

**DYNAMIKA ZMIAN
WARUNKÓW WODNYCH
W LASACH
NA TERENACH
POLDEROWYCH
- ANALIZA INTERAKCJI**

ALICJA KRZEMIŃSKA

**DYNAMIKA ZMIAN
WARUNKÓW WODNYCH
W LASACH
NA TERENACH
POLDEROWYCH
- ANALIZA INTERAKCJI**

WROCŁAW 2008



SPIS TREŚCI

1. WSTĘP	7
2. PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA	9
3. CEL PRACY, CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAWCZEGO, ZAKRES I METODYKA BADAŃ	16
3.1. Cel pracy	16
3.2. Charakterystyka obiektu badawczego.....	16
3.3. Zakres i metodyka badań	19
4. WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA	30
4.1. Wybrane elementy siedliskowe	30
4.1.1. Gleby	31
4.1.2. Ocena stopnia i wariantów uwilgotnienia siedlisk leśnych	35
4.1.3. Zasięg korzeni	37
4.1.4. Wybrane elementy struktury drzewostanu	40
4.2. Ocena żywotności drzew na terenie leśnym polderu Lipki-Oława	42
4.3. Usuwanie drzew	48
4.4. Przebieg warunków meteorologicznych w okresie badań	52
4.5. Warunki wodne	56
4.5.1. Wody powierzchniowe.....	56
4.5.1.1. Natężenie przepływu	67
4.5.2. Wody podziemne	86
4.5.2.1. Ocena dostępności wód podziemnych dla drzew na terenie polderu Lipki-Oława.....	103
4.6. Skład chemiczny i jakość wód	111
4.6.1. Wody powierzchniowe.....	111
4.6.2. Wody podziemne	125
5. BADANIA MODELOWE	153
5.1. Model koncepcyjny systemu hydrogeologicznego	153
5.2. Oszacowanie bilansu wodnego	154
5.3. Schematyzacja warunków hydrogeologicznych	155
5.4. Model numeryczny polderu	155
5.4.1. Kalibracja modelu	157
5.4.2. Bilans wodny modelowanego obszaru	160
5.4.3. Symulacje prognostyczne.....	161
6. WNIOSKI	169
7. PIŚMIENICTWO	173

1

WSTĘP¹

W ciągu ostatnich lat ochrona przeciwpowodziowa w dolinach rzek stała się problemem bardzo często podejmowanym i dyskutowanym przez wielu naukowców, podobnie jak badanie czynników siedliskotwórczych w lasach [Kovar 1998, Molles i in. 1998, Munoz-Reinoso 2001, Osuch, Kowalik 1998, Rast, Obrdik 1997]. Powodzie nękające coraz częściej Europę, w tym i Polskę, powodują straty w drzewostanach, wpływając pośrednio lub bezpośrednio na stan siedlisk [Czerepko 2007, Krajewski 1978, Krzemińska 2002, Krzemińska i in. 2004a]. Las – sam w sobie bardzo złożona, wysoko zorganizowana, jak również długowieczna i wielkoprzestrzenna formacja przyrodnicza na Ziemi, w której procesy samoregulacji osiągnęły szczególnie wysoki poziom – odgrywa istotną rolę w kształtowaniu bilansu wodnego w całym środowisku przyrodniczym [Białkiewicz, Babiński 1981, Białkiewicz i in. 1976, 1978, 1993, Bielak 1992, Dębski 1951, Kucharska i in. 1984, Tyszka 1985, Żmuda i in. 1997]. Wśród podstawowych czynników ekologicznych o dużym znaczeniu dla tych terenów są stosunki wodne, które stanowią jedną z najbardziej zmieniających się cech środowiska glebowego i oddziałują bezpośrednio na całokształt zachodzących zjawisk fizycznych, związanych z retencją wody w profilu glebowym, jej cyrkulacją i dostępnością dla drzew [Miler 1998, 1998a]. Dynamika wód podziemnych na terenach leśnych ma nieco odmienny charakter aniżeli na obszarach poza nim. Przekłada się to na wynik relacji pomiędzy dopływem wód do gleby i zdolnościami jej retencji a ewapotranspiracją, odpływem, a co za tym idzie i bilansem wodnym [Ciepielowski, Dąbkowski 1995, Krzemińska, Drabiński 2003, Kucharska i in. 1984, Pierzgałski i in. 2002b, Pleczyński 1983, Suliński 1989, 1990, 1990a, Tyszka 1985, 1995, Wiśniewski 1998]. Tereny te posiadają naturalną zdolność stopniowego, wielkopowierzchniowego przekazywania wody w dół zlewni. Lasy, podobnie jak torfowiska, spełniają ważną funkcję retencyjną, która polega przede wszystkim na wyrównywaniu odpływu wód powierzchniowych przez częściowe przesunięcie nadmiaru tych wód na okresy niedoboru, przez przekształcenie części obiegu nieużytecznego w obieg biologiczny i odpływu powierzchniowego na podziem-

¹ W pracy wykorzystano wyniki badań wykonanych w ramach projektu badawczego nr 2P06S 004 29 finansowanego ze środków Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego.

ny [Ciepielowski 1996, Dębski 1951, Johnson 1992, Mioduszewski 1997, 1997a, Mioduszewski 2000, 2003, Pierzgalski, Tyszka 2000, Pierzgalski i in. 2006, Szymczak 2001, Wahl i in. 2005, Wiśniewski 1996, 1998].

Lasy wilgotne i świeże, zwłaszcza te położone w dolinach dużych, nieuregulowanych rzek, pełnią ważną funkcję retencyjną, neutralizując wahania stanów wody. Ustanie corocznych zalewów jest przyczyną zanikania łągów. Zmiana struktury drzewostanów, jak również ubożenie siedlisk nadrzecznych, wprowadzanie gatunków nieodpornych na zmienne warunki wodne, brak zalewów pośrednio lub bezpośrednio mogą wpływać na warunki wodne obszarów przyległych. Dalsze przekształcenia nadrzecznych siedlisk leśnych są już tylko kwestią czasu. Uszkodzenia drzewostanów, zbyt duża wycinka drzew, uszkodzenia po latach ekstremalnych nieprzyzwyczajonych do zalewu drzew (powódzie i susze) odciskają swoje piętno na tych obszarach już dziś. Interakcje pomiędzy wszystkimi wymienionymi czynnikami wywierają istotny wpływ na jakość siedliska leśnego i jego odporność na warunki ekstremalne.

Przedmiotem badań była ocena dynamiki warunków wodnych, jakości wód powierzchniowych i podziemnych, ich wzajemnych interakcji w siedliskach lasów wilgotnych i świeżych w powiązaniu z intensywną gospodarką leśną na terenie polderu porośniętego lasem (odrzański polder Lipki–Oława). W pracy podjęto próbę modelowego określenia zmian w bilansie wodnym, a co za tym idzie i odpływie z badanego terenu przy różnym stopniu deforestacji. Publikacja ta wpisuje się w problematykę zrównoważonego rozwoju i zwiększenia retencji na terenach leśnych położonych w dolinach dużych rzek, szczególnie w aspekcie podpisanej przez większość krajów europejskich rezolucji „Lasy i woda”, którą opracowano w ramach Ministerialnego Procesu Ochrony Lasów w Europie [Fifth Ministerial... 2007].

2

PRZEGLĄD PIŚMIENICTWA

Jednym z głównych czynników powodujących zmiany zachodzące w dolinach rzecznych jest woda, będąca chyba najbardziej dynamicznym elementem środowiska [Ilnicki 1987, 1987a, 1987b, 1988]. Stan wiedzy, którym dysponujemy, pozwala stwierdzić, że różne typy dolin rzecznych, a zatem i siedlisk leśnych, kształtowały się w zależności od panujących w nich stosunków wodnych. W dolinach dużych rzek lasy spełniają szczególną funkcję, która nie tylko związana jest z warunkami wodnymi, ale również krajobrazowymi. Rozwijają się tu krajobrazy dolinowych siedlisk łągów i olsów,

a na wyniesieniach – grądów. Tam, gdzie głównym czynnikiem siedliskowym jest poziomy ruch wody, rozwijają się zbiorowiska łągowe, obejmując eutroficzne i higrofilne lasy, a także pewne typy zarośli. Zmienność stanów wód gruntowych, zwłaszcza tych płytkich, wskazuje na tych terenach cykliczność roczną, która modyfikowana jest dla poszczególnych lat przez odchylenia od normy warunków pogodowych, głównie opadów i temperatury [Jędra 1994, Komisarek 2000, Krzemińska i in. 1999, Kosturkiewicz 1963, Obmiński 1960, Przybyła, Kozłowski 2003, Sasik, Szymański 1980]. Niemniej istotna jest tu również jakość wód dyspozycyjnych, w szczególności wód gruntowych stanowiących na ogół źródło alimentacyjne dla roślinności leśnej [Miller i in. 2001], której jakość wpływa między innymi na bonitację siedlisk leśnych. Zbiorowiska te wykształcają się przede wszystkim w dolinach rzek i strumieni, rzadziej przy źródłiskach, w rynnach terenowych, którymi okresowo spływają wody opadowe. Ekosystemy łągowe odznacza bardzo wysoki stopień biologicznej różnorodności. Grądy zajmują szeroki zakres siedlisk na obszarach niżu, wyżyn i w piętrze podgórze. Jak żadne inne zbiorowisko leśne, wykazują one szeroką zmienność w zakresie zajmowanych form terenu, rodzajów podłoża, typów i zasobności gleb [Najman, Decamps 1997, Poznański 2000, Stromberg 1993, 2001, Stromberg i in. 1996, Williams i in. 1998]. Podstawowymi gatunkami drzew budujących te lasy są: dąb szypułkowy, lipa drobnolistna oraz grab zwyczajny, przy mniejszej lub większej domieszce innych gatunków drzew [Matuszkiewicz 2001, Milewski 1968]. Siedliska te można również znaleźć na polderach zalewowych (podobnie jak grądy), na których nie wycięto jeszcze drzewostanów.

Jak podaje Madeyski [2003], lasy powodują opóźnienie spływu wielkich wód, jeśli ich rozmieszczenie jest prawidłowe. Przy właściwym rozlokowaniu lasów w zlewni, dzięki dużej retencyjności ich gleb, obszary leśne działają jako naturalne zbiorniki kompensacyjne, retencjonujące wodę w okresie występujących nadmiarów i oddające ją w okresie niedoborów [Adynkiewicz-Piragas, Krzemińska 2003, 2004, Babiński i in. 1989, Białkiewicz, Babiński 1981, Krzemińska, Adynkiewicz-Piragas 2004, Obmiński 1963, Munoz-Reinoso 2001, Pływaczyk 1997, 2004a]. Niestety, w wyniku działalności człowieka większość dolin rzecznych nie ma prawidłowo rozmieszczonych lasów w zlewniach i – co gorsza – większość z nich nie jest już zalewana, dlatego też obszary te przestały pełnić swoje naturalne funkcje, przekształcając się w tereny rolnicze o innych, zwykle ograniczonych walorach przyrodniczych i krajobrazowych [Czamara 1993, 1996a, 1996b, Czamara i in. 1984, Czamara, Wojarnik 1998, Mioduszewski, Ostrowski 2001, Pływaczyk, Olszewska 1998, Pokładek, Nyc 2005, Zhang i Mitsch 2005]. Rozwiązaniem mogłaby być tzw. „ekologiczna ochrona przeciwpowodziowa” [Krzemińska 2002, Mauchamp i in. 2002]. Ekosystem „suchego” polderu nie jest odporny na powódź, ponieważ las nie toleruje długiej stagnacji wód powodziowych i wysokiego poziomu zalania (maksymalnie do 1,50 m). Po kilku dniach w stojącej wodzie na polderze występują braki tlenu i drzewa „podsuszają się” [Krzemińska i in. 2004a, Rast i Obrdlík 1997, Wicherek 1995, Zamora-Arroyo i in. 2001, Żbikowski i Żelazo 1993].

Stosunki hydrologiczne i hydrogeologiczne mają w dużej mierze wpływ na właściwości siedliska, a tym samym na roślinność, poprzez ilość, jakość i ruchliwość wód, jak również stagnację wód powierzchniowych i gruntowych [Czamara 1993, 1999, Ciepielowski, Dąbkowski 1995, Murat-Błażejewska i in. 2003, Sasik 1996]. Ważnymi czynnikami są również głębokość zalegania zwierciadła wody i wielkość jej wahań, które warunkują jakość siedliska [Białkiewicz i Babiński 1981, Ciepielowski 1996, Ciepielowski, Krajewski 1993, Gordon, Meentemeyer 2006, Myczkowski 1955, Pleczyński 1983, 1993, Szafranski, Stasik, 2004, Szymański 2000]. W typologii leśnej uwilgotnienie gleb i siedlisk porządkuje się według pięciu stopni (higrotopów): suche, świeże, wilgotne, bagienne (mokre) i zalewowe (łęgowe). Stopnie te, z wyjątkiem suchego, dzielone są dodatkowo na warianty, w zależności od wpływu wywieranego na siedlisko przez wodę glebową [Krzemińska i in. 2003, Kostrzewa i in. 1998, Mąkosa 1977, 1983, 1995, Sojka, Murat-Błażejewska 2006], co przekłada się pośrednio na zależność w układzie las-woda, stanowiącą od wielu lat przedmiot badań naukowców i leśników [Białkiewicz i in. 1976, 1978, Ciepielowski i Dąbkowski 1995, Ciepielowski, Tużnik-Kosno 1998, Mioduszewski 1997, Osuch i Kowalik 1998, Sielska i in. 2006, Wiśniewski 1996].

Niewłaściwe sterowanie obiegiem wody wpływać może niekorzystnie na racjonalną gospodarkę leśną, podobnie jak niewłaściwa gospodarka leśna oddziałuje na bilans wodny, zwłaszcza na odpływ [Ciepielowski i Krajewski 1993, Byczkowski i Mandes 1998, Pierzgalski, Tyszka 2000, 2000a, Pierzgalski i in. 2002a, 2002b, Tyszka 1985, 1995]. Warunki wodne terenów rolniczych, sąsiadujących z obszarami leśnymi, mają swój pośredni udział w kształtowaniu warunków wodnych na terenach leśnych, ponieważ obniżanie poziomów wody na obszarach rolniczo wykorzystywanych dotknęło także obszary leśne [Ciepielowski, Dąbkowski 1995, Czamara 1996a, Krzyczkowski

i Drabiński 1998, Liberacki 2003, 2003a, 2004, Murat-Błażejewska, Sojka 2004, Murat-Błażejewska i in. 2005]. Na znacznych powierzchniach, nawet tam, gdzie w samych lasach nie wykonywano melioracji, zaniknęły mikrozbiorniki wody w obniżeniach terenowych, ustąpiła roślinność hydrofilna, a w konsekwencji doszło również do homogenizacji siedlisk leśnych [Drabiński i in. 1996, Jankowski 1993, Kosturkiewicz 1963, Puchalski i Prusinkiewicz 1990]. Usytuowanie na terenach leśnych akwenów (rzek, jezior, zbiorników) oraz ujęć wodnych stwarza problem ich właściwej eksploatacji w celu zachowania naturalnych stosunków wodnych i małej retencji w środowisku leśnym [Bac 1962, 1962a, Ciepiewski i Krajewski 1993, Homa 1998, Ilnicki 1988d, 1995, 1996, Kanclerz i in. 2005, Mioduszeński 1997, 1997a, 2003, Żelazo, Wiśniewski 2005].

Na trudności we właściwym gospodarowaniu wodą w lasach rzutuje przede wszystkim nierównomierny rozkład sezonowy zasilania w wodę. Występowanie zarówno lat suchych, jak i mokrych oraz niedoborów zasobów wodnych wywiera bardzo duży wpływ nie tylko na siedliska [Bonell 1993, Ermich 1957, Korytowski i in. 2005, 2005a, 2005b, Kosturkiewicz i in. 1998, Kovar 1998, Krzemińska 1999, Lite i in. 2005, Stasik i in. 2003, Welty i in. 2002], ale również pośrednio na gospodarkę leśną, np. zwiększenie uszkodzeń drzew i wycinkę [Acker i in. 2003, Kamiński i in. 2003, Kosturkiewicz, Stasik 2003, Krzemińska 2002, Krzemińska i in. 2004]. Oddziaływanie lasu na odpływ jest w literaturze oceniane niejednolicie, często stanowiska różnych autorów bywają biegunowo odmienne. Dawniej przeważał pogląd, że obszary o dużej lesistości charakteryzują się zazwyczaj mniejszymi odpływami w porównaniu ze zlewniami użytkowanymi rolniczo. Natomiast badania, przeprowadzone przez Białkiewicza, Ciepiewskiego, Kucharską i Tyszkę z okresu 1966–1982, dostarczają ciekawych informacji, które zaprzeczają wcześniejszym tezom [Białkiewicz i in. 1976, Kucharska i in. 1984, Kucharska i Tyszka 1991]. Autorzy ci udowadniają, że zależność odpływu od stopnia lesistości może być różnokierunkowa. Na podstawie danych ze zlewni badawczych IBL, IMUZ oraz IMGW, zlokalizowanych na Niżu Polskim (z lat 1974–1982), Kucharska i Tyszka doszli do wniosku [1991], że w zlewniach rzecznych średniej wielkości ($A < 200; 1000 \text{ km}^2$) oraz dużych ($A > 1000 \text{ km}^2$) odpływy wzrastają jednocześnie z lesistością. Natomiast w zlewniach małych, o powierzchni $A < 200 \text{ km}^2$, nie ma już takiej jednolitości, a charakter zależności „odpływ – zalesienie” wiąże się z takimi czynnikami, jak kierunek ekspozycji i wielkość wystawy zlewni w stosunku do przeważających kierunków wiatrów deszczonośnych oraz stopnia zróżnicowania przepuszczalności podłoża. Wyniki te potwierdzają pogląd Dębskiego, że charakter zależności „odpływ – lesistość” ma związek z rodzajem bilansu zlewni. W pracy Dębskiego [1951] wyróżnione zostały bilanse wodne dodatnie, zrównoważone i deficytowe. Lasy o bilansie dodatnim zużywają mniej wody niż otrzymują z opadów; nadwyżki te oddane są w postaci odpływu. W Polsce takie lasy znajdują się w okolicach o rocznych opadach normalnych $P > 600 \text{ mm}$, natomiast lasy o bilansie deficytowym otrzymują niewystarczające ilości wody opadowej, a potrzeby wodne pokrywają z wód podziemnych odpływających z otaczających obszarów [Byczkowski, Mandes 1998].

Różnice w zapasie wody w glebie są wypadkową składowych bilansu wymiany wody między atmosferą, drzewostanem a gruntem. Wartości składowych zmieniają się wraz z cechami biometrycznymi drzewostanów, te zaś podlegają modelowaniu

w wyniku działań gospodarczych: rodzaju i intensywności cięć pielęgnacyjnych, rodzaju i formy rębni, jak również gwałtownie działających szkód biotycznych i abiotycznych (czynniki drzewostanowe) [Bielak 1992, Kamiński i in. 2003, Krzemińska i in. 1999, Krzemińska, Adynkiewicz-Piragas 2004, Miler i in. 2003, Miler, Krysztofiak 2003, Pieńkoś 1997, Suliński 1981, 1989, 1995]. Na wielkość zasobów wodnych w krótkim okresie czasu mają wpływ głównie warunki pogodowe. Przyrosty następują po opadach atmosferycznych, a ubytki są związane głównie ze zużyciem wody przez drzewostan na transpirację i parowanie z gleby [Bakker 2007, Kucza 1983, Maciaszek 1998, Stromberg 2001, Stromberg i in. 1996, Suliński i Kucza 1987, Tyszka, Stolarek 2003, Wiśniewski 1996]. Amplituda i średnie głębokości zalegania zwierciadła wód podziemnych są wskaźnikiem wilgotności siedliska leśnego [Kosturkiewicz i in. 2004, Kowalewski i in. 1997, Kucharska i in. 1984, Miler 1998, 1998a]. Trudności związane z oceną bezpośredniego oddziaływania pomiędzy drzewostanem a warunkami wodnymi opisywało wielu autorów. Wydaje się, że największy wpływ na charakter wilgotnych siedlisk leśnych ma nie tylko sama dynamika zwierciadła wody, ale jego średnie położenie poniżej powierzchni terenu, jak i częstość zalegania na poszczególnych głębokościach w ciągu całego okresu wegetacyjnego, przy czym występują tu różnice w zależności od rodzaju siedliska [Ciepielowski i in. 1998, Harasimiuk i in. 1998, Kosturkiewicz 1963, Krajewski 1978, Obmiński 1960 Tkach i in. 1998]. Do grupy czynników istotnie kształtujących położenie (w stosunku do powierzchni terenu), jak i dynamikę zwierciadła wód podziemnych można zaliczyć: strukturę cieków (w tym strukturę sieci melioracyjnej), warunki hydrauliczne kształtujące stany wody w tych ciekach, jak również warunki hydrogeologiczne obszaru. Czynniki te wpływają na intensywność drenażu wód podziemnych wilgotnych siedlisk leśnych [Adynkiewicz-Piragas, Krzemińska 2003, Kowalewski i in. 1997, Krzemińska i in. 2003, Krzemińska, Drabiński 2004, 2006, Ślesicka, Querner 1999, 2000, Mioduszewski i in. 1997, Mioduszewski, Ostrowski 2001].

W wyniku gwałtownego (powódź, pożar, wiatrolom) przekształcenia siedliska, głównie warstwy drzewostanu, lub z powodu usunięcia drzew rębnią zupełną następują zmiany w zapasie wody w glebie związane z cechami biometrycznymi drzewostanu, zmieniającymi się w zależności od jego faz rozwojowych [Bradley 2002, Kosturkiewicz 1963, Piotrowski, Wołk 1975, Suliński i Kucza 1987]. Drzewostan jest najlepszym wskaźnikiem przyrodniczych warunków produkcji leśnej w lasach naturalnych lub zbliżonych do naturalnych. Wówczas jego skład, wzrost i struktura są w pełni zgodne z warunkami siedliskowymi (wyjątkiem mogą być lasy zagospodarowane) [Matuszkiewicz 2001]. Możliwości produkcyjne siedlisk obrazują bonitacje drzew, będące wskaźnikiem produktywności siedlisk, ponieważ im korzystniejsze warunki siedliskowe, tym drzewostany osiągają większe wysokości, a zarazem lepsze bonitacje wzrostowe [Bosiak 1986, Kosturkiewicz, Stasik 2003, Milewski 1968, Siedliskowe podstawy... 1990, Stasik i in. 2003, Szymański 2000, Trampler 1990, Trampler i in. 1990].

Na bilans wodny lasów oddziałują również zabiegi gospodarcze, co jest związane z podstawowymi prawidłowościami produkcji biomasy w ekosystemach leśnych. Produkcyjność siedliska jest głównym czynnikiem wyznaczającym zbiorowisko leśne. Suliński [1995] postawił hipotezę, że całkowita transpiracja zbiorowiska leśnego nie reaguje na zabiegi gospodarcze, chyba że są one przyczyną zmiany produktywności sie-

dliska. Wtedy w istotny sposób zabiegi te mogą przyczynić się do zmiany relacji między transpiracją roślin, które tworzą poszczególne piętra zbiorowiska leśnego. Z tego wynika, że na bilans wodny lasów ma wpływ forma i rodzaj rębni [Bonell 1993, Bradley 2002, Jaworski 1990, Kosturkiewicz 1963, Krzemińska i in. 2003]. Jak wykazują badania prowadzone w zlewniach zagospodarowanych zrębowo, najintensywniejszy wpływ na bilans wodny lasu ma rębnia zupełna, gdyż na zrębie następują charakterystyczne, szybkie przemiany roślinności i związane z tym zmiany wartości składowych bilansu wodnego. Usunięcie warstwy drzew powoduje „pustkę” – maleje całkowita transpiracja roślin, ale ubytki wody z gruntu mogą być z nawiązką rekompensowane przez wielokrotnie zwiększone parowanie z odsłoniętej gleby. Wzrasta jednocześnie ilość opadu deszczu docierającego do gleby, gdyż po usunięciu drzew maleje także intercepcja roślin – jednakże już w następnym roku po wykonaniu zrębu „zwolniona produktywność siedliska” jest wykorzystywana przez rośliny runa zasiedlające powierzchnię zrębu [Ferreira i in. 2007, Kosturkiewicz 1963, Krzemińska 2002, Sienkiewicz i in. 1995]. Właściwie każda zmiana charakterystyk drzewostanu, jak podaje Suliński [1995], bez względu na przyczynę jej zaistnienia, uruchamia cały łańcuch przemian, które ustalają nowe proporcje między wartościami poszczególnych składowych bilansu wymiany wody pomiędzy atmosferą, drzewostanem i gruntem. Jeśli zmiany są duże i trwałe, oddziałują na stopień wilgotności siedliska, tym samym mogą modelować jego produktywność, która jest funkcją wilgotności. Natomiast zmiana produktywności siedliska staje się przyczyną „wtórnej” zmiany wartości charakterystyk drzewostanu. Obserwowane są kolejne zmiany wielkości składowych jego bilansu wodnego i w ten sposób mechanizm działa ciągle, przyczyniając się do niestabilności siedlisk leśnych. Proces ten nabiera szczególnej wyrazistości w drzewostanach zagospodarowanych zrębowo lub w następstwie silnego zadziaływania czynników uszkadzających drzewostany (powódź, wiatrołomy, pożary).

Wśród czynników działających zarówno na jakość siedlisk, jak i kondycję drzewostanów duże znaczenie ma skład chemiczny wód powierzchniowych i podziemnych oraz chemizm gleb. O składzie chemicznym odpływu ze zlewni leśnych decydują między innymi procesy wietrzenia chemicznego zachodzące w glebie i głębszym podłożu, jak również wahania i dynamika zwierciadła wód podziemnych, zasilanie, możliwości drenowania obszarów przyległych, wielkość odpływu ze zlewni oraz zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego [Brettar i in. 2002, Mars, Wassen 1999, Miler i in. 2003, Roszak 1991, Shepard 2006, Stuyfzand 1989, Wyleżalek 1984]. Na ocenę stanu retencji wodnej lasu składa się rozpoznanie: ilości wody, tempa obiegu wody oraz jakości wód dostępnych dla roślin. Zawartość w glebie wody dostępnej dla roślin i skład chemiczny roztworu glebowego wpływają na relacje pomiędzy transpiracją a odpływem gruntowym, odpływem powierzchniowym a odpływem wgłębnym, procesami utlenienia i redukcji, jak również na cały skład chemiczny wód w zlewni leśnej [Busch i in. 1992, Dannowski i in. 2000, Glińska, Koc, 2003, Liberacki 2003, 2003a, 2004, 2005, Miler, Krysztofiak 2003, Niemtur i in. 2003, Plewiński, Miler 2003, Pulikowski i in. 2001, Przybyła, Kozłowski 2003, Przybyła, Kozaczyk 2003].

Przewidywanie zmian w układzie las-woda jest zagadnieniem trudnym również w ujęciu modelowym. Podstawowym do tego narzędziem są modele ilościowe – matematyczne, umożliwiające nie tylko przewidywanie zjawisk, ale również szacowanie ich

intensywności, dynamiki czasowej i przestrzennej. Od lat 70. ubiegłego stulecia obserwuje się intensywny rozwój metod modelowania przepływu wód podziemnych i migracji zanieczyszczeń w środowisku [Bonell 1993, Gurwin, Staško 2004, Wcisło, Bieroński 2007]. Modele dotyczące warunków wodnych w lasach są zagadnieniem skomplikowanym ze względu na złożoność elementów mających wpływ na warunki wodne na tych obszarach. Obecnie w modelowaniu matematycznym procesów odpływu w zlewniach leśnych często wykorzystuje się koncepcję *variable source area* i jej modyfikacje. Koncepcja ta opiera się na twierdzeniu, że w generowaniu odpływu ze zlewni ważną rolę odgrywa infiltracja wody, która skutkuje odpływem bezpośrednio pod powierzchnią terenu, określonym jako odpływ podpowierzchniowy [Lyon i in. 2004, McDonnell 2003, Steenhuis i in. 1995]. Modyfikacje rozwijają i precyzują mechanizmy odpływu ze zlewni (np. koncepcja *saturation overland flow* – odpływu (spływu) powierzchniowego w warunkach nasycenia gruntu wodą) [Okoński 2006]. Poza tym modele procesu opad–odpływ opierają się na opisach procesów krążenia wody za pomocą podstawowych praw fizyki [Anderson Woesser 1992, McDonnell 2003, Refsgaard i Knudsen 1996]. Wśród modeli kompleksowych, mających za zadanie objaśnić wszystkie procesy hydrologiczne związane z obiegiem wody w zlewni, należy wspomnieć między innymi o modelu SHE (Système Hydrologique Européen). Jest to model modułowy, w którym poszczególne komponenty obejmują procesy takie jak: zatrzymanie wody na pokryciu (model Rottera), ewapotranspiracji (równanie Penmana-Monteitha), spływu powierzchniowego (równanie kinetyczne St. Venanta), infiltracji, wody

wody w strefie nienasyconej (równanie Richardsa) i nasyconej (równanie Boussinesqua) oraz przepływu w korycie otwartym (równanie dynamiczne St. Venanta) [Bathurst i Cooley 1996, Okoński 2006, Torkil 1979]. Modele konceptualne transformacji opad–odpływ są dość często stosowane w badaniach hydrologicznych zlewni leśnych. Mogą one nosić miano uniwersalnych, ponieważ można je wykorzystać niezależnie od kategorii pokrycia terenu, oparte są na założeniach ogólnych i opracowane dla zlewni naturalnych [Okoński 2006]. Przykładem takiego modelu jest TOPMODEL, który jest często stosowany w zlewniach leśnych [Beven 2001, Beven i Kirby 1979, Hornberger i in. 1985, Holko i Lepistö 1997]. Model ten oparto na koncepcji *variable source area*, cechuje go duża elastyczność ze względu na możliwości modyfikacji i uszczegółowienia, w tym wprowadzania informacji dotyczących różnych elementów środowiska przyrodniczego, dlatego jest często stosowany w zlewniach leśnych [Okoński 2006].

Wśród istniejących modeli matematycznych, opisujących z różnym przybliżeniem warunki wodne, można wymienić również modele dynamiczne przepływu wód w różnych ośrodkach porowatych, które można wykorzystać do badań modelowych w lasach, np. Visual ModFlow [Baird, Maddock 2005, Bakker i in. 2007, De Nooij i in. 2006, Larsen, Girvetz, Fremier 2007, Hattermann i in. 2006, Peng 2000, Von Asmuth i in. 2008, Wcisło, Bieroński 2007]. Program ten jest bardzo użyteczny, ponieważ pozwala na niemal kompleksowe odwzorowanie systemu naturalnego badanego terenu. Podobnie jak inne programy oparty jest na modułach – podprogramach, które mogą być uruchamiane bądź nie w trakcie procesu iteracyjnego [Gurwin i in. 1994]

Badania dotyczące interakcji w układzie las–woda w warunkach naturalnych i antropogenicznie zmienionych są relatywnie złożone, ponieważ wymagają zarówno

długich okresów obserwacji terenowych, jak i dużej interdyscyplinarności badań, co z kolei wiąże się z wysokimi ich kosztami. Tymczasem zagrożenia cywilizacyjne, związane z naruszeniem globalnej równowagi biologicznej, nadmierna eksploatacja lasów, ochrona wód i potrzeba odtworzenia terenów wilgotnych dobitnie wskazują na potrzebę prowadzenia takich badań. Woda staje się w wielu krajach, również w Polsce, dobrem deficytowym, a las jest naturalnym mechanizmem retencji wody. W związku z tym zrównoważona gospodarka leśna, korzystająca z badań interdyscyplinarnych i poparta rozwiązaniami modelowymi, pozwala nie tylko na w miarę bezpieczne czerpanie z zasobów przyrody, obniżenie kosztów badań, ale również umożliwia wyznaczanie nowych trendów i standardów korzystania ze środowiska leśnego.

3

CEL PRACY, CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAWCZEGO, ZAKRES I METODYKA BADAŃ

3.1. CEL PRACY

Przedmiotem badań była ocena dynamiki warunków wodnych w lasach położonych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława i wskazanie wzajemnych interakcji pomiędzy czynnikami: wodnym, siedliskowym i antropogenicznym. Natomiast cel poszukiwań naukowych stanowiły:

- rozpoznanie i analiza stosunków wodnych na obszarze leśnym polderu;
- ocena uwilgotnienia siedlisk leśnych na terenie polderu Lipki-Oława pod wpływem zmiennych warunków wodnych;
- oszacowanie zmian składu chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych wraz z ich synergicznym oddziaływaniem na siedliska leśne badanego terenu;
- analiza związków przyczynowo-skutkowych pomiędzy uszkodzeniami drzewostanów a zmiennością warunków wodnych;
- rozpoznanie kierunków zmian warunków wodnych w następstwie usuwania drzew z obszaru polderu w oparciu o badania terenowe i modelowe.

Tezę pracy sformułowano następująco: wzajemne interakcje u układzie las–woda na terenie leśnym polderu Lipki-Oława wykazują silne zależności pomiędzy dynamiką warunków wodnych a wycinką drzew, bonitacją siedliska, strukturą drzewostanów i zmianą składu chemicznego wód. Zastosowane metody badawcze pozwolą na ocenę tych zależności.

3.2. CHARAKTERYSTYKA OBIEKTU BADAWCZEGO

Obiekt badawczy położony jest w południowo-zachodniej części Polski, we wschodniej części województwa dolnośląskiego, w powiecie oławskim na prawym

brzegu rzeki Odry (w km od 205+700 do 225+000), pomiędzy miejscowościami: Lipki, Bystrzyca i Oława. Jest to sztuczny, suchy zbiornik przeciwpowodziowy, otoczony z trzech stron wałami powodziowymi o maksymalnej pojemności 38 mln m³ wody [Krzemińska 2002, Parzonka, Głowski 1995]. Obiekt ten spełnia ważną rolę w programie Węzła Wodnego Wrocławia [Born 1948, Bobiński i Żelaziński 1997]. Teren leśny polderu zajmuje 2004 ha i należy do Nadleśnictwa Oława. Pod względem fizyczno-geograficznym polder znajduje się w mezoregionie Pradoliny Wrocławskiej, w makroregionie Niziny Śląskiej [Kondracki 1994]. Należy do I regionu pluwiotermicznego nadodrzańskiego, obejmującego Nizinę Śląską [Schmuck 1957], który charakteryzuje się łagodnym, umiarkowanym klimatem o wyraźnych cechach oceanicznych i jest jednym z najcieplejszych regionów w Polsce [Krzemińska 2002].

Badany obszar należy do monokliny przedsudeckiej. Budują go utwory, wśród których wyróżnić można:

utwory prekambryjskie – najstarszymi utworami stwierdzonymi na tym obszarze są utwory krystaliniku zaliczane do proterozoiku. Pod względem litologicznym są to przede wszystkim gnejsy, migmatyty oraz łupki krystaliczne z sercytem [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory karbońskie – nad prekambrem w odwiertach wykonanych w Lipkach i Przylesiu stwierdzono cienką wkładkę karbonu, wykształconą jako mułowce i ilowce z soczewkami łupka kamiennego [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory permskie – na osadach karbonu spoczywa kompleks osadów permu o dużej miąższości, wykształcony w dwu facjach: lądowej czerwonego spągowca i morskiej cechsztynu [Kłapciński 1983, Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory triasu – miąższość dolnego i środkowego piaskowca wzrasta ku północy. Osady pstrego piaskowca dolnego i środkowego przykryte są osadami retu. Pod względem litologicznym są to dolomity, margle przeławiczone wapieniami oraz licznymi wkładkami gipsu i anhydrytu. Utwory wapienia muszlowego leżą zgodnie na recie, zapadając lekko na północ. Na utworach wapienia muszlowego leżą utwory kajpru. Miąższość osadów kajpru wzrasta ku północy. Na badanym terenie brak jest utworów jury i dolnej kredy. Występuje luka stratygraficzna [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory kredy – są reprezentowane przez margle wapniste i wapienie margliste turonu, natomiast w okolicach wsi Lipki, jak również bardziej na północ, w okolicach Jaczkowic, Janikowa górna kreda nie występuje [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory trzeciorzędowe – osady te występują na całym omawianym obszarze. Ich miąższość dochodzi do ponad 150 m, a zmniejsza się w kierunku południowo-wschodnim. W dolnej części osady trzeciorzędowe (mioceńskie) są wykształcone jako piaski i żwiry kwarcowe. Wśród piasków i żwirów występują wkładki ilów, często piaszczystych szarych i szarozielonych. Lokalnie występują wkładki węgla brunatnego, które przechodzą często w warstwy lignitu [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984];

utwory czwartorzędowe – pokrywają cały badany teren. Miąższość czwartorzędu jest bardzo zróżnicowana i waha się od kilku do kilkudziesięciu metrów. Na całym terenie podłożem tych utworów są osady trzeciorzędowe. Z utworów plej-

stocieńskich omawianego obszaru najważniejsze są osady akumulacji lodowcowej, wodnolodowcowej i eolicznej. Trzon utworów stanowi glina zwałowa powstała podczas stadiału maksymalnego zlodowacenia środkowopolskiego. Jest to utwór ilastopiaszczysty o zabarwieniu szarobrunatnym [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984]. W niej wyżłobiona jest dolina Odry, utworzona podczas zlodowacenia bałtyckiego [Szczepankiewicz 1989]. W stropie bałtyckich osadów doliny Odry występuje seria niejednorodnych litologicznie (w pionie i w poziomie) osadów piaszczystych, żwirowo-piaszczystych i mułkowatych. Zasięg tych osadów ograniczony jest do teras holocieńskich. Najmłodsze osady w dolinie Odry to namuły organiczne oraz mady i mady piaszczyste, które towarzyszą dwóm terasom holocieńskim – zalewowej i nadzalewowej [Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984].

Wody podziemne na omawianym terenie występują w trzech poziomach wodonośnych: utworach starszych, tj.: czerwonego spągowca, pstrego piaskowca, wapienia muszlowego i kredy, oraz utworach trzecio- i czwartorzędu [Roszak 1991, Wylęzałek 1984]. Trzeciorzędowe piętro wodonośne nie jest jednolite. Cechuje się brakiem warstw piaszczystych o względnie stałej miąższości i dużym rozprzestrzenieniu. Warstwy te mają kształt soczewek, często wyklinowujących się, o znacznie zróżnicowanym składzie granulometrycznym i zmiennych miąższościach. Warstwy wodonośne tkwią w obrębie grubej warstwy ilasto-mułowcowej, izolującej lub utrudniającej ich alimentację [Różycki 1968]. Wodoprzewodność nie jest duża i mieści się w granicach 1–5 m³/h. Piętro trzeciorzędowe jest głównym zbiornikiem wód i stanowi ważne źródło zaopatrzenia miasta Oławy w wodę. Ze względu na dużą nieregularność piętro to jest słabo rozpoznane i nie wiadomo dokładnie, ile można wyróżnić w nim poziomów użytkowych [Roszak, 1991, Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984]. Natomiast największym czwartorzędowym zbiornikiem wód podziemnych na omawianym terenie jest dolina Odry. Miąższość utworów wodonośnych wynosi od kilku do kilkunastu metrów, a ich wodoprzewodność przy samym korycie Odry ma 10 m³/h. Zwierciadło wody podziemnej występuje w dolinie bardzo płytko. Na terasie zalewowej 1–2 m p.p.t., a na terasie wyższej średnio 2–4 m p.p.t. Poziom wodonośny charakteryzuje się swobodnym zwierciadłem wody. Miąższość wodonośnych osadów aluwialnych jest stosunkowo niewielka (od 8 do 16 m). Są one częściowo odizolowane od powierzchni terenu warstwą utworów słaboprzepuszczalnych (mady, namuły), nie tworzących jednak ciągłej pokrywy w stropie aluwioów. Ogólnie można stwierdzić, że zwierciadło wody podziemnej jest swobodne. Piętro czwartorzędowe zasilane jest przez infiltrację opadów atmosferycznych, a obszar doliny zasilają dodatkowo infiltracja boczna z przyległych obszarów wysoczyzn [Roszak 1991, Wojewoda 1981, Wylęzałek 1984].

Gleby na terenie polderu są utworami aluwialnymi, wytworzonymi podczas wylewów rzecznych poprzez naniesienie różnorodnych osadów. W północnej i zachodniej części dominują gleby gruntowo-glejowe właściwe, natomiast w części środkowej i wschodniej gleby brunatne wylugowane, wykazując dużą zwięźłość, słabą przepuszczalność, kwaśny odczyn i nadmierne uwilgotnienie [Biuro... 1992, Kuczyńska 1965, Krzemińska 2002]. Na terenie polderu w spągu dominują głównie piaski i iły. Strop tworzy przeważnie glina średnia i glina pylasta. Głina, glina ciężka, ił pylasty i piasek

pylasty składają się na przewarstwienia. Grubość warstwy organicznej waha się od 6 do 0 cm [Krzemińska 2002].

Polder Lipki-Oława zlokalizowany jest w XII rejonie hydrograficznym, obejmującym dorzecze rzeki Odry [Malinowski 1991]. Znajdują się tu dwa cieki podstawowe: Lichawa – prawostronny dopływ Odry, ($A=10,5 \text{ km}^2$) i Otocznica – prawostronny dopływ Lichawy ($A=8,5 \text{ km}^2$) oraz Kanał Ryczyński, będący lewostronnym dopływem Otocznicy w km 8+200. Otocznica połączona jest z rzeką Smortawą (prawostronny dopływ Odry, $A=455 \text{ km}^2$), za pomocą Kanału Ulgi [Krzemińska 2002, Adynkiewicz-Piragas 2000]. Podczas silnych przyborów w Odrze część wód wpuszczana jest służą na teren polderu (rys. 1).

Obszar polderu stanowi część systemu NATURA 2000 i projektowanego Parku Krajobrazowego „Dolina Odry II”. Większa część polderu pokryta jest lasami o najwyższych walorach ekologicznych, w których swoje stanowiska posiadają liczne gatunki chronione [Adynkiewicz-Piragas, Krzemińska 2004, Krzemińska 2002]. Zbiorowiska leśne na terenie polderu chronione są w trzech rezerwach przyrody: „Grodziska Ryczyńskie”, „Kanigóra” i „Zwierzyniec”. Istnieje tu również użytek ekologiczny „Zimowity koło Oławy” [Anioł-Kwiatkowska 1995, 1995a, Anioł-Kwiatkowska, Weretnik 1995].

3.3. ZAKRES I METODYKA BADAŃ

Badania terenowe i kameralne prowadzone na terenie leśnym odrzańskiego polderu Lipki-Oława w latach hydrologicznych 1997/1998 – 2005/2006, obejmowały:

- codzienne pomiary stanów wód: Lichawy (km 2+800), Otocznicy (km 8+800), Smortawy (km 7+105);

- okresowe pomiary przepływów we wszystkich wyżej wymienionych rzekach;

- cotygodniowe pomiary stanów wód gruntowych w sieci 10 piezometrów;

- analizy składu fizykochemicznego wód powierzchniowych i podziemnych;

- oszacowanie uszkodzeń drzew (żywołność) po powodzi z lipca 1997 r. w latach 2002, 2004 i 2006;

- ocenę wilgotności siedlisk leśnych i głębokości zalegania korzeni drzew na terenie leśnym polderu;

- symulacje prognostyczne zmian warunków wodnych badanego obszaru, w tym bilansu wodnego za pomocą programu Visual ModFlow v. 3.1.0. w zależności od przyjętego wariantu związanego z wielkością powierzchni usuniętych drzew na polderze.

Przebieg warunków opadowych, w rozpatrywanym okresie (1997/1998–2005/2006), oceniono na tle wielolecia 1971–1996. Dane te stanowiły najdłuższy dostępny ciąg obserwacyjny z tego obszaru dla pięciu stacji opadowych położonych najbliżej polderu (Biestrzykowice/Miodary, Brzeg, Jelcz-Laskowice, Lubicz i Oława). Średni opad obliczono metodą wieloboku równomiernego zadeszczenia (wieloboków Thiessena) [Tarka 1999]. Do określenia nadmiarów i niedoborów wody na badanym obszarze zastosowano kryterium podane przez Kaczorowską [1962], według której skrajnie suchy jest rok,

w którym suma opadów stanowi mniej niż 50% wartości średniej sumy opadów z wielolecia, bardzo suchy 50–74% tej normy, suchy 75–89%, normalny 90–110% normy, wilgotny 111–125% normy, bardzo wilgotny 126–150% normy i skrajnie wilgotny, jeśli suma opadów stanowi więcej niż 150% tej normy. Temperaturę powietrza scharakteryzowano na podstawie danych ze stacji meteorologicznej w Jelczu-Laskowicach z lat 1997/1998–2005/2006 i porównano z wieloleciem 1988–1996 (najdłuższy dostępny okres obserwacyjny). Do oceny warunków termicznych przyjęto kryterium ustalone przez Kaczorowską [1962], która dokonała podziału na podstawie odchylenia od średniej temperatury z wielolecia na: rok bardzo ciepły – odchylenie powyżej +2,0 °C, rok ciepły – odchylenie od +0,5 °C do +2,0 °C, rok normalny – odchylenie od +0,5 °C do –0,5 °C, rok chłodny – odchylenie od +0,5 °C do –2,0 °C, rok bardzo chłodny – poniżej –2,0 °C. Obliczono również stosowany w leśnictwie wskaźnik hydrotermiczny Sieljanowa służący do oceny niedoborów i nadmiarów wody w okresie wegetacyjnym w lasach [Białkiewicz i in. 1993, Ciepeliowski 1996, Lambor 1965, Puchalski i Prusiniewicz 1975, 1990] przy wykorzystaniu wzoru:

$$K = 10P/\Sigma t,$$

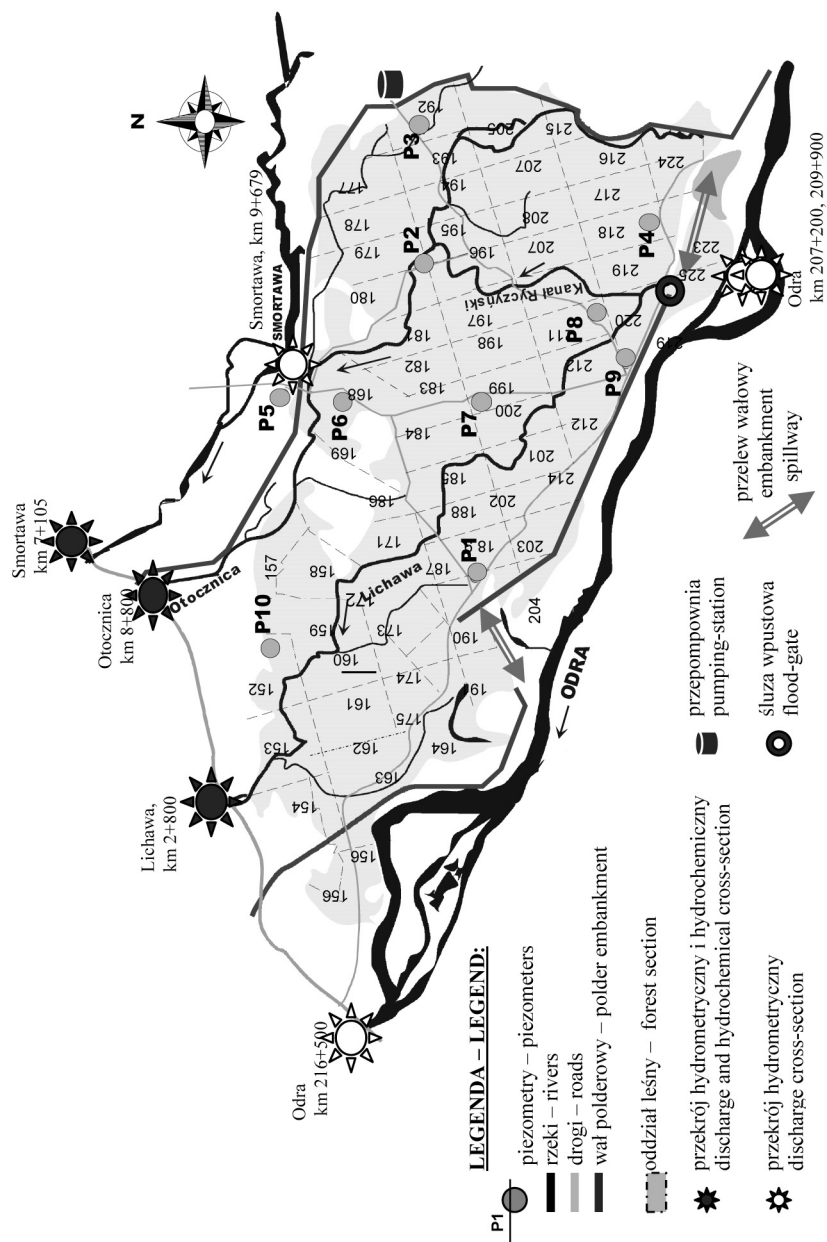
gdzie:

P – suma opadów [mm],

t – średnia temperatura powietrza [°C].

Kiedy wartości współczynnika hydrotermicznego K są większe od 1,5, oznacza to nadmiar wilgoci w siedlisku leśnym, gdy znajduje się w granicach od 1,5 do 1,0 oznacza to, że okres ten był dostatecznie wilgotny, od 1,0 do 0,5 – okres wegetacyjny był suchy, natomiast gdy współczynnik ten był mniejszy niż 0,5, to okres wegetacyjny był bardzo suchy. Dokumentację dotyczącą zarówno opadów, jak i temperatur otrzymano od IMGW Oddział we Wrocławiu.

Pomiary stanów i przepływów wód prowadzono w dwóch ciekach polderowych: Lichawie w przekroju Stary Górnik km 2+800 ($A=7,9 \text{ km}^2$) i Otocznicy w przekroju Janików km 8+800 ($A=10,5 \text{ km}^2$), jak również w rzece Smortawie w przekroju Janików (km 7+105). W przekrojach tych zainstalowano limnigrafy pływakowe tygodniowe (MB-2) (rys. 1) i obserwowano codzienne stany wody w obu ciekach, począwszy od 1 XI 1997 r. do 31 X 2006 r. W tych samych przekrojach wykonywano okresowe pomiary natężenia przepływu za pomocą 2 młynków hydrometrycznych (typ GR-55 nr 683, o zakresie pomiaru 0,08–2 m/s i GR-21 o zakresie pomiaru 0,04–5 m/s). Dodatkowo prowadzono okresowe pomiary stanów wód i przepływów na rzece Smortawie w przekroju Bystrzyca (km 9+676). Codzienne stany wód rzeki Odry w przekroju Oława-most (km 216+500) otrzymano od IMGW o/Wrocław, natomiast w przekroju stopień wodny Lipki (km 207+200) i jaz Lipki (km 209+900) – od RZGW we Wrocławiu.



Rys. 1. Lokalizacja przekrojów hydrometrycznych, hydrochemicznych i rozmieszczenie sieci piezometrów na terenie polderu Lipki-Oława
 Fig. 1. Location of hydrometric and hydrochemical cross-section and distribution of piezometer network on the Lipki-Oława polder area

Zasoby wodne scharakteryzowano poprzez obliczenie: przepływów (Q), odpływu całkowitego ze zlewni (V), odpływu podziemnego (V_q), odpływu powierzchniowego (V_p), wskaźnika odpływu (H), wskaźnika odpływu podziemnego (H_g), spływu jednostkowego (q), współczynnika odpływu całkowitego (C), współczynnika odpływu podziemnego (C_g), współczynnika zmienności odpływu (C_v), współczynnika retencyjności zlewni (m) i współczynnika zasilania podziemnego zlewni (α), moduł odpływu podziemnego (M_g) (tab. 1), jak również obliczono deficyty odpływu dla obu badanych zlewni [Bajkiewicz-Grabowska i in. 1993, Byczkowski 1997, Byczkowski 1999, Tarka 1999]. Dla wszystkich rzek sporządzono surowy bilans wodny. Obliczono również zasoby dynamiczne wód podziemnych dla zlewni Lichawy, Otocznicy, Smortawy i polderu, wykorzystując metodę genetycznego rozdziału hydrogramu oraz metodę Wundt'a [Tarka 1999].

Pomiary położenia zwierciadła wód podziemnych wykonywano średnio raz w tygodniu w sieci 10 piezometrów (rys. 1), za pomocą gwizdka studziennego (dokładność pomiaru do 1 cm). Studzienki pomiarowe zbudowano z rur PCV o średnicy 10 cm, otoczono siatką filtracyjną i zainstalowano na głębokości 3,5–4,0 m. Filtr zainstalowany został od głębokości 1,5 m. Rury wystające nad powierzchnią ziemi zostały zabezpieczone stalowymi 1,0 m rurami oraz korkami. W celu uwypuklenia istotnych z ekologicznego punktu widzenia różnic w zaleganiu zwierciadła wód podziemnych i dostępności wody dla korzeni w badanych siedliskach przyjęto za Obmińskim [1960] pięciostopniową skalę stanów wody: od 0 do 49 cm p.p.t. – stany bardzo wysokie; od 50 do 99 cm p.p.t. – stany dość wysokie; od 100 do 149 cm p.p.t. – stany średnie; od 150 do 199 cm p.p.t. – stany dość niskie; > 200 cm p.p.t. – stany bardzo niskie.

Do oceny związków między wahaniami zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych piezometrach wykorzystano analizę statystyczną, obliczając współczynniki korelacji dla wszystkich piezometrów (tworząc odpowiednią macierz korelacji), a do uszeregowania związków między nimi – analizę skupień metodą Warda. Obliczono również odchylenie standardowe (bezwzględne zróżnicowanie cechy) i współczynnik zmienności (będący miarą zróżnicowania danej cechy zależną od średniej arytmetycznej – względne zróżnicowanie danej cechy). Obliczenia wykonano przy wykorzystaniu programu Statistica v. 7.1.

Wśród elementów siedliskowych wzięto pod uwagę: gleby, uwilgotnienie siedlisk, głębokość zalegania korzeni drzew, strukturę drzewostanów, jak również skład fizykochemiczny i jakość wód. W pracy porównano badania gleb wykonane przez autorkę [Krzemińska 2002] i Lasy Państwowe [Plan urządzania... 2004] w latach 2000–2004. W sumie zanalizowano 17 odkrywek glebowych pod względem składu granulometrycznego (zastosowano nazwy i wymiary frakcji granulometrycznych wg wytycznych Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego (PTG) i Polskiej Normy PN-R-04033), odczynu wody w H_2O i w KCl. Na podstawie otrzymanych danych jednostkowych dokonano klasyfikacji gleb leśnych i typów próchnic w badanych profilach zlokalizowanych w różnych oddziałach leśnych polderu, według obowiązującej w Polsce i zalecanej przez Polskie Towarzystwo Gleboznawcze klasyfikacji leśnej, korzystając z „Klasyfikacji gleb leśnych Polski” [Biały i in. 2001].

Tabela 1
Table 1

Charakterystyki liczbowe odpływu – wykorzystane wzory [Tarka 1999]
Runoff numeral characteristics – formulas used [Tarka 1999]

Wskaźnik Index	Wzór Formula	Jednostka Unit	Objaśnienie Explanation
Współczynnik odpływu całkowitego Total runoff coefficient	$C = H/P$	[%]	H – wysokość warstwy odpływu H – runoff layer height P – wysokość warstwy opadu P – precipitation layer height
Współczynnik odpływu podziemnego Groundwater runoff coefficient	$C_g = H_g/P \cdot 100$	[%]	H_g – odpływ podziemny H_g – groundwater runoff P – wysokość warstwy opadu P – precipitation layer height
Współczynnik zasilania podziemnego Groundwater recharge coefficient	$\alpha = H_g/H \cdot 100$	[%]	H – wysokość warstwy odpływu H – runoff layer height H_g – odpływ podziemny H_g – groundwater runoff
Moduł odpływu całkowitego Total runoff module	$M = Q/A$	[l/s·km ²]	Q – średni odpływ całkowity Q – mean total runoff A – powierzchnia zlewni A – catchment area
Moduł odpływu podziemnego Groundwater runoff module	$M_g = Q_g/A$	[l/s·km ²]	Q_g – średni odpływ całkowity Q_g – mean total runoff A – powierzchnia zlewni A – catchment area
Współczynnik zdolności retencyjnej zlewni Catchment retention ability coefficient	$m = q_{max}/q_{min}$	[-]	q_{max} – maksymalna średnia roczna wartość z najniższych przepływów miesięcznych q_{max} – maximum annual mean of lowest monthly flows q_{min} – minimalna średnia roczna wartość z najniższych przepływów miesięcznych q_{min} – minimum annual mean of lowest monthly flows
Współczynnik zmienności odpływu Runoff variability coefficient	$C_v = \frac{q_{max} - q_{min}}{q}$	[-]	q_{max} – maksymalna średnia roczna wartość z najniższych przepływów miesięcznych q_{max} – maximum annual mean of lowest monthly flows q_{min} – minimalna średnia roczna wartość z najniższych przepływów miesięcznych q_{min} – minimum annual mean of lowest monthly flows q – średnia z minimalnych przepływów miesięcznych q – mean of minimum monthly flows

Stopnie i warianty uwilgotnienia siedliska określono w zależności od wpływu wody gruntowej na głębę i siedlisko [Drozd, Florek 2000, Instrukcja urządzania lasu 2003, Siedliskowe podstawy... 2004, Sikorska 1999, Mąkosa 1977, 1983, 1995, Mąkosa, Gromadzki 1985, Trampler i in. 1990]. Wyróżniono 7 stopni wody gruntowej, oznaczonych symbolami od g1 do g7 i sześć stopni występowania wody glebowo-opadowej, oznaczonych symbolami od og1 do og6 (tab. 2). W typologii leśnej uwilgotnienie gleb i siedlisk porządkuje się według pięciu stopni (higrotopów): suche, świeże, wilgotne, bagienne (mokre) i zalewowe (łęgowe) (tab. 2). Stopnie te, z wyjątkiem suchego, dzielone są dodatkowo na warianty w zależności od wpływu wywieranego na siedlisko przez wodę glebową [Sikorska 1999, Trampler i in. 1990]. W celu prześledzenia głębokości zalegania korzeni drzew na tym obszarze wykonano pomiary korzeni bocznych i palowych dla każdego pniaka i obalonych drzew w każdym oddziale, a następnie uśredniono wyniki. Pomiaru dokonywano w sposób przygodny, wykorzystując każdą informację o przewróconym bądź wyciągniętym mechanicznie drzewie lub pniu. W sumie ocenie poddano 88 pniaków i drzew.

Na podstawie danych otrzymanych z Leśnictwa Bystrzyca [Plan urządzania... 2004], własnych obserwacji i pomiarów terenowych na badanych powierzchniach (oddziałach) wykonano analizę rozmieszczenia drzew ze względu na: wiek (w układzie klas wieku), średnią wysokość, średnie pierśnice, jak również bonitację [Instrukcja urządzania lasu 2004].

Kontrola zarówno jakości wód cieków polderowych (Lichawa – przekrój Stary Górnik km 2+800; Otocznica – przekrój Janików km 8+800) i Smortawy (przekrój Janików km 7+105), jak również jakości wód podziemnych (w sieci 10 piezometrów), obejmowała analizę 13 wskaźników jakości wody: temperaturę, odczyn, przewodnictwo właściwe wody, chlorki, siarczany, azotany, mangan, żelazo ogólne, twardość ogólną, potas, sód, wapń, magnez (wybrane na podstawie badań jednostkowych wykonanych wcześniej na tym obszarze i okolicach przez Wylężałka [1984], Wojewodę [1981] i Roszaka [1990] ze względu na dużą ich zmienność, znaczenie dla jakości wód i siedliska). Materiał do badań pozyskiwany był zgodnie z metodyką pobierania próbek do badań środowiskowych [Namieśnik i in. 1995]. Analizę wody wykonywano raz w miesiącu. W tym celu pobierano w przekrojach pomiarowych (dla cieków) i z sieci piezometrów (wody podziemne) wodę w ilości 0,5 dm³ (rys. 1). Pobrane próby oznaczano w Laboratorium Wód i Ścieków Instytutu Kształtowania i Ochrony Środowiska Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu za pomocą spektrofotometru UV-VIS Cintra 5 firmy GBS, aparatury firmy Slandi (fotometru LF 2005, termometru TC 204, pehametru pH 204) oraz w Uczelnianym Laboratorium Analitycznym Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu, za pomocą spektrometru emisji atomowej ICP – AES Liberty 220 firmy Varian i spektrofotometru Photolab S12 firmy WTW zgodnie z powszechnie obowiązującymi normami. Temperaturę wody, odczyn i przewodnictwo właściwe wody wykonywano w terenie raz w tygodniu. Jakość wód oceniono, korzystając z Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanów wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników prezentacji stanów tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284 z dnia 11 lutego 2004 r.) [Rozporządzenie... 2004].

Tabela 2 Table 2

Warianty uwilgotnienia siedlisk [Siedliskowe podstawy...2004]
 Habitats moisture variants [Siedliskowe podstawy...2004]

Siedlisko Habitat	Wariant uwilgotnienia Moisture variant		Wpływ wody Water Influence	Poziom wiosennego występowania wody (m) Water presence level in spring (m)		Stoień Level	Orientacyjny okres występowania wody w miesiącach Water presence period approximately in months	
	Nazwa i symbol Name and symbol	Suche Dry		gruntowej (g) groundwater	opadowej lub stokowej (sg) precipitation water or slope water		gruntowej groundwater	stagnującej stagnating
Suche Dry	Suche Dry	Suche Dry	Brak wpływu No influence	< 2,5	-	g7	0	0
Świeże Fresh	Świeże 1, Fresh 1	Suche Dry	Bardzo słaby Very small	< 2,5	-	g6	< 1	0
	Silnie świeże 2 Heavily fresh 2	Świeże 1, Fresh 1	Słaby Small	< 1,8	< 1,3	g5, og5	1	< 1
Wilgotne Moist	*Odwodnione 0 *Dehydrated 0	Silnie świeże 2 Heavily fresh 2	Słaby Small	< 1,8	< 1,3	Og5- Oog5	0	0
	Wilgotne 1 Moist 1	*Odwodnione 0 *Dehydrated 0	Umiarkowany Moderate	0,8-1,8	1,3-1,8	g4, og4	2	1
Bagienne Boggy	Silnie wilgotne 1 Heavily moist 1	Wilgotne 1 Moist 1	Dość silny Medium heavy	0,5-0,8	0,4-0,8	g3, og3	3	2
	*Silnie odwodnione 0 *Heavily dehydrated 0	Silnie wilgotne 1 Heavily moist 1	Moderate	< 1,8	< 1,3	Og4-5, Oog4-5	2	1
Mokre Wet 2	*Odwodnione 1 *Dehydrated 1	*Silnie odwodnione 0 *Heavily dehydrated 0	Dość silny Medium heavy	0,5-1,8	0,4-1,3	Og3, Oog3	2-3	1-2
	Mokre 2 Wet 2	*Odwodnione 1 *Dehydrated 1	Silny Heavy	0,2-0,5	0,2-0,4	g2, og2	3-5	2-3
Łęgowe Riverine	Bardzo mokre 3 Very wet 3	Mokre 2 Wet 2	Bardzo silny Very heavy	0,0-0,2	0,0-0,2	g1, og1	5-9	3-5
	Niezalwane 0 Unflooded 0	Bardzo mokre 3 Very wet 3	Umiarkowany Moderate	Sporadycznie (tylko w okresie wielkich powodzi) powyżej powierzchni Sporadically (only during large flood events) above surface		Og4, Oog4	Zalwane sporadycznie Sporadically inundated	
Zalwane Flooded 1	Zalwane 1 Flooded 1	Niezalwane 0 Unflooded 0	Silny-okresowy Strong-periodic	Okresowo (co najmniej raz w roku) powyżej powierzchni, krótkie zalewy Periodically (at least once a year) above surface, short floodings		zg1-4	5-9	3-5
	Zalwane i podtapiane 2 Flooded and inundated 2	Zalwane 1 Flooded 1	Bardzo silny-okresowy (zabagnienia) Very heavy- -periodic (swamps)	Okresowo (co najmniej raz w roku), powyżej powierzchni, zalewy i podtopienia Periodically (at least once a year) above surface, floodings and inundations		zg1-3, zog1-3	< d 9	< 5

* dotyczy wyłącznie obszarów (siedlisk) sztucznie odwodnionych
 * refers only to artificially dehydrated areas (habitats)

Akt ten nie ma już mocy prawnej, ale ze względu na brak aktualnych regulacji, dotyczących klasyfikacji i prezentowania jakości wód powierzchniowych i podziemnych, posłużono się nim w celu rozpoznania zmian w jakości wód zachodzących na terenie polderu. Określenia klasy jakości wód powierzchniowych dokonano, porównując wyznaczone wartości stężeń poszczególnych wskaźników jakości wody z wartościami granicznymi określonymi w załączniku nr 1 do ww. rozporządzenia, przyjmując klasę obejmującą 90% wartości. Określenia klasy jakości wód podziemnych dokonano, porównując wartości stężeń poszczególnych wskaźników jakości wody z wartościami granicznymi określonymi w załączniku nr 3 do rozporządzenia.

W celu porównania dynamiki zmian stężeń obliczono dla każdego wskaźnika jakości wody wartości średnie arytmetyczne (wartości średniej dla pH obliczono ze stężeń jonów wodorowych), odchylenie standardowe, jak i współczynnik zmienności (będący ilorzem odchylenia standardowego i średniej arytmetycznej, a następnie pomnożonego przez 100%), obliczono również skośność i kurtozę. Przyjęto, za Staniszem [1998] i Zielińskim 1999], że jeśli wartości skośności zawierają się w granicach od 0,3 do -0,3, to rozkład jest zbliżony do normalnego. W celu wykazania związków pomiędzy wahaniami zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych piezometrach a dynamiką składu chemicznego wykorzystano analizę statystyczną. Statystyczna analiza korelacyjna jest powszechnie stosowaną w hydrochemii metodą ustalania siły związku między dwoma populacjami danych [Apollo, Postma 1993, Banks i in. 1995, Driver 1997, Mazurek 2000]. Wykonując analizę korelacyjną wskaźników chemicznych i parametrów odpływu wód podziemnych dla wybranych grup hydrodynamicznych, wykorzystano metodykę korelacji liniowej Pearsona ze względu na dużą liczebność korelowanych parametrów pochodzących z cotygodniowych pomiarów (normalność pomiarów można zaniedbać). Jednak jak twierdzili Macioszczyk [1987], Banks i in. [1995] oraz Banks i in. [2001], skład chemiczny wód naturalnych rzadko przyjmuje rozkład normalny, będący warunkiem stosowania matematycznej statystyki parametrycznej. Z tego powodu, aby uniknąć zniekształcającej dane normalizacji rozkładu oraz po to, żeby zwiększyć istotność i siłę uzyskanych wyników, zastosowano korelację rang Spearmana dla macierzy korelacji dynamiki i form specjacyjnych (pomiar miesięczne), będącą nieparametrycznym odpowiednikiem korelacji liniowej Pearsona [Stanisz 1998]. Wartościom wszystkich analizowanych parametrów nadano rangi przed poddaniem pakietu danych analizie. Wszystkie analizy korelacyjne przeprowadzono dla poziomu istotności $\alpha = 0,05$. Współczynnik korelacji rang Spearmana (R) przyjmuje wartości z przedziału od -1 do 1 i ma taką samą interpretację jak współczynnik korelacji Pearsona. W interpretacji wyników analiz korelacyjnych przyjęto za Staniszem [1998] następującą skalę: korelacja jest bardzo silna, jeżeli $\langle 0,7; 1,0 \rangle$, silna, jeżeli $\langle 0,5; 0,7 \rangle$, umiarkowana przy $\langle 0,3; 0,5 \rangle$, słaba gdy $\langle 0,2; 0,3 \rangle$, brak korelacji gdy $\langle 0,2; 0 \rangle$. Do porównania podobieństwa między składem chemicznym badanych cieków, jak i zbioru danych dotyczących wód podziemnych, wykorzystano analizę skupień metodą Warda. Współczynnik korelacji rang Spearmana obliczono również dla znalezienia związku pomiędzy wartościami wskaźników jakości wody a masą wyciętych drzew w poszczególnych zlewniach (wybrano te, które powodowały obniżenie jakości wód). Obliczenia dokonano za pomocą programu Statistica v. 7.1.

Oceny żywotności drzew poszczególnych gatunków dokonano na 60 powierzchniach badawczych w latach 2002, 2004 i 2006. Oceniano po 99 drzew na każdej powierzchni badawczej. W sumie oznaczono 5 940 drzew (trzy serie = 17 820 drzew). Obserwacje prowadzono na wyznaczonych transektach spiralnych, poczynając od środka powierzchni. Ocena dotyczyła wyglądu miazgi dolnych fragmentów pnia i szyi korzeniowej na obwodzie pnia. Jako uszkodzone traktowano drzewa, których miazga była żywa, ale nie miała normalnego wyglądu (np. była „rozpulchniona”) lub część miazgi na obwodzie pnia była obumarła. Przyjęto za Gorzelakiem i Sierotą [1999] punktację: drzewa zdrowe – 1 punkt; drzewa uszkodzone – 2 punkty, drzewa martwe – 3 punkty.

W celu określenia masy drzew wyciętych na terenie leśnym polderu Lipki-Oława po powodzi z lipca 1997 r. i kwietnia 2006 r. założono bazę danych składającą się z około 1 mln danych jednostkowych, które otrzymano z Leśnictwa Bystrzyca i pogrupowano. Ze względu na fakt, że nie ma stabelaryzowanych danych dotyczących wycinki drzew sprzed 1997 r. na tym obszarze, przyjęto rok 1997 jako reprezentatywny dla lat wcześniejszych. Na podstawie otrzymanych informacji prześledzono wielkości pozyskanego drewna (masy w m³) w poszczególnych latach i na wszystkich powierzchniach oddziałów leśnych polderu, a następnie utworzono schematyczne mapy zasięgu wycinki drzew i poddano je analizie. Podjęto również próbę znalezienia związków pomiędzy odpływem a masą wyciętych drzew w badanych zlewniach, korzystając ze wspomnianej wcześniej korelacji rang Spearmana.

Aby rozpoznać warunki hydrodynamiczne i ocenić bilans wodny, opracowano model numeryczny. Następnie poddano symulacji sześć wariantów przestrzennej wycinki drzewostanów na terenie polderu i oceniono prawdopodobne zmiany w dynamice zwierciadła wód podziemnych, jak również zmiany w bilansie wodnym tego obszaru. Badania przeprowadzono z wykorzystaniem programu modelującego Visual ModFlow v.3.1.0. Model numeryczny został skonstruowany dla obszaru o powierzchni ok. 38,76 km², tj. o 18,36 km² większej od powierzchni zajmowanej przez polder ze względu na możliwość wykazania oddziaływania warunków hydrodynamicznych tego obszaru na tereny przyległe.

Modelowana warstwa symulowała przepływy w poziomie czwartorzędowym. Strop modelu wykazywał niskie zróżnicowanie, znajdował się na rzędnych 125÷138 m n.p.m., pokrywając się z powierzchnią terenu. Dyskretyzację obszaru filtracji wykonano niejednorodną siatką pól elementarnych o długości boku 50 m w celu precyzyjnego oszacowania bilansu wodnego, kierunków przepływu i miejsca lokalizacji cieków. Cały obszar badań został podzielony na 135 wierszy i 140 kolumn. Zdefiniowane w ten sposób bloki posłużyły do wprowadzenia danych wejściowych w procesie modelowania. Za ich pomocą uzyskiwane były również wyniki związane z realizacją modelu. Przyjęta gęstość węzłów obliczeniowych była wystarczająca przy aktualnym stanie rozpoznania warunków hydrogeologicznych oraz celu, jakiemu miał służyć model. Najważniejszymi informacjami określanymi w węzłach były zewnętrzne i wewnętrzne warunki brzegowe modelu. Ze względu na stacjonarny charakter procesów filtracji nie uwzględniono warunków początkowych modelu. Natomiast określono warunki brzegowe 1., 2. i 3. rodzaju.

Warunek brzegowy 1. rodzaju (Neumana) typu $q = 0$ przyjęto w spągu na dolnej granicy modelu. Realizacja tego warunku w programie Visual ModFlow uzyskiwana jest automatycznie wzdłuż linii granicznej modelu, nieobjętej innymi warunkami granicznymi.

Warunek brzegowy 2. rodzaju typu $q = \text{const.}$ przyjęto w postaci stałego zasilania powierzchniowego poprzez opad oraz jako ewapotranspirację (ET). Na podstawie danych dotyczących warunków meteorologicznych, wodnych, jak również rozkładu masy drzew na polderze wprowadzono jedną wartość opadu, pomniejszoną o spływ powierzchniowy (tego elementu bilansu program nie uwzględnia) i wynoszącą 454 mm/rok, która w procesie tarowania nie uległa modyfikacjom. Natomiast ewapotranspiracja stanowiła wynik symulacji modelowych; podczas modelowania realizowana była poprzez zadanie zasięgu korzeni roślin (Extinction Depth) i maksymalną jej wartość. Wartość ewapotranspiracji liczona była zgodnie z zasadami (WATERLOO HYDROGEOLOGIC INC., 1999):

jeżeli zwierciadło wód podziemnych znajduje się na wysokości terenu lub powyżej, ewapotranspiracja osiąga maksymalną wartość, zdefiniowaną przez użytkownika;

jeżeli zwierciadło znajduje się poniżej zasięgu korzeni roślin, ewapotranspiracja jest ograniczona;

między tymi głębokościami zalegania zwierciadła, ewapotranspiracja zmienia się liniowo.

Ponieważ wykonano szacunkowe rozpoznanie rozkładu przestrzennego głębokości zasięgu korzeni drzew w terenie, zadano zasięg korzeni drzew do gł. 2,0 m p.p.t., dla terenów łąkowych i uprawnych do 0,5 m p.p.t (poza terenem leśnym polderu), a maksymalną wartość ewapotranspiracji: 454 mm. W symulacjach wzięto również pod uwagę dane literaturowe dotyczące średnich długości korzeni dębu (dominujący gatunek), która wynosi dla dębu szypułkowego 2,0–3,0 m, a dla dębu bezszypułkowego 1,0–3,0 m [Żelazog, Popek 2002].

Warunki brzegowe 3. rodzaju (mieszane) zastosowano w celu odwzorowania wpływu zwierciadła wody powierzchniowej na poziom wód podziemnych. Warunkiem brzegowym 3. rodzaju zostały odwzorowane rzeki: Odra, Smortawa, Otocznica i Lichawa. Przepływ wody pomiędzy ciekami a sąsiadującą z nim warstwą wodonośną QRIV obliczony został wg wzoru:

$$QRIV = KLW/M (HRIV - h_{ijk})$$

gdzie:

QRIV – przepływ wody między ciekami i warstwą wodonośną (m^3/d);

L – długość cieku w bloku obliczeniowym (m);

W – szerokość cieku w bloku obliczeniowym (m);

k – współczynnik filtracji osadów dennych (m/d);

M – miąższość osadów dennych (m);

HRIV – wysokość zwierciadła wody w rzece (m n.p.m.);

h_{ijk} – wysokość zwierciadła wody w warstwie wodonośnej w bloku obliczeniowym (m n.p.m.).

Drugą opcją warunku brzegowego 3. rodzaju dostępną w programie jest warunek GHB (general head boundary), zwany ogólnym, pozwalający na symulację wymiany wód między warstwą wodonośną a elementem brzegowym w zależności od wysokości ciśnienia w bloku sąsiadującym. Wielkość tej wymiany limitowana jest przez przewodność (wielkość odzwierciedlającą oporność elementu brzegowego na przepływ do sąsiednich bloków):

$$C = \frac{L \cdot W \cdot K}{D}$$

gdzie:

C – przewodność [m^2];

L – wysokość powierzchni kontaktu [m];

W – szerokość powierzchni kontaktu [m];

K – średni współczynnik filtracji osadów dzielących element brzegowy od hipotetycznego zbiornika wód powierzchniowych [m/s];

D – odległość od hipotetycznego zbiornika [m].

Choć pakiet GHB został dołączony do Visual ModFlow z myślą o symulowaniu obecności silnie oddalonych zbiorników wód powierzchniowych, to może służyć on za granicę modelu wszędzie tam, gdzie występuje dopływ boczny do warstwy uwarunkowany wysokością hydrauliczną w tej warstwie. Warunek typu GHB został wprowadzony jako granica boczna modelu na północnym zachodzie i południowym wschodzie.

W toku badań wykonano symulacje warunków ekstremalnych związanych z wycinką drzew na obszarze polderu (sześć różnych wariantów), co pozwoliło określić jej wpływ na kształtowanie się bilansu wodnego, w tym odpływu i zwierciadła wód podziemnych.

4

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

4.1. WYBRANE ELEMENTY SIEDLISKOWE

Siedliska lasów wilgotnych charakteryzują się dużym bogactwem fauny i flory, stanowiąc jednocześnie całokształt warunków glebowych i klimatycznych spotykanych w strefach leśnych. W zespole czynników składających się na siedlisko leśne rola gleby jest szczególnie ważna. W niej rozwijają się systemy korzeniowe roślin, z gleby rośliny czerpią wodę i składniki pokarmowe, ona stanowi również specyficzne środowisko, w którym żyje istotny składnik każdej biocenozy leśnej – edafon. Dlatego też jakość gleby wyznacza typ siedliskowy lasu, jak również decyduje, a właściwie powinna decydować, o wyborze składu gatunkowego drzewostanu i sposobu odnowień. Gleba nie tylko „żywi” rośliny, ale również jest ich tworem. Fitocenozy leśne wpływają istotnie na przebieg procesów glebotwórczych, a tym samym na morfologię gleb oraz na ich fizyczne i chemiczne właściwości [Alexandrowicz 1972, Dobrzański, Zawadzki 1981, Łaska 1998, Puchalski i Prusinkiewicz 1975, 1990, Sikora 1999]. Oddziaływanie na glebę szaty roślinnej, a w szczególności warstwy drzew jest pod wieloma względami zupełnie odmienne niż innych formacji roślinnych – należy tu wspomnieć o zdolności lasów do regulowania stosunków wodnych gleb i gospodarki wodnej całych zlewni, a także specyficznym wpływie drzewostanów na fitoklimat i klimat glebowy, o glebochronnym i przeciwerozojnym wpływie fitocenoz leśnych oraz charakterystycznych nagromadzeniach ściółki i próchnicy nadkładowej na powierzchni gleb leśnych itd.

Trwałe elementy gleby, obejmujące: typ gleby, stopień występowania wody gruntowej i glebowo-opadowej oraz substrat glebotwórczy, w kompleksowym ujęciu i w powiązaniu z typem siedliska traktowane są jako rodzaje siedliska [Mąkosa 1983]. Siedliska wilgotne kształtowane są pod wyraźnym wpływem wody gruntowej, która występuje przez większą część roku w zasięgu profilu glebowego i wywołuje jego oglejenie [Sikora 1999].

Ważnym wskaźnikiem struktur wodnych w glebie mogą być również systemy korzeniowe drzew, ponieważ ich pionowy zasięg zgodny jest na ogół ze średnim poziomem zalegania zwierciadła wód podziemnych [Bielak 1992].

4.1.1. GLEBY

Na terenie polderu Lipki-Oława, o powierzchni leśnej 2004 ha, szeroko zakrojone badania siedliskowe prowadzone były od 1997 r. zarówno w ramach badań własnych autorki, jak i prac związanych z zarządzaniem lasu prowadzonych przez pracowników Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych oddział we Wrocławiu i Nadleśnictwo Oława. Biorąc pod uwagę dane jednostkowe autorki z roku 2000 (9 odkrywek glebowych od A-P1 do A-P4 i od AP-6 do A-P10) [Krzemińska 2002] i z Nadleśnictwa Oława (8 odkrywek glebowych od A-11 do A-18) [Plan urządzania lasu... 2004] (tab. 3, rys. 2, 3), wyróżniono występujące dwa zasadnicze typy gleb, a mianowicie: glebę gruntowoglejową (GW) mezotroficzną (profile: A-P1, A-P6, A-P10) i brunatną wylugowaną (BRwy) głęboko gruntowoglejową (profile: A-P2, A-P3, A-P4, A-P6, A-P7, A-P8, A-P9, A-11, A-12, A-13, A-14, A-15, A-16, A-17). Zauważono, że gleby gruntowoglejowe (GW) mezotroficzne występują w części środkowej i północnej terenu leśnego polderu, a gleby brunatne wylugowane (BRwy) głęboko gruntowoglejowe – głównie na wschodzie i w części zachodniej (rys. 3). Ługowanie gleb brunatnych, a przez to ubożenie siedliska, jest niepokojące ze względu na możliwość dalszych zniekształceń siedlisk leśnych i obniżenia produktywności siedliska. Taka sytuacja wiąże się nie tylko z kierunkiem przepływu wód podziemnych, ale również wahaniami zwierciadła, licznymi sinymi plamami wody i obniżeniem się zwierciadła wody o około 0,50–0,80 m w ciągu ostatnich 20 lat [Krzemińska 2002]. Gleby te mają wyraźne cechy oglejenia z wytrąceniami związków Fe i Mn (rys. 2), co świadczy o zróżnicowanych warunkach oksydacyjno-redukcyjnych, a przez to dużych zmianach jakości wód podziemnych w zależności od wielkości amplitud wód podziemnych i dynamiki przepływu wody przez teren polderu.



Rys. 2. Odkrywki glebowe A-P2, AP-7, AP-10 (fot. A. Krzemińska)
Fig. 2. Soil pits A-P2, AP-7, AP-10 (photo A. Krzemińska)

Do łatwo zmiennych elementów gleby mających wpływ na typ siedliska należy przede wszystkim forma próchnicy leśnej [Małosa 1993, Łaska 1998, Sikora 1999]. Na badanych siedliskach stwierdzono występowanie próchnicy typu mull i mull-moder. Różnice pomiędzy wyróżnionymi typami próchnicy wynikają ze zmiennego tempa rozkładu materii organicznej, gdzie poziom surowinowy w próchnicach typu mull zostanie rozłożony w ciągu roku, a w próchnicach typu mull-moder trwa dłużej (nawet kilka lat) [Małosa 1983, Łaska 1998]. Próchnicę typu mull-moder stwierdzono jedynie w profilu A-P2 w części północnej badanego terenu, w okolicy piezometru nr 2 (rys. 2, tab. 3). Próchnica typu mull występuje wyłącznie w najzasobniejszych siedliskach, natomiast próchnica mull-moder pojawia się w bogatych siedliskach świeżych [Siedliskowe podstawy... 1990]. Biorąc pod uwagę formę występowania próchnicy, można stwierdzić, że siedliska występujące na terenie leśnym polderu należą do najzasobniejszych.

Tabela 3
Table 3

Skład granulometryczny gleb na terenie polderu Lipki-Oława [Krzemińska 2002, Plan urządzania lasu... 2004]
Granulometric composition of Lipki-Oława polder soils [Krzemińska 2002, Plan urządzania lasu... 2004]

Numer profilu /oddział Profile number /section	Poziom genetyczny Genetic level	Głębokość pobrania próbki Depth of sample collection [cm]	Grupa granulometryczna Granulometric group	pH w H ₂ O pH in H ₂ O	pH w KCl pH in KCl
1	2	3	4	5	6
A-P1/189d	Olh	2-0	Mull mokry – Wet mull		
	A	0-18	gpł	5,3	4,3
	Ago	18-50	ipl	5,0	4,0
	GR	> 50	i	5,5	4,4
Typ gleby – Type of soil: Olh-A-Ago-Gr					
A-P2/180h	Olf	2-0	Mull-moder świeży – Fresh mull-moder		
	A	0-16	gs	5,4	5,0
	BBR	16-40	gs	5,9	4,7
	2Box	40-70	gp	5,7	4,6
	3Coxgg	70-130	p	5,9	5,2
3 Coxgg	> 130	p	5,9	5,2	
Typ gleby – Type of soil: Olf-A-Bbr-Bbr/2Box-2Box-3Coxgg					
A-P3/192f	Ol	2-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-10	gl	5,7	4,3
	Bbr	10-40	gs	5,5	4,4
	BbrCg	40-70	pg	5,9	5,2
	2Box	70-140	p	6,0	5,1
2Cgg	> 140	p	6,0	5,1	
Typ gleby – Type of soil: Olf-A-Bbr-BbrCg-2Box-2Cgg					
A-P4/218d	Olf	3-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-10	płp	5,1	4,4
	Bbrg	10-45	pł	5,4	4,7
	Cgg	45-60	g	6,0	5,6
2Cgg	> 60	i	5,9	5,1	
Typ gleby – Type of soil: Olf-A-Bbrg-Cgg-2Cgg					

Tabela 3 cd.
Table 3 cont.

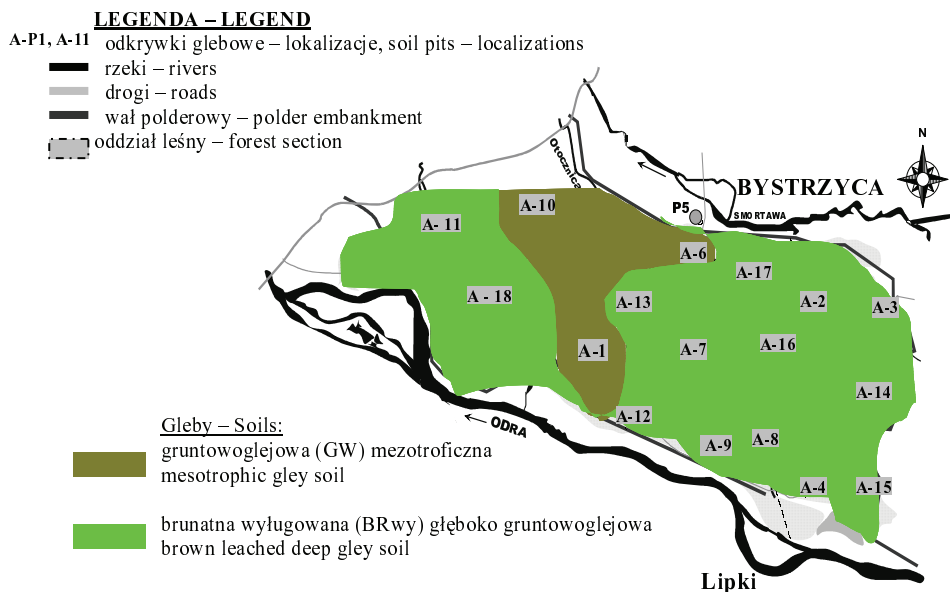
1	2	3	4	5	6
A-P6/169d	Ol	6-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-35	gl	7,4	6,8
	Go	35-90	gc	7,5	6,4
	Go	90-102	gc	7,1	6,5
	Gor	> 92	i	6,4	5,7
	Gr	> 92	i	6,3	5,5
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Go-Gor-Gr					
A-P7/199b	Ol	3-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-8	gp	5,7	5,0
	Ambr	8-30	g	4,8	3,9
	Bbr	30-55	gl	5,7	4,6
	BbrCgg	55-75	gp	5,7	4,4
	2Box	75-145	p	6,0	5,5
2Gr	> 145	p	5,7	5,0	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-ABbr-Bbr-BbrCgg-2Box-2Gr					
A-P8/211h	Ol	3-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-10	g	5,3	4,8
	Ambr	10-40	gc	5,2	4,5
	Br	40-70	gl	5,8	4,3
	Cgg	70-80	pg	5,9	4,8
	2Cgg	> 80	gc	5,9	4,5
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-ABbr-Bbr-Cgg-2Cgg					
A-P9-212f	Ol	3-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-35	gpl	5,4	4,6
	Ambr	35-60	gtp	6,0	5,1
	C	60-85	gtp	6,1	5,3
	Areg	85-100	g	5,7	4,8
	AreCg	100-115	g	5,7	4,8
2Cgg	115-150	p	6,1	5,5	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-ABbr-C-Areg-AreCg-2Cgg					
A-P10/152g	Ol	2-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-12	gs	5,7	4,9
	Ago	12-28	gc	5,4	4,5
	Gor	29-70	i	5,1	4,3
	2Gor	> 70	p	5,7	4,8
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Ago-Gor-2Gor					
A-11/155b	Olfh	0,3-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-14	gspy	5,0	3,9
	Bbr	14-56	i	5,0	3,4
	C	56-130	gspy	5,4	3,8
	2Cgg	130-200	ps	5,6	4,5
Typ gleby: Olfh-A-Bbr-C-2Cgg					
A-12/203c	Ol	1-0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0-14	gcpy	4,9	4,3
	Bbr	14-75	i	5,6	3,9
	Cgg	75-165	gs	5,6	4,2
	2Cgg	165-200	ps	4,9	4,3

Tabela 3 cd.
Table 3 cont.

1	2	3	4	5	6
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cgg-2Cgg					
A-13/171 b	Ol	1–0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0–14	gspy	5,7	4,1
	Bbr	14–48	i	5,1	3,5
	Cgor	48–110	i	5,5	3,9
	2Cgg	110–170	pyp	5,8	4,8
3Cgg	170–200	pgl	5,7	4,1	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cgor-2Cgg-3Cgg					
A-14/207a	Ol	1–0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0–14	gspy	5,4	4,4
	Bbr	14–57	gc	4,8	3,3
	2Cg	57–160	gspy	5,3	3,7
	3Cgg	160–185	pglpy	5,4	4,4
4Cgg	185–200	pl	4,8	3,3	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-2Cg-3Cgg-4Cgg					
A-15/221a	Ol	1–0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0–12	pyg	5,0	3,7
	Bbr	12–50	pyg	4,9	3,4
	Cgg	50–130	ipy	5,0	3,8
2Cgg	130–200	i	5,7	4,4	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cgg-2Cgg					
A-16/198d	Ol	0,3–0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0–14	gspy	4,9	3,6
	Bbr	14–54	i	5,4	3,6
	Cg	54–115	i	5,8	4,1
2C	115–200	i	6,2	4,5	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cg-2C					
A-17/179a	Ol	1–0	Mull świeży – Fresh mull		
	A	0–16	gc	5,1	3,8
	Bbr	16–15	gc	5,1	3,6
	Cgor	55–90	gl	5,1	3,7
	2Cgg	90–130	ps	4,9	3,6
3Cgg	130–200	pl	5,1	4,1	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cor-2Cgg-3Cgg					
A-18/162c	Ol	0,5–0	Mull wilgotny – Moist mull		
	A	0–10	gs	5,4	4,0
	Bbr	10–43	i	5,5	3,8
	Cg	43–77	gs	5,3	3,8
	2Cggor	77–105	psż	6,2	4,7
3Cgg	105–200	plż	6,1	4,9	
Typ gleby – Type of soil: Ol-A-Bbr-Cor-2Cgg-3Cgg					

Badania prowadzone na terenie polderu w latach 2000–2004 [Adynkiewicz-Piragas, Krzemińska 2003, Krzemińska 2002, Krzemińska, Drabiński, Modelska 2003, Plan urządzania lasu... 2004] sugerują, że zawartość azotu ogólnego (N og. procent suchej masy) zarówno w całości masy glebowej (od 0,080 do 0,557%), jak i w przeliczeniu na procent azotu ogólnego w próchnicy (od 1,21 do 7,61%), a także stosunek C : N (od 4,2

do 9,5%), wskazuje na ubożenie gleb w kierunku północnym i południowo-wschodnim. Autorzy zwrócili również uwagę na duże podobieństwo rozkładu izolinyi azotu ogólnego, węgla organicznego, zawartości próchnicy i stosunku C:N do układu hydroizohips, charakteryzującego warunki hydrodynamiczne polderu. Można wywnioskować z tego, że warunki wodne polderu mają zasadniczy wpływ na siedlisko glebowe terenu leśnego polderu Lipki-Oława. Natomiast odczyn gleb wskazuje na to, że siedliska te nie należą do siedlisk zdegradowanych i zniekształconych (tab. 3).



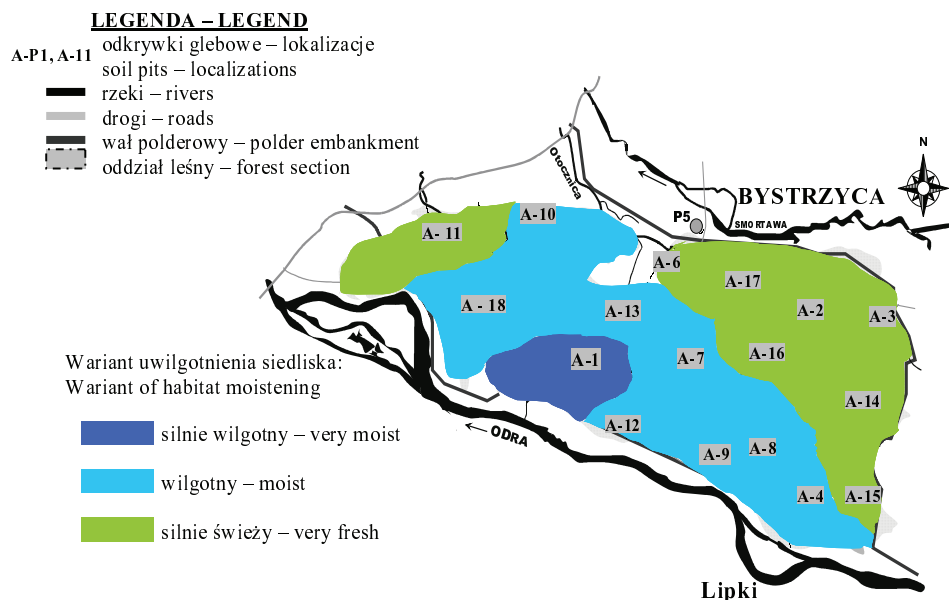
Rys. 3. Gleby na obszarze polderu Lipki-Oława – mapa poglądowa

Fig. 3. Solis on the Lipki-Oława polder area – Outlook map

4.1.2. OCENA STOPNIA I WARIANTÓW UWILGOTNIENIA SIEDLISK LEŚNYCH

W niniejszej pracy warunki wodne w glebach opisano zgodnie z kompleksową metodą typologiczną IBL [Drozd, Florek 2000] i obowiązującą instrukcją zarządzania lasu [Instrukcja zarządzania... 2003]. Poziom i charakter wody gruntowej i opadowej został opisany w formie stopni występowania wody gruntowej (g1 do g7) lub opadowej (og1 do og6) (tab. 2) [Instrukcja zarządzania... 2004, Mąkosa 1977, 1983, 1995; Mąkosa, Gromadzki 1985, Sikora 1999]. W zależności od stopni występowania wody gruntowej lub opadowej oznaczono warianty uwilgotnienia siedlisk na 17 powierzchniach, gdzie wykonane były odkrywki glebowe (tab. 3). Stwierdzono, że siedliska leśne, występujące

na terenie polderu Lipki-Oława, reprezentowały w większości przypadków wariant uwilgotnienia siedlisk wilgotnych (pod umiarkowanym wpływem wody gruntowej [g4] lub wody glebowo-opadowej [og4]) – głównie w części zachodniej, środkowej i południowo-wschodniej polderu. Natomiast wariant silnie świeży (pod słabym wpływem wody gruntowej [g5] lub wody glebowo-opadowej [og5]), występował w części wschodniej i północno-wschodniej. Wariant silnie wilgotny (pod dość silnym wpływem wody gruntowej [g3] lub wody glebowo-opadowej [og3], zaobserwowano jedynie w części południowej (rys. 4, tab. 3).



Rys. 4. Warianty uwilgotnienia siedlisk leśnych na terenie polderu Lipki-Oława
Fig. 4. Variants of habitat moistening on the Lipki-Oława polder area

Jak wskazują typy gleb i warianty uwilgotnienia siedlisk, na terenie leśnym polderu Lipki-Oława w części południowo-zachodniej, środkowej i wschodniej występują zbiorowiska lasów wilgotnych LW1 (wariant wilgotny), w części południowej LW2 (wariant silnie wilgotny), natomiast w części wschodniej i północno-wschodniej zbiorowiska lasów świeżych LŚW2 (wariant silnie świeży) (tab. 4). Badania autorki [Krzemińska 2002] ukazują, że głównym typem siedliskowym lasu na tych terenach jest w części północnej i wschodniej grąd niski (*Galio-Carpinetum typicum*), a w części północno-zachodniej i południowej – wzdłuż Odry – występuje siedlisko żyznego grądu połęgowego (*Galio-Carpinetum carydaletosum*). Przestrzenna mozaika siedlisk na terenie leśnym polderu wskazuje na spadek różnorodności gatunkowej i żyzności siedliska w kierunku północno-wschodnim, co ściśle związane jest z postępującym grądowieniem siedlisk i mniejszą odpornością drzewostanu na zmienne warunki wodne.

Tabela 4
Table 4

Warianty i stopnie uwilgotnienia siedlisk leśnych na terenie polderu Lipki-Oława w latach 1997/1998–2005/2006
Variants and degrees of forest habitats moistening on the Lipki-Oława polder area in the years 1997/1998–2005/2006

Numer powierzchni /oddział leśny Number of surface /forest section	Wariant uwilgotnienia Moistening variant	Wariant siedliska Habitat's variant
A-P1/189d	g3, og3/4 – silnie wilgotny – very moist	LW2
A-P2/180h	g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-P3/192f	g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-P4/218d	g4+og4/4 – wilgotny – moist	LW1
A-P6/169d	g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-P7/199b	g4, og4/4 – wilgotny – moist	LW1
A-P8/211h	og4/3, g4 – wilgotny – moist	LW1
A-P9-212f	og4, g4 – wilgotny – moist	LW1
A-10/152g	g4+og4/4 – wilgotny – moist	LW1
A-11/155b	g5, og5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-12/203c	g4, og4 – wilgotny – moist	LW1
A-13/171b	g4, og4 – wilgotny – moist	LW1
A-14/207a	og5, g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-15/221a	og5, g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-16/198d	og5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-17/179a	g5 – silnie świeży – very fresh	LŚW2
A-18/162c	og4 – wilgotny – moist	LW1

Podsumowując, na terenie leśnym polderu stwierdzono występowanie szczególnego, złożonego typu gospodarki wodnej w glebach, która kształtowana jest przez kombinację oddziaływań wód opadowych (poziomych i pionowych), wód „zawieszonych” w glebie, wód podsiąkowych oraz „wód napiętych”, związanych z układem hydrostatycznym powiązanych z wodami rzek polderowych (Lichawy i Otocznicy), jak również rzeki Odry i Smortawy.

4.1.3. ZASIĘG KORZENI

Biorąc pod uwagę zmiany w gospodarce wodnej na tym terenie po II wojnie światowej, polegające na rezygnacji z okresowego nawadniania czaszy polderu, prześlędzono głębokości zalegania korzeni drzew na badanym obszarze w celu szacunkowej oceny dostępności wody dla drzew. Dlatego też pomierzono korzenie palowe i boczne dla każdego pniaka i obalonych drzew najpierw dla danego oddziału, a następnie dla całego polderu, podając średnią ważoną głębokość zalegania korzeni. Badania są szacunkowe, gdyż niedokładność pomiaru wiąże się zarówno z trudnością wykopania systemu korzeniowego pniaków na zrębach, jak i niedokładnością pomiaru korzeni obalonych drzew – ze względu na możliwość pozostania części korzenia w glebie po upadku drzewa (rys. 5). W sumie w latach 1997/1998–2005/2006 ocenie poddano pomiarom 88 pniaków, wszystkie były przedstawicielami dębów (dąb szypułkowy i bezszypułkowy) (tab. 5).



Rys. 5. Przykłady badanych systemów korzeniowych drzew (obalonych przez zdarzenia losowe i wycinkę drzewostanu) na terenie leśnym polderu Lipki-Oława (fot. A. Krzemińska)

Fig. 5. Examples of studied tree root systems (cut down by disastrous events as well as clearance) on the Lipki-Oława forest polder area (photo A. Krzemińska)

Jak wynika z przeprowadzonych badań, średnia głębokość zalegania korzeni drzew na terenie polderu wyniosła 1,41 m p.p.t. Najgłębiej zalegające korzenie znajdowały się w części przykorytowej Odry – średnio 1,43 m p.p.t, natomiast w części środkowej, północnej – od strony koryta Smortawy i w części wschodniej systemy korzeniowe zalegały płycej, tj. średnio 1,37 m p.p.t. Zauważono również strefę w kształcie wąskiego pasa w części wschodniej polderu, gdzie korzenie sięgały średnio 1,47 m p.p.t. (rys. 6).

Jak wskazuje w swoich badaniach Bielak [1992], poziom wód podziemnych jest jednym z podstawowych czynników wpływających na kształtowanie się systemów korzeniowych, a ich zasięg zazwyczaj kształtuje się zgodnie ze średnim poziomem zwierciadła wód podziemnych. Głębiej zalegają korzenie tam, gdzie niższy był poziom zwierciadła wody. Optymalne położenie zwierciadła wody dla siedlisk leśnych według Mitscherlicha [1971] zawiera się w granicach od 80 do 150 cm. Z przeprowadzonych badań wynika, że takie położenie zwierciadła wód podziemnych na obszarze polderu

Lipki-Oława obserwować można było z częstotliwością powyżej 50% w piezometrach P7 i P10, przy czym w przypadku piezometru P7 notowano również stany bardzo wysokie według skali Obmińskiego [1960] (około 40% i ponad 50% w okresach wegetacyjnych) (rys. 33–37, patrz rozdział 4.5.3.1). Zwrócono też uwagę, że wokół piezometru P7 i częściowo P10 systemy korzeniowe występują głębiej niż zwierciadło wód podziemnych ze względu na to, że jak wykazują mapy archiwalne, na obszarze tym podczas tworzenia się systemów korzeniowych nie było wcześniej, obecnych tam teraz, okresowych oczek wodnych.

Tabela 5
Table 5

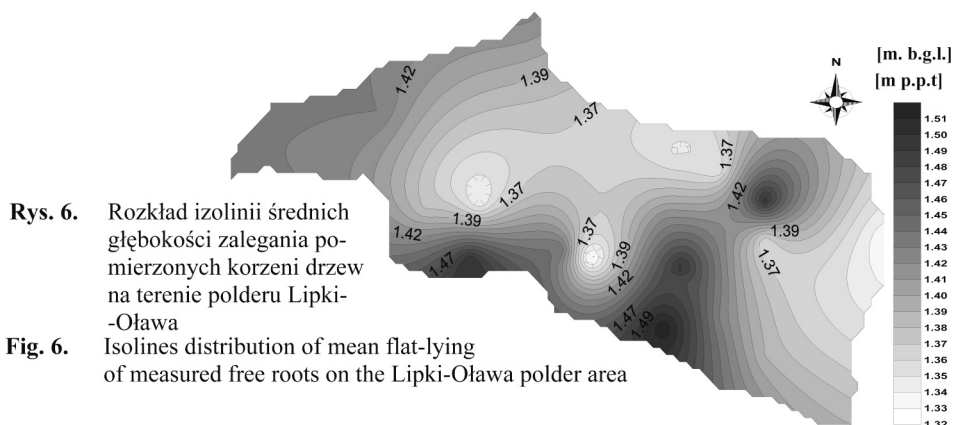
Głębokość zalegania korzeni drzew [m] na terenie polderu Lipki-Oława w wybranych oddziałach leśnych
Depth of tree roots flat-lying [m] on the Lipki-Oława polder area

Numer oddziału Number of section	n*	Średnio Mean	Min.	Max.	δ [-]	V [%]
153	7	1,43	1,23	1,60	0,13	8,84
168	6	1,35	1,23	1,45	0,08	6,28
174	4	1,34	1,24	1,54	0,14	10,62
176	5	1,38	1,23	1,52	0,13	9,37
177	4	1,40	1,23	1,53	0,12	8,90
184	6	1,35	1,25	1,53	0,11	8,05
184	4	1,42	1,32	1,56	0,11	7,49
187	4	1,32	1,24	1,42	0,09	6,63
188	5	1,44	1,24	1,62	0,15	10,17
191	6	1,50	1,38	1,63	0,10	6,35
195	5	1,33	1,23	1,43	0,10	7,19
196	5	1,36	1,23	1,60	0,15	11,26
199	6	1,50	1,23	1,63	0,15	9,90
205	4	1,47	1,36	1,56	0,08	5,60
211	6	1,43	1,24	1,61	0,14	9,56
213	6	1,52	1,40	1,61	0,08	5,42
219	5	1,39	1,31	1,42	0,05	3,59

n* liczba pomierzonych pniaków – number of measuring snags

δ odchylenie standardowe – standard deviation

V współczynnik zmienności – variability coefficient



Rys. 6. Rozkład izolinii średnich głębokości zalegania pomierzonych korzeni drzew na terenie polderu Lipki-Oława

Fig. 6. Isolines distribution of mean flat-lying of measured free roots on the Lipki-Oława polder area

Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki, można stwierdzić, że teren polderu był pod silnym wpływem działania wód podziemnych w latach tworzenia się systemów korzeniowych w tym drzewostanie. Jak podają źródła historyczne, obszar ten silnie zmeliorowano i prowadzono tu ustaloną gospodarkę wodną w celu uzyskiwania jak największych przyrostów drzew na grubość. Poza tym teren polderu był corocznie zalewany w okresie wegetacyjnym na wysokość około 20–30 cm w czasie wyżówek [Krzemińska 2002]. Stąd wniosek, że drzewostany na tym obszarze były dostosowane do wysokich stanów wód, co obecnie stwarza problemy hodowlane i możliwość obniżenia bonitacji siedliska, ze względu na obniżenie się zwierciadła wody na całym terenie leśnym polderu i zaleganie zwierciadła wód podziemnych w strefie stanów niskich (1,50–1,99 m p.p.t) i bardzo niskich (> 2,00 m p.p.t.) według skali Obmińskiego (por. rozdz. 4.5.2.1).

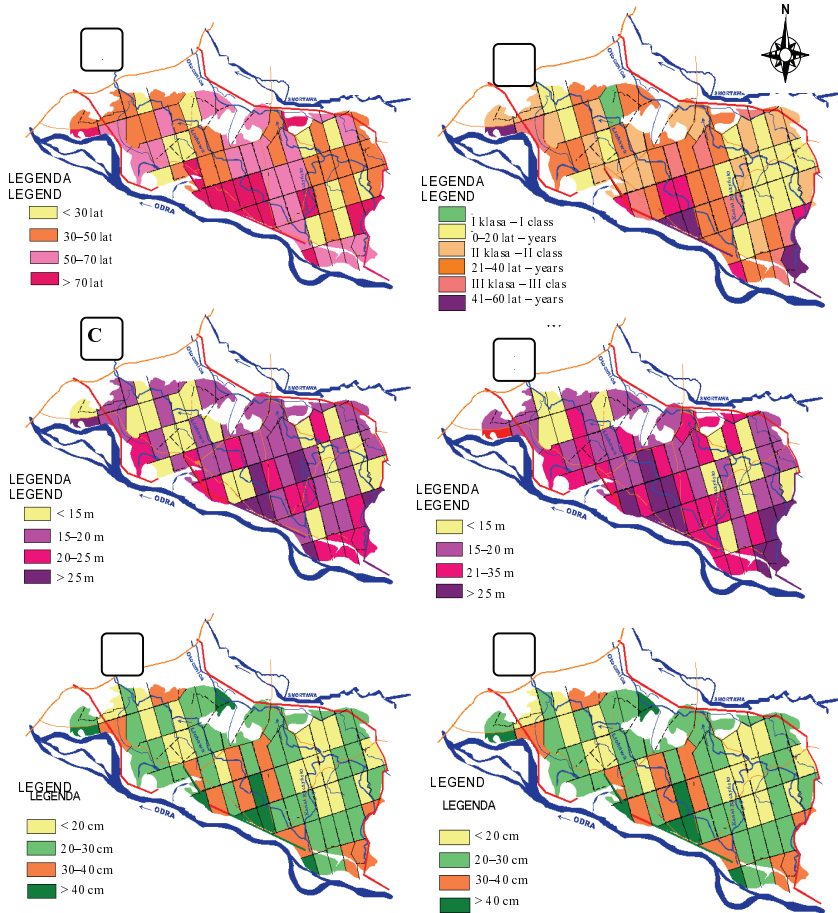
4.1.4. WYBRANE ELEMENTY STRUKTURY DRZEWOSTANU

Drzewostan jest najlepszym wskaźnikiem przyrodniczych warunków produkcji leśnej w lasach naturalnych i zbliżonych do naturalnych. Wtedy jego skład, wzrost i struktura są w pełni zgodne z warunkami siedliskowymi. Natomiast w lasach zagospodarowanych aktualny skład gatunkowy nie zawsze wyraża potencjalne możliwości twórcze siedlisk [Sikora 1999]. Przez strukturę drzewostanu rozumieć należy podział drzew w drzewostanie na klasy (lub stopnie) wieku (struktura wieku), klasy biologiczne (struktura biologiczna), stopnie grubości pierśnic (struktura pierśnic), stopnie wysokości (struktura wysokości), stopnie liczb kształtu (struktura kształtu) i stopnie miąższości (struktura miąższości) [Dreszer, Zabielski 1962]. Analizie poddano wiek, wysokość, pierśnice i bonitację drzewostanów na całym terenie polderu, biorąc pod uwagę średnie wartości każdego składnika struktury dla każdego oddziału leśnego. Ze względu na dominację gatunkową dębu na terenie polderu Lipki-Oława wykonano dodatkowo analizę wybranych elementów struktury drzewostanów dla tego gatunku drzew.

Z badań własnych, przeprowadzonych w latach 1997–2000 [Krzemińska 2002], i analiz planów urządzania lasu z roku 2004 [Plan urządzania... 2004] wynika, że struktura drzewostanu na badanym terenie leśnym jest urozmaicona i zależna od występujących warunków wodnych. Drzewostan buduje głównie dąb (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* (Matt.) Loeb.), lipa (*Tilia cordata*), olsza czarna (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.), jesion wyniosły (*Fraxinus Excelsior* L.) i grab zwyczajny (*Carpinus betulus* L.). Wśród gatunków budujących siedliska na tym terenie najmniejszy procent stanowiły: klon polny (*Acer Campestre* L.), klon pospolity (*Acer platanooides* L.), świerk (*Picea abies* (L.) H. Karst.), wiąz (*Ulmus minor* Mill. Emend. Richens) i jawor (*Acer pseudoplatanus* L.).

Struktura wieku drzewostanu jest zróżnicowana. W środkowej części obiektu przeważają drzewa starsze (powyżej 70 lat), natomiast młodsze (powyżej 30 lat) – w niewielu oddziałach, głównie we wschodniej i zachodniej części polderu. Najstarsze drzewa zlokalizowano wzdłuż koryta Odry w części południowej polderu, jak również wzdłuż pozostałych koryt rzek (Lichawy, Otocznicy i Smortawy oraz Kanału Ryczyńskiego) (rys. 7). Dęby w wieku od 21 do 40 lat znajdują się głównie we wschodniej części polderu, w sąsiedztwie Kanału Ryczyńskiego. Najstarsze dęby (powyżej 120 lat) – w południowej części, szczególnie wzdłuż koryta Odry. Wzdłuż rzeki Lichawy struktura wieku jest zróżnicowana, występują tam dęby w wieku od 0 do 120 lat (rys. 7).

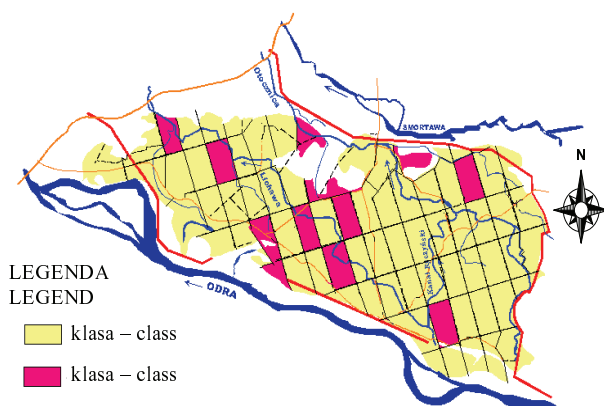
Drzewa o największej pierśnicy i wysokości, podobnie jak w przypadku struktury wieku, znajdują się w środkowej części terenu badań, wzdłuż rzeki Odry lub pozostałych cieków. Natomiast drzewa o najmniejszej pierśnicy (powyżej 20 cm) i najmniejszej wysokości (poniżej 15 m) występują głównie w oddziałach w zachodniej i wschodniej części (rys. 7). W strukturze pierśnic dębu większość stanowią dęby o pierśnicy 21–30 cm, rosnące w zachodnio-środkowej i wschodnio-środkowej części polderu. Drzewa o pierśnicy powyżej 40 cm znajdują się głównie w części przykorytowej rzek polderowych i rzeki Odry (rys. 7). Struktura wysokości dębu jest zróżnicowana. Drzewa najniższe (poniżej 15 m) pokrywają oddziały w północno-zachodniej i wschodniej części polderu. Wzdłuż rzek zlokalizowano drzewa o wysokości powyżej 15 m. Najwyższe drzewa, tj. powyżej 25 m, rosną w południowo-środkowej i południowo-wschodniej części obiektu, wzdłuż Odry (rys. 7).



Rys. 7. Struktura drzewostanu: A) średni wiek drzew, B) średni wiek dla dębów, C) średnie wysokości drzew, D) średnie wysokości dla dębu, E) średnie pierśnice drzew, F) średnie pierśnice dębu

Fig. 7. Structure of forest stand: A) mean tree age, B) mean oak age, C) mean tree height, D) mean oak height, E) mean tree breast height, F) mean oak breast height

Z wykonanych analiz wynika, że najbardziej dorodne i okazałe drzewa znajdują się przy korytach rzek polderowych, Odry i Smortawy. W środkowej części polderu, jak również na obszarze oddziałów, gdzie występują koryta rzek polderowych, spotkać można przeważnie drzewa o największej pierśnicy i wysokości.



Rys. 8. Mapa bonitacji na terenie leśnym polderu Lipki-Oława
Fig. 8. Map of tree quality classes on the Lipki-Oława polder area

Na terenie leśnym polderu Lipki-Oława przeważają drzewostany I klasy bonitacyjnej (rys. 8). Zarówno wysoka klasa bonitacyjna drzew, jak i duża bioróżnorodność gatunkowa drzewostanu, którą potwierdziła autorka w latach 1997–2000 [2002], mogą świadczyć o dobrych warunkach siedliskowych na terenie polderu. Największe zróżnicowanie gatunkowe drzew, jak również runa leśnego występowało w północno-środkowej części zlewni Lichawy, gdzie zwierciadło wody gruntowej zalegało najpłycej (rys. 33–37, por. rozdz. 4.5.2.1). Na terenie tym znajdują się głównie drzewa najstarsze o największej pierśnicy i wysokości, które można spotkać również wzdłuż rzeki Odry, gdzie obserwowano największe amplitudy wahań zwierciadła wód podziemnych, oraz wzdłuż pozostałych cieków polderowych i Smortawy.

4.2. OCENA ŻYWOTNOŚCI DRZEW NA TERENIE LEŚNYM POLDERU LIPKI-OŁAWA

Badania nad uszkodzeniami drzewostanów w latach 2002, 2004 i 2006 przeprowadzono na 60 powierzchniach badawczych, na których oznaczono w sumie 5940 drzew (trzy serie = 17 820 drzew). Wcześniej autorka prowadziła badania, w latach 1999, 2000, 2001 w ramach pracy doktorskiej, na 9 powierzchniach kontrolnych, na których badaniom poddano 891 drzew w 3 seriach (2673 drzew) [Krzemińska 2002, Krzemińska,

Adynkiewicz-Piragas i Drabiński 2004]. Badania żywotności drzewostanów rozpoczęto w 1999 r. ze względu na znaczne uszkodzenia drzew po powodzi z lipca 1997 r. i obserwowane nasilenie procesu wypadania posuszu.

Siedliska leśne porastające polder to gwałtownie zalane łąki i grądy, które od wielu lat nie były zalewane. Gwałtowne ich zalanie w lipcu 1997 r. przy wysokich temperaturach i stagnacji wód powodziowych spowodowało „podduszenie się” drzew oraz zmianę w zdolnościach retencyjnych tego obszaru. Zaobserwowano też duże występowanie grzybów patogenicznych, szczególnie na dębach w części północno-wschodniej terenu badań, gdzie występowały siedliska grądów. Podobne badania prowadzone były przez Gorzelaka i Sierotę [1999] w nadleśnictwie Miękinia i Wołów, potwierdzając fakt dużego negatywnego oddziaływania niekontrolowanych zalewów powodziowych na stan żywotności drzewostanów w dolinie Odry.

Problem wytrzymałości poszczególnych gatunków drzew na zalanie był często podnoszony przez wielu badaczy, wśród nich między innymi są: Babiński i in. [1987], Dister [1985], Gorzelak i Sierota [1999], Johnson [1992], Kurażkowski [1953], Leontev [1956], Molles i in. [1998], Prochal [1983], Shalforth i in. [2000], Smolak [1960]. Stwierdzono w literaturze przedmiotu, że wytrzymałość drzew na podtopienie i powierzchniowy zalew jest cechą gatunkową i może się wahać od blisko 200 dni – w przypadku wierzby białej, do około 10 dni – w przypadku jawora, buka czy lipy [Dister 1985]. Niestety, przy stagnacji wód, wysokim zalaniu drzew, wysokich temperaturach i dużym potencjalnym zanieczyszczeniu wód powodziowych powstają warunki beztlenowe w glebie, co powoduje „podduszanie się” drzewostanów, których znaczna ilość „przeżywa” szok związany z drastyczną zmianą warunków wodnych. Część drzew wypada w postaci posuszu albo też jest osłabiona, co przyciąga owady i grzyby pasożytnicze, dopełniające zniszczeń. W literaturze fachowej mało jest informacji na temat stanu żywotności drzew po przejściu fali powodziowej na polderach przepływowym, dlatego trudno jest w tym miejscu odnieść się do wyników innych badań. W latach 1998–2001 Instytut Badawczy Leśnictwa prowadził w Dolinie Środkowej Odry zakrojone na dużą skalę badania dotyczące zagospodarowania lasów na terenach popowodziowych [Gorzelak, Mikułowski 2001]. Te naukowe dociekania zdają się potwierdzać tendencję zwiększania się uszkodzeń drzewostanów w pradolinie Odry na odcinku od Lipiek do Oławy i zmniejszenie się ich odporności na patogeny. Jak podają Gorzelak i Mikułowski [2001], pozytywną stroną tak gwałtownych zmian reżimu wodnego na tych terenach jest zwiększenie odnowień dębu ze względu na wzrost wilgotności gleb.

Badania żywotności drzewostanów przeprowadzone w latach 1999–2001 wskazują zarówno na duże uszkodzenia drzewostanów (około 50%), jak i występowanie znacznego procentu martwych drzew (16%) na terenie polderu, szczególnie w części wschodniej, północno-wschodniej i środkowej [Krzemińska 2002, Krzemińska, Adynkiewicz-Piragas, Drabiński 2004]. Największą żywotność wykazywały drzewostany na badanych powierzchniach w części zachodniej. Zwrócono uwagę na strefowość uszkodzeń, która pokrywała się nie tylko z długością stagnowania wody w czaszy polderu na terenie polderu (około 3 tygodnie), ale również z miejscem, gdzie nastąpiło przerwanie wałów polderowych i wdarcie się fali powodziowej. Zaobserwowano również, że w części przykorytowej drzewa zachowały lepszą kondycję niż na pozostałym terenie. W całym okresie badawczym prowadzono na obszarze polderu intensywną wycinkę

drzewostanu ze względu na warunki sanitarne lasu (por. rozdz. 4.3), a ponieważ wiele drzew z oddziałów leśnych zostało wyciętych, stąd zdecydowano się na zmianę powierzchni badawczych i rozszerzenie zakresu badań.

Badania prowadzone w latach 2002–2006 na populacjach poszczególnych gatunków drzew charakteryzowały się bardzo różną liczebnością. Aby móc je ze sobą porównywać, konieczne było wyrażenie liczby drzew zdrowych, uszkodzonych i martwych jako procentu wszystkich drzew w populacji danego gatunku (tab. 6, rys. 9).

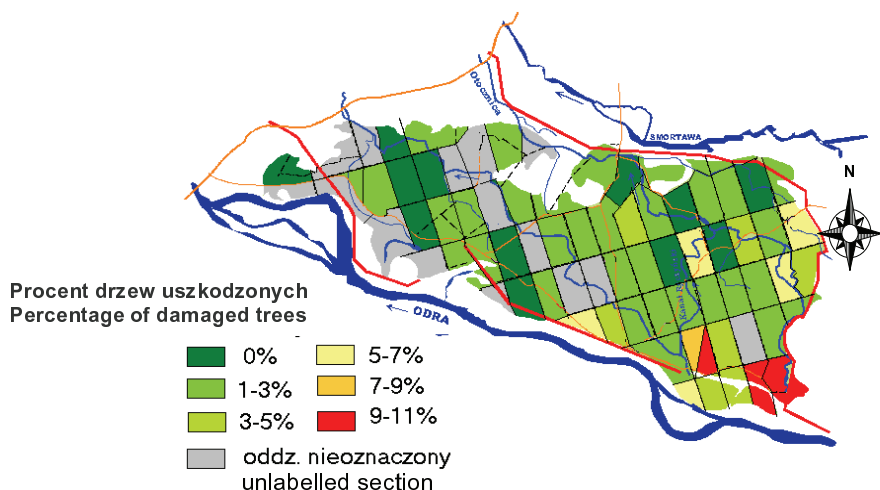
Tabela 6
Table 6

Zróznicowanie uszkodzeń drzew w kolejnych stanach żywotności w zależności od gatunku
Diversity of the damages in the subsequent life stages depending on the species

Gatunek Species	Zdrowe [%] Healthy [%]			Uszkodzone [%] Damaged [%]			Martwe [%] Dead [%]		
	2002	2004	2006	2002	2004	2006	2002	2004	2006
Dąb szypułkowy Common oak	97,1	96,7	94,2	2,7	3,1	5,3	0,2	0,2	0,5
Grab zwyczajny Hornbeam	98,4	98,1	96,1	1,4	1,7	2,1	0,2	0,3	1,8
Lipa drobnolistna Small-leaved lime	98,2	97,0	96,7	1,7	3,0	3,2	0,1	0,1	0,1
Klon polny Filed maple	98,7	98,3	97,8	0,7	0,8	1,2	0,6	0,8	1,0
Jesion wyniosły European ash	100,0	100	99,2	0,0	0	0,7	0,0	0	0,1
Klon jawor Sycamore	97,3	96,8	94,1	2,0	2,4	3,9	0,7	0,8	2,0
Średnio Mean	98,3	97,8	96,4	1,4	1,8	2,7	0,3	0,4	0,9

Jak wynika z analiz, lipy i dęby charakteryzowały się największym procentem uszkodzonych drzew na terenie polderu. Najwięcej drzew martwych w grupie badanych wystąpiło wśród jaworów i grabów. Ta tendencja zgodna jest z wcześniejszymi ustaleniami autorki [Krzemińska 2002, Krzemińska, Adynkiewicz-Piragas, Drabiński 2004]. Uszkodzenia w obrębie poszczególnych powierzchni wykazywały zróżnicowanie (rys. 9).

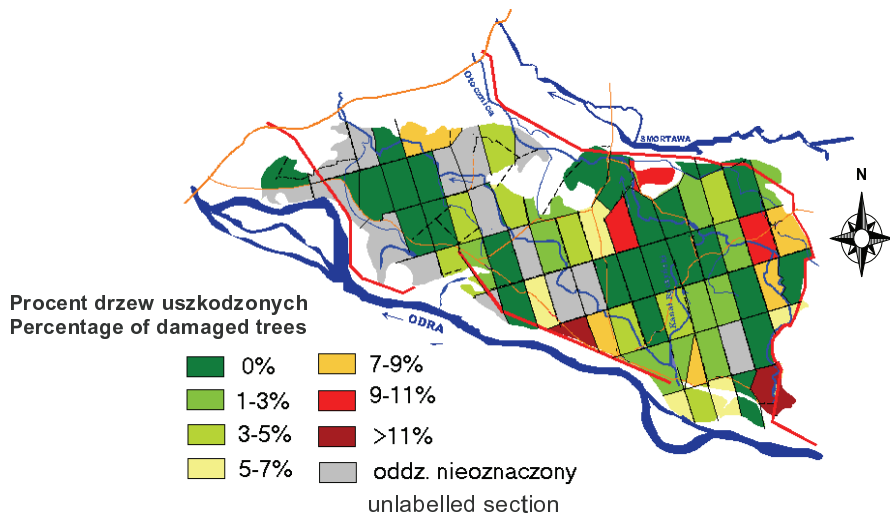
Z otrzymanych danych wynika, że procent drzew uszkodzonych mieści się w granicach od 0 do 11%, przy czym w większości oddziałów zwykle nie przekracza on wartości 3%. W obrębie części zachodniej terenu leśnego polderu dominują powierzchnie, na których nie notowano uszkodzeń lub były one nieznaczne. W części centralnej zaobserwowano, zwłaszcza przy wale, powierzchnie z większymi uszkodzeniami (procent uszkodzeń mieszczący się w przedziałach 3–5% i 5–7%). Najbardziej zróżnicowana pod względem uszkodzeń okazała się część wschodnia. Uwagę zwraca tutaj południe, gdzie zauważalne jest największe uszkodzenie drzewostanów, które mieściło się w granicach od 9 do 11%. Stosunkowo wysokie uszkodzenia występowały także przy wschodnim wale polderowym.



Rys. 9. Zróżnicowanie uszkodzeń drzewostanów [%] na terenie polderu Lipki-Oława
Fig. 9. Diversity of tree stand damage [%] on the Lipki-Oława polder area

Dęby stanowiły najliczniejszy gatunek spośród badanych populacji. W sumie oznaczono 2 563 drzewa tego gatunku. Zawartość procentowa drzew w kolejnych stanach żywotności znacznie różniła się w obrębie analizowanych powierzchni. Aby to zobrazować, sporządzono mapę ukazującą skalę uszkodzeń drzew (%) w każdym oddziale leśnym w badanych latach (rys. 10). Z przyczyn technicznych uwzględniono jedynie drzewa uszkodzone. W części zachodniej przeważają powierzchnie, na których nie notowano uszkodzeń. Wyraźnym odstępstwem jest jeden obszar na północy, gdzie uszkodzenia były rzędu 9%; tam również został przerwany wał w 1997 r. W części środkowej obserwowano w całym okresie badawczym więcej uszkodzeń, zwłaszcza w pobliżu wałów, przekraczających 11% (rys. 10). Najbardziej zróżnicowaną pod względem badanej cechy była część wschodnia. Występowały tu dość licznie zarówno oddziały z drzewami nieuszkodzonymi, jak i te z większymi uszkodzeniami. Największy procent uszkodzeń stwierdzono na powierzchniach zlokalizowanych przy wschodnim wale.

Rozpatrując całą populację dębów, podzielono ją na grupy ze względu na wielkość pierśnicy mieszczącą się w określonych przedziałach i obliczono liczbę osobników w każdym z nich, jak również procentową zawartość w każdej z klas (zdrowe, uszkodzone i martwe) (tab. 6, 7). Biorąc pod uwagę to, że reprezentacja tego gatunku była największa, zwłaszcza dla przedziałów pierśnic od najniższych do tych rzędu 60–80 cm, wyniki te są najbardziej reprezentatywne w porównaniu z innymi gatunkami. Sugerując się również tym, że wiek drzewa i jego pierśnica są ze sobą ściśle skorelowane, można było stwierdzić, że na tym obszarze procent uszkodzeń wzrastał z wiekiem. Drzewa starsze charakteryzowały się mniejszą odpornością na ekstremalne stany związane z występowaniem zjawisk powodziowych.



Rys. 10. Zróżnicowanie uszkodzeń dębów [%] na terenie polderu w latach 2002–2004
Fig. 10. Diversity of oak damage [%] on the Lipki-Oława polder area in the years 2002–2004

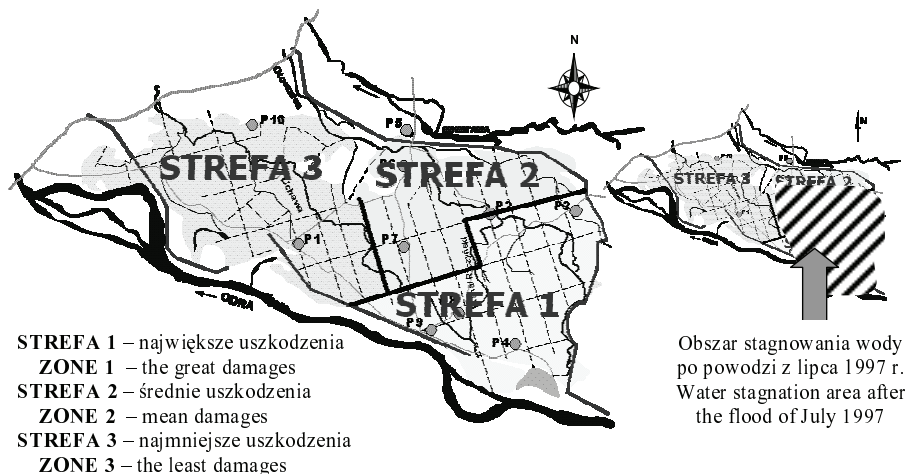
Tabela 7
Table 7

Zróżnicowanie uszkodzeń dębów w kolejnych stanach żywotności w przedziałach wyznaczonych na podstawie grubości pierśnicy
 Diversity of oak damage in subsequent life stages on the basis of breast height tree intervals

Pierśnica Breast height [cm]	Zdrowe Healthy [%]			Uszkodzone Damaged [%]			Martwe Dead [%]			Suma Sum [szt.]
	2002	2004	2006	2002	2004	2006	2002	2004	2006	
0–20	100	100	100	0	0	0	0	0	0	51
21–40	98,61	97,35	96,84	6,12	2,47	2,84	0,13	0,19	0,32	1582
41–60	96,94	96,38	93,88	13,06	3,34	5,15	0,28	0,28	0,97	719
61–80	98,26	88,70	71,30	62,00	10,43	21,74	0,87	0,87	6,96	115
81–100	97,96	93,88	79,59	162,43	6,12	14,29	0,00	0,00	6,12	49
101–120	100	100	63,16	332,41	0,00	26,32	0,00	0,00	10,53	19
> 120	96,43	96,43	71,43	255,10	3,57	21,43	0,00	0,00	7,14	28

W przestrzennej zmienności uszkodzeń drzew można dostrzec pewną prawidłowość i strefowość, a mianowicie procent uszkodzeń drzew wzrasta w kierunku wschodnim i południowo-wschodnim, stąd wyróżniono 3 główne strefy uszkodzeń (rys. 11). Stosunkowo duży procent uszkodzeń dotyczy oddziałów znajdujących się przy wschodnim wale polderowym, w okolicach miejsca, gdzie w 1997 r. został przerwany wał i woda stagnowała najdłużej. Taki układ uszkodzeń drzew na terenie polderu niewątpliwie sugeruje, że zmiana żywotności drzew łączyła się jeszcze z wydarzeniami z lipca 1997 r., a później również z kwietnia 2006 r. (ponowne zalanie polderu). Jak wykazały

wcześniejsze badania autorki [Krzemińska 2002], a także Gorzelaka i Sieroty [1999], czynnikiem, który w głównej mierze determinował wielkość uszkodzeń drzew, był głównie czas przebywania szyjki korzeniowej drzew pod wodą.



Rys. 11. Strefy uszkodzeń drzewostanów na terenie polderu w latach 2002–2004
 Fig. 11. Zones of tree stand damage on the polder in the years 2002–2004

Biorąc pod uwagę warunki wodne i meteorologiczne, jak również obliczony współczynnik hydrotermiczny Sieljaninowa określający nadmiar i niedobór wody, zauważyć można, że stopień uwilgotnienia na polderze ulegał dużym wahaniom (rys. 16). W całym okresie badań obserwowano zarówno lata wilgotne, jak i suche, warunki wilgotnościowe były zróżnicowane. Taka sytuacja jest na tyle istotna, że wszelkie anomalie pogodowe stanowią czynnik stresogenny, mogący w sytuacji osłabienia odporności drzew wpływać dodatkowo na zwiększenie uszkodzeń. W dominującej części obiektu poziom wód gruntowych występował na głębokości uniemożliwiającej łatwą dostępność wody dla drzew, a zwłaszcza tych o słabiej rozwiniętym systemie korzeniowym (por. rozdz. 4.5.2). Ważnym czynnikiem była również jakość wód powodziowych, która determinowała również jakość wód powierzchniowych i podziemnych na tym obszarze. Przybył [1995] zwraca uwagę na to, że stres wodny, tj. nadmiar lub niedostatek wody, powoduje obniżenie poziomu fenoli i wzrost koncentracji aminokwasów oraz cukrów, przez co stworzone zostają idealne warunki do rozwoju grzybów. Również ważne znaczenie ma tu odczyn wody, zawartość chlorków, metali ciężkich, zawartość tlenu. Jaworski [1995] oraz Timbal i Aussenac [1996] uważają, że dęby są wrażliwe na nadmiar wody w glebie, zwłaszcza w okresie wegetacyjnym, co potwierdzają Gardiner i Hodges [1996], podobnie jak Wagner i Dreyer [1997], przy czym dąb szypułkowy jest gatunkiem lepiej przystosowanym do okresowych zalewów. Zalewanie korzeni wodą jest więc częstą przyczyną ich zamierania na skutek braku tlenu – dowodem było wystąpienie na tym obszarze chlorozy.

Fakt, że od roku 2002 nie obserwuje się prawie drzew martwych, niewątpliwie świadczy o ogromnej poprawie, jaka zaszła w porównaniu z latami 1999–2001. Wcześniej obserwowano tendencję malejącą żywotności. Być może proces wypadania drzew, który bardzo intensywnie zachodził w pierwszych latach po powodzi i był potęgowany przez niesprzyjające regeneracji drzew warunki meteorologiczne, z czasem zaczął ustawać, a regularne usuwanie drzew uszkodzonych i martwych przyniosło w końcu widoczne rezultaty. Niemniej, lokalizacja obserwowanych obecnie uszkodzeń i ich charakter wciąż wskazuje, że są one związane z powodzią i długą stagnacją wód powodziowych w czasach polderu. Drzewostany na terenie polderu Lipki-Oława nie były dobrze przygotowane na zalanie i można przypuszczać, że brak okresowych zalewów spowodował zmniejszenie się ich odporności na zmienne warunki wodne.

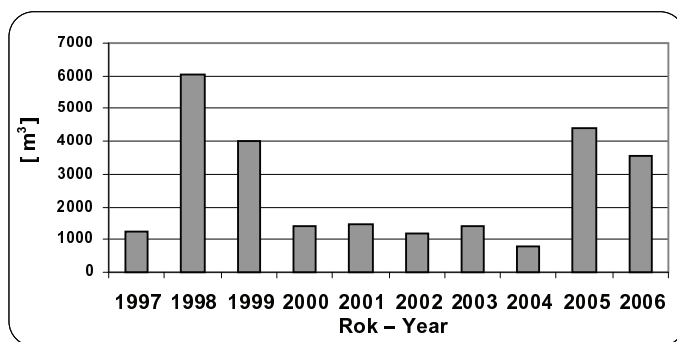
4.3. USUWANIE DRZEW

Teren leśny odrzańskiego polderu Lipki-Oława ma za zadanie spełniać nie tylko funkcje ekologiczne, ale również gospodarcze. Obszar ten należy do Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych, a jego nadzorem zajmuje się Leśnictwo Bystrzyca. Lasy te są wykorzystywane gospodarczo, naturalną rzeczą jest więc wycinka gospodarcza drzew. Przeciętna zasobność na 1 ha powierzchni leśnej na tym terenie wynosi $252 \text{ m}^3/\text{ha}$, natomiast roczny rozmiar użytkowania rębego na 1 ha powierzchni leśnej – $2,11 \text{ m}^3$ [Plan urządzania lasu... 2004]. Podczas badań terenowych zauważono jednak, że po powodzi z lipca 1997 r. drzewostan zareagował na gwałtowne zmiany warunków wodnych poprzez uszkodzenia strzał drzew i liczne wydzielanie posuszu. Począwszy od roku 1998 rozpoczęto systematyczną wycinkę uszkodzonych drzew w ramach czyszczenia sanitarnego lasu. Ze względu na fakt prowadzenia zrębów w całych pododdziałach – ulegały zmianom warunki wodne, a co za tym idzie i zdolności retencyjne tego obszaru, jak również w takich warunkach wahaniom ulegała wielkość ewapotranspiracji [Byczkowski, Mandes 1998; Ciepeliowski i in. 1998; Dębski 1951; Kosturkiewicz 1963; Puchalski i Prusinkiewicz 1975, 1995; Kosturkiewicz, Stasik 2004; Kucharska i in. 1984; Obmiński 1960; Suliński, Jaworski 1998; Suliński 1995; Rozwałka, Wiśniewski 1998; Białkiewicz i in. 1976; Kucharska, Tyszka 1991].

W ramach przeprowadzonych badań prześledzono ilość wyciętej masy drzewnej począwszy od 1997 do 2006 r. Ze względu na fakt, że nie ma kompletnych stabelaryzowanych danych dotyczących wycinki drzew z lat wcześniejszych, przyjęto, że rok 1997 jest reprezentatywny dla lat wcześniejszych z uwagi na procentową (w miarę stałą) wycinkę drzew na terenie leśnym polderu, tym bardziej że podczas powodzi w roku 1997 wycinki nie wykonywano.

W badanym okresie najwięcej drewna pozyskano w roku 1998 – w rok po powodzi (6040 m^3) i w 2005 (4417 m^3) – w dwa lata po roku suchym (2002/2003) (rys. 12). Wydaje się istotnym fakt, że także w roku 1999, jak i 2006 notowano równie dużą wycinkę drzew, co uwidocznili się i w zmianach odpływu wody, i w zdolnościach retencyjnych tego terenu (por. rozdz. 4.5). W roku 1997/1998 obserwowano na obszarze polderu gwałtowne podniesienie się zwierciadła wód gruntowych, jak również wysokie stany wód powierzchniowych. Ta sytuacja związana była nie tylko z maksymalnym wysyce-

niem wodą profilu glebowego po powodzi z lipca 1997 r., ale również wycinką drzewostanów. W rok później notowano zwiększoną amplitudę wahań zwierciadła wód gruntowych na terenie polderu, mimo że był to rok normalny ze względu na opady (wg klasyfikacji Kaczorowskiej [1962]), stany wody były bardzo wysokie, co wiązać można z gospodarką leśną na badanym obszarze, a wykonywane zręby zupełne w całych pododdziałach miały tu swoje odzwierciedlenie. Natomiast w latach 2005 i 2006 również obserwowano skoki amplitudy wahań zwierciadła wody, jak i dość szybkie podniesienie się zwierciadła wody. Po roku suchym wycięto na polderze (od czerwca 2005 r.) dużą masę drzew, co odzwierciedliło się w lokalnym podniesieniu się zwierciadła wody, szczególnie w pobliżu miejsc wycinki (rys. 14, 15).



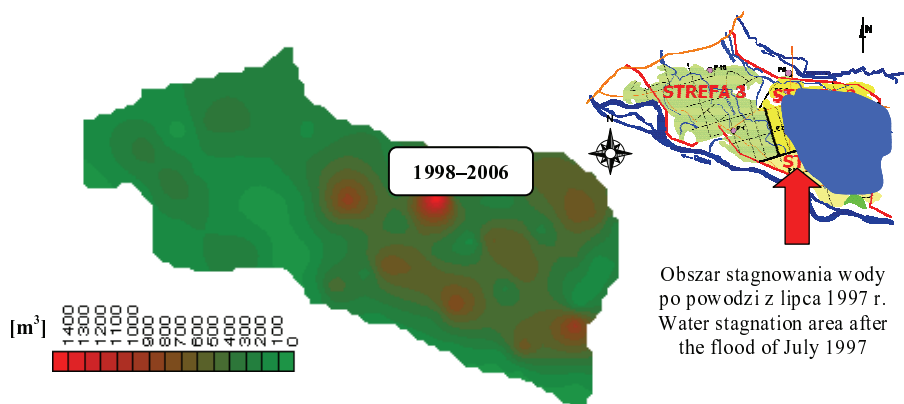
Rys. 12. Masa wyciętych drzew w m^3 na terenie leśnym polderu Lipki-Oława w latach 1997–2006

Fig. 12. Mass of cut down trees in m^3 on the Lipki-Oława forest area in the years 1997–2006

W odniesieniu do hydrodynamicznych zależności pomiędzy odpływem a wycinką drzewostanu ważną informacją jest rozkład masy wyciętych drzew w czaszy polderu, co uwidacznia rys.13. Wycinkę na badanym obszarze prowadzono w każdym oddziale leśnym w latach 1998–2006. Jednak widoczna jest duża koncentracja wyciętej masy drzewnej w części wschodniej i środkowej polderu, gdzie najdłużej stagnowały wody powodziowe. Na tym obszarze uszkodzenia drzew były największe (por. rozdz. 4.2).

Jak wynika z analiz w latach 1998 i 1999, obserwowano największą koncentrację wycinki drzew w części północnej i wschodniej polderu, głównie wzdłuż wałów i koryta rzeki Smortawy, gdzie wody powodziowe w 1997 r. stagnowały najdłużej. Drzewa w tej części polderu są młode (III–IV klasa wieku) i charakteryzują się stosunkowo małymi pierścicami (rys. 7). Poza tym siedliska leśne są tu najuboższe [Krzemińska 2002, Krzemińska i Drabiński 2006]. Co ciekawe, w roku 1999 obserwowano również pas wycinki drzew w części zachodniej, a związane to było prawdopodobnie z uszkodzeniami drzew, spowodowanymi przechodzącą tam falą powodziową od strony miejscowości Janików (na terenie polderu „spotkały się” dwa nurty fali powodziowej). W roku 2000 obserwowano pasmową wycinkę drzew wzdłuż koryta Odry. W czterech latach następnych wycinka drzewostanu była porównywalna z 1997 r., dlatego też potraktowano je jako cięcia gospodarcze (rys. 12). Natomiast w 2005 r. ilość wyciętej

masy drzewnej zwiększyła się znacznie, szczególnie w części południowo-wschodniej, w oddziałach, gdzie występowały drzewa najstarsze o największej pierśnicy. Cięcia te wykonano w dwa lata po roku suchym. Warto tu zauważyć, że drzewostany te przeżyły stres w postaci czasowych niedoborów wody w okresie wegetacyjnym w latach 2002/2003, 2003/2004 i 2004/2005 (według klasyfikacji Kaczorowskiej [1962] okresy wegetacyjne tych lat były suche, co potwierdza współczynnik Sieljaninowa) (rys. 15, 17).

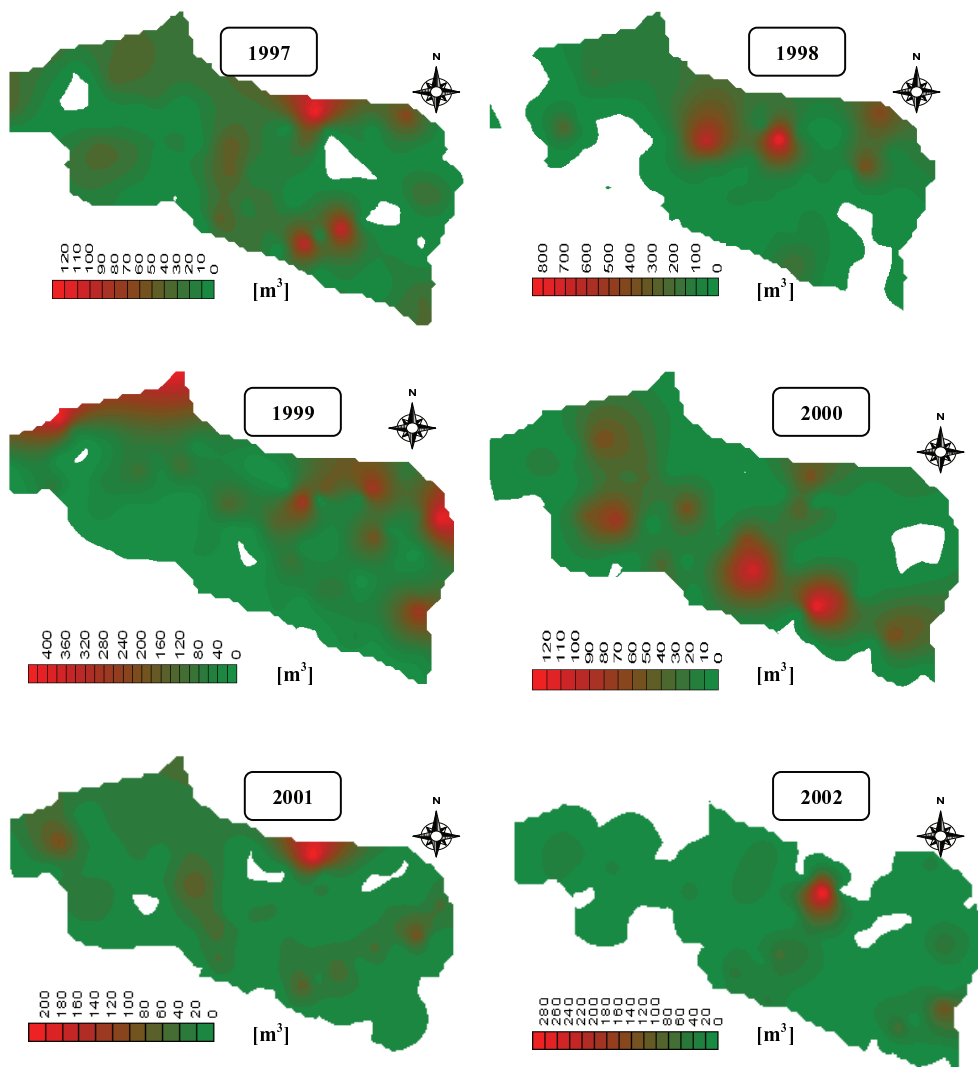


Rys. 13. Rozkład masy wyciętych drzew na terenie polderu w latach 1998–2006

Fig. 13. Distribution of the cut down trees mass on the polder area in the years 1998–2006

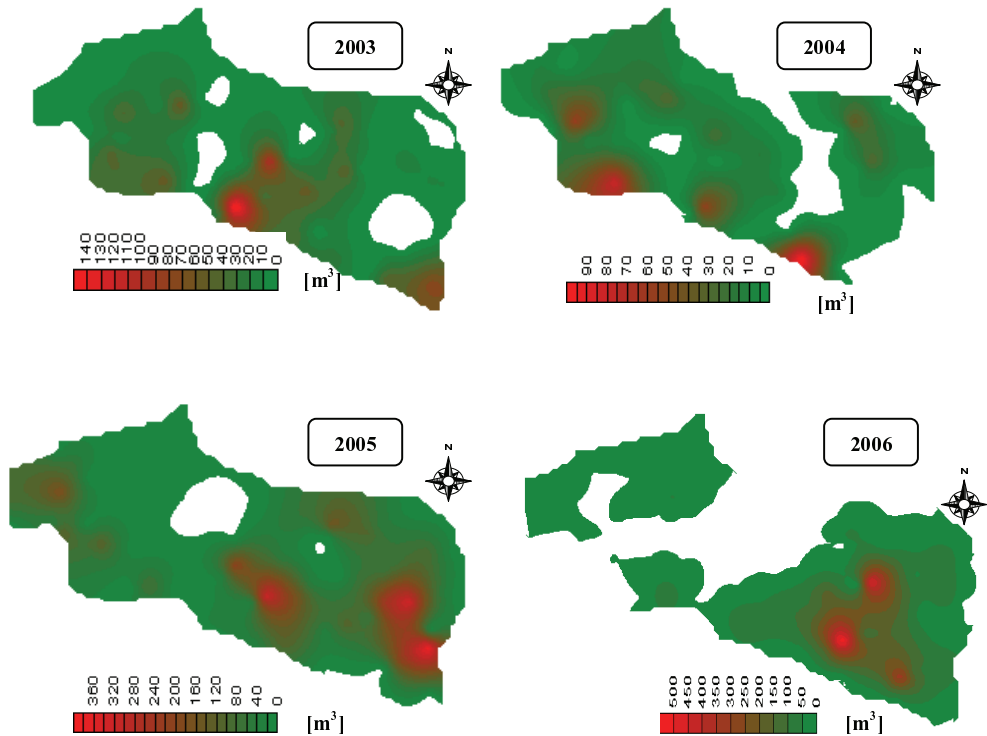
W kwietniu 2006 r. obszar polderu został zalany wodami powodziowymi (w sposób kontrolowany), a woda stagnowała tu około 2 tygodni, przy czym wysokość zalewu nie była duża (około 30–50 cm). Koncentrację wycinki drzewostanów obserwowano głównie w części wschodniej i południowo-wschodniej, gdzie wody powodziowe stagnowały najdłużej (rys. 15).

Z przeprowadzonych badań i analiz wynika, że strefy wzmożonej wycinki drzew, jak i ich uszkodzeń na terenie polderu wzajemnie się pokrywają. Wiąże się to z dynamiką warunków wodnych tego obszaru. Dowodzi również tego, że „niehartowane” i „odzwyczajone” od zalewów siedliska leśne źle zniosły wpływ zmiennych warunków wodnych w postaci powodzi i suszy, a powolne i postępujące gładowienie łągów na tym obszarze spowodowało osłabienie zdolności drzewostanów do przetrwania w warunkach ekstremalnych.



Rys. 14. Rozkład masy wyciętych drzew na terenie polderu w latach 1997–2002

Fig. 14. Distribution of the cut down trees mass on the polder area in the years 1997–2002



Rys. 15 Rozkład masy wyciętych drzew na terenie polderu w latach 2003–2006
 Fig. 15. Distribution of the cut down trees mass on the polder area in the years 2003–2006

4.4. PRZEBIEG WARUNKÓW METEOROLOGICZNYCH W OKRESIE BADAŃ

Obszar polderu Lipki-Oława znajduje się w I regionie pluwiotermicznym nadodrzańskim, obejmującym Nizinę Śląską [Schmuck 1957]. Teren ten charakteryzuje się łagodnym, umiarkowanym klimatem o wyraźnych cechach oceanicznych, będąc jednym z najcieplejszych regionów w Polsce. Okres wegetacyjny trwa tu średnio 234 dni. Przeciętnie w ciągu roku notuje się 158 dni z opadem. Około 70% opadów przypada na okres wegetacyjny, a pokrywa śnieżna zalega około 50–60 dni. Roczna suma opadów z wielolecia 1971–1996 dla tego obiektu wynosiła 546 mm, a średnia roczna temperatura z wielolecia 1988–1996 $+8,9^{\circ}\text{C}$ (tab. 8, 9). Większość lat, przypadających na okres badawczy, cechowała się zarówno wyższymi opadami, jak i temperaturami, niż z wielolecia (rys. 16, tab. 8). Podczas prowadzonych badań wystąpiły ekstremalnie różne warunki związane z wysokością opadu (tab. 9). Najwyższe sumy opadów zanotowano w roku hydrologicznym 1999/2000 (655 mm), a najniższe w roku 2002/2003 (439 mm).

Natomiast najwyższą miesięczną sumę opadów zanotowano w lipcu 1997 r. (244 mm) (tab. 9). Stosując kryterium podane przez Kaczorowską [1962], rok hydrologiczny 2002/2003 zaliczono do roku suchego, a lata 1997/1998, 1999/2000, 2000/2001 i 2005/2006 – zakwalifikowano jako wilgotne, pozostałe jako normalne (tab. 9). Dwa razy w okresie badawczym teren polderu całkowicie zalany został wodami powodziowymi na około 2–3 tygodnie – w latach 1997/1998 i 2005/2006. W okresach wegetacyjnych największe ujemne odchylenia od średnich sum z wielolecia zanotowano w roku hydrologicznym 2002/2003 (-103 mm), a dodatkowo w roku 1999/2000 (110 mm). W półroczu zimowym odpowiednio największe ujemne odchylenia od sum opadów z wielolecia zanotowano w roku 2002/2003 (-4 mm), natomiast dodatnie w roku 2005/2006 (+113 mm) (rys. 16). Największe ujemne odchylenia od sum opadów z wielolecia w badanych latach występowały głównie w grudniu, kwietniu, sierpniu i wrześniu, a dodatnie głównie w lipcu.

W okresie badawczym średnie roczne temperatury były wyższe niż średnia z wielolecia z wyjątkiem lat hydrologicznych: 2002/2003 ($8,3^{\circ}\text{C}$) i 2005/2006 ($8,6^{\circ}\text{C}$) (tab. 8). Na podstawie średnich temperatur z badanego okresu i wielolecia obliczono średnie odchylenia: roczne, miesięczne, z okresów wegetacyjnych i półroczy zimowych (rys. 16). Największe dodatnie odchylenia od średnich temperatur z wielolecia zanotowano w roku hydrologicznym 1998/1999 ($+3,2^{\circ}\text{C}$), natomiast najwyższe ujemne w roku 2002/2003 ($-1,0^{\circ}\text{C}$). Okresy wegetacyjne także różniły się od siebie pod względem odchylenia od średnich temperatur z wielolecia. Najwyższe dodatnie odchylenia zanotowano w roku hydrologicznym 2005/2006 ($+1,6^{\circ}\text{C}$), natomiast nie zarejestrowano ujemnych odchylenia od średnich z wielolecia (rys. 16). W półroczu zimowym największe ujemne odchylenia ($-2,0^{\circ}\text{C}$) notowano w latach 2002/2003 i 2005/2006, dodatnie ($+1,0^{\circ}\text{C}$) w latach 1997/1998, 1999/2000, 2000/2001 i 2004/2005. Po zastosowaniu kryterium Kaczorowskiej [1962]: rok hydrologiczny 2002/2003 uznano za chłodny, 1998/1999, 2003/2004 i 2005/2006 sklasyfikowano jako normalne, 1997/1998, 2000/2001, 2001/2002 i 2004/2005 jako ciepłe, natomiast rok 1999/2000 zakwalifikowano jako bardzo ciepły (średnie roczne temperatury podano w tabeli 8). Najcieplejszym miesiącem w okresie badawczym był zazwyczaj lipiec, a najzimniejszym grudzień i styczeń.

Podsumowując, układ stosunków opadowych i termicznych w okresach wegetacyjnych badanego wielolecia 1996/1997–2005/2006 obliczono używamy w leśnictwie wskaźnik hydrotermiczny Sieljaninowa (k) (rys. 17), określający nadmiar i niedobór wody w okresach wegetacyjnych [Białkiewicz i in. 1993, Ciepeliowski 1996, Lambor 1965, Puchalski i Prusinkiewicz 1968]. Z analizy danych wynika, że okres wegetacyjny w roku 1997/1998 był nadmiernie wilgotny, w latach hydrologicznych: 2002/2003, 2003/2004 i 2004/2005 – suchy, natomiast w pozostałych latach – dostatecznie wilgotny.

Tabela 8
Table 8

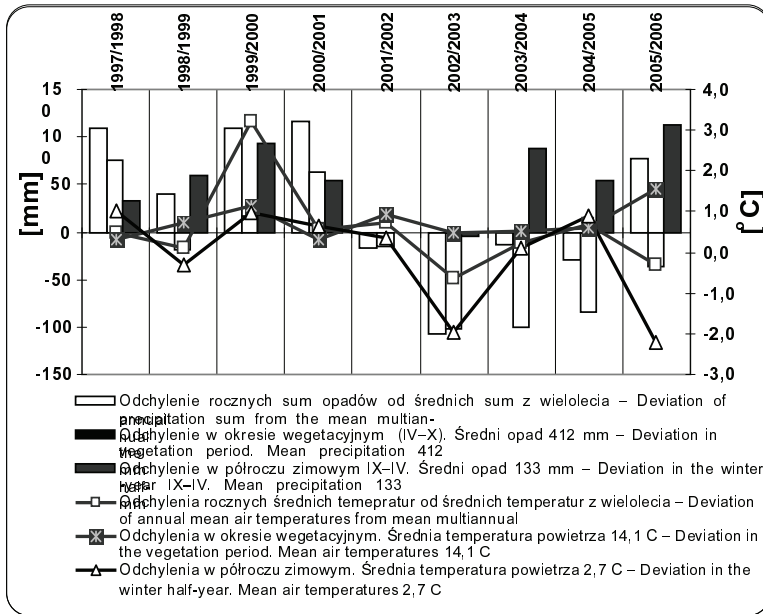
Średnie miesięczne i roczne temperatury powietrza (°C) na polderze Lipki-Oława
w okresie badawczym 1997/1998 – 2005/2006 i z wielolecia 1988–1996
Mean monthly and annual air temperatures (°C) on polder Lipki-Oława
in the study period 1997/1998–2005/2006 and multiannual 1988–1996

Lata Years	Miesiące – Months												Rok Year
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
1997/1998	2,9	1,1	1,3	4,1	2,8	10,4	14,6	18,0	18,2	17,4	13,4	8,6	9,4
1998/1999	0,1	-0,7	1,1	-0,5	5,0	9,6	14,0	16,6	19,9	17,7	16,5	9,1	9,0
1999/2000	2,2	1,3	-1,0	3,3	4,7	11,8	15,6	18,1	16,7	18,5	12,8	12,8	12,1
2000/2001	6,5	2,0	0,0	0,9	3,2	7,7	14,8	15,1	19,2	19,4	12,5	12,1	9,4
2001/2002	3,4	-2,2	-0,2	4,3	5,0	8,3	17,2	18,1	20,5	20,4	13,0	7,7	9,6
2002/2003	4,8	-4,2	-2,3	-4,0	3,0	7,5	15,7	19,7	19,7	19,8	14,0	5,5	8,3
2003/2004	5,1	1,4	-3,7	1,1	3,8	9,4	12,9	17,0	18,6	19,6	14,1	10,5	9,1
2004/2005	10,0	1,2	1,9	-2,1	1,3	9,3	14,2	17,0	19,9	17,6	14,8	9,7	9,6
2005/2006	2,7	0,2	-6,4	-2,5	-0,3	9,4	14,1	18,3	23,2	17,4	16,2	10,7	8,6
1988–1996	3,1	0,1	0,1	1,0	4,0	8,1	13,8	16,7	19,1	18,6	13,4	8,7	8,9

Tabela 9
Table 9

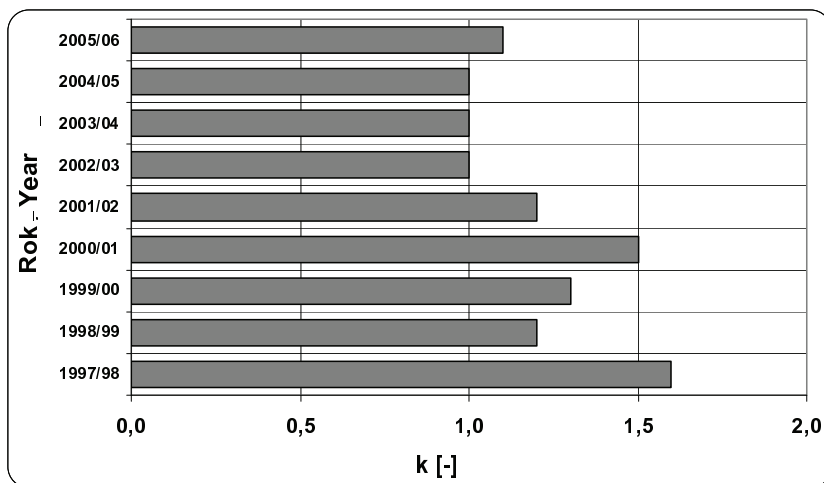
Średnie miesięczne i roczne sumy opadów [mm] na polderze Lipki-Oława
w okresie badawczym 1997/1998 – 2005/2006 i z wielolecia 1971–1996
Mean monthly and annual precipitation totals [mm] on polder Lipki-Oława
in the study period 1997/1998–2005/2006 and multiannual 1971–1996

Lata Years	Miesiące – Months												Rok Year
	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	
1997/1998	43	27	37	19	39	30	32	98	103	35	104	85	654
1998/1999	34	17	25	55	61	61	26	79	135	24	38	32	585
1999/2000	45	30	32	32	89	17	89	27	183	66	25	20	655
2000/2001	47	34	26	21	59	40	50	74	154	38	95	23	662
2001/2002	36	23	22	36	15	44	50	57	58	82	43	61	529
2002/2003	50	21	37	5	16	26	65	22	67	46	33	50	439
2003/2004	26	41	48	53	53	28	58	67	60	31	24	44	532
2004/2005	63	18	32	61	13	27	77	35	126	40	19	3	515
2005/2006	28	106	28	51	34	61	61	45	51	139	6	13	623
1971–1996	16	36	29	23	29	38	58	78	80	66	53	40	546



Rys. 16. Odchylenia sum opadów rocznych i półrocznych oraz średnich półrocznych temperatur powietrza od średnich z wielolecia

Fig. 16. Deviation of annual and half-year precipitation totals and mean half-year air temperatures multiannual means



Rys. 17. Współczynnik hydrotermiczny Sieljaninowa w latach 1997/1998–2005/2006

Fig. 17. Sieljaninow hydrothermal coefficient in years 1997/1998–2005/2006

4.5. WARUNKI WODNE

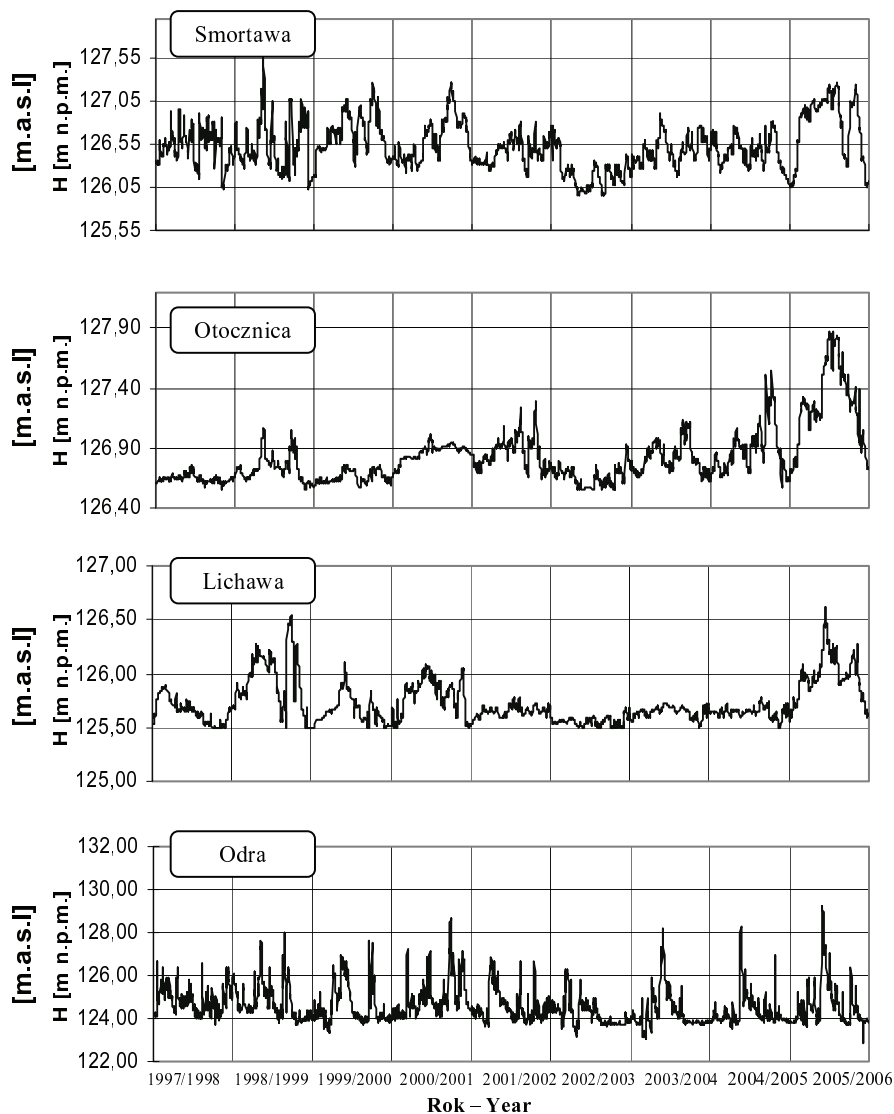
Sieć hydrograficzna na polderze Lipki-Oława ma istotny wpływ na warunki hydrogeologiczne, a w szczególności na stany wód gruntowych [Adynkiewicz-Piragas, Krzezińska 2003; Krzezińska 2002; Krzezińska, Drabiński 2003; Krzezińska, Modelska, Drabiński 2003; Roszak 1991]. Stąd ważne jest, aby badania dotyczące warunków wodnych na terenach leśnych obejmowały obserwacje wód zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych, ponieważ wszelkie ilościowe oraz jakościowe zmiany stosunków wodnych w środowisku leśnym pociągają za sobą daleko idące zmiany pozostałych warunków środowiska [Obmiński 1960].

Gęstość sieci rzecznej na terenie leśnym polderu wynosi $F = 3,48 \text{ km/km}^2$. W czasie polderu wpisane są dwie zlewnie rzek: Lichawy ($A=7,9 \text{ km}^2$) i Otcznicy ($A=10,5 \text{ km}^2$) (rys. 1). Poza wałami polderu znajdują się rzeki: Odra (w km od 205+700 do 223+000) w części południowej i Smortawa (w km od 7+105 do 12+426) w części północnej.

4.5.1. WODY POWIERZCHNIOWE

Badane rzeki w okresie obserwacji (1997/1998–2005/2006) charakteryzowały się dwoma głównymi wezbrzeniami: wiosennym i letnim, związanymi głównie z warunkami meteorologicznymi. W rzece Smortawie obserwowano dwa zasadnicze wezbrania – w kwietniu i lipcu. Najdłużej trwający stan wody (NTW) w badanym wieloleciu wyniósł dla Smortawy 126,49 m n.p.m. (tab. 15). Stany średnie roczne w omawianych latach hydrologicznych były zbliżone i zawierały się w zakresie od 126,21 m n.p.m. (rok 2002/2003) do 126,78 m n.p.m. (rok 2005/2006). W okresie wegetacyjnym najwyższy średni stan zanotowano w roku hydrologicznym 2005/2006, który wynosił 126,81 m n.p.m., a najniższy w roku suchym 2002/2003 – 126,18 m n.p.m. (tab. 10, rys. 18). W półroczu zimowym średnie stany były zazwyczaj wyższe niż średnie roczne (tab. 10). Najwyższe stany w tym cieku obserwowano głównie w miesiącach: marcu, kwietniu, lipcu i sierpniu (rys. 18), a najniższe głównie w grudniu i październiku. Należy zauważyć, że stany wody w Smortawie były okresowo podpiętrzone na jazie Hanna (km 5+050): piętrzenie maksymalne (127,00 m n.p.m.) w okresie zimowym luty–marzec oraz w okresie wegetacyjnym kwiecień–październik z przerwami od 19 maja do 13 czerwca i od 15 lipca do 13 sierpnia. Zwierciadło wody znajdowało się wtedy w większości w strefie stanów wysokich (graniczny stan strefy wysokiej i średniej wynosił dla badanego wielolecia 126,63 m n.p.m.) w latach: 1997/1998 (45% – 164 dni), 1998/1999 (64% – 232 dni), 2000/2001 (49% – 178 dni), 2001/2002 (49% – 178 dni), 2005/2006 (72% – 264 dni), natomiast w strefie stanów niskich w latach: 1999/2000 (59% – 214 dni), 2002/2003 (61% – 222 dni), 2003/2004 (91% – 331 dni), 2004/2005 (62% – 225 dni) (graniczny stan strefy średniej i niskiej wynosił 126,35 m n.p.m.). Największą amplitudę wahań – 1,52 m zarejestrowano w roku hydrologicznym 1998/1999, najmniejszą równą 0,66 m w roku 2001/2002. Stany wody na jazie Bystrzyca (km 9+676) wykazywały podobną zmienność. Najwyższy średni roczny stan wynoszący 127,81 m n.p.m. zanotowano w roku hydrologicznym 2005/2006, a najniższy w roku 2002/2003 127,56 m n.p.m., podobnie w okresie

wegetacyjnym i półroczu zimowym (tab. 11). Najdłużej trwający stan w badanym wieloleciu dla tej rzeki w przekroju Bystrzyca wyniósł 127,64 m n.p.m. (tab. 13). Zwierciadło wody znajdowało się w latach 1997–2006 najczęściej w strefie stanów niskich (62%), gdzie graniczny stan strefy niskiej i średniej był równy 127,69, natomiast w strefie stanów wysokich 38% (graniczny stan strefy wysokiej i średniej wyniósł 127,72 m n.p.m.). Największą amplitudę wahań stanów wody obserwowano w roku 1998/1999 (0,65 m).



Rys. 18. Stany wody rzek: Smortawy (km 7+105), Otocznicy (km 8+800), Lichawy (km 2+800), Odry (km 216+500) w latach 1997/1998 – 2005/2006 [m n.p.m.]

Fig. 18. Water level in rivers: Smortawa (km 7+105), Otocznica (km 8+800), Lichawa (km 2+800), Odra (km 216+500) in the years 1997/1998 – 2005/2006 [m.a.s.l.]

Tabela 10
Table 10

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Smortawie, przekrój Janików [m n.p.m.], km 7+105
w latach 1997/1998–2005/2006
Mean water level in Smortawa River, Janików cross-section [m.a.s.l.], km 7+105 in the years
1997/1998–2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	126,53	126,55	126,02	126,96	0,19	0,15
	✱	126,51	126,58	126,02	126,90	0,21	0,17
	✱	126,55	126,55	126,25	126,96	0,15	0,12
1998/1999	▲	126,53	126,47	126,03	127,55	0,30	0,24
	✱	126,50	126,42	126,03	127,08	0,30	0,24
	✱	126,58	126,48	126,26	127,55	0,28	0,22
1999/2000	▲	126,68	126,67	126,17	127,27	0,23	0,18
	✱	126,71	126,71	126,29	127,27	0,25	0,20
	✱	126,66	126,67	126,17	127,07	0,20	0,15
2000/2001	▲	126,61	126,57	126,22	127,27	0,26	0,20
	✱	126,76	126,76	126,31	127,27	0,23	0,18
	✱	126,46	126,40	126,22	126,83	0,17	0,13
2001/2002	▲	126,46	126,46	126,16	126,82	0,14	0,11
	✱	126,51	126,52	126,16	126,82	0,14	0,11
	✱	126,41	126,37	126,24	126,68	0,11	0,09
2002/2003	▲	126,21	126,20	125,95	126,76	0,18	0,14
	✱	126,18	126,18	125,95	126,44	0,12	0,10
	✱	126,21	126,16	125,96	126,76	0,23	0,18
2003/2004	▲	126,48	126,45	126,17	126,91	0,15	0,12
	✱	126,50	126,50	126,17	126,76	0,15	0,11
	✱	126,47	126,44	126,17	126,91	0,16	0,12
2004/2005	▲	126,46	126,47	126,06	126,81	0,17	0,14
	✱	126,43	126,41	126,06	126,81	0,18	0,15
	✱	126,43	126,41	126,06	126,81	0,18	0,15
2005/2006	▲	126,78	126,94	126,04	127,26	0,36	0,28
	✱	126,81	126,98	126,06	127,26	0,36	0,29
	✱	126,79	126,95	126,04	127,22	0,34	0,27
1997/1998– 2005/2006	▲	126,53	126,50	125,95	127,55	0,27	0,22
	✱	126,55	126,51	125,95	127,27	0,29	0,23
	✱	126,51	126,48	125,96	127,55	0,26	0,21

▲ rok – year; ✱okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 11
Table 11

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Smortawie przekrój Bystrzyca [m n.p.m.], km 9+676
w latach 1997/1998– 2005/2006
Mean water level in Smortawa River, Bystrzyca cross-section [m.a.s.l.], km 9+676 in the years
1997/1998– 2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	127,70	127,71	127,48	127,89	0,08	0,06
	✱	127,62	127,61	127,48	127,84	0,08	0,06
	✱	127,71	127,71	127,58	127,89	0,06	0,05
1998/1999	▲	127,70	127,68	127,49	128,14	0,13	0,10
	✱	127,69	127,65	127,49	127,94	0,13	0,10
	✱	127,72	127,68	127,59	128,14	0,12	0,09
1999/2000	▲	127,77	127,76	127,55	128,02	0,10	0,08
	✱	127,78	127,78	127,60	128,02	0,11	0,08
	✱	127,76	127,76	127,55	127,93	0,08	0,07
2000/2001	▲	127,74	127,72	127,57	128,02	0,11	0,09
	✱	127,80	127,80	127,61	128,02	0,10	0,08
	✱	127,67	127,65	127,57	127,83	0,07	0,06
2001/2002	▲	127,67	127,67	127,54	127,83	0,06	0,05
	✱	127,69	127,70	127,54	127,83	0,06	0,05
	✱	127,65	127,63	127,58	127,77	0,05	0,04
2002/2003	▲	127,56	127,56	127,45	127,80	0,08	0,06
	✱	127,55	127,55	127,45	127,66	0,05	0,04
	✱	127,57	127,54	127,46	127,80	0,10	0,08
2003/2004	▲	127,68	127,67	127,55	127,86	0,07	0,05
	✱	127,69	127,69	127,55	127,80	0,06	0,05
	✱	127,68	127,66	127,55	127,86	0,07	0,05
2004/2005	▲	127,67	127,68	127,50	127,82	0,07	0,06
	✱	127,66	127,65	127,50	127,82	0,08	0,06
	✱	127,68	127,68	127,56	127,80	0,06	0,05
2005/2006	▲	127,81	127,88	127,49	128,02	0,15	0,12
	✱	127,82	127,89	127,50	128,02	0,16	0,12
	✱	127,81	127,88	127,49	128,00	0,15	0,12
1997/1998– 2005/2006	▲	127,70	127,69	127,45	128,14	0,12	0,09
	✱	127,71	127,69	127,45	128,02	0,13	0,10
	✱	127,69	127,68	127,46	128,14	0,11	0,09

▲ rok – year; ✱okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 12
Table 12

Zestawienie najdłużej trwających stanów (NTW) w badanych rzekach: Smortawie (km 7+105), Otocznicy (km 8+800) i Lichawie (km 2+800) [m n.p.m.]
Listing of the longest river stage levels (NTW) in the studied rivers: Smortawa (km 7+105), Otocznica (km 8+800) i Lichawa (km 2+800) [m.a.s.l.]

Rok Year	Smortawa*	Liczba dni Number of days	Otocznica	Liczba dni Number of days	Lichawa	Liczba dni Number of days
1997/1998	126,61	90	126,63	112	125,67	76
1998/1999	126,35	99	126,73	94	126,13	70
1999/2000	126,66	78	126,64	75	125,59	113
2000/2001	126,39	85	126,90	114	125,87	80
2001/2002	126,35	67	126,93	82	125,64	88
2002/2003	126,23	83	126,58	118	125,56	74
2003/2004	126,43	101	126,72	64	125,65	107
2004/2005	126,46	82	126,74	85	125,62	125
2005/2006	126,99	82	127,23	85	125,95	89
1997/1998– 2005/2006	126,49	640	126,68	1292	125,66	938

* Smortawa, przekrój Janików, km 7+105 – Smortawa, Janików cross-section, km 7+105

Cieki na terenie polderu (Lichawa i Otocznica) również charakteryzowały się dwoma głównymi wezbrzeniami: wiosennymi – (marzec-kwiecień) i letnimi (lipiec) (rys. 18). Średnie roczne stany wody w Otocznicy wahały się od 127,26 m n.p.m. (w roku 2005/2006) do 126,64 m n.p.m. (w roku 1997/1998) (tab. 14). Natomiast w Lichawie – od 125,98 m n.p.m. (rok 2005/2006) do 125,55 m n.p.m. (w roku 2002/2003) (tab. 15). Najdłużej trwające stany dla obu rzek podano w tabeli 12. Najwyższe stany wód w omawianych rzekach obserwowano w latach hydrologicznych 1998/1999 i 2005/2006 (lata wilgotne), kiedy gwałtowne opady deszczu, szczególnie w kwietniu i lipcu, powodowały wyżówki, charakteryzujące się stanami ekstremalnymi dla Lichawy 126,54 m n.p.m. w lipcu 1998/1999 i 126,61 m n.p.m. w kwietniu; dla Otocznicy 127,07 m n.p.m. w marcu i 127,88 m n.p.m. w maju. W okresie badawczym wystąpiły dwa wezbrzenia powodziowe, gdzie teren polderu został całkowicie zalany. W 1997 r. (lipiec), w sposób niekontrolowany, poprzez przerwanie wałów w części wschodniej polderu, natomiast w 2006 r. (kwiecień) – w sposób kontrolowany poprzez służę wałową. W roku hydrologicznym 2002/2003, który był rokiem suchym (por. rozdz. 4.4), obserwowano we wszystkich omawianych rzekach niżówki do tego stopnia, że okresowo w korycie rzeki Lichawy przez 24 dni (7%) w roku w czerwcu, sierpniu i wrześniu nie obserwowano wody w korycie (stan 125,49 m n.p.m.). Badane cieki polderowe niosą zazwyczaj niewielką ilość wody, szczególnie w okresie bujnego rozwoju roślinności na pobliskich terenach (maj, czerwiec) i niskich opadów.

Tabela 13
Table 13

Zestawienie najdłużej trwających stanów (NTW) w badanych rzekach: Smortawie (km 9+676), Odrze (km 216+500 i km 207+200) [m n.p.m.]
Listing of the longest river stage levels (NTW) in the studied rivers: Smortawa (km 9+676), Odra (km 216+500 i km 207+200) [m.a.s.l.]

Rok Year	Smortawa*	Liczba dni Number of days	Odra*	Liczba dni Number of days	Odra**	Liczba dni Number of days
1997/1998	127,73	118	124,75	116	129,72	250
1998/1999	127,65	143	124,25	138	130,91	172
1999/2000	127,76	122	124,40	120	130,22	258
2000/2001	127,66	145	124,10	134	130,86	241
2001/2002	127,6	110	124,25	159	130,72	256
2002/2003	127,56	115	123,57	173	130,42	237
2003/2004	127,68	110	123,65	171	130,56	271
2004/2005	127,68	109	123,55	149	130,88	313
2005/2006	127,99	130	124,67	140	130,09	260
1997/1998– 2005/2006	127,64	1202	124,62	1602	130,09	2399

* Odra – przekrój Oława-most, km 216+500 – Odra River, Oława – bridge cross-section, km 216+500

** Odra – stopień wodny Lipki, km 216+500, od 2003 r. jaz Lipki, km 209+900 – Odra River Lipki barrage, km 216+500, science the year 2003 r. Lipki weir, km 209+900

W stosunku do półrocza zimowego okresy wegetacyjne charakteryzowały się zazwyczaj niższymi stanami wody w związku ze zwiększoną retencją wody poprzez rozwój roślinności [Byczkowski 1999; Ciepeliowski 1996, Krzemińska, Drabiński 2004; Puchalski, Prusinkiewicz 1975, 1990], co obserwowano w Lichawie i Otocznicy w latach: 1997/1998, 1998/1999, 1999/2000, 2005/2006 (tab. 14, 15), natomiast w pozostałych latach średnie stany wody w rozpatrywanych okresach są sobie równe lub wyższe w okresie wegetacyjnym. Na taki stan rzeczy miały wpływ nie tylko opady, ale prawdopodobnie duża ilość wyciętych drzew na terenie polderu w okresie wegetacyjnym, powodując zmniejszenie się retencji i większy odpływ wód z terenu polderu. W Otocznicy oprócz roku 2005/2006 zwierciadło wody prawie w 100% zalegało w strefie stanów niskich (graniczny stan strefy średniej i niskiej dla tej rzeki wynosił 127,31 m n.p.m.). W roku 2005/2006 w strefie stanów niskich zalegało 80% (292 dni), stanów średnich 11% (40 dni), a stanów wysokich 9% (33 dni), graniczny stan strefy wysokiej i średniej wynosił dla badanego wielolecia 127,27 m n.p.m. (rys. 18, tab. 12). Wody rzeki Lichawy zalegały w strefie stanów niskich powyżej 80% w latach: 1997/1998, 1999/2000, 2001/2002, 2002/2003, 2003/2004, 2004/2005 (graniczny stan strefy średniej i niskiej dla tej rzeki był równy 127,06 m n.p.m.) (tab. 12). Natomiast w strefie stanów wysokich (graniczny stan strefy wysokiej i średniej wynosił dla badanego wielolecia 127,16 m n.p.m.), najdłużej utrzymywały się stany wód w Lichawie w roku 2005/2006 (208 dni), co stanowiło 57% wszystkich stanów. W roku 1998/1999 – 117 dni (32%), a w roku 2000/2001 – 58 dni (16%) (rys. 18). Rzeki te charakteryzowały się zmiennymi amplitudami wahań zwierciadła wody. Największe wahania

zanotowano dla Otocznicy w roku hydrologicznym 2005/2006 – równe 1,21 m, podobnie jak dla Lichawy, gdzie amplituda wyniosła 1,06 m (tab. 15). Rok ten był rokiem wilgotnym z gwałtownym wezbraniem w kwietniu i maju.

Tabela 14

Table 14

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Otocznicy [m n.p.m.], przekrój Janików, km 8+800 w latach 1997/1998– 2005/2006

Mean water levels in Otocznica River [m.a.s.l.], Janików cross-section, km 8+800 in the years 1997/1998– 2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	126,64	126,64	126,56	126,75	0,03	0,02
	✱	126,64	126,63	126,56	126,75	0,03	0,03
	*	126,66	126,65	126,60	126,75	0,03	0,02
1998/1999	▲	126,74	126,73	126,55	127,07	0,11	0,09
	✱	126,73	126,73	126,55	127,05	0,11	0,09
	*	126,76	126,73	126,63	127,07	0,11	0,08
1999/2000	▲	126,66	126,65	126,57	126,77	0,05	0,04
	✱	126,67	126,67	126,57	126,76	0,05	0,04
	*	126,66	126,64	126,60	126,77	0,05	0,04
2000/2001	▲	126,87	126,88	126,69	127,01	0,06	0,05
	✱	126,91	126,90	126,85	127,01	0,03	0,03
	*	126,84	126,82	126,69	127,01	0,07	0,06
2001/2002	▲	126,86	126,85	126,64	127,30	0,13	0,10
	✱	126,88	126,90	126,64	127,30	0,15	0,12
	*	126,85	126,83	126,70	127,08	0,09	0,07
2002/2003	▲	126,66	126,65	126,55	126,94	0,08	0,07
	✱	126,65	126,63	126,55	126,94	0,09	0,07
	*	126,65	126,66	126,55	126,79	0,07	0,06
2003/2004	▲	126,82	126,80	126,62	127,13	0,13	0,10
	✱	126,82	126,79	126,62	127,13	0,14	0,11
	*	126,81	126,78	126,66	126,98	0,10	0,08
2004/2005	▲	126,90	126,86	126,58	127,54	0,21	0,16
	✱	126,96	126,92	126,58	127,54	0,24	0,19
	*	126,81	126,80	126,65	127,06	0,10	0,08
2005/2006	▲	127,26	127,26	126,67	127,88	0,32	0,25
	✱	127,39	127,47	126,72	127,88	0,33	0,26
	*	127,18	127,20	126,67	127,83	0,28	0,22
1997/1998– 2005/2006	▲	126,82	126,75	126,55	127,88	0,24	0,19
	✱	126,85	126,76	126,55	127,88	0,27	0,21
	*	126,80	126,75	126,55	127,83	0,19	0,15

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; * półrocze zimowe – winter half-year; σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Odrę w przekroju Oława-most (km 216+500) również cechują dwa główne wezbrania – wiosenne (luty, marzec, kwiecień) i letnie (czerwiec, lipiec, sierpień) (rys. 18). Średnie roczne stany wody wahały się w zakresie od 124,98 m n.p.m. do 126,20 w roku 2002/2003. W okresie wegetacyjnym średnie stany były zazwyczaj niższe od średnich rocznych od 1 do 5%, oprócz lat: 2000/2001, 2004/2005 i 2005/2006, kiedy obserwowano wyższe średnie stany z tego przedziału czasowego. Co ciekawe, w latach tych wystąpiły niedobory opadów w stosunku do wielolecia 1971–1996 (por. rozdz. 4.4). Powodem takiego stanu może być zwiększone zasilanie podziemne wód rzeki poprzez wzmocniony odpływ z polderu Lipki-Oława, co wiązać można również z większą wycinką drzewostanu. W półroczu zimowym oprócz roku 2000/2001 średnie stany były wyższe niż w okresie wegetacyjnym, związane było to głównie z opadami i brakiem pokrywy roślinnej. W strefie stanów wysokich zwierciadło wody zalegało najdłużej w roku hydrologicznym 2000/2001 – 78 dni (21%), graniczny stan strefy wysokiej i średniej wynosił dla badanego wielolecia 125,43 m n.p.m., natomiast najkrócej 17 dni (5%) w roku suchym 2002/2003 – graniczny stan strefy średniej i niskiej dla tej rzeki wynosił 124,51 m n.p.m.) (rys. 18, tab. 16). W strefie stanów średnich najdłużej zalegało zwierciadło wody w roku 1997/1998 – 171 dni (47%). Największe amplitudy wahań zwierciadła wody obserwowano w ostatnim roku badań (6,37 m), natomiast najmniejszą (3,00 m) w roku 1997/1998 (rys. 18, tab. 16). Położenie zwierciadła wody w Odrze na stopniu wodnym Lipki w km 207+200 uwarunkowane było głównie harmonogramem piętrzeń. Od roku 2003 odczyty prowadzono na nowo powstałym jazie Lipki w km 206+900. Tabela 17 przedstawia charakterystykę hydrologiczną Odry w tym przekroju. Ze względu na przeznaczenie stopnia wodnego Lipki i jazu Lipki (regulacja stanów wody na potrzeby żeglugi) stany wody ulegają ściśle określonym wahaniom na stopniu wodnym w Lipkach (amplitudy od 2,58 m w roku 1997/1998 do 3,38 m w roku 2000/2001) i na jazie w Lipkach od 2,64 m w roku 2002/2003 do 4,8 m w roku 2005/2006.

Tabela 15
Table 15

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Lichawie [m n.p.m.], przekrój Stary Górnik, km 2+800
w latach 1997/1998– 2005/2006

Mean water levels in Lichawa River [m.a.s.l.], Stary Górnik cross-section, km 2+800
in the years 1997/1998– 2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	125,65	125,65	125,49	125,89	0,11	0,09
	✱	125,58	125,58	125,49	125,77	0,08	0,06
	✱	125,73	125,73	125,53	125,89	0,09	0,07
1998/1999	▲	125,93	125,91	125,49	126,54	0,26	0,21
	✱	125,91	125,87	125,49	126,54	0,31	0,24
	✱	125,99	126,01	125,66	126,27	0,17	0,14
1999/2000	▲	125,66	125,63	125,49	126,11	0,13	0,10
	✱	125,66	125,61	125,49	126,11	0,13	0,11
	✱	125,70	125,66	125,50	126,11	0,15	0,12
2000/2001	▲	125,80	125,84	125,49	126,09	0,16	0,13
	✱	125,83	125,86	125,50	126,09	0,16	0,13
	✱	125,81	125,84	125,49	126,09	0,17	0,13
2001/2002	▲	125,65	125,65	125,53	125,78	0,05	0,04
	✱	125,67	125,67	125,59	125,78	0,04	0,03
	✱	125,63	125,63	125,53	125,72	0,04	0,04
2002/2003	▲	125,55	125,55	125,49	125,68	0,04	0,03
	✱	125,56	125,56	125,49	125,68	0,05	0,04
	✱	125,55	125,55	125,50	125,59	0,02	0,02
2003/2004	▲	125,64	125,65	125,50	125,73	0,05	0,04
	✱	125,65	125,66	125,50	125,73	0,06	0,05
	✱	125,65	125,65	125,55	125,73	0,05	0,04
2004/2005	▲	125,64	125,65	125,50	125,79	0,05	0,04
	✱	125,64	125,65	125,50	125,79	0,06	0,05
	✱	125,64	125,64	125,59	125,73	0,03	0,02
2005/2006	▲	125,98	125,97	125,55	126,61	0,21	0,17
	✱	126,04	126,08	125,60	126,61	0,22	0,18
	✱	125,97	125,95	125,55	126,61	0,23	0,18
1997/1998– 2005/2006	▲	125,72	125,66	125,49	126,61	0,20	0,16
	✱	125,73	125,66	125,49	126,61	0,22	0,17
	✱	125,74	125,67	125,49	126,61	0,19	0,15

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 16

Table 16

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Odrze [m n.p.m.], przekrój Oława-most, km 216+500
w latach 1997/1998–2005/2006

Mean water levels in Odra River [m.a.s.l.], Oława-bridge cross-section, km 216+500
in the years 1997/1998–2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	124,86	124,83	123,68	126,68	0,58	0,47
	✱	124,74	124,66	123,68	126,56	0,57	0,46
	*	125,01	124,96	124,10	126,68	0,52	0,41
1998/1999	▲	124,80	124,48	123,74	128,00	0,87	0,69
	✱	124,57	124,29	123,74	128,00	0,82	0,66
	*	125,10	124,94	124,24	127,64	0,78	0,63
1999/2000	▲	124,60	124,24	123,36	127,62	0,91	0,73
	✱	124,49	124,10	123,76	127,62	0,84	0,68
	*	124,89	124,65	123,36	127,00	0,98	0,78
2000/2001	▲	124,97	124,68	123,90	128,62	0,95	0,76
	✱	125,29	124,88	124,08	128,62	1,05	0,84
	*	124,71	124,50	123,90	127,22	0,71	0,57
2001/2002	▲	124,52	124,30	123,62	126,88	0,69	0,56
	✱	124,33	124,20	123,74	126,66	0,49	0,39
	*	124,74	124,50	123,62	126,88	0,78	0,62
2002/2003	▲	124,20	124,02	123,14	126,28	0,58	0,46
	✱	124,01	123,84	123,66	125,00	0,34	0,28
	*	124,50	124,48	123,14	126,28	0,65	0,53
2003/2004	▲	124,33	123,92	123,06	128,18	0,90	0,72
	✱	124,27	123,87	123,74	127,30	0,70	0,56
	*	124,61	124,23	123,06	128,18	1,15	0,92
2004/2005	▲	124,33	124,06	123,50	128,32	0,72	0,58
	✱	124,39	124,16	123,80	126,94	0,55	0,44
	*	124,40	124,06	123,50	128,32	0,90	0,72
2005/2006	▲	124,66	124,28	122,86	129,23	1,11	0,89
	✱	124,79	124,31	122,86	129,23	1,24	0,99
	*	124,92	124,36	123,62	129,23	1,36	1,09
1997/1998– 2005/2006	▲	124,59	124,36	122,86	129,23	0,87	0,69
	✱	124,54	124,28	122,86	129,23	0,85	0,69
	*	124,76	124,54	123,06	129,23	0,93	0,74

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; * – półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 17
Table 17

Średnie stany zwierciadła wody w rzece Odrze [m n.p.m.], przekrój stopień wodny Lipki, km 207+200 w latach 1997/1998– 2002/2003 i przekrój jaz Lipki w latach 2003–2006
Mean water levels in Odra River [m.a.s.l.], Lipki barrage cross-section, km 207+200 in the years 1997/1998– 2002 and Lipki weir cross-section in the year 2003–2005/2006

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	130,06	130,30	128,64	131,22	0,45	0,35
	✱	130,27	130,34	128,64	131,00	0,24	0,19
	✱	129,82	129,78	128,88	131,22	0,52	0,40
1998/1999	▲	130,07	130,26	128,78	132,44	0,63	0,48
	✱	130,22	130,28	129,10	132,44	0,41	0,32
	✱	129,88	129,94	128,78	132,04	0,74	0,57
1999/2000	▲	130,19	130,34	128,30	132,22	0,64	0,49
	✱	130,40	130,34	129,50	132,22	0,30	0,23
	✱	129,99	130,32	128,30	131,54	0,81	0,62
2000/2001	▲	130,18	130,28	128,46	132,84	0,71	0,55
	✱	130,48	130,30	129,38	132,84	0,57	0,43
	✱	129,88	130,28	128,46	131,60	0,70	0,54
2001/2002	▲	130,15	130,30	128,54	131,40	0,51	0,39
	✱	130,29	130,30	129,30	131,00	0,14	0,11
	✱	130,01	130,30	128,54	131,40	0,68	0,52
2002/2003	▲	130,11	130,30	128,16	130,80	0,51	0,39
	✱	130,31	130,32	130,17	130,40	0,03	0,02
	✱	129,90	130,26	128,16	130,80	0,66	0,51
2003/2004	▲	130,09	130,32	128,22	132,49	0,68	0,52
	✱	130,34	130,32	130,21	131,52	0,11	0,09
	✱	129,86	130,30	128,22	132,49	0,91	0,70
2004/2005	▲	130,16	130,30	128,43	132,57	0,55	0,42
	✱	130,28	130,30	129,54	131,20	0,14	0,11
	✱	130,03	130,30	128,43	132,57	0,75	0,58
2005/2006	▲	130,15	130,32	128,54	133,34	0,78	0,60
	✱	130,46	130,32	129,52	133,34	0,58	0,44
	✱	129,98	130,26	128,54	133,34	1,06	0,82
1997/1998– 2005/2006	▲	130,13	130,30	128,16	133,34	0,61	0,47
	✱	130,34	130,32	128,64	133,34	0,35	0,27
	✱	129,93	130,26	128,16	133,34	0,77	0,59

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

4.5.1.1. NATĘŻENIE PRZEPLYWU

Pomiary hydrometryczne dla wszystkich rzek w badanych przekrojach zamykających wykonywano okresowo, a szczególnie w okresie niżówek i wyżówek. Dla rzek: Lichawy i Otocznicy w latach 1997/1998–1999/2000 wykonywano pomiary w ramach pracy doktorskiej autorki [Krzemińska 2002], natomiast dla rzeki Smortawy w latach 1997/1998–1998/1999 badania prowadził Adynkiewicz-Piragas [2001]. Z przeprowadzonych pomiarów otrzymano dane jednostkowe, dzięki którym skonstruowano krzywe natężenia przepływu mające postać wielomianów, odpowiednio dla: Otocznicy $Q = -0,0028H^2 + 1,2267H + 2,0873$ ($r = 0,93$) w latach 1997/1998–1999/2000 i $Q = -0,0209H^2 + 4,2625H + 1,4572$ ($r = 0,98$) w latach 2000/2001–2005/2006; dla Lichawy $Q = -0,0445H^2 + 4,613H + 1,2803$ ($r = 0,98$) – krzywa natężenia przepływu nie uległa zmianie w całym okresie badawczym, podobnie jak dla Smortawy, gdzie przyjęto za Adynkiewiczem-Piragasem [2001] $Q = 0,426H^2 - 16,892H + 32,622$.

Przekrój pomiarowy na rzece Smortawie znajdował się w całym okresie badawczym pod wpływem oddziaływania zmiennego piętrzenia w km 5+050, czego efektem był brak jednoznacznej zależności związku $v = f(H)$ i tym samym związku $Q = F(H)$. Jak wykazały badania, wpływ cofki na posterunku wodowskazowym malał przy stałym przepływie, gdy zmniejszała się wysokość piętrzenia w profilu położonym poniżej oraz jednocześnie ze wzrostem przepływu, gdy była zachowana stała wysokość piętrzenia. Za pomocą wzoru Rühlmana obliczono spiętrzenie w przekroju pomiarowym. Obliczenie spiętrzenia przeprowadzono dla trzech przypadków, kiedy piętrzenie na jazie Hanna (km 5+050) wynosiło: 127,00 m n.p.m., 126,50 m n.p.m. i 125,90 m n.p.m. Z przeprowadzonych obliczeń wynika, że przy piętrzeniu 127,00 m n.p.m. spiętrzenie wynosi 0,7 m, przy 126,50 m n.p.m. – 0,28 m i przy 125,90 m n.p.m. – 0 m. Następnie, zgodnie z harmonogramem piętrzenia w kolejnych latach, zredukowano stany o wysokość spiętrzenia w przekroju pomiarowym (km 7+105) dla wszystkich lat hydrologicznych, a zredukowane pomiary z okresu piętrzenia wraz z pomierzonymi przepływami, kiedy nie było piętrzenia, naniesiono na wykres i skonstruowano zależność, która pokrywa się z wielomianem wyznaczonym przez Adynkiewicza-Piragasa [2001]. Z uzyskanych krzywych natężenia przepływu odczytano przepływy codzienne dla wszystkich badanych rzek z uwzględnieniem współczynnika redukcji letniej. W tab. 18–20 podano minimalne i maksymalne roczne, z okresu wegetacyjnego i półroczna zimowego wartości przepływów dla omawianych rzek, natomiast w tab. 14 – najdłuższe trwające przepływy.

Tabela 18

Table 18

Wartości przepływów wód w rzece Smortawie [l/s] (km 7+105) w latach 1997/1998–2005/2006, odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V)

Smortawa River flow values [l/s] (km 7+105) in the years 1997/1998–2005/2006, standard deviation (σ) and variability coefficient (V)

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	1656	1532	0	5342	936,87	56,57
	✱	1532	1329	0	3936	878,03	57,33
	✱	1730	1747	0	5342	1035,03	59,83
1998/1999	▲	1195	1186	0	4701	887,62	74,29
	✱	856	669	0	2669	607,70	70,96
	✱	1439	1404	0	4701	968,16	67,30
1999/2000	▲	2660	2175	9	9665	1962,42	73,76
	✱	2735	1722	9	9665	2178,91	79,67
	✱	2750	2337	9	7242	1813,70	65,95
2000/2001	▲	2588	1958	138	9665	2005,15	77,49
	✱	3225	2712	138	9665	2347,81	72,79
	✱	1841	1609	138	4247	945,93	51,37
2001/2002	▲	1854	1722	49	4512	984,73	53,13
	✱	2057	2175	49	4512	1163,79	56,58
	✱	1905	1665	830	3740	778,31	40,85
2002/2003	▲	797	558	0	4161	868,95	108,98
	✱	575	522	0	1838	457,01	79,52
	✱	942	613	0	4161	1053,63	111,83
2003/2004	▲	1765	1665	92	4602	1012,20	57,36
	✱	1715	1722	241	4075	1041,51	60,74
	✱	1870	1665	92	4602	953,89	51,01
2004/2005	▲	1546	1447	9	4602	985,58	63,76
	✱	1298	1097	9	4602	920,39	70,89
	✱	1818	1722	9	3823	875,97	48,18
2005/2006	▲	3031	1898	138	9536	2604,80	85,94
	✱	2805	1582	138	9536	2667,73	95,10
	✱	3463	2370	162	8655	2660,21	76,82
1997/1998– 2005/2006	▲	2112	1609	0	9665	1718,68	81,38
	✱	1867	1379	0	9665	1782,65	95,49
	✱	1929	1584	0	7242	1477,13	76,58

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year; σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 19

Table 19

Wartości przepływów wód w rzece Otocznicy [l/s] (km 8+800) w latach 1997/1998–2005/2006, odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V)

Otocznica River flow values [l/s] (km 8+800) in the years 1997/1998–2005/2006, standard deviation (σ) and variability coefficient (V)

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	40,77	39,19	5,85	75,74	11,24	27,58
	✱	38,47	35,34	5,85	75,74	12,56	32,64
	* _z	45,99	42,96	23,23	75,74	10,34	22,48
1998/1999	▲	67,30	69,90	0,00	120,83	28,91	42,96
	✱	64,52	69,90	0,00	120,68	31,52	48,86
	* _z	73,60	69,90	35,34	120,83	23,07	31,34
1999/2000	▲	45,77	42,96	10,33	81,23	17,32	37,84
	✱	49,35	50,23	10,33	78,53	17,88	36,24
	* _z	44,85	39,19	23,23	81,23	16,71	37,27
2000/2001	▲	112,76	117,84	56,25	150,63	18,97	16,83
	✱	124,01	122,86	107,13	150,63	9,21	7,43
	* _z	103,05	100,81	56,25	150,63	22,14	21,48
2001/2002	▲	109,11	108,61	37,77	200,43	35,18	32,25
	✱	114,06	121,47	37,77	200,43	40,25	35,29
	* _z	106,22	102,63	59,83	165,76	25,37	23,88
2002/2003	▲	43,73	41,55	1,95	133,52	29,75	68,03
	✱	41,40	32,02	1,95	133,52	32,80	79,21
	* _z	40,94	45,28	1,95	90,19	26,26	64,16
2003/2004	▲	97,35	93,36	30,09	175,36	36,51	37,51
	✱	97,18	90,19	30,09	175,36	39,35	40,49
	* _z	94,44	86,98	45,28	143,54	30,53	32,32
2004/2005	▲	112,87	111,54	14,25	215,95	49,82	44,14
	✱	126,42	128,27	14,25	215,95	55,32	43,76
	* _z	93,98	93,36	41,55	161,64	31,04	33,03
2005/2006	▲	175,19	195,58	48,98	216,27	46,28	26,42
	✱	186,87	205,11	66,86	216,27	40,65	21,75
	* _z	167,89	187,10	48,98	216,27	49,20	29,30
1997/1998– 2005/2006	▲	89,41	77,10	0,00	216,27	53,15	59,45
	✱	87,06	77,10	0,00	216,27	50,13	57,58
	* _z	84,87	75,74	1,95	216,27	47,08	55,47

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; *_z półrocze zimowe – winter half-year; σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Tabela 20
Table 20

Wartości przepływów wód w rzece Lichawie [l/s] (km 2+800) w latach 1997/1998–2005/2006, odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V)
Lichawa River flow values [l/s] (km 2+800) in the years 1997/1998–2005/2006, standard deviation (σ) and variability coefficient (V)

Rok Year		Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
1997/1998	▲	21,67	22,13	3,31	47,68	12,73	58,74
	✱	14,45	13,49	3,31	35,31	8,85	61,23
	✱	31,01	31,00	8,15	47,68	9,65	31,12
1998/1999	▲	50,00	49,66	3,31	100,66	25,25	50,49
	✱	47,36	45,17	3,31	100,66	29,63	62,55
	✱	56,21	59,24	23,26	81,52	16,33	29,06
1999/2000	▲	22,67	19,86	3,31	68,26	14,25	62,88
	✱	22,81	17,56	3,31	68,26	14,86	65,14
	✱	26,99	23,26	3,31	68,26	16,48	61,03
2000/2001	▲	36,89	41,59	2,09	65,61	17,15	46,48
	✱	39,59	43,64	3,31	65,61	16,98	42,88
	✱	37,35	41,59	2,09	65,61	18,13	48,53
2001/2002	▲	20,98	21,00	6,95	35,31	5,36	25,56
	✱	22,98	23,26	14,07	35,31	4,63	20,16
	✱	18,66	18,71	6,95	28,82	5,16	27,67
2002/2003	▲	9,64	9,35	0,00	24,38	4,78	49,60
	✱	9,76	9,94	0,00	24,38	5,74	58,82
	✱	9,61	9,35	3,31	14,07	3,00	31,23
2003/2004	▲	20,03	21,00	3,31	30,24	5,72	28,57
	✱	20,59	21,56	3,31	30,24	6,55	31,84
	✱	20,75	21,00	9,35	30,24	5,13	24,73
2004/2005	▲	19,95	21,00	3,31	36,37	5,53	27,70
	✱	19,84	21,00	3,31	36,37	6,71	33,85
	✱	20,06	19,86	14,07	29,92	2,98	14,84
2005/2006	▲	53,95	54,52	9,35	104,35	19,73	36,56
	✱	59,94	64,72	15,24	104,35	20,57	34,32
	✱	52,58	52,59	9,35	104,35	21,23	40,37
1997/1998– 2005/2006	▲	28,43	22,13	2,09	104,35	20,03	70,44
	✱	29,18	22,13	0,00	104,35	21,45	73,52
	✱	30,36	23,26	2,09	104,35	19,61	64,60

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year;
σ odchylenie standardowe – standard deviation; V współczynnik zmienności – variability coefficient

Wahania wielkości przepływów w całym okresie badawczym były duże, ze względu na wystąpienie skrajnie różnych warunków meteorologicznych (rok bardzo wilgotny i suchy). Dla rzeki Smortawy (km 7+105), w latach 1997/1998, 1998/1999, 2002/2003 obserwowano zerowy bądź bliski zeru przepływ w miesiącach, w których maksymalnie piętrzone wodę na jazie Hanna (km 5+105) (tab. 18). Natomiast największy średni przepływ (9536 l/s) zanotowano w roku wilgotnym 2005/2006. W całym okresie badawczym, jak i odpowiadającym mu okresom wegetacyjnym przepływ wody układał się w większości w strefie przepływów niskich (przepływ graniczny strefy średnich i niskich przepływów dla tej rzeki wynosił 2345 l/s, a strefy przepływów średnich i wysokich 3236 l/s), w większości powyżej 50% (tab. 21). W rzekach polderowych wahania przepływów były równie duże (tab. 19–20). Dla rzeki Otocznicy największe przepływy zanotowano w roku 2005/2006 (216 l/s), natomiast najniższe w roku suchym 2002/2003 (1,95 l/s). Przepływy układały się w większości w roku, jak i w okresach fenologicznych (powyżej 50%) w strefie przepływów niskich (przepływ graniczny strefy średniej i niskiej dla tej rzeki wynosił 108 l/s, a strefy przepływów średnich i wysokich 113 l/s). Najdłużej trwającym przepływem w całym okresie badawczym był przepływ o wartości 37,8 l/s (tab. 21). Przepływy w rzece Lichawie, również w przewadze (ponad 50%), znajdowały się w strefie przepływów niskich (przepływ graniczny strefy średniej i niskiej dla tej rzeki wynosił 38,4 l/s, a strefy przepływów średnich i wysokich 47,0 l/s). Największe przepływy, podobnie jak w wyżej omawianych rzekach, wynoszące 104,3 l/s, zanotowano w ostatnim roku badań 2005/2006 w okresie wegetacyjnym, a równe zeru w roku suchym 2002/2003 od czerwca do września, gdzie okresowo w korycie rzeki nie było wody (tab. 20). Przepływ o wartości 19,0 l/s był najdłużej trwającym przepływem w całym okresie badawczym (tab. 21). Największą zmiennością przepływu w badanych przekrojach charakteryzowała się rzeka Smortawa, szczególnie w roku 2002/2003 (tab. 18 i 21), w ciekach polderowych przepływy miały podobny rozkład zmienności, przy czym w pierwszych czterech latach badań Lichawa wykazywała większe wahania przepływu niż Otocznica (tab. 19–21).

Szacunkowa ilość wody, która odpływa ze zlewni, jest wypadkową ilości opadów i możliwości retencyjnych danej zlewni. W Polsce współczynnik retencyjności zlewni wynosi około 25% opadu, co w powiązaniu ze stosunkowo niskimi opadami powoduje, że Polska jest zaliczana do najuboższych w wodę krajów w Europie [Byczkowski 1997, 1999]. W zlewniach leśnych współczynnik ten zależy od stopnia lesistości, jak również od rodzaju siedliska, a na terenach polderowych dodatkowo należy wziąć pod uwagę kontrolowaną gospodarkę wodną.

Średnie roczne odpływy jednostkowe w omawianych zlewniach były podobne i wynosiły od 1,23 l/s·km² do 16,68 l/s·km² (tab. 22–25). Najwyższe średnie roczne odpływy jednostkowe wystąpiły w zlewni Otocznicy w latach 2000/2001 i 2001/2002 (odpowiednio 10,73 l/s·km² i 10,39 l/s·km²), jak również w latach: 2004/2005 i 2005/2006 (10,74 l/s·km² i 16,68 l/s·km²) i były 2,5-krotnie większe niż w Lichawie i Smortawie (tab. 23). Co ciekawe, w okresach wegetacyjnych odpływy jednostkowe miały w większości lat wyższe wartości niż średnie roczne i z półroczia zimowego, co wiązać można z gospodarką zrębową na terenie polderu, którą prowadzono głównie w okresie wegetacyjnym, szczególnie w miesiącach czerwiec-sierpień. Średnie roczne odpływy ze zlewni polderowych (Lichawa i Otocznica) były podobne i zawierały się

w zakresie od 0,31 mln m³ (w roku suchym 2002/2003) do 5,52 mln m³ (w roku wilgotnym 2005/2006) (tab. 23, 24). Odpływ w okresach wegetacyjnych był większy niż w półroczach zimowych. Podobnie kształtował się wskaźnik odpływu (tab. 23, 24). Obie zlewnie polderowe charakteryzował większy udział odpływu podziemnego do około 74% – Lichawa i 67% – Otocznica, w roku suchym: 51% – Otocznica i aż 84% – Lichawa, na co niewątpliwie ma wpływ położenie tych cieków w stosunku do rzeki Odry. Ponieważ Lichawa położona jest najbliżej koryta Odry, stąd jej zasilanie i drenaż poprzez tę rzekę są największe [Adynkiewicz-Piragas, Krzezińska 2003; Krzezińska i in. 2003]. Odpływ ze zlewni Smortawy w całym okresie badawczym był o rząd większy w stosunku do zlewni polderowych (tab. 22) i podobnie jak dla nich największy odpływ wynoszący 95,46 mln m³ wystąpił w roku wilgotnym 2005/2006, a najmniejszy – równy 25,12 mln m³ w roku suchym 2002/2003 (tab. 22–24). Udział procentowy odpływu podziemnego w odpływie całkowitym wynosił średnio w roku wilgotnym 37% a w suchym 45%. Rzeka Smortawa jest ciekami częściowo uregulowanym, w którym wody piętrzone są w wyznaczonych okresach zgodnie z harmonogramem piętrzeń, stąd też różnice w układzie odpływ całkowity–odpływ podziemny związane są z piętrzeniem i regulacją odpływu wody ze zlewni.

Tabela 21

Table 21

Zestawienie najdłużej trwających przepływów (NTQ) rzek: Smortawy, Otocznicy i Lichawy w badanych przekrojach [l/s]

Listing of the longest lasting flows (NTQ) of Smortawa, Otocznica and Lichawa rivers in studied cross-sections [l/s]

Rok Year	Smortawa	Liczba dni Number of days	Otocznica	Liczba dni Number of days	Lichawa	Liczba dni Number of days
1997/1998	1097,54	92	36,00	161	22,00	78
1998/1999	1381,43	81	65,00	72	72,50	63
1999/2000	4553,33	188	36,00	115	15,50	128
2000/2001	1500,00	131	124,00	110	44,50	126
2001/2002	1250,00	97	132,00	94	16,50	142
2002/2003	250,00	156	10,00	106	8,80	96
2003/2004	1125,00	70	97,00	82	24,00	136
2004/2005	2125,00	72	129,00	66	21,00	134
2005/2006	500,00	95	210,00	141	55,00	112
1997/1998– 2005/2006	1190,48	981	37,84	640	19,00	888

Obliczone w tabeli 25 współczynniki zmienności odpływu (C_v) dla badanych zlewni są zróżnicowane i wynoszą od 0,01 dla Lichawy w roku 2002/2003 do 5,65 dla Smortawy – w roku 2005/2006. Obliczone dla wielolecia 1951–1970 współczynniki zmienności odpływu z terytorium Polski [Byczkowski 1999, Stachy 1988] osiągają wartości w półroczu zimowym 0,243, półroczu letnim 0,242, natomiast w roku 0,195. Wartości tych współczynników są o 10 razy większe niż obliczone dla Lichawy i Otocznicy,

ponieważ zmienność odpływu jest mniejsza, natomiast dla zlewni Smortawy wartości tego współczynnika są kilkanaście razy większe, ze względu na większe wahania przepływu. Zmiany odpływu wynikają ze zmian zasilania rzeki, uzależnionych głównie od zmian warunków klimatycznych i gospodarki wodnej na tym obszarze.

Największym średnim rocznym wskaźnikiem odpływu, który był dwukrotnie większy niż w pozostałych omawianych zlewniach, charakteryzowała się Otocznica: od 122 mm w roku 1997/1998 (przy $C = 18,72\%$) do 526 mm w roku 2005/2006 ($C = 84,46\%$) (tab. 23). Wskaźnik odpływu podziemnego w okresie wegetacyjnym był większy niż w półroczu zimowym. Dla pozostałych dwóch rzek wielkość średnich wskaźników odpływu była podobna, wahając się od 39 mm (Lichawa rok 2003/2004) do 215 mm w roku 2005/2006 dla obu rzek, przy czym występowały tu istotne różnice w procentowym udziale wskaźnika odpływu podziemnego i powierzchniowego. W zlewni Smortawy wynosiły średnio około 60% udziału wskaźnika odpływu podziemnego i około 40% udziału wskaźnika odpływu powierzchniowego, natomiast w zlewniach Lichawy i Otocznicy wyraźnie dominował wskaźnik odpływu podziemnego, o czym świadczą wartości współczynnika odpływu podziemnego i współczynnik zasilania podziemnego zlewni (tab. 22–25). Obliczony współczynnik zdolności retencyjnej zlewni jest zróżnicowany dla zlewni polderowych i dla Smortawy. Zlewnie Lichawy i Otocznicy mają wartości tego współczynnika charakterystyczne dla zlewni obszarów pradolin i dolin [Kiciński 1960, Gutry-Korycka 1978, Tarka 1999] (średnio z wielolecia dla Lichawy 1,98, a dla Smortawy 1,94), natomiast zlewnia Smortawy wykazuje wyższe wartości tego parametru (średnio z badanego wielolecia 4,77), ze względu na piętrzenie wód w celu zwiększenia retencji na danym obszarze (tab. 22). Wartości współczynnika zasilania podziemnego (tab. 23, 24) były wyższe dla zlewni polderowych w stosunku do zlewni Smortawy średnio o około 35%, co oznacza, że na reżim i zasoby dynamiczne w zlewniach Otocznicy i Lichawy duży wpływ miało zasilanie podziemne wód, przy czym w półroczu zimowym zasilanie to w przeważającym procencie było większe niż w okresie wegetacyjnym, średnio o około 10%.

Zlewnie polderowe (do badanego przekroju zamykającego) prawie w całości są zalesione (Lichawa 97%, a Otocznica 92%), natomiast zlewnia Smortawy w 72%. Problem oddziaływania lasu na proces odpływu był od dawna przedmiotem zainteresowania wielu hydrologów i leśników. Według Dębskiego [1951] wpływ ten zależy od wieku i gatunku drzew, rodzaju siedliska i warunków obiegu wody w zlewniach leśnych.

Tabela 22
Table 22

Charakterystyki liczbowe odpływu dla rzeki Smortawy w latach 1997/1998–2005/2006
Runoff numeral characteristics of the Smortawa River in the years 1997/1998–2005/2006

		V [mln m ³]	Vg [mln m ³]	Vp [mln m ³]	q [l/s·km ²]	H [mm]	Hg [mm]	C [%]	Cg [%]
1997/1998	▲	51,95	28,42	23,53	3,70	117	64	17,84	9,76
	✱	28,26	13,82	14,45	3,44	64	31	13,01	6,36
	*	28,13	14,30	13,83	4,04	63	32	38,05	19,34
1998/1999	▲	37,55	20,83	16,72	2,68	84	47	14,42	8,00
	✱	15,78	6,21	9,57	1,92	35	14	9,02	3,55
	*	23,26	12,51	10,74	3,34	52	28	27,20	14,63
1999/2000	▲	83,69	34,48	49,21	5,96	188	77	28,71	11,83
	✱	50,63	17,75	32,88	6,15	114	40	26,54	9,30
	*	40,59	20,85	19,74	5,83	91	47	40,29	20,69
2000/2001	▲	81,21	47,09	34,12	5,79	182	106	27,56	15,98
	✱	59,46	32,38	27,08	7,23	134	73	28,13	15,32
	*	27,62	17,65	9,97	3,97	62	40	33,15	21,19
2001/2002	▲	58,19	34,06	24,13	4,15	131	77	24,72	14,47
	✱	37,98	18,03	19,95	4,62	85	41	21,52	10,22
	*	27,02	20,11	6,90	3,88	61	45	45,83	34,12
2002/2003	▲	25,12	11,33	13,79	1,79	56	25	12,87	5,81
	✱	10,56	4,14	6,42	1,28	24	9	7,67	3,01
	*	14,82	7,37	7,45	2,13	33	17	25,75	12,80
2003/2004	▲	55,63	25,43	30,20	3,96	125	57	23,48	10,73
	✱	31,76	12,20	19,56	3,86	71	27	22,92	8,80
	*	30,54	16,13	14,41	4,39	69	36	31,05	16,40
2004/2005	▲	48,71	27,20	21,51	3,47	109	61	21,24	11,86
	✱	24,00	12,27	11,73	2,92	54	28	16,45	8,41
	*	28,05	17,65	10,39	4,03	63	40	33,59	21,14
2005/2006	▲	95,46	35,04	60,42	6,80	214	79	34,44	12,64
	✱	52,08	23,01	29,07	6,33	117	52	31,12	13,75
	*	52,06	19,88	32,18	7,48	117	45	47,42	18,11

▲ rok – year; ✱okres wegetacyjny – vegetation period; * półrocze zimowe – winter half-year; V odpływ całkowity – total runoff; Vg odpływ podziemny – groundwater runoff; Vp odpływ powierzchniowy – direct runoff; q odpływ jednostkowy – specific discharge; H wskaźnik odpływu całkowitego – total runoff ratio; Hg wskaźnik odpływu podziemnego – groundwater runoff ratio; C współczynnik odpływu całkowitego – total runoff coefficient; Cg współczynnik odpływu podziemnego – groundwater runoff coefficient

Tabela 23
Table 23

Charakterystyki liczbowe odpływu dla rzeki Otocznicy w latach 1997/1998–2005/2006
Runoff numeral characteristics of the Otocznica River in the years 1997/1998–2005/2006

		V [mln m ³]	Vg [mln m ³]	Vp [m ³]	q [l/s·km ²]	H [mm]	Hg [mm]	C [%]	Cg [%]
1997/1998	▲	1,29	0,93	0,35	3,88	122	89	18,72	13,56
	✱	0,71	0,43	0,28	3,67	68	41	13,89	8,42
	*	0,73	0,61	0,12	4,46	70	58	42,02	34,95
1998/1999	▲	2,12	1,61	0,51	6,41	202	154	34,57	26,24
	✱	1,19	0,81	0,39	6,14	113	77	28,88	19,52
	*	1,15	0,91	0,24	7,02	110	86	57,15	45,01
1999/2000	▲	1,44	0,97	0,47	4,36	137	92	20,96	14,10
	✱	0,91	0,58	0,34	4,70	87	55	20,27	12,81
	*	0,70	0,51	0,19	4,27	67	49	29,50	21,57
2000/2001	▲	3,55	3,29	0,26	10,73	338	313	51,11	47,33
	✱	2,29	2,15	0,14	11,82	218	205	46,00	43,16
	*	1,61	1,45	0,16	9,81	153	138	81,95	73,68
2001/2002	▲	3,44	2,85	0,59	10,39	238	271	61,96	51,26
	✱	2,11	1,71	0,39	10,86	201	163	50,64	41,17
	*	1,66	1,42	0,25	10,13	158	135	119,57	101,91
2002/2003	▲	1,38	0,93	0,44	4,16	131	89	29,89	20,29
	✱	0,76	0,46	0,30	3,93	73	44	23,49	14,29
	*	0,64	0,49	0,15	3,89	61	47	47,05	36,28
2003/2004	▲	3,07	2,34	0,74	9,29	293	223	55,00	41,82
	✱	1,80	1,41	0,38	9,25	171	135	54,91	43,21
	*	1,48	1,11	0,38	9,03	141	105	63,90	47,67
2004/2005	▲	3,56	2,46	1,09	10,74	339	235	65,73	45,53
	✱	2,33	1,47	0,87	12,02	222	140	67,79	42,56
	*	1,48	1,21	0,27	8,98	140	115	74,88	61,26
2005/2006	▲	5,52	2,81	2,71	16,68	526	267	84,46	42,95
	✱	3,46	2,09	1,37	17,81	329	199	87,53	52,82
	*	2,63	1,47	1,16	15,99	250	140	101,37	56,72

▲ rok – year; ✱okres wegetacyjny – vegetation period; * półrocze zimowe – winter half-year; V odpływ całkowity – total runoff; Vg odpływ podziemny – groundwater runoff; Vp odpływ powierzchniowy – direct runoff; q odpływ jednostkowy – specific discharge; H wskaźnik odpływu całkowitego – total runoff ratio; Hg wskaźnik odpływu podziemnego – groundwater runoff ratio; C współczynnik odpływu całkowitego – total runoff coefficient; Cg współczynnik odpływu podziemnego – groundwater runoff coefficient

Tabela 24
Table 24

Charakterystyki liczbowe odpływu dla rzeki Lichawy w latach 1997/1998–2005/2006
Runoff numeral characteristics of the Lichawa River in the years 1997/1998–2005/2006

		V [mln m ³]	Vg [mln m ³]	Vp [mln m ³]	q [l/s/km ²]	H [mm]	Hg [mm]	C [%]	Cg [%]
1997/1998	▲	0,68	0,44	0,24	2,74	86	56	13,22	8,50
	✱	0,27	0,20	0,07	1,83	34	25	6,93	5,08
	✱	0,48	0,30	0,18	3,91	61	38	36,84	22,76
1998/1999	▲	1,58	0,98	0,60	6,34	200	124	34,15	21,22
	✱	0,87	0,37	0,51	5,99	111	47	28,16	11,86
	✱	0,88	0,56	0,32	7,14	112	71	58,09	36,85
1999/2000	▲	0,72	0,45	0,27	2,87	91	57	13,82	8,66
	✱	0,42	0,20	0,22	2,90	54	26	12,49	6,05
	✱	0,42	0,29	0,13	3,42	54	37	23,60	16,28
2000/2001	▲	1,17	0,77	0,40	4,68	148	98	22,28	14,69
	✱	0,73	0,47	0,26	5,03	93	60	19,58	12,54
	✱	0,58	0,44	0,15	4,73	74	55	39,53	29,55
2001/2002	▲	0,66	0,59	0,07	2,65	84	75	15,83	14,20
	✱	0,42	0,38	0,05	2,91	54	48	13,56	12,07
	✱	0,29	0,26	0,03	2,37	37	33	27,92	25,13
2002/2003	▲	0,31	0,23	0,07	1,23	39	30	8,86	6,78
	✱	0,18	0,12	0,06	1,25	23	15	7,48	4,95
	✱	0,15	0,13	0,02	1,22	19	17	14,76	13,07
2003/2004	▲	0,63	0,54	0,10	2,54	80	68	15,02	12,74
	✱	0,38	0,31	0,07	2,61	48	39	15,47	12,50
	✱	0,32	0,30	0,03	2,63	41	38	18,60	17,10
2004/2005	▲	0,63	0,51	0,12	2,53	80	65	15,45	12,60
	✱	0,37	0,30	0,07	2,51	46	38	14,15	11,55
	✱	0,31	0,26	0,05	2,54	39	33	21,18	17,63
2005/2006	▲	1,70	1,43	0,27	6,83	215	181	34,57	29,08
	✱	1,11	0,93	0,18	7,60	141	118	37,36	31,33
	✱	0,82	0,68	0,14	6,65	104	86	42,17	34,74

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; ✱ półrocze zimowe – winter half-year; V odpływ całkowity – total runoff; Vg odpływ podziemny – groundwater runoff; Vp odpływ powierzchniowy – direct runoff; q odpływ jednostkowy – specific discharge; H wskaźnik odpływu całkowitego – total runoff ratio; Hg wskaźnik odpływu podziemnego – groundwater runoff ratio; C współczynnik odpływu całkowitego – total runoff coefficient; Cg współczynnik odpływu podziemnego – groundwater runoff coefficient

Tabela 25

Table 25

Charakterystyki liczbowe odpływu: współczynnik zasilania podziemnego zlewni (α),
współczynnik zdolności retencyjnej zlewni (m) i współczynnik zmienności odpływu ze zlewni (C_v)
dla rzek: Smortawy, Otocznicy i Lichawy w latach 1997/1998–2005/2006

Runoff numeral characteristics: basin underground recharge coefficient (α),
catchment area retention ability coefficient (m) and basin runoff variability coefficient (C_v)
for: Smortawa, Otocznica i Lichawa rivers during the years 1997/1998–2005/2006

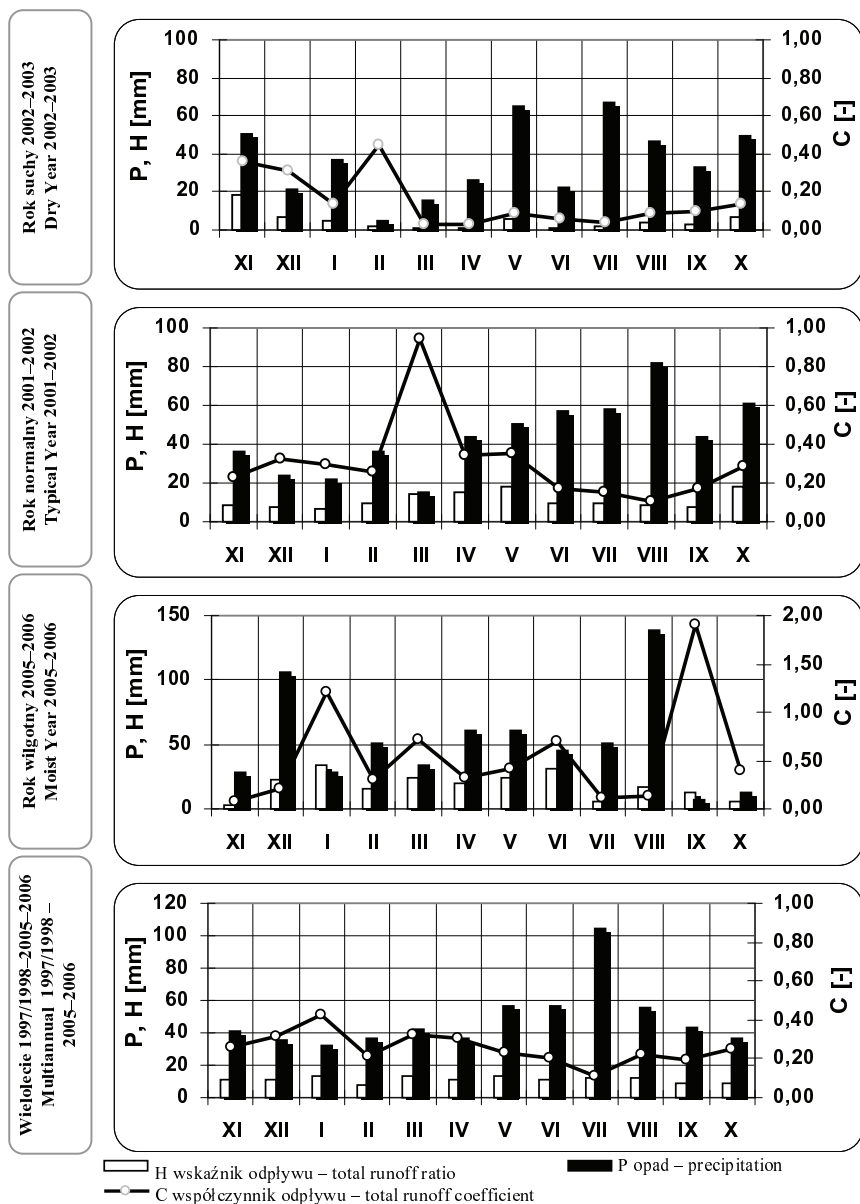
		Smortawa			Otocznica			Lichawa		
		α [%]	m [-]	C_v [-]	α [%]	m [-]	C_v [-]	α [%]	m [-]	C_v [-]
1997/1998	▲	54,70	4,35	3,03	72,46	1,86	0,05	64,30	2,00	0,03
	✱	48,88	4,55	2,74	60,61	2,12	0,05	73,28	2,57	0,02
	*	50,83	5,09	3,53	83,17	1,64	0,06	61,77	1,72	0,04
1998/1999	▲	55,47	6,33	2,53	75,92	1,84	0,09	62,14	2,20	0,07
	✱	39,35	10,48	1,83	67,60	2,07	0,08	42,09	3,17	0,07
	*	53,80	5,32	3,17	78,76	1,58	0,09	63,44	1,48	0,07
1999/2000	▲	41,20	7,17	5,23	67,24	2,09	0,06	62,65	2,24	0,03
	✱	35,06	11,72	5,96	63,22	2,23	0,07	48,44	2,72	0,03
	*	51,37	5,31	4,61	73,13	1,65	0,06	68,98	1,77	0,04
2000/2001	▲	57,99	4,50	4,49	92,60	1,13	0,12	65,90	1,95	0,05
	✱	54,45	5,50	5,76	93,83	1,13	0,13	64,03	1,99	0,05
	*	63,91	3,73	2,97	89,91	1,17	0,11	74,75	1,72	0,05
2001/2002	▲	58,53	2,77	2,98	82,74	1,87	0,14	89,74	1,71	0,03
	✱	47,47	3,85	3,68	81,30	2,15	0,15	89,03	1,71	0,03
	*	74,45	1,76	2,24	85,23	1,55	0,13	90,03	1,76	0,02
2002/2003	▲	45,11	3,88	1,42	67,88	3,48	0,07	76,57	2,80	0,01
	✱	39,19	6,01	1,08	60,84	4,31	0,07	66,18	3,98	0,01
	*	49,71	3,08	1,61	77,11	2,66	0,06	88,56	2,10	0,01
2003/2004	▲	45,71	3,94	2,98	76,05	1,74	0,12	84,87	1,57	0,02
	✱	38,42	3,99	3,00	78,69	1,81	0,13	80,84	1,56	0,02
	*	52,81	3,54	3,11	74,61	1,70	0,12	91,90	1,48	0,02
2004/2005	▲	55,84	4,66	2,82	69,26	2,13	0,15	81,55	1,71	0,02
	✱	51,13	6,37	2,71	62,79	2,26	0,16	81,62	1,81	0,03
	*	62,94	3,34	2,84	81,82	1,97	0,13	83,26	1,53	0,02
2005/2006	▲	36,70	5,34	5,65	50,85	1,31	0,20	84,13	1,61	0,07
	✱	44,18	7,36	5,85	60,35	1,23	0,21	83,86	1,54	0,07
	*	38,18	4,09	5,68	55,96	1,38	0,19	82,38	1,66	0,06

▲ rok – year; ✱okres wegetacyjny – vegetation period; * półrocze zimowe – winter half-year

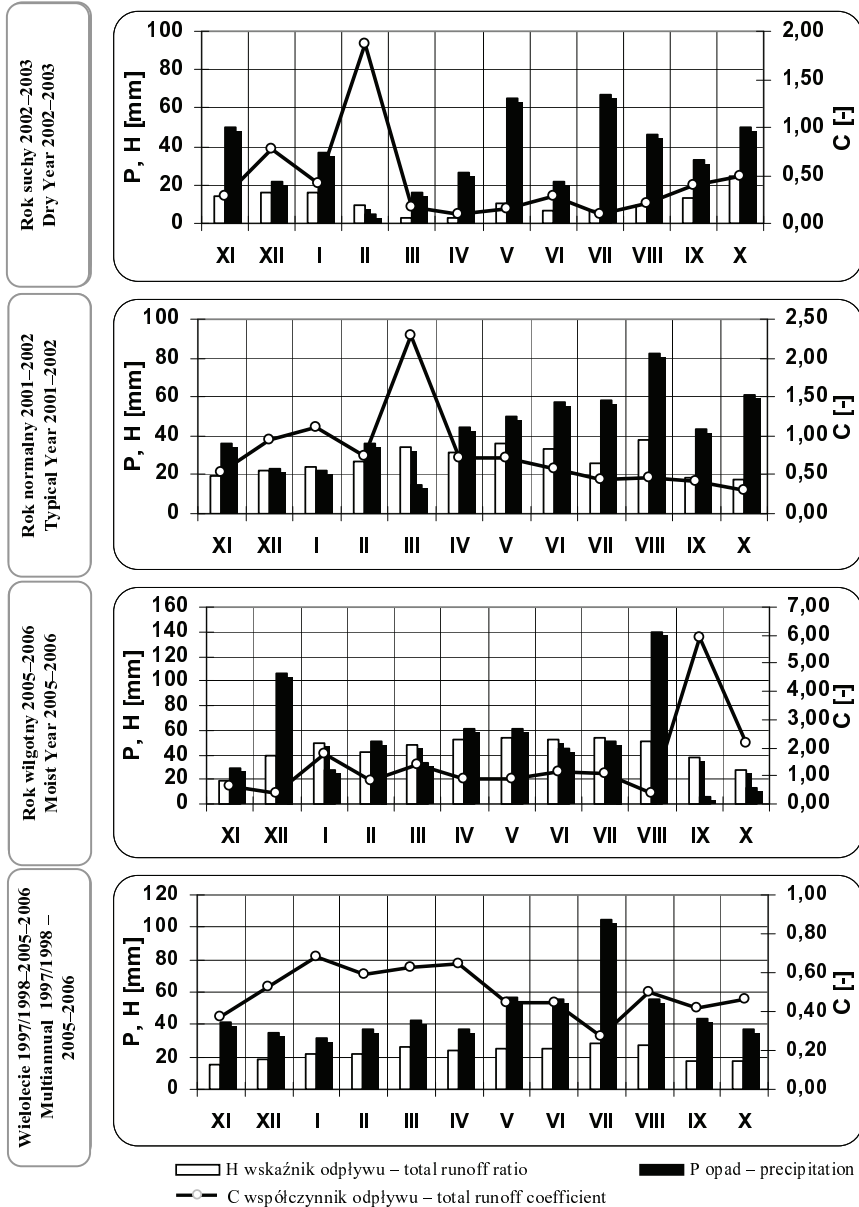
W toku badań dla wszystkich zlewni obliczono również surowy bilans wodny, w skład którego wchodzi: opad (P), wskaźnik odpływu (H) i współczynnik odpływu całkowitego ze zlewni (C). Obliczenia wykonano w układzie: średnich miesięcznych z lat charakterystycznych, tj.: roku suchego (2002/2003), normalnego (2001/2002) i wilgotnego (2005/2006), jak również dla całego wielolecia 1997/1998–2005/2006 (rys. 19), w listopadzie (18 mm, $C = 0,36$), natomiast dla Otocznicy i Lichawy w październiku (Otocznica 25 mm, $C = 0,50$, Lichawa 6 mm, $C = 0,12$). Najmniejszy odpływ w okresie wegetacyjnym przypadał na miesiąc marzec i kwiecień, kiedy rozpoczął się okres rozwoju roślin, a przez to zwiększyła się intercepcja w zlewni (rys. 19, 20). Rok normalny charakteryzował się występowaniem czterech ekstremów opadu po dwa w półroczu zimowym: listopad, luty i w okresie wegetacyjnym: lipiec, maj. Odpływ ze zlewni Smortawy był największy w maju (18 mm, $C = 0,35$) i październiku (18 mm, $C = 0,29$), a najmniejszy we wrześniu (7 mm, $C = 0,17$). Największe wartości odpływu dla Otocznicy zanotowano w sierpniu (38 mm, $C = 0,47$), a najmniejsze w październiku 17 mm ($C = 0,29$). W styczniu i marcu zaobserwowano odpływ większy od opadu, na co miało wpływ usuwanie drzew w roku 2005 (por. rozdz. 4.3). Rozkład odpływu w zlewni Lichawy był bardzo wyrównany, pomimo różnicy opadów w całym roku, wahał się od 9 mm ($C = 0,18$) w maju do 4 mm ($C = 0,11$) w listopadzie.

W roku wilgotnym można wyróżnić dwa istotne okresy kumulacji opadów – w grudniu i sierpniu (tab. 9). Maksimum odpływu obserwowano dla zlewni Smortawy w styczniu (34 mm, $C = 1,20$), Otocznicy – od kwietnia do sierpnia, a dla Lichawy w kwietniu (29 mm, $C = 0,48$). W roku tym zarejestrowano stany ekstremalne – kwiecień-sierpień, gdzie podczas nawalnych deszczów wody wystąpiły z koryta, rozlewając się w dolinie rzeki. Jednakże odpływ był mały, co wiązać można między innymi z intercepcją (rys. 19, 20, 21). W badanych zlewniach zanotowano okresową przewagę odpływu nad opadem, odpowiednio dla Smortawy w styczniu i wrześniu, dla Lichawy we wrześniu, natomiast taki układ opad-odpływ obserwowano w zlewni Otocznicy przez sześć miesięcy: styczeń, marzec, czerwiec, lipiec, wrzesień i październik (rys. 19, 20, 21). Taka sytuacja spowodowana była podniesieniem się zwierciadła wód gruntowych w latach 2005 i 2006 po bardzo intensywnej wycince drzew na obszarze tej zlewni, a przez to zmniejszeniem się jej zdolności retencyjnej (por. rozdz. 4.3 i 4.5.2).

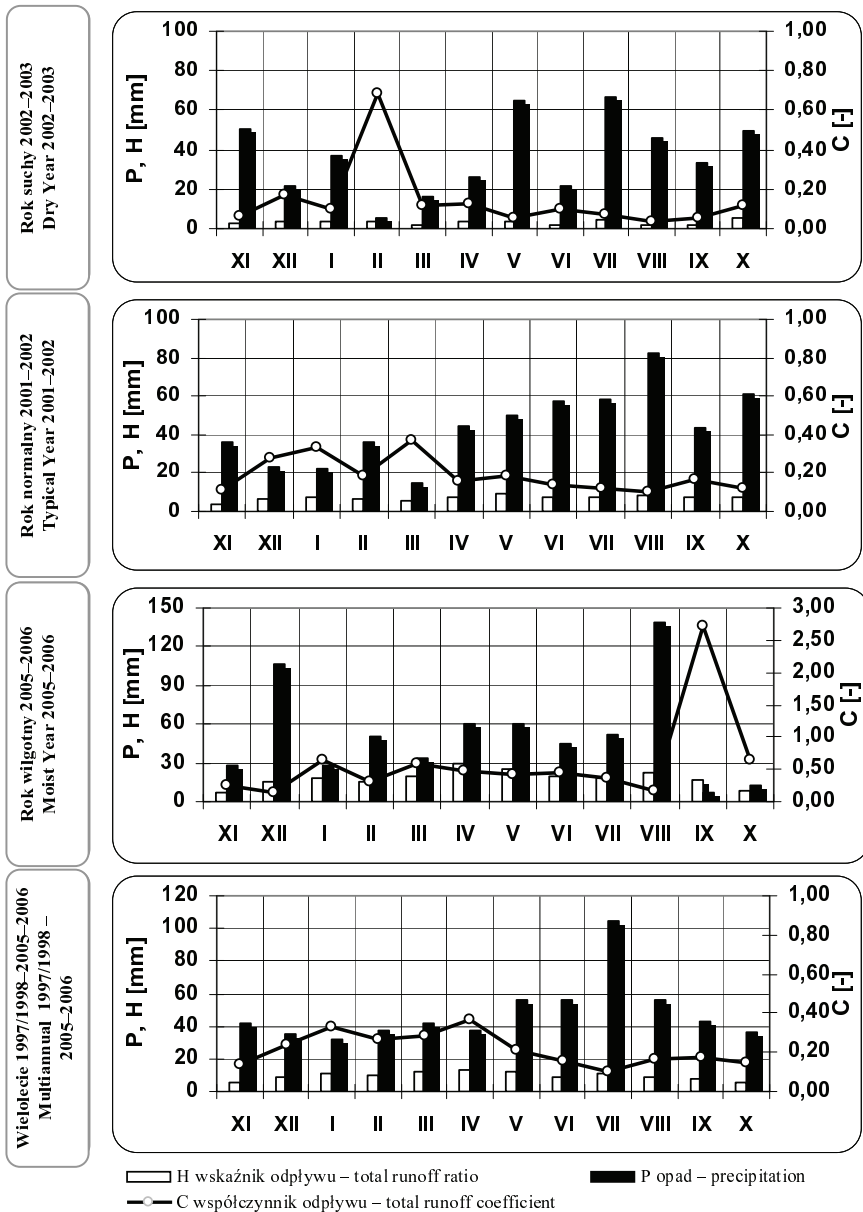
Oceniając średnie wartości odpływu, opadu i współczynnika odpływu z wielolecia 1997/1998 – 2005/2006, można zauważyć większy opad głównie w miesiącach letnich, tj.: maj, czerwiec, lipiec i sierpień. Największy średni odpływ dla Smortawy w badanym wieloleciu wystąpił w styczniu i marcu, po 14 mm (współczynnik odpływu wynosił odpowiednio 0,36 i 0,45), dla Otocznicy w lipcu i sierpniu po 28 mm (współczynnik odpływu wynosił odpowiednio 0,27 i 0,50), natomiast dla Lichawy największy odpływ miał miejsce w kwietniu i wynosił 14 mm ($C = 0,36$). Najmniejszy odpływ z badanych zlewni wystąpił w Smortawie we wrześniu i październiku po 9 mm (współczynnik odpływu wynosił odpowiednio 0,20 i 0,25), W Otocznicy w listopadzie 15 mm ($C = 0,37$) i Lichawie w listopadzie i październiku po 6 mm (współczynnik odpływu równy odpowiednio 0,14 i 0,15).



Rys. 19. Opad (P), wskaźnik odpływu (H), współczynnik odpływu (C) w zlewni rzeki Smortawy, przekrój Janików (km 7+105) w latach charakterystycznych i w wieloletciu
Fig. 19. Precipitation (P), total runoff ratio (H), total runoff coefficient (C) in the catchment area of Smortawa River, cross-section Janików (km 7+105) in the characteristic years and in multiannual



Rys. 20. Opad (P), wskaźnik odpływu (H), współczynnik odpływu (C) w zlewni rzeki Otcznicy, przekrój Janików (km 8+800) w latach charakterystycznych i w wieloletciu
Fig. 20. Precipitation (P), total runoff ratio (H), total runoff coefficient (C) in the catchment area of Otcznica River, cross-section Janików (km 8+800) in the characteristic years and in multiannual



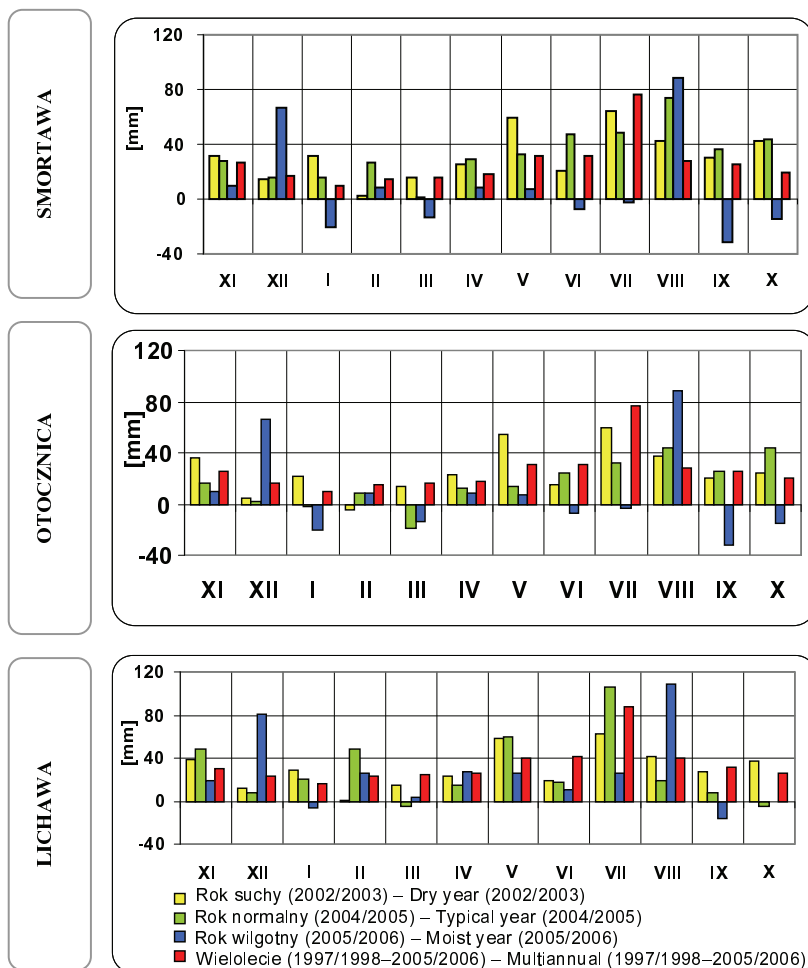
Rys. 21. Opad (P), wskaźnik odpływu (H), współczynnik odpływu (C) w zlewni rzeki Lichawy, przekrój Stary Górnik (km 2+800) w latach charakterystycznych i w wieloleciu
Fig. 21. Precipitation (P), total runoff ratio (H), total runoff coefficient (C) in the catchment area of Lichawa River, cross-section Stary Górnik (km 2+800) in the characteristic years and in multiannual

Odptyw ze zlewni, jak podaje Pierzgalski i in. [2006], może być miarą zasobów wodnych zlewni rzecznej i w dużym stopniu odzwierciedlać stan uwilgotnienia siedlisk. Jego wielkość i rozkład zależy od rodzaju i ilości przychodu wody, potrzeb wodnych lasu, jak również od przebiegu pogody i intensywności gospodarki leśnej (wycinka drzew). Jak zauważyli Pierzgalski i in. [2006], Liberacki [2003], Koc, Solarski [2004], duży udział odptywu z półrocza letniego i okresu wegetacyjnego w odptywie rocznym w zlewniach leśnych wskazuje na znaczne możliwości opóźniania odptywu. Zdolności retencyjne powodują zatrzymywanie wody w okresie jej nadmiaru w półroczu zimowym i alimentowanie w okresie wegetacyjnym. Obmiński [1960] i Pierzgalski i in. [2006] zwracają również uwagę na to, że aktualny stan zasobów wodnych zależy jest nie tylko od wspomnianych wyżej czynników, ale również od ich kształtowania się w okresie poprzedzającym hydrofenologiczną porę roku i bieżących przychodów opadu. W latach po suchych zimach powinno następować przede wszystkim uzupełnienie zasobów wód gruntowych, a po latach mokrych – zasobów wód podziemnych, dlatego też oddziaływanie odptywu zimowego na letni w latach o skrajnej wilgotności powinno być relatywnie mniejsze niż w latach suchych [Obmiński 1960; Pierzgalski i in. 2006]. Znajduje to potwierdzenie w badaniach przeprowadzonych w zlewni Lichawy i Smortawy, natomiast odptyw z Otocznicy szczególnie w latach 1997/1998, 1998/1999, 2004/2005 i 2005/2006 ulegał zmianom, co wiązać można ze zwiększoną wycinką drzew na obszarze tej zlewni (tab. 22–24, rys. 12).

Analizując deficyty odptywu wód z badanych zlewni, zwrócono uwagę na zwiększenie odptywu w stosunku do opadu w zlewniach Otocznicy i Smortawy w roku wilgotnym 2005/2006, szczególnie w styczniu, marcu, kwietniu, we wrześniu i październiku (rys. 22), natomiast w zlewni Lichawy jedynie w styczniu i we wrześniu. Półrocze zimowe tego roku, według klasyfikacji Kaczorowskiej [1962], było ekstremalnie wilgotne, a rok wcześniej bardzo wilgotne. W kwietniu 2006 r. cały teren polderu został zalany wodami powodziowymi i wycięto tam wówczas najwięcej drzew. Obliczony stosunek wskaźnika odptywu z półrocza letniego (H_L) do rocznego (H) w roku wilgotnym dla Otocznicy wyniósł 63%, Lichawy 65%, a dla Smortawy 54%, natomiast w roku suchym 2002/2003 stosunek ten wyniósł odpowiednio dla: Otocznicy 56%, Lichawy 59% i Smortawy 42% i był on około 10–20% mniejszy niż w roku wilgotnym. Wynika z tego, że we wszystkich zlewniach udział odptywu w półroczu letnim (i w okresie wegetacji) jest większy niż w półroczu zimowym, jak również to, że na zwiększanie się odptywu w ciągu całego okresu badawczego mogła mieć również wpływ bardzo intensywna gospodarka zrębowa na terenie zlewni Otocznicy.

Aby ocenić zależność pomiędzy wycinką drzew a odptywem, wykonano wykres sumowy wyciętych drzew w zlewni Otocznicy i Lichawy na tle wskaźnika odptywu rocznego (rys. 23). Ilość usuniętych drzew w obu zlewniach zdecydowanie się różniła. W zlewni Otocznicy wycięto 17596,99 m³ w całym okresie badawczym, co daje w sumie około 2,5 razy więcej usuniętych drzew niż w zlewni Lichawy (7858,52 m³), a powierzchnie obu zlewni są porównywalne. Zauważono, że wskaźnik odptywu w Lichawie osiągał wartość około 215 mm w ostatnim roku badań 2005/2006 przy wycince drzew wielkości 7858,52 m³, podobnie jak w zlewni Otocznicy w roku 1998/1999, gdzie wskaźnik odptywu był równy 202 mm, a masa wyciętych drzew wyniosła 9031,27 m³ (rys. 23, tab. 24). Zależności korelacyjne pomiędzy wskaźnikiem

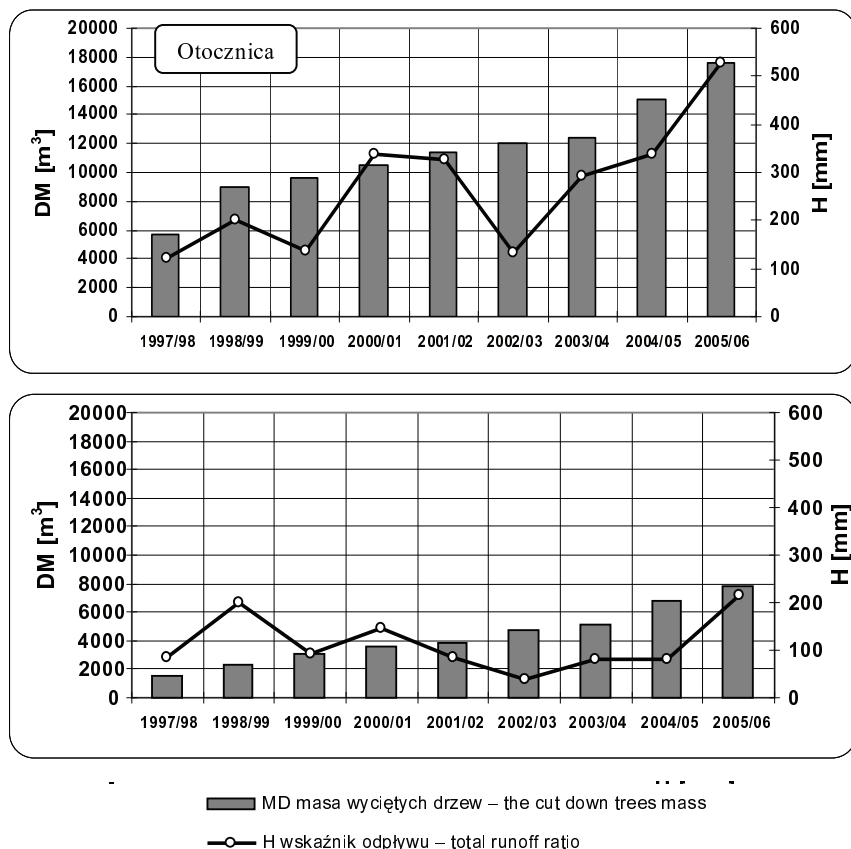
odpływu a ilością wyciętych drzew w zlewniach Lichawy i Otocznicy określono za pomocą współczynnika korelacji rang Spearmana, przy założonym poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Dla Otocznicy wartość tego współczynnika osiągnęła wartość $r = 0,72$, natomiast dla Lichawy $r = -0,23$. Potwierdziło to istotną zależność pomiędzy odpływem a ilością wyciętych drzew na terenie zlewni Otocznicy, natomiast w zlewni Lichawy nie było to takie oczywiste. Biorąc jednak pod uwagę, że w zlewni Otocznicy wycięto – jak już wcześniej wspomniano – 2,5 razy więcej drzew niż w zlewni Lichawy, można spodziewać się, przy zwiększonym usuwaniu drzew w tej zlewni, podobnych wartości wskaźnika odpływu.



Rys. 22. Miesięczny deficyt odpływu w badanych zlewniach i na terenie polderu Lipki-Oława w latach charakterystycznych i wieloleciu

Fig. 22. Monthly runoff shortage in the studied catchments and in the Lipki-Oława polder area in the characteristic years and in multiannual

Analizując wielkość odpływu z poszczególnych lat na tle masy wyciętych drzew, zwrócono uwagę na wielkość wskaźnika odpływu w roku 2002/2003, gdzie pomimo dużej wycinki odpływ zmniejszył się, co związane było z wielkością opadów w roku suchym (rys. 23, tab. 24). Nastąpiło tu przede wszystkim uzupełnienie zasobów wodnych po wcześniejszym roku, który według klasyfikacji Kaczorowskiej [1962] zakwalifikowano jako normalny (podobnie jak półrocze zimowe i cały okres wegetacyjny tego roku). Po roku suchym, tj. w roku 2003/2004 w roku normalnym (z półroczem zimowym skrajnie wilgotnym i okresem wegetacyjnym suchym) obserwowano duży wzrost odpływu w obu zlewniach, co można tłumaczyć zmianą warunków meteorologicznych, jak również wpływem wycinki drzew na terenie tych zlewni.



Rys. 23. Wskaźnik odpływu na tle zmian masy usuniętych drzew zlewniach Lichawy i Otocznicy w latach 1997/1998–2005/2006

Fig. 23. Runoff index against fallen trees mass in the Lichawa and Otocznica catchments in the years 1997/1998–2005/2006

Na podstawie pomiarów hydrometrycznych, wykonywanych od listopada 1997 r. do października 2006 r. w przekrojach pomiarowych zlewni Smortawy, Otocznicy i Lichawy (tab. 18–20), obliczono moduł zasobów dynamicznych oraz współczynniki zasilania podziemnego (tab. 26), a na tej podstawie sumę zasobów dynamicznych na terenie polderu Lipki-Oława.

Tabela 26

Table 26

Zasoby dynamiczne zlewni: Smortawy (km 7+105), Otocznicy (8+800), Lichawy (2+800)
w okresie badawczym 1997–2006

Dynamic resources catchment area of Smortawa (km 7+105), Otocznica (8+800),
Lichawa (2+800) in the study period 1997–2006

Rok Year	α [%]	Zasoby dynamiczne [l/s]/ Moduł odpływu podziemnego [l/s/km ²] Dynamic resources [l/s]/ Groundwater runoff module [l/s/km ²]	
		Genetyczny podział hydrogramu Genetic hydrograph division	Metoda Wunda Wund's metod
SMORTAWA przekrój Janików, km 7+105, A = 455 km ²			
SMORTAWA Janików cross-section, km 7+105, A = 455 km ²			
1997–2006	48,93	927 / 2,04	1067 / 2,35
OTOCZNICA przekrój Janików, km 8+800, A = 10,5 km ²			
OTOCZNICA Janików cross-section, km 8+800, A = 10,5 km ²			
1997–2006	71,69	65 / 6,19	66 / 6,29
LICHAWA przekrój Stary Górnik, km 2+800, A = 7,9 km ²			
LICHAWA Stary Górnik cross-section, km 2+800, A = 7,9 km ²			
1997–2006	73,66	21 / 2,66	20 / 2,53

Zasoby dynamiczne do badanych przekrojów hydrometrycznych w badanym okresie wyniosły dla: Smortawy 927 l/s, Otocznicy na 65 l/s i dla Lichawy 21 l/s (tab. 26). Tak duże różnice wynikają głównie z wielkości zlewni (zlewnia Smortawy jest około 45-krotnie większa niż w omawiane zlewnie polderowe). Suma zasobów dynamicznych na terenie polderu Lipki-Oława, włączając posterunki zamykające na omawianych rzekach, wynosi 1012 l/s (tab. 26). Cieki polderowe, mające podobną geomorfologię terenu oraz powierzchnię, różnią się między sobą wielkością zasobów dynamicznych. Otocznica ma trzykrotnie większe wartości zasobów dynamicznych niż Lichawa (tab. 26). Zachowuje charakter drenujący, przy czym należy uwzględnić w przypadku tej zlewni duży wpływ antropogeniczny na odpływ podziemny (a przez to zasoby dynamiczne) w postaci trzykrotnie większej wycinki drzew niż w zlewni Lichawy (rys. 13–15), jak również dodatkową dostawą wody do tego cieku z przepompowni „Błota” w części północno-wschodniej polderu (rys. 1). Wartość modułu odpływu podziemnego dla Lichawy i Smortawy jest porównywalna i charakterystyczna dla zlewni pradolin i dolin – wynosi 2,77 [Gutry-Korycka 1978, Tarka 1999], natomiast dla zlewni Otocznicy wartość modułu odpływu podziemnego jest trzykrotnie wyższa ze względu na zaburzenia w odpływie spowodowane wyżej wymienionymi przyczynami. Warto tu również przypomnieć, że obliczeń dokonywano dla całego okresu badawczego, gdzie występowały cztery lata normalne, cztery wilgotne i jeden suchy, co wymiennie wpłynęło na zasoby dynamiczne w badanych zlewniach. Wartość współczynnika zasilania podziemnego

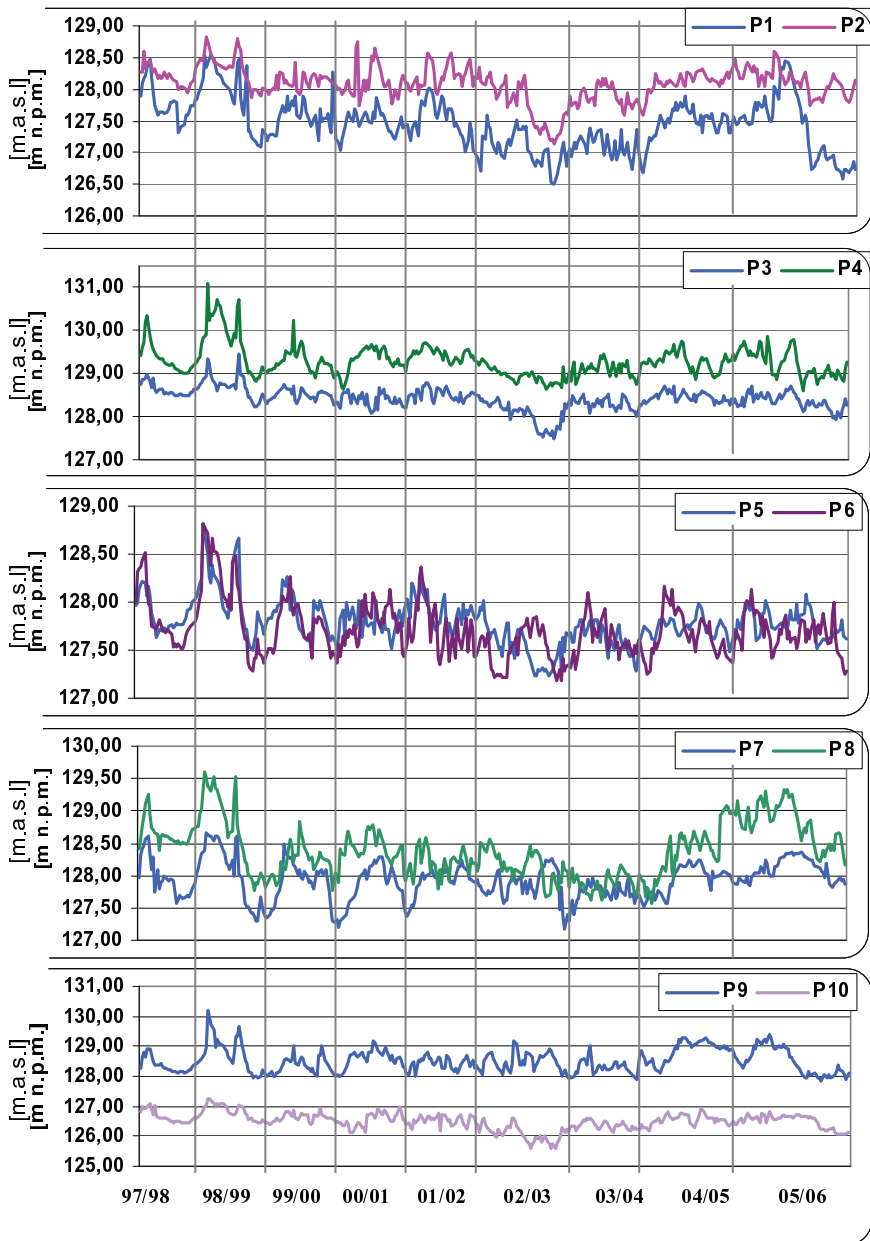
(iloraz odpływu podziemnego i całkowitego wyrażony w procentach) dla obszaru polderu wyniosła 48,6%. Tak wysoka wartość tego współczynnika świadczy o znaczących zasobach wód podziemnych w ogólnym bilansie wód podziemnych terenu leśnego polderu Lipki-Oława i generowana jest głównie przez udział odpływu podziemnego w odpływie całkowitym w zlewniach polderowych Lichawy i Otocznicy (patrz współczynnik α tab. 25).

4.5.2. WODY PODZIEMNE

Wpływ płytkich wód podziemnych na typ siedliska leśnego jest wyraźny, jeżeli znajdują się one bezpośrednio lub pośrednio (przez podsiak kapilarny) w zasięgu strefy korzeniowej drzew. Poziom ten ulega ciągłym zmianom, zależnym od efektywności zasilania w wody opadowe. Wahania te są nierównomierne, a główną tego przyczyną są różnice rozwoju szaty roślinnej, jak również retencyjności gruntu, układu warstw przepuszczalnych i nieprzepuszczalnych w glebie oraz deniwelacja poziomu wodonośnego [Obmiński 1960, Fabianowski, Zarzycki 1967].

Pomiary głębokości zalegania płytkich wód podziemnych na terenie leśnym polderu Lipki-Oława prowadzono od roku 1997/1998, po powodzi z lipca 1997 r. w sieci 10 studzienek piezometrycznych położonych na terenie dwóch zlewni polderowych – Lichawy i Otocznicy. Tabele 27–29 przedstawiają średnie i ekstremalne głębokości zalegania zwierciadła wody w sieci piezometrów dla okresu badawczego 1997/1998–2005/2006 wraz z elementami analizy statystycznej.

Wahania zwierciadła wód podziemnych na badanym terenie wykazywały stosunkowo dużą zmienność w wieloleciu (rys. 24). W studziencie piezometrycznej nr 1, położonej w części południowo-zachodniej polderu, w oddziale leśnym 189 d, najniższy stan równy 126,50 m n.p.m. obserwowano w roku suchym 2002/2003 we wrześniu, natomiast najwyższy 128,54 m n.p.m. w roku wilgotnym 1999/2000 w marcu (rys. 24). Amplituda wahań zwierciadła wód podziemnych była największa w roku 2005/2006, który był rokiem wilgotnym, i miała 1,86 m, natomiast najmniejszą zanotowano w roku 2000/2001 – rok wilgotny, gdzie amplituda wynosiła 0,67 m (tab. 27). W okresie wegetacyjnym najwyższy zarejestrowany stan w roku 1998/1999 (rok normalny) miał 127,78 m n.p.m., a najniższy 126,99 m n.p.m. w roku 2002/2003 (rok suchy) (rys. 24). Amplitudy w tym okresie wahały się od 0,58 m w roku 2004/2005 do 1,86 m w roku 2005/2006. W półroczu zimowym najwyższy stan zaobserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny) 128,14 m n.p.m., a najniższy w roku 2003/2004 (rok normalny) 127,14 m n.p.m. (rys. 24). Najmniejsze wahania zwierciadła wód podziemnych w tym okresie zanotowano w roku 2000/2001 0,27 m, a największe 0,89 m w roku 2004/2005 (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 1 układało się w 28% w strefie stanów niskich (poniżej 127,19 m n.p.m.) i 29% w strefie stanów wysokich (powyżej 127,63 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).



Rys. 24. Położenie zwierciadła wód podziemnych na polderze Lipki-Oława w piezometrach: P1– P10 w okresie badawczym 1997/1998 – 2005/2006

Fig. 24. Groundwater table location in Lipki-Oława polder in piezometers P1–P10 in the study period 1997/1998 – 2005/2006

Tabela 27
Table 27

Amplitudy wahania zwierciadła wód podziemnych [m] na terenie polderu Lipki-Oława
Amplitudes of groundwater table fluctuations [m] in Lipki-Oława polder area Lipki-Oława

		Rok – Year								
		1997/1998	1998/1999	1999/2000	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005	2005/2006
P1	▲	1,18	1,57	1,22	0,67	1,31	1,08	0,70	0,89	1,86
	✱	1,18	1,50	1,22	0,67	1,19	1,02	0,68	0,58	1,86
	*	0,75	0,89	0,71	0,27	0,82	0,67	0,60	0,89	0,73
P2	▲	0,64	0,96	0,51	1,02	0,67	1,13	0,60	0,52	0,84
	✱	0,64	0,93	0,51	0,88	0,66	1,08	0,60	0,28	0,84
	*	0,32	0,81	0,51	1,02	0,67	0,56	0,59	0,48	0,56
P3	▲	0,51	1,25	0,57	0,59	0,60	0,97	0,61	0,47	0,79
	✱	0,51	1,25	0,53	0,59	0,40	0,73	0,50	0,47	0,78
	*	0,36	0,86	0,46	0,48	0,60	0,52	0,61	0,47	0,50
P4	▲	1,34	2,27	1,36	1,06	0,67	0,71	0,79	0,90	1,27
	✱	1,34	1,91	1,36	0,51	0,43	0,41	0,69	0,90	1,27
	*	0,92	2,03	1,21	1,02	0,67	0,57	0,75	0,73	0,81
P5	▲	0,57	1,32	0,74	0,50	0,59	0,79	0,54	0,58	0,61
	✱	0,57	1,16	0,74	0,50	0,46	0,56	0,54	0,36	0,58
	*	0,25	1,02	0,60	0,38	0,52	0,60	0,54	0,44	0,54
P6	▲	0,99	1,54	0,90	0,69	1,01	0,67	0,92	0,92	0,89
	✱	0,99	1,38	0,90	0,56	0,63	0,67	0,70	0,72	0,75
	*	0,54	1,25	0,90	0,64	1,01	0,51	0,92	0,92	0,77
P7	▲	1,02	1,49	1,28	1,01	0,88	0,70	0,80	0,74	0,55
	✱	1,02	1,45	1,08	0,53	0,41	0,63	0,41	0,68	0,55
	*	0,63	0,99	1,15	0,80	0,74	0,51	0,79	0,66	0,40
P8	▲	0,85	1,82	1,06	0,62	0,79	0,91	0,61	1,12	1,16
	✱	0,85	1,76	1,06	0,62	0,68	0,80	0,56	0,73	1,16
	*	0,84	1,10	1,02	0,47	0,79	0,65	0,61	1,10	1,06
P9	▲	0,77	2,29	1,03	1,08	0,79	1,11	1,15	1,20	1,56
	✱	0,77	1,74	1,03	0,85	0,61	1,03	1,15	0,79	1,56
	*	0,62	2,01	1,03	0,72	0,79	1,11	1,11	1,20	1,13
P10	▲	0,66	0,86	0,52	0,89	0,64	1,00	0,49	0,71	0,74
	✱	0,66	0,72	0,52	0,89	0,64	1,00	0,47	0,61	0,74
	*	0,35	0,79	0,47	0,65	0,59	0,67	0,49	0,62	0,46

▲ rok – year; ✱ okres wegetacyjny – vegetation period; * półrocze zimowe – winter half-year

Tabela 28**Table 28**

Charakterystyczne stany wód podziemnych odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V) w sieci piezometrów na polderze Lipki-Oława w latach 1997/1998 – 2005/2006

Characteristic groundwater level standard deviation (σ) and variability coefficient (V) in the piezometer network on the polder Lipki-Oława area in the years 1997/1998–2005/2006

Piezometr Piezometer	Średnia Mean	Mediana Median	σ [-]	Min.	Max.	V [%]
P1	127,44	127,46	0,42	126,50	128,54	0,33
P2	128,08	128,11	0,27	127,14	128,83	0,21
P3	128,42	128,43	0,26	127,49	129,44	0,20
P4	129,28	129,25	0,37	128,61	131,09	0,29
P5	127,78	127,76	0,24	127,23	128,82	0,19
P6	127,71	127,68	0,28	127,18	128,82	0,22
P7	127,93	127,94	0,29	127,17	128,66	0,23
P8	128,39	128,33	0,42	127,57	129,60	0,33
P9	128,52	128,48	0,39	127,84	130,21	0,30
P10	126,50	126,52	0,28	125,61	127,25	0,22

Tabela 29**Table 29**

Charakterystyczne stany wód podziemnych odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V) w sieci piezometrów na polderze Lipki-Oława w latach 1997/1998 – 2005/2006 w okresach wegetacyjnych

Characteristic groundwater level standard deviation (σ) and variability coefficient (V) in the piezometer network on the polder Lipki-Oława area in the years 1997/1998–2005/2006 and in the vegetations period

Piezometr Piezometer	Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
P1	127,41	127,43	126,50	128,48	0,44	0,35
P2	128,06	128,11	127,14	128,80	0,29	0,23
P3	128,38	128,42	127,49	129,44	0,28	0,22
P4	129,26	129,22	128,61	130,73	0,38	0,29
P5	127,76	127,74	127,23	128,66	0,23	0,18
P6	127,73	127,72	127,18	128,66	0,26	0,20
P7	128,00	128,00	127,21	128,62	0,26	0,20
P8	128,39	128,33	127,61	129,54	0,40	0,31
P9	128,53	128,47	127,84	129,66	0,40	0,31
P10	126,50	126,57	125,61	127,11	0,30	0,24

Tabela 30
Table 30

Charakterystyczne stany wód podziemnych odchylenie standardowe (σ) i współczynnik zmienności (V) w sieci piezometrów na polderze Lipki-Oława w latach 1997/1998 – 2005/2006 w półroczach zimowych

Characteristic groundwater level standard deviation (σ) and variability coefficient (V) in the piezometer network on the polder Lipki-Oława area in the years 1997/1998–2005/2006 and in the winter half-years

Piezometr Piezometer	Średnia Mean	Mediana Median	Min.	Max.	σ [-]	V [%]
P1	127,56	127,51	126,78	128,54	0,41	0,32
P2	128,11	128,09	127,59	128,83	0,25	0,19
P3	128,46	128,42	127,91	129,36	0,22	0,17
P4	129,33	129,28	128,62	131,09	0,40	0,31
P5	127,84	127,81	127,28	128,82	0,23	0,18
P6	127,71	127,64	127,18	128,82	0,34	0,27
P7	127,87	127,87	127,17	128,66	0,33	0,26
P8	128,43	128,35	127,61	129,60	0,49	0,38
P9	128,56	128,53	127,92	130,21	0,41	0,32
P10	126,52	126,52	125,94	127,25	0,25	0,20

W piezometrze nr 2, usytuowanym w części wschodniej polderu w oddziale leśnym nr 180 h (rys. 1), zwierciadło wód podziemnych zalegało najwyżej (128,83 m n.p.m.) w roku 1998/1999 (rok normalny) w lutym, a najniższe 127,14 m n.p.m. w roku 2002/2003 (rok suchy) (rys. 24). Najwyższą amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych 1,13 m obserwowano w roku 2002/2003 (rok suchy), natomiast najwyższą, równą 0,51 m w roku 1999/2000 (rok wilgotny) (tab. 27). W okresie wegetacyjnym najwyższy stan zanotowano w roku 1998/1999 128,80 m n.p.m. (rok normalny), a najniższy 127,14 m n.p.m. w roku suchym 2002/2003 (rys. 24). W okresie wegetacyjnym najmniejsze amplitudy rejestrowano w roku 2004/2005 (rok normalny) 0,28 m, natomiast największe, równe 1,08 m w roku suchym 2002/2003 (tab. 27). Półrocze zimowe wielolecia 1997/1998 – 2005/2006 charakteryzowało się w większości niższymi stanami wód podziemnych niż w okresie wegetacyjnym (rys. 24): najwyższe stany w tym okresie zanotowano w roku 1998/1999 – 128,83 m n.p.m. (rok normalny), a najniższe w roku suchym 2002/2003 – 127,59 m n.p.m. Rok 2000/2001 (rok wilgotny) charakteryzował się największą amplitudą wahań zwierciadła tych wód w piezometrze nr 2 równą 1,02 m, natomiast rok 1997/1998 (rok wilgotny) – najmniejszą, równą 0,32 m (tab. 27). W omawianym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych układało się w strefie stanów niskich w 14% (poniżej 128,25 m n.p.m.) i 23% w strefie stanów wysokich (powyżej 127,83 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 3, położonym we wschodniej części polderu, w oddziale leśnym 192 f (rys. 1), wahało się od 129,44 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w lipcu do 127,49 m n.p.m. w roku

suchym 2002/2003 w październiku (rys. 24). Największymi wahaniami zwierciadła charakteryzował się rok 1998/1999 (rok normalny) – amplituda 1,25 m, a najmniejszymi rok 2004/2005 (rok normalny), gdzie amplituda wyniosła 0,47 m (tab. 27). W okresie wegetacyjnym najwyższe i najniższe stany pokrywały się z ekstremami dla roku, podobnie jak i amplitudy (tab. 27–30). W półroczu zimowym najwyższe stany obserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny) 129,36 m n.p.m., natomiast najniższe 127,91 m n.p.m. w roku 2004/2005 (rok normalny) (rys. 24). Najmniejsze wahania zwierciadła wód podziemnych w tym okresie zanotowano w roku 1997/1998 – 0,36 m, a największe 0,86 m w roku 1998/1999 (rok normalny) (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód poziomych w piezometrze nr 3 układało się w 19% w strefie stanów niskich (poniżej 128,25 m n.p.m.) i 21% w strefie stanów wysokich (powyżej 128,58 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

Przebieg położenia zwierciadła wód podziemnych w piezometrze nr 4, położonym w części południowo-wschodniej w oddziale leśnym 218 d (rys. 1), był zbliżony do wartości pomierzonych w piezometrze nr 3 (rys. 24). Najwyższe stany zanotowano tu w roku 1998/1999 (rok normalny) – 131,09 m n.p.m. w marcu, a najniższe 128,61 m n.p.m. w ostatnim roku badań – roku wilgotnym 2005/2006 w lipcu i październiku (rys. 24). Największą amplitudę wahań zaobserwowano w roku 1998/1999, która wyniosła 2,27 m, najmniejszą, równą 0,67 m w roku 2001/2002 (tab. 27). W okresie wegetacyjnym, najwyższy stan zanotowano w roku normalnym 1998/1999 – 130,73 m n.p.m. w kwietniu, natomiast najniższy 128,61 m n.p.m. w lipcu i październiku roku 2005/2006 (rok wilgotny). Największe wahania w tym okresie obserwowano w roku 1998/1999 – 1,91 m, a najmniejsze w roku 2002/2003 0,41 m (tab. 27). W półroczu zimowym najwyższy stan zaobserwowano w roku 1998/1999 131,09 m n.p.m., a najniższy 128,66 m n.p.m. w roku 2005/2006 (rys. 24). Podobnie jak dla okresu wegetacyjnego, w półroczu zimowym, największe amplitudy zanotowano w roku 1998/1999 (rok normalny) – 2,03 m, a najniższe 0,57 m w roku 2002/2003 (rok suchy) (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód poziomych w piezometrze nr 4 układało się w 20% w strefie stanów niskich (poniżej 129,00 m n.p.m.) i 22% w strefie stanów wysokich (powyżej 129,51 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 28).

Piezometr nr 5 jako jedyny położony jest poza terenem polderu (około 150 m za wałami na gruntach ornych (rys. 1). Zwierciadło wód podziemnych w całym okresie badawczym wahało się tu od 128,82 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w marcu do 127,23 m n.p.m. w roku suchym 2002/2003 w sierpniu (rys. 24). Największą roczną amplitudę w tym okresie zaobserwowano w roku 1998/1999 – 1,32 m, a najmniejszą, równą 0,50 m w roku 2000/2001 (tab. 27). W okresie wegetacyjnym najwyższe stany zaobserwowano w roku 1998/1999 – 128,66 m n.p.m. a najmniejsze w roku suchym 2002/2003 – 127,23 m n.p.m. (rys. 24). W okresie tym w całym wieloleciu największe wahania zwierciadła wód podziemnych badane w tym piezometrze, równe 1,16 m, obserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny), a najmniejsze, wynoszące 0,36 m, w roku normalnym 2004/2005 (tab. 27). Półrocze zimowe charakteryzowało się w większości wyższymi stanami niż w okresie wegetacyjnym, a najwyższy stan zanotowano w roku 1998/1999 128,82 m n.p.m., najniższy w roku 2002/2003 – 127,28 m n.p.m. (rys. 24). Największą amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych obserwowano w roku 1998/1999 – 1,02 m, najmniejszą 0,25 m w roku 1997/1998 (rok

wilgotny) (tab. 27). W latach 1997/1998 – 2005/2006 zwierciadło wód poziomych w piezometrze nr 5 układało się w 14% w strefie stanów niskich (poniżej 127,59 m n.p.m.) i 20% w strefie stanów wysokich (powyżej 127,94 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

Zwierciadło wód podziemnych w badanym wieloleciu w piezometrze nr 6, położonym w części północnej polderu (oddział leśny 169 d) (rys. 1), wahało się od 128,82 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w marcu do 127,18 m n.p.m. w latach 2002/2003 (rok suchy) w październiku i 2003/2004 (rok normalny) w listopadzie (rys. 24). W okresie tym największą amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych zanotowano w roku 1999/2000 1,54 m, a najmniejszą w roku 2002/2003 0,67 m (tab. 27). W okresie wegetacyjnym najwyższy stan zaobserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny) – równy 128,66 m n.p.m., natomiast najniższy stan był identyczny jak dla całego wielolecia (tab. 27). W tym okresie fenologicznym największą amplitudę 1,38 m obserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny), najmniejszą 0,56 m – w roku 2000/2001 (rok wilgotny) (tab. 20). Stany ekstremalne w półroczu zimowym pokrywają się ze stanami ekstremalnymi lat 1998/1999 i 2003/2004 tego wielolecia (rys. 24). Największą roczną amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych na tym terenie obserwowano w roku 1998/1999 – 1,25 m, natomiast najmniejszą w roku suchym 2002/2003 – 0,51 m (tab. 27). W latach 1997/1998 – 2005/2006 zwierciadło wód poziomych w piezometrze nr 6 zalegało najczęściej w 23% w strefie stanów niskich (poniżej 127,52 m n.p.m.) i 19% w strefie stanów wysokich (powyżej 127,92 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

Wahania zwierciadła wód podziemnych w piezometrze nr 7, położonym w centralnej części polderu, w oddziale leśnym nr 199 b (rys. 1), zawierały się w granicach od 128,66 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w marcu do 127,17 m n.p.m. w roku 1998/1999 w październiku i 2003/2004 (rok normalny) w grudniu (rys. 24). Największą amplitudę w całym wieloleciu zaobserwowano w roku 1998/1999 – 1,49 m, a najmniejszą 0,55 m w roku 2005/2006 (tab. 27). W okresie wegetacyjnym tego wielolecia najwyższe i najniższe stany zwierciadła wód podziemnych zanotowano w roku 1998/1999, wynosiły odpowiednio: 128,62 m n.p.m. i 127,17 m n.p.m. (rys. 24). W okresie tym największą amplitudę zarejestrowano w roku 1998/1999 – 1,45 m, a najmniejszą 0,41 m w latach: 2001/2002 i 2003/2004 (tab. 27). W półroczu zimowym, najwyższy stan zwierciadła wód podziemnych obserwowano w roku 1998/1999, równy 128,66 m n.p.m., natomiast najniższy 127,17 m n.p.m. w roku 2003/2004 (rys. 24). Największą amplitudę wynoszącą 1,15 m, w tym okresie, zanotowano w roku 1999/2000, najmniejszą 0,40 m w roku 2005/2006 (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych

w piezometrze nr 4 układało się w 26% w strefie stanów niskich (poniżej 127,76 m n.p.m.) i 27% w strefie stanów wysokich (powyżej 128,03 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30). W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych poddane obserwacji w piezometrze nr 8, położonym części południowej polderu w oddziale leśnym 211 h (rys. 1), wahało się od wysokości 129,60 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w lutym do 127,57 m n.p.m. w roku 2004/2005 (rok normalny) w styczniu (rys. 24). Największą amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych, wynoszącą 1,82 m, zanotowano w roku 1998/1999, natomiast najmniejszą 0,61 m w roku 2003/2004 (tab. 27). W okresie wegetacyjnym, najwyższy stan 129,54 m n.p.m. zarejestrowano w roku

1998/1999, a najniższy 127,61 m n.p.m. w roku 2003/2004 (rys. 24). W okresie tym największą amplitudę 1,76 m obserwowano w roku 1998/1999, a najmniejszą 0,54 m w roku 2003/2004 (tab. 27). W półroczach zimowych omawianego wielolecia najwyższy stan zwierciadła wód podziemnych prześlędzono w roku 1998/1999 równy 129,60 m n.p.m., natomiast najniższy 127,57 m n.p.m. w roku 2004/2005 (rys. 24). Największą amplitudę w półroczu zimowym tego wielolecia zanotowano w roku 1998/1999 – 1,10 m, a najmniejszą 0,47 m w roku 2000/2001 (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 8 układało się w 32% w strefie stanów niskich (poniżej 128,16 m n.p.m.) i 34% w strefie stanów wysokich (powyżej 128,52 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–28).

Zwierciadło wód podziemnych obserwowane w piezometrze nr 9, który usytuowany jest w części północno-wschodniej polderu w oddziale leśnym 220 f (rys. 1), wahało się od 130,21 m n.p.m. w roku 1998/1999 (rok normalny) w marcu do 127,84 m n.p.m. w roku 2005/2006 (rok wilgotny) we wrześniu (rys. 24). Największą roczną amplitudę, wynoszącą 2,29 m, zanotowano w roku 1998/1999, a najmniejszą 0,77 m – w roku 1997/1998 (tab. 27). W okresie wegetacyjnym wielolecia 1997/1998 – 2005/2006 najwyższy stan 129,66 m n.p.m. zarejestrowano w roku 1998/1999, a najniższy 127,84 m n.p.m. – w roku 2005/2006 (rys. 24). W okresie tym największą amplitudę wahań, która wyniosła 1,74 m, obserwowano w roku 1998/1999, natomiast najmniejszą – równą 0,61 m w roku 2001/2002 (tab. 27). W półroczach zimowych najwyższy stan 129,60 m n.p.m. zanotowano w roku 1998/1999, a najniższy – równy 127,57 m n.p.m. – w roku 2004/2005 (rys. 24). W okresach tych największą amplitudę zaobserwowano w roku 1998/1999 – 2,01 m, a najmniejszą – równą 0,62 m – w roku 1997/1998 (tab. 27). W latach 1997/1998 – 2005/2006 zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 9 układało się w 24% w strefie stanów niskich (poniżej 128,20 m n.p.m.) i 23% w strefie stanów wysokich (powyżej 128,82 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

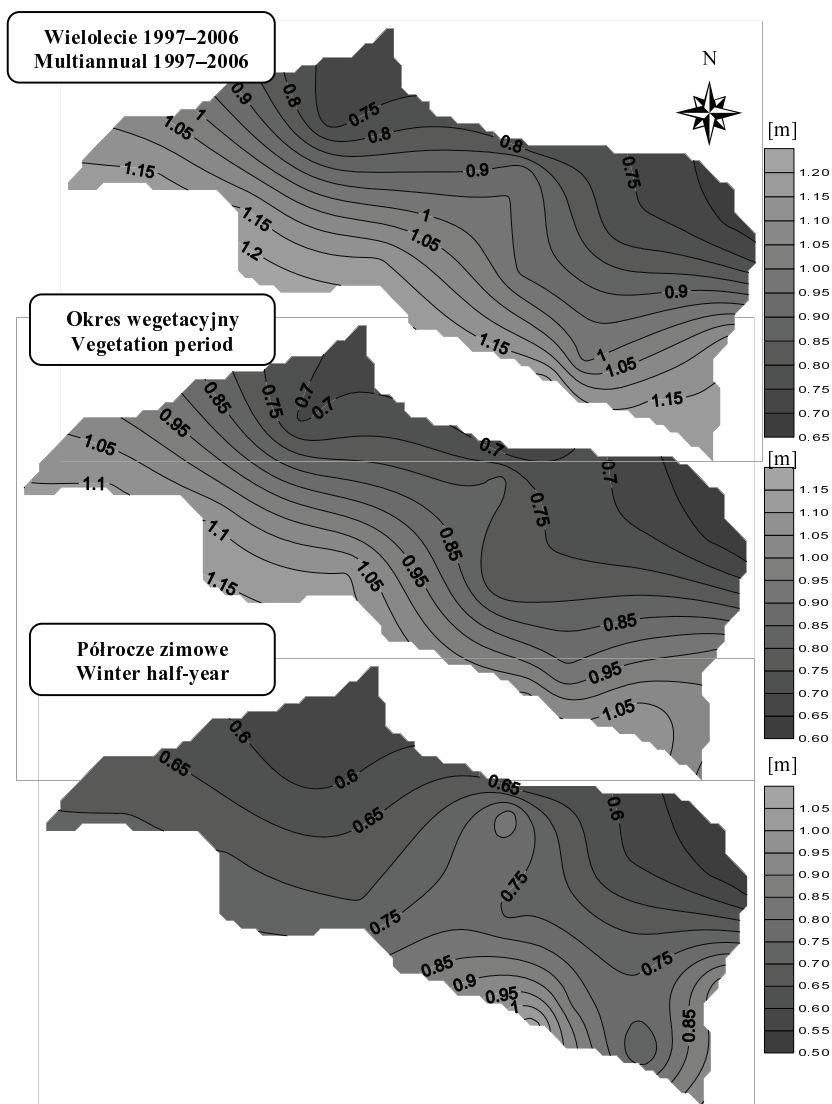
Pomiary położenia zwierciadła wód podziemnych w studziencie piezometrycznej nr 10, położonej w północno-zachodniej części polderu, w oddziale leśnym nr 152 g (rys. 1), wykazały, że najwyższe stany tych wód, równe 127,25 m n.p.m., obserwowano w roku 1998/1999 (rok normalny) w marcu, natomiast najniższe – 126,06 m n.p.m. – w roku 2005/2006 (rok wilgotny) w październiku (rys. 9). Największą amplitudę wahań zwierciadła wód podziemnych – równą 1,00 m – zanotowano w roku 2002/2003, a najmniejszą 0,52 w roku 1999/2000 (tab. 27). W okresach wegetacyjnych omawianego wielolecia najwyższy stan – równy 127,11 m n.p.m. – obserwowano w roku 1998/1999, a najniższy – 126,06 m n.p.m. – w roku 2005/2006 (rys. 24). W okresie tym maksymalne i minimalne wartości amplitud są identyczne jak dla roku hydrologicznego (tab. 27). W półroczach zimowych badanego wielolecia najwyższy stan, wynoszący 127,25 m n.p.m., zanotowano w roku 1998/1999, a najniższy – 126,11 m n.p.m. – w roku 2000/2001 (rys. 24). W okresie tym największą amplitudę stwierdzono w roku 1998/1999, która wyniosła 0,79 m, a najmniejszą – 0,35 m – w roku 1997/1998 (tab. 27). W badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 10 układało się w 16% w strefie stanów niskich (poniżej 126,24 m n.p.m.) i 17% w strefie stanów wysokich (powyżej 126,71 m n.p.m.) (rys. 24, tab. 27–30).

Stosunki wodne w siedliskach lasów wilgotnych zmieniają się dynamicznie. Położenie i częste zmiany zwierciadła wód podziemnych pierwszego poziomu wodonośnego

mają istotny wpływ na typ gospodarowania wodą w lasach, a tym samym na sposób zaspokajania potrzeb wodnych siedliska leśnego, dla którego ważna jest amplituda średnich miesięcznych stanów wody podziemnej. Drzewa leśne potrafią wykorzystywać wody podziemne do dużych głębokości, względnie dostosowując rozwój systemu korzeniowego do położenia zwierciadła wody. Przeciętne okresowe wahania poziomu zwierciadła wód podziemnych nie mają dla wzrostu większego znaczenia, jeżeli utrzymują się w granicach od 0,20 m do 0,50 m. Zakłócenia wahań, przede wszystkim gwałtowne, sztuczne zmiany wpływają ujemnie na drzewostan, którego drzewa cierpią na niedostatek wilgoci po obniżeniu się wód podziemnych, a po podniesieniu – na brak tlenu w warstwie korzeniowej. Takie zmiany uzewnętrzniają się usychaniem wierzchołków drzew, a w krańcowych wypadkach obumieraniem całych drzewostanów [Kosturkiewicz 1963, Obmiński 1960, Puchalski i Prusinkiewicz 1975 i 1990].

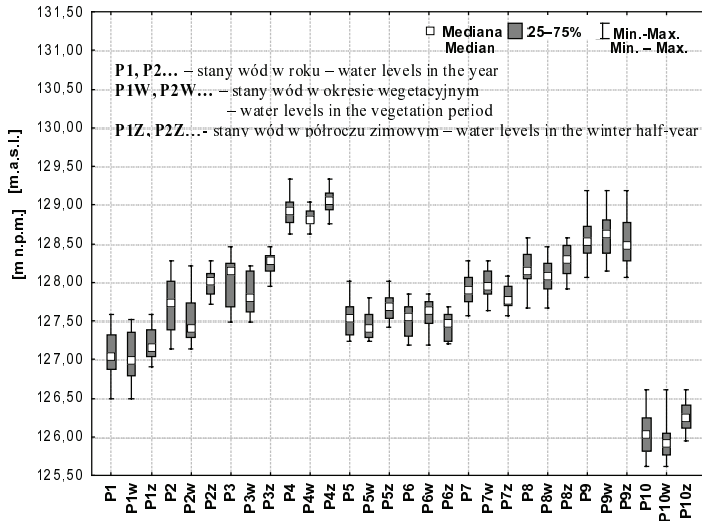
Na terenie polderu Lipki-Oława zwierciadło płytkich wód podziemnych w badanym wieloleciu we wszystkich piezometrach miało podobny przebieg i dynamikę, przy czym wyróżnić można było strefowość wahań w zależności od odległości od rzeki Odry (rys. 25, tab. 27), morfologii terenu i gospodarki leśnej – szczególnie typu zrębowego. Najwyższe położenie zwierciadła wód podziemnych obserwowano głównie w roku normalnym 1998/1999, w dwa lata po powodzi, kiedy to na terenie leśnym polderu wycięto największą masę drzew, powodując podniesienie się zwierciadła wód podziemnych na tym obszarze (por. rozdz. 4.2). Najniższe średnie stany roczne zarejestrowano głównie w roku suchym 2002/2003 (tab. 28). W większości lat we wszystkich piezometrach widoczne są dwa główne okresy, w których występują stany wysokie, a mianowicie pierwszy od lutego do końca maja i drugi od lipca do sierpnia. Stany niskie zanotowano głównie w kwietniu, podczas intensywnej wegetacji, jak również w listopadzie i we wrześniu, przy czym najniższe położenie zwierciadła wód obserwowano na całym badanym terenie w roku suchym 2002/2003, gdzie niedobór opadów był największy. Ze względu na znaczną wycinkę drzewostanów w poszczególnych oddziałach występowały zakłócenia w przebiegu zwierciadła wód podziemnych w sąsiedztwie tych powierzchni. Dynamikę wahań zwierciadła wód podziemnych na badanym terenie w latach charakterystycznych: suchym, normalnym i wilgotnym przedstawiają rys. 26–28. Porównując wielkość amplitud w tych latach, zauważono, że największe amplitudy występowały w roku wilgotnym, co związane jest ze zwiększonymi opadami, jak również w przypadku roku 2005/2006 – z całkowitym zalaniem polderu. Największe amplitudy w tym roku miały miejsce szczególnie w piezometrach: P1, P9, P4. W roku suchym w piezometrach: P1, P2, P3, P9 i P10, w roku normalnym w piezometrach: P1, P4, P8. Pomijając wartości skrajne, największe wahania występowały we wszystkich latach w piezometrach położonych najbliżej koryta Odry (P1, P4, P8, P9), jak również tych, w których głębokość występowania zwierciadła wód podziemnych była najmniejsza, np. P7 (rys. 26–28, tab. 28–30). W okresie wegetacyjnym zróżnicowanie w wahań zwierciadła wody było większe, głównie w siedliskach połęgowych, położonych blisko koryta Odry, co potwierdzają mapy izobat, gdzie amplitudy wahają się od 1,20 m do 1,00 m. W okresie wegetacyjnym izobaty mają prawie identyczny kształt, natomiast w półroczu zimowym ich rozkład jest zdecydowanie różny (w części zachodniej polderu różni się o ok. 40%, na południowym-wschodzie o około 10%). Największe wahania występują w części południowo-wschodniej w okolicach oddziaływania stopnia wodnego

Lipki (rys. 25). Porównując amplitudy wahań zwierciadła wód podziemnych na tym obszarze z danymi archiwalnymi z lat 1981 [Wojewoda 1981], 1984 [Wyleżałek 1984], 1991 [Roszak 1991], zauważono, że uległy one zwiększeniu średnio o 0,30 m w części południowo-wschodniej, a w części południowo-zachodniej o około 0,10 m.



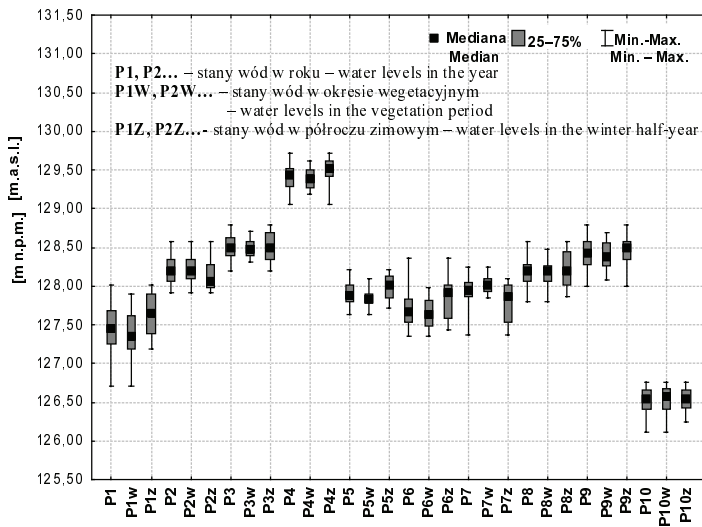
Rys. 25. Mapy izolinii amplitud wahań zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu i odpowiadającym mu okresie wegetacyjnym i półroczu zimowym

Fig. 25. Isoline maps of groundwater level fluctuations amplitudes on the Lipki-Oława polder area in the studied multiannual, vegetation periods and winter half-years



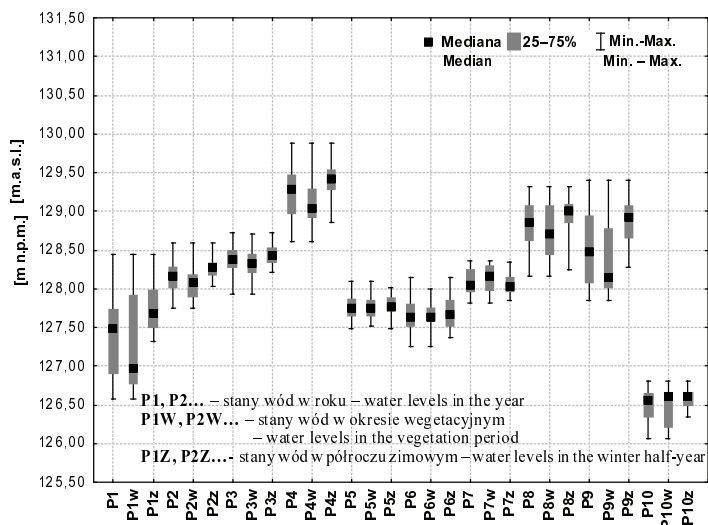
Rys. 26. Charakterystyczne stany wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w roku suchym 2002/2003, w okresie wegetacyjnym i półroczu zimowym

Fig. 26. Characteristic groundwater levels on the area of Oder polder Lipki-Oława in the dry year 2002/2003, in vegetation period and winter-half



Rys. 27. Charakterystyczne stany wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w roku normalnym 2004/2005, w okresie wegetacyjnym i półroczu zimowym

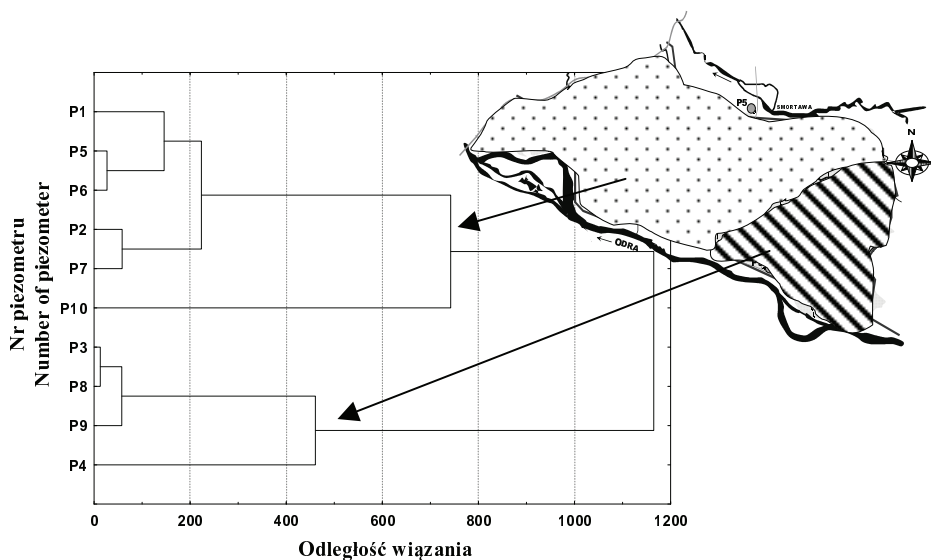
Fig. 27. Characteristic groundwater levels on the area of Oder polder Lipki-Oława in the typical year 2004/2005, in vegetation period and winter-half



Rys. 28. Charakterystyczne stany wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w roku wilgotnym 2005/2006, w okresie wegetacyjnym i półroczu zimowym
Fig. 28. Characteristic groundwater levels on the area of Oder polder Lipki-Oława in the moist year 2005/2006, in vegetation period and winter-half

W celu dokonania oceny związków między wahaniami zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych piezometrach utworzono macierz korelacji dla wszystkich piezometrów i obliczono współczynniki korelacji dla każdej pary danych. Przyjęto za Byczkowskim [1997] założenie, że jeżeli współczynnik korelacji „ r ” jest większy od 0,70, to związek między zmiennymi x i y jest mocny, natomiast przy $r < 0,3$ związku się nie uwzględnia. W sieci piezometrów wystąpiło 9 mocnych związków korelacyjnych między wahaniami zwierciadła wód podziemnych w następujących parach: P1:P3 ($r = 0,70$), P2:P3 ($r = 0,73$), P3:P4 ($r = 0,70$), P3:P5 ($r = 0,77$), P4:P5 ($r = 0,71$), P4:P6 ($r = 0,75$), P1:P10 ($r = 0,72$), P3:P10 ($r = 0,76$), P5:P10 ($r = 0,70$). We wszystkich przypadkach, oprócz pary P3:P7, korelacje te są istotne przy $\alpha = 0,05$. Do graficznego przedstawienia zależności pomiędzy wahaniami zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych piezometrach wykorzystano analizę skupień za pomocą łączenia drzewkowego metodą Warda (rys. 29).

Z przeprowadzonej analizy wynika, że teren polderu można podzielić na dwie części, których zwierciadło wody ma podobną dynamikę. Pierwsza część – wschodnia, gdzie znajdują się piezometry nr: P3, P4, P8, P9; i zachodnia, gdzie usytuowane są piezometry nr: P1, P2, P5, P6, P7 i P10 (rys. 29). W obrębie tych dwóch grup wyróżniono mniejsze podgrupy. W grupie pierwszej (zaczynając od największych kwadratów odległości euklidesowych) wyróżniono podgrupy piezometrów: P4, następnie P9, potem P8 i P3, natomiast w grupie drugiej wyróżniono podgrupy: P10, P1, P2 i P7, a na końcu podgrupę charakteryzującą się najmniejszą odległością P5 i P6.



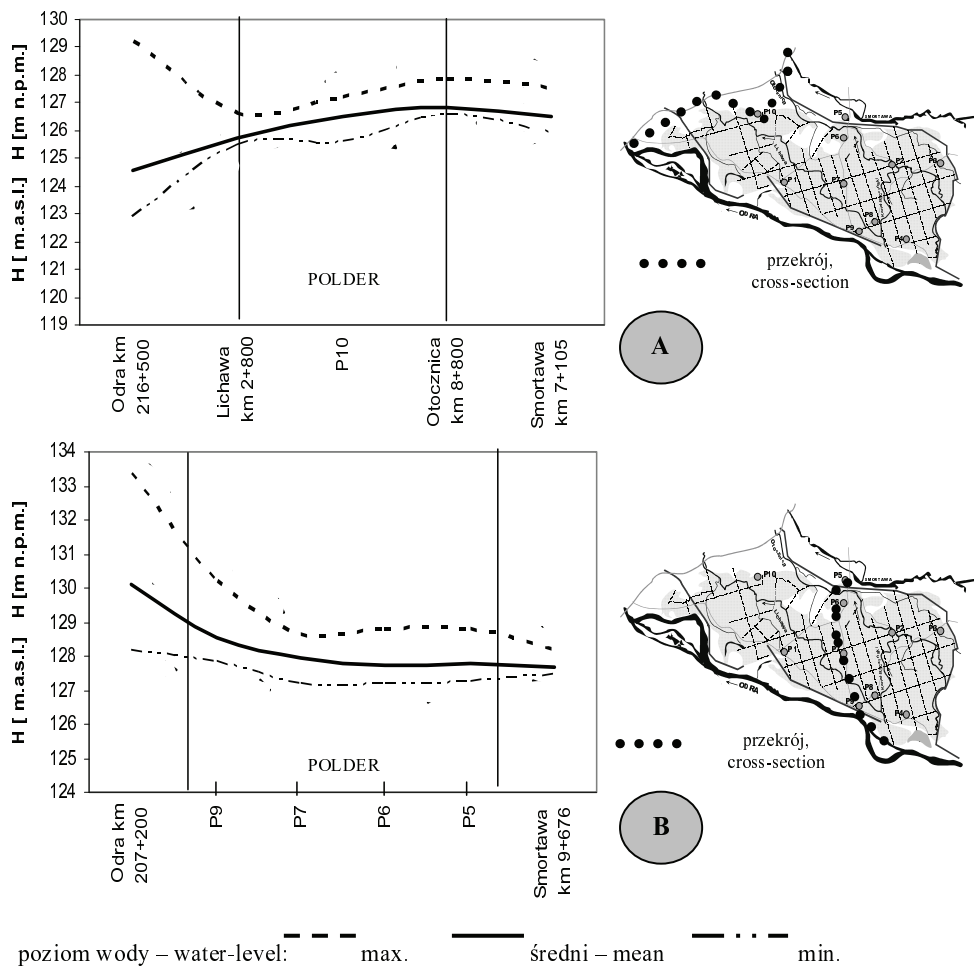
Rys. 29. Analiza skupień – zależność pomiędzy wahaniami zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych piezometrach na terenie polderu Lipki-Oława

Fig. 29. Data clustering – relationships between groundwater level fluctuations in subsequent piezometers on the Lipki-Oława polder area

Dla zobrazowania związków pomiędzy położeniem zwierciadła wód podziemnych na polderze a stanami wód powierzchniowych wykonano przekroje poprzeczne i podano uproszczone schematy ich wzajemnego oddziaływania, wykorzystując dane dotyczące stanów wód w badanych ciekach i położenie zwierciadła wód podziemnych w piezometrach z całego okresu badawczego 1997/1998–2005/2006 (rys. 30–32). Pierwszy schemat dotyczy części wschodniej, gdzie przeprowadzono przekrój od Odry w km 216+500 poprzez Lichawę w km 2+800, piezometr P10, Otocznicę w km 8+800 i Smortawę w km 7+105 (rys. 30A). Odra i Smortawa mają charakter drenujący w stosunku do terenu polderu Lipki-Oława przy stanach niskich i średnich, natomiast przy wysokich obserwowane jest zaburzenie stosunków wodnych, następuje zmiana charakteru rzek i zarówno Odra, jak i Smortawa mają charakter infiltrujący. Drugi schemat odnosi się do części środkowej i południowo-zachodniej, gdzie poprowadzono przekrój od Odry w km 207+200 (jaz Lipki), piezometry P9, P7, P6, P5, a następnie Smortawę w km 9+676 (jaz Bystrzyca) (rys. 30B). Odra w tej części polderu przyjmuje charakter infiltrujący przy stanach wysokich, średnich i niskich, a Smortawa drenujący. W części wschodniej poprowadzono przekrój poprzeczny od Odry w km 207+200 (jaz Lipki), piezometry: P4, P8, P9, P2, P3 i Smortawę w km 9+696 (jaz Bystrzyca) (rys. 31C), z którego wynika, że Odra przy stanach średnich i wysokich przyjmuje tu charakter infiltracyjny, a przy stanach niskich drenujący, a Smortawa we wszystkich przypadkach charakter drenujący. Widoczne są również większe wahania położenia

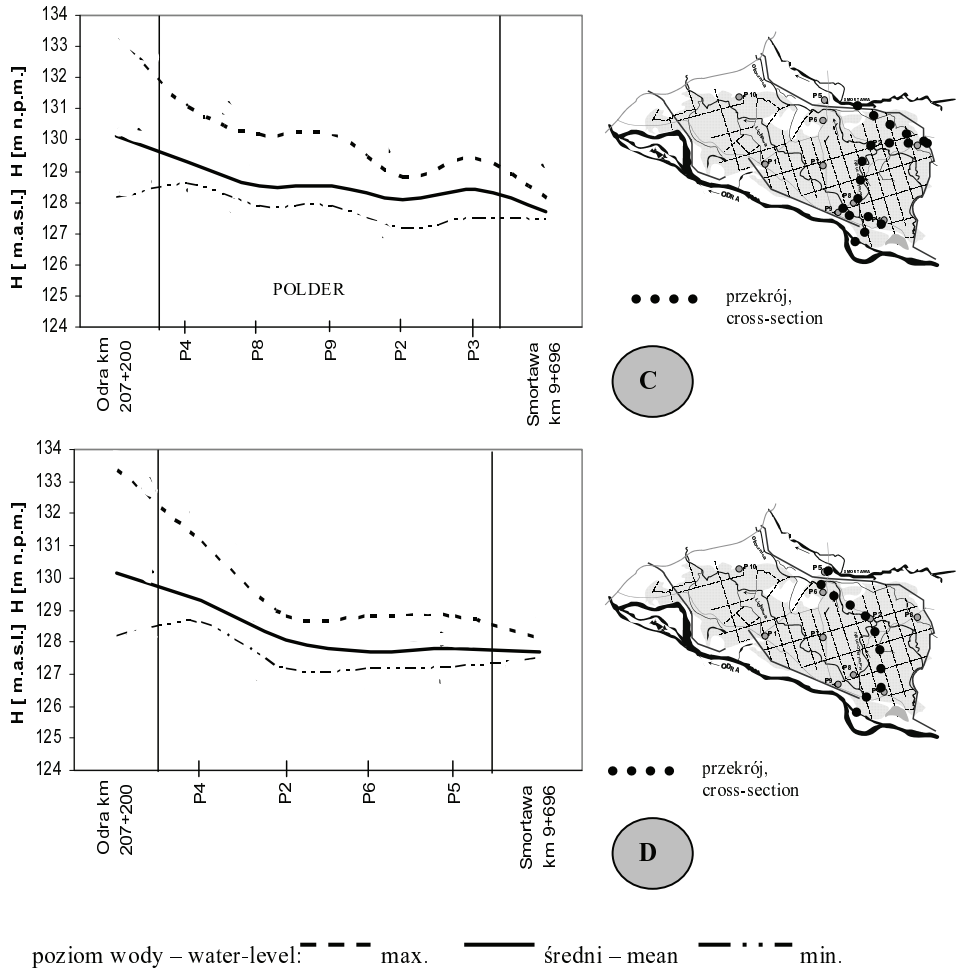
zwierciadła wód podziemnych w piezometrach położonych blisko koryta Odry, tj. P8 i P9, gdzie obserwowane są większe wahania zwierciadła wody w stosunku do pozostałych piezometrów. Schematyzacji poddano również przekrój od Odry w km 207+200 (jaz Lipki), piezometry: P4, P2, P6, P5 do Smortawy w km 9+696 (jaz Bystrzyca) (rys. 31 D). Odra w tej części przyjmuje charakter infiltrujący przy stanach wysokich i średnich, natomiast przy stanach niskich – drenujący. Smortawa przy stanach wysokich i średnich ma charakter drenujący, a przy stanach niskich – infiltrujący. Obserwuje się również w piezometrze P4 zwiększoną amplitudę wahań położenia zwierciadła wód podziemnych. Jak wynika z uproszczonego schematu, na część północno-wschodnią polderu bardzo silny wpływ (zasilanie) mają stany w Odrze na jazie w Lipkach. Dla zobrazowania wzajemnych związków pomiędzy stanami wód powierzchniowych i podziemnych a położeniem zwierciadła wód podziemnych na terenie polderu Lipki-Oława wykonano uproszczony schemat, który oparto o przekrój poprowadzony od Odry w km 216+500 poprzez piezometry: P1, P7, P2, P3 do Smortawy w km 9+696 (jaz Bystrzyca) (rys. 32 E). Odra w części zachodniej przyjmuje wyraźnie charakter drenujący w okresie stanów niskich i średnich, natomiast w okresie stanów wysokich infiltruje tę część polderu. W części północno-zachodniej Smortawa przy stanach wysokich i średnich drenuje polder w tej części, natomiast przy stanach niskich zasila. Generalnie obserwowany jest przepływ wód podziemnych na polderze w kierunku południowo-zachodnim, co związane jest głównie z warunkami geomorfologicznymi terenu badań. W oparciu o przekrój od Odry w km 207+200 (jaz Lipki), piezometry: P4, P8, P9, P7, P10, poprzez Otocznicę w km 8+800 do Smortawy w km 7+105 (rys. 32 F), skonstruowano uproszczony model obrazujący wzajemne relacje pomiędzy wodami powierzchniowymi i podziemnymi na badanym terenie. Z tego uproszczonego modelu wynika, że Odra w części południowo-wschodniej, przy jazie Lipki, przyjmuje charakter infiltrujący przy stanach wysokich i średnich, natomiast przy stanach niskich – drenujący, natomiast Smortawa we wszystkich przypadkach przyjmuje charakter drenujący. Ciekawe jest również to, że Otocznica w tej części polderu zachowuje charakter infiltracyjny zarówno przy stanach niskich, średnich, jak i wysokich, zasilając zarówno polder, jak i Smortawę. Piezometry położone najbliżej koryta Odry (P4, P8, P9) charakteryzują się dużymi wahaniami zwierciadła wód podziemnych, co ściśle wiąże się ze stanami na Odrze w przekroju jaz Lipki. Przepływ wód podziemnych w uproszczeniu przebiega ze wschodu na zachód.

Jak wynika z przeprowadzonych analiz, Odra wywiera zasadniczy wpływ na stosunki wodne panujące na terenie polderu Lipki-Oława – w części południowo-wschodniej przyjmuje charakter infiltrujący przy stanach wysokich i średnich, a przy stanach niskich charakter drenujący. W części południowo-zachodniej Odra zachowuje charakter drenujący przy stanach średnich i niskich, natomiast przy stanach wysokich następuje zaburzenie stosunków wodnych i rzeka nabiera charakteru infiltracyjnego względem tego obszaru polderu (rys. 30–32). Rzeka Smortawa w części północno-wschodniej przy stanach niskich zasila teren polderu, natomiast przy stanach średnich i wysokich drenuje. W części północno-zachodniej zachowuje zawsze charakter drenujący. Potwierdza to nie tylko skomplikowane stosunki wodne na tym terenie, ale również podział polderu na dwie części, na które Odra odmiennie oddziałuje, co potwierdzono również analizą skupień wykonaną metodą Warda (rys. 29).

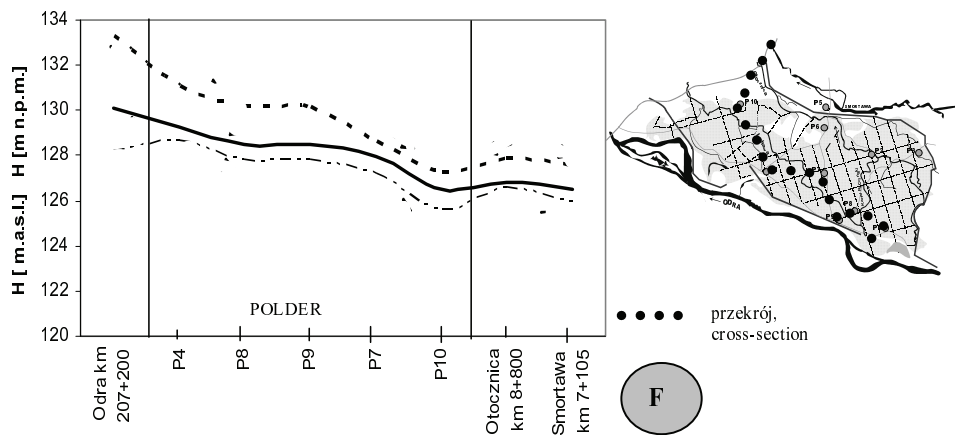
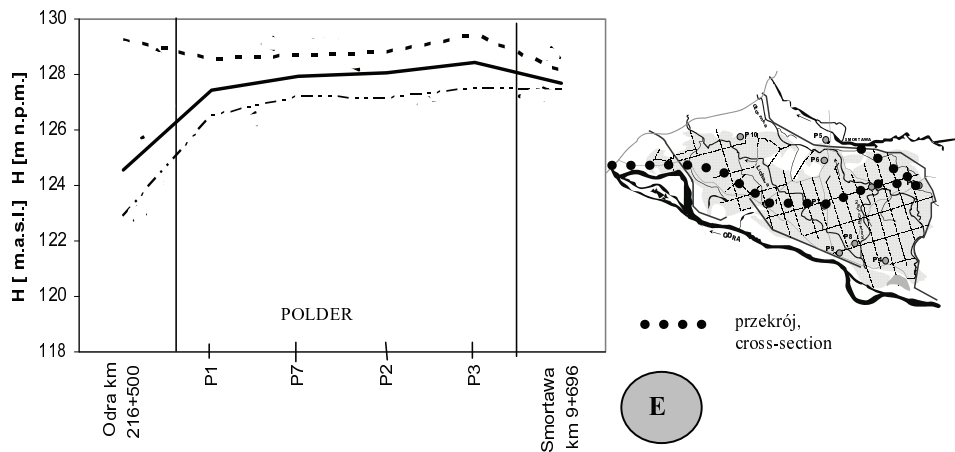


Rys. 30. Uprozczone schematy wzajemnego oddziaływania wód powierzchniowych i podziemnych w latach 1997/1998–2005/2006 na badanym terenie (przekrój A i B)

Fig. 30. Simplified schemes of interactions between surface waters and groundwater in the Lipki-Oława polder area in the years 1997/1998–2005/2006 – cross-section A and B



Rys. 31. Uprozczone schematy wzajemnego oddziaływania wód powierzchniowych i podziemnych w latach 1997/1998–2005/2006 na badanym terenie (przekrój C i D)
Fig. 31. Simplified schemes of interactions between surface waters and groundwater in the Lipki-Oława polder area in the years 1997/1998–2005/2006 – cross-section C and D



poziom wody, water-level: max. średni, mean min.

Rys. 32. Uproszczone schematy wzajemnego oddziaływania wód powierzchniowych i podziemnych w latach 1997/1998–2005/2006 na badanym terenie (przekrój E i F)

Fig. 32. Simplified schemes of interactions between surface waters and groundwater in the Lipki-Oława polder area in the years 1997/1998–2005/2006 – cross-section E and F

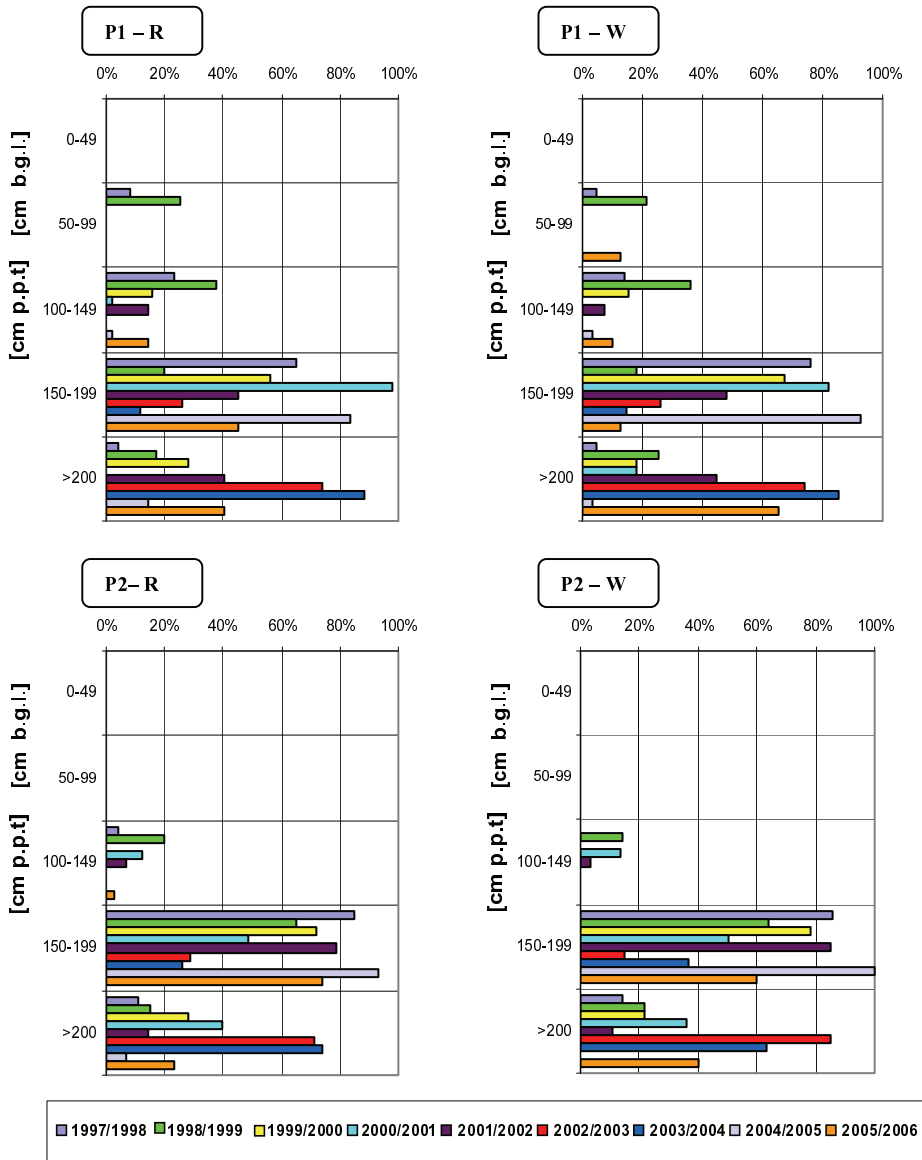
4.5.2.1. OCENA DOSTĘPNOŚCI WÓD PODZIEMNYCH DLA DRZEW NA TERENIE POLDERU LIPKI-OŁAWA

Wody podziemne zalegające na średnich głębokościach mogą bardzo korzystnie wpływać na wzrost drzewostanów przez uzupełnianie niedoborów wilgoci oraz jako dodatkowe źródło składników pokarmowych [Fabianowski i Zarzycki 1967, Puchalski i Prusinkiewicz 1975, 1990]. Optymalne położenie zwierciadła wód podziemnych dla siedlisk leśnych, według Mitscherlicha [Mitscherlich 1971], zawiera się w granicach od 80 cm p.p.t. do 150 cm p.p.t., dlatego też do dalszych rozważań dotyczących analizy interakcji pomiędzy warunkami wodnymi a siedliskiem lasów wilgotnych na terenach polderowych przyjęto, za Obmińskim [1960], pięciostopniową skalę stanów wody (por. rozdz. 3.3), w celu zobrazowania częstości zalegania zwierciadła wód podziemnych na poszczególnych głębokościach i jej dostępności dla korzeni drzew.

Na obszarze leśnym polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu zwierciadło wód podziemnych w większości piezometrów układało się na głębokości od 150 cm p.p.t. do 199 cm p.p.t. – w strefie stanów dość niskich. Zwrócono również uwagę na to, że w środkowej części polderu (piezometr P7) wody występowały głównie w strefie stanów bardzo wysokich (0 cm p.p.t. – 49 cm p.p.t.) i dość wysokich (50 cm p.p.t. – 99 cm p.p.t.), natomiast w strefie przykorytowej Odry (piezometry: P1, P4, P8 i P9) – głównie w strefie stanów bardzo niskich (> 200 cm p.p.t) (rys. 33–37).

Zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 1 (P1), w badanym wieloleciu, położone było w większości w strefie stanów dość niskich, jak również bardzo niskich. W roku suchym 2002/2003, w przypadku 88% pomiarów zwierciadło wód podziemnych zalegało w strefie stanów bardzo niskich, natomiast w latach: 1997/1998 – 1999/2000 i 2001/2002, 2005/2006 obserwowano zwierciadło w strefie stanów średnich – od około 14% do 38% pomiarów, a w strefie stanów dość wysokich w roku 1998/1999 – 25% pomiarów, co związane było głównie z największą wycinką uszkodzonych drzewostanów po powodzi w roku 1997/1998 i 1998/1999, również typu zrębowego (zrąb całkowity w poszczególnych oddziałach leśnych). W okresie wegetacyjnym zwierciadło wód podziemnych zalegało częściej na głębokościach niższych niż w odpowiadających mu latach hydrologicznych (rys. 33).

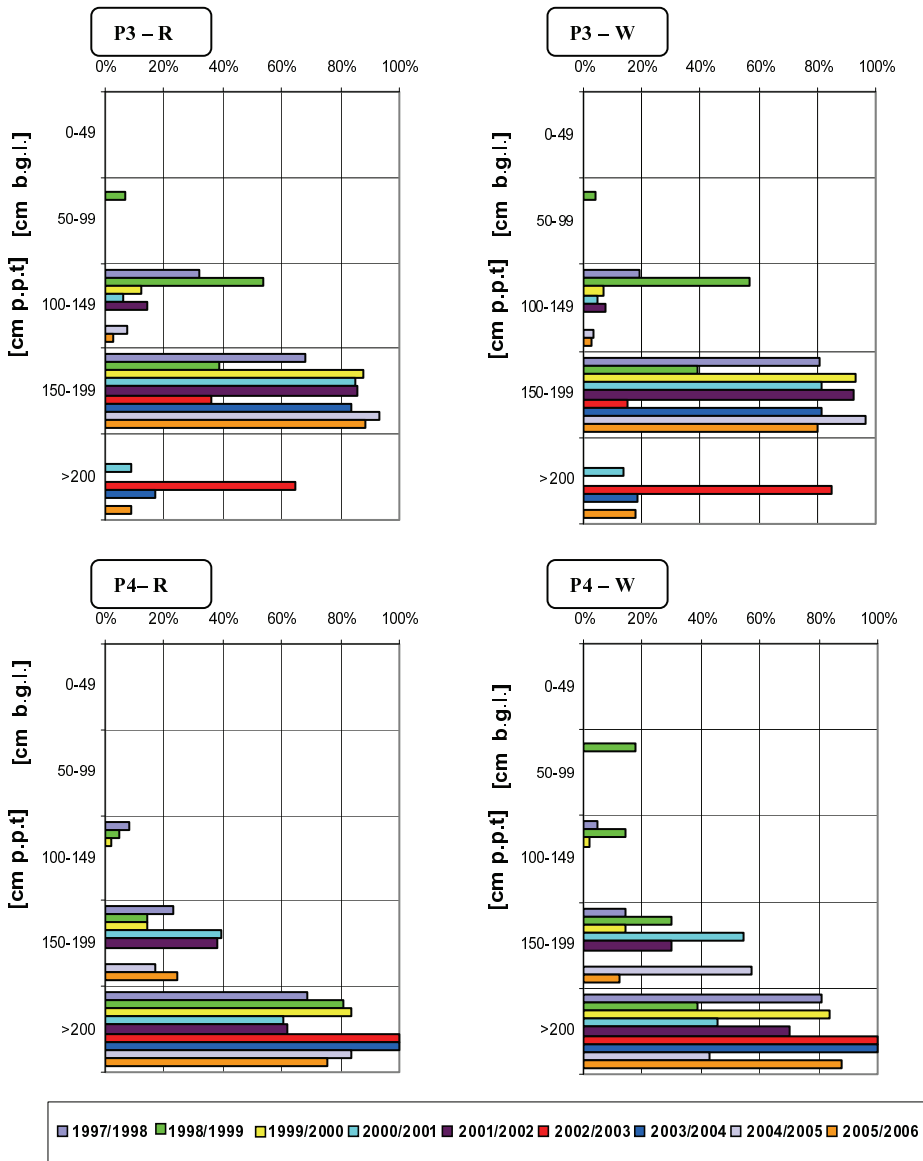
W piezometrze nr 2, podobnie w P1, większość stanów wód podziemnych występowała w strefie stanów dość niskich (od około 27% w roku 2003/2004 do 93% w roku 2004/2005) i bardzo niskich (od 11% w roku 1997/1998 do 74% w roku 2002/2003). W strefie stanów średnich obserwowano zwierciadło wody tylko w latach 1998/1999 (20%) i 2000/2001 (12%), jak również w latach 1997/1998 (4%), 2001/2002 (7%) i 2005/2006 (3%). W okresie wegetacyjnym zwierciadło wód podziemnych zalegało minimalnie niżej, szczególnie w roku 2002/2003, który był rokiem suchym (rys. 33).



P1-R – P1 rok – P1 year; P1-W – P1 okres wegetacyjny – P1 vegetation period

Rys. 33. Diagramy porównawcze frekwencji zalegania zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu i okresie wegetacyjnym w piezometrach nr P1 i P2

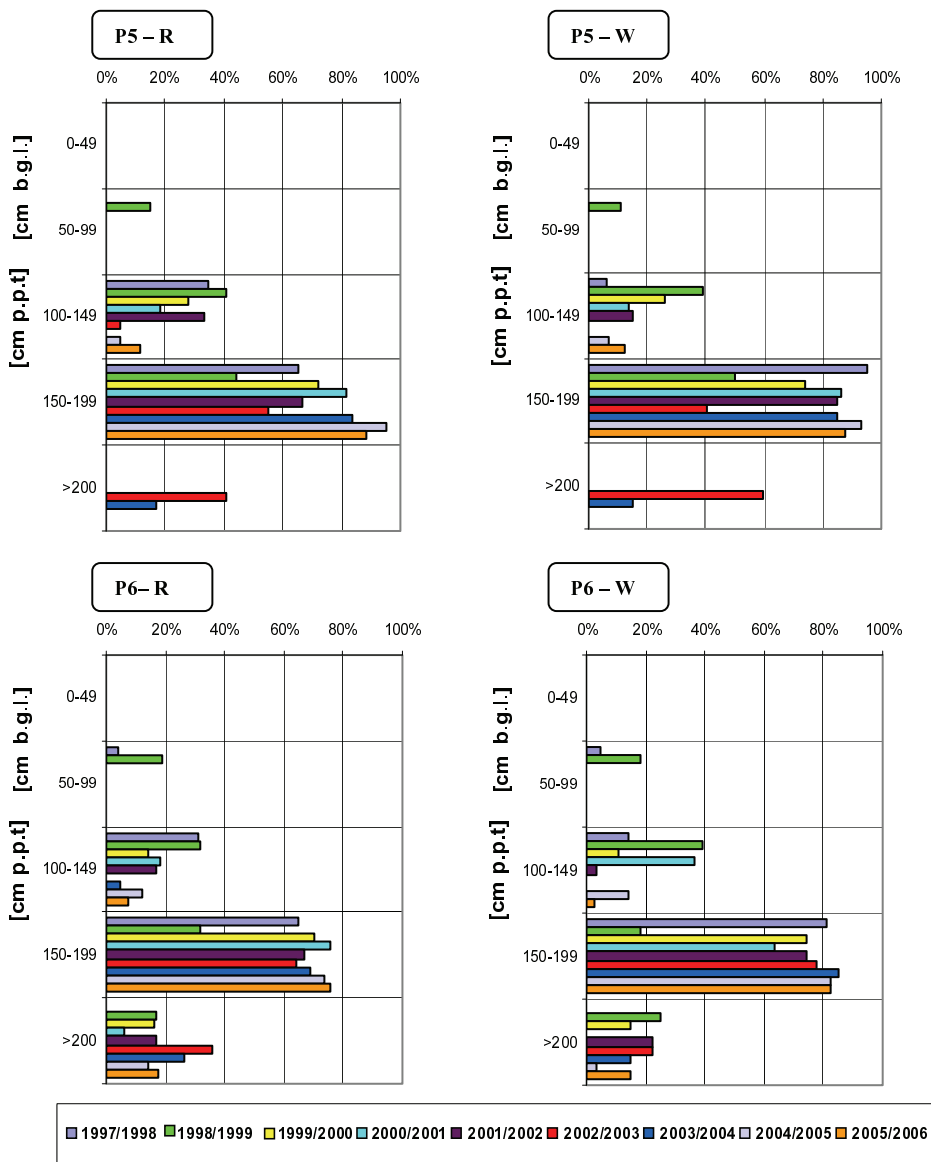
Fig. 33. Comparative diagrams of groundwater level flat-lying frequency on the Oder polder of Lipki-Oława in multiannual and vegetation period in the piezometers No. P1 i P2



P3-R – P3 rok – P3 year; P3-W – P3 okres wegetacyjny – P3 vegetation period

Rys. 34. Diagramy porównawcze frekwencji zalegania zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloletiu i okresie wegetacyjnym w piezometrach nr P3 i P4

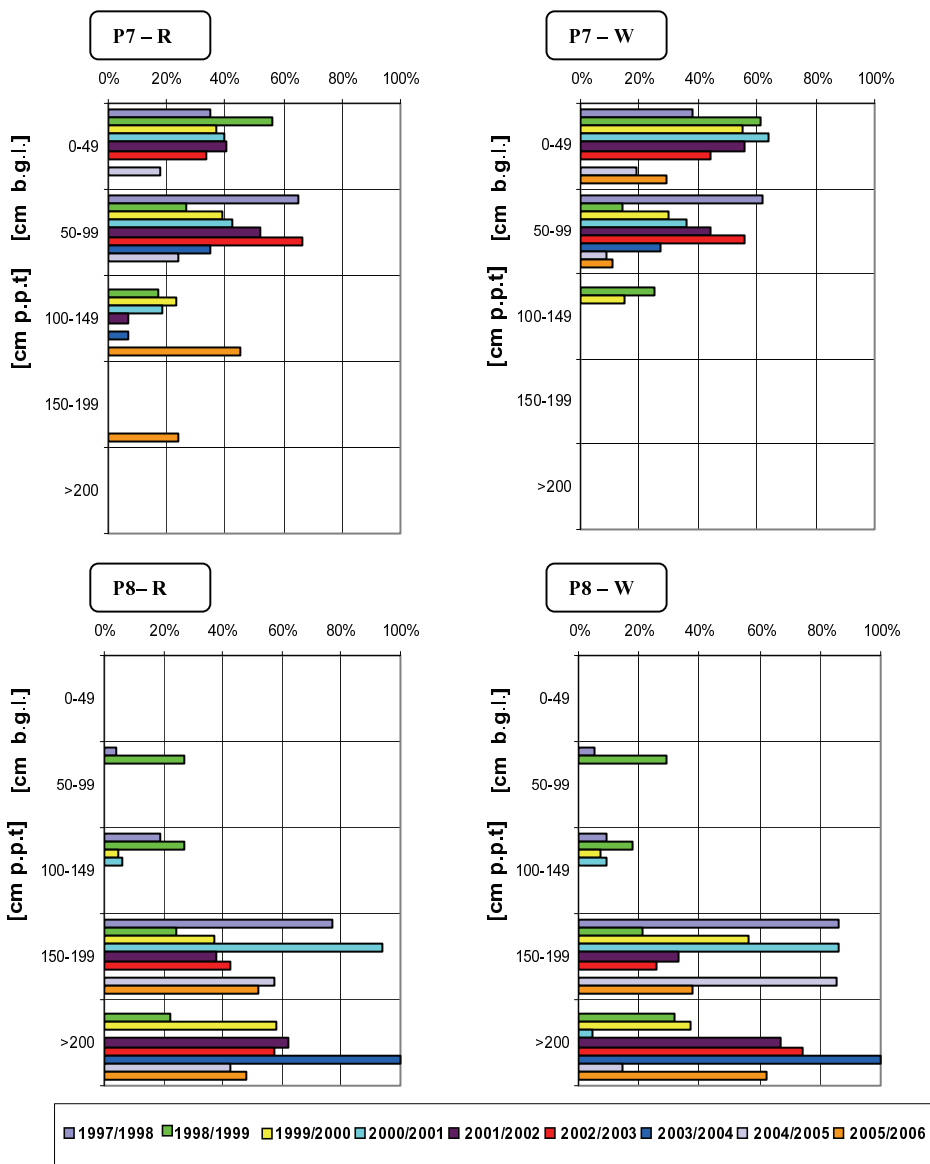
Fig. 34. Comparative diagrams of groundwater level flat-lying frequency on the Oder polder of Lipki-Oława in multiannual and vegetation period in the piezometers No. P3 i P4



P5-R – P5 rok – P5 year; P5-W – P5 okres wegetacyjny – P5 vegetation period

Rys. 35. Diagramy porównawcze frekwencji zalegania zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu i okresie wegetacyjnym w piezometrach nr P5 i P6

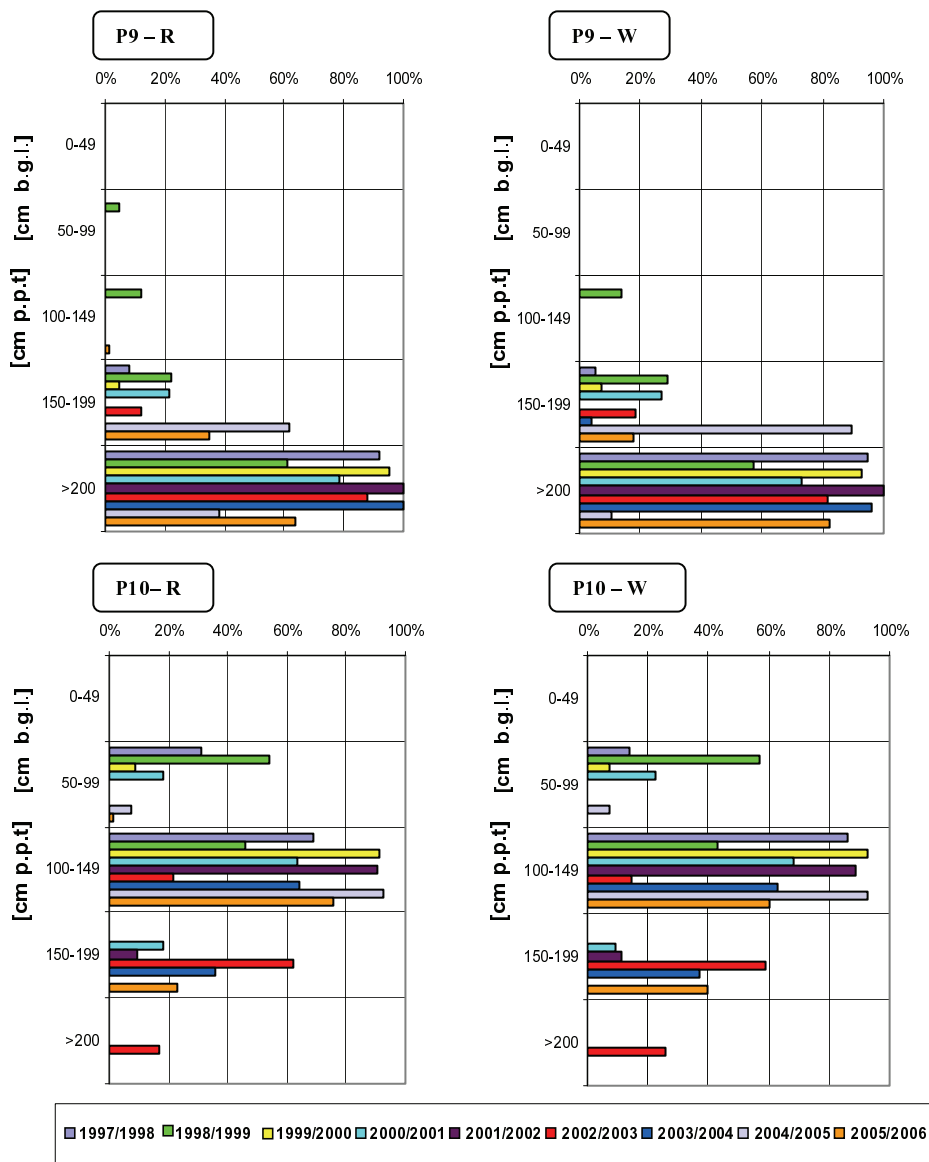
Fig. 35. Comparative diagrams of groundwater level flat-lying frequency on the Oder polder of Lipki-Oława in multiannual and vegetation period in the piezometers No. P5 i P6



P7-R – P7 rok – P7 year; P7-W – P7 okres wegetacyjny – P7 vegetation period

Rys. 36. Diagramy porównawcze frekwencji zalegania zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu i okresie wegetacyjnym w piezometrach nr P7 i P8

Fig. 36. Comparative diagrams of groundwater level flat-lying frequency on the Oder polder of Lipki-Oława in multiannual and vegetation period in the piezometers No. P7 i P8



P9-R – P9 rok – P9 year; P9-W – P9 okres wegetacyjny – P9 vegetation period

Rys. 37. Diagramy porównawcze frekwencji zalegania zwierciadła wód podziemnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława w badanym wieloletiu i okresie wegetacyjnym w piezometrach nr P9 i P10

Fig. 37. Comparative diagrams of groundwater level flat-lying frequency on the Oder polder of Lipki-Oława in multiannual and vegetation period in the piezometers No. P9 i P10

Zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 3 układało się przeważnie w strefie stanów dość niskich (od 36% w roku 2002/2003 do 93% w roku 2004/2005), jak również bardzo niskich (od 9% w latach 2001/2002 i 2005/2006 do 64% w roku 2002/2003). W pierwszych trzech latach po powodzi z lipca 1997 r. obserwowano również zwierciadło wód podziemnych w strefie stanów średnich (1997/1998 – 32%, 1998/1999 – 54%, 1999/2000 12%) podobnie jak w roku 2001/2002 (14%). W roku 1998/1999 7% wszystkich pomiarów wskazywało na położenie zwierciadła wód podziemnych w strefie stanów dość wysokich. W okresie wegetacyjnym, podobnie jak w przypadku innych omawianych piezometrów, zwierciadło wód podziemnych zalegało niżej w stosunku do średnich rocznych (rys. 34).

Głębokość zalegania zwierciadła wód podziemnych w piezometrze nr 4 w większości lat hydrologicznych była związana ze strefą stanów bardzo niskich (od 61% roku 2000/2001 do 100% w latach 2002/2003 i 2003/2004). Zwierciadło wody układało się również w strefie stanów dość niskich od 14% w roku 1999/2000 do 39% w 2000/2001. W okresie wegetacyjnym obserwowano obniżenie się zwierciadła wód podziemnych w latach 1997/1998, 2001/2002 i 2005/2006, podwyższenie się zwierciadła wód podziemnych w latach 1998/1999, 2000/2001 i 2004/2005, w pozostałych nie obserwowano zmian w stosunku do średniej rocznej (rys. 34).

Z pomiarów stanów wód podziemnych wykonanych w piezometrze nr 5 (jedynym położonym poza terenem polderu i poza lasem) wynika, że zwierciadło tych wód najczęściej zalegało w strefie stanów dość niskich (od 44% w roku 1998/1999 do 95% w roku 2004/2005), jak również w strefie stanów średnich (od 5% w 2002/2003 i 2004/2005 do 41% w roku 1998/1999). W latach 2002/2003 (40%) i 2003/2004 (17%) w strefie stanów bardzo niskich, a w roku 1998/1999 (15%) w strefie stanów dość wysokich. W okresie wegetacyjnym nie obserwowano większego obniżenia się zwierciadła wód podziemnych w tym piezometrze (rys. 35).

Częstość występowania zwierciadła wód podziemnych w piezometrze nr 6 w strefie stanów dość niskich w badanym wieloleciu była zdecydowanie największa (od 32% w roku 1998/1999 do 76% w roku 2000/2001), podobnie w okresie wegetacyjnym. W strefie stanów bardzo niskich zwierciadło zalegało od 6% w roku 2000/2001 do 36% w roku 2002/2003, strefie stanów średnich od 5% w roku 2003/2004 do 32% w roku 1998/1999, natomiast w strefie stanów dość wysokich zwierciadło wód podziemnych zalegało jedynie w latach 1997/1998 i 1998/1999 odpowiednio w 4% i 19% (rys. 35).

W części środkowej polderu, gdzie usytuowano piezometr nr 7, zwierciadło wód podziemnych w badanym wieloleciu występowało najczęściej w strefie stanów bardzo wysokich (od 18% w roku 2004/2005 do 56% w roku 1998/1999), jak również w strefie stanów dość wysokich (od 24% 2004/2005 do 67% w roku 2002/2003). W strefie stanów średnich zwierciadło układało się w latach 1998/1999 (7%), 1999/2000 (23%), 2000/2001 (19%), 2001/2002 (7%), 2002/2003 (7%) i 2005/2006 (45%), natomiast w strefie stanów dość niskich jedynie w roku 2005/2006 (24%). W okresie wegetacyjnym zwierciadło wód podziemnych nie występowało w strefie stanów dość niskich (rys. 36).

W piezometrze nr 8 zwierciadło wód podziemnych obserwowano najczęściej w strefach stanów dość niskich (od 24% w roku 1998/1999 do 94% w roku 2000/2001) i bardzo niskich (od 22% w roku 1998/1999 do 100% w roku 2003/2004). W latach 1997/1998–2000/2001 obserwowano również zwierciadło wód podziemnych w strefie

stanów średnich (od 6% w roku 2000/2001 do 27% w roku 1998/1999), natomiast w 1997/1998 (4%) i 1998/1999 (27%) zwierciadło wód podziemnych układało się również w strefie stanów dość wysokich. W okresie wegetacyjnym widoczne było przesunięcie się częstości występowania zwierciadła wód podziemnych w stronę stanów niższych (rys. 36).

Zwierciadło wód podziemnych w piezometrze nr 9 w zdecydowanej większości czasu układało się w strefie stanów bardzo niskich (od 38% w roku 2004/2005 do 100% w latach 2001/2002 i 2003/2004). W strefie stanów dość niskich zwierciadło wód podziemnych występowało ze znacznie mniejszą częstością (od 5% w roku 1999/2000 do 62% w roku 2004/2005), natomiast w strefie stanów średnich przebywało jedynie w latach 1998/1999 w udziale 12% i 2005/2006 – 2%. W roku 1998/1999 około 5% pomiarów wskazywało na położenie zwierciadła wód podziemnych w strefie stanów dość wysokich. W okresie wegetacyjnym widoczne było przesunięcie się częstości występowania zwierciadła wód podziemnych w stronę stanów niższych (rys. 37).

W piezometrze nr 10 zwierciadło wód podziemnych występowało najczęściej w strefie stanów średnich (od 21% w roku 2002/2003 do 93% w roku 2004/2005). W strefie stanów dość niskich występowało w latach: 2000/2001 (18%), 2001/2002 (10%), 2002/2003 (62%), 2003/2004 (36%), 2005/2006 (23%), w strefie stanów dość wysokich w latach: 1997/1998 (31%), 1998/1999 (54%), 1999/2000 (9%), 2000/2001 (18%), 2004/2005 (7%), 2005/2006 (1%), natomiast w strefie stanów bardzo niskich jedynie w roku 2002/2003 w udziale 17% obserwacji. W okresie wegetacyjnym widoczne było przesunięcie się częstości występowania zwierciadła wód podziemnych w stronę stanów niższych oprócz roku 1998/1999 (rys. 37).

Jak wynika z przeprowadzonych badań, optymalne dla drzew położenie zwierciadła wód podziemnych (wg Mitsierlicha [1971] od 80 cm p.p.t do 150 cm p.p.t) występowało w części północno-wschodniej polderu, głównie w sąsiedztwie piezometru P10, jak i w części centralnej polderu, w sąsiedztwie piezometru P7. W strefie stanów niskich i dość niskich, mało korzystnych dla drzew, zwierciadło wód podziemnych zalegało szczególnie w części zachodniej polderu (P2, P3, P4, P9, P8), jak również w piezometrze P1, który jest położony blisko koryta Odry w części południowo-wschodniej. Najwyższe położenie zwierciadła wód podziemnych obserwowano w całym okresie badawczym głównie wczesną wiosną, natomiast najniższe latem i wczesną jesienią. W ciągu roku największą alimentacją wód podziemnych charakteryzowały się obszary położone wzdłuż koryta Odry, gdzie występują siedliska o najwyższej bonitacji.

Z przeprowadzonych badań wynika, że dynamika zalegania zwierciadła wód podziemnych na tym obszarze determinowana jest zarówno warunkami meteorologicznymi, reżimem hydrologicznym rzek Odry i Smortawy, jak również czynnikiem antropogenicznym, jakim jest intensywna gospodarka leśna, a szczególnie wycinka drzewostanów. Zmiany warunków meteorologicznych w okresie badawczym wydatnie odbiły się na kształtowaniu się poziomu wód podziemnych na terenie leśnym polderu. W latach wilgotnych (1998/1999 i 2005/2006), gdy teren polderu został zalany, wzrost nadwyżki opadów nad parowaniem pociągnął za sobą zwiększenie zapasu wody podziemnej, a cykl wahań zwierciadła wody ulegał zakłóceniom. W roku suchym (2002/2003) zasoby wodne uległy dużemu wyczerpaniu, co przejawiało się bardzo niskimi stanami wód podziemnych i okresowym brakiem wody w korytach rzek polderowych. Hydrologiczne

skutki suszy atmosferycznej silnie zakłóciły roczny rytm zmian zasobów wód gruntowych. Skutki suszy widoczne były jeszcze w roku następnym 2003/2004, szczególnie w okresie wegetacyjnym (rys. 24, 33–37). Na zaburzenia bilansu wodnego, spowodowane warunkami meteorologicznymi, nakładała się intensywna wycinka drzewostanów, co w sumie mogło w istotny sposób wpłynąć na zmiany w układzie miejscowych stosunków biocenotycznych.

4.6. SKŁAD CHEMICZNY I JAKOŚĆ WÓD

Aby scharakteryzować stan czystości i zmienności składu chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych na badanym obiekcie, wykorzystano wyniki analiz fizykochemicznych wód powierzchniowych, wykonanych w latach 1997/1998 – 2005/2006 dla 13 wskaźników fizykochemicznych w wodach cieków: Smortawy (km 7+105), Otocznicy (km 8+800) i Lichawy (km 2+800) i sieci 10 piezometrów położonych na terenie polderu. Jakość wód określono na podstawie Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników prezentacji stanu tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284).

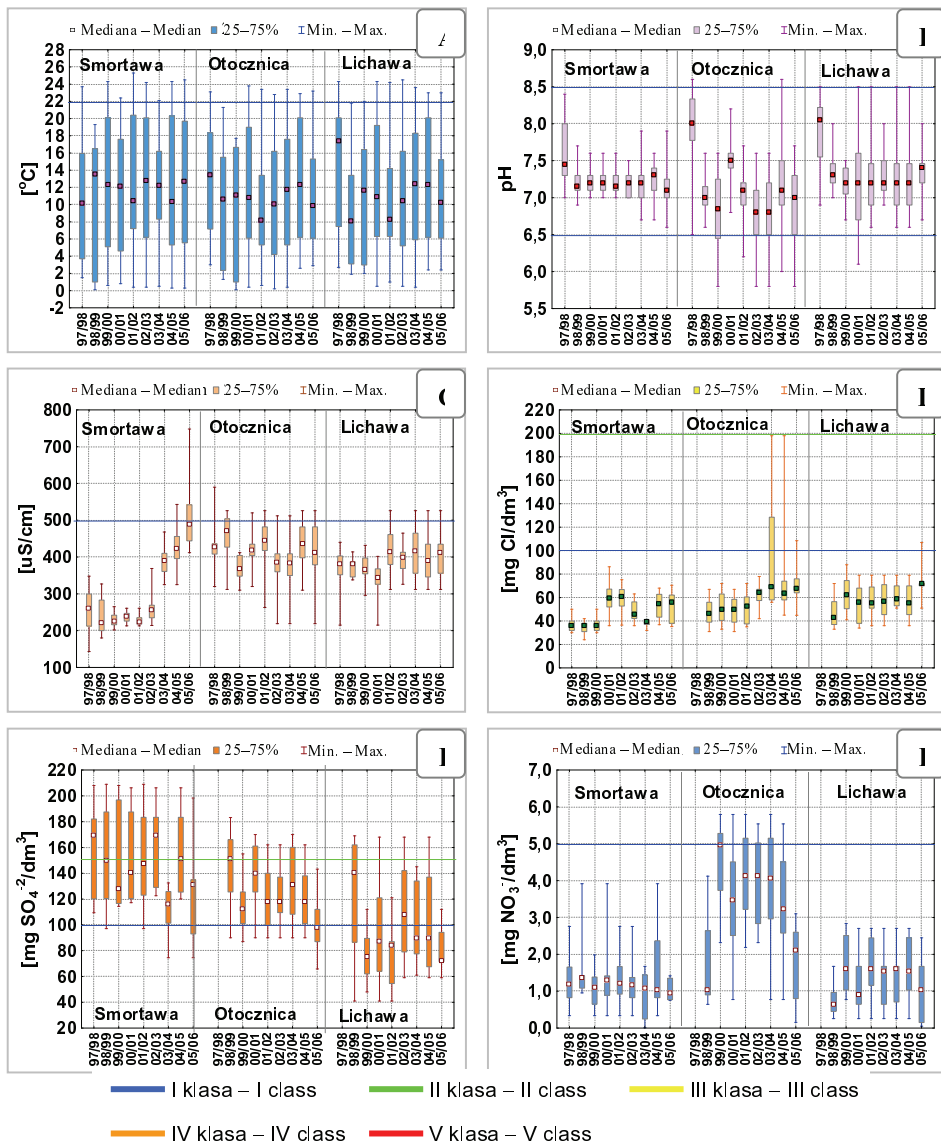
4.6.1. WODY POWIERZCHNIOWE

Rozkład temperatur w Smortawie, Otocznicy i Lichawie był zbliżony w badanych latach (rys. 38 A). Temperatury wody wahały się od 0,1°C (w roku 1998/1999) do 25,3°C (w roku 2001/2002) w Smortawie, natomiast w ciekach polderowych od 0,4°C (w roku 2003/2004) do 24,5°C (w roku 2002/2003). Ze względu na ten parametr w roku hydrologicznym i okresach wegetacyjnych wody te zaliczono we wszystkich latach do klasy I – wody bardzo dobrej jakości (rys. 38 A). Średnia temperatura z wielolecia wyniosła w Smortawie 12,6°C, w Otocznicy 11,5°C, a Lichawie 11,2°C (tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy wskazują, że rozkład danych jest zbliżony do rozkładu normalnego. Równocześnie średnie i mediany są zbliżone (różnice około 10%), co w sumie pozwala na postawienie tezy, że w dłuższym okresie nie ma zagrożenia dla czystości wód przez zmiany temperatury wody w badanych ciekach. Ponadto, obliczone współczynniki zmienności dla tego parametru są zbliżone, a w przypadku cieków polderowych są niemal identyczne, co świadczy o dużym ich podobieństwie (tab. 31–33).

W badanym wieloleciu największe zróżnicowanie odczynu wód zaobserwowano w Otocznicy, gdzie pH osiągało wartości od 5,8 (słabo kwaśny) w latach 1999/2000, 2002/2003, 2003/2004 i 2005/2006 do 8,6 (słabo zasadowy) w roku 1997/1998 (rys. 38 B). Cieki polderowe charakteryzowały się większymi amplitudami pH w porównaniu ze Smortawą, dla której odczyn wód wahał się od 8,4 (słabo zasadowy) w roku 1997/1998 do 6,6 (słabo kwaśny) w roku 2005/2006. Największe amplitudy wahania odczynu wody obserwowano w roku 1997/1998 dla wód Smortawy, w roku 2004/2005 dla Otocznicy, natomiast w roku 2000/2001 dla Lichawy. Większe w stosunku do uregulowanego odcinka Smortawy zmiany pH wód cieków polderowych

spowodowane są inną dynamiką zmian reżimu hydrologicznego rzek niosących zazwyczaj małą ilość wody, a przez to wymywaniem osadów dennych i zmianami warunków fizykochemicznych wody. Szczególnie jest to widoczne w latach 1997/1998 – 1998/1999, gdzie odczyn wód we wszystkich ciekach uległ gwałtownemu obniżeniu (rys. 38 B). Ze względu na odczyn – wody wszystkich cieków zaklasyfikowano jako wody bardzo dobrej jakości (I klasa) (tab. 31–33). Wartości kurtozy i skośności wskazują, że rozkład danych jest różny od normalnego (tab. 31–33). Równocześnie wartości mediany są niższe w okresie wegetacyjnym od średniej, co wskazuje, że w zbiorach danych przeważają wartości niższe od średniej o około 2%, natomiast liczone dla całego okresu badawczego – wyższe o około 3%. Pozwala to na stwierdzenie, że w dłuższym okresie czasu nie ma zagrożenia dla czystości wód tych cieków przez zmianę odczynu wody. Obliczone współczynniki zmienności dla pH w całym okresie badawczym są do siebie zbliżone, co świadczy o dużym podobieństwie w kształtowaniu się odczynu wody w okresie badawczym (tab. 31–33).

Przewodnictwo właściwe wody było najwyższe w Smortawie w roku 2005/2006, osiągając wartość 748 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w maju, po kwietniowym zalaniu tego terenu wodami powodziowymi. Poza tym rokiem – wartości przewodnictwa właściwego wody były niższe w stosunku do cieków polderowych i zawierały się w zakresie od 143 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 1997/1998 do 543 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2004/2005 (rys. 38 C). Zwraca również uwagę zwiększenie przewodności właściwej w trzech ostatnich latach badań w tej rzece, po roku suchym, co prawdopodobnie jest spowodowane zmianami w przepływie i piętrzeniu rzeki, przez co uruchomione zostały zanieczyszczenia z osadów dennych. Wartości przewodności elektrycznej wody wahały się w ciekach polderowych od 590 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 1997/1998 do 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2002/2003, 2003/2004 i 2005/2006 w Otocznicy i od 526 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2001/2002 i 2003/2004 – 2005/2006 do 215 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 1997/1998 (rys. 38 C). Dla wszystkich rzek wody te były bardzo dobrej jakości (I klasa) (rys. 38 C). Wartości skośności wskazują, że dla Smortawy zarówno w całym okresie badawczym, jak i w okresach wegetacyjnych rozkład nie był zbliżony do normalnego, natomiast w ciekach polderowych rozkład normalny otrzymano w okresie wegetacyjnym w Otocznicy i dla całego okresu badawczego dla Lichawy. Wartości mediany były niższe o około 10% w stosunku do średniej w Lichawie i Smortawie w całym okresie badawczym i okresie wegetacyjnym, natomiast dla rzeki Otocznicy wartości mediany były około 6% większe od średniej, dlatego też można sądzić, że wody tych cieków nie są narażone na obniżenie się jakości wód ze względu na ten parametr. Wartości współczynników zmienności dla przewodności elektrolitycznej wody w wieloleciu 1997/1998–2005/2006 są dwukrotnie niższe w ciekach polderowych w stosunku do Smortawy, co wskazuje na większą dynamikę zmian przewodności elektrycznej wody w tym okresie, szczególnie w roku 2005/2006 (tab. 31–33).



Rys. 38. Jakość wód rzek Smortawy, Otocznicy i Lichawy w badanym wieloleciu: A) temperatura, B) pH, C) przewodnictwo właściwe wody, D) chlorki, E) siarczany, F) azotany

Fig. 38. Quality of water in Smortawa, Otocznica and Lichawa rivers water in multiannual: A) temperature, B) pH, C) water electrical conductivity, D) chloride, E) sulphate, F) nitrate

Tabela 31
Table 31

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód rzeki Smortawy w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of Smortawa waters in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnia Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V %		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	335	236	12,16	16,4	12,1	17,0	0,1	3,2	25,3	25,3	7,34	5,30	60	32	0,01	-0,30	-1,28	-0,95
pH	pH	335	236	7,21	7,4	7,2	7,2	6,6	2,0	8,4	73,0	0,21	0,25	3	6	1,47	1,59	5,02	4,99
*EC	µS/cm	335	236	337,65	342	289	309	143	189	748	748	122,17	126,19	36	37	0,78	0,96	-0,18	0,34
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	103	113	46,44	47,16	41,00	41,00	24,00	24,00	86,20	86,20	13,00	14,56	28	31	0,70	0,80	-0,34	-0,19
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	103	113	147,40	141,64	132,50	132,50	74,50	74,50	209,00	209,00	36,30	38,79	25	27	0,26	0,55	-1,09	-0,82
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	103	113	1,27	1,22	1,29	0,95	0,01	0,01	3,92	3,92	0,78	0,92	62	75	1,42	1,55	2,64	2,21
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	103	113	0,680	0,800	0,464	0,540	0,050	0,050	5,497	5,497	0,85	1,08	125	135	3,92	3,29	19,15	11,41
**Fe og.	mg Fe/dm ³	103	113	0,86	0,89	0,78	0,80	0,15	0,15	2,900	2,900	0,53	0,63	62	70	1,19	1,21	1,51	1,38
***Iw.og	mg Ca- CO ₃ /dm ³	103	113	423,5	418,1	422,8	421,2	321,0	321,0	579,0	512,0	44,84	46,89	11	11	0,56	0,00	1,37	-0,65
K ⁺	mg K/dm ³	51	55	5,48	5,84	5,70	5,80	3,00	4,00	11,30	11,30	1,25	1,56	23	27	7,05	7,26	50,08	53,36
Na ⁺	mg Na/dm ³	51	55	11,44	11,48	11,10	11,30	8,90	8,90	17,30	17,30	1,91	2,07	96	93	6,90	7,10	48,63	51,77
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	51	55	94,54	91,19	89,76	88,85	67,12	67,12	150,00	150,00	15,71	16,26	16	18	2,30	2,28	6,40	6,56
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	51	55	16,67	16,27	16,90	16,30	6,30	6,30	26,80	26,80	4,63	14,95	28	31	5,72	5,70	37,79	38,41

* przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 32
Table 32

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód rzeki Otocznicy w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of Otocznica waters in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnia Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ [-]		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	311	201	11,50	14,79	10,50	14,50	0,40	3,40	24,50	23,80	5,07	60	34	0,22	0,05	-1,16	-1,24	
pH		311	201	7,22	7,12	7,30	7,10	4,10	5,80	8,50	8,60	0,81	11	7	-2,12	0,35	7,12	1,16	
*EC	µS/cm	311	201	396,4	417,5	390,0	412,0	215,0	263,0	526,0	526,0	58,22	15	13	0,44	0,14	0,05	-0,46	
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	94	53	58,25	67,76	56,00	59,00	33,00	31,00	107,00	198,00	35,95	26	53	0,24	2,20	-0,13	5,30	
SO ₄ ²⁻	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	94	53	96,30	125,53	87,00	125,00	41,00	65,80	169,00	162,00	37,27	39	19	0,67	-0,11	-0,63	-0,69	
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	94	53	1,35	3,56	1,55	3,35	0,05	0,16	2,83	5,80	0,79	1,64	59	46	0,27	-0,43	-0,79	
Mn ²⁺	Mg Mn//dm ³	106	67	0,625	0,800	0,230	0,320	0,062	0,123	1,990	5,4970	0,70	0,89	111	111	1,16	2,77	-0,51	11,47
**Fe og.	mg Fe/dm ³	110	68	1,23	1,58	0,89	0,95	0,18	0,30	5,60	5,30	1,14	1,42	92	90	2,38	1,34	5,23	0,51
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	53	240,0	203,3	289,0	215,0	41,0	59,0	435,0	389,0	99,47	102,81	41	51	-0,47	0,07	-0,80	-1,65
K ⁺	mg K/dm ³	28	18	9,38	9,97	10,20	10,30	5,60	3,75	11,60	16,60	1,76	2,51	19	25	-0,88	0,05	-0,37	3,87
Na ⁺	mg Na/dm ³	21	10	27,11	22,23	27,20	25,70	24,30	11,50	28,95	28,95	1,43	6,79	5	31	-0,07	-0,85	-0,85	-1,18
Ca ²⁺	mg Ca/dm ³	21	10	62,51	73,94	64,97	70,09	32,40	57,80	76,40	90,68	11,23	12,28	18	17	-1,61	0,23	2,50	-1,59
Mg ²⁺	mg Mg/dm ³	21	10	11,43	10,70	12,10	11,05	5,23	5,67	13,52	13,30	1,90	2,19	17	20	-1,78	-1,36	4,71	2,50

* przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, ***twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 33
Table 33

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód rzeki Lichawy w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of Lichawy waters in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnia Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ		V		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	310	201	11,1	15,4	10,3	15,2	0,1	5,2	23,8	24,5	6,66	5,16	60	34	6,67	5,16	60	34
pH	pH	310	201	7,1	7,3	7,1	7,2	5,8	4,1	8,6	8,5	0,54	0,57	8	8	0,54	0,57	8	8
EC	µS/cm	310	201	415	394	412	389	219	215	590	526	60,66	60,56	15	15	60,67	60,56	15	15
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	93	60	62,67	59,02	58,00	56,00	31,00	36,00	198,00	107,00	28,92	13,77	46	23	28,92	13,77	46	23
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	93	60	125,59	92,40	121,00	87,00	65,80	41,00	183,20	169,00	26,71	34,62	21	37	26,71	34,62	21	37
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	93	60	3,40	1,31	3,35	1,55	0,16	0,05	5,80	2,83	1,61	0,80	47	61	1,61	0,80	47	61
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	107	71	0,707	0,659	0,320	0,230	0,062	0,062	5,497	1,990	0,79	0,72	111	109	0,79	0,72	111	109
**Fe og.	mg Fe/dm ³	108	75	1,45	1,36	1,00	0,80	0,12	0,18	5,30	5,60	1,32	1,34	91	99	1,32	1,34	91	99
****Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	93	60	193,1	220,4	162,0	255,0	55,0	41,0	389,0	435,0	98,52	110,20	51	50	98,52	110,20	51	50
K ⁺	mg K/dm ³	28	25	9,43	10,00	10,10	10,20	3,75	5,60	16,60	11,60	2,37	1,32	25	13	2,37	1,32	25	13
Na ⁺	mg Na/dm ³	16	17	24,13	27,48	26,62	27,26	11,50	25,30	28,95	28,95	5,89	1,43	24	5	5,89	1,43	24	5
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	16	17	68,19	63,14	67,35	68,12	36,24	32,40	90,68	76,40	14,19	13,23	21	21	14,19	13,23	21	21
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	16	17	10,95	11,54	11,25	12,10	5,67	5,23	13,52	13,52	2,06	1,98	19	17	2,06	1,98	19	17

* przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Zawartość jonów chlorkowych w rozpatrywanym wieloleciu w badanych ciekach jest porównywalna. Największe ich stężenia notowano w ciekach polderowych, szczególnie w Otocznicy. Stężenia chlorków w Smortawie wahały się od 86,00 mg Cl/dm³ w roku 2000/2001 do 24,00 mg Cl/dm³ w roku 1998/1999 (rys. 38 D). W ciekach polderowych ich stężenia mieściły się między 198,00 mg Cl/dm³ w latach 2003/2004 i 2004/2005 do 31,00 mg Cl/dm³ w roku 2000/2001 w Otocznicy i zawierały się w granicach od 107,00 mg Cl/dm³ w roku 2005/2006 do 33,00 mg Cl/dm³ w roku 1998/1999 w Lichawie (rys. 38 D). Ze względu na ten parametr wody omawianych rzek zaliczono do bardzo dobrej jakości – klasa I (tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład nie jest zbliżony do rozkładu normalnego, a wartości mediany dla wszystkich trzech rzek były mniejsze od średnich o około 10%, dlatego też wydaje się, że zawartość chlorków jest względnie stabilna w tych wodach i nie występuje większe zagrożenie zmiany klasy jakości ze względu na ten parametr. Obliczone współczynniki zmienności dla chlorków wskazują na większą dynamikę i zróżnicowanie stężeń chlorków w Otocznicy o około 40% w stosunku do Lichawy i Smortawy, co tłumaczyć można większym wpływem czynnika antropogenicznego na wody tej rzeki, szczególnie w okolicach przekroju hydrochemicznego (w okolicach przekroju hydrochemicznego występują pola uprawne i praktycznie brak jest strefy brzegowej) (tab. 31–33).

Siarczany w wodach powierzchniowych występują bardzo powszechnie, należą wraz z jonami chlorkowymi do podstawowych anionów występujących w tym środowisku. Ich stężenie wynosi zazwyczaj 10–80 mg SO₄/dm³ [Dojlido 1995]. Największe stężenia siarczanów w całym wieloleciu notowano w rzece Smortawie, a szczególnie w latach 1998/1999 i 2001/2002, gdzie ich maksymalne stężenie wyniosło 209 mg SO₄/dm³ (rys. 38 E). Najniższe natomiast było w latach 2003/2004 i 2005/2006 a równało się 74,5 mg SO₄/dm³. Cieki polderowe, w stosunku do Smortawy charakteryzują się niższymi stężeniami siarczanów o około 20% w przypadku Otocznicy i około 50% dla Lichawy. Dla Otocznicy stężenia wahały się od 183,20 mg SO₄/dm³ w roku 1998/1999 do 65,80 mg SO₄/dm³ w roku 2005/2006, a dla Lichawy od 169,00 mg SO₄/dm³ w roku 1998/1999, 2000/2002, 2002/2003 i 2004/2005 do 41,00 mg SO₄/dm³ w roku 1998/1999, 2000/2001 i 2001/2002 (rys. 38 E). Zróżnicowanie stężeń siarczanów w wodach powierzchniowych badanego obszaru związane jest głównie z wymywaniem skał i gleb, szczególnie przy zwiększonych przepływach i gwałtownych wahaaniach zwierciadła wody [Krzemińska 2002]. Ze względu na ten parametr jakość wód Smortawy w latach 1997/1998 i 2002/2003 była niezadowalająca (III klasa), w pozostałych latach dobra (II klasa). Cieki polderowe charakteryzowały się lepszą jakością. Otocznicę zaliczono do II klasy czystości wód, oprócz roku 2005/2006, gdzie rzeka ta niosła wody bardzo dobrej jakości. Ze względu na stężenia siarczanów – wody Lichawy zaliczono do I klasy, oprócz lat 1997/1998, 2002/2003, 2003/2004 i 2004/2005, kiedy to klasyfikowano je jako wody dobrej jakości – II klasa (rys. 38E, tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy wskazują, że rozkład danych był zbliżony dla Smortawy i Lichawy w roku, natomiast dla Otocznicy – w okresie wegetacyjnym. Wartości mediany były o około 10% niższe od średniej dla wszystkich rzek, stąd, podobnie jak dla chlorków można wnioskować o względnej stabilności siarczanów w wodach tych cieków i braku większego zagrożenia zmiany klasy jakości ze względu na ten parametr. Obliczony

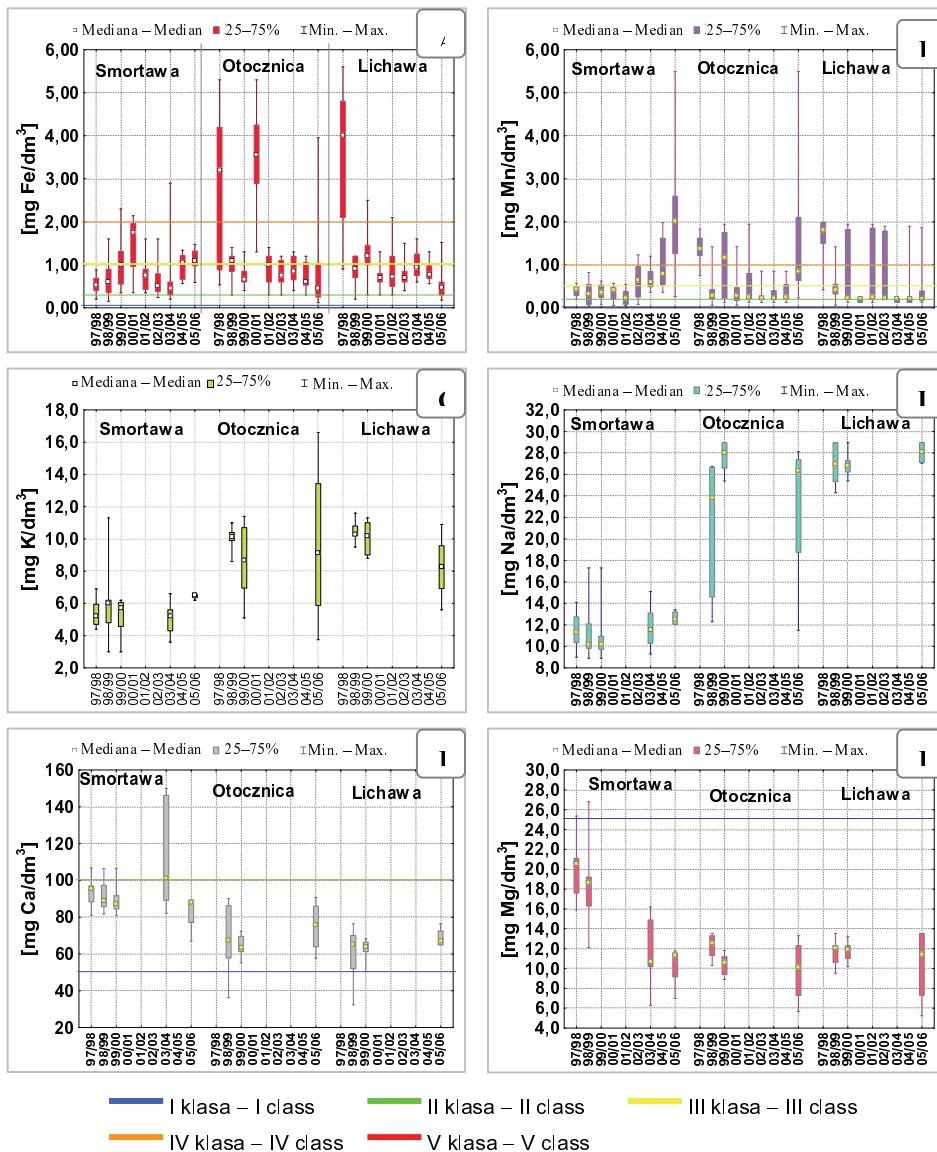
współczynnik zmienności dla siarczanów osiągnął największą wartość dla Lichawy i był on o około 35% większy od pozostałych cieków (tab. 31–33).

Głównym źródłem azotanów w wodach powierzchniowych są zanieczyszczenia obszarowe, które powodują duże zanieczyszczenia wód powierzchniowych, szczególnie po nawalnych deszczach, i spływ azotanów z pól [Dojlido 1995]. W badanych ciekach najwyższe stężenia azotanów występowały w Otocznicy, najniższe w Lichawie (rys. 38 F). W rzece Smortawie największe zawartości azotanów stwierdzono w latach 1998/1999, 2000/2001 i 2004/2005 wynoszące $3,92 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$, najniższe w roku 2003/2004 – $0,01 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$. W Otocznicy najwyższe stężenie, wynoszące $5,80 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$, zanotowano w latach 1999/2000, 2000/2001 i 2003/2004, najniższe w roku 2005/2006 równe $0,15 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$. Zwiększenie zawartości azotanów w Otocznicy można tłumaczyć usytuowaniem przekroju hydrochemicznego wśród pól uprawnych, jak również brakiem strefy przybrzeżnej i prawie bezpośrednim kontaktem z polem uprawnym, a przez to – zwiększenie stężenia azotanów w wodach tego cieku poprzez spływy powierzchniowe. W Lichawie, stężenia azotanów były porównywalne do występujących w Smortawie i wahały się od $2,83 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ w roku 1999/2000 do $0,05 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ w roku 2005/2006. Ze względu na ten parametr – wody wszystkich omawianych rzek zaklasyfikowano jako wody bardzo dobrej jakości (I klasa) dla wszystkich lat i w odpowiadających im okresach wegetacyjnych (rys. 38 F, tab. 31–33). Maksymalne zaobserwowane stężenia azotanów były niskie i nie przekraczały poziomu $\geq 40,00 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$, który wg Dz. U. Nr 241/2002, poz. 2093 uważany jest za próg zagrożenia wód azotanami. Wartości skośności i kurtozy obliczone dla azotanów sugerują, że rozkład danych dla Lichawy jest zbliżony do normalnego, podobnie jak dla Smortawy i Otocznicy, z wyjątkiem okresu wegetacyjnego. Równocześnie wartości mediany w Smortawie i Otocznicy są niższe od średniej z wielolecia i różnią się od siebie o około 3%, natomiast dla Lichawy są wyższe o około 12%, co pozwala wnioskować o względnej stabilności stężeń azotanów w wodach Otocznicy i Smortawy. Dla Lichawy w zbiorach danych przeważają wartości wyższe od średniej, co pozwala sądzić, że w dłuższym okresie czasu czystość tych wód może być zagrożona przez zmianę stężeń azotanów. Współczynniki zmienności osiągały porównywalne wielkości, przy czym większą zmiennością stężeń azotanów charakteryzowała się Smortawa (tab. 31–33).

Stężenia manganu w wodach powierzchniowych w badanym wieloleciu ulegały dużemu zróżnicowaniu. Największe wartości obserwowano głównie w ciekach polderowych – Lichawie i Otocznicy (rys. 39 B), gdzie zawartość manganu wahała się od $0,062 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ w Lichawie w roku 1998/1999 i $0,123 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ w Otocznicy w roku 2000/2001 do $1,99 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ w Lichawie w roku 1997/1998 i $5,497 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ w Otocznicy w roku 2005/2006 (rys. 39 B). W wodach Smortawy stężenia manganu wykazywały mniejsze wahania w pierwszych 5 latach badań, natomiast począwszy od roku 2002/2003 obserwowano zwiększenie zawartości tego pierwiastka w Smortawie, szczególnie w ostatnim roku badań. Rok 2005/2006 był wilgotny, zarejestrowano nie tylko zwiększoną ilość opadów w stosunku do średniej z wielolecia, ale również gwałtowne przybory wód we wszystkich badanych rzekach, szczególnie w kwietniu, co było jedną z przyczyn nadmiernego wymywania manganu z podłoża i zwiększenia się jego stężeń w wodach tych rzek. Ze względu na ten parametr Otocznicę i Lichawę zaliczono

w sumie do III klasy czystości, natomiast Smortawę do klasy IV (rys. 39 B), (tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych znacznie odbiegał od rozkładu normalnego, a wartości mediany w stosunku do średniej były około 30% niższe. Dlatego można postawić tezę, że w dłuższym okresie czasu – wody, ze względu na ten parametr, nie będą już ulegać pogorszeniu jakości. Współczynniki zmienności stężeń manganu w wodach badanych cieków były duże (od 111% w Otocznicy i Lichawie do 135% w Smortawie), przy czym różniły się od siebie o około 17%, co świadczy o podobnej dynamice stężeń manganu w wodach tych rzek (tab. 31–33).

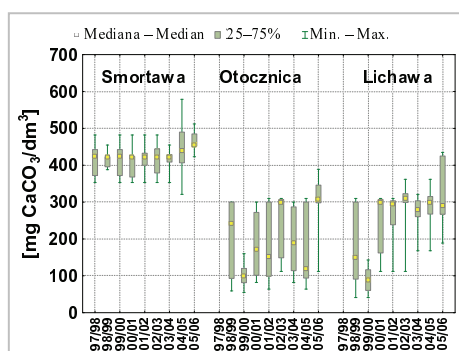
Największe stężenia żelaza ogólnego w badanym wieloleciu notowano głównie w ciekach polderowych – Otocznicy i Lichawie, gdzie osiągały wartości maksymalne dla Otocznicy równe $5,30 \text{ mg Fe/dm}^3$ w latach 1997/1998 i 2000/2001, a dla Lichawy $5,6 \text{ mg Fe/dm}^3$ w roku 1997/1998 (rys. 39 A). Najniższe stężenia żelaza ogólnego dla tych cieków stwierdzono w ostatnim roku badań, wynosiły one odpowiednio dla: Otocznicy $0,12 \text{ mg Fe/dm}^3$ i Lichawy $0,20 \text{ mg Fe/dm}^3$. W ciekach tych zauważono również, że największe amplitudy i mediany, świadczące o najwyższych stężeniach, zarejestrowano w latach wilgotnych, przy dużych opadach i przepływach, które w latach następnych malały. Stężenie żelaza ogólnego w wodach rzeki Smortawy było średnio 30-krotnie niższe niż w ciekach polderowych. Największą zawartość żelaza ogólnego, wynoszącą $2,9 \text{ mg Fe/dm}^3$ w wodach Smortawy, notowano w roku 2003/2004, natomiast najniższą, równą $0,15 \text{ mg Fe/dm}^3$, w roku 1998/1999 (rys. 39A). Różnice w zawartości żelaza w wodach tych cieków, jak sądzi autorka, wynikały z tego, że ciek polderowe, niosące małą ilość wody przy gwałtownych wezbraniach i dużych przepływach, wymywają z podłoża żelazo (gleby brunatne silnie oglejone), które występowało w nich w postaci rozpuszczonej, koloidalnej lub jako zawiesina w zależności od zawartości substancji organicznych, tlenu, dwutlenku węgla, działalności mikroorganizmów i odczynu wody. Ze względu na ten parametr – wody Smortawy zaliczono w większości lat do klasy III (zadowalającej jakości), natomiast w roku 2000/2001 – do klasy IV (jakość niezadowalająca) i 2005/2006 do klasy V (wody złej jakości). Oba ciek polderowe zakwalifikowano ze względu na ten parametr w większości lat do II klasy czystości, w roku 1999/2000 do klasy IV, a w roku 1997/1998 do klasy V, natomiast w roku 2000/2001 jakość wód Otocznicy określono jako złą – V klasa (tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie jest zbliżony do normalnego, a wartości mediany w porównaniu ze średnią z badanego wielolecia były niższe, co sugerowałoby stan, w którym ich jakość nie ulegałaby dalszemu obniżeniu ze względu na ten parametr (tab. 31–33). Porównując współczynniki zmienności stężeń żelaza w badanych ciekach, zauważono ich porównywalne wartości dla cieków polderowych (Otocznica 91% i Lichawa 92%), natomiast dla Smortawy otrzymano współczynnik zmienności niższy (62%), co autorka wiąże ze zmniejszoną dynamiką wymywania żelaza z podłoża, a przez to obecnością niższych stężeń żelaza w wodach tego ciek w badanym okresie (tab. 31–33).



Rys. 39. Jakość wód rzek Smortawy, Otocznicy i Lichawy w badanym wieloletciu: A) żelazo ogólne, B) mangan, C) potas, D) sól, E) wapń, F) magnez

Fig. 39. Quality of water in Smortawa, Otocznica and Lichawa rivers water in multiannual: A) total iron, B) manganese, C) potassium, D) sodium, E) calcium, F) magnesium

Wody Smortawy zaliczono do wód bardzo twardych [Dojlido 1995], dla których wartości twardości ogólnej wahały się od 321 mg CaCO₃/dm³ w roku 2004/2005 do 579 mg CaCO₃/dm³ również w roku 2004/2005. W ciekach polderowych wartości twardości ogólnej były niższe, osiągając wartości w Otocznicy od 55 mg CaCO₃/dm³ w roku 1999/2000 do 387 mg CaCO₃/dm³ w roku 2005/2006, podobnie w Lichawie od 41 mg CaCO₃/dm³ w roku 1999/2000 do 435 mg CaCO₃/dm³ w roku 2005/2006. Cieki polderowe zaliczono do wód średnio twardych, oprócz roku 1999/2000, w którym wody te zaliczono do wód średnio miękkich (rys. 40, tab. 31–33). Nie wykonano klasyfikacji wód ze względu na ten parametr, ponieważ nie uwzględnia go Dz. U. Nr 32, poz. 284. Wartości skośności i kurtozy wskazują, że rozkład danych był zbliżony do normalnego i normalny dla wszystkich rzek, z wyjątkiem Smortawy, dla całego okresu badawczego. Wartości mediany były niższe w stosunku do średniej z badanego wielolecia dla Smortawy i Otocznicy, natomiast dla Lichawy wyższe (o około 17%), stąd wysnuto przypuszczenie, że w dłuższym okresie czasu istnieje realna możliwość zagrożenia jakości wód poprzez niekorzystne zmiany twardości ogólnej wody w Lichawie w przeciwieństwie do Smortawy i Otocznicy. Obliczone współczynniki zmienności wskazują, że większą dynamiką i zróżnicowaniem ze względu na ten parametr charakteryzowały się cieki polderowe (tab. 31–33).



Rys. 40. Charakterystyczne wartości twardości ogólnej w wodach cieków: Smortawy, Otocznicy i Lichawy w latach 1997/1998 – 2005/2006

Fig. 40. Characteristic values of total water hardness in river waters: Smortawa, Otocznica and Lichawa in the years 1997/1998–2005/2006

Badania jakości wody ze względu na zawartość: potasu, sodu, wapnia i magnezu wykonywane były okresowo przez 5 lat dla rzeki Smortawy i 3 lata dla Otocznicy i Lichawy. W niniejszej rozprawie nie poddano klasyfikacji wód tych rzek w odniesieniu do zawartości sodu i potasu, gdyż nie były uwzględnione w dostępnej klasyfikacji [Dz. U. Nr 32, poz. 284].

Zawartość potasu w wodach badanych cieków wahała się w roku 2005/2006 od 16,6 mg K/dm³ do 3,75 mg K/dm³ w Otocznicy; od 11,6 mg K/dm³ w roku 2005/2006 do 5,6 mg K/dm³ w roku 1998/1999 w Lichawie i od 3,0 mg K/dm³ w latach 1998/1999

i 1999/2000 do 11,30 w roku 1998/1999 w Smortawie (rys. 39 C). Największe wahania w zawartości tego pierwiastka w wodach badanych rzek notowano w Otocznicy (tab. 31–33). Największe wahania zawartości sodu, podobnie jak w przypadku potasu, obserwowano w Otocznicy, szczególnie w ostatnim roku badań (rys. 39 D). Wartości skośności i kurtozy wskazują, że rozkład danych we wszystkich rzekach nie był zbliżony do normalnego, przy czym rozkład normalny wystąpił dla Otocznicy w okresie wegetacyjnym, natomiast dla Lichawy dla roku. W badanym wieloleciu wartości mediany w stosunku do średniej były wyższe o około 8% dla cieków polderowych i niższe o około 23% dla Smortawy, co pozwala wnioskować o względnej stabilności stężeń potasu w wodach Smortawy i możliwości pogorszenia się jakości wód ze względu na ten parametr w ciekach polderowych. Wartości współczynników zmienności dla tego pierwiastka we wszystkich rzekach były podobne (od 13% do 25%), co świadczy o podobnej dynamice stężeń potasu w wodach (tab. 31–33).

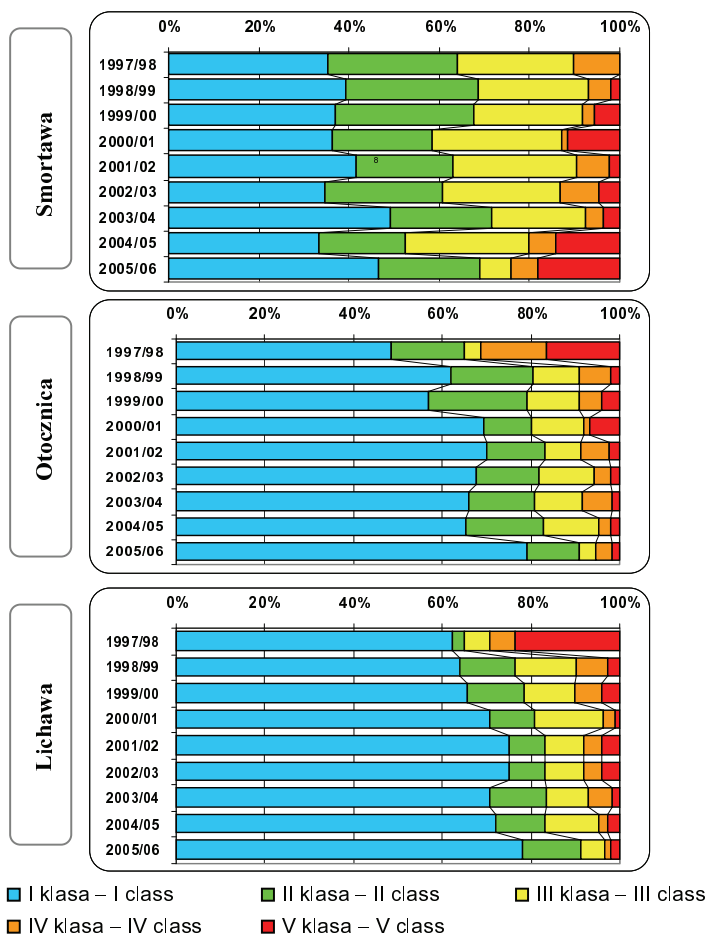
W badanych ciekach stężenia sodu wahały się od 8,90 mg Na/dm³ do 17,30 mg Na/dm³ w Smortawie, od 11,50 mg Na/dm³ do 28,95 mg Na/dm³ w Otocznicy i od 24,30 mg Na/dm³ do 28,95 mg Na/dm³ w Lichawie (rys. 39 D, tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy wskazują, że rozkład danych bardzo różnił się od rozkładu normalnego zwłaszcza dla Smortawy, jak również Otocznicy w okresie wegetacyjnym i Lichawy w roku. Wartości mediany dla stężeń potasu były wyższe o około 8% dla cieków polderowych i niższe o około 23% dla Smortawy, co pozwala wnioskować o względnej stabilności stężeń potasu w wodach Smortawy i możliwości pogorszenia się jakości wód ze względu na ten parametr w ciekach polderowych. Wartości współczynników zmienności dla tego pierwiastka w ciekach polderowych były porównywalne, natomiast dla Smortawy o około 80% większe, co świadczyć może o podobnej dynamice stężeń potasu w wodach Lichawy i Otocznicy i zupełnie odmiennej dla Smortawy (tab. 31–33). Różnice wynikają z innego sposobu użytkowania zlewni – Smortawą jest zlewnią z intensywną gospodarką rolną.

Największe stężenia wapnia w wodach badanych cieków notowano głównie w Smortawie, szczególnie w roku 2003/2004, najmniejsze w Lichawie (rys. 39 E). W Smortawie zawartość wapnia wahała się od 150,00 mg Ca/dm³ w roku 2005/2006 do 67,12 mg Ca/dm³ w roku 2003/2004; w Otocznicy od 90,68 mg Ca/dm³ w roku 2005/2006 do 36,24 mg Ca/dm³ w roku 1998/1999 i w Lichawie od 76,40 mg Ca/dm³ w roku 2005/2006 do 32,40 mg Ca/dm³ 1998/1999. Ze względu na ten parametr – wody wszystkich cieków zaliczono do II klasy jakości, oprócz roku 2005/2006 dla rzeki Smortawy, gdzie jakość wód obniżyła się do klasy III (rys. 39 E, tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych jest różny od normalnego dla badanych rzek, oprócz Otocznicy w okresie wegetacyjnym i Lichawy w roku. Mediana w stosunku do średniej z badanego wielolecia była niższa dla Smortawy (o około 5%) i Otocznicy (o około 1,5%) i wyższa o około 4% dla Lichawy, co pozwala postawić tezę, że w perspektywie czasu jakość tych wód nie będzie zagrożona ze względu na ten parametr dla Smortawy i Otocznicy. Natomiast dla Lichawy istnieje tendencja do zmian w kierunku wyższych stężeń (tab. 31–33). Wskaźniki zmienności obliczone dla wszystkich badanych rzek są porównywalne i wskazują na podobną dynamikę stężeń wapnia w ich wodach (tab. 31–33).

Zawartość magnezu w ciekach polderowych była niższa niż w Smortawie, wahając się w Otocznicy od 5,67 mg Mg/dm³ w roku 2005/2006 do 13,52 mg Mg/dm³ w roku 1998/1999, natomiast w wodach rzeki Lichawy od 5,23 mg Mg/dm³ w roku 2005/2006 do 13,52 mg Mg/dm³ w roku 1998/1999. Stężenie magnezu w wodach Smortawy mieściło się w granicach od 26,80 mg Mg/dm³ w roku 1998/1999 do 6,30 mg Mg/dm³ w roku 2003/2004 (rys. 39 F). Ze względu na ten parametr – wody wszystkich omawianych rzek zaklasyfikowano jako wody bardzo dobrej jakości – klasa I (tab. 31–33). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkłady danych dotyczące stężenia magnezu w wodach dla wszystkich rzek są różne od normalnego. Wartości mediany w stosunku do średniej z wielolecia były wyższe w ciekach polderowych o około 5% i niższe o 8% dla Smortawy, przez co można przypuszczać, że w dłuższym okresie czasu wody Lichawy i Otocznicy mogą być narażone na wzrost stężeń wyższych magnezu w swoich wodach w przeciwieństwie do Smortawy. Obliczone współczynniki zmienności stężeń dla Smortawy różnią się o około 60% od cieków polderowych, które wykazały się porównywalnymi wartościami tych współczynników, co wskazuje na większą dynamikę i zróżnicowanie występowania magnezu w wodach rzeki Smortawy (tab. 31–33).

Ocenę jakości wód wykonano w celu przesłedzenia zarówno zmian jakości tych wód w okresie badawczym, jak i dynamiki tych zmian. Wyniki ocen jakości wody Smortawy, Otocznicy i Lichawy, z badań monitoringu w wieloleciu 1997/1998–2005/2006, przedstawiono w postaci wykresów (rys. 41), gdzie oceniono częstość występowania poszczególnych wartości parametrów (dane jednostkowe) w klasach czystości wody, określonych na podstawie obowiązującej do końca 2004 r. klasyfikacji wg RMŚ [Dz. U. Nr 32, poz. 284] (rys. 41). Z przeprowadzonych badań wynika, że o jakości wód w Smortawie i ciekach polderowych decydowały głównie podwyższone stężenia manganu, żelaza i odczynu wody, które klasyfikowały te wody jako niezadowolającej lub złej jakości (odpowiednio IV i V klasa). Zauważono też, że cieki polderowe charakteryzowały się większym udziałem wyników jednostkowych składu chemicznego w klasie I (bardzo dobra jakość wód) w stosunku do Smortawy.

W ciekach polderowych obserwowano również zwiększanie się przewagi udziału wyników w klasie V (wody złej jakości) począwszy od roku 1997/1998, po powodzi, natomiast w Smortawie tendencja ta była odwrotna (rys. 41), co związane może być głównie ze zmiennością reżimu hydrologicznego wód tych cieków. Cieki polderowe, niosące małą ilość wody, pod wpływem dużych opadów gwałtownie zmieniały swoje stany, jak również przepływ, przez co oczyszczały koryto z osadów dennych, wpływając tym samym na skład chemiczny wód. W przeciwieństwie do nich Smortawa jest rzeką uregulowaną z ustalonym piętrzeniem i przepływem, a w roku 1997/1998 po powodzi jej osady denne zostały wypłukane (rzeka wylała), a przez to poprawiła się jakość wód. Zwrócono również uwagę na jakość wód w roku suchym, normalnym i wilgotnym. Jak wynika z badań (rys. 41), w roku normalnym i suchym jakość wód była porównywalna, przy czym w Smortawie widać większe różnice, w postaci zwiększonego udziału wyników w klasie IV i V w stosunku do roku normalnego. W roku wilgotnym obserwowano polepszenie się jakości wód cieków polderowych, natomiast w Smortawie – pogorszeniu.

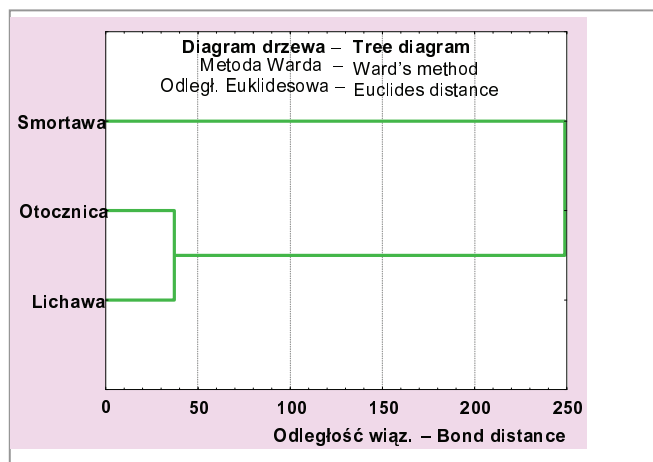


Rys. 41. Ogólna ocena jakości wód rzek: Smortawy (km 7+105), Otocznicy (8+800) i Lichawy (2+800) w wieloleciu 1997/1998–2005/2006

Fig. 41. General assessment of river water quality in: Smortawa (km 7+105), Otocznica (km 8+800) and Lichawa (km 2+800) in multiannual 1997/1998–2005/2006

W celu porównania, ze względu na skład chemiczny, omawianych cieków wykorzystano wielowymiarową technikę eksploracyjną – analizę skupień z wykorzystaniem metody Warda, w której na podstawie obliczonych dla każdego roku i każdego wskaźnika chemicznego współczynnika zmienności określono podobieństwa między rzekami, wykorzystując miary dystansów (odległość euklidesowa). Na podstawie wykonanej analizy wydzielono dwie główne grupy o dużym podobieństwie. Pierwsza przedstawia

Lichawę i Otocznicę (cieki polderowe), a druga Smortawę. Taki wynik analizy skupień potwierdza różnice w dynamice składu chemicznego Smortawy i cieków polderowych, podkreślając jednocześnie duże podobieństwo w dynamice i zmienności składu chemicznego Otocznicy i Lichawy (rys. 42).



Rys. 42. Analiza skupień metod Warda dla współczynników zmienności składu chemicznego wód cieków Smortawy, Otocznicy i Lichawy

Fig. 42. Data clustering, Ward's method for variability coefficients of chemical composition river water of Smortawa, Otocznica i Lichawa

W ramach wykonywanych analiz statystycznych przeprowadzono również ocenę wielkości współczynnika korelacji metodą korelacji rang Spearmana pomiędzy stanami wód a składem chemicznym przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. Istotne statystycznie korelacje ze stanami wód otrzymano jedynie dla przewodnictwa elektrycznego właściwego w Otocznicy ($r = 0,76$), chlorków w Otocznicy ($r = 0,60$) i Lichawie ($r = 0,52$), azotanów w Otocznicy ($r = 0,60$), manganu w Smortawie ($r = 0,28$) i Otocznicy ($r = 0,58$), jak również twardości ogólnej dla Otocznicy przy $r = 0,74$.

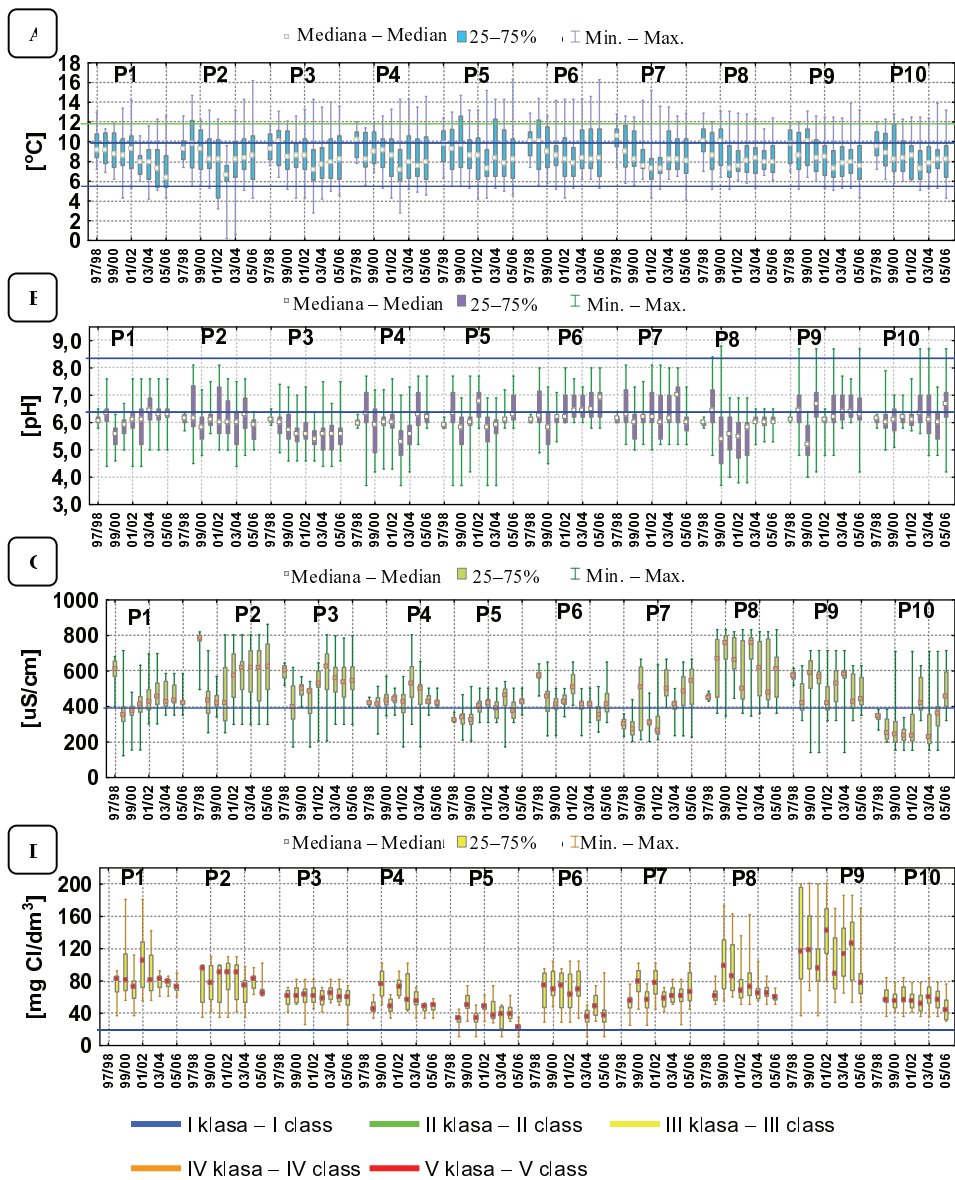
4.6.2. WODY PODZIEMNE

Rozkład temperatury w wodach podziemnych polderu Lipki-Oława wykazywał podobny przebieg we wszystkich piezometrach, przy czym w piezometrze P2 widoczne były większe wahania (rys. 43 A). Temperatura wody wahała się od $0,2^{\circ}\text{C}$ (w piezometrze P2) w roku 2002/2003 do $16,3^{\circ}\text{C}$ (P5, P6) w roku 2005/2006 (rys. 43 A), tab. 34–43). Ze względu na temperaturę – wody te w całym okresie badawczym 1997/1998 – 2005/2006, jak i odpowiadającym mu okresom wegetacyjnym w każdym piezometrze zaliczono do wód bardzo czystych (I klasa czystości). Wartości skośności

i kurtozy sugerują, że rozkład danych w większości jest zbliżony do normalnego oprócz P5, P6, P7, P8, P9 i P10 dla całego okresu badawczego; P7 dla okresu wegetacyjnego. Równocześnie wartości mediany były niewiele niższe od wartości średnich (o około 1%), przez co wody nie wykazywały tendencji do pogorszenia jej jakości ze względu na ten parametr. Współczynniki zmienności mają podobne wartości, zawierające się w zakresie od 19% (P2) do 23% (P8, P9), co świadczyć może o podobnej dynamice w przebiegu temperatury na tym terenie (tab. 34–43).

Odczyn wody jest jednym z podstawowych czynników decydujących o możliwości migracji w wodach wielu składników, wpływa też na agresywność wód w stosunku do betonu i żelaza. W przyrodzie występują najczęściej wody o odczynie zbliżonym do obojętnego, o wartościach pH od 6,00 do 8,50 [Macioszczyk 1987, Macioszczyk, Dobrzański 2002, Pazdro i Kozierski 1990]. Obniżenie wielkości odczynu wody ma wpływ na proces migracji metali, poza tym odczyn wody determinuje możliwości przyswajania przez korzenie drzew składników pokarmowych. W wodach podziemnych obszaru leśnego polderu Lipki-Oława obserwowano bardzo duże wahania odczynu wody właściwie na całym jego obszarze i w każdym roku badawczym. Największe zróżnicowanie (amplitudy) odczynu wód obserwowano głównie w piezometrze P8, P9 w części południowej przy korycie Odry i P10 w części północno-zachodniej. Odczyn słabo zasadowy zanotowano w piezometrze P8 pH = 8,80 w roku 1999/2000, a kwaśny w wodach piezometru P4, P5, P8 gdzie pH = 3,70 (rys. 43 B, tab. 34–43). Ze względu na ten parametr – wody wszystkich cieków zaklasyfikowano do klasy V jako wody złej jakości (rys. 43 B). Wartości skośności i kurtozy sugerowały, że rozkład danych nie jest zbliżony dla pH pomierzonego w piezometrach P2, P3, P5, P7, P10 zarówno dla całego okresu badawczego, jak i okresu wegetacyjnego. Dla większości piezometrów wartości były niższe od średniej, co wskazuje na to, że w zbiorach danych przeważają wartości niższe od średnich (o około 1–5%), dlatego przyjęto tezę, że w dłuższym okresie czasu możliwe będą dalsze zmiany w odczynie tych wód w kierunku niższego pH. Jedynie w piezometrze P8 obserwowano mediany wyższe o 3% od wartości średniej, gdzie można przyjąć tezę, że w dłuższym okresie czasu będą obserwowane wyższe wartości pH wody. Obliczone współczynniki zmienności są ze sobą porównywalne na całym obszarze, co świadczy o podobnej dynamice zamian odczynu wody w tych rejonach, przy czym w części przykorytovej Odry jest ona bardziej zróżnicowana (tab. 34–43). Porównując badania wykonywane w latach 1982–1984 (badania użytków leśnych w pradolinie Odry w okolicach Wrocławia) przez Roszaka [1987, 1991] i Wężyka [Wężyk 1984], z których wynika, że odczyn wody zawierał się w przedziale od 6,00 do 7,55, należy stwierdzić, że w ostatnich latach nastąpiła zmiana odczynu wody i pogorszenie się jakości wód podziemnych.

Wartości przewodności właściwej wody wykazywały dużą dynamikę na całym badanym obszarze. Najwyższe wartości obserwowano w piezometrach położonych w części wschodniej polderu – piezometry P2 (863 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2005/2006), P3 (804 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2005/2006), jak również w części przykorytovej Odry – w piezometrach P4 (804 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2002/2003), P8 (833 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2005/2006). Największe wartości przewodności zanotowano w czerwcu 2006 r., po zalaniu polderu. Najniższe – również w części przykorytovej Odry w piezometrach P4 (173 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w roku 2003/2004) i P9 (141 $\mu\text{S}/\text{cm}$ w latach 1999/2000, 2001/2002 i 2003/2004) (rys. 43 C, tab. 34–43).



Rys. 43. Jakość wód podziemnych na terenie polderu w piezometrach od P1 do P10 w badanym wieloletniu: A) temperatura, B) pH, C) przewodność elektryczna wody, D) chlorki
 Fig. 43. Quality of groundwater on the polder area in piezometers from P1-P10 in the studied multiannual: A) temperature, B) pH, C) water electrical conductivity, D) chlorides

Ze względu na ten parametr, we wszystkich latach badawczych, wody te zakwalifikowano do II klasy jakości wód, oprócz piezometrów: P5 (znajdującego się za wałami terenu polderu), P7 (położonego w centralnej części, gdzie występują najwyższe stany wód, jak i P10 (w latach 1997/1998–2001/2002 i 2003/2004, 2004/2005), podobnie jak P1 w latach 1998/1999, 1999/2000 i P6 w roku 2004/2005. Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie był zbliżony do normalnego dla wartości przewodności właściwej wody w piezometrach P1, P4, P6, P9, P10 dla całego okresu badawczego, P3, P4, P6, P10 dla okresu wegetacyjnego. Jak wynika z przeprowadzonych obliczeń, w większości przypadków wartości mediany były wyższe od wartości średnich (rys. 43 C), co sugerowałoby układ mało stabilny ze względu na ten parametr i możliwość pogorszenia się jakości tych wód, ale po analizie danych dotyczących całego wielolecia można stwierdzić, że wartości mediany są mniejsze o około 1–5% niż średnie, dlatego postawiono hipotezę, że wody te nie są narażone na obniżenie się ich jakości ze względu na ten parametr, przy wyłączeniu piezometrów P8 i P9, gdzie wartości mediany są wyższe niż średnie o około 4% (tab. 34–43). Wartości współczynników zmienności są zróżnicowane. Największe wartości współczynników zmienności (wyższe o około 60% od pozostałych) charakteryzują wody w piezometrach P7, P8 i P10, co można wiązać z warunkami hydrodynamicznym polderu i kierunkiem spływu w (por. rozdz. 4.5 i 5).

Jony chlorkowe występują powszechnie we wszystkich rodzajach wód podziemnych. W płytkich wodach podziemnych chlorki towarzyszą zawsze jonom sodu i potasu. Do płytko zalegających wód podziemnych chlorki dostają się często wraz z różnego rodzaju zanieczyszczeniami. W naturalnych warunkach obserwuje się powszechnie wzrost chlorków wraz z głębokością [Macioszczyk 1987, Macioszczyk, Dobrzański 2002, Pazdro i Kozierski 1990]. Zawartość chlorków w rozpatrywanym okresie badawczym w wodach podziemnych na terenie polderu była zróżnicowana. Największe wahania stężeń chlorków obserwowano w części przykorytowej Odry w piezometrach P1 (od 37 mg Cl/dm³ do 181 mg Cl/dm³), P8 (od 51 mg Cl/dm³ do 173 mg Cl/dm³) i P9 (od 37 mg Cl/dm³ do 201 mg Cl/dm³). Najniższe stężenia chlorków notowano głównie w piezometrze P5, położonym za wałami polderu w części północnej (od 11,10 mg Cl/dm³ do 74,20 mg Cl/dm³) (rys. 43 D, tab. 34–43). Ze względu na ten parametr – wody te w 99% zaliczono na całym obszarze do II klasy czystości (wody dobrej jakości), a tylko w piezometrze nr 5 w roku 2005/2006 do klasy I (rys. 43 D). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie jest zbliżony do rozkładu normalnego dla zbioru danych z piezometrów: P1, P2, P3, P4, P8, P9 z całego okresu badawczego, P1, P3, P4, P8, P9 dla okresu wegetacyjnego. W większości – wartości mediany były niższe w stosunku do średniej w badanym wieloleciu o około 10%, dlatego też hipoteza o względnej stabilności chlorków w wodach podziemnych tego obszaru wydaje się słuszna, przy czym w części północnej, w piezometrach P2, P3 i P6 wartości mediany przewyższały średnią około 10%. Obliczone współczynniki zmienności dla chlorków wskazują na większą dynamikę i zróżnicowanie stężeń chlorków szczególnie w części południowej i północnej, gdzie wartości tych współczynników są około 50% większe niż w części wschodniej polderu, co można tłumaczyć dużym zróżnicowaniem amplitud w obszarach przykorytowych, szczególnie Odry (tab. 34–43). Dla chlorków wyznaczono tło hydrogeochemiczne, którego maksymalna wartość wynosi 81 mg Cl/dm³ [Roszak 1991]. Jak wynika z przeprowadzonych badań, stężenia w wodach podziemnych polderu Lipki-Oława przekroczyły wartości tła hydrogeochemicznego.

Tabela 34
Table 34

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P1, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P1 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ		V		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	243	8,3	9,3	8,2	9,2	4,2	5,2	14,2	14,2	2,15	1,84	26	20	0,20	0,04	-0,68	-0,54
pH	pH	372	243	6,1	6,2	6,2	6,2	4,4	4,4	7,6	7,6	0,66	0,67	11	11	-0,09	-0,24	0,15	0,28
*EC	µS/cm	372	243	441	440	421	421	123	123	715	698	93,97	96,95	21	22	0,48	0,27	0,78	0,74
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	94	54	82,92	83,43	78,00	75,35	37,00	37,00	181,00	181,00	25,85	30,71	31	37	1,54	1,43	3,61	2,52
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	94	54	126,00	126,73	122,00	124,50	80,00	80,00	191,00	191,00	30,49	28,47	24	22	0,43	0,36	-0,79	-0,50
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	94	54	0,34	0,34	0,16	0,16	0,10	0,10	1,24	1,24	0,29	0,32	85	93	1,16	1,36	0,35	0,69
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	94	54	1,656	1,671	1,560	1,620	0,650	0,650	4,230	3,049	0,50	0,41	30	25	1,87	0,66	7,00	1,38
**Fe og.	mg Fe/dm ³	94	54	2,48	3,29	1,60	1,70	0,40	0,60	50,24	50,24	5,70	7,41	230	225	7,10	5,43	55,67	32,09
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	54	156,5	150,7	152,0	148,5	86,0	86,0	306,0	261,0	47,09	35,40	30	23	1,34	0,46	2,35	0,35
K ⁺	mg K/dm ³	29	19	5,14	5,18	5,10	5,10	3,60	3,60	7,30	7,30	0,59	0,73	11	14	1,06	0,74	7,35	4,26
Ni ⁺	mg Na/dm ³	22	14	21,06	21,02	20,15	19,10	16,30	16,30	31,90	31,90	3,94	4,22	19	20	1,26	1,67	1,36	2,45
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	22	14	43,62	43,72	42,15	42,43	36,20	38,20	53,20	52,84	4,78	4,47	11	10	0,75	1,03	-0,17	0,31
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	22	14	7,88	8,18	8,25	8,35	4,30	4,30	13,20	13,20	3,10	3,32	39	41	0,39	0,29	-1,20	-1,44

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, **żelazo ogólne – total iron, ***twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności – variability coefficient [%]

Tabela 35
Table 35

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P2, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P2 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ [-]		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,53	9,72	8,30	9,40	0,20	0,20	16,20	16,20	2,64	2,28	31	23	0,03	-0,43	0,01	2,11
pH		372	247	6,07	6,13	6,00	6,00	4,40	4,50	8,10	8,10	0,71	0,77	12	13	0,41	0,36	-0,03	-0,57
*EC	µS/cm	372	247	559,1	556,9	557,5	555,0	253,0	253,0	863,0	863,0	159,20	163,48	28	29	0,09	0,09	-1,16	-1,13
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	94	54	77,41	70,20	82,35	67,95	35,00	35,00	110,00	110,00	21,19	20,74	27	30	-0,36	0,00	-1,02	-1,01
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	94	54	191,49	193,04	197,00	193,00	146,00	146,00	262,00	262,00	27,93	30,09	15	16	0,14	0,35	-0,54	-0,49
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	94	54	0,55	0,58	0,60	0,60	0,20	0,40	1,60	1,60	0,18	0,21	34	36	2,62	3,04	12,99	11,77
Mn ⁺²	Mg Mn/dm ³	94	54	0,493	0,472	0,448	0,420	0,210	0,210	1,008	1,008	0,22	0,20	44	42	0,85	1,13	0,14	1,18
**Fe og.	mg Fe/dm ³	94	54	4,33	5,12	2,85	2,90	0,30	0,30	30,11	30,11	5,39	6,66	124	130	3,51	2,89	13,25	8,06
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	54	146,4	137,0	142,0	131,5	72,0	72,0	300,0	227,0	53,08	43,92	36	32	0,87	0,41	0,55	-0,78
K ⁺	mg K/dm ³	29	19	6,03	6,42	5,20	5,10	2,00	2,00	19,30	19,30	3,51	4,32	58	67	2,97	2,28	9,08	4,81
Na ⁺	mg Na/dm ³	23	14	22,36	23,08	21,50	22,90	18,30	19,60	26,30	26,30	2,47	2,59	11	11	0,33	0,02	-1,18	-1,80
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	23	14	83,41	81,31	83,40	82,10	65,30	65,30	100,67	100,67	9,31	8,45	11	10	0,00	0,46	0,24	1,44
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	23	14	12,54	12,91	12,60	12,90	7,20	9,81	16,60	16,60	2,32	1,96	19	15	-0,17	0,26	-0,01	-0,47

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności – variability coefficient [%]

Tabela 36
Table 36

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P3, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P3 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V %		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,59	9,72	8,30	9,40	2,80	5,20	14,30	14,30	2,37	1,92	28	20	0,18	0,20	-0,64	-0,79
pH	pH	372	247	6,00	5,65	6,00	5,60	3,70	4,40	7,70	7,50	0,77	0,61	13	11	0,72	0,80	0,82	0,96
*EC	µS/cm	372	247	521	521	523	530	173	173	804	804	119,06	124,20	23	24	-0,29	-0,57	0,56	0,42
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	94	55	61,60	60,95	62,00	62,00	26,00	26,00	82,00	82,00	11,63	13,13	19	22	-0,44	-0,57	0,60	0,30
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ ⁻² /dm ³	94	55	174,91	177,26	181,00	181,00	86,39	86,39	221,30	221,30	28,09	26,98	16	15	-1,70	-1,64	3,23	3,85
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ ⁻ /dm ³	94	55	0,63	0,65	0,60	0,60	0,30	0,00	1,40	1,40	0,23	0,27	36	41	0,90	0,54	0,83	0,54
Mn ⁺²	Mg Mn ⁺² /dm ³	95	55	0,355	0,365	0,360	0,360	0,123	0,123	0,689	0,689	0,11	0,13	31	35	1,28	1,21	2,29	1,51
**Fe og.	mg Fe/dm ³	95	55	2,69	3,24	1,69	1,56	0,40	0,50	39,08	39,08	5,13	6,64	191	205	5,58	4,30	33,35	18,98
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	95	55	131,4	120,3	114,0	114,0	61,0	61,0	302,0	285,0	58,72	43,55	45	36	1,40	1,01	1,75	2,21
K ⁺	mg K ⁺ /dm ³	30	20	4,32	4,36	4,20	4,20	3,50	3,50	5,90	5,90	0,45	0,53	10	12	2,00	1,66	5,26	3,18
Na ⁺	mg Na/dm ³	24	15	13,98	13,63	14,30	14,30	10,60	10,60	16,70	16,70	1,90	1,98	14	15	-0,14	0,03	-1,12	-1,14
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	24	15	57,55	54,06	56,30	56,20	32,13	32,13	96,40	96,40	16,89	16,23	29	30	0,83	1,04	0,77	2,24
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	24	15	9,58	9,02	10,05	8,60	5,45	5,45	11,99	11,99	1,98	2,18	21	24	-0,66	-0,23	-0,33	-1,01

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 37
Table 37

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P4, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P4 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,63	9,73	8,30	9,50	2,80	5,20	14,60	14,60	2,37	1,99	27	20	0,23	0,18	-0,60	-0,70
pH		372	247	6,12	6,05	6,10	6,00	3,70	3,70	7,70	7,70	0,70	0,71	11	12	-0,24	-0,11	0,37	0,70
*EC	µS/cm	372	247	443	440	431	430	173	173	804	804	81,66	89,44	18	20	0,66	0,66	4,08	3,92
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	93	55	57,99	58,87	52,30	56,00	34,00	34,00	102,00	102,00	16,89	16,82	29	29	0,95	0,89	0,14	0,18
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	93	55	162,11	151,12	162,00	146,00	97,70	97,70	216,00	216,00	29,43	29,24	18	19	-0,13	0,30	-0,60	-0,34
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	92	54	0,80	0,75	0,80	0,75	0,50	0,50	1,40	1,40	0,28	0,25	34	33	0,56	0,52	-0,67	-0,78
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	93	55	0,538	0,536	0,365	0,365	0,125	0,125	1,380	1,380	0,40	0,38	74	71	1,12	1,09	-0,15	-0,07
**Fe og.	mg Fe/dm ³	93	55	0,74	0,80	0,60	0,50	0,20	0,20	5,46	5,46	0,81	1,01	109	126	3,96	3,28	18,02	11,14
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	93	55	113,8	99,8	88,0	87,0	50,0	56,0	284,0	284,0	70,88	53,36	62	53	1,57	2,49	1,18	5,90
K ⁺	mg K/dm ³	29	19	4,28	4,25	4,30	4,20	3,20	3,20	6,65	6,65	0,59	0,72	14	17	1,91	1,79	9,32	6,57
Na ⁺	mg Na/dm ³	23	14	22,50	22,39	22,10	22,35	19,80	19,80	25,30	24,50	1,87	1,70	8	8	-0,01	-0,20	-1,48	-1,56
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	23	14	52,81	53,62	52,30	52,45	42,30	42,30	62,10	62,10	4,74	5,07	9	9	-0,17	-0,02	1,51	1,39
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	23	14	11,23	11,17	11,30	11,80	1,30	1,30	14,80	14,80	2,79	3,37	25	30	-1,93	-1,99	6,58	5,51

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, **żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 38
Table 38

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P5, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P5 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V [%]		Skośność Skewness		Kurtozja Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,95	10,15	8,35	9,90	4,20	5,30	16,30	16,30	2,58	2,26	29	22	0,49	0,25	-0,74	-0,86
pH		372	247	6,12	6,21	6,10	6,20	3,70	3,70	7,70	7,70	0,70	0,71	11	11	-0,59	-0,70	1,98	2,26
*EC	µS/cm	372	247	389	388	399	399	173	173	541	541	67,96	71,07	17	18	-0,23	-0,26	-0,17	-0,02
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	94	55	38,60	37,40	37,00	35,20	11,10	11,10	74,20	74,20	14,11	14,18	37	38	0,22	0,30	-0,11	-0,17
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	94	55	105,94	103,48	103,50	96,00	23,60	25,10	201,00	201,00	50,06	52,30	47	51	0,07	0,31	-1,27	-1,17
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	94	55	1,01	1,04	1,00	1,00	0,13	0,13	1,60	1,60	0,39	0,38	38	37	0,01	-0,20	-1,15	-1,03
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	94	55	0,870	0,787	0,860	0,690	0,260	0,260	3,600	3,600	0,52	0,35	59	45	3,00	0,38	14,06	-0,80
**Fe og.	mg Fe/dm ³	94	55	2,59	3,38	1,90	2,10	0,30	0,40	21,30	21,30	3,57	4,46	138	132	3,90	2,97	15,32	7,96
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	55	146,6	139,3	139,0	136,0	96,0	96,0	274,0	213,0	35,84	29,77	24	21	1,51	0,85	2,63	0,58
K ⁺	mg K/dm ³	30	20	8,39	10,34	4,60	5,25	3,90	3,90	32,01	32,01	9,00	10,56	107	102	2,18	1,54	3,12	0,55
Na ⁺	mg Na/dm ³	24	15	7,34	7,11	7,22	7,10	4,60	5,30	9,60	9,60	1,24	1,01	17	14	-0,03	0,63	-0,10	0,71
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	24	15	43,20	42,71	42,30	42,30	36,10	36,10	53,20	52,30	4,60	4,72	11	11	0,62	0,58	-0,03	-0,12
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	24	15	3,95	4,25	4,14	4,23	3,12	3,45	5,32	5,32	0,56	0,41	14	10	0,17	0,74	-0,13	3,46

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 39
Table 39

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P6, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P6 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	9,13	10,27	8,60	10,10	4,30	5,20	16,30	16,30	2,49	2,25	27	22	0,52	0,13	-0,84	-0,96
pH	pH	372	247	6,46	6,52	6,20	6,40	4,50	4,50	8,00	8,00	0,64	0,67	10	10	-0,04	-0,28	0,09	0,05
*EC	µS/cm	372	247	433	437	423	425	235	235	650	650	81,73	86,33	19	20	0,49	0,39	0,20	0,02
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	95	55	59,73	53,07	61,50	51,00	11,10	11,10	104,50	97,20	24,53	21,28	41	40	0,15	0,27	-1,08	-0,32
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ / d m ³	95	55	178,66	181,37	182,00	182,00	97,70	126,30	221,00	221,00	22,90	22,93	13	13	-0,62	-0,25	0,78	-0,61
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	95	55	1,34	1,36	1,50	1,50	0,50	0,50	2,40	2,40	0,56	0,54	42	40	-0,26	-0,36	-1,05	-0,84
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	95	55	0,740	0,711	0,636	0,580	0,210	0,210	1,990	1,990	0,43	0,43	58	61	0,87	1,52	0,17	1,95
**Fe og.	mg Fe/dm ³	95	55	1,08	1,39	0,70	0,80	0,40	0,40	15,20	15,20	1,83	2,36	169	170	6,14	4,66	42,05	23,89
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	95	55	131,1	127,1	120,0	115,0	62,0	62,0	286,0	286,0	59,64	57,66	45	45	1,34	1,46	0,93	1,61
K ⁺	mg K/dm ³	24	14	4,59	4,71	4,50	4,60	4,10	4,10	5,50	5,50	0,47	0,57	10	12	0,84	0,22	-0,66	-1,92
Na ⁺	mg Na/dm ³	18	9	11,96	11,97	11,80	11,50	10,30	10,30	15,20	15,20	1,36	1,54	11	13	0,88	1,15	0,60	1,57
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	18	9	50,87	47,69	51,30	50,10	32,10	32,10	75,20	62,10	10,69	10,17	21	21	0,40	-0,08	0,23	-0,93
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	18	9	10,31	10,21	10,55	10,60	7,60	7,60	13,20	13,20	1,98	2,12	19	21	-0,03	0,12	-1,68	-1,84

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron,*** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 40
Table 40

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P7, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P7 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ		V		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	273	8,67	9,37	8,15	8,90	4,10	5,20	15,20	15,20	2,20	2,10	25	22	0,58	0,38	-0,57	-0,96
pH	pH	372	273	6,28	6,21	6,10	6,10	5,00	5,00	8,10	8,10	0,73	0,72	12	12	0,53	0,53	-0,35	-0,43
*EC	µS/cm	372	273	414	413	407	407	203	203	667	667	139,25	137,61	34	33	0,28	0,27	-1,26	-1,22
Cl ⁻	mg Cl/dm ³	94	94	64,65	64,65	62,05	62,05	25,00	25,00	102,00	102,00	17,47	17,47	27	27	0,18	0,18	-0,11	-0,11
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ /d m ³	94	94	167,45	167,45	179,00	179,00	63,00	63,00	224,00	224,00	48,46	48,46	29	29	-0,76	-0,76	-0,56	-0,56
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	94	94	0,63	0,63	0,60	0,60	0,40	0,40	1,20	1,20	0,19	0,19	30	30	1,22	1,22	0,90	0,90
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	94	94	0,526	0,526	0,365	0,365	0,145	0,145	1,990	1,990	0,38	0,38	73	73	1,71	1,71	2,61	2,61
**Fe og.	mg Fe/dm ³	94	94	2,60	2,60	2,90	2,90	0,50	0,50	12,30	12,30	1,67	1,67	64	64	2,15	2,15	11,43	11,43
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	94	149,7	149,7	136,0	136,0	72,0	72,0	290,0	290,0	57,09	57,09	38	38	0,82	0,82	0,16	0,16
K ⁺	mg K/dm ³	24	24	4,09	4,09	3,75	3,75	3,00	3,00	5,40	5,40	0,76	0,76	19	19	0,42	0,42	-1,28	-1,28
Na ⁺	mg Na/dm ³																		
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³																		
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³																		

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ***twardość ogólna wody – total water hardness, ** żelazo ogólne – total iron, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 41
Table 41

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P8, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P8 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,58	9,35	8,20	9,20	5,20	5,20	13,10	13,10	1,88	1,74	22	19	0,45	0,01	-0,84	-0,96
pH	pH	372	247	5,84	5,87	6,00	6,00	3,70	3,70	8,80	8,80	0,81	0,76	14	13	-0,26	-0,12	1,62	1,87
*EC	µS/cm	372	247	620	624	645	645	347	347	833	833	158,97	153,64	26	25	-0,23	-0,28	-1,48	-1,41
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	95	55	77,14	76,73	65,50	65,50	51,00	51,00	173,00	173,00	27,95	26,27	36	34	1,92	1,80	3,18	3,10
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ / d m ³	95	55	175,50	177,93	172,00	172,00	115,00	115,00	343,90	343,90	38,47	46,98	22	26	1,98	1,81	7,15	4,72
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	95	55	0,85	0,96	0,70	0,80	0,05	0,05	3,44	3,44	0,46	0,57	54	59	3,07	2,43	12,48	7,30
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	95	55	0,191	0,181	0,134	0,134	0,050	0,050	1,325	1,325	0,14	0,08	74	44	5,57	0,84	42,91	-0,88
**Fe og.	mg Fe/dm ³	95	55	0,96	1,05	0,90	1,00	0,20	0,20	5,08	5,08	0,69	0,73	71	70	2,57	3,30	12,93	16,53
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	95	55	154,4	150,5	136,0	142,0	82,0	82,0	294,0	294,0	61,73	53,59	40	36	1,10	1,40	0,08	1,66
K ⁺	mg K/dm ³	30	20	6,78	7,14	6,10	6,15	3,25	3,25	17,40	17,40	2,92	3,55	43	50	3,00	2,31	8,95	4,80
Na ⁺	mg Na/dm ³	24	15	20,65	21,10	19,20	19,50	15,30	17,30	27,60	27,60	4,10	3,77	20	18	0,63	0,77	-1,16	-1,05
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	24	15	87,99	86,73	86,20	86,20	73,50	74,26	112,00	105,00	11,01	9,51	13	11	0,41	0,50	-0,70	-0,54
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	24	15	19,87	14,63	13,85	15,20	7,30	9,37	16,200	18,75	30,46	2,66	153	18	4,80	-0,44	23,35	-0,46

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ** żelazo ogólne – total iron, *** twardość ogólna wody – total water hardness, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year,
W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 42
Table 42

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P9, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P9 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ -		V %		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,50	9,43	8,20	9,40	4,30	6,00	13,90	13,90	2,02	1,78	24	19	0,38	0,05	-0,86	-0,91
pH		372	247	6,30	6,29	6,20	6,20	4,00	4,00	8,70	8,70	0,79	0,79	13	13	0,05	0,10	1,07	0,98
*EC	µS/cm	372	247	507	508	529	529	141	141	715	715	105,73	106,61	21	21	-0,36	-0,25	-0,03	-0,32
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	93	55	116,05	108,19	105,00	96,00	37,00	37,00	201,00	201,00	45,77	43,73	39	40	0,38	0,41	-0,98	-0,96
SO ₄ ⁻²	mg SO ₄ / d m ³	93	55	126,89	120,44	117,00	114,00	65,00	65,00	246,00	246,00	38,03	35,99	30	30	0,61	1,03	0,10	1,74
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ /dm ³	93	55	0,89	1,09	0,60	0,80	0,36	0,36	7,99	7,99	0,97	1,22	109	112	5,33	4,16	33,42	19,89
Mn ⁺²	Mg Mn//dm ³	93	55	0,303	0,319	0,241	0,260	0,055	0,055	0,684	0,684	0,20	0,22	66	68	0,62	0,53	-0,87	-1,21
**Fe og.	mg Fe/dm ³	93	55	1,27	1,55	1,00	1,00	0,30	0,30	14,53	14,53	1,82	2,32	144	149	5,46	4,19	33,86	19,51
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	93	55	122,4	110,7	106,0	104,0	52,0	52,0	300,0	292,0	59,48	51,14	49	46	1,70	1,98	2,49	4,67
K ⁺	mg K/dm ³	30	20	5,37	5,58	5,00	5,10	3,10	3,10	16,60	16,60	2,21	2,71	41	49	4,76	3,87	24,80	16,41
Na ⁺	mg Na/dm ³	24	15	27,99	26,92	22,75	23,10	19,30	19,55	49,40	49,40	10,53	10,17	38	38	1,11	1,76	-0,41	1,77
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	24	15	62,48	62,82	55,25	54,20	47,84	47,84	107,10	107,10	17,17	20,20	27	32	1,78	1,71	2,31	1,63
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	24	15	6,86	6,47	5,00	4,36	2,65	2,65	14,60	14,60	3,93	3,97	57	61	0,96	1,29	-0,48	0,52

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity. **żelazo ogólne – total iron.*** twardość ogólna wody – total water hardness. n liczebność serii – sample dimension. R rok – year.
W okres wegetacyjny – vegetation period. δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

Tabela 43
Table 43

Zestawienie wybranych parametrów statystycznych dla składu chemicznego wód w piezometrze P10, w latach 1997/1998 – 2005/2006
Listing of chosen statistical parameters for the chemical composition of waters in P10 piezometer in the years 1997/1998 – 2005/2006

Wskaźniki Indices	Jednostka Unit	n		Średnio Mean		Mediana Median		Min.		Max.		δ —		V [%]		Skośność Skewness		Kurtosis	
		R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W	R	W
Temp.	°C	372	247	8,51	9,32	8,20	9,20	4,30	6,00	13,90	13,90	1,99	1,85	23	20	0,43	0,07	-0,77	-0,86
pH		372	247	6,29	6,41	6,20	6,30	4,20	4,20	8,70	8,70	0,71	0,73	11	11	0,68	0,60	1,46	0,96
*EC	µS/cm	372	247	348	338	340	350	154	154	715	715	136,52	123,95	39	37	0,76	0,87	-0,12	0,75
Cl ⁻	mg Cl ⁻ /dm ³	94	55	56,56	57,00	56,00	56,00	30,20	30,20	84,00	84,00	13,64	15,14	24	27	0,07	-0,06	-0,70	-1,03
SO ₄ ²⁻	mg SO ₄ ²⁻ /dm ³	94	55	134,76	126,95	136,00	115,00	72,41	72,41	273,00	273,00	40,54	39,35	30	31	0,95	1,31	1,40	2,44
NO ₃ ⁻	Mg NO ₃ ⁻ /dm ³	94	55	1,31	1,46	1,00	1,60	0,00	0,00	3,20	3,20	0,97	1,00	74	69	0,27	0,10	-1,42	-1,37
Mn ⁺²	Mg Mn ⁺² /dm ³	94	55	0,565	0,552	0,596	0,560	0,245	0,360	0,842	0,842	0,13	0,13	23	24	-0,32	0,05	-1,00	-1,16
**Fe og.	mg Fe/dm ³	94	55	1,04	1,36	0,50	0,50	0,30	0,30	18,91	18,91	2,25	2,90	216	213	6,22	4,71	44,70	25,50
***Tw.og	mg CaCO ₃ /dm ³	94	55	143,1	115,6	104,0	96,0	59,0	59,0	300,0	300,0	85,60	64,43	60	56	0,89	1,74	-0,93	1,99
K ⁺	mg K/dm ³	30	20	4,84	4,70	5,20	5,20	2,36	2,36	5,70	5,70	0,85	1,01	17	21	-2,02	-1,44	3,17	0,79
Na ⁺	mg Na/dm ³	24	15	15,27	15,05	14,30	14,30	11,00	11,00	21,15	21,15	3,01	2,72	20	18	0,67	0,87	-0,51	0,56
Ca ⁺²	mg Ca/dm ³	24	15	30,84	31,11	31,10	31,20	24,30	24,30	39,98	39,98	2,92	3,42	9	11	0,64	0,61	4,12	3,36
Mg ⁺²	mg Mg/dm ³	24	15	6,40	6,62	6,34	6,37	3,20	3,50	10,00	10,00	1,83	1,91	29	29	0,06	0,07	-0,76	-0,80

*przewodność właściwa wody – water electrical conductivity, ***twardość ogólna wody – total water hardness, **żelazo ogólne – total iron, n liczebność serii – sample dimension, R rok – year, W okres wegetacyjny – vegetation period, δ odchylenie standardowe – standard deviation, V współczynnik zmienności [%] – variability coefficient [%]

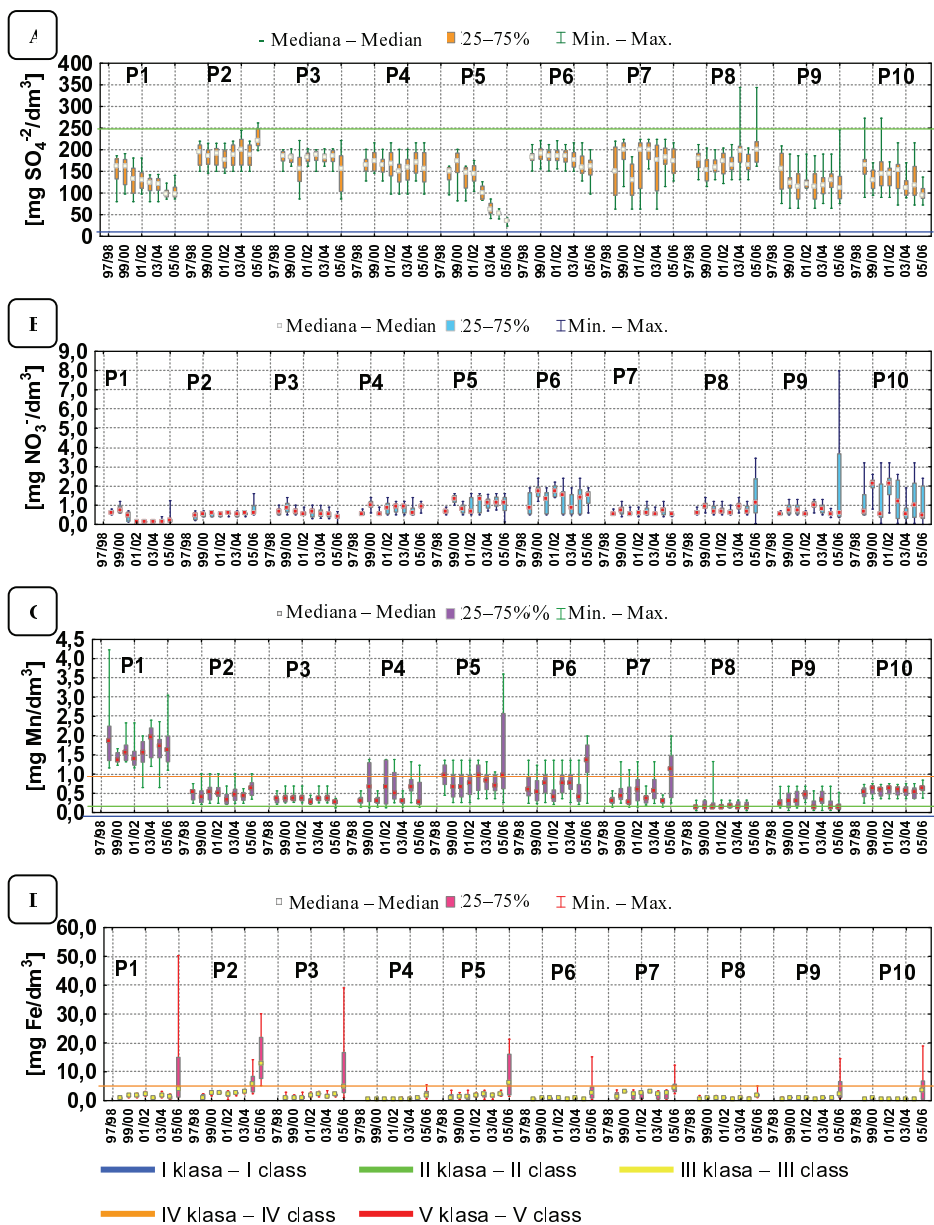
Głównym źródłem siarczanów występujących w wodach podziemnych są minerały zawierające siarkę. W Polsce, w niezanieczyszczonych wodach gruntowych, występują zazwyczaj nieznaczne ilości siarczanów. W strefach, w których zachodzi rozkład substancji organicznej, na przykład w obrębie pradolin, ilość siarczanów może sięgać nawet $100 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ [Górski 1981, Macioszczyk 1987, Macioszczyk i Dobrzański 2002, Pazdro i Kozierski 1990]. Podobną zawartość spotykamy również przy występowaniu lokalnych zanieczyszczeń bytowych, jak i przemysłowych, przy czym w przypadku tych ostatnich zawartość jonów siarczanowych może sięgać do kilkuset mg/dm^3 . W całym okresie badawczym najwyższe stężenia siarczanów notowano w piezometrze P8 w części południowo-wschodniej polderu (od $115,00 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ do $343,90 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$), a najniższe w piezometrze P5 położonym w części północnej, poza wałami polderu (od $23,60 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$ do $201,00 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$) (rys. 44 A, tab. 34–43). Największe wahania zawartości siarczanów w wodzie obserwowano w części środkowo-wschodniej (P7, P9) i północno-zachodniej – P10. Zróżnicowanie stężeń siarczanów w wodach podziemnych na tym terenie związane jest głównie z wymywaniem skał i gleb, szczególnie przy dużych amplitudach wahań zwierciadła wody [Krzemińska 2002; 2007]. Ze względu na ten parametr – jakość tych wód w latach 1997/1998 – 2005/2006 była dobra (II klasa). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych jest zbliżony do normalnego tylko w przypadku danych z piezometru P2, P4, P5 dla roku i P4 i P6 dla okresu wegetacyjnego. Obliczone wartości mediany były o około 15% wyższe w stosunku do wartości średnich w części północnej polderu (P2, P3, P6, P10) i środkowej (P7) w przeciwieństwie do pozostałego terenu, co pozwala przypuszczać, że stężenia siarczanów wykazywały względną stabilność w części południowej polderu i większą podatność na zmiany w kierunku większych stężeń w części północnej i środkowej. Wartości współczynnika zmienności były bardzo zróżnicowane. Widoczna jest strefowość tego zróżnicowania i podział polderu równikowo w systemie północ-południe (z wyłączeniem P5 – poza wałami polderu). Na północy obserwowano współczynniki zmienności siarczanów mniejsze od pozostałych o około 50%, co należy ściśle łączyć z wielkością wahań zwierciadła wód podziemnych (tab. 30–39). Jak wy-

nika z badań, tło hydrogeochemiczne wyznaczone przez Roszaka [1991] dla siarczanów, wynoszące maksymalnie $160 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{dm}^3$, zostało przekroczone w całym okresie badawczym (rys. 44 A, tab. 34–43).

Azotany spotykane są w wodach podziemnych powszechnie, zwłaszcza w strefie występowania warunków utleniających, gdzie są związane z końcową fazą biodegradacji substancji organicznej. Azotany stanowią dominującą formę azotu występującą w wodach gruntowych. Adsorbentami jonów NO_3^- są w wodach podziemnych najczęściej tlenki żelaza i glinu [Macioszczyk 1987, Paluch 1994, Pazdro i Kozierski 1990]. Azot azotanowy związany jest przede wszystkim z aktywnością biologiczną gleb i kompleksem sorpcyjnym. Na obszarach intensywnie zagospodarowanych przez człowieka powszechnie obserwuje się podwyższenie zawartości azotanów w wodach powierzchniowych i podziemnych, związane z ich zanieczyszczeniem. W wodach podziemnych badanego terenu stężenia azotanów wykazywały duży zakres zmienności w piezometrze P9 (od $0,36 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$ do $7,99 \text{ mg NO}_3^-/\text{dm}^3$), natomiast w pozostałych były porównywalne. Zwiększenie zawartości azotanów w piezometrze P9 można

tłumaczyć bliskością stopnia wodnego Lipki (piezometr położony najbliżej koryta Odry), natomiast w piezometrach P10 i P5 – bliskością pól uprawnych. Ze względu na ten parametr, biorąc pod uwagę wartości średnie roczne, wody podziemne tego obszaru zaklasyfikowano jako wody bardzo dobrej jakości (I klasa) (rys. 44 B). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych dotyczących stężeń azotanów jest zbliżony do rozkładu normalnego dla piezometrów P5, P6 i P10 z całego okresu badawczego, jak również dla P5 i P10 w okresie wegetacyjnym. Wartości mediany były w badanym wieloleciu niższe od wartości średnich o około 1–53%, z wyjątkiem danych z piezometrów P6 i P2 (gdzie wartości mediany były wyższe dla P6 o 11% a dla P2 o 9%), co sugeruje sytuację, że tylko w części północnej polderu istnieje możliwość pogorszenia się jakości wody ze względu na ten parametr (tab. 34–43). Współczynniki zmienności dla tego wskaźnika osiągały duże wartości, przy czym największe w części południowej i południowo-wschodniej, szczególnie dla P1, P8 i P9 większe o około 80–250% od pozostałych, gdzie wahania zwierciadła wody były największe (tab. 34–43). Podobnie jak w przypadku chlorków, tak i w przypadku azotanów wartości tła hydrogeochemicznego wyznaczonego dla azotanów $1,00 \text{ mg NO}_3/\text{dm}^3$ (wartość maksymalna [Roszak 1991]) zostały przekroczone.

Do wód podziemnych mangan dostaje się w wyniku wietrzenia i ługowania minerałów skał magmowych i skał osadowych. Stężenia manganu w wodach podziemnych polderu Lipki-Oława w badanym wieloleciu ulegały dużemu zróżnicowaniu, szczególnie w piezometrze P1 (od $0,650 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ do $4,230 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$) i P5 (od $0,260 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$ do $3,600 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$). Największe stężenia manganu obserwowano w części południowo-zachodniej i północnej. Ze względu na ten parametr, biorąc pod uwagę średnie stężenia z wielolecia 1997/1998 – 2005/2006, wody te w większości zaklasyfikowano do II klasy jakości (stan zadowolający), natomiast w piezometrze P1 i P5, w ostatnim roku badań, jako niezadowolające (III klasa jakości) (rys. 44 C). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych oprócz danych dla piezometru P10 w okresie wegetacyjnym nie jest zbliżony do rozkładu normalnego. Wartości mediany w stosunku do wartości średnich były około 5–10% większe w części zachodniej polderu (P1 i P10), stąd można wnioskować, że wody te ze względu na ten parametr mogą w perspektywie czasu ulegać pogorszeniu jakości w części zachodniej. W pozostałej części polderu wartość mediany jest niższa od średniej o około 10%. Obliczone wartości współczynników zmienności stężeń manganu były zróżnicowane. Co ciekawe, największe wartości współczynników zmienności obserwowano w części wschodniej polderu, były one około 40% większe od występujących w części zachodniej. Świadczy to o dużej dynamice wymywania manganu z podłoża ze względu na warunki hydrodynamiczne polderu i duże oglejenie gleb (tab. 3). Dla manganu nie wyznaczono tła hydrogeochemicznego. Natomiast badania wykonane przez Roszaka [1991] wskazują, że na terenach tych zawartość manganu w wodach podziemnych, wynosząca od $0,009$ do $4,300 \text{ mg Mn}/\text{dm}^3$, była podobna do otrzymanych w okresie badawczym.

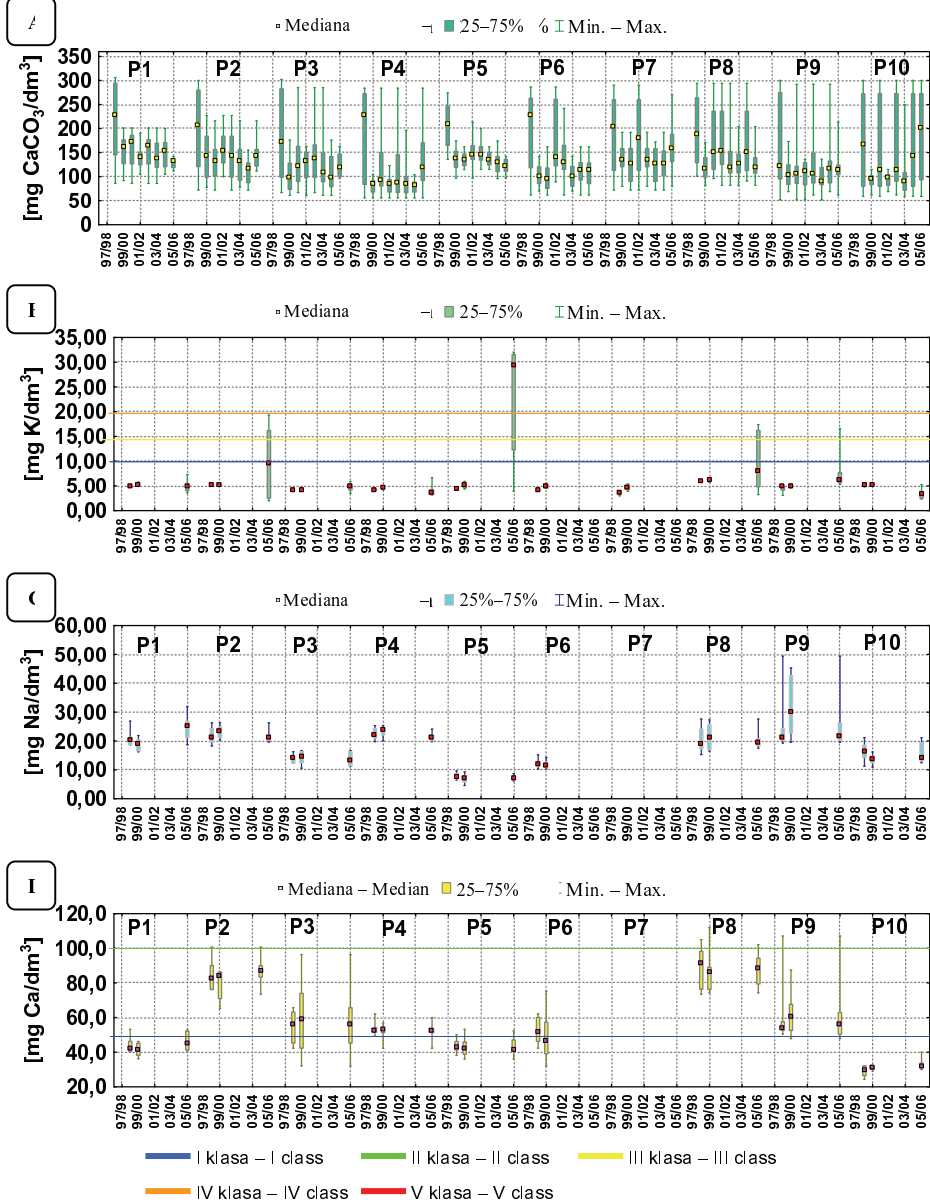


Rys. 44. Jakość wód podziemnych na terenie polderu w piezometrach od P1 do P10 w badanym wieloletniu: A) siarczany, B) azotany, C) mangan, D) żelazo ogólne

Fig. 44. Quality of groundwater on the polder area in piezometers from P1-P10 in the studied multiannual: A) sulphates, B) nitrates, C) manganese, D) total iron

Pierwotnym źródłem żelaza w wodach podziemnych są liczne minerały skał magmowych, takie jak: pirokseny, amfibole, biotyt, magnetyt, oliwiny, piryt. Żelazo powszechnie i aktywnie uczestniczy w naturalnych procesach oksydacyjno-redukcyjnych, jest jednym z podstawowych ogniw w łańcuchu przemian oksydacyjnych zachodzących w przyrodzie. W wodach podziemnych żelazo migruje w formie jonowej, głównie jako Fe^{+2} , w formie obojętnych cząsteczek, w postaci koloidalnej, w formie zaabsorbowanej oraz jako kompleksy zarówno nieorganiczne, jak i organiczne. Sposób migracji żelaza jest zróżnicowany w różnych warunkach i typach środowisk hydrogeochemicznych. Migracja wodna żelaza ograniczona jest w znacznym stopniu stosunkowo łatwym wytrącaniem się jego wodorotlenków: $\text{Fe}(\text{OH})_3$ przy $\text{pH} > 4,5$, a $\text{Fe}(\text{OH})_2$ przy $\text{pH} > 5,5$. Wody podziemne w Polsce często zawierają ponadnormatywne ilości żelaza, szczególnie wody w utworach czwartorzędowych i zarazem w strefach występowania podwyższonych ilości substancji organicznej wykazują znaczne zróżnicowanie ilościowe. W wodach utworów czwartorzędowych zawartość żelaza zmienia się w zakresie od 0,03 do 10 mg Fe/dm^3 [Macioszczyk 1987, Macioszczyk i Dobrzański 2002, Pazdro i Kozierski 1990, Płochniewski 1973]. Ługowanie żelaza z utworów wodonośnych i przeprowadzenie go do wód podziemnych jest złożonym i skomplikowanym procesem o przebiegu zależnym od całokształtu warunków środowiska. Podstawowymi procesami decydującymi o przejściu żelaza z osadu do wód podziemnych są: utlenianie, hydroliza, hydratacja, tworzenie jonów kompleksowych i wymiana jonowa [Macioszczyk, Dobrzański 2002]. Jak wskazują przeprowadzone badania, wody podziemne na terenie polderu Lipki-Oława charakteryzują się stosunkowo dużymi wartościami stężeń (rys. 44 D, tab. 34–43). Największe stężenia żelaza obserwowano głównie w części północno-wschodniej polderu, w piezometrach P2 (od 0,30 mg Fe/dm^3 do 30,11 mg Fe/dm^3), P3 (od 0,40 mg Fe/dm^3 do 39,08 mg Fe/dm^3), P7 (od 0,50 mg Fe/dm^3 do 12,30 mg Fe/dm^3) i P5 (od 0,30 mg Fe/dm^3 do 21,30 mg Fe/dm^3) (podobnie w okresie wegetacyjnym) (rys. 44 D, tab. 34–43). Zwrócono również uwagę na bardzo dużą zawartość żelaza i duże amplitudy zawartości tego pierwiastka w wodach podziemnych we wszystkich piezometrach w roku 2005/2006, gdzie po zalaniu terenu wodami powodziowymi w kwietniu gwałtownie wzrosła ilość żelaza (rys. 44 D). Ze względu na ten parametr zaliczono badane wody podziemne do IV klasy jakości (stan niezadowalający) praktycznie we wszystkich piezometrach i we wszystkich latach oprócz roku 2005/2006, gdzie jakość uległa pogorszeniu do klasy V – wody złej jakości z wyjątkiem P4 i P8 (rys. 44 D). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie jest zbliżony do rozkładu normalnego dla wszystkich danych z każdego piezometru. Wartości mediany są niższe o około 6–35% w badanym wieloleciu w porównaniu z wartościami średniej, oprócz P7 dla którego wartości mediany były wyższe o około 12% od wartości średnich, co sugerowałoby stan, w którym ich jakość nie ulegnie już dalszemu obniżeniu ze względu na ten parametr, przy czym i tak wody te są złej jakości ze względu na zawartość żelaza (tab. 34–43). Współczynniki zmienności osiągały wartości od 64% w P7 do 230% dla P1, co wskazuje na bardzo dynamiczne wymywanie tego pierwiastka z podłoża w zależności od wielkości wahań zwierciadła wód podziemnych, jak również może sugerować to, że na tym terenie występują skomplikowane warunki oksydacyjno-redukcyjne (tab. 31–

39), co potwierdzają zróżnicowane wartości odczynu wód podziemnych i w profilu glebowym (tab. 3). Dla żelaza nie wyznaczono tła hydrogeochemicznego na tym obszarze.



Rys. 45. Jakość wód podziemnych na terenie polderu w piezometrach od P1 do P10 w badanym wieloletniu: A) twardość ogólna, B) potas, C) sód, D) wapń

Fig. 45. Quality of groundwater on the polder area in piezometers from P1-P10 in the studied multiannual: A) total water hardness, B) potassium, C) sodium, D) calcium

Natomiast w porównaniu z badaniami przeprowadzonymi przez Roszaka [Roszak 1987, 1991] i Wężyka [Węzyk 1984] w latach 1982–1984 (stężenia od 0,09 mg Fe/dm³ do 26,2 mg Fe/dm³) obecne wyniki wskazują na występowanie wyższych stężeń żelaza na tym obszarze w badanym okresie.

Twardość wody jest jej podstawową własnością chemiczną, powszechnie oznaczaną nawet we wskaźnikowych analizach wód podziemnych. Podstawowe znaczenie dla wartości twardości wody mają sole wapnia oraz magnezu i dlatego parametr ten może być traktowany jako ogólny wskaźnik zawartości jonów wapnia i magnezu, które są pierwiastkami powszechnie występującymi w skałach oraz glebie [Macioszczyk 1987, Macioszczyk, Dobrzański 2002, Pazdro i Koziński 1990]. Wody podziemne na tym obszarze zaliczane są ogólnie do wód średnietwardych, przy czym wartości twardości ogólnej wahały się od 306,0 mg CaCO₃/dm³ w roku 1998/1999 w P1 do 50,0 mg CaCO₃/dm³ w roku 2002/2003 (P4) (rys. 45 A, tab. 34–43). Wody te wykazywały dość duże zróżnicowanie (amplitudy) zarówno w roku hydrologicznym, jak i w okresach wegetacyjnych. Parametr ten nie został uwzględniony w rozporządzeniu RMŚ z dnia 11 lutego 2004 r. [Dz. U. Nr 32, poz. 284], dlatego też nie oceniono jakości tych wód. Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie jest zbliżony do rozkładu normalnego. Równocześnie wartości mediany były we wszystkich latach dla wszystkich piezometrów niższe od wartości średnich o około 3 do 27%, dlatego w dłuższym okresie czasu istnieje realna możliwość zagrożenia jakości wód poprzez niekorzystne zmiany w twardości ogólnej wód podziemnych na tym obszarze. Obliczone współczynniki zmienności wskazują na dużą dynamikę i zróżnicowanie ze względu na ten parametr na terenie polderu, szczególnie w części północno-wschodniej i północno-zachodniej (tab. 34–43).

Badania jakości wody ze względu na zawartość: potasu, sodu, wapnia i magnezu wykonywane były okresowo przez okres 3 lat (rys. 45 B, C, D, 46). Pierwotnym źródłem potasu w wodach są minerały skał krystalicznych rozkładające się w procesach wietrzenia. Potas występuje w nawozach mineralnych, a intensywne nawożenie nawozami organicznymi może podwyższyć zawartość jonów potasu w płytkich wodach podziemnych. Wśród głównych składników wód podziemnych potas odgrywa stosunkowo małą rolę. Jego zawartość wyraźnie wzrasta wraz z mineralizacją wód, ale podwyższa się również wartość współczynnika Na⁺/K⁺. Stwierdzona przez badaczy polskich maksymalna zawartość potasu w wodach podziemnych Polski wynosi 15,5 g/dm³ [Macioszczyk 1987, Macioszczyk i Dobrzański 2002, Pazdro i Koziński 1990]. Zawartość potasu w wodach podziemnych na polderze Lipki-Oława wahała się od 2,36 mg K/dm³ w roku 1999/2000 (P10) do 32,0 mg K/dm³ w roku 2005/2006 (P5). Stężenia potasu na terenie leśnym polderu wskazują na największą kumulację potasu w wodach podziemnych w części środkowej i zachodniej, podobnie jak w okresie wegetacyjnym, co można wiązać z nawożeniem pól uprawnych graniczących z polderem w części północno-zachodniej i północnej. Ze względu na ten parametr – wody te zaklasyfikowano do klasy I (wody bardzo dobrej jakości) oprócz roku 2005/2006 w piezometrze P5. Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych nie był zbliżony do rozkładu nor-

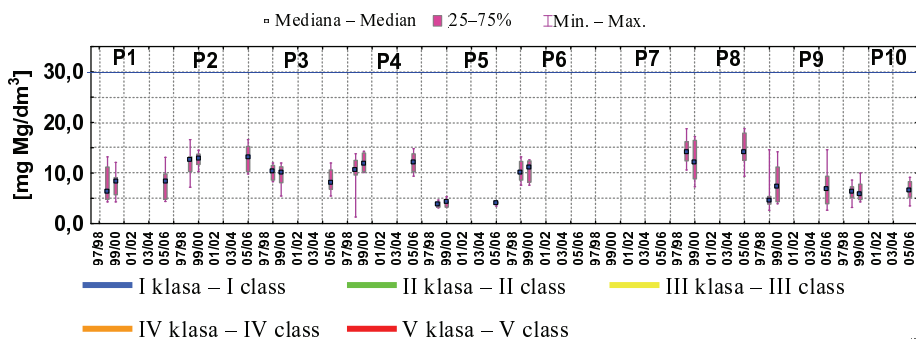
malnego oprócz zbioru danych dotyczących piezometru P6 w okresie wegetacyjnym. Wartości mediany dla stężeń potasu były wyższe o około 7% jedynie w próbach wody pobranych z piezometru P10, położonego przy skraju lasu, w pobliżu pól uprawnych (rys. 45 A, tab. 34–43). Wartości współczynników zmienności były różnicowane (różniły się od siebie o około 10%–90%), szczególnie w części północnej i południowo-wschodniej (tab. 34–43). Tło hydrogeochemiczne dla tego obszaru [Roszak 1991] było przekroczone szczególnie w części północnej polderu (wartość maksymalna tła 26,30 mg K/dm³).

Sód występuje w wodach podziemnych w bardzo różnych ilościach. W słabo mineralizowanych wodach infiltracyjnych jego ilość może dochodzić do 1 mg Na/dm³. W silnie mineralizowanych roztworach zawartość sodu przekracza 100 000 mg Na/dm³ [Macioszczyk 1987]. Najwyższe stężenia sodu obserwowano w południowo-wschodniej części polderu w piezometrach P9 (od 49,40 mg Na/dm³ do 19,30 mg Na/dm³) i P8 (od 27,60 mg Na/dm³ do 15,30 mg Na/dm³), natomiast najniższe w części północnej polderu – P5 (od 9,60 mg Na/dm³ do 4,60 mg Na/dm³) podobnie jak w okresie wegetacyjnym (rys. 45 B, tab. 34–43). Ze względu na ten parametr – wody podziemne na tym obszarze zaklasyfikowano jako bardzo dobrej jakości (klasa I). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych jest zbliżony do rozkładu normalnego jedynie dla danych z piezometrów: P3, P4 i P5 dla okresu badawczego, jak również dla piezometrów: P2, P3 i P4 dla okresu wegetacyjnego. Wartości mediany były mniejsze w stosunku do wartości średnich o około 3–19%, oprócz piezometru P2 we wszystkich latach, dlatego przyjęto hipotezę, że w dłuższym okresie czasu nie należy spodziewać się zagrożenia dla czystości tych wód ze względu na stężenia sodu. Obliczone współczynniki zmienności stężeń sodu mają porównywalne wartości (podobną dynamikę wahania stężeń w wodach podziemnych na tym obszarze), oprócz piezometru P9, który jest około 30% większy (tab. 34–43). W części wschodniej obserwowano czasowe przekroczenia wartości tła hydrogeochemicznego na tym obszarze, które dla sodu wynosi maksymalnie 35,3 mg Na/dm³ [Roszak 1991].

Wapń bierze udział w biologicznym obiegu materii, jest nieodzowny dla właściwego rozwoju organizmów żywych. Występuje powszechnie w wodach naturalnych, w wodach podziemnych jest często dominującym kationem, zwłaszcza w płytko występujących oraz najgłębiej spotykanych wodach stagnujących. Głównym źródłem jonów wapnia w wodach podziemnych są procesy wietrzenia chemicznego powszechnie występujących minerałów skał osadowych zawierających wapń: kalcytu i aragonitu, dolomitu, gipsu i anhydrytu [Macioszczyk 1987; Macioszczyk i Dobrzański 2002]. Największe stężenia wapnia w wodach podziemnych badanego terenu zaobserwowano w części południowo-wschodniej, szczególnie w piezometrach P8 (od 112,00 mg Ca/dm³ do 73,50 mg Ca/dm³) i P9 (od 107,10 mg Ca/dm³ do 47,84 mg Ca/dm³), a najmniejsze w piezometrze położonym w części północno-zachodniej – P10 (od 39,98 mg Ca/dm³ do 24,30 mg Ca/dm³) (podobnie w okresie wegetacyjnym) (rys. 45 D, tab. 34–43). Ze względu na ten parametr – wody te zaliczono do II klasy jakości (wody dobrej jakości), oprócz piezometrów P1, P5, P10 i jednego roku w P6, gdzie wody te zaliczono do I klasy czystości (rys. 45 D). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych jest zbliżony do rozkładu normalnego jedynie dla danych dotyczących stężeń wapnia w wodach podziemnych w piezometrach P2 i P4 dla roku i P6 i P4 w okresie wegetacyjnym. Wartości mediany w stosunku do średniej z badanego wielolecia były niższe

dla większości wód, przy czym dla piezometrów P6 i P10 były o około 10% wyższe i tu, w przeciwieństwie do pozostałych, nasuwa się wniosek, że w perspektywie czasu może wystąpić zagrożenie obniżenia jakości tych wód ze względu na ten parametr (tab. 34–43). Wskaźniki zmienności obliczone dla wszystkich badanych rzek są porównywalne i wskazują na podobną dynamikę stężeń wapnia w ich wodach (tab. 34–43). Nie obserwowano przekroczenia maksymalnych wartości tła hydrogeochemicznego na terenie polderu Lipki-Oława, które dla wapnia wynosiło maksymalnie 134 mg Ca/dm³ [Roszak 1991].

Magnez w wodach podziemnych jest głównie pochodzenia mineralnego. Może się tam dostawać w wyniku wietrzenia wielu minerałów skał krystalicznych (np. oliwinów, piroksenów, amfiboli itp.). W Polsce wody podziemne są przeważnie ubogie w magnez [Macioszczyk 1987, Macioszczyk i Dobrzański 2002]. W wodach podziemnych badanego terenu największe stężenia tego pierwiastka obserwowano w części przykorytowej Odry, szczególnie w P8, gdzie stężenia magnezu wahały się od 7,30 mg Mg/dm³ do 18,75 mg Mg/dm³. Najmniejsze stężenia tego pierwiastka obserwowano w piezometrze P5, położonym poza wałami polderu, które wahały się od 3,12 mg Mg/dm³ do 5,32 mg Mg/dm³ (podobnie w okresie wegetacyjnym). Ze względu na ten parametr – wody te we wszystkich latach i dla wszystkich piezometrów zaliczono do bardzo dobrej jakości (I klasa). Wartości skośności i kurtozy sugerują, że rozkład danych jest zbliżony jedynie dla zbioru danych z piezometrów: P2, P5, P6 i P10 w całym okresie badawczym i dla P1, P2, P3, P6 i P10 w okresie wegetacyjnym. Wartości mediany w stosunku do wartości średnich z wielolecia były wyższe w części wschodniej, północno-wschodniej, jak również w południowo-zachodniej części polderu średnio o około 20%, dlatego też można sądzić, że wody te w dłuższej perspektywie czasu mogą być narażone na pogorszenie swej jakości ze względu na ten parametr. Obliczone wartości współczynników zmienności są zróżnicowane, szczególnie w przykorytowej części polderu – wzdłuż koryta Odry, co wskazuje na dużą dynamikę stężeń tego pierwiastka, która, jak się wydaje, zależna jest od wielkości amplitud wahaniasię zwierciadła wód podziemnych (tab. 34-43). Dla magnezu nie obliczono na tym terenie tła hydrogeochemicznego, natomiast w porównaniu z badaniami przeprowadzonymi przez Roszaka [1991] oznaczone stężenia magnezu zawierają się w dolnym przedziale, jaki wyznaczył Roszak dla tych wód, tj. w przedziale stężeń 3,6 mg Mn/dm³ – 76,6 mg Mn/dm³.



Rys. 46. Jakość wód podziemnych na terenie polderu w piezometrach od P1 do P10 w badanym wieloleciu – magnez

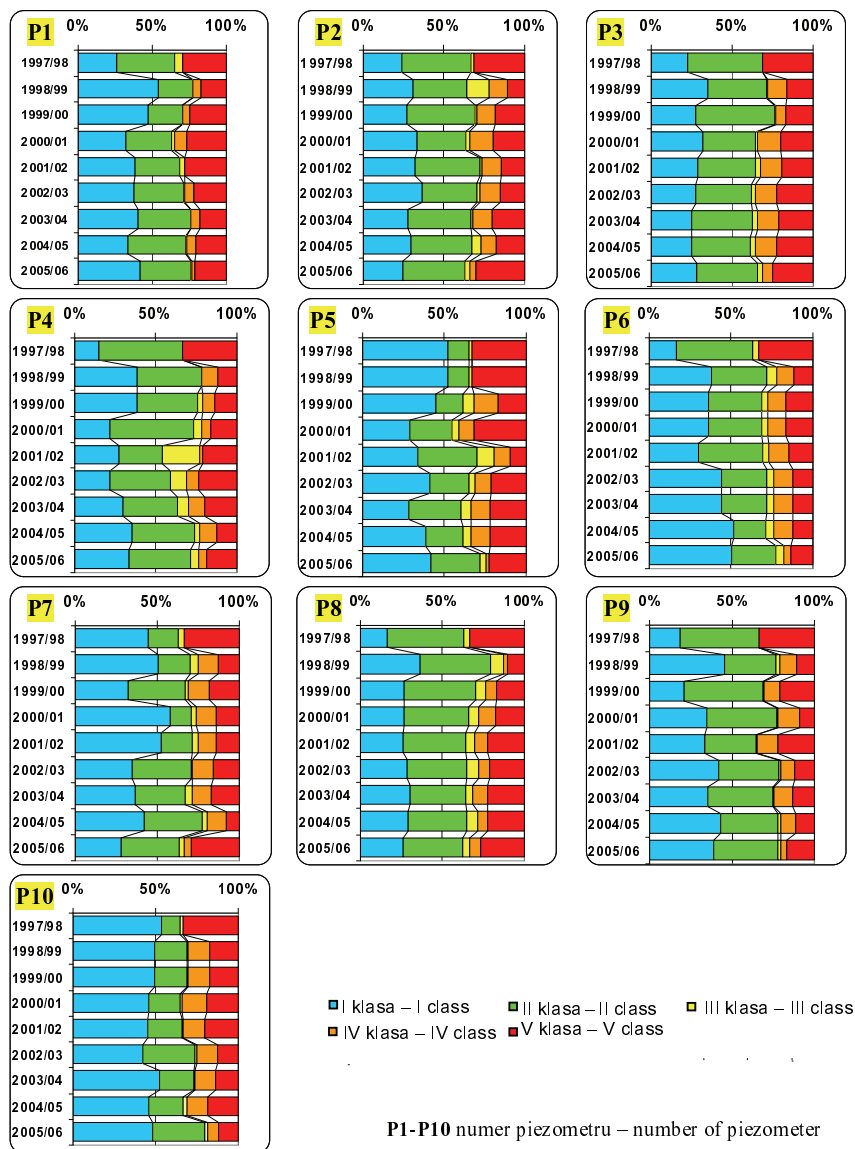
Fig. 46. Quality of groundwater on the polder area in P1-P10 piezometers in the studied multiannual – magnesium

Wyniki ocen jakości wód podziemnych na terenie polderu Lipki-Oława z badanego wielolecia, podobnie jak dla badanych cieków, przedstawiono w postaci wykresów, gdzie ocenie poddano częstość występowania poszczególnych parametrów (dane jednostkowe) w klasach czystości wody określonych na podstawie obowiązującej do końca 2004 r. klasyfikacji wg RMŚ Dz. U. Nr 32, poz. 284 (rys. 47). O jakości wód podziemnych na terenie polderu decydowały głównie takie wskaźniki, jak: odczyn wody (V klasa), stężenie żelaza (IV klasa) (rys. 44 D). Zwrócono również uwagę, że w piezometrze P10, usytuowanym w części północno-zachodniej polderu, występowało procentowo najwięcej udziału wyników jednostkowych w klasie I. Procent udziału wyników w V klasie jakości był dość znaczny we wszystkich piezometrach, przy czym największy dla P1, P3, P5 i P8 (rys. 47). Po powodzi z lipca 1997 r. widoczny był wysoki procent udziału klasy V w wynikach, który w roku następnym 1998/1999 we wszystkich przypadkach zmalał. W kolejnych latach widoczne były mniejsze lub większe wahania udziału wyników w tej klasie, przy czym w roku ostatnim po powodzi procent ten wzrósł (oprócz piezometru P10) (rys. 47). Potwierdza to dużą dynamikę zmian jakości wód podziemnych na tym obszarze.

W ramach wykonanych badań statystycznych przeprowadzono również analizę zależności pomiędzy głębokością zalegania zwierciadła wody a składem chemicznym, z wykorzystaniem analizy korelacji rang Spearmana przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$ (skonstruowano 10 macierzy 15×15). Jak wskazują wykonane analizy, w przypadku większości z nich brak jest istotnych zależności pomiędzy poziomem zalegania zwierciadła wód podziemnych a ich składem. Wyjątek stanowią: odczyn w piezometrach: P4 ($r = 0,48$), P6 ($r = 0,62$) i P7 ($r = 0,59$), przewodnictwo elektryczne właściwe w P9 ($r = 0,55$); chlorki dla: P2 ($r = 0,45$), P7 ($r = -0,41$), P9 ($r = 0,55$); siarczany dla P1 ($r = 0,50$), P4 ($r = 0,58$), P5 ($r = 0,45$), P8 ($r = 0,54$), P10 ($r = -0,68$); azotany dla P4 ($r = -0,59$), P5 ($r = -0,44$), P6 ($r = -0,47$), P7 ($r = -0,51$); mangan dla P5 ($r = 0,46$); żelazo dla P1 ($r = -0,51$), P6 ($r = -0,63$), P7 ($r = -0,53$), P10 ($r = 0,64$); twardość ogólna dla P1 ($r = 0,68$), P2 ($r = 0,61$), P4 ($r = 0,52$), P5 ($r = 0,72$), P6 ($r = 0,52$), P7 ($r = 0,49$), P10 ($r = -0,46$); potas dla P1 ($r = -0,45$), P8 ($r = 0,56$), P10 ($r = -0,86$); sól dla P9 ($r = 0,21$); wapń dla P10 ($r = 0,44$); magnez dla P2 ($r = -0,43$), P4 ($r = -0,44$).

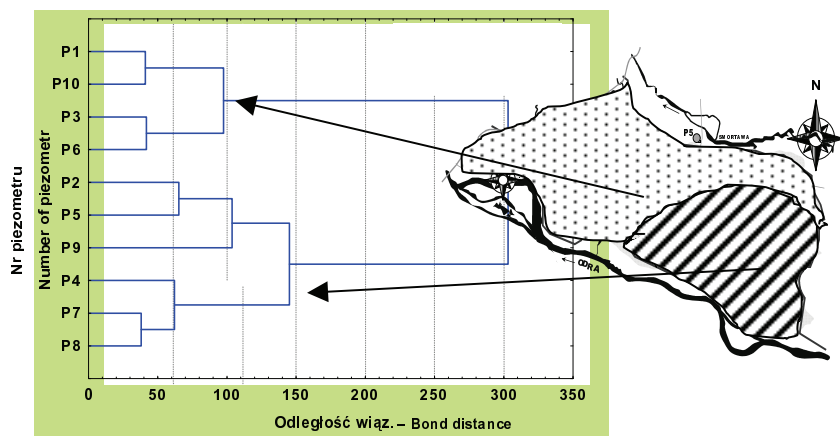
Podjęto również próbę porównania – ze względu na skład chemiczny omawianych wód podziemnych w poszczególnych piezometrach przy wykorzystaniu wielowymiarowej techniki eksploracyjnej – analizy skupień z wykorzystaniem metody Warda. Na podstawie wykonanej analizy wydzielono dwie główne grupy o dużym podobieństwie dynamiki składu chemicznego. Pierwszą stanowią piezometry P1, P10, P3 i P6 położone w części zachodniej, północnej i północno-wschodniej. Natomiast drugą, liczniejszą grupę stanowią piezometry: P2, P5, P9, P4, P7, P8 położone głównie w części środkowej i południowo-wschodniej polderu (rys. 48). Taki wynik analizy skupień potwierdza różnice w dynamice składu chemicznego części południowo-wschodniej polderu w porównaniu z resztą tego obszaru, co znajduje uzasadnienie i potwierdzenie w amplitudach wahań zwierciadła wód podziemnych na tym terenie, jak również uwidacznia

podobieństwo tych obszarów w zasięgu zmian dynamicznych składu chemicznego (rys. 48).



Rys. 47. Ogólna ocena jakości wód podziemnych na terenie polderu Lipki-Oława w wieloletniu 1997–2006

Fig. 47. General assessment of groundwater quality on the Lipki-Oława polder area in multiannual 1997/1998–2005/2006



Rys. 48. Analiza skupień metodą Warda dla współczynników zmienności składu chemicznego wód podziemnych w sieci piezometrów na terenie polderu Lipki-Oława

Fig. 48. Data clustering by Ward's method for variability coefficients of groundwater chemical composition in piezometer network on the Lipki-Oława polder area

Niewątpliwie istotny wpływ na procesy chemiczne wód podziemnych miały na obszarze polderu wahania zwierciadła wód podziemnych, które w dużym stopniu związane były z usuwaniem drzew na terenie leśnym polderu (por. rozdz. 4.5.2). W związku z tym w dalszych rozwiązaniach podjęto próbę znalezienia związku pomiędzy masą wyciętych drzew a jakością wód. Do analizy wzięto głównie te wskaźniki, których wartości ulegały dużym wahaniom bądź przekraczały wartości ekstremalne tła hydrogeochemicznego. Wśród tych wskaźników znalazły się: odczyn wody, żelazo ogólne, mangan, siarczany i chlorki. Dla wyznaczonych zbiorów danych wykonano analizę zależności korelacyjnej metodą rang Spearmana przy poziomie istotności $\alpha = 0,05$. W wodach podziemnych obliczone współczynniki korelacji pomiędzy masą usuniętych drzew a pH wykazały bardzo silne korelacje w piezometrach: P3 ($r = -0,83$), P4 ($r = -0,83$), P6 ($r = 0,80$), silną korelację w P9 ($r = -0,51$), korelację umiarkowaną dla P1 ($r = -0,43$), P2 ($r = -0,32$), P10 ($r = -0,45$) i słabą korelację dla P5 ($r = -0,23$). Korelacje ujemne pomiędzy odczynem wód podziemnych a wycinką drzew wskazują na to, że wraz ze zwiększaniem się masy wyciętych drzew na terenie polderu odczyn wody ulegał obniżeniu. Ten układ występuje na całym terenie polderu. Co ciekawe, największe wartości współczynników korelacji obserwowano w części wschodniej i środkowej polderu ($r \geq 0,5$), gdzie występowały największe uszkodzenia drzew, a co za tym idzie – największa wycinka (znajduje się tu 1 i 2 strefa uszkodzeń drzew, por. rys. 11), występują tu również gleby brunatne wylugowane głęboko gruntowoglejowe (podścielane piaskiem i iłem, por. tab. 3), siedliska są najuboższe w stosunku do pozostałego terenu,

a wariant uwilgotnienia siedliska jest silnie świeży (rys. 4). Na tym obszarze również wody powodziowe po powodzi z 1997 r. stagnowały najdłużej (około trzech tygodni). Zwrócono też uwagę na infiltracyjny sposób zasilania polderu przez Odrę w części wschodniej i kierunek spływu wód ze wschodu na zachód (rys. 30–32, 50). W sumie wszystkie te czynniki działają na siebie synergicznie, a nadmierne usunięcie drzew z tej powierzchni spotęgowało oddziaływanie warunków wodnych na procesy utleniania i redukcji, które w konsekwencji spowodowały obniżenie się odczynu wód podziemnych.

Równie silne korelacje otrzymano dla żelaza ogólnego i masy wyciętych drzew. Bardzo silne korelacje były w wodach piezometrów: P2 ($r = 0,81$), P3 ($r = 0,92$), P4 ($r = 0,92$), P5 ($r = 0,90$), silne korelacje dla P1 ($r = 0,50$), P7 ($r = 0,52$), umiarkowane dla P10 ($r = 0,37$) i słabe dla P6 ($r = 0,24$), P8 ($r = 0,26$), P9 ($r = 0,21$). We wszystkich wypadkach są to korelacje dodatnie, co oznacza wprost proporcjonalny wzrost zawartości żelaza w stosunku do masy wyciętych drzew na tym terenie. Praktycznie na całym obszarze polderu wartości współczynników korelacji były bardzo wysokie, szczególnie w części wschodniej i północno-wschodniej, co pokrywa się ze zmianami (obniżaniem się) odczynu wody i związane jest z synergicznym oddziaływaniem wszystkich wcześniej wspomnianych czynników, jak również wymywaniem tego pierwiastka z gleb, które wykazują wyraźne cechy oglejenia z licznymi sinymi plamami i wytrąceniami związków żelaza i manganu (tab. 3, rys. 2). Niewątpliwie na ten stan rzeczy mają wpływ panujące tam warunki, redox, dostępność tlenu, jak i zwiększone amplitudy wahań położenia zwierciadła wód podziemnych. Ługowanie żelaza z utworów wodonośnych i przeprowadzenie go do wód podziemnych jest złożonym, skomplikowanym procesem o różnym przebiegu, zależnym od całokształtu warunków środowiska. Podobnie jak w przypadku żelaza zawartość manganu generowała obniżenie się jakości tych wód. Dla manganu i masy wyciętych drzew nie otrzymano bardzo silnych i silnych korelacji, a jedynie korelacje umiarkowane dla P5 ($r = 0,32$), P7 ($r = 0,33$), P9 ($r = -0,40$), P10 ($r = 0,34$) i słabe w P8 ($r = -0,26$). W części południowo-wschodniej były to korelacje ujemne, co oznaczało zmniejszanie się stężeń manganu wraz z wycinką drzew, ale raczej wpływ na taką sytuację miała tu bliskość koryta Odry i jej działalność infiltracyjna (patrz rys. 30–32). Natomiast w części środkowej i północno-zachodniej korelacje otrzymano dodatnie, z czego wynika, że zawartość manganu rośnie wraz ze zwiększaniem się wycinki drzew. Jednak same korelacje nie były silne, tak jak w przypadku żelaza, co przy takich samych warunkach oksydacyjno-redukcyjnych i warunkach wodno-glebowych jest zastanawiające. Natomiast przy założeniu, że i tak stężenia manganu były w całym okresie badawczym ponadnormatywne i utrzymywały się na podobnym poziomie przez cały czas, pozwala przypuszczać, że część manganu w zależności od wartości pH i redox przechodzi z dużą łatwością w liczne związki kompleksowe (np. z materią organiczną mangan tworzy związki kompleksowe dobrze migrujące w wodzie), a przez to nie jest wychwytywana w standardowej analizie chemicznej.

Dla siarczanów bardzo silną korelację ujemną otrzymano dla wód w piezometrach P1 ($r = -0,95$), P5 ($r = -0,88$), P10 ($r = -0,81$), silną korelację dodatnią w piezometrach: P2 ($r = 0,52$), P8 ($r = 0,50$), umiarkowaną korelację dla P6 ($r = -0,46$), P7 ($r = 0,31$) i słabą korelację dla P9 ($r = -0,22$). Dla części środkowej polderu otrzymano korelacje dodatnie, co oznacza, że jednocześnie ze zwiększeniem usuwania drzew wzrastają na

tym obszarze stężenia siarczanów, natomiast w części zachodniej sytuacja przedstawia się dokładnie odwrotnie. Siarka jest pierwiastkiem wykazującym znaczną aktywność geochemiczną związaną ze zmianami wartościowości, przez to aktywnie uczestniczy w biologicznym krążeniu substancji w przyrodzie. Ważnym więc czynnikiem mającym również wpływ na taki układ wydaje się jakość siedlisk na tych obszarach, które w części środkowej są uboższe w porównaniu z częścią zachodnią, szczególnie przy korycie Odry. Poza tym, jak wspomniano już we wcześniejszych rozważaniach, zarówno wahania wód (również związane z wycinką drzew), jak i wariant uwilgotnienia siedliska, gleby, odczyn wód i warunki redox wpływały na zawartość siarczanów w wodach podziemnych tego terenu. Dla chlorków bardzo silną korelację ujemną otrzymano w wodach podziemnych z piezometrów: P5 ($r = -0,88$) i P6 ($r = -0,77$), silną korelację dla P9 ($r = -0,60$), korelację umiarkowaną dla P8 ($r = -0,48$) i P10 ($r = -0,38$) oraz słabą korelację dla P7 ($r = 0,24$). Z wykonanej analizy korelacyjnej wynika, że wraz ze zwiększaniem się wycinki drzew maleją stężenia chlorków, co wiązać można również z podniesieniem się zwierciadła wód podziemnych i rozcieńczeniem. Chlor nie bierze udziału w procesach utleniania i redukcji, jak również nie uczestniczy w procesach wymiany jonowej (w naszej szerokości geograficznej).

Szukano też związków korelacyjnych (również za pomocą korelacji rang Spearmana) pomiędzy wycinką drzew a jakością wód cieków polderowych: Otocznicy i Lichawy dla tych samych wskaźników chemicznych, jak i w wodach podziemnych. Wykonane analizy wykazały w przypadku Otocznicy bardzo silną korelację dodatnią dla chlorków ($r = 0,83$), umiarkowaną dla: siarczanów ($r = -0,48$), żelaza ($r = 0,40$) i odczynu wody ($r = -0,32$), natomiast dla manganu – brak korelacji. W Lichawie silną korelację otrzymano dla manganu ($r = 0,57$) i żelaza ($r = 0,60$), umiarkowaną dla chlorków ($r = 0,48$), a dla pH niską ($r = -0,20$). Wyniki te wskazują, podobnie jak w przypadku wód podziemnych badanego obszaru, że wraz ze zwiększoną wycinką drzew maleje odczyn wód, zwiększa się w tych wodach zawartość żelaza i manganu (w Lichawie), co związane jest ze zwiększonym wymywaniem z podłoża tych związków, maleje ilość siarczanów i rośnie zawartość chlorków. Warto w tym miejscu zauważyć, że przekroje hydrochemiczne położone były poza terenem leśnym, wśród pól uprawnych, co mogło powodować zwiększanie się ilości chlorków, które dostały się dodatkowo do tych wód poprzez spływy powierzchniowe.

Zmiany jakości wód zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych wpływają pośrednio, jak i bezpośrednio na jakość siedlisk, w tym na drzewostany. Niedostatek lub nadmiar wody w zależności od gatunku drzewa i jego zdolności do przystosowania się do zmiennych warunków wodnych mogą generować różne reakcje na zmiany składu chemicznego wód. Naturalny skład chemiczny wody, która znajduje się w obiegu siedlisk leśnych, ukształtowany jest przede wszystkim przez skład mineralny gleb i w różnym tempie przeobrażany poprzez wpływy związków organicznych utworzonych przez ekosystem leśny, a także depozyt opadów atmosferycznych, jak i zanieczyszczenia pochodzenia antropogenicznego. Wody powodziowe, które zalały polder w 1997 r., były złej jakości, zawierały wiele ponadnormatywnych zanieczyszczeń [Gorzelać i Sierota 1997]. Podobnie w roku 2006, co uwidacznia się w jakości wód powierzchniowych wstępujących na terenie polderu – Otocznica i Lichawa (rys. 41), jak i wód podziemnych (rys. 47). Na jakość wód podziemnych miały również wpływ

namuły z osadów wytrąconych z wody, która stagnowała w czaszy polderu nawet do trzech tygodni. Miąższość tych namułów dochodziła do 3–5 cm [Gorzelał i Mikułowski 2001]. Teren leśny polderu Lipki-Oława został zatopiony w szczytowym okresie rozwoju roślinności, a bezpośrednio po powodzi wystąpiły na tym obszarze dni z temperaturą powietrza wyższą od średniej wieloletniej. Czynnikiem temperaturowym miał tu więc niewątpliwie oddziaływanie nie tylko na jakość wód, ale również na zawartość tlenu w wodzie, jak i możliwości jego pobierania przez systemy korzeniowe drzew. Orlov i Ivanov [1990] podają, że w drzewostanach dębowych po powodzi zawartość tlenu w wierzchnich warstwach gleby zmniejsza się i nie przekracza 1 mg/l, a Mickiewicz [1972] stwierdził, że przy koncentracji tlenu 0,5 mg/l zamierają korzenie drobne, co prowadzi do osłabienia całego systemu korzeniowego i w konsekwencji – do wielu negatywnych zmian, w tym do zamierania drzew. Brak tlenu determinuje jednocześnie procesy redox, które mają dalej duży wpływ na strącanie i rozpuszczanie się związków chemicznych, a co za tym idzie – na skład chemiczny tych wód [Mars, Wassen 1999; Yang, Yanful 2002; Niedermeier, Robinson 2007; Pennington, Walters 2006; Woulds, Ngwenya 2004].

Ważnym elementem wpływającym na stan zachowania drzew po powodzi, jak i podczas suszy jest wielkość zasolenia. Większość gatunków drzew jest nieodporna na duże zasolenie, ponieważ jego oddziaływanie na oddychanie korzeni jest negatywne, co wynika prawdopodobnie z toksycznego wpływu jonów soli na metabolizm ścian i błon komórkowych [Épron i in. 1990]. Na obszarze polderu zawartość chlorków i siarczanów była stosunkowo duża, a dla całego badanego obszaru zanotowano przekroczenia wartości maksymalnych tła hydrogeochemicznego [Roszak 1991], natomiast wody ze względu na te parametry klasyfikowano do II klasy czystości. Nadmierne wymywanie żelaza i manganu związane było z wymywaniem tych pierwiastków z gleby przy sprzyjających warunkach pH i redox, jak również dużych wahaniami położenia zwierciadła wód podziemnych. Wśród czynników wpływających na skład chemiczny wód na terenie polderu, oprócz nadmiernego usuwania drzew, co ściśle wiąże się z wahaniami wód podziemnych oraz zwiększonym odpływem, wymienić należy również infiltracyjną i drenującą działalność rzeki Odry (rys. 30–32, 50), w tym również kierunek spływu wód ze wschodu na zachód, inaczej mówiąc, poprzez tereny charakteryzujące się gorszymi warunkami siedliskowymi, wilgotnościowymi i glebowymi do terenów z siedliskami o lepszej bonitacji. Wszystkie te czynniki wraz z masą wyciętych drzew stanowią cały zespół determinantów, które współdziałały ze sobą w sposób synergiczny i wywarły wpływ na jakość wód zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych.

BADANIA MODELOWE

Budowa modelu koncepcyjnego jest istotnym etapem konstrukcji modelu matematycznego, gdyż stanowi dlań pierwowzór stworzony w oparciu o dane dostępne w literaturze oraz zebrane w terenie. Do podstawowych etapów jego konstrukcji należą: wydzielenie granic modelu, wydzielenie jednostek hydrostratygraficznych, oszacowanie bilansu wodnego, zdefiniowanie systemu krążenia wód podziemnych [Anderson i Woessner 1991].

5.1. MODEL KONCEPCYJNY SYSTEMU HYDROGEOLOGICZNEGO

Powierzchnie graniczne systemu hydrogeologicznego, rozumianego jako „konstrukcja badawcza wydzielona ze środowiska skalnego” [Szymanko 1980], powinny być poprowadzone w sposób umożliwiający uniknięcie sprzężeń zwrotnych między elementami brzegowymi a elementami systemu. Wymaga to w praktyce określenia w terenie obiektów o znanych i stabilnych parametrach określających ich hydrauliczny kontakt z otoczeniem. Najczęściej są to wododziały, ciekły lub bariery hydrauliczne o genezie naturalnej lub sztucznej. W przypadku ich braku w pobliżu modelowanego systemu granice opracowań modelowych odsuwa się na odległość gwarantującą brak wpływu zadawanych wymuszeń na otoczenie [Paczyński i in. 1996].

Za granice boczne modelowanego systemu przyjęto rzeki: Smortawę (w części NE), Odrę (SW). W części NW i SE wprowadzono sztuczną granicę ze względu na znaczne oddalenie granic od obiektu badań i przewidywany brak skutków hydrodynamicznych w symulacjach modelowych wykraczających poza obręb polderu. Dolną granicę modelu przyjęto w spągu czwartorzędowej warstwy wodonośnej. Warstwa ta wykazuje słaby kontakt hydrauliczny z niżej leżącymi poziomami lub brak rozpoznania takiego kontaktu. Górną granicę systemu stanowi powierzchnia terenu. Obszar objęty modelem ma powierzchnię 38,76 km².

Zgodnie ze stanem rozpoznania warunków hydrogeologicznych wydzielono jedną warstwę wodonośną. W jej obrębie występują przewarstwienia utworów lepiej i słabiej przepuszczalnych, ale cały kompleks zachowuje dobry kontakt hydrauliczny. W tej sytuacji tworzenie większej liczby wydzieleni jedynie skomplikowałoby strukturę modelu, a nie przyczyniłoby się do wzrostu jego wiarygodności w zakresie wyników zaplanowanych symulacji. Zwierciadło wód podziemnych na obszarze badań ma charakter swobodny lub lokalnie naporowy.

5.2. OSZACOWANIE BILANSU WODNEGO

Dla obszaru objętego modelem opracowano szacunkowy bilans wodny. Bilans ten pozwolił na weryfikację modelu w oparciu o zespół niezależnych danych. W celu sporządzenia bilansu – do analizy ilościowej wzięto pod uwagę: zasilanie w postaci opadów atmosferycznych, ewapotranspirację, wymianę wód podziemnych z ciekami powierzchniowymi. Granicę obszaru modelowanego poprowadzono w sposób gwarantujący minimalizację wymiany wód podziemnych w postaci dopływów bocznych. Jest to również element najtrudniejszy do oszacowania. Bilans wykonywano dla roku hydrologicznego 2001/2002, ponieważ prezentuje on warunki przeciętne dla okresu badań (wielolecie 1997–2006).

Do modelu wprowadzono dane dotyczące zasilania w postaci opadów. Pod uwagę wzięto średni opad na badanym obszarze w roku hydrologicznym 2001/2002, który wyniósł 529 mm. Rok ten przyjęto za modelowy ze względu nie tylko na wielkość opadów, ale również ilość wyciętej masy drzew zbliżoną do roku 1997 (por. rozdz. 4.3, rys. 12). Następnym modułem była wymiana wód podziemnych z ciekami powierzchniowymi. Program Visual Modflow został stworzony do modelowania systemów przepływów wód podziemnych. Interakcja z ciekami powierzchniowymi jest odwzorowywana w odpływie podziemnym. Za wartość charakterystyczną dla obszaru badań uznano odpływ do rzeki Lichawy (tab. 24, 43). Zlewnia Lichawy znajduje się w całości na terenie polderu, a jej przepływ jest stosunkowo słabo zaburzony przez człowieka. Moduł odpływu podziemnego w roku hydrologicznym 2001/2002 kształtował się na poziomie $2,38 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$ (75 mm). Następnym elementem była ewapotranspiracja, rozumiana jako różnica bilansowa bilansu surowego, która wynosiła: $ET = P - H = 398 \text{ mm}$. Należy się spodziewać możliwości silnego zróżnicowania parowania rzeczynistego. Jak wykazał Bradley [2002] w swoich badaniach na bagnach Narborough (Anglia), dla terenów podmokłych, pokrytych gęstą szatą roślinną może ona lokalnie przyjmować wartość sięgającą 87% opadów lub nawet być równa opadowi [Zhang, Mitsch, 2005]. Elementy bilansu wodnego zostały wyszczególnione w niniejszym rozdziale w zakresie wymaganym przez program modelujący: $P = 529 \text{ mm}$, $ET = 398 \text{ mm}$, $H_g = 75 \text{ mm}$, $H_p = 56 \text{ mm}$.

5.3. SCHEMATYZACJA WARUNKÓW HYDROGEOLOGICZNYCH

W procesie schematyzacji warunków hydrogeologicznych zgeneralizowaniu podlegał rzeczywisty układ hydrogeologiczny w zakresie tych jego elementów i parametrów, które decydują o przebiegu zjawiska przepływu wód w środowisku skalnym. Jest to czynność konieczna przed przystąpieniem do etapu tworzenia modelu numerycznego [Anderson i Woessner 1992]. W szczególności złożyły się na nią: uśrednienie współczynnika filtracji charakteryzującego badany region, wyznaczenie stref o zróżnicowanym zasięgu głębokościowym korzeni roślin, wyznaczenie rozkładu parametrów pojemnościowych systemu wodonośnego przy wykorzystaniu danych z literatury przedmiotu [Anderson i Woessner 1992, Pazdro 1982, Wieczysty 1970, Żelazo i Popek 2002].

Dane dotyczące współczynnika filtracji wprowadzono w oparciu o badania archiwalne. Na badanym obszarze nie wykonywano wcześniej testów hydraulicznych, a dane archiwalne nie podają lokalizacji punktów badań. W tej sytuacji posłużono się jednolitym rozkładem współczynnika filtracji, odpowiadającym wartości średniej. Uznano, że rozkład współczynnika filtracji będzie bardziej wiarygodny jako wynik kalibracji. Podejście takie jest najlepszą metodą rozwiązania zadania hydrogeologicznego w przypadku niedoboru danych [Wcisło i Bieroński 2007]. Odsączalność grawitacyjną, sprężystą i porowatość wprowadzono, kierując się litologią warstw wodonośnych i danymi z literatury [Anderson i Woessner 1992, Pazdro 1982, Wieczysty 1970]. Użytkana dzięki badaniom polowym wartość średnia współczynnika filtracji wynosi średnio $1 \cdot 10^{-5}$ m/s. Wartości parametrów pojemnościowych warstw oszacowano, posługując się metodą krigingu przy konwersji informacji punktowych na rozkład powierzchniowy. W ramach schematyzacji określono przewodność osadów korytowych rzek polderowych na $20 \text{ m}^2/\text{d}$, zaś Odry – na $200 \text{ m}^2/\text{d}$. Zasięg drenującej roli systemu korzeniowego wprowadzono w oparciu o dane z badań terenowych wykonanych w ramach niniejszej pracy. Wzięto również pod uwagę stopień lesistości i charakter pokrycia szatą roślinną. Dla obszarów zalesionych założono zasięg korzeni od 1,4 do 2,4 m, dla pól i obszarów łąkowych – 0,5 m.

5.4. MODEL NUMERYCZNY POLDERU

Celem badań modelowych było zbadanie warunków hydrogeologicznych polderu ze szczególnym uwzględnieniem wpływu siedlisk na kształtowanie warunków wodnych. Ze względu na równomierne rozpoznanie warunków hydrogeologicznych, brak ośrodków wzmożonego drenażu i skokowych zmian parametrów systemu podzielono cały obszar siatką kwadratowych pól dyskretnych o kroku równym 50 m.

Model został zrealizowany przy użyciu programu Visual ModFlow v. 3.1.0, jednego z najpopularniejszych pakietów wykorzystywanych do modelowania przepływu wód podziemnych w systemach porowych. Program oparty jest na rozwiązaniu rozkładu wysokości hydraulicznych za pomocą różniczkowego równania filtracji, bazując na

metodzie różnic skończonych. Pole filtracji podlega dyskretyzacji siatką bloków prostokątnych, zdefiniowaną przez zespół kolumn i rzędów. Wynikowy bilans wodny dostępny jest osobno dla każdego bloku obliczeniowego, równocześnie można wyznaczać dowolnie zdefiniowane obszary bilansowe w obrębie każdej warstwy (funkcja *zone budget*).

Program pozwala odwzorować następujące elementy będące źródłem wejść lub wyjść z systemu hydrogeologicznego: zasilanie (rozumiane jako opad bądź infiltracja efektywna), rzeki (w ogólności wody powierzchniowe), studnie (lub ogólnie: punkty albo strefy drenażu antropogenicznego lub sztucznego zasilania wód podziemnych), dreny (elementy drenażu wykazujące zanik wpływu na system po opadnięciu zwierciadła wód podziemnych poniżej rzędnej posadowienia danego obiektu), ewapotranspiracja, odpływy/dopływy boczne (związane np. z obecnością zbiornika wód powierzchniowych mającego wpływ na modelowany system, a zbyt odległego, by został objęty modelem). Wyżej wymienione elementy zgrupowane są w obrębie programu w modułach-podprogramach, które mogą być uruchamiane bądź nie w trakcie procesu iteracyjnego [Gurwin i in. 1994]. Pozwalają one na niemal kompleksowe odwzorowanie systemu naturalnego (program nie obejmuje np. modułu związanego z procesami przesączania przez strefę aeracji czy takich zjawisk, jak spływ powierzchniowy oraz podpowierzchniowy).

Wykorzystanie pakietu programów Visual Modflow dla rozwiązania przepływu wód wymaga określenia następujących warunków hydrogeologicznych:

Znajomości struktury systemu hydrogeologicznego, czyli przestrzennego rozkładu parametrów hydrogeologicznych w obszarze modelu – rozkładu wstępnego, stanowiącego pierwszy krok na drodze badań systemu. Stopień dostępności tych danych, jak również ich wiarygodność wywierają poważny wpływ na wiarygodność rezultatu modelowania. Brak powyższego rozpoznania może stanowić powód do zaniechania interpretacji wyników modelowania; podobna sytuacja ma miejsce w przypadku zbytnej niejednorodności warunków w stosunku do ilości punktów badawczych (sytuacja typowa dla lokalnie zawodnionych utworów czwartorzędu, występujących płatami w obszarach wysoczyzn).

Kształtu i charakteru granic systemu wodonośnego. Powinny to być granice zasięgu warstw wodonośnych, stabilne ośrodki drenażu lub wododziały podziemne. Dla ich rozpoznania niezbędna jest znajomość rozkładu wysokości hydraulicznych w warstwach wodonośnych oraz wstępne dane dotyczące drenażu rzecznoego, jak i określony wpływ antropogeniczny. W przypadku gdy system wód podziemnych jest znacznie rozleglejszy od założonych granic badań, jego granicę ustanawia się sztucznie, odsuwając ją od kluczowego obszaru.

Wartości przepływu w ciekach utrzymujących kontakt z wodami podziemnymi (w szczególności składowej odpływu podziemnego) oraz wartości drenażu/zasilania antropogenicznego.

Wartości średniego opadu oraz przybliżonej wartości składowej zasilającej system wód podziemnych (infiltracja efektywna) lub ewapotranspiracji.

Opracowany model numeryczny obejmował w sumie powierzchnię 38,76 km² i był to obszar większy od powierzchni leśnej polderu Lipki-Oława o około 18 km². Zwięk-

szenie powierzchni podyktowane było względami konstrukcyjnymi modelu. W oparciu o stworzony model koncepcyjny systemu hydrogeologicznego wydzielono jedną warstwę numeryczną. W tym celu dokonano analizy przekrojów hydrogeologicznych i opróbowania odkrywek glebowych. Ze względu na małe zróżnicowanie morfologii spągu warstwy wodonośnej zadano stałą miąższość równą 14 m. W ramach tworzonego modelu polderu starano się uzyskać takie wielkości parametrów hydrogeologicznych, przy których model odtwarzałby, zgodny z rzeczywistym, rozkład wysokości hydraulicznych, wielkości odpływu podziemnego rejestrowanego przez wody powierzchniowe, jak najbardziej wiarygodny układ krążenia oraz bilans wód podziemnych, nawiązujący do modelu koncepcyjnego. Uzyskana zgodność pozwoliłaby uznać model za zdolny do badań symulacyjnych.

Poddany badaniom modelowym system hydrogeologiczny, do którego należy obszar polderu, cechuje stosunkowo niski stopień komplikacji warunków hydrogeologicznych ze względu na prosty układ hydrostrukturalny związany z jedną warstwą wodonośną. Cechą charakterystyczną jest znaczny wpływ oddziaływania siedlisk roślinnych na bilans wodny, poprzez ich systemy korzeniowe.

5.4.1. KALIBRACJA MODELU

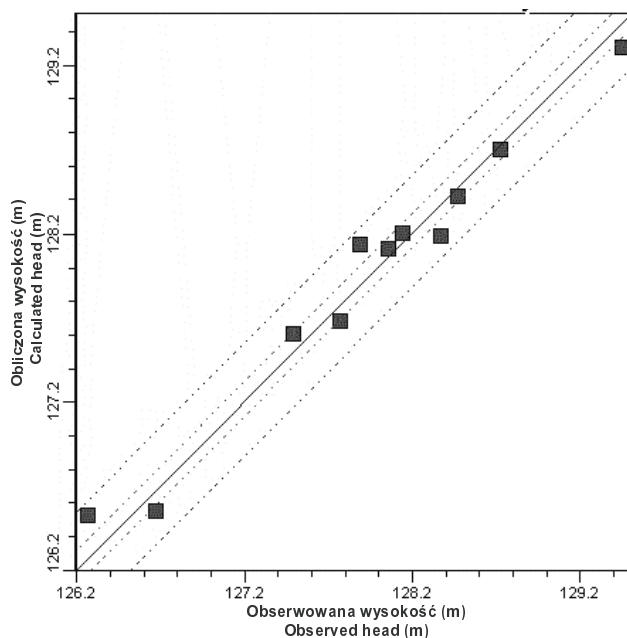
Kalibracja modelu została przeprowadzona metodą kolejnych przybliżeń – „metoda prób i błędów”. Wykonano około 50 próbnych symulacji, aż stopień wiarygodności modelu spełniał wymagania zadania hydrogeologicznego. W trakcie kalibracji, w oparciu o zestaw danych z pomiarów zwierciadła z roku hydrologicznego 2001/2002 oraz przepływu w ciekach zlewni polderowych, dokonano korekty parametrów otrzymanych na modelu przyrodniczym. Wartości różnicy między rzeczywistym zwierciadłem wód podziemnych, pomierzonym w piezometrach, a wartościami uzyskanymi z modelu zawierają się w granicach od 0,02 do 0,27 m. Mieszczą się one w granicach rocznej amplitudy wahań pierwszego poziomu wodonośnego. W celu szczegółowej oceny ilościowej błędu posłużono się zespołem punktów obserwacyjnych, pokrywających się z rzeczywistymi obserwacjami w terenie. Statystyczną analizę rozbieżności wartości obserwowanych i uzyskanych prezentuje ponadto wykres na rys. 49. Średnie odchylenie wynosi 0,014 m, zaś moduł średnich odchyżeń 0,12 m. Drugie kryterium, czyli zgodność bilansu wodnego osiągnięto również z wysoką dokładnością (tab. 44).

W wyniku procesu tarowania modelu uzyskano następujące rozwiązania:

Zasięg korzeni roślin został zmodyfikowany, tj. zwiększono maksymalny zasięg korzeni do wartości 2,4 m, biorąc pod uwagę możliwość niedokładności pomiaru korzeni (por. rozdz. 4.1.3) i badania, jakie prowadził Korotaev [1991], dotyczące głębokości występowania systemów korzeniowych drzew (w tym dębów) na obszarach o różnym wpływie warunków wodnych. Stąd do modelu jako dane wejściowe wprowadzono zasięg korzeni z przedziału 0,5–2,4 m (rys. 51).

W trakcie tarowania wprowadzane wartości współczynnika filtracji „k” uległy modyfikacjom. Zmiany miały charakter lokalny, ponieważ duża zgodność zwierciadeł została osiągnięta na pierwszym etapie kalibracji. Polegały one na zwiększeniu, jak i zmniejszeniu współczynnika filtracji w wybranych rejonach.

Zmodyfikowano wartości przewodności osadów korytowych rzek, które dla zlewni polderowych zmniejszono z 20 do 13 m²/d, a dla Odry nie wykonano zmian.



Rys. 49. Wykres zależności zwierciadła obserwowanego od wyliczonego przez model
Fig. 49. Graph of relationship of the observed water-table from the calculated by the model

Tabela 44
Table 44

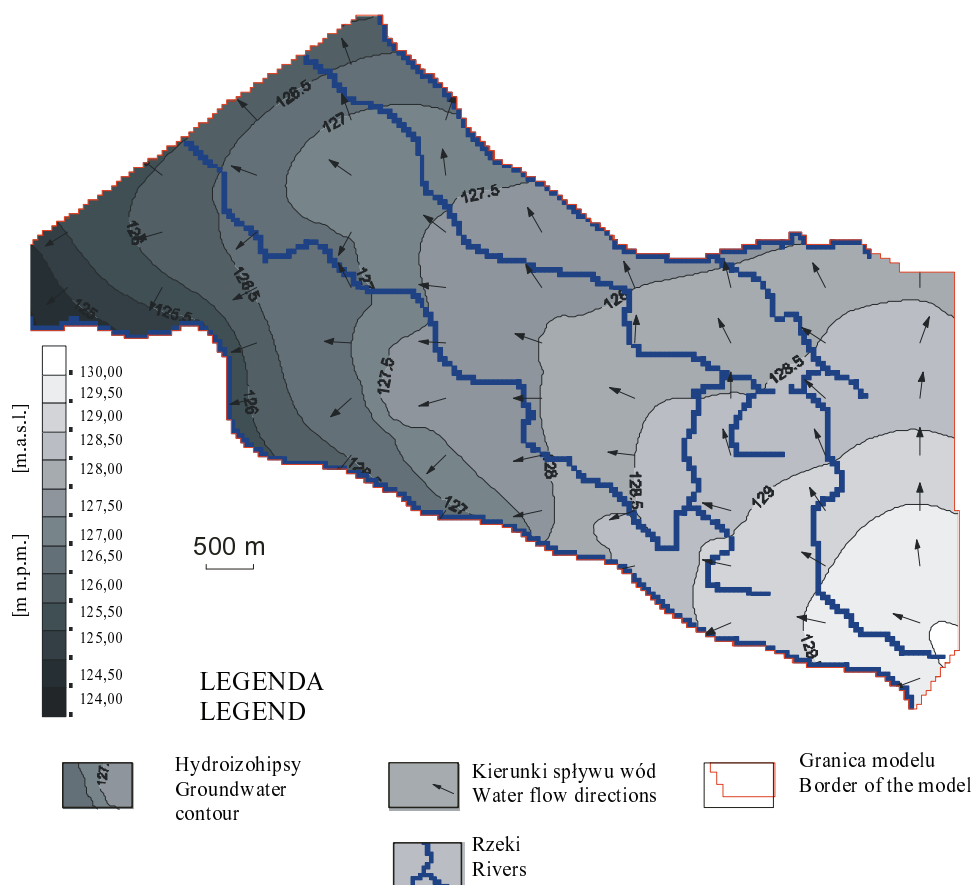
Wartości odchylenia odpływu podziemnego uzyskanego na modelu ($Q_{g_{mod}}$)
 od obserwowanego ($Q_{g_{obs}}$)
 The values of groundwater runoff deviation calculated on the model ($Q_{g_{mod}}$)
 from the observed one ($Q_{g_{obs}}$)

Zlewnia Catchment	Mg^* [l/s·km ²]	Powierzchnia w ob- rębie modelu [km ²] Area within the model [km ²]	$Q_{g_{obs}}$ [m ³ /d]	$Q_{g_{mod}}$ [m ³ /d]	Rozbieżność [%] Discrepancy [%]
Lichawa	2.38	12.86	2644.428	2659	0.55

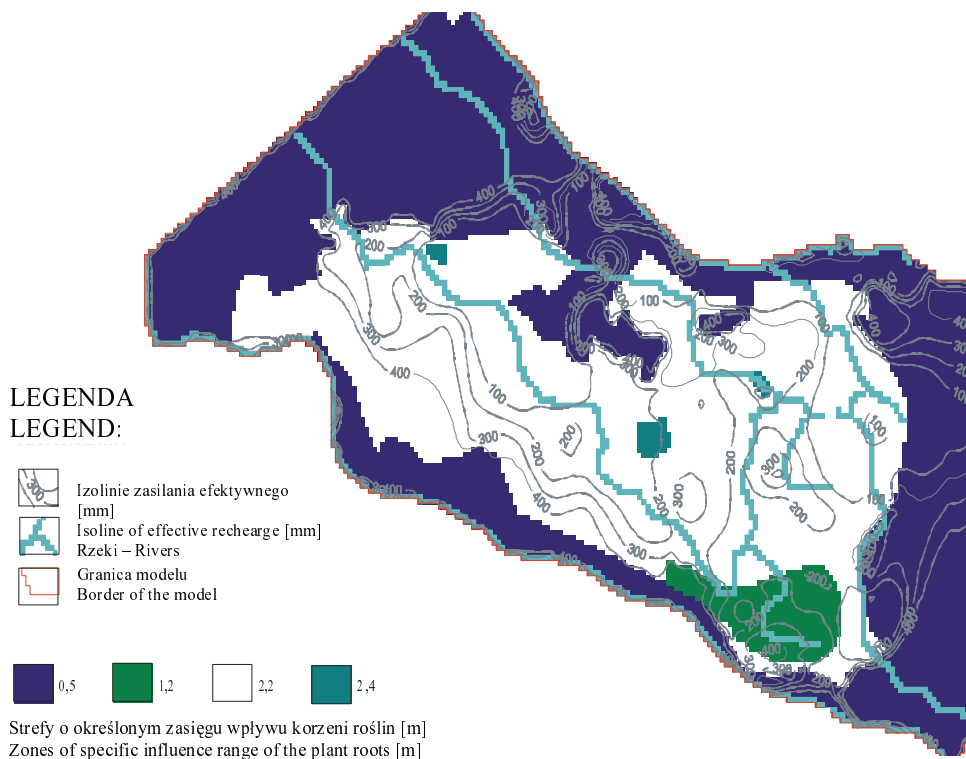
* Mg – moduł odpływu podziemnego – groundwater runoff module

Wykonany model matematyczny obszaru badań reprezentuje uproszczony schemat krążenia wód podziemnych. Jest on tarowany wyłącznie dla warunków filtracji ustalonej, co jest zdeterminowane zakresem danych uniemożliwiających symulację procesów niestacjonarnych bez generowania znacznych błędów. Nie wyklucza to jednak prowadzenia symulacji prognostycznych dla zróżnicowanych warunków funkcjonowania polderu.

W wyniku kalibracji modelu otrzymano zgodny z rzeczywistym rozkład zwierciadła wód podziemnych oraz szczegółowy bilans wodny wybranych obszarów. Generalny kierunek spływu wód przebiega z południowego wschodu na północny zachód. Lokalnymi bazami drenażu są rzeki Smortawa, Lichawa, Otocznica, między którymi słabo zaznaczają się wododziały (rys. 50). Główną formę drenażu stanowi Odra, która w najwyższym stopniu wpływa na kierunki przepływu wód. Zwierciadło swobodne stabilizuje się na rzędnych od 126 m n.p.m. w części północno-zachodniej do 131 m n.p.m. w części południowo-wschodniej.



Rys. 50. Modelowy schemat zwierciadła
Fig. 50. Map with the results of groundwater level results



Rys. 51. Mapa zasilania efektywnego
Fig. 51. Map of effective recharge

5.4.2. BILANS WODNY MODELOWANEGO OBSZARU

Bilans wodny modelu wskazuje, iż polder jest systemem stosunkowo zamkniętym, którego zasoby formują się w jego wnętrzu (tab. 45). Zasilanie stanowi niemal całość dodatniej strony bilansu. Wskazują na to również odpływy boczne, stanowiące jedynie ok. 13% rozchodów. Uwagę zwraca fakt, że za ponad połowę natężenia drenażu odpowiada Odra (26,2% z 47,2%). Rzeka ta w najwyższym stopniu kształtuje warunki hydrogeologiczne polderu. Po stronie dodatniej bilansu wyraźnie dominuje zasilanie powierzchniowe. Infiltracja z rzek stanowi jedynie 0,9% ogółu zasilania systemu. W bilansie rozchodów zaznacza się przewaga odpływu rzecznoego (ok. 47%) nad ewapotranspiracją (40%).

Tabela 45
Table 45

Wynikowy bilans wodny modelu
Calculatory water balance of the model

DOPLYWY – RIVER TRIBUTARY	m³ – d	%
Zasilanie powierzchniowe Surface recharge	50229,08	98.2
Infiltracja z cieków powierzchniowych Infiltration from surface stream water	436,08	0.9
Dopływ boczny Side tributary	478,01	0.9
Suma Sum	51143,17	100
ODPLYWY – RUNOFF	m³ – d	%
Drenaż do cieków pow.– Drainage to the surface stream water <i>w tym Odra – including Oder</i>	24122,23 13382,00	47.2 26,2
Odplyw boczny Side runoff	6715,63	13.1
Ewapotranspiracja Evapotranspiration	20294,81	39.7
SUMA – SUM	51132,67	100
ROZBIEŻNOŚĆ – DISCREPANCY	10,50	0,02

Rozkład zasilania efektywnego (rys. 49) jest rezultatem symulacji modelowej, w której otrzymano tablicę macierzy różnicy opadu i ewapotranspiracji dla każdego bloku obliczeniowego. W większości przypadków wartość zasilania efektywnego koresponduje z zasięgiem wpływu korzeni. Maksymalne wartości (400 mm) osiągane są w obszarach peryferyjnych modelu, gdzie dominują łąki i pola (w większości poza terenem leśnym polderu). W części centralnej infiltracja efektywna kształtuje się na zróżnicowanym poziomie, lokalnie, niskim (poniżej 100 mm).

Zasięg zalegania korzeni drzew został zróżnicowany w ramach kalibracji modelu, w celu osiągnięcia zgodności zwiadczeń obserwowanego i symulowanego. Ogólnie mówiąc, z powodu trudności z rozpoznaniem rzeczywistego rozkładu zasięgu korzeni, był on modyfikowany w ostatniej kolejności wtedy, gdy zmiany pozostałych parametrów modelu nie przynosiły oczekiwanych rezultatów. Rozkład głębokości obrazuje mapa (rys. 51). Otrzymane wielkości dobrze korespondują z wynikami badań prowadzonych przez Baird'a i Maddock'a [2005].

5.4.3. SYMULACJE PROGNOSTYCZNE

Symulacje progностyczne polegają na wprowadzaniu nowych parametrów elementów systemu hydrogeologicznego i badaniu skutków jego funkcjonowania. Ich ograniczenie stanowi fakt, iż prognoza wykracza poza zakres dotychczas spotykanych w danym obszarze warunków. W nowych warunkach mogą ujawniać się np. strefy przepływu

lub wyższej oporności przepływu, które wcześniej się nie przejawiały. Dlatego symulacje prognostyczne należy zawsze interpretować z pewnym marginesem błędu i brać pod uwagę warunki mniej sprzyjające, by nie dopuścić do negatywnych zjawisk dla środowiska wód podziemnych i zbiorowisk roślinnych. Wykonano symulacje polegające na wycięciu części drzew w różnych miejscach polderu i badaniu wpływu takiego zabiegu na kształtowanie się bilansu wodnego i zwierciadła wód podziemnych. Zrealizowano to poprzez zadawanie parametru zasięgu wpływu korzeni roślin równego 0,5–2,4 m. Obszar dotknięty zmianami zaznaczono na mapach podniesienia zwierciadła wody (rys. 52–57). Równoległe do analiz położenia zwierciadła wód podziemnych badano również składowe bilansu wodnego modelu w zakresie modyfikacji drenażu rzecznego (tab. 46). W sumie wykonano 7 symulacji dla następujących wariantów:

- 0** – bez wycięcia drzew
- I** – wycięcie drzew z obszaru całego polderu,
- II** – wycięcie drzew wzdłuż koryta Odry,
- III** – wycięcie drzew w centralnej części polderu,
- IV** – wycięcie drzew w części środkowo-północnej, przy korycie Smortawy,
- V** – wycięcie drzew w części wschodniej polderu,
- VI** – wycięcie drzew w części zachodniej polderu.

Tabela 46
Table 46

Wyniki symulacji zmian bilansu wodnego po przeprowadzeniu wycinki drzew
The simulation results of water balance changes after tree clearance

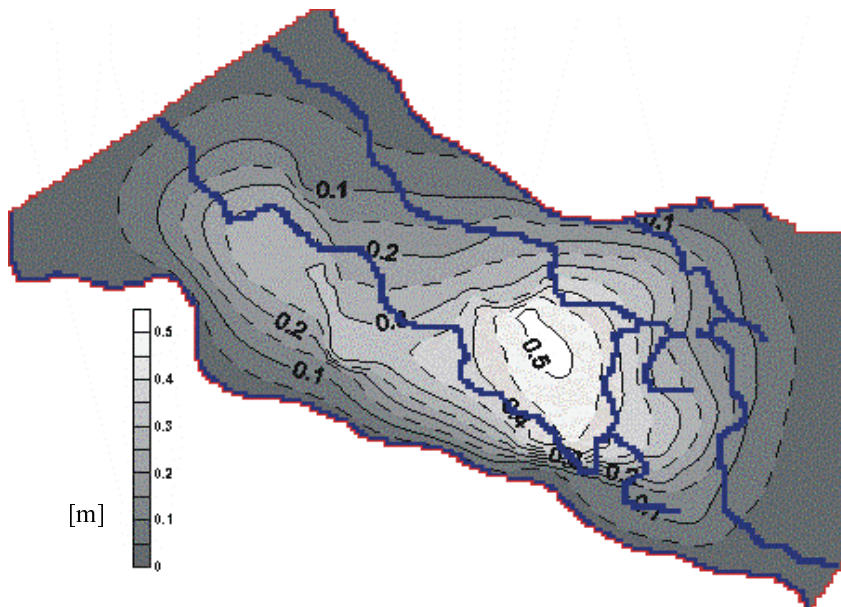
Nr Wariantu Variant No.	Obszar usunięcia drzew Felling area	Odpływ do Odry Runoff to the Oder		Odpływ do pozostałych cieków Runoff to the other stream waters		Ewapotranspiracja Evapotranspiration	
		m ³ /d	Zmiana Change [%]	m ³ /d	Zmiana Change [%]	m ³ /d	Zmiana Change [%]
0	Bez usuwania No felling	13382	0	10740	0	20294	0.0
I	Cały polder Total polder	15407	15.1	14175	32.0	14296	-29.6
II	Wzdłuż Odry Along the Oder	13939	4.2	10915	1.6	19503	-3.9
III	Część centralna Central part	13777	3.0	11941	11.2	18504	-8.8
IV	Przy Smortawie At Smortawa River	13392	0.1	11041	2.8	19959	-1.7
V	Część wschodnia Eastern part	14353	7.3	13570	26.4	16188	-20.2
VI	Część zachodnia Western part	14334	7.1	11306	5.3	18546	-8.6

WARIANT I:

Analiza skutków wycinki drzew na obszarze całego polderu

Usunięcie drzew z całego polderu powoduje znaczne podniesienie zwierciadła do 0,55 m (rys. 52). Wartości maksymalne dotyczą głównie centralnej części obszaru polderu. Zmiany są całkowicie determinowane zasięgiem siedlisk leśnych i zaczynają wyraźnie maleć na terenach łąk i pól. Realnie jest wystąpienie podtopień terenu, ale jest to raczej sytuacja, która może się zdarzyć w skali lokalnej. Dokładana i szczegółowa analiza tego zjawiska wymagałaby wykorzystania cyfrowego modelu terenu o bardzo wysokiej rozdzielczości.

Jak wynika z przeprowadzonych symulacji modelowych, w rezultacie wycięcia drzew i podnoszenia zwierciadła wód podziemnych dochodzi do wyraźnego wzrostu odpływu podziemnego do Odry (15,1%) i pozostałych cieków (32,0%). Należy więc się spodziewać, że efekt będzie znacznie przekraczał podaną wartość średnią roczną w okresach letniej niżówki i równocześnie wzmózonej wegetacji, czyli w okresie, gdy reżim przepływu cieków determinowany jest stanem zasobów wód podziemnych. Obserwowany jest również wyraźny spadek ewapotranspiracji (29,0%) (tab. 46).



Rys. 52. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu wszystkich drzew na terenie polderu Lipki-Oława

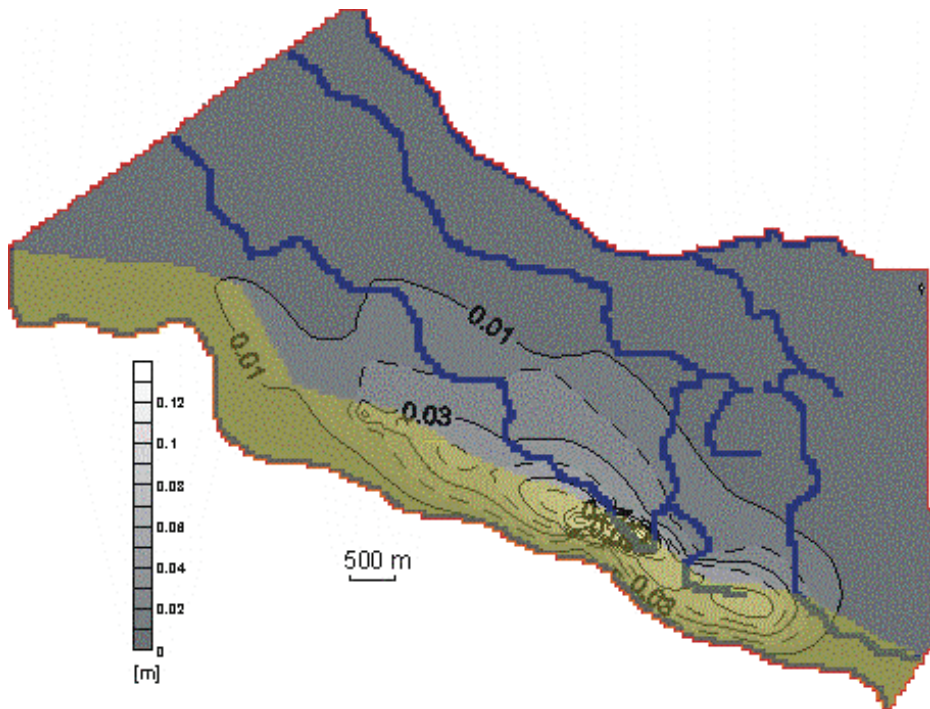
Fig. 52. Map of the rise of groundwater level after total tree clearance on the Lipki-Oława polder area

WARIANT II:

Analiza skutków wycinki drzew wzdłuż koryta Odry

Według wykonanych symulacji usunięcie drzew wzdłuż koryta Odry (pas szerokości ok. 600 m) będzie powodować zmiany położenia zwierciadła wód podziemnych w zakresie 15 cm (rys. 53). Podniesienie się zwierciadła wód podziemnych może być rejestrowane w odległości do 100 m od miejsca wycinki.

Wycięcie drzew spowoduje wzrost odpływu podziemnego do Odry, co jest zrozumiałe ze względu na podniesienie się zwierciadła wód podziemnych w jej pobliżu. Zanotowany będzie również nieznaczny wzrost dopływu do pozostałych cieków, czyli głównie Lichawy i Otocznicy (1,6%). Ewapotranspiracja ulegnie stosunkowo niewielkiemu obniżeniu (1,6%), co sugerować może, że drenażowa rola siedlisk w dolinie Odry jest niższa niż w pozostałych testowanych obszarach (tab. 46).



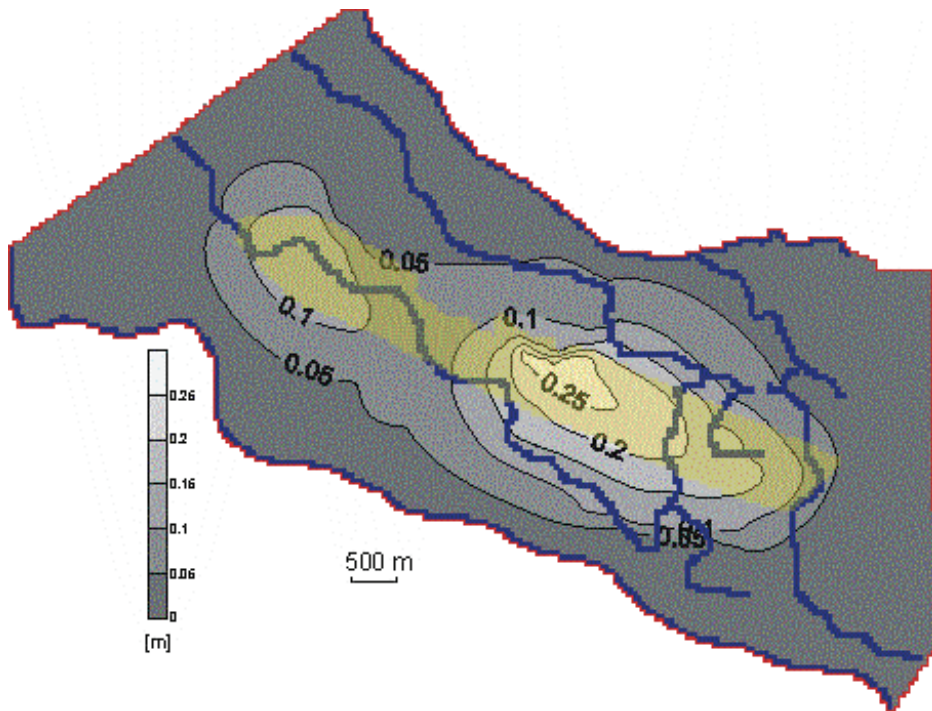
Rys. 53. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu drzew wzdłuż koryta Odry na terenie polderu Lipki-Oława

Fig. 53. Map of the rise of groundwater level after tree clearance along the Oder river channel on the Lipki-Oława polder area

WARIANT III:

Analiza skutków wycinki drzew w centralnej części polderu

Jak wskazują badania modelowe, usunięcie pasa drzew o długości około 7 km i szerokości 500–700 m, w centralnej części polderu, gdzie występują siedliska z drzewostanami w III–V klasie wieku i dużych pierśnicach, wywrze duży wpływ na cały polder (rys. 54). Maksymalne rejestrowane podniesienie zwierciadła wód podziemnych wyniesie ok. 0,3 m. Jego zasięg będzie znaczny i przekroczy szerokość wyciętego pasa. Oczywiście wpłynie to nawet na bilans wodny doliny Odry, zwiększając odpływ pochodzenia podziemnego o 3,0%. Dla pozostałych cieków notowany jest wzrost drenażu o 11,0%. Wycięcie drzew na tym obszarze spowoduje również spadek ewapotranspiracji o 8,8%, co oznacza, że badany obszar ma znaczny udział w kształtowaniu ujemnej strony bilansu wodnego, czyli retencji (tab. 46).



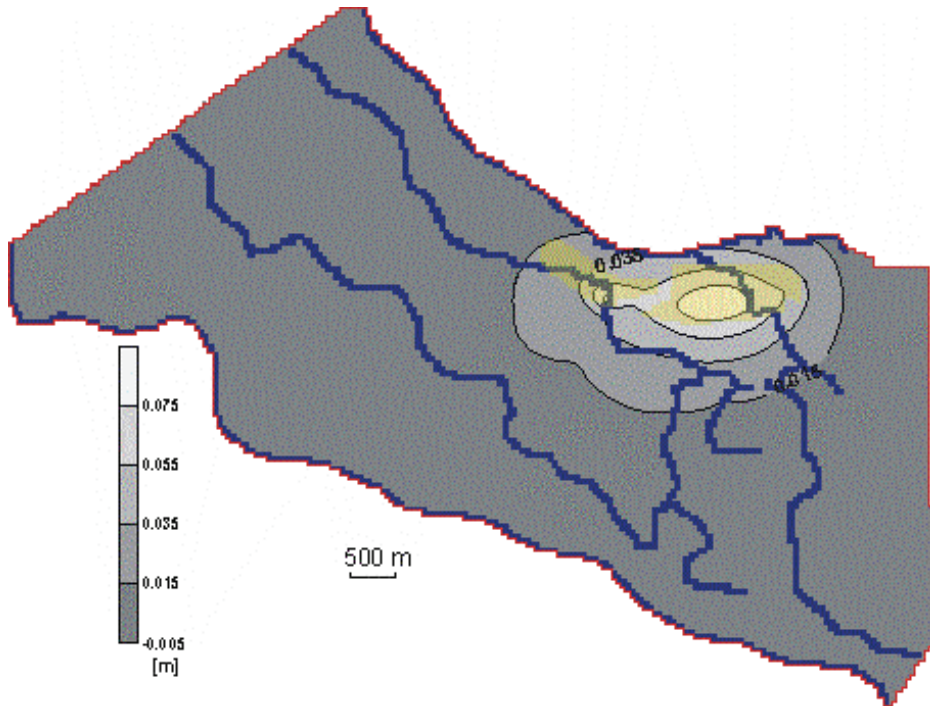
Rys. 54. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu drzew w centralnej części polderu

Fig. 54. Map of the rise of groundwater level after tree clearance in the central part of the polder

WARIANT IV:

Analiza skutków wycinki drzew wzdłuż koryta Smortawy

Ze względu na to, że obszar leśny polderu położony wzdłuż koryta Smortawy (wzdłuż wałów) charakteryzuje się stosunkowo niskim zalesieniem, ingerencja w drzewostan wniesie stosunkowo małą modyfikację do systemu wodonośnego (rys. 55). Podniesienie się zwierciadła wód podziemnych o kilka centymetrów ma więc tu dość ograniczony zasięg. Ciekawym jest jednak fakt, że ogólny wpływ wycinki będzie sięgał na ok. 800–900 m od koryta. Ze względu na małą powierzchnię zajmowaną przez wycięte drzewa – modyfikacje bilansu wodnego będą kształtowały się na poziomie 2,8% dla zlewni polderowych i ułamków procenta dla Odry. Również parowanie zmieni się tylko w niewielkim stopniu (1,7%) (tab. 46).



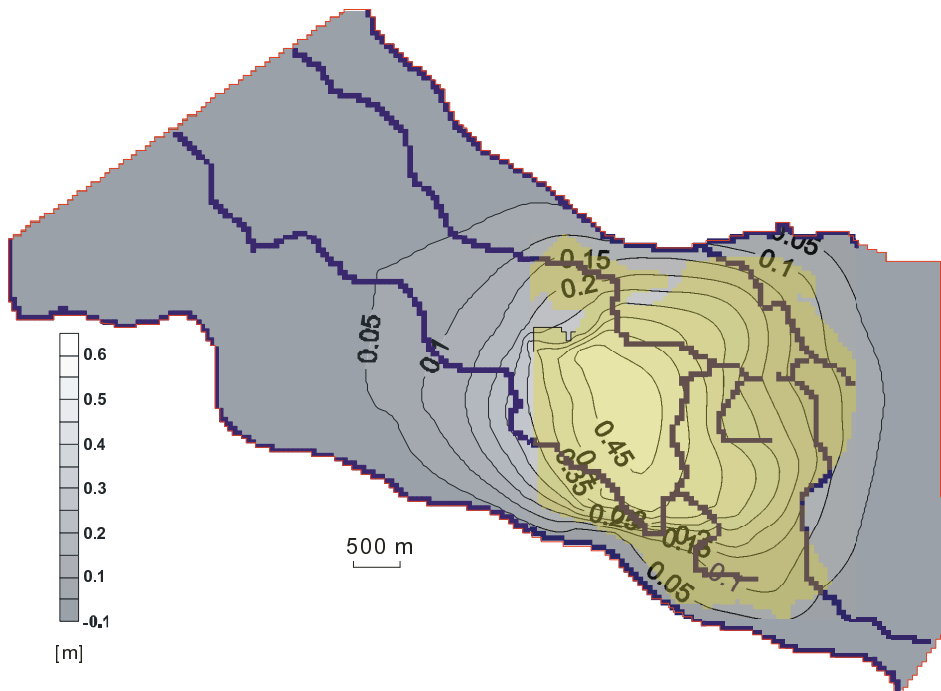
Rys. 55. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu drzew wzdłuż koryta Smortawy

Fig. 55. Map of the rise of groundwater level after tree clearance along Smortawa river channel

WARIANT V:

Analiza skutków wycinki drzew w części wschodniej polderu

Rezultatem wycinki drzewostanów w części wschodniej są daleko idące zmiany w poziomie zwierciadła wód podziemnych w granicach do 50 cm (rys. 56). Przenoszą się one na ponad 1,5 km w kierunku zachodnim, obejmując większą część polderu. Pod tym względem zachodnie partie siedlisk zdają się wywierać stosunkowo wysoki wpływ na reżim wodny systemu. Wniosek ten znajduje potwierdzenie w analizie zmian bilansu. Dopływy do rzek zlewni innych niż Odra w założonym wariantcie wzrosły o ponad 26,0%. Co ciekawe, zmiana ta pod względem intensywności zbliżona jest do efektu uzyskanego po wycięciu drzew na całym polderze (32,0%). Podobnie kształtują się zmiany ewapotranspiracji, która ulega redukcji o ponad 20,0% (tab. 46). Obszar ten charakteryzuje się dużym stopniem lesistości i zróżnicowaną strukturą drzewostanów.



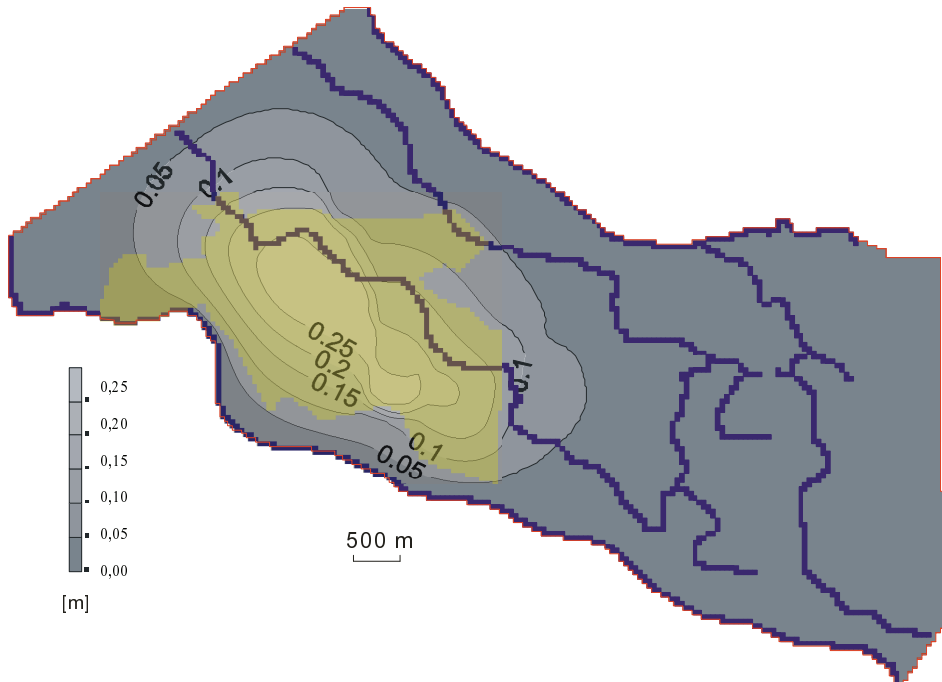
Rys. 56. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu drzew we wschodniej części polderu

Fig. 56. Map of the rise of groundwater level after tree clearance in the eastern part of the polder

WARIANT VI:

Analiza skutków wycinki drzew w części zachodniej polderu

Po wycięciu drzewostanów w części zachodniej polderu obserwowane było w modelu podniesienie się zwierciadła wód podziemnych o wartość nie przekraczającą 30 cm (rys. 57). Jak wskazuje model, zmiany te przenoszą się raczej w kierunku zachodnim, poza obszar badań. W kierunku wschodnim wykraczają o ok. 700 m poza rejon wycinki. Wyraźne zmiany w bilansie polegają na podniesieniu się odpływu podziemnego do Odry (ok. 7,0%). Mniejszą modyfikację odnotowano w przypadku pozostałych cieków (5,3%). Zmiany ewapotranspiracji mają również ograniczony charakter (ok. 9,0%) (tab. 46).



Rys. 57. Mapa podniesienia zwierciadła wód podziemnych po wycięciu drzew w zachodniej części polderu

Fig. 57. Map of the rise of groundwater level after tree clearance in the western part of the polder

WNIOSKI

Badania wzajemnych interakcji w układzie las-woda na terenie polderu Lipki-Oława, którego czasza porośnięta jest siedliskami lasów wilgotnych i świeżych, jak również prowadzona intensywna gospodarka leśna (typu zrębowego), wskazały na silne zależności pomiędzy dynamiką warunków wodnych (powierzchniowych i podziemnych) a bonitacją siedliska i strukturą drzewostanów, a także wpływem warunków pochodzenia antropogenicznego, w tym głównie wycinką drzew. Dopelnieniem tego układu jest dynamika składu chemicznego wód powierzchniowych i podziemnych. Dowodem na to jest dość ostry podział obszaru polderu na dwie części – wschodnią i zachodnią, charakteryzujące się wzajemnym nakładaniem obszarów o podobnej dynamice warunków wodnych, wycinki i uszkodzeń drzewostanów, jak również dynamiki składu chemicznego wód i jakości siedlisk. Z przeprowadzonych badań wynika, że obszary polderowe porośnięte siedliskami lasów wilgotnych i świeżych stanowią bardzo dobre zaplecze retencyjne dolin rzecznych, które ulec może gwałtownym zmianom w wyniku ingerencji człowieka.

W pracy przedstawiono wyniki dziewięcioletnich (1997/98–2005/06) badań dotyczących dynamiki warunków wodnych w siedliskach lasów wilgotnych na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława, na tle zmian jakości wód powierzchniowych i podziemnych, jak również obserwacji uszkodzeń i wycinki drzewostanów.

Przeprowadzone badania pozwalają na sformułowanie następujących wniosków:

1. Wszystkie badane ciekie są rzekami nizinnymi o dwóch głównych wezbraniach – wiosennym i letnim, których reżim uwarunkowany jest głównie warunkami meteorologicznymi. Rzeki te charakteryzują się niewielkimi przepływami, jak i występowaniem zwierciadła wód głównie w strefie stanów niskich.
2. Surowy bilans wodny dla badanych zlewni polderowych wskazywał na duży udział odpływu z półrocza letniego i okresu wegetacyjnego w odpływie rocznym, co potwierdziło duże możliwości opóźniania odpływu na tym obszarze. Na zaburzenia bilansu wodnego, w tym zwiększenie odpływu, miało wpływ intensywne usuwanie drzew na terenie polderu.

3. Zasoby dynamiczne polderu Lipki-Oława w badanym okresie wyniosły $1012 \text{ l/s}\cdot\text{km}^2$. Współczynnik zasilania podziemnego dla terenu leśnego polderu wyniósł 48 %, co świadczy o dość dużych i znaczących zasobach wód podziemnych w ogólnym bilansie wodnym.
4. Na terenie leśnym polderu stwierdzono występowanie szczególnego, dość złożonego typu gospodarki wodnej w glebach, która kształtowana jest przez kombinację oddziaływań wód opadowych (poziomych i pionowych), wód „zawieszonych” w glebie, wód podsiąkowych oraz „wód napiętych”, związanych z układem hydrostatycznym powiązanych z wodami rzek polderowych (Lichawy i Otocznicy), jak również rzeki Odry i Smortawy. Tak zróżnicowana gospodarka wodna gleb spowodowała, że w części wschodniej i północno-wschodniej polderu występuje wariant silnie świeży uwilgotnienia siedlisk, gdzie siedliska leśne są najuboższe, natomiast w części zachodniej i południowo-zachodniej – wariant wilgotny.
5. Zwierciadło wód podziemnych występowało na głębokościach charakterystycznych dla stanów niskich (od 1,50 do 1,99 m p.p.t.) i bardzo niskich ($>2,00$ m p.p.t.), co jest niekorzystne w odniesieniu do optymalnych warunków poboru wody dla korzeni drzew. W okresie badawczym obserwowano we wszystkich piezometrach okresowe podnoszenie się zwierciadła wody w okresie letnim i wiosennym, jak i jego obniżanie na początku wegetacji. Różnice w amplitudach zalegania zwierciadła wód podziemnych na badanym terenie w porównaniu z latami normalnymi w części wschodniej polderu różniły się średnio o $+0,40$ m w latach wilgotnych i o $-0,25$ m w roku suchym.
6. Największe wahania zwierciadła wód podziemnych występowały w piezometrach położonych najbliżej koryta Odry (P1, P4, P8, P9) w okolicach oddziaływania stopnia wodnego Lipki i jazu Lipki. W okresie wegetacyjnym zróżnicowanie amplitud było większe, głównie w siedliskach połączonych, położonych blisko koryta Odry. W związku z tym obszar polderu można podzielić ze względu na dynamikę zmian zwierciadła wód podziemnych na dwie zasadnicze części – wschodnią i zachodnią. Taki podział pokrywa się prawie w całości ze zróżnicowaniem wilgotnościowym występowania siedlisk leśnych na tym obszarze.
7. Naturalna dynamika wód podziemnych w okresie badawczym była zaburzona ze względu na wycinkę drzewostanów prowadzoną dość nierównomiernie na terenie polderu. Uszkodzenia drzew po powodzi z lipca 1997 r. i kwietnia 2006 r. wykazywały przestrzenne zróżnicowanie i silną strefowość. Przyczyną zaobserwowanego stanu były: długość okresu stagnowania wód powodziowych, bonitacja siedliska, struktura drzewostanu, dynamika wód podziemnych oraz głębokość zalegania korzeni drzew. Najwięcej uszkodzonych drzew obserwowano na powierzchniach zlokalizowanych we wschodniej części polderu, gdzie wody powodziowe stagnowały najdłużej, a najmniej – w zachodniej. W latach, w których usuwanie drzew było największe na badanym terenie, obserwowano największe amplitudy wahań położenia zwierciadła wód podziemnych. Istnieje silna zależność pomiędzy ilością usuwanej masy drzew a wielkością odpływu na terenie zlewni Lichawy i Otocznicy. Jak wynika z przeprowadzonych badań, zwiększenie wycinki drzew przyczyniło się do wzrostu odpływu z badanego obszaru.

8. Ze względu na zauważalne zróżnicowanie dynamiki składu chemicznego wód podziemnych podzielono obszar polderu na dwie główne grupy o dużym podobieństwie: południowo-wschodnią i zachodnią, co znalazło swoje odzwierciedlenie i potwierdzenie w rozkładzie amplitud wahań zwierciadła wód podziemnych na tym terenie. Jakość wód podziemnych determinowana była głównie przez: odczyn wody (V klasa) i stężenie żelaza ogólnego (IV klasa). Potwierdzono istotną korelację pomiędzy obniżaniem się jakości tych wód a zwiększonym usuwaniem drzew na terenie polderu, szczególnie dla odczynu wody i żelaza ogólnego.
9. Cieki polderowe (Lichawa i Otocznica) wykazały duże podobieństwo w zmienności składu chemicznego i relatywnie różną dynamikę składu chemicznego w stosunku do rzeki Smortawy. O jakości wód tych rzek decydowały głównie podwyższone stężenia manganu, żelaza i odczynu wody, które klasyfikowały je jako wody niezadowolającej lub złej jakości (odpowiednio IV i V klasa).
10. W badaniach modelowych stwierdzono, że główny kierunek spływu wód na terenie polderu przebiega z południowego-wschodu na północny-zachód, a cieki polderowe wraz ze Smortawą przyjmują charakter drenujący. Natomiast Odra w części południowo-wschodniej przyjmuje charakter infiltracyjny, a w południowo-zachodniej – drenujący. Zwierciadło swobodne stabilizuje się na rzędnych od 126 m n.p.m. w części NW do 131 m n.p.m. w części SE.
11. Polder stanowi stosunkowo zamknięty system, którego zasoby kształtują się w jego wnętrzu. Po stronie dodatniej bilansu wyraźnie dominuje zasilanie powierzchniowe. W bilansie rozchodów występuje znaczna przewaga odpływu rzeczno (około 47%) nad ewapotranspiracją. Zmiany w bilansie wodnym obliczone w wyniku symulacji modelowych spowodowały wzrost odpływu podziemnego do wszystkich cieków oraz obniżenie ewapotranspiracji.
12. Symulacje oddziaływania wycinki drzewostanu na warunki wodne polderu wykazały, że usuwanie drzew w kolejnych wyselekcjonowanych rejonach obszaru leśnego polderu Lipki-Oława spowoduje podniesienie się zwierciadła wody do 0,55 m, powodując lokalne podtopienia. Intensywność zmian zależy od wielkości powierzchni objętej wycinką, lokalizacji tej powierzchni na terenie polderu, typu i wariantu uwilgotnienia siedliska, dynamiki warunków wodnych i struktury drzewostanu. Według badań modelowych największy wpływ na warunki wodne badanego terenu będzie miała wycinka drzewostanów na całym polderze (wariant I), jak również w części środkowej (wariant III) i wschodniej (wariant V). Usuwanie drzew według rozpatrywanych wariantów spowoduje podniesienie się zwierciadła wód podziemnych i wzrost odpływu z tego obszaru.
13. Brak regularnych, corocznych lub choćby okresowych zalewów wegetacyjnych na polderze Lipki-Oława negatywnie wpłynął nie tylko na kierunek zmian w siedliskach leśnych i kondycję drzewostanów badanego terenu, ale również wywarł duże oddziaływanie na zmianę warunków wodnych. Istotnym czynnikiem mogącym mieć wpływ na kondycję drzewostanów na terenach zalewowych (szczególnie polderowych) byłoby ich „hartowanie” w okresie wegetacyjnym, które polegałoby na zalewaniu szyi korzeniowej drzew do wysokości około 30–40 cm, a przez to przyzwyczajenie drzew do okresowego zalewu i zmiennych warunków wodnych.

14. Na terenach polderów zalewowych porośniętych lasami postuluje się wprowadzenie melioracji wodnych, które w sposób istotny wpłyną na prawidłową gospodarkę wodną tych obszarów nie tylko w okresie występowania powodzi, ale również w okresie suszy.
15. Lasy położone na terenach polderowych wywierają bardzo duży wpływ na bilans wodny tych obszarów. Każda większa ingerencja związana z usuwaniem drzew na polderze będzie miała swoje odzwierciedlenie w zmniejszeniu retencji, zwiększeniu dynamiki odpływu wód, jak również poprzez wzajemne interakcje w układzie las-woda wpłyną na jakość siedliska i stabilność ekosystemu.

PIŚMIENNICTWO

- Acker A.A., Gregory S.V., Lienkaemper G., Mckee W.A., Swanson F.J., Miller S.J., 2003: Composition, complexity, and tree mortality in riparian forests in the central Western Cascades of Oregon. *Forest Ecology and Management*, Volume 173, Issues 1–3, 2003, 293–308.
- Adynkiewicz-Piragas M., 2001: Wpływ inwestycji hydrotechnicznych na ekosystem rzeki Smortawy, Akademia Rolnicza we Wrocławiu, rozprawa doktorska, maszynopis.
- Adynkiewicz-Piragas M., Krzemińska A., 2003: Monitoring zasobów wodnych w pradolinie Odry na odcinku od Lipek do Oławy. IX Konf. RZGW Problemy Ochrony Zasobów Wodnych w Dorzeczu Odry 25–28.05.2003 r., 521–257.
- Adynkiewicz-Piragas M., Krzemińska A., 2004: Waloryzacja przyrodnicza pradoliny Odry na odcinku od Lipek do Oławy. *Prz. Nauk. Inż. i Kształowanie Środ.*, Roczn. XIII, z. spec. (30), 17–29.
- Alexandrowicz B., 1972: Typologiczna analiza lasu, PWN, Warszawa.
- Anderson M., Woessner W., 1992: *Applied Groundwater Modeling: Simulation of flow and advective transport*, Academic Press, Inc., San Diego.
- Anioł-Kwiatkowska J., 1995: Roślinność rezerwatu Grodziska Ryczyńskie, *Prac. Bot.* LXII, Wyd. Uniw. Wroc., Wrocław, 39–51.
- Anioł-Kwiatkowska J., 1995a: Flora i roślinność rezerwatu „Zwierzyńiec” koło Oławy, *Prac. Bot.* LXII, Wyd. Uni. Wroc., Wrocław, 288–303.
- Anioł-Kwiatkowska J., Weretelnik E., 1995: Flora i roślinność rezerwatu „Kanigóra”, *Pr. Bot.* LXII, Wyd. Uniw. Wroc., Wrocław, 67–78.
- Apello C.A.J., Postma D., 1993: *Geochemistry, groundwater and pollution*, A.A. Balkema, Rotterdam.
- Babiński S., Białkiewicz F., Krajewski T., 1989: Melioracje w lasach i ich wpływ na warunki siedliskowe. *Sylvan*, Rocznik CXXXIII, nr 7, 45–52.
- Banks D., Reimann C., Royset O., Skarphagen H., Saether O.M., 1995: Natural concentrations of major elements in some Norwegian bedrock groundwater, *Applied Geochemistry*, vol. 10, 1–16.
- Bac S., 1962: Leśne melioracje wodne, PWRiL, Warszawa.
- Bac S., 1962a: Badania bilansu wodnego obszarów leśnych prowadzone przez laboratorium hydrologiczne na Waładaju. *Sylvan*, Rok CVI, Nr 2, 65–73.
- Baird K.J., Maddock T., 2005: Simulating riparian evapotranspiration: a new methodology and application for groundwater models. *J. Hydrol.* 312, 176–190.

- Bakker M., 2007: Simulating groundwater flow to surface water features with leaky beds using analytic elements. *Advances in Water Resources*, Volume 30, Issue 3, 399–407.
- Bakker M., Maas K., Schaars F., von Asmuth J., 2007: Analytic modeling of groundwater dynamics with an approximate impulse response function for areal recharge. *Advances in Water Resources*, 30 (3), 493–504.
- Bathurst J.C., Cooley K.R., 1996: Use of the SHE hydrological modelling system to investigate basin response to snowmelt at Reynolds Creek, Idaho. *J. Hydrol.* 175, 181–211.
- Beven K.J., 2001: *Rainfall-runoff modeling*. Wiley, Chichester.
- Beven K.J., Kirby M.J., 1979: A physically based variable contributing area model of basin hydrology. *Hydrol. Sci. Bull.* 24, 43–69.
- Białkiewicz F., Babiński S., 1981: Znaczenie lasu w kształtowaniu retencji wodnej gleb i odpływie wód opadowych. *Sylwan*, Rok CXXV, nr 1, 1–8.
- Białkiewicz F., Ciepielowski A., Stolarek A., Tyszka J., Wiślińska B., 1993: *Leśne zlewnie badawcze*, Prace IBL, seria B, nr 16, Warszawa.
- Białkiewicz F., Kucharska K., Tyszka J., 1976: Rola lasu w użytecznym obiegu wody w środowisku przyrodniczym, *Prace IBL*, 513–514.
- Białkiewicz F., Kucharska K., Tyszka J., 1978: Odpływ wód powierzchniowych z małych zlewni nizinnych o różnym i układzie lesistości, *Sylwan*, nr 6, 1–9.
- Biały K., Bożek S., Chojnicki J., Krzyżanowski A., Okołowicz M., Sienkiewicz A., Skiba S., Wójcik J., Zielony R., 2001: *Klasyfikacja gleb leśnych Polski*, Centrum Informacji Lasów Państwowych, Warszawa.
- Bielak Z., 1992: Związek między wodami gruntowymi, a glebami i zbiorowiskami roślinnymi na terenach wilgotnych w nadleśnictwie Głogów, *Sylwan* nr 9, 81–88.
- Biurowo studiów i projektów państwowych, 1992: *Plan melioracji wodnych Nadleśnictwa Oława*, Łódź, maszynopis.
- Bobiński E., Żelaziński J., 1997: Ocena przyczyn lipcowej powodzi na Odrze – wnioski do programu ochrony przeciwpowodziowej na przyszłość, *Ekologiczne metody zapobiegania powodziom*, Fundacja Oławy i Nysy Kłodzkiej, Wrocław, 39–55.
- Bonell M., 1993: Progress in the understanding of runoff generation dynamics in forests *J. Hydrol.*, Elsevier Science Publisher B.V., 150, 217–275.
- Born A., 1948: *Regulacja Odry i rozbudowa urządzeń technicznych*, Monografia Odry, Instytut Zachodni, 419–553.
- Bosiak A., 1986: *Przestrzenne zróżnicowanie produktywności lasów w Polsce*, Prace IBL, ser. B, 5, 76–81.
- Bradley C., 2002: Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, *Narborough Bog*, UK. *J. Hydrol.*, 261, 150–172.
- Brettar I., Sanchez-Perez J.S., Tremolieres M., 2002: Nitrate elimination by denitrification in hardwood forest soils the Upper Rhine floodplain – correlation with redox potential and organic matter, *Hydrobiol.*, 469, Kluwer Academic Publishers, 11–21.
- Busch D.E., Ingraham N.L., Smith S.D., 1992: Water uptake in woody riparian phreatophytes of the southwestern United States: a stable isotope study. *Ecological Applications* 2, 450–459.
- Byczkowski A., 1997: *Hydrologia*, Tom 1–2, Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Byczkowski A., 1999: *Hydrologia*, Tom I i II, Wyd. II poprawione i uzupełnione, Wyd. SGGW, Warszawa.
- Byczkowski A., Mandes B., 1998: Influence of catchment forested area on selected flows according to the regression analysis of those flows versus flow generation factors, case study for the north-east Poland, *Forest and Water International Scientific Conference*, Cracow, 107–114.

- Ciepielowski A., 1996: Metodyka zagospodarowania zasobów wodnych w małych zlewniach rzecznych, Wyd. SGGW, Warszawa.
- Ciepielowski A., Dąbkowski Sz.L., 1995: Problemy małej retencji w lasach, Sylwan, Rok CXXXIX, Nr 11, 31–47.
- Ciepielowski A., Kaca E., Tużnik-Kosno E., 1998: Hydrological-meteorological preconditions for fluctuations of watertable in moist forest sites, Forest and Water International Scientific Conference, Cracow, 115–123.
- Ciepielowski A., Krajewski T., 1993: Gospodarka wodna w lasach, Sylwan, nr 3, 73–79.
- Czamara W., 1993: Ekologiczne przesłanki zmian w sposobie użytkowania obiektów hydrotechnicznych dolnego Bobru, Współcz. Probl. Inż. Wod., Politechnika Krakowska, Kraków, 193–191.
- Czamara A., 1993: Dynamika stanów wody na terenie zlewni doświadczalnej Ciesielska Woda w okresie 1985–1992. Współczesne Probl. Hydrogeol. X, Wyd. Uni. Wroc., 24–32.
- Czamara A., 1999: Wpływ warunków geologicznych i morfologicznych na formowanie wezbrań w dorzeczu górnej Odry. Zesz. Nauk. AR Wrocław Nr 339, Konf. 21 (T2), 99–111.
- Czamara W., 1996a: Analiza przyczyn zubożenia środowiska wodnego w dolnym odcinku Bobru, Zesz. Nauk. AR Wroc., Wrocław, 107–115.
- Czamara W., 1996b: Ocena oddziaływania zbiorników wodnych na środowiska. Mała retencja w kształtowaniu środowiska, Zesz. Nauk. AR Wroc., nr 289, Wrocław, 43–49.
- Czamara W., Krężel J., Łomotowski J., 1984: Wpływ retencji zbiornikowej na jakość wody powierzchniowej w zlewni Nysy Szalonej, Zesz. Nauk. AR Wroc., Konf. III (tom 2), 53–62.
- Czamara W., Wojarnik K., 1998: Ocena wpływu retencji zbiornikowej na fale powodziowe górnej i środkowej Odry, Zesz. Nauk. AR Wroc., Konf. XXI, nr 339, 231–221.
- Czerepko J., 2007: A long-term study of successional dynamics in the forest wetlands. Forest Ecology and Management, vol. 248, Issues 1–2, 1–5.
- Dannowski R., Steidl J., Mioduszewski W., Kajewski I., 2000: Modelling subsurface nonpoint source nitrogen emissions into the Odra River. Int. Conf. on Agricultural Effects on Ground and Surface Waters. Wageningen, 20–30.
- De Nooij R.J.W., Lotterman K.M., Van De Sande P.H.J., Pelsma T., Leuven R.S.E.W., Anders H.J.R., 2006: Validity and sensitivity of model for assessment of impacts of river floodplain reconstruction on protected and endangered species. Environmental Impacts Assessment Review 26, 677–695.
- Dębski K., 1951: Wpływ lasu na stosunki hydrologiczne, Wiad. Służby Hydrol. i Meteorom., Tom II, z. 3–4.
- Dister E. (1985): Taschen Polder als Hochwasserschutz – Maßnahmen am Oberrhein. GR 37: 241–247.
- Dobrzański B., Zawadzki S., 1981: Gleboznawstwo, PWRiL, Warszawa.
- Dojlido J.R., 1995: Chemia wód powierzchniowych, Wyd. Ekonomiczne i Środowisko, Białystok.
- Drabiński A., Pływaczyk L., Sasik J., Just-Maruszewska J., Żmuda R., Klaus R., 1996: Nawodnienia lasów łągowych położonych na terenie nadleśnictw: Oława, Miękinia, Wołów, IMiKŚ AR Wrocław, maszynopis.
- Dreszer L., Zabielski B., 1962: Urządzanie lasu, PWRiL, Warszawa.
- Drever J., I., 1997: The geochemistry of natural waters, surface and groundwater environments, Prentice Hall, Wyoming.
- Drozd L., Florek M., 2000: Leśnictwo dla studentów kierunku ochrona środowisko, Wyd. AR Lublin, 121–145.
- Ermich K., 1957: Zużycie wody przez drzewa i drzewostany jako pozycja rozchodowa w bilansie gospodarki wodnej, Sylwan, Rok CI, z. 6, 1–23.

- Fabijanowski J., Zarzycki K., 1967: Wody gruntowe w zbiornikach leśnych Nadleśnictwa Bliżyn (Góry Świętokrzyskie), *Acta Agraria et Silvestria, series Silvestris*, vol. VIII.
- Fifth Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe, Conference Proceedings, 5–7 November 2007, Warsaw, Poland, Liaison Unit Warsaw, 120–124.
- Ferreira C.S., Fernandes Piedade M.T., Junk W. J., Parolin P., 2007: Floodplain and upland populations of Amazonia *Himatanthus sucuuba*: Effects of flooding on germination, seedling growth and mortality. *Environmental and Experimental Botany*, V. 60, Issue 3, 477–483.
- Gardiner D., Hodges J.D., 1996: Physiological, morphological and growth responses to rhizosphere hypoxia by seedlings of North American bottomland oaks. *Ann. Sci. For.* 53, 303–316.
- Glińska K., Koc J., 2003: Przyrodnicze uwarunkowania odpływu substancji ze zlewni potoku leśnego (Pojezierze Mazurskie), Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 100–112.
- Gordon E., Meentemeyer R.K., 2006: Effects of dam operation and land use on stream channel morphology and riparian vegetation. *Geomorphology* 82, 412–429.
- Gorzelać A., Sierota Z. red., 1999: Stan środowiska leśnego w dolinie środkowej Odry po powodzi w 1997 r. IBL, Warszawa.
- Gorzelać A., Mikulowski M., (red.), 2001: Zagospodarowanie lasów na terenach powodziowych w Dolinie Środkowej Odry, www.lasypanstwowe.gov.pl/lasy_i/nauka/BLP-972_Dokumentacja.pdf.
- Gurwin J., Szczepiński J, Wąsik M., 1994: Opis programu MODFLOW wykorzystywanego w regionalnych badaniach hydrogeologicznych. *Zesz. Nauk. AR Wroc., Konf. V NR 248*, 125–134.
- Gutry-Korycka M., 1978: Zasilanie podziemne rzek polskich. *Przegl. Geograf., Rocznik XXIII (XXXI), z. 2*, Warszawa.
- Gurwin J., Staško S., 2004: Modelowanie przepływu wód podziemnych. *Wyd. Uniw. Wroc.*, 6–12.
- Harasimiuk M., Paszczyk J., Janiec B., 1998: The influence of forests on water and matter circulation in the upper Bukowa river basin (the San catchment), *Forest and Water International Scientific Conference, Cracow*, 47–56.
- Hattermann F.F., Krysanova V., Habeck A., Bronstert A., 2006: Integrating wetlands and riparian zones in river basin modeling. *Ecological Modelling, Volume 199, Issue 4*, 16 December 2006, 379–392.
- Hornberger G.M., Beven K.J., Cosby B.J., Sappington D.E., 1985: Shenandoah watershed study: calibration of a topographically-based, variable source area hydrological model to a small forested catchment. *Water Resour. Res.* 21, 1841–1850.
- Holko L., Lepistö A., 1997: Modelling the hydrological behaviour of mountain catchment using TOPMODEL. *J. Hydrol.* 196, 361–377.
- Homa A., 1998: Water storing by forest litter, *Forest and Water International Scientific Conference, Cracow*, 249–257.
- Horton J. L., Kolb T.E., Hart S.C., 2001: Physiological response to groundwater depth varies among species and with river flow regulation. *Ecological Applications* vol. 11, 1046–1059.
- Ilnicki P., 1987: Ekologiczne podstawy ochrony biotopów cieków wodnych. *Wiad. Melior. i Łąk.*, nr 10, 264–267.
- Ilnicki P., 1987a: Ekologiczne znaczenie szuwarów i zabagnionych łąk, *Wiad. Melior. i Łąk.*, nr 12, 324–327.
- Ilnicki P., 1988: Ekologiczne znaczenie zadrzewień. *Wiad. Melior. i Łąk.*, nr 1, 25–28.
- Ilnicki P., 1987b: Współdziałanie ekologii i melioracji w Republice Federalnej Niemiec. *Wiad. i Łąk.*, nr 8–9, 230–233.

- Instrukcja zarządzania lasu, cz. 2. Instrukcja wyróżniania i kartowania siedlisk leśnych, załącznik do zarządzenia nr 43 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 18 kwietnia 2003 r., Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, ISBN 83-88478-41-9.
- Jankowski W., 1993: Techniczne sposoby wzbogacania wartości przyrodniczej rzek i ich dolin, *Ochrona Przyrody i Środowiska w dolinach nizinnych rzek Polski*. Wyd. Inst. Ochr. Przynr. PAN, Kraków, 155–166.
- Jaworski A., 1990: Hodowla lasu. Rębnia, zasady projektowania upraw, Skrypt Akademii Rolniczej w Krakowie.
- Jaworski A., 1995: Charakterystyka hodowlana drzew leśnych. Gutenberg, Kraków, 237.
- Jędra R., 1994: Dynamika poziomu wód gruntowych w wilgotnych siedliskach leśnych w Kampinoskim Parku Narodowym, *Zesz. Nauk. AR Wroc.*, nr 246, *Konf. III (Tom 1)*, 131–140.
- Johnson W.C., 1992: Dams and riparian forest: case study from the upper Missouri River. *Rivers* 3/4, 229–242.
- Kaczorowska Z., 1962: Opady w Polsce w przekroju wieloletnim, *Inst. Geogr. PAN, Prace Geogr.*, nr 33, Warszawa.
- Kamiński B., Czerniak A., Grajewski S., Okoński B., 2003: Wpływ wód powodziowych na zdrowotność drzewostanów sosnowych. Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 307–318.
- Kanclerz J., Murat-Błajejewska S., Sojka M., 2005: Rola lasów w tworzeniu małej retencji krajo-
brazowej, *Rocz. AR Poznań* 365, *Melior. i Inż. Środ.* 26, 181–186.
- Kiciński T., 1960: Odpływ gruntowy w rzekach oraz jego określenie, *Gospodarka Wodna*, z. 10.
- Kłapiński J., 1983: Perspektywy uzyskania wód podziemnych między Wrocławiem a Brzegiem dla miasta Wrocławia, *Materiały II Ogólnopolskiego Sympozjum „Współczesne problemy hydrogeologii regionalnej”*, Wrocław, 15–24.
- Koc J., Solarski K., 2004: Wpływ lasów na retencję i odpływ wód. *Rocz. AR Poznań* CCCLVII, 247–255.
- Komisarek J., 2000: Kształtowanie się właściwości gleb płowych i czarnych ziem oraz chemizm wód gruntowych w katenie falistej moreny dennej pojezierza poznańskiego. *Rocz. AR Poznań, Rozpr. Nauk.* 307.
- Kondradzki W., 1994: *Geografia Polski – Mezoregiony fizyczno-geograficzne*; PWN, Warszawa.
- Korotaev A.A., 1991: Growth and development of the root system of pine, larch and oak in mixed plantations. *Lesovodstvo, Lesnyje Kultury i Pochvovedenie*, 1991, 81–98.
- Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz., 2005: Zmiany retencji w mikrozlewni leśnej w roku wilgotnym i suchym. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 506, Olsztyn, 261–268.
- Korytowski M., Stasik R., Szafrąński Cz., 2005a: Zmiany stanów i zapasów wody w śródleśnych oczkach wodnych. *Rocz. AR w Poznaniu* 365, *Melior. i Inż. Środ.* 26, 233–239.
- Korytowski, M., Stasik R., Szafrąński Cz., 2005b: Zmiany retencji w zlewni śródleśnego oczka wodnego i możliwości ich szacowania. *Zesz. Nauk. Wydz. Budow. i Inż. Środ. Koszalin* 22, 877–888.
- Kostrzewa S., Pływaczyk A., Pęczkowski G., Bogacz A., 1998: Gospodarka wodna gleb lekkich na łąkach pylastych w warunkach regulowanego odpływu wody z sieci drenażowej (na przykładzie badań w dolinie Baryczy), *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 458, Warszawa, 219–230.
- Kosturkiewicz A., 1963: Dynamika wód gruntowych na siedliskach typu borowego na przykładzie stosunków hydrologicznych w zlewni potoku Śrem, *Prace, IGW, Tom 1*, z. 4.
- Kosturkiewicz A., Czopom S., Korytowski M., Liberacki D., 2004: Gospodarka wodna w lasach Obrębu Rychtal Nadleśnictwa Syców w Leśnym Kompleksie Promocyjnym Lasy Rychtałskie. *Rocz. AR w Poznaniu, Ser. Melior. i Inż. Środ.*, Tom 357, 267–277.

- Kosturkiewicz A., Czopor S., Stasik R., Szafranski Cz. 1998: Water management in forest complexes of the upper parts of Prosna and Stobrawa rivers catchments, Forest and Water International Scientific Conference, Cracow, 57–66.
- Kosturkiewicz A., Stasik R., 2003: Stany wody i bonitacja siedliska drzewostanów po melioracjach wodnych w bezodpływowym obniżeniu terenowym. Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 41–53.
- Kovar P., 1998: Modelling flood events on forested, human impacted catchments, Forest and Water International Scientific Conference, Cracow, 362–370.
- Kowalewski Z., Ślesicka A., Mioduszewski W., 1997: Groundwater levels in the valley of the Narew River between old river beds, according to field measurements and modelling research. Konferencja Naukowa Pt.: „Woda jako czynnik warunkujący wielofunkcyjny i zrównoważony rozwój wsi i rolnictwa”. IMUZ Falenty, 237–244.
- Krajewski T., 1978: Wpływ piętrzenia wody na stosunki hydrologiczne w otaczających drzewostanach, Sylwan, Rocznik CXXII, Nr 2, 33–37.
- Krzemińska A., 1999: Ryzyko zanieczyszczenia płytkich wód podziemnych po powodzi z lipca 1997 roku i jej ewentualny wpływ na lasy łęgowe na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława, Mat. Konf. VI Ogólnopolska Konf. Nauk. pt.: „Diagnozowanie, stan środowiska, metody badawcze, prognozy”, Bydgoszcz, 108–115.
- Krzemińska A., 2002: Wpływ czynnika wodnego na warunki siedliskowe terenów leśnych odrzańskiego polderu Lipki-Oława, rozprawa doktorska, Akademia Rolnicza we Wrocławiu, maszynopis.
- Krzemińska A., Drabiński A., 2003: Dynamika stanów wód gruntowych na zalesionych terenach polderowych. Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 24–32.
- Krzemińska A. 2007: Monitoring wód podziemnych po powodzi z lipca 1997 roku na terenie leśnym odrzańskiego polderu Lipki-Oława. Inżynieria Ekologiczna nr 18, Melioracja Wodne w Kształtowaniu i Ochronie Środowiska, Polskie Tow. Inż. Ekolog. 281–282.
- Krzemińska A., Adynkiewicz-Piragas M., 2004: Polderyzacja, a ochrona przyrody w świetle zagospodarowania przestrzennego, Ochrona Środowiska Prawo i Polityka, Nr 1 (35)/2004, 16–26.
- Krzemińska A., Adynkiewicz-Piragas M., Drabiński A., 1999: Investigation of changes in natural environment on the example Odra river marginal stream valley in the Lipki-Oława polder area. Rocz. AR Poznań, CCCX, Melioracje, Inżynieria Środowiska, nr 20, cz. I, Poznań, 151–164.
- Krzemińska A., Modelska M., Drabiński A., 2003: Ochrona przeciwpowodziowa a gospodarka leśna na przepływowych polderach zalewowych na przykładzie odrzańskiego polderu Lipki-Oława. IX Konf. RZGW Problemy Ochrony Zasobów Wodnych w Dorzeczu Odry 25–25.05. 2003 r., 229–237.
- Krzemińska A., Adynkiewicz-Piragas M., Drabiński A., 2004: Ocena żywotności drzewostanów na terenie odrzańskiego polderu Lipki-Oława po powodzi z lipca 1997 roku, Prz. Nauk. Inż. i Kształt. Środ., Warszawa, rocz. XII, zesz. Spec. (30), 108–118.
- Krzemińska A., Adynkiewicz-Piragas M., Drabiński A., 2004a: Zmiany stężeń żelaza ogólnego w wodach powierzchniowych pradoliny Odry na odcinku od Lipiek do Oławy w latach 1997–2000, Mat. Konf. X Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna nt. Problemy Ochrony Zasobów Wodnych w Dorzeczu Odry, Jugowice, 16–19 maja 2004 r., 209–218.
- Krzemińska A., Drabiński A., 2004: Badanie odpływu wody z leśnych zlewni polderowych na przykładzie zlewni Lichawy w latach 1997–2000. Współ. Probl. Inż. Środ. III. Bilanse wodne ekosystemów rolniczych, 109–118.

- Krzemińska A., Drabiński A., 2006: Woda jako czynnik różnicujący jakość siedlisk leśnych na terenach zalewowych na obszarze systemu NATURA 2000. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*, Nr 4/3/2006, PAN, Oddział w Krakowie, Komisja Technicznej Infrastruktury Wsi, 77–85.
- Krzyczkowski P., Drabiński A., 1998: Renaturyzacja cieków i dolin rzecznych na przykładzie północnej Nadrenii-Westfalii. *Przegl. Nauk. SGGW*, z. 15, Warszawa, 130–134.
- Kucharska K., Tyszka J., 1991: Znaczenie lasu w kształtowaniu zasobów wodnych, *Notatnik Naukowy IBL*, nr 7.
- Kucharska K., Tyszka J., Ciepeliowski A., 1984: Rola lasów w wyrównywaniu odpływu z małych zlewni w północno-wschodniej Polsce, *Gosp. Wod.*, nr 4, 107–110.
- Kuczynska I., 1965: Zbiorowiska leśne rezerwatów w Nadleśnictwie Oława, *Prac. Bot.* VI, nr 42, Wyd. Uniw. Wroc., Wrocław.
- Kurażkowski L.N., (1953): O zatoplenych lasach Rybinskiego wodochraniliska. *Izmenenie prirody poberezi vodochraniliska. C. I. Moskva.*
- Lambor J., 1965: Podstawy i zasady gospodarki wodnej. *Wyd. Minist. Komunik. i Łączności.*
- Larsen E.,W., Girvetz E.H., Fremier A.K., 2007: Landscape level planning in alluvial riparian floodplain ecosystems: Using geomorphic modeling to avoid conflicts between human infrastructure and habitat conservation. *Landscape and Urban Planning, Volume 79, Issues 3–4, 2, 338–346.*
- Leontev A.M., (1956): Ob izmenenijach rostitelnosti pod vlijaniem pervych let zatopenija i podtoplenija Rybinskim vodochraniliscem. *Trudy Dervinskogo Gosudarstvennogo Zapovednika (Vyp. III), Vologda.*
- Lyon S.W., Walter T., Marchant P.G., Steenhuis T.S., 2004: Rusing a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curie number equation. *Hydrol. Process*, 18, 2757–2771.
- Liberacki D., 2003: Dynamika zmian poziomu wód gruntowych w różnych siedliskach leśnych małej zlewni nizinnej. *Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”*, 134–140.
- Liberacki D., 2003a: Obieg wody i jej jakość w małej zlewni leśnej. *IV Konferencja Naukowa, Zeszyty Naukowe Wyzd. Inż. Środ. Politechniki Koszalińskiej, Nr 21, 621–629.*
- Liberacki D., 2004 : Stany wody gruntowej i uwilgotnienie wierzchnich warstw gleby w małej zlewni leśnej. *Rocz. AR w Poznaniu, Ser. Melior. i Inż.Środ. t. 357, 305–311.*
- Liberacki D., 2005: Wpływ sposobu użytkowania zlewni na jakość wód powierzchniowych i gruntowych. *Rocz. AR w Poznaniu 365. Melior. i Inż. Środ. 26, 249 – 255.*
- Liberacki D., Plewiński D., 2000: Dynamika zasobów wody w glebach różnych siedlisk. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. 476, 447–456.*
- Lite S.J., Bagstad K.J., Stromberg J.C., 2005: Riparian plant species richness along lateral and longitudinal gradients of water stress and flood disturbance, San Pedro River, Arizona, USA, *Journal of Arid Environments, Volume 63, Issue 4, December 2005, 785–813.*
- Łaska G., 1998: Ekologiczno-siedliskowe uwarunkowania przemian grądowych zbiorowisk zastępczych, Białystok, *Dział Wyd. i Poligr. Politech. Białostockiej.*
- Maciaszek W., 1998: Gleba jako naturalny retencyjny zbiornik wodny. *Międzynarodowa Konferencja Naukowa „Las i Woda”, Kraków, 25–29 maja 1998, (red. B. Osuch), Wyd. Politech. Krakow., 290–299.*
- Macioszczyk A., 1987: *Hydrogeochemia, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.*
- Macioszczyk A., Dobrzyński D., 2002: *Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wód podziemnych, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.*
- McDonnell J.J., 2003: Where does water go when it rains? Moving beyond the variable source area of rainfall-runoff response. *Hydrol. Process. 17, 1869–1875.*

- Madeyski M., 2003: Wskaźnik rozwinięcia lesistości – czynnik fizjograficzny charakteryzujący odpływ wody i rumowiska ze zlewni, Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 141–148.
- Malinowski J., (red.). 1991: Budowa geologiczna Polski, T. VII Hydrogeologia, Wydawnictwo Geologiczne, Warszawa.
- Mars H., Wassen M.J., 1999: Redox potentials in relation to water in different mire types in the Netherlands and Poland. *Plant Ecology*, Kluwer Academic Publishers, 41–51.
- Matuszkiewicz J.M., 2001: Zespoły leśne Polski, PWN, Warszawa.
- Mauchamp A., Chauvelon P., Grillas P., 2002: Restoration of floodplain wetlands: Opening polders along a coastal river in Mediterranean France, Vistre marshes. *Ecolog. Engineer*, Vol. 18, Issue 5, June 2002, 619–632.
- Mazurek M., 2000: Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw współczesnych procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie), Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Mąkosa K., 1977: Stopnie występowania wody gruntowej w glebach na terenach nizinnych. *Sylwan, Rocznik CXXI*, nr 8, 1–35.
- Mąkosa K., 1983: Formy aktualnego stanu siedlisk lasu świeżego, *Prace IBL*, nr 614, PWRiL, Warszawa.
- Mąkosa K., 1995: Lasy łęgowe trzystrumieniowe w rejonie gdańskim, PWRiL, Warszawa, 109–113.
- Mąkosa K., Gromadzki A., 1985: Klasyfikowanie i kartowanie siedlisk dla potrzeb gospodarstwa leśnego, PWRiL, Warszawa, 23–29.
- Mickiewicz B., 1972: Wpływ spiętrzenia Jeziora Zegrzyńskiego na wzrost drzewostanów sosnowych Uroczyska Kępiaste. *Materiały badawcze IGW*, 19.
- Miler A., 1998: The dynamics of groundwater levels in afforestation areas, *Forest and Water International Scientific Conference, Cracow*, 165–174.
- Miler A., 1998a: Wpływ wybranych parametrów fizjograficznych ze szczególnym uwzględnieniem zalesień na kształtowanie się potencjalnych zdolności retencyjnych w Wielkopolsce (cz. 1), *Pr. Kom. Nauk. Leśn. PTPN 85*, 11–28.
- Miler A., Grajewski S., Okoński B., 2003: Kompleksowa charakterystyka stosunków wodnych w Puszczy Zielonka, Wyd. AR Poznaniu, Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 149–157.
- Miler A., Krysztofiak A., 2003: Stosunki wodne na terenie Wielkopolskiego Parku Narodowego. Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 171–178.
- Miler A., Liberadzki D., Plewiński D., 2001: Jakość wód gruntowych na wybranych siedliskach leśnych Puszczy Zielonka. *Pr. Kom. Nauk Roln. Kom. Nauk. Leśn. PTPN 90*, 61–70.
- Milewski J., 1968: Lasy i zardzewienia w dolinach rzek oraz możliwości ich uproduktywnienia, *Sylwan, Rocznik CXII*, Nr 12, 59–64.
- Mioduszewski W., 1997: Small retention and protection of water resources. *Gosp. Wod. Nr. 3*, 66–70.
- Mioduszewski W., 1997a: Role of small retention in the prevention of natural disasters. *Biuletyn Informacyjny – Melioracje Rolne. Nr 3/4*, 21–28.
- Mioduszewski W., 2000: Analysis of changes in water conditions in hydrogenic sites – case study: nature reserve "Gorbacz". *J. Water and Land Develop. No 4*, 69–76.
- Mioduszewski W., 2003: Mała retencja. Ochrona zasobów wodnych i środowiska naturalnego. *Poradnik. IMUZ Falenty*.
- Mioduszewski W., Ostrowski J., 2001: Ecological conditions of land reclamation and water retention in landscape. *Przegląd Komunalny. nr 1*, 92–95.

- Mioduszewski W., Querner E., Kowalewski Z., Ślesicka A., 1997: The impact of water level control in drainage systems on groundwater levels in river basins. *Journal of Water and Land Development*. No 1, 37 – 48.
- Mitscherlich G., 1971: *Wald, Wachstum und Umwelt, Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums*. II Band: *Waldklima und Wasserhaushalt*. J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt am Main.
- Molles M.C., Crawford C.S., Ellis L.M., Vallet H.M., Dahm C.N., 1998: Managed flooding for riparian ecosystem restoration. *BioScience* 48(9): 749–756.
- Munoz-Reinoso J.C., 2001: Vegetation changes and groundwater abstraction in SW Donana, Spain. *J. Hydrol.* 242, 197–209.
- Murat-Błażewska S., Kanclerz J., Sojka M., 2005: Zmienność stanów wód gruntowych i powierzchniowych w zlewni rzeki Małej Wełny w latach hydrologicznych 2000–2004. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. Poznań*, z. 506, 303–308.
- Murat-Błażewska S., Kujawa J., Sojka M., 2003: Obieg wody w zlewni rzeki Mała Wełna w latach wilgotnych. *Rocz. AR Poznań*. 355, *Melior. Inż. Środ.* 24: 133–140.
- Murat-Błażewska S., Sojka M., 2003: Wpływ sposobu użytkowania zlewni na jakość dopływów rzeki Maskawy. *Zesz. Nauk. Wydz. Budow. i Inż. Środ.*, Koszalin 21, 577–585.
- Murat-Błażewska S., Sojka M., 2005: Ocena jakości zasobów wodnych rzeki Wełny dla potrzeb bilansu wodno-gospodarczego. *Zesz. Nauk. Wydz. Budow. i Inż. Środ.* Koszalin 22, 801–810.
- Najman R.J., Decamps H., 1997: The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematic* 28, 621–658.
- Namieśnik J., Łukasiak J., Jamrógiewicz Z., 1995: *Pobieranie próbek środowiskowych do analizy*. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Niedermeier A., Robinson J.S., 2007: Hydrological controls on soil dynamics in a peat-based, restored wetland. *Geoderma*, Vol. 137, Issues 3–4, 318–326.
- Niemtur S., Małek S., Staszewski T., 2003: Wstępne wyniki badań nad dynamiką makro- i mikroelementów na obszarze trzech zlewni w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Lasy Beskidu Śląskiego”. *Wyd. AR Poznań*, monografia (red. A. Miler) *Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego*”, 191–205.
- Obmiński Z. 1960: *Badania nad wahaniami poziomu wód gruntowych w niektórych biotopach Białowieskiego Parku Narodowego, IBL*, nr 201.
- Obmiński Z., 1963: *O gospodarce wodnej lasu i przyrodniczych podstawach jej regulowania*. *Sylvan, Rocz. CVII*, Nr 4, 11–18.
- Okoński B., 2006: *Modelowanie odpływu bezpośredniego w zależności od stanów pokrycia zlewni leśnej*. *Rozprawy naukowe 374*, Wyd. AR Poznań.
- Orlov A.Y., Ivanov V.V., 1990: Distribution of oak roots in relation to the oxygen regime of the soils in floodplain oak forest. *Lesovedene*, 5, 32–38.
- Osuch B., Kowalik P., 1998: Influence of forest on the flow in the hydrological catchment, *Forest and Water International Scientific Conference, Cracow*, 13–20.
- Paczyński B., Macioszczyk T., Kazimierski B., Mitręga J., 1996: *Ustalanie zasobów dyspozycyjnych wód podziemnych. Poradnik Metodyczny*. Wydawnictwo TRIO Warszawa.
- Paluch J., 1994: *Związki między wahaniami poziomów wód gruntowych i stężeń niektórych składników w wodach zaskórnych*, *Gosp. Wod.*, nr 6, 131–135.
- Parzonka W., Głowski R., 1995: *Instrukcja ochrony przeciwpowodziowej doliny rzeki Odry*. Wrocław, maszynopis, 1–9.
- Pazdro Z., Kozierski B., 1990: *Hydrogeologia ogólna*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Peng Ch. 2000: Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. *Environmental Impact Assessment Review*, Vol. 20, Issue 4, 481–501.

- Pennington M.R., Walters M.B., 2006: The response of planted trees to vegetation zonation and soil redox potential in created wetlands. *Forest Ecology and Management*, Vol. 233, Issue 1, 1–10.
- Pieńkoś K. 1997: Rola warunków gruntowo-wodnych w inżynierskim zagospodarowaniu lasów, *Sylvan*, Rocznik CXLI, Nr 3, 91–100.
- Pierzgalski E., Tyszka J., 2000: Zmiany stosunków wodnych w lasach na przykładzie Puszczy Augustowskiej, *Wiad. Melior. i Łąk*. XLVII, Nr 2, 63–67.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Stolarek A., 2006: Zmienność odpływu wody ze zlewni rzeki Łutowni (Puszcza Białowieska) w latach 1966–2000. *Leśne Prace Badawcze*, 1, 21–36.
- Pierzgalski E., Tyszka J., 2000a: Influence of forest on river discharges during drought in the north-east part in Poland. *Proc. Int. Conf. Central and Eastern European Workshop on Drought Mitigation*. Budapeszt, 191–198.
- Pierzgalski E., Boczoń A., Tyszka J., 2002a: Zmienność opadów i położenia wód gruntowych w Białowskim Parku Narodowym. *Kosmos*, t. 51, 415–425.
- Pierzgalski E., Tyszka J., Boczoń A., 2002b: Zróżnicowanie odpływu w małych zlewniach rzecznych w regionie Puszczy Białowieskiej. *Prace Inst. Geogr. AŚ Kielce*, 7, 133–145.
- Piotrowski W., Wołk K., 1975: O biocenotycznej roli martwych drzew w ekosystemach leśnych. *Sylvan*, Rocznik CXIX, Nr 8, 31–35.
- Plan zarządzania lasu w Nadleśnictwie Oława, 2004, elaborat, BULiGL, maszynopis.
- Pleczyński J., 1983: Zasoby wodne obszarów leśnych i ich wykorzystanie, *Gosp. Wod.*, nr 9, 271–275.
- Pleczyński J., 1993: *Odnawialność zasobów podziemnych*, Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Plewiński D., Miler A., 2003: Dynamika obiegu wody wraz z oceną jej jakości w małej zlewni nizinnej. *Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”*, 158–170.
- Płochniewski Z. 1973: Występowanie żelaza i manganu w wodach podziemnych utworów czwartorzędowych (na przykładzie obszarów północnej i centralnej Polski). *Biul. Inst. Geolog.*, nr 277.
- Pływaczyk L., Olszewska B., 1998: Woda jako czynnik różnicujący walory przyrodnicze na przykładzie stopnia wodnego w Brzegu Dolnym. *Przyrodnicze i techniczne problemy zagospodarowania wodą dla zrównoważonego rozwoju obszarów miejskich*, *Przegl. Nauk. SGGW*, Warszawa, z. 16, 177–185.
- Pokładek R., Nyc K., 2005: Efekty gospodarowania wodą z zasobów retencji własnej. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, z. 506, 325–333.
- Poznański R., 1997: Teoretyczne podstawy oceny zjawisk przeżywania i ubywania drzew i drzewostanów, *Prace IBL*, ser. B, nr 33, 7–18.
- Prochal P., (1983): *Melioracje leśne, wykłady dla studentów Wydziału Melioracji Wodnych, Akademia Rolnicza im. H. Kołłątaja w Krakowie Skrypty dla Szkół Wyższych*, Wyd. Zakład Graficzny Politechnika Krakowska., Kraków.
- Przybył K., 1995: *Zamieranie dębów w Polsce. Idee Ekologiczne*, Wyd. Sorus. 8 (4).
- Przybyła Cz., Kozaczyk P., 2003: Wpływ struktury użytkowania terenu zlewni na zawartość mio-genów w wodach powierzchniowych. *Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”*, 226–236.
- Przybyła Cz., Kozłowski M., 2003: Kształtowanie się wód gruntowych oraz ich jakość w zlewni budowlanego zbiornika retencyjnego Jeżewo. *Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”*, 217–225.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1975: *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*, PWRiL, Warszawa.
- Puchalski T., Prusinkiewicz Z., 1990: *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*, Wyd. 2 zm., PWRiL, Warszawa.

- Pulikowski K., Kostrzewa S., Paluch J., Paruch A., 2001: Odpływ zanieczyszczeń z mikrozelewni rolniczej na Przedgórzu Sudeckim. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, nr 475, 489–496.
- Rast G., Obrdlík P., 1997: Ekologiczne zabezpieczenia przeciwpowodziowe na górnym Renie w Niemczech, *Ekologiczne metody zapobiegania powodziom*, Wrocław, Fundacja Oławy i Nysy Kłodzkiej, 77–80.
- Refsgaard J.C., Knudsen J., 1996: Operation validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resour. Res.* 32, 215–227.
- Roszak W., 1991: Kształtowanie się składu chemicznego płytkich wód podziemnych w pradolinie Odry w rejonie Wrocławia, *Prace Geologiczno-Mineralogiczne XX*, Wyd. Uniw. Wroc.
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. w sprawie klasyfikacji dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód (Dz. U. Nr 32, poz. 284).
- Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 23 grudnia 2003 r. w sprawie kryteriów wyznaczania wód wrażliwych na zanieczyszczenie związkami azotu ze źródeł rolniczych (Dz. U. Nr 241, poz. 2093).
- Rozwałka Z., Wiśniewski S., 1998: The role of protection forests in land-use in Poland, *Forest and Water International Scientific Conference*, Cracow, 96–106.
- Różycki M., 1968: Budowa geologiczna okolic Wrocławia. *Biuletyn Inst. Geolog.*, nr 214, Warszawa.
- Sasik J., 1996: Nawodnienia lasów łęgowych położonych na terenie Nadleśnictwa: Oława, Miękinia, Wołów, Etap I, IMiKŚ AR Wrocław, maszynopis.
- Sasik J., Szymański J., 1980: Wpływa lasów na wielkość opadów w wybranych jednostkach hydrograficznych, *Wyd. AR Wroc., Melior. XXII*, Wrocław.
- Schilling E., Zhongwei Li, You-Kuan Zhang, 2006: Groundwater–surface water interaction in the riparian zone of an incised channel, Walnut Creek, Iowa. *Journal of Hydrology*, Volume 327, Issues 1–2, 30 July 2006, 140–150.
- Schmuck A., 1957: Regiony termiczne województwa wrocławskiego, *Czasopismo Geograficzne*, nr 28.
- Shalforth P.B., Stromberg C.J., Patten D.T., 2000: Woody riparian vegetation response to different aluvial water table regimes Western North American *Naturalist* 60(1): 66–76.
- Shepard J. P., 2006: Water quality protection in bioenergy production: the US system of forestry Best Management Practices. *Biomass and Bioenergy*, Volume 30, Issue 4, April 2006, 378–384.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu, 1990, PWRiL, Warszawa.
- Siedliskowe podstawy hodowli lasu, Załącznik nr 1 do zasad hodowli i użytkowania lasu wielofunkcyjnego, Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa 2004.
- Sielska I., Kozaczyk P., Bykowski J., Przybyła Cz., 2006: Wpływ wód gruntowych na uwilgotnienie gleb w zlewni Kościańskiego Kanału Obry. *Przeegl. Nauk. Wydz. Mel. i Inż. Środ.* Nr 34. SGGW Warszawa.
- Sienkiewicz J., Kucharska K., Wawrzoniak T., 1995: Zmiany ilościowe i jakościowe zasobów wodnych na wylesionych terenach zlewni górskich. *Sylvan, Roczn. CXXXIX*, Nr 12, 51–59.
- Sikorska E., 1999; Siedliska leśne cz. 1, Siedliska obszarów niżowych, PWN, Kraków, 5–19.
- Smolak L.P., 1960: Ustojcivost drewnestnych porod k podtoplenju i zatoplenju. *Lesn. Choz.*, 12, 3.
- Sojka M., Murat-Błażejewska S., 2006: Możliwość poprawy bilansu wodno-gospodarczego zlewni rzeki Małej Welny. *Materiały Konferencji Naukowej „Inżynieria i kształtowanie środowiska obszarów niezurbanizowanych – Woda w inżynierii krajobrazu” SGGW Warszawa, 28.06.–1.07. 2006 r.*
- Stasik R., Szafranski Cz., Korytowski M., 2003: Zdolności retencyjne siedlisk leśnych. *Zesz. Nauk. Wydz. Bud. i Inż. Środ. Pol. Koszalińskiej, Inż. Środ.* 21, 847–855.

- Stanisz A., 1998: Przystępny kurs statystyki w oparciu o program STATISTICA PL na przykładach z medycyny, StatSoft Polska Sp. z o.o., Warszawa, 94–97.
- Steenhuis T.S., Winchell M., Rossing J., Zollweg J.A., Walter M.F., 1995: SCS runoff equation revised for variable-source runoff areas. *ASCE J. Irrig. Drain. Eng.* 121, 3, 234–238.
- Stromberg J.C., 1993: Remont cottonwood-goodding willow riparian forests: a review of their ecology, threats, and recovery potential. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 26 (3), 97–110.
- Stromberg J.C., 2001: Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49, 17–34.
- Stromberg J.C., Tiller R., Richter B., 1996: Effects of groundwater decline on riparian vegetation of semiarid regions: the San Pedro, Arizona. *Ecological App.* 6 (1), 113–131.
- Stuyfzand P.J., 1989: Hydrology and water quality aspects of rhine bank groundwater in the Netherlands. *Journal of Hydrology, Volume 106, Issues 3–4, 30 April 1989, Pages 341–363.*
- Suliński J., 1981: Zarys klimatu, rzeźby terenu i stosunki wodne w Puszczy Niepołomickiej, *Studia Ośrod. Fizjogr.*, t. 9.
- Suliński J., 1989: Badanie wymiany wody: atmosfera-drzewostan-grunt w wybranych drzewostanach sosnowych zachodniej części Kotliny Sandomierskiej, *Zesz. AR Kraków*, nr 232.
- Suliński J., 1990: Modelowanie wpływu drzewostanów sosnowych na głębokości średnie zwierciadła wody gruntowej, *Gosp. Wod.* nr 5.
- Suliński J., 1990a: Wpływ wieku drzewostanów sosnowych na głębokości średnie zwierciadła wody gruntowej, *Gosp. Wod.*, nr 5, 108–110.
- Suliński J., 1995: Czynniki różnicujące wartości składowych bilansu wodnego drzewostanów zagospodarowanych zrębowo, *Sylvan. Roc. CXXXIX, Nr 11, 49–83.*
- Suliński J., Kucza J., 1987: The utilization of ground-soil water in selected pine tree stands in the Niepołomice Forest, *Acta Agraria et Silvestraria, Ser. Silv.*, vol. XXVI.
- Szafranski Cz., Stasik R., 2004: Stany wody gruntowej i ich związki ze stanami wody w ciekach małej zlewni leśnej. *Rocz. AR Poznań, Seria Mel. i Inż. Środ.*, t. 357, 565–571.
- Szczepankiewicz S., 1989: Ziemię południowo-zachodniej Polski – morfogeneza i dzieje czwartorzędowe. *Acta. Univ. Wroc. 1029, Studia, Geogr.* 47, 1–136.
- Szymański S., 2000: *Ekologiczne podstawy hodowli lasu*, wyd. II uzupełnione, PWRiL, Warszawa.
- Szymczak T., 2001: The analysis of storm rainfall on the basis of research in small lowland river catchments. W: *Dynamika Obiegu Wody w Zlewniach Rzecznych.* (Red. J. Jaworski, J. Szkutnicki). *Pol. Tow. Geofiz., Seria: Atlasy i Monografie, IMGW Warszawa*, 93–100.
- Ślesicka A., Querner E., 1999: Modelling studies of groundwater dynamics in the Central Biebrza Basin. [w:] *Assessment of the effect of changes in water management within the Central Biebrza Basin.* Polish-Dutch Research Project (red. W. Mioduszewski, M. Wassen), IMUZ, Falenty, 31–55.
- Ślesicka A., Querner E., 2000: Modelling studies of groundwater in the Central Biebrza Basin. [w:] *Some Aspects of Water Management in The Valley of Biebrza River.* (red. W. Mioduszewski, M. Wassen), IMUZ, Falenty, 27–46
- Tarka R., 1999: *Hydrologia. Przewodnik do ćwiczeń laboratoryjnych i terenowych*, OCEAN, Wrocław.
- Timbal J., Aussenac G., 1996: An overview of ecology and silviculture of indigenous oaks in France. *Ann. Sci. For.* 53, 649–661.
- Tkach N., Kuprina N., Mihalkiv V.M., 1998: Water – protective forest of Ukrainian small rivers basins and the ways of their state improvement by the forestry measures, *Forest and Water International Scientific Conference, Cracow*, 188–197.

- Torkil J.C., 1979: SHE – Systéme Hydrologique Européen – a short description. Danish Hydraulic Institute, Horsholm.
- Trampler T., 1990: Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych, PWN, Warszawa.
- Trampler T., Kliczkowska A., Dymyterko E., Sierpińska A., 1990: Regionalizacja przyrodniczo-leśna na podstawach ekologiczno-fizjograficznych, PWRiL, Warszawa.
- Tyszka J., 1985: Hydrologicznie użyteczne funkcje lasu, *Gospodarka Wodna* nr 7, 158–159.
- Tyszka J., 1995: Rola i miejsce lasu w kształtowaniu stosunków wodnych w zlewni rzecznej, *Sylwan*, nr 11, 67–80.
- Tyszka J., Stolarek A., 2003: Sezonowość kształtowania się zależności hydrologicznych w lasach, Wyd. AR Poznań, monografia (red. A. Miler) „Kształtowanie i Ochrona Środowiska Leśnego”, 250–260.
- Von Asmuth J.R., Maas K., Bakker M., Petersen J., 2008: Modeling time serie of groundwater head fluctuations subjected to multiple stresses. *Groundwater*, v. 46 (1), 30–40.
- Wagner P.A., Dreyer E., 1997: Interactive effects of waterlogging and irradiance on the photosynthetic performance of seedlings from three oak species displaying different sensitivities (*Quercus rober*, *Quercus petrea* and *Q. rubra*), *Ann. Sci. For.* 54, 409–429.
- Wahl N.A., Wöllecke B., Bens O., Hüttl R.F., 2005: Can forest transformation help reducing floods in forested watersheds? Certain aspects on soil hydraulics and organic matter properties. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, Volume 30, Issues 8–10*, 611–621.
- Waterloo Hydrogeologic Inc., 1999: Users manual for Visual Modflow.
- Weisło M., Bieroński J., 2007: Problem szacowania zasilania i odpływu podziemnego jako elementów wejściowych w badaniach modelowych zlewni rzeki Kłodnicy. *Współ. Probl. Hydrogeol. Kraków-Krynica*, 355–364.
- Welty J.J., Beechie T., Sullivan K., Hyink D.M., Bilby R.E., Andrus Ch., Pess G., 2002: Riparian aquatic interaction simulator (RAIS): a model of riparian forest dynamics for the generation of large woody debris and shade. *For. Ecology and Management, Volume 162, Issues 2–3*, 299–318.
- Wicherek S., 1995: Spływ powierzchniowy i jego wpływ na wezbranie i poziom wód gruntowych. *Sylwan, Rocznik CXXXIX, Nr 12*, 47–50.
- Wieczysty A., 1970: *Hydrogeologia inżynierska*. PWN, Warszawa.
- Williams D.G., Brunel J. P., Schaeffer S.M., Synder K.A., 1998: Biotic controls over the functioning of desert riparian ecosystems. [w:] Wood, E.F., Chehbouni, A.G., Goodrich, Dc., Seo D.J., Zimmerman J.R. (eds), *proceedings from the special Symposium on Hydrology. American Meteorological Society, Boston, Ma*, 43–48.
- Wiśniewski S., 1996: Dotychczasowe metody regulacji stosunków wodnych w lasach i ich efekty. *Sylwan, Rocznik CXL, Nr 11*, 75–83.
- Wiśniewski S., 1998: Consequences of July 1997 flooding in forests, *Forest and Water International Scientific Conference*, 411–418.
- Wojewoda M., 1981: Zmiany reżimu wód gruntowych w dolinie Odry między Brzegiem a Oławą, praca magisterska wykonana w Zakładzie Hydrogeologii ING Uniwersytetu Wrocławskiego, maszynopis.
- Woulds C., Ngwenya B.T., 2004: Geochemical process governing the performance of constructed wetland treating acid mine drainage, Central Scotland. *Applied Geochemistry*, vol. 19, Issue 11, 1773–1783.
- Wylężałek P., 1984: Chemizm wód podziemnych Doliny Odry na odcinku Brzeg-Oława, praca magisterska wykonana w Zakładzie Hydrogeologii ING Uniw. Wroc., maszynopis.
- Zamora-Arroyo F., Nagler P. Z., Briggs M., Radtke D., Rodriguez H., Garcia J., Valdes C., Huete A. Glenn R.P., 2001: Regeneration of native trees in response to flood releases from the

- United States into the delta of the Colorado River, Mexico. *Journal of Arid Environments*, Volume 49, Issue 1, 49–64.
- Zieliński T., 1999: Jak pokochać statystykę czyli STATISTICA do poduszki. StatSoft Polska Sp. z o.o., Warszawa, 130–135.
- Zhang Li, Mitsch W.J., 2005: Modelling hydrological processes in created freshwater wetlands: an integrated system approach. *Environmental Modelling & Software* 20 (2005), 935–946.
- Żbikowski A., Żelazo J., 1993: Ochrona środowiska w budownictwie wodnym, Materiały informacyjne, Warszawa, MOŚZNiL, 156.
- Żelazo J., Poppek Z., 2002: Podstawy renaturyzacji rzek, Wyd. SGGW, Warszawa, 118–119.
- Żelazo J., Wiśniewski S., 2005: Możliwość ograniczenia zalewów w dolinie z uwzględnieniem ochrony zasobów przyrodniczych, na przykładzie rzeki Radomki. *Wiad. Melior. i Łąk.*, nr 1 (404), 10–28.
- Żmuda K., Rytlewski M., Mioduszewski W., 1997: The impact of small retention on flood protection of river valleys. *Materiały Konferencyjne "Zagrożenia powodziowe w zlewniach górskich"*. Bielsko-Biała, str. 143 – 150.
- Yang M., Yanful E.F., 2002: Water balance during Evapotranspiration and drainage cover soils under different water table conditions. *Advances in Environmental Research*, Vol. 6, Issue 4, 505–521.

DYNAMICS OF WATER CONDITIONS WITHIN FORESTS ON POLDER AREAS – AN INTERACTION ANALYSIS

S u m m a r y

This paper presents study results on water conditions changes assessment and their interactions in forest habitats. The research was carried out in a forest area of the Lipki-Oława Polder of the Odra River, located in the south-west Poland in Dolnośląskie Voivodeship. The polder is situated on the right bank of the Odra River, km 205+700 to 225+000. It is an artificial, dry flood-control reservoir having an important role in the program of water roads junction of Wrocław (Wrocławski Węzeł Wodny). The polder area is a part of the NATURA 2000 system and the planned „Dolina Odry II” landscape park. Most part of the polder is covered with forests of the highest ecological value. This study focused on the polder area water conditions changes in the years 1997/1998 – 2005/2006. The study included surface waters (Lichawa, Otocznica, Smortawa and Odra rivers) as well as groundwaters (10 piezometers network). Assessed were also chemical composition of surface – and groundwaters, habitats moisture level, soils, tree roots depth, tree stand structure, trees longevity and the amount of trees removed from the polder. Also a simulation and a model study were done focusing on how the trees felling influenced the light conditions and water balance.

The study results showed that for polder catchments the raw water balance indicated a large share of runoff in summer half-year and vegetation period in annual runoff, what confirmed high possibilities of runoff delaying in this area. Intensive trees felling in the polder area resulted in the water balance disturbances and runoff increase. Trees damage after polder flooding demonstrated spatial differentiation and intense zonality, which matched habitat bonitation and areas with similar amplitudes of groundwater table fluctuations. A strong tendency had been shown between the amount of tree mass removed and the runoff quantity in the Lichawa and Otocznica catchments, what in consequence had influence on the increase in runoff from the study area. The natural groundwater dynamics was to some extent disturbed by the tree stand felling carried out quite unevenly on the polder. In the years with the highest trees felling, the highest amplitudes of groundwater table fluctuations were observed.

The polder area was divided into two main zones with high similarity of chemical composition: south-east and west. Such a division had its reflection and confirmation in

the distribution of groundwater table fluctuations in this area. Polder watercourses (Lichawa and Otocznica) presented high similarity in chemical composition variations and differences compared to the Smortawa River. The surface- and groundwater quality was mainly determined by the increased concentrations of manganese, iron and water pH. In the course of the research an important correlation has been confirmed between lowering the quality of these waters and increasing trees removal in the polder area, especially for water pH and total iron.

Model simulations of trees felling influence on water conditions of the polder proved that increased tree removal will cause the uplift of the water table up to 0.55 m, causing local inundations. The intensity of water conditions changes will depend on the tree felling area size, its location within the polder area, habitat type and moisture variant, as well as tree stand structure. As the model study showed, the biggest influence on the water conditions of the studied area will have tree felling on the whole polder, or in the central and east part, where poorer habitats are found. Each major tree removal on the polder will be reflected in water balance changes as well as in water quality.

Key words: forest, water conditions, water runoff, forest management, water quality, mathematical modelling, polder

DYNAMIKA WARUNKÓW WODNYCH W LASACH NA TERENACH POLDEROWYCH – ANLIZA INTERAKCJI

S t r e s z c z e n i e

Praca przedstawia wyniki badań dotyczących oceny zmian warunków wodnych i ich interakcje w siedliskach leśnych. Badania prowadzono na terenie leśnym odrzańskiego polderu Lipki-Oława położonego w południowo-zachodniej części Polski, w województwie dolnośląskim. Polder położony jest na prawym brzegu rzeki Odry (w km od 205+700 do 225+000). Jest to sztuczny, suchy zbiornik przeciwpowodziowy, który spełnia ważną rolę w programie Węzła Wodnego Wrocławia. Obszar polderu stanowi część systemu NATURA 2000 i projektowanego Parku Krajobrazowego „Dolina Odry II”. Większa część polderu pokryta jest lasami o najwyższych walorach ekologicznych. W ramach pracy prowadzono badania dotyczące zmian warunków wodnych na terenie polderu w latach 1997/98-2005/06. W badaniach uwzględniono wody powierzchniowe (rzeki Lichawę, Otocznicę, Smortawę i Odre), jak i wody podziemne (sieć 10 piezometrów). Dla zrealizowania tematu ocenie poddano również skład chemiczny wód powierzchniowych i podziemnych, stopień uwilgotnienia siedlisk, gleby, głębokość zasięgu korzeni drzew, strukturę drzewostanów, żywotność drzew, jak i ilość usuwanych drzew na polderze. Przeprowadzono również symulacje i badania modelowe dotyczące wpływu usuwania drzew na terenie polderu na warunki wodne i bilans wodny.

Wyniki badań wskazały, że dla zlewni polderowych surowy bilans wodny wskazywał na duży udział odpływu z półrocza letniego i okresu wegetacyjnego w odpływie rocznym, co potwierdziło duże możliwości opóźniania odpływu na tym obszarze. Na zaburzenia bilansu wodnego, w tym zwiększenie odpływu miało wpływ intensywne usuwanie drzew na terenie polderu. Uszkodzenia drzew po zalaniu polderu wykazywały przestrzenne zróżnicowanie i silną strefowość, która pokrywała się z bonitacją siedliska i obszarami o zbliżonych amplitudach wahania zwierciadła wód podziemnych. Wykazano dużą zależność pomiędzy ilością usuwanej masy drzew a wielkością odpływu na terenie zlewni Lichawy i Otocznicy, co w konsekwencji oddziaływało na wzrost odpływu wód z badanego obszaru. Naturalna dynamika wód podziemnych w mniejszym lub większym stopniu była zaburzona przez wycinkę drzewostanów prowadzoną dość nierównomiernie na polderze. W latach, w których usuwanie drzew było największe,

obserwowano na polderze największe amplitudy wahania położenia zwierciadła wód podziemnych.

Teren polderu podzielono na dwie główne strefy o dużym podobieństwie składu chemicznego: południowo-wschodnią i zachodnią. Taki podział miał swoje odzwierciedlenie i potwierdzenie w rozkładzie amplitud wahań zwierciadła wód podziemnych na tym terenie. Cieki polderowe (Lichawa i Otocznica) wykazały duże podobieństwo w zmienności składu chemicznego i różnice w stosunku do rzeki Smortawy. O jakości wód zarówno powierzchniowych, jak i podziemnych decydowały głównie podwyższone stężenia manganu, żelaza i odczynu wody. W toku badań potwierdzono istotną korelację pomiędzy obniżaniem się jakości tych wód a zwiększonym usuwaniem drzew na terenie polderu, szczególnie dla odczynu wody, żelaza ogólnego.

Wykonane symulacje modelowe dotyczące oddziaływania wycinki drzewostanu na warunki wodne polderu wykazały, że zwiększenie usuwania drzew spowoduje podniesienie się zwierciadła wody do 0,55 m, powodując lokalne podtopienia. Intensywność zmian warunków wodnych zależeć będzie od wielkości powierzchni objętej wycinką, lokalizacji tej powierzchni na terenie polderu, typu i wariantu uwilgotnienia siedliska, jak i struktury drzewostanu. Jak wykazały badania modelowe, największy wpływ na warunki wodne badanego terenu będzie miała wycinka drzewostanów na całym polderze bądź w części środkowej i wschodniej, gdzie występują siedliska uboższe. Każda większa ingerencja związana z usuwaniem drzew na polderze znajdzie swoje odzwierciedlenie w zmianach bilansu wodnego, jak i jakości wód.

Słowa kluczowe: las, warunki wodne, odpływ wód, gospodarka leśna, jakość wód, modelowanie matematyczne, polder