podziemnej ostatecznie wpływają na jakość powiązanych z nią ekosystemów wodnych oraz bezpośrednio od nich uzależnionych ekosystemów lądowych (Winter i in. 1998).

I.5.Problemy jakościowe zasobów wód podziemnych

Wysoki stopień urbanizacji i uprzemysłowienia oraz działalność rolnicza stanowią główne zagrożenia dla wód podziemnych, wynikający z negatywnego oddziaływania różnorodnych ognisk zanieczyszczeń. O zanieczyszczeniu mówić można, gdy stężenia danych substancji przekraczają naturalne tło hydrogeochemiczne lub normy i wartości dopuszczalne ustanowione przez prawo. Ze względu na skalę, można podzielić je na zanieczyszczenia o charakterze obszarowym, liniowym oraz punktowym (Winter i in. 1998).

Zanieczyszczenia obszarowe są trudne do zidentyfikowania, a ilości wnoszonych ładunków można oprzeć jedynie na przybliżonych szacowaniach. Związane są one z zawiesinami i gazami z transportu i przemysłu oraz osiedli ludzkich, a także z obszarów rolniczych. W ostatnim przypadku są to duże ilości pierwiastków biogenicznych, głównie azotu i fosforu, z najczęściej przenawożonych pól uprawnych. W konsekwencji zmieniają one cykle krążenia pierwiastków w zlewni, a ich nadwyżki infiltrują w głąb gleby wraz z opadami atmosferycznymi powodując zanieczyszczanie płytkich poziomów wodonośnych. Zanieczyszczenia o charakterze liniowym pochodzą najczęściej z dróg komunikacyjnych, spłukiwane z powierzchni oraz emitowane przez pojazdy mechaniczne. Najczęstsze oraz najłatwiejsze do zidentyfikowania są zanieczyszczenia punktowe. Stanowią je przede wszystkim składowiska odpadów, źle zabezpieczone lub przepełnione szamba, nieszczelna kanalizacja ściekowa, magazyny, stacje paliw czy nielegalne zrzuty ścieków do gruntu lub cieków (Winter i in. 1998).

I.6.Substancje występujące w wodach podziemnych i ich pomiar

Nawet naturalne wody zawierają pewne zawartości substancji rozpuszczonych, w zależności od budowy podłoża, co określane jest jako tło hydrochemiczne. Występują one w postaci jonowej rozpuszczonej w wodzie, a najprostszym sposobem na określenie

przybliżonej i ogólnej ich zawartości są pomiary przewodnictwa elektrycznego, ponieważ każde jony uczestniczą w przewodzeniu prądu. Na wartość uzyskanych pomiarów wpływa również temperatura, gdyż wraz z jej wzrostem przewodność także zwiększa się o 1,8-2,5%, jednak większość konduktometrów wyposażonych jest w automatyczną kompensację wyników o temperaturę. Wskaźnik ten pozwala na lokalizację ognisk zanieczyszczeń powodowanych działalnością człowieka, a także porównanie wartości przewodności w okresie dłuższego czasu, co może być wyznacznikiem stabilności składu chemicznego wód (Tab. 2).

Innym wskaźnikiem jakości wód jest pomiar pH, zależny od obecności jonów wodorowych w wodzie, decydujący o przebiegu procesów geochemicznych. Powinien być on badany w miejscu poboru, ponieważ podczas przechowywania próbek zachodzą w nich zmiany mające wpływ na wartość pH (Macioszczyk 2006).

Kolejnym wyznacznikiem jakości wód jest zawartość tlenu, który jest aktywny, jednak słabo rozpuszczalny w wodzie. Jego rozpuszczalność maleje wraz ze wzrostem temperatury i mineralizacji wód, a wzrasta ze wzrostem ciśnienia. Ma on duże znaczenie dla warunków utleniająco-redukcyjnych oraz innych procesów chemicznych mających miejsce pod ziemią, zmieniając właściwości i skład chemiczny wód (Tab. 2).

Tab. 2. Zmienność procesów zachodzących w wodach podziemnych (źródło: Macioszczyk i Dorzyński 2002).

Typ wód	Rodzaj zwierciadła	Zasilanie	Mineralizacja (g/l)	Zasolenie	Warunki utleniająco-redukcyjne
Gruntowe	Zwierciadło swobodne	Bezpośrednio infiltracyjne	0,1 – 0,8	Słodkie	Utleniające
Wgłębne		Pośrednio infiltracyjne	0,8 – 50		
Głębinowe	Zwierciadło napięte	Stagnacja	50 – 100	Solanki	Redukcyjne
			100 – 300 ↓		

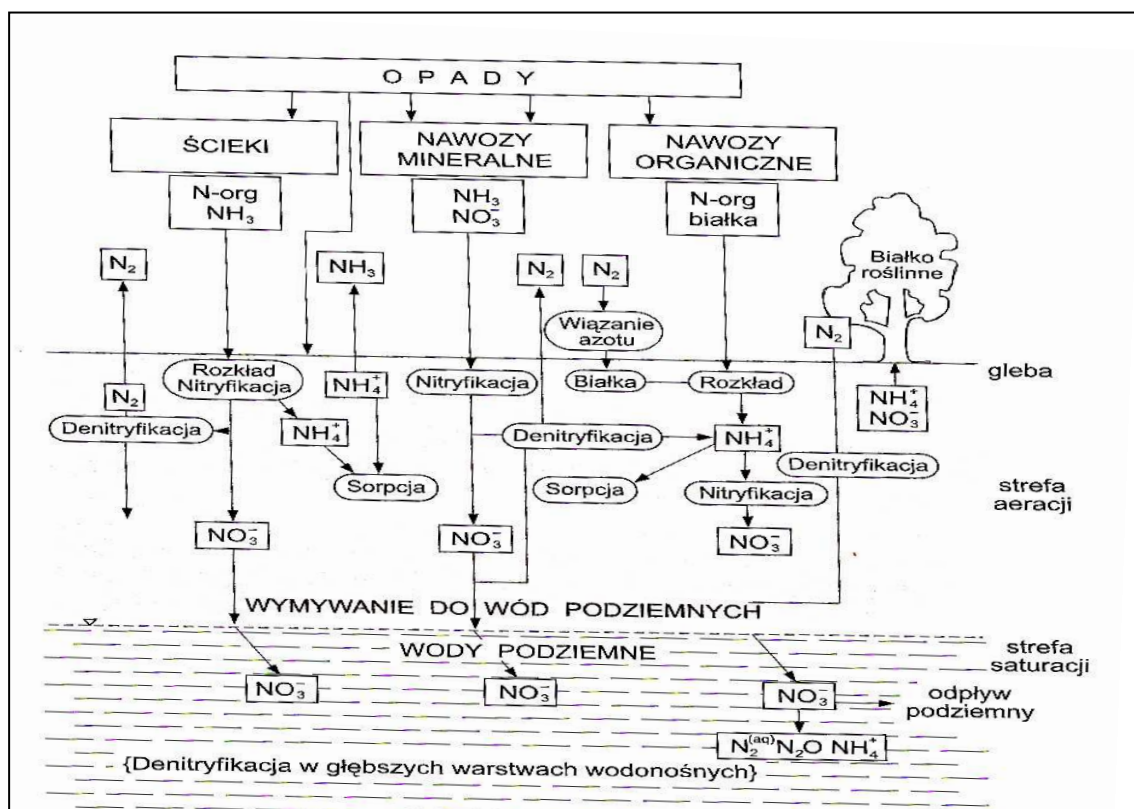
Największe stężenie obserwowane jest w płytko zalegających wodach gruntowych i zwykle nie przekracza 10 mg/l. Wraz ze wzrostem głębokości jego zawartość spada, a w wodach podziemnych występuje on w niewielkich ilościach. Tlen występujący

w wodach podziemnych jest prawie zawsze pochodzenia atmosferycznego, zależnie od procesów infiltracji, a także zawartości substancji organicznej, zużywającej tlen do procesów rozkładu, dlatego też na obszarach zanieczyszczonych wody mogą być nawet zupełnie pozbawione tlenu (Macioszczyk 2006).

Rola związków azotu

Spośród rozpuszczalnych składników, najbardziej zagrażających zanieczyszczeniem wód podziemnych jest azot, który występuje powszechnie jako rozpuszczony gaz oraz w postaci rozpuszczonych związków organicznych i nieorganicznych, pochodzenia roślinnego i zwierzęcego. Przechodzi on stopniowo przez wszystkie formy organiczne, osiągając formy mineralne – NH_4 , NO_2 , NO_3 . W wodach następują dynamiczne reakcje przejścia jednych form w inne, zależnie od warunków utleniająco-redukcyjnych i rozwoju mikroorganizmów. Na skutek czego w obrębie nawet jednej warstwy wodonośnej można obserwować zmienność stężeń poszczególnych form azotu (Ryc. 5) (Hillel 2003). Azotany (NO_3^-) są głównymi formami azotu występujące w natlenionych wodach podziemnych. Mogą tworzyć się przez rozkład materii organicznej w dobrze napowietrzonej glebie lub dostawać się do niej w formie nawozów. Jest to główny składnik odżywczy zużywany przez rośliny, które usuwają go z gleby. Może on być także rozkładany mikrobiologicznie w procesie denitryfikacji, co redukuje azot do postaci gazowej, który wydostaje się z gleby przez dyfuzję do atmosfery. Proces ten zachodzi w warunkach beztlenowych i dostępności rozpuszczonej materii organicznej. Przy koncentracji tlenu rozpuszczonego powyżej 0,2 mg/l z reguły denitryfikacja nie ma miejsca, a do procesu niezbędne są bakterie denitryfikacyjne. Przy bardzo płytkim zaleganiu wód podziemnych, proces ten może zachodzić pod samą powierzchnią gleby (Ryc. 4). W glebie w warunkach beztlenowych w dominującej większości powstają również jony amonowe (NH_4^+) (Ryc. 5) (Forrest i in. 2006).

W warunkach utleniających bakterie nitryfikujące z grupy *Nitrosomonas* i *Nitrobacter* przeprowadzają jony amonowe w azot cząsteczkowy bądź w azotyny i dalej w azotany, co nazywane jest nitryfikacją. Proces ten przebiega przy bardzo wysokim potencjale redoks. Azotyny z reguły występują w bardzo małych stężeniach, jako nietrwała w warunkach tlenowych forma przejściowa azotu przy utlenianiu jonów amonowych do azotanów. Jednakże w warunkach ograniczonej dostępności do tlenu może dojść do kumulacji azotynów (Macioszczyk i Dobrzyński 2002).



Ryc. 5. Obieg azotu w glebie (źródło: Macioszczyk i Dobrzyński 2002).

Pod wpływem zmiany warunków utleniająco-redukcyjnych oraz udziału mikroorganizmów poszczególne formy azotu mogą ulegać przemianom, na który istotny wpływ mają warunki zagospodarowania terenu. Nitryfikacja i denitryfikacja są podstawowymi procesami samooczyszczania się wód. W wyniku działalności człowieka mogą być one przyspieszane lub nawet wymuszane, a naturalny cykl obiegu azotu zostaje zakłócony. Przyjmuje się, że w wodach gruntowych obecność jonów amonowych, przy braku azotynów i azotanów świadczy o świeżym zanieczyszczeniu, pochodzącym z niedaleko usytuowanego źródła. Kiedy występują jednocześnie wszystkie formy azotu jest to sygnał, że zanieczyszczenia są trwałe. Gdy odnotowuje się jedynie azotany, przy małych ilościach azotynów oznacza to zanieczyszczenie odległe jest w czasie lub przestrzeni (Forrest i in. 2006).

Rola związków fosforu

Pierwiastek ten uczestniczy w obiegu biologicznym, wykazując ograniczoną migrację w środowisku wodnym. W warunkach naturalnych źródłem fosforu jest wietrzenie minerałów, jednak wskutek działalności antropogenicznej, może on być

dostarczany wraz z dopływem zanieczyszczeń, jak ścieki komunalne i przemysłowe, a także poprzez spływy z terenów użytkowanych rolniczo. Podwyższone stężenia związków fosforu z powyższych źródeł nie rzutują jednak na jego zawartość w wodach podziemnych, ponieważ podczas infiltracji w głąb gleby jest on absorbowany przez wodorotlenki żelaza oraz tlenki innych metali. Zawartość fosforu w wodach podziemnych jest zazwyczaj wyższa niż w wodach powierzchniowych (Macioszczyk i Dobrzyński 2002).

Wysokie pH i warunki redukcyjne powodują podwyższenie możliwości rozprzestrzeniania się fosforu. Na podstawie pH można określić występujące formy fosforu w wodach podziemnych. Przy $\text{pH} > 9$ w glebach tworzone są fosforany glinu lub żelaza, co utrudnia ich wymywanie przez wody podziemne. Obecność wapnia w roztworze glebowym wpływa na migrację fosforanów. Gleby zasadowe charakteryzują się prawie wyłącznym powstawaniem połączeń fosforu z wapniem (Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Forrest i in. 2006).

Makroskładniki: chlor, sód, potas, wapń, magnez

Chlorki występują w wodach podziemnych często, niekiedy dominując nad innymi jonami, jednak nie biorą one udziału w procesach utleniania i redukcji ani wymianie jonowej. Dlatego też bardzo łatwo i szybko przemieszczają się wraz ze strumieniem wody podziemnej. Chlor może być traktowany jako wskaźnik zanieczyszczenia wód, ponieważ do płytko zalegających wód dostaje się on wraz z różnego typu zanieczyszczeniami, jak na przykład ze ściekami zarówno gospodarczymi jak i przemysłowymi, a także z solą używaną do usuwania oblodzeń zimą. Najmniejsze jego stężenia obserwowane są w wodach infiltracyjnych, wraz z głębokością zwiększa się stężenie tych jonów. W wodach gruntowych zawsze współwystępują z jonami sodu i potasu, a w głębinowych z jonami wapnia (Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Macioszczyk 2006).

Sód jest jednym z najbardziej pospolitych pierwiastków, a jego jony najczęściej występują z jonami chlorkowymi, znacznie rzadziej z anionami siarczanowymi, a najrzadziej z jonem wodorowęglanowym. Wraz z głębokością w miarę wzrostu mineralizacji wód, wzrastają również zawartości jonów sodu. W wodach podziemnych może się pojawić w wyniku rozpuszczania soli, wietrzenia skał magmowych, a także infiltracji opadów. Stężenie sodu w wodach podziemnych regulowane jest tymi samymi czynnikami, co chlorków (Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Macioszczyk 2006).

Właściwościami chemicznymi potas zbliżony jest do sodu, również pod względem ilości występowania w litosferze. Pierwotnym źródłem potasu w wodach podziemnych są minerały skał krystalicznych, pewnych ilości potasu może dostarczać rozkład substancji organicznej. Stosowany jest w wielu nawozach mineralnych, których przedawkowanie łatwo zanieczyszcza wody gruntowe, może się on dostawać do wód podziemnych w wyniku zanieczyszczeń bytowych, gospodarczych lub przemysłowych. Jest on dobrze pochłaniany przez roślinność, dlatego w wodach podziemnych jest go niewiele (Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Macioszczyk 2006).

Jony wapnia należą do kationów dominujących w wodach podziemnych, z najwyższymi stężeniami w wodach płytkich. Występują najczęściej z jonami siarczanowymi i wodorowęglanowymi przez równowagę z którymi ich stężenie jest ograniczane. Na stan ich równowagi wpływa bardzo wiele czynników zewnętrznych. W płytkich wodach, największe znaczenie mają procesy parowania i wytrącania soli, infiltracja wód opadowych, selektywne zużywanie jonów Ca^+ przez rośliny oraz doprowadzania do wód w wyniku rozkładu substancji organicznej oraz procesy wietrzenia minerałów.

Magnez zbliżony jest pod względem chemicznym do wapnia. W wodach podziemnych jest on głównie pochodzenia mineralnego, z wietrzenia minerałów skał krystalicznych oraz osadowych. W Polsce wody utworów czwartorzędowych są najczęściej ubogie w magnez (Macioszczyk i Dobrzyński 2002, Macioszczyk 2006).

1.7. Wymagania dotyczące jakości wód podziemnych w Polsce

Kontrola jakości oraz ilości wód podziemnych w Polsce podlega regulacji prawnej. Wymagania dotyczące jakości wód podziemnych zawarte są w ustawodawstwie polskim w formie ustaw i rozporządzeń. Ustawa jest to akt prawny o charakterze powszechnie obowiązującym, najczęściej uchwalany przez parlament. Ma ona rangę niższą od Konstytucji oraz umów międzynarodowych np. Dyrektyw Unii Europejskiej, jednak jest równa rozporządzeniu Prezydenta RP z mocą ustawy, a wyższa od zwykłych rozporządzeń (pl.wikipedia.org).

Podstawą prawną w Polsce, regulującą zapisy związane z gospodarowaniem wodami jest Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. – Prawo wodne. W swoim zakresie, wprowadza ona także szereg postanowień, regulowanych dyrektywami Unii Europejskiej, jak na przykład Ramową Dyrektywą Wodną z dnia 23 października 2000 r. Ustanawia ona ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. Innymi przykładami mogą

być Dyrektywa Rady z dnia 12 grudnia 1991 r. dotycząca ochrony wód przed zanieczyszczeniami powodowanymi przez azotany pochodzenia rolniczego czy Dyrektywa z dnia 12 grudnia 2006 r. w sprawie ochrony wód podziemnych przed zanieczyszczeniem i pogorszeniem ich stanu. Z kolei aktami regulującymi system zarządzania wodami podziemnymi są rozporządzenia, jak np. Ministra Środowiska, z dn. 15 listopada 2011 r. (Dz. U. 11.258.1550) w sprawie form i sposobu prowadzenia monitoringu jednolitych części wód powierzchniowych i podziemnych czy z dnia 23 lipca 2008 r. (Dz. U. 08.143.896) w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych. Definiują one również zakresy, dla których wody określane są dobrym i słabym stanem chemicznym. Według tych zapisów ustalony został podział na pięć klas jakości wód, dla których określono graniczne wartości parametrów chemicznych, podane w załączniku do Rozporządzenia (Dz. U. 08.143.896). Na podstawie porównania uzyskanych wyników badań wód z wartościami granicznymi, można określić ich klasę a na jej podstawie stan chemiczny. Określany jest on jako dobry, w klasach jakości I-III oraz słaby, gdy chociaż jeden parametr zaliczony zostanie do klasy IV-V (Tab. 3).

Tab. 3. Wartości graniczne wybranych parametrów jakości wód wg. Rozporządzenia sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. 08.143.896)

Nazwa wskaźnika jakości wód	Jednostka	Wartość graniczna wskaźnika jakości wód danej klasy				
		I	II	III	IV	V
Odczyn	pH	6,5 - 9,5			< 6,5 lub > 9,5	
Przewodność	uS/cm	700	2500	2500	3000	> 3000
Temperatura	°C	< 10	12	16	25	>25
Tlen rozpuszczony	mg/l	>1	0,5-1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Amonowy jon	mg N-NH ₄ /l	0,5	1,0	1,5	3	>3
Azotany	mg N-NO ₃ /l	10	25	50	100	>100
Azotyny	mg N-NO ₂ /l	0,03	0,15	0,5	1	>1
Fosforany	mg P-PO ₄ /l	0,5	0,5	1	5	>5
Fluorki	mg F/l	0,5	1	1,5	2	>2
Chlorki	mg Cl/l	60	150	250	500	>500
Siarczany	mg SO ₄ /l	60	250	250	500	> 500
Sód	mg Na/l	60	200	200	300	>300
Potas	mg K/l	10	10	15	20	>20
Wapń	mg Ca/l	50	100	200	300	>300
Magnez	mg Mg/l	30	50	100	150	>150

1.8. Rola ekohydrologii w gospodarowaniu wodami podziemnymi

Koncepcja ekohydrologii opiera się na najbardziej naturalnym i skutecznym sposobie wykorzystania właściwości ekosystemu jako narzędzia zarządzania zlewnią. Zrównoważony rozwój zlewni na danym obszarze jest długotrwałym procesem, który powinien opierać się na dogłębnym, interdyscyplinarnym zrozumieniu działających mechanizmów, cykli biogeochemicznych oraz ekonomiki zlewni, wspomaganych działaniami strategicznymi, czyli wzmocnieniem szans. Zrozumienie procesów biologicznych na różnych płaszczyznach, ma fundamentalne znaczenie dla kontroli oraz zwiększenia odporności i elastyczności ekosystemu (Zalewski 2002, 2010). Dlatego też w poniższej pracy przeanalizowanych zostanie możliwie jak najwięcej aspektów mogących mieć wpływ na funkcjonowanie, jakość oraz zasobność wód podziemnych w obszarze zbiorników „Arturówek”, gdzie realizowany jest obecnie projekt LIFE+ pn.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych w „Arturówku” (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich”. Czynniki fizyczne, skład chemiczny, a także budowa, zagospodarowanie i hydrogeologia badanego terenu oraz zależności pomiędzy nimi to tylko część czynników pozwalających na analizę zagrożeń wód podziemnych Arturówka w skali przestrzennej i czasowej. Jest to tak ważne ze względu na nierozrwalne interakcje pomiędzy składnikami ekosystemu, wpływającymi na niego w sposób ciągły.

Ocena, w jaki sposób i w jakim stopniu biotyczne procesy modyfikują przepływ wody, substancji odżywczych, osadów i zanieczyszczeń w ekosystemie wodnym oraz krajobrazie i vice versa stanowi punkt wyjścia ekohydrologii (Zalewski 2002). Zasady ekohydrologii obejmują m.in. aspekty takie jak skala krążenia wody w zlewni, jej dynamika oraz hierarchia czynników. Stanowi to podstawę dla jakościowej i ilościowej oceny procesów w skali zlewni. Ponadto ewolucyjnie wykształcona plastyczność i odporność ekosystemu odpiera stres spowodowany działalnością człowieka. Jest to nierozrwalnie powiązane z zasadą zrównoważonego zarządzania zasobami wodnymi, a także koniecznością zwiększania pojemności ekosystemów w celu zniwelowania wpływu człowieka. Własności danego ekosystemu stają się narzędziami zarządzania, a podstawą jest wykorzystywanie elementów biotycznych do kontroli procesów hydrologicznych i odwrotnie, wykorzystywanie hydrologii do regulowania procesów biologicznych (Zalewski i in. 1997, Zalewski 2010).

Zasoby wody, jej jakość oraz niektóre procesy w środowisku wodnym uwarunkowane są głównie warunkami klimatycznymi oraz hydrologicznymi, ale także w dużym stopniu czynnikami biotycznymi. Unikalna kompozycja roślin i zwierząt, są kolejną charakterystyką określającą zdolność do zatrzymywania wody i składników odżywczych w danym ekosystemie, posiadając potencjał do regulowania wody i przepływu materii przez krajobraz (Zalewski 2002). Należy również zwrócić uwagę na gospodarowanie człowiekiem, mające obecnie ogromny wpływ na niemal wszystkie ekosystemy. Szczelna zabudowa oraz nieprzepuszczalne nawierzchnie uniemożliwiają infiltrację opadów atmosferycznych, prowadząc do obniżania się poziomu wód gruntowych. Prowadzi to do przesuszenia, a tym samym degradacji gleb, a także zubożenia pokrywy roślinnej (Kozłowska 2008).

Rozwiązaniem tych problemów może stać się redukcja terenów nieprzepuszczalnych poprzez tworzenie powierzchni chłonnych, umożliwiających wsiąkanie wody. Zostaje ona zmagazynowana w glebie w procesie retencji, a następnie wykorzystana przez roślinność, co dodatkowo wspomaga działanie rozwiązań ekohydrologicznych. Rozwiązanie takie spowalnia spływ powierzchniowy w czasie deszczu, a przepływ wody przez grunt, na którym znajduje się roślinność oraz mikroorganizmy znajdujące się w systemie korzeniowym, wspomaga doczyszczanie wód (Kozłowska 2008). Naturalnie występującymi ekosystemami spełniającymi powyższe założenia oraz możliwymi do wykorzystania w zlewniach miejskich są strefy zielone (parki, skwery, trawniki czy strefa roślinności wzdłuż rzek). Należy zwrócić uwagę na fakt, że nigdy nie działają one samodzielnie, ale jako efekt interakcji sąsiadujących ekosystemów. Stanowią one strefę buforową chroniącą przed zanieczyszczeniami. Trwała pokrywa roślinna, porastająca te obszary w znaczny sposób ogranicza przemieszczanie się składników mineralnych do wód gruntowych. Zmniejsza tym samym ilość substancji niesionych wodami podziemnymi do zbiorników (Burzyńska 2004). Głównym mechanizmem usuwania związków azotu z gleby jest nie jednak sam proces przyswajania tych substancji przez rośliny, ale zachodzące w glebie procesy nityfikacji oraz denityfikacji (Zalewski i in. 1998).

Zaniedbania związane z brakiem eliminacji dopływu zwiększonych ładunków zanieczyszczeń, głównie zawiesin i związków fosforu oraz azotu do wód wraz ze spływem powierzchniowym, a także złym stanem jakości wód podziemnych skutkują pogorszeniem się stanu wód powierzchniowych. Dopływ związków biogenicznych takich jak azot i fosfor w ilościach przekraczających możliwości samoregulacyjne danego ekosystemu

np. zbiorników rekreacyjnych, prowadzi do ich eutrofizacji. Symptodem tego procesu jest przyrost żyzności danego zbiornika, a w konsekwencji nadmierny wzrost fitoplanktonu i makrofitów. Należy pamiętać, że każdy 1 kilogram fosforu w zbiorniku przekłada się na 1-2 tony biomasy glonów (Kajak 1998). W warstwie fitoplanktonu dominujące są sinice, dzięki ich specyficznym wymaganiom rozwojowym. Produkują one toksyny uwalniane do środowiska wodnego, które są niebezpieczne dla zdrowia ludzi i zwierząt (Weiner 1999). W związku z powyższym następuje obniżenie odporności i zdolności do elastycznego reagowania, a także możliwości samooczyszczania zbiorników wodnych, co doprowadza do eutrofizacji nie mogących oczyścić się zbiorników wodnych (Jurczak i in. 2012, www.arturówek.pl).

I.9.Cele pracy

Podobnie jak większość wód na terenach zurbanizowanych, kompleks stawów „Arturówek” będący miejscem rekreacyjnym dla mieszkańców Łodzi, znajduje się pod znacznym wpływem oddziaływań antropogenicznych. Pogarszają one jakość wody, a tym samym ograniczają użyteczność tego obszaru jako zbiorników rekreacyjnych, do której zostały utworzone. Wpływ oddziaływań antropogenicznych obejmuje zmiany w cyklu obiegu wody i materii na danym obszarze wskutek niewłaściwie prowadzonej gospodarki wodnej, w tym wodno-kanalizacyjnej oraz gospodarki wodami opadowymi. Nie bez znaczenia pozostaje także wpływ intensywności zabudowy i uszczelnienia terenu na wielkość spływu zanieczyszczeń do wód. Ponadto, na obszarze rzeki Bzury i zbiorników „Arturówek” zidentyfikowano miejsca punktowych zrzutów ścieków oraz bezpośredniego zasilania stawów i rzeki wodami opadowymi i roztopowymi. Stanowi to bezpośrednie zagrożenie dla wód powierzchniowych i podziemnych (www.arturówek.pl).

Niniejsza praca magisterska realizowana jest w ramach realizacji projektu LIFE+ pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych "Arturówek" (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” (LIFE08 ENV/PL/000517), który jest współfinansowany ze środków Unii Europejskiej i Narodowego Funduszu Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej. Projekt LIFE+ ma na celu poprawę atrakcyjności obszaru i zbiorników Arturówek, jako jednego z głównych miejsc rekreacji Łódzian. Osiągnąć można to dzięki ograniczeniu ilości dopływu zanieczyszczeń do wód rzeki Bzury i zbiorników rekreacyjnych w Arturówku poprzez integrację rozwiązań

inżynieryjnych z biologicznymi i hydrologicznymi. Jest to również bezpośrednio związane z wyeliminowaniem zakwitów sinic pojawiających się corocznie w zbiornikach.

Niniejsza praca ma na celu wskazanie zależności pomiędzy wodami podziemnymi a wodami rzeki Bzury i zbiorników w Arturówku, ale także umożliwienie wykorzystania retencjonowania wód opadowych w zlewni bezpośredniej tego obszaru. W tym celu:

- teren podzielono na obszary odpowiadające warunkom naturalnym, seminaturalnym oraz antropogenicznym;
- zainstalowano sieć 12 piezometrów pozwalających na zbadanie wód gruntowych
- wykonano analizę budowy podłoża;
- wykonano sezonowe pobory próbek, które następnie poddano analizom chemicznym;
- dokonano analizy oceny wpływu wód gruntowych na jakość rzeki Bzury i zbiorników Arturówek;

II. Teren badań

II.1. Charakterystyka zlewni rzeki Bzury oraz zbiorników „Arturówek”

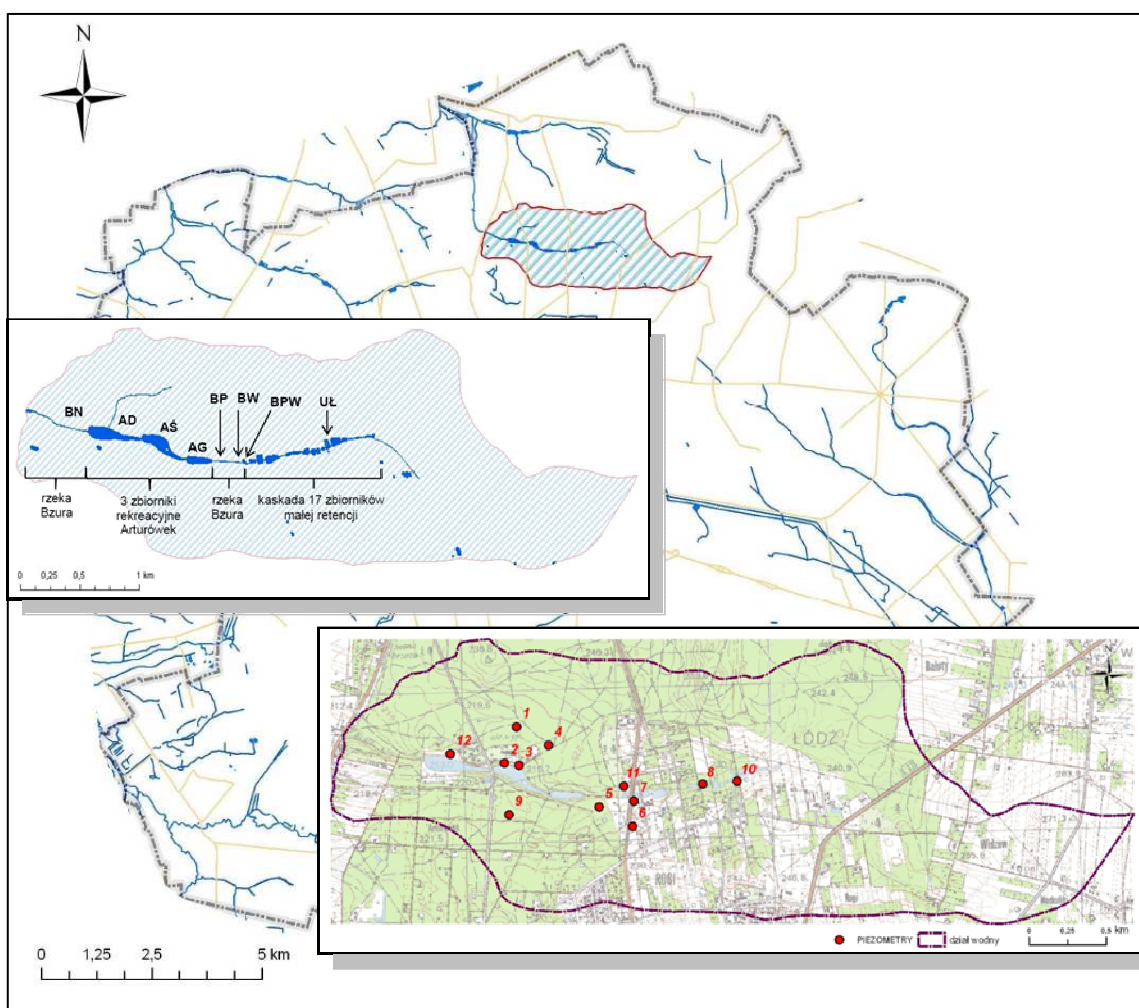
Teren badań znajduje się w północnej części Łodzi, w rekreacyjnej dzielnicy Arturówek (Ryc. 5). Od północy graniczy on z osadą Skotniki, od wschodu z osadami Modrzew, Moskule i Łodzianka, od zachodu z ulicą Łagiewnicką, zaś od południa graniczy z osadą Rogi i Osiedlem Powstania 1863 r. Jest on zlokalizowany na obszarze Parku Krajobrazowego Wzniesień Łódzkich, w odcinku źródłowym rzeki Bzury. Zbudowano tu 3 stawy, stanowiące miejsce wypoczynku i rekreacji mieszkańców miasta. Pozostałe 17 zbiorników, położonych powyżej nich wzdłuż górnego odcinka biegu rzeki Bzury, pełni głównie rolę retencyjną oraz krajobrazową (Projekt generalny 2003).

Rzeka Bzura jest lewym dopływem Wisły, uchodzącym do niej w 587,3 km jej biegu. Obszar źródłowy kiedyś znajdował się na zachód od ulicy Strykowskiej, w rejonie ulic Okólna-Łukaszewska-Moskuliki. Na skutek oddziaływań antropogenicznych w ostatnich dziesięcioleciach, nastąpiło wycofanie obszaru źródłowego o ok. 2 km. Obecnie za początek rzeki przyjmuje się pierwszy, niewielki zbiornik z kompleksu siedemnastu małych stawów, położony około 600 m poniżej ul. Strykowskiej (Projekt generalny 2003).

Zagospodarowanie zlewni jest mało urozmaicone. W dolnej części zlewni przewaga jest terenów dawniej zagospodarowanych rolniczo, obecnie jednak w znacznym stopniu przechodzą one w nieużytki, duży jest także udział terenów leśnych i zielonych, a także rozwijającej się zabudowy typu willowego.

Środkowa część zlewni, od ul. Łagiewnickiej do ul. Łódzianka to tereny Lasu Łagiewnickiego, największego miejskiego kompleksu leśnego w Europie. Znajdują się tu trzy największe zbiorniki, będące pod władaniem Miejskiego Ośrodka Sportu i Rekreacji w Łodzi oraz Leśnictwa Miejskiego.

„Arturówek Górny” usytuowany powyżej ścieżki spacerowej na przedłużeniu ul. Bażanciej jest zbiornikiem o powierzchni 1,08 ha i pojemności 10 000 m³, pełniącym obecnie rolę osadnika i buforu dla niżej położonych stawów rekreacyjnych. Jest także miejscem połowu ryb dla wędkarzy i jest on corocznie zarybiany przez Polski Związek Wędkarski. Stanowi on własność Skarbu Państwa.



Ryc. 6. Teren zlewni na tle mapy wód powierzchniowych w granicach miasta Łodzi oraz naniesione mapy układu stawów i piezometrów na danym terenie (źródło: Jurczak i in. 2012).

„Arturówek Środkowy” to zbiornik o powierzchni 2,58 ha i pojemności 34 900 m³, Stanowi miejsce uprawiania sportów wodnych. Z kolei zbiornik dolny (Bzura-7) ma powierzchnię 3,05 ha oraz pojemność 40 600 m³ i jest publicznym, otwartym kąpieliskiem zaopatrzonym w piaszczystą plażę.

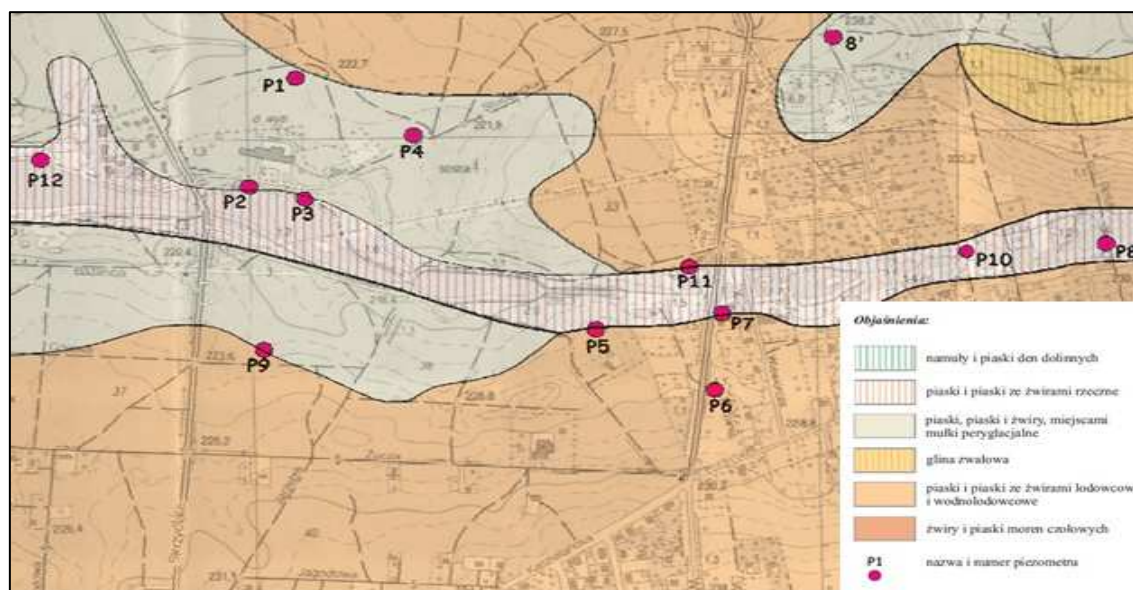
Na odcinku od ul. Wycieczkowej do ul. Strykowskiej zlokalizowanych jest siedemnaście niewielkich akwenów o powierzchni od 100 m² do 6 300 m² (Ryc. 6) o walorach widokowych. Stawy zaopatrywane są w wodę systemem paciorkowym, przy czym regularny przepływ pojawia się dopiero poniżej ul. Boruty, głównie za sprawą napełniania zbiornika „Bzura-6” przez jego właściciela, z ujęcia wgłębnego (Projekt generalny 2003).

Północno-zachodnią część zlewni, powyżej trzech największych zbiorników oraz na zachód od ulicy Wycieczkowej, zaliczono do obszaru naturalnego. Ze względu na obszar leśny wydaje się, że występuje tu najmniejsze oddziaływanie ze strony człowieka na wody podziemne oraz największa możliwość samooczyszczania się ekosystemu i utrzymanie jego naturalnej odporności na stres ze względu na występowanie w tym miejscu dużej ilości starych drzewostanów oraz uroczyska, które pozwalają na określenie przybliżonego tła hydrogeologicznego. Zainstalowane są na nim piezometry o numerach: 1, 2, 3, 4 i 12. Terenem seminaturalnym, czyli względnie niezmienionym, jednak pozostającym pod zauważalnym wpływem zabudowań mieszkalnych, jest obszar leżący na południe od trzech największych zbiorników na rzece Bzurze i na zachód od ulicy Wycieczkowej. Osiedle domów jednorodzinnych znajdujące się przy ulicy Kasztelańskiej może mieć wpływ na obniżenie jakości wód podziemnych, ponieważ generowane są w nich zanieczyszczenia. Na tym obszarze znajdują się piezometry o numerach: 5 i 9. Za teren antropogeniczny uznano obszar znajdujący się w bezpośrednim sąsiedztwie ulicy Wycieczkowej oraz leżący na wschód od niej. Mała lesistość oraz względnie gęsta zabudowa jednorodzinna nie wyposażona system kanalizacji, decydują o jego zmienionym charakterze. Na tym obszarze zainstalowane zostały piezometry o numerach: 6, 7, 8, 10 i 11.

II.2. Hydrogeologia i ukształtowanie terenu

Pod względem fizycznogeograficznym obszar badań położony jest mezoregionie Wysoczyzny Łaskiej w zasięgu wschodniej części niecki łódzkiej. Teren ukształtowany został na skutek działalności czoła lądolodu w czasie ostatniego zlodowacenia. Budowa geologiczna wskazuje na występowanie osadów kredowych podścielanych utworami jury, triasu i dużej miąższości pokrywą permsko-mezozoiczna, utrudniających dotarcie do starszych poziomów. Osady górnokredowe o miąższości ok. 400 m, zalegają na głębokości około 100 m w postaci margli i wapieni, zaś utwory trzeciorzędowe

reprezentowane przez ły i piaski o miąższości około 40 m na ich stropie. Powierzchnia terenu pokryta jest piaskami osadów czwartorzędowych (Ryc. 7), (Sych i Doroz 2011).



Ryc. 7. Lokalizacja sieci piezometrów na mapie utworów powierzchniowych (źródło: Sych i Doroz 2011).

Wody gruntowe oraz wgłębne to dominujące rodzaje wód podziemnych tworzących odpływ podziemny, minimalny przypadający na lipiec oraz sierpień, zaś maksymalny na marzec-kwiecień. Wody podziemne występują w utworach czwartorzędowych i górnokredowych oraz lokalnie trzeciorzędowych. Charakteryzują się one napiętym zwierciadłem wody, stabilizujące się na głębokości kilkudziesięciu metrów, z dwoma poziomami użytkowymi w osadach czwartorzędowych. Pierwszy poziom występuje na głębokości od 10 do 25 m, natomiast drugi poniżej 30 m, stabilizujące się na różnych głębokościach (Projekt generalny 2003, Sych i Doroz 2011).

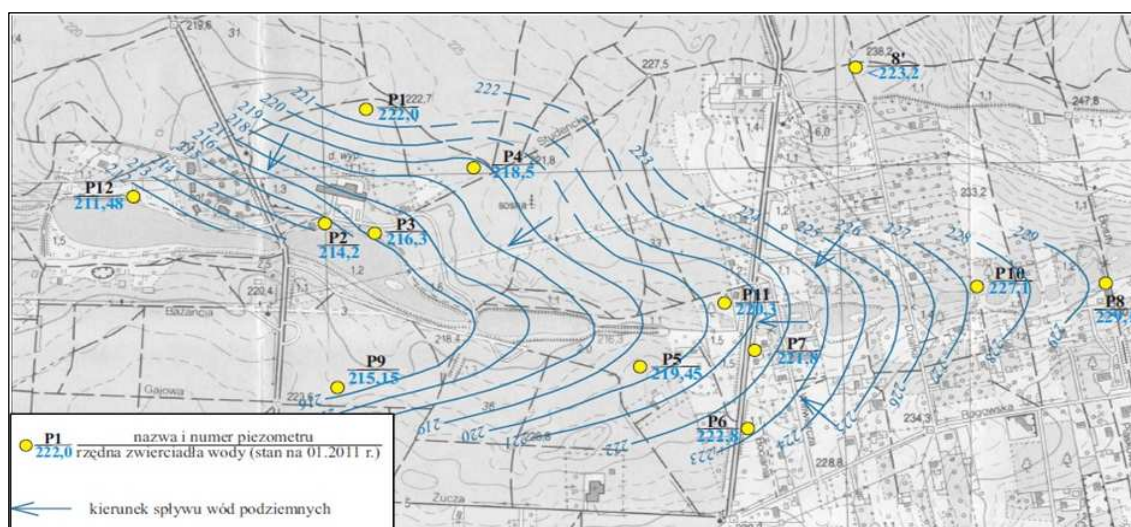
III. Materiały i metody

III.1. Lokalizacja stanowisk badawczych

W celu lepszego poznania stanu ilościowego oraz jakościowego wód gruntowych, na terenie zlewni rzeki Bzury zainstalowano sieć 12 piezometrów ujmujących wody pierwszego poziomu wodonośnego w niedalekiej odległości od zbiorników wodnych (Ryc. 6). Badany teren wykazuje cechy środowiska naturalnego oraz antropogenicznego, który w poniższej pracy porównano. Teren badań podzielono na 3 części, tak aby wyróżnić obszar naturalny (N) – leśny (piezometry nr 1, 2, 3, 4 i 12), naturalny podlegający presji ze strony człowieka, nazwany seminaturalnym (S) (piezometry nr 5, 9) oraz teren zabudowy antropogenicznej (A) (piezometry nr 6, 7, 8, 10, 11). Ze względu na zbyt płytkie

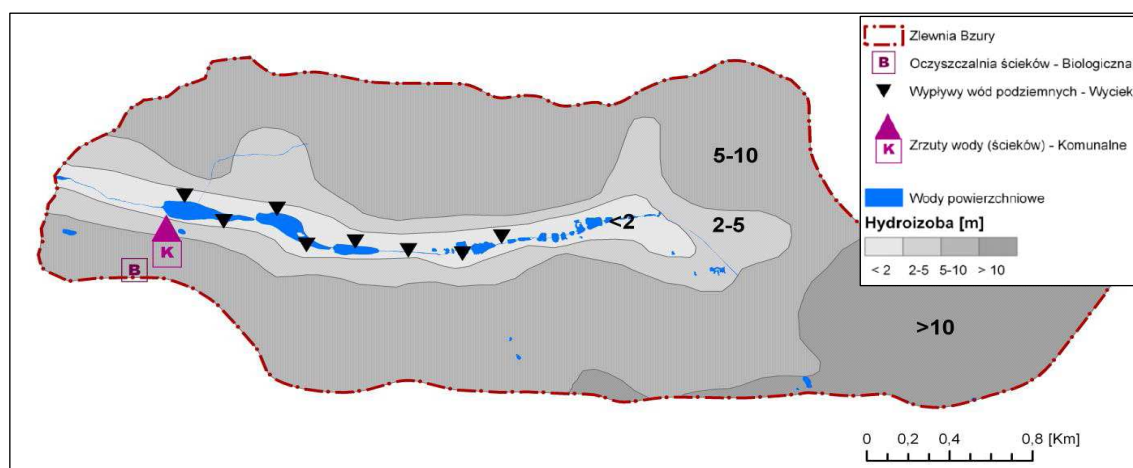
umieszczenie w gruncie piezometru nr 1, niemożliwe było pobieranie wód do wykonania wszystkich próbek, dlatego badano w nim jedynie głębokość zalegania wód.

Sieć piezometrów rozmieszczona została na obszarze zlewni rzeki Bzury w sąsiedztwie zbiorników wodnych zlokalizowanych w jej biegu w Lesie Łagiewnickim. W czasie prowadzonych prac na przełomie grudnia i stycznia 2010/2011 roku, dwanaście odwiertów badawczych w rejonie zbiorników zostało wykonane przez Przedsiębiorstwo Geologiczne sp. z o.o. Ich rozmieszczenie rozplanowano po przeanalizowaniu mapy układu hydroizohips (Ryc. 8), aby na tej podstawie prześledzić migrację zanieczyszczeń, zgodnie z kierunkiem spływu wód powierzchniowych.



Ryc. 8. Układ hydroizohips i kierunek ruchu wód pierwszego poziomu wód gruntowych (źródło: Sych i Doroz 2011).

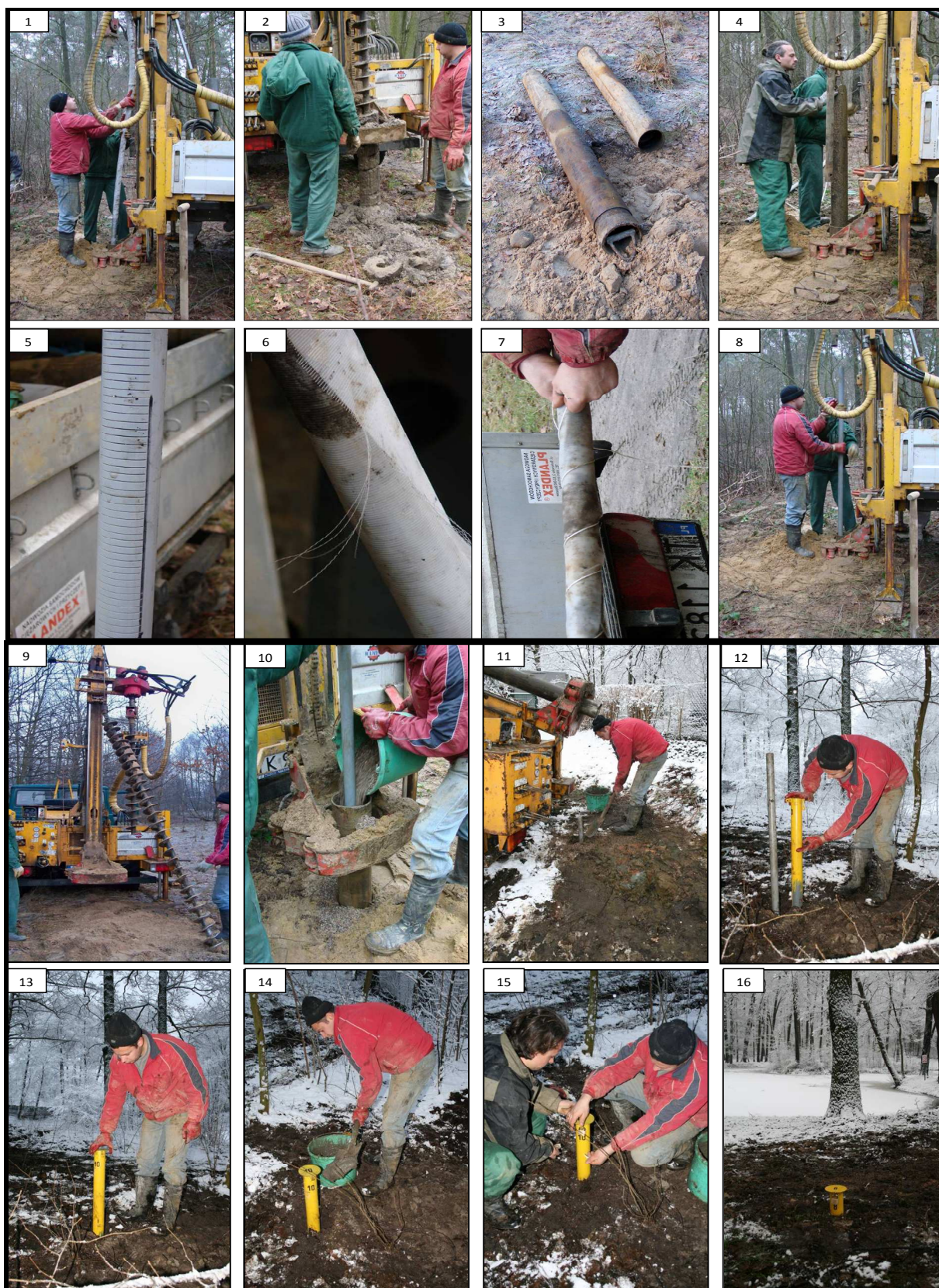
Układ sieci piezometrów (Ryc. 8). ulokowano w taki sposób, aby można było zbadać efekt wpływu terenów zurbanizowanych (wschodnie część zlewni) oraz naturalnych (zachodnia część zlewni) na wody gruntowe. Za tym idzie również zbadanie wpływu tych wód na wody powierzchniowe występujące zarówno w zbiornikach jak i w wodach rzeki Bzury, związana z miejscami zasilania wód powierzchniowych przez podziemne na danym terenie (Ryc. 9)



Ryc. 9. Lokalizacja miejsc zasilania rzeki Bzury wodami podziemnymi (źródło: Mapa hydrograficzna, arkusze M-34-4-C i M-34-3-D z 1993 r.).

Otwory odwiercono aparatem mechaniczno-obrotowym WH (Ryc. 10.1, 2) pod rury 96 mm (Ryc. 10.3), które po zakończeniu wiercenia zostały usunięte (Ryc. 10.11). W otworach zainstalowano konstrukcję filtrującą składającą się z rur PCV o średnicy 2 cali (Ryc. 10. 5-9), owiniętych włókniną i zasypanych żwirem (Ryc. 10.7 i 10). Konstrukcję dostosowano do warunków hydrogeologicznych, które stwierdzono w otworach tj. głębokości nawierconego i ustalonego zwierciadła wody. Zbudowana jest ona z trzech części: rury podfiltrowej, filtra właściwego i rury nadfiltrowej. Po zakończeniu wiercenia i zabudowaniu w otworach konstrukcji filtrującej, przeprowadzono pompowanie oczyszczające. Konstrukcję filtra zabezpieczono metalową rurą osłonową wyprowadzoną na powierzchnię ziemi (Ryc. 10.11), zakończoną głowicą z zamknięciem na kłódkę. W górnej swej części została ona zalana betonem dla lepszej stabilności w gruncie. Jej wysokość ponad powierzchnię gruntu waha się w zakresie 0,2-0,4 m (Ryc. 10. 13- 6).

Podczas prowadzenia prac instalacyjnych pobrano próbki wód gruntowych. Zbadano również profil glebowy, w celu ustalenia składu gleb na tym terenie. Informacje te są niezbędne dla określania kierunku przepływu wód gruntowych, głębokości ich zalegania, a także potencjału filtrowania. Wody gruntowe pobierano z pierwszej warstwy wodonośnej, charakteryzującej się swobodnym zwierciadłem wody.



Ryc. 10. Etapy instalacji sieci piezometrów (fot. T. Jurczak, A. Kotwas).

III.2. Pobór próbek

Po zainstalowaniu sieci piezometrów, pobór próbek wód gruntowych odbył się czterokrotnie: 3 marca, 12 lipca, 2 września oraz 3 listopada 2011 roku, w godzinach od 10:00 do 15:00. Wstępnie mierzono głębokość zalegania zwierciadła wód za pomocą miernika dźwiękowego (świstawki), następnie wodę odpompowywano jednokrotnie za pomocą pompki elektrycznej i czekano do ponownego napełnienia piezometru. Następnie pobrano wodę gruntową za pomocą pompy do butelek o pojemności 1 l do badań laboratoryjnych.

III.3. Oznaczenie próbek, analiza parametrów fizycznych i chemicznych wody

Pomiaru parametrów fizycznych (temperatura wody, zawartość tlenu, konduktywność i pH) dokonywano w terenie za pomocą miernika firmy WTW model Multi 340i, dzięki zastosowaniu różnego rodzaju elektrod (Ryc. 11). Przed analizą form jonowych próbki poddawano wstępnej obróbce, polegającej na ich przefiltrowaniu na sączkach z bibuły firmy GF/C Whatmann z zastosowaniem techniki podciśnieniowej. Podciśnienie wytwarzano pompką membranową. Do oznaczania form całkowitych azotu i fosforu, używano wody niefiltrowanej. Wyżej wymienione oznaczenia laboratoryjne dokonywano w późniejszych terminach, dlatego do tego czasu próbki zamrażano w 50 ml pojemnikach.



Ryc. 11. Miernik firmy WTW model Multi 340i.

Oznaczeń i analiz dokonano w laboratorium Europejskiego Regionalnego Centrum Ekohydrologii pod auspicjami UNESCO, w instytucie PAN w Łodzi. Przed oznaczeniami próbki rozmrażano. Przefiltrowane próbki wód poddawane były analizie ilościowej

i jakościowej za pomocą wysokosprawnej chromatografii jonowej (HPIC) na chromatografie Dionex ICS-1000. System ten złożony jest z dwóch układów: dla anionów i kationów. Każdy z nich składa się z wysokociśnieniowej pompy, eluentu, kolumny ochronnej (2×50 mm, CG18 dla kationów i AG18 dla anionów), wypełnione żywicą, kolumny separacyjnej (2×250 mm, IonPac CS18 dla kationów i Ion Pac AS18 dla anionów), supresora chemicznego stabilizującego linię bazową (CSRS – ULTRA II dla kationów i ASRS – ULTRA II dla anionów), naczynka konduktometrycznego oraz systemu gromadzenia danych. Podczas analizy kationów eluentem był 16 mM kwas metasulfonowy firmy Fluka, dla anionów mieszanina 4,5 mM węglanu sodu i 1,4 mM dwuwęglanu sodu przygotowany z koncentratu firmy Dionex AS22 Eluent Concentrate. W obu systemach wykorzystana została elucja izokratyczna przy temperaturze 30°C i przepływie 1 ml/min. W celu oznaczenia jonów wykorzystano pętlę 25 μ l. Aniony i kationy identyfikowane były przy użyciu standardu 7 anionów i 6 kationów firmy Dionex. W oparciu o powierzchnię piku standardów, wykorzystując program Chromeleon dokonano ilościowego ich oznaczenia.

Do oznaczania azotu całkowitego, wykorzystano metodę spektrofotometryczną z zastosowaniem zestawu odczynników firmy HACH, zgodnie z procedurą rekomendowaną przez producenta i zamieszczoną na stronie internetowej. Przy oznaczaniu fosforu całkowitego użyto metody kwasu askorbinowego, zgodnie z metodyką PN 88/C 04537.04, zwana metodą kwasu askorbinowego.

IV. Wyniki

IV.1. Warunki meteorologiczne

Dane meteorologiczne z okresu od stycznia do grudnia 2011 roku, wykorzystane w poniższej pracy pochodzą z badań wykonanych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej na stacji meteorologicznej w Wilanowie, znajdującej się we wschodniej części badanej zlewni.

W ciągu roku badawczego temperatury powietrza wykazywały najniższe wartości w miesiącach zimowych oraz najwyższe w okresie letnim i wczesno-jesiennym. Średnie temperatury miesięczne, obliczone ze średniej między najniższą oraz najwyższą dzienną temperaturą, wahały się od -0,2°C w najzimniejszym miesiącu lutym do 20°C w najcieplejszym miesiącu sierpniu. Najniższa odnotowana średnia dzienna temperatura wynosiła -6,25°C, odnotowana 30 stycznia 2011 roku, zaś najwyższa 26,4°C dnia 27 sierpnia 2011 roku (Zał. 1).

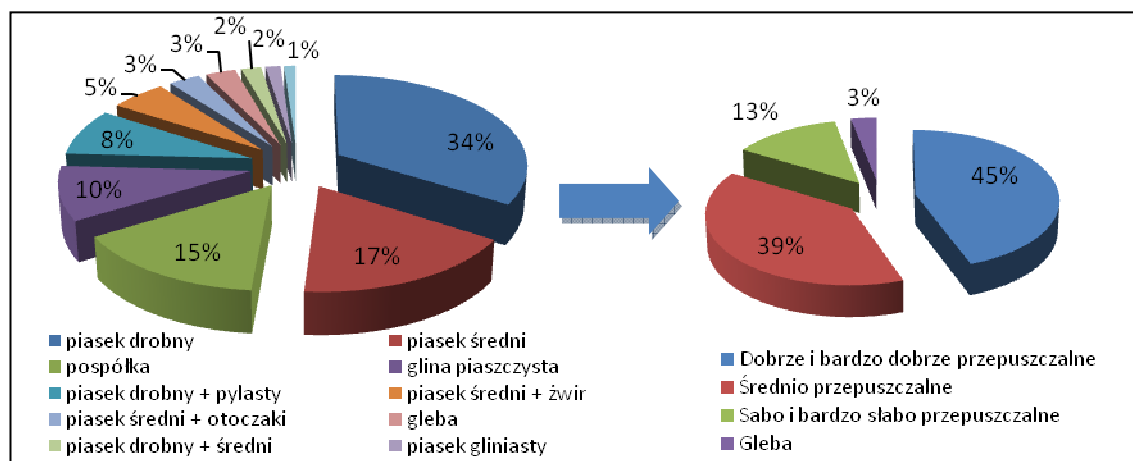
Odnotowane na podstawie wykonanych badań wielkości opadów, wskazują na ich największą intensywność w okresie letnim, zaś stosunkowo niewielkie na początku oraz pod koniec roku. Miesięczne średnie dobowe opady zawierały się w przedziale między najmniejszą wartością 0,5 mm w listopadzie a najwyższą 6,8 mm w lipcu. Najwyższa odnotowana wysokość opadów wyniosła 31,8 mm dla 14 lipca 2011 roku (Załącznik 1).

Średnia miesięczna wilgotność powietrza wykazuje największe wartości w okresie zimowym, zarówno na początku i pod koniec roku 2011, najniższą wilgotnością charakteryzują się miesiące wiosenne i letnie. Miesiącem o najniższych średnich wartościach wilgotności powietrza jest czerwiec, ok. 67%, zaś najwyższe średnie wilgotności odnotowano w styczniu – ok. 91%.

Analiza prędkości wiatru wykazała, że początek roku pomiędzy lutym a kwietniem charakteryzował się największymi prędkościami wiatru oraz powtarzaniem się dni wietrznych. Jako najbardziej wietrzny miesiąc uznać można luty, w którym średnia prędkość wynosiła 5,2 m/s (ok. 19 km/h), zaś najmniej wietrzny okazał się listopad, ze średnią prędkości 3 m/s (10 km/h) (Załącznik 1).

IV.2. Warunki hydrogeologiczne oraz zagospodarowanie i użytkowanie terenu

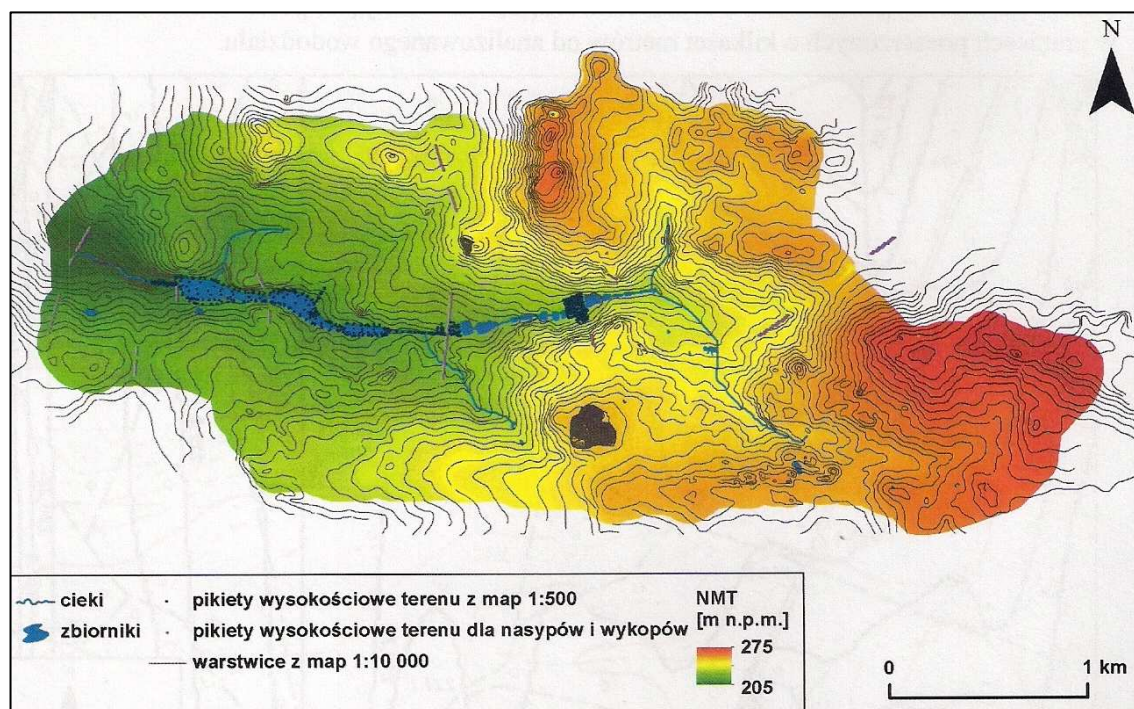
W celu określenia współczynnika filtracji gruntów badanego terenu, przeprowadzono analizę uziarnienia (sitową) próbek gruntów pobranych z otworów (Tab.1, Ryc. 12).



Ryc. 12. Udział procentowy poszczególnych frakcji gleb z piezometrów całego terenu badawczego (opracowanie własne).

Wyniki wskazują, iż badany teren charakteryzuje się średnią oraz dobrą przepuszczalnością gleb, na co wskazuje zsumowany udział procentowy poszczególnych rodzajów gleb ze wszystkich piezometrów (Ryc. 12). Prawie 35% stanowią piaski drobne,

które znajdują się w profilu glebowym wszystkich piezometrów, za wyjątkiem stanowiska 5. Piasek średni, stanowiący blisko 20% występuje na terenie seminaturalnym, częściowo na terenie antropogenicznym (za wyjątkiem piezometrów 8 i 10) oraz tylko w jednym stanowisku z obszaru naturalnego – w piezometrze 4. Pospółka, odnotowana w 15% gleby występuje na terenie seminaturalnym oraz antropogenicznym (piezometr 11 oraz 12 w terenie naturalnym). Glinę piaszczystą odnotowano głównie na obszarze naturalnym na stanowiskach 1, 3, 4 oraz na antropogenicznym 11. Mieszanina piasku drobnego z pylastym, występuje tylko na trzech stanowiskach: 3, 8, 10, w każdym przypadku znajdujące się w bliskiej odległości od zbiornika wodnego (Zał. 6.)

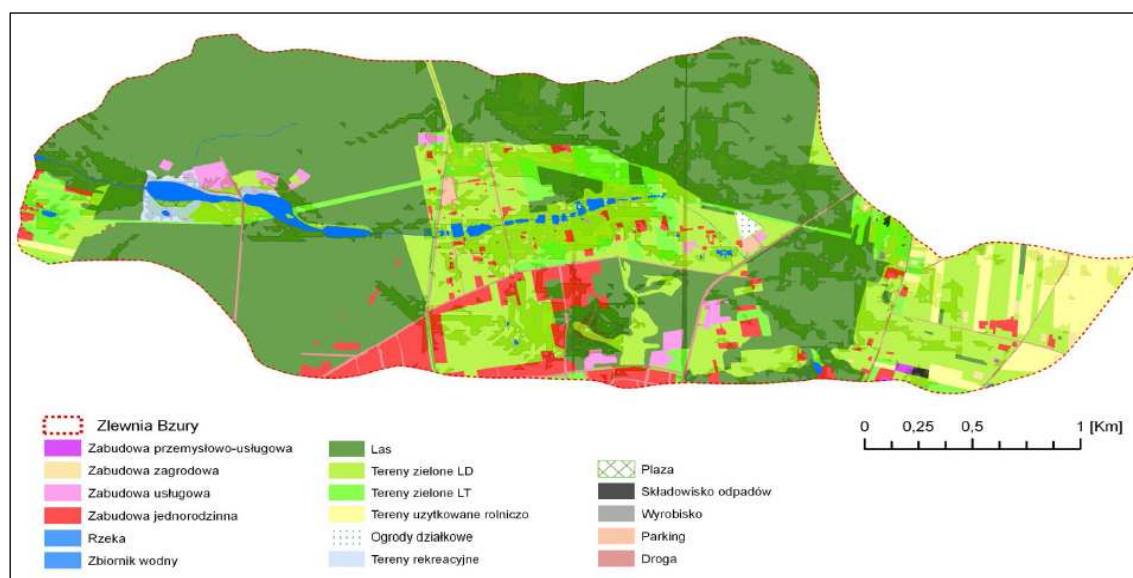


Ryc. 13. Ukształtowanie terenu badanej zlewni (źródło: Giełczewski i in. 2011).

Cechą charakterystyczną badanego terenu jest płytko zalegające zwierciadło wód gruntowych z typowymi wahaniami rocznymi $0,2 \pm 0,5$ m. Poziom wód gruntowych nie jest izolowany od powierzchni terenu, a jego zwierciadło jest swobodne, co stwarza dobre warunki odnawialności wód przez infiltrację powierzchniową. Z uwagi na brak izolacji, poziom ten narażony jest na wpływ zanieczyszczeń antropogenicznych, na które wpływ ma również ukształtowanie terenu. Duże spadki terenu w kierunku zachodnim powodujące spływ wód z terenów antropogenicznych w kierunku obszarów oznaczonych jako naturalne, a co za tym idzie rekreacyjnego zbiornika Arturówek Dolny. Spadek zwierciadła odpowiada ukształtowaniu rzeźby terenu, a wody kierowane są w kierunku koryta rzecznej. Największe lokalne deniwelacje terenu można jednak zauważyć w strefach przykorytowych, co świadczy o głębokim wcięciu doliny rzecznej. Wiąże się

tobezpośrednio z intensywną alimentacją wodami podziemnymi wód powierzchniowych, a zatem silnym związku hydraulicznym (Ryc. 13).

Z analizy dostępnych materiałów kartograficznych wynika, że dolina rzeki Bzury jest w niewielkim stopniu przekształcona w wyniku działalności człowieka na terenie miasta, zachowując swój charakter dzięki położeniu w dużej części w granicach Lasu Łagiewnickiego. Zdecydowanie dominującym typem pokrycia terenu są lasy mieszane, stanowiące ponad połowę całkowitej powierzchni zlewni, a jedną czwartą stanowią obszary trawiaste (Ryc. 14) (Giełczewski i in. 2011). Dominującym typem użytkowania terenu poniżej zbiorników wodnych Arturówka są tereny zielone (84,8%), do których zaliczono zarówno duże kompleksy leśne jak i tereny z zielenią niską i rzadkimi zadrzewieniami (Jurczak i in. 2012). Na terenie Arturówka przeważają bagienne lasy olszowe, charakterystyczny jest również przystrumykowy łęg jesionowo-olszowy stanowiący roślinność doliny Bzury. Obie wymienione formacje leśne mają wybitne znaczenie wodochronne. Najbardziej naturalny odcinek znajduje się poniżej ul. Wycieczkowej do ul. Łagiewnickiej, dalej dominuje charakter seminaturalny z przewagą olszy czarnej, gdyż jesiony ze względu na selektywne pozyskiwanie tego gatunku we wcześniejszym okresie zostały wycięte. W miejscach płytkiego zalegania wód gruntowych, występują szuwały trzcinowe (Kurowski 2001, Projekt Generalny 2003).



Ryc. 14. Formy użytkowania terenu (źródło: Jurczak i in. 2012).

Tereny usytuowane w bezpośrednim sąsiedztwie linii brzegowej zbiorników, będące lokalizacją stref rekreacyjnych i usługowych, stanowią zaledwie 1% obszaru

zlewni. Jednak z uwagi na intensywność ich wykorzystania i lokalizację, mają one znaczny wpływ na stan wód (Jurczak i in. 2012)

Obszar Lasu Łagiewnickiego położony na południe od rzeki Bzury do ulicy Krasnoludków i Kasztelańskiej obejmuje Uroczysko Arturówek. Dominujące są tu około stu letnie sosny pospolite, jednak teren ten sprzyja rozwojowi drzewostanów liściastych jak dęby, jesiony oraz brzozy (Ryc. 15). Wypierają one sosnę, której monokultury na początku XX stulecia były stosowane w celu sztucznego odnawiania lasów oraz szybkiego zwrotu nakładów przez sprzedaż drewna, co zmieniło naturalny charakter tego siedliska (Kurowski 2001).

Na północ od stawów w Arturówku zlokalizowane jest Uroczysko Letniska, w którym znajdują się najstarsze w zachodniej części Lasu Łagiewnickiego ponad 140 letnie dąbrowy, fragmenty buczyn i modrzewi. Tereny te stanowią naturalną część obszaru badań. Wody pobierane z tego obszaru traktowane będą jako naturalne i będą punktem odniesienia dla terenów zurbanizowanych.



Ryc. 15. Roślinność rzeczywista występująca w Arturówku. Objasnienia: 3 - lęg jesionowo olszowy, 4 - grąd niski, 5 - grąd typowy, 6 - grąd wysoki, 9 - acidofilna dąbrowa, 11 - bór mieszany sosnowo dębowy, 15 - młodniki różnogatunkowe, 16 - uprawy leśne, 17 - zb. łąkowe, 20 - zbiorowiska ruderalne, 21- zb. rzęs i makrolitów (źródło: Kurowski 2001).

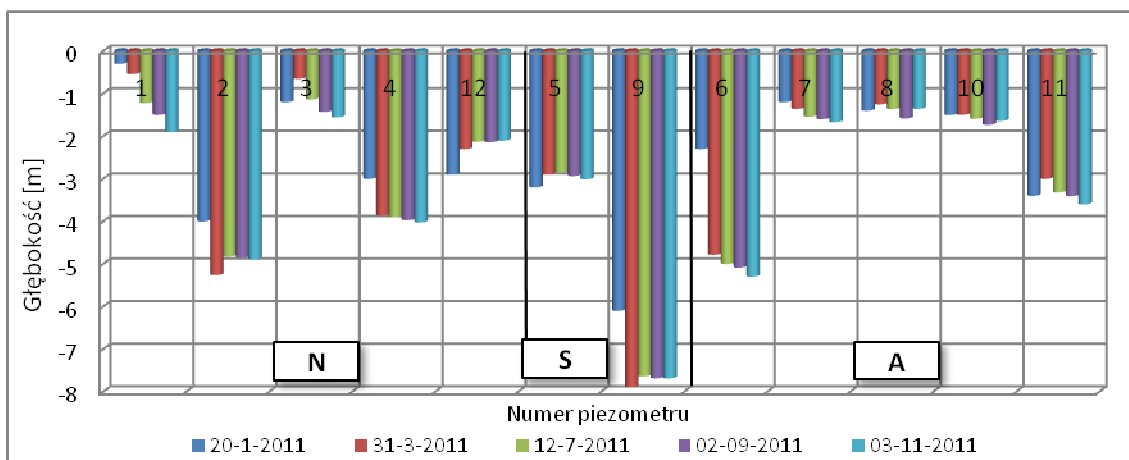
Tereny użytkowane rolniczo, w tym cechujące się silną antropopresją ogródki działkowe, stanowiące 4,4% obszary zlewni są zlokalizowane powyżej zbiorników

Arturówek. Odcinek, na którym zlokalizowane jest siedemnaście zbiorników, pomiędzy ulicami Wycieczkową i Strykowską charakteryzuje się brakiem dostępu do koryta rzeki, poprzez podział własnościowy pomiędzy mieszkańców, co powoduje wyłączenie ich z funkcji rekreacyjnej. Występująca tu zabudowa ma głównie charakter willowy i rezydencjonalny, znajdują się tu także ośrodki wypoczynkowe oraz działki rekreacyjne (Jurczak i in. 2012).

IV.3. Czynniki hydrologiczne oraz klimatyczne wpływające na jakość i ilość wód gruntowych i podziemnych

Głębokość zalegania wód

Na badanym terenie można zauważyć zróżnicowanie w głębokości zalegania zwierciadła wód gruntowych. Najpłytszymi piezometrami są 1, 3, 7, 8 o średnich głębokościach wynoszących 1,2-1,5 m. Najgłębiej zalega woda w piezometrach 2, 4, 6, 9 ze średnimi głębokościami w zakresie 3,9-7,7 m (Ryc. 15).

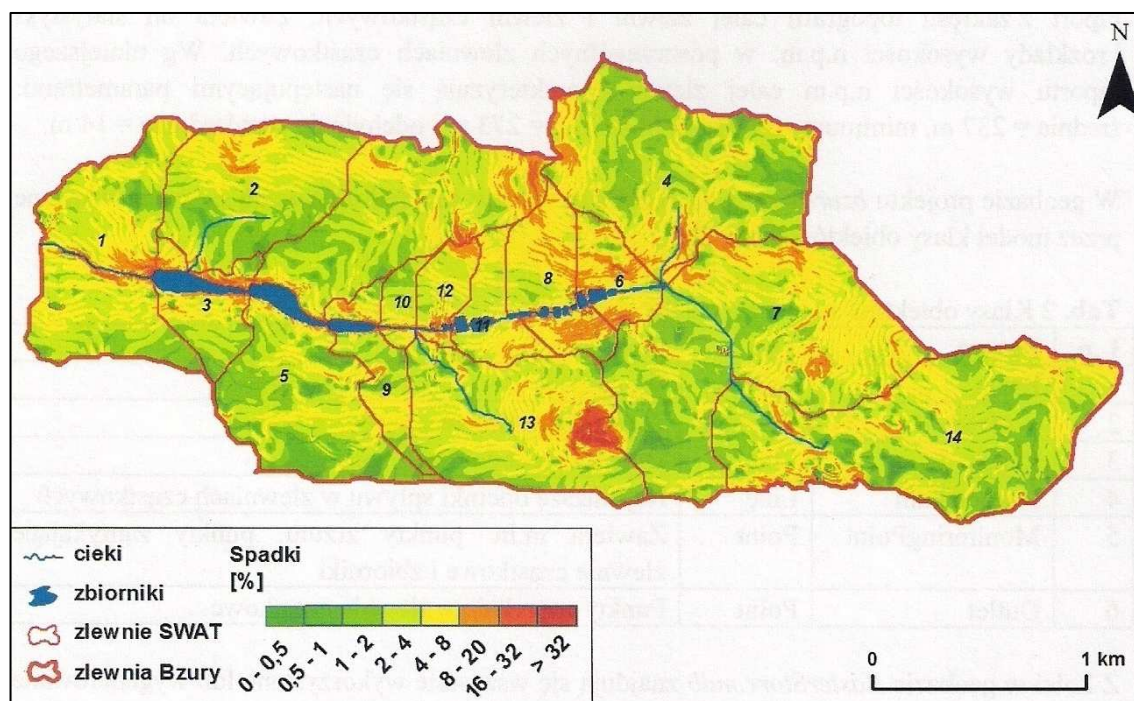


Ryc. 16. Zmiany głębokości zalegania wód na poszczególnych stanowiskach. Dane z 20 stycznia 2011 roku pochodzą z pomiarów przeprowadzonych podczas instalowania sieci piezometrów.

W większości piezometrów zauważyć można stopniowy wzrost głębokości zalegania wód w ciągu roku. Wyjątek stanowią stanowiska 2, 9, 12 na których poziom wody podnosi się, po badaniu wykonanym w marcu. Z kolei piezometry 8 i 10 wykazują podobne względem siebie zachowanie wód, czyli stopniowe spadki głębokości w pierwszej połowie roku oraz wzrost pod koniec okresu badawczego (Ryc. 16).

Poziom wód gruntowych w ciągu roku badawczego wykazuje najmniejszy zakres wahań w piezometrach 4, 5, 10 i 12, mieszczą się one w przedziale 0,16-0,24 m, zaś największymi wahaniami odznaczają się piezometry 1, 3 i 11 z wartościami 0,52-1,36 m.

Należy pamiętać, że głębokość zalegania wód względem terenu uzależniona jest od odległości danego stanowiska od zbiorników wodnych. Teren znacznie obniża się w kierunku cieków, dlatego też piezometry znajdujące się w bezpośrednim sąsiedztwie zbiorników wodnych, będą się charakteryzować mniejszą głębokością zalegania wód niż piezometry od nich oddalone oraz bardziej podatne na wahania poziomu wód. Zależność tą można zauważyć przy analizie mapy hydroizohips lub mapy wygenerowanej w procesie *Watershed delineation* (Giełczewski i in. 2011), gdzie wyraźnie widać duże spadki terenu w sąsiedztwie zbiorników wodnych (Ryc. 17).

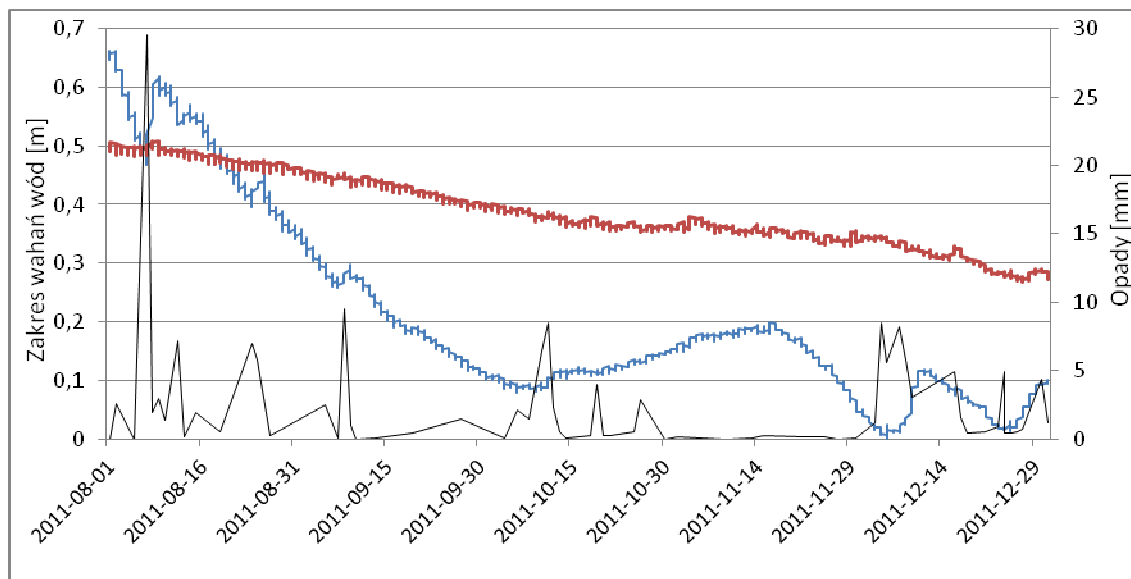


Ryc. 17. Mapa spadków na badanym terenie (źródło: Giełczewski i in. 2011).

Opady i temperatura

Porównując wykresy opadów w badanym roku 2011 do zmian poziomu wód w poszczególnych piezometrach, nie odnotowano znaczących zależności. Do analizy użyto również wyników pomiarów wykonanych za pomocą ciśnieniowego czujnika poziomu wody – minidiver'a zainstalowanego w piezometrach 3 i 4. Jest to urządzenie, w którym pomiary prowadzone były w sposób ciągły w odstępach trzy godzinnych. Zainstalowany został on w połowie okresu badawczego, dlatego też do analizy przyjęto również wahania

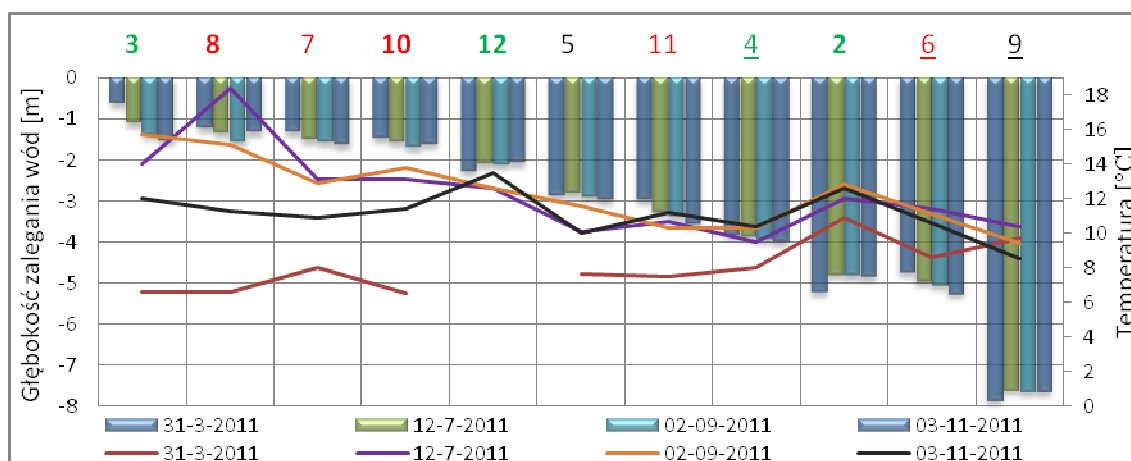
wód z roku 2012, w celu uzyskania pełnego okresu badawczego. Wyniki z roku 2012 nie mogą jednak zostać porównane do wykresów pogodowych z roku 2011.



Ryc. 18. Wahania poziomu wód w piezometrze 3 (kolor niebieski) i 4 (kolor czerwony) zmierzony minidiverem przedstawiony okres jednego roku. Zielonymi pionowymi liniami oznaczono przeprowadzone pobory wód, czerwoną kropką koniec okresu badawczego.

Wykres wahań wód uzyskanych z minidiver'a, wskazuje na aktywne reagowanie piezometru 3 na opad, co szczególnie widoczne jest na początku sierpnia (Ryc. 18). Głębokość zalegania wód sięga w nim zaledwie 1,5 m. Podczas pierwszych trzech analizowanych miesięcy (sierpień-listopad) w piezometrze 4, o znacznej głębokości (ok. 4 m), zaobserwowano stały, powolny spadek głębokości zalegania zwierciadła wód podziemnych. Średnio wynosi on 3,5 cm na miesiąc. Na porównywanym stanowisku 3, zmiany te były dużo bardziej dynamiczne – ok. 30 cm na miesiąc. Pod koniec roku badawczego można doszukać się korelacji bardzo niskich opadów w październiku oraz listopadzie i najniższych stanów wód w grudniu. W piezometrze 4 poziom wody wykazuje niewielkie zmiany, pozostając w ciągu roku na zbliżonym poziomie (Ryc. 18).

Porównując temperatury wód na wszystkich badanych stanowiskach, zauważyć można dynamiczne zmiany w ciągu roku. Najniższe temperatury zbadano w marcu (za wyjątkiem piezometru 9). Średnia dzienna temperatura powietrza atmosferycznego dnia, w którym dokonano poboru wód jest również najniższa spośród wszystkich 4 pomiarów. W przypadku wód zalegających płytko, wahania te są znaczne – piezometry 3, 8 i 10. Amplituda zmian temperatury zawiera się w tym przypadku w zakresie od ok. 7 nawet do 12°C w ciągu roku. Dla porównania, na stanowisku 9, gdzie wody zalegają najgłębiej, wahania te są niewielkie – amplituda ok. 2°C w ciągu roku (Ryc. 19).



Ryc. 19. Dynamika zmian temperatury wód gruntowych oraz głębokości ich zalegania (pogrubione - numery piezometrów znajdujące się najbliżej zbiorników, podkreślone - w najdalszej odległości, zielony - numery piezometrów naturalnych, czerwony - antropogenicznych).

IV.4. Wpływ parametrów chemicznych na jakość wód podziemnych

Piezometrem, w którego wodach gruntowych przekroczonych jest najwięcej wartości granicznych jest piezometr 8 (Załącz. 4, 5). Znajduje się on w pobliżu Stawu Uniwersyteckiego, na terenie antropogenicznym i jest jednym z najpłytszych piezometrów. Piezometrami, w których jakość wody nie jest najlepsza są również stanowiska 5 i 9 (Załącz. 4, 5), zlokalizowane na terenie seminaturalnym. Piezometr 9 jest najgłębszym spośród wszystkich i znajduje się w dużej odległości od zbiornika wodnego.

Jedyny spośród wszystkich piezometrów, w którego wodach nie został przekroczony żaden z wyżej wymienionych parametrów, jest piezometr 4 (Załącz. 4, 5). Zlokalizowany jest on na terenie naturalnym, w sporej odległości od zbiorników wodnych. Mało zanieczyszczone stanowiska, to piezometry 2 i 3, znajdujące się na terenie naturalnym, w których przekroczonym wskaźnikiem jest tylko temperatura.

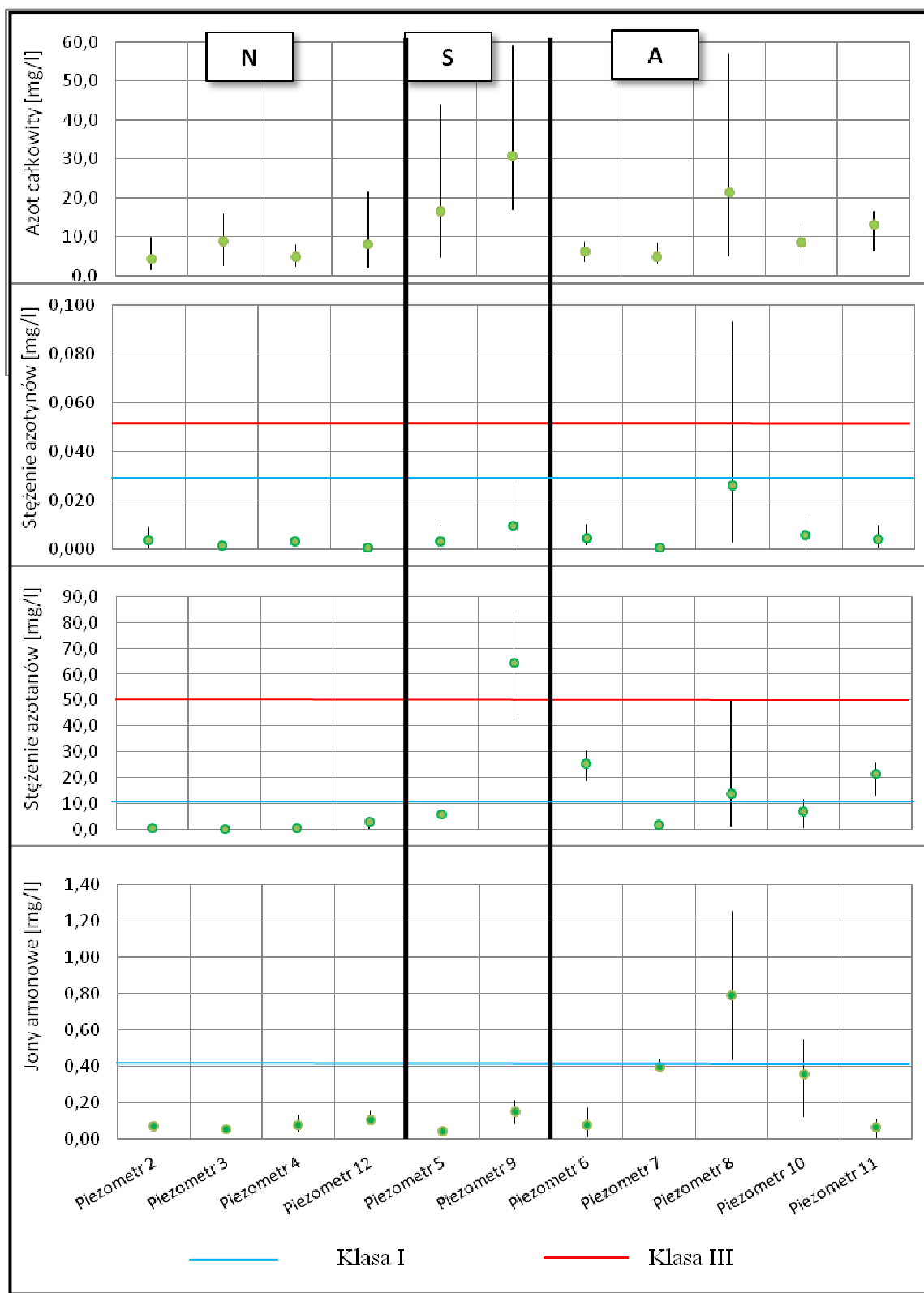
Wartości przewodności, pH oraz tlenu rozpuszczonego wykazują wartości charakterystyczne dla dobrej jakości wód. Jedynie na terenach zaliczanych do antropogenicznego oraz seminaturalnego, wykazano podwyższone zawartości form azotu i fosforu. Za wyjątkiem stanowiska 12, w którym można zauważyć podwyższone zawartości azotu całkowitego. Stanowiska naturalne nie wykazują zanieczyszczeń wód.

Formy azotu

Wody terenu zaliczonego do naturalnego, charakteryzują się niskimi stężeniami wszystkich badanych form azotu. Jedynie na stanowisku 12 wykazano podwyższone w stosunku do pozostałych stężenia tego składnika, przekraczające 20 mg/l. Analizując okresowe zmiany poziomu azotu całkowitego można także zauważyć jego podwyższone wartości na początku roku, we wszystkich piezometrach terenu naturalnego (Zał. 2).

Piezometry zlokalizowane na terenie seminaturalnym, charakteryzują się wysokimi stężeniami średnimi azotu całkowitego. Dochodzą one do 44 mg/l w przypadku stanowiska 5 i nawet ok. 60 mg/l na stanowisku 9. Reszta badanych form azotu w wodach piezometru 5 wykazują I klasę jakości (Ryc. 20). Z kolei stanowisko 9 charakteryzuje się niskimi stężeniami azotynów oraz jonów amonowych. Jednak odnotowano wysokie stężenia azotanów, które przekraczają III klasę jakości wód i dochodzą do 85 mg/l (Ryc. 20). Dodatkowo są to stężenia co najmniej dwukrotnie wyższe niż na innych stanowiskach. Jednak w okresie wiosennym stężenie azotanów na stanowisku 9 nie przekracza granicznych wartości określonych dla dobrej jakości wód (Zał. 2).

Większość piezometrów obszaru antropogenicznego charakteryzuje się dobrą jakością wód gruntowych, a dodatkowo stanowisko 7 wykazuje jedno z najniższych obserwowanych stężeń azotynów i azotanów z całego obszaru badań. Wyjątek stanowią jednak wody piezometru 8, zlokalizowanego w pobliżu zbiornika Bzura-7. Stężenia azotu całkowitego sięgają tu ok. 60 mg/l i są jednymi z najwyższych spośród wszystkich badanych stanowisk (Ryc. 20). Sezonowa dynamika zmian wykazała jednak, że przekroczenie to miało miejsce w przypadku pomiaru z lipca, zawyżając tym samym wartość średnią stężenia tego składnika. Przekroczenie wartości granicznych III klasy jakości wód w tym piezometrze, obserwowana jest w przypadku stężeń azotynów. Sytuacja taka ma jednak miejsce jedynie w przypadku badania wykonanego w marcu, w którym to stężenia tego parametru są bardzo podwyższone w stosunku do reszty wyników. Stężenia azotanów na tym stanowisku wykazują takie same zależności. W przypadku obydwu powyższych wskaźników, stężenia te znacznie spadają w kolejnych badaniach, uzyskując bardzo niskie wartości (Zał. 2)



Ryc. 20. Średnie stężenia form azotu mierzone, oznaczone zielonym punktem. Pionowe linie pokazują zakres pomiędzy wartością maksymalną i minimalną.

Przy wysokich stężeniach azotynów i azotanów, odnotowano niskie stężenia jonów amonowych. Zidentyfikowano jednak zależność, którą obrazują wody pobrane z piezometrów 7 i 8. W okresie, w którym badania wskazują na bardzo niskie stężenia

azotynów oraz azotanów, stężenie jonów amonowych jest wysokie w porównaniu do reszty uzyskanych wyników. Roczny rozkład stężenia jonów amonowych wskazuje na jego podwyższenie głównie w drugiej połowie okresu badawczego. Jest ono również wyższe w porównaniu do dwóch pozostałych obszarów (Załącznik 2).

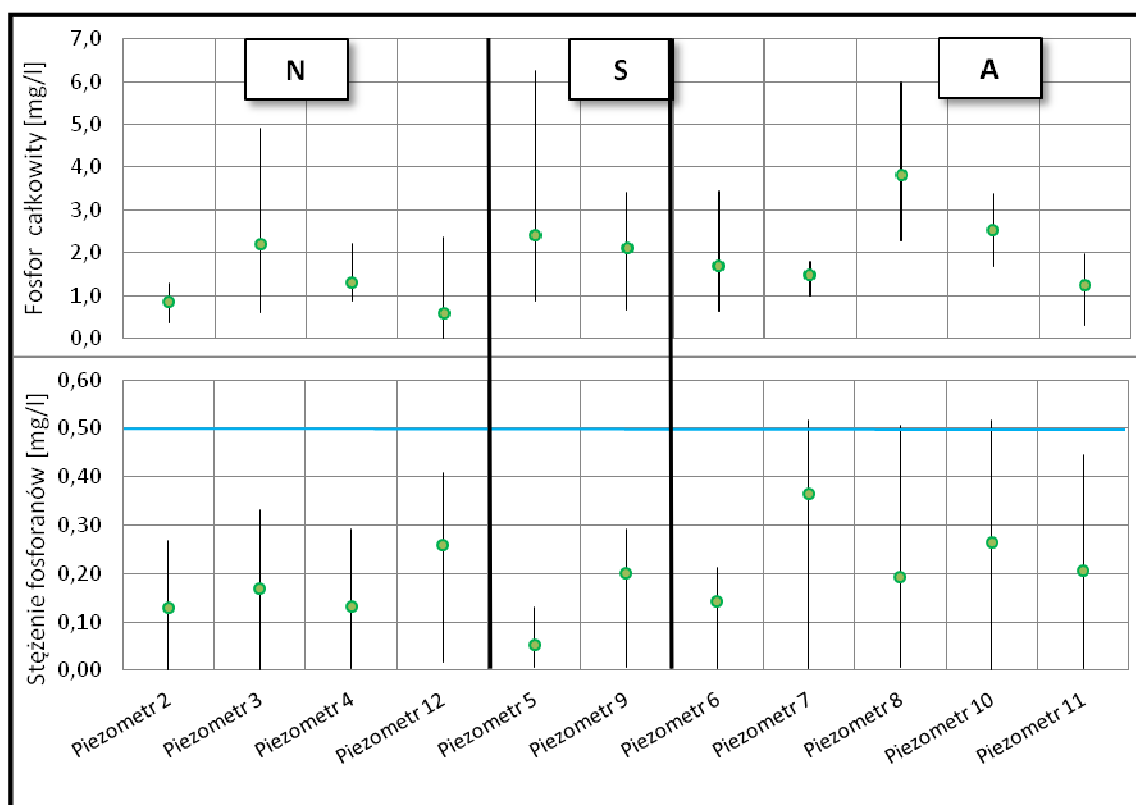
Analiza sezonowych zmian stężeń azotu całkowitego w piezometrach 5 oraz 8 jest porównywalna. Znacznie podwyższone stężenia tego składnika w porównaniu do reszty wyników wykazano w badaniu przeprowadzonym w lipcu. Obydwa piezometry cechuje również podobny rozkład zmian tego wskaźnika w ciągu okresu badawczego, a pozostałe odnotowane stężenia są relatywnie niskie. Porównując wyniki azotu całkowitego całej badanej zlewni, jedynie piezometr 9 w ciągu całego roku charakteryzuje się wysokimi stężeniami form całkowitych azotu (Załącznik 2). Z kolei analizując roczne zmiany stężenia azotynów, zidentyfikowano wysokie zawartości tego wskaźnika prawie wyłącznie na początku okresu badawczego – w marcu, na większości stanowisk. Szczególnie jest to widoczne na obszarze seminaturalnym oraz antropogenicznym (Załącznik 2).

Formy fosforu

Piezometry terenu naturalnego charakteryzują się niskimi stężeniami form całkowitych fosforu. Wartości średnie tego składnika mieszczą się w granicach ok. 1 mg/l, za wyjątkiem piezometru 3, w którym średnia ta jest niemal dwukrotnie wyższa (Ryc. 21). Porównując wszystkie wyżej wymienione piezometry, najwyższe stężenia tego składnika w ciągu roku badawczego, występują w lipcu. Zależność ta występuje również w przypadku stanowiska 3 i jest to jedno z najwyższych zanotowanych stężeń ze wszystkich piezometrów w badanej zlewni. Analizując stężenia fosforanów, mieszczą się one w I klasie jakości wód (Załącznik 3).

Na terenie zaliczonym do seminaturalnego, wody pobrane z piezometrów wskazują na podwyższone stężenia fosforu całkowitego w stosunku do obszarów naturalnych. W przypadku stanowiska 5 charakteryzują się one dodatkowo znacznymi wahaniami (Ryc. 20). W badaniu z lipca zauważyć można w nim znacznie podwyższone stężenie tego pierwiastka, nieznacznie przekraczające 6 mg/l. Jest ono jednocześnie najwyższym stężeniem odnotowanym w całej badanej zlewni, jednak znacznie odbiegającym od reszty wyników z tego stanowiska, wahających się w okolicach 1,5 mg/l. Natomiast w wodach piezometru 9, zidentyfikowano wzrastające w ciągu roku stężenie fosforu całkowitego, które stale znajduje się na podwyższonym poziomie (Załącznik 3). Fosforany na tym stanowisku

W piezometrach zlokalizowanych na terenie antropogenicznym odnotowano najwyższe średnie stężenia fosforu całkowitego. Szczególnie jest to widoczne na stanowiskach 8 i 10, w których dochodzą one odpowiednio do 2,5 oraz 3,8 mg/l (Ryc. 21). Roczna dynamika zmian tego składnika na powyższych stanowiskach wskazuje, że najwyższe odnotowane stężenia obejmują okres badań wykonanych w lipcu oraz w we wrześniu (Zał. 3). Są to zawartości zdecydowanie wyższe od tych, badanych w pozostałych okresach. Analiza średnich stężeń fosforanów wykazuje, że na tym terenie żadne z uzyskanych wyników nie przekracza wartości granicznych dla I klasy jakości wód. Jednak są one jednymi z najwyższych spośród wszystkich badanych stanowisk (Ryc. 21).



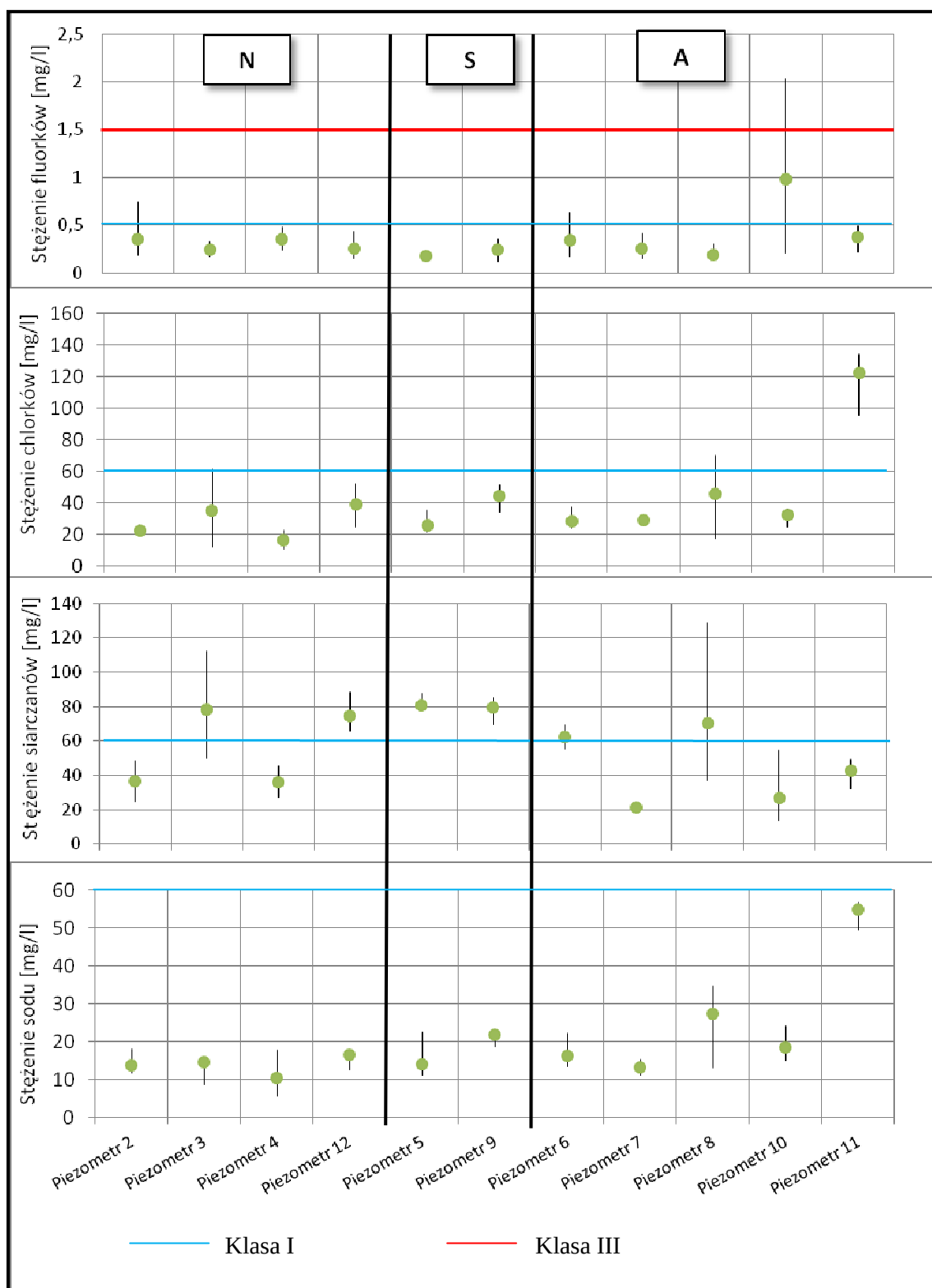
Ryc. 21. Średnie stężenie fosforu całkowitego oraz średnie stężenie fosforanów, oznaczone zielonym punktem. Pionowe linie pokazują zakres pomiędzy wartością maksymalną i minimalną.

Pozostałe wybrane parametry

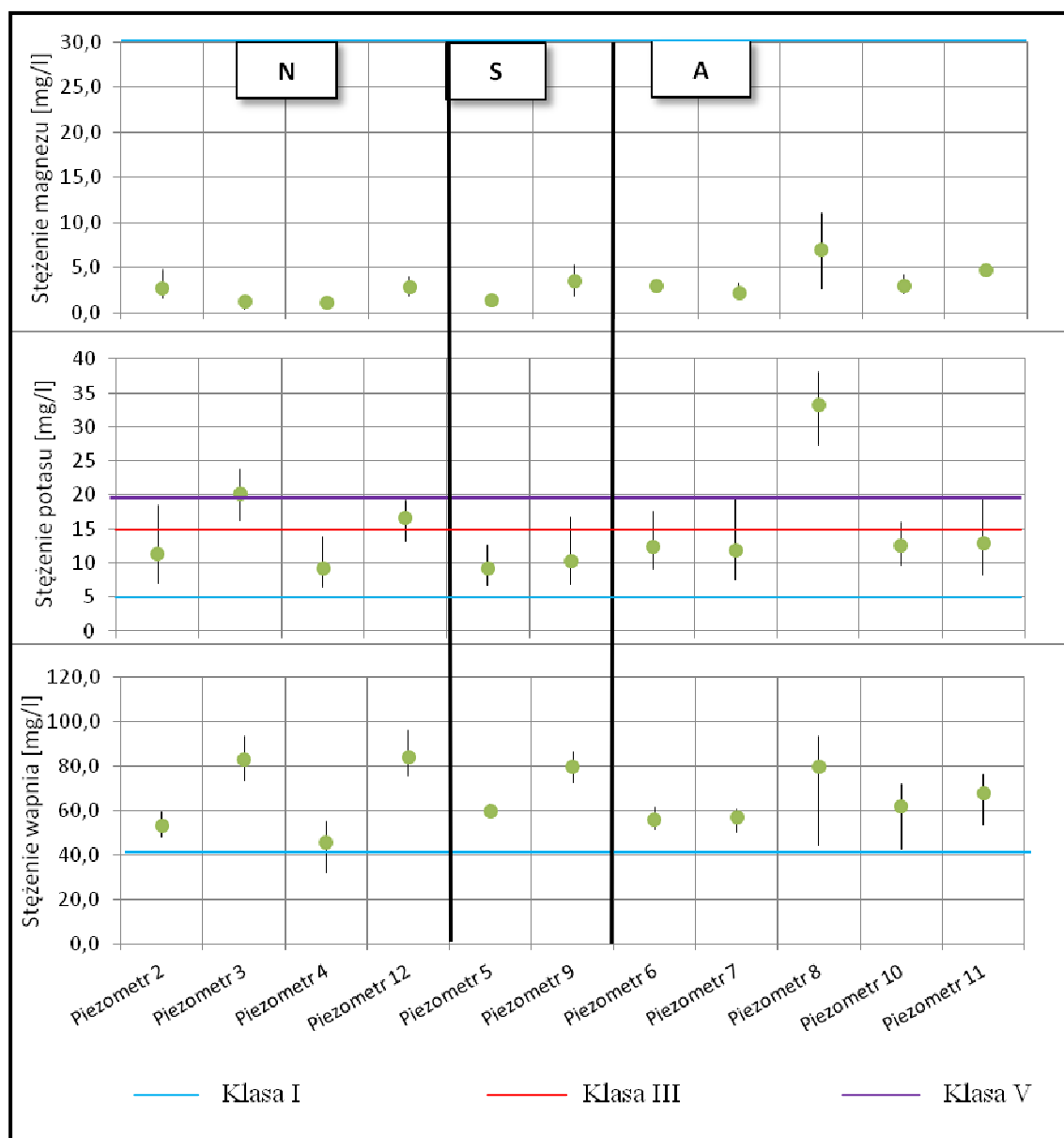
Wody pobrane z piezometrów obszaru naturalnego charakteryzują się dobrą jakością. Zauważyć można, że w przypadku wapnia, stężenia na terenie naturalnym są jednymi z najwyższych z całej badanej zlewni, jednak wciąż zawierają się w II klasie jakości wód. Jedynym parametrem, wskazującym na słabą jakość wód, jest potas. Z kolei jedynym stanowiskiem, na którym poziom tego składnika utrzymywał się w granicach dobrego stanu wód, jest piezometr 4. W pozostałych przypadkach, parametr ten przynajmniej raz w roku został wyraźnie przekroczony. Najgorsze wyniki dla tego obszaru uzyskano na stanowisku 3, w wodach którego średnie stężenie potasu wskazuje na V, najslabszą klasę jakości wód (Ryc. 22). Najwyższe poziomy stężenia potasu utrzymują się na tym terenie na początku okresu badawczego (Zał. 3).

W przypadku powyżej analizowanych składników, teren seminaturalny charakteryzuje się również dobrą jakością wód. Jedynie w przypadku siarczanów oraz wapnia na obu stanowiskach, wody odznaczają się II klasą jakości. Analizując pozostałe parametry, jest to klasa I. Jedynie stężenie potasu na stanowisku 9 wykazuje niewielkie przekroczenie III klasy jakości wód (Ryc. 22). Tak jak w przypadku stanowisk obszaru naturalnego, wykazuje najwyższe stężenia na początku okresu badawczego (Zał. 3).

Wody na terenie antropogenicznym również charakteryzują się głównie I i II klasą jakości. Zauważyć można, że na stanowisku 11 średnie stężenie chlorków prawie trzykrotnie przewyższa stężenia odnotowane w pozostałych piezometrach. Jednak wciąż nie przekracza ono wartości granicznej dla III klasy jakości wód. Piezometr 8 odznacza się jednak najgorszą jakością wód ze wszystkich pozostałych stanowisk. Stężenie fluorków przekracza w nim III klasę jakości wód. Jest to jednak przekroczenie obserwowane w jednym pomiarze, wykonanym w lipcu i jest to zawartość ekstremalnie podwyższona w stosunku do innych pomiarów (Zał. 3). W wodach tego samego piezometru występują także bardzo wysokie stężenia potasu, w każdym z badań przekraczające wartości graniczne dla V klasy jakości wód. Tak jak w większości stanowisk zlokalizowanych na terenie badanej zlewni, również na terenie antropogenicznym, we wszystkich piezometrach odnotowano przynajmniej jednokrotne przekroczenie III klasy jakości wód w przypadku stężenia potasu. Miało ono miejsce wyłącznie w okresie wiosennym (Zał. 3).



Ryc. 22. Średnie stężenia fluorków, chlorków, siarczanów i sodu, oznaczone zielonym punktem.



Ryc. 23. Wykresy średniego stężenia magnezu, potasu i wapnia oznaczone zielonym punktem.

V. Dyskusja

Analiza wyników pomiarów wód gruntowych na badanym terenie wykazała przewagę wód dobrej jakości – nie przekraczających III klasy jakości wód. Jedynymi stanowiskami, na których odnotowano zły stan wód są piezometry 8, zlokalizowany na terenie antropogenicznym oraz nr 9 na terenie seminaturalnym. Z kolei najczystszyimi wodami charakteryzującymi się najlepszą jakością są wody podziemne na stanowisku nr 4 zlokalizowane na terenie naturalnym. Na uwagę zasługuje również fakt, że na

stanowiskach 7, 10 i 11, pomimo lokalizacji na obszarze antropogenicznym, nie stwierdzono podwyższonych wyników większości z badanych parametrów.

Najrzadziej przekraczane były wartości graniczne parametrów: pH oraz stężenia sodu i magnezu, które wskazywały na I klasę jakości wód. Stuczyński i Siebielec (2004) w swojej pracy określają przedział pH pomiędzy wartościami 5,5 do 7,2 jako optymalny dla zachodzenia procesów biologicznych związanych z metabolizmem większości gatunków roślin i drobnoustrojów glebowych. Mieszczą się w nim wyniki uzyskane z badania wód podziemnych zlewni Bzury. Według Macioszczyk i Dobrzyńskiego (2002) oraz Macioszczyk (2006) utwory czwartorzędowe w Polsce są najczęściej ubogie w magnez, co znajduje odzwierciedlenie w wykonanych badaniach. Ta sama autorka uznaje niskie zawartości jonów sodu, za cechę charakterystyczną dla wód infiltracyjnych i płytkich wód gruntowych, co również potwierdzają przeprowadzone badania. Piezometry nr 2, 3, 4 oraz 12, zlokalizowane w zalesionej części zlewni, odpowiadającej warunkom naturalnym, charakteryzowały się wysoką jakością wód w zakresie parametrów fizycznych oraz substancji biogenicznych.

Uzyskane wyniki badań wód podziemnych z piezometru nr 4 potwierdzają wstępne założenia, iż obszar na którym zlokalizowany został ten piezometr traktować można jako obszar reprezentatywny dla terenów naturalnych. Miejsce to usytuowane jest z dala od wszelkiej zabudowy, w otoczeniu lasu i charakteryzuje się bardzo dobrą jakością wody. Na stanowisku tym jedynym przekroczonym parametrem był poziom potasu, który wykazał III klasę jakości. Jednak przekroczenie to było odnotowane tylko jednokrotnie w ciągu okresu badawczego. Miejsce usytuowania omawianego piezometru to teren określony jako naturalny, poza wszelkimi potencjalnymi wpływami na jego wody, z dala od zbiornika wodnego. Charakteryzuje go spora głębokość, co w znacznym stopniu wyklucza wpływ warunków atmosferycznych. W jego okolicy (zgodnie z kierunkiem spływu wód podziemnych) nie znajduje się żadna zabudowa. W profilu glebowym znajduje się bardzo słabo przepuszczalna glina piaszczysta, w której woda związana jest z cząstkami utworu glebowego siłami kapilarnymi, stanowiąc przeszkodę dla swobodnego wsiąkania wody w procesie infiltracji. Zwierciadło wód usytuowane jest w utworach średnio przepuszczalnych. Taka budowa terenu zapobiega oddziaływaniom potencjalnych zanieczyszczeń, infiltrujących razem z wodą z powierzchni terenu.

Wody najslabszej jakości odnotowano na stanowisku 8, który znajduje się w bliskiej odległości do zbiornika Bzura-7, na terenie zaliczonym do antropogenicznego. Przekroczenia klasy II jakości wód na tym stanowisku wykazują stężenia jonów

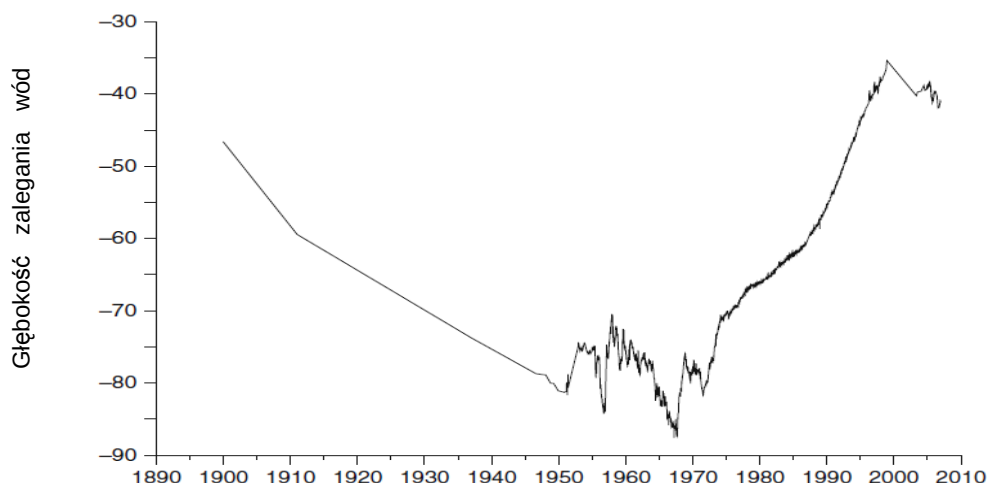
amonowych oraz fosforanów, zaś klasy III stężenia azotanów i fluorków, a także dość wysoka temperatura wód. W stosunku do wartości odnotowanych na pozostałych stanowiskach, występują tu także wysokie stężenia całkowitych form azotu oraz fosforu.

Najgorsze wyniki odnotowano w przypadku stężeń potasu, które niemal na całym obszarze wykazywały wartości charakterystyczne dla IV klasy jakości wód. Jedynie w przypadku piezometrów 4 i 5 wartości te były niższe. Jak podaje Macioszczyk i Dobrzyński (2002) oraz Macioszczyk (2006), sytuacja taka może być związana z budową terenu i występowaniem dużej ilości potasu w gruncie, stanowiącym jego pierwotne i historyczne źródła. Według wikipedia.pl, dla utworów trzeciorzędowych charakterystyczne są osady soli potasowych, co może być potwierdzeniem wyników badań danego terenu. Dodatkowo, stosowanie nawozów mineralnych oraz zanieczyszczenia bytowe mogą być przyczyną znacznego podwyższenia stężenia tego składnika. Macioszczyk (2006) zauważa także, że składnik ten jest dobrze akumulowany przez roślinność, co powinno wpływać na niskie stężenia potasu na terenach naturalnych. Hipoteza ta nie znajduje jednoznacznego odzwierciedlenia w wynikach uzyskanych w niniejszej pracy, ponieważ stężenie potasu przekracza wartości graniczne dla dobrego stanu wód, niemalże na całym terenie. Zauważyć jednak można na większości stanowisk spadek stężeń potasu w okresie wegetacji roślin, czyli wiosenno-letnim, a następnie ponowny wzrost w okresie jesiennym. Świadczyć to może o akumulacji potasu w biomase roślin, w okresie ich największego wzrostu.

Należy pamiętać, że szata roślinna ma bardzo duży wpływ na procesy infiltracyjne (Worsa-Kozak 2006). W szczególności jest to widoczne w okresie wegetacyjnym, kiedy rośliny wykazują zwiększone zapotrzebowanie na wodę, tym samym ograniczając wchłanianie wody w głąb gleby. Widoczne jest to na większości badanych stanowisk. Jednak okrywa roślinna nie jest głównym czynnikiem wpływającym na zmiany głębokości zalegania wód podziemnych. Są nim opady atmosferyczne. Gdy obserwowane są małe ilości opadu, jest on zużywany na uzupełnienie wilgoci glebowej. Dodatkowo w znacznej części wyparowują one, w zależności od temperatury, prędkości wiatru oraz wilgotności powietrza (Bajkiewicz-Grabowska i Mikulski 1999). Tylko w przypadkach długich i obfitych opadów, mają one szansę na zasilenie warstwy wodonośnej. Jednak należy pamiętać, że w przypadku przekroczenia pojemności glebowej, woda zaczyna formować spływ powierzchniowy. Z tego wynika, że infiltracja zachodzi impulsami, najczęściej w chwilach przekroczenia progu wilgotności (Worsa-Kozak 2006). Dodatkowo, woda do zbiorników podziemnych dostaje się z pewnym opóźnieniem w stosunku do wystąpienia

opadu, a wody występujące płytko pod powierzchnią ziemi reagują dynamiczniej na opad niż te, występujące głębiej. Worsa-Kozak (2006) stwierdziła dodatkowo, że wraz ze wzrostem głębokości zalegania wód podziemnych, maleją amplitudy ich wahań, co związane jest z wydłużeniem czasu oraz drogi dla migrujących w głąb gruntu opadów. Jednak na podstawie badań przeprowadzonych we Wrocławiu, stwierdziła, że czynnik ten w warunkach miejskich traci na znaczeniu ustępując innym czynnikom. Natomiast w warunkach naturalnych bezpośrednio determinuje wielkość amplitudy wahań zwierciadła, ponieważ bezpośrednio wpływa na dynamikę zmian jego położenia. Zmiany głębokości zalegania wód, odnotowane w piezometrach 3 i 4 potwierdzają powyższe zależności. Płytszy piezometr 3 charakteryzuje się aktywnym reagowaniem jego wód na opad, w przeciwieństwie do stanowiska 4.

Na podstawie wyników badań zmienności wahań poziomu wód piezometrów 3 i 4 mierzone przy użyciu minidiver'a, zauważono również różnicę pomiędzy głębokością tych wód w styczniu 2011 i 2012 roku. Przyczyną tego może być mniejsza ilość opadów lub wyższe temperatury wpływające na zwiększenie parowania pomiędzy poszczególnymi latami. W dłuższym okresie czasu – na przestrzeni wielolecia może być to także związane z obniżaniem się poziomu wód podziemnych, związanym z rozwojem miasta. W tym kontekście interesujący jest przykład z Londynu, w którym zmiany zalegania wód w okresie kilkudziesięciu lat są bardzo widoczne (Ryc. 24).



Ryc. 24. Zmiany głębokości zalegania wód w studni na Trafalgar Square w Londynie (źródło: Shanahan 2009).

Przyczyną dużego spadku między latami 1950-1970 był rozwój przemysłu oraz prywatnych inwestycji, eksploatujących wody podziemne, a wcześniej budowa tysięcy studni z których pobierano wodę (Shanahan 2009). Być może widoczne obniżenie poziomu wód na terenie Arturówka ma także związek ze zwiększonym poborem wód

podziemnych, które będzie prowadzić do podobnych konsekwencji jak w przypadku Londynu. Jednak należy pamiętać o znacznych różnicach w wielkości obu miast oraz o skali czasowej, w jakiej rozpatrywane były zmiany w przypadku wód podziemnych w Londynie. Jednak można przypuszczać, że tendencje te będą przebiegały podobnie. Należy także wspomnieć o pokryciu terenu materiałami trudno przepuszczalnymi dla wody, co związane jest z urbanizacją. Im szczelniejsza jest zabudowa, tym mniej wody dostaje się do gleby, a tym samym niwelowany jest bezpośredni wpływ opadów atmosferycznych na położenie płytkiego zwierciadła wód podziemnych. Według długoletnich badań nad zasilaniem poziomów wodonośnych na terenach miejskich prowadzonych np. w Wielkiej Brytanii można stwierdzić, że bezpośrednie zasilanie wodami opadowymi może być całkowicie zredukowane (Foster i Chilton 2003, Lerner 2002). Jednocześnie miejska forma zagospodarowania terenu powoduje wzrost wielkości spływu powierzchniowego i dodatkowo ograniczenie parowania z warstwy wodonośnej w porównaniu do warunków naturalnych (Worsa-Kozak 2006).

Badany teren w swojej budowie charakteryzuje się występowaniem w większości frakcji dobrze oraz średnio przepuszczalnych. Podłoże słabo i bardzo słabo przepuszczalne występuje tylko na 13% badanego obszaru. Dodatkowo należy zwrócić uwagę, że teren ten odznacza się geologią polodowcową, w której budowie charakterystyczny jest nierównomierny układ warstw utworów o różnych przepuszczalnościach oraz lokalnie i nieregularnie występujące soczewki gliny, czyli materiał prawie nieprzepuszczalny. Na podstawie badań Bajkiewicz-Grabowskiej i Mikulskiego (1999) i innych autorów, w przypadku utworów o dobrej przepuszczalności, pory między cząsteczkami są większe i z tego powodu łatwiej wypełniane są wodą. Powoduje to bezpośredni wzrost prędkości jej przemieszczania pionowo przez profil glebowy w procesie infiltracji. Prowadzi to do zaopatrywania zbiorników wód podziemnych wodą opadową, uprzednio filtrowaną przez nadległe utwory glebowe. Z kolei, jeśli przepuszczalność podłoża jest mała, formuje się wtedy spływ powierzchniowy lub podpowierzchniowy, w zależności od układu warstw pod powierzchnią gruntu. W pierwszym przypadku woda opadowa dostaje się bezpośrednio do wód powierzchniowych, bez wstępnego podczyszczenia, do którego dochodzi podczas wsiąkania w glebę. Z kolei w drugim przypadku woda, dostaje się do profilu glebowego w procesie infiltracji, jednak dalej przemieszcza się prawie poziomo, kiedy napotyka utwory słabo przepuszczalne (Soczyńska 1997). Z powyższych rozważań wynika, że przepuszczalność terenu jest bardzo ważnym czynnikiem wpływającym na zasilanie infiltracyjne wód podziemnych.

Informacje o przepuszczalności podłoża mogą również posłużyć do oszacowania retencji podziemnej, zdolności do gromadzenia i przetrzymywania wody opadowej w środowisku biotycznym i abiotycznym (Popek 2011), mającej również wpływ na jakość wód podziemnych. Udział poszczególnych form retencji w zlewniach jest zróżnicowany i często trudny do precyzyjnego określenia. Ponadto, zależny jest on od aktualnych warunków hydrometeorologicznych występujących w zlewni, dodatkowo zmiennych w czasie. W wyniku urbanizacji zlewni ulegają zmianie poszczególne formy retencji. Na nieprzepuszczalnych powierzchniach, na skutek ich zwilżania zatrzymywana jest część wody. Wzrasta zatem retencja powierzchni nieprzepuszczalnych, za czym idzie zmniejszenie retencji glebowej. Dodatkowo mała ilość powierzchni terenów otwartych i biologicznie czynnych w zlewniach antropogenicznych wpływa nie tylko na zmniejszanie się ich naturalnych możliwości retencyjnych, ale powoduje również zmiany bilansu wodnego (Popek 2011).

Przeprowadzone na terenie Arturówka badania wykazały zależność pomiędzy temperaturą wód a głębokością ich zalegania. Na podwyższenie temperatury wód gruntowych zgodnie ze spostrzeżeniami Winter'a i in. (1998) wpływać może ich płytkie zaleganie względem gruntu, gdyż intensywność oddziaływań atmosferycznych na wody podziemne spada wraz z głębokością. Dodatkowo, promienie słoneczne docierające do powierzchni gleby, ogrzewają ją, a zatem wody położone najbliżej powierzchni ziemi (najpłytsze) najszybciej zareagują podniesieniem swojej temperatury. Odnotowane bardzo niewielkie wahania temperatur w najgłębszych piezometrach w ciągu roku badawczego, również potwierdzają powyższe założenia. Warunki atmosferyczne w tym przypadku nie mają znaczenia (Ryc. 19).

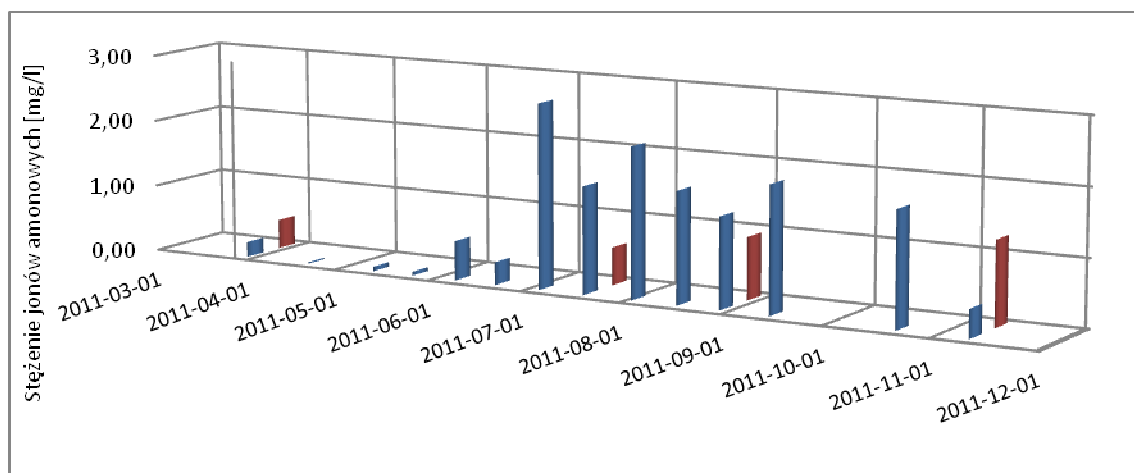
Macioszczyk (2006) zauważa również, że temperatury płytkich wód podziemnych ulegają wahaniom dobowym, przy głębokościach nie większych niż 2 m oraz sezonowym przy głębokościach 5-10 m. Przeprowadzone w pracy badania wskazują, iż wody we wszystkich piezometrach podlegają sezonowym zmianom. Zauważono jednak, że temperatury wód nie obniżają się liniowo wraz ze wzrostem głębokości ich zalegania (Zał. 6), co może być spowodowane zachodzeniem egzotermicznych procesów chemicznych oraz odległością od zbiorników wodnych (Zał. 6). Badania terenowe wskazują na fakt, że wszystkie piezometry znajdujące się w dużej odległości od zbiorników wodnych (za wyjątkiem piezometru 11) wykazują niskie temperatury wód, zaś te znajdujące się najbliżej odznaczają się znacznie wyższymi temperaturami, niezależnie od ich głębokości. W badaniach innych autorów również wykazano

występowanie powiązań termicznych wód powierzchniowych i podziemnych, a różnice w ich temperaturach wykorzystywane są do identyfikacji miejsc oraz wielkości zasilania oraz odpływu.

W badaniach nad rzeką Odrą w okolicach Wrocławia, zaobserwowano stopniowe wygasanie wpływu rzeki na stany wód podziemnych wraz ze wzrostem odległości otworu badawczego od rzeki. Jest to potwierdzenie założenia, że im dalej od cieków tym słabiej oddziałuje on na wody podziemne (Puchalski i in. 1995, Worsa-Kozak 2006). Na podstawie obserwacji ustalono dodatkowo strefę o szerokości 1000 m, jako strefę zasięgu bezpośredniego, stanowiący bufor dla Odry. Winter i in. (1998) z kolei podaje, że bezpośredni wpływ dużych rzek zanika zwykle w odległości około 400-600 metrów od koryta. Jednak w odległości nawet 1000 metrów od nurtu rzeki, wody podziemne zawierają mogą jeszcze składową wód powierzchniowych. Powyższe rozważania odnieść można do badanego terenu, na którym po opróżnieniu zbiornika Arturówek dolny – w listopadzie 2011 roku – zaobserwowano całkowite ustąpienie wody z piezometru 12 znajdującego się w pobliżu tego akwenu. Ponadto można także założyć oddziaływanie wód powierzchniowych z powyższego stawu na wody podziemne, ze względu na dobrze przepuszczalne środowisko glebowe tworzące brzeg. Tym samym wytłumaczyć również można podwyższone stężenia azotu całkowitego na tym stanowisku. Świadczyć to może nie tylko o związkach termicznych oraz oddziaływaniu zbiorników wodnych na chemizm wód podziemnych, ale na ścisłe związki hydrauliczne tychże wód. Według Gurwina i Wąsika (2010) taki kontakt pomiędzy dwoma rodzajami wód, wymaga stałej kontroli wód podziemnych, pod względem ilościowym jak i jakościowym.

Powiązania wód powierzchniowych i podziemnych do niedawna były uważane za mało znaczące, jednak interakcje wód podziemnych z jeziorami, estuariami, wetlandami, a także morzami i oceanami są aktualnie uważane za istotny proces. Najłatwiej zauważalny jest wpływ słonych wód oceanicznych na niedaleko położone jeziora, które poprzez zasilanie wodami podziemnymi stają się również słone – jezioro Kinneret, w Izraelu (Alley i in. 2002). Zgodnie z powyższymi założeniami wody powierzchniowe powinny również reagować na zmiany stężeń poszczególnych składników w wodach podziemnych lub odwrotnie, w zależności od sposobu zasilania poszczególnych form wód. W wodach piezometru 8, usytuowanego w niewielkiej odległości od zbiornika Bzura-7, zaobserwowano podwyższone stężenia jonów amonowych w stosunku do reszty stanowisk, podobnie jak w wodzie z tego zbiornika. Potwierdza to wpływ wód powierzchniowych na wody podziemne. Jednak na podstawie wykonanych badań

nie odnotowano widocznej korelacji pomiędzy wzrostem stężenia tych jonów w wodach powierzchniowych i w wodach gruntowych (Ryc. 25). Stężenie zaobserwowane w piezometrze progresywnie wzrasta w okresie roku badawczego, natomiast przy najwyższym stężeniu odnotowanym w wodach gruntowych, stężenie jonów amonowych jest niskie. Może być to spowodowane wpływem wód podziemnych na wody powierzchniowe ze względu na znaczne nachylenie zlewni bezpośredniej opóźnieniem w docieraniu tych związków do wód pod ziemią lub ich czasową kumulacją. Dodatkowym utrudnieniem w płynnej komunikacji obu rodzajów wód może być budowa terenu, charakteryzująca się słabą przepuszczalnością.



Ryc. 25. Porównanie stężenia jonów amonowych w stawie Bzura-7 i wodach gruntowych piezometru 8. Niebieskie słupki oznaczają pomiary dla wód powierzchniowych, czerwone dla wód gruntowych.

W grupie wskaźników, pozwalających określić potencjalne zagrożenie eutrofizacją znajdują się stężenia azotu i fosforu całkowitego, jonów amonowych, azotanów oraz fosforanów, których podwyższone stężenia odnotowano na terenie antropogenicznym oraz seminaturalnym. Piezometry te zlokalizowane są powyżej ul. Wycieczkowej, we wschodniej części zlewni, gdzie przeważa zabudowa gospodarstw domowych. Szczególnie wysokie stężenia odnotowane są w przypadku azotu całkowitego, którego zawartość jest najwyższa w piezometrach 5, 8 i 9. Wysokie stężenia form całkowitych fosforu i azotu mogą wynikać z wpływu zabudowy mieszkalnej na jakość wód. Ponadto zasadniczym problemem może być w wypadku tego terenu brak systemu kanalizacji sanitarnej. Oznacza to, że ścieki komunalne odprowadzane są do przydomowych szamb, których zbyt rzadkie opróżnianie lub nieszczelność mogą doprowadzać do przedostawania się do gleby dużych ilości związków organicznych (Ryc. 26). Zależność tą znaleźć można również w badaniach autorów na całym świecie, jak Navarro i Carbonell (2007)

w Barcelonie, Shepherd i in. (2006) w Anglii, a także Ghorbani i Mohammani (2010) w Iranie.

Ekstremalnym przykładem tego, jak zaniedbania mogą przyczyniać się do zanieczyszczeń wód, mogą być badania Kulabako przeprowadzone w Ugandzie, gdzie stężenie azotanów w wodach podziemnych dochodziło do 779 mg/l, azotu całkowitego 370 mg/l, a fosforu całkowitego 13 mg/l. Tak wysokie stężenia substancji pojawiły się w wodach z powodu braku systemu kanalizacji, użytkowania latryn starego typu oraz składowania śmieci na ulicy, a także filtracji zanieczyszczeń przez wysoce przepuszczalny grunt (Kulabako i in. 2005).

Forrest i in. (2006) podaje, że Tesoriero i Voss w swoich badaniach stwierdzili korelację pomiędzy podwyższonymi stężeniami azotanów w płytkich wodach podziemnych leżących w gruboziarnistych osadach oraz odwrotną zależność w przypadku drobnoziarnistych osadów i aluwii. Ten sam autor zwraca także uwagę na fakt, że Mueller wykazał wysokie stężenia azotanów w utworach piaszczystych oraz żwirowych. Forrest i in. (2006) zauważa jednak, że wielu innych badaczy nie potwierdziło zależności budowy gruntu ze stężeniami azotanów w wodach podziemnych, wskazując inne czynniki jako bardziej znaczące. Wyniki badań terenowych uzyskanych na obszarze Arturówka wykluczają istnienie zależności pomiędzy wielkością ziaren budujących podłoże, a stężeniem azotanów w nich występujących co potwierdzają wyniki badań piezometrów 5 i 9 z terenu seminaturalnego. Stanowisko 5, w którym dominują utwory o dobrej i bardzo dobrej przepuszczalności, powinny zatem wykazywać wyższe stężenia azotanów niż w przypadku piezometru 9, w którym przeważają utwory średnio przepuszczalne. Jednak w tym wypadku inne czynniki wydają się bardziej istotne.

Wielu autorów potwierdza zależność między zanieczyszczeniami azotanami wód podziemnych, a głębokością ich zalegania twierdząc, że ich wrażliwość zmniejsza się wraz z głębokością. Forrest i in. (2006) opisując doświadczenie Mueller'a, który podczas badania 12 000 studni w USA, odnotował najniższe stężenia azotanów w wodach podziemnych, których zwierciadło znajdowało się na głębokości mniejszej niż 1,5 m. Fakt ten tłumaczono podwyższoną denitryfikacją. Wnioski te znajdują odzwierciedlenie w badaniach przeprowadzanych w Arturówku. Najgłębszy z zainstalowanych piezometrów wykazuje najwyższe stężenie azotanów ze wszystkich badanych stanowisk.

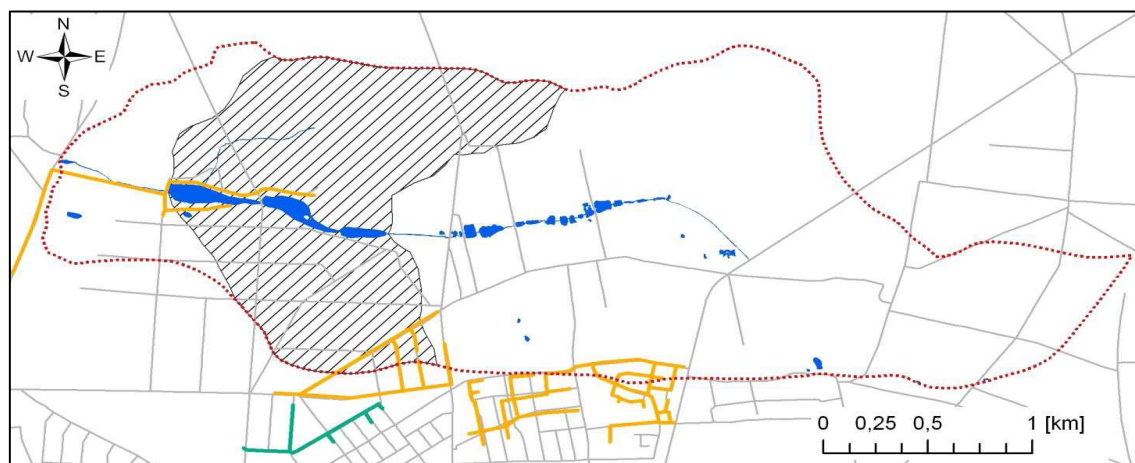
Forrest i in. (2006) przyjmuje, że w wodach gruntowych obecność jonów amonowych, przy braku azotynów i azotanów świadczy o świeżym zanieczyszczeniu i niedaleko znajdującym się jego źródle. Natomiast jednoczesne występowanie wszystkich

form azotu jest sygnałem, że zanieczyszczenie na danym obszarze jest trwałe. Z kolei, gdy odnotowuje się jedynie azotany, przy małych ilościach azotynów oznacza to, że zanieczyszczenie jest odległe w czasie lub przestrzeni. W kontekście powyższych założeń należy także zwrócić uwagę na fakt, że w przypadku lasu, który stanowić ma pas buforowy pomiędzy obszarem zabudowanym a zbiornikami wodnymi, który jest okresowo zalewany, podstawowym mechanizmem usuwania azotu jest denitryfikacja. Powoduje ona eliminację azotanów, jednak w niektórych przypadkach doprowadzić może nawet do podwojenia stężenia jonów amonowych (Puchalski i in. 1995).

W przypadku piezometru 8 można doszukać się powyższych korelacji, w badaniu z marca występują wszystkie wyżej wymienione formy azotu, co może świadczyć o trwałym zanieczyszczeniu, jednak sytuacja zmienia się w ciągu roku. Następuje znaczny spadek stężeń azotynów i azotanów, przy jednoczesnym wzroście jonów amonowych, co na podstawie pracy Forrest'a i in. (2006) uznać można za potwierdzenie świeżego dopływu zanieczyszczeń lub zachodzenia intensywnej denitryfikacji (Puchalski i in. 1995). Podobne zależności mają miejsce w przypadku stanowiska 7.

Inaczej sytuacja wygląda w przypadku piezometru 9, w którym stężenie azotanów jest wysokie przez cały okres badawczy, przy niskich stężeniach innych form azotu, co świadczyć może o zanieczyszczeniu odległym w czasie lub przestrzeni. Jest to najgłębszy ze wszystkich piezometrów, dlatego też zanieczyszczenie pochodzące z dużej odległości oraz wcześniej zakumulowane, może zostać tu stwierdzone. Analizując mapę użytkowania terenu (Ryc. 14), zauważyć można, że na południowy wschód od tego stanowiska w okolicach ulic Kasztelańskiej i Strusiej, w odległości około 800-900 m., znajduje się zwarta zabudowa jednorodzinna obejmująca znaczny obszar. Dodatkowo układ hydroizohips, a za tym idący kierunek ruchu wód pierwszego poziomu wód gruntowych (Ryc. 8) oraz ukształtowanie terenu – spadki 4-8% (Ryc. 17) mogą przyczyniać się do nasilenia procesów migracji zanieczyszczeń wraz z wodami gruntowymi w kierunku tego stanowiska. Uwagę zwrócić należy także na dużą odległość wyżej wymienionej zabudowy od badanego stanowiska, oraz usytuowania go na terenie zalesionym, który powinien znacznie redukować zanieczyszczenia azotanowe. Jednak wg. Alley'a i in. (2002) system korzeniowy najaktywniej pobiera wodę, a także substancje mineralne do głębokości 40 cm, jednak wody piezometru 9 usytuowane są znacznie głębiej. Dodatkowo wyżej wymieniona zabudowa, została w okresie ostatnich kilku lat wyposażona jedynie w system kanalizacji deszczowej (Ryc. 26). Tak więc zachodzi nadal mogą procesy związane z zanieczyszczeniami transportowanymi do wód podziemnych

z lokalnych systemów kanalizacyjnych typu szamba czy przydomowych oczyszczalni ścieków. Mogą również występować tzw. zanieczyszczenia historyczne, opisywane w pracach autorów takich jak np. Sheperd (2006) i Navarro i Carbonell (2007). Takie zanieczyszczenia kumulowane były na przestrzeni wielu lat, dodatkowo mogą być dopiero uwalniane po jakimś czasie. Jednak w odniesieniu do tego zagadnienia, Rivett i in. (2011) uważa, że takie przed laty wprowadzone do gruntu zanieczyszczenia są aktualnie nieistotne w ocenie stanu jakościowego wód. Należy zwrócić uwagę na fakt, że pod każdym miastem istnieje sieć rurociągów wodno-kanalizacyjnych, która w większości przypadków wykazuje duże nieszczelności. Badania zagraniczne wskazują, że nieszczelności mogą dochodzić nawet do 25% prowadzonych ścieków, w zależności od stanu technicznego (Lerner 2002). Dodatkowo uwzględniając nieszczelne szamba, kanały deszczowe to potencjał zasilania wód podziemnych jest bardzo wysoki. Ponadto szacunkowe badania dowodzą, że zasilanie antropogeniczne wód podziemnych na terenach zurbanizowanych może być równe, a niekiedy nawet wyższe od zasilania naturalnego (Foster i Chilton 2003).



Ryc. 26. Sieć kanalizacji sanitarnej (kolor zielony) oraz deszczowej (kolor żółty)

Tab. 5. Stężenie wybranych składników wód podziemnych w mg/l. Opracowanie własne za Kulabako i in. 2005, Macioszczyk 2006 i Stączek 2010.

Składnik	Średnie stężenie w wodach gruntowych [mg/l]							
	Wartości graniczne dobrej jakości wód	Najczęstsze stężenie w wodach Polski	Obszar miejski - Wrocław (Stączek 2010)	Uganda	Obszar Arturówka	Obszar naturalny (N)	Obszar seminaturalny (S)	Obszar antropogeniczny (A)
Azot amonowy (NH_4^+)	1,5	0 - 0,80	-	-	0,15	0,01	0,10	0,35
Azotany (NO_3^-)	50	0 - 0,97	54,46	779	16,38	0,13	35,22	13,77
Chlorki (Cl^-)	250	2 - 60	113,43	-	38,81	29,59	35,24	51,59
Siarczany (SO_4^{2-})	250	5 - 60	164,16	-	59,45	53,33	80,19	44,82
Sód (Na^+)	200	1 - 60	175,68	-	19,28	13,68	18,01	26,13
Potas (K^+)	15	0,5 - 10	32,93	-	13,36	13,77	9,71	16,60
Wapń (Ca^{2+})	200	2 - 200	137,05	-	65,86	64,03	69,28	64,27
Magnez (Mg^{2+})	100	0,5 - 50	17,93	-	2,78	1,96	2,41	3,96
Azot całkowity	-	-	-	370	12,26	2	23,65	11,12
Fosfor całkowity	-	-	-	13	1,68	0,23	2,82	1,99

Porównując ze sobą średnie wartości wybranych składników na trzech wyodrębnionych obszarach badanej zlewni (Tab. 5) – naturalnym, seminaturalnym oraz antropogenicznym – zauważyć można, że obszar naturalny charakteryzuje się najniższymi stężeniami niemal wszystkich parametrów. Wyjątek stanowi jedynie potas, którego stężenie jest ok. 1,5 razy wyższe niż na terenie seminaturalnym. Co więcej jest on jedynym parametrem, którego średnie stężenie jest wyższe od wartości granicznych, ustalonych dla dobrej jakości wód i ma to miejsce na terenie antropogenicznym. Pomiędzy wyżej wymienionymi obszarami zauważyć można jednak duże wahania stężeń składników, jak na przykład:

- 270-krotnie wyższe stężenie azotanów, 12-krotnie wyższe stężenie azotu i fosforu całkowitego oraz 1,5-raza wyższe stężenie siarczanów na obszarze seminaturalnym w porównaniu do naturalnego;
- 2-krotnie wyższe stężenie sodu i magnezu oraz chlorków na terenie antropogenicznym w porównaniu do naturalnego.

Dodatkowo niemal wszystkie wyniki mieszczą się w zakresie najczęstszych średnich stężeń w wodach Polski. Jedynie stężenia azotanów wykazują znaczne podwyższenie.

Z kolei porównując stężenia uzyskane przez innych autorów w podobnych badaniach do średnich wartości uzyskanych w niniejszej pracy (Tab. 5), zauważyć można że są one znacznie wyższe. Dla przykładu na obszarze Wrocławia (Stączek 2010) w przypadku większości parametrów są najczęściej 3-krotnie wyższe, sięgające nawet 9 - krotnie wyższych w przypadku sodu, jednak wciąż mieszczą się w zakresie dobrej jakości wód. Z kolei wyniki badań z Ugandy wskazują nawet na 30-krotnie wyższe stężenia azotu całkowitego i aż 50-krotnie wyższe w przypadku fosforu całkowitego.

Na podstawie powyższych porównań stwierdzić można, że wody podziemne terenu Arturówka charakteryzują się relatywnie dobrą jakością. Stwarza to możliwości do retencjonowania wody w krajobrazie badanej zlewni. Obszar przylegający do ulicy Wycieczkowej można będzie w przyszłości wykorzystać jako pas buforowy dla wód opadowych, dostających się z tejże ulicy. Wg. Puchalskiego i in. (1995) pasy buforowe o szerokości 5-50 metrów stanowią efektywną barierę dla zanieczyszczeń, mogą one usunąć nawet do 100% azotanów. Ten sam autor podaje, że brak wapnia w glebach danej zlewni bezpośrednio prowadzić może do wyługowania węglanów, co skutkuje zmniejszeniem zdolności retencjonowania fosforu. W badanej zlewni stężenia wapnia nie należą do najwyższych, jednak nie są one na tyle niskim poziomie, aby fakt ten mógł stanowić przeszkodę w retencjonowaniu wód.

Drangert i Cronin (2004) twierdzą, że podejście out-of-sight, out-of-mind (czego nie widać – tego nie ma) w stosunku do wód podziemnych jest pośrednio odpowiedzialne za stan ich zanieczyszczenia. W tym wypadku położenie nacisku głównie na gospodarstwa domowe jako największego dostawcy toksycznych chemikaliów, detergentów, olejów i farmaceutyków do ograniczania tego wpływu jest konieczne. Większa dostępność informacji o zagrożeniach oraz edukacja mieszkańców miast może przyczynić się do większej świadomości i ograniczenia zanieczyszczeń wód podziemnych (Shanahan 2009).

Należy pamiętać, że teren zaliczony do antropogenicznego znajduje się jedynie pod wpływem zabudowań jednorodzinnych; nie występują tu źródła zanieczyszczeń typowe dla dużych miast, jak na przykład fabryki, stacje benzynowe, autostrady, blokowiska czy supermarkety. Ważne są także budowle oraz instalacje bezpośrednio wpływające na środowisko wód podziemnych, jak rury kanalizacyjne czy ciepłownicze, piwnice

w mieszkaniach, podziemne parkingi, studnie, zmieniające nie tylko budowę geologiczną terenu, ale również temperatury oraz skład chemiczny wód. Dlatego też wpływ badanego terenu na wody podziemne jest stosunkowo niewielki, jednak ciągle zauważalny. Obszary dużych miast charakteryzują się znacznie większymi stężeniami zanieczyszczeń liniowych czy punktowych, mogących wpływać na jakość wód podziemnych.

Konsekwencjami zwiększonego poboru wód jest nie tylko obniżony ich poziom, ale związane z nim osiadanie terenu. Przykładem miasta, w którym poradzono sobie z problemem ilości wód podziemnych jest Londyn, dzięki powołaniu organizacji zwanej GARDIT (General Aquifer Research, Development and Investigation Team), zajmującej się zarządzaniem wodami podziemnymi tego miasta, współpracującej z Agencją Ochrony Środowiska. Ta kompleksowa struktura jest wyjątkiem pośród większości innych jurysdykcji na całym świecie, w których wody podziemne wciąż są niezarządzane. W większości krajów systemy regulacyjne są nieobecne, a nawet jeśli zostały sformułowane, to brak jest jakiegokolwiek organu egzekwowania danych przepisów (Shanahan 2009).

Na tej podstawie stwierdzić można, że tylko kompleksowe działania skupiające się na wszystkich składowych cyklu hydrologicznego zintegrowanego z biologicznymi właściwościami danego terenu, wsparte transdyscyplinarną wiedzą specjalistów oraz systemami regulacyjnymi z odpowiednimi organami egzekwowania są w stanie wyeliminować zagrożenia zarówno wód powierzchniowych i podziemnych. Zastosowanie ekohydrologii stwarza takie możliwości. Projekt LIFE+ pt.: „Ekohydrologiczna rekultywacja zbiorników rekreacyjnych "Arturówek" (Łódź) jako modelowe podejście do rekultywacji zbiorników miejskich” (LIFE08 ENV/PL/000517) jest jednym z narzędzi, dzięki któremu jakość wód może zostać poprawiona oraz utrzymana na zadowalającym poziomie, nie tylko w przypadku wód podziemnych, ale wszystkich składowych cyklu hydrologicznego. Stan taki uzyskać można dzięki retencjonowaniu wód w krajobrazie, co szczególnie dotyczy obszarów zurbanizowanych. Przyczynia się to nie tylko do zmniejszenia negatywnych skutków opadów burzowych, ale dodatkowo powoduje poprawę mikroklimatu w mieście, a tym samym poprawę zdrowia jego mieszkańców. W przypadku Arturówka, zapewni to dostęp do bezpiecznego miejsca rekreacji dla mieszkańców Łodzi.

VI. Wnioski

1. Analiza chemiczna wód wykazała dobrą jej jakość (klasa I-III) w większości piezometrów, co stwarza możliwości do retencjonowania wód burzowych w krajobrazie.
2. Utwory dobrze i bardzo dobrze przepuszczalne stanowią 45% pokrycia badanego obszaru, dodatkowo 39% stanowią utwory średnio przepuszczalne. Przyczynia się to do dobrej infiltracji wód deszczowych.
3. Opad deszczu powoduje zauważalne zmiany zalegania wód w najpłytszych spośród badanych piezometrów, z kolei wraz ze wzrostem głębokości zalegania wód podziemnych obserwuje się spadek dynamiki zmian temperatury wody w ciągu roku.
4. W wodach piezometru nr 8 stwierdzono prawie 12-krotnie wyższe stężenie TN i 13-krotnie TP oraz aż 106-krotnie wyższe stężenie azotanów i 79-krotnie azotu amonowego w stosunku do średniej ze stanowisk terenu naturalnego. Odnotowano również podwyższone stężenia fluorków, magnezu oraz potasu w stosunku do pozostałych stanowisk, niekiedy w ilościach świadczących o złym stanie wód (klasa IV-V). Świadczy to o dużej presji człowieka na tym obszarze, związanej z zabudową zlewni oraz znacznym jej nachyleniem, nawet do 20%.
5. W wodach piezometru nr 9 stwierdzono 15-krotnie wyższe stężenia TN i 14-krotnie wyższe stężenie TP oraz aż 500-krotnie wyższe stężenia azotanów w stosunku do średniej ze stanowisk obszaru naturalnego. Stan ten świadczyć może o zanieczyszczeniach mających miejsce na tym obszarze w dłuższym horyzoncie czasowym. Może to mieć również ścisły związek z brakiem systemu kanalizacji sanitarnej na obszarze domków jednorodzinnych, zlokalizowanych ok. 800 m. powyżej piezometru tego stanowiska, przy nachyleniu zlewni na tym obszarze wynoszącym nawet do 8%.

VII. Literatura

1. Alley W.M., Healy R W., LaBaugh J. W., Reilly T. E., 2002. *Flow and Storage in Groundwater Systems*. Science 296:1985-1990.
2. Bajkiewicz-Grabowska E., Mikulski Z., 1999. *Hydrologia ogólna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
3. Burzyńska I. 2004. *Współzależność między zawartością RWO w roztworze ekstrakcyjnym 0,01 mol CaCl z wybranymi składnikami mineralnymi w wodach gruntowych*. Woda-Środowisko-Obszary Wiejskie 4(2a): 525–535.
4. Drangert J., Cronin A., 2004. Use and abuse of the urban groundwater resource: Implications for a new management strategy *Hydrogeology Journal*, 12(1), 94-102.
5. Dyrektywa 2000/60/WE Parlamentu Europejskiego i Rady z dnia 23 października 2000 r. Ustanawiająca ramy wspólnotowego działania w dziedzinie polityki wodnej. (Dz. Urz. WE L 327 z 22.12.2000, str. 1; Dz. Urz. UE Polskie wydanie specjalne, rozdz. 15, t. 5, str. 275), tzw. *Ramowa Dyrektywa Wodna (RDW)*.
6. Forrest F., Rodvang J., Reedyk S., Wuite J. 2006. *A survey of nutrients and major ions in shallow groundwater of Alberta's agricultural areas*. Conservation and Development Branch, Canada.
7. Foster S. S. D., Chilton P. J., 2003. *Downstream of downtown: urban wastewater as groundwater recharge*. *Hydrogeology Journal* 12:115-120.
8. Fronczyk J., Garbulewski K., 2005. *Modelowanie transportu zanieczyszczeń przez łożyszczelnienie składowiska programem POLLUTEv6*, Katedra Geoinżynierii SGGW.
9. Ghorbani H., Mohammadi Sadabad S., 2010. *Annual Changes in Some Qualitative Parameters of Groundwater in Shirvan Plain North East of Iran*. *World Academy of Science, Engineering and Technology* 68:949-952.
10. Giełczewski M., Kardel I., Michałowski R., Piniewski M., Szatyłowicz J., 2011. *Projekt modelu matematycznego obszaru zlewni Bzury dla ekohydrologicznej rekultywacji zbiorników Arturówek*. ZHiZW, Warszawa.
11. Gurwin J., Wąsik M. 2010. *Wykorzystanie numerycznego modelu filtracji w ocenie wpływu robót inżynierskich na wody podziemne na przykładzie budowy podziemnego parkingu w centrum Warszawy*. *Biuletyn państwowego instytutu geologicznego* 440: 77–86.
12. Harper D., Zalewski M., 2008. *Ecohydrology: Processes, Models and Case Studies*. CABI Publishing.

13. Hillel D., 2003. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Academic Press, Burlington.
14. Igras J. red. 2008. *Ocena stanu zanieczyszczenia płytkich wód gruntowych, narażonych bezpośrednio na zrzuty składników biogenych, w tym szczególnie z rolnictwa oraz możliwości potencjalnego wpływu zanieczyszczeń pochodzących z produkcji rolnej na środowisko*. Opracowanie wykonane na zlecenie Ministra Rolnictwa i Rozwoju Wsi, Puławy.
15. Jeong H.H., 2001. *Effect of land use and contamination on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea*. Journal of Hydrology 253:194-210.
16. Jokiel P., 1994. *Zasoby, odnawialność i odpływ wód podziemnych strefy aktywnej wymiany w Polsce*. Acta Geographica Lodziensia nr 66-67, Łódzkie Towarzystwo Naukowe, Łódź.
17. Jurczak T., Wagner I., Zalewski M. 2012. *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.
18. Kajak Z. 1998. *Hydrobiologia – limnologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. PWN. Warszawa , 1 – 355.
19. Kowalski J., 2007. *Hydrogeologia z podstawami geologii*. Wydawnictwo Akademii Rolniczej, Wrocław.
20. Kozłowska E., 2008. *Proekologiczne gospodarowanie wodą opadową w aspekcie architektury krajobrazu*. Monografia LXVII, nr II, [w:] Współczesne problemy architektury krajobrazu. Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Wrocław.
21. Kulabako R., Ina Jurga P., Nalubega M., Thunvik R., 2005. *Anthropogenic pollution characteristics and impacts on shallow groundwater in a peri-urban settlement in Kampala, Uganda and solutions for prevention*. Department of Civil Engineering, Makerere University, Kampala, Uganda, Land and Water Resources Department, Stockholm, Sweden.
22. Kurowski K. red., 2001. *Szata roślinna Lasu Łągiennickiego w Łodzi*. Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Miasta Łodzi.
23. Lerner D. N., 2002. *Identifying and quantifying urban recharge: a review*. Hydrogeology Journal 10:143-152.
24. Macioszczyk A., 2006. *Podstawy hydrogeologii stosowanej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
25. Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002. *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

26. Małecki J., 2006. *Wyznaczanie parametrów migracji zanieczyszczeń w ośrodku porowatym dla potrzeb badań hydrogeologicznych i ochrony środowiska - poradnik metodyczny*. Uniwersytet Warszawski. Wydział Geologii.
27. McCauley A., Jones C., 2005. *Water and solute transport in soils*. Soil & Water Management Module 4, Montana State University, Montana.
28. Navarro A., Carbonell M., 2007. Evaluation of groundwater contamination beneath an urban environment: The Besòs river basin (Barcelona, Spain). *Journal of Environmental Management* 85:259-269.
29. Olszta W., 2004. *Podstawy inżynierii wodnej środowiska*. Wydawnictwo Politechniki Lubelskiej.
30. Pazdro Z., Kozerski B., 1990. *Hydrogeologia ogólna*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
31. Popek Z. 2011. *Analiza możliwości zwiększania retencji na obszarach zurbanizowanych w dorzeczu Wisły Środkowej – stan wiedzy i dalsze kierunki działań*. Program bezpieczeństwa powodziowego w dorzeczu Wisły środkowej, Warszawa.
32. *Projekt generalny 2003, Projekt generalny rzek dla miasta Łodzi – zlewnie rzeki Ner, rzeki Miazgi i rzeki Bzury. Rzeka Sokołówka*, oprac. Biuro Inżynierii Wodnej, Środowiskai Melioracji „Aquaprojekt” s.c. w Łodzi, Łódź.
33. Puchalski W., Bis B., Zalewski M., 1995. *Procesy retencji nutrientów w ekotonach rzek zasilających zbiorniki zaporowe*. W: Zalewski M. (red.), *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*: str. 155-177, Biblioteka Monitoringu Środowiskowego, Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska.
34. Rivett M. O., Ellis P. A., Mackay R., 2011. Urban groundwater baseflow influence upon inorganic river-water quality: The River Tame headwaters catchment in the City of Birmingham, UK. *Journal of Hydrology* 400:206-222.
35. *Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 lipca 2008 w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych*. Dziennik Ustaw nr 143, poz 896, nr 08.
36. Shanahan P., 2009. *Groundwater in the Urban Environment* [w:] *The Water Environment of Cities*, L.A. Baker (red.). Springer Science Business Media, str. 29-48.
37. Shepherd K.A., Ellis P. A., Rivett M. O., 2006. *Integrated understanding of urban land, groundwater, baseflow and surface-water quality—The City of Birmingham, UK*. *Science of the Total Environment* 360:180-195.
38. Soczyńska U. red., 1997. *Hydrologia dynamiczna*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

39. Somorowska U., 2006. *Wpływ stanu retencji podziemnej na proces odpływu w zlewni nizinnej*. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego.
40. Stączek M., 2010. *Jakość wód podziemnych czwartorzędowego poziomu wodonośnego na terenie Wrocławia*. Zakład Hydrogeologii Podstawowej, Instytut Nauk Geologicznych, Uniwersytet Wrocławski.
41. Strzałko J., Mossor–Pietraszewska T., 1999. *Kompendium wiedzy o ekologii*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, Poznań.
42. Stuczyński T., Siebielec G., 2004. *Wyznaczanie obszarów, na których przekroczone są standardy jakości gleb. Poradnik metodyczny dla administracji*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
43. Sych A., Doroz K., 2011. *Dokumentacja z wykonania sieci piezometrów obserwacyjnych w rejonie zbiorników rekreacyjnych „Arturówek”*.
44. Szymański A., 2007. *Mechanika gruntów*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
45. Ustawa z dnia 18 lipca 2001 r. *Prawo wodne*. Dz.U. z 2001 r. Nr 115, poz. 1229
46. Weiner J., 1999. *Życie i ewolucja biosfery. Podręcznik ekologii ogólnej*. PWN, Warszawa.
47. Winter T.C., Harvey J.W., Franke O.L., Alley W.M., 1998. *Ground Water and Surface Water. A Single Resource*. U.S. Geological Survey Circular 1139.
48. Worsa-Kozak M. 2006. *Wahania zwierciadła wód podziemnych na terenach zurbanizowanych (Miasto Wrocław)*. Rozprawa doktorska, Uniwersytet Wrocławski.
49. Zalewski M. 2002. *Ecohydrology - the use of ecological and hydrological processes for sustainable management of water resources*. Hydrological Sciences-Journal - des Sciences Hydrologiques, 47(5): 825-834.
50. Zalewski M. 2005. *Ecohydrology as a management tool*. Water and ecosystems: water resources management in diverse ecosystems and providing for human needs 14-16 June 2005, Hamilton, Canada.
51. Zalewski M. 2010. *Ecohydrology for compensation of Global Change*. Braz. J. Biol., 70(3) (suppl.):689-695.
52. Zalewski M., Bis B., Łapinska M., Frankiewicz P., W. Puchalski. 1998. *The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems.
53. Zalewski M., Janauer G.A., Jolánkai G. 1997. *Ecohydrology A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources*. International Hydrological Programme.
54. www.arturówek.pl
55. www.wikipedia.org

VIII. Streszczenie

Współdziałanie wielu procesów i czynników zachodzących w określonych warunkach środowiska ma istotny wpływ na jakość oraz ilość wód podziemnych. Skład i rzeźba terenu oraz klimat na danym obszarze stanowią punkt wyjścia do ich analiz. Klimat oraz warunki pogodowe tworzą ogólne tło dla czynników bezpośrednio wpływających na skład chemiczny wód gruntowych. Z kolei rzeźba terenu warunkuje przede wszystkim przebieg procesów wymiany wód podziemnych, decydujących ostatecznie o składzie chemicznym i mineralizacji wody. Gleby dodatkowo dostarczają szeregu łatwo rozpuszczalnych związków, przedostających się podczas infiltracji z wód opadowych.

Istotny wpływ na wody podziemne mają substancje pochodzące z różnych naturalnych tworów geologicznych oraz substancje pochodzenia antropogenicznego. Ich wpływ zależy nie tylko od rodzaju działalności, jej intensywności oraz warunków, w jakich przebiegają, ale także od rodzaju zanieczyszczeń i ich stanu skupienia. Skutki oddziaływania człowieka na jakość wody podziemnej ostatecznie wpływa na jakość powiązanych z nią ekosystemów wodnych oraz bezpośrednio od niej uzależnionych ekosystemów lądowych.

Ponieważ wody podziemne przemieszczają się przez warstwę podpowierzchniową powoli, działalność ludzka może na nie oddziaływać przez długi okres czasu. Oznacza to, że zanieczyszczenia, które miały miejsce dziesiątki lat temu - powstałe wskutek działalności rolniczej, przemysłowej lub innej działalności człowieka - mogą wciąż zagrażać jakości wody podziemnej i w niektórych przypadkach będą zagrażały jeszcze przez wiele przyszłych pokoleń.

Niniejsza praca magisterska, w myśl koncepcji ekohydrologii, ma na celu analizę procesów zachodzących w wodach podziemnych w pobliżu kompleksu zbiorników rekreacyjnych Arturówek w Łodzi i jego bezpośredniej zlewni. W tym celu na badanym terenie zainstalowano sieć 12 piezometrów ujmujących wody pierwszego poziomu wodonośnego w niedalekiej odległości od zbiorników wodnych. Teren badań podzielono na 3 części, tak aby wyróżnić obszar naturalny – leśny, naturalny podlegający presji ze strony człowieka, nazwany seminaturalnym oraz teren zabudowy antropogenicznej. Układ sieci piezometrów ulokowano w taki sposób, aby można było zbadać efekt wpływu terenów zurbanizowanych (wschodnie część zlewni) oraz naturalnych (zachodnia część zlewni) na wody gruntowe.

Analiza chemiczna wód wykazała dobrą jej jakość (klasa I-III), w większości piezometrów. Piezometry o słabej jakości wód odnotowano na terenie seminaturalnym oraz antropogenicznym, co świadczy o dużej presji człowieka na tym obszarze. Dodatkowo utwory dobrze i bardzo dobrze przepuszczalne stanowią 45% pokrycia badanego obszaru, co przyczynia się do dobrej infiltracji wód, a także stwarza możliwości do retencjonowania wód burzowych w krajobrazie. Z badań wynika również, że opad deszczu powoduje zauważalne zmiany zalegania wód w najpłytszych spośród badanych piezometrów, z kolei wraz ze wzrostem głębokości zalegania wód podziemnych obserwuje się spadek dynamiki zmian temperatury wody w ciągu roku. Fakt ten sugerować może, iż wody najpłycej położone względem powierzchni gruntu, będą najbardziej podatne na zanieczyszczenia.

IX. Spis załączników

Załącznik 1. Średnie dobowe opady i temperatury prędkości wiatru i wilgotność powietrza w badanym roku 2011, dane ze stacji pogodowej w Wilanowie.

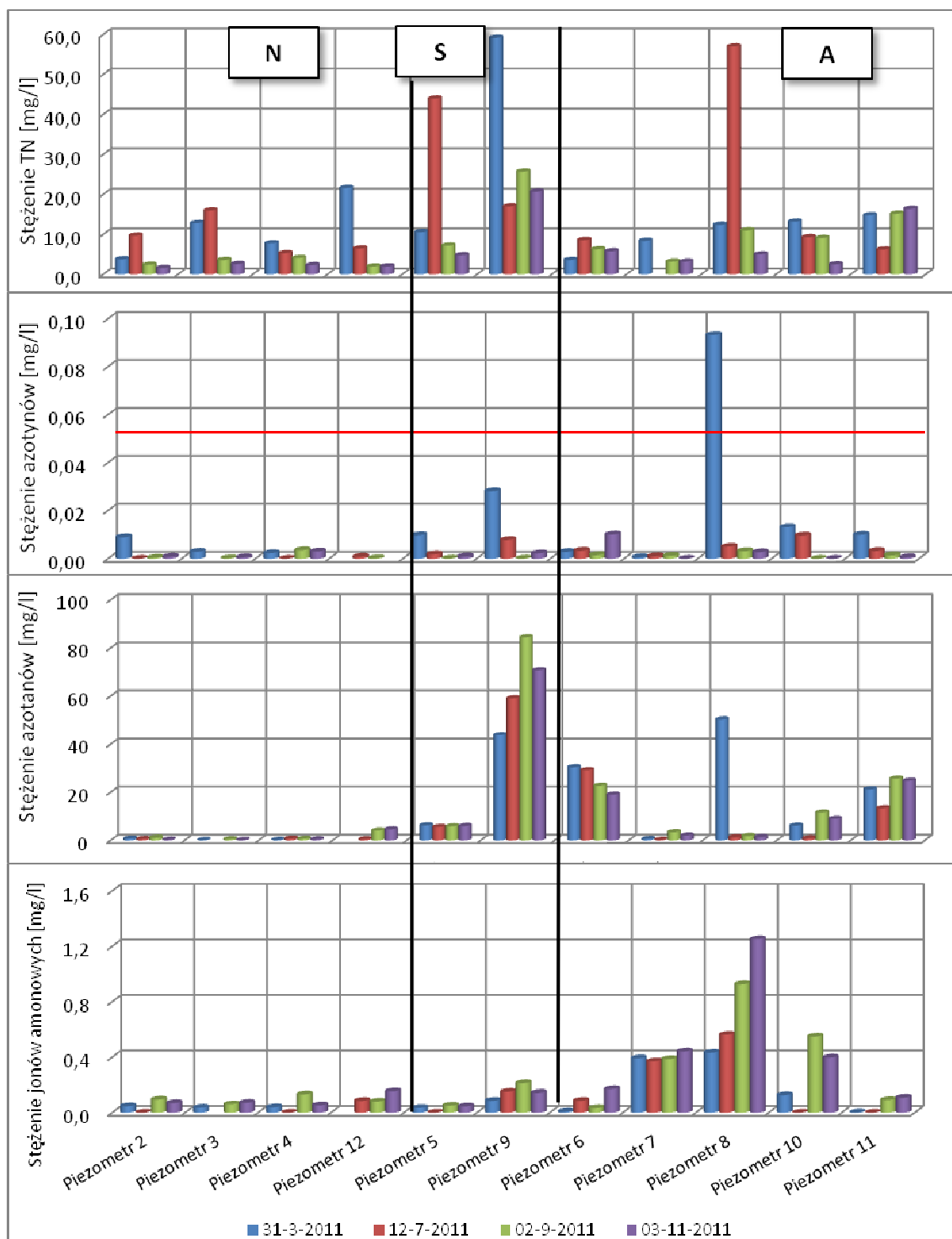
Załącznik 2. Stężenie form całkowitych azotu, azotynów, azotanów oraz jonów amonowych.

Załącznik 3. Stężenie form całkowitych fosforu, fluoru oraz potasu w poszczególnych piezometrach.

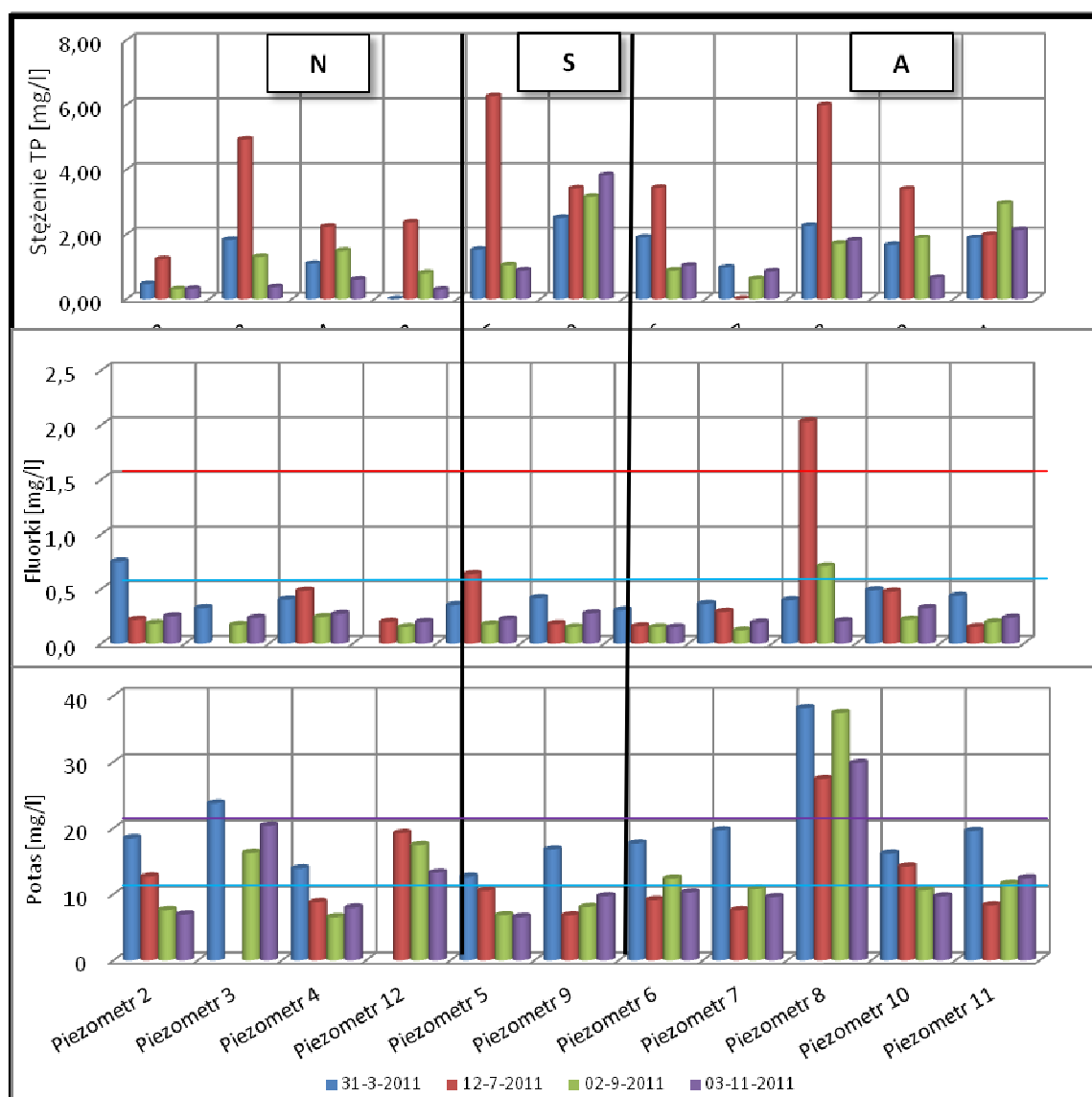
Załącznik 4. Wartości minimalne i maksymalne poszczególnych parametrów wód gruntowych w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 23.07.2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. Nr 143 poz. 896).

Załącznik 5. Wartości minimalne i maksymalne poszczególnych parametrów wód gruntowych w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 23.07.2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. Nr 143 poz. 896).

Załącznik 6. Średnie temperatury, średnie głębokości zalegania wód oraz wahania poziomu wód z przyporządkowanymi numerami odpowiadającym im piezometrów.



Załącznik 2. Stężenie form całkowitych azotu, azotynów, azotanów oraz jonów amonowych. Poziomą czerwoną linią oznaczono przekroczenie III klasy jakości wód, zaś niebieską I klasy. Wykres podzielono na trzy części oznaczające obszary oddziaływania i oznaczono: N- obszar naturalny, S- obszar seminaturalny, A- obszar antropogeniczny.



Załącznik 3. Stężenie form całkowitych fosforu, fluoru oraz potasu w poszczególnych piezometrach. Poziomą niebieską linią oznaczono przekroczenia dla I klasy jakości wód, czerwoną dla klasy III, zaś fioletową dla V klasy. Wykres podzielono na trzy części oznaczające obszary oddziaływania i oznaczono: N- obszar naturalny, S- obszar seminaturalny, A- obszar antropogeniczny

Załącznik 4. Wartości minimalne i maksymalne poszczególnych parametrów wód gruntowych w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 23.07.2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. Nr 143 poz. 896). Na zielono zaznaczono przekroczenia I klasy jakości wód, na żółto zaznaczono przekroczenia normy dla klasy II jakości wód podziemnych, na czerwono zaznaczono przekroczenia normy dla III klasy jakości wód podziemnych. Na niebiesko zaznaczono wyniki TP i TN, podwyższone w stosunku do pozostałych stanowisk.

Piezometr	Temperatura [°C]	Konduktywność	pH	Tlen [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]	Azotany [mg/l]	Azotyny [mg/l]	Amon [mg/l]	Fosforany [mg/l]
2	10,9-12,8	365-436	7,00-7,14	5,18-7,04	1,6-9,7	0,30-1,23	0,33-1,12	0,000-0,009	0,05-0,09	0,00-0,27
3	6,6-14,0	395-721	6,59-6,98	2,76-6,27	2,6-16,0	0,37-4,92	0,21-0,52	0,000-0,003	0,04-0,07	0,00-0,33
4	8,0-10,4	242-270	6,96-7,26	6,9-8,73	2,3-7,8	0,59-2,23	0,25-0,75	0,002-0,035	0,04-0,13	0,01-0,29
12	12,6-13,5	568-749	6,59-6,84	0,56-1,79	2,0-21,6	0,28-2,36	0,51-4,59	0,000-0,001	0,08-0,15	0,02-0,41
5	7,6-11,6	390-447	7,00-7,76	5,35-6,7	4,8-44,0	0,88-6,26	5,56-6,24	0,000-0,010	0,03-0,05	0,01-0,13
9	8,5-10,4	514-631	7,1-7,19	6,83-9,23	17,0-59,2	2,50-3,82	43,8-84,5	0,000-0,028	0,09-0,21	0,01-0,29
6	8,6-11,4	394-432	6,85-7,11	4,67-7,68	3,6-8,6	0,88-3,43	19,0-30,4	0,001-0,010	0,01-0,17	0,01-0,21
7	8,0-13,1	488-526	7,02-7,32	0,93-2,85	3,2-8,4	0,62-0,97	0,27-3,42	0,000-0,001	0,37-0,44	0,00-0,52
8	6,6-18,4	582-974	6,73-6,94	3,41-5,66	5,0-57,0	1,71-5,98	1,30-50,3	0,003-0,093	0,43-1,25	0,01-0,51
10	6,5-13,8	445-573	6,69-6,75	2,72-3,88	2,5-13,2	0,65-3,39	0,90-11,6	0,000-0,010	0,13-0,55	0,00-0,52
11	7,5-11,2	686-826	6,97-7,06	4,62-6,68	6,2-16,4	1,88-2,95	13,4-25,7	0,001-0,010	0,00-0,11	0,00-0,45

Załącznik 5. Wartości minimalne i maksymalne poszczególnych parametrów wód gruntowych w odniesieniu do Rozporządzenia Ministra Środowiska z dn. 23.07.2008 r. w sprawie kryteriów i sposobu oceny stanu wód podziemnych (Dz. U. Nr 143 poz. 896). Na zielono zaznaczono przekroczenia I klasy jakości wód, na żółto przekroczenia normy dla klasy II, na czerwono zaznaczono przekroczenia normy dla III klasy jakości wód podziemnych.

Piezometr	Fluorki [mg/l]	Chlorki [mg/l]	Siarczany [mg/l]	Sód [mg/l]	Potas [mg/l]	Wapń [mg/l]	Magnez [mg/l]
2	0,18-0,75	20,12-26,03	24,54-48,56	11,81-18,05	6,93-18,44	47,63-59,32	1,56-4,76
3	0,17-0,32	11,78-61,3	49,72-112,27	8,81-23,71	16,23-23,72	73,35-93,2	0,41-1,67
4	0,24-0,48	10,76-22,83	27,04-45,39	5,75-17,76	6,52-13,86	31,79-31,79	0,62-1,49
12	0,15-0,2	24,63-51,98	65,99-88,14	12,55-20,00	13,23-19,2	75,54-95,96	1,82-4,00
5	0,17-0,63	21,24-35,19	77,71-87,71	11,29-22,64	6,55-12,59	56,78-62,46	1,05-1,82
9	0,15-0,42	34,03-51,55	69,55-84,99	18,86-25,93	6,77-16,73	72,22-86,31	1,88-5,27
6	0,15-0,3	24,37-37,5	55,54-69,39	13,42-22,28	9,12-17,67	51,15-61,26	2,45-2,82
7	0,12-0,36	28,5-29,38	18,00-23,62	11,32-15,4	7,55-19,66	50,2-60,42	1,84-3,24
8	0,2-2,03	17,3-69,92	37,01-128,54	13,14-35,29	27,39-38,13	44,03-93,23	2,65-11,01
9	0,15-0,42	34,03-51,55	69,55-84,99	18,86-25,93	6,77-16,73	72,22-86,31	1,88-5,27
10	0,22-0,49	24,94-35,96	13,46-54,7	15,16-24,42	9,66-16,1	42,55-71,64	2,15-4,26
11	0,15-0,44	95,52-127,23	32,09-49,29	49,58-61,85	8,3-19,56	53,22-75,84	4,01-5,32

Załącznik 6. Średnie temperatury, średnie głębokości zalegania wód oraz wahania poziomu wód z przyporządkowanymi numerami odpowiadającym im piezometrom. Pogrubione - numery piezometrów znajdujące się najbliżej zbiorników, podkreślone - znajdujące się w najdalszej odległości. Zielonym kolorem - piezometry znajdujące się na obszarze naturalnym, kolorem czerwonym - obszar antropogeniczny.

Numer piezometru	Średnia głębokość zalegania wód [m]	Wahania poziomu wód [m]	Średnie temperatury [°C]
2	5	0,44	12,1
3	1,2	0,91	12,1
<u>4</u>	3,9	0,16	9,6
5	2,9	0,16	9,8
<u>6</u>	5	0,52	10,4
7	1,5	0,31	11,2
8	1,4	0,33	12,9
<u>9</u>	7,7	0,26	9,5
10	1,6	0,24	11,2
11	3,3	0,6	9,9
12	2,2	0,2	12,9