

Szkoła
Główna
Gospodarstwa
Wiejskiego
w Warszawie

Przegląd Naukowy

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Konferencja naukowa
**Przyrodnicze i techniczne problemy
gospodarowania wodą dla zrównoważonego
rozwoju obszarów wiejskich**

Scientific conference

***Environmental and technical problems
of water management for sustainable
development of rural areas***

Sesja II
Session II

Sesja III
Session III

Zeszyt 16

Szkoła Główna

Gospodarstwa Wiejskiego

w Warszawie

Wydziału Melioracji i Inżynierii Środowiska

Zeszyt 16

Warszawa 1998

Spis treści:

SESJA II

Cz.Szafranski, P.Stachowski - Wpływ zabiegów rekultywacji rolniczej na gospodarkę wodną gruntów pogórnich. <i>The effect of agricultural recultivation on water management of post-mining area</i>	5
K.Boroń, S.Klatka - Tendencje zmian gospodarki wodnej gleb na terenach działalności górniczej na przykładzie KWK „Borynia” w Jastrzębiu Zdroju. <i>Tendency of soil water management changes on example of the exploitation area of pit coal mine „Borynia” in Jastrzębie Zdrój</i>	13
A.Kiryluk - Dynamika wód gruntowych na zmeliorowanym torfowisku, jej skutki gospodarcze i przyrodnicze. <i>The dynamics of the groundwater in the reclaimed peatland and its economic and natural effects</i>	23
K.Lipka, K.Boroń, S.Klatka - Gospodarka wodna stropowych warstw gleb torfowych na przykładzie torfowiska „Stawy” w Puszczy Sandomierskiej. <i>Water management in top layers of peat-bogs on example of peat bog Stawy” in Puszcza Sandomierska</i>	36
R.Błazejewski, M.Kalenik - Analiza porównawcza metod bilansowania wody w systemach podziemnego rozsączania oczyszczonych ścieków. <i>Comparative analysis of calculation methods of water budget within soil absorption systems</i>	46
B.Pawluśkiewicz - Wpływ uwilgotnienia gleby na początkowy rozwój roślin łąkowych dla różnych metod siewu. <i>Effect of soil moisture on growth of meadow plants for varies methods of seeding</i>	54
J. Żarski, S.Dudek - Plonowanie jęczmienia jarego w zależności od stopnia pokrycia potrzeb wodnych. <i>Yields of spring barley as dependent on coverage degree of water needs</i>	63
C.Podsiadło, S.Karczmarczyk, Z.Koszański - Efektywność nawożenia azotem i nawadniania bobiku uprawianego na glebie lekkiej. <i>Effectivity of irrigation and nitrogen fertilization of field bean, cultivated on a sandy soil</i>	69

Z.Koszański, S.Karczmarczyk, C.Podsiadło - Efekty produkcyjne zbóż jarych uprawianych w różnych warunkach wilgotnościowych gleby. <i>Productive effects of spring cereals cultivated in different soil moisture conditions</i>	75
J.Igras - Zużycie wody przez wybrane gatunki roślin uprawnych w zróżnicowanych warunkach nawożenia azotem. <i>Water consumption of some crops species under differentiated conditions of nitrogen fertilization</i>	80
J.Bykowski - Problemy kształtowania gospodarki wodnej gleb na terenie zdrenowanym. <i>Problems of water management on drained areas</i>	90
T.Rozbicki - Związek między wskaźnikami opadu i wilgotnością gleby dla ekosystemu stepu strefy umiarkowanej. <i>The relationship between precipitation indexes and soil moisture in the temperate grassland ecosystem</i>	98
Cz.Przybyła, P.Kozaczyk - Wpływ ukształtowania terenu na przestrzenną zmienność uwilgotnienia gleb. <i>The influence of land configuration on spatial variability of soil moisture</i>	105
Cz.Szafranski, M.Fiedler, R.Stasik - Wpływ rzeźby terenu na gospodarkę wodną erodowanych gleb płowych. <i>The effect of area relief on water management of eroded soil lessives</i>	115
J.Niemiec - Zasoby wody zlewni górskiej w analizie półroczy zimowych lat hydrologicznych 1991/92 do 1995/96. <i>The water resources of mountain catchment area in analysis winter half-year of hydrological years from 1991/1992 to 1995/96</i>	123
Z.Kowalewski - Możliwości zwiększenia zasobów wodnych w województwie łomżyńskim. <i>The possibilities of water resources increase at Łomża district</i>	133
P.Sklenicka - Landscape structure and water sustainable management in the Czech Republic.....	141
H.Pawłat, A.Pawłat, M.Szeniawski, W.Trzópek, S.Wisniewski - Rewaloryzacja układu wodnego Parku Potulickich w Pruszkowie. <i>Project of water system restoration in Potulicki Park in Pruszków</i>	148
Z.Nowicki - Gospodarka wodna czynnikiem kształtowania przestrzeni krajobrazowej na Pojezierzu Mazurskim. <i>Water management as a factor of the landscape space development of the Mazury Lake District</i>	156
H.Solarski - Gospodarka wodna w rolnictwie na Pojezierzu Mazurskim. <i>Water management in agriculture of the Mazury Lake District</i>	165

SESJA III

L.Pływaczyk, B.Olszewska - Woda jako czynnik różnicujący walory przyrodnicze doliny na przykładzie stopnia wodnego w Brzegu Dolnym. <i>Water as a factor differentiating the natural advantages in the valley – case study of the Brzeg Dolny dam</i>	177
T. Marcinkowski - Doświadczalny i symulowany bilans azotu na trwałym użytku zielonym. <i>Experimental and simulated n - balance on the permanent meadow</i>	186
P.Ogłęcki - Metoda waloryzacji doliny niewielkiej rzeki nizinnej w aspekcie przyrodniczo-krajobrazowym. <i>The new method of small lowland river valleys evaluation in the environmental and landscape aspects</i>	194

E.Bondar - Nowakowska, D.Dejas, A.Reinhard - Określenie za pomocą teorii zbiorów przybliżonych hierarchii czynników oddziałujących na bezkręgowce wodne w wyniku robót konserwacyjnych. <i>Evaluation of hierarchy of factors affecting the water invertebrates as a result of maintenance works with use of the rough set theory</i>	203
P.Burczyk - Obszary wiejskie potencjalnym źródłem zagrożenia jakości wód gruntowych i powierzchniowych. <i>Rural areas - potential source of surface and groundwater pollution</i>	212
T.Durkowski, T.Woroniecki - Jakość wód powierzchniowych a infrastruktura wsi w wybranych zlewniach cząstkowych jeziora Miedwie. <i>Surface water quality and village infrastructure on chosen Miedwie lake subbasin</i>	220
A.Górniak, P.Zieliński - Wpływ lesistości zlewni na jakość wód rzecznych województwa białostockiego. <i>Effect of watershed forestation on river water quality in Białystok Region</i>	231
C.Lipski, M.Michalczewski - Jakość wód powierzchniowych elementem monitorującym zanieczyszczenia w zlewni górskiej. <i>Quality of surface water as an element monitoring pollution in mountain basin</i>	242
V.Lochman, A.Chlebek, M.Jařabáč - Evaluation of chemistry of water running from the catchments Červík and Malá Ráztoka in the Moravian - Silesian Beskids during the flood wave in July 1997.....	250
M.Salwiński, E.Szatko - Zmienność transferu zanieczyszczeń w wodach rzeki Wilgi na przestrzeni lat 1991-1994 i w roku 1998. <i>Changes of pollutant transfer in water of Wilga, River between 1991-1994 and in 1998</i>	254
Cz.Szafrński, M.Fiedler, R.Stasik - Czasowo-przestrzenna zmienność chemizmu wód gruntowych na Pojezierzu Gnieźnieńskim na przykładzie obiektu Mokronosy. <i>Temporal and spatial differentiation of solute concentration in ground water of Gniezno Lakeland on Mokronosy station example</i>	262
H.Złotoszewska-Niedziałek, E.Wienclaw - Wpływ warunków geologicznych na migrację zanieczyszczeń w rejonie składowisk odpadów komunalnych. <i>The influence of geological conditions on the pollutants migration in the areas of the waste landfills</i>	270
E.Koda, P.Król, S.Żakowicz - System zagospodarowania odcieków z wysypiska i wód technologicznych z kompostowni „Radiowo”. <i>Utylization system of leachate from landfill and technological water from „Radiowo” compostory</i>	281
J.Mosiej, G.Renman - Wybrane zagadnienia wymiarowania systemów hydrobotanicznych. <i>Experimental and simulated n - balance on the permanent meadow</i>	291
J.Kutera - Efektywność oczyszczania ścieków w naturalnym środowisku wodnym i wodno - roślinnym. <i>Efficiency of treating wastewater in natural water and in water and plant environment</i>	302
Krzysztof Józwiakowski - Skuteczność usuwania zanieczyszczeń na złożu gruntowo-roślinnym z wierzbą <i>salix viminalis</i> . <i>The efficiency of pollution removal in a soil-plant bed with willow salix viminalis</i>	314
K.Pachuta, I.Wojarska, E.Rutkowska - Możliwości zastosowania roślinności w odbiornikach wód pościekowych i w podmokłych ekotonowych strefach ochronnych - badania modelowe. <i>Plants application possibility in sewage effluents reservoir and in wet ecoton protection zone- model investigation</i>	322

K.Ignatowicz-Owsieniuk, I.Szarkowska-Skoczko - Usuwanie Chwastoxu trio metodą sorpcji dynamicznej z roztworów wodnych. <i>The influence of chosen parameters on sorption chwastox trio with wather solutions</i>	330
I.Klugiewicz, J.Klugiewicz - Wyniki badań oczyszczania ścieków komunalnych na złożach zraszanych z tworzyw sztucznych. <i>The results of testing of municipal sewage treatment on a plastic trickling filter</i>	336
J.Vyčiūs, R.Kustienė, A.Kusta - <i>Water quality and waste water treatment in Lithuania</i>	344
D.Alandjisky, A.Ovtcharova, S.Dimitrov - <i>Problems and state of the art of waste waters from lead & zinc production in the region of Plovdiv</i>	350

SESJA II

WPLYW ZABIEGÓW REKULTYWACJI ROLNICZEJ NA GOSPODARKE WODNA GRUNTÓW POGÓRNICZYCH

THE EFFECT OF AGRICULTURAL RECULTIVATION ON WATER MANAGEMENT OF POST-MINING AREAS.

Czesław Szafrński, Piotr Stachowski

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej w Poznaniu

Wstęp

W Konińskim Okręgu Wydobywczym wiodącym kierunkiem jest rekultywacja rolnicza, którą objęto ponad 4000 ha gruntów [Gilewska i Kasztelewicz 1997]. Realizowana jest ona w oparciu o „model PAN” opracowany przez prof. Jana Bendera [Bender 1995]. Zakłada się w nim, że rośliną pionierską może być każda roślina uprawna, która w połączeniu z naprawą właściwości chemicznych gruntów pogórnich oraz uprawą mechaniczną powoduje włączenie szaty roślinnej do kształtowania procesów glebotwórczych i produktywności tych gruntów. Prowadzone dotychczas badania wykazały, że w gruntach pogórnich występuje opadowo - retencyjny typ gospodarki wodnej, w którym jedynym źródłem wody są opady atmosferyczne, gdyż zwierciadło wody gruntowej zalega bardzo głęboko i nie ma wpływu na uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnich. [Szafrński i Stachowski 1997b]. Stwierdzono, że nieselektywna gospodarka nadkładem, stosowana przez polskie górnictwo odkrywkowe, powoduje duże zróżnicowanie składu granulometrycznego i właściwości fizycznych oraz wodnych gruntów pogórnich [Szafrński i Stachowski 1997a].

Celem pracy jest ocena wpływu zabiegów rekultywacji rolniczej na gospodarkę wodną gruntów pogórnich. Poznanie i właściwe regulowanie, przez kompleksowe stosowanie zabiegów agrotechnicznych i melioracyjnych, gospodarki wodnej tych terenów, może pozwolić na przyspieszenie procesu przywracania produktywności rolniczej gronom pogórnym.

Metodyka badań

W pracy przedstawiono wyniki badań i obserwacji terenowych prowadzonych w Doświadczalnej Stacji Badawczej Katedry Rekultywacji Akademii

Rolniczej w Poznaniu, zlokalizowanej 10 km na północ od Konina. Obszar objęty badaniami jest położony na zwałowisku wewnętrznym odkrywki „Pątnów”, na którym od 1978 roku jest prowadzona rekultywacja rolnicza. Badania i obserwacje terenowe są prowadzone na 5 doświadczalnych powierzchniach o zróżnicowanym ich rolniczym użytkowaniu: naturalna sukcesja roślinna, lucerna siewna, żyto ozime, mieszanka jednorocznych roślin strączkowych i czarny ugor. W pracy poddano szczegółowej analizie kształtowanie się zapasów wody na 5 poletkach, o różnym sposobie rolniczego ich użytkowania oraz jednakowym nawożeniu mineralnym, wynoszącym w przeliczeniu na 1 ha: 320 kg N, 540 kg P_2O_5 , 280 kg K_2O . Stałe obserwacje i pomiary na wybranych powierzchniach obejmowały codzienne pomiary opadów oraz systematyczne pomiary wilgotności gleby w typowych profilach glebowych. Terenowe pomiary fizykowodnych właściwości gruntów pogórnich obejmowały oznaczenia polowej pojemności wodnej (PPW) i infiltracji wierzchnich warstw badanych powierzchni. Infiltrację wierzchnich warstw badanych gruntów oznaczono metodą podwójnych cylindrów. W próbkach o nienaruszonej strukturze oznaczono w laboratorium krzywe sorpcji wody (pF) metodą komór ciśnieniowych Richardsa [Mocek i in. 1997]. Przed oznaczeniem krzywych pF, próbki objętościowe ($V = 50 \text{ cm}^3$) zabezpieczono jednostronnie bibułą filtracyjną. Dla krzywych pF z każdego poziomu gruntowego wyznaczono wartość średnią z 3 powtórzeń. Podstawowe właściwości wodne badanych profili gruntów pogórnich określono z otrzymanych krzywych sorpcji wody. Ilość wody ogólnie dostępnej (WOD) obliczono z różnicy pomiędzy zawartością wody przy polowej pojemności wodnej ($pF=2,5$), a wilgotnością trwałego wędnięcia ($pF=4,2$) [Smedema i Rycroft 1983]. Na zmiany uwilgotnienia gruntów w poszczególnych okresach, poza wysokością opadów i temperatur powietrza oraz ich odchyłen od średniej z wielolecia, bardzo istotny wpływ ma także rozkład opadów i ich natężenie. Uwzględniając powyższe czynniki, wytypowano do analizy kształtowania się wilgotności na badanych powierzchniach, dwa okresy wegetacyjne; suchy 1994 roku i mokry w 1997 roku.

Wyniki badań

Wierzchnie warstwy badanych gruntów pogórnich zbudowane są z piasków gliniastych mocnych oraz glin lekkich i średnich. Profile 1 i 2 reprezentatywne dla poletka z sukcesją naturalną i lucerną, zbudowane są z gliny lekkiej zalegającej płytko na piasku gliniastym mocnym. Na poletku z uprawą żyta (profil 3) i mieszanki jednorocznych roślin strączkowych (profil 4), profile są jednorodne, zbudowane z glin lekkich. Profil 5 typowy dla czarnego ugoru zbudowany jest z gliny średniej, zalegającej płytko na glinie lekkiej. Zapasy wody przy PPW wahają się, w warstwie 0-50 cm, od 95 mm (profil 1) do 130 mm w profilu 3 (tab. 1).

Podobne zróżnicowanie istnieje w zapasach wody przy PPW w warstwie 0-100 cm. Także zapasy wody przy pełnej pojemności wodnej i wilgotności trwałego wziędnicia wykazały podobne zróżnicowanie. Duża różnica jest również w przepuszczalności badanych profili gruntów pogórnich.

Tabela 1 Właściwości wodne badanych profili gruntów pogórnich.

Table 1 Water properties of investigated soil profiles mining areas.

Nr profilu Profile No	Warstwa Layer [cm]	Pp	PPW	Wk	WTW	WOD	k* [cm·h ⁻¹]
		[mm]					
1	0-50	161	95	57	13	82	6,43
	0-100	320	215	129	26	189	1,40
2	0-50	138	106	64	15	91	4,63
	0-100	291	199	120	29	170	1,78
3	0-50	151	130	78	25	105	2,75
	0-100	293	256	154	50	206	0,43
4	0-50	148	116	70	27	89	2,02
	0-100	288	240	144	49	191	0,48
5	0-50	142	112	67	23	89	1,87
	0-100	265	234	140	30	204	0,22

* - wartości k współczynnika infiltracji ustalonej podano dla warstwy ornej (0-30 cm) i współczynnika perkolacji dla warstwy podornej (30-60 cm), Pp - pełna pojemność wodna, PPW - połowa pojemność wodna, Wk - wilgotność krytyczna, WTW - wilgotność trwałego wziędnicia, WOD - woda ogólnie dostępna.

* - value k vertical percolation in layer (0-30 cm) and vertical percolation in layer (30-60 cm), Pp - maximum water holding capacity, PPW - water field capacity, Wk - critical water capacity, WTW - water capacity of permanent wilting, WOD - water common accessible,

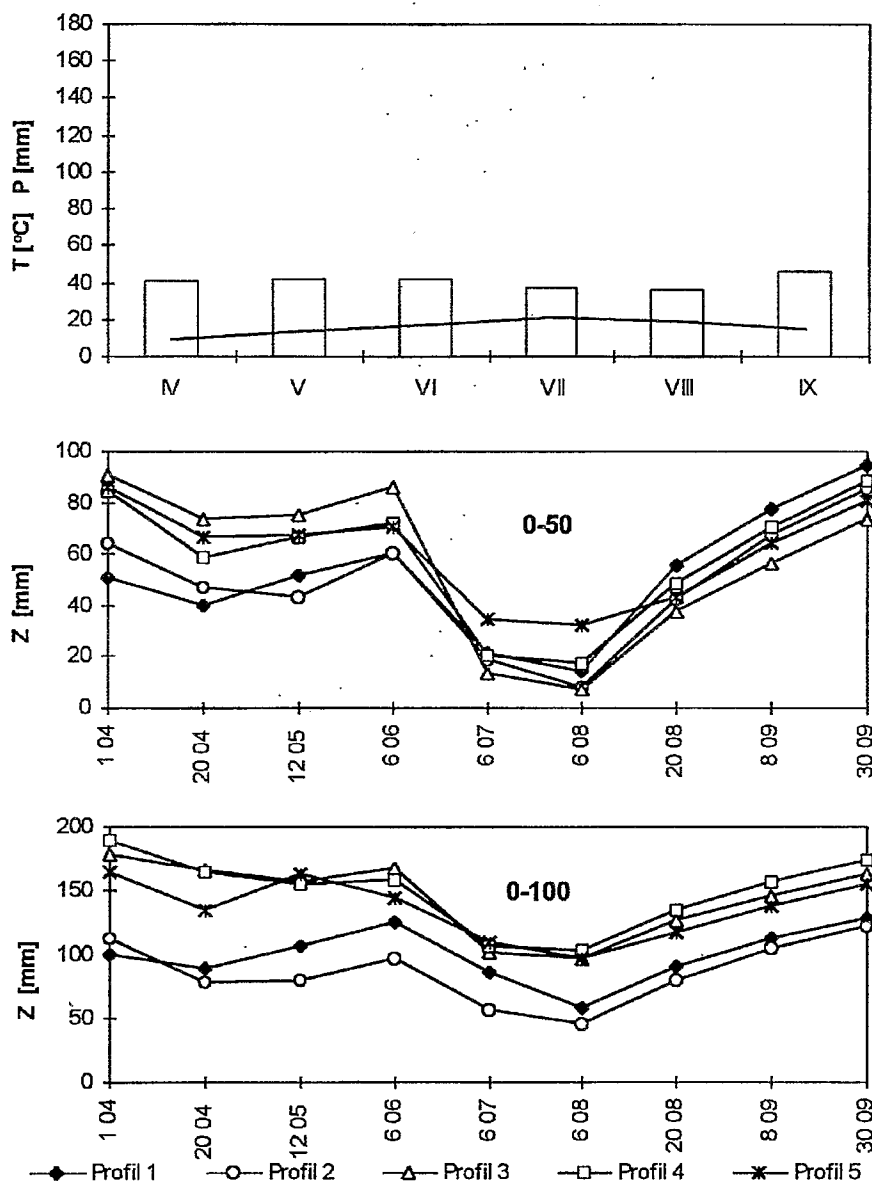
W warstwie ornej pomierzone współczynniki infiltracji ustalonej wahają się od 1,87 cm·h⁻¹ (profil 5) do 6,43 cm·h⁻¹ w profilu 1. Kilkakrotnie mniejsze wielkości uzyskano w warstwie podornej gruntów (30-60 cm).

Dynamika zmian uwilgotnienia gruntów pogórnich w analizowanych okresach uzależniona była głównie od przebiegu warunków meteorologicznych. Najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie w suchym okresie wegetacji 1994 roku (rys. 1). Największe zapasy wody wystąpiły na początku tego okresu. W okresie od czerwca do sierpnia przy niższych miesięcznych sumach opadów i wyższych od średniej z wielolecia temperaturach, nastąpiło znaczne obniżenie uwilgotnienia w badanych profilach. Zapasy wody w tym okresie spadły poniżej Wk, przyjętej jako 60% zapasów przy PPW. Minimalne zapasy w I dekadzie sierpnia były zbliżone do zapasów przy WTW. Trwające około 65 do 70 dni niedobory wody w okresie wegetacji 1994 roku, wystąpiły w okresie największego zapotrzebowania na wodę przez rośliny uprawiane na gruntach pogórnich. Wpłynęło to niekorzystnie na rozwój i plonowanie tych roślin, szczególnie żyta

ozimego i lucerny. Plon żyta ozimego w roku 1994 wyniósł $31 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ i był niższy o 39% w stosunku do przeciętnie uzyskiwanych w latach poprzednich. Również plony lucerny ($420 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ zielonej masy) były niższe o 30% od uzyskiwanych na gruntach pogórnich w ciągu 10-letniego użytkowania rolniczego [Gilewska i Kasztelewicz 1997]. Wzrost zapasów wody w analizowanych profilach gruntów pogórnich nastąpił dopiero na przełomie sierpnia i września 1994 roku po opadach zbliżonych do średniej z wielolecia oraz mniejszym parowaniu terenowym. W suchym okresie wegetacji 1994 roku, nie stwierdzono istotnego wpływu wykonywanych zabiegów rekultywacyjnych na zdolności retencyjne w badanych profilach gruntów pogórnich.

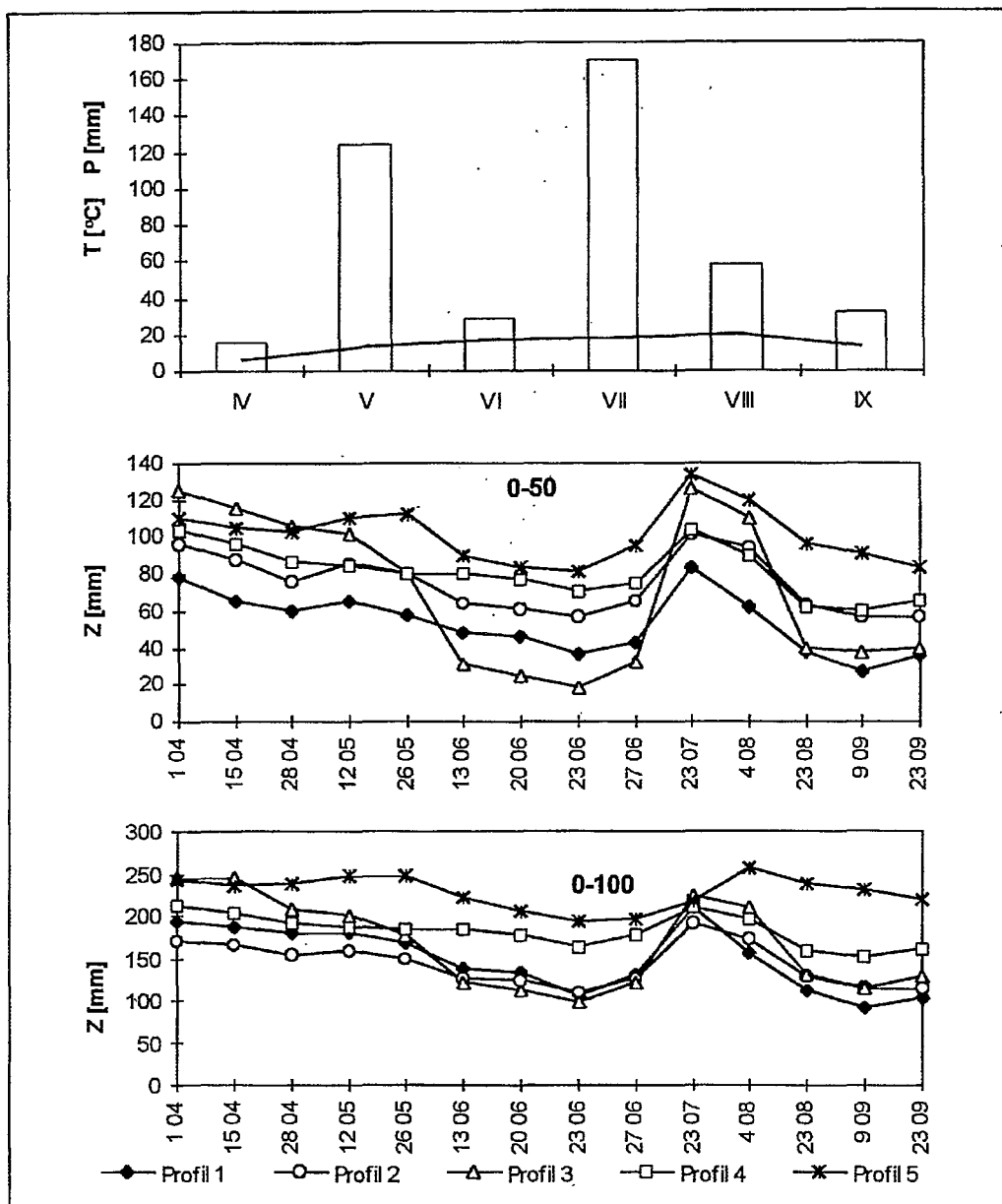
Korzystny wpływ wykonywanych, kilkuletnich zabiegów rekultywacji rolniczej zaznaczył się natomiast w mokrym okresie wegetacyjnym 1997 roku. Suma opadów w tym okresie (428mm) była o 137mm wyższa od średniej z wielolecia, a temperatury powietrza były zbliżone do średniej.

Na początku okresu wegetacji uwilgotnienie analizowanych profili gruntów pogórnich osiągnęło wartości zbliżone do PPW (rys. 2). Spadek uwilgotnienia wierzchnich warstw omawianych gruntów nastąpił dopiero w czerwcu 1997 roku. W trzeciej dekadzie tego miesiąca, w profilu 3 z uprawą żyta ozimego, zapasy wody w warstwie 0-50cm spadły nawet poniżej WTW. Tak gwałtowny spadek w czerwcu uwilgotnienia w wierzchnich warstwach tego profilu, związany był z dużym zapotrzebowaniem wody przez uprawiane żyto i małą sumą opadów w tym miesiącu oraz wysokim parowaniem terenowym spowodowanym wyższą o 0.8°C średnią miesięczną temperaturą powietrza. Wzrost zapasów wody w analizowanych profilach nastąpił w 3 dekadzie lipca (rys. 2). Spowodowała to wyjątkowo wysoka suma opadów w tym miesiącu (171mm), wyższa aż o 110mm od średniej z wielolecia. Zapasy wody w warstwie 0-50cm osiągnęły wartości PPW (profile 1, 2 i 4), a nawet wartość tą przekroczyły od 10 do 20 mm (profile nr 3 i 5). W ostatnich miesiącach okresu wegetacji 1997 roku uwilgotnienie badanych profili kształtowało się optymalnie, z wyjątkiem profilu 1 pokrytego naturalną sukcesją roślinną. Na powierzchni tej zbudowanej z piasków gliniastych mocnych,



Rys.1. Przebieg zapasów wody (Z) w warstwach 0-50cm i 0-100cm w okresie wegetacji 1994 roku na tle miesięcznych opadów (P) i średnich temperatur powietrza (T) w analizowanych profilach gruntów pogórnich.

Fig.1. Soil moisture (Z) changes in soil layers 0-50cm and 0-100cm during vegetation period of 1994 year against the monthly precipitation (P) and air mean temperatures (T) in analysed profiles of former mining areas.



Rys.2. Przebieg zapasów wody (Z) w warstwach 0-50cm i 0-100cm w okresie wegetacji 1997 roku na tle miesięcznych opadów (P) i średnich temperatur powietrza (T) w analizowanych profilach gruntów pogórnicych.

Fig.2. Soil moisture (Z) changes in soil layers 0-50cm and 0-100cm during vegetation period of 1997 year against the monthly precipitation (P) and air mean temperatures (T) in analysed profiles of former mining areas.

oddziaływanie zabiegów rekultywacyjnych na „grunt - skałę” ogranicza się tylko do corocznego nawożenia mineralnego. Z systemu zróżnicowanych zabiegów rekultywacyjnych wyeliminowane są wszelkie zabiegi uprawowe i introdukcja szaty roślinnej. Na nawożonej powierzchni samorzutnie formuje się naturalny zespół fitosocjologiczny [Gilewska 1991].

Brak podstawowych zabiegów uprawowych i pielęgnacyjnych oraz duża przepuszczalność wierzchnich warstw powoduje, że opady atmosferyczne nie mogą zostać zretencjonowane w tym profilu. Dlatego też na powierzchni z naturalną sukcesją roślinną uwilgotnienie wierzchniej warstwy było niższe niż na pozostałych powierzchniach. Największe zapasy wody oraz najmniejsze ich wahania w okresie wegetacji 1997 roku, wystąpiły w profilach reprezentatywnych dla powierzchni czarnego ugoru (profil 5) i mieszanki roślin strączkowych (profil 4) oraz lucerny (profil 2). Optymalne uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów pogórnich w tym okresie spowodowało, że plony były wyższe od średnich uzyskanych w latach poprzednich.

Podsumowanie

Z przeprowadzonej analizy dynamiki zmian uwilgotnienia profili gruntów pogórnich typowych dla badanych powierzchni doświadczalnych w okresach wegetacyjnych 1994 i 1997 roku wynika, że uzależniona była głównie od przebiegu warunków meteorologicznych. Najbardziej niekorzystnie kształtowało się uwilgotnienie w suchym okresie wegetacyjnym 1994 roku, gdzie zapasy wody spadły znacznie poniżej wilgotności krytycznej. Trwające w tym okresie od 65 do 70 dni niedobory wody wystąpiły w okresie największego zapotrzebowania na wodę przez rośliny uprawiane. Wpłynęło to niekorzystnie na rozwój i plonowanie tych roślin. Plony żyta ozimego w 1994 roku wyniosły $31 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ i były niższe o 39% w stosunku do przeciętnie uzyskiwanych w latach poprzednich. W suchym okresie wegetacyjnym 1994 roku, nie stwierdzono istotnego wpływu wykonywanych zabiegów rekultywacyjnych na zdolności retencyjne w badanych profilach gruntów pogórnich. Korzystny wpływ wykonanych, kilkuletnich zabiegów rekultywacji rolniczej zaznaczył się w mokrym okresie wegetacyjnym 1997 roku. Optymalne uwilgotnienie wierzchnich warstw gruntów w tym okresie spowodowało, że plony były wyższe od średnich uzyskiwanych w latach poprzednich. Badania potwierdziły istotny wpływ użytkowania na zdolności infiltracyjne i retencyjne wierzchnich warstw gruntów pogórnich w okresach o korzystnym rozkładzie opadów i przebiegu temperatur powietrza.

Literatura

- Bender J. 1995. *Rekultywacja terenów pogórnich w Polsce*. Zesz. Probl. Postęp. Nauk Rol. z. 418: 142-152.
- Gilewska M. 1991. *Rekultywacja biologiczna gruntów pogórnich na przykładzie KWB „Konin”*. Roczn. AR Pozn. Rozpr. Nauk z. 211: 5-52.
- Gilewska M., Kasztelewicz Z. 1997. *Kształtowanie rolniczej i leśnej przestrzeni produkcyjnej na gruntach pogórnich*. Mater. Konf. pt.: Górnictwo odkrywkowe a ochrona środowiska - fakty i mity: 197-209.
- Mocek A., Drzymała S., Maszner P., 1997: *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR Pozn., 416ss.
- Smedema L., Rycroft D., 1983: *Land drainage: planning and desing of agricultural drainage systems*. Basford Academic and Educational Ltd London, 29-34.
- Szafrński Cz., Stachowski P. 1997a: *Skład granulometryczny i właściwości fizyko - wodne rekultywowanych gruntów pogórnich*. Roczn. AR Pozn. 292. Melior. Inż. Środ. 18: 91-101.
- Szafrński Cz., Stachowski P. 1997b: *Zmiany zapasów wody w wierzchnich warstwach rekultywowanych rolniczo gruntów pogórnich*. Roczn. AR Pozn. 294. Melior. Inż. Środ. 19 cz. 2: 211-221.

Summary

The effect of agricultural recultivation on water management of post-mining areas. Results of researches carried out on internal dump of „Pątnów” quarry, on which since 1978 has been performed agricultural recultivation. Field researches and observations were done on 5 experimental areas with varied agricultural use. Results of investigation showed that water conditions of post-mining areas are affected mostly by precipitation conditions. Ground water level in those areas is very deep and has no influence on moisture content in upper soil layers. Researches confirmed significant influence of different agricultural recultivation measures on infiltration capabilities and retention possibilities of upper layers of postmining grounds.

Czesław Szafrński, Piotr Stachowski,
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej w Poznaniu

TENDENCJE ZMIAN GOSPODARKI WODNEJ GLEB NA TERENACH DZIAŁALNOŚCI GÓRNICZEJ NA PRZYKŁADZIE KWK „BORYNIA” W JASTRZĘBIU ZDROJU

TENDENCY OF SOIL WATER MANEGEMENT CHANGES ON EXAMPLE OF THE EXPLOATATION AREA OF PIT COAL MINE „BORYNIA” IN JASTRZĘBIE ZDRÓJ.

Krzysztof Boroń, Sławomir Klatka

Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk , AR Kraków

Wstęp

Intensywna eksploatacja górnicza ma wpływ na środowisko przyrodnicze, szczególnie zaś na podstawowy element biotopu jakim jest gleba. (Skawina, Trafas 1972, Boroń i in. 1995, Boroń, Klatka 1997). Podziemna eksploatacja złóż powoduje ruchy górotworu przejawiające się osiadaniem powierzchni ziemi. W wyniku tego powstają deformacje ciągłe i nieciągłe. Deformacje nieciągłe mogą występować na niewielkiej przestrzeni natomiast ciągłe przeważnie obejmują znaczne obszary, a tym samym powodują uszkodzenia pokrywy glebowej oraz zmiany stosunków wodnych. Zmiana odległości pomiędzy powierzchnią gleby a poziomem wód gruntowych prowadzi do powstawania tzw. zawodnień wodogruntowych lub osuszenia gleb. Jeżeli eksploatacja przechodzi pod korytem ciekłu powierzchniowego może niekiedy wystąpić zmniejszenie lub odwrócenie jego spadku co prowadzi do tzw. zawodnień rozlewiskowych (Kawalec 1995). Przy wysokim stopniu zawilgocenia gleby uruchomione zostają procesy bagienne, które powodują wyłączenie określonej powierzchni terenu z rolniczego użytkowania. Nieznaczne podniesienie się zwierciadła wody gruntowej może niekiedy powodować wzrost produkcji rolnej, szczególnie w przypadku pól uprawnych, częściej jednak występuje obniżenie klasy bonitacyjnej lub konieczność zmiany użytkowania na użytki zielone lub łąki.

Do badań wybrano obszaru wchodzący w skład terenu eksploatacji górnicznej Kopalni Węgla Kamiennego „Borynia” w Jastrzębiu Zdroju.

Celem pracy jest przedstawienie na podstawie badań polowych i laboratoryjnych oraz istniejącej dokumentacji, zmian w gospodarce wodnej gleb a także przekształcenia właściwości profili glebowych na badanym terenie, w roku 1994. W pracy podjęto również próbę prognozy tych zmian do roku 2003.

Opis terenu badań

Kopalnia Węgla Kamiennego „Borynia” leży na południowym skraju Wyżyny Śląskiej w obrębie Płaskowyżu Rybnickiego. Całkowita powierzchnia eksploatacyjna wynosi 17,4 km². Teren obszaru górniczego charakteryzuje się urozmaiconą rzeźbą, szczególnie w części zachodniej, gdzie deniwelacje dochodzą do ponad 50 m. Charakteryzuje się ona również licznymi dolinkami i jarami o stromych zboczach. Z uwagi na zaobserwowane duże osiadania, oraz związane z nimi możliwości zmian hydrologicznych gleb, do badań wybrano teren położony w północno - wschodniej części obszaru górniczego KWK „Borynia”. Od zachodu granicą badanego obszaru jest rurociąg wysokoprężny Żory-Rój, a od południa zabudowania kopalni. Administracyjnie obszar położony jest na terenie miasta i gminy Jastrzębie-Zdrój w obrębie ulic: Świerkłańskiej, Zamkowej oraz Plebiscytowej. Powierzchnia wybranego do badań terenu wynosi 145,6 ha (Katowickie Przedsiębiorstwo..1991). Występujące gleby należą w przeważającej części do typu płowych i brunatnych, poza tym występują tu: mady, i gleby brunatne kwaśne. Dominującym gatunkiem gleby jest pył ilasty, a na niewielkim obszarze występują także różne gliny od piaszczystej do ciężkiej oraz iły.

Metodyka badań

W celu określenia zakresów występowania poszczególnych typów gospodarki wodnej gleb wykonano 4 przekroje poprzeczne przez badany teren z uwzględnieniem aktualnego stanu rzeźby terenu oraz głębokości zwierciadła wody gruntowej. Wykonano również cztery przekroje terenu dla zmian prognozowanych - rok 2003 z uwzględnieniem głębokości zwierciadła wody gruntowej oraz rzeźby terenu po prognozowanym osiadaniu powierzchni. Przykładowy przekrój pomiarowy I-I' dla roku 1994, zamieszczono na rys 3.

W obrębie omawianego terenu wykonano 5 odkrywek glebowych z opisem cech morfologicznych. Odkrywki umiejscowiono na przekrojach poprzecznych przechodzących przez badany teren, przy czym przekroje te przebiegają prawie prostopadle do izolinii największych osiadań. Lokalizację przekrojów pomiarowych oraz wykonanych odkrywek glebowych zamieszczono na rys 1. W laboratorium wykonano oznaczenia składu mechanicznego gleb, właściwości fizykochemicznych i fizykochemicznych metodami standardowo stosowanymi w gleboznawstwie. Wyniki badań zamieszczono w tabeli 1. oraz tabeli 2. Dla określenia ilościowego i

jakościowego oddziaływania zmian układu stosunków wodnych na glebę i sposób jej użytkowania niezbędne okazało się sklasyfikowanie właściwości wodnych gleb. Klasyfikacja taka, wprowadzająca podział gleb ze względu na ich gospodarkę wodną, stanowi podstawę do szacowania i prognozowania uszkodzeń gleb, spowodowanych zmianami stosunków wodnych (Skawina, Trafas 1972). Wprowadzony podział gospodarki wodnej gleb wyróżnia trzy podstawowe typy: gospodarka gruntowo-wodna (GW), gospodarka opadowo-gruntowo-wodna (OGW), gospodarka opadowo-retencyjna (OR) oraz ich odmiany. Jako kryterium wydzielenia podstawowych typów gospodarki wodnej gleb przyjęto położenie zwierciadła wody gruntowej w stosunku do strefy korzenia się roślin, z uwzględnieniem sezonowych wahań oraz podsiąku kapilarnego. Położenie zwierciadła wody gruntowej wyznaczono w oparciu o aktualne mapy hydroizohips, (rok 1994) oraz mapy prognozowanych zmian zwierciadła wody gruntowej do roku 2003.

Na podstawie badań terenowych i laboratoryjnych oraz wykonanych przekrojów pomiarowych a także analizy kartograficznej map glebowo-rolniczych i sytuacyjno-wysokościowych wykreślono obszary występowania poszczególnych typów gospodarki wodnej w dwóch rozpatrywanych okresach czasowych (rys 1 i rys 2).

Wyniki badań

Na podstawie badań terenowych i laboratoryjnych można stwierdzić, że badane gleby należą do działu gleb autogenicznych, rzędu gleb brunatnoziemnych, wytworzonych z plejstoceńskich utworów wodno-lodowcowych i należą do typu gleb brunatnych właściwych w podtypie brunatnych oglejonych. Są to gleby o cechach gleb brunatnych, lecz różnią się od nich większym uwilgotnieniem profilu. Zalicza się je głównie do IVa i IVb klasy bonitacyjnej oraz do kompleksu pszenno-żytniego (4) oraz żytniego dobrego (5). W wyniku pogarszania się warunków fizykowodnych mogą one przechodzić do klas i kompleksów niższych.

Z przeprowadzonej analizy składu mechanicznego i oznaczenia gatunku gleby wynika, że w obrębie odkrywki nr 1 występuje pył ilasty, w obrębie odkrywki 2 i 3 glina lekka, odkrywki 4 ił i ił pylasty, a w obrębie odkrywki 5 pył ilasty i pył. (tabela 1). Są to zatem głównie gleby ciężkie, o bardzo słabej przepuszczalności i o dużej retencyjności, ale o słabych właściwościach powietrzno-wodnych. Cechą charakterystyczną jest przewaga pyłu drobnego w próbkach zaklasyfikowanych jako gatunek pył ilasty.

Tabela 1

Table 1

Skład mechaniczny i właściwości fizykochemiczne badanych gleb

Texture and physical-chemical properties of investigated soils.

Nr Odkry- wka No. Ope- nning	Poziom Layer [cm]	Zawartość części ziemistych [%] Particle content, below <1 mm [%]						Oznaczenie Symbol Wg. BN- 78/9180-11	pH _{KCl}	pH _{H2O}	Przewod. Elektrolit. Elektrol. Conductiv. [S/m.]
		1-0,1	0,1-0,05	0,05- 0,02	0,02- 0,006	0,006- 0,002	<0,002				
1	0-30	8	6	46	23	8	9	pli	6,7	5,1	0,018
	30-80	10	8	46	25	6	5	pfi	6,8	5,2	0,019
	80-150	10	5	48	24	6	7	pfi	6,7	5,3	0,012
2	0-30	57	4	8	13	8	10	gl	7,1	5,7	0,024
	30-58	76	2	0	4	5	13	gp	6,7	5,0	0,018
	58-90	52	5	9	12	7	15	gl	6,5	4,8	0,013
	90-150	65	2	5	10	7	11	gl	6,5	5,0	0,013
3	0-30	54	11	2	13	7	13	gl	6,4	4,8	0,006
	30-63	55	7	8	10	8	12	gl	6,5	4,9	0,013
	63-90	55	7	7	10	5	16	gl	6,4	4,8	0,010
4	0-25	11	14	32	23	13	7	pli	6,9	5,5	0,015
	25-60	4	11	8	48	17	12	i	6,4	5,0	0,010
	60-110	1	9	37	25	8	20	ip	6,0	5,2	0,019
	110-150	7	13	22	34	9	15	ip	6,3	4,9	0,010
5	0-24	10	9	38	28	6	9	pfi	6,7	5,3	0,010
	24-40	8	15	36	18	10	13	pli	6,7	5,3	0,017
	40-90	5	9	31	30	10	15	ip	6,2	4,7	0,018

Wartości pH mierzone w wodzie kształtują się w przedziale od 4,7 (odkrywka nr 5, poziom 40-90 cm) do 5,7 (odkrywka nr 2, poziom 0-30 cm). Wartości pH w KCl wahają się od 6,0 (odkrywka nr 4, poziom 60-110 cm) do 7,1 (odkrywka nr 2, poziom 0-30 cm). Zarówno wartości pH w wodzie jak i pH w KCl nie przekraczają wartości optymalnych dla większości roślin uprawnych.

Przewodnictwo elektrolityczne nie przekracza wartości 0,200 [S/m] przyjętej jako wartości krytycznej dla gleb zasolonych i zawiera się w przedziale 0,010 [S/m.] (odkrywka 4 i 5) do 0,019 [S/m.] (odkrywka nr 1 i 4 - tab.1).

Właściwości fizykowodne nie odbiegają znacznie od większości gleb mineralnych (tabela 2). Gęstość fazy stałej przyjmuje wartości od 2,54 do 2,65 [Mg·m⁻³]. Wartości gęstości objętościowej są większe od 1,30 [Mg·m⁻³], są to zatem gleby zbite o wartościach ρ_0 zwiększających się w dół profilu glebowego.

Porowatość wynosi powyżej 40 % (od 40,30 do 46,67%) w górnych częściach profilu glebowego, natomiast w miarę wzrostu głębokości w profilu glebowym wartość porowatości maleje do wartości ok 38 % (najniższą wartość 38,61 % stwierdzono w odkrywce nr 5), co powoduje znaczne pogorszenie właściwości powietrznych.

Analizę kartograficzną zmian gospodarki wodnej gleb na badanym terenie przeprowadzono dla dwóch omawianych okresów.

W efekcie otrzymano następujące wyniki:

- w okresie pierwszym - rok 1994 na badanym terenie typ gospodarki gruntowo-wodnej zajmuje 35,3 ha, co stanowi 24,2 % powierzchni badanego obszaru, typ gospodarki opadowo-gruntowo-wodnej zajmuje 6,55 ha (4,5 % powierzchni), a typ gospodarki opadowo-retencyjnej 103,75 ha, czyli pozostałą część badanego obszaru (71,3 %).

Tabela 2

Table 2

Właściwości fizyczne i fizykowodne badanych gleb

Physical and water-physical properties of investigated soils

Głębokość Depth [cm]	W _m [% mas.]	W _v [% obj.]	ρ _o [Mg·m ⁻³]	ρ _o ' [Mg·m ⁻³]	ρ _s [Mg·m ⁻³]	P _o [% obj.]	P _k [% obj.]
Odkrywka nr 1 – Opening no 1							
15	29,33	41,65	1,42	1,84	2,59	45,17	42,39
50	21,35	35,01	1,54	1,89	2,60	40,77	36,45
105	20,90	34,90	1,57	1,92	2,65	40,75	35,97
Odkrywka nr 2 – Opening no 2							
5	29,50	41,59	1,41	1,82	2,60	45,77	43,87
50	24,03	37,73	1,57	1,95	2,65	40,75	38,95
100	23,56	36,99	1,57	1,94	2,63	40,30	37,64
Odkrywka nr 3 – Opening no 3							
15	27,42	41,40	1,51	1,92	2,65	43,02	40,16
45	24,03	41,49	1,57	1,95	2,64	40,53	38,95
100	31,01	48,06	1,55	1,96	2,63	41,06	37,81
Odkrywka nr 4 – Opening no 4							
15	30,39	43,76	1,44	1,87	2,54	45,85	43,31
45	26,02	40,59	1,56	1,96	2,63	41,46	40,68
75	37,74	52,46	1,39	1,91	2,57	52,03	45,91
Odkrywka nr 5 – Opening no 5							
10	28,00	38,08	1,36	1,73	2,55	46,67	40,36
30	27,78	38,89	1,40	1,79	2,60	46,15	41,27
70	24,39	38,78	1,59	1,98	2,59	38,61	36,74

Oznaczenia – Identification:

W_m – wilgotność masowa – mass water content, W_v – wilgotność objętościowa – volumetric water content, ρ_o – gęstość objętościowa – bulk density, ρ_o' – gęstość objętościowa aktualna – actual bulk density, ρ_s – gęstość fazy stałej – specific gravity, P_o – porowatość – porosity, P_k – capillary porosity.

- w drugim okresie czasowym - prognoza na rok 2003 gospodarka gruntowo-wodna zajmuje 40,05 ha (27,5 %), typ opadowo-gruntowo-wodny 1,52 ha (1,0 %) a typ opadowo-retencyjny 104,03 ha (71,5 %).

Wyniki pomiarów powierzchni zajętych przez poszczególne typy gospodarki wodnej zestawiono w tabeli 3.

Tabela 3

Table 3

Typy gospodarki wodnej gleb na badanym terenie.

Types of soil water management in the investigated area.

Typ gospodarki wodnej Type of soil water management	Rok Year 1994	Procent w stosunku do całego obszaru Percent in relation to total area	Rok 2003 – prognoza Year – 2003 Prognosis	Procent w stosunku do całego obszaru Percent in relation to total area
GW	35,3 ha	24,2 %	40,05 ha	27,5 %
OGW	6,55 ha	4,5 %	1,52 ha	1,0 %
OR	103,75 ha	71,3 %	104,03	71,5 %

Oznaczenia: GW – gospodarka gruntowo-wodna, OGW – gospodarka opadowo-gruntowo-wodna, OR – gospodarka opadowo-retencyjna.

Identification: GW – ground-water management, OGW – precipitation-ground-water management, OR – precipitation-retention management.

Jak wynika z tabeli 3 oraz wykreślonych obszarów występowania poszczególnych typów gospodarki wodnej gleb, na badanym terenie będzie występować głównie tendencja gleb do zawodnienia.

Ogólnie, zmiany użytkowania gruntów ornych, odpowiadające charakterystycznym przekształceniom ich gospodarki wodnej będą miały następujący przebieg:

- przekształcenia gospodarki opadowo-retencyjne na gospodarkę opadowo-gruntowo-wodną mogą spowodować zmiany podstawowej przydatności uprawowej gleb ze zbożowej na zbożowo-pastewną, rzadziej na pastwiskową,
- zawodnienia w obrębie gospodarki opadowo-gruntowo-wodnej mogą spowodować przechodzenie od suchych kompleksów zbożowo-pastwennych do wilgotniejszych,
- przekształcenia gospodarki opadowo-retencyjnej na gruntowo-wodną mogą spowodować zmianę użytkowania terenu, przy czym istnieje możliwość łąkowego zagospodarowania.

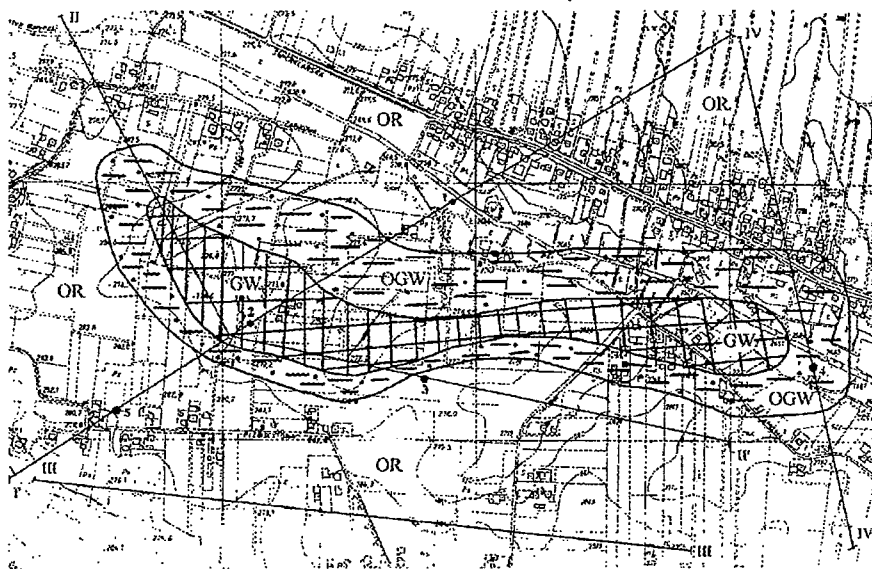
W przypadku użytków zielonych możliwości zmian przedstawiają się następująco:

- zawodnienia w obrębie gospodarki opadowo-gruntowo-wodnej spowodują ograniczenie pastwiskowego użytkowania gleby,

- przekształcenia gospodarki opadowo-gruntowo-wodnej na gruntowo-wodną mogą spowodować ograniczenie użytkowania pastwiskowego na rzecz łąkowego.

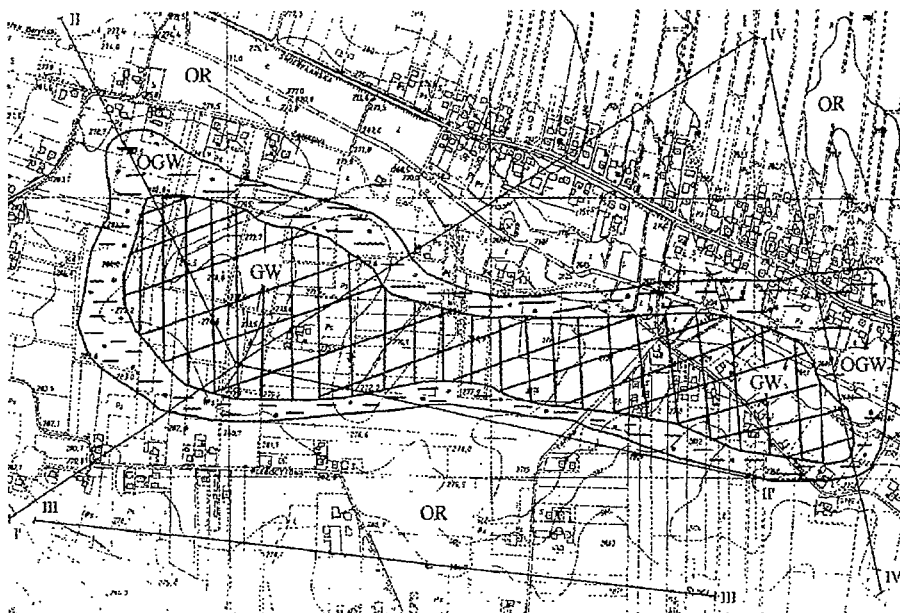
Jak wynika z danych zamieszczonych w tabeli 3 w okresie prognozowanym (rok 2003) nastąpi zwiększenie obszaru zajętego przez typ gospodarki gruntowo-wodnej o 13,5 %.

Typ gospodarki opadowo-gruntowo-wodnej ulegnie zmniejszeniu w okresie prognozowanym do wartości 1,52 ha w stosunku do roku 1994. Świadczy to o znacznym pogorszeniu się warunków wodnych w okresie do 2003 roku.

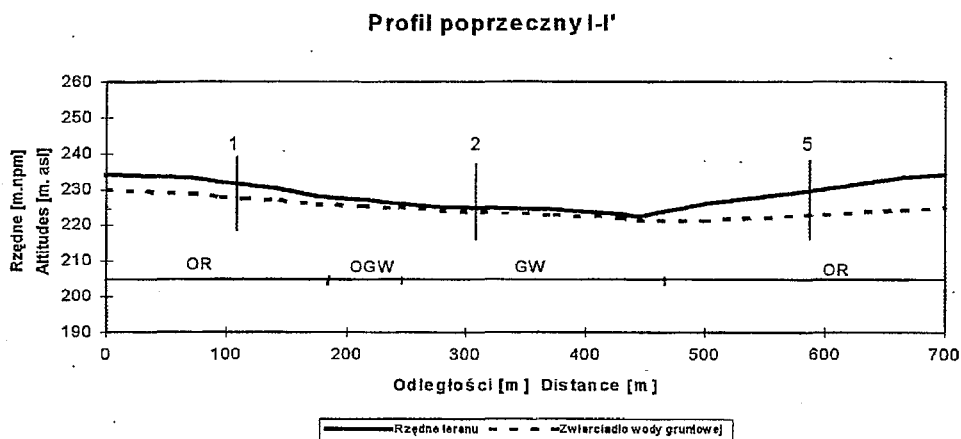


Rys.1 Fragment badanego terenu z zaznaczonymi obszarami poszczególnych typów gospodarki wodnej – stan aktualny (1994), I-I' – przekroje pomiarowe, 1,2 – odkrywki glebowe, GW – gospodarka gruntowo-wodna, OGW – gospodarka opadowo-gruntowo-wodna, OR – gospodarka opadowo-retencyjna.

Fig. 1 The part of investigated area with types of soil water management – 1994 year, I-I' – measure section, 1,2 – number opening, GW – ground-water management, OGW – precipitation-ground-water management, OR – precipitation-retention management.



Rys.2 Fragment badanego terenu z zaznaczonymi obszarami poszczególnych typów gospodarki wodnej – prognoza do roku 2003. Inne oznaczenia jak na rys.1.
Fig. 2 The part of investigated area with types of soil water management – prognosis to 2003. Other identification as fig. 1.



Rys 3. Przykładowy profil I-I' przez badany teren z zaznaczonymi typami gospodarki wodnej – stan aktualny. Oznaczenia jak na rys 1.

Fig 3. Examples profile I-I' across of investigated area with types of soil water management – actual. Other identification as fig1.

Wnioski

1. Na badanym obszarze występują głównie gleby należące do rzędu brunatnoziemnych o wyraźnych cechach ługowania oraz oglejenia opadowego, tj. brunatne wyługowane oraz brunatne oglejone. W dolinach cieków (potok Boryński) występują mady i gleby gruntowo-glejowe. Gleby te należą do klas bonitacyjnych od III b oraz niższych. Inne właściwości fizyczne takie jak porowatość i gęstość wskazują na niekorzystne właściwości powietrzne tych gleb.
2. Właściwości fizykochemiczne takie jak: zakwaszenie, alkalizacja, przewodnictwo elektrolityczne nie wskazują na objawy fizykochemicznej degradacji gleb na skutek działalności eksploatacyjnej KWK „Borynia”.
3. Na badanym obszarze do roku 1994 typ gospodarki wodnej gruntowo-wodny zajmuje 35,3 ha i w roku 2003 może ulec wzrostowi do 40,05 ha. Biorąc pod uwagę charakter tych zmian, będą to zmiany niekorzystne powodujące pogorszenie warunków wegetacji, szczególnie w latach wilgotnych. Jeżeli do tych zmian dojdzie jeszcze niewłaściwa agrotechnika to może nastąpić zmiana klas bonitacyjnych i kompleksów przydatności rolniczej.
4. Prognoza na rok 2003 wskazuje na możliwość przekształcenia istniejących typów gospodarki wodnej. Należy spodziewać się że będą to zmiany niekorzystne - głównie podtopienie gleb oraz powiększenie istniejących zalewisk. Poprawa istniejących warunków hydrologicznych powinna polegać głównie na konserwacji istniejącej lub budowę nowej sieci odwadniającej, która może zapobiec oraz zmniejszyć skutki zawodnienia.

Literatura

- [1] Boroń K. i in. 1995. *Studium szkód górniczych użytkach rolnych spowodowanych eksploatacją górniczą KWK „Borynia”*. KRGiOT AR Kraków. Maszynopis 120 ss.
- [2] Boroń K., Klatka S. 1997. *Use of the soil productivity index for evaluation of farmland influenced by coal mining*. International Symp.Green-2. Contaminated and derelict land. AR Kraków: 157-160.
- [3] Katowickie Przedsiębiorstwa Geologiczne, Katowice 1991. Dokumentacja hydrogeologiczna KWK Borynia wg stanu na 1.07.1991.
- [4] Kawalec B. 1995 *Problemy geotechniczne i górnicze występujące w dolinach rzek Kozłówki i Kłodnicy oraz potoku Chudowskiego*. Mat. Konf. Środ. PAN. Gliwice: 24-31.
- [5] Lipka K., Boroń K., Klatka S., 1997. *Significance of local wetlands on mine lands*. International Symposium Green-2. Contaminated and derelict

- land. AR Kraków: 82-85
- [6] Michalski P. 1995. *Próba oceny wpływu osiadań górniczych na stateczność i przepuszczalność wału p.pow. wykonanego z odpadów powęglowych kopalni „Sośnica”*: Zesz. Nauk. AR Kraków. Sesja Naukowa. z. 45: 47-54
- [7] Skawina T, Trafas M. *Zawodnienie gleb na terenach osiadań górniczych*, XIX Ogólnopolska Sesja Naukowa PTG. Puławy 1972: 38-46

Summary

Tendency of soil water management changes on example of the exploitation area of pit coal mine „Borynia” in Jastrzębie Zdrój. An attempt to evaluate changes of water management as a result of hydrological changes in the years 1994-2003 on the area of exploitation activity of pit-coal mine „Borynia” in Jastrzębie Zdrój was the aim of the work. The results point out occurring disadvantageous air properties of investigated soils. The prevailing type of water management is the ground-water one, which till 2003 may be increased, what will cause more hazard to occur wetlands and total eliminating soil from agricultural use.

Krzysztof Boroń

Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk,

Akademia Rolnicza w Krakowie, Al. Mickiewicza 24/28, 30-059 Kraków.

DYNAMIKA WÓD GRUNTOWYCH NA ZMELIOROWANYM TORFOWISKU, JEJ SKUTKI GOSPODARCZE I PRZYRODNICZE

THE DYNAMICS OF THE GROUNDWATER IN THE RECLAIMED PEATLAND AND ITS ECONOMIC AND NATURAL EFFECTS

Aleksander Kiryluk

Instytut Inżynierii Środowiska i Rolnictwa, Politechnika Białostocka

WSTĘP

Na torfowiskach niskich po ich zmeliorowaniu i odwodnieniu zachodzą zmiany warunków siedliskowych oraz potencjału produkcyjnego gleb murszowo - torfowych.

/ Churski, Churska 1995; Gałka 1996, Gotkiewicz, Szuniewicz 1987/. Ilość wody w siedlisku oraz jej dostępność dla roślin w poszczególnych okresach wzrostu i rozwoju wpływa na wielkość produkcji biomasy/ Grynia, Kryszak 1995; Kiryluk 1997/ Zmiany warunków wodnych polegające na występowaniu deficytu wody w okresach wzmożonego zapotrzebowania przez rośliny oprócz spadku produkcji biomasy mogą być przyczyną różnokierunkowych sukcesji wartościowych zbiorowisk roślinnych /Jasnowski, Ilnicki 1988/. Torfowiska niskie, występujące na obszarach dolin rzecznych, będące w optymalny sposób odwodnione i właściwie eksploatowane, mogą stanowić naturalne sposoby zwiększania retencji wodnej w zlewniach / Mioduszeński 1994/. Masa torfowa będąca w początkowym stadium murszenia R_1 lub R_1/R_2 przy głębokim profilu gleby organicznej wynoszącym ponad 1 m. może w skutecznie gromadzić wodę z wylewów wiosennych oraz wodę opadową w okresie wegetacyjnym. Ochrona torfowisk niskich przed degradacją przyczynia się do poprawienia bilansu wodnego w ramach małych zlewni. Zasoby wód gruntowych w warunkach naszego klimatu ulegają zmniejszeniu na skutek m.in. oddziaływania czynników antropogenicznych, dlatego zachodzi potrzeba ich racjonalnego wykorzystywania i ochrony /Berthold 1995; Pape 1995 /. Ocena stanu uwilgotnienia siedliska w trakcie sezonu wegetacyjnego może przyczynić się do zmniejszenia strat w produkcji biomasy. Z

wielu możliwych do zastosowania metod oceny stanu uwilgotnienia gleby/ Trybała 1996/ w warunkach polowych jest najprostszy i niezawodny sposób polegający na pomiarach zwierciadła wody gruntowej w zainstalowanych na stałe studzienkach kontrolnych. Istotna jest tu znajomość budowy profilu glebowego. Interesującym i skutecznym rozwiązaniem szybkiej praktycznej oceny uwilgotnienia siedliska w niedalekiej przyszłości może okazać się holenderski *Trase system* firmy *Eijkelkamp* wykorzystujący sieć elektronicznych tensjometrów rozmieszczanych na obiekcie rolniczym.

Celem wykonanych badań było określenie produktywności zmeliorowanych hydrogenicznych siedlisk łąkowych na tle różnego uwilgotnienia profili glebowych. Prowadzone badania w warunkach produkcyjnych, przy różnych poziomach i intensywności gospodarowania pozwalały na ocenę zakresu i kierunków zmian florystycznych w zbiorowiskach roślinnych, stanowiących bazę do produkcji biomasy na użytkach zielonych. Pomiary produkcji biomasy i rejestrację zmian florystycznych wykonywano na bazie oceny warunków wilgotnościowych i przy analizie czynników agroklimatycznych

MATERIAŁ I METODY BADAŃ

Badania zmian produktywności siedlisk hydrogenicznych na tle zróżnicowanych stosunków wilgotnościowych prowadzono na użytkach zielonych / łąki kośne i przemiennie użytkowane /w dolinie rzeki Supraśli, będącej prawobrzeżnym dopływem Środkowej Narwi. Punkty badawcze usytuowano na powierzchni ok. 130 ha użytków zielonych o różnym poziomie i intensywności użytkowania. Użytki zielone zostały zmeliorowane w latach siedemdziesiątych poprzez wykonanie systemu rowów otwartych odwadniająco - nawadniających. Po kilkudziesięciu latach użytkowania obiektu nastąpiły zmiany warunków siedliskowych / gleba, uwilgotnienie, szata roślinna/ oraz uległy dekapitalizacji wykonane urządzenia melioracyjne. Na badanym obszarze użytków zielonych wyodrębniono na podstawie analizy parametrów siedliska następujące *kompleksy wilgotnościowo - glebowe*: PKWG -B /wilgotny/ na pow. 31 ha - 24 % obszaru badanego, PKWG - BC /okresowo posuszny/ na pow. 58 ha - 44 % obszaru badanego i PKWG - CD /okresowo suchy/ na pow. 41 ha - 32 % obszaru badanego/ Okruszko 1977, Szuniewicz 1979/. Występowanie na 76 % powierzchni kompleksów okresowo posusznego i okresowo suchego wskazuje na postępujący proces przesuszania zmeliorowanego torfowiska. W obrębie każdego kompleksu PKWG usytuowano w charakterystycznych miejscach po 6 punktów badawczych; razem na obiekcie 18 punktów badawczych, w których w latach 1996 -1997 wykonano następujące badania:

- pomiary poziomów wód gruntowych dwa razy w miesiącu w ciągu okresu wegetacyjnego/ w cm od stałych punktów na powierzchni terenu/

- pomiary wielkości plonów biomasy / s. m. w dt .ha⁻¹/
- badania fitosocjologiczne zbiorowisk roślinnych
- opisy profili glebowych

Równoległe z badaniami w obrębie kompleksów wilgotnościowo-glebowych prowadzono obserwacje hydrologiczne na rzece Supraśli oraz obserwacje agroklimatyczne na obiekcie . W 1996 roku badania rozpoczęto 15 kwietnia i prowadzono do 28 października , w 1997 r w okresie od 6 marca do 25 października. Różne terminy rozpoczęcia i badań terenowych wynikały z przebiegu warunków agroklimatycznych .

WYNIKI BADAŃ I DYSKUSJA

Charakterystyka warunków glebowych

Obiekt Supraśl Dolna stanowiący teren badań położony jest na glebach hydrogenicznych , torfowych . Są to torfy niskie, zmeliorowane , będące w fazie decesji na przeważającym obszarze doliny. Czynny proces bagienny został zatrzymany w wyniku wykonanych melioracji. Aktualnie są to gleby pobagienne [murszowe] będące w różnych stadiach murszenia w przewadze Mt II /Królikowski 1986; Okruszko 1977/ . Torfowisko wytworzone jest z torfów turzycowiskowych, olesowych, szuwarowych oraz z namulów pyłowych i ilastych. Najsilniej są rozłożone są torfy olesowe / R₃ / natomiast torfy turzycowiskowe są w stadium R₁ i R₂. Opis profili w poszczególnych kompleksach PKWG przedstawiono w tabeli 1.

Charakterystyka profili wskazuje, że złoża torfu należą do głębokich / od 110 cm w kompleksie CD do 160 cm w kompleksie BC. Obecność warstwy murszu o miąższości ponad 20 cm w każdym z badanych profili świadczy o zaawansowanym procesie murszenia torfu na obiekcie. Najsilniej rozłożony torf stwierdzono w profilu na kompleksie CD. Pomiary porowatości wykazały we wszystkich profilach w wierzchniej warstwie zagęszczenie masy torfowej . Gęstość objętościowa gleby torfowej zawierała się w zakresie od 0,164 do 0,310 g/cm³ , przy czym większą wartość gęstości stwierdzono w torfach silnie zmurszałych.

Charakterystyka warunków agroklimatycznych i hydrologicznych

Dane charakteryzujące warunki agroklimatyczne zawarto w tabeli 2. Temperatury dodatnie / średnia miesięczna/ w 1996 roku wystąpiły w ciągu 8 miesięcy, temperatury ujemne w miesiącach I,II, III, XII, ostatnie przymrozki wystąpiły 6.06.1996 a pierwsze 15.09 1996. W 1997 temperatury dodatnie

wystąpiły w ciągu 10 miesięcy, ostatnie przymrozki zanotowano 20.06.1997 a pierwsze 21.09.1997. Rozkład opadów atmosferycznych w badanych latach charakteryzował się dużą nierównomiernością w ciągu okresu wegetacyjnego, w miesiącach czerwiec - wrzesień ilości opadów były niewystarczające dla roślinności łąkowej. Najniższy poziom wody 103 cm w rzece Supraśli zanotowano w miesiącu maju 1997 a najwyższy stan 228 cm lutym 1997. Występujące stany niżówkowe wody w rzece Supraśli ograniczały możliwości poboru wody do nawodnień podsiąkowych na obiekcie. Analiza warunków agroklimatycznych wskazuje, że niewielka ilość opadów w miesiącach wegetacyjnych, opóźnienie rozpoczęcia wegetacji powodowane niskimi temperaturami wpływają z jednej strony na obniżenie produktywności siedlisk, z drugiej strony mogą w nieznaczny sposób ograniczać proces murszenia i mineralizacji masy torfowej.

Monitoring poziomów wód gruntowych

Badania dynamiki zwierciadła wód gruntowych wykonywano na obiekcie w ciągu okresu wegetacyjnego. Obserwacje i pomiary terenowe wykazały, że poziom wód gruntowych kształtowany był przez wody opadowe i nawodnienia podsiąkowe. W siedliskach charakteryzujących się silnym zmurszeniem torfu obserwowano istotną rolę budowy pionowej profilu glebowego w kształtowaniu zwierciadła wody gruntowej. Obecność warstwy murszu uwodnionego i rozpylonego, w siedliskach posusznych i suchych, powodowała niskie zalegania zwierciadła wody gruntowej. Wyniki monitoringu wód gruntowych na badanym obiekcie w latach 1996 -1997 przedstawiono w tabeli 3 i tabeli 4. Największą amplitudę wahań zwierciadła wody gruntowej stwierdzono w punktach badawczych należących do kompleksu okresowo suchego W 1996 roku wody gruntowe na kompleksie CD wahały się od 25 cm / 25.05. / do 155 cm / 7.07./ - amplituda 130 cm. W 1977 roku ze względu na zwiększoną częstotliwość opadów atmosferycznych amplituda wahań zwierciadła wody gruntowej na kompleksach mniej uwilgotnionych nie przekraczała 1 m. W kompleksach wilgotnym i okresowo posuszonym, wahania poziomów wód gruntowych miały węższy zakres, w zasadzie nie przekraczający 70 cm. Przykładowo: na kompleksie B w 1977 roku zwierciadło wody wahało się od 3 do 75 cm w ciągu okresu wegetacyjnego. Wykonane obserwacje dowodzą, że na torfach kompleksów okresowo posusznych i suchych opady poprawiające pojemność wodną profilu glebowego przez dłuższy okres nie powodowały zmiany zwierciadła wody gruntowej. Brak podsiąku wody gruntowej do warstwy korzeniowej i w konsekwencji niedostateczne uwodnienie tej części profilu glebowego w kompleksach okresowo posusznych i okresowo

suchych powodowały w efekcie pogorszenie warunków do produkcji biomasy i rozwoju wartościowych gatunków traw.

Produkcja biomasy w różnie uwilgotnionych siedliskach

Plony biomasy /dt .ha⁻¹/ w trzech badanych kompleksach wykazują wyraźne zróżnicowanie. Dane zawarte w tabeli 5 charakteryzują produkcję biomasy w różnie uwilgotnionych siedliskach. W siedlisku wilgotnym B w latach 1996 -1997 przy poziomie wód gruntowych w zakresie od 37 -42 cm średnie plony biomasy kształtowały się w wys. 49,3 - 49,5 dt . ha⁻¹. W pozostałych dwóch wydzielonych na obiekcie kompleksach wilgotnościowo - glebowych, okresowo posusznym BC i okresowo suchym CD poziomy zwierciadła wody gruntowej znajdowały się nieco głębiej a plony biomasy były niższe. Najniższy plon biomasy / 32,8 dt . ha⁻¹ / stwierdzono w 1996 r na kompleksie okresowo posusznym BC przy poziomie wody gruntowej 56 cm. Przeprowadzone obserwacje i badania na obiekcie wskazują, że wahania poziomów wód gruntowych i wynikające z tego faktu zmiany wielkości produkcji biomasy są wypadkowymi współdziałania czynników siedliska, gdzie rodzaj gleby i jej stan uwodnienia mają istotne znaczenie.

Kształtowanie się zbiorowisk roślinnych jako skutek zmienionych warunków wilgotnościowych

Dynamika zwierciadła wód gruntowych w ciągu okresu wegetacyjnego, obniżanie się lustra wody znacznie poniżej warstwy korzeniowej gleby, brak dostatecznego podsiąku kapilarnego powodowały różnicowanie się zbiorowisk roślinnych, na badanym obiekcie łągarskim. Stwierdzono wyraźne zmiany w składzie florystycznym zbiorowisk roślinnych w kompleksach wilgotnościowo - glebowych okresowo posusznym BC i okresowo suchym CD. Tabela 6 zawiera dane charakteryzujące skład zbiorowisk roślinnych. Sukcesja zbiorowisk roślinnych na użytkach zielonych wynika z różnych czynników, przy czym własne badania i obserwacje oraz innych/ Jasnowski, Ilnicki 1988/ wskazują na szczególną rolę deficytu wodnego. Analiza danych florystycznych wskazuje, że w miarę ubywania wody z siedliska łąkowego następuje upraszczanie składu gatunkowego czyli ustępowanie wysokoprodukcyjnych gatunków traw oraz sukcesywny rozwój gatunków dwuliściennych, w tym głównie chwastów o cechach mezo- i kserofilnych. Przykładowo na badanym obiekcie w miarę przesuszania się siedlisk masowo pojawiała się gęsiówka piaskowa (*Arabis arenosa*) - chwast o cechach kserofilnych. Zanikanie zwartej wielogatunkowej pokrywy roślinnej z

równoczesnym murszeniem wierzchniej warstwy gleby torfowej powodują pogorszenie uwilgotnienia siedlisk.

WNIOSKI

1. Zmeliorowane i zagospodarowane w latach siedemdziesiątych łąki w dolinie rzeki Supraśli charakteryzują się różnym uwilgotnieniem. Na badanym obszarze wyróżniono trzy kompleksy wilgotnościowo- glebowe, a mianowicie: PKWG -B /wilgotny/ -24 % gleb; PKWG -BC /okresowo posuszny/ - 44 % ; PKWG -CD /okresowo suchy/ - 32 %.
2. Gleby pobagienne, murszowe na badanym obiekcie łąkowym należą do torfów średnich i głębokich o miąższości ponad 1m. W kompleksach okresowo posusznych i okresowo suchych właściwości wodne i fizyczne gleby są niekorzystne dla produkcji biomasy ze względu na rozluźnienie struktury gleby torfowej, zmniejszenie porowatości ogólnej i wzrostu gęstości objętościowej. Niekorzystne parametry występują w górnej, korzeniowej warstwie gleby.
3. Monitoring zwierciadła wód gruntowych prowadzony w latach 1996 -1997 wskazuje na dużą amplitudę wahań zwierciadła w ciągu okresu wegetacyjnego nawet w ramach jednego kompleksu wilgotnościowo- glebowego. W miesiącach czerwiec - sierpień w siedliskach silnie zmurszałych torfów zwierciadło wody obniża się nawet do 155 cm -/1996 r /, co pogarsza warunki produkcji biomasy. Najbardziej wyraźna dynamika zwierciadła wód gruntowych wystąpiła na kompleksie CD okresowo suchym.
4. W siedliskach niekorzystnie uwilgotnionych / kompleksy okresowo posuszny BC i okresowo suchy CD/ produkcja biomasy wynosiła od 38,0 - 48,2 dt .ha⁻¹ i była nieco niższa niż na kompleksie wilgotnym 49,3 - 49,5 dt .ha⁻¹.
5. Stan uwilgotnienia zmurszałych gleb torfowych w dolinie rzeki Supraśli kształtowany był m.in. przez: wielkość opadów atmosferycznych i ich rozkład w ciągu roku, możliwości podsiąku wód gruntowych i od prowadzonego nawodnienia siedlisk systemem podsiąkowym.
6. Pogorszenie walorów siedlisk, a w tym szczególnie zmniejszenie uwilgotnienia gleb w warstwie korzeniowej / 0- 30 cm/ powodowało niekorzystne zmiany w składzie florystycznym zbiorowisk roślinności łąkowej. Ze zbiorowisk łąkowych ustępowały gatunki traw szlachetnych a ich miejsce w runi zajmowały małowartościowe gatunki chwastów dwuliściennych.

LITERATURA

- Banaszuk P., 1996. *Siedliska glebotwórcze i gleby w dolinie Górnej Narwi od Suraza do ujścia Biebrzy*. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z. 428 s. 39 -49
- Berthold G., Toussaint B., 1995. *Das Grundwasser als Rohstoff für die Wasserversorgung*. Hessische Landesanstalt für Umwelt. Wiesbaden h. nr 186.
- Churski T., Churska Cz., 1995. *Przeobrażenia zachodzące w jednakowo odwodnionych, rodzajowo różnych glebach murszowo - torfowych obiektu Wizna*. Wiad. IMUZ t. XVIII z. 3 s.195 -222.
- Gałka A., 1996. *Oddziaływanie zabiegów melioracyjnych na skład florystyczny i produkcję biomasy użytkach zielonych*. Mat. szkol. Ins. Zootechniki - FAPA Kraków, s. 16 -22.
- Gotkiewicz J., Szuniewicz J., 1987. *Kształtowanie się stosunków powietrzno - wodnych w wierzchniej warstwie gleb torfowo - murszowych wieloletnich doświadczeń*. Bibl. Wiad. IMUZ nr 68 s. 43 -56.
- Grynia M., Kryszak A., 1995. *Obniżanie się produktywności łąk na tle niekorzystnego bilansu wodnego w dorzeczu Warty*. Agricultural sciences in the context of the European Integration. Mat. konfer. AR-T Olsztyn
- Jasnowski M., Ilnicki P., 1988. *Przykłady przeobrażeń gleby i roślinności pod wpływem zmian stosunków wodnych*. W: Zasoby glebowe i roślinne. PWRiL s. 427 -469.
- Kiryłuk A., 1997. *Skutki zmian warunków wodnych w dolinie Supraśli*. Mat. seminar IMUZ nr 39. s. 215 -221.
- Królikowski L. i inni., 1986. *Album gleb Polski*. PWN
- Mioduszeński W., 1994. *Ochrona i kształtowanie zasobów wodnych w małych rolniczych zlewniach rzecznych*. Broszura IMUZ Falenty ss.35
- Okrusko, H., 1977. *Kompleksy wilgotnościowo - glebowe na zmeliorowanych terenach torfowych jako wyraz zróżnicowania warunków siedliskowych..* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol. z.186.
- Pape von.W.P., 1995. *Darstellung von quantitativen Grundwasserdaten und deren Interpretation*. Hessische Landesanstalt für Umwelt. Wiesbaden h. Nr 185 s.62 - 69.
- Szuniewicz J., 1979. *Charakterystyka kompleksów wilgotnościowo - glebowych pod kątem parametrów systemu melioracyjnego*. Bibl. Wiad. IMUZ nr 58.
- Trybała M., 1996. *Gospodarka wodna w rolnictwie*. PWRiL s. 88 - 101.

Summary

The dynamics of the groundwater in the reclaimed peatland and its economic and natural effects. In the period of 1996 - 1997 the habitat conditions were studied. The biomass production was measured and the changes in floral composition of the communities was assessed on the basis of water condition variation. The object of the study is located in the reclaimed peatland of the Supraśl River Valley. The significant influence of water factor in the habitat on biomass production was observed. The most important role of water in the biomass production was observed in the periodically dry soil-moisture complex (PKWG - CD) and the constantly dry soil-moisture complex (PKWG - D). The measurement of groundwater levels at 18 study sites representatively placed was the practical moisture indicator. In the vegetation period the distinct dynamics of the groundwater level in the overdried soil-moisture complex was observed. The decrease of biomass production, the deterioration of physical properties of peat and unfavorable simplification of floral composition of communities are the effects of the insufficient moistening in the upper part of the soil profile.

Aleksander Kiryluk
Politechnika Białostocka
ul. Zambrowska 16
15 -601 Białystok -Kleosin

Tabela 1

Table 1

Charakterystyka profili glebowych na obiekcie Supraśl Dolna
Characteristic of soil profile on the Supraśl Dolna object

Kompleks PKWG, opis profilu Complex PKWG, description soil	Warstwa gleby Layer of soil / cm/	Porowatość Porosity % vol.	Gęstość objęt Bulk density. g/cm ³
Kompleks PKWG -B wilgotny: łąka zagospodarowana managed meadow	0 - 20	86,5	0,191
0 -8 cm warstwa darniowa sod layer	20 - 40	89,3	0,185
8 -25 cm mursz czarny mazisty greasy black muck Z ₁	40 - 60	91,2	0,164
	60 - 80	91,8	0,158
25 -45 cm torf olesowy R ₂ alder peat	80 -100	92,3	0,145
45 -75 cm torf turzycowiskowy R ₂ tall -sedge peat	100 -120	92,8	0,142
75 -110 cm torf turzycowiskowy R ₁ tall -sedge peat			
110 -150 cm torf szuwarowy R ₁ reed peat			
>150 cm piasek sand			
Kompleks PKWG -BC okr. posuszny: łąka zagospodarowana managed meadow	0 - 20	82,5	0,245
0 -10 cm warstwa darniowa sod layer	20 - 40	84,3	0,293
10 -30 cm mursz próchniczny humus muck Z ₂	40 - 60	86,5	0,210
	60 - 80	89,2	0,195
30- 80 cm torf turzycowiskowy tall -sedge peat R ₂	80 -100	91,5	0,184
80 -120 cm torf olesowy alder peat R ₂	100 -120	92,3	0,192
120-160 cm torf mechowiskowy sedge -moss peat			
>160 cm piasek sand			
Kompleks PKWG - CD okresowo suchy: łąka zagospodarowana managed meadow	0-20	79,4	0,310
0 - 12 cm warstwa darniowa sod layer	20-40	81,3	0,295
12 -35 cm mursz próchniczny humus muck Z ₃	40 60	80,4	0,270
	60 80	84,6	0,245
35 -65 cm torf turzycowiskowy tall - sedge peat R ₃	80 -100	89,5	0,252
65 -95 cm torf turzycowiskowy tall - sedge peat R ₂	100-120	91,0	0,195
95 - 110 cm torf olesowy alder peat R ₂			
>110 cm piasek sand			

Tabela 2

Table 2

Charakterystyka agroklimatyczna doliny rzeki Supraśli w latach 1996 -1997

Agroclimatological characteristics river valley Supraśl in years 1996 -1997

Czynnik Factor	Rok Year	Miesiące Months											
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Temperatura powietrza / °C/ Air temperature	1996	-8,2	-7,6	-3,5	6,5	14,6	16,0	15,9	17,4	9,6	7,7	5,0	-7,2
	1997	-5,9	0,4	1,3	4,2	12,5	16,2	17,6	18,0	11,5	5,2	2,1	-2,5
Opady atmosferyczne [mm] Atmospheric precipitation	1996	8,2	41,5	20,3	49,7	114,2	46,9	69,3	35,7	60,3	49,3	21,6	15,2
	1997	8,0	32,6	29,0	52,8	51,2	72,5	87,4	43,9	45,7	63,5	44,9	47,2
Poziomy wody w rz. Supraśl /cm / Level water in Supraśl river	1997												
	min	106	159	120	120	103	108	108	110	109	113	120	120
	max.	119	228	158	149	140	130	178	146	122	133	142	170

Tabela 3

Table 3

Głębokość zalegania wody gruntowej / w cm / -Supraśl Dolna 1996 rok

Depth of ground water level /in cm/ - Supraśl Dolna 1996 year

kompleks s PKWG:	Terminy pomiarów Measurment date											
	10.0 5	25.0 5	7.06	22.0 6	7.07	18.0 7	6.08	22.0 8	5.09	21.0 9	6.10	28.1 0
B wilgotny humid	55	35	62	70	95	65	61	28	45	40	51	49
	52	32	62	60	65	70	75	68	77	65	68	55
	52	30	72	64	65	60	85	47	81	57	66	34
	64	32	56	70	80	52	77	46	90	54	76	36
	35	19	45	84	150	115	98	62	66	40	65	56
	50	31	59	71	90	76	78	53	71	58	64	46
BC okres. posuszny periodical semi-arid	45	25	72	65	55	55	62	41	72	54	64	38
	33	28	65	55	50	52	58	41	78	52	62	38
	45	36	60	65	75	75	77	80	95	72	75	48
	65	40	65	60	70	80	75	64	77	78	75	82
	53	28	58	65	80	55	60	22	42	64	54	43
	66	38	70	105	165	130	123	84	82	54	62	42
CD okres. suchy periodical dry	38	28	55	62	65	70	88	57	83	62	76	38
	45	25	45	47	50	55	80	52	91	65	76	39
	65	42	65	95	82	55	70	37	49	53	76	36
	55	26	60	95	155	95	70	37	49	53	55	43
	43	27	60	92	155	125	110	42	46	53	58	43
	45	28	45	58	65	65	67	61	82	64	74	52

Tabela 4

Table 4

Głębokość zalegania wody gruntowej / w cm / -Supraśl Dolna 1997 rok

Depth of ground water level /in cm/ - Supraśl Dolna 1997 year

kompleks s	Terminy pomiarów Measurment date												
	PKWG:	17.04	3.05	29.05	10.06	24.06	9.07	25.07	11.08	23.08	7.09	27.09	15.10
B wilgotny humid	49	48	34	63	39	13	18	34	52	62	56	39	
	38	42	30	55	30	10	12	28	45	55	48	32	
	33	44	61	65	47	4	14	44	67	61	68	53	
	41	41	42	57	39	10	14	57	63	66	63	48	
	54	57	64	71	57	46	55	64	72	75	82	68	
	22	28	5	24	22	3	15	25	98	45	37	28	
BC okres. posuszny periodical semi-arid	44	45	39	67	38	2	25	48	63	69	55	51	
	40	44	38	47	36	5	20	44	59	60	54	41	
	52	61	46	72	75	14	22	46	62	68	52	39	
	32	39	37	33	34	26	24	34	35	38	31	28	
	45	47	41	42	43	25	32	41	47	55	47	33	
	38	59	25	50	32	9	31	42	63	64	60	52	
CD. okres suchy periodical dry	44	50	31	52	54	11	14	34	48	68	60	48	
	42	51	52	63	46	8	18	48	72	65	70	57	
	51	62	42	58	47	12	45	37	43	45	43	39	
	53	59	54	63	56	22	47	57	73	84	72	57	
	50	38	42	49	45	24	41	63	72	72	67	52	
	52	86	48	81	49	32	39	63	75	72	71	61	

Tabela 6

Table 6

Skład florystyczny /%/ roślinności łąkowej z I pokosu w latach 1996 -1997

Floristic composition /%/ of meadow vegetation from 1- st cut in years 1996 -1997

Roślinność Vegetation	PKWG -B		PKWG -BC		PKWG -CD	
	1996	1997	1996	1997	1996	1997
Trawy dobrej jakości Good quality grasses	60	63	56	59	55	44
Chwasty i zioła Weeds and herbs	32	32	44	39	45	56
Inne gatunki Others species	8	5	-	2	-	-
Razem gatunki Total species	100	100	100	100	100	100

Tabela 5

Table 5

Plon suchej masy /w dt . ha⁻¹ / i średnie poziomy wód gruntowych w okresach
 wegetacyjnych w latach 1996 -1997

Dry matter yield /in dt . ha⁻¹ / and mean levels ground water in growings seasons in
 years 1996 - 1997

Siedlisko Habitat	Nr punktu Nr of point	1996		1997	
		poziom wody level water[cm]	plon biomasy yield biomas	poziom wody level water[cm]	plon biomasy yield biomas
wilgotny-B humid	1	32	47,2	42	49,3
	6	38	42,3	35	48,2
	11	41	46,5	46	42,5
	12	35	51,2	44	46,5
	13	36	54,3	62	54,2
	16	41	54,8	24	55,2
średnia mean		37	49,3	42	49,5
okresowo posuszny - BC periodical semi-arid	2	3	42,3	44	39,5
	3	31	38,8	39	46,2
	4	35	39,4	50	47,8
	8	49	40,7	32	52,3
	15	45	36,3	42	51,2
	19	56	32,8	42	52,5
średnia mean		42	38,3	41	48,2
okresowo suchy-CD. periodical dry	5	42	37,3	43	38,4
	7	41	36,5	49	39,2
	14	48	40,2	56	40,1
	17	41	36,3	51	41,0
	18	41	36,5	45	39,2
	20	39	38,5	59	37,0
średnia mean		45	38,0	51	39,6

GOSPODARKA WODNA STROPOWYCH WARSTW GLEB TORFOWYCH NA PRZYKŁADZIE TORFOWISKA „STAWY” W PUSZCZY SANDOMIERSKIEJ

WATER MANAGEMENT IN TOP LAYERS OF PEAT- BOGS ON EXAMPLE OF PEAT BOG “STAWY” IN PUSZCZA SANDOMIERSKA.

Krzysztof Lipka, Krzysztof Boroń, Sławomir Klatka

Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, AR Krakowie

Wstęp

W wyniku znacznego obniżenia poziomu wody gruntowej (odwodnienia), degradacji ulegają przeważnie stropowe warstwy gleb torfowych, przekształcając się w gleby torfowo – murszowe (Okruszko 1978, 1983, Szuniewicz 1995). Ma to ścisły związek z procesem zanikania torfowisk, szczególnie dawno zmeliorowanych (Lipka 1978). Ostatnio coraz częściej zwraca się uwagę na znaczenie gleb organicznych w gospodarowaniu wodą, zwłaszcza w aspekcie ich renaturyzacji. Dla ograniczenia procesu murszenia, zaleca się odtwarzanie dawnych stosunków wodnych, poprzez utrzymywanie określonego wysokiego stanu uwilgotnienia, aby przywrócić glebie warunki anaerobowe, (Okruszko 1990, Brandyk i in. 1994, 1995). Może to mieć także poważne znaczenie w małej retencji tzw. „niesterowalnej” (Mioduszeowski 1997).

Do pracy wykorzystano badania terenowe na torfowisku „Stawy” - Bagna Rudnickie w Puszczy Sandomierskiej w ciągu dwóch okresów wegetacyjnych: 1970 oraz 1996 roku. Badane profile glebowe, położone są na torfowisku niskim, dawno zmeliorowanym, użytkowanym ekstensywnie jako łąki kośne. Profil 1 usytuowany jest w strefie obrzeżnej torfowiska, natomiast profil 2 w jego głębi. Zarówno profil 1 jak i 2 znajduje się na glebach torfowo – murszowych (M_{III}).

Celem niniejszego artykułu jest analiza zmian na przestrzeni 26 lat, gospodarki wodnej w dwóch omawianych profilach gleb torfowo-murszowych przy wykorzystaniu hydrologicznej części modelu SWAP93 (SWAP93, 1994).

Metodyka badań

W badaniach przyjęto podobną metodykę jaką zastosował Brandyk i inni (Brandyk i in 1995). Model SWAP93 wykorzystuje równanie ciągłości i tzw uogólnione prawo Darcy, umożliwiając jednowymiarową symulację ruchu wody z pominięciem zjawiska histerezy oraz zmian geometrii gleby torfowej w procesach pęcznienia i kurczenia. Pobór wody przez korzenie roślin uwzględnia się poprzez dodanie członu źródłowego do podstawowych równań przepływu. Podstawowym równaniem na którym oparty jest program jest równanie Richardsa (Feddes 1978). W programie SWAP93 zakłada się warunki brzegowe: górny i dolny oraz warunek początkowy. Pobór wody przez korzenie roślin można określić przy założeniu, że efektywna miąższość strefy korzeniowej jest stała w czasie lub, że jest zmienna i wtedy należy wprowadzić głębokość efektywnej miąższości strefy korzeniowej w każdym dniu symulacji. Wynikiem symulacji jest uzyskanie szeregu wartości potrzebnych do określenia bilansu wodnego rozpatrywanej gleby.

W przypadku omawianych profili obliczenia dotyczą dwóch okresów wegetacyjnych 1970 i 1996 roku (od 1 marca do 31 października). Jako górny, brzegowy warunek symulacji przyjęto dobowe wartości przepływu jednostkowego przez wierzchnie warstwy gleby, wyznaczone na podstawie danych meteorologicznych dla stacji Kolbuszowa, uzyskanych z IMGW w Krakowie. Pobór wody przez korzenie roślin określono opierając się na założeniu, że efektywna miąższość strefy korzeniowej jest stała (w ciągu rozpatrywanego okresu wegetacji) i wynosi 50 cm. Parametry dotyczące roślinności zostały przyjęte podobnie jak u Brandyka i inni (Brandyk i in 1995), (łąki torfowe użytkowane ekstensywnie). Jako dolny warunek brzegowy przyjęto pomierzone wartości stanów wody gruntowej (w badanych okresach czasowych).

Na podstawie danych meteorologicznych z roku 1970 i 1996 i przyjęciu kryterium niedoboru opadów atmosferycznych, okres wegetacji roku 1970 można zaliczyć do średnio-suchych natomiast 1996 roku do średnio-mokrych.

Wyniki badań

Niektóre właściwości fizyczne w wybranych profilach, położonych na przekroju niwelacyjno-stratygraficznym zestawiono w tabeli 1. Krzywe

retencyjności wodnej opisano empirycznym równaniem Van Genuchtena (1980). Otrzymane wyniki obliczeń w postaci parametrów do wymienionego równania zamieszczono w tabeli nr 2. Wyniki symulacji przebiegu zmian elementów bilansu wodnego dla profili 1 i 2 na torfowisku „Stawy” (Bagna Rudnickie w Puszczy Sandomierskiej) dla okresu wegetacyjnego z roku 1970 i 1996 zamieszczono na rys 1, 2, 3, 4. Analizując wyniki obliczeń symulacyjnych można stwierdzić, że ciśnienie ssące w strefie korzeniowej roślin (dla 1970 i 1996 roku) układało się poniżej wartości (10 kPa), nie przekraczając wartości 5 kPa (zarówno dla profilu 1 jak i 2). Minimalne wartości ciśnienia ssącego wynosiły 0,21 [kPa] (profil 1 – 20.06.1970) oraz 0,18 [kPa] (profil 2 – 18.06.1970), a także 0,16 [kPa] (profil 1 – 28.04.1996 i 16.05.1996), (rys 1, 2, 3, 4). Świadczy to o tym że potrzeby wodne występującej na torfowisku roślinności, były zaspokojone w ciągu całego okresu wegetacji (1970 i 1996 r.).

Tabela 1
Table 1

Niektóre właściwości fizyczne badanych próbek torfu.
Some physical properties of investigated peat-bog.

Profil Profil	Rok Year	Głębokość Depth [cm]	Stopień rozkładu Degree of humification [%]	Popielność Ash content [%]	Gęstość objętościowa Bulk density [g·cm ⁻³]
1	1970	0-50	55	25,5	0,98
1	1996	0-50	60	26,6	1,06
2	1970	0-50	60	24,5	0,86
2	1996	0-50	>60	25,1	1,02

Tabela 2

Table 2

Wartości współczynnika filtracji i parametrów do wzoru Van Genuchtena opisującego kształt krzywej pF dla badanego torfowiska.

Saturated hydraulic conductivity and van Genuchten parameters describing pF curve for the investigated peat-bog.

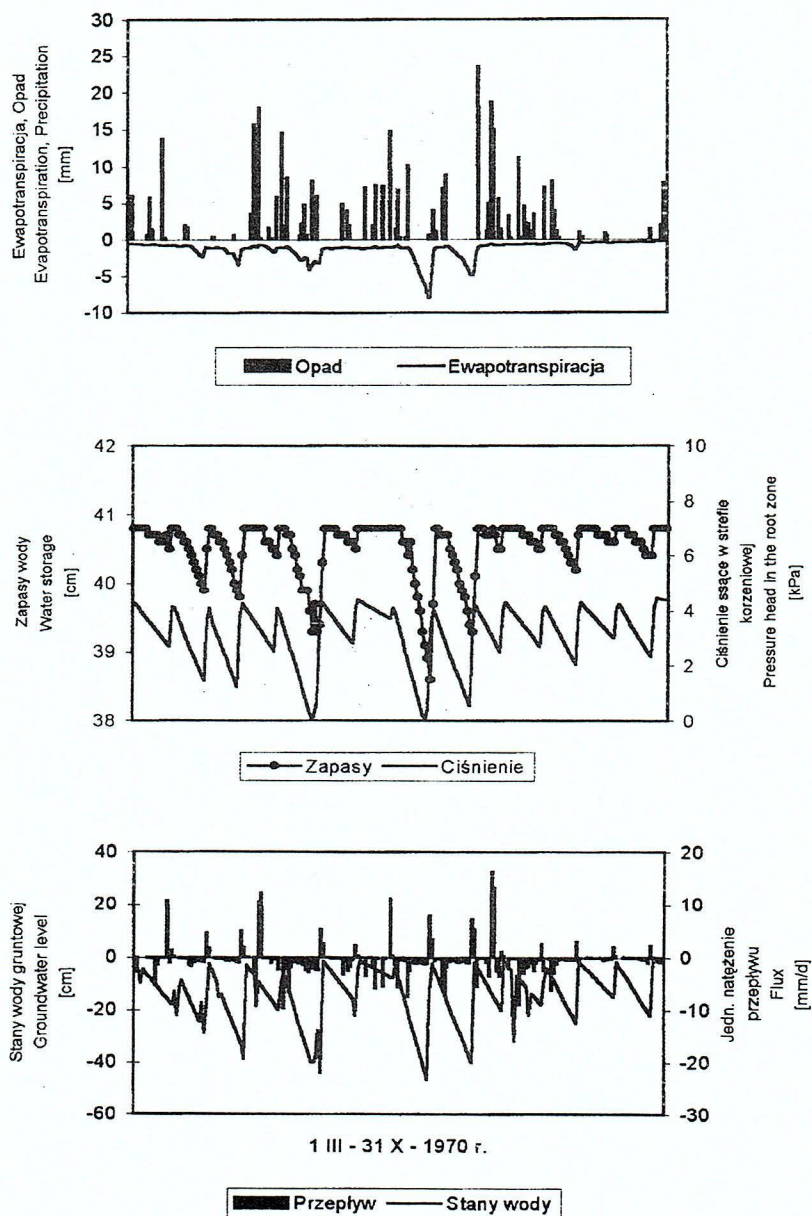
Profil Profil	Rok Year	Głębokość Depth [cm]	Współczynnik filtracji Hydraulic conductivity [m·d ⁻¹]	Parametry Parameters			
				Θ_s [m ³ ·m ⁻³]	Θ_r [m ³ ·m ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]
1	1970	0-50	0,76	0,816	0,068	0,026	1,19
1	1996	0-50	0,68	0,837	0,073	0,027	1,26
2	1970	0-50	0,66	0,863	0,080	0,020	1,20
2	1996	0-50	0,54	0,886	0,084	0,019	1,18

Zapasy wodne w warstwie 50 cm układały się średnio na poziomie 40 cm dla profilu 1 i 44 cm dla profilu 2 w roku 1970 oraz 42 cm dla profilu 1 i 45 cm dla profilu 2 w roku 1996. Małe zmiany zapasów, wynikają z niewielkich wahań zwierciadła wody gruntowej (maksymalnie – rok 1970 – 48,9 cm – profil 1 i 45,2 cm – profil 2 oraz w roku 1996 – 42,6 cm – profil 1 i 47,1 cm – profil 2) oraz jego położenia blisko powierzchni terenu.

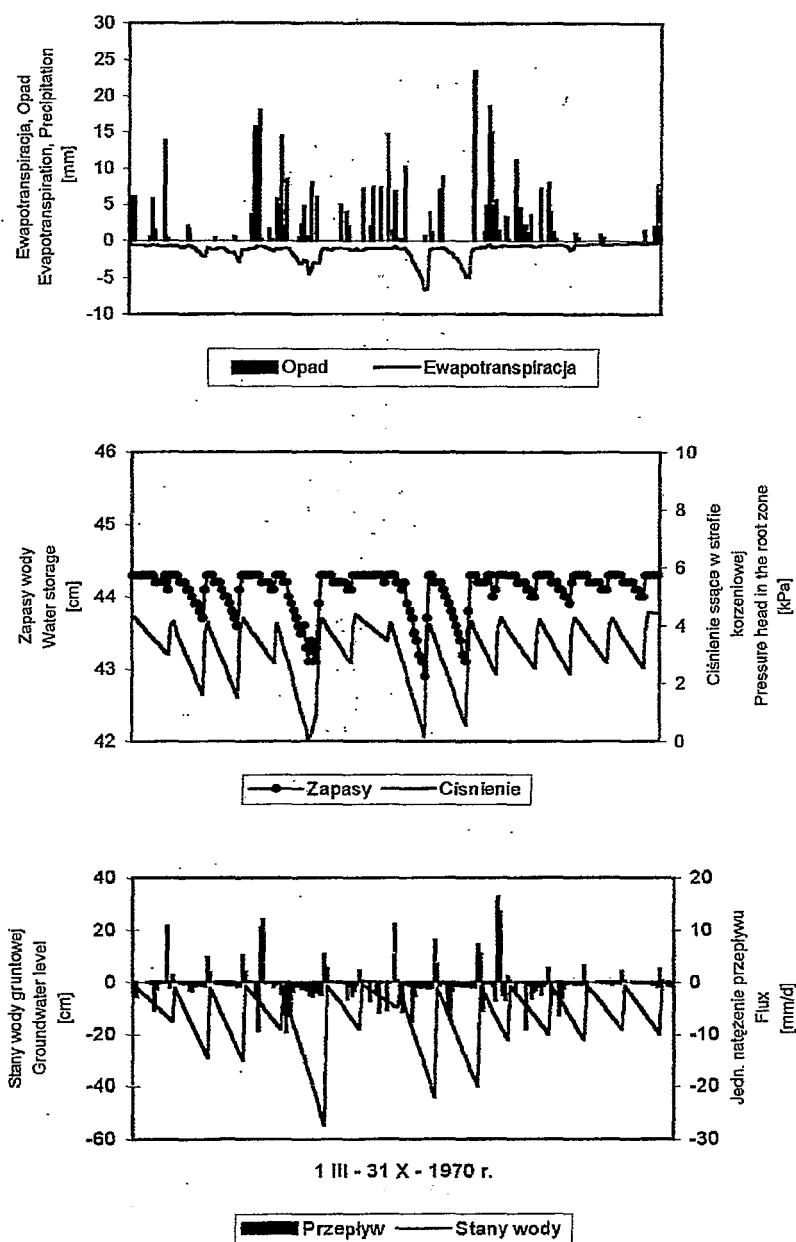
Na małą dynamikę wyczerpywania zasobów wody w rozpatrywanych glebach torfowych wpływ miała roślinność oraz rozkład zapotrzebowania wody na ewapotranspirację.

Wartości ewapotranspiracji wahały się w ciągu całego okresu wegetacji w zależności od warunków klimatycznych, przyjmując w roku 1970 wartości średnie około 3,5 mm (maksymalnie 7,8 mm – profil 1 i 6,2 mm – profil 2). Natomiast po 26 latach w roku 1996 wartości te wynosiły średnio 4 mm (maksymalnie 4,8 mm – profil 1 i 6,1 mm – profil 2).

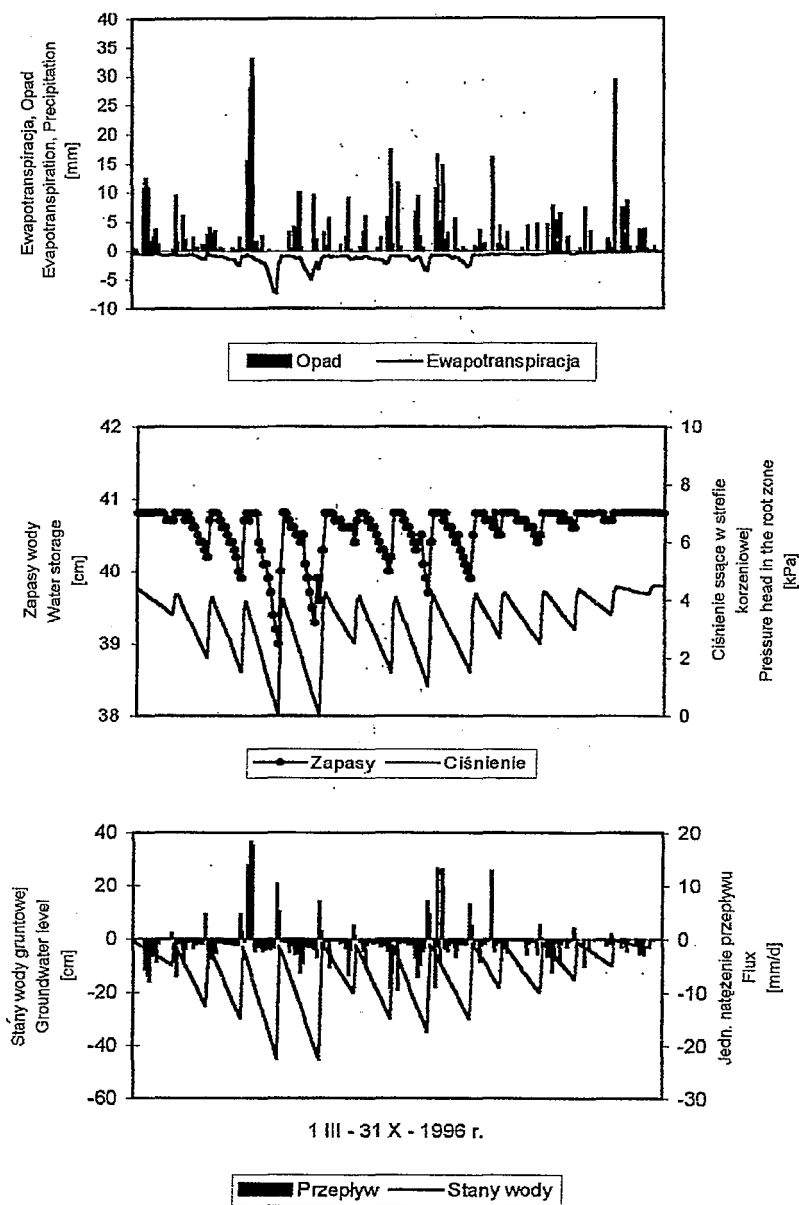
Powyższe dane są zbieżne z wynikami otrzymanymi na pozostałych torfowiskach – dolina rzeki Uniejówki k/Żarnowca, natomiast odbiegają od wyników otrzymanych dla profili z torfowiska „Puścizna Wielka” w Kotlinie Orawsko-Nowotarskiej o czym decyduje w znacznej mierze szata roślinna (Lipka, Klatka 1995, 1997).



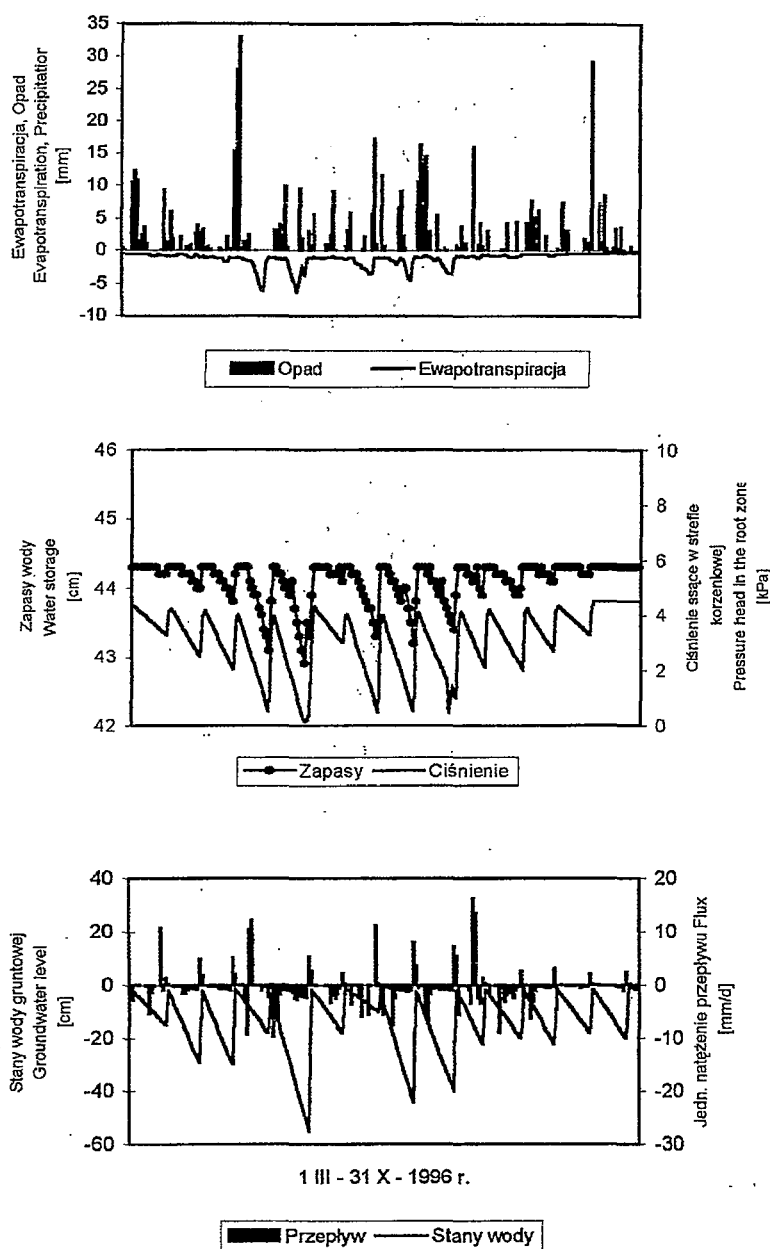
Rys. 1 Wyniki symulacji elementów bilansu wodnego w profilu 1 – rok 1970
 Fig. 1. The result of water storage simulation in profile 1 – 1970 year.



Rys. 2. Wyniki symulacji elementów bilansu wodnego w profilu 2 – rok 1970
 Fig. 2. The result of water storage simulation in profile 2 – 1970 year



Rys. 3. Wyniki symulacji elementów bilansu wodnego w profilu 1 – rok 1996
 Fig. 3. The result of water storage simulation in profile 2 – 1996 year



Rys. 4. Wyniki symulacji elementów bilansu wodnego w profilu 2 – rok 1996
 Fig. 4. The result of water storage simulation in profile 2 – 1996 year

Wnioski

1. Analiza wyników obliczeń symulacyjnych wykazała, że ciśnienie ssące w strefie korzeniowej roślin, badanych tych samych profili dla roku 1970 i 1996 układało się poniżej wartości (10 kPa), nie przekraczając wartości 5 kPa. Zatem potrzeby wodne występującej na torfowisku roślinności, zostały zaspokojone dla całego okresu wegetacyjnego w badanych okresach porównawczych.
2. Oceniając gospodarkę wodną na odwodnionym torfowisku niskim „Stawy” – Bagna Rudnickie – Puszcza Sandomierska, stwierdzono, że w profilu w strefie obrzeżnej torfowiska dynamika zmian zapasów wody zachowała podobną tendencję w badanych latach. Natomiast w profilu zlokalizowanym w głębi torfowiska zapasy wody w roku średnio-suchym (1970) posiadały większą dynamikę zmian niż w roku średnio-wilgotnym (1996).
3. Średnia dobową wartość ewapotranspiracji w badanych latach dla obydwu profili była zbliżona i wynosiła około 3,5 mm (1970), zaś dla roku 1996 wynosiła średnio 4,0 mm.
4. Uzyskane dane są zbieżne z wynikami otrzymanymi na badanych torfowiskach Polski południowo-wschodniej, a także zbliżone do wyników otrzymanych przez innych autorów w innym rejonie Polski, a mianowicie na torfach typu niskiego w dolinie Środkowej Biebrzy. Różnią się jednak od wyników uzyskanych dla torfowisk wysokich („Puścizna Wielka”).

Literatura

- [1] Brandyk T., Skapski K. 1993. *Modele matematyczne ruchu wody w strefie aeracji w zagadnieniach melioracji rolnych*. Współczesne problemy melioracji. Wyd. SGGW. Warszawa: s. 43-60.
- [2] Brandyk T., Skapski K., Szatyłowicz J. 1994. *Regulowanie uwilgotnienia gleb torfowo-murszowych z uwzględnieniem aspektów produkcyjnych i ochrony środowiska na przykładzie obiektu Rzywno z rejonu Górnej Noteci*. Zesz. Nauk. AR Wrocław. Konf. III. T. 2. Nr 246 s. 25-31.
- [3] Brandyk T., Szuniewicz J., Szatyłowicz J., Hewelke P. 1995. *Gospodarowanie wodą w profilach gleb torfowo-murszowych w aspekcie ich renaturyzacji*. Zesz. Naukowe. AR we Wrocławiu. Konferencje. T.8. nr 266. Wyd. Mel i Inż. Środ s. 93-104.
- [4] Feddes R.A, Kowalik P.J, Zaradny H. 1978. *Simulation of field water use and crop yield*. PUDOC, Wageningen, The Netherlands, 189 ss.
- [5] Lipka K. 1978. *Zanikanie torfowisk dawno zmeliorowanych w okolicach Rudnika na Sanem, Leżajska i Przeworska*. Roczn. Nauk. Roln. S. F. T. 79. Z. 4 s. 95-125.
- [6] Lipka K., Kosiński K. 1993. *Torfowiska w okolicach Czarnego Dunajca*

na tle sieci hydrograficznej. Sesja Nauk. Melioracje Terenów Górskich a Ochrona Środowiska. AR Kraków s. 197-207.

- [7] Lipka K., Klatka S. 1995. *Znaczenie pulsacji powierzchni torfowiska w ocenie zasobów wodnych gleby*. Zesz. Nauk. AR Wrocław. Konf. VIII. Nr 266 s. 235-242.
- [8] Lipka K., Klatka S., 1997. *Retencyjność stropowych warstw eksploatowanych torfowisk wysokich w aspekcie renaturyzacji*. Mała Retencja Wodna. SITWM. Inf. Nauk i Techn nr 1/97 s. 79-80.
- [9] Mioduszeński W. 1997. *Formy małej retencji i warunki jej realizacji*. Mała retencja wodna. Konf. SITWM. Sielcia. Inf. Nauk-Tech nr 1/97 s. 3-5.
- [10] Okruszko H., Churski T. 1978. *Wpływ głębokiego obniżenia poziomu wody w rzece na torfowisku w dolinie Nurzcy*, Rola melioracji w kształtowaniu środowiska przyrodniczego. Konf. IMUZ Falenty s. 125-135.
- [11] Okruszko H. 1983. *Zróżnicowanie warunków hydrologicznych mokradeł w aspekcie ich melioracji*. Wiad. IMUZ. T.15.z.1 s. 13-31.
- [12] Okruszko H. 1990. *Wetlands of the Biebrza valley their value and future management*. Polish Academy of Sciences s. 107.
- [13] SWAP93. 1994. *Input instruction manual*. Agricultural University Wageningen. The Netherlands. Rapport 45.
- [14] Szuniewicz J. 1985. *Retencja pęcznienia i kształtowania się stosunków wodnych w latach suchych w zmeliorowanych torfach mechowiskowych*. Biul. Inf. Torf. Nr 1/84/85. K.O.P.T. Warszawa s. 22-39.
- [15] Van Genuchten M.T.H. 1980. *A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soil*. Soil Science Society of America Journal. 44 s. 892-898.

Summary

Water management in top layers of peat-bogs on example of peat bog "Stawy" in Puszcza Sandomierska. The paper outlines soil water management problem for two profiles to depth 0,5 m. on the peatland in Puszcza Sandomierska.

The attempt to evaluate changes in water management of same soil profiles from 1970 and 1996 was carried out. The hydrological part of model SWAP93 was used for analysis of changes of water storage in soil profiles. The result showed, that present soil moisture regime in both profiles is satisfying plant water requirements.

Krzysztof Lipka

Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, Akademia Rolnicza w Krakowie
Al. Mickiewicza 24/28 30-059 Kraków

ANALIZA PORÓWNAWCZA METOD BILANSOWANIA WODY W SYSTEMACH PODZIEMNEGO ROZSĄCZANIA OCZYSZCZONYCH ŚCIEKÓW

COMPARATIVE ANALYSIS OF CALCULATION METHODS OF WATER BUDGET WITHIN SOIL ABSORPTION SYSTEMS

Ryszard Błażejowski¹, Marek Kalenik²

¹ Katedra Budownictwa Wodnego AR w Poznaniu

² Zakład Wodociągów i Kanalizacji Wiejskich SGGW

Wstęp

Znaczny przyrost ilości ścieków z gospodarstw wiejskich i brak uzasadnienia ekonomicznego dla budowy zbiorczych systemów kanalizacji na terenach o zabudowie rozproszonej przyczynił się w ostatnich latach do wzrostu zainteresowania budową indywidualnych systemów kanalizacyjnych z odprowadzaniem oczyszczonych ścieków do gruntu. Najpopularniejszymi systemami podziemnego rozsączania ścieków są studnie chłonne i drenáže rozsączające. W bezpośrednim sąsiedztwie tych urządzeń następuje wzrost wilgotności gruntu i może wystąpić podniesienie poziomu zwierciadła wód gruntowych. Zjawiska te mogą być oceniane pozytywnie (alimentacja lokalnych zasobów wód podziemnych, nawadnianie roślin), jak i negatywnie (podtapianie samego systemu rozsączania, sąsiadujących budowli, korzeni drzew itd.). Odrębnym zagadnieniem, które nie jest przedmiotem niniejszego artykułu, jest wpływ zanieczyszczeń zawartych w oczyszczonych ściekach na jakość wód podziemnych.

Jednym z warunków odprowadzania wstępnie lub biologicznie oczyszczonych ścieków bytowo-gospodarczych do gruntu jest zachowanie odległości pionowej między poziomem rozsączania a maksymalnym poziomem

zwierciadła wód gruntowych równej lub większej od 1,5 m (Rozp. 1991). Ma to na celu utlenienie zanieczyszczeń w strefie aeracji oraz lepsze niż w strefie saturacji zatrzymanie bakterii i wirusów. Niestety, wskutek ciągłego doprowadzania ścieków do gruntu pierwotny poziom wód gruntowych może się podnosić i po pewnym czasie przekroczyć wartość dopuszczalną. Dla prognozowania zmian wilgotności gruntu i położenia zwierciadła wód gruntowych na etapie projektowania systemów podziemnego rozsączania ścieków niezbędne jest dokonanie bilansu wody w bezpośrednim sąsiedztwie rozpatrywanych systemów. Celem artykułu jest krytyczny przegląd metod bilansowania wody w gruncie otaczającym studnię chłonną i drenaż rozsączający.

Dotychczasowe badania

Sporządzenie dokładnego bilansu wodnego w strefie podziemnego oczyszczania ścieków jest zadaniem trudnym i dlatego podaje się zazwyczaj bilans uproszczony, oparty na następujących założeniach upraszczających (Laak, 1986):

- a) przepływ w strefie podsiąku kapilarnego i w strefie nienasyconej jest pomijalnie mały,
- b) ewapotranspiracja jest pomijalnie mała,
- c) poszczególne warstwy gruntu są jednorodne i izotropowe,
- d) infiltracja wód deszczowych jest pomijalnie mała.

Dodatkowym uproszczeniem jest zazwyczaj rozpatrywanie zagadnienia jako płaskie (dwuwymiarowe) i ustalone w czasie. Tak uproszczone modele dają jedynie bardzo przybliżoną odpowiedź na pytanie: ile wody można wprowadzić dodatkowo do gruntu bez problemów dla użytkownika oczyszczalni i negatywnych skutków dla środowiska.

Jeden z najprostszych modeli tego typu, oparty na równaniu ruchu Darcy'ego, proponują do stosowania Metcalf i Eddy (1991). Przyrost głębokości wody gruntowej, płynącej po stropie warstwy nieprzepuszczalnej ze spadkiem i pod długim drenażem rozsączającym, ułożonym prostopadle do kierunku spływu wód gruntowych wyniesie:

$$\Delta H = \frac{Q}{k i L} \quad (1)$$

gdzie: Q - średnia dobową ilość doprowadzanych ścieków, m^3/d ; k - współczynnik filtracji, m/d ; i - spadek hydrauliczny; L - długość drenażu, m .

Zaletą tego podejścia - obok prostoty - jest abstrahowanie od miąższości warstwy wodonośnej, wadą - nieuwzględnienie przepływu w strefie aeracji, rozprzeczania wody na boki oraz niemożność uwzględnienia przypadku poziomego zwierciadła wód gruntowych.

Bilanse wodne systemów podziemnego rozsączania ścieków są sporządzane dla celów projektowania dla tzw. złóż ewapotranspiracyjnych (Salvato, 1992). Złoża takie buduje się w niesprzyjających warunkach gruntowo-wodnych (grunty nieprzepuszczalne w podłożu lub wysoki poziom wód gruntowych) jako szczelne niecki, z których woda jest odprowadzana jest do atmosfery w postaci pary dzięki ewapotranspiracji. Warunkiem działania takiego systemu jest zrównoważony bilans wodny, tj. w okresie bilansowania dopływ ścieków i infiltracja wód opadowych nie mogą być większe od ewapotranspiracji. Dopuszcza się retencję wody w złożu w okresie słabej ewapotranspiracji, jednakże zapas ten musi zostać odparowany w okresie silnej ewapotranspiracji. W krajowych warunkach klimatycznych system taki może być rozpatrywany jedynie dla okresu wegetacyjnego i zabudowy rozproszonej. Przyjmując za Kędziórą (1996), że ewapotranspiracja rzeczywista z powierzchni porośniętej trawą wyniesie w okresie od 1 maja do 30 września 450 mm, a opad efektywny tylko 300 mm, to powierzchnia ewapotranspiracji dla oczyszczalni ścieków z domku zamieszkałego przez 4 osoby, przy oszczędnym zużyciu wody $50 \text{ dm}^3/\text{Md}$ wyniosłaby $0,05 \text{ m}^3/\text{Md} \times 4 \text{ M} \times 153 \text{ d} / (0,45 \text{ m} - 0,3 \text{ m}) = 204 \text{ m}^2$. Gdyby złożo ewapotranspiracyjne przekryć przezroczystym zadaszeniem, to powierzchnię tę można by zmniejszyć trzykrotnie - do 68 m^2 .

Hantush (1967) podał analityczne rozwiązania zagadnienia początkowo-brzegowego stałego zasilania wodą poziomej jednorodnej warstwy wodonośnej przez poletka infiltracyjne w kształcie prostokąta i koła. Rozwiązania te słuszne są przy spełnieniu założeń Dupuita-Forchheimera. Ich ograniczeniem jest przyjęcie jedynie poziomego spągu zasilanej warstwy wodonośnej oraz nie uwzględnienie przepływu w strefie nienasyconej (z wyjątkiem strefy zasilania, gdzie kierunek ruchu wody przyjęto jako pionowy w dół). Ze względu na to ostatnie ograniczenie, model Hantusha powinien dawać lepsze wyniki dla gruntów grubo- niż dla drobnoziarnistych. Zaletą rozwiązań analitycznych Hantusha jest uwzględnienie przestrzennego schematu zasilania i rozptywu wody w strefie saturacji. Finnemore (1993) opracował dla nich nomogramy pozwalające na szybkie obliczanie poziomu wód gruntowych pod poletkami infiltracyjnymi.

Znacznie większe możliwości analizy bilansu wodnego w obrębie systemów podziemnego rozsączania ścieków dają modele numeryczne, uwzględniające zmienne w czasie zasilanie, przepływ w strefie aeracji i saturacji oraz przestrzenny charakter przepływu wody w gruncie. Przykładem tego typu modelu jest HELP (*Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) opracowany przez amerykańską Agencję Ochrony Środowiska (Lange i in. 1997) dla oceny ilości odcieków ze składowisk odpadów lub model FINENA opracowany przez Srokę i Wosiewiczza (1996).

Ten ostatni jest modelem przepływu dwuwymiarowego, obejmującym przepływ wody w strefie aeracji i saturacji w warunkach ustalonych. Do scharakteryzowania gruntu wymaga wprowadzenia takich parametrów jak: współczynnik filtracji, relatywna przewodność hydrauliczna gruntu ($0 \leq k_r \leq 1$) i krzywa pF gruntu.

Określenie obszaru i okresu bilansowania wody

Ogólnie, bilans wodny, odniesiony do powierzchni terenu pokrywającej obszar bilansowania, można wyrazić następująco:

$$P + Z_0 + D + H - ETR - V = Z_t \quad [L^3/L^2T] \quad (2)$$

gdzie P - efektywny opad atmosferyczny w okresie t ,

$Z_{0(t)}$ - zapas wody w gruncie na początku (i na końcu) okresu bilansowania t ,

D - objętość wody dostarczonej przez drenaż rozsączający lub studnię chłonną,

H - naturalny dopływ podziemny do obszaru bilansowania,

ETR - ewapotranspiracja rzeczywista,

V - odpływ podziemny z obszaru bilansowania.

Mimo iż w dłuższym okresie czasu retencja gruntowa $Z_t - Z_0$ stanowi zaledwie ułamek procenta dopływu wody D , jest ona decydująca dla poprawnego działania systemu rozsączania, gdyż decyduje o rozmiarach strefy aeracji, niezbędnej dla odpowiedniego doczyszczania ścieków w gruncie.

Zasięg obszaru bilansowania zależy od celu obliczeń i lokalnych warunków gruntowo-wodnych. Obszar ten ograniczony jest od góry powierzchnią terenu, a od dołu spągami warstwy wodonośnej pierwszego horyzontu. Duże trudności w określeniu dolnej granicy obszaru występują w przypadku braku warstwy nieprzepuszczalnej, podścielającej warstwę wodonośną i przy głęboko (> 8 m) położonym poziomie zwierciadła wody gruntowej. W tych przypadkach jednak bilansowanie nie ma tak ważnego znaczenia praktycznego, gdyż są to sprzyjające warunki podziemnego rozsączania ścieków. Boczne ograniczenia obszaru wynikają zazwyczaj z potencjalnego zasięgu pozytywnych lub negatywnych oddziaływań podziemnego rozsączania, które należy określić. Najczęściej jest to określenie wpływu podwyższonego poziomu wód gruntowych na przyległe budowle i na możliwość powstawania wysięków w terenie spadzistym lub z wychodniami skalnymi. Najmniejszy zasięg obszaru bilansowania w rzucie poziomym obejmuje obrys urządzeń rozsączających poszerzony o kilka metrów z każdej strony.

Horyzont czasu bilansowania powinien obejmować czas żywotności systemu rozsączania szacowany na około 20 lat. Poszczególne interwały okresu bilansowania zależą od zmienności składników bilansu, dostępności danych pomiarowych i wymaganej dokładności obliczeń. Im krótszy jest interwał czasowy,

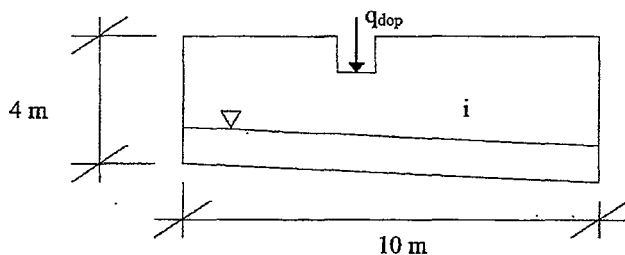
tym z reguły dokładniejszy jest wynik bilansowania. W praktyce najkrótszym interwałem jest jedna doba, a najdłuższym - czas żywotności systemu. W dostępnej nam literaturze nie znaleźliśmy analizy wpływu długości interwału czasowego na dokładność wyników bilansowania.

Przykład obliczeniowy

Wykorzystując wyżej przedstawione metody obliczeniowe bilansu ścieków, dostarczanych drenażem rozsączającym do gruntu, podjęto próbę oszacowania wzniesienia zwierciadła wód gruntowych pod drenażem rozsączającym dla dwóch rodzajów gruntu przy różnych nachyleniach spągu warstwy wodonośnej.

Do obliczeń przyjęto następujące założenia (wg rys. 1):

- a) szerokość warstwy infiltracyjnej - 0,5 m,
- b) głębokość położenia zwierciadła wód gruntowych - 2,0 m, mierząc od dna warstwy rozsączającej w osi drenażu,
- c) początkowa miąższość warstwy wodonośnej - 1,0 m,
- d) nachylenie spągu warstwy wodonośnej i początkowe nachylenie płaszczyzny zwierciadła wody gruntowej: $i = 0$, $i = 1\%$, $i = 10\%$,
- e) długość drenażu $L = 1,0$ m w obliczeniach metodą Metcalfa i Eddy'ego oraz z wykorzystaniem modelu numerycznego FINENA i $L = 20,0$ m w obliczeniach metodą analityczną Hantusha.



Rys. 1. Schemat obliczeniowy

Fig. 1. Calculation scheme

Obliczenia przeprowadzono dla piasku luźnego i piasku słabo gliniastego o parametrach przedstawionych w tabeli 1. Współczynnik filtracji dla tych gruntów (tab. 1) oszacowano na podstawie normy BN-76/8950-03 (Norma, 1976). Dopuszczalne obciążenie hydrauliczne ścieków oszacowano za pomocą wzoru empirycznego, podanego przez Laaka (1986) dla ścieków wstępnie oczyszczonych w osadniku gnilnym:

$$D = q_{dop} = 40k - \frac{4,8}{0,3 + \log k} \quad [\text{cm/d}] \quad (2)$$

gdzie: k - współczynnik filtracji, cm/s.

W modelu Hantusha przyjęto okres obliczeniowy równy 10 lat.

Przy takich założeniach przeprowadzono obliczenia, a ich wyniki zestawiono w tabeli 2.

Tab. 1. Właściwości fizyczne gruntów modelowych

Tab. 1. Physical properties of modelled soils

Charakterystyka Characteristic		Rodzaj gruntu Soil type	
		Piasek luźny Loose sand	Piasek słabo gliniasty Loamy sand
Porowatość, %	Porosity, %	41,6	47,3
Skład granulometryczny, %	1,0 - 0,1 mm	90	73
Texture, %	0,1 - 0,05 mm	3	15
	0,05 - 0,02 mm	3	5
	0,02 - 0,005 mm	2	1
	0,005 - 0,002 mm	1	2
	< 0,002 mm	1	4
Wilgotność w % przy sile ssącej, hPa	2,5 (pF = 0,4)	39,0	44,5
	10 (pF = 1,0)	35,5	42,5
Water content in % at suction head, hPa	31 (pF = 1,5)	29,0	39,5
	100 (pF = 2,0)	13,0	34,5
	500 (pF = 2,7)	7,0	24,0
	2500 (pF = 3,4)	4,0	13,5
	15000 (pF = 4,2)	2,5	7,5
Wsp. filtracji wg BN (Norma, 1976), [m/d] Permeability coefficient acc. to (Norma, 1976), [m/d]		2,6	0,56
Dopuszczalne obciążenie hydrauliczne ściekami - q_{dop} , [m/d] wg wzoru (3) Long time acceptance rate - q_{dop} , [m/d] acc. to Equation (3)		0,020	0,017

Porównując obliczenia wzniesienia zwierciadła wód gruntowych zestawione w tabeli 2 dla dwóch rodzajów gruntów można zauważyć znacznie wyższe podniesienie zwierciadła wody w gruncie bardziej związłym (o mniejszej wodoprzepuszczalności) niż w gruncie niespoistym. Im nachylenie spągu warstwy wodonośnej jest większe, tym mniejsze jest wzniesienie zwierciadła wody gruntowej.

Analizując wyniki obliczeń z metodami analitycznymi i metodą numeryczną widzimy, że metoda Metcalfa i Eddy'ego daje wyniki znacznie odbiegające od uzyskanych dwiema pozostałymi metodami. Wynika to ze zignorowania lokalnego zwiększania spadku zwierciadła wody pod drenażem, nieuwzględnienia rozplywu wody na boki oraz z pominięcia przepływu w strefie ograniczonego wzniosu kapilarnego i strefie aeracji. W związku z powyższym, metody Metcalfa i Eddy'ego nie należy stosować w gruntach słabo przepuszczalnych i przy małych nachyleniach spągu warstwy wodonośnej.

Tab. 2. Wysokość podniesienia zwierciadła wody gruntowej pod rowem infiltracyjnym o szerokości 0,5 m obliczona różnymi metodami

Tab. 2. Height of groundwater ridge under infiltration dike 0,5 m wide, calculated by various methods

Autorzy metody obliczeniowej Authors of the calculation method	Piasek luźny Loose sand $q = 20 \text{ mm/d}$			Piasek słabo gliniasty Loamy sand $q = 17 \text{ mm/d}$		
	$i = 0$	$i = 1 \%$	$i = 10 \%$	$i = 0$	$i = 1 \%$	$i = 10 \%$
Metcalf i Eddy (1991)	-	39 cm	4 cm	-	150 cm	15 cm
Hantush/Finnemore	4cm	-	-	10 cm	-	-
Sroka i Wosiewicz (1996)	1cm	~ 0	~ 0	3 cm	2 cm	~ 0

Podsumowanie

Stwierdzono duże rozbieżności wyników obliczeń położenia zwierciadła wody gruntowej pod drenażem rozsączającym wykonanych różnymi metodami, nawet dla najprostszych przypadków warunków gruntowo-wodnych. Wynika stąd konieczność dalszych badań w tym kierunku i potrzeba opracowania metod obliczeniowych, możliwych do zastosowania w praktyce inżynierskiej.

Podziękowanie: autorzy składają podziękowane dr. inż. Zbigniewowi Sroce za wyrażenie zgody na korzystanie z programu FINENA i konsultacje podczas obliczeń tym programem, a także dr. inż. J. Szatyłowiczowi za udostępnienie charakterystyk gruntów.

Literatura

- FINNEMORE E. J. 1993. *Estimation of ground-water mounding beneath septic drain fields*. Ground Water, vol. 31, 6: 884-889.
HANTUSH M. S. 1967. *Growth and decay of groundwater in response to*

- uniform percolation*. Water Resources Research. vol. 3, 1: 227-234.
- KEDZIORA A. 1995. Podstawy agrometeorologii. PWRiL Poznań.
- LANGE D. A., CELLIER B. F., DUNCHAK T. 1997. *A case study of the HELP model: actual versus predicted leachate production rates at a municipal landfill in northeastern Ohio*. Water Quality International. 11/12, 40-42.
- LAACK R. 1986. Wastewater Engineering Design for Unsewered Areas. Technomic Publ. Co. Inc., Lancaster-Basel.
- METCALF & EDDY. 1991. Wastewater Engineering. Mc Graw Hill, Inc. N.Y.
- Norma branżowa BN-76/8950-03. 1976. Obliczanie współczynnika filtracji gruntów niespoistych na podstawie uziarnienia i porowatości.
- SALVATO J. A. 1992. Environmental Engineering and Sanitation. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- SROKA Z., WOSIEWICZ B. J. 1996. *Seepage through earth dams regarding unsaturated zone*. Prace Naukowe Instytutu Geotechniki i Hydrotechniki Politechniki Wrocławskiej, 71: 328-335.
- Rozporządzenie MOŚZNiL w sprawie klas czystości wód i warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do wód powierzchniowych i do ziemi. Dz. U. nr 166, 1991.

Summary

Comparative analysis of calculation methods of water budget within soil absorption systems. In the paper a short review of calculation methods of water budget within soil absorption systems is given. Results of calculations of the height of ground water ridge under infiltration dike using three methods are presented. Rather big discrepancy between results obtained even for simple calculation schemes was stated. There is a need for elaboration of relatively simple calculation methods which could be used in engineering practice.

Ryszard Błażejowski

Katedra Budownictwa Wodnego AR ul. Wojska Polskiego 73A
60-625 Poznań

WPŁYW UWILGOTNIENIA GLEBY NA POCZĄTKOWY ROZWÓJ ROŚLIN ŁAKOWYCH DLA RÓŻNYCH METOD SIEWU

EFFECT OF SOIL MOISTURE ON GROWTH OF MEADOW PLANTS FOR VARIES METHODS OF SEEDING

Bogumiła Pawluśkiewicz

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego

Wstęp

Niekorzystne pod względem gospodarczym zmiany w składzie gatunkowym i strukturze zbiorowisk roślinnych łąk i pastwisk zmuszają do odnawiania runi użytków zielonych. O poprawie produktywności i jakości pasz z użytków zielonych jak podają BARYŁA i in. [1994], JANICKA [1994] decyduje metoda renowacji, rodzaj zastosowanych roślin oraz warunki pogodowe.

Według BATMAŃSKIEGO i MIKOŁAJCZAK [1995] dobre uwilgotnienie gleby w czasie wschodów i w okresie początkowego rozwoju siewek jest podstawowym czynnikiem decydującym o udaniu się zabiegu renowacji runi łąk i pastwisk metodami bezuprawowymi.

Celem pracy było prześledzenie, w warunkach kontrolowanego uwilgotnienia gleb o różnej zwięzłości, rozwoju i wzrostu roślin w roku siewu w zależności od metody odnawiania runi łąkowej.

Materiał i metoda badań

Badania przeprowadzono na stacji lizymetrycznej SGGW w Warszawie-Ursynowie w roku 1996. Doświadczenie przeprowadzono w 81 lizymetrach o $\varnothing$ 45

cm wypełnionych trzema rodzajami gleby o składzie granulometrycznym przedstawionym w tabeli 1. Glebę lekką /A₁/ stanowił piasek słabogliniasty na piasku luźnym, glebę średniozwięzłą /A₂/ - pył gliniasty na pyłe piaszczystym, glebę zwięzłą /A₃/ - glina średnia. Stopień uwilgotnienia gleby zróżnicowano poprzez utrzymywanie wody gruntowej na głębokości 45, 60 i 90 cm.

Tabela 1
Table 1

Skład granulometryczny gleb w lizymetrach
Granulometric composition of soils in lysimeters

Gleba Soil	Poziom Level	Części ziemiste Earth parts (%)	Procentowy udział frakcji mechanicznych (mm) Percentage of fraction					
			1-0,5	0,5- 0,25	0,25- 0,1	0,1- 0,05	0,05- 0,02	<0,02
Lekka Light	0-25cm	100,0	8,7	50,8	25,5	3,0	4,0	8,0
	>25 cm	86,6	45,8	48,3	1,9	0,0	1,0	3,0
Średnia Medium	0-25 cm	100,0	2,1	11,3	16,6	14,0	33,0	23,0
	>25 cm	100,0	1,8	11,9	40,3	17,0	14,0	15,0
Zwięzła Heavy	0-25 cm	100,0	3,6	7,7	11,7	10,0	29,0	38,0
	25-90 cm	100,0	1,1	3,8	9,1	9,0	28,0	49,0
	> 90 cm	100,0	0,4	3,7	10,9	10,0	30,0	45,0

W badaniach zastosowano trzy metody renowacji runi łąkowej: pełną uprawę /C₁/ oraz metody bezuprawowe - siew rowkowy /C₂/ i - siew szczelinowy /C₃/ po zniszczeniu starej roślinności Roundupem.

Lizymetry obsiano następującą mieszanką roślin: *Dactylis glomerata* (Nakielska) - 10%, *Festuca pratensis* (Skrzeszowicka) - 20%, *Phleum pratense* (Skrzeszowicka) - 20%, *Lolium perenne* (Argona) - 30%, *Trifolium pratensis* (Red Star) - 20%. Nasiona wysiano rzędowo 9 maja w 3 powtórzeniach dla każdej kombinacji (AxBxC).

Przebieg warunków pogodowych w okresie badań (tab. 2), z wyjątkiem pierwszej dekady czerwca, sprzyjał rozwojowi i wzrostowi roślin łąkowych.

W ramach badań wykonywano: ocenę wschodów i ocenę rozwoju siewek, plonowanie oraz skład botaniczny zbiorowiska łąkowego, kształtującego się po zasiewie.

Wyniki badań

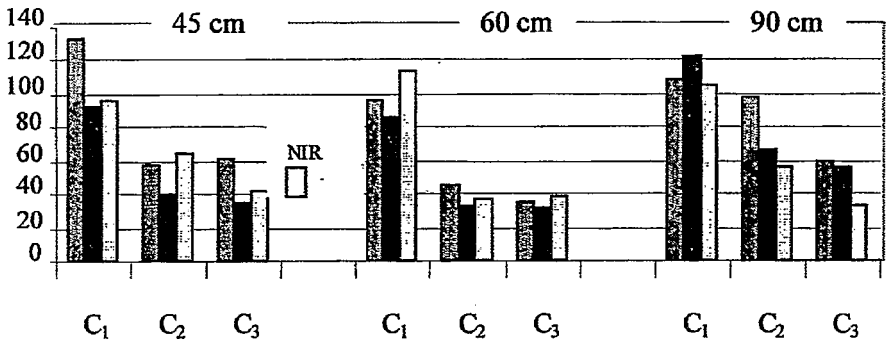
Wschody i rozwój siewek

Wyniki wschodów w zależności od badanych czynników przedstawiono na rysunku 1.

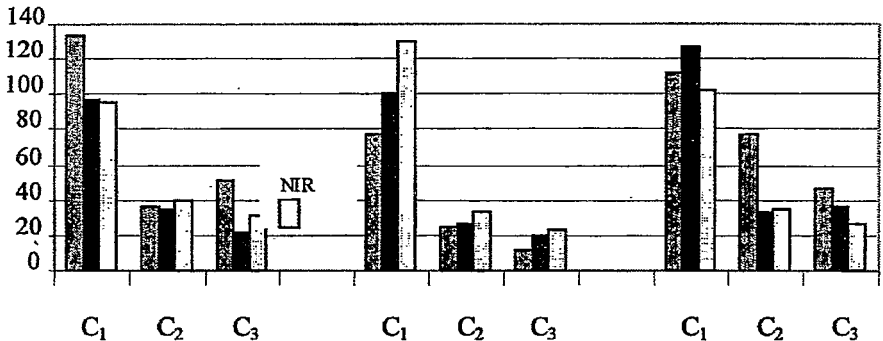
16 dni po wysiewie 16 days after sowing

Gleba Soil A₁ A₂ A₃

Poziom wody gruntowej Groundwater level



25 dni po wysiewie 25 days after sowing



A₁-lekka - light, A₂ - średnia - medium, A₃ - zwięzła - heavy

C₁ - pełna uprawa - full cultivation, C₂ - siew rowkowy - band sowing,
C₃ - siew szczelinowy - slot sowing

Rys. 1. Liczba siewek (szt./liz.) w 16 i 25 dniu po wysiewie w zależności od metody siewu, poziomu wody gruntowej i zwięzłości gleby

Fig.1. Number of seedlings (No/lys.) after 16 and 25 days from sowing in dependence to method of renovation, soil moisture and soil type

Tabela 2

Table 2

Wybrane elementy pogodowe w okresie wegetacyjnym 1996 roku

Some of the weather elements during growing season 1996

Średnia temperatura (C°) Average temperature (C°)		Miesiące Months						
		IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Dekada I		4,8	13,8	20,4	17,2	17,2	14,5	11,4
Decade II		6,3	18,8	16,4	15,2	19,1	9,3	10,0
Decade III		14,4	13,7	14,5	16,8	19,5	8,7	6,5
Sumy opadów (mm) Precipitation (mm)								
Dekada I		5,0	31,2	0,5	36,9	20,8	12,6	4,6
Decade II		7,6	54,1	13,7	17,5	13,6	39,8	17,8
Decade III		5,3	12,6	38,9	44,8	11,9	18,1	16,7

Z przedstawionych danych wynika, że o wschodach roślin i początkowym rozwoju siewek w największym stopniu decydowała metoda renowacji runi. Nie stwierdzono natomiast wyraźnej tendencji uzyskiwania lepszych wschodów i większej przeżywalności siewek w zależności od podnoszenia poziomu wody gruntowej.

Najlepsze wschody i rozwój siewek uzyskano po wysiewie nasion w uprawioną glebę. Liczba siewek na powierzchni $0,16 \text{ m}^2$ wahała się od 86 do 133. Zamieranie siewek było nieznaczne. W metodach bezuprawowych, zarówno przy wysiewie w spulchniony rowek jak i w szczelinę, wschody roślin były znacznie słabsze. Liczba siewek na powierzchni $0,16 \text{ m}^2$ przy siewie rowkowym wahała się od 34 do 99, a przy szczelinowym od 32 do 61. Siewki charakteryzowały się słabą kondycją i znaczna ich część zamierała w krótkim czasie. W ciągu 9 dni od wschodów ilość siewek zmniejszyła się o 23-31%. Gatunkiem stosunkowo dobrze rozwijającym się po zasiewie w nieuprawioną glebę był *Trifolium pratensis*, który stanowił średnio 19% ogólnej liczby siewek. Stosunkowo dobre wschody *Trifolium pratensis* w siewach bezpośrednich obserwował również NAZARUK i in. [1996]. W metodzie pełnej uprawy dominowały trawy, które stanowiły średnio 90,6% ogólnej liczby siewek.

Uzyskane wyniki wschodów wskazują, że w sprzyjających warunkach pogodowych dobre spulchnienie gleby bardziej sprzyja lepszym wschodom i rozwojowi siewek niż wzrost uwilgotnienia gleby. Przy siewie nasion w nieuprawioną glebę mogą występować niedobory powietrza, a korzonki siewek mogą mieć trudności w pokonywaniu oporów niewzruszonej gleby. Zwiększanie

uwilgotnienia gleby, przy braku jej uprawy, może zwiększać niedobór powietrza i utrudniać wzrost korzeni roślin o niskiej sile przebijania gleby [CAMPBELL i in. 1992].

Plonowanie

Najwyższe plony otrzymano przy renowacji runi metodą pełnej uprawy (tab. 3). Były one średnio aż o 86 % większe od plonów uzyskanych przy siewie bezpośrednim. Plony roślin przy siewie rowkowym i szczelinowym były zbliżone i wynosiły średnio 49,6 i 43,5 g/lizymetr ($0,16m^2$). Niskie plony roślin wysiewanych w nie uprawioną glebę wynikały w dużej mierze z małego plonu pierwszego pokosu. Związane było to z gorszymi warunkami dla wschodów i wzrostu roślin w porównaniu z roślinami wysianymi w uprawioną glebę, na co zwrócił uwagę również NAZARUK i in.[1996].

Tabela 3

Table 3

Plony wysianych roślin (w g s.m./lizymetr) w zależności od metody renowacji, poziomu wody gruntowej i wilgotności gleby w 1996 roku
Yields of the seeded plants (g d.m. per lysimeter) in dependence to method of renovation, soil moisture and soil type in 1996 roku

Poziom wody gruntowej Groundwater level	Pełna uprawa Full cultivation			Siew rowkowy Band sowing			Siew szczelinowy Slot sowing		
	Gleba Soil			Gleba Soil			Gleba Soil		
	A ₁	A ₂	A ₃	A ₁	A ₂	A ₃	A ₁	A ₂	A ₃
45 cm	46,5	103,4	125,8	28,6	38,1	78,8	32,3	36,2	69,2
60 cm	86,6	54,5	109,3	51,5	32,8	90,6	38,0	23,1	32,2
90 cm	39,6	95,1	117,3	25,3	53,2	47,8	32,7	72,2	55,8

NIR_{0,05} - LSD_{0,05} 12,4

Na glebie średniej i wilgotnej przy wysiewie roślin w uprawioną glebę wysoki poziom wody gruntowej wyraźnie zwiększał plonowanie. Przy siewie bezpośrednim - rowkowym - największe plony uzyskano przy położeniu wody gruntowej na poziomie 60 cm, zaś przy siewie szczelinowym na poziomie 90 cm. Zaobserwowane tendencje wskazują, że przy siewie w nieuprawioną glebę czynnikiem bardziej ograniczającym plonowanie roślin w roku siewu może być niedobór powietrza niż brak wody.

Skład botaniczny plonów

Przedstawione w tabeli 4 wyniki analiz botaniczno-wagowych plonów wskazują, że udział wysianych gatunków w plonach ogólnych zależał przede

wszystkim od metody renowacji runi.

W metodzie pełniej uprawy gatunki wysiane w pierwszym pokosie stanowiły średnio 67% plonu. W kolejnych pokosach udział ich wzrastał do poziomu 84%. Wyższy poziom wody gruntowej na glebie zwięzłej wpływał na lepszy rozwój początkowy roślin i w konsekwencji na ich większy udział w plonach. Zwiększanie uwilgotnienia gleby lekkiej i średniozwięzłej powodowało w pierwszym okresie po zasiewie wolniejszy, a w późniejszym (po I pokosie) szybszy rozwój i wzrost roślin.

Tabela 4

Tableb 4

Udział wysianych gatunków w plonie całkowitym w zależności od metody renowacji i poziomu wody gruntowej

Share of the seeded species in total yield in dependence to method of renovation and groundwater level

Gleba Soil	Pokos	Metoda siewu – Method of sowing								
	Cut	Pełna uprawa Full cultivation			Siew rowkowy Band sowing			Siew szczelinowy Slot sowing		
		Poziom wody gruntowej [cm] Groundwater level [cm]								
		45	60	90	45	60	90	45	60	90
Lekka Light	I	52,8	60,0	70,8	42,0	41,1	57,1	43,1	69,9	63,6
	II	69,4	81,2	78,5	24,5	59,3	55,2	45,4	43,0	47,8
	III	86,0	93,5	87,1	54,8	71,0	93,2	65,0	73,4	60,4
Średnia Medium	I	76,7	41,7	72,4	48,6	71,1	76,9	89,5	36,5	84,8
	II	85,1	46,9	82,7	46,2	37,3	59,7	58,8	12,0	79,5
	III	91,2	64,2	84,9	65,3	72,0	63,8	69,0	49,3	94,1
Zwięzła Heavy	I	89,3	79,2	51,1	70,1	84,1	82,9	74,6	41,0	74,1
	II	90,3	87,5	87,5	78,5	66,4	37,4	55,3	16,4	37,6
	III	86,3	87,4	76,3	57,8	79,7	50,7	74,0	35,6	54,6

W metodach bezuprawowych udział wysianych gatunków w plonach ogólnych był znacznie niższy niż w metodzie pełnej uprawy. Obserwowano szybkie wchodzenie innych gatunków do runi, zwłaszcza w siewie szczelinowym. Szczególnie dużo gatunków obcych stwierdzono w drugim pokosie. W trzecim pokosie notowano wzrost udziału traw wysianych. Poziom wody gruntowej w małym stopniu wpływał na udział wysianych gatunków w plonie ogólnym.

W siewie rowkowym wyższy poziom wody gruntowej jedynie na glebie zwięzłej przyczyniał się do większego udziału traw wysianych w plonach

pierwszego pokosu. Na glebie lekkiej i średniozwięzłej większe uwilgotnienie gleby sprzyjało rozwojowi gatunków obcych.

W siewie szczelinowym największy udział w plonie roślin wysianych stwierdzono na glebie średniozwięzłej przy głębokości wody gruntowej na poziomie 90 cm.

Z wysianych w mieszance gatunków roślin najlepiej rozwijał się *Trifolium pratensis* i *Lolium perenne* (tab. 5). W lizymetrach obsianych bez uprawy gleby, w siewie szczelinowym dla poziomów wody 45 i 90 cm, *Trifolium pratensis* stanowił ponad 70%, a w siewie rowkowym ponad połowę plonu wysianych roślin. W metodzie pełnej uprawy dobrze rozwijały się także pozostałe gatunki, szczególnie *Phleum pratense*.

Uzyskane wyniki wskazują, że w siewie bezpośrednim rośliny o większych nasionach, charakteryzujące się większymi i silniejszymi siewkami, dają lepsze wyniki renowacji. Rośliny o drobniejszych nasionach i delikatnych korzonkach są mniej przydatne do siewów bezpośrednich. Przydatność *Trifolium pratensis* i *Lolium perenne* do siewów bezpośrednich wykazali również WOLSKI [1997], DOBROMILSKI I ŁYDUCH [1991].

Tabela 5

Table 5

Udział wysianych gatunków w zależności od metody renowacji, poziomu wody gruntowej (% ich plonu)

Share of the seeded species in dependence to method of renovation and groundwater level (% of their yield)

Gatunek Species	Metoda siewu – Method of sowing								
	Pełna uprawa Full cultivation			Siew rowkowy Band sowing			Siew szczelinowy Slot sowing		
	Poziom wody gruntowej [cm] Groundwater level [cm]								
	45	60	90	45	60	90	45	60	90
Dactylis glomerata	2,1	9,4	13,3	3,0	2,5	4,9	3,3	6,9	0,7
Festuca pratensis	5,7	5,0	5,8	2,6	9,7	6,1	6,6	8,7	7,1
Phleum pratense	9,6	25,7	32,5	19,1	11,0	17,1	3,8	9,3	6,3
Lolium perenne	28,5	35,0	18,9	18,0	16,4	9,3	11,9	29,0	10,8
Trifolium pratensis	54,1	24,9	30,4	57,3	53,8	62,7	74,4	46,0	75,1

Wnioski

Siew roślin w metodach bezuprawowych stwarzał roślinom znacznie gorsze warunki kiełkowania i początkowego rozwoju siewek niż w metodzie pełnej uprawy. Spośród metod siewu bezpośredniego nieco lepsze efekty renowacji uzyskano się przy zastosowaniu siewnika rowkowego.

W sprzyjających warunkach pogodowych, zróżnicowanie poziomu wody gruntowej nie poprawiało zdecydowanie wschodów i początkowego wzrostu roślin wysianych metodą siewu bezpośredniego.

Gatunkiem najbardziej przydatnym do renowacji runi łąkowej metodami bezuprawowymi był *Trifolium pratensis*.

Literatura

- [1] BARTMAŃSKI A., MIKOŁAJCZAK Z., 1995: *Wpływ siewu bezpośredniego na rozwój traw i koniczyny łąkowej*. Annales. UMC, Vol.L.:139-142
- [2] BARYŁA R., GRZEGORCZYK S., SAWICKI J., 1994: *Podsiew jako metoda renowacji zdegradowanych runi użytków zielonych*. Ogólnopolska Konferencja Naukowa pt: Kierunki rozwoju łąkarstwa na tle aktualnego poziomu wiedzy w najważniejszych jego dziedzinach. Wyd. SGGW: 13-24
- [3] CAMPBELL B.D, GRIME J.P., MACKEY I.M.L. 1992: *Shoot thrust and its role in plant competition*. J. Ecology. 80: 585-610
- [4] DOBROMILSKI M., ŁYDUCH L., 1991: *Report of the EGF Symposium „Grassland renovation and weed control in Europe”*. Graz, Austria: 251-253
- [5] JANICKA M., 1995: *Ocena przydatności gatunków traw do renowacji łąk*. Ogólnopolska Konferencja Naukowa pt: Kierunki rozwoju łąkarstwa na tle aktualnego poziomu wiedzy w najważniejszych jego dziedzinach. Wyd. SGGW :185-193
- [6] NAZARUK M., PIEKUT K., BARYŁA R., SAWICKI J., GREUB L., TAUBMAN W., 1996: *Ocena przydatności bezuprawowej metody odnawiania runi łąk i pastwisk na glebach torfowo-murszowych..* Ogólnopolska Konferencja Naukowa pt: Wybrane problemy przyrodniczo-rolniczych podstaw inżynierii środowiska. Wyd. SGGW: 131-139
- [7] WOLSKI K., 1997: *Renowacja runi łąkowej metodą siewu bezpośredniego z wykorzystaniem Trifolium pratensis L.* Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 453: 283-292

Summary

Effect of soil moisture on growth of meadow plants for varies methods of seeding. In lysimeter investigation the starting development and growth of plant in dependence to method of seeding (full cultivation, band sowing, slot sowing), groundwater level and type of soil were investigated. The slower plant development, worst yield and faster weed investation were at direct seeding in comparision to full cultivation. The effect of sword renovation for both methods of direct seeding were similar. Better plant stand was obtained at band sowing. *Trifolium pratensis* was the best developing plant in direct seeding methods. Growth of soil moisture at favourable weather conditions had no significant effect on sward stand in direct seeding method of renovation.

Bogumiła Pawluśkiewicz

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska

Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego

ul. Nowoursynowska 166

02-787 WARSZAWA

PLONOWANIE JĘCZMIENIA JAREGO W ZALEŻNOŚCI OD STOPNIA POKRYCIA POTRZEB WODNYCH

YIELDS OF SPRING BARLEY AS DEPENDENT ON COVERAGE DEGREE OF WATER NEEDS

Jacek Żarski, Stanisław Dudek

Katedra Melioracji i Agrometeorologii, Wydział Rolniczy ATR Bydgoszcz

Wstęp

Badania nad uzależnianiem plonowania roślin uprawnych od stopnia pokrycia potrzeb wodnych w warunkach stosowania nawodnień mają wyraźne przesłanie praktyczne. Zmierzają z jednej strony do oszczędnego gospodarowania wodą z racji ograniczonych jej zasobów, zaś z drugiej strony do powiększenia produktywności oraz efektów nawadniania roślin. W obu przypadkach chodzi o doskonalenie eksploatacji systemów nawadniających w celu zapewnienia ekonomicznej opłacalności, a zatem praktycznego zastosowania przedsięwzięcia [Grabarczyk i in. 1990, Kowalik 1989, Mosiej 1996, Żarski i in. 1997].

Celem niniejszej pracy jest przedstawienie zmienności plonowania oraz efektywności deszczowania i nawożenia azotowego jęczmienia jarego w zależności od zróżnicowanych w poszczególnych sezonach wegetacji warunków pokrycia potrzeb wodnych roślin, kształtowanego głównie przez opady atmosferyczne i dawki nawodnieniowe.

Materiał i metody badań

W badaniach wykorzystano wyniki wieloletniego (1987-1997) eksperymentu polowego z deszczowaniem i zróżnicowanym nawożeniem azotowym (N_1 - 60 kg/ha i N_2 - 120 kg/ha) jęczmienia jarego, prowadzonego w rejonie o niskich opadach atmosferycznych w Kruszyńskim Krajeńskim koło Bydgoszczy. Deszczowanie prowadzono według metody sterowania na podstawie opadów atmosferycznych

[Grabarczyk i in.1990]. Glebę pola doświadczalnego stanowiła czarna ziemia zdegradowana wytworzona z piasku słabogliniastego na płytce zalegającym piasku luźnym, zaliczana do klasy bonitacyjnej V i VI, która charakteryzowała się 3-7% zawartością części spławialnych w warstwie ornej i podornej oraz niską polową pojemnością wodną, wynoszącą zaledwie 90 mm w warstwie 0-100 cm.

Potrzeby wodne jęczmienia jarego określono według wskaźnika opadów optymalnych Klatta oraz ewapotranspiracji rzeczywistej wyznaczonej pośrednio wzorem Grabarczyka [Grabarczyk i in.1990, Żarski 1993]. Stopień pokrycia potrzeb wodnych przez opady atmosferyczne i dawki nawodnieniowe bilansowano dla całego okresu wegetacji jęczmienia (IV - VII) oraz dla okresu wzmożonego zapotrzebowania roślin na wodę (V - VI).

W badaniach zastosowano analizę regresji liniowej i wielomianowej uwzględniając każdorazowo jedną zmienną niezależną (niemianowany wskaźnik pokrycia potrzeb wodnych według dwóch metod w dwóch okresach bilansowania) oraz jedną zmienną zależną (wskaźnik plonowania, efektywność produkcyjna deszczowania lub zwiększonego nawożenia azotowego). Dysponowano materiałem pozwalającym na przedstawienie zmiennych zależnych w szerokich przedziałach czynnika wodnego od 0.24 do 1.52 (tab. 1).

Tabela 1. Charakterystyka zmiennych poddanych analizie korelacji i regresji
Table 1. Characteristic of variables put to correlation and regression analysis

Zmienne Variable	Liczebność próby Sample dimension	Wartość Value			Współczynnik zmienności Variation coefficient
		średnia average	max	min	
Zmienne niezależne - stopień pokrycia potrzeb wodnych według Independent variables - degree of coverage of water needs according to					
Klatta (V-VI)	22	0,93	1,32	0,31	38
Grabarczyka (V-VI)	22	0,82	1,22	0,24	38
Klatta (IV-VII)	22	0,91	1,52	0,32	36
Grabarczyka (IV-VII)	22	0,83	1,50	0,27	39
Zmienne zależne - wskaźniki plonowania jęczmienia jarego Dependent variables - yield indexes of spring barley					
Plon ziarna Grain yield (t/ha)	22	3,26	5,33	0,19	48
Masa 1000 ziaren 1000 grains weight (g)	22	40,7	51,1	22,9	17
Zawartość białka Protein content (%)	22	12,3	18,7	9,9	17
Efektywność azotu Nitrogen efficiency (t/ha)	22	0,26	1,27	-0,48	193
Efektywność deszczowania Sprinkling irrigation efficiency (t/ha)	11	2,40	3,73	1,14	34

Wyniki badań

Wysokość plonów ziarna jęczmienia jarego na glebie bardzo lekkiej zależała istotnie, liniowo i wprost proporcjonalnie od stopnia pokrycia potrzeb wodnych. Współczynniki korelacji charakteryzujące tę zależność wynosiły od 0.915 do 0.955, w zależności od metody określenia potrzeb wodnych i okresu bilansowania (tab. 2).

Tabela 2. Współczynniki korelacji charakteryzujące liniowe zależności między stopniem pokrycia potrzeb wodnych a plonowaniem jęczmienia jarego

Table 2. Correlation coefficients characterizing dependences between degree of coverage of water needs and yields of spring barley

Zmienne zależne Dependent variables	Stopień pokrycia potrzeb wodnych według Degree of coverage of water needs according to			
	Klatta	Grabarczyka	Klatta	Grabarczyka
	Okres krytyczny (V-VI) Critical period		Okres wegetacji (IV-VII) Vegetation period	
Plon ziarna Grain yield (t/ha)	0,948 ^{xx}	0,955 ^{xx}	0,944 ^{xx}	0,915 ^{xx}
Masa 1000 ziaren 1000 grains weight (g)	0,619 ^{xx}	0,574 ^{xx}	0,580 ^{xx}	0,547 ^x
Zawartość białka Protein content (%)	-0,569 ^{xx}	-0,604 ^{xx}	-0,709 ^{xx}	-0,696 ^{xx}
Efektywność azotu (t/ha) Nitrogen efficiency	0,501 ^x	0,483 ^x	0,557 ^x	0,540 ^x
Efektywność deszczowania (t/ha) Sprinkling irrigation efficiency	-0,765 ^{xx}	-0,775 ^{xx}	-0,771 ^{xx}	-0,740 ^x

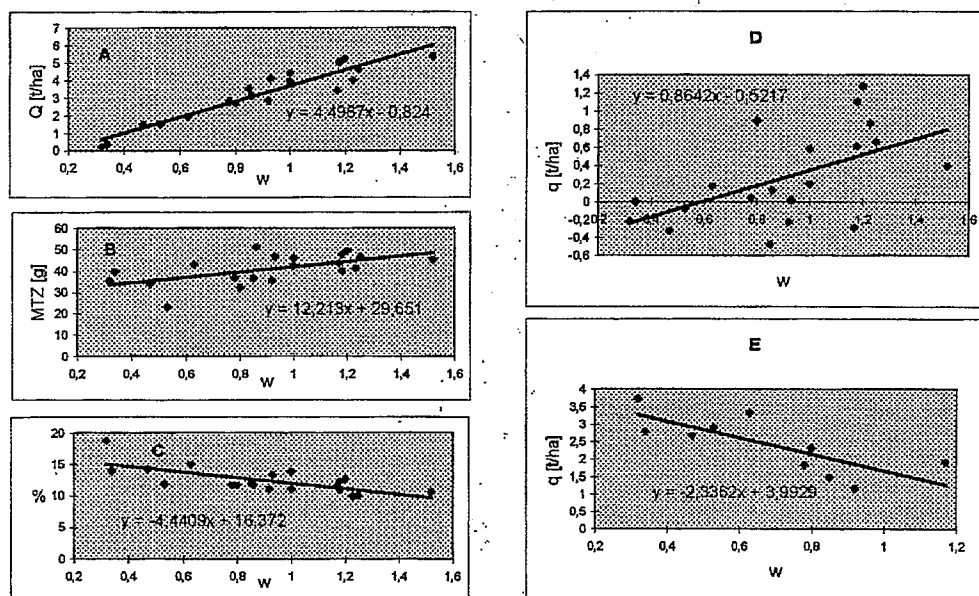
^x - korelacja istotna z prawdopodobieństwem 95%
significant correlation with probability of 95%

^{xx} - korelacja istotna z prawdopodobieństwem 99%
significant correlation with probability of 99%

W zakresie zmienności stopnia pokrycia potrzeb wodnych wyznaczonych metodą Klatta dla całego okresu wegetacji od 0.32 do 1.52, plon ziarna rósł proporcjonalnie od 0.62 do 6.02 t/ha (rys. 1). Warunki wodne rzutowały także istotnie na dorodność ziarna oraz zawartość w nim białka ogólnego. W tych przypadkach współczynniki korelacji były jednak mniejsze, co mogło wynikać z wykorzystywania w badaniach różnych odmian jęczmienia (Bielik, Dema, Ars).

Stopień pokrycia potrzeb wodnych, niezależnie od metody ich określenia i okresu bilansowania, wpływał istotnie na efekty deszczowania jęczmienia oraz w mniejszym stopniu na efekty zwiększonego nawożenia azotowego. We wspomnianym przedziale pokrycia potrzeb wodnych, efektywność deszczowania malała liniowo z 3.24 do 0.43 t/ha, zaś efektywność nawożenia rosła od -0.24 do

0.79 t/ha. Zwiększone nawożenie azotowe powodowało wzrost plonu dopiero przy stopniu pokrycia potrzeb wodnych wynoszącym 0.60 (rys. 1).



Rys. 1. Zależność pomiędzy stopniem pokrycia potrzeb wodnych (w) a plonem ziarna (A), masą tysiąca ziaren (B), zawartością białka (C), efektywnością azotu (D), efektywnością deszczowania (E).

Fig. 1. Dependence between degree of coverage of water needs (w) and grain yield (A), 1000 grain weight (B), protein content (C), nitrogen efficiency (D), sprinkling irrigation efficiency (E).

Podsumowanie

Przedstawione wyniki badań wskazują jednoznacznie na decydującą rolę czynnika wodnego w kształtowaniu wysokości i jakości plonu oraz efektywności zastosowanych zabiegów intensyfikujących plon jęczmienia jarego, uprawianego na glebie o małej zdolności retencjonowania wody. Świadczą także o poprawności badanych metod określenia potrzeb wodnych, jakkolwiek zwłaszcza w dłuższych okresach bilansowania potrzeby wodne obliczone według tych metod wydają się niedoszacowane. Wynika to jednak z nieuniknionych w warunkach praktycznego zastosowania deszczowni strat wody poza zasięg systemu korzeniowego z powodu nierównomiernego rozkładu opadów atmosferycznych bądź zastosowania

deszczowania w okresie poprzedzającym większe opady. Straty te są szczególnie duże na glebach o małej retencji wodnej, gdzie z pozoru mało oszczędne gospodarowanie wodą do nawodnień generuje jednak rekompensujący, liniowy wzrost produktywności.

Literatura

- [1] Grabarczyk S., Żarski J., Dudek S. 1990. *Metoda sterowania deszczowaniem w skali ładu i gospodarstwa na podstawie opadów atmosferycznych*. Zesz. Nauk. AR w Krakowie, 250: 41-56.
- [2] Grabarczyk S., Żarski J., Dudek S. 1990. *Porównanie ewapotranspiracji potencjalnej obliczonej różnymi formułami z polowym zużyciem wody*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, 191: 23-30.
- [3] Kowalik P. 1989. *Relacja pomiędzy zaopatrzeniem w wodę a plonem roślin*. W: „Potrzeby wodne roślin uprawnych”. PWN Warszawa: 36-49.
- [4] Mosiej J. 1996. *Metoda oceny wpływu wilgotności gleby i ewapotranspiracji na wysokość plonów w warunkach nawodnień*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 438: 141-146.
- [5] Żarski J. 1993. *Reakcja zbóż jarych na deszczowanie i nawożenie azotowe w warunkach gleby bardzo lekkiej*. Zesz. Nauk. ATR w Bydgoszczy. Rozprawy Naukowe, 59: ss. 72.
- [6] Żarski J., Dudek S., Rzekanowski C. 1997. *Wpływ warunków wodnych na plonowanie jęczmienia jarego i pszenicy jarej*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, 313: 197-202.

Summary

Yields of spring barley as dependent on coverage degree of water needs. The paper has been prepared on the basis of results from long-term field experiment (1987-1997) on sprinkling irrigation and nitrogen fertilization of spring barley on a sandy soil containing less than 10% of floatable fraction in arable layer and subsoil, in Kruszyn Krajeński near Bydgoszcz.

Yields as well as sprinkling irrigation efficiency and nitrogen fertilizing effectiveness of barley were made as dependent on degree of coverage of its water needs calculated with the usage of Klatt's indexes, Grabarczyk's indexes for the period of enhanced water needs of plants (V-VI) as well as for all the vegetation period (IV-VII).

Significant, linear dependences between examined variables have been obtained in all the cases. It attest about correctness of water demand indexes

calculated and also it indicates decisive role of water factor in yield shaping of barley on the very light soils.

Jacek Żarski,
Katedra Melioracji i Agrometeorologii WR ATR
ul. Bernardyńska 6/8,
85-029 Bydgoszcz

EFEKTYWNOŚĆ NAWOŻENIA AZOTEM I NAWADNIANIA BOBIKU UPRAWIANEGO NA GLEBIE LEKKIEJ

EFFECTIVITY OF IRRIGATION AND NITROGEN FERTILIZATION OF FIELD BEAN, CULTIVATED ON A SANDY SOIL

Cezary Podsiadło, Stanisław Karczmarczyk, Zdzisław Koszański

Zakład Podstaw Produkcji Roślinnej i Nawadniania Roślin, Akademia Rolnicza
Szczecin

Wstęp

Z dotychczas przeprowadzonych badań nad oceną wpływu warunków opadowych na efekty nawadniania upraw polowych niewiele dotyczyło roślin strączkowych (Dzieżyc i wsp. 1986, Panek 1986, Podsiadło i wsp. 1996).

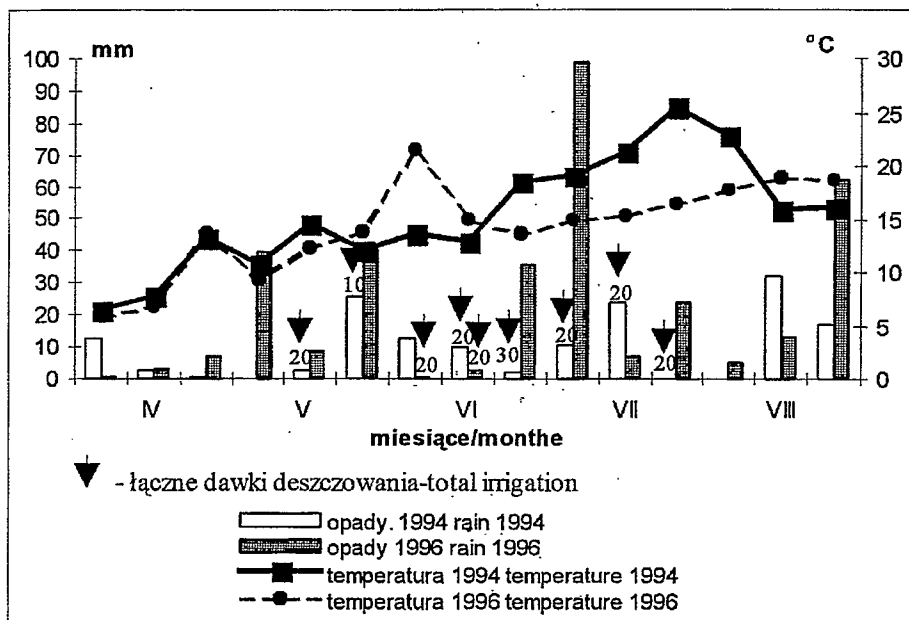
Zdaniem wielu autorów (Karczmarczyk i wsp. 1978, Nowak, 1987, Dzieżyc 1986) spośród roślin strączkowych, bobik reaguje najbardziej na brak wody, zwłaszcza jeżeli jest uprawiany na glebach lekkich.

Wprowadzone do uprawy w ostatnim czasie nowe odmiany bobiku tzw. „samokończące”, nie sprawiają już tak dużych trudności przy uprawie na nasiona, dzięki czemu zwiększa się zainteresowanie rolników tą rośliną. Dlatego istnieje potrzeba sprawdzenia nowych odmian bobiku i określenia ich reakcji na warunki wodne i nawożenie azotem w celu właściwej rejonizacji, zwiększenia areалу uprawy oraz uzyskiwania wysokich i wiernych plonów.

Material i metody badań

W latach 1994 i 1996 przeprowadzono doświadczenia polowe w RSD Lipki na Nizinie Szczecińskiej, na glebie brunatnej kwaśnej, wytworzonej z piasku zwałowego lekkiego i zaliczanej do kompleksu żytniego dobrego. Doświadczenia dwuczynnikowe założono metodą losowanych podbloków w układzie zależnym w czterech powtórzeniach.

Porównywano następujące obiekty: deszczowanie - czynnik I rzędu: O - poletka nie deszczowane (obiekt kontrolny); W - poletka deszczowane; nawożenie azotem - czynnik II rzędu: 0N - bez nawożenia (obiekt kontrolny); 1N - 20 kg N/ha,



Ryc. 1. Charakterystyka warunków pluwiotermicznych w okresie wegetacji bobiku.
Fig. 1. Rainfall, temperature, irrigation in 1994 and 1996.

2N - 40 kg N/ha, 3N - 60 kg N/ha. Deszczowanie stosowano wg metody dekadowych potrzeb opadowych roślin opracowanej przez Dzieżyca i wsp. (1982).

W roku 1994 wystąpiły duże niedobory opadów. Natomiast w 1996 roku suma opadów była zbliżona do optymalnych dla bobiku.

W okresie wegetacji bobiku sumy niedoborów opadów wynosiły w latach 1994 i 1996 odpowiednio 112,5 mm i 0,2 mm.

Sezonowe dawki wody, 140 mm w 1994 roku i 40 mm w 1996 roku oraz terminy deszczowania bobiku przedstawiono na rycinie 1. Uprawa roli pod bobik była wykonana zgodnie z ogólnie przyjętymi zaleceniami agrotechniki. W doświadczeniach testowano odmianę bobiku o zdeterminowanym typie wzrostu - Tinos.

Omówienie wyników

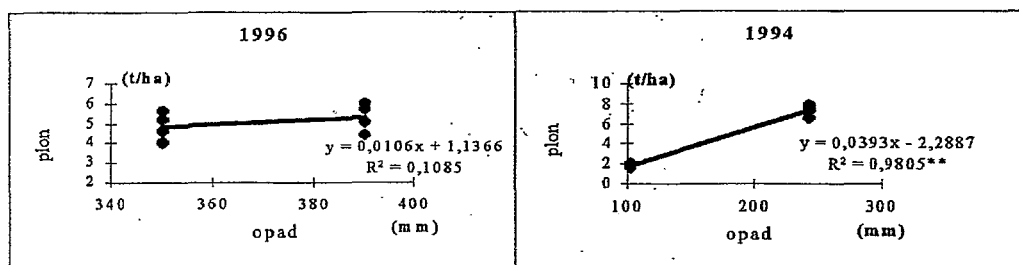
Z analizy wyników w (tab.1) widać wyraźnie, że decydujący wpływ na wielkość plonów nasion i słomy bobiku w poszczególnych latach badań, miała ilość opadów. W suchym 1994 roku, deszczowanie zwiększyło plon nasion i słomy odpowiednio o 5,50 i 6,26 t/ha (309 i 199%).

Tabela 1 Plony nasion i słomy w roku suchym (1994) i przekropnym (1996), (t/ha)
Table 1. Yield of small bean seeds and straw in dry year (1994) and wet (1996)

Czynnik doświadczenia-Factor		1994		1996	
deszczowanie irrigation	nawożenie aztem kg/ha N-fertilization kg/ha	nasiona seeds	słoma straw	nasiona seeds	słoma straw
O*	0	1,55	3,00	4,00	5,00
	20	1,55	3,10	4,62	5,33
	40	2,04	3,25	5,20	6,05
	60	1,96	3,25	5,61	6,18
	średnio-mean	1,78	3,15	4,86	5,64
W	0	6,51	9,25	4,40	5,23
	20	7,25	9,40	5,05	5,38
	40	7,49	9,50	5,70	6,13
	60	7,88	9,50	5,98	6,27
	średnio-mean	7,28	9,41	5,28	5,75
O+W/2	0	4,03	6,13	4,20	5,12
	20	4,40	6,25	4,84	5,36
	40	4,77	6,38	5,45	6,09
	60	4,92	6,38	5,80	6,23
NiR _{0,05} dla:	<u>deszczowania-irrigation</u>	2,08	3,35	0,06	r.n.
LSD for:	<u>nawożenia-fertilization</u>	0,54	r.n.**	0,08	0,08
	<u>interakcji-interaction</u>	2,18	4,00	0,12	r.n.

*- O-objekty nie deszczowane-not irrigated; W-objekty deszczowane-irrigated ** - r.n. - różnica nieistotna-not significant.

W mokrym 1996 roku, działanie uzupełniającego deszczowania było bardzo małe a przyrost plonu wyniósł tylko 0,42 t/ha (8,6%), ale też dawka uzupełniającego nawadniania wynosiła tylko 40 mm. W roku 1994 ze względu na bardzo duży deficyt wody, rozwój roślin został zahamowany, zwłaszcza przy wyższych dawkach nawożenia azotem (60 kg/ha), co w konsekwencji spowodowało niskie plonowanie bobiku (1,78 t/ha). Odmiennie w 1996 roku obfitującym w opady, rośliny miały dogodne warunki do wzrostu i rozwoju również przy wyższym poziomie nawożenia azotem, czego wyrazem był wysoki plon nasion (4,86 t/ha) nawet na obiektach nie deszczowanych.



Ryc.2. Zależność plonów nasion od sumy opadów i nawadniania w okresie wegetacji bobiku

Fig 2. Dependence of the seed yield on the rainfall and irrigation

O wyraźnym związku między ilością opadów i nawadniania a uzyskanymi plonami świadczą wyliczone zależności korelacyjne (ryc.2). Tylko w 1994 roku zastosowana dawka uzupełniającego nawadniania 140 mm w istotny sposób zwiększała plon nasion bobiku, (współczynnik $R^2 = 0,98^{**}$).

Podobnie efekt 1 mm wody z deszczowania był wyraźnie większy w suchym 1994 r. (tab. 2). 1 mm wody z uzupełniającego nawadniania spowodował przyrost 39,3 kg nasion, 11,3 kg białka, 40,9 jednostek owsianych i 183 jednostek paszowych. W mokrym 1996 roku wszystkie w/w wskaźniki były kilkakrotnie mniejsze.

Tabela 2 Produkcyjność jednostkowa zastosowanej wody (kg lub jedn./mm)

Table 2. Unitary productivity of applied water (kg, unit per/mm)

Nawożenie kg/ha Fertilization	Nasiona (kg) Seeds (kg)		Białko (kg) Protein (kg)		Jednostki owsiane Oat units		Jednostki paszowe Fodder units	
	1994	1996	1994	1996	1994	1996	1994	1996
0	35,4	10,0	10,7	0,06	36,8	10,4	166	36,6
20	40,7	10,8	12,1	0,03	42,3	11,2	190	32,3
40	38,9	12,5	10,8	0,02	40,5	13,0	180	45,6
60	42,3	9,25	11,4	-0,06	44,0	9,62	194	33,5
Średnio-mean	39,3	10,6	11,3	0,01	40,9	11,1	183	38,8

Tabela 3 Współczynniki polowego zużycia wody (mm), wyrażone w plonach białka, jednostkach owsianych i paszowych.

Table 3. Field water consumption index (mm), expressed by the yields of protein, oat units and fodder units.

Deszczowanie- Irrigation	Dawka azotu kg/ha Nitrogen dose	Polowe zużycie wody Field water use		Plon białka Protein yield		Jednostki owsiane Oat units		Jednostki paszowe Fodder units	
		1994	1996	1994	1996	1994	1996	1994	1996
O	0	251	432	0,58	0,38	0,16	0,10	0,04	0,02
	20	257	435	0,58	0,34	0,16	0,09	0,04	0,02
	40	257	447	0,44	0,30	0,12	0,08	0,03	0,02
	60	258	448	0,45	0,28	0,13	0,08	0,03	0,02
średnio	mean	256	440	0,51	0,33	0,14	0,09	0,03	0,02
W	0	363	462	0,19	0,41	0,05	0,10	0,01	0,02
	20	366	462	0,17	0,35	0,05	0,09	0,01	0,02
	40	370	468	0,18	0,32	0,05	0,08	0,01	0,02
	60	374	469	0,17	0,30	0,05	0,08	0,01	0,02
średnio	mean	368	465	0,18	0,34	0,05	0,09	0,01	0,02

Warunki opadowe w latach badań kształtowały zużycie wody z gleby (tab. 3). W 1996 r. polowe zużycie wody z warstwy gleby 0-100 cm wzrosło w porównaniu do 1994 roku o ponad 96 mm (26%), ale produkcyjne wykorzystanie wody przez bobik było mniej oszczędne w roku mokrym niż w suchym. Potwierdzają to współczynniki polowego zużycia wody wyrażone w plonach białka, jednostek owsianych i paszowych. W 1994 roku przy zużyciu wody w ilości 368,2 mm/h rośliny na wyprodukowanie 1 kg białka, jednej jednostki owsianej i paszowej pobrały odpowiednio 0,18mm, 0,05 mm i 0,01 mm wody, natomiast w mokrym 1996 r. przy zużyciu 465 mm wody, na wytworzenie 1 kg białka bobik zużył jej o 94% więcej. Podobnie aby uzyskać porównywalną jednostkową wartość energetyczną plonu, rośliny zużyły przeciętnie ponad 70% wody więcej w mokrym roku 1996 aniżeli w suchym 1994.

Wnioski

1. W latach o dużych niedoborach opadów zastosowanie uzupełniającego deszczowania spowodowało przyrost plonu nasion bobiku i słomy. Wzrastające

dawki azotu stymulowały wzrost plonu nasion i słomy na obiektach nawadnianych zwłaszcza w lata posuszne.

2. W latach o wysokich opadach i dobrym zaopatrzeniu roślin w wodę bobik zużywa jej znacznie więcej na wyprodukowanie jednostki plonu.

Literatura

Dziężyc J., Nowak L., Panek K., 1982. *Dekadowe wskaźniki potrzeb opadowych roślin uprawnych w Polsce*. Zesz.Probl.Post.Nauk Rol., 314:11-13.

Dziężyc J., Dmowski Z., Dziężycowa D., Nowak L., Panek K., 1986. *Produktywność nawadniania zależnie od ilości opadów, poziomu nawożenia i zwięzłości gleb*. Zesz.Probl.Post.Nauk Rol., 377.

Nowak L., 1987. *Wpływ nawożenia mineralnego i deszczowania na plon i skład chemiczny dwóch odmian bobiku*. Frag.Agronom. 1(13), Rok IV:59-66.

Panek K., 1986. *Produktywność opadów i nawadniania oraz różnych dawek azotu w uprawie roślin pastewnych*. Zesz.Probl.Post.Nauk Roln., 2884:115-124.

Podsiadło C., Karczmarczyk S., Koszański Z., 1996. *Wpływ deszczowania i nawożenia azotem na efektywność niektórych procesów fizjologicznych oraz plonowanie bobiku na glebie lekkiej*. Zesz.Probl.Post.Nauk Rol., 438:351-358.

Summary

Effectivity of irrigation and nitrogen fertilization of field bean, cultivated on a sandy soil . The influence of overhead irrigation and various doses of nitrogen on the yield of bean cv. Tinos was tested in a field experiment on a brown, acid soil, developed from light sand, described as a good-rye-complex.

In years of large rain deficit, the application of irrigation caused substantial increases of the yield of both seed and straw of field bean. Increased doses of nitrogen enhanced the yield of irrigated plants, particularly in dry years.

The consumption of water by field bean markedly increased in years of sufficient rain, also the irrigated plants used more water for the production of a yield unit.

Cezary Podsiadło

Akademia Rolnicza, 71-434 Szczecin

ul. Słowackiego 17

EFEKTY PRODUKCYJNE ZBÓŻ JARYCH UPRAWIANYCH W RÓŻNYCH WARUNKACH WILGOTNOŚCIOWYCH GLEBY

PRODUCTIVE EFFECTS OF SPRING CEREALS CULTIVATED IN DIFFERENT SOIL MOISTURE CONDITIONS.

Zdzisław Koszański, Stanisław Karczmarczyk, Cezary Podsiadło

Zakład Podstaw Produkcji Roślinnej i Nawadniania Roślin, Akademia Rolnicza
Szczecin

Wstęp

Zboża jare należą do roślin o dużym potencjale produkcyjnym, zapewniając im więc dostatek wody i składników odżywczych, można oczekiwać wysokich zbiorów; piszą o tym m. in. Karczmarczyk i wsp. (1990), Podsiadło i Koszański (1995), Koc (1996) i Żarski (1993).

Celem przeprowadzonych badań było określenie oddziaływania deszczowania i dużych dawek nawozów mineralnych na plonowanie pszenicy jarej, jęczmienia jarego, owsa i pszenżyta jarego, uprawianych na glebie kompleksu żyniego dobrego na Pomorzu Szczecińskim.

Materiały i metody badań

Badania wykonano w latach 1992-1994 na glebie brunatnej kwaśnej, wytworzonej z piasku zwałowego naglinowego, zaliczanej do kompleksu żyniego dobrego. Schemat doświadczenia obejmował dwa czynniki - wodny i nawozowy. Badaniami objęto następujące zboża jare: pszenica (Broma), jęczmień (Lot), owies (Borys), pszenżyto (Maja).

1. Czynniki wodny: O - obiekty kontrolne, W - obiekty deszczowane według dekadowych potrzeb wodnych roślin (Dzieżyc i wsp., 1987).

2. Czynniki nawozowy, oprócz kontrolnego (0 NPK) uwzględniał 150, 300 i 450 kg NPK · ha⁻¹, stosunek N:P:K wynosił jak 1:0,8:1,2. Zboża jare uprawiano po ziemniakach. Na podstawie uzyskanych plonów wyliczono produktywność netto 1 mm wody i 1 kg NPK.

Warunki pluwiometryczne w 1992 i 1994 roku na Pomorzu Szczecińskim były bardzo niekorzystne dla wzrostu i rozwoju zbóż jarych. Były to lata bardzo ciepłe i suche (tab. 1).

Tabela 1. Odchylenie średnich miesięcznych temperatur (°C) powietrza (T) od średnich z wielolecia oraz miesięczny procent normy opadów (O) w RSD Lipki

Table 1. Deviation of atmospheric air average monthly temperature (T) from multi year data and percent of monthly precipitation (O) in the Experiment Station Lipki

Lata Years	Miesiące - Months				Średnia - Mean IV-VII
	IV	V	VI	VII	
1992	T	+1,0	+1,5	+2,5	+1,7
	O	59	65	25	32
1993	T	+3,2	+4,7	-0,9	-1,0
	O	31	86	144	131
1994	T	+2,3	+0,1	-1,1	+4,6
	O	42	53	43	51

Nieco inaczej układały się opady i temperatury w 1993 roku, kwiecień i maj były bardzo ciepłe i posuszne, natomiast czerwiec i lipiec chłodny i obfity w opady. Dlatego w 1993 r. deszczowanie zbóż rozpoczęto już w 3 dekadzie kwietnia, a zakończono w 1 dekadzie czerwca, rozdeszczowując pod poszczególne gatunki zbóż po 130 mm wody, natomiast w latach 1992 i 1994 zastosowano od 160 do 200 mm wody.

Wyniki badań

Zboża jare uprawiane w naturalnych warunkach opadowych dały przeciętny z 3 lat plon ziarna w wysokości 2,71 t · ha⁻¹ (tab. 2). Spośród ocenianych gatunków zbóż jarych, największe plony ziarna uzyskano z uprawy pszenżyta i owsa, a najniższe pszenicy. W warunkach deszczowania największymi możliwościami plonotwórczymi charakteryzowały się pszenica (5,93 t · ha⁻¹) i pszenżyto (5,18 t · ha⁻¹). Deszczowanie okazało się czynnikiem stabilizującym plony na odpowiednio wysokim poziomie. Zabieg ten powodował średnio za okres trzech lat wzrost plonu ziarna pszenicy o 3,49 t · ha⁻¹ (143%), pszenżyta o 2,93 t · ha⁻¹ (100%), jęczmienia

o $2,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (94%) i owsa o $2,36 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (85%). Największe zbiory ziarna gwarantowało deszczowanie oraz nawożenie mineralne pszenicy, jęczmienia i owsa dawką $300 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$, a pszenżyta $450 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$. W naturalnych warunkach opadowych wystarczyło pod zboża zastosować $150 \text{ kg NPK} \cdot \text{ha}^{-1}$. Tak wysokie przyrosty plonów pod wpływem deszczowania możliwe są do uzyskania tylko w lata posuszne, przeciętnie przyrosty są znacznie mniejsze i w warunkach Pomorza Szczecińskiego dla zbóż wahają się od $0,35$ do $1,86 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Kozłowski i Karczmarczyk, 1990).

Tabela 2. Plony ziarna zbóż jarych ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)
Table 2. The yield of spring cereals grain ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Roślina Plant	Deszczowani e Irrigation	Lata Years			Dawki NPK w $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Doses of NPK in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$				Średnia Mean
		1992	1993	1994	0	150	300	450	
Pszenica Wheat	O*	1,86	3,23	2,21	2,22	2,59	2,50	2,44	2,44
	W*	5,75	5,54	6,51	3,88	5,57	6,74	7,54	5,93
NIR 0,05 dla: deszczowania – 0,48; nawożenia – 0,32; współdziałania – 0,96 LSD0.05 for: irrigation fertilization interaction									
Jęczmień Barley	O	2,40	3,58	2,02	2,34	2,90	2,83	2,59	2,67
	W	4,96	5,30	5,30	3,12	5,00	6,20	6,42	5,18
NIR 0,05 dla: deszczowania – 0,66; nawożenia – 0,27; współdziałania – 0,56 LSD0.05 for: irrigation fertilization interaction									
Pszenżyto Triticale	O	1,72	4,11	2,98	2,53	3,19	3,04	2,97	2,93
	W	4,96	5,84	6,77	3,55	5,64	6,78	7,46	5,86
NIR 0,05 dla: deszczowania – 0,28; nawożenia – 0,37; współdziałania – 0,61 LSD0.05 for: irrigation fertilization interaction									
Owies Oat	O	1,58	3,87	2,88	2,44	2,90	2,96	2,80	2,78
	W	4,71	5,44	5,25	2,77	5,17	6,46	6,14	5,14
NIR 0,05 dla: deszczowania – 0,32; nawożenia – 0,25; współdziałania – 0,76 LSD0.05 for: irrigation fertilization interaction									

* O - nie deszczowane - not irrigated; W - deszczowane - irrigated

Najkorzystniejsze przyrosty plonów ziarna na 1 mm wody zastosowanej do deszczowania uzyskano w uprawie pszenicy i pszenżyta, a wyraźnie gorsze w przypadku owsa (tab. 3). Na jednostkową produktywność wody oddziaływało

również nawożenie mineralne. Wskaźnik ten w przypadku pszenicy, jęczmienia i pszenżyta wzrastał do 450 kg NPK · ha⁻¹, owsa do 300 kg NPK · ha⁻¹.

Tabela 3. Produkcyjność jednostkowa wody (kg · mm⁻¹)

Table 3. Productivity of used water (kg · mm⁻¹)

Roślina Plant	Lata Years			Dawki NPK w kg · ha ⁻¹ Doses of NPK in kg · ha ⁻¹				Średnia Mean
	1992	1993	1994	0	150	300	450	
Pszenica jara Spring wheat	19,45	17,70	23,83	9,33	17,48	24,88	29,60	20,33
Jęczmień jary Spring barley	14,01	13,19	20,50	4,72	13,05	22,67	23,17	15,90
Pszenżyto jare Spring tritcale	16,21	13,38	19,38	5,98	12,03	21,49	25,78	16,32
Owies - Oats	17,40	12,11	14,81	2,11	14,17	22,10	20,74	14,78
Średnia - Mean	16,80	14,11	19,60	5,55	14,20	22,80	24,80	16,80

Wnioski

1. Deszczując zboża jare w regionie Pomorza Szczecińskiego na glebie kompleksu żyniego dobrego w latach posusznych, można oczekiwać przeciętnego wzrostu plonu ziarna pszenicy o 3,49 t · ha⁻¹, pszenżyta o 2,93 t · ha⁻¹, jęczmienia o 2,5 t · ha⁻¹ i owsa o 2,36 t · ha⁻¹.

2. W naturalnych warunkach opadowych, w lata posuszne na glebie kompleksu żyniego dobrego wystarczy pod zboża jare zastosować 150 kg NPK · ha⁻¹, natomiast stosując deszczowanie należy zwiększyć dawkę nawozów mineralnych pod pszenicę, jęczmień i owies do 300 kg NPK · ha⁻¹, a pszenżyto do 450 kg NPK · ha⁻¹.

Literatura

Dzięzyć J., Nowak L., Panek K., 1987. Dekadowe wskaźniki potrzeb opadowych roślin uprawnych w Polsce. Zesz.Probl.Post.Nauk Rol., 314:11-13.

Karczmarczyk S., Koszański Z., Zbieć I., 1990. Plonowanie oraz wzrost i rozwój wybranych odmian owsa w zależności od deszczowania i nawożenia mineralnego. Cz.I. Plony ziarna i słomy. Szczec.Rocz.Nauk., 2:7-16.

- Koc J. 1996. *Wpływ wilgotności gleby na efektywność nawożenia azotem pszenżyta jarego*. Zesz.Probl.Post.Nauk Rol., 438:69-77.
- Koźmiński Cz., Karczmarczyk S., 1990. *Rejonizacja potrzeb nawadniania roślin uprawnych na Pomorzu*. Zesz.Probl.Post.Nauk Roln., 387:9-39.
- Podsiadło C., Koszański Z. 1995. *Reakcja odmian pszenicy jarej na deszczowanie i nawożenie mineralne*. Zesz.Nauk. AR Szczecin, 165:99-103.
- Żarski J., 1993. *Reakcja zbóż jarych na deszczowanie i nawożenie azotem w warunkach gleb bardzo lekkich*. Zesz.Nauk. AR Bydgoszcz, Rozpr.59:70ss.

Summary

Productive effects of spring cereals cultivated in different soil moisture conditions. Studies were done on sandy soil in the years 1992-1994. Various doses of mineral fertilizers (0,150,300 and 450 kg · ha⁻¹) and supplemental irrigation were applied. Spring wheat, oats, spring triticale and spring barley were used as test plants. Applied treatments increased the yield of spring wheat by 3,49 t · ha⁻¹ (143%), spring triticale by 2,39 t · ha⁻¹ (100%), spring barley by 2,5 t · ha⁻¹ (94%) and oats by 2,36 t · ha⁻¹ (85%).

The highest crops of spring wheat barley and oats were obtained when irrigated and fertilized with 300 kg of NPK · ha⁻¹ and spring triticale with 450 kg NPK · ha⁻¹.

Zdzisław Koszański

Akademia Rolnicza

71-434 Szczecin, ul. Słowackiego 17

ZUŻYCIE WODY PRZEZ WYBRANE GATUNKI ROŚLIN UPRAWNYCH W ZRÓŻNICOWANYCH WARUNKACH NAWOŻENIA AZOTEM

WATER CONSUMPTION OF SOME CROPS SPECIES UNDER DIFFERENTIATED CONDITIONS OF NITROGEN FERTILIZATION

Janusz Igras

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa Puławy

Wstęp

Wielkość plonów roślin w znacznym stopniu zależy od zaopatrzenia ich w wodę, zwłaszcza w tzw. okresach krytycznych pod względem gospodarki wodnej (2,4,6,7). Dotychczas brakuje bezpośrednich metod oznaczania ilości wody pobranej lub wytranspirowanej przez rośliny w warunkach polowych. Dlatego też, w warunkach uprawy polowej ilość wody zużywanej z profilu glebowego szacuje się z przekształconego równania bilansu wodnego gleby, które określa polowe zużycie wody (PZW). Polowe zużycie wody jest to ilość wody zużywana na transpirację roślin, parowanie z powierzchni gleby oraz odpływ do głębszych warstw profilu. Przyjmuje się często, że polowe zużycie wody stanowi ewapotranspirację rzeczywistą łąnu roślin (ET_r) (6,9,13).

Plony osiągalne roślin zależą od ewapotranspiracji rzeczywistej, a stosunek plonów osiągalnych roślin do potencjalnych jest skorelowany ze stosunkiem ewapotranspiracji rzeczywistej do ewapotranspiracji potencjalnej (ET_p) (2,6,7).

Jednym z czynników o bardzo silnym działaniu plonotwórczym jest nawożenie azotem. Wpływ nawożenia azotem na polowe zużycie wody oraz łączny wpływ obydwu czynników na plony roślin nie jest do końca rozpoznany.

Do pomiaru wilgotności gleby wykorzystano nowoczesną technikę - sondę neutronową z wbudowanym komputerem, co umożliwiło śledzenie wilgotności gleby w okresie wegetacji w krótkich przedziałach czasowych a poprzez to dokładne wyznaczenie zużycia wody przez rośliny w poszczególnych fazach.

Celem podjętych badań było określenie polowego zużycia wody przez wybrane gatunki roślin uprawy polowej w zależności od nawożenia azotem oraz określenie wpływu współczynnika PZW/ET_p na plony podstawowych roślin ozimych i jarych.

Material i metody badań

Do badań wykorzystano ustabilizowane, ściśle doświadczenie polowe (założone metodą split-plot) zlokalizowane w Rolniczym Zakładzie Doświadczalnym w Grabowie (woj. radomskie). Doświadczenie prowadzono w układzie dwóch czteropolowych zmianowań (tab. 1), dwoma polami roślin równocześnie, w czterech powtórzeniach, co umożliwiło przebadanie ośmiu gatunków roślin w ciągu dwóch lat - 1994-95. W zmianowaniu I uprawiano następujące rośliny: pszenicę ozimą (odmiany Almari), pszenżyto ozime (Prego), ziemniak bardzo wczesny (Aster) i rzepak ozimy (Leo), a w zmianowaniu II burak cukrowy (PN - Mono 4), pszenicę jara (Igna), kukurydzę na ziarno (LG - 5) oraz ziemniak średnio późny (Irga).

Tabela 1. Dawki nawozów azotowych w kg N/ha pod poszczególne rośliny
Table 1. Nitrogen doses in kg N/ha for each crops

Roślina Crop	Dawki azotu Nitrogen doses				
	N0	N1	N2	N3	N4
pszenica ozima <i>winter wheat</i>	0	30	60	90	120
ziemniak bardzo wczesny <i>early potato</i>	0	25	50	75	100
burak cukrowy <i>sugar beet</i>	0	45	90	135	180
kukurydza <i>maize</i>	0	45	90	135	180
pszenżyto ozime <i>triticale</i>	0	25	50	75	100
rzepak ozimy <i>winter rape</i>	0	40	80	120	160
pszenica jara <i>spring wheat</i>	0	30	60	90	120
ziemniak średnio późny <i>late potato</i>	0	30	60	90	120

Doboru odmian dokonano uwzględniając warunki glebowe i rejon uprawy.

Czynnikiem doświadczenia było nawożenie azotowe zastosowane na czterech poziomach: (N1, N2, N3, N4) oraz obiekt kontrolny - N0 (tab. 1). W trakcie wegetacji dokonywano oceny wzrostu i rozwoju roślin charakteryzując fazy rozwojowe według skal: Zadoksa - rośliny zbożowe, BBA - rzepak, kukurydzę i ziemniak, oraz BBA zmodyfikowanej - burak cukrowy.

Doświadczenie zlokalizowane było na glebie płowej wykształconej z gliny średniej o różnej głębokości spiaszczenia, zaliczanej do kompleksu żytinioziemniaczanego bardzo dobrego. Niewielkie, rozproszone powierzchnie zajmowały gleby brunatne wykształcone z piasków naglinowych, zaliczane do kompleksu żytniego dobrego. Pomiary uwilgotnienia gleby wykonywano na obiekcie kontrolnym (N0), drugim (N2) i czwartym (N4) poziomach azotu, w 4 powtórzeniach. Wilgotność gleby mierzono przy pomocy skomputeryzowanej sondy neutronowej CPN 503 DR Hydroprobe, z częstotliwością co 7 dni w ciągu okresu wegetacji, pod wszystkimi uprawianymi roślinami. Na każdym polu mierzono wilgotność gleby w 12 punktach pomiarowych na 7 głębokościach profilu glebowego: 20, 30, 40, 50, 60, 80 i 100 cm. Przed rozpoczęciem pomiarów dokonano kalibracji sondy neutronowej na poszczególnych głębokościach pomiarów odnosząc odczyty z sondy do wyników wilgotności uzyskanych przy pomocy metody suszarkowej.

Polowe zużycie wody (PZW) obliczono według wzoru Baca:

$$PZW \text{ (mm)} = Z_{DJ-n} + P - Z_{DJ}$$

gdzie:

Z_{DJ-n} - zapas wody w określonej warstwie gleby na początku okresu pomiarowego (mm)

P - opady (mm)

Z_{DJ} - zapas wody w określonej warstwie gleby na końcu okresu pomiarowego (mm) i założono, że stanowi ono ewapotranspirację rzeczywistą łąnu roślin.

Ewapotranspirację potencjalną (ETp) policzono według wzoru Penmana. Terminy pomiarów wilgotności wyrażono w dniach kalendarza juliańskiego (DJ).

Jako kryterium oszacowania równań regresji przyjęto względny średni standardowy błąd oceny (RRMSE), który wyrażono w procentach:

$$RRMSE (\%) = (100/X) \cdot RMSE$$

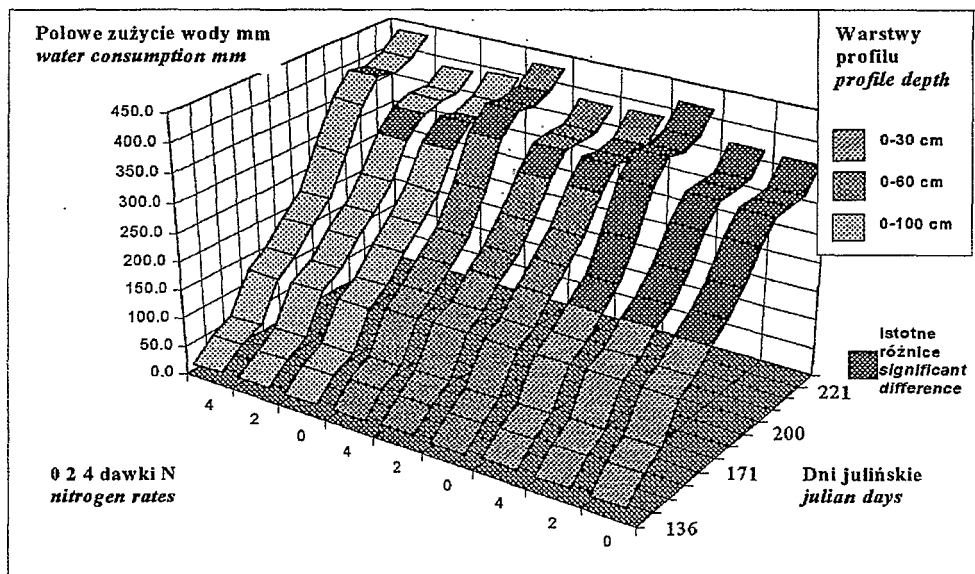
gdzie:

X- średnia wartość zmiennej zależnej z pomiaru,

RMSE - standardowy błąd równania regresji.

Wyniki

Polowe zużycie wody (PZW) w ciągu okresu wegetacyjnego, liczone od początku do końca wegetacji roślin było zróżnicowane dla gatunków roślin i niezależne od dawek nawozów azotowych. Pomimo wyraźnego przyrostu PZW pod wpływem wzrastających dawek azotu nie stwierdzono statystycznie istotnych różnic pomiędzy poszczególnymi obiektami nawozowymi. Udowodniono natomiast istotne różnice PZW ziemniaków bardzo wczesnych, pszenżyta ozimego i pszenicy jarej w zależności od dawek azotu w fazach intensywnego przyrostu biomasy tych roślin.

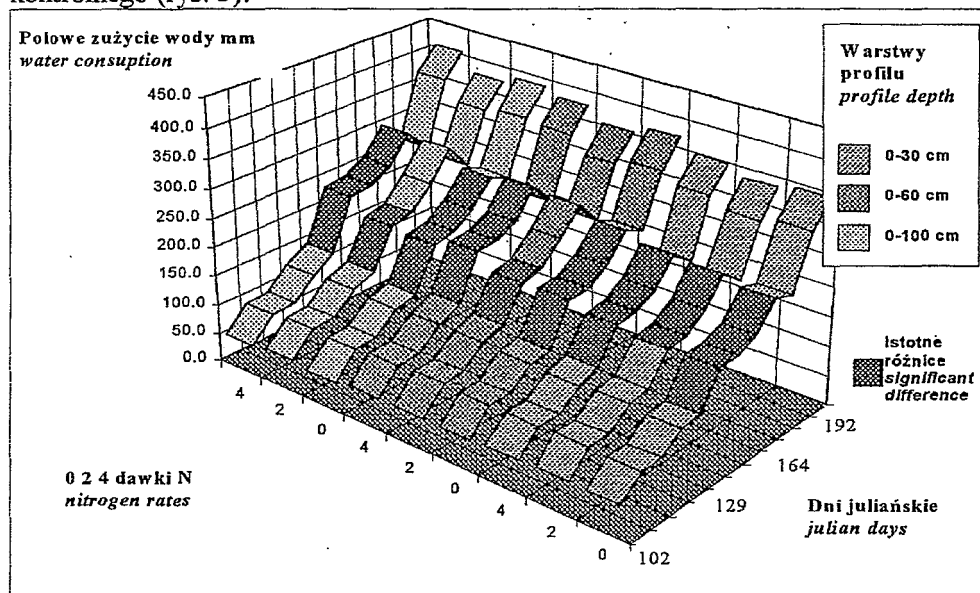


Rysunek 1. Zróżnicowanie PZW ziemniaków bardzo wczesnych w zależności od dawek azotu (istotne różnice w warstwie 0-30 cm - fazy: kwitnienie - dojrzewanie bulw, w warstwach 0-60 i 0-100 cm - faza żółknięcia roślin)

Figure 1. Early potato water consumption considering nitrogen rates (significant differences in the depth of 0-30 cm - stages: flowering - tuber maturity, in the depth of 0-60 i 0-100 cm - yellowing)

Zakres istotnych różnic zmieniał się w poszczególnych warstwach profilu glebowego, wraz z zasięgiem systemu korzeniowego roślin. W glebie pod ziemniakami bardzo wczesnymi istotnie wyższe zużycie wody zanotowano na czwartej dawce azotu w stosunku do obiektu kontrolnego i do drugiej dawki azotu w

warstwie od 0 do 30 cm, od początku fazy kwitnienia ziemniaków do dojrzewania bulw (rys. 1). W warstwach o miąższości 0-60 cm i 0-100 cm istotne różnice w zużyciu wody ujawniły się nieco później, tj. w fazie żółknięcia roślin, na skutek wyczerpania zapasu wody dostępnej z płytszych warstw gleby. W glebie pod pszenżytem ozimym istotne różnice PZW wystąpiły równocześnie od końca fazy strzelania w źdźbło do kwitnienia we wszystkich wyodrębnionych warstwach (rys. 2). Pszenica jara zużywała istotnie więcej wody na czwartej dawce azotu w fazie kwitnienia w warstwie 0-30 cm oraz w profilu 0-100 cm, w stosunku do obiektu kontrolnego (rys. 3).

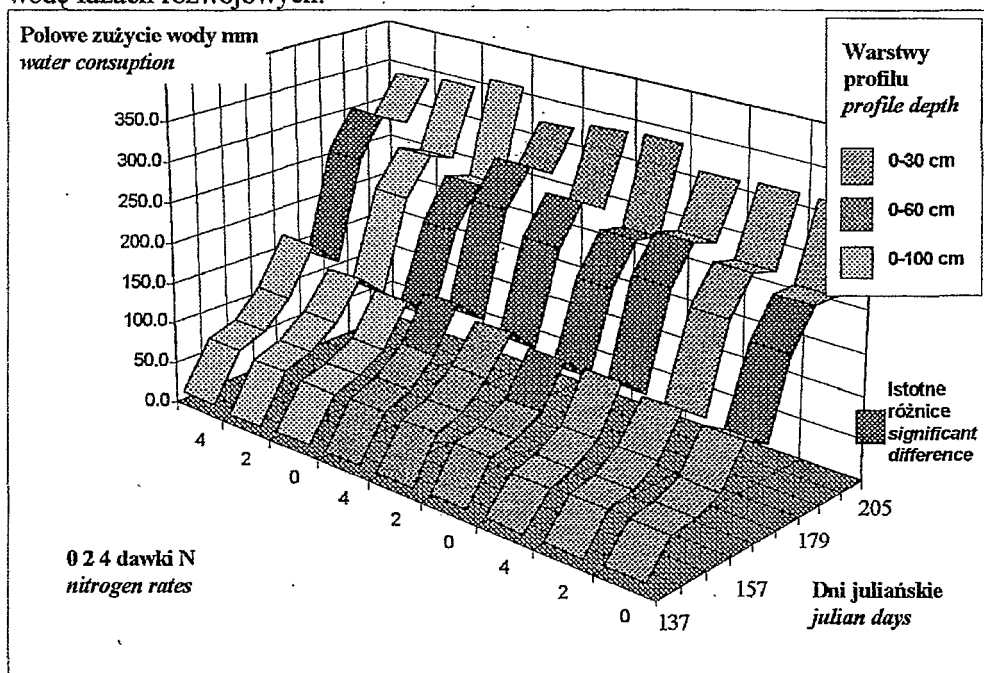


Rysunek 2. Zróżnicowanie PZW pszenżyta ozimego w zależności od dawek azotu (istotne różnice we wszystkich wyodrębnionych warstwach gleby - od połowy fazy strzelania w źdźbło do końca fazy kwitnienia)

Figure 2. Triticale water consumption considering nitrogen rates (significant differences on the each soil depths - stages: half of shooting to the end of flowering)

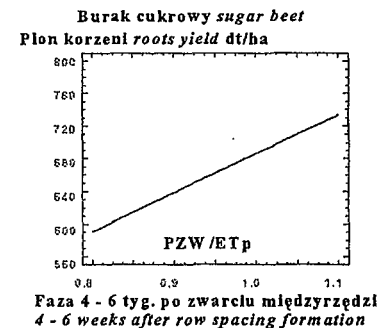
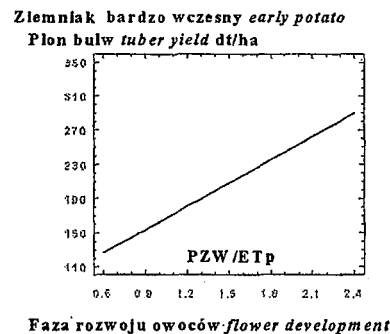
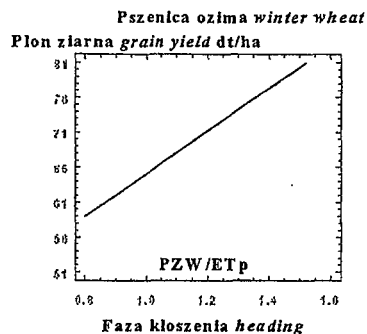
W warstwie 0-60 cm istotnie wyższe zużycie wody zanotowano na czwartym poziomie azotu w stosunku do obiektu kontrolnego od końca fazy strzelania w źdźbło do początku fazy rozwoju dojrzałości młecznej, a w fazie kwitnienia i początku rozwoju dojrzałości młecznej również w stosunku do drugiej dawki azotu.

Wpływ współczynnika PZW/ETp na plony badano we wszystkich fazach rozwojowych roślin, z zastosowaniem regresji wielokrotnej. Za krytyczne pod względem zaopatrzenia roślin w wodę, przyjęto fazy rozwojowe, w których wystąpiły istotne statystycznie zależności pomiędzy współczynnikiem PZW/ETp a plonami roślin. Były to fazy, na które przypadał intensywny przyrost biomasy - o największym dobowym zużyciu wody (rys. 4 i 5). Większe plony roślin uzyskiwano dla wyższych wartości współczynnika PZW/ETp. Nie stwierdzono istotnego wpływu współczynnika PZW/ETp na plony zielonej masy kukurydzy i nasion rzepaku ozimego co było prawdopodobnie spowodowane drastycznym zachwianiem stosunków wilgotnościowych gleby w krytycznych pod względem zaopatrzenia w wodę fazach rozwojowych.



Rysunek 3. Zróżnicowanie PZW pszenicy jarej w zależności od dawek azotu (istotne różnice w warstwie 0-30 cm i w profilu 0-100 cm - faza kwitnienia, w warstwie 0-60 cm - fazy: strzelanie w źdźbło - początek rozwoju dojrzałości mleczej)

Figure 3. Spring wheat water consumption considering nitrogen rates (significant differences in the depth of 0-30 cm and the profile 0-100 cm - flowering stage, in the depth 0-60 cm - stages: shooting - to start with milk stage)



$$P = 33,323 + 30,584 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 21,6\% \quad R^2 = 0,42$$

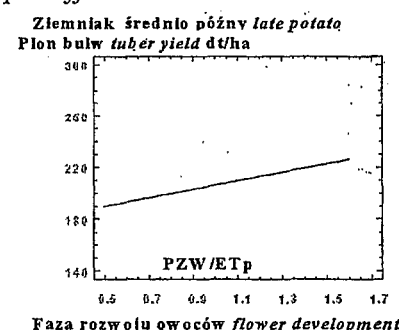
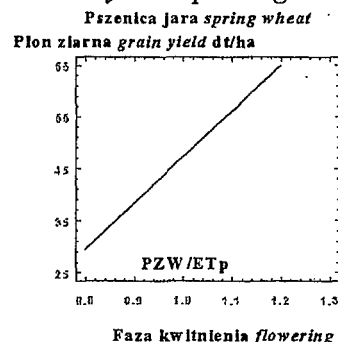
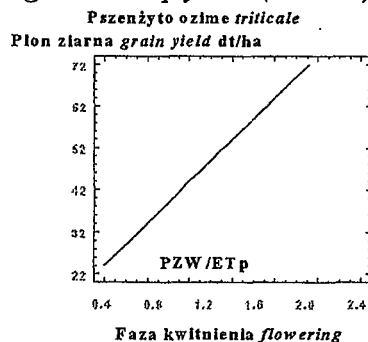
$$P = 72,451 + 90,789 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 17,8\% \quad R^2 = 0,55$$

$$P = 98,086 + 582,698 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 25,4\% \quad R^2 = 0,36$$

Rysunek 4. Zależność plonów roślin (P dt/ha) uprawianych w 1994 roku od współczynnika PZW/ETp
Figure 4. Crop yields (P. dt/ha) cultivated in 1994 year depending on a PZW/ETp coefficient



$$P = 24,019 + 25,062 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 11,2\% \quad R^2 = 0,60$$

$$P = -43,396 + 88,972 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 10,1\% \quad R^2 = 0,67$$

$$P = 178,745 + 23,888 \text{ PZW/ETp}$$

$$n = 24 \quad \text{RRMSE} = 19,2\% \quad R^2 = 0,37$$

Rysunek 5. Zależność plonów roślin (P dt/ha) uprawianych w 1995 roku od współczynnika PZW/ETp
Figure 5. Crop yields (P. dt/ha) cultivated in 1995 year depending on a PZW/ETp coefficient

Dyskusja wyników

Zależność pomiędzy zużyciem wody przez rośliny, a wielkością wyprodukowanej biomasy modyfikowana jest przez szereg czynników agrotechnicznych (3,4,5,10,12). Większy plon, wiążący się z wysokim zagęszczeniem roślin w łanie oraz dużą powierzchnią transpirującą liści, powoduje zmniejszenie parowania z gleby i jednocześnie wzmacnia transpirację, szczególnie w okresach wzmożonych potrzeb wodnych, co wywiera wpływ na pobranie wody z gleby (11). Brak istotnych różnic w polowym zużyciu wody pod wpływem dawek azotu w początkowych i końcowych fazach wzrostu wynika z faktu, że przyrost biomasy jest niewielki a o polowym zużyciu wody decyduje parowanie glebowe, które przeważa znacznie nad transpiracją. Ewaporacja nie wpływa na różnicowanie się polowego zużycia wody. W związku z tym istnieje potrzeba stosunkowo częstych pomiarów wilgotności gleby w fazach intensywnego przyrostu biomasy roślin (8,11). W fazach krytycznych zaopatrzenia roślin w wodę stosunek PZW/ETp decyduje o plonach roślin (1,2,6,7).

W przeprowadzonych badaniach istotny wpływ współczynnika PZW/ETp na plon roślin wystąpił w fazach, w których dobowe zużycie wody było największe. Były to fazy krytyczne pod względem zaopatrzenia roślin w wodę. Istotny wpływ stosunku PZW/ETp na plon ziarna pszenicy ozimej udowodniono w fazie kłoszenia. Wskaźnik PZW/ETp w tej fazie wahał się w granicach od 0.8 do 1.6 a średnie dobowe zużycie wody dochodziło do 7 mm. Wskaźnik PZW/ETp poniżej jedności nie zapewniał wysokich plonów. Podobne zależności uzyskała Nagowiecka (6), w badaniach przeprowadzonych na glebach lessowych i piaszczystych. Również Dorenboos i Kassam (2) dochodzą do wniosku, że największą wrażliwość na niedobór wody wykazują rośliny zbożowe w fazach kłoszenia kwitnienia i rozwoju nasion. Dla pozostałych badanych roślin udowodniono wpływ współczynnika PZW/ETp na plon w następujących fazach: dla ziemniaków - w fazie rozwoju owoców, dla buraków cukrowych - w fazie od 8 do 10 tygodni po zwarciu międzyrzędzi, a dla pszenżyta ozimego i pszenicy jarej w fazie kwitnienia. Z przeprowadzonej analizy wynika, że dla zapewnienia wysokich plonów współczynnik PZW/ETp w fazach krytycznych powinien być wyższy od jedności. Uzyskane wyniki są zgodne z podawanymi przez Dorenboosa i Kassama (2), którzy w tych samych fazach rozwojowych roślin uzyskali najściślejszą zależność pomiędzy plonami roślin a tzw. „deficytem ewapotranspiracji - ETr/ETp ”.

Wnioski

Połowe zużycie wody (PZW) w całym okresie wegetacji było niezależne od wielkości dawek nawozów azotowych. Tylko w fazach intensywnego wzrostu ziemniaków bardzo wczesnych, pszenżyta ozimego i pszenicy jarej stwierdzono wzrost PZW wraz ze wzrostem dawek nawozów.

Stwierdzono istotną zależność pomiędzy PZW/ET_p, mierzonym w fazach intensywnego wzrostu i rozwoju, a plonem roślin. Wskaźnik PZW/ET_p poniżej jedności nie zapewniał wysokich plonów.

Literatura

1. Bonachella S., Orgaz F., Fereres E. 1995. Winter cereals grown for grain and for the dual purpose of forage plus grain. II: Water use and water-use-efficiency. *Field Crops Research*, 44: 13-24.
2. Doorenbos J., Kassam A.H. 1979. Yield response to water. *FAO Irrigation and Drainage Paper*, no. 33. Rome: 1-176.
3. Dzieżyc J., Trybała M. 1989. Rola wody w intensyfikacji produkcji roślinnej na glebach lekkich. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 377: 179-195.
4. Listowski A. 1983. *Agroekologiczne podstawy uprawy roślin*. PWN Warszawa: 236 ss.
5. Mazurczyk W. 1995. Modelowanie potencjalnej produktywności oraz czynników kształtujących nagromadzanie biomasy i plonu bulw w łanach ziemniaka. *Wyd. Fundacja „Rozwój SGGW”*, Warszawa: 54 ss.
6. Nagowiecka H. 1978. Wskaźniki zużycia i potrzeb wodnych w produkcji roślinnej w rejonie Krakowa. *Zesz. Nauk AR Kraków*. z. 58: 24-32.
7. Nagowiecka H. 1983. Wskaźniki ewapotranspiracji dla okolic Krakowa obliczone różnymi wzorami. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 277: 157-167.
8. Samorowski C., Marcilonek S., Mitosek H. 1968. Połowe zużycie wody przez niektóre rośliny uprawne w Polsce. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 82: 155-165.
9. Sarnacka S. 1983. Wyznaczanie ewapotranspiracji rzeczywistej na podstawie ewapotranspiracji potencjalnej. *Zeszyty Probl. Post. Nauk Roln.* 277: 219-226.
10. Ślusarczyk E. 1978. Wpływ wielkości biomasy na pobieranie wody z gleby. *Zesz. Probl. Post. Nauk Roln.* 228: 115-126.
11. Tymińska K., Zawora T. 1970. Plonowanie niektórych zbóż na tle ich połowego zużycia wody. *Zesz. Nauk. WSR Krak.* 59 *Melior.* z. 4: 12-19.
12. van Keulen H., Wolf J. 1986. *Modeling of agricultural production: weather, soils and crops*. PUDOC, Wageningen. 453 ss.

13. Wiercioch T. 1983. Przegląd i weryfikacja metod wyznaczania parowania terenowego na podstawie danych meteorologicznych. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 277: 226-241.

Summary

Water consumption of some crops species under differentiated conditions of nitrogen fertilization. In the paper the results of two years (1994-1995) investigations on water consumption by winter: wheat, triticale, rape and spring crops: winter, sugar beet, maize and early and late potatoes grown on different nitrogen doses are presented. The soil moisture was measured in weekly intervals by means of neutron probe provided with computer. The influence of nitrogen doses on water consumption was determined. During stages of intensive plant biomass increase significant effect of PZW/ETp ratio on the crop yield was found. The water consumption in the vegetation period was independent on nitrogen doses.

Janusz Igras

Instytut Uprawy Nawożenia i Gleboznawstwa

24-100 Puławy

ul. Czartoryskich 8

PROBLEMY KSZTAŁTOWANIA GOSPODARKI WODNEJ GLEB NA TERENIE ZDRENOWANYM

PROBLEMS OF WATER MANAGEMENT ON DRAINED AREAS.

Jerzy Bykowski

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej w Poznaniu

Wstęp

Sterowanie gospodarką wodną gleb jest istotnym czynnikiem zwiększenia produkcji rolniczej na terytorium naszego kraju. Podstawowym zabiegiem melioracyjnym stosowanym dotychczas od ponad 100 lat jest drenowanie. W intensywnie użytkowanych rolniczo obszarach Wielkopolski, stopień zaspokojenia potrzeb w urządzenia melioracyjne jest wysoki i wynosi od 80 do 90 %. Niestety, są to w większości urządzenia o długim czasie eksploatacji, często przekraczającym okres amortyzacji (40 lat). Na podstawie informacji uzyskanych w wojewódzkich zarządach melioracji i urządzeń wodnych szacuje się, że 35 % urządzeń liczy do 40 lat, dalszych 35 % urządzeń liczy od 40 do 70 lat, a 30 % urządzeń ma ponad 70 - letni okres eksploatacji. Wskutek starzenia fizycznego corocznie dekapitalizuje się dalszych 1-2 % stanu urządzeń.

Przy braku środków na nowe inwestycje melioracyjne, dla uzyskania wysokich i stabilnych plonów, zachodzi zatem potrzeba szukania dodatkowych metod wspomagających eksploatację istniejących systemów.

W niniejszej pracy, na przykładzie obiektu drenarskiego będącego w końcowym okresie eksploatacji technicznej, przedstawiono aktualne problemy związane z kształtowaniem gospodarki wodnej zdrenowanych gleb intensywnie użytkowanych rolniczo.

Material i metody badań

Praca została oparta na wynikach badań i obserwacji terenowych prowadzonych w latach 1996 - 1997 na obiekcie drenarskim Nowawieś - Grabowo. Obiekt, z charakterystyczną dla Wielkopolski systematyczną siecią drenarską, oddano do eksploatacji w 1960 roku. Grunty orne obiektu użytkuje spółka „Biegrol” (dawny Kombinat PGR) w Bieganowie. Do szczegółowych badań terenowych

wytypowano 3 działy drenarskie o rozstawie sączków 14 m. Badania terenowe obejmowały: aktualną ocenę stanu technicznego urządzeń drenarskich, prace gleboznawcze wraz z pobraniem próbek do oznaczenia podstawowych właściwości fizycznych i chemicznych poziomów diagnostycznych, oznaczenie współczynnika perkolacji wierzchnich warstw gleby oraz okresowe pomiary i obserwacje wilgotności gleby, stanów wody gruntowej i odpływów wody z sieci drenarskiej. Pomiary opadów atmosferycznych prowadzono we własnym posterunku w Ostrowie Szlacheckim, położonym w odległości 12 km od obiektu doświadczalnego.

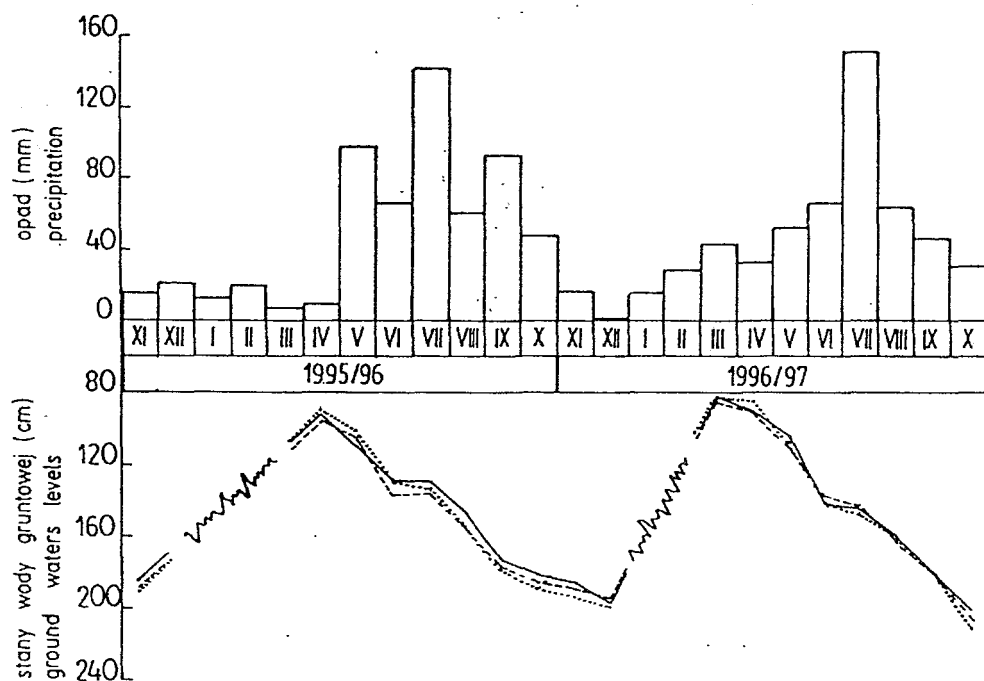
Wyniki badań i dyskusja

Obiekt drenarski Nowawieś - Grabowo jest położony we wsi Nowawieś Królewska (gmina Kołaczkowo, województwo poznańskie), w odległości około 10 km od Wrześni. Pod względem ukształtowania teren przedstawia typową dla Wielkopolski powierzchnię pofałdowaną o małych spadkach w kierunku istniejących rowów, z miejscowymi nieckami zamkniętymi. Na obiekcie występują gleby wytworzone z glin piaszczystych i piasków gliniastych, na podłożu gliniastym. Odbiornikami wód drenarskich na obiekcie są rowy szczegółowe. Ze względu na dobry stan rowów, w trakcie inwestycji wykonano jedynie ich odmulenie na głębokości 20 - 40 cm, bez rozbudowy skarp. Projektowany spadek wynosił 0,5 ‰ a szerokość w dnie 0,5 m. Drenowanie systematyczne z rurek ceramicznych wykonano na powierzchni 35,4 ha. Średnia rozstawa wynosi 14 m a głębokość 1,0 m. Minimalny spadek sączków wynosi 3,5 ‰.

Lata hydrologiczne 1995/96 i 1996/97 (okres prowadzenia badań), pod względem wysokości opadów atmosferycznych, można uznać za mokre. Suma rocznego opadu wynosiła odpowiednio 592 mm i 543 mm, przy wartości średniej z wielolecia wynoszącej 467 mm. Zadecydowały o tym półrocza letnie, kiedy obserwowane opady były większe odpowiednio o 198 mm i 112 mm od wartości średniej opadów dla tego okresu. Półrocza zimowe zakwalifikować można do średnio suchych, przy sumie opadów mniejszej o 72 mm i 24 mm od wartości średniej.

Na rysunku 1 przedstawiono wykres miesięcznych sum opadów oraz przebieg średnich miesięcznych stanów wody gruntowej na badanym obiekcie. W listopadzie 1995 roku stany wody gruntowej układały się na głębokości 185 cm od powierzchni terenu. Po roztopach wiosennych, średnie stany wody gruntowej w kwietniu 1996 roku występowały na głębokości około 90 cm i w kolejnych miesiącach ulegały stopniowemu obniżaniu. Po wysokich opadach w miesiącu lipcu (141mm) opadanie stanów wody zmniejszyło się. Pod koniec roku hydrologicznego, na powierzchniach z uprawą buraków cukrowych i zwiększonym parowaniem terenowym, wody gruntowe występowały na głębokości około 180 cm. W drugim roku badań

(1996/97) obserwacje podjęto w miesiącu marcu, przy średniej głębokości wody na poziomie około 80 cm. Obniżanie się wód gruntowych w kolejnych miesiącach zatrzymały wysokie opady deszczu w miesiącu lipcu, przekraczające o 75 mm średnią sumę opadów dla tego miesiąca. W końcu okresu obserwacji (X.1997 r), po uprawie kukurydzy, stany wody gruntowej występowały na głębokości około 200 cm.



Ryc. 1 Średnie miesięczne stany wody gruntowej (cm) oraz miesięczne sumy opadów atmosferycznych (mm) na badanych powierzchniach w latach hydrologicznych 1995/96 i 1996/97 (dział drenarski: 1 —, 2 — — — —, 3).

Fig. 1 Mean ground - water levels (cm) and monthly sums of precipitation (mm) in analysed areas in hydrological years 1995/96 and 1996/97. (drainage watershed: 1 —, 2 — — — —, 3).

Tabela 1. Właściwości fizyczne i chemiczne badanych profili glebowych

Table 1. Physical and chemical properties of investigated soil profiles

Dział Nr Area No	Poziom Horizon	Miąż- szość Thick- nes (cm)	Uziar- nienie Texture	Gęstość właści- wa Specific density (Mg·m ⁻³)	Gęstość objęt. Bulk density (Mg·m ⁻³)	Współ. perko- lacji Perco- lation coeff. (m/d)	Części organ. Orga- nic matter (%)	CaCO ₃ (%)
1	Ap	32	pgm	2,61	1,61	2,10	2,46	-
	AB	18	glp	2,61	1,75	0,48	1,33	-
	Bbr	30	gl	2,64	1,80	-	0,72	6,37
	Cca	70	gl	2,64	1,81	-	-	6,29
2	Ap	30	pgl	2,61	1,60	2,43	1,96	-
	AB	15	gp	2,65	1,76	0,56	1,27	-
	Bbr	35	gl	2,62	1,81	-	0,71	-
	Cca	70	gl	2,63	1,82	-	-	5,20
3	Ap	30	pgl	2,60	1,63	2,26	2,41	-
	AB	20	gp	2,61	1,75	0,53	1,54	-
	Bbr	30	gl	2,63	1,83	-	0,78	9,11
	Cca	70	gl	2,64	1,82	-	-	8,90

Badania wykazały, że po średnio suchych półroczach zimowych, najwyższe stany wody gruntowej (80-90 cm) występowały w miesiącach marzec i kwiecień. Wysokie stany wody w rowach melioracyjnych hamowały jednak w tym okresie odpływ nadmiaru wody z sieci drenarskiej a przy tym uniemożliwiły pomiary wielkości tych odpływów. Wyższym stanom wody gruntowej odpowiadają okresy występowania największej wilgotności gleby. Pomiary przeprowadzone w połowie kwietnia 1996 i 1997 roku wykazały, że wilgotność objętościowa wierzchniej warstwy gleby (0-50 cm) przekraczała wartość połowej pojemności wodnej (PPW) tych gleb. Wykonywanie w tym okresie, przy użyciu ciężkiego sprzętu rolniczego, zabiegów uprawowych i pielęgnacyjnych powoduje zagęszczenie warstw podornych (koleiny o głębokości 25-30 cm), co potwierdzają dalsze wyniki badań.

Wiercenia i badania gleboznawcze wykonane na obiekcie nie wykazały dużego zróżnicowania przestrzennego pokrywy glebowej (tab.1). Zakwalifikowane do czarnych ziem zbrunatniałych gleby mają wyrównany poziom próchniczny „mollic” (Ap) o miąższości 30 cm, zawierający od 2,0 do 2,5 % materii organicznej. Poniżej tego poziomu występuje poziom przejściowy (AB) o miąższości 15-20 cm i zawartości materii organicznej od 1,3 do 1,5 %. Poziom zbrunatnienia (Bbr) o miąższości około 30 cm wykazuje 0,7 % zawartości materii organicznej. Poziomy przejściowy i zbrunatnienia są wzbogacone (o 7 do 15 %) we frakcje

spławialne, w porównaniu z poziomem próchnicznym. Od głębokości 80 cm występuje poziom „calcic” (Cca), w którym stwierdzono występowanie węgla wapnia w ilości od 5 do 9 %.

Gęstość objętościowa suchej masy gleby w analizowanych profilach rośnie wraz ze wzrostem głębokości. Średnia gęstość objętościowa warstwy orno-próchnicznej wynosi około $1,6 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$. W warstwach podornych na głębokości 30-50 cm jej wartość wynosi około $1,75 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$, a na głębokości większej od 50 cm około $1,80 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$.

Przy gęstości objętościowej warstwy ornej i podornej powyżej $1,50 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ oraz jej zróżnicowaniu ponad $0,1 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ można uznać, że typowe profile glebowe badanych powierzchni spełniają jedno z podstawowych kryteriów dotyczące potrzeb wykonania zabiegu agromelioracyjnego [Cieśliński i in. 1988].

Pomiary współczynnika perkolacji metodą podwójnych cylindrów wykazały pewne zróżnicowanie przepuszczalności wierzchnich warstw profilu glebowego. Jego wartość w warstwie podornej (30-50 cm), leżącej bezpośrednio w strefie ugniatania gleby podczas przejazdu maszyn rolniczych, wynosi około 0,5 m/dobę i jest od 4 do 5 - krotnie mniejsza od przepuszczalności warstwy próchnicznej (2,1-2,4 m/dobę).

W trakcie badań terenowych przeprowadzono aktualną ocenę stanu technicznego urządzeń melioracyjnych. Podczas wizji terenowej stwierdzono zarośnięcie skarp oraz zamulenie rowów warstwą grubości 20-30 cm, co wskazuje na brak konserwacji. Położone w dnie rowów wyloty drenarskie typu E-1 oraz zlokalizowany na rowie „B” betonowy przepust drogowy o średnicy 100 cm są w dobrym stanie technicznym. Obserwacje wykazały, że w okresach zimowo - wiosennych występują w rowach wysokie stany wody, „podtapiające” światło przepustu oraz wyloty drenarskie. Wpływa to niewątpliwie na skuteczność funkcjonowania drenowania w okresach nadmiernego uwilgotnienia gleb. Jako przyczyny wysokich stanów wody w rowach, Związek Spółek Wodnych we Wrześni wskazuje na zbyt małą w stosunku do potrzeb średnicę przepustu oraz przede wszystkim, zaniedbania w zakresie robót konserwacyjnych.

Jednym z istotnych czynników decydujących o trwałości i skuteczności funkcjonowania drenowania jest jakość rurek oraz otaczającej je obsypki. Rurki wykazujące śladowe zamulenie, poddano ocenie pod względem wymagań normy PN-76/B-12040 „Ceramiczne rurki drenarskie”. Jak wykazały badania, testowane rurki w większości spełniają wymagania cytowanej normy. Nie stwierdzono odprysków, pęknięć rurek oraz szczerb na krawędzi czołowej. Niewielkie odchylenia od wartości dopuszczalnych dotyczą tylko elipsowości otworu (20 % rurek), różnic grubości ścianek (13%) oraz odchylenia płaszczyzny czoła od pionu (13 %). Należy również podkreślić, że testowane rurki spełniły wymagania wytrzymałościowe normy.

O warunkach dopływu wody do rurociągu drenarskiego decydują właściwości obsypki otaczającej sączek. Tradycyjnie stosowaną w drenowaniach obsypką jest materiał glebowy, pochodzący z warstwy orno-próchnicznej [Sokołowski 1978]. Wyniki badań wskazują, że obsypka o miąższości 20 cm nad sączkiem została wykonana z materiału warstwy orno-próchnicznej, przy niewielkim udziale warstw podomnych. Zawartość frakcji spławialnej wynosiła w niej od 17 do 21 % i była o 5 do 12 % mniejsza, niż w glebie na głębokości ułożenia sączków. Ponadto, mimo ciągle postępującego procesu samozagęszczania obsypek [Kowald 1970], gęstość objętościowa obsypki wynosi około $1,68 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ i jest mniejsza o około $0,1 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$ od gęstości otaczającej ją gleby. Można zatem stwierdzić, że po 40-letnim okresie eksploatacji drenowania, tak jakość rurek ceramicznych jak i właściwości obsypki są zadowalające.

Analiza wyników badań prowadzonych na obiekcie drenarskim Nowawieś-Grabowo, będącym w końcowym okresie eksploatacji technicznej (40 lat), pozwala na sformułowanie kilku podstawowych problemów związanych aktualnie z funkcjonowaniem urządzeń oraz gospodarką wodną gleb terenów intensywnie użytkowanych rolniczo. Należy zauważyć, że tak wyloty jak i ceramiczne rurki drenarskie są w dobrym stanie technicznym. Zarośnięte skarpy oraz zamulenie rowów szczegółowych wskazują jednak na istotne zaniedbania w pracach konserwacyjnych. Bala, Kosturkiewicz i Marcilonek (1989) właśnie w braku robót konserwacyjnych upatrują główną przyczynę przyspieszonej dekapitalizacji urządzeń melioracyjnych. Niestety, nie jest to zjawisko odosobnione. Jak wynika z badań Kosturkiewicza i Bykowskiego (1991) prowadzonych w regionie Wielkopolski, 35 % zgłoszonych reklamacji dotyczyło braku konserwacji rowów odpływowych. Zaniedbania w tym zakresie są głównie związane z niedostateczną ilością środków przeznaczanych na cele utrzymania rowów, pokrywające 20-25 % potrzeb. Według badań Manteuffla Szoega i Interewicza (1995) prowadzonych w latach 1987-92, jednostkowe nakłady na konserwację urządzeń niestety wykazywały tendencję malejącą. W tych warunkach, pozytywnie zatem należy ocenić wszelkie działania zmierzające do zabezpieczenia niezbędnych środków na utrzymanie pełnej sprawności urządzeń melioracyjnych oraz ciągłego ich odtwarzania i modernizowania do 2015 roku [Rytelewski 1996].

Przeprowadzone badania wykazały, że w warunkach intensywnego użytkowania rolniczego obiektu występuje zagęszczenie podglebia na głębokości 30-50 cm. Wpływa na nie przede wszystkim wzrastający stopień mechanizacji prac polowych oraz stosowanie coraz cięższego sprzętu rolniczego. To niekorzystne zjawisko potęguje wykonywanie tych prac również w okresach nadmiernego uwilgotnienia gleb (wczesna wiosna), często przy mało skutecznym (głównie z przyczyn braku konserwacji) funkcjonowaniu drenowania. Należy zauważyć, że nadmierne uwilgotnienie gleb na początku okresu wegetacyjnego wystąpiło po średnio suchych

półroczach zimowych lat hydrologicznych 1995/96 i 1996/97. Można więc założyć, że w warunkach badanego obiektu, tym bardziej w przypadku wystąpienia mokrego półrocza zimowego, działanie samego drenowania może okazać się niewystarczające. Proponuje się zatem szerzej niż dotychczas stosować stosunkowo tanie zabiegi poprawiające strukturę gleb, co zalecają w swych opiniach zagraniczni eksperci [Mioduszeński 1991]. Do tych zabiegów można niewątpliwie zaliczyć agromelioracje. Wpływają one na właściwości fizyko-wodne warstwy podornej, zmniejszając jej gęstość oraz zwiększając przepuszczalność i retencyjność [Cieśliński 1989, Kosturkiewicz i Szafranski 1991, Wanke 1993, Bykowski 1997]. Prawidłowo zaprojektowane i wykonane zabiegi agromelioracyjne, współdziałając ponadto z drenowaniem, pozwalają na prawidłowe gospodarowanie zasobami wodnymi w profilu glebowym [Szafranski 1993].

Wnioski

1. Badania wykazały, że w warunkach badanego obiektu nadmierne uwilgotnienie gleb występowało głównie na początku okresu wegetacyjnego, również po średnio suchych półroczach zimowych lat hydrologicznych 1995/96 i 1996/97.
2. Wykonywanie prac polowych ciężkim sprzętem rolniczym, również w okresach nadmiernego uwilgotnienia gleb, powoduje istotne zagęszczenie podglebia w profilu na głębokości 30-50 cm.
3. Po 40-letnim okresie eksploatacji drenowania (okres amortyzacji urządzeń) stwierdzono zadowalający stan techniczny wylotów rurek drenarskich oraz właściwości obsypki sączków.
4. Podstawową przyczyną pogorszenia sprawności funkcjonowania drenowania w okresach nadmiernego uwilgotnienia gleb są zaniedbania w zakresie prac konserwacyjnych w rowach.
5. Dla właściwej gospodarki wodnej zdrenowanych gleb intensywnie użytkowanych rolniczo zaleca się wykonywanie zabiegów agromelioracyjnych oraz realizację podstawowych zadań w zakresie konserwacji urządzeń melioracyjnych.

Literatura

- Bala W., Kosturkiewicz A., Marcilonek S. 1989. *Stan, potrzeby i niezbędne działania w kierunku pełnego wykorzystania i prawidłowej eksploatacji urządzeń i systemów melioracyjnych*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 375: 192-202.
- Bykowski J. 1997. *Wpływ spulchniania na podstawowe właściwości fizyko-wodne gleb lekkich*. Roczn. AR w Poznaniu. CCXCIV. 241-249.

- Cieśliński Z. 1989. *Rola i znaczenie zabiegów agromelioracyjnych w intensyfikacji rolnictwa w Polsce*. Zesz.Probl. Post. Nauk Roln. 375, 96-104.
- Cieśliński Z., Miatkowski Z., Pietrzak J. 1988. *Wytyczne stosowania zabiegów agromelioracyjnych na gruntach ornych*. Mater. Instr. 65. Zał.5. IMUZ Falenty.
- Kosturkiewicz A., Bykowski J. 1991. *Konserwacja i sprawność działania urządzeń drenarskich*. Roczn. AR w Poznaniu. CCXXIV: 33-39.
- Kosturkiewicz A., Szafrński Cz. 1991. *Agromelioracje jako czynnik współdziałający z drenowaniem w terenach bogato rzeźbionych*. Zesz. Nauk. AR w Krakowie. 249: 2-8.
- Kowald R. 1970. *Stromungsverhältnisse an Tondranrohren und ihre Beeinflussung durch Rohrart, Stossfugenweite und Filter*. Zeit. F. Kulturt.u.Flur. 3, 121-123.
- Manteuffel Szoego H., Interewicz A. 1995. *Eksplatacja systemów melioracyjnych w świetle monitoringu ekologicznego*. Wiad.Mel. i Łak. 3:122-125.
- Mioduszeński W. 1991. *Melioracje wodne w opiniach zagranicznych ekspertów*. Mel. Rol. 2: 1-5.
- Rytelewski M. 1996. *Melioracje wodne w Polsce*. Wiad. Mel i Łak. 3. 98-101.
- Sokołowski J. 1978. *Wpływ właściwości rurociągów i materiałów filtracyjnych na chłonność i zamulenie drenów*. Rozp. Nauk. 105. SGGW-AR w Warszawie:153 ss.
- Szafrński Cz. 1993. *Gospodarka wodna gleb terenów bogato rzeźbionych i potrzeby ich melioracji*. Zesz.Nauk.AR w Pozn., 244: 98 ss.
- Wanke A. 1993. *Zmiany we właściwościach fizyko - wodnych gleby związanej po wykonaniu zabiegu agromelioracyjnego. Współczesne problemy melioracji*. Wyd. SGGW Warszawa, 152-160.

Summary

Problems of water management on drained areas. In the paper results of investigations carried out on experimental drainage object Nowawieś-Grabowo, near Września are presented. After 40 years of drainage systems utilization the condition of drian outlet and drain pipes is still satisfactory. For proper water management on intensively agricultural used areas is recommended performing of agricultural treatments and basic conservation of ameliorative devices.

Jerzy Bykowski

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej w Poznaniu
ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań

ZWIĄZEK MIĘDZY WSKAŹNIKAMI OPADU I WILGOTNOŚCIĄ GLEBY DLA EKOSYSTEMU STEP STREFY UMIARKOWANEJ

THE RELATIONSHIP BETWEEN PRECIPITATION INDEXES AND SOIL MOISTURE IN THE TEMPERATE GRASSLAND ECOSYSTEM

Tomasz Rozbicki

Katedra Rekultywacji Środowiska Przyrodniczego SGGW
Zakład Meteorologii i Klimatologii

Wstęp

Ciągła potrzeba korzystania z danych wilgotnościowych zmusza badaczy (przy braku wystarczającej liczby punktów pomiarowych wilgotności gleby i nieregularności pomiarów w punktach istniejących) do szukania wskaźników najlepiej odzwierciedlających stan uwilgotnienia terenu. Przydatność takich wskaźników, opracowanych na podstawie danych meteorologicznych dla różnych warunków środowiskowych została zaprezentowana w pracach m. in. Jaworskiego (1968), Wąsek (1980) i Rozbickiego (1997 [4], [5]). W niniejszej pracy podjęto próbę sprawdzenia przydatności wskaźnika stosowanego przez amerykańską służbę hydrologiczną (Wąsek 1980) i wskaźnika Lambora (Lambor 1962) w warunkach ekosystemu stepu strefy umiarkowanej poprzez określenie najlepszej zależności między wilgotnością gleby a czynnikami charakteryzującymi opad atmosferyczny. Pozwoli to na porównanie przydatności wymienionych wskaźników do oceny wilgotności gleby w różnych warunkach klimatyczno glebowych.

Materialy i metoda

Step północnoamerykański rozciąga się na północy od Saskatchewanu w Kanadzie do Meksyku na południu i na zachodzie od Gór Skalistych do rzeki Mississippi na wschodzie. Można go podzielić na prerię wysokotrawiastą, mieszaną i niskotrawiastą (Clements, Shelford 1939 za Kim, Verma 1990). Preria

wysokotrawiasta zajmuje część wschodnią, o bardziej wilgotnym środowisku a preria niskotrawiasta część zachodnią + bardziej suchą (Bazzaz, Parrish 1982 za Kim, Verma 1990).

W opracowaniu wykorzystano dane o wilgotności gleby i opadzie atmosferycznym zebrane w 1987 roku na polach doświadczalnych w Konza Prairie Research Natural Area o współrzędnych $39^{\circ} 03' N$, $96^{\circ} 32' W$, 445 m n.p.m. (Kim, Verma 1990). Stanowisko pomiarowe położone było na glinie ilastej o średniej gęstości wierzchniej 30 cm warstwy gleby wynoszącej $1,15 \text{ Mg} \cdot \text{m}^{-3}$. Roślinność na badanym obszarze składa się w głównej mierze z traw, z których trzy główne gatunki to: *Andropogon gerardi*, *Sorghastrum nutans* i *Panicum virgatum*. Step jest corocznie wypalany wczesną wiosną; w latach 1986 i 87 nie był spaszany.

Do obliczeń wykorzystano wartości wilgotności gleby scharakteryzowane jako zawartość wody w glebie w procentach objętościowych θ_v oraz dobowe sumy opadu atmosferycznego, na podstawie których obliczono sześć wskaźników opadu. Zawartość wody w powierzchniowej warstwie gleby (0.0 - 0.1 m) była monitorowana grawimetrycznie a zawartość wody w warstwie od 0.1 m do 1.4 m była mierzona za pomocą sondy neutronowej. Kumulatywny okresowy wskaźnik opadu P_o został obliczony jako suma opadu od początku okresu wegetacyjnego do dnia, dla którego oblicza się wskaźnik i podzielona przez długość tego okresu. Spośród kilku metod obliczania wskaźnika opadów uprzednich w niniejszej pracy zastosowano dwie. Wskaźnik stosowany przez amerykańską służbę hydrologiczną I_a oblicza się ze wzoru:

$$I_a = \sum_{i=1}^{i=30} k^i \cdot P_i \quad (1)$$

gdzie:

I_a - wskaźnik opadów uprzednich obliczony metodą „amerykańską”,

k - stały współczynnik (przyjmowany zwykle $k = 0,84$),

P_i - wysokość opadu atmosferycznego w i -tym dniu,

i - kolejny dzień poprzedzający dzień, dla którego oblicza się wskaźnik.

Wskaźnik uwilgotnienia terenu obliczony metodą Lambora I_L określony jest wzorem:

$$I_L = \left(\frac{1}{120} \cdot \sum_{i=1}^{i=15} a_i \cdot \sqrt{P_i} \right)^2 \quad (2)$$

gdzie:

I_L - wskaźnik uwilgotnienia terenu obliczony metodą Lambora,

a_i - współczynnik wagowy przyjmowany w ten sposób, że dla opadu z dnia bezpośrednio poprzedzającego dzień, w którym obliczamy wskaźnik $a_1 = 15$, dla drugiego dnia $a_2 = 14$ itd. aż do dnia piętnastego $a_{15} = 1$,

P_i - jak we wzorze (1).

Wskaźniki dekadowy P_{10} i pentadowe P_5 i P_{05} zostały obliczone jako sumy dobowych wartości opadu z okresów odpowiednio 10 i 5 dni i podzielone przez długości tych okresów. Wskaźnik P_{10} określa opad atmosferyczny z okresu 10 dni bezpośrednio przed dniem, dla którego oblicza się wskaźnik; wskaźnik P_5 określa opad z okresu 5 dni bezpośrednio przed rozpatrywanym dniem a wskaźnik P_{05} określa opad z pięciodniowego okresu między 10-tym a 5-tym dniem przed dniem, dla którego oblicza się wskaźnik. Obok wymienionych wskaźników (P_0 , P_{10} , P_5 i P_{05}) jako zmienne do obliczeń wprowadzono także ich kwadraty (P_{10}^2 , P_5^2 i P_{05}^2).

W pierwszym etapie analizy określone zostały równania regresji prostej między wilgotnością gleby a każdą z rozpatrywanych zmiennych osobno. W drugim etapie, na drodze analizy regresji wielokrotnej krokowej, znaleziono równania określające związek wilgotności gleby ze wskaźnikami opadu. W obu etapach jako zmienną zależną przyjęto wilgotność gleby a jako zmienne niezależne wskaźniki opadów.

Wyniki

W tabeli 1 prezentowane są równania regresji prostej pomiędzy zawartością wody w glebie a wskaźnikami opadu oraz charakterystyki statystyczne tych związków. Najwyższe współczynniki korelacji uzyskano dla P_{10} ($r = 0,662$) i P_5 ($r = 0,604$) a więc wskaźników charakteryzujących opad z krótkiego okresu bezpośrednio poprzedzającego rozpatrywany dzień (odpowiednio 10 i 5 dni). Nieco niższe wartości uzyskano dla kwadratów tych wskaźników P_{10}^2 ($r = 0,560$) i P_5^2 ($r = 0,451$) oraz dla wskaźników opadów uprzednich I_a ($r = 0,525$) i I_L ($r = 0,493$). W tabeli 2 przedstawione zostały równania regresji wielokrotnej zawierające dwie, trzy i cztery zmienne niezależne. Zasadniczym kryterium wprowadzenia do równania kolejnej zmiennej jest założenie, że jeżeli współczynnik determinacji równania regresji wielokrotnej R^2 wzrasta przy jednym stopniu swobody o więcej niż iloraz:

$$\frac{1 - R^2}{n - m} \quad (3)$$

gdzie:

n - liczebność szeregu,

m - liczba zmiennych w równaniu;

to znaczy, że wzrasta on istotnie (obok innych charakterystyk statystycznych taki iloraz również został przedstawiony w tabeli 2). Po wprowadzeniu do równania z dwiema zmiennymi (P_5 i P_{05}) nowej zmiennej (P_{10}^2) współczynnik determinacji wzrósł od 61,3 do 65,5, a po wprowadzeniu kolejnej, czwartej zmiennej (P_0) wzrósł do 71,7. To właśnie równanie (z czterema zmiennymi) przyjęto jako model najlepiej odzwierciedlający związek wskaźników opadu z uwilgotnieniem gruntu. Wszystkie uzyskane równania regresji wielu zmiennych (dwóch, trzech i czterech) są istotne na poziomie $\alpha = 1\%$.

W równaniach regresji wielokrotnej, na każdym etapie analizy wprowadzane były do równania zmienne - wskaźniki sumy opadów. Żaden ze wskaźników opadów uprzednich (zarówno „amerykański” jak i Lambora) nie został wprowadzony do równania. Oznacza to, że sumy opadów (w przypadku niniejszej pracy wskaźniki sum opadów) lepiej obrazują uwilgotnienie gleby niż wskaźniki opadów uprzednich. Dla gleb ciężkich w warunkach klimatu Polskich uzyskano podobne wyniki (Rozbicki 1997 [5]) natomiast w przypadku gleb lekkich (dla Polski) zmiany wilgotności gleby lepiej są obrazowane przez wskaźniki opadów uprzednich i związki takie są silniejsze niż dla gleb ciężkich (Rozbicki 1997 [5]). W pracy Wąsek (1980) zbadano związki wskaźników opadów uprzednich obliczanymi różnymi metodami z wilgotnością gleby, na glebie lekkiej. Najlepszą korelację spośród badanych wskaźników osiągnęły wskaźnik Lambora i wskaźnik „amerykański”.

Wnioski

1. W warunkach ekosystemu stepu północnoamerykańskiego strefy umiarkowanej, w przypadku gleb ciężkich uwilgotnienie gleby lepiej jest obrazowane przez sumy (wskaźniki) opadów atmosferycznych niż przez wskaźniki opadów uprzednich.
2. Najwyższą korelację z uzyskanych równań regresji wielokrotnej ma to, które zawiera cztery wskaźniki charakteryzujące opad atmosferyczny z różnych przedziałów czasowych: od początku okres wegetacyjnego, z okresu dekadowego i z okresów pięciodniowych.
3. Obliczenia zostały wykonane dla gleby ciężkiej (głina ilasta). Należałoby sprawdzić relacje wskaźników opadu z rzeczywistym uwilgotnieniem gleby dla tego ekosystemu w przypadku gleb lżejszych.

Literatura

- [1] JAWORSKI J., 1968: *Próba określania zmian uwilgotnienia gleby przy pomocy elementów meteorologicznych - studium metodyczne*. Materiały PIHM nr 325, 27ss. Warszawa 1968.

- [2] KIM J., VERMA S. B., 1990: *Carbon dioxide exchange in a temperate grassland ecosystem*. Boundary-Layer Meteorology 52, 135-149. Kluwer Academic Publishers. Amsterdam 1990.
- [3] LAMBOR J., 1962: *Metody prognoz hydrologicznych*. 326ss. Warszawa 1962.
- [4] ROZBICKI T., 1997 : *Wpływ warunków meteorologicznych na rozwój i plonowanie wybranych roślin uprawnych w różnych warunkach glebowych*. Rozprawa doktorska, 124ss. SGGW Warszawa 1997.
- [5] ROZBICKI T., 1997 : *Związek między wskaźnikami opadów uprzednich i wilgotnością gruntu na wybranych typach gleb lekkich i ciężkich*. Roczniki AR w Poznaniu - CCXCI. Melioracje i Inżynieria Środowiska 17: 105 - 116. Wydawnictwo AR im A. Cieszkowskiego. Poznań 1997.
- [6] WĄSEK A., 1980: *Zasoby wodne w górnej warstwie strefy aeracji a wskaźnik wilgotności gruntu*. Przegląd Geofizyczny 25(33), z 1, 71-78. PWN. Warszawa-Lódź 1980.

Summary

The relationship between precipitation indexes and soil moisture in the temperate grassland ecosystem. The paper presents the relations between soil water content and factors characterizing the rainfall distribution as sum of precipitation indexes for various periods and anterior precipitation indexes - the API. Soil moisture and precipitation data from research station situated on heavy soil in Kansas, USA have been used to the analysis. Linear regression equations between soil water content and each considered factor separately have been found in the first step of the analysis. In the second step the multiple regression equations (using stepwise variable selection) has been found. The equation including four independent variables - sum of precipitation indexes has achieved correlation best of all. The API indexes have not been included to this equation. In term of heavy soil, in the temperate grassland ecosystem soil moisture is represented better by sums of precipitation than by anterior precipitation indexes.

Tomasz Rozbicki
Zakład Meteorologii i Klimatologii SGGW
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa

Tabela 1

Table 1

Równania regresji prostej między wilgotnością gleby a wskaźnikami opadu.

Linear regression equations between soil moisture and precipitation ratios.

Równanie: Equation:	r	$r^2 \cdot 100\%$	F	SEE
$\theta_v = 0,210 + 0,0128 \cdot P_0$	0,137	1,88	0,326(-)	0,054
$\theta_v = 0,220 + 0,00276 \cdot P_0^2$	0,199	3,96	0,700(-)	0,053
$\theta_v = 0,231 + 0,00204 \cdot I_a$	0,525	27,6	6,47(*)	0,046
$\theta_v = 0,235 + 0,0250 \cdot I_L$	0,493	24,3	5,47(*)	0,047
$\theta_v = 0,218 + 0,00930 \cdot P_{10}$	0,662	43,8	13,3(**)	0,041
$\theta_v = 0,231 + 0,000830 \cdot P_{10}^2$	0,560	31,3	7,75(*)	0,045
$\theta_v = 0,231 + 0,00612 \cdot P_5$	0,604	36,5	9,76(**)	0,043
$\theta_v = 0,242 + 0,000315 \cdot P_5^2$	0,450	20,3	4,33(*)	0,048
$\theta_v = 0,239 + 0,00406 \cdot P_{05}$	0,375	14,1	2,79(-)	0,050
$\theta_v = 0,247 + 0,000209 \cdot P_{05}^2$	0,272	7,38	1,35(-)	0,052

θ_v - zawartość wody w glebie / volumetric water content / $[m^3 \cdot m^{-3}]$,

P_0 - wskaźnik opadu z całego okresu od początku wegetacji / precipitation ratio calculated for the whole vegetation period / $[mm/d]$,

I_a - wskaźnik opadów uprzednich obliczony metodą amerykańskiej służby hydrologicznej / anterior precipitation index calculated by American hydrological service method,

I_L - wskaźnik uwilgotnienia terenu obliczony metodą Lambora / anterior precipitation index calculated by Lambor's formula,

P_{10} - wskaźnik opadu z dekady bezpośrednio poprzedzającej rozpatrywany dzień / precipitation ratio calculated for ten-days period before considered day / $[mm/d]$,

P_5 - wskaźnik opadu z okresu pięciu dni bezpośrednio poprzedzającego rozpatrywany dzień / precipitation ratio calculated for five-days period before considered day / $[mm/d]$,

P_{05} - wskaźnik opadu z okresu od 10-tego do 5-tego dnia przed rozpatrywanym dniem / precipitation ratio calculated for five-days period since 10th to 5th day before considered day / $[mm/d]$,

r - współczynnik korelacji prostej / correlation coefficient,

F - empiryczna wartość testu F Fishera - Snedecora, w nawiasach podano poziom istotności równania: (**) dla $\alpha = 1\%$, (*) dla $\alpha = 5\%$ i (-) dla $\alpha > 5\%$ / F test ratio with significant level: (**) for $\alpha = 1\%$, (*) for $\alpha = 5\%$ and (-) for $\alpha > 5\%$,

SEE - standardowy błąd oceny / standard error of estimation.

Tabela 2

Table 2

Równania regresji wielokrotnej między wilgotnością gleby a wskaźnikami opadu.

Multiple regression equations between soil moisture and precipitation ratios.

LZ NoV	Równanie: Equation:	R	$R^2 \cdot 100\%$	F	SEE	MSE	$\frac{1 - R^2}{n - m}$
2 (16)	$\theta_v = 0,208 +$ $+ 0,0239 \cdot P_5 +$ $+ 0,0216 \cdot P_{05}$	0,783	61,3	15,3 (**)	0,0033	0,0011	2,2
3 (15)	$\theta_v = 0,202 +$ $+ 0,000603 \cdot P_{10}^2 +$ $+ 0,0221 \cdot P_5 +$ $+ 0,00235 \cdot P_{05}$	0,809	65,5	12,4 (**)	0,0031	0,0010	2,2
4 (14)	$\theta_v = 0,314 +$ $- 0,0348 \cdot P_0 +$ $+ 0,00106 \cdot P_{10}^2 +$ $+ 0,0205 \cdot P_5 +$ $+ 0,00223 \cdot P_{05}$	0,847	71,7	12,4 (**)	0,0028	0,0008	1,9

LZ - liczba zmiennych oraz liczba stopni swobody / NoV - number of variables with degrees of freedom,

R - współczynnik (adjustowany) korelacji wielokrotnej / correlation coefficient (adjusted),

MSE - średni błąd kwadratowy / mean square error,

pozostałe oznaczenia jak w tabeli 1 / other symbols as in the table 1.

WPLYW UKSZTAŁTOWANIA TERENU NA PRZESTRZENNĄ ZMIENNOŚĆ UWILGOTNIENIA GLEB

THE INFLUENCE OF LAND CONFIGURATION ON SPATIAL VARIABILITY OF SOIL MOISTURE

Czesław Przybyła, Paweł Kozaczyk

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Akademia Rolnicza im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu

Wstęp

Ukształtowanie terenu wywiera niewątpliwy wpływ na dynamikę uwilgotnienia gleb, przemieszczanie się wody w profilu glebowym oraz na głębokość zwierciadła wód gruntowych [Germann i Beven 1981, Kosturkiewicz i Szafranski 1983, Feddes i in. 1988, Szafranski 1988, Przybyła i Kozaczyk 1994, 1997a,b]. Szczegółowe poznanie dynamiki uwilgotnienia wymaga stosowania metod pomiarowych, które umożliwiają określenie zapasów wody w profilu bez naruszania jego struktury [Schmugge i in. 1980, Foroud i in. 1993]. Taką metodą jest metoda neutronowa zastosowana w niniejszej pracy.

Cel i metodyka badań

Celem podjętych badań była ocena wpływu ukształtowania terenu na przestrzenne zmiany dynamiki uwilgotnienia gleb znajdujących się na badanym obszarze (5160m²). Prace te prowadzono na doświadczalnych powierzchniach badawczych Katedry Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej zlokalizowanych w gospodarstwie rolnym w Sapowicach, oddalonym 30km od Poznania w kierunku południowo-zachodnim. Zastosowana w pracy graficzna metoda interpretacji wyników w formie hydroizoplei umożliwiła ilościową ocenę zróżnicowania uwilgotnienia gleb w wybranych okresach czasu. Analizę wykonano w oparciu o pomiary wilgotności sondą neutronową na głębokościach 15, 40, 70, i 100cm od powierzchni terenu w 12 profilach glebowych znajdujących się w trzech transektach na stoku o długości 86 i szerokości 62 metrów (rys. 1).

Wykorzystywana w pomiarach terenowych sonda neutronowa wykonana została przez Biuro Techniki Jądrowej w Warszawie z zastosowaniem źródeł

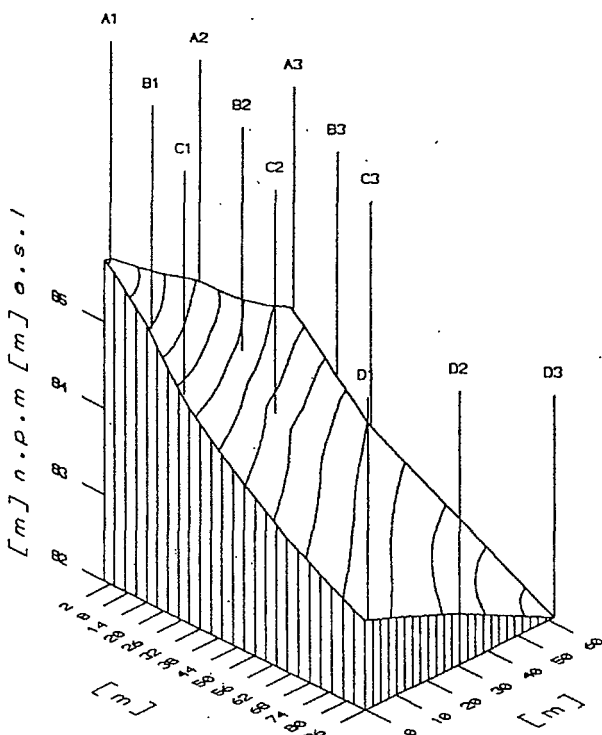
promieniowania pluton - beryl oraz fotopowielacza. Dla każdego punktu pomiarowego wykonano krzywe kalibracji. Na każdym ze stanowisk usytuowano również studzienki do pomiaru położenia zwierciadła wód gruntowych. Transekt pierwszy stanowiły stanowiska A1, B1, C1, D1, drugi A2, B2, C2, D2 i trzeci odpowiednio A3, B3, C3, D3. Spadek pomiędzy stanowiskiem najwyżej i najniżej położonym w transekcji pierwszym wynosił 31,1‰, w transekcji drugim 26,9‰, i w transekcji trzecim 23,8‰. Pomiary wilgotności gleby oraz głębokości wody gruntowej prowadzono w okresie wegetacyjnym roku 1997 w odstępach dwutygodniowych. Pomiary codziennych opadów prowadzono we własnym posterunku opadowym znajdującym się na obiekcie. W niniejszej pracy szczegółową analizę przestrzennej dynamiki uwilgotnienia przeprowadzono dla 2 dni okresu wegetacyjnego: 9 lipca po intensywnych opadach deszczu oraz 29 sierpnia w dniu poprzedzonym 22 dniowym okresem bezopadowym.

Wyniki badań

Rok hydrologiczny 1996/97 pod względem opadów zaliczono do mokrego z sumą opadów zmierzonych wynoszącą 538 mm, większą od średniej z wielolecia 1988-1997 o 57 mm. Okres wegetacyjny tegoż roku (rys. 2) uznano również jako mokry z sumą opadów wynoszącą 382 mm, większą od średniej o 84mm. Okres wegetacyjny charakteryzował się dużą nierównomiernością występowania dni z opadami i dużą ich koncentracją w krótkich okresach czasu oraz kilkoma okresami bezopadowymi trwającymi powyżej 12 dni. Największe nasilenie opadów nastąpiło pomiędzy 30 czerwca a 7 lipca. Suma opadów zmierzonych wyniosła wtedy 112 mm, z czego 82 mm deszczu spadły w trzech dniach: 5, 6 i 7 lipca. Okresy bezopadowe w miesiącach okresu wegetacji IV-IX 1997 roku wystąpiły czterokrotnie. Najdłuższy, bo aż 22 dniowy wystąpił pomiędzy 8 a 28 sierpnia.

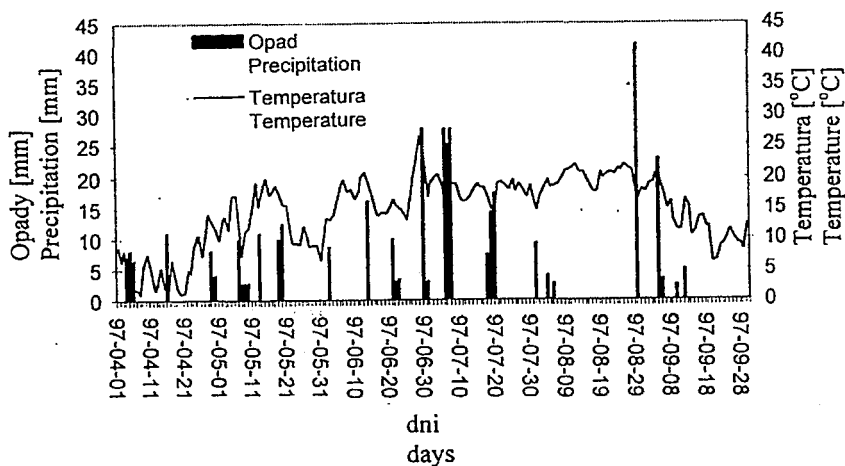
Średnia temperatura w roku hydrologicznym 1996/97 wynosiła 8°C i była niższa od średniej z wielolecia o 0,3°C, w okresie wegetacyjnym wyniosła odpowiednio 14,3°C i była równa średniej z wielolecia.

Analizie poddano dwa dni w okresie wegetacyjnym, w których prowadzone były pomiary wilgotności gleby oraz położenia zwierciadła wód gruntowych. Dzień 9 lipca wybrano ze względu na wysokie opady (82mm), które wystąpiły dwa dni wcześniej, natomiast dzień 29 sierpnia ze względu na poprzedzający 22 dniowy okres bezopadowy.



Rys. 1 Lokalizacja punktów pomiarowych.

Fig. 1 The scheme of measurements.



Rys. 2 Przebieg średnich dobowych temperatur powietrza i wysokości opadów zmierzonych w okresie wegetacji (IV-IX) 1997 roku.

Fig. 2 Daily average air temperature and precipitation during vegetation period (IV-IX) in 1997.

Na podstawie zróżnicowania cech morfologicznych profili glebowych na analizowanym obszarze wyodrębniono 4 zespoły glebowe [Marcinek i in. 1990]. Zespół gleb płowych typowych (stanowiska A1, A2, A3, B2, C1), gleby rdzawe (B1, B3, C2), gleby płowe gruntowo - glejowe (C3, D1) oraz czarne ziemie (D2, D3). W warstwie wierzchniej rozpatrywanego obszaru (do 30 cm od powierzchni terenu) na stanowiskach znajdujących się w górnej partii stoku (rys. 1) dominuje piasek słabogliniasty. Na obszarze znajdującym się poniżej dominuje piasek gliniasty lekki. Jedynie w pobliżu stanowiska D3 w wierzchniej warstwie występuje piasek gliniasty mocny. W warstwie poniżej 50 cm od powierzchni terenu na stanowiskach znajdujących się na wierzchołkach stoku (A1, A2, A3) dominują piaski gliniaste lekkie przechodzące w głębszych warstwach w piaski gliniaste mocne. W miarę posuwania się w dół stoku piaski gliniaste przechodzą w gliny lekkie (D1), gliny piaszczyste (D2, C3) aż do glin ciężkich (D3). Współczynniki infiltracji ustalonej powierzchniowej oznaczone metodą podwójnych cylindrów wahały się na wierzchołkach zbocza od 7,8 cm/h na stanowisku A3 do 9,3 cm/h na stanowisku A1, natomiast w środkowej partii zbocza pomiędzy 5,3 cm/h (B2) i 6,3 cm/h (B3). Na stanowiskach najniżej w położonym terenie n.p.m. wahały się odpowiednio od 1,4 cm/h (D3) do 2,2 cm/h na stanowisku D2. Współczynniki perkolacji zmierzonej na głębokości 35 cm wahają się: na stanowiskach zlokalizowanych na wierzchołkach zbocza od 4,8 cm/h na stanowisku A1 do 7,8 cm/h, na stanowisku A3, w środkowej partii zbocza od 4,2 cm/h (B2) do 6,2 cm/h (B3), natomiast na stanowiskach położonych najniżej od 1,1 cm/h (D3) do 1,9 cm/h na stanowisku D2.

Rysunek 3 w części A przedstawia obliczone średnie położenie zwierciadła wody gruntowej w cm od powierzchni terenu dla roku hydrologicznego 1996/97, część B i C ilustruje układ zwierciadła wód gruntowych w wybranych charakterystycznych dniach odpowiednio: 9 lipca i 29 sierpnia 1997 roku. Średnie roczne zwierciadło wód gruntowych w roku hydrologicznym 1996/97 kształtowało się od 320 cm (stanowisko A1) do 60 cm (D3) poniżej powierzchni terenu. Po intensywnych opadach w początkowych dniach lipca wyraźnie poziom wód gruntowych podniósł się w najniżej położonej części analizowanego obszaru (rys. 3, część B). W części górnej obszaru zmiany nie były tak zdecydowane. Ta sytuacja wynika ze średniej odległości zwierciadła wód gruntowych od powierzchni terenu. Ponieważ pomiar prowadzono 2 dni po opadach, woda na stanowiskach położonych w wyższych partiach stoku nie dotarła w pełni do wód gruntowych. Po długim okresie bezopadowym (rys. 3, część C) można zaobserwować, że największe obniżenie poziomu wód gruntowych nastąpiło u podnóża stoku a najmniejsze na wierzchołkach. Porównując na przykład hydroizochietę o wartości 130 cm w dniu 9.07. i 29.08. można zauważyć, że w sierpniu znajduje się ona o przeszło 50 m niżej niż w lipcu (przy stanowisku D1). Na rysunku 4 w części A, wykorzystując

program SURFER [Tański 1992, Pietras 1992], metodą interpolacyjną punktową krigingu przedstawiono hydroizoplety w dniu 9 lipca w poszczególnych płaszczyznach poziomych (głębokość 15, 40, 70 i 100cm), które obrazują przestrzenny rozkład uwilgotnienia gleby na analizowanej powierzchni (5160m²).

W części B przedstawiono częstotliwość występowania uwilgotnienia gleby na płaszczyznach poziomych na głębokościach 15, 40, 70 i 100 cm od powierzchni terenu.

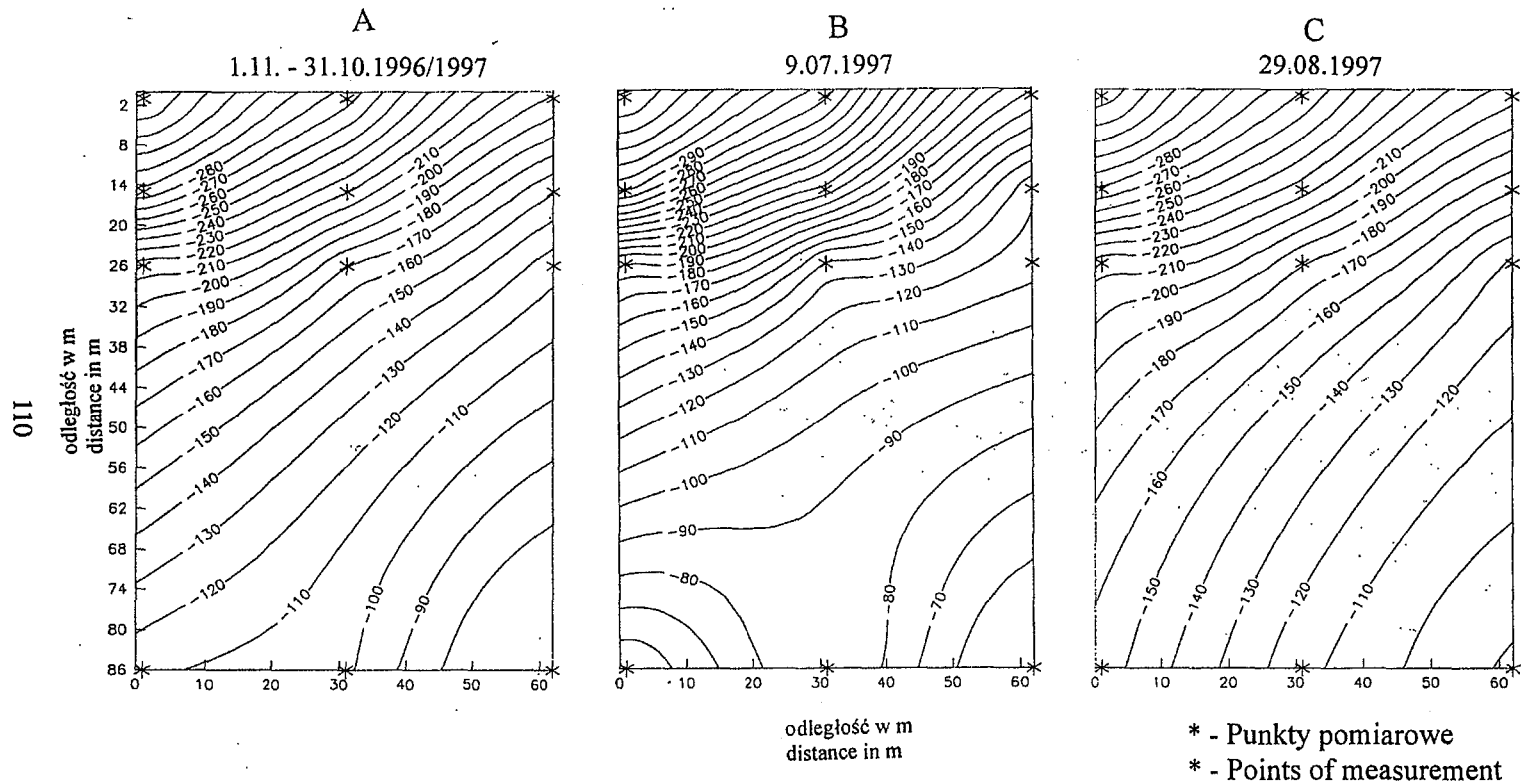
Na rysunku 5 przedstawiono analogicznie wartości i ich wzajemne zależności dla dnia 29 sierpnia. Oba rysunki dają obraz przestrzennego rozkładu uwilgotnienia gleb w warunkach okresu mokrego i suchego.

Analizując przedstawioną dynamikę wilgotności badanych gleb można zauważyć, że na głębokości 15 cm od powierzchni terenu w dniu 9.07. około 50% wyników pomiarów wahało się w przedziale wilgotności pomiędzy 12 a 16% objętościowych i około 30% w przedziale pomiędzy 16 a 20% obj. W dniu 29.08. aż około 60% znajdowało się w przedziale od 4 do 8%, a 40% w przedziale uwilgotnienia pomiędzy 8 a 12% objętościowych.

Na głębokości 40 cm w dniu 9.07. uwilgotnienie gleby zawierało się w dwóch przedziałach: pomiędzy 12 a 16% (50%) i 16 a 20% obj. (48%). Po okresie bezopadowym wystąpiło wyraźne przesunięcie w głębsze warstwy profilu: około 20% znajdowało się w przedziale wilgotności pomiędzy 4 a 8% obj., 40% pomiędzy 8 a 12, 20% pomiędzy 12 a 16 i około 10 pomiędzy 16 a 20% obj.

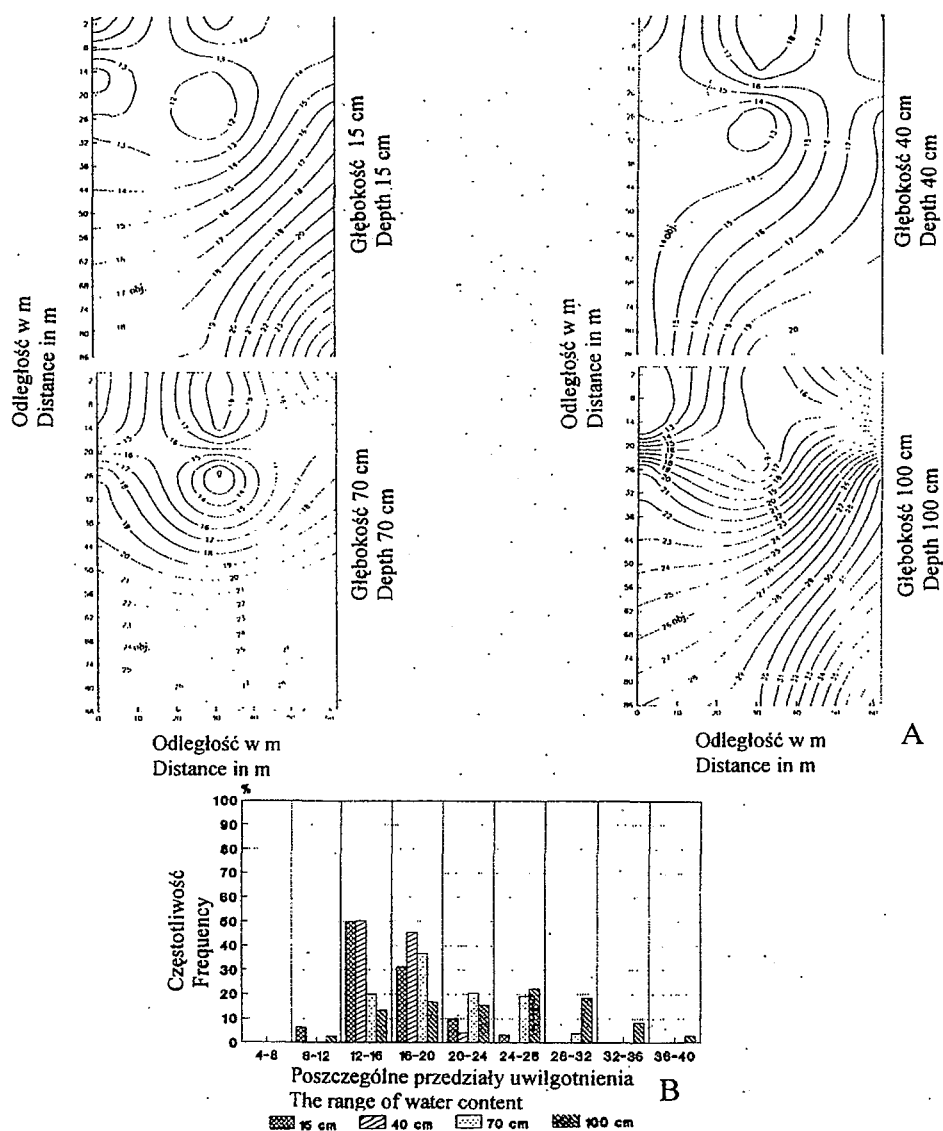
Na głębokości 70 cm w lipcu uwilgotnienie zawierało się w 5 przedziałach: pomiędzy 12-18 a 28-32%, przy czym największa ilość pomiarów znajdowała się w przedziale 18-20% (35%). W sierpniu uwilgotnienie również zawierało się w pięciu przedziałach tyle tylko, że obniżyło się o jeden przedział i właśnie ich największa ilość znajdowała się w przedziale 8-12% (36%).

Analizując rozkład wilgotności na głębokości 100 cm należy zauważyć, że praktycznie występowały wszystkie przedziały wilgotności oprócz przedziału 4-8%, zarówno w mokrym lipcu jak i w suchym sierpniu, przy czym w pierwszym przypadku największa ilość pomiarów była w przedziale 24-28% (22%) a w drugim w przedziale 8-12% (23%).



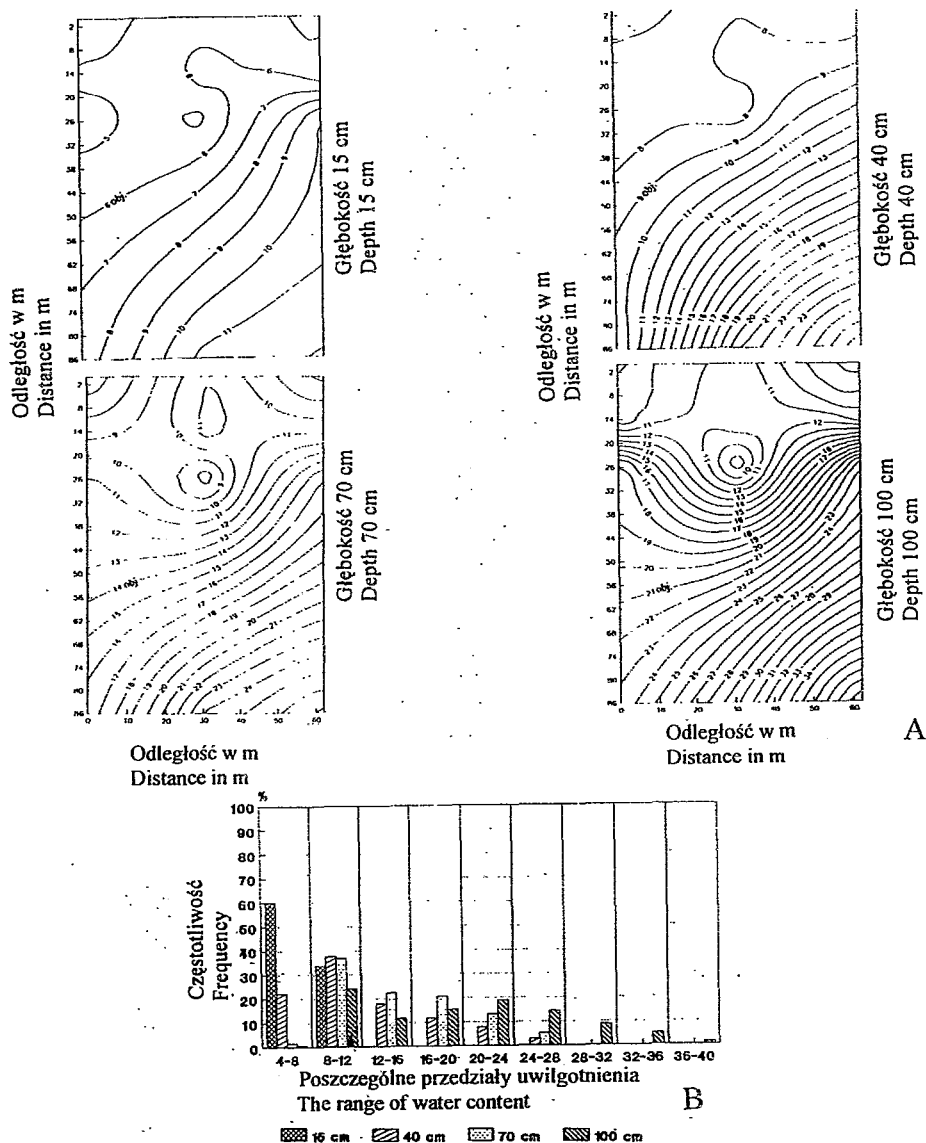
Rys. 3 Przebieg średnich rocznych stanów wody gruntowej w roku hydrologicznym 1996/97 (A) oraz jej stan w dniu 9.07.1997 (B) i 29.08.1997 (C) w cm od powierzchni terenu.

Fig. 3 Yearly average ground water table in hydrological year 1996/97 (A) and ground water table on 9.07.1997 (B) and 29.08.1997 (C) in cm below soil surface.



Rys. 4 Część A - Hydroizoplety obrazujące przestrzenny rozkład uwilgotnienia (%) w płaszczyznach poziomych na głębokościach 15, 40, 70 i 100 cm w dniu 9.07.1997. Część B - Częstotliwość występowania uwilgotnienia gleby (w poszczególnych przedziałach uwilgotnienia w % objętościowych) w płaszczyznach poziomych na głębokościach 15, 40, 70 i 100 cm w dniu 9.07.1997.

Fig. 4. Part A - Hydroisopleth illustrated spatial distribution of water content in volumetric % in the same level on the depths 15, 40, 70 and 100 cm of day 9.07.1997. Part B - The frequency of water content in soil (in the range of water content in vol. %) in different depths 15, 40, 70 and 100 cm on day 9. 07. 1997.



Rys. 5 Część A - Hydroizoplety obrazujące przestrzenny rozkład uwilgotnienia (%) w przekrojach poziomych na głębokościach 15, 40, 70 i 100 cm w dniu 29.08.1997. Część B - Częstotliwość występowania uwilgotnienia gleby (w poszczególnych przedziałach uwilgotnienia w % objętościowych) w płaszczyznach poziomych na głębokościach 15, 40, 70 i 100 cm w dniu 29.08.1997.

Fig. 5 Part A - Hydroisoplethic illustrated spatial distribution of water content in volumetric % in the same level on the depths 15, 40, 70 and 100 cm of day 29.08.1997. Part B - The frequency of water content in soil (in the range of water content in vol. %) in different depths 15, 40, 70 and 100 cm on day 29. 08. 1997.

Podsumowanie i wnioski

Wykonane badania i analizy wykazały największe przesuszenie na głębokości 15cm i to zarówno w górnej części stoku (gleby płowe typowe, gleby rdzawe) jak i w dolnej (gleby płowe gruntowo-glejowe, czarne ziemie). Na głębokościach 40, 70 i 100 cm obserwowano również zmiany przy czym największe i najbardziej widoczne były zawsze na głębokości 40cm od powierzchni terenu (górna część stoku). Mniejsze i mniej widoczne wahania zmian na analizowanym obszarze w dolnej części stoku są niewątpliwie związane z wyższym poziomem wód gruntowych a tym samym z większą możliwością podsiąku kapilarnego do wyżej wymienionych warstw. Przeprowadzona analiza dynamiki zmian wilgotności wykazała wyraźne tendencje do przesuszenia wierzchnich warstw gleby położonych na wierzchowinach. Stwierdzono także widoczny wpływ podsiąku kapilarnego na czynną warstwę gleby na obszarze obniżen terenowych.

Literatura

- [1] Feddes R., Kabat P., Bakel P. van J.T., Bronswijk J.B., Halbertsma J., 1988. *Modeling soil water dynamics in the unsaturated zone - state of the art*. J. Hydrol. 100: 69-111.
- [2] Foroud N., Lynch D., Entz T., 1993. *Potato water content impact on soil water measurement by neutron meter*. Plant and Soil, 148: 101-106.
- [3] Germann P., Beven K., 1981. *Water flow in macropores. An experimental approach*. J. of Soil Sci., 32: 1-13.
- [4] Kosturkiewicz A., Szafranski Cz., 1983. *Spyły powierzchniowe i podpowierzchniowe w bilansie wodnym gleby*. PTPN Pr. Komis. Nauk. Rol. i Leś., 55:127-144.
- [5] Marcinek J., Komisarek J., Spychalski M., 1990. *Obieg wody w mikrozelewni rolniczej*. W. „Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym”. Wyd. nauk. UAM, Pozn.: 69-96.
- [6] Pietras F., 1992. *Kryging*. Informator IMUZ Falenty: 153-156.
- [7] Przybyła Cz., Kozaczyk P., 1994. *Bilanse wodne gleb deszczowanych pastwisk połowych w warunkach zróżnicowanego ukształtowania terenu*. Roczn. AR Pozn., CCLXVII: 157-165.
- [8] Przybyła Cz., Kozaczyk P., 1997. *Dynamika uwilgotnienia gleb w zróżnicowanym reliefie*. Roczn. AR Pozn. CCXCII, Melior. Inż. Środ. 18: 77-90.
- [9] Przybyła Cz., Kozaczyk P., 1997. *Wpływ ukształtowania terenu na dynamikę zmian uwilgotnienia deszczowanych gleb*. Roczn. AR Pozn. CCXCIV Melior. Inż. Środ. 19, cz. 2.: 169-182.

- [10] Szafrński Cz., 1988. *Stany wody gruntowej na tle ukształtowania meliorowanego terenu*. Zesz. Probl. Post. Nauk. Roln. s359.
- [11] Schmugge T., Jackson T., Mckim H., 1980. *Survey of methods for moisture determination*. Water Resour. Res. 16: 961-970.
- [12] Tański T., 1991. *Surfer*. Wyd. PLJ, Warsz., 190ss.

Summary

The influence of land configuration on spatial variability of soil moisture. The paper presents results of field studies carried out on the experimental areas of the Department of Land Reclamation and Environment Development on the farm Sapowice. Measurements of soil moisture and ground water level in different hipsometric conditions were performed at 12 sites situated on the slope, on two days in the vegetation period: after intensive precipitation (July 9th, 1997) and after a dry period (August 29th, 1997). The results have shown a significant dryness of the soil layer at the depth of 15 cm, both on the top and at the bottom of the slope, as well as evidenced the influence of ground water on the supply through the capillary rise of deeper layers, in particular those at the bottom of the slope.

Czesław Przybyła

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu

ul. Wojska Polskiego 71E, 60-625 Poznań

WPLYW RZEZBY TERENU NA GOSPODARKE WODNA ERODOWANYCH GLEB PLOWYCH*

THE EFFECT OF AREA RELIEF ON WATER MENAGEMENT OF ERODED SOIL LESSIVES.

Czesław Szafrąński, Michał Fiedler, Rafał Stasik

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Akademii Rolniczej im. Augusta Cieszkowskiego w Poznaniu

Wstęp

Wszelkie zabiegi zmierzające do optymalnego, z punktu widzenia potrzeb wodnych roślin uprawnych, uregulowania stosunków wodno-powietrznych w glebie muszą opierać się na prawidłowym rozpoznaniu i sparаметryzowaniu środowiska glebowego. Każda bowiem ingerencja człowieka w procesy obiegu wody może prowadzić do znaczących zmian, których skutki są nieraz trudne do przewidzenia. Znajomość procesów obiegu wody w obrębie profilu glebowego czy zlewni jest więc niezbędna dla zrównoważonego rozwoju środowiska rolniczego z zachowaniem wymogów ochrony środowiska. Istotnym czynnikiem wpływającym na gospodarkę wodną terenów bogato ukształtowanych jest poziom występowania zwierciadła wody gruntowej, które wykazuje dużą zmienność związaną z rzezbą terenu [Białousz 1978, Szafrąński 1988]. Duże znaczenie dla kształtowania się zasobów wodnych tych terenów mają również spływy powierzchniowe i podpowierzchniowe [Kosturkiewicz i Szafrąński 1983, Szafrąński 1993]. Powodują one, poza erozją, powstawanie niedoborów wilgoci w górnych partiach stoków o większych spadkach i nadmierne uwilgotnienie gleb u podnóży zboczy i w rynnach terenowych [Kosturkiewicz i in. 1994].

Celem badań jest ocena wpływu ukształtowania terenu na gospodarkę wodną erodowanych gleb płowych w terenach bogato ukształtowanych.

* Praca została wykonana w ramach projektu badawczego Nr 5 PO6H 040 10 finansowanego przez KBN

Metodyka badań

W pracy wykorzystano wyniki badań prowadzonych w Doświadczalnej Stacji Badawczej Mokronosy, zlokalizowanej na Pojezierzu Gnieźnieńskim (52°53'N, 17°28'E). Teren objęty badaniami charakteryzuje się bogatym urzeźbieniem, typowym dla rzeźby młodoglacjalnej. Występują tutaj charakterystyczne dla krajobrazu młodoglacjalnego liczne oczka wodne, a także zagłębienia bezodpływowe oraz wzniesienia o wysokości względnej dochodzącej do 7m i maksymalnych spadkach do 120‰. Badania prowadzone w latach 1979-97 obejmowały codzienne pomiary deszczomierzem Hellmanna, a w okresie wegetacyjnym pluwiografem, pomiary stanów wody gruntowej w studzienkach zlokalizowanych w różnych partiach terenu z częstotliwością co 5 dni oraz systematyczne pomiary wilgotności gleby za pomocą sondy neutronowej z częstotliwością co dwa tygodnie. W pracy wykorzystano również wyniki codziennych pomiarów temperatury powietrza dla stacji Gniezno. Gospodarkę wodną omówiono dla czterech wybranych profili glebowych reprezentatywnych dla pokrywy glebowej badanego obszaru, usytuowanych w różnych partiach zboczy. Profil 1 położony jest u podnóża zbocza o spadku 14‰, profil 2 w górnych partiach zbocza o spadku 53‰, oraz profile 3 i 4 położone są na zboczu prostym o nachyleniu odpowiednio 90‰ i 115‰. Do analizy wybrano okresy wegetacyjne lat 1995 i 1997, które były zróżnicowane pod względem rozkładów i sum opadów atmosferycznych.

Wyniki badań

W pokrywie glebowej obszaru objętego badaniami przeważają gleby płowe (P), zbudowane głównie z glin dennomorenowych. Występują one na zboczach o spadkach od 1 do 12‰ i zajmują łącznie 83% badanego obszaru. Z przeprowadzonych na tym obszarze badań wynika, że gleby te charakteryzują się średnimi zdolnościami retencyjnymi i są średnio podatne na erozję [Szafrński i in. 1996, 1997]. Czarne ziemie (D) występują jedynie w lokalnych obniżeniach i rynnach terenowych, a ich łączna powierzchnia stanowi 17% badanego obszaru. Taki układ toposekwencyjny mimo pewnego uproszczenia odzwierciedla warunki glebowe falistej moreny dennej, która jest podstawową formą geomorfologiczną młodoglacjalnych terenów bogato urzeźbionych.

Na podstawie danych przedstawionych w tabeli 1 można stwierdzić, że czarne ziemie charakteryzują się korzystniejszymi właściwościami wodnymi wierzchnich warstw niż gleby płowe. Zapasy wody przy PPW w glebach płowych w warstwie

Tabela 1. Wybrane właściwości wodne analizowanych profili glebowych.

Table 1. Chosen water properties of soil layers.

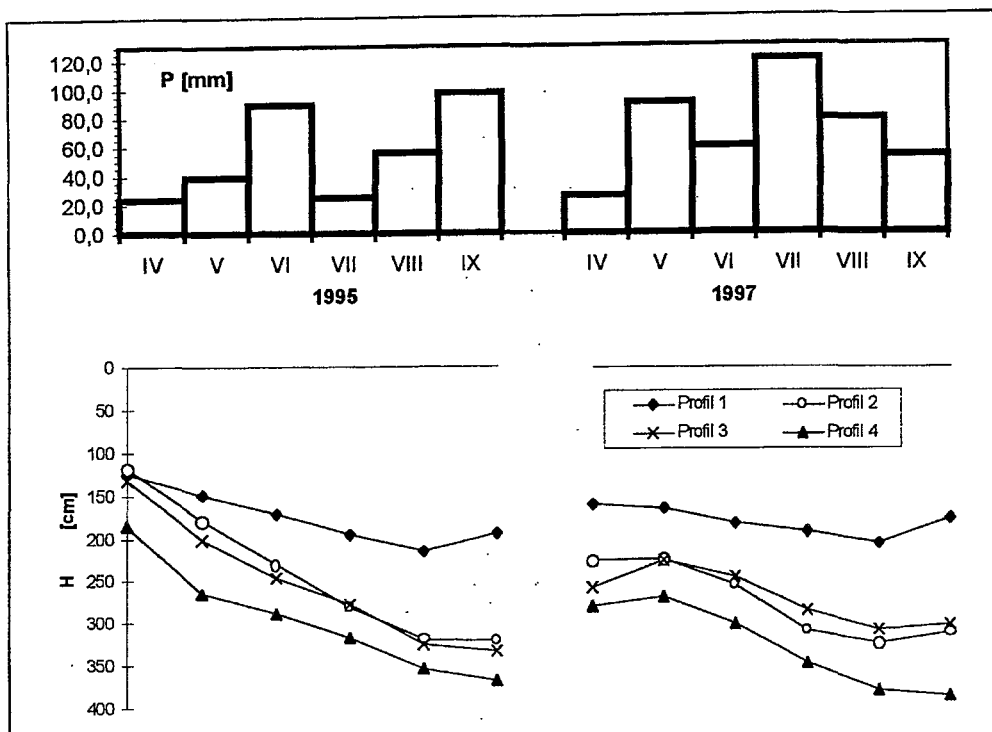
Nr profilu Profile No	Typ gleby Type of soil	Spadek terenu Slope [‰]	Pp [mm]		PPW [mm]		WTW [mm]		K [cm·h ⁻¹]	
			0-50 cm	0-100 cm	0-50 cm	0-100 cm	0-50 cm	0-100 cm	0-30 cm	30-60 cm
1	D	14	206	387	139	275	41	93	3,52	1,34
2	P.	53	165	345	130	267	40	79	3,58	1,17
3	P.	90	192	347	127	262	32	88	1,92	0,75
4	P.	115	181	340	129	268	42	92	1,63	0,83

Pp - pełna pojemność wodna Pp - maximum water holding capacity PPW - połowa pojemność wodna PPW - water field capacity WTW - wilgotność trwałego wędnięcia WTW - water capacity of permanent wilting K - współczynnik infiltracji i perkolacji K - percolation coefficient

0-50cm wynoszą od 127 do 129mm, a warstwie 0-100cm od 262 do 267mm. W czarnych ziemiach są one wyższe i wynoszą dla tych warstw odpowiednio 139 i 275mm. Współczynnik infiltracji dla czarnych ziem w warstwie 0-30cm wynosi 3,52cm·h⁻¹ zaś w glebach płowych od 1,63 do 3,58cm·h⁻¹. W warstwie podornej współczynnik perkolacji w czarnych ziemiach wynosi 1,34cm·h⁻¹ i jest wyższy niż w glebach płowych.

Nizina Wielkopolska, wraz z Pojezierzem Gnieźnieńskim uchodzi za obszar najbardziej deficytowy w wodę, z uwagi na niezwykle niskie roczne sumy opadów, których średnia z wielolecia z reguły nie przekracza 550mm [Woś 1994]. Klimat tego obszaru charakteryzuje się zmienną pogodą wywołaną ścieraniem się powietrza kontynentalnego i morskiego, co powoduje występowanie znacznych różnic w wysokościach opadów i temperatur powietrza zarówno w poszczególnych latach, jak i miesiącach danego roku.

Na rysunku 1 przedstawiono przebieg średnich miesięcznych stanów wód gruntowych na tle miesięcznych sum opadów w okresie wegetacyjnym roku 1995 i 1997. Suma opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym 1995 roku wyniosła 330mm i była zbliżona do średniej z wielolecia dla tego okresu (306mm). Na początku okresu stany wody we wszystkich analizowanych profilach były wysokie i wyniosły od 119cm w czarnej ziemi do 184cm w glebie płowej zlokalizowanej na stoku o spadku 115‰ (profil 4). W kolejnych miesiącach obserwowano stałe obniżanie się poziomu zwierciadła wód we wszystkich profilach. W sierpniu średnie stany wody gruntowej w glebach płowych wahały się od 319 do 353cm, podczas gdy w czarnych ziemiach był znacznie wyższe i wyniosły 215cm (profil 1). Mimo opadów o znacznej wydajności, jakie wystąpiły w pierwszej dekadzie września, wzrost stanów wody zaobserwowano jedynie w zlokalizowanym u podnóża zbocza profilu czarnych ziem. Okres wegetacyjny roku



Rys.1. Średnie miesięczne stany wód gruntowych (H) w analizowanych profilach glebowych na tle miesięcznych sum opadów atmosferycznych (P) w okresach wegetacyjnych roku 1995 i 1997.

Fig.1. Mean ground-water levels (H) in analysed soil profile against the monthly sums of precipitation (P) in vegetation period of years 1995 and 1997.

1997 rozpoczął się niższymi stanami wody we wszystkich analizowanych studzienkach, co było spowodowane suchym półroczem zimowym. W okresie wegetacyjnym tego roku suma opadów wyniosła 435mm i była o 129mm wyższa od średniej z wielolecia. Opady te pokrywały zużycie wody na ewapotranspirację, co spowodowało powolne obniżanie się zwierciadła wody w analizowanych profilach. W sierpniu stany wody wyniosły w glebach płowych od 292 do 359cm, natomiast w czarnych ziemiach były wyższe i wyniosły 194cm. Podsumowując przebieg stanów wody w okresie wegetacyjnym roku 1995 i 1997 należy stwierdzić istotny wpływ urzeźbienia terenu na położenie zwierciadła wody gruntowej. Najwyższe stany obserwowano w położonych w obniżeniach terenowych czarnych ziemiach. Najniższe stany występowały natomiast w erodowanych glebach płowych położonych na zboczu o spadku 115%, gdzie w obu analizowanych okresach wegetacyjnych spadły one poniżej 300cm. Przy tak

Tabela 2. Zmiany zasobów wody w analizowanych profilach glebowych
 Table 2. Changes of the water store in analysed soil profiles

Okres Period	Suma opadów w okresie Precipitation in period [mm]	Średnia tempe- ratura Mean tempe- rature [°C]	Zapas wody [mm] na końcu okresu Store of the water [mm] in the end of period							
			Profil 1 Profile 1		Profil 2 Profile 2		Profil 3 Profile 3		Profil 4 Profile 4	
			0-50 cm	0-100 cm	0-50 cm	0-100 cm	0-50 cm	0-100 cm	0-50 cm	0-100 cm
Okres wegetacyjny roku 1995 Vegetation period of year 1995										
1.04-13.04	16	5,5	127	268	118	276	117	249	110	227
14.04-5.05	8	9,0	98	257	77	225	91	218	74	221
6.05-2.06	51	12,1	75	186	57	162	73	175	47	104
3.06-30.06	77	15,8	86	192	59	158	78	180	50	112
1.07-30.08	56	20,0	64	143	39	101	59	145	32	78
31.08-1.10	122	13,1	91	192	79	204	90	196	72	163
Okres wegetacyjny roku 1997 Vegetation period of year 1997										
1.04-30.04	26	5,3	91	203	76	194	84	188	70	159
1.05-23.05	67	13,1	86	198	74	186	79	183	64	152
24.05-2.07	90	17,0	85	191	73	175	79	177	59	141
3.07-22.07	92	17,9	94	195	80	189	96	198	76	148
23.07-20.08	72	19,6	75	185	64	176	69	170	62	119
21.08-11.09	70	18,4	86	185	74	171	76	171	69	121
12.09-1.10	18	10,8	74	168	61	154	69	163	57	112

głębokim zaleganiu wód gruntowych w tym okresie nie mogły one w istotny sposób oddziaływać na uwilgotnienie wierzchnich warstw gleb.

W tabeli 2 przedstawiono zapasy wody w warstwie 0-50 i 0-100cm w okresach wegetacyjnych analizowanych lat na tle sum opadów atmosferycznych i średnich temperatur powietrza. Na początku okresu wegetacyjnego 1995 roku wysokie zapasy wody zaobserwowano w wierzchnich warstwach we wszystkich analizowanych profilach glebowych. Najwyższe zapasy wody w warstwie 0-50cm zaobserwowano w usytuowanych w najniższych partiach terenu czarnych ziemiach (127mm), zaś w profilach gleb płowych zlokalizowanych na stoku wyniosły od 110 do 118mm. Niskie sumy opadów w okresie od połowy kwietnia do początku maja spowodowały obniżenie się zasobów wody średnio o 33mm we wszystkich analizowanych profilach. Mimo opadów jakie wystąpiły w maju o łącznej sumie 51mm obserwowano dalsze obniżanie się zasobów wody. Na początku czerwca

najniższe zapasy wody zaobserwowano w położonym na stoku o największym spadku profilu 4. Wyniosły one 47mm i były niższe od wilgotności krytycznej. Opady o łącznej sumie 77mm jakie wystąpiły w czerwcu zostały zużyte na parowanie terenowe i dlatego wzrost zapasów wody w glebach płowych wyniósł średnio około 3mm, a w czarnych ziemiach 11mm. W sierpniu odnotowano bardzo niskie sumy opadów atmosferycznych. Wyniosły one łącznie zaledwie 56mm, co przy wyższych od średniej dla tych miesięcy o 3°C temperaturach powietrza i intensywnej ewapotranspiracji spowodowało dalsze pogłębienie się deficytu wody we wszystkich badanych profilach. W profilach gleb płowych na zboczu, zapasy wody w warstwie 0-50cm spadły poniżej wilgotności trwałego wędnięcia (profil 2 i 4). Odbudowa zapasów wody nastąpiła dopiero pod koniec okresu wegetacyjnego, dzięki znacznym sumom opadów jakie wystąpiły we wrześniu. Podsumowując przebieg zapasów wody należy stwierdzić, że przy bardzo niekorzystnym rozkładzie opadów przez cały okres wegetacyjny roku 1995 obserwowano obniżanie się zapasów wody w wierzchnich warstwach analizowanych gleb. Najniższe zapasy w warstwie 0-50cm i 0-100cm obserwowano w glebach płowych położonych na zboczu o największym nachyleniu, zaś najwyższe w zlokalizowanych u podnóża zbocza czarnych ziemiach. Wynikiem tak niekorzystnego przebiegu uwilgotnienia, zwłaszcza w drugiej połowie okresu wegetacyjnego, była obniżka o około 40% plonów roślin okopowych na tym obszarze.

Okres wegetacyjny roku 1997 rozpoczął się niższym niż w 1995 roku uwilgotnieniem badanych gleb. W suchym półroczu zimowym roku hydrologicznego 1996/97, w którym suma opadów była niższa o 54mm od średniej z wielolecia nie nastąpiło odbudowanie zapasów wody w glebie. Pod koniec kwietnia w profilach gleb płowych zapasy wody w warstwie 0-50cm wyniosły od 70 do 84mm, a w czarnych ziemiach 91mm. W maju i czerwcu obserwowano zmniejszenie się zapasów wody w badanych glebach o kilka milimetrów. Częściowe uzupełnienie zapasów nastąpiło w trzeciej dekadzie lipca w skutek znacznych sum opadów atmosferycznych. Najwyższe zapasy zaobserwowano w czarnych ziemiach, gdzie wyniosły one 94mm w warstwie 0-50cm i 195mm w warstwie 0-100cm. Najniższe zapasy wody stwierdzono w zlokalizowanej na zboczu o największym spadku glebie płowej, gdzie wyniosły one odpowiednio 68 i 139mm. Podsumowując należy stwierdzić, że mimo znacznych sum opadów atmosferycznych w okresie wegetacyjnym roku 1997 w wierzchnich warstwach gleb płowych położonych na zboczach o dużym nachyleniu obserwowano okresowe niedobory wilgoci.

Wnioski

1. Przeprowadzona analiza przebiegu stanów wody gruntowej i uwilgotnienia wierzchnich warstw gleb płowych i czarnej ziemi potwierdziła istotny wpływ rzeźby terenu na kształtowanie się zasobów wody.
2. Najniższe zapasy wody w wierzchnich warstwach badanych gleb zaobserwowano w glebie płowej położonej na zboczu o największym spadku, a najwyższe w czarnej ziemi położonej w rymie terenowej.
3. W analizowanych okresach największy deficyt wody wystąpił w suchym okresie wegetacyjnym 1995 roku. Zapasy wody w warstwie 0-50 cm gleby płowej, położonej na stoku o nachyleniu 115 ‰ obniżyły się w tym okresie poniżej wilgotności trwałego wędnięcia.
4. W mokrym okresie wegetacyjnym 1997 roku, przy nierównomiernym rozkładzie opadów, w glebach płowych położonych na zboczach o większych spadkach wystąpiły również okresowe niedobory wilgoci. W okresie tym głęboko zalegające zwierciadło wód gruntowych nie mogło, poprzez podsiak kapilarny w znaczący sposób oddziaływać na uwilgotnienie wierzchnich warstw badanych gleb.

Literatura

- Białousz S. 1978 *Wpływ morfogenezy Pojezierza Mazurskiego na kształtowanie się gleb*. Roczn. Nauk rol. Ser. D, 166.
- Kosturkiewicz A., Szafranski Cz. 1991 *Straty wody w nawodnieniach deszczownianych w wyniku spływów powierzchniowych i podpowierzchniowych z gleb bogato rzeźbionych terenów*. Roczn. AR Poznań 244, Melior. Inż. Środ. 9: 53-62.
- Kosturkiewicz A., Szafranski Cz., Fiedler M. 1994 *Agromelioracje jako czynnik ograniczający erozję wodną gleb terenów bogato rzeźbionych*. Roczn. AR Poznań 266, Melior. Inż. Środ. 14: 281-293.
- Szafranski Cz. 1988 *Stany wody gruntowej na tle ukształtowania meliorowanego terenu*. Zesz. Probl. Post. Nauk. rol., 359: 27-42.
- Szafranski Cz. 1993 *Gospodarka wodna gleb terenów bogato rzeźbionych i potrzeby ich melioracji*. Roczn. AR Poznań 244: 98ss.
- Szafranski Cz., Fiedler M., Stasik R. 1996 *Ocena natężenia erozji wodnej gleb w mikrozelewniach rolniczych Pojezierza Gnieźnieńskiego*. IUNG Pr. Nauk. 2: 157-167.
- Woś A. 1994 *Klimat Niziny Wielkopolskiej*. Wydawnictwo Naukowe UAM. Poznań: 192ss.

Summary

The effect of area relief on water management of eroded soil lessives. In the paper are presented results of investigations carried out on Experimental Station Mokronosy situated on Gniezno Lakeland (52°53'N, 17°28'E). There was stated significant effect of soil profiles situation in relief on ground water dynamics as well as on soil moisture content of upper soil layers during vegetation periods varied of sums and distribution of precipitation. It was detected water deficiencies in investigated soils occurred usually during periods of greatest water needs of plants, what negatively influence on their growth and yield.

Czesław Szafrński
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Akademia Rolnicza
ul. Wojska Polskiego 71 E
60-625 Poznań

ZASOBY WODY ZLEWNI GÓRSKIEJ W ANALIZIE PÓŁROCZY ZIMOWYCH LAT HYDROLOGICZNYCH 1991/92 DO 1995/96.

THE WATER RESOURCES OF MOUNTAIN CATCHMENT AREA IN ANALYSIS WINTER HALF- YEAR OF HYDROLOGICAL YEARS FROM 1991/1992 TO 1995/96.

Jacek Niemiec

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Akademia Rolnicza w Krakowie

Wstęp

Zlewnia potoku Wierchomla Wielka jest przykładem występujących problemów w górach z zakresu gospodarki wodnej. W zlewni prowadzone są badania i zbierane spostrzeżenia dotyczące warunków fizjograficznych, które są podstawą i celem opracowywanych zmian w jej zagospodarowaniu.

Celem pracy była analiza zasobów wody w glebie i w pokrywie śnieżnej oraz ich przestrzenna zmienność.

Na przestrzeni ostatnich lat znaczący wkład do badań nad przebiegiem zjawisk hydrologicznych zachodzących w zlewni i ich opisem empirycznym wnieśli między innymi: Rachner 1969, Turčan 1977, Flemming 1978, 1983, Messal 1980, w kraju Ozga-Zielińska 1979, Gutry-Korycka i Soczyńska 1991 a w terenach górskich Prochal 1973, 1986 i inni.

Wybrane dane o zlewni

Zlewnia znajduje się na terenie gm. Piwniczna, położona jest w paśmie Jaworzyny Krynickiej w Beskidzie Sądeckim powyżej 390,0 m n.p.m. (ujście do Popradu w km 29+300). Najwyższym wzniesieniem zlewni jest Runek - 1080,0 m n.p.m. Kształt zlewni jest wydłużony, regularny, zbliżony do prostokąta niesymetrycznie podzielonego korytem potoku o długości 11,95 km. Powierzchnia

zlewni wynosi 39,02 km², a szerokość 3,36 km. Wskaźnik zwartości wynosi - 0,289. Sieć rzeczna o długości 68,87 km ma układ pierzasty, z przewagą dopływów lewobrzeżnych, gęstość sieci określona została na 1,76 km · km⁻².

Zlewnia należy do XXI Dzielnicy Karpackiej o klimacie górskim. Średni opad roczny za lata 1992-1996 wynosi 858,0 mm a temperatura powietrza 5,5 °C.

Wyróżnić w niej można kocioł i szyję, natomiast stożek jest mało widoczny. W zlewni występuje kilka jednostek litostratygraficznych: warstwy inoceramowe, pstre łupki niższe, warstwy beloweskie, piaskowce z Piwnicznej, pstre łupki wyższe i warstwy magurskie, które są najmłodszym ogniwem stratygraficznym płaszczowiny magurskiej, wykształcone jako gruboławicowe piaskowce, występują jako jasnoszare lub popielate warstwy przedzielone piaszczystymi oliwkowymi łupkami.

Gleby zlewni powstały z utworów fliszowych. Są to gleby brunatne, zajmujące 95 % powierzchni, czarne ziemie 0,5 %, gleby bagienne 0,5 % i gleby szkieletowe o niewykształconym profilu 4,0 %. Na wododziale zlewni głównej występują skałki. Udział procentowy gleb w pokryciu zlewni przedstawia się następująco: gleby gliniaste ciężkie, średnio głębokie oraz płytkie ze szkieletem 59,7 %, gleby gliniaste średnie i płytkie oraz płytkie ze szkieletem 31 %, gleby szkieletowe o niewykształconym profilu glebowym 4,0 %, gleby głębokie i głębokie na 2,7 %, gleby pyłowe płytkie i pyłowe ze szkieletem 1,6 %, czarne ziemie 0,5 %, gleby bagienne 0,5 %.

Szczegółowe dane zawarte są w monografii Możdżeń, Niemiec 1986.

Tabela 1. Charakterystyka typowych profili glebowych
Table 1. Character of typical soil profiles

Lokalizacja na stoku <i>place in slope</i>	Warstwa w cm <i>layer</i>	Rodzaj gleby <i>species of soil</i>	Miaższość warstwy <i>thick of layer</i>	Średnia miaższość <i>average of thick</i>	Zawartość szkieletu % <i>capacity of stones</i>	Gęst. obj. g cm ⁻³ <i>volume density</i>
Podnóże	A ₁	gsp, gs, gc, gcp, glp	15 - 27	19	4,7	1,31
	(B)	gsp, gcp, gc, glp	22 - 71	47	5,8	1,37
	(B)/C	gcp, gsp, gc, glp	9 - 60	35	6,7	1,44
Środek	A ₁	gsp, glp, gcp	15 - 21	15	5,5	1,29
	(B)	gsp, glp, gc, gcp, gs	27 - 80	54	6,5	1,37
	(B)/C	gc, gsp, gs, gcp, gl, glp	25 - 70	31	7,3	1,44
Wierzchowina	A ₁	glp, gcp, gl, gsp, gc	14 - 40	21	5,7	1,28
	(B)	gsp, gcp, glp, gc, gl	24 - 84	54	6,2	1,33
	(B)/C	gc, gcp, gsp, pgm, glp	6 - 40	23	6,5	1,39

Tabela 2. Opady w mm za okres półroczy zimowych 1991/92 - 1995/96

Table 2. The rainfalls in mm in winter half - year 1991/92 - 1995/96

Miesiące Months	Opady - Rainfalls								Opad średni Average of total rainfalls			
	Półrocze zimowe - Winter half - year											
	1991/92		1992/93		1993/94		1994/95		1995/96			
XI	28,1	(0)*	37,4	(2)	20,2	(8)	35,7	(3)	87,6	(27)	41,8	(8)
XII	72,1	(27)	45,3	(22)	41,2	(7)	50,1	(16)	36,4	(31)	49,0	(21)
I	61,9	(31)	47,3	(28)	56,7	(12)	41,7	(30)	25,6	(31)	46,6	(26)
II	64,8	(29)	41,6	(28)	11,8	(23)	44,3	(16)	25,4	(29)	37,6	(25)
III	36,3	(23)	65,5	(24)	70,3	(4)	65,0	(9)	48,6	(31)	57,1	(18)
IV	67,1	(0)	55,4	(9)	120,4	(1)	92,7	(11)	43,2	(12)	75,8	(7)
Suma	330,3	(110)	292,5	(113)	320,6	(55)	329,5	(85)	266,8	(161)	307,9	(105)
% **	34,16	60,43	39,90	62,43	39,28	30,38	37,82	46,96	28,18	88,46	35,52	58,01

* - liczba dni z pokrywą śnieżną w miesiącu i półroczu.

** - procentowy udział sumy opadu półrocza w sumie rocznej i dni z pokrywą śnieżną do ilości dni. półrocza zimowego

Tabela 3. Temperatury powietrza w °C za okres półroczy zimowych

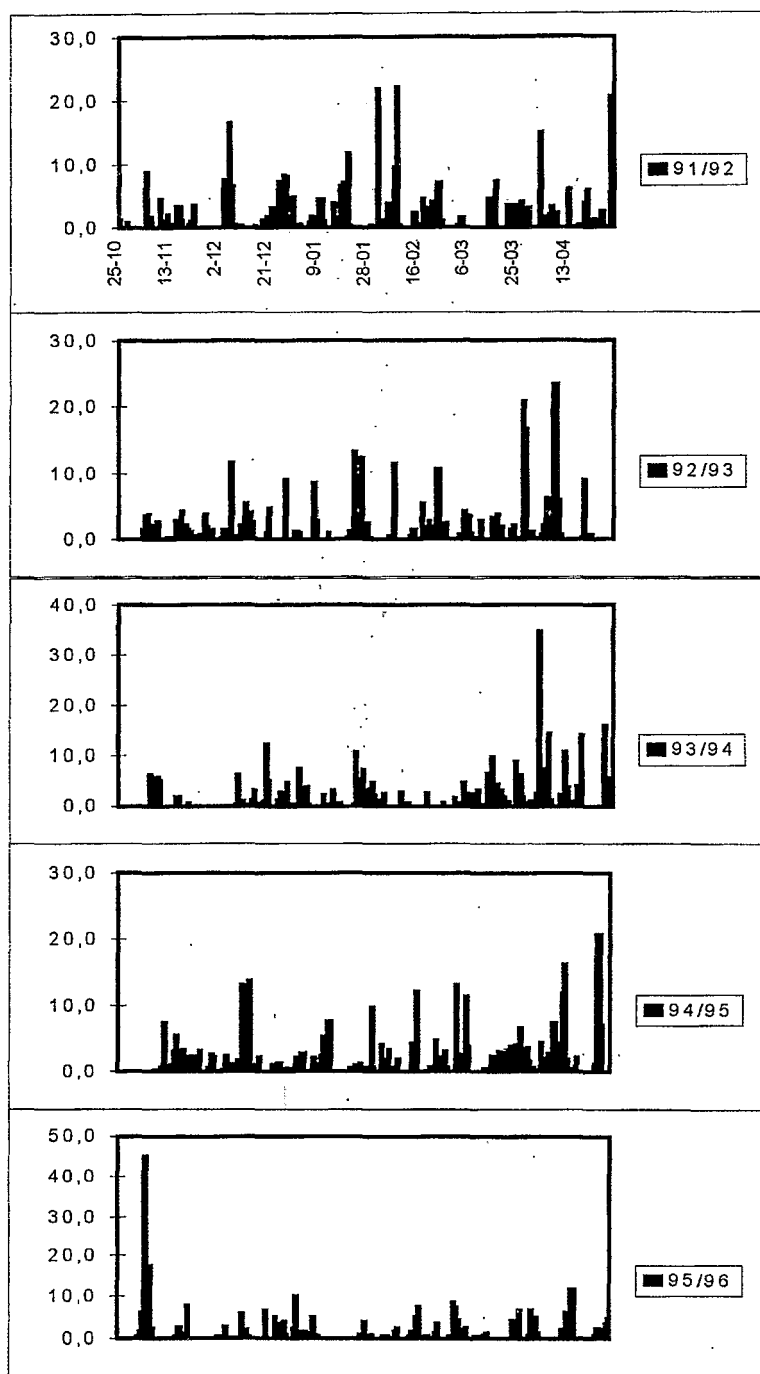
1991/92 - 1995/96

Table 3. The air temperatures in °C in winter half - year 1991/92 - 1995/96

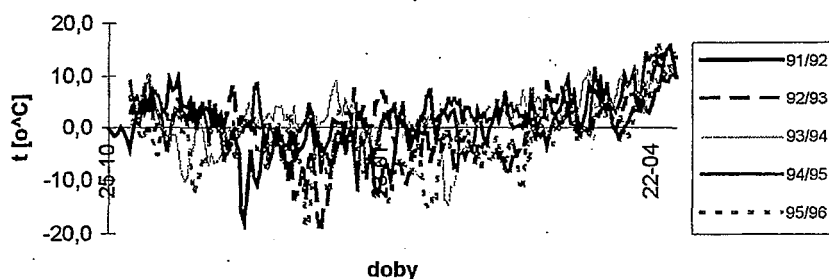
Miesiąc Months	Temperatury w °C - Temperatures in °C					Temp. śr. Average of total temp.
	Półrocze zimowe - Winter half - year					
	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	
XI	3,65	3,08	-0,95	2,76	-2,01	1,30
XII	-4,41	-2,45	1,14	-0,82	-3,75	-2,06
I	-3,21	-2,73	1,50	-2,60	-5,75	-2,56
II	-0,51	-3,74	-2,37	2,20	-5,68	-2,02
III	2,21	0,00	4,17	2,33	-2,18	1,30
IV	7,09	6,65	7,70	6,54	6,32	6,86
Średnia temp.	0,80	0,13	1,86	1,73	-2,17	0,47

Metodyka badań

Pomiary wilgotności (θ) gleby pod pokrywą śnieżną, wykonywano raz w miesiącu wyliczając z nich zapasy wody w profilu do głębokości 1 m. Przedmiotem analizy były 33 profile gleby brunatnej kwaśnej, które zajmują 95,0 % badanego obszaru. Odkrywki zlokalizowane były na obszarze 7,85 km² w środkowej części zlewni, co stanowi 20,12 % powierzchni ogólnej oraz w różnych miejscach na stoku. Dane zestawiono w tabelach 1, 3 i graficznie na rysunku 5.

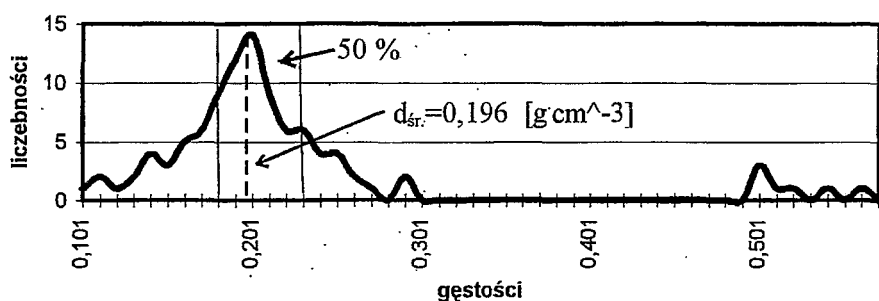


Rys. 1 Sumy dobowe opadów w mm.
Fig. 1 Average daily rainfalls in mm.



Rys. 2. Średnie dobowe temperatury powietrza.

Fig. 2. Average daily air temperatures.

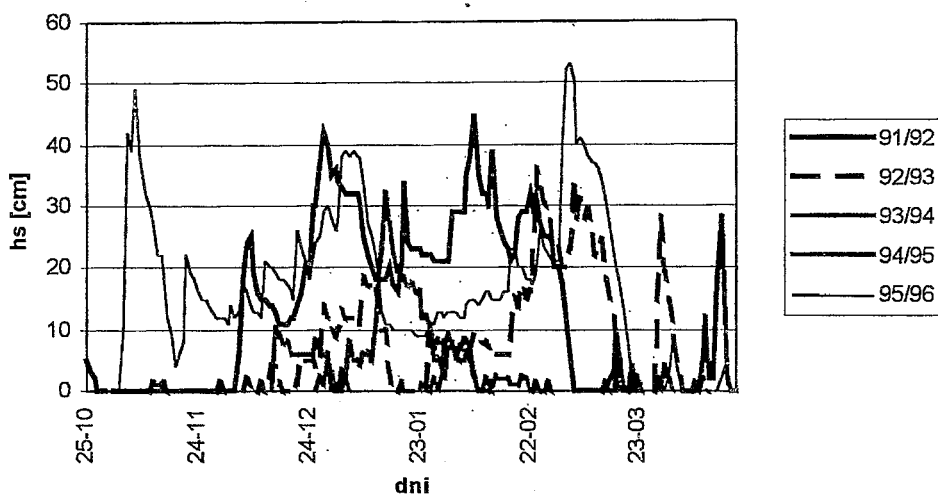


Rys. 3. Wielobok częstości dla gęstości pokrywy śnieżnej d w g cm^{-3} .

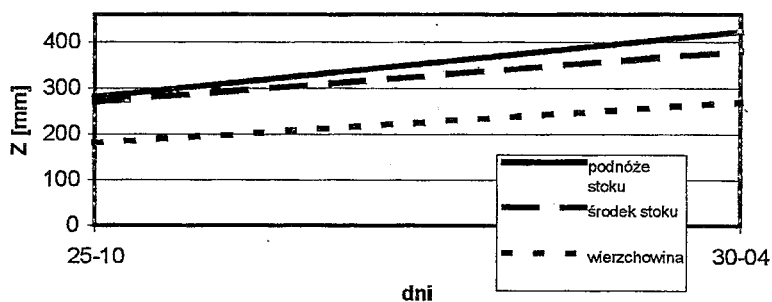
Fig. 3. Polygon of frequency of density snow cover d in g cm^{-3} .

Zapasy wody w pokrywie śnieżnej wyznaczono z bieżących pomiarów jej grubości h_s , gęstości śniegu d oraz pomiaru zawartości wody w śniegu w charakterystycznych profilach śnieżnych. Próba objęła 100 pomiarów dla której to graficznie pokazano wielobok częstości na rysunku 3.

Dane meteorologiczne - opady i temperatury dla półroczy zimowych lat hydrologicznych 1991/92 do 1995/96 pokazano na rysunkach 1, 2, 4.



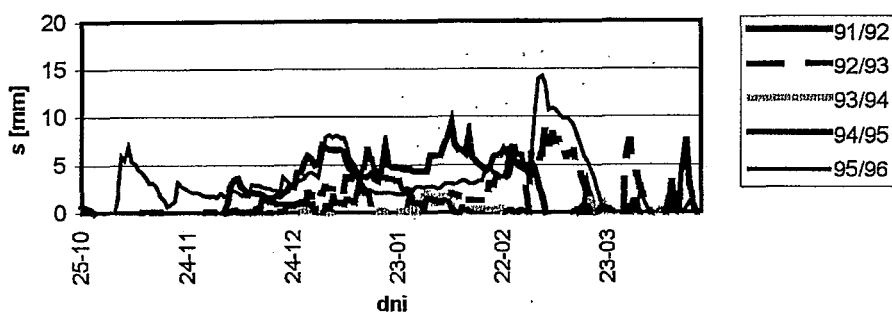
Rys. 4. Przebieg grubości pokrywy śnieżnej h_s w cm.
Fig. 4. Course of thickness snow cover h_s in cm.



Rys. 5. Przebieg średnich zapasów wody w glebie Z w mm.
Fig. 5. Course of middle water reserve of soil Z in mm.

Tabela 3. Średnie wilgotności (θ) w % obj. i zapasy wody (Z) w glebie w mm.
 Table 3. Average moistures (θ) in % v. and water reserve (Z) in soil profiles in mm.

Stanowisko na stoku <i>Stand in slope</i>	Warstwa <i>Layer</i>	Wilgotności <i>Moistures</i>		Zapasy wody <i>Water reserve</i>		PPW <i>Water capacity field</i> % obj. % v.	Index w (θ) / PPW	Porowatość ogólna P. <i>Total porosity</i> [%]
		przedział zmienności <i>variable partition</i>	średnia <i>avarage</i>	przedział zmienności <i>variable partition</i>	średni <i>avarage</i>			
podnóże	A ₁	21,24-47,20	33,11	289,7- 434,5	366,0	30,82	0,689-1,531	49,98
	(B)	21,95-43,80	32,95			33,63	0,652-1,302	48,32
	(B)/C	24,92-41,55	33,35			29,63	0,841-1,402	45,48
środek	A ₁	25,41-47,81	36,20	280,5- 467,6	381,6	30,82	0,824-1,551	51,12
	(B)	28,45-47,39	37,56			33,63	0,845-1,409	47,45
	(B)/C	29,94-43,92	37,53			29,63	1,010-1,482	45,35
wierzchowina	A ₁	14,82-46,49	26,20	187,8- 413,0	262,7	30,82	0,480-1,508	51,26
	(B)	18,16-41,93	26,60			33,63	0,539-1,217	49,53
	(B)/C	19,13-41,21	27,30			29,63	0,645-1,309	45,96



Rys. 6. Przebieg zawartości wody w śniegu s w mm.

Fig. 6. Course of capacity water of snow s in mm.

Wnioski

1. Znajomość wielkości zapasów wody w glebie i w pokrywie śnieżnej jest konieczna przy opracowywaniu modeli matematycznych zlewni, ponieważ ich wielkość przyjmowana jest jako potencjalne wejście do systemu.
2. Opady w półroczu zimowym podlegają zretencjonowaniu na powierzchni gleby, inaczej są interpretowane i stanowią jeden z parametrów modelu zlewni.
3. Praca stanowi kolejny przyczynek przy określaniu wielkości retencji gruntowej w zlewni górskiej w półroczu zimowym.

Literatura

- Flemming G., Gurtz J. 1983. *Zur Modellierung der Schmelzwasserabgabe in Mittelgebirgs - Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Schneemodellen*. Wiss. Z. TU Dresden, 11, Heft 1: 176-182.
- Flemming G., Winkler F. M. 1978. *Zur Methodik und Genauigkeit der Schneeschmelzberechnung*. Z. Meteor., Berlin, 28: 215-220.
- Łacheta St., Niemiec J. 1991. *Dynamika zmian zapasów wody w glebie w półroczu zimowym w zlewni górskiej*. Zesz. Nauk. AR w Krakowie Seminarium Naukowe: 51-61.
- Gutry-Korycka M., Soczyńska U., Klimont Z. 1991. *Procesy pionowego transportu wilgoci w jednostkowym polu quasi - jednorodnym. Okres zimowy*. UW Wyzd. Geogr. i Stud. region: 75-129.
- Messal H. 1980. *Berechnung der Schneeschmelze für ausgewählte Einzugsgebiete und Testzeiträume mit gleichzeitiger Analyse, Vergleich und Weiterentwicklung der vorliegenden Modelle SMELT 2 und*

SMELT 3. Forschungsbeleg. TU Dresden, Sektion Wasserwesen, Bereich Hydrologie und Meteorologie.

Niemiec J. 1995. *Retencja zlewni górskiej*. Zesz. Konf. nt. Strategia Rozwoju Gospodarki Wodnej, W-wa, t. 2: 269-284.

Niemiec J., Kanownik W., Rumian A. 1996. *Zasoby wody zlewni górskiej w półroczu zimowym*. Prace nauk. cz. 2, Puławy. Ogóln. Symp. Nauk. nt.: „Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją”, IUNG Puławy, AR w Lublinie, UMCS w Lublinie: 235-250.

Ozga-Zielińska M., Feluch W. 1979. *Koncepcja struktury i identyfikacji integralnego modelu zlewni*. Bibl. Wiad. IMUZ 61: 9-20.

Ozga-Zielińska M., Nawalany M. 1979. *Zagadnienia identyfikacji i weryfikacji integralnego modelu zlewni*. Bibl. Wiad. IMUZ 61: 43-54.

Prochal P. 1973. *Czynniki wpływające na natężenie zmywów i ruch rumowiska w zlewni potoku Wierchomla Wielka*. Zesz. Probl. Post. Nauk. rol. z. 151 s. 31-48.

Prochal P., Możdżeń M., Niemiec J. 1986. *Monografia zlewni potoku Wierchomla Wielka*. Zesz. Nauk. AR w Krakowie Nr 201, Melioracja, z. 12: 89-129.

Rachner M. 1969. *Der Wasserhaushalt der Schneedecke und seine Bedeutung im Rahmen des Gebietswasserhaushalts der Oberen Bode/Harz*. Abh. Met. Dienst. DDR Nr 90: 1-165.

Turčan J., Šimo E., Babiakova G. 1977. *Schema zur Berechnung der Akkumulation und des Schmelzens von Schnee in einem Punkt (slovakisch)*. Inst. f. Hydrologie und Hydraulik der SAV Bratislava.

Summary

The water resources of mountain catchment area in analysys winter half-year of hydrological years from 1991/1992 to 1995/96. The mountain catchment area accumulates in winter half-year water in soil and in snow cover. The assignation diminsions of water resources are very important, considering that we observe of spring area water outlet. In this article the author have undertaken calculation water resources of mountain catchment area. The study of water balance for a catchment area are inseparable joint with the study of snow cover and profiles soil. The author of this work caries an a investigation of 33 soil profiles in basin of Wierchomlas stream in mountain range by Jaworzyna Krynicka. The location of soil profiles is disperent. The 11 points of observation are at the bottom of mountain-side, 9 in the middle of slope and 13 in the summit of slope. The author analyses a fillings of water in the soil and in the snow cover and their spatial variability. The principle of

careful consideration are the winter half-years of the hydrological years 1991/92 - 1995/96.

Jacek Niemiec
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
al. Mickiewicza 24/28
30-059 Kraków

MOŻLIWOŚCI ZWIĘKSZENIA ZASOBÓW WODNYCH W WOJEWÓDZTWIE ŁOMŻYŃSKIM

THE POSSIBILITIES OF WATER RESOURCES INCREASE AT ŁOMŻA DISTRICT

Zbigniew Kowalewski

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych - Falenty

Wstęp

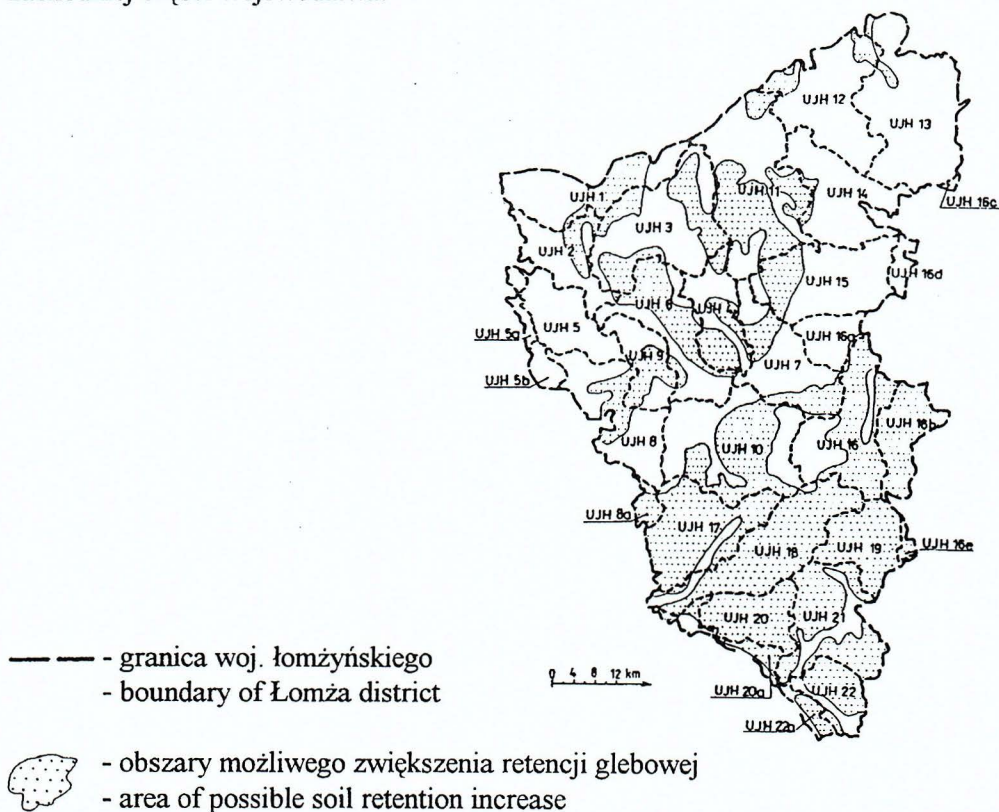
Pod koniec 1995r zostało zawarte „Porozumienie dotyczące współpracy w zakresie programu małej retencji” pomiędzy Ministrem Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej a Ministrem Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa. Stanowiło ono podstawę intensyfikacji działań na rzecz poprawy stanu, odbudowy oraz powiększenia zasobów wodnych. Poszczególne województwa zostały zobowiązane do opracowania w 1996r programów małej retencji przewidywanych do realizacji do 2015 roku. W przypadku województwa łomżyńskiego prace związane z powyższym programem zostały zakończone w I połowie 1997r.

W referacie przedstawia się jeden z elementów tego programu, szacunkową ocenę możliwości zwiększenia zasobów wodnych w tym województwie na bazie danych ustalonych w poszczególnych Oddziałach Rejonowych WZMiUW w Łomży oraz wyników badań modelowych prowadzonych w IMUZ dla zlewni badawczych [Program ... 1997]. W ocenie rozpatrywano zwiększenie zasobów wodnych związanych z potencjalną możliwością rekonstrukcji lub wykonania małych zbiorników wodnych, wykorzystania dolinowych obiektów melioracyjnych, obiektów drenarskich, przeprowadzenia zabiegów agromelioracyjnych oraz wykorzystania użytków ekologicznych. Generalnie w programie poszczególne wielkości zwiększenia zasobów przedstawiano z podziałem na 32 (rys. 1) tzw. Umowne Jednostki Hydrograficzne [UJH]. Taki podział wynikał z konieczności przeprowadzenia prac inwentaryzacyjnych w skorygowanym układzie zlewniowym, uwzględniającym aktualny powierzchniowy przepływ wód siecią rowów i kanałów pomiędzy zlewniami.

Zdolność retencyjna małych zbiorników wodnych

W skali województwa przewiduje się rekonstrukcję lub wykonanie nowych zbiorników w 34 gminach. Powierzchnia sumaryczna projektowanych zalewów w

poszczególnych gminach jest bardzo zróżnicowana i waha się od 0,3 ha w gminie Łomża do 46 ha w gminie Kolno, przy łącznej pojemności w gminach odpowiednio 2000 m³ i 1150000 m³. W tabeli 1. przedstawia się zestawienie powierzchni poszczególnych „UJH”, powierzchni zalewu w każdej „UJH” oraz retencji całkowitej. Retencja ta składa się z retencji powierzchniowej (pojemność zbiorników) i gruntowej. Badania modelowe i terenowe związane z oceną wpływu zbiorników wodnych na tereny przyległe [Badania ... 1995] pozwalają do powyższych szacunków przyjąć średnią retencję gruntową w wysokości 25% retencji powierzchniowej. W obszarze województwa łomżyńskiego przy łącznej powierzchni zalewu 288,33 ha uzyskano retencję całkowitą 4968,4 dam³. Największa retencja zbiornikowa dotyczy „UJH” nr 3 i 6 położonym w północno-zachodniej części województwa.



Rys. 1. Podział województwa łomżyńskiego na Umowne Jednostki Hydrograficzne (UJH) z zasięgiem obszarów możliwego zwiększenia retencji glebowej

Fig. 1. Partition of Łomża district on Hydrology Standardize Units (UJH) with areas of possible soil retention increase

Tabela 1.

Retencja powierzchniowa, gruntowa i całkowita przy przewidzianych, do rekonstrukcji i realizacji zbiornikach wodnych w poszczególnych. Ujednoliconych Jednostkach Hydrolo-gicznych „UJH”.

Reservoir, ground and total retention in Hydrology Standardize Units (UJH).

Nr „UJH” No. of „UJH”	Powierz- chnia „UJH” [km ²] Area of „UJH” [km ²]	Powierzchnia zalewu w „UJH” [ha] Area of reservoirs in „UJH” [ha]	Retencja [dam ³] Retention [dam ³]			Retencja całkowita [mm] total retention [mm]
			powierz- chniowa surface	gruntowa ground	całkowita total	
1.	261,7	20,00	100,0	25,0	125,0	0,48
2.	176,4	4,00	30,0	7,5	37,5	0,21
3.	414,3	62,00	1281,9	320,5	1602,4	3,87
4.	183,5	1,50	21,0	5,3	26,3	0,14
5.	191,7	25,00	289,0	72,3	361,3	1,88
6.	276,6	39,70	817,0	204,2	1021,2	3,69
8.	263,2	4,30	54,0	13,5	67,5	0,26
8 a.	33,7	2,00	50,0	12,5	62,5	1,85
10.	445,9	1,00	5,5	1,4	6,9	0,02
11.	471,3	8,50	90,0	22,5	112,5	0,24
12.	338,2	33,65	176,5	44,1	220,6	0,65
14.	264,0	2,50	25,0	6,3	31,3	0,12
15.	327,8	1,50	21,0	5,2	26,2	0,08
16.	314,5	12,91	101,5	25,4	126,9	0,40
16 a.	92,6	3,00	15,0	3,8	18,8	0,20
16 b.	155,8	7,00	89,6	22,4	112,0	0,72
16 d.	35,6	2,50	25,0	6,3	31,3	0,88
17.	298,5	9,80	118,0	29,5	147,5	0,49
18.	344,9	21,53	394,7	98,7	493,4	1,43
19.	177,5	1,89	36,2	9,1	45,3	0,26
20.	159,7	4,00	37,5	9,4	46,9	0,29
20 a.	64,7	1,50	75,0	18,8	93,8	1,45
21.	284,3	18,55	121,0	30,3	151,3	0,53
Razem:		288,33	3974,4	994,0	4968,4	

Zwiększenie zasobów wodnych w dolinowych obiektach melioracyjnych

Do elementów umożliwiających dodatkowe zgromadzenie wody na obiektach melioracyjnych należą rzeki, kanały, rowy główne, rowy szczegółowe wyposażone w odpowiednią ilość budowli piętrzących. Muszą to być budowle regulujące pozwalające na podpiętrzenie w odpowiednim czasie wód płynących, a następnie sterowanie tym podpiętrzeniem w zależności od przebiegu warunków atmosferycznych czy też potrzeb związanych z użytkowaniem określonego obszaru.

Podstawę zwiększenia retencji przy wykorzystaniu rowów szczegółowych stanowiła powierzchnia obszarów z rowami, a przy wykorzystaniu cieków podstawowych ich długości w poszczególnych „UJH”.

W ramach oceny szacunkowej dla rowów przyjęto średnią rozstawę 150 m, szerokość dna 0,5 m, napelnienie 0,2 m, nachylenie skarp 1 : 1,5 oraz podpiętrzenie rzędu 0,2 m. Wówczas na 1 ha obszaru pokrytego rowami przypada średnio 66,7 m rowu, co przy powyższych parametrach pozwala zwiększyć retencję powierzchniową w wysokości około 18,7 m³/ha. Natomiast związaną z tym retencją gruntową dla każdej zlewni „UJH” określono uwzględniając stopień pokrycia powierzchni danej zlewni utworami piaszczystymi lub hydrogenicznymi i odpowiedniej porowatości efektywnej. Dla rejonów z utworami piaszczystymi retencja gruntowa wyniosła 135 m³/ha a dla utworów hydrogenicznych 54 m³/ha. W obszarze województwa uzyskuje się wówczas zwiększenie zasobów w rowach 3031700 m³.

W przypadku cieków podstawowych takich jak rzeki, kanały, rowy główne szerokość koryta może się zmieniać w dość szerokich granicach w zależności od wielkości zasilania i rozpatrywanego odcinka ich biegu. Dla obliczeń szacunkowych przyjęto średnią szerokość koryta równą 5 m oraz podpiętrzenie tych cieków w wysokości 0,5 m. Wówczas na 1 km cieku można zwiększyć retencję powierzchniową o 2500 m³. Natomiast retencję gruntową przy tych ciekach określono na podstawie współczynników wynikających ze stosunku wielkości retencji gruntowej do powierzchniowej przy rowach szczegółowych. Szacunkowe zwiększenie retencji przy wykorzystaniu cieków podstawowych w skali województwa wynosi wówczas 10575000 m³.

Możliwości retencionowania wód na obiektach drenarskich

Powierzchnia obszarów drenowanych w poszczególnych „UJH” waha się w szerokich granicach od 18 ha do 15365 ha. Oszacowanie wielkości możliwego zwiększenia zasobów w tych obszarach jest jeszcze trudniejsze niż na obiektach dolinowych. Jest to więc ocena bardzo przybliżona. Przeprowadzono ją przy

założeniu, że hamowanie odpływów drenarskich nastąpi na 10% powierzchni obszarów drenowanych, przy średniej porowatości 0,3 i podwyższeniu poziomów wód gruntowych w wysokości 0,05m, czyli wielkości praktycznie realnej do uzyskania. Tak określone zwiększenie zasobów na obszarach drenowanych w obszarze województwa wynosi 2824800 m³.

Ocena zdolności retencyjnej gleb

Zabiegi agromelioracyjne obejmują takie działania jak różnego typu orki, spulchnianie, kretowanie, drenowanie krecie, nawożenie wgłębne, wapnowanie, wzbogacanie gleby różnymi substancjami, wyrównywanie powierzchni. Zmieniając stan zagęszczenia gleby, przepuszczalność i właściwości mechaniczne, może wpłynąć na warunki odnawiania retencji glebowej i jej dostępności dla roślin.

Podstawą oceny zwiększenia retencji glebowej stanowiła mapa gleb dla województwa łódzkiego. Zwiększenie tej retencji możliwe jest głównie na piaskach gliniastych i glinach lekkich. Mapę zasięgu tych utworów na tle poszczególnych zlewni UJH przedstawiono na rys. 1. Założono wg Cieślińskiego [Praca ... 1996] niską retencją glebową na tych obszarach w wysokości 10 mm, przyjmując jednocześnie fakt, że praktycznie zabiegi agromelioracyjne zostaną wykonane na 50% powierzchni obszarów o największej możliwości poprawy zdolności retencyjnej. W skali całego województwa uzyskano możliwe, potencjalne zwiększenie retencji glebowej w wysokości 13831000 m³.

Zwiększenie retencji gruntowej na użytkach ekologicznych

Zwiększenie retencji na obszarze użytków ekologicznych jest możliwe poprzez sterowane zalewy lub też podpiętrzanie wód gruntowych w ich rejonie z wykorzystaniem dodatkowych systemów doprowadzających wodę. Użytki ekologiczne obejmują mokradła (torfowiska) utworzone ewolucyjnie na bazie określonych zbiorowisk roślinnych. Zmiany warunków wodnych w czasie powodują przekształcanie się składu botanicznego zbiorowisk torfowych w kierunku od szuwarów poprzez turzycowiska do mechowisk. Na określonym etapie, zbiorowiska roślinne charakteryzują więc rodzaj torfu i związaną z nim potencjalną retencję wynikającą z porowatości efektywnej torfowiska. Dla torfów porowatość ta waha się od 0,05 - 0,15 [Mioduszeński 1989].

Dla obszaru województwa łódzkiego w tabeli 2 zestawiono powierzchnię określonych grup zbiorowisk roślinnych i odpowiadającą im potencjalną retencję gruntową przy założeniu, że średnia wartość podpiętrzenia wód

gruntowych użytków ekologicznych wyniesie 0,1 m. Wówczas w skali województwa uzyskuje się potencjalne zwiększenie retencji gruntowej w tych obszarach wynoszące 3560000 m³.

Tabela 2.

Struktury zbiorowisk roślinnych na użytkach ekologicznych i związanej z nimi retencji gruntowej

Structure of plant communities on areas of ecological use and ground retention connected with them

Lp. No.	Zbiorowiska roślinne Plant Communities	Powierzchnia [ha] Area [ha]	Potencjalne zwiększenie retencji gruntowej [dam ³] Potential increase of ground retention [dam ³]
1.	szuwary	37612	297
2.	turzycowiska	10182	1018
3.	mechowiska	15504	2016
4.	mszary przejściowe	1411	198
5.	mszary wysokie	204	31
	Razem:	31013	3560

Podsumowanie

W skali całego województwa łódzkiego bardzo trudne jest dokładne określenie wielkości możliwego zwiększenia zasobów wód gruntowych i powierzchniowych, a więc zwiększenia retencji. Związane jest to z brakiem dostatecznej informacji o obecnym stanie urządzeń melioracyjnych i warunkach hydrogeologicznych poszczególnych obiektów.

Możliwa jest ocena szacunkowa, przy przyjęciu dla niektórych elementów założeń upraszczających jednakowych dla obszaru całego województwa. W praktyce w zależności od lokalnych parametrów wyjściowych wielkości zwiększenia zasobów przedstawione w niniejszym referacie mogą być nieco inne. Tym niemniej taka ocena umożliwia porównanie poszczególnych wielkości zwiększenia.

Przy przyjęciu średnich wielkości odpływów jednostkowych dla województwa łódzkiego równych 4,1 [dm³/s · km²] [Praca ... 1996] i powierzchni województwa wynoszącej 6684 km² uzyskuje się roczny odpływ w wysokości 864 mln m³. Jest to wielkość, do której można odnieść poszczególne elementy zwiększenia zasobów w ramach programu rozwoju małej retencji.

W tabeli 3 przedstawiono zbiorcze zestawienie potencjalnego zwiększenia retencji wód na tle średniego odpływu rocznego. Wielkości zwiększenia zasobów w województwie łomżyńskim obrazują skalę potencjalnych możliwości dodatkowego tencjonowania wód powierzchniowych i gruntowych. Widoczne jest, że szacowane zwiększenie retencji stanowi poniżej 5% średniego odpływu rocznego. W tym zestawieniu największy udział ma retencja glebowa, możliwa do uzyskania w procesie rolniczego użytkowania gruntów w ramach zabiegów agromelioracyjnych. W rzeczywistości praktycznej realizacji zadań związanych ze zwiększeniem zasobów wodnych trudne jest uzyskanie większej retencji od tej przedstawionej w ocenie szacunkowej. Wymagane jest jednak zaangażowanie określonych nakładów finansowych i rzeczowych na uzupełnienie infrastruktury melioracyjnej jak też podjęcie odpowiednich działań organizacyjnych związanych z eksploatacją obiektów melioracyjnych, szczególnie w okresach krótkotrwałego nadmiaru wód. Oględniawszy się w ostatnich latach deficyt wód, szczególnie w okresach letnich, skazuje na konieczność pilnego podjęcia działań w kierunku zwiększenia retencji. Nie może to być akcja jednorazowa, lecz długofalowa polityka w skali województwa łomżyńskiego gospodarki wodnej, dla zaspokojenia potrzeb zarówno w strefie rolnictwa jak i potrzeb związanych z ochroną środowiska.

tabela 3.

potencjalne zwiększenie retencji wód na tle średniego odpływu rocznego
 potential water retention increase on the background of average annual outflow

Lp. No.	Elementy zwiększenia retencji Elements predicted retention increase	Zwiększenie retencji [m ³] Retention increase [m ³]	Zwiększenie retencji w stosunku do średniego odpływu rocznego [%] Retention increase to the average outflow [%]
1.	małe zbiorniki wodne	4 968 400	0,58
2.	rowy szczegółowe	3 031 700	0,35
3.	cieki podstawowe	10 575 000	1,22
4.	drenowanie	2 824 800	0,33
5.	retencja glebowa	13 831 000	1,60
6.	użytki ekologiczne	3 560 000	0,41
Razem:		38 790 900	4,48

Literatura

- [1] *Badania terenowe i modelowe wybranych działań związanych ze zwiększeniem retencji podziemnej w małych zlewniach.* 1995. IMUZ Falenty. Sprawozdanie z tematu S - 02/ 2.1/ZWR. (maszynopis).
- [2] Mioduszewski W. 1989: *Regulowanie zwierciadła wód gruntowych w dolinach małych rzek nizinnych.* Biblioteczka Wiadomości IMUZ 73. PWRiL Warszawa. 188 ss.
- [3] Praca zbiorowa 1996: *Potrzeby i możliwości zwiększenia retencji wodnej na obszarach wiejskich.* Materiały Seminaryjne nr 37. Wydawnictwo IMUZ Falenty. 136 ss.
- [4] *Program małej retencji wodnej w województwie łomżyńskim do 2015 r.* 1997. IMUZ Falenty. (maszynopis).

Summary

The possibilities of water resources increase At łomża district. The estimation results evaluation of potential water resources increase at Łomża district are presented. The analysis included the following elements as small water reservoirs, basic watercourses, detailly ditches drainage areas, areas of ecological use, agroland reclamation. The increase of retention equal 39 milion m³, no exceeded 5% of average annual outflow from Łomża district area was obtained

Zbigniew Kowalewski
Instytut Melioracji i Użytków
Zielonych - Falenty
05 - 090 Raszyn

LANDSCAPE STRUCTURE AND WATER SUSTAINABLE MANAGEMENT IN THE CZECH REPUBLIC

Petr Sklenicka

Department of Land and Water Engineering, Forestry Faculty
Czech University of Agriculture, Prague

Introduction

The cultural landscape is typical by permanent development controlled mainly by man. The changes were always realized according to man's need and possibilities [4]. The rural landscape mosaics had been developed by long-termed opinions of the farmer's generations. The principles of water management, soil conservation, etc. were necessary part of their knowledge [5]. One of the basic principles was organization (dislocation) of the permanent structures (forest, pasture, meadow,...) in rural matrix.

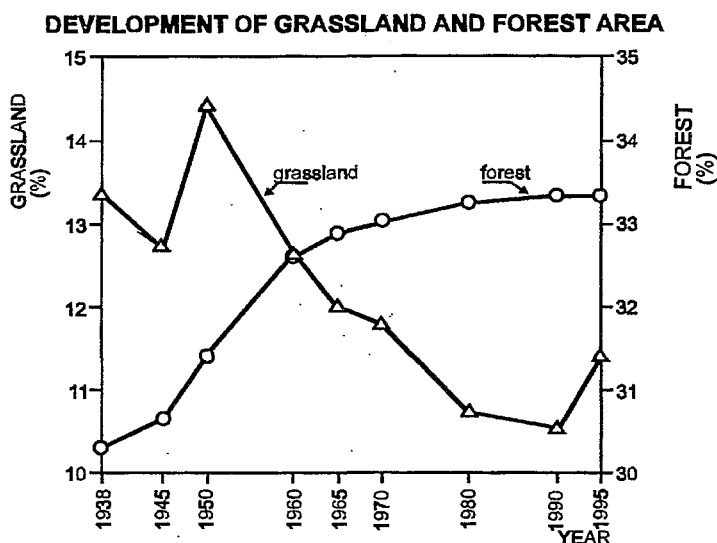
The organization of landscape structure has two aspects:

- preventive: land use in the form of permanent structures plays the role of retarding and retention zones in the basin. The reasonable dislocation of the permanent structures and their sufficient portion of the basin area prevent from the excessive runoff accumulation and intensive water erosion;
- stabilizing: the portion of permanent structures in flooding area should accept probability of overbanking and level of protection of surroundings.

During fifty years passing interruption of the logical landscape development the amount of hectares of meadows and pastures (grassland) rapidly decreased (-

21.3 %). In comparison with that is the increase of the forest area (+10.1 %) [1] in the same period (fig. 1).

Fig.1 Development of permanent structures in Czech republic between 1938-1995



The sum of both of these categories (grassland and forest) increased about 1.1 % (84 000 hectares) between the years 1938 and 1997.

However very serious result of this development is an apparent reduction of fragmentation of land use (i.e. landscape heterogeneity) [2], [3].

Material, methods and conclusions

If we can exactly evaluate space changes of the permanent structures acreage in the area of the Czech republic very easy, the exact quantifying of the decrease of landscape heterogeneity for the same area is almost impossible. That is why I evaluated both of the factors in the case study. The model area (800 ha) is located in North Bohemia (Obora, District Louny). The fig. 3 shows dislocation of the permanent structures in two time levels - 1938 (before collectivization) and 1997 (after 50 years of collectivization). The decrease of meadows portion along the river (Ohre) is very remarkable and serious. These two time levels are characterized by following values of the attributes:

LANDSCAPE ATTRIBUTE	1938	1997	DIFFERENCE [%]
area of grassland [ha]	131.5038	62.5831	-52.4
area of forest [ha]	25.6238	27.2652	+6.6
sum of permanent structures [ha]	157.1276	89.8483	-42.8
number of permanent structures	45	28	-37.8
average area of perm. structure element [ha]	3.4917	3.2089	-8.0
total length of „active edges“ [km]	45.6	29.5	-35.3
total number of plots	1550	605	-61.0
average area of plots [ha]	0.5161	1.3223	+158.8

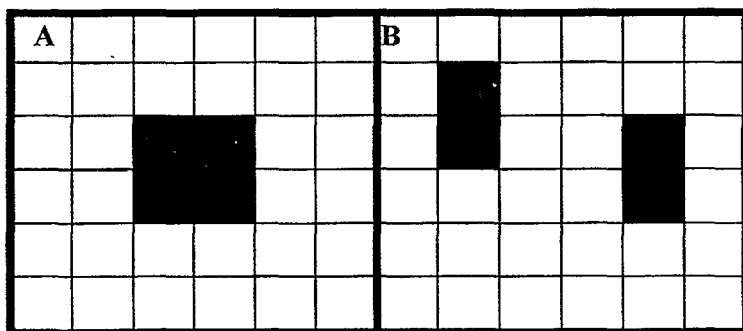
Explanatory note:

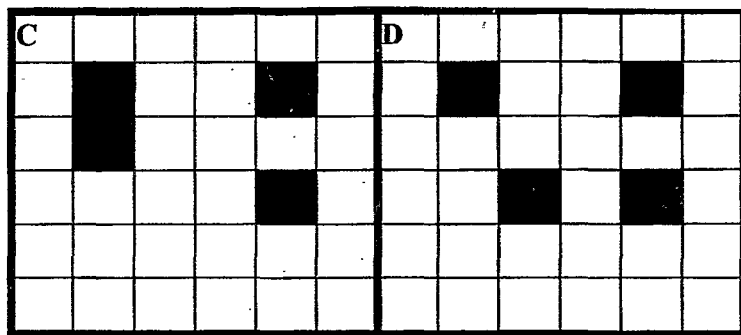
The values were obtained by GIS method (Topol for Windows, version 4.001).

„active edges“ - boundaries between permanent structures and matrix (arable land)

There is a relevant coincidence between the landscape-ecological principles and principles of the water sustainable management. The fig. 2 shows dependence of the factor „length of active edges - LAE“ on the „number of permanent structures elements - NPSE“. „Total area of permanent structures - TAPS“ is constant. AAPS is average area of permanent structures.

Fig. 2 Scheme of dependence of LAE on NPSE





element of perm. struct.



matrix (arable land)

size of unit square = $100 \times 100 \text{ m} = 1 \text{ ha}$

A LAE = 0.8 km
 NPSE = 1
 TAPS = 4 ha
 AAPS = 4 ha

B LAE = 1.2 km
 NPSE = 2
 TAPS = 4 ha
 AAPS = 2 ha

C LAE = 1.4 km
 NPSE = 3
 TAPS = 4 ha
 AAPS = 1.33 ha

D LAE = 1.6 km
 NPSE = 4
 TAPS = 4 ha
 AAPS = 1 ha

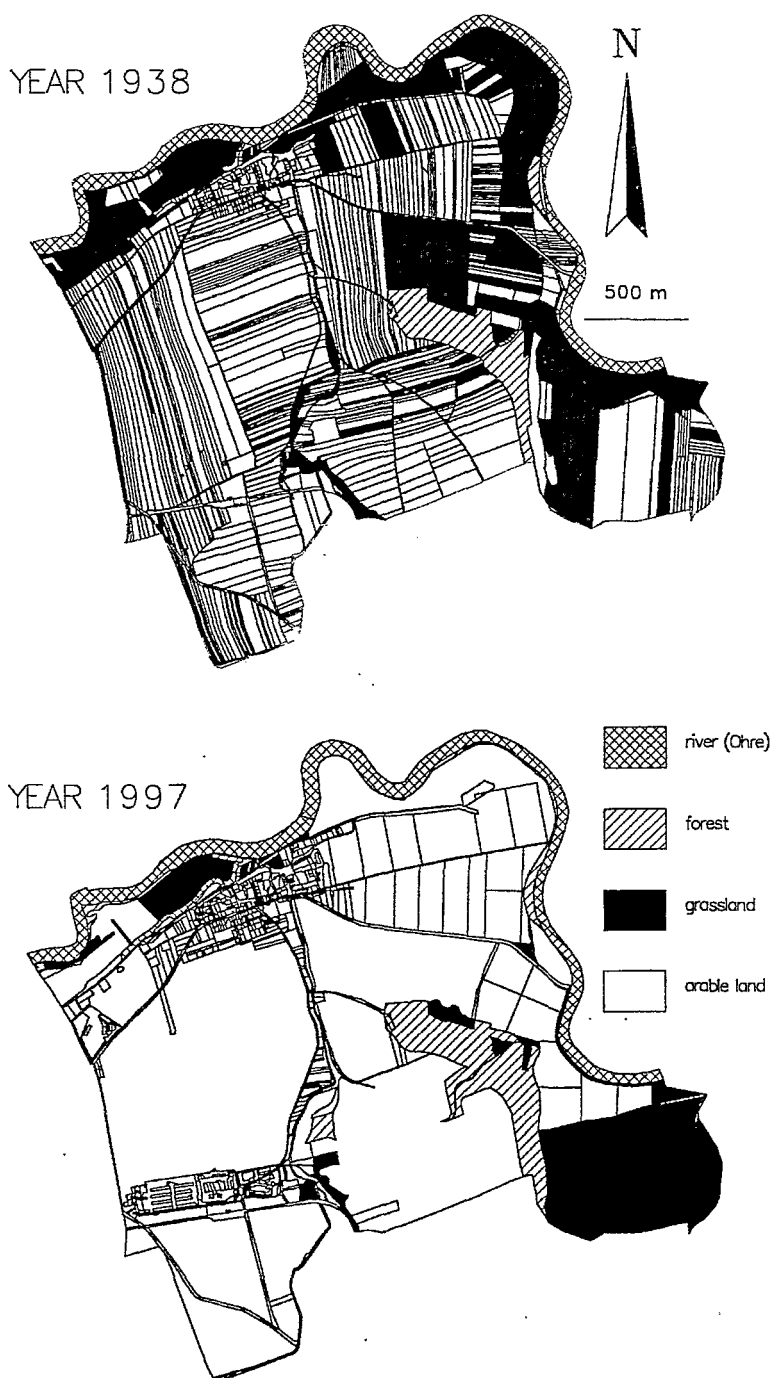


Fig.3. Dislocation of the permanent structures in two time levels - 1938 (before collectivization) and 1997 (after 50 years of collectivization)

Bibliography

- [1] CSU, 1997. *Statisticke rocenky*.
- [2] Forman, R.T.T. at Godron, M. 1993. *Krajinna ekologie*. Academia. Praha. 584 pp.
- [3] Lipsky, Z. at al. 1998. Typologie a ochrana soucasne česke krajiny. Zaverena zprava o reseni grantu GACR c. 206/95/0959. Ustav aplikovane ekologie LF CZU. 120 pp.
- [4] Mimra, M. 1993. *Druhova ochrana v krajine a její predpoklady*. Vesmir. 5/1993. 273-275.
- [5] Sklenicka, P. 1998. *Delimitace kultur jako soucast protipovodnove prevence*. Sbornik prednasek seminare „Hydrologicka bilance a možnosti zvysovani slozek retence a akumulace vody“. Praha. 129-134.

Summary

Organization of landscape structure is one of the most effective factors determining water management of rural areas. The problem should be understood in the landscape-ecological context. The organization of landscape structure has two aspects:

- preventive: land use in the form of permanent structures (forests, meadows, pastures, etc.) plays the role of retarding and retention zones in the basin. The reasonable dislocation of the permanent structures and their sufficient portion of the basin area prevent from the excessive runoff accumulation and intensive water erosion
- stabilizing: the portion of permanent structures in flooding area should accept probability of overbanking and level of protection surroundings.

Until 1950 the acreage of permanent structures and their dislocation in the matrix of rural area had been developed by long-termed opinions of the generations of farmers. During fifty years passing interruption of the logical development the amount of hectares of meadows and pastures had rapidly decreased (-21.3%). In comparison with that is the increase of the forest area (+10.1%) in the same period. Very serious result of this development is an apparent reduction of fragmentation of land use (i.e. landscape heterogeneity).

The contribution shows the practical example of the dislocation of permanent structures (quantitatively expressed in a graphic version) in rural area surrounding the river Ohre (North Bohemia). The development of the area is divided in two time levels - 1938 and 1997.

The permanent structures are the natural landscape elements reducing the runoff on the basin, increasing its infiltration and accumulation which also contribute to the ecological stability of the rural area.

Petr Sklenicka
Department of Land and Water Engineering
Forestry Faculty
Czech Univerzity of Agriculture
Prague 6 - Suchdol, 165 21
Czech republic
Email: sklenicka@lf.czu.cz

REWALORYZACJA UKŁADU WODNEGO PARKU POTULICKICH W PRUSZKOWIE

PROJECT OF WATER SYSTEM RESTORATION IN POTULICKI PARK IN PRUSZKÓW

*Henryk Pawłat¹, Agata Pawłat¹, Marek Szeniański¹
Wojciech Trzópek¹, Stanisław Wiśniewski²*

¹Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

²Biuro Projektów Gospodarki Wodnej i Rolnictwa w Warszawie

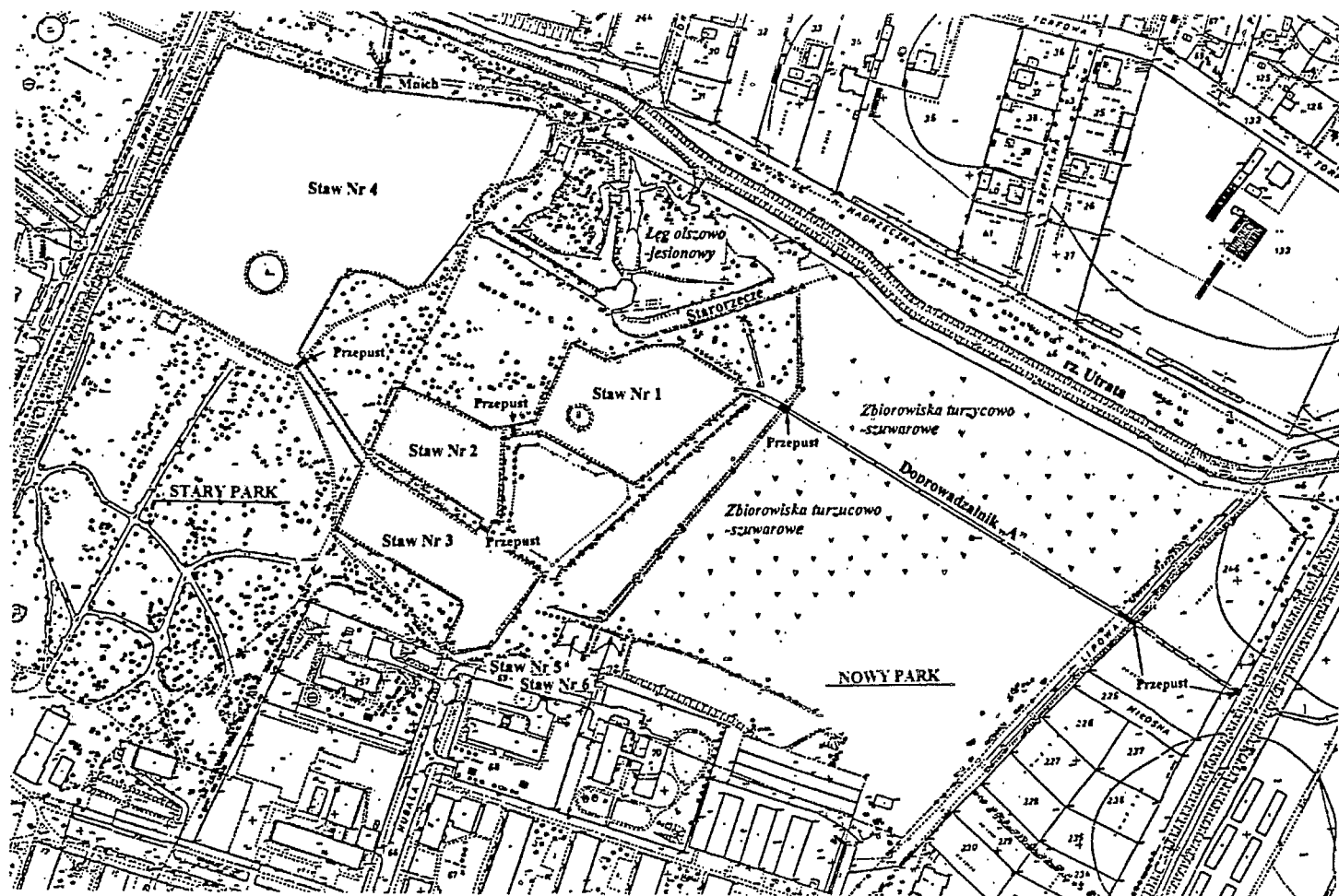
Wstęp

Układy i elementy wodne towarzyszyły zawsze ogrodom i parkom. Stanowiły warunki siedliskowe dla przyległej roślinności, służyły potrzebom rekreacyjnym, wzbogacały krajobraz. Formy ich były kształtowane wymogami kompozycji przestrzennej, jak i możliwościami środowiska przyrodniczego. Bardzo wiele parków wiejskich i miejskich wymaga rewaloryzacji. W ich układach wodnych obserwuje się coraz częściej niedostatek wody i pogorszenie się jej jakości.

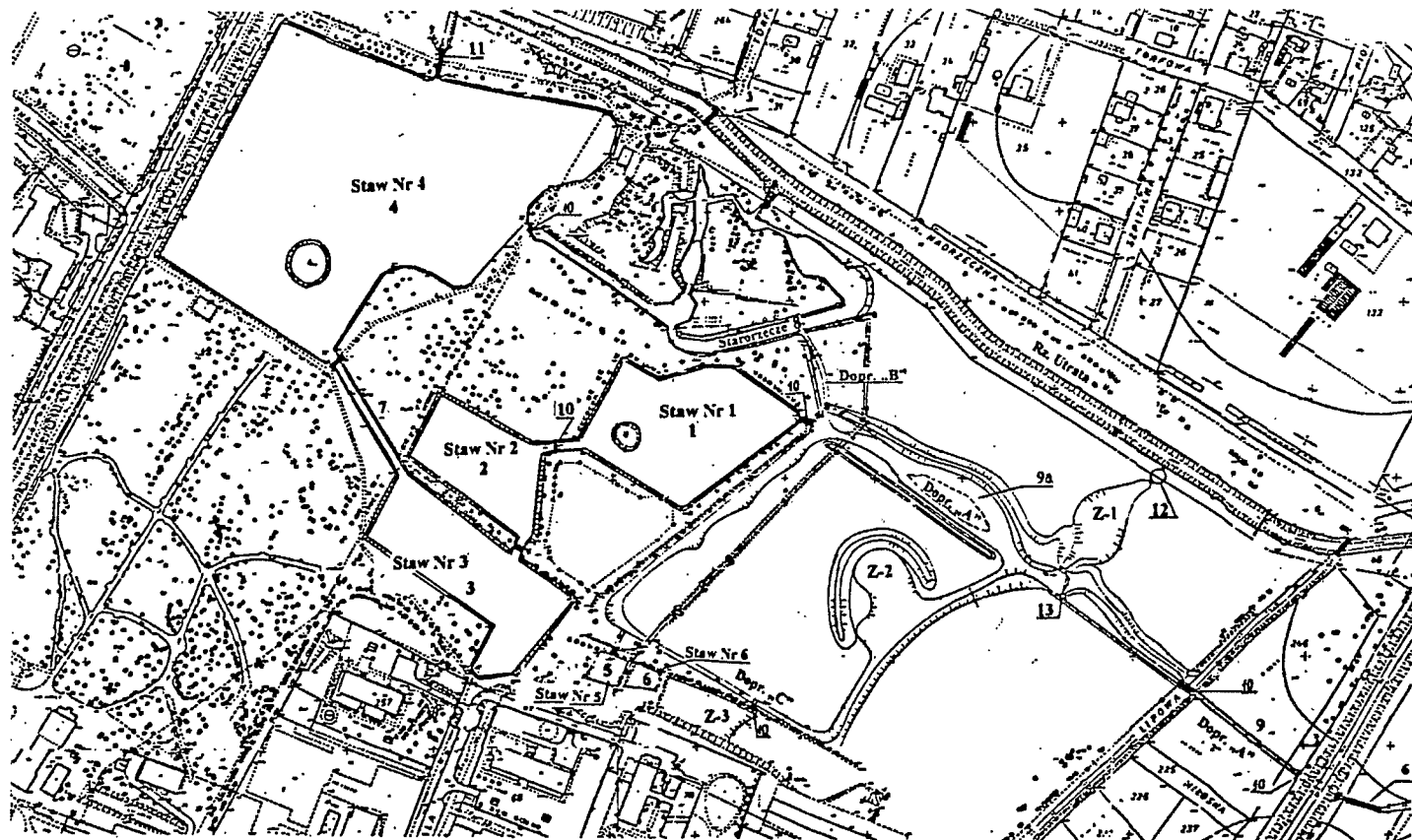
W niniejszej pracy na przykładzie Parku Potulickich w Pruszkowie przedstawiono koncepcję rewaloryzacji układu wodnego, zapewniającą stan zrównoważenia środowiska przyrodniczego oraz kompozycyjno-funkcjonalne warunki dla modernizacji i rozbudowy ogrodu (Pawłat i in. 1996).

Stan środowiska parku i jego układu wodnego

Park Potulickich położony jest w centrum Pruszkowa, w dolinie rzeki Utraty. Wschodnia część Parku pokryta jest roślinnością drzewiastą, a zachodnia zielną, lokalnie krzewiastą. W obrębie każdej z nich jest strefa zagospodarowana i niezagospodarowana (Rys. 1).



Rys. 1. Istniejący układ wodny Parku: stawy Nr 1 - 6; doprowadzalnik „A”; młoch spustowy; przepusty, starorzecze,
 Fig. 1. Present water system of the Park: ponds 1-6, water supply canal „A”, outlet box, culverts, old river bed



Rys. 2. Koncepcja rewaloryzacji układu wodnego Parku: Odmulenie - stawów (1-6), kanałów łączących (7), starorzeczy (8), doprowadzalnika „A” (9); modernizacja - doprowadzalnika „A” (9a), przepustów (10) i mnicha spustowego (11); budowa - nowych zbiorników (Z-1, Z-2, Z-3), doprowadzalników „B” i „C”, dodatkowego ujęcia wody (12) i kładek komunikacyjnych (13).

Fig. 2. Project of the water system restoration: Desludging - ponds (1-6), canals connecting the ponds (7), old river bed (8), water supply canal „A” (9), restoration - water supply canal „A” (9a), culverts (10), and outlet box (11); new constructions - ponds (Z-1, Z-2, Z-3), water supply canals „B” and „C”, additional water intake (12), footbridge (13)

W zachodniej części parku w strefie zagospodarowanej znajdują się w siedlisku grądu niskiego zadrzewienia z przewagą olszy czarnej i jesionu wyniosłego, a w siedlisku grądu typowego z przewagą lipy drobnolistnej. W obrębie strefy nie zagospodarowanej po stronie zachodniej, otaczającej starorzeczka Utraty, występuje prawie naturalny łęg olszowo-jesionowy (z. *Circaea-Alnetum*), z niewielkim udziałem roślin synantropijnych. W drzewostanie panuje olsza czarna i jesion wyniosły.

Po stronie wschodniej Parku, w strefie zagospodarowanej, teren nasypowy pokryty jest trawnikiem nawiązującym do roślinności z klasy *Plantaginetea maioris*. W strefie niezagospodarowanej w siedliskach okresowo i stale podmokłych występuje mozaika szuwaru właściwego (z. *Phragmitetum communis*), zbiorowisk mozgi trzcinowatej (z. *Phalaridetum arundinaceae*) i turzycy zaostroznej (z. *Caricetum gracilis*), oraz zadrzewień z dominacją olszy czarnej. W siedliskach okresowo suchych, przylegających do rzeki - nitrofilne zbiorowiska bylin z klasy *Artemisieta* oraz zubożałe świeże łąki ze związku *Arrhenatherion* (Czarnocki i in. 1996).

Gleby na terenie Parku są bardzo zróżnicowane typologicznie. W zachodniej części rozpoznano czarne ziemie i gleby mineralno-murszowe, a we wschodniej - gleby torfowo-murszowe, mineralno-murszowe, mady i gleby nasypowe. Zwierciadło wody gruntowej i układu się na różnej głębokości od 0,0 do 1 m, a w strefie bezpośrednio przyległej do koryta rzeki - 1,0 do 2,0 m.

Starorzecze w Parku pozbawione jest bezpośredniego zasilania wodami płynącymi, a okresowo stagnująca w nich woda pochodzi głównie z opadów atmosferycznych.

Układ wodny Parku składa się z: 4 przepływowych stawów dużych i 2 małych, oraz kanałów łączących. Stawy zajmują powierzchnię 5,42 ha. Średnia ich głębokość waha się od 1,26÷1,95 m. Średnie napełnienie 0,36÷1,05 m. Sumaryczna pojemność przy istniejącym poziomie piętrzenia 93,40 m n.p.m. wynosi 58 985 m³. Brzegi stawów są umocnione kiszka faszynową. Kanały łączące stawy mają szerokość dna 5-6 m, średnią głębokość 1,5 m, skarpy o nachyleniu 1:1. Woda na potrzeby stawów ujmowana jest z rzeki Utraty. Budowlą piętrzącą jest jaz żelbetowy. Wodę do stawów dostarcza grawitacyjnie doprowadzalnik. Na doprowadzalniku i kanałach są przepusty z piętrzeniem, przepusty oraz budowle komunikacyjne. Odbiornikiem wód ze stawów jest rzeka (Rys. 1).

Rzeka Utrata w przekroju Pruszków-Park w latach 1991-1995 prowadziła wody pozaklasowe. Przekroczone były najczęściej wskaźniki w zakresie zawiesiny ogólnej, fosforanów i miana *Coli* typu fekalnego. Wody w stawach dzięki procesowi biologicznego oczyszczania się podczas przepływu przez doprowadzalnik, za wyjątkiem okresów występowania wysokich temperatur powietrza, są w miarę zadowalającym środowiskiem dla flory i fauny. Jednakże badania prowadzone w

1996 r. wykazały przekroczenie dopuszczalnej wartości mętności, barwy i manganu (II klasa czystości) (Czarnocki i in. 1996).

Park jest terenem bytowania bogatej fauny. Zaobserwowano 45 gatunków ptaków. W stawach bytuje leszcz, karp, płoć, okoń, szczupak, karaś złoty i srebrny. Pojedynczo spotyka się również węgorza, amura i miętusa.

Scharakteryzowany powyżej układ wodny w Parku zaprojektowany i wykonany został w latach 70-tych obecnego stulecia. Posiada on cechy rozwiązań mało perspektywicznych, preferujących część zabytkową, a pomijających część o charakterze półnaturalnym. Zapewnia on ekstensywną gospodarkę wodną w stawach.

Od realizacji projektu minęło ponad 25 lat. Układ wodny uległ naturalnej dekapitalizacji, w bardzo dużym stopniu uwarunkowanej brakiem systematycznej konserwacji. Aktualnie nie spełnia on wymaganych funkcji przyrodniczych i rekreacyjnych. Ogranicza on możliwości zagospodarowania półnaturalnej części parku zgodnie z aktualnymi wymogami ochrony środowiska i architektury krajobrazu.

Doprowadzalnik i znajdujące się na nich przepusty z zastawkami oraz przepusty i budowle komunikacyjne są zamulone. Efektem tego stanu są ograniczone możliwości piętrzenia wody na stawach i zasilania gruntowego obszarów turzycowo-trzcinowych i zadrzewionych o około 14 cm. Dno stawów pokryte jest namulami średniej miąższości około 24 cm.

Łącznie traci się na stawach około 38 cm słupa wody, co stanowi około 20.000 m³ wody. W warunkach tych stawy są płytkie (staw nr 6 - 11 cm, stawy 1, 2, 3 i 5 od 46 do 64 cm i staw nr 4 - 105 cm), co stwarza niekorzystne warunki bytowania fauny wodnej, a w szczególności ryb. Obiektem regulującym stan wody w stawach jest młoch spustowy na stawie nr 4, w obrębie którego jest znacząca ucieczka wody. Charakterystyka ta wskazuje na pilną potrzebę rewaloryzacji układu wodnego parku. Dlatego też podjęte przez Władze Miasta działania inwestycyjne w tym zakresie zasługują na uznanie.

Koncepcja rewaloryzacji układu wodnego

W opracowanej koncepcji rewaloryzacji układu wodnego (Czarnocki i in. 1996) zachowuje się dotychczasową trasę doprowadzalnika od jazu na rzece Utracie do stawu nr 1 nazwanego „A” (Rys. 2). W górnym odcinku zostanie odmulony wraz z budowlami. W dolnym odcinku w granicach Parku będzie przekształcony. Projektuje się jego zmienną szerokość w dnie od 0,8 do 22 m i w nachyleniu skarp (1 : 1,5 ÷ 1:2), z wysepką w środku. Prawa grobla zostanie wykorzystana jako alejka spacerowa. Po obu stronach doprowadzalnika wykonane zostaną kładki leżajowe.

Całość pozwoli uzyskać efekt naturyzacji kanału i podniesie jego walory krajobrazowe. Uzyska się także wyższą rzędną piętrzenia na stawach zgodnie z pierwotnym projektem.

Po prawej stronie doprowadzalnika „A”, w obrębie zbiorowisk turzycowo-szuwarowych projektuje się zbiornik wodny Z-1 o powierzchni 1400 m². Wzbogaci on część Parku niezagospodarowanego, w strefie przyległej do rzeki Utraty.

Kompleks turzycowo-szuwarowy po lewej stronie doprowadzalnika „A” przewidziano otoczyć z trzech stron doprowadzalnikiem „C”. Jego linia brzegowa będzie nierównomiernie rozwinięta. Umożliwi doprowadzenie wody do stawów nr 5 i 6 oraz do proponowanego do odbudowy zbiornika Z-3 o powierzchni 770 m². W miejscu dawnego wyrobiska torfu znajdującego się na tych zbiorowiskach zaproponowano budowę zbiornika Z-2 o powierzchni 1270 m², w połączeniu z doprowadzalnikiem „C”. Od jego strony północnej i zachodniej zaprojektowano nasyp dla ptactwa. W układzie tym kompleks turzycowo - trzcinowy ograniczony zostanie ze wszystkich stron wodą i będzie niedostępny dla ludności. Stworzy to właściwe warunki wodne dla roślin, odtworzy proces torfotwórczy, zapewni oazę dla ptactwa.

W projekcie przewiduje się doprowadzenie wody w rejon istniejących starorzeczy Utraty. Po odmuleniu dna starorzeczy powstanie zamknięty ciąg obniżen i zagłębień terenowych o łącznej długości 490 m. Będzie to układ wodny o zmiennej głębokości i szerokości zamykający enklawę łągu olszowowo-jesionowego. Dodatkowe przepusty z piętrzeniem pozwolą ustalić poziom wody na stałym poziomie. Wymienione zabiegi hydrologicznie ożywią niezagospodarowaną, starą część Parku.

Wszystkie stawy zostaną odmulone. Lokalnie zostanie zachowane dno nieodmulone. Wydobyty urobek będzie wywieziony drogami technologicznymi poza teren Parku. W dnie utworzone zostaną lokalne zagłębienia. Linia brzegowa stawów będzie miała falistą formę, skarpy zaś łagodny spadek, a w strefie przybrzeżnej zostaną uformowane płycizny. Zapewni to zwiększenie pojemności stawów, oraz wzrost ich walorów przyrodniczych i krajobrazowych. Po zakończeniu wymienionych prac na rowie łączącym staw nr 4 z rzeką Utratą zostanie przebudowany główny młyn spustowy.

W celu podniesienia zwierciadła wody w stawach o 20 cm zaprojektowano dodatkowe ujęcie wody spod dna rzeki Utraty, połączone ze zbiornikiem Z-1. Będzie to woda wyższej jakości niż z ujęcia powierzchniowego. Jednocześnie podniesie się poziom wód gruntowych w Parku, zgodnie z potrzebami siedliskowymi drzewostanów.

Wszystkie wymienione elementy układu są przestrzenne i funkcjonalne powiązane. Ich realizacja zapewni:

- wzrost zróżnicowania układu wodnego,
- wzrost powierzchni wód otwartych o ok. 4 900 m² (o 9 %),
- wzrost zasobów wód powierzchni o 16 600 m³ (o 30 %),
- poprawę właściwości troficznych środowiska wodnego,
- zachowanie zbiorowisk turzycowo-szuwarowych i łągowych oraz utworzenie ostoi dla ptactwa,
- poprawę warunków wodnych terenów bezpośrednio przyległych do Parku,
- wzrost walorów krajobrazowych i rekreacyjnych Parku,
- atrakcyjne zagospodarowanie całości Parku.

Wnioski

1. Wiodącym elementem funkcjonalno-przestrzennym środowiska przyrodniczego Parku Potulickich w Pruszkowie jest układ wodny. Jego waloryzacja jest uzasadniona w ocenie przyrodniczej jak i rekreacyjnej.
2. Projektowana rewaloryzacja układu wodnego zapewni równowagę hydrologiczną fizjocenozy. Zwiększy jej atrakcyjność przyrodniczą i wizualną. Będzie przewodnim elementem kompozycyjno-funkcjonalnym dla zagospodarowania Parku, a w szczególności jego wschodniej części.

Literatura

- [1] Czarnocki K., Pawłat H., Szeniawski M., Trzópek W. i in. 1996. *Park Potulickich w Pruszkowie Prace inwentarskie i studialne.* Maszynopis.ASAK. Warszawa
- [2] Pawłat H., Pawłat A., Szeniawski M., Trzópek W. i in. 1996. *Park Potulickich w Pruszkowie. Wariantowa koncepcja rewaloryzacji układu wodnego.* Maszynopis.ASAK. Warszawa.

Summary

Project of water system restoration in Potulicki Park in Pruszków. Interdisciplinary team of environmental engineers and landscape architects presented the Project of water system restoration in Potulicki Park in Pruszków. The project contains environmental and technical means to restore existing ponds and to supply the system with water from Utrata river. It proposes enrichment of the hydrological system with new canals and ponds, as well as old river bed restoration. Proposed

solutions will create natural conditions for fauna and flora. It enables to work out a complex management program.

Prof. dr hab. Henryk Pawłat
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego
ul. Nowoursynowska 166
02-787 Warszawa

GOSPODARKA WODNA CZYNNIKIEM KSZTAŁTOWANIA PRZESTRZENI KRAJOBRAZOWEJ NA POJEZIERZU MAZURSKIM

WATER MANAGEMENT AS A FACTOR OF THE LANDSCAPE SPACE DEVELOPMENT OF THE MAZURY LAKE DISTRICT

Zygmunt Nowicki

Akademia Rolniczo-Techniczna w Olsztynie
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Wstęp

Pojezierze Mazurskie zwane Krainą Tysiąca Jezior odznacza się bogactwem występowania jezior, lasów bagien a także gęstą siecią dolin rzecznych, głęboko wciętych w teren górotworu (tab. 1).

Specyficznym elementem dopełniającym waloryzację przestrzeni krajobrazowej jest urozmaicona rzeźba powierzchni z dominacją pagórków i zagłębień bezodpływowych. Na dnie zagłębień zlokalizowane są małe zbiorniki zwane „oczkami wodnymi” oraz mokradła śródpolne spełniające ważne funkcje krajobrazowo-faunistyczne.

Przedstawioną charakterystykę wartości przyrodniczo-gospodarczych regionu możemy odnosić jedynie do kryteriów wstępnej powierzchniowej oceny badanego terenu. Bliższa analiza jakości krajobrazu wskazuje na daleko posunięty proces degradacji środowiska, w tym głównie ekosystemów wodnych (Nowicki Z., Solarzski H., 1995). Proces ten pogłębił się znacznie od II połowy XIX wieku, a od początku bieżącego 50-lecia przybiera on znamiona o charakterze katastrofalnym. W sytuacji tej niezbędne jest szczegółowe rozpoznanie związków przyczynowo-skutkowych pozwalających na podjęcie środków zaradczych w kierunku osłabienia czynników wywołujących zjawisko degradacji przyrody.

WALORY KRAJOBRAZOWE ZLEWNI RZEK POJEZIERZA MAZURSKIEGO
LANDSCAPE VALUES OF THE CATCHMENTS OF THE MAZURY LAKE DISTRICT

LP. No	Rzeka River	Profil Cross section	Pow. zlewni Catchment area km ²	Składniki przestrzeni krajobrazowej Components of landscape space					Wskaźnik waloryz Valuation coeff.
				Lasy Forests km ²	Jeziora Lakes km ²	Czeka wodne Meadfield ponds szt.	Mokradła Marshy areas km ²	Użytki zielone Grasslands km ²	
1	Łyna z Gubrem	Sępopol	5277,5	1219,4	164,1	30230	106,7	762,1	4,70
2	Omet	Asuny	164,1	62,3	1,1	908	3,3	27,6	7,50
3	Oświnka	Zielony Ostr.	149,8	27,5	14,2	599	6,0	23,5	8,55
4	Węgorapa z Gołdąpą	Mieduniszki	1580,0	258,0	147,0	6639	31,5	240,9	5,27
5	Rospuda - Netta	Dębowo	1336,1	402,1	46,9	8191	57,6	182,4	3,98
6	Lega	Rajgród	748,8	141,6	38,9	2209	16,5	105,2	6,44
7	Ek	Prostki	1155,5	261,5	68,6	3163	26,9	91,8	6,94
8	Pisa z Krutynią	Jeze	3198,8	979,4	414,8	11305	46,6	476,5	3,55
9	Szawa	Dęby	274,0	84,4	3,0	189	4,3	90,2	1,44
10	Rozoga	Myszyńiec	231,2	106,6	1,6	155	4,4	100,5	1,59
11	Omulew	Krukowo	1264,8	578,2	47,6	1049	40,4	168,8	4,56
12	Orzyc	Chorzele	763,9	254,8	0,8	580	20,0	148,6	3,99
13	Wkra Góma	Działdowo	502,4	27,6	3,2	357	15,1	62,5	3,87
14	Drwęca z Wel	Kurzętnik	2772,1	713,9	137,7	9536	45,5	384,7	4,20
15	Pasłęka z Miłakówką	Stolno	997,9	257,5	43,1	9619	18,1	95,4	5,70
Razem Total			20416,9	5374,8	1132,6	84724	442,9	2960,7	4,60

Założenia metodyczne

Ocenę walorów krajobrazowych Pojezierza Mazurskiego przeprowadzono w układzie zlewni hydrograficznych przy założeniu dominacji czynnika wodnego. Przyjęto 10-punktową skalę wartości krajobrazu (Nowicki Z., Cymes I., 1997). Krajobraz wzorcowy odznacza się bogatym urzeźbieniem terenu, obecnością naturalnej sieci hydrograficznej powiązanej z jeziorami przepływowymi, dużym zróżnicowaniem upraw rolniczych i leśnych. Tło krajobrazu jest wzbogacone mozaiką zadrzewień o charakterze pasmowym i kępiastym. Obiekty infrastruktury gospodarczej (budynki mieszkalne i gospodarcze, ciągi komunikacyjne, zakłady przemysłowe) umiejętnie wkomponowane w naturalne tło przestrzeni krajobrazowej. Wszystkie ubytki lub dysproporcje wymienionych elementów krajobrazu powodują redukcję jego wartości aż do stanu zerowego włącznie. Waloryzacja przestrzeni ma formę krzywej ciągłej usytuowanej nad osią ciekłu głównego. Rzeka w tym układzie jest osią ekologiczną zlewni hydrograficznej.

Wyniki prac badawczych

Spośród wielu elementów budujących przestrzeń krajobrazową Pojezierza Mazurskiego dominującą rolę odgrywają czynniki wodne. Biorąc pod uwagę stopień oddziaływania tych czynników możemy je uszeregować według kolejności:

- Sieć rzek, strumieni i kanałów sztucznych
- Zbiorniki jeziorowe naturalne i zaporowe
- Małe zbiorniki śródpolne, śródłukowe i śródleśne (oczka wodne, stawy, glinianki i potorfia)
- Obszary bagienne i mokradła śródpolne
- Zbiorniki wód podziemnych (źródła, obszary źródliskowe, wychodnie warstw wodonośnych na zboczach dolin rzecznych, zbiorniki nie posiadające izolacji w stropie, zbiorniki izolowane w stropie gruntem nieprzepuszczalnym).

Elementem pośrednio powiązanym z oddziaływaniem wód na przestrzeń krajobrazową są zadrzewienia brzegowe, łęgowe, kępiaste, pasmowe i liniowe.

Sumaryczna długość badanych rzek i strumieni posiadających ważne znaczenie krajobrazowe wynosi 1599km. Na przestrzeni 150-200 lat wykonano prace regulacyjne na długości 1056km co stanowi ok. 66%. Realizowane zabiegi regulacyjne spowodowały degradację krajobrazu dolinowego, gdyż ukierunkowane były one wyłącznie na uzyskanie efektów produkcyjnych. Technologie projektowo-wykonawcze tych robót polegały na prostowaniu koryt rzecznych, budowie korekcji progowej oraz stabilizacji trasy regulacyjnej za pomocą technicznych umocnień

brzegowych. W pasie korytowym i przykorytowym masowo usuwano zadrzewienia naturalne.

Czynnikiem dalszej degradacji rzek jest duże zanieczyszczenie. Na przestrzeni znaczących krajobrazowo dolin, rzeki prowadzą wody pozaklasowe na łącznej długości 659 km co stanowi 55,4% długości badanych odcinków. Zanieczyszczenie rzek i strumieni ma ścisły związek z postępującym procesem degradacji jezior uznawanych dotychczas za najcenniejsze biotopy Pojezierza Mazurskiego. Ilość jezior o wysokim stopniu degradacji (NON, III kl.) ocenia się na 145, co stanowi 47,7% badanych akwenów (304). Miernikiem reprezentatywnym degradacji ekosystemów wodnych jest spadek populacji ryb. Przy średniej produktywności jezior mazurskich w granicach 30-40 kg/ha, wskaźnik ten od lat 70-tych gwałtownie spada i obecnie kształtuje się on w granicach 8-12 kg/ha. Stanowi to rozmiar strat biologicznych rzędu 1500-3000 ton ryb rocznie.

Spośród wszystkich zbiorników wodnych na Pojezierzu Mazurskim największy stopień degradacji obserwuje się w klasie oczek wodnych śródpolnych. Ilość tych zbiorników na przełomie lat 40-tych i 50-tych (wg archiwalnych materiałów kartograficznych) oceniono na blisko 84 000 szt. Stanowiło to średni wskaźnik gęstości równy 4,35 szt/km².

Jak wykazały badania szczegółowe wykonane dla 77 zbiorników ubytki podstawowych parametrów krajobrazowych (objętość i powierzchnia) na przestrzeni 150-200 lat wynosiły 485501 m³ i 401700 m². Stanowi to średni ubytek ich wartości w granicach 60-70%. W ciągu bieżącego 12-lecia ubytki wskaźników objętościowo-powierzchniowych kształtowały się w granicach 33-37%. W badanej serii (77) oczek wodnych 98% zakwalifikowano do zbiorników całkowicie i częściowo zdegradowanych.

W klasie badanych mokradeł śródpolnych i dolinowych na łącznej powierzchni 902 ha obserwuje się tendencję przyrostu amplitudy wahan stanów wód. Amplitudy rzędu 100, 150 i 200 cm wzmagają procesy degradacji życia biologicznego tych siedlisk (redukcja gatunkowa i zanik cennych przedstawicieli świata roślinnego i zwierzęcego).

W zlewniach hydrologicznych Pojezierza Mazurskiego (Nowicki Z., Koc J., Cymes I., 1996) obserwuje się wyraźne tendencje zaniku łączności hydraulicznej wód podziemnych z powierzchniowymi (sieć rzeczna, jeziora, mokradła dolinowe). Obniżanie się poziomu wód gruntowych w obszarze znaczących hydrologicznie zlewni rolniczo-leśnych ($F \geq 50 \text{ km}^2$) zakłóciło cyklkę wymiany zasobów wodnych I-go horyzontu wodonośnego, a także horyzontów niżej położonych. W badanych 34 źródłach (Nowicki 1997) wskaźniki nierównomierności wydatku ($Q_{\max}/Q_{\min}$) osiągają niebezpieczne granice rzędu 10-30 i więcej. Świadczy to o postępującej degradacji układów uznawanych dotąd za hydrodynamiczne stabilne. Analiza wydajności otworów wierconych w powiązaniu z krzywymi wysychania rzek

wskazuje na widoczny proces ubytku zasobów wodnych dynamicznych wód podziemnych.

W znaczących dla Pojezierza Mazurskiego rejonach infrastruktury gospodarczej moduły odpływu podziemnego osiągają niebezpieczne wartości rzędu 1,1-2,5 l/s.km². Spadek potencjału zasilania dolin rzecznych i pojeziernych związany jest także z silnym zaburzeniem układów górotworu co ma szczególny wydźwięk w warunkach obniżonego poziomu wód gruntowych. Podziemne struktury wodonośne nie wykazują ciągłości w poziomie i w pionie. Są to w większości układy kasetowe.

Nasilający się proces zanieczyszczenia wód podziemnych (38,7% wód kl. III) w warunkach zaburzenia cyklu hydrologicznego przyczynia się wydatnie do degradacji walorów krajobrazowych terenu i spadku jego wartości gospodarczej.

Realizowany w latach powojennych program intensyfikacji rolnictwa spowodował redukcję drzewostanów krajobrazowych do wartości śladowych. Na Pojezierzu Mazurskim zaewidencjonowano 22 250 ha zadrzewień śródpolnych i brzegowych co stanowi zaledwie 2% powierzchni użytkowanej rolniczo. Na obszarach pozbawionych zadrzewień śródpolnych (zadrzewienie w granicach 0,1 – 0,5%) pogarszają się warunki mikroklimatyczne, pogłębia się zjawisko redukcji cennych gatunków flory i fauny.

Omawiane problemy gospodarki wodnej regionu, w szczególności zaś narastające procesy degradacji ekosystemów wodnych możemy odwzorować za pomocą mierników waloryzacji przestrzennej (tab.2). Synteza stadium krajobrazów rolniczo-leśnych przedstawia się następująco (Nowicki Z., Cymes I., 1997). Znaczące hydrologicznie zlewnie rolniczo-leśne ($F > 50 \text{ km}^2$) wykazują wskaźniki waloryzacji przestrzennej w granicach 0,5 – 9,5; wskaźniki korzystnej waloryzacji (7,5 – 9,5) posiadają tereny położone w rejonie wododziałowym dwóch głównych systemów wodnych: Wisły i Pregoty. Tereny te zajmują powierzchnię ok. 501 km² co stanowi 4% regionu. Do krajobrazów wyróżnionych należą obszary wyniesień terenowych (Wyniesienie Dylewskie, Wyżyna Górowska, Szeskie Góry). Zlewnie obszarów nizinnych (Nizina Sępolska, Pisa, Szkwa, Rózga, Omulew) wykazują wskaźniki wartości krajobrazu stosunkowo niskie w granicach 0,5 – 4,6. Średnioważony wskaźnik waloryzacji krajobrazu dla Pojezierza Mazurskiego wynosi 4,6. Wskazuje on na znaczący stopień degradacji środowiska naturalnego, które zostało zaadaptowane na potrzeby gospodarcze (monokultury rolnicze i leśne, drobny przemysł).

PROPONOWANE ZABIEGI GOSPODARCZE W CELU OCHRONY ŚRODOWISKA
SUGGESTED ECONOMIC WORKS IN ORDER TO ENVIRONMENT PROTECTION

LP. No	Rodzaj zabiegów Type of works	Jednostka miary Unit	Ilość jednostek Number of units
1	Reaktywacja (odbudowa) zbiorników jeziorowo-dolinowych Reactivation (reconstruction) of the lake- and valley reservoirs	Pojemność użyteczna w mln m ³ Useful capacity [mln m ³]	692,1
2	Budowa i modernizacja hydroelektrowni Construction and modernization of hydropowers	Ilość obiektów No of objects	430
		Moc w kW Power [kW]	74 300
3	Wprowadzanie form rolnictwa ekologicznego Introduction of ecological agriculture forms	Obszar w ha Area [ha]	250 000
		% użytków rolnych Arable lands	20
4	Realizacja melioracji ekologicznych Realizing of ecological land reclamation	Zbiorniki w szt. Reservoirs [number]	20 000
		Renaturalizacja rzek w km Renaturalisation of rivers [km]	1056
5	Odbudowa zadrzewień śródpolnych (aktualny stan 22550 ha) Mid-field woods reconstruction (present state 22550 of ha)	Stan potencjalny w ha Potential state	118 850
6	Powiększenie retencji użytecznej gleb (aktualny stan 1560 mln m ³) Increase of useful retention capacity of soils (present state 1560 mln m ³)	Stan potencjalny w mln m ³ Potential state	2554
7	Ograniczenie melioracji technicznych (program 663 tys. ha) Limitation of technical reclamation (programme 663 th. of ha)	Wymagane potrz. w tys. ha Required needs [th. ha]	452

Proponowane kierunki kształtowania krajobrazu

Degradacja środowiska naturalnego jest procesem niezwykle złożonym, wielowymiarowym i jest ona ściśle powiązana z kryzysem wartości o charakterze globalnym (ekologicznym). Zasoby wodne podlegające procesowi degradacji możemy chronić drogą ingerencji w to środowisko. W pierwszej kolejności należałoby wydatnie powiększyć zdolności retencyjne zlewni. Najskuteczniejszą metodą wyrównania odpływu na sieci rzecznej (zwiększenie przepływów niżówkowych, złagodzenie fali wód wielkich) jest budowa zbiorników retencji jeziorowej (podpiętrzenie jezior w granicach 0,5 – 2,0 m) i dolinowo-rzecznej (kaskadowanie rzek).

Wykonane studia hydrologiczno-topograficzne wskazują na możliwości wykonania przepływowych zbiorników retencyjnych o sumarycznej pojemności użytecznej 692,1 mln m³. Zbiorniki te pełniłyby funkcje rolniczo-energetyczne (nawodnienia rolnicze, produkcja energii elektrycznej). Na przestrzeni bieżącego 15-lecia wybudowano 47 elektrowni wodnych. Sumaryczna moc zainstalowanych hydrozespołów wynosi 2900 kW. Potencjalne możliwości hydroenergetycznej zabudowy rzek ocenia się na 74300 kW (482 hydroelektrownie). Synchronizacja energetyki wodnej z potrzebami nawodnień rolniczych (193 000 ha) i ochroną środowiska jest jedną z metod właściwego gospodarowania zasobami wodnymi.

Dalszym zabiegiem obliczonym na powstrzymanie procesu degradacji przyrody jest wykonanie prac melioracyjnych o charakterze proekologicznym. W skład tego zabiegu weszłyby: biologiczna regulacja rzek (renaturalizacja), regeneracja osuszonych oczek wodnych i mokradł śródpolnych, powiększenie retencji użytecznej gleb (agromelioracje), odbudowa zdewastowanych zadrzewień brzegowych, kępiastych i pasmowych. Zakres rodzajowy przedmiotowych prac melioracyjnych 1-go etapu przedstawiono w tab. 3 (Solarński H., Nowicki Z., Błaszczak M., 1993).

Kształtowanie rolniczej przestrzeni krajobrazowej za pomocą stosunków wodnych winno być zsynchronizowane z programem przekształcenia rolnictwa. W warunkach wyróżnionego krajobrazowo regionu rolnictwo winno mieć charakter proekologiczny. Znaczący dla gospodarki wodnej obszar gospodarstw ekologicznych w I etapie ich organizacji winien osiągnąć pułap rzędu 200-250 tys ha.

Proponowane w publikacji zabiegi melioracyjno-rolnicze pozwoliłyby na podniesienie średnioważonej cechy krajobrazu o rząd wielkości 1,9 – 2,9. Docelowa wartość krajobrazu może osiągnąć wskaźnik 7,5.

Podsumowanie i wnioski

Wykonane studium krajobrazowe Pojezierza Mazurskiego wskazuje na niepokojące zjawisko ubytku zasobów naturalnych. Do najbardziej zagrożonych elementów krajobrazu należą ekosystemy wodne. Spadek ich wartości ma charakter ilościowo-jakościowy. Wnioski i postulaty zmierzające do powstrzymania zjawiska dalszej degradacji walorów krajobrazowych regionu przedstawiają się następująco:

1. Za najskuteczniejszą metodę ochrony środowiska naturalnego w warunkach przyrodniczych Pojezierza Mazurskiego należałoby uznać regenerację ekosystemów wodnych (rzek, jezior, małych zbiorników i mokradeł).
2. Do ważniejszych zabiegów w tym zakresie należałoby zaliczyć:
 - hydroenergetyczną zabudowę sieci rzecznej
 - melioracje ekologiczne użytków zielonych i gruntów ornych,
 - powiększenie retencji użytecznej gleb
 - odbudowę zdewastowanych drzewostanów śródpolnych
 - organizację gospodarstw rolnych o charakterze proekologicznym.
3. Jednym z podstawowych warunków efektywności tych zamierzeń będzie przebudowa istniejących systemów sfery tak gospodarczej jak społeczno-ekonomicznej i kulturowej. Systemy te winny być w głównej mierze ukierunkowane na wartościowanie moralne. Dotyczy to w pierwszej kolejności prac o charakterze tak naukowo-badawczym jak i dydaktyczno-wychowawczym.

Literatura

- (1) Nowicki Z., Solarski H., 1995, Melioracje ekologiczne obszaru Polski Północno-Wschodniej. Probl. Kompleks. Urządz. Obsz. Gmin. cz.V s.47-54;
- (2) Nowicki Z., Koc J., Cymes I., 1996 Zasoby wodne w zlewni Łyny i możliwości ich wykorzystania, SGGW Przegląd Nauk. Probl. Kszt. Środ. Obsz. Wiejskich., z.11 s.83-93;
- (3) Nowicki Z., Cymes I., 1997 Ochrona i waloryzacja przestrzeni krajobrazowej na Pojezierzu Mazurskim. Wigierski Park Narodowy. Funkcjonowanie geosystemów na terenach pojeziernych, s.24-25;
- (4) Nowicki Z., 1997, Problematyka ochrony obszarów źródłowych na Pojezierzu Mazurskim, WSP Inst. Biologii i Ochr. Środ., Olsztyn s.31;
- (5) Solarski H., Nowicki Z., Błaszczuk M., 1993, Znaczenie zasad ekologii w melioracjach rolnych dla ochrony krajobrazu wiejskiego. Probl. Kompleks. Urządz. Obsz. Gmin. cz.IV s.111 - 119;.

Summary

Water management as a factor of the landscape space development of the Mazury Lake District. The Mazury Lake District called „the land of thousand lakes” is famous for its numerous lakes, forests and marshy areas. The increase of a man-made effect has been intensifying by environment degradation since the IInd part of XIX century. There is 55.4% of river's sections characterized by classless water. The number of intensely degraded lakes (classless, IIIrd class) is estimated as 47.7%. The amount of degraded and being in danger of degradation midfield ponds is evaluated as 90% of the total sum of 84 000. The lanscape space analysis based on a 10-point scale shows inconsiderable part of highly valuated areas (7.5 - 9.5). They cover 501 km² what is almost 4% of the region area. The areas of the coefficient 0.5 - 5.5 are prevailing ones. It is possible to increase landscape values from the 4.6-level up to potential value equalled 7.5. It is liable to succeed by agricultural and forested basins development. Crucial enterprises, from the water management point of view, are those which would be based on lakes and valleys reservoirs building (692.1 mln m³), the rivers renaturalization (1056 km), the regeneration of midfield ponds and marshy areas (20 000 objects) and the restoration of afforested banks (96 300 ha).

Zygmunt Nowicki

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Plac Łódzki 2 (tel. 0-89/5233648)

10-726 Olsztyn

GOSPODARKA WODNA W ROLNICTWIE NA POJEZIERZU MAZURSKIM

WATER MANAGEMENT IN AGRICULTURE OF THE MAZURY LAKE DISTRICT

Henryk SolarSKI

Akademia Rolniczo-Techniczna

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska

Warunki przyrodnicze

G e o m o r f o l o g i a . Pojezierze Mazurskie znajduje się w północno-wschodniej części Polski i obejmuje obszar rozciągający się od rzeki Pasłęki na zachodzie do Pojezierza Elckiego włącznie na wschodzie. W naszym opracowaniu do rozważań włączymy również do tego obszaru Pojezierze Suwalskie, co w przybliżeniu będzie odpowiadać dwom województwom olsztyńskiemu i suwalskiemu.

Krajobraz tej krainy ukształtował się 7 - 10 tys. lat temu, kiedy to w wyniku ocieplenia klimatu zanikły lody. Lodowiec skandynawski wycofywał się z tych terenów bardzo powoli, rozpadając się na oddzielne człony i pojedyncze jezory, z których formowały się łańcuchy moren czołowych w miejscach jego postoju. W pierwszej fazie topnienia lodów, swobodny odpływ wód mógł się odbywać jedynie ku południowi, w wyniku czego uformował się na przedpolu wielki sandr piaszczysty. Na północy natomiast wobec braku odpływu utworzyło się zastoisko bezodpływowe pokryte łąkami.

W wyniku działania sił przyrody ukształtowały się strefy geomorfologiczne: północna - moreny dennej, środkowa - pojezierna, południowa - obszarów fluwioglacjalnych - sandrowych (SolarSKI H., 1989).

Strefa północna rozciąga się od Braniewa przez Ornetę, Lidzbark Warmiński, Bartoszyce, Kętrzyn do Węgorzewa. Jest to obszar moren dennych oraz kotlin zastoiskowych. Występują tu najczęściej gleby związane o dużej pojemności wodnej. Rzeźba jest stosunkowo łagodna o dość długich zboczach i niedużych nachyleniach. Wskutek małej przepuszczalności gleby tego obszaru wykazują często nadmierne uwilgotnienie, a ich wiosenne obsychanie trwa stosunkowo długo. Stąd zachodzi konieczność odwodnienia terenów rolnych, za pomocą drenowania na dość dużą skalę. Wobec występowania trudno przepuszczalnych utworów dyluwialnych napotyka się trudności w pozyskaniu wód podziemnych dla celów gospodarczych.

Strefa środkowa - pojezierna przebiega pasem szerokości 50 - 70 km od Wisły przez Iławę, Ostródę, Olsztyn, Mragowo, Elk do Suwałk i Augustowa. Obszar pojezierza poprzecinany jest ciągami moren czołowych o wyraźnym pagórkowatym ukształtowaniu, z licznymi jeziorami. Głębokie wąwozy, rzeki, strumienie oraz duża ilość lasów stwarza swoiste piękno krajobrazu. Pagórki zbudowane są z rozmaitych utworów zwałowych jak gliny, żwiry i piaski. Gleby z nich wytworzone cechuje duża zmienność, przy czym gleby piaszczyste wykazują wyraźne niedobory wodne, które rosną wraz ze spadkami stoku. Gleby ciężkie powstałe z glin i ilów cierpią często na nadmiar wilgoci w okresie wiosny i intensywnych opadów letnich.

Łąki pojezierza zajmują obniżenia terenu, rozmieszczone wśród pól uprawnych lub dolin rzecznych. Dawniej większość tych obszarów była jeziorami, które stopniowo uległy zalądowieniu. Świadczą o tym miąższość torfów i osady jeziorne (gytie). Z czasem gdy głębokość jezior się zmniejszała, na gytii wytworzyła się warstwa torfu, średnio od 0,5 do 2,0 m głębokości (Solarski 1989). Podczas melioracji torfowisk stosowano tu w latach 1870 - 1930 często piaskowanie torfów, co chroniło je przed rozkładem. Przy pracach tych byli zatrudniani jeńcy wojenni z lat 1870 - 1871, 1914 - 1918). Na obrzeżach dolin, w wyniku erozji wodnej na podnóżach stoków powstały gleby deluwialne. Obszar sandrów fluwioglacjalnych, obejmujący południową część pojezierza, rozciąga się od Działdowa przez Nidzicę, Szczytno, Pisz do Augustowa. Obszar ten odznacza się płaską lekko falistą rzeźbą terenu o dość ubogich piaszczystych glebach i rozległymi dolinami rzecznyymi, które wypełniają płytkie torfy na piaszczystym podłożu; występują tu dość częste niedobory wodne. Obszar sandrów wyróżnia się ze względu na dość dużą przepuszczalność gruntów, znacznymi zasobami wód podziemnych. Nie upoważnia to jednak do ich nadmiernej eksploatacji, gdyż mogłoby to doprowadzić do dalszego przesuszania tych terenów.

K l i m a t . Pojezierza Mazurskiego, z racji północno - wschodniego położenia w kraju jest ostrzejszy w porównaniu do sąsiadującego z nim od południa Mazowsza. Duża ilość jezior i moczarów powoduje zwiększone zużycie energii na parowanie i lokalny obieg wody.

Tab. 1. Średnia temperatura roczna i opadu na obszarze północno - wschodniej Polski w latach 1951 - 1980

Tab. 1. Average temperature and precipitation of northern-eastern Poland in the period of 1951-1980

	Toruń	Olsztyn	Suwałki
Temperatura Temperature [°C]	7,6	6,8	6,0
Opady roczne Annual precipitation [mm]	526	623	584

Okres wegetacyjny w latach 1881-1930 określony średnią temperaturą powyżej 5°C, trwał w Toruniu 3.IV-3.XI (215 dni), w Olsztynie 10.IV-26.X (200 dni) w Szczytnie 10.IV-24.X (198 dni), a w Olecku 14.IV-22.X (192 dni). Okres ten jest skrócony około 2 tygodnie w stosunku do dzielnic środkowych kraju. Roczne sumy opadów wahały się od 550 do 650 mm. Przeciętna w ciągu roku liczba dni z opadem wahała się od 170 do 190 pochmurnych 137 - 155, pogodnych 31 - 36 dni. Pokrywa śnieżna utrzymuje się około 70 - 90 dni.

Hydrografia

Pojezierze Mazurskie ma rozwinięty układ hydrograficzny. Występuje tu duża liczba jezior, rozmieszczonych głównie w środkowej jego części. W województwie olsztyńskim znajduje się 1113 jezior większych od 1 ha, o łącznej powierzchni 470 km², co stanowi 3,8% ogólnego obszaru; pojemność ich szacuje się na 3,5 mld m³. Województwo suwalskie posiada 717 jezior o łącznej powierzchni 745 km², co stanowi 7,1% powierzchni, ich objętość wynosi około 6,0 mld m³.

Przez teren Pojezierza Mazurskiego przebiega linia wododziałowa o kierunku zachód - wschód. Część rzek odprowadza wody na północ - Pasłęka, Łyna, Węgorapa; większa ich liczba kieruje swe wody na południe - Drwęca, Wkra, Omulew, Pisa, Elk. Koncentracja jezior w środkowej wododziałowej części pojezierza umożliwia gromadzenie dużej ilości opadów a następnie stopniowe zasilenie nimi rzek.

Tab. 2. Średni odpływ wód w mln. m³/rok [Solarski H., 1989]

Tab. 2. Average outflow [mln m³/year] [Solarski H., 1989]

Województwo Province	Minimalny Minimal	Średni Average	Maksymalny Maximal
Olsztyńskie	1248	2290	3250
Suwalskie	995	2024	3930

Omawiany teren odznacza się dość wysokim wskaźnikiem rocznego odpływu 5 do 7 l/s km². W przeliczeniu na jednego mieszkańca średnio odpływa: w olsztyńskim 2970 m³, suwalskim 4130 m³ wobec średniej krajowej około 1540 m³ [Rocznik statystyczny województw 1995, Roczn. St. Ochr. Środ., 1995].

Pojezierze Mazurskie charakteryzuje się dużymi możliwościami retencyjnymi, wynikającymi z rzeźby terenu, dużej ilości jezior bagien i lasów (Solarski, Nowicki 1993). Odpływ wód podziemnych szacuje się w granicach od 2 do 5 l/s · km².

Tab. 3. Wielkość potencjalnych zasobów eksploatacyjnych wód podziemnych
[Solarski H., 1989]

Tab. 3. Amount of potential exploitative resources [Solarski H., 1989]

Województwo Province	tys.m ³ /dobę thous. m ³ /day	mln. m ³ / rok mln m ³ /year
Olsztynskie	1852	676
Suwalskie	1725	629

Tab. 4. Pobór wody na potrzeby gospodarki narodowej w latach 1980 - 1994 w mln. m³ [Rocznik statystyczny województw1995, Rocz. St. Ochr. Środ.,1995]

Tab. 4. Water consumption for the needs of national economy in the years 1980-94
In mln m³ [Year-book of provinces,1995 ; Year-book of Env. Protect.,1995]

Wyszczególnienie Contents	1980	1985	1990	1994	W tym 1994 - In cl. 1994	
				Ogół. Total	Powierzchniowe Surface %	Podziemne Groundwater %
Polska Poland	14183	15452	14247	11970	83	15
Woj. Olsztyńskie Olsztyn Province	219	198	168	172	54	40
Woj. Suwalskie Suwalki Province	39	60	42	34	9	89

Tab. 5. Ilość ścieków przemysłowych i komunalnych odprowadzanych do wód powierzchniowych w mln m³ rocznie [Rocz. Stat. Ochr. Środ. 1993,1995]

Tab. 5. Industrial and municipal sewage amount piped away to surface water [mln m³/year] [Year-book of Env. Protect.,1993,1995]

Wyszczególnienie Contents	1980	1985	1990	1994	W tym 1994	Incl. 1994
					Oczyszczone Purified	Nieoczyszczone Not purified
Polska Poland	4681	4624	4115	3183	2374	809
Woj. Olsztyńskie Olsztyn Province.	49	49	49	45	41 ^x	4
Woj. Suwalskie Suwalki Province	18	21	24	21	20 ^x	1

^x głównie biologiczne

* biologically mainly

Z danych tych wynika iż pobór wód na przestrzeni 14 lat wyraźnie obniża się zarówno w kraju jak i w województwach północno - wschodnich w wyniku ograniczania produkcji przemysłowej jak i rolnictwa.

Stan sanitarny rzek w województwie olsztyńskim jest zdecydowanie niepomyślny gdyż 58% długości rzek nie odpowiada żadnym normom. Podobna sytuacja jest w województwie suwalskim.

Tab.6. Stan czystości rzek w woj. olsztyńskim w latach 1995-1996

Tab. 6. Purity of river water in Olsztyn province in the period of 1995-96

Klasa czystości Class of purity	Ilość przekrojów No of cross sections	%
I	0	0
II	14	15
III	25	27
NON classless	54	58
Razem Total	93	100

Tab. 7.Stan sanitarny jezior w latach 1993 - 1996 w województwie olsztyńskim i suwalskim wg klasy czystości [Raport, 1997, Roczn. Stat. Ochr. Śr. 1993]

Tab. 7. Sanitary state of lakes in the period of 1993-96 in Olsztyn and Suwałki provinces according to purity classes [Report, 1997, Year-book of Env. Prot., 1995]

Województwo Province	Klasa czystości Purity class	Ilość jezior Number of lakes	Udział % Percentage part
Olsztyńskie 1993-96	I	2	4
	II	19	40
	III	19	40
	NON	8	16
Razem Total		48	100
Suwalskie 1993	I	1	7
	II	8	53
	III	4	27
	NON	2	13
Razem Total		15	100

Stan sanitarny jezior również jest niekorzystny, aczkolwiek lepszy aniżeli rzek, jak również dlatego że dynamika eutrofizacji wód ulega pewnemu spowolnieniu w związku z ograniczeniem produkcji i zwiększeniu inwestycji na

oczyszczanie ścieków. Dla eutrofizacji wód otwartych przytoczono zawartość składników biogennych w niektórych wodach Pojezierza Mazurskiego za rok 1996 wg. badań WIOŚ w Olsztynie (tab.8 oraz własnych badań tab.9).

Tab. 8. Zawartość składników chemicznych w niektórych rzekach Pojezierza Mazurskiego w mg/l w 1996 wg WIOŚ w Olsztynie [Raport, 1997]

Tab. 8. The content of chemical components in some rivers of the Mazury Lake District in mg/l in 1996 acc. to WIOS in Olsztyn [Report, 1997]

Rzeka River	km km	Miejsce Place	Składniki Components						
			N-NH ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	Pog	P-PO ₄	K	Ca
Łyna	251,0	Kurki	0,12	0,20	0,005	0,07	0,04	1,8	58,9
Łyna	220,0	Posorty	0,10	0,19	0,009	0,10	0,07	1,9	58,1
Łyna	208,4	Redykajny	1,30	0,35	0,025	0,31	0,26	3,0	64,0
Łyna	73,7	Stopki	0,40	1,75	0,036	0,31	0,25	4,3	77,7
Guber	0,1	Sępapol	1,34	1,41	0,068	0,55	0,45	9,0	93,8
Pasłęka	130,8	Pelnik	0,14	0,51	0,012	0,13	0,28	2,2	63,6
Drwęca	145,7	Gramoty	0,32	0,59	0,024	0,26	0,20	3,5	67,1
Omulew	55,0	Zaręby	0,31	0,24	0,011	0,22	0,13	2,0	63,8

Z danych tab. 8 wynika, że stan eutrofizacji rzek nie jest alarmujący w rzece Łynie. W Redykajnach poniżej oczyszczalni ścieków w 170 tysięcznym Olsztynie wskaźniki są podwyższone co jest w pełni uzasadnione. Najbardziej zanieczyszczone są wody rzeki Guber prawego dopływu rzeki Łyny przejmującego ścieki z Kętrzyna i rejonu oraz rzeki Łyny w miejscowości Stopka przy odpływie wód poza granice z Rosją. W tym przekroju rzeka Łyna odprowadza zanieczyszczone wody z Lidzbarka Warmińskiego, Bartoszyce i rzeki Guber. Dla porównania wskaźników eutrofizacji rzek pojezierza przytaczamy wyniki własnych badań dotyczących migracji składników biogennych ze zlewni rolniczych i leśnych okolic Olsztyna (tab.9). Z danych tych wynika, że najwięcej biogenów jest wymywanych ze zlewni (działów) drenarskich, znacznie mniej jest odprowadzane strumieniami polnymi, zdecydowanie najmniej odpływa składników ze zlewni leśnych.

Tab. 9. Migracja składników pokarmowych w zlewniach rolniczych i leśnych, średnie roczne w mg/dm³ i kg/ha . rok, w latach hydrologicznych 1992 - 1994. [H. Solarski, K. Solarski, 1996]w zlewniach pod Olsztynem

Tab. 9. Migration of nutrients in agricultural and forested catchments; average annual values in mg/dm³ i kg/ha *year during hydrological years 1992- 1994 in catchments nereby Olsztyn; [H. Solarski, K. Solarski ,1996]

Składniki Component s	Zlewnie Catchments					
	Polne Arable lands		Leśne Forest	Polne Arable lands		Leśne Forest
	Dreny Draines	Strumienie Streams	Strumienie Streams	Dreny Draines	Strumienie Streams	Strumienie Streams
	mg/dm ³			kg/ha		
N-NH ₄	0,298	0,364	0,243	0,315	0,242	0,297
N-NO ₃	5,565	1,480	0,247	8,428	1,801	0,294
N-NO ₂	0,012	0,013	0,009	0,015	0,011	0,011
P og	0,093	0,114	0,116	0,145	0,120	0,155
P-PO ₄	0,059	0,064	0,067	0,092	0,059	0,088
K	2,31	4,35	1,15	3,921	3,758	1,305
Ca	84,9	78,0	70,2	97,5	64,8	88,7

Gospodarka wodna w rolnictwie

Przedstawiony uprzednio układ stosunków geomorfologicznych i glebowo - wodnych przyczynia się do zróżnicowania ekologicznych warunków siedlisk naturalnych, wpływa na sposób rolniczego użytkowania gruntów i zmienność plonowania użytków rolnych. Stąd wynika potrzeba dostosowania warunków produkcji rolniczej do określonych potrzeb środowiska przyrodniczego, bądź usprawnienia go za pomocą zabiegów melioracyjnych i odpowiedniej agrotechnologii [Ryszkowski 1997, Somorowski 1993].

W regulacji stosunków wodnych na Pojezierzu Mazurskim dominującym zabiegiem jest odwodnienie gruntów, głównie za pomocą drenowania niesystematycznego, w wyraźniej uwilgotnionych obniżeniach terenowych. Drenowanie systematyczne powinno się ograniczać do obszarów bardziej płaskich o glebach zwięzłych, co ma miejsce przeważnie w strefie północnej Pojezierza Mazurskiego.

Podana struktura użytkowania ziemi może nie być dokładna; w wyniku transformacji przeprowadzonej w latach 1990 - 1993 w rolnictwie, zwłaszcza na ziemiach północnych i zachodnich, co doprowadziło do gwałtownego upadku PGR,

które w województwie olsztyńskim i suwalskim obejmowały około 50% areałów. Spowodowało to na dużą skalę powstawanie odlogów i dewastację.

Tab. 10. Struktura użytkowania ziemi w tys. ha w 1994r. [Rocz.Stat.Ochr.Śr. 1995]

Tab. 10. The land use structure in thous. ha in 1994[Year-book of Env. Prot.,1995]

Wyszczeg. Contents	Ogółem Total	Użytki rolne Arable lands				Lasy Forests	Wody Waters
		Raze m Total	Grunty orne Arable lands	Uż. Zielone Grassla nds	Nieu żyt.* Bar rens		
Polska Poland	31268	18650	14269	4101	505	8784	830
Woj. Olsztyńskie Olsztyn Province	1233	669	465	203	40	378	56
Woj. Suwalskie Suwalki Province	1049	535	343	190	40	332	82

* bez odlogów * -without uncultivated lands

Tab. 11. Powierzchnia zmeliorowanych użytków rolnych w tys. ha w 1994 r.

[Rocz.Stat.Ochr.Śr. 1995]

Tab. 11. The area of reclaimed arable lands in thous. ha in 1994

[Year-book of Env. Prot.,1995]

Wyszczegół - nienie Contents	Ogółem Total			Grunty orne Arable lands			Łąki i pastwiska Meadows and pastures			
	w tys. ha	% Użytki Arable lands		Ra- zem Total I	W tym Includ.		Ra- zem Total I	Zagos podar o wane Devel oped	Zdre now ane Dra- ined	Na wad -nia- ne Irrig ated
	thsn. ha	ogół. Arabl e lands	wyma gają- cych mel. Req. recl.		Zdre now ane Dra- ined	Nawa d- niane Irrigat ed				
W tys. ha In thous. ha										
Polska Poland	669 0	36	71	472 5	398 0	62	196 4	1865	402	419
Woj. Olsztyńskie Olsztyn prv.	327	50	79	213	206	1,5	113	85	43	7,1
Woj. Suwalskie Suwalki prv	179	33	62	93	89	0,2	85	78	24	14,5

budynków inwentarskich, zanik hodowli zwierząt oraz bardzo wysokie bezrobocie. Podana struktura w formie - ogółem, lasy, wody odpowiada rzeczywistości, natomiast użytki rolne w układzie wewnętrznym uległy daleko idącym zmianom np. na gruntach ornych może już rosnąć paroletni las z samosiewów, a użytki zielone zmieniły się często w szuwały i zakrzaczenia. Odłogi na ogół zajmują od 20 do 30% użytków rolnych w różnych częściach ziem północno - wschodnich w zależności od stopnia zagospodarowania.

Ilość sztuk inwentarza w 1995 r w stosunku do 1989 r. spadła w województwie olsztyńskim: bydła o 44,3%, owiec 96,1% i suwalskim bydła o 35,8%, owiec 95,9%. Nawożenie mineralne obniżyło się w olsztyńskim z 200,6 kg do 58,4 kg NPK/ha , w suwalskim ze 163,1 kg do 39,2 kg NPK/ha.

Uwagi dotyczące form użytkowania odnoszą się również do stopnia zmeliorowania gruntów. Wartości te odpowiadają stanom ewidencyjnym przed okresem transformacji. Melioracje rolne w latach dziewięćdziesiątych zmalały wielokrotnie w porównaniu do lat poprzednich (1970 - 1988) lub zupełnie zanikły.

Tab. 12. Melioracje szczegółowe i podstawowe oddane do użytku w 1994 r.

[Rocz.Stat.Ochr.Śr. 1995]

Tab. 12. Detailed and basic reclamation used since 1994 [Year-book of Env. Prot., 95]

Wyszczególnienie Contents	Melioracje szczegółowe Detailed reclamation [ha]		Melioracje podstawowe Basic reclamation [km]	
	Razem Total	W tym drenowanie Incl. drains	Regulacja rzek i kanałów River and channel regulation	Obwałowania Embankment
Polska Poland	16217	9623	256	44
w. olsztyńskie Olsztyn Prov.	782	-	12	-
W.Suwalskie Suwalki Prov.	663	594	-	-

Również w dużym stopniu ograniczono konserwację urządzeń melioracyjnych. Nie ma potrzeby prowadzić konserwacji na znacznych obszarach odłogów lub zdziczałych łąkach. Duży majątek trwały zainwestowany w poprzednich latach w infrastrukturę rolniczą, niszczeje i ulega dewastacji. Brak często opłacalności produkcji rolniczej i trudności ze zbytem ziemiopłodów tą niekorzystną sytuację jeszcze pogłębia.

Natomiast znaczny postęp uzyskano w zakresie zaopatrzenia wsi w wodę, w województwie olsztyńskim około 80% gospodarstw rolnych korzysta z wodociągów i 18,5% pobiera wodę ze studni kopanych a 3,1% nie posiada studni i musi wodę

dowozić. W suwalskiem z wodociągów korzysta 66% gospodarstw rolnych, 34,2% ze studni kopanych a 2% wodę musi dowozić.

Tab. 13. Indywidualna gospodarka rolna źródeł zaopatrzenia w wodę w 1994 r.
[Rocz.Stat.Ochr.Śr. 1995]

Tab. 13. Individual farming accoring to the sources of water supply in 1994
[Year-book of Env. Prot.,1995]

Wyszczególnienie Contents	Liczba Gospodarstw No of farms	Wodociąg	Water piping		Studnia zwykła Regular	Dowozienie wody Water supplying
		Sieciowy publiczny Public network	Zagrodowy	Farm		
			Studnia głębiniowa Deep well	Studnia gosp. Farming well		
% Ogółem gospodarstw % Of total number of farms						
Polska Poland	2029817	38,8	5,1	29,1	25,8	1,2
Woj. Olsztyńskie Olsztyn Prov.	26255	41,6	7,6	28,2	18,5	3,1
Woj. Suwalskie Suwalki Prov.	29234	28,6	4,2	30,9	34,2	2,0

Tab. 14. Nakłady inwestycyjne i efektywność w zakresie zaopatrzenia wsi w wodę w 1994 r. [Rocz.Stat.Ochr.Śr. 1995]

Tab. 14. Investment outlays and effectivity of water supply in villages in 1994
[Year-book of Env. Prot.,1995]

Wyszczególnienie Contents	Nakłady w mln.(PLN) zł Outlays in mln of zlotys	Przyłącza wodne Water attatchments		Sieć wodociągowa [km] Water pipe network	Stacja uzdatniania wody Water conditioning station
		km km	szt. number		
Polska Poland	476	5362	168449	15401	377
W. Olsztyńskie Olsztyn Prov.	9	46	1329	203	12
W. Suwalskie Suwalki Prov.	8	106	1655	425	5

W zakresie ochrony środowiska osiągnięto w latach 1992-1997 znaczny postęp dzięki uruchomieniu środków inwestycyjnych zarówno krajowych jak i zagranicznych. Główny wysiłek był skierowany na zaopatrzenie wsi w wodę i częściowo na oczyszczanie ścieków. Wobec dość żywiołowej rozbudowy sieci wodociągowej na wsi i przyłączenia znacznej ilości gospodarstw rolnych do jednego ujęcia wodnego, może nastąpić nadmierne wyczerpanie zasobów wód podziemnych i obniżenie ich poziomów.

Wnioski

1. Pojezierze Mazurskie z uwagi na swoiste piękno krajobrazu wynikające z urozmaiconej polodowcowej pagórkowatej rzeźby terenu i dużej ilości jezior, rzek, strumieni i lasów stanowi bardzo cenny obszar przyrodniczy, o dużych walorach rekreacyjnych i turystycznych.
2. Obszar ten posiada duży potencjał rolniczy zarówno w produkcji zbóż i okopowych, a szczególnie sprzyjające warunki w zakresie gospodarki łakowo-pastwiskowej co szczególnie sprzyja rozwojowi hodowli bydła.
3. Podczas transformacji gospodarczej w rolnictwie w latach 1990-1993 sektor PGR obejmujący około 50% areali uległ likwidacji, infrastruktura rolnicza uległa dewastacji, powstało duże bezrobocie wśród ludności, a znaczne obszary pól uprawnych a zwłaszcza łąk zamieniły się w odłogi.
4. W tej sytuacji zaniechano inwestycji na rzecz melioracji gruntów rolnych, jak również konserwacji urządzeń melioracyjnych, co będzie prowadzić do ich stopniowej dewastacji.
5. Znaczny postęp obserwuje się w latach 1994 - 1997 w zakresie budowy wodociągów wiejskich oraz częściowo w budowie wiejskich oczyszczalni ścieków. Wpływa to na poprawę sanitacji wsi jak również dotyczy też terenów miejskich.
6. Stan sanitarny rzek i jezior aczkolwiek nadal niekorzystny, charakteryzujący się dużym stopniem zanieczyszczenia, zaczął się w ostatnich latach poprawiać w wyniku ograniczenia produkcji przemysłowej i rolnej jak również na skutek zwiększenia nakładów inwestycyjnych na oczyszczalnie ścieków.
7. Pojezierze Mazurskie ze względu na warunki przyrodnicze, swoiste piękno krajobrazu, powinno mieć zapewniony rozwój gospodarczy zwłaszcza w rolnictwie, turystyce i rekreacji z jednoczesną ochroną bardzo cennych walorów przyrodniczych

Literatura

- NOWICKI Z., SOLARSKI K., ROCHWERGER A. (1997). *Oczka wodne i mokradła śródpolne w krajobrazie rolniczym Pojezierza Mazurskiego*. IMUZ materiały seminaryjne, 39, 265 - 268
- RAPORT O STANIE ŚRODOWISKA WOJEWÓDZTWA OLSZTYŃSKIEGO W LATACH 1995 - 1996. (1997). WIOŚ w Olsztynie.
- ROCZNIK STATYSTYCZNY. (1993). Ochrona Środowiska GUS
- ROCZNIK STATYSTYCZNY WOJEWÓDZTW (1995) GUS
- ROCZNIK STATYSTYCZNY. (1995). Ochrona Środowiska GUS
- RYSZKOWSKI L. (1997). *Strategia ochrony środowiska rolniczego i perspektywy*, Zesz. Nauk., Przyrodnicze i techniczne problemy ochrony i kształtowania środowiska rolniczego, Poznań, 4-5 września 1997
- SOLARSKI H. (1989). *Ekologiczne podstawy gospodarowania wodą w rolnictwie Pojezierza Mazurskiego*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 393, 9 -17
- SOLARSKI H., Nowicki Z. (1993). *Hydrologiczne i ekologiczne znaczenie oczek wodnych i mokradeł na Pojezierzu Mazurskim*. Geokosystem PAN, Ossolineum 6, 175 - 180
- SOLARSKI H., SOLARSKI K. (1996). *Erozja obszarowa składników biogenych w zlewniach rolniczo - leśnych na Pojezierzu Mazurskim*. Prace Nauk. JUNG Puławy 2, 341 - 350
- SOMOROWSKI C. (1993). *Melioracje jako dyscyplina naukowa*. Zesz. SGGW, Warszawa, współczesne problemy melioracji, 9 - 28

Summary

Water Management in Agriculture of the Mazury Lake District. The Mazury Lake District is a region in the north-east of Poland. The region is distinguished by a beautiful landscape: distinctly hilly relief of the terrain, large forested areas and the amount of 1830 (>1 ha) taking up the area of 1280 ha and capacity of 9.5 mld m³.

Besides natural values, water resources, recreational values, the region is characterized by agricultural potential. For this reason it should develop economically in agreement with the environmental components protection.

Henryk SolarSKI
Akademia Rolniczo-Techniczna
Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska
Plac Łódzki 2
10-719 Olsztyn-Kortowo

SESJA III

WODA JAKO CZYNNIK RÓŻNICUJĄCY WALORY PRZYRODNICZE DOLINY NA PRZYKŁADZIE STOPNIA WODNEGO W BRZEGU DOLNYM

WATER AS A FACTOR DIFFERENTIATING THE NATURAL ADVANTAGES IN THE VALLEY – CASE STUDY OF THE BRZEG DOLNY DAM

Leszek Pływaczek, Beata Olszewska

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska
Akademia Rolnicza we Wrocławiu

Wstęp

Doliny rzeczne są miejscami szczególnie głębokich przekształceń wywołanych działalnością człowieka. Budowle piętrzące przerywają naturalną ciągłość rzeki i przyczyniają się do szeregu zmian w przyległych terenach.

Dolina Odry na odcinku Uraz - Malczyce, stanowiąca morfologiczną całość, została podzielona stopniem wodnym w Brzegu Dolnym na dwie strefy o odmiennych warunkach oddziaływania rzeki na dolinę. Powyżej budowli piętrzącej dolina jest pod wpływem zasilania wodami przesiąkowymi z Odry, natomiast poniżej - drenującego działania rzeki. Blisko 40. letnia eksploatacja jazu w Brzegu Dolnym wywołała określone skutki w korycie rzeki, w zasobach wód powierzchniowych przyległych terenów, w kształtowaniu się wód gruntowych, w gospodarce wodnej profilu glebowego oraz w warunkach siedliskowych doliny.

Cel i metodyka badań

Celem badań, prowadzonych na obiekcie Brzeg Dolny - Malczyce w latach 1995-1997, była ocena wpływu wieloletniej eksploatacji stopnia wodnego

w Brzegu Dolnym na stosunki wodne w przyległym terenie oraz na tym tle próba porównania wpływu czynnika wodnego na zróżnicowanie siedlisk w dolinie.

Badania obejmowały:

- obserwacje hydrometryczne w 6 przekrojach,
- terminowe pomiary głębokości zalegania zw. w. gr. w 19 piezometrach,
- pomiary uwilgotnienia i obliczenia zapasów wody dla 6 profili glebowych,
- badania marszrutowe i inwentaryzacja oczek wodnych.
-

Charakterystyka obiektu

Badany teren jest częścią rozległej równiny wrocławskiej i obejmuje wycinek dorzecza środkowej Odry w rejonie Brzegu Dolnego i Malczyc (rys. 1). Obszar doliny jest płaski, spadek podłużny waha się w granicach 0,1 - 0,5 ‰ a spadki poprzeczne 4 - 15 ‰. Około 50 % analizowanej powierzchni stanowią grunty orne, 19 % użytki zielone a 26 % zajmują lasy i zadrzewienia (*Kompleksowa...* 1994).

W dolinie płynie ciek Jeziorka, który został utworzony poprzez połączenie oczek wodnych, zagłębień i opuszczonych przez Odrę korycisk. Górna jej część (do przekroju Głoska, powierzchnia zlewni wynosi 70,5 km²) przylega do Odry spiętrzonej, dolna (do przekroju Brodno, powierzchnia zlewni wynosi 101,0 km²) do Odry, w której stany kształtują się w naturalnych warunkach

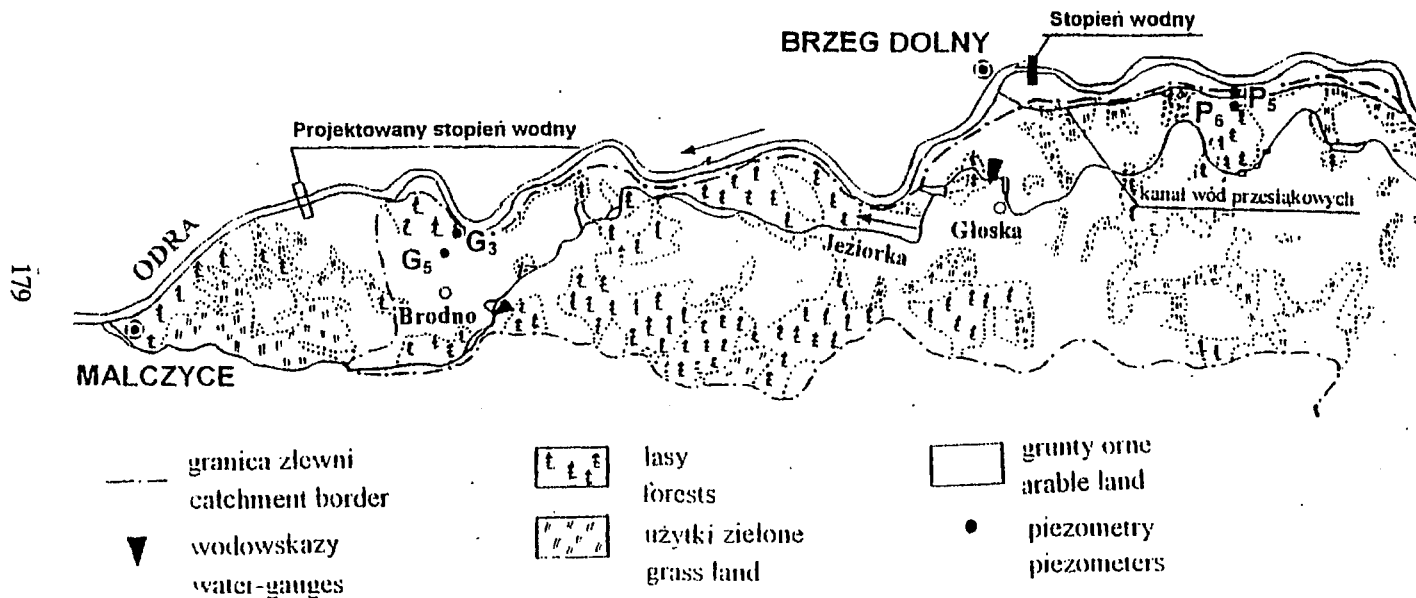
Wierzchnią warstwę doliny stanowią utwory średnio i trudno przepuszczalne i zalegają na warstwie przepuszczalnej, zbudowanej z piasków i żwirów. Współczynnik filtracji w warstwie wodonośnej waha się w granicach od $0,1 \cdot 10^{-2}$ do $1,6 \cdot 10^{-1} \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$. Około 85 % powierzchni doliny Odry w rejonie Brzegu Dolnego i Malczyc zajmują mady, pozostałe 15 % stanowią gleby bielicowe, brunatne i organogeniczne. Wśród mad przeważają mady wytworzone z glin ciężkich i średnich (około 60 %).

Analizowany fragment doliny Odry położony jest w rejonie agroklimatycznym B-2, umiarkowanie wilgotnym, ciepłym i umiarkowanie słonecznym. Sumy opadów rocznych wynosiły od 571 do 657 mm a średnie roczne temperatury wahały się od 6,7 do 9,7 °C.

W okresie prowadzenia badań wystąpiły lata normalne pod względem opadów atmosferycznych (1995 i 1996) i rok średnio mokry (1997 r.). Biorąc pod uwagę temperatury powietrza wystąpił rok ciepły - 1995, chłodny - 1996 i normalny - 1997.

Lipcowa powódź w 1997 r. nie ominęła doliny Odry poniżej Wrocławia. Nastąpiło przerwanie w trzech miejscach lewostronnego wału odrzańskiego. Dolina Odry poniżej stopnia została zalana na całej szerokości a zalew utrzymywał się ponad trzy tygodnie, uniemożliwiając prowadzenie pomiarów. Obszar powyżej

budowali piętnażce nie był zalany lecz brak odpływu z kanału wód przesiąkowych oraz cofka z Jeziora powodowały znaczne utrudnienia w pracach terenowych.



Rysunek 1. Zlewnia potoku Jeziora.
Figure 1. Catchment of the Jeziora stream.

Wyniki badań

Dla oceny i porównania zasobów wodnych w dolinie Odry, w obu strefach oddziaływania stopnia wodnego w Brzegu Dolnym, rozpatrzono przekroje Głoska i Brodno na Jeziorce. W tabeli 1 zestawiono średnie miesięczne wartości natężenia przepływu i odpływów jednostkowych w analizowanych przekrojach.

Zasoby wodne doliny przyległej do Odry spiętrzonej należy oceniać jako sumę przepływów w Jeziorce i kanale wód przesiąkowych. Ilość wody jaka płynie w Jeziorce obejmuje spływy z własnej zlewni oraz część wód infiltrujących ze zbiornika. Do kanału dopływają głównie wody przesiąkające z Odry. Dopływ wody do kanału jest w miarę wyrównany i zależy głównie od różnicy stanów wody w Odrze i kanale.

Dolina Odry powyżej stopnia wodnego jest bogatsza w zasoby wodne w porównaniu z obszarem poniżej spiętrzenia.

Tabela 1

Zestawienie miesięcznych przepływów Q [$l \cdot s^{-1}$] i odpływów jednostkowych q [$l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] w zlewni Jezioroki do przekroju Głoska (G) i Brodno (B) dla lat 1995–1997

Table 1

Specification of month discharges Q [$l \cdot s^{-1}$] and unit run-offs q [$l \cdot s^{-1} \cdot km^{-2}$] in the Jezioroka catchment to the Głoska (G) and Brodno (B) sections in 1995 – 1997

Przekrój Section		XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
G	Q	240	247	261	226	338	275	275	233	120	120	233	212
	q	3,4	3,5	3,7	3,2	4,8	3,9	3,9	3,3	1,7	1,7	3,3	3,0
B	Q	222	263	121	131	283	232	263	202	152	61	121	192
	q	2,2	2,6	1,2	1,3	2,8	2,3	2,6	2,0	1,5	0,6	1,2	1,9

Średni roczny przepływ w okresie badawczym w przekroju Głoska wyniósł $254 l \cdot s^{-1}$, w półroczu XI - IV $264 l \cdot s^{-1}$ i w półroczu V - X $243 l \cdot s^{-1}$. Natomiast analogiczne przepływy obliczone w przekroju Brodno przyjmowały wartości odpowiednio 192, 212 i $162 l \cdot s^{-1}$. Na odcinku Głoska - Brodno, pomimo przyrostu powierzchni zlewni topograficznej o ok. $30 km^2$, obserwuje się zmniejszanie się natężenia przepływu pomiędzy tymi przekrojami (tab. 1). Jest to spowodowane drenującym działaniem Odry w strefie poniżej budowli w Brzegu Dolnym. Analiza wyników badań prowadzonych na obiekcie w latach 1970 - 1990 (Pływaczyn 1997) i w okresie 1995-1997 oraz porównanie otrzymanych wartości natężenia przepływu z wartościami uzyskanymi w analogowej zlewni Nowego Rowu pozwala ocenić wielkość odpływu wody w gruncie, z części zlewni pomiędzy

przekrojami Głóska i Brodno, do Odry. W roku hydrologicznym 1995/96 wyniósł on średnio $3,8 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$.

W wyniku erozji dna Odry następuje obniżanie się stanów wody w rzece oraz wód gruntowych w dolinie poniżej spiętrzenia (Olszewska 1997, Pływaczyk 1997). W tab. 2 zestawiono średnie miesięczne głębokości zalegania wód gruntowych z lat 1995 - 1997 w wybranych piezometrach z obu części doliny (rys.1).

Poziom wód gruntowych w dolinie poniżej spiętrzenia kształtuje się głęboko od powierzchni terenu. Nie uwzględniając lipca i sierpnia 1997 r., gdyż dolina była zalana wodami powodziowymi, w odległości ok. 120 m od koryta Odry (G_3) średnie miesięczne głębokości zalegania wód gruntowych z lat 1995 - 1997 wynosiły od 249 do 300 cm od powierzchni terenu. Dla terenów oddalonych o ok. 550 m od koryta Odry (G_5) średnie miesięczne głębokości wód gruntowych układały się w granicach 148 - 182 cm od terenu. Amplitudy średnich miesięcznych głębokości wynosiły od 24 do 140 cm dla G_3 i od 21 do 142 cm dla G_5 .

Tabela 2

Średnie miesięczne głębokości zalegania zwierciadła wód gruntowych [cm] w latach 1995 – 1997 dla wybranych piezometrów z doliny Odry powyżej (P_5 i P_6) i poniżej (G_3 i G_5) stopnia wodnego

Table 2

Mean month depths of groundwater [cm] in 1995 – 1997 for selected piezometers in the Odra valley up (P_5 and P_6) and down (G_3 and G_5) the stage of fall

Piez.	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
P_5	126	131	135	134	129	126	121	122	93	105	111	119
P_6	132	122	136	137	132	126	128	131	117	116	125	131
G_3	276	278	295	300	290	251	249	267	276	300	281	269
G_5	148	152	177	176	172	160	168	165	172	182	180	175

W dolinie przyległej do spiętrzonych wód Odry nie występują tak znaczne wahania wód gruntowych. Występują tu warunki naporowe (Pływaczyk 1997). Głębokości zalegania wód gruntowych są w miarę stabilne i zależą głównie od stanów wody w Odrze. Średnie miesięczne głębokości wód gruntowych wahały się od 93 do 135 cm dla P_5 i od 116 do 137 cm dla P_6 . Amplitudy średnich miesięcznych głębokości zalegania wód gruntowych z okresu 1995 - 1997 wynosiły od 25 do 76 cm dla P_5 i od 19 do 56 cm dla P_6 . Zróznicowanie poziomów wód gruntowych oraz amplitud dla poszczególnych otworów badawczych w obu częściach doliny spowodowane jest oddziaływaniem stanów wody w Odrze na teren przyległy.

Dla oceny gospodarki wodnej gleb wybrano 2 charakterystyczne profile, dla których w ustalonych comiesięcznych terminach okresu IV-X w latach 1995 - 1997 obliczono aktualne sumy zapasów wody w warstwie 0-100 cm (tab. 3).

Analizowane profile to mady średnie zbudowane w wierzchniej warstwie z glin średnich i lekkich, które zalegają na piaskach i żwirach. W okresie prowadzenia badań gleby użytkowane były jako grunty orne. Czynnikiem różniącym analizowane profile to głębokość zalegania zwierciadła wód gruntowych.

Dynamika uwilgotnienia oraz przebieg zapasów wody w czynnej warstwie gleby kształtuje się odmiennie w obu strefach oddziaływania stopnia. Gospodarka wodna gleb w dolinie przyległej do spiętrzonych wód Odry charakteryzowała się niewielką dynamiką zmian, z uwagi na stałe zasilanie wierzchnich warstw podsiąkiem z wód gruntowych. Obliczone zapasy wody (Z_1) w warstwie 0 - 100 cm wynosiły od 230 do 311 mm (w 1995 r.) oraz od 218 do 334 mm (w 1996 r.). Uwilgotnienie odpowiadało tu wartościom wody wolnej i łatwo dostępnej.

Tabela 3

Obliczone zapasy wody Z [mm] w warstwie 0 – 100 cm w wybranych glebach w dolinie Odry powyżej (Z_1) i poniżej (Z_2) stopnia wodnego

Table 3

Water reserves Z [mm] in 0 – 100 cm layer in the selected soils in the Odra valley up (Z_1) and down (Z_2) the stage of fall

Z	Rok, Year	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X
Z_1	1995	240	230	263	302	305	281	311
	1996	274	250	246	218	249	248	334
Z_2	1995	226	180	198	179	152	172	211
	1996	233	235	197	171	203	220	239
Z_1-Z_2	1995	14	50	65	123	153	109	100
	1996	41	15	49	47	46	28	95

Gospodarka wodna gleb w dolinie przyległej do Odry swobodnie płynącej zależy głównie od wielkości zasilania opadami atmosferycznymi. Udział wód gruntowych w zasilaniu wierzchnich warstw jest niewielki. Obliczone zapasy wody (Z_2) w metrowej warstwie gleby mieściły się w granicach 152- 226 mm (w 1995 r.) i 171 - 239 mm (w 1996 r.). Uwilgotnienie często odpowiadało wartościom wody trudno dostępnej.

Zróźnicowanie w wielkościach pomierzonych sum zapasów wody (Z_1-Z_2) w metrowej warstwie gleb wynika z faktu, że wierzchnia warstwa profilu w dolinie

powyżej stopnia zasilana jest dodatkowo wodami podsiąkowymi. Zasilanie to wynosiło od 65 do 123 mm w 1995 r. oraz od 15 do 95 mm w 1996 r.

Zmniejszające się zasoby wodne terenów poniżej spiętrzenia i obniżanie się głębokości zalegania wód gruntowych spowodowały szereg zmian w ekosystemach doliny. Zaobserwowano zamiany użytków zielonych na grunty orne, obniżanie się lustra wody w istniejących oczkach wodnych, starorzeczach, zanikanie płytkich zbiorników wodnych oraz wysychanie studni gospodarczych. Wyschnięcie rowów i oczek wodnych, wypłylenie jeziorzek wzdłuż trasy cieków ogranicza występowanie niektórych gatunków roślin. Wraz z biologiczną degradacją środowiska wodnego kurczą się zasoby gatunkowe wielu makrohydrofitów i stale zmniejsza się liczba ich stanowisk. W dolinie Odry poniżej stopnia wodnego wokół niewielkich zbiorników wodnych występują głównie zbiorniki typowe dla terenów ubogich w składniki pokarmowe i dla gleb słabo wilgotnych. Należą do nich zespoły kostrzewy czerwonej, mietlicy pospolitej oraz trzcinnika piaskowego. Linie brzegową porasta trzcina pospolita lub pałka wąskolistna.

Obniżanie się poziomu wód gruntowych prowadzi do degeneracji, a następnie do całkowitego zaniku cennych przyrodniczo łągów wierzbowo – topolowych i jesionowo – wierzbowych. Stanowi to również zagrożenie dla roślinności starorzeczy, powodując przyspieszony proces ich wypłykania i zarastania przez ekosystemy lądowe. W dolinie poniżej stopnia wodnego w Brzegu Dolnym przesuszeniu uległy użytki rolne a cenne lasy łąkowe uschły tak, że 20 % już wycięto. Te negatywne zjawiska zmniejszają mozaikowość środowiska, obniżają bujność runa leśnego i w konsekwencji wpływają na zmniejszenie liczby gatunków i zagęszczenie występującego tu ptactwa.

Znaczne zubożenie środowiska doliny Odry nie przesądza o utracie jej wysokich wartości przyrodniczych. Tu najliczniej i najlepiej zachowały się starorzecza Odry z rzadkimi gatunkami i zespołami roślinnymi. Najciekawsze stanowiska salwinii pływającej, kotewki, wolffii i innych znajdują się w okolicy Głoski a obszar leśny pomiędzy Rzeczą a Ścinawą jest najdłuższym ciągiem nadrzecznych lasów, wpisany na listę ostoi ptactwa o znaczeniu europejskim (*Kompleksowa...* 1994).

Wnioski

1. Dolina Odry powyżej stopnia wodnego jest zasilana wodami infiltrującymi. Średni roczny przepływ z lat 1995 - 1997 w przekroju Głoska wyniósł $254 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$. Dolina poniżej budowli piętrzącej jest silnie drenowana. Średni roczny przepływ w przekroju Brodno wyniósł $192 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ - pomimo przyrostu powierzchni zlewni topograficznej o ok. 30 km^2 .

2. Wody gruntowe w dolinie powyżej spiętrzenia w okresie wegetacyjnym lat 1995-1997 zalegały na głębokości przeciętnie od 100 do 125 cm od powierzchni terenu a ich średnie miesięczne amplitudy wynosiły od 19 do 76 cm. W dolinie poniżej spiętrzenia wody gruntowe zalegały przeciętnie na głębokości od 250 do 300 cm (G_3) oraz od 150 do 180 cm (G_5). Amplitudy średnich miesięcznych głębokości wód gruntowych wynosiły od 24 do 140 cm (G_3) i od 21 do 142 cm (G_5).

3. Obliczone zapasy wody, dla ustalonych comiesięcznych terminów okresu wegetacyjnego lat 1995 i 1996, w wierzchniej 100 cm warstwie gleby, w dolinie powyżej stopnia wahały się w granicach od 230 do 311 mm w 1995 r. i od 218 do 334 mm w 1996 r. Natomiast w glebie poniżej stopnia odpowiednio od 152 do 226 mm i od 171 do 239 mm. Zróżnicowanie w wielkościach zapasów wody wynikało z dodatkowego zasilania wierzchniej warstwy podsiąkiem z wód gruntowych.

4. Trwałe spiętrzenie rzeki stopniem wodnym powoduje zmiany w warunkach wodnych doliny w obu strefach oddziaływania budowli. Pociąga to za sobą osłabianie lub likwidację niektórych ekosystemów, zwłaszcza poniżej spiętrzenia. W pasie pomiędzy Odrą a Jezior ką, poniżej budowli w Brzegu Dolnym, zlokalizowano 15 śladów po śródpolnych oczkach wodnych i 13 niewielkich zbiorników wodnych z głęboko położonym zwierciadłem wody (ponad 2,0 m poniżej terenu). Występują tam głównie zbiorowiska roślinne typowe dla gleb słabo wilgotnych i o niewielkich wymaganiach pokarmowych. W strefie powyżej stopnia wahań zwierciadeł wód w oczkach wodnych są niewielkie (0,5 – 1,0 m) a skład botaniczny runi wokół tych oczek jest bardzo urozmaicony i charakterystyczny dla siedlisk podmokłych.

Literatura

Kompleksowa ocena oddziaływania na środowisko projektowanego stopnia Malczyce na Odrze. Praca zbiorowa 1994, Hydroprojekt, Warszawa (maszynopis).

OLSZEWSKA B. 1997. *Wpływ spiętrzenia wód powierzchniowych na warunki wodne i wybrane elementy środowiska przyrodniczego w dolinie na przykładzie Odry w rejonie Brzegu Dolnego* (praca doktorska, maszynopis).

PLYWACZYK L. 1997. *Oddziaływanie spiętrzenia rzeki na dolinę na przykładzie Brzegu Dolnego.* ZN AR we Wrocławiu, Monografie XI: ss. 47.

Summary

Water as a factor differentiating the natural advantages in the valley – case study of the Brzeg Dolny dam. The last stage of fall on the Odra river in Brzeg Dolny (built in 1958) has divided the valley into two zones with different water conditions. The results of the land surveys from 1995 – 1997 provided on the Brzeg Dolny – Malczyce object in both zones are presented in the paper. The surveys included the assessment of surface water resources, groundwater levels forming and soil water management. On this background the attempt of comparison the influence of water factor on the habitat differentiation in the valley was undertaken.

Pływaczyk L., Olszewska B.

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska AR we Wrocławiu

50-363 Wrocław, pl. Grunwaldzki 24

DOŚWIADCZALNY I SYMULOWANY BILANS AZOTU NA TRWAŁYM UŻYTKU ZIELONYM

EXPERIMENTAL AND SIMULATED N - BALANCE ON THE PERMANENT MEADOW

Tadeusz Marcinkowski

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach
Oddział Żuławski w Elblągu

Wstęp

Straty azotu, które występują na różnych etapach produkcji rolniczej mogą być rozpatrywane jako wynik pewnego rodzaju niezrównoważonego sposobu gospodarowania [Fotyma & Fotyma 1996]. Rozważania dotyczące określania skali tych strat prowadzone są najczęściej na obszarach rolniczych zlewni rzecznych lub też polderów w przypadku Żuław Wiślanych [Balcerska i Taylor 1987]. Duże zróżnicowanie w poziomie intensyfikacji produkcji w gospodarstwach rolnych regionu, proces modernizacji Żuław, zmiany w strukturze użytkowania ziemi powodują, że odpowiedzialność oraz udział poszczególnych producentów rolnych w kształtowaniu ogólnego ładunku zanieczyszczeń obszarowych jest wysoce zróżnicowana i zależy od sumy wielu czynników. W związku z tym, jak również mając na uwadze poszukiwanie skutecznych metod ograniczania zanieczyszczeń azotem, podjęto badania prognozowania strat azotu w wybranych towarowych gospodarstwach rolnych traktując je całościowo jako pewnego rodzaju punktowe źródło zanieczyszczeń [Pietrzak i Sapek 1996]. Jednym z elementów wykonywanych prac było szacowanie strat azotu w oparciu o jego symulowany i doświadczalny bilans na trwałym użytku zielonym, porównanie wymienionych metod bilansu oraz ocena ich przydatności do prognozowania skutków ekologicznych tego zjawiska, zwłaszcza w odniesieniu do czystości zasobów wodnych.

Lokalizacja i metodyka badań

Badania prowadzono w latach 1994 - 1996 w ramach projektu KBN nr 4 S401 031 06 w dwóch gospodarstwach demonstracyjnych położonych na Żuławach Elbląskich w zlewni jeziora Drużno. Gospodarstwo oznaczone nr 1 zajmuje się

produkcją zbóż oraz mleka, posiada powierzchnię 33 ha w tym 10 ha stanowią trwale użytki zielone zaś gospodarstwo nr 3 ma podobny profil produkcji i zajmuje powierzchnię 26 ha z czego 12 ha zajmują użytki zielone. Wymienione gospodarstwa położone są na gruntach o zbliżonych warunkach glebowo - wodnych posiadają jednakową obsadę zwierząt hodowlanych tj. około 1,5 SD/ha, jednak wyraźnie różnią się wynikami produkcyjnymi i ekonomicznymi. Przyjęty model gospodarowania powoduje, że w gospodarstwie nr 1 średni wskaźnik towarowej produkcji rolniczej wynosi 36,3 a w gospodarstwie nr 3 62,2 jed. zboż./ha.

Doświadczalny bilans azotu na poziomie pola weryfikowany modelem symulacyjnym CREAMS wer. 1.8 [Sapek & Sapek 1995] wykonano dla lat 1994 - 1995 w oparciu o badania i obserwacje prowadzone w:

- gospodarstwie nr 1 na łące trwałej o pow. 1,5 ha położonej na madzie lekkiej na piasku słabo-gliniastym. Łąkę nawożono azotem w dawce rocznej 80 kg N/ha w postaci saletry amonowej. W runi łąkowej stwierdzono duży udział wyczyńca łąkowego, życicy trwałej i wielokwiatowej zaś niewielki roślin motylkowatych. Średni plon suchej masy z dwóch pokosów oszacowano na około 5000 kg/ha w roku 1994 i 4700 kg/ha w roku 1995.

- gospodarstwie nr 3 na łące trwałej o pow. 2,0 ha położonej na madzie średniej pylastej. Stosowano nawożenie azotem w rocznej dawce 206 kg N/ha w postaci mocznika i saletry amonowej. Ocena botaniczna runi łąkowej wykazała duży udział wyczyńca łąkowego, perzu właściwego i kupkówki pospolitej oraz brak roślin motylkowatych. Średni plon suchej masy siana z trzech pokosów oszacowano na około 8000 kg/ha w roku 1994 i 8200 kg/ha w roku 1995.

W celu oceny doraźnych skutków przyjętych wyżej sposobów gospodarowania prowadzono stały monitoring jakości wód gruntowych pobieranych spod terenu badanych trwałych użytków zielonych zwracając uwagę na zawartość mineralnych form azotu. Posługując się modelem symulacyjnym CREAMS opracowano również prognozę strat azotu dla obszaru badanych obiektów łąkowych traktując je jako sumę procesów wymywania azotanów i denitryfikacji. Prognoza dotyczyła okresu lat 1987 - 1995.

Wyniki badań i dyskusja

Uzyskane dane doświadczalnego bilansu azotu dla badanych obiektów przedstawiono w tab.1. W obu przypadkach otrzymano dodatni wynik bilansu przy czym w gospodarstwie nr 1 stwierdzono straty rzędu 18,1 i 11,5 kg N/ha zaś w gospodarstwie nr 3 straty kilka razy większe rzędu 71,1 i 57,0 kg N/ha. Wykazany nadmiar, a raczej poniesione straty azotu, w obu przypadkach należy uznać jako skutek wymywania azotanów w głąb profilu glebowego oraz denitryfikacji

(pominięto straty azotu na skutek emisji NH_3). Nasuwa się wniosek, że proces ten ma miejsce bez względu na stopień intensyfikacji produkcji na użytkach zielonych,

Tabela 1/Table 1

Doświadczalny bilans azotu na poziomie łąki trwałej w wybranych gospodarstwach
demonstracyjnych w latach 1994 - 1995 (w kg N/ha)
Experimental nitrogen balance on the permanent meadow in selected demonstration farms
in 1994 - 1995 (kg N/ha)

Wyszczególnienie Specification	Gospodarstwo nr 1 Farm no 1		Gospodarstwo nr 3 Farm no 3	
	1994	1995	1994	1995
Przychód azotu : N - inputs:	152,3	147,2	324,9	300,0
zawartość N mineralnego w glebie wczesną wiosną content of mineral N in the soil in early spring	33,6	36,4	96,0	71,0
azot dostarczony w nawozach mineralnych N in commercial fertilizers	80,0	80,0	206,0	206,0
azot wiązany przez rośliny motylkowate ^{a)} N fixed by papilionaceous crops	15,8	7,9	-	-
azot wiązany przez mikroorganizmy glebowe ^{b)} N fixed by soil microorganismus	10,0	10,0	10,0	10,0
azot dostarczony w postaci opadu suchego i mokrego N in dry and wet precipitation	12,9	12,9	12,9	12,9
Rozchód azotu : N - outputs:	134,2	135,7	253,8	243,0
azot wyniesiony z plonem suchej masy roślin N removed with the yield of dry matter	121,0	110,0	195,0	200,0
zawartość N mineralnego w glebie późną jesienią content of mineral N in the soil in late autumn	13,2	25,7	58,8	23,1
Wynik bilansu : Balance:	18,1	11,5	71,1	57,0

a) i b) przyjęto na podstawie danych literaturowych (Pietrzak 1997)

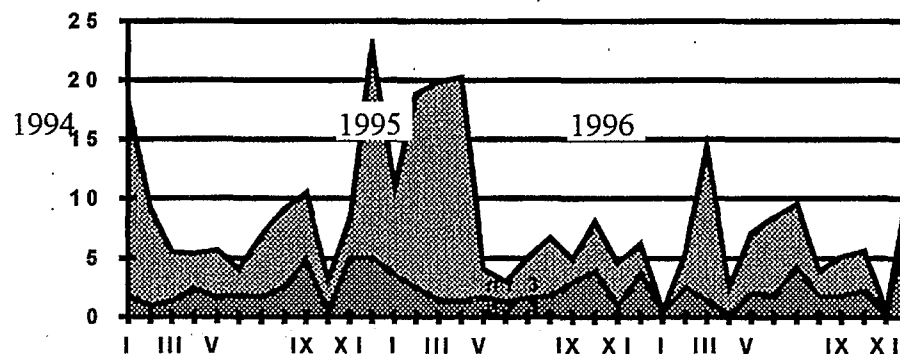
a) and b) taken on the literature (Pietrzak 1997)

zaś model przyjętego sposobu gospodarowania w tym także wspomniana intensyfikacja, związana najczęściej z poziomem nawożenia, może mieć raczej związek ilościowy z przebiegiem procesów wymywania i denitryfikacji, a więc tu rozumianych strat azotu na poziomie pola. W chwili obecnej, o ile proces wymywania azotanów na gruntach użytkowanych rolniczo został dobrze rozpoznany

Doświadczalny i symulowany bilans azotu (kg N/ha) na łące trwałej w gospodarstwach demonstracyjnych w latach
1994 - 1995

Experimental and simulated N balance on permanent meadow in selected demonstration farms in : 1994 - 1995

Wyszczególnienie Specification	Rok badań Year	Doświadczalne pobranie N z plonem Experimental N uptake with yield	Symulowane pobranie N z plonem Simulated N uptake with yield	Symulowane wymycie azotanów Simulated nitrate leaching	Symulowana denitryfikacja Simulated denitrification	Razem wymycie + denitryfikacja Total leaching + denitrification	Straty wg danych doświadczalnych Losses by experimental data
Gospodarstwo nr 1 Farm no 1	1994	121,0	98,9	10,6	10,2	20,8	18,1
	1995	110,0	113,4	1,8	2,8	4,6	11,5
Gospodarstwo nr 3 Farm no 3	1994	195,0	198,7	39,6	40,7	80,3	71,1
	1995	200,0	216,9	14,8	15,8	30,6	57,0



Rys. 1. Stężenie N - NO₃ (mg/dm³) w wodzie gruntowej pobieranej na obiektach łąkowych w latach 1994 - 1996

Fig. 1. Concentration of N - NO₃ (mg/dm³) in ground water sampled below meadows in: 1994 - 1996

Tabela 3/ Table 3

Wybrane elementy bilansu azotu na trwałym użytku zielonym w badanych gospodarstwach
demonstracyjnych wg. modelu CREAMS wer. 1.8 (lata 1987 - 1995)
Some component of N - balance on permanent grassland in demonstration farms simulated by means of CREAMS model

Gospodarstwo Farm	Lata badań Year	Sumaryczny przebieg do wody gruntowej w mm Accumulated drainage	Azot z mineralizacji materii organicznej gleby Nitrogen from mineralization of soil organic matter		Azot wyniesiony z plonem roślin N removed with the yield		Straty azotu na skutek wymycia azotanów N losses caused by N - NO ₃ leached		Straty azotu na skutek denitryfikacji Denitrification	
			kg N/ha							
			A	B	A	B	A	B	A	B
Nr 1 No 1	1987	81,5	12,9	44,8	107,4	116,4	5,0	8,1	5,7	9,6
	1988	105,2	18,7	51,0	105,7	118,4	5,5	13,3	11,1	23,9
	1989	53,3	19,2	51,6	109,6	129,2	2,7	6,9	3,7	9,6
	1990	54,8	17,2	49,5	110,8	118,6	1,7	27,3	3,6	17,2
	1991	66,5	18,4	53,0	110,6	115,0	1,8	10,3	2,6	14,9
	1992	182,8	16,2	50,4	99,3	98,4	8,9	30,6	8,0	35,5
	1993	44,9	16,4	48,8	105,7	107,9	1,4	5,6	1,9	7,4
	1994	174,5	18,1	49,1	98,9	118,6	10,7	28,7	10,3	32,5
	1995	117,8	16,4	43,0	113,4	131,7	1,8	7,7	2,8	9,7
X _{śr}	97,9	17,1	49,0	106,8	117,2	4,4	13,2	5,5	17,6	
Nr 3 No 3	1987	78,5	17,7	26,9	216,1	216,1	9,1	9,9	12,3	13,1
	1988	105,4	25,2	68,5	195,0	195,0	16,1	24,4	32,8	46,3
	1989	54,1	25,5	69,1	214,8	214,8	10,7	20,5	14,1	26,4
	1990	55,4	23,3	66,9	197,7	197,7	11,5	24,9	24,1	52,4
	1991	69,4	24,3	69,9	223,3	223,3	15,7	32,2	21,6	44,7
	1992	160,5	21,7	67,3	215,2	215,2	21,0	52,0	30,1	74,0
	1993	43,4	22,3	66,3	200,8	200,8	3,6	9,3	4,8	12,5
	1994	175,4	24,5	66,7	198,7	198,7	39,6	70,5	40,7	78,2
	1995	117,1	21,8	56,9	216,9	216,9	14,8	34,2	15,8	36,4
X _{śr}	95,5	22,9	62,1	208,8	208,6	16,1	30,9	21,8	42,8	

i opisany, o tyle brak jest zwłaszcza w literaturze krajowej, jakichkolwiek danych doświadczalnych na temat procesów denitryfikacji azotu [Sapek 1996]. Wartości doświadczalnego bilansu azotu porównano z danymi uzyskanymi w oparciu o model symulacyjny CREAMS (tab. 2). Pewne różnice rzędu 20 kg N/ha stwierdzono przy doświadczalnym i symulowanym określaniu ilości azotu wyniesionego z plonem w roku 1994 w gospodarstwie nr 1, oraz w roku 1995 w gospodarstwie nr 3, jak również w symulowanym i doświadczalnym określaniu strat azotu jako sumy procesów wymywania i denitryfikacji, szczególnie w roku 1995 dla obu badanych obiektów. Różnice te wynikają przede wszystkim z tego, że doświadczalny model bilansu azotu nie uwzględnia udziału szeregu złożonych czynników przyrodniczych mających istotny wpływ na obieg azotu w skali pola, w tym zwłaszcza meteorologicznych i posiada w związku z tym charakter raczej szacunkowy. Nie oznacza to jednak, że w przypadku potrzeby dokonania ogólnej i doraźnej oceny efektów produkcyjnych i ekologicznych (potencjalne straty azotu) na użytkach zielonych, nie powinien znaleźć praktycznego zastosowania.

Posługując się modelem symulacyjnym CREAMS opracowano prognozę strat azotu na skutek procesów wymywania i denitryfikacji w latach 1987 - 1995 tj. procesów jakie mogły mieć miejsce na użytkach zielonych znajdujących się w gospodarstwach nr 1 i nr 3 (tab. 3). Założono dwa warianty modelu symulacji:

model A - zawartość azotu pochodzącą z mineralizacji materii organicznej gleby wynika z rzeczywistej zawartości C_{org} w glebie,

model B - założono większą zawartość azotu pochodzącą z mineralizacji materii organicznej gleby o około 30 kg N/ha (może to być wynikiem np. zmiany użytkowania wieloletniego użytku zielonego, względnie zastosowanej metody jego renowacji).

Wykazano, że średnie straty azotu na skutek wymywania w postaci azotanów w latach 1987 - 1995 wynosiły w gospodarstwie nr 1 $4,4 \div 13,2$ kg N/ha/rok a w gospodarstwie nr 3 $16,1 \div 30,9$ kg N/ha/rok w zależności od przyjętego modelu symulacji. Różnice w ilości wymywanych azotanów pomiędzy gospodarstwami wynikały w dużej mierze ze stosowanej dawki nawozów azotowych, zaś znaczne zróżnicowanie w wymywaniu azotanów w gospodarstwach w poszczególnych latach (tab. 3) z przebiegu warunków klimatycznych a zwłaszcza wielkości przesiąku. Z przedstawionych danych wynika również, że przyjęty sposób gospodarowania na użytkach zielonych w gospodarstwie nr 3 ma znacznie większy udział w kształtowaniu zanieczyszczeń azotem lokalnych wód gruntowych niż w gospodarstwie nr 1 co potwierdziły znalezione wartości stężeń N - NO_3 w badanych próbkach wody z tych obiektów (rys. 1). Przy założeniu ograniczonego procesu mineralizacji materii organicznej gleby (model A) ładunek wymywanych azotanów 4,4 kg N/ha w obiekcie nr 1 i 16,1 kg N/ha w obiekcie nr 3 jest stosunkowo niski i odpowiada przeciętnym stratom azotu będących wynikiem tego procesu, najczęściej notowanym przy tym sposobie nawożenia i użytkowania gruntów [Sapek 1995]. W przypadku jednak zaistnienia zjawiska niekontrolowanej mineralizacji materii organicznej, co może mieć miejsce na skutek zaorania wieloletniego użytku

zielonego (wariant B), straty azotu na skutek wymycia ulegają podwojeniu i może to mieć określone skutki ekologiczne, zwłaszcza w latach o większej ilości opadów atmosferycznych (przeziak). Dlatego też stosowanie właściwych metod renowacji trwałych użytków zielonych, w tym zwłaszcza metody podsiewu [Skopiec 1993], winno być postrzegane jako istotny element tzw. kodeksu dobrych praktyk rolniczych skutecznie ograniczających zanieczyszczenie zasobów wodnych.

Wnioski

1. Przedstawiona metoda doświadczalnego bilansu azotu na użytkach łąkowych pozwala w sposób prosty i nie skomplikowany oszacować obieg tego składnika w skali wybranego obiektu. Pomija ona jednak wpływ wielu czynników przyrodniczych i ma w związku z tym charakter raczej szacunkowy. Ogranicza to jej szersze zastosowanie jedynie do doraźnej oceny efektów produkcyjnych i ekologicznych.
2. Model symulacyjny CREAMS może być zastosowany do prognozowania strat azotu na trwałych użytkach zielonych w nieco szerszym zakresie. Pozwala on na przewidywanie skutków środowiskowych związanych ze przyjętym modelem gospodarowania jak również wynikających ze zmiany struktury użytkowania ziemi.
3. Uzyskane wyniki doświadczalnego i symulowanego bilansu azotu wskazują na to, że przyjęty sposób gospodarowania na użytkach zielonych w gospodarstwie nr 3, w tym poziom nawożenia azotem, ma znacznie większy udział w zanieczyszczaniu zasobów wodnych tym składnikiem niż w gospodarstwie nr 1. Potwierdzają to również znalezione wartości stężeń azotanów w badanych próbkach wód gruntowych.

Literatura

- Balcerska M., Taylor R. 1987. *Czynniki kształtujące jakość wód sieci melioracyjnej na Żuławach Wiślanych*. Wiad. Instytutu Meteorologii Gospodarki Wodnej, T X: 115 - 125.
- Fotyma M., Fotyma E. 1996. *Zawartość azotu mineralnego w glebie jako wskaźnik środowiskowych skutków nawożenia*. Mat. Konf. Międzynarod. IMUZ Falenty : 35 -40.
- Pietrzak S. 1997. *Metoda bilansowania składników nawozowych w gospodarstwie rolnym*. Materiały instruktażowe nr 116. IMUZ Falenty: 22 ss.
- Pietrzak S., Sapek A. 1996. *Ocena zagrożeń dla środowiska pochodzących ze źródeł rolniczych na podstawie bilansu azotu w gospodarstwie rolnym*. Technika i technologia w ochronie środowiska. Lublin - Nałęczów 1996.: 127 - 130.
- Sapek A. 1994. *Oddziaływanie na środowisko gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka*. Materiały informacyjne nr 24. IMUZ Falenty: 18 ss.
- Sapek A., Sapek B. 1995. *Application of Nitrogen Balance and CREAMS Model to Describe and Foresee the Nitrogen Losses in Polish Agriculture*. 9th International

Symposium on Computer Science for Environmental Protection. Marburg 1995: 219-226.

Sapek A. 1996. *Zagrożenie zanieczyszczenia wód azotem w wyniku działalności rolniczej*. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych. 440: 309 - 329.

Sapek B. 1995. *Wymywanie azotanów oraz zakwaszenie gleby i wód gruntowych w aspekcie działalności rolniczej*. Materiały informacyjne nr 30. IMUZ Falenty: 30 ss.

Skopiec B. 1993. *Sposoby renowacji zdegradowanych runi użytków zielonych*. Materiały Instruktażowe nr 107: 25 ss.

Summary:

Experimental and simulated N - balance on the permanent meadow. In 1994 - 1996 two ways of estimation N - losses in choosen farms in Żuławy Region were compared. These were:

1. results from field experiments as a base for the balance,
2. simulating model CREAMS v. 1.8.

Their usefulness for forecasting the effects of N glut on environment, particulary on quality of local ground water, was estimated. It was also taken notice of potential jeopardy of water polution with nitrates as a result of excessively mineralization of soil organic matter, mainly after permanent grassland ploughing.

Tadeusz Marcinkowski
Instytut Melioracji i Użytków Zielonych
Oddział Żuławski
ul. Giermków 5
82-300 Elbląg

METODA WALORYZACJI DOLINY NIEWIELKIEJ RZEKI NIZINNEJ W ASPEKCIE PRZYRODNICZO- KRAJOBRAZOWYM

THE NEW METHOD OF SMALL LOWLAND RIVER VALLEYS EVALUATION IN THE ENVIRONMENTAL AND LANDSCAPE ASPECTS

Paweł Ogłęcki

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska
Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego w Warszawie

WSTĘP

Rzeka i jej dolina jest układem ekologicznym, stanowiącym określoną całość pod względem przyrodniczym, w którym zachodzi stała wymiana pomiędzy środowiskiem nieożywionym i ożywionym. Składa się z mozaiki ekosystemów o swoistej strukturze przestrzennej, powiązanych wewnętrznie i zmiennych w czasie. (Forman i Gordon 1986, Kołodziejski 1995, Sołowiej 1995, Callow i Petts 1992)

Współczesne krajobrazy dolin rzecznych w porównaniu do innych rodzajów krajobrazów Polski charakteryzują się dużą wartością przyrodniczą i stosunkowo dużym stopniem naturalności (Tomiałojć 1993).

Podjmując jakiegokolwiek działania w środowisku dolin rzecznych należy przede wszystkim zinventaryzować poszczególne jego elementy i je zwaloryzować, to znaczy określić znaczenie i wartość przyrodniczo-krajobrazową oraz kulturową całej doliny i jej elementów składowych.

Metody inwentaryzacji dolin rzecznych w celu ich późniejszej waloryzacji można podzielić (wg Ilnickiego 1995) na: szczegółowe o charakterze interdyscyplinarnym i uproszczone, oparte na badaniach hydromorfologii koryta i występowaniu organizmów wskaźnikowych.

Wydaje się, że przy obecnym poziomie zagrożenia dolin rzecznych niezbędne jest wypracowanie nowej, skutecznej w praktyce metody waloryzacji tych ekosystemów. Cechami takiej metody powinny być :

- kompleksowość i precyzja oceny
- szybkość i efektywność przeprowadzania badań w terenie

- stosunkowo niskie koszty
- brak konieczności zaangażowania większej liczby badaczy o różnej specjalizacji

Metoda waloryzacji dolin rzek nizinnych powinna umożliwić dokonanie oceny jej atrakcyjności przyrodniczo-krajobrazowej w oparciu o parametry łatwe do oceny w terenie przez przedstawiciela zarówno nauk biologicznych, jak i inżynierskich z przygotowaniem przyrodniczym. Powszechne zastosowanie metody umożliwiłoby porównanie zarówno odcinków jednej doliny, jak i fragmentów dolin różnych rzek i wyznaczenie obszarów szczególnie zagrożonych oraz wyjątkowo cennych pod względem przyrodniczo-krajobrazowym.

Metoda opracowana przez autora wydaje się spełniać powyższe kryteria. Jej praktyczne wykorzystanie zostało zweryfikowane przy badaniach rzeki Jeziorzki. Metoda pozwala na szybką, kompleksową ocenę poszczególnych stref doliny rzecznej i całej jednostki krajobrazowej i wyznaczenie odcinków szczególnie cennych i najbardziej zagrożonych.

Opis metody waloryzacji

Obszar doliny rzecznej został umownie podzielony na cztery strefy:

- akwaticzną -koryta rzeki w obrębie wody brzegowej
- przyrzeczną (brzegową), obejmującą pasy terenu szerokości około 20 m po obu stronach rzeki
- dolinową - obejmującą taras zalewowy i nadzalewowy oraz zbocza doliny po obu stronach rzeki
- przydolinową - szerokości do około 100 m po każdej stronie, traktowaną jako obszar ekotonowy

Wyznaczono listę identyfikacyjną elementów stanu środowiska dla każdej strefy doliny, stanowiących kryteria główne oceny. Każdemu z kryteriów przyporządkowano pięć stopni zróżnicowania (z), przypisując im punktową ocenę walorów ekologicznych w skali od 1 do 5 (od najniższej do najwyższej). Badacz przeprowadzający waloryzację wybiera w obrębie kryteriów głównych właściwe kryteria cząstkowe zgodnie z zaobserwowanymi w terenie właściwościami środowiska i odczytuje ocenę punktową. Ponieważ kryteria główne oceny strefy mają niejednakowe znaczenie, nadano im wagi względne, określające ich znaczenie w waloryzacji całościowej. Suma wag względnych wynosi 1. Wagi względne kryteriów określono na podstawie ocen grupy ekspertów (Center 1986).

Formuła ogólna, według której uzyskuje się końcowy wynik oceny jakości środowiska przyrodniczego danej strefy doliny rzeki, jest następująca :

$$Z = \sum z_i a_i$$

gdzie Z - indeks; punkтова ocena walorów środowiska analizowanej strefy doliny

a_i - ocena cząstkowa walorów i - tego elementu środowiska (liczba całkowita z przedziału 1-5)

z_i - waga i -tego elementu środowiska (liczba ułamkowa z przedziału 0-1)

W kolejnym etapie wykonuje się całościową ocenę odcinka doliny uwzględniając wskaźniki waloryzacji poszczególnych stref morfologicznych według formuły

$$Z_k = \sum Z_i W_i$$

gdzie : Z_k - indeks; punktowa ocena walorów środowiska doliny,

Z_i - ocena walorów środowiska w poszczególnej strefie,

W_i - waga (współczynnik istotności) poszczególnej strefy w układzie ekologicznym doliny

Autor uznał że najważniejsza dla funkcjonowania doliny jest strefa akwaticzna, następnie zalewowa i nadzalewowa, przyrzeczna i przydolinowa. Suma wag wyróżnionych stref wynosi 1,0. Wynik całościowej oceny walorów ekologicznych odcinka doliny otrzymywany jest w skali 5-ciopunktowej (od najniższej do najwyższej).

Kryteria oceny dla poszczególnych stref przedstawiono w tabelach poniżej

Tabela 1/Table 1

Kryteria oceny dla strefy akwatywnej
The criteria for aquatic zone evaluation

Kryteria główne	Kryteria cząstkowe w ocenie pięciopunktowej				
	5	4	3	2	1
a. Kształt linii brzegowej z = 0,20	Rzeka silnie meandruje, liczne odnogi i starorzecza	Rzeka meandruje, ślady dawnych prac regulacyjnych	Rzeka uregulowana, fragmentami meandruje, sporadycznie konserwowana	Rzeka uregulowana, umocniona biologicznie, systematycznie konserwowana	Rzeka uregulowana, umocniona kamieniami lub betonem
b. Charakter dna z=0,05	Dno zróżnicowane, liczne głęboczki, przykosi i załamania	Dno dość zróżnicowane - występują głęboczki i przykosi, odcinkami jednorodne	Dno słabo zróżnicowane - równe, piaszczyste, odcinkami głęboczki i przykosi	Dno równe, piaszczysto-muliste	Dno równe, szlamowo-muliste
c. Wygląd i pokrycie dna roślinami niższymi z=0,10	Dno czyste na odcinkach prądowych, w zastoiskach pokryte cienką warstwą brunatnego mułu, naloty okrzemkowe, nie omulone waty glonowe	Niewielka warstwa żółto-brunatnego mułu, zielonoszare powłoki glonowe, lekko omulone	Muł szarobrunatny, pokryty płatami glonów, często włóknistymi lub galaretowatymi sinicami	Dno czarne lub brunatne ze śluzowatym, włóknistym lub galaretowatym białawym nalotem, brak glonów	Szara lub czarna maź, niekiedy z galaretowatą, śluzowatą powłoką
d. Nachylenie skarp z=0,10	Zmienne, od stromych do płaskich	-----	Strome, lokalnie płaskie	-----	Płaskie, lokalnie strome
e. Umocnienie skarp z=0,05	Umocnienie korzeniami drzew, lokalnie krzewów i szuwarów	Umocnienie korzeniami i krzewów, szuwarów, miejscami pojedynczych drzew	Umocnienie zadarnieniem trawiastym, pokrycie 20- 50%	Umocnienie zadarnieniem trawiastym, pokrycie ponad 50%	Brak umocnień biologicznych lub zadarnienie o pokryciu mniejszym niż 20%
f. Obecność przeszkód w nurcie z=0,05	Przeszkody liczne	Przeszkody średnio liczne	Przeszkody średnio liczne, głównie sztuczne	Przeszkody rzadkie, często sztuczne	Brak przeszkód
g. Prędkość przepływu z=0,05	Zróżnicowana	Przeważnie zróżnicowana	Odcinkami zróżnicowana	Zróżnicowana na nielicznych, krótkich odcinkach	Stała
h. Barwa wody z=0,05	Czysta (przezroczysta)	Słabo opalizująca	Średnio mętna, opalizująca	Mętna z obfitą zawiesiną	Mętna, o różnej barwie, z obfitą zawiesiną
i. Zapach z=0,05	Brak lub słabo ziemisty	Ziemisty	Stęchły, w lecie wyczuwalny nad brzegami	Silny zapach gnilny odczuwalny w pobliżu wody	Silny zapach gnilny, często specyficzny
j. Roślinność wyższa dna z=0,10	Wszystkie elementy pasowej roślinności	Fragmenty struktury pasowej	Nieliczne elementy struktury pasowej	Roślinność bardzo rzadka, jednorodna	Brak roślinności

	naczyniowej				
k. Fauna z=0,10	Wypławki, chruściki, widelnice, jętki, rak rzeczny, pstrąg potokowy, licznie występujący kiełb	Liczne larwy owadów, zwykle bez chruścików, liczne małże i obunogi, obecny kiełb	Skąposzczety, pijawki, ślimaki, larwy muchówek, ryby karpiowate	Larwy muchówek i ochotkowatych, nieliczne skąposzczety, rybostan zdominowany przez płoć, krapia i klenia	Brak fauny lub nieliczne skąposzczety i larwy ochotkowatych
l. Możliwości migracji zwierząt w obrębie strefy z=0,10	Pełne		Ograniczone		Ograniczone w bardzo wysokim stopniu

Tabela 2/Table 2

Kryteria oceny dla strefy brzegowej
The criteria for bank zone evaluation

Kryteria główne	Kryteria cząstkowe w ocenie pięciopunktowej				
	5	4	3	2	1
a. Stopień naturalności rzeźby z=0,40	Brzeg rzeki zbliżonej do natury	Brzeg rzeki nieuregulowanej ograniczonej groblą stawową	Brzeg rzeki uregulowanej	Brzeg rzeki uregulowanej, ograniczonej groblą stawową	Brzeg rzeki uregulowanej i obwałowanej
b. Charakter okrywy roślinnej z=0,30	Zadrzewienia łęgowe, olszowe lub zarośla wierzbowo-topolowe, lokalnie starorzecza pokryte szuwarami	Zadrzewienia wierzbowo-topolowe, lokalnie szuwary i łąki podmokłe	Szuwary lub ekstensywne użytki zielone	Intensywnie użytkowane łąki łęgowe i połęgowe, lokalnie grunty orne	Grunty orne, lokalnie łąki, ewentualnie zabudowa
c. Struktura przestrzenna zadrzewień i zakrzewień z=0,20	Zadrzewienia lub zakrzewienia zwarte	Zadrzewienia lub zakrzewienia o zwartej, ale niepełnej strukturze	Zadrzewienia lub zakrzewienia o charakterze kępowym	Pojedyncze drzewa i krzewy	Brak drzew i krzewów
d. Przeważająca pierścienica drzew z=0,10	> 20 cm	15 - 20 cm	10 - 15 cm	5 - 10 cm	< 5 cm

Tabela 3/Table 3

Kryteria oceny dla strefy zalewowej i nadzalewowej
The criteria for flood and up-flood zone evaluation

Kryterium	5	4	3	2	1
a. Rzeźba z=0,15	Drobnofalista, obszarowo szerokopagórkowata	Drobnofalista, obszarowo płaska	Płaska, obszarowo drobnofalista	Płaska, lokalnie starorzeczna	Płaska
b. Stopień antropogenizacji doliny z=0,25	Dolina z rzeką nieobwałowaną, ekstensywne użytki zielone z dużym udziałem użytków ekologicznych	Dolina z rzeką nieobwałowaną, użytki zielone, obszarowo grunty orne i użytki ekologiczne	Dolina z rzeką obwałowaną, użytki zielone, obszarowo grunty orne i użytki ekologiczne	Dolina z rzeką obwałowaną, użytki rolne z przewagą gruntów ornych, obszarowo zabudowa wiejska, ekstensywna infrastruktura	Dolina z rzeką obwałowaną, zabudowa miejska lub podmiejska, intensywna infrastruktura
c. Stopień różnorodności wodących ekosystemów (H – wskaźnik Shannona różnorodności powierzchniowej). z=0,20	4,0 - 6,0	1,5 - 4,0	1,0 - 1,5	0,3 - 1,0	0 - 0,3
d. Długość linii ekotonowej podstawowych ekosystemów w stosunku do badanej powierzchni z=0,10	do 400 metrów/hektar		400-700 metrów/hektar		powyżej 700 metrów/hektar
e. Możliwość migracji zwierząt w obrębie strefy z=0,15	Pełna		Ograniczona		Brak
f. Klasa bonitacyjna gleb (kryterium produktywności) z=0,05	I i II > 50% pow. III i IV < 30% pow. V i VI < 20% pow.	-----	I i II < 20% pow. III i IV > 50% pow. V i VI < 30% pow.	-----	I i II < 20% pow. III i IV < 30% pow. V i VI > 50% pow.
g. Walory przyrodniczo-krajobrazowe podstawowych ekosystemów według kryterium					

różnorodności biologicznej. z=0,10					
g1- ekosystemy leśne	Lasy topolowo - wierzbowe (w siedliskach aluwialnych), łągi jesionowo- olszowe lub olsy (w siedliskach bagiennych), na tarasie nadzalewowym bory sosnowe i mieszane	Zarośla wierzbowe Salicetum triandro- viminalis, zarośla łozowe Salicetum pentadro-cinereae oraz niewielkie fragmenty drzewostanów wierzbowo- topolowych, łęgowych lub olszowych, na tarasie nadzalewowym fragmenty borów sosnowych i mieszanych	Na tarasie zalewowym małe fragmenty drzewostanów wierzbowych, topolowych, łozowych, lasów olszowych ; na tarasie nadzalewowym - niewielkie fragmenty drzewostanów sosnowych i borów mieszanych	Zadrzewienia i zakrzewienia w formie pasowej lub kępowej	Pojedyncze i drzewa i krzewy
g2 ekosystemy łąkowe	Łąki łęgowe : właściwe, rozlewiskowe i zgrądowiaste, łąki grądowe: popławne, właściwe i podmokłe; łącznie ponad 75% pow.	-----	Łąki murszowiskowe : właściwe i łęgowiejące; łąki łęgowe zastoiskowe; łąki bagienne (wszystkie rodzaje); łącznie ponad 75% pow.	-----	Łąki grądowe zubożale, łąki zmurszowiaste: grądowiejące i zdegradowane : łącznie ponad 75% pow.
g3 ekosystemy polowe	Kompleksy glebowo uprawowe : pszenno buraczane (1,2,3,4) na ponad 50% pow.	-----	Kompleksy glebowo- uprawowe : żytnio- ziemniaczane (5,6) i zbożowo- pastewny mocny (8) na ponad 50% pow.	-----	Kompleksy glebowo- uprawowe: żytnio- łubinowy (7) i zbożowo- pastewny słaby (9) na ponad 50% pow.
g4 ekosystemy wodne	Oczka wodne o powierzchni ponad 1 ha, o kształcie nieregularnym, powiązane z siecią hydrograficzną, nie wysychające, o wodzie czystej, porośnięte zróżnicowaną roślinnością naczyniową. Brzegi silnie zadrzewione i zakrzewione.	Oczka o wielkości powyżej 0,5 ha z brzegami o kształcie nieregularnym, nie wysychające, o średnio zróżnicowanej roślinności szuwarowej, dennej i pleustonowej. Mogą nie mieć połączenia z siecią hydrograficzną. Brzegi dość silnie zadrzewione i zakrzewione.	Oczka o wielkości 0,1-0,5 ha, nie wysychające, kształt brzegu przynajmniej fragmentami nieregularny, roślinność dość monotonna, woda średnio mętna. W otoczeniu użytki zielone.	Oczka o wielkości ponad 0,1 ha, wysychające, brzeg fragmentami nieregularny, woda mętna z zawiesiną, uboga roślinność szuwarowa. W otoczeniu użytki zielone i grunty orne.	Oczka o powierzchni do 0,1 ha, wysychające, o kształcie regularnym. Woda mętna z obfitą zawiesiną, brak roślin naczyniowych. W otoczeniu grunty orne.

Tabela 4/Table 4

Kryteria oceny strefy przydolinowej
The criteria for up-valley zone evaluation

Kryteria główne	Kryteria cząstkowe w ocenie pięciopunktowej				
	5	4	3	2	1
a. Rzeźba terenu z=0,30	Pagórkowata	Drobnofalista, obszarowo szerokopagórkowata	Drobnofalista	Płaska, obszarowo drobnofalista	Płaska
b. Stopień antropogenizacji (przekształcenia terenu) z=0,30	Las	Grunty orne z fragmentami łąk i zadrzewień	Grunty orne, lokalnie łąki	Zabudowa wiejska, przyległymi użytkami zielonymi leśnymi	Zabudowa podmiejska lub miejska
c. Możliwość migracji zwierząt pomiędzy strefami; przydolinową i dolinową z=0,30	Pełna		Ograniczona		Brak
d. Obiekty o znaczeniu kulturowym, historycznym i rekreacyjnym z=0,10	W pełni funkcjonalne		Częściowo funkcjonalne		Brak

Przy obliczaniu wskaźnika atrakcyjności całego odcinka doliny (Z_k) stosujemy następujące współczynniki istotności (W_i)

- dla strefy korytowej (akwaticznej) – 0,40
- dla strefy brzegowej – 0,20
- dla strefy zalewowej i nadzalewowej – 0,30
- dla strefy przydolinowej – 0,10

Wnioski

1. Przedstawiona metodyka pozwala na dokonanie w miarę kompletnej oceny walorów przyrodniczo-krajobrazowych odcinka doliny rzecznej i poszczególnych jej stref. Jej powszechne użycie w badaniach terenowych pozwoliłoby na pełniejszą weryfikację skuteczności, choć dotychczasowe efekty jej zastosowania (przy pełnej waloryzacji Jeziorki i wstępnej waloryzacji Sokółdy i Supraśli) można uznać za bardzo obiecujące.
2. Zaletami metody są jej prostota i możliwość przeprowadzenia badań w krótkim czasie bez dużych nakładów finansowych. Jest to szczególnie

istotne w dobie bardzo szybko postępujących zmian w środowisku naturalnym, co pociąga za sobą konieczność równie szybkiej interwencji ze strony człowieka.

Literatura

CALLOW P., PETTS G. (RED.), 1992: The Rivers Handbook vol. 1,2. Blackwell Scientific Publications, Oxford 1992.

CENTER L.W., 1986: Methods for Impact Assessment. W : Proc. of the International Seminar on EIA, Scotland, Aberdeen.

FORMAN R.T.T., GORDON M., 1986: Landscape ecology. J. Wiley and Sons, New York.

ILNICKI P., 1995: Ekomorfologiczna waloryzacja cieków wodnych. Wiad. Mel. i Łąk. nr 1/1995; 5-7

KOŁODZIEJSKI J., 1995: Uwarunkowania ekorozwoju w okresie transformacji systemowej Polski. W: Kształtowanie polityki przestrzennego zagospodarowania kraju - Hipoteza (praca zbiorowa pod red. J. Kołodziejskiego). Centralny Urząd Planowania, Warszawa.

SOŁOWIEJ D., 1995: Cieki i rowy melioracyjne północnej części Poznania oraz ich krajobrazowo - ekologiczne i turystyczne znaczenie. W: Wody powierzchniowe Poznania. Problemy wodne obszarów miejskich (praca zbiorowa pod red. A. Kanieckiego i J. Rotnickiej). Zakład Hydrologii i Gospodarki Wodnej UAM, 2 tom. Wyd. SORUS, Poznań.

TOMIAŁOJC L. (RED.), 1993 ; Ochrona przyrody i środowiska w dolinach nizinnych Polski . Instytut Przyrody PAN, Kraków.

Summary

The new method of small lowland river valleys evaluation in the environmental and landscape aspects. Small lowland rivers valleys are very valuable ecosystems and the necessity of their protection and harmonic engineering activity is out of discussion. The paper contains the description of new, original method of river valley full and partial evaluation. The method is simply but effective and possible to use for different river valleys and confrontation of the results.

Paweł. Ogłęcki

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska SGGW

ul. Nowoursynowska 166

02-787 Warszawa

OKREŚLENIE ZA POMOCĄ TEORII ZBIORÓW PRZYBLIŻONYCH HIERARCHII CZYNNIKÓW ODDZIAŁUJĄCYCH NA BEZKRĘGOWCE WODNE W WYNIKU ROBÓT KONSERWACYJNYCH

EVALUATION OF HIERARCHY OF FACTORS AFFECTING THE WATER INVERTEBRATES AS A RESULT OF MAINTENANCE WORKS WITH USE OF THE ROUGH SET THEORY.

Elżbieta Bondar - Nowakowska, Donat Dejas, Andrzej Reinhard

Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska.
Akademia Rolnicza we Wrocławiu

Wstęp

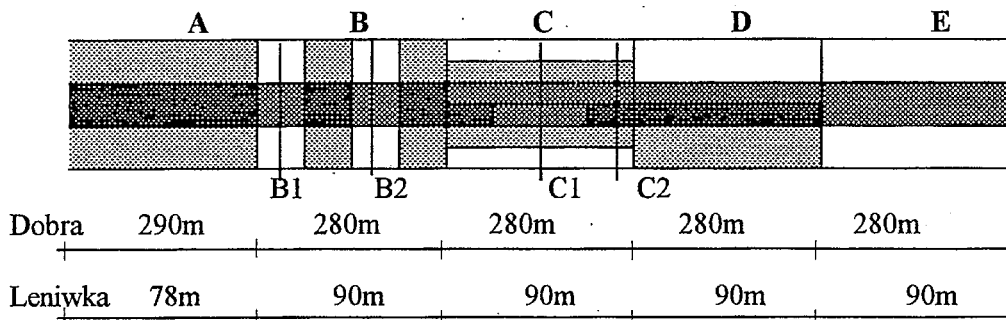
Odmulenie dna przywraca ciekom ich wymagane parametry przekroju, umożliwia odpływ uchodzących do nich systemów odwadniających a także zapobiega deformacji koryta. Jednocześnie odmulenie powoduje zmiany w biocenozie obszaru dennego. Zastosowanie teorii zbiorów przybliżonych pozwoliło określić hierarchię wpływu mechanicznego pogłębienia dna i usunięcia roślinności dennej na zmiany w bezkręgowcach wodnych w dwu ciekach.

Material i metody badań

Aby cieki mogły w sposób niezawodny pełnić swoją rolę, zwłaszcza te, których zadaniem jest regulacja stosunków wodno – powietrznych na przyległych terenach i ochrona od powodzi, należy wykonywać zabiegi konserwacyjne, powtarzane na ogół co 2 lub 3 lata (Bala, Kwapisz, Wróbel 1991). Ogranicza to zatem okresy prowadzenia badań nad oddziaływaniem robót konserwacyjnych na biocenozę cieków do 2 lub 3 lat, co nie uniemożliwia wyciąganie wniosków i zaleceń, zwłaszcza do ich stosowania. (Bostelmann, Menze 1987, Menze 1992)

Podstawą analizy są obserwacje zmienności występowania organizmów wodnych w 2 ciekach - Dobra i Leniwka (dopływy Widawy) w wyniku wykonania zabiegów konserwacyjnych. Roboty te, wykonane w 1994 roku, polegały na częściowym lub całkowitym odmuleniu dna wraz z usunięciem roślinności dennej

koparko - odmularką Pelikan oraz ręcznym wykoszeniu całych lub części skarp według poniższych schematów:



Legenda: Legend:

- Skarpa wykoszona, slope mowed
- Skarpa nie wykoszona, slope unmowed
- Dno ciek nie wykoszone i nie odmulone, bottom unelutriated and unmowed
- Dno ciek wykoszone i odmulone, bottom elutriated and mowed

Rys 1. Schematy konserwacji cieków Dobra i Leniwka

Ryc.1 Schemes of maintenance works on the water - courses Leniwka and Dobra

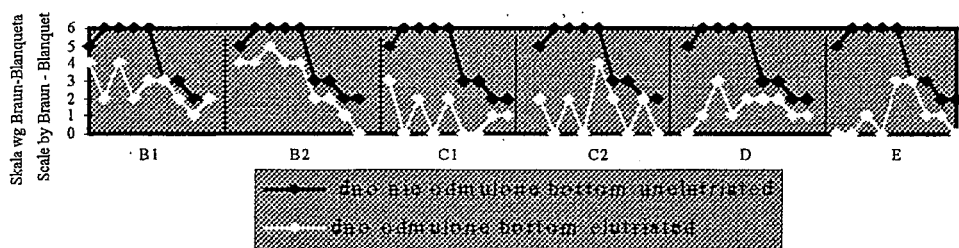
Na odcinku badawczym ciek Dobra średni spadek podłużny wynosił 0,24‰, szerokość dna 4m., nachylenie skarp 1: 2,5, głębokość ok.1,7m. Na cieku Leniwka średni spadek podłużny wynosił 1,7 ‰, średnia szerokość dna 1,8 m., nachylenie skarp 1:1,5, a głębokość ok.0,7m.

Ocenę zmian w ilości organizmów występujących w miejscach B1, B2, C1, C2, D i E na cieku Dobra oraz B1, C, D i E na cieku Leniwka, określano w stosunku do nie konserwowanego odcinka A. Badania wykonano w 9 terminach - 22 XI 1994r, oraz 6 IV, 20 V, 28 VI, 17 VII, 24 VIII, 7 X, 28 X, 8 XII 1995r metodą szacunkową wg skali Braun - Blanqueta. (Bondar - Nowakowska, Dejas, Polechoński 1997)

Na rysunku 2 przedstawiono ilościowe zmiany na przykładzie skąposzczeta - rurecznika pospolitego (*Tubifex tubifex*) w cieku Dobra w poszczególnych miejscach i terminach badawczych w stosunku do nie konserwowanego odcinka A. Wskazują one na wyraźny spadek liczebności tego gatunku na konserwowanych odcinkach ciek.

Celem niniejszej pracy jest określenie, czy zaobserwowane w roku 1994 i 1995 ilościowe zmiany rurecznika pospolitego i 26 innych bezkręgowców wodnych są wynikiem robót konserwacyjnych przeprowadzonych w pierwszej dekadzie

października 1994 oraz jaka jest kolejność oddziaływania czynników konserwacyjnych na zmiany liczebności analizowanych gatunków.



Rys. 2. Zmiany liczebności rurecznika pospolitego (*Tubifex tubifex*) w sektorach konserwowanych w porównaniu do nie konserwowanego odcinka A

Ryc.2 Size changes of *Tubifex tubifex* on sectors after maintenance works in comparison to the non maintenance sector A

Do przeprowadzenia takiej analizy zastosowano teorię zbiorów przybliżonych. (Bondar - Nowakowska, Dejas, Reinhard 1996), której główną zaletą jest uzyskanie wyników obliczeń bez konieczności prowadzenia długich ciągów obserwacji i przy małej liczebności pomiarów. (Pawlak 1982, Słowiński 1992) Jej podstawę stanowią 53 tablice decyzyjne zawierające blisko 28000 informacji odnoszących się do 27 gatunków występujących w cieku Dobra i 26 w cieku Leniwka. Są to: rurecznik pospolity (*Tubifex tubifex*), odleпка ślimacza (*Glossiphonia complanata*), *Erpobdella lineata*, błotniarka stawowa (*Lymnea stagnalis*) błotniarka pospolita (*Galba palustris*), zatoczek rogowy (*Planorbarius corneus*) zatoczek pospolity (*Planorbis planorbis*), kielż zdrojowy (*Gammarus pulex*), ośliczka wodna (*Asellus aquaticus*), pluskolec pospolity (*Notonecta glauca*), nartniki (*Hydrometra sp.*), pływak żółto-brzeżek (*Dytiscus marginalis*), komar pospolity (*Culex sp.*, *Sphaeromias fasciatus*), wypławek czarny (*Polycelis nigra*), żagnica wielka (*Aeschna grandis*), *Nemura variegata*, skójka zastrzona (*Unio tumidus*), gałeczka rzeczna (*Sphaerium rivicola*), groszkówka rzeczna (*Pisidium amnicum*) wodopójki (*Hydracarina*), niesporczaki (*Tardigrada*), skoczogony (*Collembola*), jętka pospolita (*Ephemera vulgata*), *Limnophilus flavicornis*, *Ramnotaulius atomarius*, pająki, (*Araneida*) siatkoskrzydłe (*Neuroptera*), kielb (*Gobio gobio*).

Przykład jednej tablicy, odnoszącej się do rurecznika pospolitego w cieku Dobra, przedstawiony jest w tabeli 1. W tabeli tej w 6 kolumnach zapisane są atrybuty warunkowe, a w kolumnie 7 atrybut decyzyjny.

Jako pierwszy atrybut warunkowy (tabl.1) przyjęto ilość organizmów danego gatunku na odcinku, w którym w ogóle nie wykonywano robót

konserwacyjnych w okresie badań. Jest on sektorem porównawczym z sektorami B, C, D, E na których przeprowadzono roboty konserwacyjne. Przyjęto tutaj klasyfikację według sześciostopniowej skali Braun-Blanqueta, gdzie 0 oznacza brak organizmu, 1 - pojedyncze okazy, 2 - spotykane, 3 - liczne egzemplarze, 4 - bardzo liczne, 5 - masowe występowanie.

Tabela 1. Przykład tablicy decyzyjnej dla rurecznika pospolitego (*Tubifex tubifex*) w cieku Dobra

Table 1. Example of decision table for *Tubifex tubifex* on Dobra water course.

atrybuty warunkowe condition attributes						Atrybut decyzyjny decision attribute
1	2	3	4	5	6	7
5	1	1	1	1	4	4
6	1	1	1	1	1	2
6	1	1	1	1	1	4
.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.
3	1	1	3	6	2	3
3	1	1	3	6	3	1
2	1	1	3	6	3	1
2	1	1	3	6	4	0

Atrybutowi 2 przypisano zakres konserwacji dna cieku. Jeżeli całe dno odmulono wraz z usunięciem roślinności dennej, przyjęto - 1, gdy dno zostało odmulone w połowie, przyjęto 2 (przekrój C2 i D).

Atrybut 3 odnosi się do powierzchni skarpy znajdującej się bezpośrednio obok badanego stanowiska. Jeśli była ona wykoszona, to atrybutowi przypisywano wielkość 1, jeśli zaś pozostała w stanie naturalnym, to wielkość - 2. Atrybuty 2 i 3 zostały zróżnicowane w celu zbadania, czy pozostawienie swoistego „rezerwatu fauny dennej” w nie odmulonej części dna i na nie wykoszonym odcinku skarpy, wpływa na liczebność organizmów w części objętej konserwacją.

Atrybut 4 opisuje długość odcinków poddanych konserwacji w poszczególnych sektorach. Dane te są związane ze schematem konserwacyjnym. Klasyfikacja ta ma na celu wyjaśnienie, czy w przypadku różnych schematów konserwacji, ich długość może oddziaływać na liczebność fauny dennej. Tutaj oznaczają 1 - długość odcinka

równa 70 m. (przekrój B1, B2, C2) 2 - 140 m. (przekrój C1), 3 - 280 m. (sektor D,E) na cieku Dobra oraz 1 - 22m. (przekrój B1), 2 - 45m (przekrój C1) 3 - 90m. (sektor D,E) na cieku Leniwka.

Jako atrybut 5 oznaczono odległość badanego przekroju od sektora A nie poddanego konserwacji. Badaniom przeprowadzonym w przekroju B1, odległym od sektora A o 11 m. na cieku Leniwka i o 35 m. na cieku Dobra przypisano - klasę 1 i odpowiednio w przekroju B2 56m. i 175 m - klasę 2, w przekroju C1 135m. i 420m - klasę 3, w przekroju C2 170m. i 535m. klasę 4, w przekroju D 225m. i 700m. - klasę 5, w przekroju E 315 m. i 980 m. - klasę 6.

W atrybucie 6 wprowadzono terminy pobierania próbek jako wskaźnik zmiany liczebności bezkręgowców, od czasu wykonania konserwacji w pierwszej dekadzie października 1994 do końca następnego roku.

Kolumna 7 zawiera atrybut decyzyjny, który określa stan ilościowy organizmów po wykonaniu konserwacji. Zastosowano tutaj tę samą klasyfikację jak w kolumnie 1 tabeli 1

Wyniki badań

Wyniki badań wskazują, że poszczególne gatunki reagowały odmiennie na roboty konserwacyjne. Współczynnik γ pozwala ocenić wpływ tych robót, opisanych atrybutami warunkowymi 1 - 6 (tabl.1), na zmiany liczebności fauny dennej, przy czym wyższe wartości tego współczynnika oznaczają, że liczebność danego gatunku reagowała silniej na odmulenie dna i usunięcie roślinności dennej. Szczegółowe wartości współczynnika γ dla poszczególnych organizmów przedstawione są w tabeli 2. Świadczą one, że fauna denna w cieku Dobra silniej zareagowała na wykonanie robót konserwacyjnych. Wartości współczynników γ na Dobrej były w przypadku 12 gatunków wyższe niż na cieku Leniwka, w 6 takie same, zaś w 8 osiągały wartości niższe. Do gatunków, których zmiana liczebności na odcinkach konserwowanych obu rozpatrywanych cieków była bardzo silnie powiązana z wykonaniem zabiegu należą: zatoczek pospolity, wypławek czarny, nemura variegata, skoczogony, jętka pospolita ($\gamma=1$). Na cieku Dobra do takich organizmów należą dodatkowo: błotniarka pospolita, pluskolec pospolity, żagnica wielka, pająki i siatkoskrzydłe, zaś na Leniwce: nartniki, komar pospolity, skójką zaostrowana, gałeczka rzeczna, limnophilus flavicornis i kielb. W przypadku pozostałych gatunków, współczynniki γ wahają się w granicach 0,44 – 0,93 na rzece Dobra i 0,33 – 0,92 na Leniwce. Najslabszą zależność od czynników, opisanych atrybutami warunkowymi 1- 6 na obu ciekach, wykazuje groszkówka rzeczna.

W tabeli 2 przedstawiono również kolejność oddziaływania poszczególnych atrybutów na zmiany liczebności bezkręgowców wodnych. Analiza

statystyczna 53 tablic decyzyjnych wskazuje że oddziaływanie atrybutu 6, spośród pozostałych atrybutów jest dominujące.

Spośród 27 rozpatrywanych gatunków, dla 14 z nich w cieku Dobra i 10 w cieku Leniwka, atrybut ten jest najważniejszą przyczyną zaobserwowanych zmian. Kolejnym czynnikiem, który na odcinkach konserwowanych oddziałuje na ilościowe zmiany bezkręgowców, jest ich liczebność jaka znajduje się na wyżej leżącym odcinku nie konserwowanym. Czynnikiem ten opisany jest atrybutem 1. Na pierwszym miejscu wystąpił on w przypadku 11 gatunków na Dobrej i 13 gatunków na Leniwejce

Trzecią cechą w hierarchii oddziaływania robót konserwacyjnych na liczebność bezkręgowców wodnych jest odległość przekroju badawczego od sektora nie konserwowanego A (atrybut 5). Wpływ tej cechy na zmniejszenie liczebności organizmów jest szczególnie wyraźny na Dobrej, gdzie odległości te są większe niż na Leniwejce.

Pozostałe cechy, tj. zakres konserwacji dna - pełne lub częściowe odmulenie (atrybut 2), skarpa wykoszona lub nie wykoszona (atrybut 3), długość odcinka poddanego konserwacji (atrybut 4), oddziaływały na obu ciekach słabiej niż atrybuty 6 i 1 a na Dobrej słabiej także niż atrybut 5. Obliczenia wykazały, że stopień oddziaływania tych cech był podobny. Można zatem przyjąć, że najbardziej odpowiednim schematem konserwacji, która została wykonana w październiku 1994, jest schemat przedstawiony jako sektor B. Umożliwia on migrację bezkręgowców z odcinka nie konserwowanego do odcinka pozostawionego w stanie naturalnym.

Wnioski

1. Konserwacja cieków Dobra i Leniwka spowodowała spadek liczebności bezkręgowców wodnych, przy czym poszczególne gatunki reagowały odmienne na przeprowadzony zabieg.
2. Analiza wykonana teorią zbiorów przybliżonych wykazała, że czynniki opisane atrybutami warunkowymi wpłynęły na ciekach Dobra i Leniwka w silnym stopniu na zmianę liczebności 11 gatunków bezkręgowców, tj. na te, których współczynnik $\gamma = 1$
3. Oddziaływanie atrybutów na stan ilościowy organizmów było zróżnicowane. Najsilniejszy wpływ wykazywały czynniki naturalne tj. pora roku w której wykonano obserwacje oraz liczebność bezkręgowców w sektorze nie konserwowanym. W cieku Dobra dość wyraźnie zauważa się ponadto oddziaływanie odległości przekroju badawczego od sektora nie konserwowanego.
4. Przeprowadzone badania wskazują, że schemat sektora B jest najbardziej odpowiedni dla zminimalizowania powstałych w wyniku robót konserwacyjnych ilościowych zmian bezkręgowców wodnych.

Tabela 2 wartości współczynników γ oraz hierarchia atrybutów warunkowych
 Table 2 Value of γ coefficient and hierarchy of condition attributes

<i>Tubifex tubifex</i>		<i>Glossiphonia complanata</i>		<i>Erpobdella lineata</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 0,67$	$\gamma = 0,92$	$\gamma = 0,93$	$\gamma = 0,62$	$\gamma = 0,75$	$\gamma = 0,75$
1	1	1	6	6	6
6	6	6	1	1	1
5	2,3,4,5	5	2,3,4,5	5	2,3,4,5
2,3,4		2,3,4		2,3,4	
<i>Lymnea stagnalis</i>		<i>Galba palustris</i>		<i>Planorbarius corneus</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 0,69$	$\gamma = 0,33$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,75$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$
1	6	6	1,6	1	1
6	1,2,3,4,5	1	2,3,4,5	6	6
5		5		5	2,3,4,5
2,3,4		2,3,4		2,3,4	
<i>Planorbis planorbis</i>		<i>Gammarus pulex</i>		<i>Asellus aquaticus</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 0,48$	$\gamma = 0,83$	$\gamma = 0,81$	$\gamma = 0,50$	$\gamma = 0,70$	$\gamma = 0,50$
6	1	1	6	1	6
1	6	6	1	5, 6	1
5	2,3,4,5	5	2,3,4,5	2,3,4	2,3,4,5
2,3,4		2,3,4			
<i>Notonecta glauca</i>		<i>Hydrometra sp</i>		<i>Dytiscus marginalis</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 1$	$\gamma = 0,67$	$\gamma = 0,81$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,83$
1	1	1	1	6	1,6
6	6	6	6	1	2,3,4,5
5	2,3,4,5	5	2,3,4,5	5	
2,3,4		2,3,4		2,3,4	
<i>Culex sp, Sphaeromias fasciatus</i>		<i>Polycelis nigra</i>		<i>Aeschna grandis</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 0,87$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,62$
1	1	6	1	6	1
5	6	1	6	1	6
2,3,4,6	2,3,4,5	5	2,3,4,5	5	2,3,4,5
		2,3,4		2,3,4	

<i>Nemura variegata</i> <i>Hydrometra sp</i>		<i>Unio tumidus</i>		<i>Sphaerium rivicola</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,78$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,87$	$\gamma = 1$
6	1	6	1	6	1
1	6	1	6	1	6
5	2,3,4,5	5	2,3,4,5	5	2,3,4,5
2,3,4		2,3,4		2,3,4	
<i>Pisidium amnicum</i>		<i>Hydracarina</i>		<i>Tardigrada</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 0,44$	$\gamma = 0,33$	$\gamma = 0,89$	$\gamma = 0,75$	$\gamma = 0,83$	nie wystąpiły
6	6	6	6	6	non found
1	1,2,3,4,5	1	1	1,2,3,4,5	
5		5	2,3,4,5		
2,3,4		2,3,4			
<i>Collembola</i>		<i>Ephemera vulgata</i>		<i>Limnophilus flavicornis</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,83$	$\gamma = 1$
5	1,2,3,4,5,6	6	1	1	1
1		1	6	4	4
2,3,4,6		5	2,3,4,5	5	2,3,4,5
		2,3,4		2,3,4	
<i>Araneida</i>		<i>Neuroptera</i>		<i>Gobio gobio</i>	
Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka	Dobra	Leniwka
$\gamma = 1$	$\gamma = 0,67$	$\gamma = 1$	$\gamma = 0,67$	$\gamma = 0,89$	$\gamma = 1$
1	6	5,6	6	6	6
5	1,2,3,4,5	1	1,2,3,4,5	1	1
2,3,4,6		2,3,4		5	2,3,4,5
				2,3,4	

Literatura

Bala W., Kwapisz J., Wróbel F. 1991. *Wyznaczenie normatywów obsługiwanego rowów melioracyjnych na podstawie badań eksploatacyjnych*. Zesz. Nauk. A.R. w Krakowie. Nr 249, cz. 2, 107-123

- Bondar - Nowakowska E., Dejas D., Polechoński R. 1997. *Zmiany w składzie bezkręgowców wodnych wskutek odmulenia dna cieków Dobra (dopływ Widawy)* Roczn. AR Pozn. CCXCIV Melior. Inż. Środ. 19, cz.1: 227-233
- Bondar - Nowakowska E., Dejas D., Reinhard A. 1996. *Określenie hierarchii czynników wpływających na czas napełnienia łyżki maszyny Pelikan przy odmuleniu cieków z zastosowaniem teorii zbiorów przybliżonych*. Przegl. Nauk. Wydz. Melior. i Inż. Środ. SGGW Warszawa Zeszyt 12 169 -174
- Bostelmann R., Menze R. 1987. *Auswirkungen von Maßnahmen der Gewässerunterhaltung auf Gewässerlebensgemeinschaften*. DVWK Schriften. P. Parey Hamburg u. Berlin. 76 – 77
- Menze R. 1992 *Auswirkungen der maschinellen Gewässerunterhaltung auf aquatische Lebensgemeinschaften*. DVWK Schriften 99, P. Parey Hamburg u. Berlin. 78-79
- Pawlak Z. 1982. *Rough sets*. International Journal of Information and Computer Sciences 11(5) 341-356
- Słowiński R. 1992. *Intelligent decision support Applications and Advances of the Rough Sets Theory*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 267-286.

Summary

Evaluation of hierarchy of factors affecting the water invertebrates as a result of maintenance works with use of the rough set theory. In the paper the rough set theory has been applied. With the help of this theory the hierarchy of effect, for some characteristics of the maintenance works, on quantitative changes of 27 water invertebrates has been evaluated. The maintenance works were carried out on 2 water courses in the autumn 1994

Elżbieta Bondar - Nowakowska
Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska. Akademia Rolnicza we Wrocławiu
Pl. Grunwaldzki 24
50-365 Wrocław

OBSZARY WIEJSKIE POTENCJALNYM ŹRÓDŁEM ZAGROŻENIA JAKOŚCI WÓD GRUNTOWYCH I POWIERZCHNIOWYCH

RURAL AREAS - POTENTIAL SOURCE OF SURFACE AND GROUNDWATER POLLUTION

Piotr Burczyk

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach. Oddział w Szczecinie.

Wstęp

Azotany należą do najszybciej przemieszczających się form azotu glebowego. Zawartość tego składnika w roztworze glebowym jest wypadkową geomorfizmu skały macierzystej, poziomu nawożenia, rodzaju uprawianych roślin, zaawansowania vegetacji, ilości opadów atmosferycznych, a także procesu mineralizacji materii organicznej. W zależności od warunków glebowych, klimatycznych i agrotechnicznych straty azotu mogą wahać się w granicach 5 - 100 kg/ha w ciągu roku (Mroczkowski i wsp. 1996). Równocześnie wymywanie azotanów poza strefę korzeniową roślin uprawnych stanowi źródło zanieczyszczenia wód gruntowych tym składnikiem. (Pondel 1989, Sapek , Sapek 1995). Duże zagrożenie dla wód powierzchniowych i gruntowych stanowi nieprawidłowe gospodarowanie nawozami organicznymi i kiszonkami. Celem niniejszej pracy było określenie zagrożenia zanieczyszczenia wód związkami azotu w wyniku działalności rolniczej, na obszarze czarnych ziem pyrzyckich.

Materiał i metody badań

W latach 1993 - 1996 w województwie szczecińskim, na terenie tzw. „czarnych ziem pyrzyckich” prowadzono badania zmierzające do określenia zagrożenia dla wód gruntowych i powierzchniowych w wyniku działalności rolniczej. Gleby te, ze względu na ich wysoką urodzajność, zaliczane są do najlepszych gleb województwa szczecińskiego. Większość czarnych ziem powstała ze zwałowych glin marglistych, piasków gliniastych głębokich i naglinowych. Mniejsza ich część wytworzyła się z utworów pyłowych zwykłych oraz ilów.

Zawartość składników biogennych (głównie azotanowej i amonowej formy azotu) określano w wybranych ciekach zbierających wodę z pól uprawnych oraz

przepływających w pobliżu zabudowań gospodarskich. Próby wody z cieków pobierano przez cały rok raz w miesiącu. Jednorazowo przebadano też około 237 studni gospodarskich.

Odwierty do pobierania prób glebowych wykonano na polach uprawnych oraz w miejscach składowania kiszonek i obornika. Próby pobierano z profilu glebowego z warstw co 20 cm do głębokości 160 - 200 cm, dwa razy w roku: na wiosnę i jesienią. Zawartość azotu azotanowego i amonowego w wodzie oraz w wyciągu uzyskanym za pomocą 1% siarczanu potasu ze świeżej masy gleby oznaczono metodą kolorymetryczną automatyczną, według metodyki Zakładu Chemii Gleby i Wody IMUZ Falenty. Stężenie azotu w glebie i wodzie wyrażono w mg/dm^3 .

Wyniki badań i dyskusja

Azot azotanowy i amonowy w profilach glebowych.

Azot azotanowy jako najbardziej ruchliwa forma azotu glebowego przeważał nad azotem amonowym we wszystkich profilach gleb pól uprawnych i większości pozostałych profili. Wyniki te potwierdzają badania wielu autorów (Gutmański, Nowakowski 1996, Wiesbock i wsp. 1996, Sapek 1994).

Natomiast przewagę jonów amonowych nad azotanowymi odnotowali Łabętowicz i Rutkowska (1996) badając zawartość obu form azotu w glebach lekkich. Powodem tak różniących się między sobą wyników może być duży wpływ kategorii agronomicznej gleby na stosunek jonów amonowych do azotanowych we frakcji azotu mineralnego gleby. Zdaniem Muller i Moritz (1983) udział jonów amonowych jest większy na glebach lekkich i kwaśnych a maleje w glebach ciężkich. Zawartości formy azotanowej w glebach uprawnych, w warstwie 0-20 cm, wahały się w granicach 8,12 - 18,83 mg/dm^3 i malały wraz z głębokością. Najwyższe zawartości N-NO_3 występowały w warstwie od 0 do 40 cm. Azot amonowy był równomierniej rozłożony w całym profilu glebowym. Jego zawartość wynosiła od 0,08 do 4,25 mg/dm^3 w warstwie 0-20 cm i od 0,76 do 3,08 mg/dm^3 na głębokości 140-160 cm. (Tab.1)

Wielokrotnie wyższe stężenia związków azotu w glebie stwierdzono w miejscach składowania obornika, kiszzonek oraz pod stałymi wybiegami dla zwierząt. (Tab.2) W miejscach wieloletniego przechowywania obornika na gruncie, stężenia azotanów w wierzchniej warstwie gleby dochodziły do 172 mg/dm^3 a N-NH_4 do 97 mg/dm^3 . W niektórych latach nawet na głębokości poniżej 150 cm zawartość azotu azotanowego przekraczała 100 mg/dm^3 (maksymalnie do 292 mg/dm^3). Azot amonowy występował na tych głębokościach w mniejszych stężeniach (0,08 - 3,84 mg/dm^3) niż w wierzchnich warstwach (1,48 - 96,80 mg/dm^3). W miejscu składowania kiszzonek z liści buraczanych ilości azotanów były wyższe i sięgały 302,4 mg/dm^3 w warstwie 0-20 cm, przekraczając 150 mg/dm^3 do głębokości 50 cm

Tabela 1

Table 1

Zmiany zawartości N-NO₃ i N-NH₄ (mg / dm³) w profilu glebowym w miejscu
składowania obornika i na polach uprawnych.

Concentration of N-NO₃ and N-NH₄ (mg / dm³) in soil profile near manure storage
and on arable land.

Warstwa Layer cm	wieloletnie składowanie obornika w polu many years manure storage on field		jednoroczne składowanie obornika w polu 1-year manure storage on field		średnie dla pól uprawnych means for arable land	
	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄
0 - 20	43,20	3,92	55,60	0,40	12,20	1,69
21 - 40	34,80	10,40	24,92	0,56	14,94	1,98
41 - 60	19,12	5,20	7,20	0,64	14,17	1,36
61 - 80	11,44	0,60	3,12	0,92	13,62	1,02
81 - 100	25,12	13,28	2,28	0,44	10,93	0,83
101 - 120	31,16	3,60	1,72	0,72	8,13	2,54
121 - 140	48,00	6,52	2,20	0,88	6,60	2,83
141 - 160	49,20	8,24	1,72	0,32	4,45	2,04
161 - 200	49,60	7,52	1,44	0,20	-	-

Zawartości N-NO₃ malały w głąb profilu do 10,40 - 24,0 mg/dm³ na głębokości 2,0 m. co jest porównywalne z wartościami stwierdzonymi w warstwie ornej gleb uprawnych. Natomiast stężenia N-NH₄ w tych profilach wzrastały od 0,40 mg/dm³ w wierzchniej warstwie do 73,2 mg/dm³ na głębokości 150 cm. Dopiero poniżej zanotowano spadek stężeń tej formy azotu. Wartości te były i tak wielokrotnie wyższe niż w profilach gleb uprawnych. Zlikwidowanie składowisk obornika i kiszonki nie likwidowało zagrożenia dla wód gruntowych, gdyż wysokie stężenia

obu form azotu notowano jeszcze po trzech latach w głębszych warstwach profilu. Natomiast gdy składowanie obornika rozpoczęto na polu, już w pierwszym roku, zanieczyszczeniu uległa warstwa gleby do głębokości 40 cm.

Zanieczyszczenie azotem wód gruntowych i powierzchniowych

Niewłaściwa gospodarka odpadami w gospodarstwie powoduje również bezpośrednie zagrożenie dla zdrowia ludzi i zwierząt. Mimo dobrze rozwiniętej sieci wodociągów wiejskich wiele gospodarstw okresowo korzysta z własnych studni.

Tabela 2

Table 2

Zmiany zawartości N-NO₃ i N-NH₄ (mg / dm³) w profilu glebowym w miejscu składowania obornika , kiszonki i pod stałym wybiegiem dla zwierząt
Concentrations of N-NO₃ and N-NH₄ (mg / dm³) in soil profile near manure, silage storage and on farmyard.

Warstwa Layer cm	wieloletnie składowanie obornika many years manure storage		wieloletnie składowanie kiszonki many years silage storage		stały wybieg dla zwierząt farmyard	
	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	N-NO ₃	N-NH ₄
0 - 20	97,20	3,12	302,40	4,40	41,20	2,12
21 - 40	72,80	2,84	159,20	5,36	24,56	1,76
41 - 60	47,20	1,76	159,20	5,36	24,36	1,84
61 - 80	58,00	2,12	65,20	26,92	48,40	1,32
81 - 100	93,20	3,72	65,20	26,92	88,40	2,20
101 - 120	154,00	1,20	40,00	73,20	56,80	1,88
121 - 140	116,40	0,08	40,00	73,20	77,20	3,12
141 - 160	80,40	0,84	18,72	39,32	14,24	7,60
161 - 200	69,60	0,84	10,40	28,00	4,96	9,44

W większości są to stare studnie kopane, w różnym stanie technicznym, nie zawsze odpowiednio zabezpieczone. Bardzo często ich lokalizacja w pobliżu gnojowni, wybiegów dla zwierząt, składowisk odpadów itp. powoduje ogromne zagrożenie czystości wody (Tab. 4). Wiele nieużytkowanych studni pozostawiono bez należytego zabezpieczenia co umożliwia przedostawanie się zanieczyszczeń wprost do wód gruntowych, które raz zanieczyszczone mogą stać się bezużyteczne na wiele lat. Przepisy obowiązujące w Polsce (Rozp. Min. Zdrowia i Opieki Społecznej 04. 05. 1990 r.) określają jako maksymalne dla wody pitnej zawartości N-NO_3 na 10 mg/dm^3 a N-NH_4 $0,5 \text{ mg/dm}^3$. W dwóch gminach województwa szczecińskiego, na 237 przebadanych studni gospodarskich, zawartość azotanów była przekroczona aż w 164 przypadkach, a azotu amonowego w 36. W 120 studniach przekroczona została wartość $22,6 \text{ mg N-NO}_3 / \text{dm}^3$ uznana przez Światową Organizację Zdrowia (WHO) za zawartość toksyczną. Tak zła sytuacja może być tylko częściowo tłumaczona nieużytkowaniem dużej liczby studni spowodowanym budową wodociągów wiejskich. Zdaniem Ostrowskiej i wsp. (1996) zanieczyszczenie wody pitnej azotem azotanowym jest ściśle związane ze stężeniem potasu, chloru, sodu i wapnia. Zauważa ona również, że azotany, siarczany i chlorki są wskaźnikami zanieczyszczenia wody przez produkcję rolniczą, szczególnie zwierzęcą, a także dowodzą wpływu ścieków bytowych na jakość wody.

Dużo lepszą sytuację pod względem zawartości obydwu form azotu odnotowano w ciekach zbierających wody z pól uprawnych i obszarów zabudowy wiejskiej. (Tab. 3) Wartość graniczna $10,0 \text{ mg N-NO}_3 / \text{dm}^3$ była przekraczana głównie w miesiącach zimowych, w ciekach przepływających przez wsie. Maksymalne zanotowane stężenie wynosiło $39,0 \text{ mg/dm}^3$. Jednak średnie roczne wartości przekroczyły graniczną tylko w jednym roku ($12,12 \text{ mg N-NO}_3 / \text{dm}^3$) wahając się pomiędzy $2,82$ a $7,55 \text{ mg/dm}^3$ w pozostałych latach. Najwyższe, wysoko odbiegające od pozostałych lat, wartości azotu amonowego zanotowano w roku 1993. Miało to jednak miejsce we wszystkich badanych ciekach, niezależnie od sposobu użytkowania zlewni.

Tabela 3

Table 3

Stężenia N-NO_3 i N-NH_4 (mg/dm^3) w wodach cieków zbierających wody z pól uprawnych i obszarów zabudowy wiejskiej.

Concentrations of N-NO_3 and N-NH_4 (mg / dm^3) in water ditches collecting water from arable land and villages.

RODZAJ ZLEWNI			LATA YEARS			
			1993	1994	1995	1996
Grunty orne arable land	N-NO_3	<u>średnia</u> min . - max.	<u>4,03</u> 0,23-9,26	<u>3,87</u> 0,04-26,20	<u>4,62</u> 0,23-8,27	<u>5,94</u> 2,90-14,80
	N-NH_4	<u>średnia</u> min . - max.	<u>1,67</u> 0,08-6,95	<u>0,21</u> 0,04-0,39	<u>0,14</u> 0,04-0,52	<u>0,94</u> 0,02-4,10
Grunty orne arable land	N-NO_3	<u>średnia</u> min . - max.	<u>4,12</u> 0,28-15,20	<u>7,39</u> 1,83-39,0	<u>5,08</u> 0,55-17,50	<u>2,78</u> 0,15-6,01
	N-NH_4	<u>średnia</u> min . - max.	<u>3,03</u> 0,05-8,29	<u>0,36</u> 0,01-1,13	<u>0,30</u> 0,01-1,04	<u>0,57</u> 0,07-2,81
Zabudowa wiejska village	N-NO_3	<u>średnia</u> min . - max.	<u>5,32</u> 0,28-16,70	<u>6,03</u> 2,08-17,5	<u>5,62</u> 1,73-17,00	<u>2,82</u> 0,14-6,70
	N-NH_4	<u>średnia</u> min . - max.	<u>2,80</u> 0,05-8,73	<u>0,39</u> 0,02-1,34	<u>0,16</u> 0,01-0,56	<u>0,45</u> 0,03-2,87
Zabudowa wiejska village	N-NO_3	<u>średnia</u> min . - max.	<u>4,61</u> 0,01-29,70	<u>12,12</u> 0,55-25,1	<u>7,55</u> 0,61-12,80	<u>4,89</u> 1,79-7,50
	N-NH_4	<u>średnia</u> min . - max.	<u>5,01</u> 0,13-11,0	<u>1,08</u> 0,02-4,72	<u>0,55</u> 0,03-3,69	<u>0,23</u> 0,01-1,02

Tabela 4

Table 4

Klasy stężeń (mg/dm^3) azotu azotanowego i amonowego (w %) w wodach studni gmin Warnice i Pyrzyce.

N-NO_3 and N-NH_4 (mg / dm^3) concentration (%) in wells water

Wieś Village	N-NO_3				N-NH_4			
	< 10	10-20	20-40	> 40	<0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	> 2,0
Stary Przylep	10,6	15,8	42,1	31,5	84,2	5,3	-	10,5
Wierzbno	12,8	7,7	23,1	56,4	94,8	2,6	2,6	-
Turze	21,5	7,1	7,1	64,3	92,8	3,6	-	3,6
Nieborowo	30,0	10,0	30,0	30,0	85,0	10,0	-	5,0

Wnioski

1. Głównym zagrożeniem dla wód gruntowych i powierzchniowych jest nieodpowiednia gospodarka odchodami zwierzęcymi, przechowywanie obornika i kiszzonek wprost na gruncie przy braku odpowiednich urządzeń do ich bezpiecznego gromadzenia.
2. Nieużytkowane oraz źle zabezpieczone studnie gospodarskie stanowią potencjalne zagrożenie dla czystości wód gruntowych.
3. Najwyższe zawartości $N-NO_3$ zanotowano w wierzchnich warstwach gleby, malały one w głąb profilu.

Literatura

- Gutmański J., Nowakowski M. 1996: *Korelacje pomiędzy zawartościami azotu mineralnego ($N-NO_3 + N-NH_4$) w glebie i plonowaniem oraz jakością buraka cukrowego. Azotany w ekosystemach rolniczych. Olsztyn 1996. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych Z.440 str.131-139.*
- Łabętowicz J. i Rutkowska B. 1996: *Dynamika stężenia azotanów i jonu amonowego w roztworze glebowym w zróżnicowanych warunkach nawozowych. Azotany w ekosystemach rolniczych. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych Z.440 Olsztyn, str. 223-231.*
- Mroczkowski W., Ruszkowska M., Kusio M. 1996: *Wymywanie azotanów spod wybranych roślin motylkowatych uprawianych w zmianowaniu w warunkach doświadczenia lizymetrycznego. Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych Z.440 Olsztyn, str. 269-275.*
- Muller S., Moritz D., 1983: *Untersuchungen zur Dynamik von Amonium und Nitrat im Boden sowie zur Berücksichtigung dieser N-fractionen bei N-Düngungsmaßnahmen. Arch. Acker. u. Pflanzenbaum u. Bodenk 27, 6, str. 367-374.*
- Ostrowska E. B., Wesolowski P., Marcinkowski T., Smoroń S. 1996: *Azotany i amoniak w wodzie do picia, z ujęć własnych w gospodarstwach rolnych. Nadmiar azotu w rolnictwie czynnikiem zagrożenia zdrowia człowieka. Międzynarodowa Konferencja Warszawa 9-10. 01. 1997. IMUZ Falenty 1996 str. 58-65.*
- Pondel H. 1989: *Wpływ nawożenia mineralnego na chemiczne właściwości gleb oraz na wody glebowo-gruntowe i powierzchniowe. W: Some aspects of chemical contamination of soils. MAB Scope, PAN, str.11-39.*
- Rozporządzenie Min. Zdrowia i Opieki Społecznej z dnia 4 maja 1990 r. Dziennik Ustaw nr 35 Poz. 205.
- Sapek A. 1994: *Oddziaływanie na środowisko gospodarstw specjalizujących się w produkcji mleka. Mat. Inf. nr.24 IMUZ Falenty str. 5-18.*

Sapek A., Sapek B, 1995: *Application of Nitrogen Balance and CREAMS Model to Describe and Foresee the Nitrogen Losses in Polish Agriculture*. Proceedings of 9th International Symposium on Computer Science for Environmental Protection CSEP; 95 „Space and Time in Information Systems”, Part 2, str. 214-222.

Wiesbock G. 1986: *Ertragswirkung der Stickstoffdüngung bei Winterweizen im Pannikum unter Berücksichtigung des N min Gehaltes*. Die Bodenkultur, 37, 1. str. 109-126.

Summary

Rural areas - potential source of surface and groundwater pollution. The content of nitrates and ammonium in soil profiles on Pyrzyce black earth (arable land, manure and silage storage) was studied. Nitrates and ammonia content in farm wells and water ditches was investigated also. N-NO₃ concentration was highest on top soil layer and lowered on deeper layer. Manure and silage storage on ground caused highest risk for surface and groundwater quality. Unused and unprotected farm wells caused potential danger of groundwater pollution.

Piotr Burczyk

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych Oddział w Szczecinie
ul. Czesława 9 71-504 Szczecin

JAKOŚĆ WÓD POWIERZCHNIOWYCH A INFRASTRUKTURA WSI W WYBRANYCH ZLEWNIACH CZĄSTKOWYCH JEZIORA MIEDWIE.

SURFACE WATER QUALITY AND VILLAGE INFRASTRUCTURE ON CHOSEN MIEDWIE LAKE SUBBASIN.

Tadeusz Durkowski, Tomasz Woroniecki

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Oddział w Szczecinie.

Wstęp

Jezioro Miedwie o powierzchni 35,3 km² - piąte pod względem wielkości powierzchni jeziora w Polsce i drugie w województwie szczecińskim - jest od 1976 roku głównym źródłem wody pitnej dla Szczecina (pobór 1,4 m³/s). Jest to jezioro rynnowe, przepływowe, o zlewni 1033 km², zasilane przez 5 większych cieków, w tym przez przepływającą przez jezioro rzekę Płonię. Woda zretencjonowana w jeziorze (około 682 mln m³) w znacznej ilości pochodzi z dopływów powierzchniowych (73%). W latach 1962-73 jakość wód jeziora odpowiadała I, w latach 1974-78 - II a w latach 1979-96 - III klasie czystości. Zlewnia jeziora jest typową zlewnią rolniczą (85% użytków rolnych), intensywnie użytkowaną z uwagi na wysoką wartość bonitacyjną gleb (uprawa - pszenic, buraków cukrowych, rzepaku). W zlewni jeziora Miedwie leżą 103 wsie posiadające wodociągi zbiorowe, a tylko nieliczne są skanalizowane i wyposażone w oczyszczalnie ścieków (w zasadzie tylko osiedla po PGR-ach - 22 sztuki). Tylko kilka oczyszczalni (biologiczno - mechanicznych) należycie oczyszcza ścieki, a eksploatacja większości oczyszczalni budzi poważne zastrzeżenia (wymagają one modernizacji i remontów urządzeń). Pomimo trwającej recesji rolnictwa w zlewni (duży spadek wysokości nawożenia i hodowli bydła) jakość wód powierzchniowych cieków wpadających do jeziora uległa nieznacznej poprawie i w dalszym ciągu do jeziora wprowadzane są duże ilości fosforu i azotu - potęgując eutrofizację wód jeziora.

Celem pracy była ocena infrastruktury technicznej wsi w wybranych zlewniach cząstkowych, jakości wód powierzchniowych oraz klas czystości cieków zasilających Jezioro Miedwie.

Zakres i metodyka badań.

Tabela 1

Table 1

Charakterystyka oczyszczalni ścieków w zlewniach cząstkowych.

Parameterst of sewage treatments located on subbasins.

Zlewnia Basin	Wieś Village	Rodzaj oczyszczalni (uwagi) Type of sewage treatment(others)	Wydajność m ³ /dobę Efficiency	Zrzut ¹ m ³ /rok Outflow
Rzeka Gowienica River	Wójcin	osadnik Imhoffa, filtr gruntowy (niewłaściwie eksploatowana)	60	5150
	Barnim	Bioblok Mn 200	206	29000
	Reńsko	komory biofiltracji, filtry gruntowe (zmodernizowana w 1997)	200	10512
Kanał Młyński Channel	Krzemlin	rowy cyrkulacyjne, poletka osadowe (niewłaściwie eksploatowana)	295	26800
	Nowielin	rów cyrkulacyjny, pola filtracyjne (obecnie nieczynna, do modernizacji)	115	37100
	Pyrzyce	3 bioxybłoki+stawy rybne (wzorowo utrzymana, niedociążona)	docelowo 11500	538743
	Obojno	osadnik Imhoffa, pola filtracyjne (eksploatowana właściwie)	64	23000
Rzeka Krzekna River	Kartno	mechaniczno-biologiczna (eksploatowana właściwie, niedociążona)	100	7400
	Glinna	mechaniczno-biologiczna, Bioblok Mu 100, poletka filtracyjne (eksploatowana właściwie)	-	16400
Rów Kunowski Ditch	Skalin	osadnik Imhoffa, pola filtracyjne (nadmiernie obciążona, b. mała skuteczność oczyszczania)	70	8160
Rów Żabowski Ditch	Żabów	osadnik Imhoffa, filtr gruntowy (niewłaściwie eksploatowana)	150	brak danych

1 - dane wg użytkowników

1 - date from users

Badania wód prowadzono w latach 1993 - 1996 w kilkunastu przekrojach na dopływach Jeziora Miedwie - Kanale Młyńskim i rzece Gowienicy oraz w przekrojach ujściowych rzeki Krzekny, Rowu Kunowskiego, Rowu Żabowskiego i w małych ciekach odprowadzających wody z oczyszczalni ścieków oraz przepływających przez wybrane wsie w badanych zlewniach. Analizy jakości wody były jednym z elementów kompleksowych badań prowadzonych w zlewni Jeziora Miedwie w ramach projektu „Rolnictwo Polskie i Ochrona Jakości Wody” realizowanego przez IMUZ Falenty i znacznej części finansowanego przez Agencję Ochrony Środowiska USA (USEPA). Próby wody ze stałych punktów badawczych pobierane były do analiz chemicznych co miesiąc; od czerwca 1993 do końca 1996 roku. Wszystkie analizy prób wody (około 800) wykonane zostały w Zakładzie Chemii Gleby i Wody IMUZ w Falentach według obowiązującej metodyki.

Wyniki analiz stanowiły podstawę klasyfikacji wód w oparciu o Rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska z 5.XI.1991 (Dz.U. nr 116 poz. 503). Średnie stężenia obliczono jako średnie arytmetyczne dla poszczególnych lat badań. W pracy wykorzystano także dane ze spisu rolnego WUS (1996), urzędów gmin oraz dane zebrane z ankietyzacji gospodarstw indywidualnych gmin Warnice (zlewnia rzeki Gowienicy) i Pyrzyc (zlewnia Kanału Młyńskiego i Rowu Żabowskiego). W okresie badań wystąpiły lata o zróżnicowanych opadach atmosferycznych; od 416,1 mm w 1994; 452,9 mm w 1996; 509,3 mm w 1995 do 581,6 mm w roku 1993. Zróżnicowanie opadów w latach badań, warunkujące zasilanie wód powierzchniowych stwarzało korzystne warunki badań jakości wody w poszczególnych zlewniach cząstkowych i przekrojach badawczych.

Wyniki badań.

Rzeka Gowienica i Rów Kunowski są bezpośrednimi dopływami Jeziora Miedwie. Kanał Młyński jest lewobrzeżnym dopływem rzeki Płoni, do której wpada około 500 m. przed ujściem do jeziora, a rzeka Krzekna i Rów Żabowski uchodzą do jeziora Będgoszcz i poprzez Ostrawicę zasilają Jezioro Miedwie (rys.1). Powierzchnia zlewni rzeki Gowienicy wynosi 77 km² a średni odpływ kształtuje się w granicach 0,16 m³/s. W zlewni dominują gleby II i III klasy bonitacyjnej (89%) a grunty orne stanowią aż 86% powierzchni zlewni. W strukturze zasiewów dominują zboża ozime oraz buraki cukrowe i rzepaki. W zlewni położonych jest 7 wsi zaopatrywanych w wodę z wodociągów zbiorowych a tylko 2 są całkowicie skanalizowane, 2 częściowo. Większość gospodarstw gromadzi ścieki w szambach. W zlewni funkcjonują 3 oczyszczalnie ścieków o zróżnicowanej skuteczności oczyszczania (tab.1). W zlewni Rowu Kunowskiego (powierzchnia - 23 km², średni odpływ 0,02 m³/s) położone są dwie wsie w całości zwodociągowane, jedna częściowo skanalizowana i jedna oczyszczalnia ścieków. W zlewni dominują grunty orne II i III klasy bonitacyjnej. Powierzchnia zlewni Kanału Młyńskiego (średni odpływ 0,35 m³/s) wynosi 87 km² z czego 87% zajmują użytki rolne w tym ponad

74% to grunty orne o wysokich klasach bonitacyjnych gleb. W zlewni położonych jest 10 wsi oraz miasto Pyrzyce (około 13000 mieszkańców) w całości zaopatrywane w wodę przez wodociągi zbiorowe. Tylko 4 miejscowości w tej zlewni są częściowo skanalizowane i funkcjonują 4 oczyszczalnie ścieków obsługujące 3 osiedla po PGR-ach oraz miasto Pyrzyce. W zlewni Rowu Żabowskiego o powierzchni około 20 km² (w całości użytki rolne) leży jedna wieś skanalizowana, obsługiwana przez oczyszczalnię ścieków. W zlewni rzeki Krzekny (o powierzchni 92,1 km² i średnim odpływie 0,57 m³ /s) leży 8 wsi, z czego dwie są całkowicie skanalizowane, jedna częściowo i obsługiwane są przez 2 oczyszczalnie ścieków (tab.1).

Tabela 2

Table 2

Średnie stężenia wskaźników w mg/dcm³ w latach 1993-1996.

Mean concentration of indices in mg/dcm³ in the years 1993-1996.

Rzeka Przekrój River Profile	km	N-NO ₃	N-NH ₄	P	K	Na	Cl
I. Gowienica							
1. Wierzchład	0,2	2,07	0,28	0,082	13,8	28,7	44,7
2. Dębica	8,0	3,24	0,31	0,412	18,2	32,8	53,3
3. Reńsko	9,2	4,22	0,50	0,838	22,0	35,6	53,4
4. Barnim	11,3	5,51	0,44	0,935	26,1	36,4	62,8
5. Klęby	14,6	4,94	0,95	0,460	43,5	33,2	64,2
6. Reńsko*	8,9	13,64	6,16	3,260	45,6	70,2	90,6
7. Wójcin*	13,6	6,93	0,53	1,035	32,3	42,8	73,4
II. Kanał Młyński							
1. Brzezin	2,5	5,81	0,32	0,697	17,2	70,3	119,0
2. Pyrzyce	8,7	4,56	0,26	0,595	15,5	55,6	98,7
3. Pyrzyce	9,0	3,94	0,86	0,737	15,2	28,9	48,7
4. Pyrzyce	9,7	4,66	0,19	0,140	10,4	21,3	39,5
5. Pstrowice	23,2	7,04	0,34	0,342	16,0	22,2	56,5
6. Pstrowice*	22,4	3,55	0,95	1,474	80,6	55,4	76,1
7. Ryszewo*	3,2	7,56	0,45	0,448	85,6	52,6	96,9
III. Rów Kunowski	0,4	9,98	0,98	0,516	24,3	35,4	81,7
IV. Rów Żabowski	0,8	11,86	7,38	2,270	37,8	77,4	129,8
V. Rzeka Krzekna	0,1	2,86	0,20	0,123	6,9	24,4	36,4

* rowy zasilające główne ciek (przepływające przez wsie i odprowadzające odcieki z oczyszczalni)

* ditches collecting water from rural areas and water treatments

W odróżnieniu od poprzednich zlewni, użytki rolne w zlewni Krzekny zajmują niecałe 50% powierzchni, z czego blisko 30% to użytki zielone i pastwiska. Blisko 44% powierzchni zlewni zajmują lasy (Puszcza Bukowa) z licznymi jeziorami. Na uwagę zasługuje fakt, że właściwie wszystkie oczyszczalnie budowane były przy osiedlach PGR i tylko one są całkowicie skanalizowane, a w większości wsi brak jest sieci kanalizacyjnej - dominuje gromadzenie nieczystości w zbiornikach. Po restrukturyzacji PGR w wielu miejscowościach brakuje użytkownika i nadzoru nad prawidłową eksploatacją oczyszczalni. W kilku wsiach przepływające przez nie ciekі traktowane są jako odbiorniki ścieków z szamb, często bezpośrednio z domostw co potwierdzają obserwacje i wykonane analizy

Badane składniki najwyższe wartości osiągały w rowach przepływających przez nieskanalizowane wsie (Pstrowice, Ryszewo) oraz w rowach odprowadzających wody z oczyszczalni ścieków (Reńsko, Wójcin, Rów Żabowski). Rzeka Gowienica w źródłowym odcinku zasilana jest wodami z dwóch oczyszczalni ścieków (Wójcin, Barnim) oraz przez kanalizację burzową wsi Kłęby (ciągły dopływ wód o wysokich stężeniach świadczy o niekontrolowanym zasilaniu sieci przez odpływy z obejść). Wysokie średnie stężenia form azotu, fosforu i potasu świadczą o małej skuteczności istniejących oczyszczalni a także o dużym napływie zanieczyszczeń z pobliskich wsi (z tzw. "dzikich" przyłączy do istniejących kanalizacji burzowych oraz sieci drenarskiej). Stężenia wszystkich badanych składników mineralnych w poszczególnych przekrojach Gowienicy malały wraz z biegiem rzeki, co może świadczyć o zdolnościach wód do samooczyszczania przy dużym udziale roślinności pływającej i zanurzonej (od wsi Barnim do Dębicy) oraz o braku dopływu wód zanieczyszczonych. Na odcinku od wsi Dębica do ujścia (Wierzchląd) Gowienica płynie poprzez teren niezabudowany, bez punktowych źródeł dopływu zanieczyszczeń i średnie stężenia wszystkich badanych składników znacznie malały (tab 2). Odminną sytuację mamy w przypadku Kanału Młyńskiego, który swoje wody prowadzi przez szereg wsi nieskanalizowanych i zasilany jest wodami mniejszych cieków zanieczyszczonych ściekami bezpośrednio z zagród wiejskich czy też budynków komunalnych (Pyrzyce). Stężenia wszystkich składników osiągały wyższe wartości wraz z biegiem rzeki, co świadczy o ciągłym zasilaniu wodą z dopływów o wysokich stężeniach (m.in. Ryszewo). Na odcinku Pyrzyce - Brzezina wody Kanału zasilają także zrzuty z oczyszczalni Pyrzyce w znacznej ilości (około 60000 m³/ rok). W przekroju przed jeziorem większość badanych składników osiągała najwyższe wartości. Rów Kunowski i Żabowski charakteryzują się małymi przepływami i zrzuty z oczyszczalni stanowią w nich znaczny procent (nawet do 75% w okresach posusznych). Wysokie stężenia badanych składników świadczą o ciągłym dopływie zanieczyszczonych wód przede wszystkim z położonych tam oczyszczalni ścieków (Skalin, Żabów).

Tabela 3
Table 3

Klasy czystości wód rzeki Gowienicy w badanych przekrojach (w % czasu) dla wybranych wskaźników.
Gowienica river water quality classes on investigated profiles (in % of time) for chosen indices

Przekrój Profile	Rok Year	N-NO ₃				N-NH ₄				P				K			
		I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON
1. Wierzchłąd	1993	100	-	-	-	85,7	-	14,3	-	85,7	41,3	-	-	20	40	-	40
	1994	83,3	-	16,7	-	100	-	-	-	81,8	18,2	-	-	44,4	-	-	55,6
	1995	90,9	9,1	-	-	100	-	-	-	63,6	9,1	18,2	9,1	16,7	33,3	16,7	33,3
	1996	100	-	-	-	83,3	16,7	-	-	83,3	16,7	-	-	-	58,3	25	16,7
2. Dębica	1993	85,7	14,3	-	-	71,4	28,6	-	-	14,3	28,6	57,1	-	33,3	-	-	66,7
	1994	75	16,7	8,3	-	90,9	9,1	-	-	27,3	27,3	-	45,4	22,2	-	-	77,8
	1995	72,7	18,2	-	9,1	100	-	-	-	45,5	18,2	9,1	27,2	-	25	16,7	58,3
	1996	83,3	16,7	-	-	83,3	16,7	-	-	41,6	16,7	25	16,7	8,3	25	25	41,7
3. Reńsko	1993	57,1	42,9	-	-	71,4	14,3	14,3	-	-	-	-	100	-	-	-	100
	1994	63,6	9,1	27,3	-	90	10	-	-	10	-	20	70	12,5	25	-	62,5
	1995	72,7	18,2	9,1	-	100	-	-	-	36,3	9,1	27,3	27,3	8,3	8,3	33,4	50
	1996	75	16,7	8,3	-	91,7	8,3	-	-	-	8,3	33,3	58,4	-	-	41,7	58,3
4. Barnim	1993	28,6	57,1	14,3	-	57,1	42,9	-	-	-	-	-	100	-	-	-	100
	1994	41,7	25	-	33,3	100	-	-	-	10	-	30	60	22,2	-	-	77,8
	1995	27,3	45,4	27,3	-	100	-	-	-	18,2	-	27,3	54,5	-	8,3	16,7	75
	1996	66,7	8,3	25	-	83,3	16,7	-	-	-	8,3	8,3	83,4	-	-	33,3	66,7
5. Kłęby	1993	57,1	14,3	14,3	14,3	42,8	14,3	28,6	14,3	-	-	14,3	85,7	-	-	-	100
	1994	58,3	-	33,3	8,4	81,8	18,2	-	-	18,2	27,3	18,2	36,3	11,1	22,2	-	66,7
	1995	60	20	10	10	100	-	-	-	50	20	10	20	9,1	-	9,1	81,8
	1996	83,3	16,7	-	-	91,7	8,3	-	-	33,3	8,4	25	33,3	8,3	-	25	66,7

Tabela 4

Table 4

Klasy czystości wód Kanału Młyńskiego w badanych przekrojach (w % czasu) dla wybranych wskaźników.
Młyński Channel water quality classes on investigated profiles (in % time) for chosen indices

Przekrój Profile	Rok Year	N-NO ₃				N-NH ₄				P				K			
		I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON
1. Brzezina	1993	28,6	14,3	57,1	-	85,7	-	14,3	-	-	14,3	14,3	71,4	-	-	-	100
	1994	25	25	50	-	100	-	-	-	72,7	18,2	9,1	-	-	11,1	33,3	55,6
	1995	40	50	10	-	100	-	-	-	20	30	10	40	-	9,1	36,4	54,5
	1996	58,3	25	16,7	-	83,3	16,7	-	-	8,3	41,7	16,7	33,3	-	-	50	50
2. Pyrzyce	1993	50	33,3	16,7	-	100	-	-	-	-	-	16,7	83,3	-	-	20	70
	1994	50	-	41,7	8,3	100	-	-	-	36,4	-	9,1	54,5	-	11,1	33,3	55,6
	1995	63,6	18,2	18,2	-	90,9	9,1	-	-	27,2	18,2	18,2	36,4	-	25	50	25
	1996	91,7	-	8,3	-	91,7	8,3	-	-	41,7	33,3	16,7	8,3	-	50	33,3	6,7
3. Pyrzyce	1993	62,5	-	28,5	-	57,1	14,3	14,3	14,3	28,6	-	-	71,4	-	-	-	100
	1994	33,3	25	33,3	8,4	90,9	9,1	-	-	45,5	-	9,1	45,4	11,1	-	55,6	33,3
	1995	81,8	18,2	-	-	81,8	8,2	-	-	63,6	9,1	-	27,3	8,4	33,3	25	33,3
	1996	100	-	-	-	83,3	16,7	-	-	41,7	33,3	-	25	16,7	41,6	25	16,7
4. Pyrzyce	1993	85,7	14,3	-	-	100	-	-	-	28,6	42,9	-	28,5	40	-	60	-
	1994	66,6	16,7	16,7	-	100	-	-	-	63,6	36,4	-	-	22,2	55,6	22,2	-
	1995	81,8	18,2	-	-	100	-	-	-	63,6	9,1	9,1	18,2	58,3	16,7	16,7	8,3
	1996	91,7	8,3	-	-	91,7	8,3	-	-	66,7	25	8,3	-	75	16,7	8,3	-
5. Pstrowice	1993	100	-	-	-	33,3	16,7	33,3	16,7	-	16,7	33,3	50	-	-	-	100
	1994	58,3	25	16,7	-	100	-	-	-	27,3	63,6	-	18,1	-	-	11,1	88,9
	1995	100	-	-	-	88,9	11,1	-	-	55,6	11,1	11,1	22,2	8,3	10	10	60
	1996	77,8	-	11,1	11,1	100	-	-	-	55,6	33,3	-	11,1	72,7	11,1	-	44,5

Tabela 5

Table 5

Klasy czystości wód Rowu Kunowskiego, Rowu Żabowskiego i Rzeki Krzekny w badanych przekrojach (w % czasu) dla wybranych wskaźników.

Kunowski Ditch, Żabowski Ditch and Krzekna River water quality classes on investigated profiles (in % of time) for chosen indices

Przekrój Profile	Rok Year	N-NO ₃				N-NH ₄				P				K			
		I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON	I	II	III	NON
1. Rów Kunowski Ditch	1993	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	1994	15,4	-	61,5	23,1	61,5	38,5	-	-	15,4	7,6	38,5	38,5	-	-	11,1	88,9
	1995	18,2	-	54,5	27,3	100	-	-	-	18,2	27,3	18,2	36,3	-	-	8,3	91,7
	1996	25	50	16,7	8,3	75	-	16,7	8,3	8,3	-	-	91,7	-	-	-	100
2. Rów Żabowski Ditch	1993	71,4	-	-	28,6	28,6	-	-	71,4	-	-	14,3	85,7	-	-	-	100
	1994	9,1	-	18,2	72,7	50	30	10	10	-	11,1	22,2	66,7	-	12,5	25	62,5
	1995	11,1	11,1	11,1	66,7	66,7	11,1	-	22,2	11,1	-	11,1	77,8	-	-	10	90
	1996	75	-	-	25	25	-	25	50	-	-	-	100	-	-	-	100
3. Rzeka Krzekna River	1993	100	-	-	-	100	-	-	-	42,8	28,6	28,6	-	80	20	-	-
	1994	50	33,3	16,7	-	100	-	-	-	83,3	16,7	-	-	100	-	-	-
	1995	63,6	27,3	9,1	-	90,9	9,1	-	-	63,6	-	18,2	18,2	90,9	-	9,1	-
	1996	83,4	8,3	8,3	-	100	-	-	-	58,3	41,7	-	-	100	-	-	-

Stężenia składników w Krzeknie, która płynie przez tereny niezabudowane (wsie położone są w znacznej odległości od rzeki) a w ujściowym odcinku przepływa przez duże kompleksy użytków zielonych - obecnie w dużym procencie nieużytkowanych, są najniższe. W oparciu o Rozporządzenie Ministra... (Dz. U. 116 poz. 503) wody zakwalifikowano w badanych przekrojach rzek i rowów do odpowiednich klas czystości uwzględniając tylko omawiane składniki mineralne. Rzeka Gowienica (tab. 3) w badanych przekrojach prowadziła wody bardzo zróżnicowanych klas. Na górnym odcinku (km 14,6-9,2) wody Gowienicy w zasadzie przez cały okres badań były pozaklasowe z uwagi przede wszystkim na wysokie stężenia potasu, fosforu oraz N-NO_3 . W dolnych odcinkach rzeki klasy czystości ulegały korzystnym zmianom i do Jeziora Miedwie wpadały wody pozaklasowe: w 1996 roku tylko przez 16,7% czasu, a w 1994 przez okres 55,6% czasu z uwagi na zawartość potasu. Pozostałe składniki pozwalają klasyfikować wody przez większość czasu do I i II klasy czystości wód. Kanał Młyński (tab. 4) wprowadzał do Miedwia przez okres 50-100% czasu w latach badań wody pozaklasowe z uwagi na zawartość potasu i fosforu. Szczególnie jakość wód pogarszała się na ujściowym odcinku Kanału (km 8,7-2,5) m.in. po przepłynięciu przez Pyrzyce oraz po przejściu zrzutu ścieków (gwałtowny spadek do niższych klas z uwagi na zawartość fosforu i N-NO_3). Wody Rowu Kunowskiego i Żabowskiego wprowadzane do Miedwia przez większość okresu badań nie odpowiadały żadnej klasie czystości (tab. 5). Dla Rowu Kunowskiego decydowały o tym zawartości potasu, fosforu i N-NO_3 , a Rowu Żabowskiego także i zawartość N-NH_4 . Z badanych zlewni tylko rzeka Krzekna prowadziła wody w I i II klasie czystości. Jedynie w roku 1995 przez 18,2 % czasu jej wody miały charakter pozaklasowy z uwagi na wysoką zawartość fosforu. Szczegółowa analiza zmian jakości wód powierzchniowych w badanych zlewniach (tab. 4, 5, 6) w poszczególnych latach pozwala na stwierdzenie, że decydowały o niej zawartości potasu, fosforu i N-NO_3 . Składniki te wskazują na możliwość zanieczyszczenia wód ściekami bytowymi oraz z otoczenia gospodarstw rolnych (odcieki z przym. obornika, kiszzonek itp.). Zlewnie Gowienicy i Kanału Młyńskiego posiadają zbliżone powierzchnie, są podobnie użytkowane rolniczo a zasadnicze różnice występują w gęstości zaludnienia i ilości wsi. W zlewni Kanału Młyńskiego mieszka blisko 10 krotnie więcej ludności i przepływa on przez kilka miejscowości (w tym Pyrzyce). Gowienica jedynie przepływa w pobliżu dwóch wsi (odległość kilkadziesiąt-kilkaset metrów). Czynniki naturalne (geologiczne, glebowe, morfologiczne, klimatyczne) i antropogeniczne (struktura użytkowania, zasiewy, stosowane zabiegi agrotechniczne) w czterech pierwszych zlewniach są zbliżone, można więc wnioskować, że o jakości wód w znacznym stopniu decydowało samo położenie cieków względem wsi, infrastruktura techniczna wsi (kanalizacja, oczyszczalnie, zbiorniki na ścieki, sposób składowania obornika w obejściu) oraz podejście rolników do zagospodarowania zawartości szamb i higiena otoczenia obejścia gospodarstwa. Duży wpływ na jakość wód

powierzchniowych wywierała wielkość i jakość wód zrzutowych z istniejących oczyszczalni ścieków (tab. 1,2). W okresach posusznych w wielu ciekach zrzuty z oczyszczalni decydowały o wielkości odpływu.

Wnioski

1. Wody powierzchniowe zasilające Jeziora Miedwie w badanych zlewniach cząstkowych charakteryzuje duża zmienność stężeń składników mineralnych.
2. Punktowe źródła zanieczyszczeń (oczyszczalnie, kanalizacje, małe cieki przepływające przez wsie) wywierały decydujący wpływ na wysokość stężeń badanych składników w ciekach.
3. O zakwalifikowaniu wód powierzchniowych do klas czystości decydowała przede wszystkim zawartość w nich związków potasu, fosforu a w mniejszym stopniu azotu (N-NO_3 i N-NH_4).
4. Duże zaniedbania w sanitacji wsi (brak kanalizacji, oczyszczalni, brak kontroli wywozu zawartości szamb lub całkowity brak szamb) w badanych zlewniach cząstkowych stwarzają realne zagrożenie dla czystości wód Jeziora Miedwie i wymagają podjęcia szeregu działań dla zapewnienia jej poprawy.

Literatura

- [1] Durkowski T., Burakiewicz B. 1997. *Zmiany klas czystości wód rzeki Gowienicy*. Zesz. Nauk. A R we Wrocławiu, 293 T1; 147-156.
- [2] *Dni Polowe -IMUZ-USEPA*. Szczecin-Falenty 1993, 1994, 1995. (maszynopis)
- [3] *Powszechny spis rolny*. 1996. Urząd Statystyczny, Szczecin
- [4] *Rozporządzenie MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 w sprawie klasyfikacji wód*. Dz. U. nr 116, poz. 503.
- [5] Wierzchowska E. 1995. *Jakość wód Miedwia na podstawie badań WIOŚ w latach 1992-1995*. 1-20ss. (maszynopis)

Summary

Surface water quality and village infrastructure on chosen Miedwie lake subbasin. All villages (28) located on Miedwie Lake subbasins has water supply systems, but only 5 of them is fully equipped 7 partly on sewage systems. Only 5 existing sewage treatment has mechanical and biological part. Mineral components concentrations in waters from investigated basins were strongly diversified. Phosphorus, potassium, partly N-NO_3 and N-NH_4 decided about water quality. Point sources - sewage system, sewage treatments, small water ditches - was a main source of water pollution.

Tadeusz Durkowski

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Falentach, Oddział w Szczecinie

ul. Czesława 9

71-504 Szczecin

WPLYW LESISTOŚCI ZLEWNI NA JAKOŚĆ WÓD RZECZNYCH WOJEWÓDZTWA BIAŁOSTOCKIEGO

EFFECT OF WATERSHED FORESTATION ON RIVER WATER QUALITY IN BIAŁYSTOK REGION

Andrzej Górniak, Piotr Zieliński

Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku

Wstęp

Rzeka jest ekosystemem otwartym, którego funkcjonowanie zależy od dopływu materii organicznej z ekosystemów lądowych (Schiff i in. 1990, Grieve 1994, Zalewski 1994, Dillon, Molot 1997, Mulholland 1997) i charakteru zlewni bezpośredniej (Kajak 1994). Pokrycie gleby naturalnymi zespołami roślinności drzewiastej z niezmiennym profilem glebowym ma istotny wpływ na krążenie wody, a tym samym na ilość i jakość odpływających wód ze zlewni (Wróbel 1988). W warunkach zbliżonych do naturalnych detrytus ze ściółki leśnej i próchnica z gleb mineralnych dostaje się do ekosystemów wodnych jako główny składnik rozpuszczonych związków węgla organicznego (DOC), przeważnie w postaci substancji humusowych (Guggenberger, Zech 1994, Górniak 1996). W trakcie zagospodarowania zlewni, któremu zazwyczaj towarzyszy znaczne wylesienie, gleby uprawne lub indusdroziemy zmieniają warunki obiegu wody, a także charakter obiegu geochemicznego wielu związków mineralnych (Hill 1980) i organicznych (Eckhardt, Moore 1990). Zwiększa się rola zasilania obszarowego (rozproszonego) w zanieczyszczaniu wód powierzchniowych. Dlatego coraz częściej w działaniach na rzecz poprawy jakości hydrosfery dokonuje się oceny wpływu zagospodarowania zlewni, jej użytkowania na jakość wód powierzchniowych (Zalewski 1994).

Na terenie województwa białostockiego szereg zlewni jest w pełni zalesione zespołami zbliżonymi do naturalnych (duże zespoły leśne np. Puszcza Białowieska i Puszcza Knyszyńska), jednocześnie funkcjonują zlewnie o małym zalesieniu (Sokołowski 1991). Istnieją więc sprzyjające warunki do przeprowadzenia analizy wpływu zalesienia na jakość wód rzecznych, która może być użyteczna przy planowaniu i kształtowaniu krajobrazu wiejskiego.

Material i metody badań

Badania hydrochemiczne prowadzono od maja 1996 do października 1997r. w 42 punktach pomiarowych zlokalizowanych w zlewniach 35 rzek województwa

białostockiego. Obszar wszystkich analizowanych zlewni (7800 km^2) stanowi blisko 80% obszaru województwa. Badane zlewnie charakteryzują się zróżnicowaną powierzchnią (od $11,3$ do 4302 km^2), morfologią i zalesieniem (od $1,8$ do $97,4\%$), przy średniej lesistości $31,8\%$. Wśród nich wydzielono cztery grupy: I - zlewnie wylesione (zalesienie mniejsze niż 25%), II - o małym stopniu zalesienia zlewni (zalesienie $25-50\%$), III - o dużym stopniu zalesienia zlewni (zalesienie $50-75\%$), IV - zlewnie leśne (zalesienie ponad 75%).

Próby wody do analiz pobierano trzy razy do roku: w maju, lipcu, październiku, na każdym stanowisku 6-krotnie, z nurtu rzeki aparatem Bernatowicza. Sytuacja hydrologiczna w rzekach w trakcie poboru prób była typowa dla okresu wiosennego, lata i jesieni. Bezpośrednio w terenie mierzono przewodność elektryczna i temperaturę wody. Pozostałe 15 parametrów fizycznych i chemicznych oznaczano tego samego dnia w laboratorium. Analizy chemiczne wody obejmowały najważniejsze parametry wody, które oznaczano metodami opisanymi przez Hermanowicza i in. (1976). Analizatorem węgla organicznego TOC-5050A firmy Shimadzu oznaczano stężenia DOC w wodach. Badania wykonano w ramach projektu KBN nr 6 P04F 02409.

Wyniki

Badane rzeki miały wody o odczynie od $6,94$ do $7,83$. Zakres wahań stężeń tlenu mieścił się w przedziale od $4,3$ do $11,8 \text{ mg/dm}^3$, a stopień wysycenia wody tlenem wynosił średnio 84% . Zawartość DOC w badanych rzekach ulegała znacznym wahaniom w przedziale od $5,6 \text{ mgC/dm}^3$ do 33 mgC/dm^3 . Przewodność właściwa wód rzek województwa białostockiego wyniosła średnio $458 \mu\text{S/cm}$.

Wody zlewni o największym stopniu zalesienia ponad 75% posiadały najniższą średnią temperaturę spośród badanych rzek $11,8^\circ\text{C}$ i najniższą średnią wartość pH (tab. I). W grupach zlewni o różnym zalesieniu w dość znacznym stopniu zmieniały się średnie stężenia tlenu rozpuszczonego w wodach i stopień jego wysycenia, a zanotowane różnice średnich są istotne statystycznie. Najmniej tlenu, a także najniższe wysycenie wody tlenem było w wodach rzek leśnych i charakteryzowały się najmniejszą amplitudą stopnia nasycenia wody tlenem (tab. I).

Średnie stężenia DOC w wodach rzek wylesionych (grupa IV) były prawie dwa razy mniejsze niż w zlewniach o zalesieniu ponad 75% (tab. I). Natomiast przewodność właściwa rzek wylesionych jest znacznie większa i o największym zakresie zmian niż w rzekach odwadniających zlewnie IV grupy. Najmniejsze średnie stężenia jonów wapnia i magnezu zanotowano w wodach rzek o zalesieniu zlewni ponad 75% . Różnica między zawartością wapnia w wodach zlewni grupy IV i zlewni wylesionych jest istotna statystycznie i wynosi średnio 20 mg/dm^3 . Wody zlewni o największym zalesieniu posiadały najmniejsze średnie stężenie sodu (tab. I). Porównując obie skrajne grupy zlewni pod względem zalesienia okazuje się, że

średnie stężenia sodu były w zlewniach grupy IV dwukrotnie większe niż w rzekach zlewni o lesistości mniejszej niż 25%.

Najmniejsze średnie stężenia żelaza zanotowano w wodach zlewni wylesionych, a największe w wodach zlewni o największym zalesieniu. Zmiany średnich stężeń wodorowęglanów i siarczanów nie wykazują jednolitego trendu w poszczególnych grupach lesistości (tab. I). Stężenia jonów chlorkowych w wodach zlewni wylesionych były dwukrotnie większe w porównaniu z wodami zlewni z IV grupy. Najmniejsze stężenia i zakres stężeń ortofosforanów i azotanów stwierdzono w rzekach IV grupy (tab. I), a rzeki odwadniające obszary najbardziej wylesione miały średnio 3-krotne więcej azotu azotanowego niż w zlewniach o największym zalesieniu. Największe stężenia jonów amonowych wystąpiły w wodach zlewni wylesionych, w pozostałych typach zlewni ilości $N-NH_4$ były podobne, różniły się jedynie zakresem zmian.

Prowadzone badania wykazały wyraźne sezonowe zmiany składu chemicznego wód między zlewniami o różnym udziale zalesienia. Najbardziej są one widoczne między zlewniami o skrajnym średnim zalesieniu (zlewnie grupy I i IV).

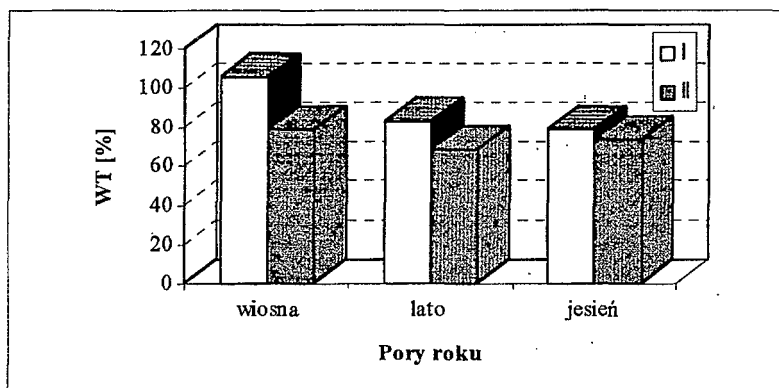
Największe różnice między temperaturą wód rzecznych o odmiennym zalesieniu zlewni wystąpiły wiosną (o około $5^{\circ}C$), a mniejsze latem i jesienią. Podobne tendencje dotyczyły średnich stężeń tlenu rozpuszczonego w wodach, a największe wiosenne stężenia wystąpiły w zlewniach wylesionych. Stopień wysycenia wody tlenem w porach roku był zróżnicowany od stanów przesylenia wody tlenem w maju w zlewniach wylesionych do kilkudziesięciu procent jesienią. Wody rzek o największym zalesieniu zlewni w całym okresie badań charakteryzowały się niższym stopniem wysycenia wody tlenem niż w przypadku zlewni wylesionych (ryc. 1).

Rzeki o zalesieniu zlewni ponad 75% wykazywały stopniowy wzrost średniej przewodności właściwej od wiosny do jesieni. Podobne tendencje zanotowano w wodach rzek zlewni wylesionych z tym, że średnie w tych ostatnich były o jedną trzecią większe niż w ciekach terenów leśnych. Najwyższe stężenie DOC w rzekach notowano wiosną, zaś najmniejsze jesienią. Od wiosny do jesieni zaobserwowano spadek stężeń DOC, a wraz z nim zmniejszały się różnice stężeń między typami zlewni (ryc.2).

Tabela I. Średnie wartości parametrów fizykochemicznych $\pm$ odchylenie standardowe w grupach zlewni o określonej lesistości (lata 1996 i 1997).

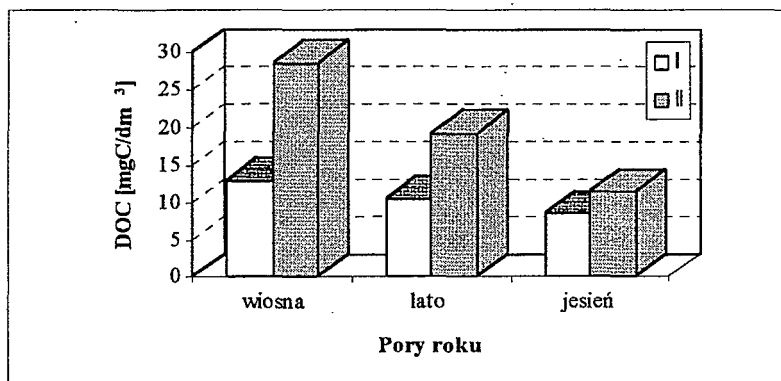
Table I. Mean concentrations of physico-chemical parameters ($\pm$ SD) in rivers water with different per cent of catchment forestation (years 1996 and 1997).

PARAMETR	LESISTOŚĆ ZLEWNI			
	0-25% n=51	25-50% n=60	50-75% n=66	75-100% n=69
Temperatura [°C]	15,0 $\pm$ 4,5	12,8 $\pm$ 4,7	12,4 $\pm$ 4,5	11,8 $\pm$ 5,1
pH	7,51 $\pm$ 0,30	7,34 $\pm$ 0,33	7,33 $\pm$ 0,40	7,22 $\pm$ 0,34
Przew.wł. [μ S/cm]	611 $\pm$ 202	454 $\pm$ 92	378 $\pm$ 65	388 $\pm$ 90
Tlen [mg/dm^3]	9,04 $\pm$ 2,90	9,16 $\pm$ 3,08	9,17 $\pm$ 3,43	8,26 $\pm$ 2,89
Wys. tlenem [%]	88,4 $\pm$ 27,4	84,1 $\pm$ 23,5	84,6 $\pm$ 28,0	73,5 $\pm$ 22,4
Barwa Pt [mg/dm^3]	87 $\pm$ 53	90 $\pm$ 86	120 $\pm$ 91	124 $\pm$ 74
DOC [mg/dm^3]	10,63 $\pm$ 7,95	13,50 $\pm$ 9,31	15,62 $\pm$ 10,73	19,71 $\pm$ 14,71
Ca [mg/dm^3]	91,41 $\pm$ 17,35	77,05 $\pm$ 12,86	65,46 $\pm$ 9,40	69,29 $\pm$ 12,29
Mg [mg/dm^3]	15,08 $\pm$ 5,51	9,49 $\pm$ 4,07	8,34 $\pm$ 2,56	9,17 $\pm$ 3,79
Na [mg/dm^3]	15,27 $\pm$ 14,65	9,18 $\pm$ 6,96	8,65 $\pm$ 8,12	7,43 $\pm$ 7,17
K [mg/dm^3]	4,11 $\pm$ 3,83	2,81 $\pm$ 1,85	2,21 $\pm$ 2,41	1,43 $\pm$ 1,82
Fe [$\mu\text{g/dm}^3$]	447 $\pm$ 196	507 $\pm$ 295	479 $\pm$ 427	553 $\pm$ 382
Cl [mg/dm^3]	23,7 $\pm$ 15,0	16,3 $\pm$ 4,7	14,1 $\pm$ 3,9	11,4 $\pm$ 3,7
HCO ₃ [mg/dm^3]	303,6 $\pm$ 57,1	254,7 $\pm$ 46,5	219,3 $\pm$ 35,5	238,3 $\pm$ 65,3
SO ₄ [mg/dm^3]	45,5 $\pm$ 16,5	42,8 $\pm$ 15,5	41,4 $\pm$ 14,4	47,3 $\pm$ 15,2
N-NO ₃ [$\mu\text{g/dm}^3$]	1824 $\pm$ 2455	1021 $\pm$ 822	889 $\pm$ 695	636 $\pm$ 1029
N-NH ₄ [$\mu\text{g/dm}^3$]	207 $\pm$ 159	156 $\pm$ 52	202 $\pm$ 199	142 $\pm$ 46
P-PO ₄ [$\mu\text{g/dm}^3$]	106,8 $\pm$ 139,2	110,8 $\pm$ 86,4	165,2 $\pm$ 216,3	83,4 $\pm$ 40,2
P _{org.} [$\mu\text{g/dm}^3$]	275,7 $\pm$ 440,8	189,8 $\pm$ 248,1	243,5 $\pm$ 504,3	291,0 $\pm$ 406,9
P _{tot.} [$\mu\text{g/dm}^3$]	382,5 $\pm$ 462,1	300,6 $\pm$ 259,7	408,7 $\pm$ 675,0	374,4 $\pm$ 421,7



Ryc. 1. Sezonowe zmiany średniego wysycenia wody tlenem (WT) w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 1. Seasonal variations of mean oxygen saturation in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 2. Sezonowe zmiany średnich stężeń DOC w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

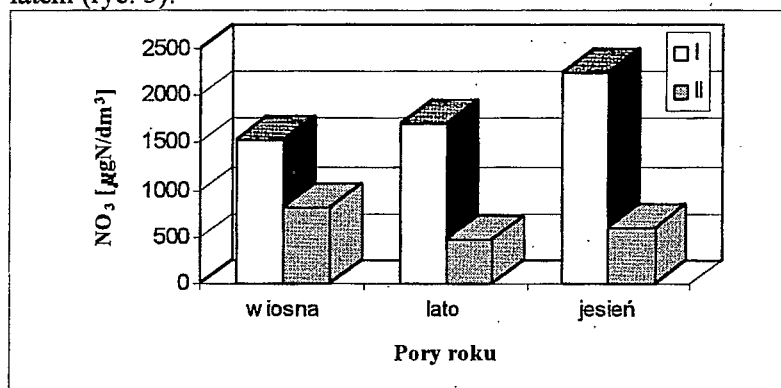
Fig. 2. Seasonal variations of mean DOC concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.

W zlewniach wylesionych (typ I) amplituda wahań stężeń DOC była znacznie mniejsza niż w zlewniach leśnych i stężenia DOC w ciekach grupy IV były dwukrotnie większe niż w ciekach wylesionych.

Średnie stężenia azotanów i jonów amonowych w zlewniach wylesionych wykazywały tendencję wzrostową od wiosny do jesieni, natomiast w zlewniach najbardziej zalesionych zaobserwowano w ciągu roku tendencję zupełnie odwrotną (ryc.3,4). W konsekwencji jesienią różnice stężeń form azotu mineralnego w rzekach zlewni o skrajnym zalesieniu były największe.

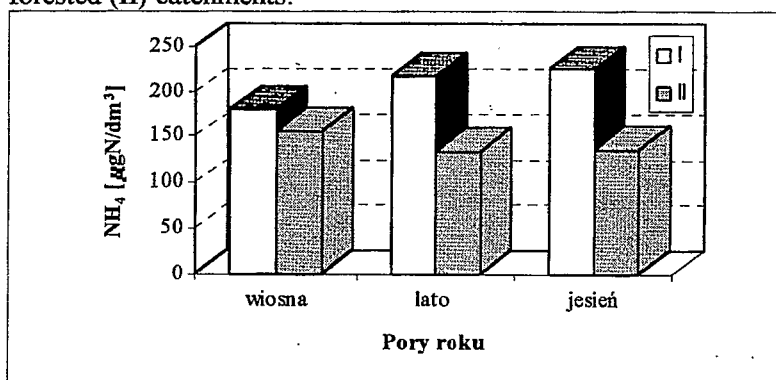
Zmiany stężeń potasu w cyklu rocznym kształtowały się różnie w obu typach zlewni. W zlewniach wylesionych średnie stężenia K były wysokie, a

największe stężenia zanotowano wiosną. W zlewniach grupy IV dynamika stężeń tego jonu przedstawiała się nieco inaczej i najwyższe stężenia potasu odnotowano latem (ryc. 5).



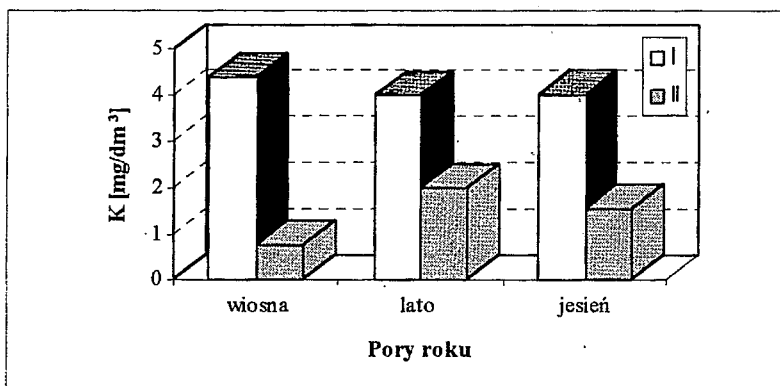
Ryc. 3. Sezonowe zmiany średnich stężeń NO_3 w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 3. Seasonal variations of mean NO_3 concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 4. Sezonowe zmiany średnich stężeń NH_4 w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 4. Seasonal variations of mean NH_4 concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.



Ryc. 5. Sezonowe zmiany średnich stężeń K w zlewniach wylesionych (I) i leśnych (II).

Fig. 5. Seasonal variations of mean K concentrations in deforested (I) and forested (II) catchments.

Wraz ze wzrostem zasilania obszarowego (wzrost przewodności właściwej) i HCO_3 stwierdzono istotny spadek stężeń DOC (tab. II). W ten sposób uruchamiany jest cały szereg procesów biochemicznych przyspieszających obieg materii w zlewni, potencjalnie obniżających jakość wód powierzchniowych wiejskich. Rzeki leśne w porównaniu z rzekami zlewni wylesionych wykazują większe naturalne wzbogacenie wód jonami żelaza i siarczanów, zaś wraz ze zmniejszeniem lesistości zlewni zwiększa się natlenienie, przewodność właściwa, stężenie Ca, Mg, Na, K oraz azotanów i chlorków. Potwierdzają to istotne współczynniki korelacji tych parametrów ze stopniem zalesienia zlewni (tab. II).

Dyskusja

Uzyskane wyniki wskazują na wyraźne na dość zadowalający stan jakości wód powierzchniowych województwa białostockiego w porównaniu do innych regionów Polski. Jedynie rzeki o zlewniach w znacznym stopniu wylesionych odwadniające tereny zurbanizowane (np. Biała) mają zmieniony skład chemiczny wód. Najmniejsze stężenia większości badanych parametrów wód rzecznych stwierdzono w ciekach leśnych (np. Krzywczanka, Jelonka). Składa się na to wiele czynników. Lasy występują z reguły na glebach uboższych w składniki pokarmowe (Wróbel 1988). Ponadto odpływ wody z tych obszarów jest mniejszy, niż przy innym użytkowaniu zlewni. Przyczyną mniejszego i równomiernego odpływu biogenów ze zlewni leśnych jest wzrost roślinności w ciągu całego roku i ciągle pobieranie jonów z roztworu glebowego. W wyniku specyficznego mikroklimatu leśnego, w okresie wiosennym występuje przedłużona retencja śniegu ułatwiająca zwiększone przenikanie wody do wód podziemnych z wolno topniejącego śniegu (Wilgat 1984). Ściółka oraz warstwa gleby bardzo często traktowana jest jako

swoistego rodzaju filtr wychwytyjący z roztworu niektóre substancje. Zdolność gleb do zatrzymywania i retencji różnych związków chemicznych zależy od wielu jej właściwości (Ryszkowski i in. 1990). Dużą też rolę odgrywa również piętrowy układ systemów korzeniowych roślinności leśnej (Wróbel 1988).

Tabela II. Istotne współczynniki korelacji parametrów fizykochemicznych z lesistością zlewni i DOC; w nawiasach podano poziom istotności.

Table II. Significant correlation coefficients between physico-chemical parameters and % of forests in the catchment, and DOC (level of significance in brackets).

PARAMETR	LESISTOŚĆ ZLEWNI	DOC
temperatura	-0,61 (0,000)	
pH	-0,50 (0,001)	-0,39 (0,012)
tlen rozpuszczony		-0,46 (0,003)
wysycenie tlenem		-0,55 (0,000)
przewodność właściwa	-0,67 (0,000)	-0,43 (0,004)
Ca	-0,63 (0,000)	-0,52 (0,000)
K	-0,56 (0,000)	
Na	-0,43 (0,005)	
Cl	-0,56 (0,000)	
HCO ₃	-0,49 (0,001)	-0,46 (0,002)
N-NO ₃	-0,43 (0,004)	
DOC	0,46 (0,002)	

W całym okresie badań najwyższe stężenia DOC notowano w grupie rzek o zlewniach o największym zalesieniu, szczególnie w okresie wiosennym. Jest to spowodowane podwyższonym zasilaniem rzek substancjami humusowymi (HS) pochodzącymi z próchnicy gleb leśnych, które w wodach powierzchniowych stanowią blisko 50-60% DOC (Górniak 1996). Wiosenny wzrost stężeń DOC obserwowali podczas roztopów McKnight i Bencala (1990). Natomiast latem obserwowany był spadek stężeń DOC pod wpływem biogenicznej mineralizacji potęgowanej degradacją struktur organicznych po wpływie promieniowania UV, szczególnie w wodach zlewni wylesionych. Rzeki zlewni terenów leśnych posiadają generalnie wody bardziej zakwaszone dużymi ilościami kwasów humusowych. Z analiz statystycznych jednoznacznie wynika, że wraz ze wzrostem zalesienia nizinnych zlewni regionu białostockiego zmniejsza się średnia wartość pH wody (tab. II). Podobny mechanizm zakwaszenia wód przez SH był opisywany przez Kullberga i in. (1995). Ponadto naturalny proces wzbogacania materią organiczną rzek obszarów leśnych powoduje obniżenie wysycenia wody tlenem do wartości

typowych dla rzek antropogenicznie zanieczyszczonych (tab.II). Wówczas polska użytkowa klasyfikacja wód zawodzi i sztucznie zaniża ocenę jakości wód. Istnieje więc pilna potrzeba opracowania takiej klasyfikacji dla nizinnych terenów leśnych.

Zwiększone zagospodarowanie rolnicze obszarów nizinnych, a za tym idące wylesienie zlewni drastycznie zmienia warunki fizyko-chemiczne funkcjonowania hydrobiontów w wodach powierzchniowych. W odsłoniętych korytach rzecznych następuje szybki rozwój zbiorowisk roślinności niższej w szczególności glonów. Pod wpływem promieniowania UV uaktywnia się fotochemiczny rozpad kompleksów mineralno-organicznych (Kulovaara, 1995) któremu towarzyszy wzrost stężeń wodorowęglanów potencjalnego źródła węgla dla autotrofów.

Propagując zrównoważony rozwój obszarów wiejskich należy mieć na uwadze postępującą eutrofizację wód powierzchniowych wywołaną jedynie biogenami pochodzenia naturalnego, nazwaną jako humoeutrofizacja (Górniak 1996). Jednym ze sposobów jej ograniczenia jest tworzenie stref zadrzewień (zacienienia) wzdłuż cieków wodnych.

Wnioski

1. Wzrost lesistości zlewni sprzyja zmniejszeniu przewodności właściwej wód rzecznych oraz stężeń większości anionów i kationów.
2. Charakter zagospodarowania zlewni jest jednym z głównych czynników wpływających na stężenie DOC w rzekach, gdyż rzeki zlewni o lesistości ponad 75% charakteryzują się średnio dwukrotnie większym stężeniem węgla organicznego niż rzeki obszarów wylesionych (<25%).
3. W planach zagospodarowania zlewni rolniczych powinno się dążyć do tworzenia ciągów zakrzewień ograniczających degradujący wpływ promieniowania UV na kompleksy mineralno-organiczne w wodach rzek.
4. DOC jest jednym z czynników powodujących humoeutrofizację rzek opuszczających tereny zalesione.

Literatura

- Dillon P.J., Molot L.A. 1997. *Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments*. Water Res. Research, 33:2591-2600.
- Eckhardt B.W. i Moore T.R. 1990. *Controls on dissolved organic carbon concentrations in streams, southern Quebec*. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47: 1537-1544.

- Górniak A., 1996. *Substancje humusowe i ich rola w funkcjonowaniu ekosystemów słodkowodnych*. Dissertationes Universitatis Varsoviensis 448, Białystok. 86 ss.
- Grieve I.C. 1994. *Dissolved organic carbon dynamics in two streams draining forested catchments at Loch Ard, Scotland*. Hydrol. processes 8: 457-464.
- Guggenberger G., Zech W. 1994. *Dissolved organic carbon in forest floor leachates: simple degradation products or humic substances?* Sci. Total Environ. 152: 37-47.
- Hermanowicz W., Dożańska W., Dojlido J. i Koziorowski B. 1976. *Fizyczno-chemiczne badanie wody i ścieków*. Warszawa, Arkady: 846 ss.
- Hill A.R. 1980. *Stream cation concentrations and losses from drainage basins with contrasting land uses in Southern Ontario*. Water Res., 11: 1295-1305.
- Kajak Z., 1994. *Hydrobiologia. Ekosystemy wód śródlądowych*. FUW, Białystok, 326 ss.
- Kullberg A., Bishop K.H., Hargeby A., Jansson M. and Petersen R.C. Jr. 1993. *The Ecological Significance of Dissolved Organic Carbon in Acidified Waters*. Ambio. 22: 331-337.
- Kulovaara M., Corin N., Backlund P., and Tervo J., 1996. *Impact of UV₂₅₄-radiation on aquatic humic substances*. Chemosphere 33: 783-790.
- McKnight D.M. and Bencala, K.E. 1990. *The chemistry of iron, aluminium and dissolved organic material in three acids, metal-enriched, mountain streams, as controlled by watershed and instream processes*. Wat. Resour. Res. 26: 3087-3100.
- Mulholland P.J. 1997. *Dissolved organic matter concentration and flux in streams*. Journal of the North American Benthological Society, 16: 131-141.
- Ryszkowski L., Bartosiewicz A., Marcinek J., 1990. Bariery biogeochemiczne [w:] (red.) Ryszkowski L., Marcinek J., Kędziora A., *Obieg wody i bariery biogeochemiczne w krajobrazie rolniczym*. Wyd. UAM, Poznań, 167-183.
- Shiff S.L., Aravena R., Trumbore S.E., Dillon P.J. 1990. *Dissolved Organic Carbon Cycling in Forested Watersheds: A carbon Isotope Approach*. Water Res. Research, 26: 2949-2957.
- Sokołowski A.W. 1991. *Przyrodnicze obiekty chronione województwa białostockiego*. Białystok: 150 ss.
- Wetzel R.G. i Manny B.A., 1977. *Seasonal changes in particulate and dissolved organic carbon and nitrogen in hardwater stream*. Arch. Hydrobiol. 80(1): 20-39.
- Wilgat T., 1984. *Ochrona zasobów wodnych Polski*. PWN, Warszawa-Łódź, 59 ss.
- Wróbel S., 1988. *Ekochemia wód śródlądowych*. [w:] Tarwid K., (red.) *Ekologia wód śródlądowych*. PWN, Warszawa, 139-186.
- Zalewski M., 1994. *Rola ekotonowych stref buforowych w regulacji zanieczyszczeń obszarowych i przyspieszaniu tempa samooczyszczania rzek*. [w:] (red.) Zalewski M. *Zintegrowana strategia ochrony i zagospodarowania ekosystemów wodnych*. PIOŚ, Łódź: 25-33.

Summary

Effect of watershed forestation on river water quality in Białystok region. Chemical composition of rivers water from 42 lowland watersheds in Białystok region were investigated in 1996-1997. The extent of forests was negatively correlated with specific conductivity, concentrations mostly cations and anions as well as DOC. Humoeutrophication of surface water play an important role in river water quality, specially in watersheds modiflicated by agriculture.

Andrzej Górniak,
Piotr Zieliński,
Instytut Biologii, Uniwersytet w Białymstoku,
ul. Świerkowa 20B, 15-950 Białystok

JAKOŚĆ WÓD POWIERZCHNIOWYCH ELEMENTEM MONITORINGUJĄCYM ZANIECZYSZCZENIA W ZLEWNI GÓRSKIEJ

QUALITY OF SURFACE WATER AS AN ELEMENT MONITORING POLLUTION IN MOUNTAIN BASIN

Czesław Lipski,¹ Marian Michalczewski²

¹ Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska AR w Krakowie

² Katedra Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód AR w Krakowie

Wstęp

Prawidłowe zagospodarowanie zlewni cieków ma istotne znaczenie dla zapewnienia wody odpowiedniej do celów konsumpcyjnych. Przy obecnym stanie zanieczyszczenia środowiska naturalnego problem ten wymaga wnikliwych badań, zarówno nad zagospodarowaniem i użytkowaniem zlewni, jak również jakością wód przewidzianych dla zaopatrzenia mieszkańców. (Lipski Cz., Michalczewski M., 1995a,b; Michalczewski M., Lipski Cz., 1994, 1995).

Sposób zagospodarowania zlewni wynika w dużym stopniu z ukształtowania terenu i wiąże się ściśle z warunkami klimatyczno-glebowymi. W poszczególnych regionach fizyko geograficznych Polski, w zależności od warunków przyrodniczych i sposobu zagospodarowania, zjawiska transportu rumowiska powodowanego erozją powierzchniową i liniową przebiegają bardzo różnorodnie zarówno pod względem intensywności jak i kształtowania się ich form. Erozja powoduje zmniejszenie się zasobów glebowych, a w czasie wezbrań zanieczyszczenia cieków i zbiorników wodnych, co prowadzi do zarastania roślinnością wodną. Przyczynia się też do zmniejszenia zasobów wodnych w zlewni o glebach pylastych, wskutek kolmatacji warstwy powierzchniowej gleby, zmniejszającej infiltrację. Istnieje zatem istotny

związek między użytkowaniem a gospodarką wodną profilu glebowego, ochroną wód a efektywnością produkcji rolniczej i leśnej.

Dotychczas prowadzono wiele prac zmierzających do określenia zanieczyszczeń wód spowodowanych działalnością rolniczą, a więc wskutek stosowania nawozów mineralnych i środków ochrony roślin. Obecnie nasila się gwałtownie problem zanieczyszczenia gleb i wód, ponieważ zwiększyły się znacznie źródła ich pochodzenia.

Wymywanie oraz zmywanie nawozów mineralnych do rzek i potoków jest główną przyczyną ich eutrofizacji. Jest to problem występujący na obszarze całej Polski. Zwiększenie nawożenia mineralnego wymaga specjalnej troski o cieki wodne. Mogą one być chronione przez pasy łąk oraz zarośli, tworzących naturalny filtr wód spływających z pól uprawnych. Kierunkiem przyszłościowym jest propagowanie rolnictwa biodynamicznego, nie wymagającego tak dużej ilości nawozów mineralnych i pestycydów (Dobija A., Wilk A., Zbadyńska E., 1979; Jagła S., Kopeć S., Kostuch R., Prochal P. 1968; Lipski Cz., Kostuch R., 1996).

Celem pracy jest przedstawienie wpływu zagospodarowania i użytkowania zlewni potoku Kasinka na zanieczyszczenie i jakość wód powierzchniowych w badanej zlewni.

Metoda badań

W pracy przedstawiono wyniki 5-letnich badań przeprowadzonych w latach 1987-1991 na obszarze zlewni potoku Kasinka. Obok warunków fizjograficznych i hydrologicznych zlewni, przedstawiono zawartości składników fizyko-chemicznych wód potoku Kasinka w strefie ujściowej do rzeki Raby. Próbkę do badań fizyko-chemicznych pobierano raz w miesiącu w losowo wybranym terminie i oznaczono metodami standardowymi. Zlewnię tę wytypowano jako charakterystyczną dla górnego dorzecza Raby pod względem warunków fizjograficznych oraz sposobu użytkowania. Warunki klimatyczne opracowano na podstawie pomiarów własnych oraz danych opublikowanych przez IMGW.

Charakterystyka zlewni

Badana zlewnia położona jest w Karpatach Zachodnich w Beskidzie Wyspowym. Potok Kasinka jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Raby i wpływa do niej w km 91+200. Powierzchnia całej zlewni Kasinki wynosi 49,7 km², długość całego potoku do ujścia do Raby 16,2 km. Powierzchnia zlewni potoku Kasinka do przekroju zapory w km 4+706 wynosi 32,0 km². Potok posiada kilkanaście dopływów, z których największym jest dopływ o nazwie Węglówka. Gęstość sieci hydrograficznej wynosi 1,77 km/km². Sieć rzeczna uwarunkowana jest budową

geologiczną, przepuszczalnością utworów oraz wielkością opadów atmosferycznych.

Roczny opad w zlewni wynosi 914 mm, a średnia temperatura powietrza 7,5 °C. Liczba dni mroźnych wynosi 40-45, natomiast dni z przymrozkami 100-150. Okres wegetacyjny trwa od 200-210 dni. Zlewnia jest użytkowana rolniczo.

W budowie geologicznej zlewni potoku Kasinka wyróżnić można utwory nadkładu czwartorzędowego i podłoża glinowego, trzeciorzędowo-kredowego. W czasie ruchów górotwórczych skały osadowe zostały oderwane od starszego podłoża, pofałdowane i nasunięte na siebie tworząc płaszczowinę. Jedną z tych płaszczowin zwana magurską stanowi jednostkę strukturalną zalegającą na badanym terenie.

Gleby w obszarze zlewni Kasinki wytworzone zostały z wietrzenia piaskowców magurskich oraz łupków i margli. Z utworów tych powstały gleby płytkie, szkieletowe w postaci glin lekkich i średnich. Gleby te zalegają w części północno-zachodniej zlewni i w partii szczytowej pasma Lubogoszczy. W terenach silniej urzeźbionych z wietrzenia margli, piaskowców podmagurskich, łupków pstrych, powstają gleby głębokie w rodzaju glin ciężkich pylastych i glin średnich pylastych o mniejszej zawartości szkieletu. W zlewni Kasinki grunty orne zajmują obszar 13,2 km² tj. 41,2% powierzchni zlewni.

Stosunki nachyleń zboczy terenu badanej zlewni przedstawia tabela 1.

Tabela 1. Rozkład spadków zlewni Kasinka

Table 1. Slopes distribution of the Kasinka basin

Przedziały spadków[%] Ranges of slopes [%]	Powierzchnia [km ²] Area [km ²]	% udział w badanej zlewni % of stream basin
0 - 3	1,9	6
3 - 6	1,8	6
6 - 10	4,4	14
10 -20	9,2	29
20 -30	8,6	27
> 30	6,1	18
	32,0	100

Największy obszar zajmują zbocza o nachyleniu 10 do 20% i 20 do 30%. Są to strome zbocza Lubogoszczy, Ćwilina i Śnieżnicy. Spadki od 0 do 10% zagospodarowane jako użytki rolno-pastwiskowe, pokrywają łącznie 26 % powierzchni badanej zlewni. Występują one w dolnych częściach zlewni i częściowo w partiach wierzchowinowych wzniesień w części północno-wschodniej i

południowo-zachodniej części zlewni. Średni spadek powierzchni zlewni liczony wg. Prochala wynosi 18,19%

Strukturę użytkowania zlewni przedstawia tabela 2. Użytkowanie badanej zlewni charakteryzuje się dość dużym udziałem lasów zajmujących ponad 44,4% powierzchni. Grunty orne stanowią 41,2%. Stosunkowo niewielki procent stanowią użytki zielone oraz nieużytki.

Ponieważ większość powierzchni badanej zlewni zajmują lasy, w tabeli 3 przedstawiono ich skład gatunkowy oraz opisano ważniejsze typy siedlisk leśnych. Na obszarze zlewni Kasinki przeważają świerk, sosna, buk, jodła oraz olsza szara.

Tabela 2. Użytkowanie zlewni potoku Kasinka

Table 2. Utilization of basin Kasinka stream

Rodzaj użytku Kind of crops	Powierzchnia [km ²] Area [km ²]	% udział poszczególnych użytków - % of crop
lasy-forests	14,2	44,4
grunty orne-arable lands	13,2	41,2
użytki zielone-grasslands	2,3	7,2
nieużytki-wasteland	2,3	7,2
	32,0	100,0

Tabela 3. Udział poszczególnych gatunków drzew leśnych w badanej zlewni Kasinki

Table 3. Participation of particular tree species in the investigated Kasinka basin

Gatunek drzew Trees species	Powierzchnia [km ²] Area [km ²]	Udział w % do pow.zalesionej Percentage share in forestet area
Świerk (<i>Picea excelsa</i>)	5,70	17,8
Sosna (<i>Pinus silvestris</i>)	5,40	16,0
Buk (<i>Fagus silvatica</i>)	2,80	9,0
Jodła (<i>Abies alba</i>)	0,16	0,4
Olsza szara(<i>Alnus incana</i>)	0,14	0,4
	14,20	44,4

Na obszarze zlewni potoku Kasinka główny i przeważający udział mają wymienione niżej gatunki drzew.

Świerk - często został sztucznie wprowadzony na siedliska drzewostanów wyselekcjonowanych dla terenów wyżynnych, w tym lasu mieszanego oraz lasu

mieszanego wyżynnego. Zajmuje on wyższe partie zlewni ponad sosną, w zmieszaniu z sosną i jednostkowo bukiem oraz jodłą. Obecność tych dwóch ostatnich gatunków wskazuje, że dawniej tworzyły one główny trzon drzewostanów. Sosna - powierzchnie z przewagą sosny zajmują najniższe stoki Śnieżnicy, góry Wierzbanowskiej oraz niższe północne zbocza Lubogoszczy. We wszystkich tych położeniach sosna występuje w zmieszaniu ze świerkiem i brzozą. Występuje ona na siedliskach lasu mieszanego wyżynnego i boru świeżego.

Buk - tworzy zwarte kompleksy w wyższych partiach zlewni powyżej 600 m n.p.m. W przeszłości na tych obszarach występowały lasy bukowo-jodłowe, lecz na skutek niewłaściwej gospodarki jodła została usunięta, a buk jako bardziej ekspansywny gatunek zajął jej miejsce, dzięki większym możliwościom odnowieniowym przy pomocy samosiewu, zajmując siedliska lasu górskiego.

Jodła - jako lity drzewostan występuje na stokach góry Lubogoszczy, poza tym można szacować jej udział do 30% w przyszczytowych partiach, gdzie przeważającym gatunkiem jest buk. Zajmuje ona siedliska lasu mieszanego górskiego i lasu górskiego.

Olsza - występuje wyłącznie olsza szara w formie zarośli nad potokami do wysokości 700 m n.p.m.. Zarośla te mają raczej charakter zadrzewień o znikomej wartości gospodarczej, lecz spełniają dużą rolę w obudowie biologicznej potoków górskich.

Na terenie zlewni występują siedliska, które należy wydzielić z uwagi na przynależność terenu do różnych dzielnic przyrodniczo-leśnych. Do 600 m n.p.m., a więc na obszarze Podkarpacia spotykamy siedliska lasu świeżego oraz warianty wyżynne lasu mieszanego świeżego, lasu mieszanego i lasu świeżego. Wyższe partie powyżej 600 m n.p.m. należą do dzielnicy Beskidu Wyspowego i spotykamy tam siedliskowe typy lasu mieszanego górskiego i lasu górskiego. Skład drzewostanu na terenie zlewni w dużym stopniu odbiega od optymalnego. Obecny skład gatunkowy w dużym stopniu nie jest więc zgodny z siedliskiem. W tym przypadku drzewostany winny ulec przebudowie gatunkowej.

Wyniki badań

Istniejący stan użytkowania zlewni, na który składają się lasy o opisanych typach siedlisk, a także ich właściwości biotyczne oraz wykorzystanie rolnicze zlewni powodują określony reżim jakościowy wód powierzchniowych.

Na podstawie badań określono wielkości wskaźników ChZT, BZT₅ oraz zawartości chlorków, siarczanów, sodu, wapnia, potasu oraz wartości zawiesiny ogólnej i pH. Oznaczono także 23 inne parametry (m.in. fosforany, magnez, żelazo, mangan), które występują w niewielkich stężeniach i wykazują małą zmienność. W analizowanych próbkach wody występują wartości śladowe związków amonowych.

Wartości ChZT i BZT₅, skład chemiczny oraz zawiesinę ogólną wymywaną ze zlewni Kasinki w strefie ujściowej w postaci wartości średnich rocznych przedstawiono w tabeli 4. Maksymalne zawartości wskaźnika ChZT występują w 1980 roku, natomiast BZT₅ w 1987. Wysokie stężenia chlorków, siarczanów i zawiesiny ogólnej wystąpiły w 1989 roku, sodu i potasu w 1987, wapnia w 1988.

W tabeli 5 przedstawiono przebieg zmienności wartości średnich miesięcznych ważniejszych składników chemicznych i zawiesiny ogólnej w strefie ujściowej. Największe ilości chlorków wystąpiły w lutym, siarczanów w kwietniu, potasu w maju, sodu i zawiesiny ogólnej w listopadzie, wapnia w lipcu.

Zawartości poszczególnych składników chemicznych, a także wskaźniki zanieczyszczeń wód wskazują, że w badanym okresie wody potoku Kasinka w profilu przyujściowym należą głównie do I klasy czystości.

Tabela 4. Średnie roczne zawartości składników w mg/dcm³ w potoku Kasinka

Table 4. An average yearly contents of components in mg/dcm³ of Kasinka stream

Rok Year	Wskaźniki Indices		Składniki chemiczne Chemical components					Zawiesina ogólna Total suspension	pH
	ChZT	BZT ₅	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Na ⁺¹	Ca ⁺²	K ⁺¹		
1987	9,29	2,25	14,48	60,83	13,3	56,1	5,2	36,36	6,8
1988	11,09	1,19	10,64	77,50	5,3	60,6	2,1	30,89	6,8
1989	16,40	1,38	18,02	92,50	3,7	58,2	2,2	37,43	7,2
1990	24,07	1,93	9,60	81,60	5,2	59,7	2,4	32,15	7,3
1991	13,53	1,30	10,33	60,83	4,5	56,2	2,8	26,03	7,2

Tabela 5. Średnie miesięczne zawartości składników w mg/dcm³ w potoku Kasinka

Table 5. An average monthly contents of components in mg/dcm³ of Kasinka stream

Miesiąc Month	Składniki chemiczne - Chemical components					Zawiesina ogólna Total suspension
	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Na ⁺¹	Ca ⁺²	K ⁺¹	
I	11,7	90,0	7,0	58,8	3,1	20,5
II	32,6	94,0	6,4	54,8	2,7	28,8
III	9,6	98,0	4,8	52,8	2,2	40,6
IV	8,9	116,0	6,1	40,6	3,5	22,0
V	9,9	64,0	9,1	63,6	4,6	33,5
VI	9,6	94,0	6,4	62,6	2,8	17,2
VII	11,4	72,0	6,1	71,6	3,3	42,1
VIII	9,6	40,0	6,2	45,7	3,2	36,3
IX	10,3	76,0	6,4	67,2	2,4	34,7
X	17,8	26,0	6,8	69,1	4,3	48,4
XI	10,1	53,4	7,7	53,3	2,5	54,8
XII	10,4	55,0	5,0	54,7	1,3	34,2

Wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można stwierdzić:

- reżim jakościowy wód wskazuje na prawidłowe oddziaływanie siedlisk leśnych. Siedliska wykazują właściwości buforowe, zmniejszając oddziaływanie zanieczyszczeń pochodzących z atmosfery i rolnictwa,
- występuje korzystne oddziaływanie zadrzewień i zakrzaczeń znajdujących się w pobliżu cieków na przechwytywanie nadmiernych ilości substancji nawozowych, pochodzących z rolniczego wykorzystania zlewni,
- w celu zwiększenia zasobów wodnych zlewni, wskazane jest zalesienie gatunkami drzew liściastych występujących w tym rejonie, terenów o dużych spadkach, zdewastowanych przez erozję wodną liniową i powierzchniową,
- wytworzony przez przyrodę i człowieka stan jakości badanych wód jest zadowalający, gdyż dotychczas nie przekroczył norm dla I klasy czystości,
- powinna być prowadzona ciągła kontrola jakości wód powierzchniowych zlewni w celu oceny jej zrównoważonego rozwoju.

Literatura

- [1] Dobija A., Wilk A., Zbadyńska E. 1979. *Parametry morfometryczne zlewni rzecznych w południowo-wschodniej Polsce*. Zesz. Nauk. UJ. Prace Geograficzne, Z. 47, 89-98.
- [2] Jagła S., Kopeć S., Kostuch R., Prochal P. 1968. *Uwagi do obudowy biologicznej potoków i rzek górskich*. Wiad. Melior. i Łąk. Nr. 10, 215-218.
- [3] Lipski Cz., Kostuch R. 1996. *Wpływ użytkowania powierzchni na ochronę gleb przed erozją na terenach górskich*. Konferencja Nauk. nt. Wybrane problemy przyrodniczo-rolniczych podstaw inżynierii środowiska, Warszawa, 97-101.
- [4] Lipski Cz., Michalczewski M. 1995b. *Zmiany jakości wód powierzchniowych pod wpływem użytkowania zlewni Lubieńki*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa, 101-107.
- [5] Lipski Cz., Michalczewski M. 1995a. *Zanieczyszczenia środowiska wodnego rzeki Raby w jej górnym biegu*. Konferencja Nauk. Techn. nt. Odpady przemysłowe - zanieczyszczenie oraz ochrona gleby i wody. Bydgoszcz, 72-76.
- [6] Michalczewski M., Lipski Cz. 1994. *Reżim wymywania niektórych składników chemicznych przez wody potoku górskiego*. Roczniki AR w Poznaniu CCLXVI, Melioracje i Inżynieria Środowiska, Nr 14, 111-119.
- [7] Michalczewski M., Lipski Cz. 1995. *Antropopresyjne zmiany środowiska wodnego cieku górskiego na przykładzie potoku Kryniczanka*. Konferencja Nauk. Techn. nt. Odpady przemysłowe - zanieczyszczenie oraz ochrona gleby i wody. Bydgoszcz, 67-71.

Summary

Quality of surface water as an element monitoring pollution in mountain basin. Results of investigations on surface water quality in the Kasinka stream- right tributary of the Raba river regarding pollution indicators content and chosen chemical components were presented in the work. The investigations were carried out in the years 1987-1991 taking into consideration properties of basin characterized by use structure and management.

The basin was characterized regarding slopes distribution and area differentiated of forest habitats. The results of investigations on physical and chemical properties of the Kasinka stream water showed that water quality corresponds to the first class of purity what points out the process of differentiated management development the basin of mountain stream.

Czesław Lipski
Katedra Ekologicznych Podstaw Inżynierii Środowiska AR w Krakowie
Al. Mickiewicza 24/28
30-058 Kraków

Marian Michalczewski
Katedra Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód AR w Krakowie
Al. Mickiewicza 24/28
30-058 Kraków

EVALUATION OF CHEMISTRY OF WATER RUNNING FROM THE CATCHMENTS ČERVÍK AND MALÁ RÁZTOKA IN THE MORAVIAN - SILESIAN BESKIDS DURING THE FLOOD WAVE IN JULY 1997

Václav Lochman, Alois Chlebek, Milan Jařabáč

Forestry and Game Management Research Institute
15 604 Jíloviště-Strnady, CR

Problem

On the catchments Červík A, Červík B and Malá Ráztoka in the Moravian - Silesian Beskids the long - term hydrological research has been carried out (Chlebek, Jařabáč 1995).

Observation of chemistry of precipitational water taken from the measuring spillways is a part of this research.

In July 1997 this measurement was hit by the flood caused by extraordinary rain as well as by extraordinary flow wave. From 5th to 8th of July 198 mm of water with the daily maximum 205 mm on the 6th of July fell in the catchment Malá Ráztoka; in the same period the precipitational sum 340 mm and highest daily precipitation 139,6 mm were measured in the catchment Červík (Chlebek, Jařabáč 1997).

This contribution deals with the influence of high water flows on the content of dissolved substances and suspended sediments in the torrents of the above mentioned catchments.

Methods

The observed forested catchments are covered by stands of different mensurational values (parameters). Spruce stands to the age of 40 years are prevailing in the catchment Červík A, area of which is 88,2 ha (in the altitude 650 m to 854 m). On the catchment Červík B with the area of 84,3 ha in the altitude ranging from 650 m to 960 m, older and mature stands with spruce prevalence (75%) are still existing. In the last 30 years the original beech stands on more than 80% of the area were regenerated also mainly by spruce (56% composition) on the catchment Malá Ráztoka which area of 208 ha is situated into the elevation from 602 m to 1084 m. The detailed information is presented by Chlebek, Jařabáč (1995).

The analysis of water samples was done by the chemical laboratory FGMRI in Jíloviště -Strnady according to the instructions used for the international program EU/ICP Forests -observation of state and changes of forest ecosystems on the level II.

Results

The results of water analysis taken on the measuring spillways of the catchments Červík A, Červík B and Malá Ráztoka during the flood situation in July 1997 together with results acquired in the late June and early August are presented in table 1.

Table 1. Concentrations of dissolved substances on the catchments in Beskids during the flood wave in July 1997

Date of sampling	Flow l/s	pH	Cox	K	Na	Mg	Ca	Cu	Zn	Mn	Fe	Al	NH ₄ ⁺	Cl	F	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	P
mg.l ⁻¹																		
97-06-30	8,8	6,77	5,04	1,21	2,66	2,44	6,22	0,004	0,008	0,003	0,021	0,044	0,158	1,39	0,06	0,84	18,08	<0.01
97-07-07	1213,0	6,02	17,40	1,73	1,03	1,06	4,54	0,004	0,017	0,036	1,027	1,055	0,078	5,18	0,05	1,03	11,73	<0.01
97-07-08	655,0	6,08	6,36	1,05	1,01	1,16	3,19	0,002	0,019	0,012	0,095	0,165	0,555	1,02	0,06	0,45	12,67	<0.01
97-07-10	200,0	6,17	8,40	1,05	0,93	1,20	3,37	0,001	0,008	0,008	0,039	0,083	0,914	0,88	0,05	0,43	12,74	<0.01
97-08-04	5,6	6,46	2,28	1,15	1,65	2,26	6,13	0,004	0,004	0,002	0,021	0,027	0,072	1,92	0,05	0,24	15,49	<0.01
97-06-30	4,6	6,73	5,76	1,51	2,79	2,89	5,30	0,003	0,016	0,008	0,024	0,046	0,266	2,01	0,11	3,09	23,01	0,03
97-07-07	926,0	6,66	15,60	1,53	1,44	1,96	4,02	0,003	0,047	0,184	1,022	0,523	0,979	2,17	0,06	3,57	18,58	0,03
97-07-08	446,0	5,96	26,28	1,14	1,30	1,86	3,86	0,001	0,044	0,111	0,187	0,279	0,664	1,46	0,08	3,30	17,94	<0.01
97-07-10	160,0	5,89	6,12	1,22	1,42	2,10	4,01	0,002	0,036	0,071	0,039	0,188	0,727	1,39	0,08	3,48	20,64	<0.01
97-08-04	3,1	6,42	2,16	1,29	2,31	2,50	5,24	0,004	0,021	0,010	0,013	0,043	0,145	2,53	0,09	1,86	21,88	0,04
97-06-30	25,0	6,69	5,64	0,91	2,36	1,78	12,61	0,010	0,013	0,002	0,226	0,016	0,298	1,62	0,08	6,15	19,09	0,88
97-07-06	1000,0	6,37	5,52	0,84	1,07	0,77	6,58	0,002	0,005	0,001	0,068	0,087	0,702	1,30	0,06	4,71	12,34	0,72
97-07-06	4760,0	6,44	11,10	1,10	1,17	1,00	7,44	0,002	0,012	0,026	0,639	0,528	0,925	0,97	0,05	4,28	13,98	0,03
97-07-06	1810,0	6,52	6,72	0,78	1,32	1,07	7,65	<0.001	0,017	0,004	0,108	0,104	0,694	1,07	0,07	4,83	13,18	<0.01
97-07-07	6000,0	6,54	18,60	1,44	1,37	1,32	8,36	0,003	0,017	0,057	1,295	1,053	0,726	1,09	0,06	3,97	14,20	0,01
97-07-08	2560,0	6,57	2,64	0,72	1,78	0,95	6,90	0,001	0,027	0,002	0,042	0,051		0,90	0,04	3,57	14,93	<0.01
97-07-10	400,0	6,58	2,28	0,73	1,74	1,24	10,10	0,001	0,009	<0.001	0,021	0,034	0,590	1,24	0,05	3,71	16,63	<0.01
97-08-04	14,3	6,36	1,80	0,85	1,84	1,74	13,02	0,004	0,005	0,001	0,006	0,012	0,249	2,40	0,06	3,28	17,76	<0.01

On the catchment Červík A torrent water contained the highest concentrations of ions H⁺, K, Mn, Fe, Al, Cl⁻, NO₃⁻, C_{ox} during the highest observed flow in July 7, 1997. All flood water samples showed lower pH and lower concentrations of Na, Mg, Ca and SO₄²⁻ and higher contents of Mn, Fe, Al, NH₄⁺ and C_{ox} than was the average of water samples for the years 1994 to 1996 (table 2).

The highest contents of Mn, Fe, Al, NH₄⁺ and total P were found in the water taken from the torrent on Červík B during the flow culmination (July 7, 1997). In all flood samples (July 7 to 10, 1997) lower concentrations of Na, Mg, Ca and SO₄²⁻ than during lower flows were found (table 2).

Table 2. Average values of concentrations dissolved substances in torrent waters in the Beskids and limit values of concentrations in the years 1994-1996 (mg.l⁻¹)

	pH	Cox	Na	K	Mg	Ca	Zn	Mn	Fe	Al	NO ₃ ⁻	F	Cl	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻	Cu
Červík A																
min	5,90	1,30	1,06	0,80	1,57	4,50	0,001	0,001	0,001	0,001	0,10	0,001	0,50	14,10	0,010	0,00
max	7,40	15,12	2,90	1,43	3,10	7,80	0,096	0,020	0,074	0,260	3,10	0,340	3,32	39,10	0,140	0,01
average	6,85	3,35	1,99	1,12	2,44	6,40	0,022	0,005	0,023	0,038	1,16	0,077	1,91	18,00	0,059	0,00
Červík B																
min	5,30	0,50	1,29	0,90	1,90	3,80	0,011	0,001	0,001	0,001	0,10	0,008	0,70	8,10	-	0,00
max	7,40	66,00	4,07	1,53	3,20	7,17	0,084	0,112	0,122	0,210	8,60	0,380	4,59	37,10	-	0,01
average	6,54	6,96	2,36	1,14	2,75	5,73	0,042	0,015	0,016	0,048	2,98	0,108	2,67	21,90	0,081	0,00
Malá Ráztoka																
min	5,80	0,36	0,80	0,50	0,60	3,10	0,002	0,001	0,001	0,010	0,60	0,002	0,70	8,90	0,010	0,00
max	7,60	17,52	2,78	1,36	2,30	16,20	0,310	0,049	0,098	0,140	16,50	0,380	6,90	27,00	0,100	0,02
average	6,90	3,50	1,90	0,78	1,78	12,12	0,032	0,006	0,009	0,019	4,94	0,068	2,50	19,04	0,07	0,00

In the catchment Malá Ráztoka water taking was done in July 6, thus before the culmination of flood wave. Its analysis show that pH of water gradually decreased and content of P increased during the flow rising. The highest growths of concentrations of organic substances (C_{ox}), K, Fe, Mn and Al, overreaching the values found out in years 1994 to 1996 (table 2), are connected with the maximal flow. Concentrations of Na, Mg, Ca and SO₄²⁻ were of below-average values. On all observed catchments the concentrations of NO₃⁻, F⁻ and Cu in the torrent water did not overreach the average values found out in the years 1994 to 1996 (tables 1 and 2).

Intensity of soil erosion in the catchments is represented by sediment amount presented in table 3. It is higher on the catchment Červík than on this one on Malá Ráztoka. It is also obvious that soils with regenerated young forest stands on the catchment Červík A are more resistant than the soils under mature stands of the catchment Červík B.

Table 3. Amount of suspended sediments in flood water taken from the mesuring catchments

Catchment	Date of sampling	Specific flow q	Amount of sediments	Concentrations of organic substances in water
		Ls ⁻¹ .km ⁻²	kg.m ⁻³	mg.l ⁻¹
Červík A	97-07-07	1378	1,165	29,93
Červík B	97-07-07	1102	6,242	26,83
M. Ráztoka	97-07-06	2311	4,189	19,09
M. Ráztoka	97-07-07	2913	6,514	33,99
U vodárny	97-07-06	266	2,257	75,34

Conclusion

The different chemistry of water running into the resources in the observed catchments during the year can be caused by variable chemistry of precipitational water but the principal cause is the different interaction between running-off water and soil environment as well as soil mantle.

Possibility to substitute protons for cations, reflected in increment of pH of running-off water and of concentrations of cations Na, Mg, Ca, influences the flow rate. The increased contents of humus substances (C_{ox}) and metals (Fe, Mn and Al) cause their leaching from humus horizons at direct water running-off. At the beginning of flood wave also higher concentrations of K and P were observed in the water.

The greater resistance of soil against erosion at Malá Ráztoka is enabled by greater texture of soil mantle, parent rock and soil in comparison with the catchment Červík. Lower soil erosion on the catchment Červík A than on this one at Červík B, can be explained by existence of ground layer (grassing-up) on the catchment A that reaches the streambed of torrents. On the catchment Červík B the riversides are strengthened mainly by spruce roots because the herb layer is not developed on the full area in closed stands.

The mature stands catch the greater amount of heterogeneous substances from the air which is also the cause higher average concentrations of H ions (lower pH), metals (Zn, Mn, Al), SO_4^{2-} and F^- in the torrent water of the catchment Červík B.

References

- Chlebek, A., Jařabáč, M.: 40 let lesnicko-hydrologického výzkumu v Beskydech (1953-1983), Lesnický průvodce 2/1995, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti Jíloviště-Strnady, ISSN 0862-7657, 29 s., 30 tab., 95 obr.
Chlebek, A., Jařabáč, M.: Význam lesů pro ochranu před povodněmi. Zprávy VÚLHM, sv. 42, 2/1997, in press.

Václav Lochman, CSc., VÚLHM Jíloviště-Strnady, 156 04 Praha 5-Zbraslav,
Alois Chlebek, Ing. Milan Jařabáč, CSc., VÚLHM Jíloviště-Strnady, pracoviště HD
Permon, Pionýrů 1758, 738 01 Frýdek Místek

ZMIENNOŚĆ TRANSFERU ZANIECZYSZCZEŃ W WODACH RZEKI WILGI NA PRZESTRZENI LAT 1991- 1994 I W ROKU 1998.

CHANGES OF POLLUTANT TRANSFER IN WATER OF WILGA, RIVER BETWEEN 1991-1994 AND IN 1998.

Marcin Salwiński¹, Ewelina Szatko²

¹ Katedra Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód, AR Kraków

² Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk, AR Kraków

Wstęp

Od ponad dwudziestu lat przeszło połowa ludności naszego kraju jest zaopatrywana w wodę pitną z ujęć wód powierzchniowych. Zlokalizowanych najczęściej przy rzekach Wiśle i Odrze. Według rozporządzenia Ministerstwa Zdrowia oraz Ministerstwa Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 5 listopada 1991 r, ujęcia wód powierzchniowych doprowadzających wodę pitną dla konsumentów powinny być usytuowane na rzekach odpowiadających I klasie czystości. Łączna długość 43 dużych rzek w Polsce wynosi 8620 km. Rzeki polskie z 84% długości odcinków kontrolowanych w roku 1996 pomiarami wg kryterium bakteriologicznego prowadziły wody pozaklasowe. Stwierdzono śladowe ilości wód odpowiadających I klasie czystości (0,1%). Odrą płynęły wyłącznie wody pozaklasowe, natomiast Wisłą wody III klasy (14%) oraz pozaklasowe (86%). [Gospodarka Wodna nr 2 /1998].

Czysta woda jako surowiec staje się coraz cenniejsza. Jej brak oraz zła jakość stanowią barierę dla intensyfikacji produkcji rolnej, przemysłowej oraz całokształtu rozwoju życia społeczno - gospodarczego.

Trudno dzisiaj odtworzyć historię zanieczyszczenia rzek Polski. Z dostępnych materiałów wynika, że jeszcze w latach trzydziestych większość polskich rzek, w tym również Wisła mieściły się w I bądź II klasie czystości. Sytuacja ta zmieniła się diametralnie po II wojnie światowej. Okres powojenny to czas gwałtownego rozwoju przemysłu, również czas największej degradacji ekologicznej w naszym kraju. W obrębie zlewni dużych rzek powstały największe w Polsce aglomeracje miejsko - przemysłowe. Ich rozwój spowodował zwiększenie zapotrzebowania na wodę, tym samym powodując wzrost ilości ścieków, które w większości przypadków kierowane były wprost do odbiorników, jakie stanowiły wody powierzchniowe bez stosowania jakiegokolwiek systemu oczyszczania.

Sytuacja taka wywarła niekorzystny wpływ na sieć hydrograficzną i jakość wód powierzchniowych. Wiadomym stał się wówczas fakt, że rozwój gospodarczy nie może być prowadzony w formie walki z przyrodą, ale w taki sposób, aby zamiast niszczyć środowisko - chronił je. Decyzje jakie podjęto w aspekcie ochrony środowiska wodnego dotyczyły określenia stanu zanieczyszczenia rzek w Polsce.

Zlewnia Wisły odgrywa decydującą rolę w gospodarce wodnej całego kraju. Przy wprowadzeniu klasyfikacji stanu zanieczyszczenia rzek w Polsce planowano (MP nr 15, II 1972) doprowadzić Wisłę wraz z jej dopływami do takiego stanu, aby od ujścia Przemszy do ujścia Dunajca rzeka ta prowadziła wodę II klasy jakości, a poniżej Dunajca wodę odpowiadającą I klasie jakości [Dynowska, Maciejewski, 1991].

Jednak planowanych zamierzeń nie tylko nie udało się zrealizować, a wręcz przeciwnie, stan czystości wód rzeki Wisły ulegał systematycznemu pogorszeniu. W roku 1984 wody całej górnej Wisły były pozaklasowe i zgodnie z raportem GUS z roku 1996 stan taki utrzymuje się do chwili obecnej. W dolnym biegu górnej Wisły główną przyczyną złego stanu jakości wody było najczęściej zasolenie. Problem ten dotyczył również niemal wszystkich dopływów Wisły jak np: Skawinka, Dłubnia Wilga, Breń.

W przypadku Wilgi wpływ zasolenia był tak znaczny, że doprowadził do całkowitej degradacji tej rzeki. Średnie zasolenie wód Wilgi, do której odprowadzane były m.in. odcieki ze składowiska odpadów posodowych byłych Krakowskich Zakładów Sodowych „Solvay” osiągnęło w roku 1984 od 4600 g/m³ do maksymalnych wartości nawet 11000 g/m³ [Dynowska, Maciejewski, 1991].

Celem pracy było określenie stanu jakości wód rzeki Wilgi. Uzyskane wyniki analiz chemicznych pozwoliły na wyznaczenie zawartości substancji szkodliwych występujących w wodzie badanego ciek, oraz na określenie zmienności transferu zanieczyszczeń w wodach tej rzeki na przestrzeni lat 1991-1998.

Obszar badań i materiał wyjściowy

Rzeka Wilga jest jedynym większym prawobrzeżnym dopływem Wisły w obrębie miasta Krakowa. Ma charakter ciek, podgórskiego. Wypływa z Pogorza Wielickiego, ze wzgórz w rejonie Mietniowa, a jej źródła znajdują się na wysokości 370 m n.p.m. [Zinkow, 1981].

Dolina Wilgi rozciąga się w kierunku południowym, jest wąska, wcięta w łańcuch mioceniowych i wyścielona piaskami czwartorzędowymi. Zlewnię Wilgi pokrywa less pod którym zalegają utwory fliszowe trzeciorzędu (piaskowce, margle i łupki) oraz kredy (łupki i piaskowce). Powierzchnia zlewni wynosi 101 km², a całkowita długość ciek, 22,9 km. Prawie połowa długości rzeki (11,5 km) znajduje się w granicach administracyjnych Krakowa. Przyujściowy fragment rzeki zabezpieczony został wałami ze względu na możliwość wystąpienia cofki związanej

ze spiętrzeniem wód Wisły stopniem wodnym Dąbie. Wilga nie stanowi zagrożenia powodziowego dla Krakowa, gdyż praktycznie nie występuje z brzegów. Jest rzeką podgórską o znacznej prędkości prądu wody i spływowym charakterze odpływu. Według danych IMGW uśrednione z lat 1981 -1994 charakterystyczne przepływy wynoszą: SNQ 0,022 m³/s ; SWQ 12,3 m³/s. [IGPiK oddział w Krakowie , 1994]. W zlewni rzeki Wilgi na obszarze gmin Wieliczka, Świątniki i Mogilany nie ma większych zakładów przemysłowych. Są to tereny rolnicze, średnio zurbanizowane. Istniejące w tym rejonie fermy hodowlane, zakłady przetwórstwa rolno - spożywczego oraz zakłady produkcyjno - usługowe nie stanowią zagrożenia dla stanu czystości wody w rzece Wildze. Na terenie gminy Kraków jeszcze do niedawna istniało kilka zakładów przemysłowych, które wprowadzały ścieki do wód Wilgi. Szczególnie uciążliwymi były Instytut Odlewnictwa i KZS „Solway”. Od połowy 1992 r. Instytut Odlewnictwa nie odprowadza ścieków technologicznych do Wilgi. Ostatnim zinwentaryzowanym źródłem zanieczyszczenia rzeki są zlikwidowane Krakowskie zakłady Sódowe.

KZS „Solway”, powstały w 1901 r. w ówczesnej podkrakowskiej wsi Borek. W ciągu dziewięćdziesięciu lat swojego istnienia przeszły wszystkie koleje rozkwitu i upadku. W okresie największego rozwoju produkowały 600 ton sody kaustycznej i amoniakalnej oraz 50 tys. m³ odpadów na dobę. Gromadzone były one w charakterystycznych zbiornikach naziemnych zwanych „białymi morzami”.

Stawy osadowe usytuowane są w dolinie rzeki Wilgi, której koryto ze względu na pierwotnie niedogodne położenie zostało przesunięte w kierunku zachodnim. Stanowią one dwa zwarte kompleksy położone po obu stronach rzeki. Starszy znajduje się po lewej, a młodszy po prawej stronie. Całkowita powierzchnia zajmowana przez stawy wynosi ok. 70 ha, a szacunkowa objętość zawartych w nich odpadów ok. 6 mln ton. Szlamy poprodukcyjne kierowane były do stawów transportem hydraulicznym.

Zawierały one w swoim składzie węglan wapnia (CaCO₃) z domieszką siarczanu wapnia (CaSO₄) i krzemionki (SiO₂) w postaci drobnokrystalicznej zawiesiny w roztworze chlorku wapnia i wody. Odcieki ze stawów odprowadzane były systemem drenażowym do rowów opaskowych, a stamtąd do klarownika. Część wody z klarownika wprowadzano ponownie w obieg produkcyjny, a resztę odprowadzano bezpośrednio do rzeki Wilgi [Pałka , Sanecki , 1992].

Choć w roku 1990 podjęto decyzję o likwidacji zakładu, jednego z największych trucicieli na terenie miasta Krakowa, to w dalszym ciągu daje się zauważyć negatywne oddziaływanie składowiska na środowisko. Okresowe zrzuć ładunków zanieczyszczeń z „białych mórz” - rekultywowanej pozostałości po byłym przedsiębiorstwie, w dalszym ciągu bardzo silnie oddziałują na stan jakości rzeki Wilgi.

Materiałem wyjściowym niniejszego opracowania stały się wyniki analiz chemicznych udostępnione przez Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej

Oddział w Krakowie przedstawione w operacie pt. „Koncepcja poprawy jakości wody w rzece Wildze”. Powyższy materiał obejmował okres analiz 1991- 1994r. Badania prowadzone były w dwóch przekrojach pomiarowych, z których jeden zlokalizowany był w rejonie Swoszowic, a drugi w rejonie ujścia Wilgi do Wisły.

Zakres i metodyka badań

Analiza labolatoryjna obejmowała określenie szesnastu wskaźników [tab.nr 1]. Badania własne wznowiono w roku 1998. Próbkę pobrane zostały w tych samych przekrojach pomiarowych i poddane analizie chemicznej w Laboratorium Oceny Jakości Wody i Ścieków - Katedry Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód Akademii Rolniczej w Krakowie. Analizy wykonywane były zgodnie z powszechnie stosowaną metodyką. Uzyskane wyniki porównano z wartościami dopuszczalnymi, jakie określa Rozporządzenie MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi.

Na tej podstawie stwierdzono, iż większość z analizowanych wskaźników zanieczyszczeń wód rzeki Wilgi w rejonie Swoszowic odpowiada pod względem stężenia I klasie czystości. Z kolei w rejonie ujścia do Wisły jakość wody ulega pogorszeniu. Wyraźnie podwyższone zostają wartości stężeń większości wskaźników, niektórych tak radykalnie, iż wody Wilgi są wodami pozaklasowymi u ujścia do Wisły.

Odległość pomiędzy punktami pomiarowymi Swoszowice - ujście do Wisły, jest stosunkowo niewielka. Wydział Ochrony Środowiska Urzędu Wojewódzkiego w Krakowie stwierdza, że doprowadzono do uporządkowania gospodarki wodno - ściekowej w największych zakładach na terenie miasta i w chwili obecnej do Wilgi nie wprowadza się znacznych ładunków zanieczyszczeń.

Aby odpowiedzieć na pytanie dlaczego na tak krótkim odcinku rzeki dochodzi do tak nagłego pogorszenia stanu jakości wody, wprowadzono dodatkowy punkt pomiarowy, który został zlokalizowany na terenie składowiska odpadów posodowych byłych KZS „Solvay”.

Wyniki badań i wnioski.

Wyniki uzyskanych analiz laboratoryjnych pozwoliły stwierdzić, że w rejonie istniejącego składowiska odpadów występuje największe stężenie wprowadzanych do wody zanieczyszczeń. Z rozpatrywanych wskaźników najbardziej przekroczone zostały wartości chlorków, a także twardości ogólnej ($\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$) oraz żelaza ogólnego. Wartości pozostałych wskaźników w większości odpowiadają I klasie czystości, poza ChZT-Cr , który odpowiada II klasie.

Stężenie zanieczyszczeń wprowadzonych do Wilgi pomiędzy punktami pomiarowymi Swoszowice i Wilga- ujście w latach 1991-1994 i w roku 1998 zostały przedstawione w tab. nr1. Zmienność wybranych wskaźników charakteryzujących się najbardziej niekorzystnymi wartościami przedstawiono w postaci wykresów. Wyniki te dowodzą, iż odcinek przyujściowy rzeki jest ponadnormatywnie zanieczyszczony.

Z przeprowadzonych badań wysunięto następujące wnioski:

1. Stwierdzono, iż pozaklasowe zanieczyszczenie przyujściowego odcinka Wilgi spowodowane jest głównie infiltracją zanieczyszczeń ze składowiska odpadów i terenu zlikwidowanych KZS, jak również wprowadzeniem zanieczyszczeń obszarowych oraz negatywnym oddziaływaniem silnie zanieczyszczonych i zagniwających osadów zgromadzonych w korycie rzeki.
2. Porównując wartości liczbowe stężenia analizowanych wskaźników zanieczyszczeń z lat 1991 - 1994 z rokiem 1998, można zauważyć obniżenie się stężenia chlorków oraz pozostałych wskaźników. Związane jest to z uporządkowaniem gospodarki ściekowej w większości zakładów na terenie miasta Krakowa wprowadzających zanieczyszczenia do wód rzeki Wilgi.
3. Wyeliminowanie całkowite okresowych zrzutów ładunku analizowanych zanieczyszczeń z terenu składowiska odpadów posodowych w Solwayu jest aktualnie niemożliwe. Jego oddziaływanie na stan czystości wód rzeki Wilgi, będzie w dalszym ciągu zauważalne jeszcze przez okres co najmniej kilkunastu lat.

Tab. nr 1. Zestawienie wyników analiz chemicznych wykonanych w latach 1991 - 1994 oraz 1998. Wyniki analiz z lat 1991 - 1994 w/g WIOŚ, udostępnione przez IGPIK oddział w Krakowie

Table nr 1. Record sheet of chemical analyses performed between 1991 and 1994 and in 1998. Analyses results performed between 1991 and 1994 according to Voivodship Inspectorate of Environmental Protection, gave open by Institute of Spatial and Municipal Management

Rok / Year		1991		1992		1993		1994		1998			
Punkt poboru / Sampling point		I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	III	III
Wskaźnik Indicator	Jednostka Unit	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		
T-Cr	mgO ₂ /dm ³	11,3	23,8	12,6	35,3	17,9	34,6	16,9	45,8	23,3	24,1	27,3	27,1
U ₃	mgO ₂ /dm ³	2,4	5,3	3,5	4,7	2,6	5,6	3,6	7,0	1,5	9,1	2,6	2,5
rozpuszczony solved	mgO ₂ /dm ³	10,2	9,8	10,5	10,4	9,3	9,6	10,6	10,5	11,2	11,7	11,0	10,9
czystość clean	%	-	-	-	-	-	-	-	-	80,18	82,89	83,78	89,79
stężenie O ₂ concentration of oxygen	mg/dm ³	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
niwalność rescibility	dni	-	-	-	-	-	-	-	-	>10	>10	>10	>10
stabilność stability	%	-	-	-	-	-	-	-	-	>90	>90	>90	>90
czynność action	pH	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,8	7,9	7,8	7,1	6,9	7,9	7,8
azotowa nitrogen	mg/dm ³	12,1	36,1	18,6	41,3	8,4	20,3	8,4	17,7	3,5	58,6	2,8	0,6
orki oxides	mgC/dm ³	51,1	1511,7	49,3	2106,1	57,2	2568,9	58,8	1687,6	46,1	703,3	886,5	1170,2
czajony phates	mgS/dm ³	97,3	142,8	113,2	165,7	114,3	166,2	155,0	193,2	100,0	125,0	62,5	112,5
forany phats	mgP/dm ³	0,15	0,23	0,23	0,22	0,33	0,28	0,17	0,25	0,24	0,21	0,10	0,10
amonowy monium	mgN/dm ³	1,50	1,86	0,68	1,77	0,94	2,46	0,35	1,83	0,33	2,42	0,80	0,95
ardłość ogólna eral ness	mgCaCO ₃ /dm ³	-	-	-	-	-	-	-	-	277,7	622,4	614,0	1090,0
izo ogólne eral iron	mgFe/dm ³	0,66	1,28	0,72	1,10	0,75	1,09	0,61	1,78	0,5±0,1	ślady	0,5±0,1	ślady
zwodnictwo trolityczne ductivity	μS/cm	636,5	4913,8	622,0	6475,0	622,3	6417,2	675,8	4900,8	-	-	-	-

- I - punkt poboru próbki Wilga - Swoszowice
sampling point Wilga - Swoszowice
- II - punkt poboru próbki Wilga - ujście
sampling point Wilga - mouth
- III - punkt poboru próbki Wilga - teren składowiska odpadów posodowych byłych
KZS „Solvay”
sampling point Wilga - area of soda waste disposal site of liquidated Kraków
Soda Plant „Solvay”
- x - wartość średnia
avarage

Literatura

- Dynowska I., Maciejewski M. 1991. *Dorzecze górnej Wisły*. Część II, PWN Warszawa
- Instytut Gospodarki Przestrzennej i Komunalnej Oddział w Krakowie 1994. *Koncepcja poprawy jakości wody w rzece Wildze*. Zadanie 1: *Inwentaryzacja źródeł zanieczyszczenia i ich wpływ na stan czystości rzeki Wilgi*.
- Minister Ochrony Środowiska Zasobów Naturalnych i Leśnictwa.
Rozporządzenie z dnia 5 listopada 1991 r. w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków, jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub do ziemi. Dz. U. Nr 116, poz. 503.
- Pałka J., Sanecki L. *Krakowskie Zakłady Sodowe SOLVAY - Raport o stanie istniejącym*. Kraków 1992
- GUS *Ochrona środowiska w świetle badań statystycznych*. Gospodarka Wodna nr 2/ 1998
- Zimkow J. *Województwo Miejskie Krakowskie*. KAW 1981

Summary

Changes of pollutant transfer in water of Wilga, river between 1991-1994 and in 1998. Along with economic development and icreasing need for pure water it is getting more valuable as a raw material.

Wisła basin plays decisive function in water economy for whole Poland. High pollutant load, especially calcium chloride, is being introduced to Wisła from the area of Krakow city.

The biggest right- side tributary of Wisła in this region is river Wilga which is receiving storm water and sewage discharges, but first of all industrial discharges, that caused its total degradation.

Average salinification of Wilga, to which leachates from liquidated Kraków Soda Plant „Solvay” are introduced in 1984 th achieved maximum value of 11000 g/cm^3 .

The principal aim of this paper, is to show changes of pollutant transfer in Wilga river, that occurred in the years 1991-1994 in comparison to 1998.

Marcin Salwiński

Katedra Gospodarki Wodnej i Ochrony Wód

Akademia Rolnicza w Krakowie

Al. Mickiewicza 24/28

30-059 Kraków

Ewelina Szatko

Katedra Rekultywacji Gleb i Ochrony Torfowisk

Akademia Rolnicza w Krakowie

Al. Mickiewicza 24/28

30-059 Kraków

CZASOWO-PRZESTRZENNA ZMIENNOŚĆ CHEMIZMU WÓD GRUNTOWYCH NA POJEZIERZU GNIEŹNIEŃSKIM NA PRZYKŁADZIE OBIEKTU MOKRONOSY *

TEMPORAL AND SPATIAL DIFFERENTIATION OF SOLUTE CONCENTRATION IN GROUND WATER OF GNIEZNO LAKE LAND ON MOKRONOSY STATION EXAMPLE

Czesław Szafrąński, Michał Fiedler, Rafał Stasiak

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej w Poznaniu
Department of Land Reclamation and Environmental Development, Agricultural
University of Poznań

Wstęp

Występujące w ostatnich latach coraz większe zapotrzebowanie na wodę pociąga za sobą konieczność ochrony jej zasobów, nie tylko pod względem ilościowym ale także jakościowym. Za eutrofizację wód powierzchniowych i gruntowych bardzo często obarczane jest rolnictwo, które może wprowadzać do wód znaczne ilości zanieczyszczeń (Szymańska 1990). Proces ten jest rozciągnięty w czasie co spowodowane jest długim czasem dopływu substancji rozpuszczalnych od powierzchni terenu do wód gruntowych, a następnie ich odpływem z wodami drenarskimi (Marcinek i Komisarek 1990). Rozpoznanie procesów przemieszczania się zanieczyszczeń jest bardzo istotne w przypadku zwiększania zasobów małej retencji poprzez zatrzymywanie odpływów drenarskich na obszarach rolniczych (Fiedler i Szafrąński 1997, Fiedler 1998).

* Praca została wykonana w ramach projektu badawczego Nr 5 P06H 040 10 finansowanego przez KBN.

Metodyka

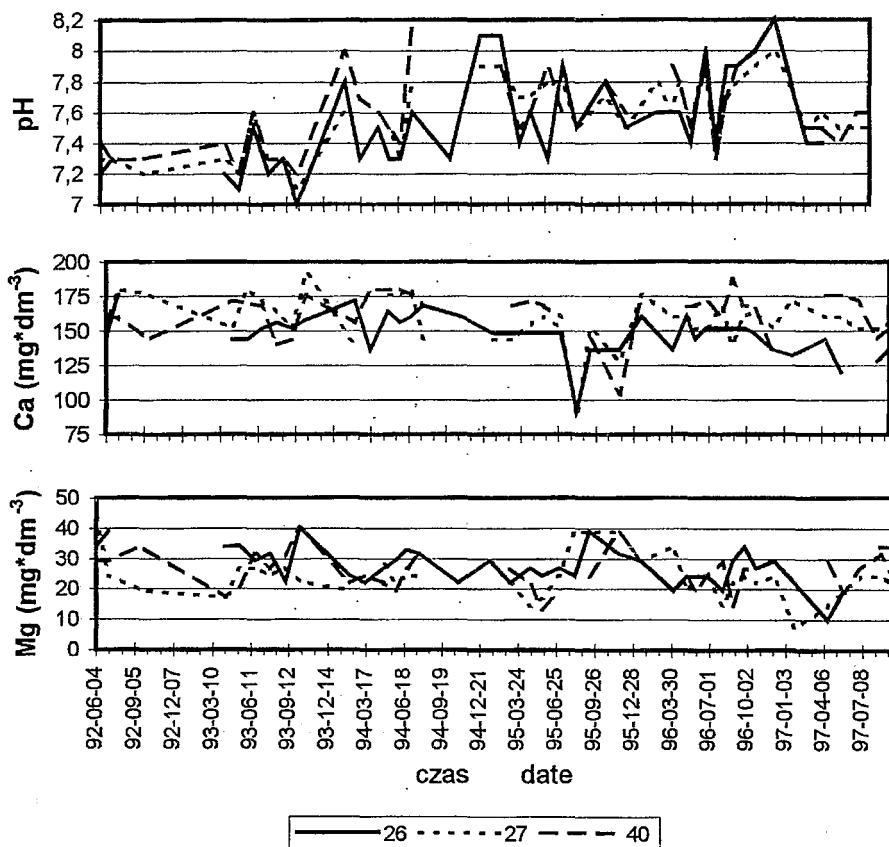
W pracy wykorzystano wyniki badań prowadzonych w Doświadczalnej Stacji Badawczej Katedry Melioracji i Kształtowania Środowiska znajdującej się w Mokronosach na Pojezierzu Gnieźnieńskim (52°53'N, 17°28'E). Geomorfologicznie obszar ten stanowi fragment falistej moreny dennej zlodowacenia bałtyckiego fazy poznańskiej. Teren obiektu charakteryzuje się bogatym urzeźbieniem z licznie występującymi wzniesieniami oraz znacznymi spadkami terenu. W pokrywie glebowej występują gleby płowe typowe przechodzące w gleby płowe gruntowo-glejowe oraz w położone w najniższych częściach obiektu czarne ziemie zbrunatniałe.

Na terenie obiektu wytypowano 3 przekroje, w których znajduje się łącznie 11 studzienek do pobierania próbek wody oraz pomiarów stanów wody gruntowej, usytuowanych na wierzchołkach wzniesień, na zboczu i u jego podnóża. W pracy przeanalizowano wyniki uzyskane w przekroju o długości 61 m, od studzienki 26 znajdującej się u podnóża zbocza, przez studzienkę 27 (środkowe partie zbocza) do studzienki 40 usytuowanej na wierzchołku. Próbkę wody do analiz pobierano w latach od 1992 do 1997 w odstępach miesięcznych, po uprzednim odpompowaniu wód stagnujących. W niektórych okresach, z uwagi na obniżenie się lustra wody gruntowej poniżej głębokości studzienek, nie pobierano prób wody do analiz. Zakres analiz obejmował oznaczanie odczynu wody gruntowej oraz zawartości Ca, Mg, Fe, K, Na, Cl, NO₃, NO₂, NH₄, PO₄, SO₄. Wielkości te oznaczano następująco: Ca i Mg - metodą miareczkowania, Fe, NO₃, NO₂, NH₄, i PO₄ - spektrofotometrycznie, K i Na - metodą ASA, Cl - metodą argentometryczną i SO₄ - metodą wagową. Do szczegółowej analizy wybrano odczyn gleby oraz zawartości wapnia, magnezu, chlorków, azotanów i fosforanów.

Wyniki badań

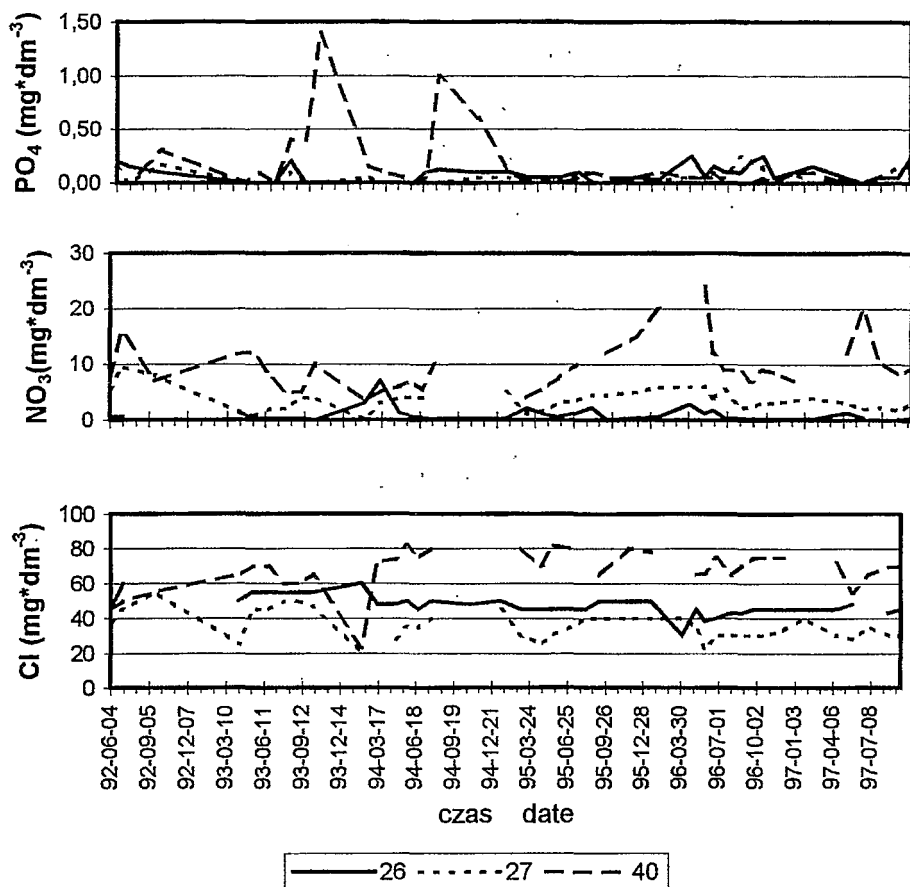
Przedstawione na rys. 1 i 2 wyniki analiz składu chemicznego wód gruntowych wskazują na znaczną zmienność zarówno w 6-letnim okresie badań, jak i pomiędzy studzienkami usytuowanymi w różnych partiach zbocza. W całym okresie badań stężenia fosforanów jedynie w studzience 40 przez krótki okres nie odpowiadają normom osiągając 1,40 mg*dm⁻³. W pozostałym okresie zawartość fosforanów mieści się w I i II klasie czystości. Także zawartość azotanów w studzienkach 26 i 27 prawie przez cały okres odpowiadała I i II klasie. Natomiast jakość wody w studzience 40 była znacznie gorsza i zazwyczaj mieściła się w III

klasie czystości lub nie odpowiadała normom (rys. 1 i 2). Wielkości te są zbliżone do podawanych przez Smal i Misztala (1990) oraz Marcinka i innych (1994).



Rys.1 Przebieg zmian pH oraz stężenia Ca i Mg w studzienkach: 26-usytuowanej u podnóża zbocza, 27-znajdującej się na zboczu oraz 40-na wierzchołku zbocza.

Fig.1 Changes of pH and concentration of Ca and Mg in wells: 26-located in the foot of slope, 27-in the middle part of slope and 40-located on top of slope.



Rys.2 Przebieg zmian stężenia PO₄, NO₃ i Cl w studzienkach: 26-usytuowanej u podnóża zbocza, 27-znajdującej się na zboczu oraz 40-na wierzchołku zbocza.

Fig.2 Changes of concentration of PO₄, NO₃ and Cl in wells: 26-located in the foot of slope, 27-in the middle part of slope and 40-located on top of slope.

Analizując stężenia poszczególnych substancji w okresie badań można zauważyć duże różnice w przebiegu ich zmienności niezależnie od położenia studzienki w rzeźbie terenu. Największą zmiennością, we wszystkich studzienkach, charakteryzują się zawartości azotanów i fosforanów, dla których współczynnik zmienności wahał się od 48 % do 200 % (tab. 1). Z kolei najmniejszą zmienność wykazywał odczyn gleby oraz zawartość Ca, dla których współczynnik zmienności wynosi od 2 % do 4%.

Średnie wartości pH i zawartości Ca oraz NO₃ najniższe wartości osiągają u podnóża stoku (studzienka 26) i wzrastają wraz z położeniem na zboczu, osiągając najwyższe wartości w studzience 40 położonej na wierzchołku (tab. 1). Także zawartość fosforanów i chlorków, po niewielkim spadku zawartości w studzience 27, najwyższe zawartości osiągają w studzience 40. Jedynie zawartość jonów magnezu wykazuje niewielki spadek wraz z wyższym

Tabela 1. Głębokości lustra wody gruntowej, wartości pH i zawartość składników rozpuszczalnych w wodach gruntowych.

Table 1. Ground water levels, pH values and solute concentration in ground water.

Oznaczenie Specifica- tion	Jednostki Units	Amplituda Amplitude	Średnia Mean	Błąd standardowy Standard error	Współczynnik zmienności [%] Variation coefficient [%]
Studzienka 26 (podnóże zbocza) - Well 26 (foot of the slope)					
zwg*	cm	122	203	2,9	9
pH		1,2	7,54	0,05	4
Ca	mg dm ⁻³	84	147,3	2,4	2
Mg	mg dm ⁻³	30,6	27,9	1,0	23
PO ₄	mg dm ⁻³	0,25	0,08	0,01	100
NO ₃	mg dm ⁻³	7,0	0,87	0,21	146
Cl	mg dm ⁻³	60	47,5	0,9	12
Studzienka 27 (zbocze) - Well 27 (middle part of the slope)					
zwg*	cm	309	289	11,4	25
pH		0,9	7,57	0,04	3
Ca	mg dm ⁻³	104	157,8	2,9	2
Mg	mg dm ⁻³	36,5	24,3	1,2	30
PO ₄	mg dm ⁻³	0,25	0,06	0,01	117
NO ₃	mg dm ⁻³	9,5	3,64	0,32	53
Cl	mg dm ⁻³	35	35,7	1,3	23
Studzienka 40 (wierzchołek) - Well 40 (top of the slope)					
zwg*	cm	409	341	14,5	27
pH		1,0	7,60	0,04	3
Ca	mg dm ⁻³	84	163,3	2,8	2
Mg	mg dm ⁻³	26,9	25,8	1,0	24
PO ₄	mg dm ⁻³	1,4	0,14	0,04	200
NO ₃	mg dm ⁻³	20,5	9,70	0,79	48
Cl	mg dm ⁻³	29	68,0	2,0	18

* - zwg - głębokość lustra wody gruntowej, depth of ground water level

położeniem studzienki w rzeźbie terenu. Z analizy statystycznej, przeprowadzonej testem t-Studenta wynika, że istotne różnice (na poziomie $\alpha=0.01$) istnieją pomiędzy zawartościami Ca, Mg, PO₄, NO₃ i Cl w studzienie umiejscowionej u podnóża zbocza a zawartością w studzienie położonej na jego wierzchołku.

Duży wpływ na zmienność zawartości substancji rozpuszczonych może mieć dynamika wód gruntowych. W przypadku studzienki 26 wraz z podnoszeniem się lustra wody gruntowej obserwuje się istotny wzrost stężenia azotanów oraz spadek stężenia magnezu i chlorków (tab. 2). W studzienie 27 odpowiednio następuje spadek stężenia magnezu, fosforanów i chlorków.

Tabela 2. Współczynniki korelacji głębokości lustra wody gruntowej, wartości pH oraz zawartości składników rozpuszczalnych.

Table 2. Correlation coefficients of ground water depth, pH values and solutes contents in ground water.

Studzienka 26 (podnóże zbocza) - Well 26 (foot of the slope)						
	zwwg*	pH	Ca	Mg	PO ₄	NO ₃
pH	-0,121					
Ca	-0,186	-0,262				
Mg	0,413	-0,287	-0,196			
PO ₄	0,092	0,152	0,077	0,097		
NO ₃	-0,573	-0,001	-0,161	-0,367	-0,170	
Cl	0,367	-0,285	0,403	0,407	-0,439	-0,128
Studzienka 27 (zbocze) - Well 27 (middle part of the slope)						
	zwwg*	pH	Ca	Mg	PO ₄	NO ₃
pH	-0,088					
Ca	-0,059	-0,373				
Mg	0,329	-0,124	-0,380			
PO ₄	0,487	0,045	-0,233	0,085		
NO ₃	-0,087	-0,117	0,147	0,322	0,034	
Cl	0,431	-0,370	0,213	0,319	-0,055	0,488
Studzienka 40 (wierzchołek) - Well 40 (top of the slope)						
	zwwg*	pH	Ca	Mg	PO ₄	NO ₃
pH	-0,149					
Ca	-0,452	0,025				
Mg	0,516	0,002	-0,484			
PO ₄	0,253	-0,060	-0,035	0,494		
NO ₃	-0,389	0,033	0,021	0,036	-0,072	
Cl	0,211	0,189	0,135	0,257	-0,044	0,355

* zwwg - głębokość lustra wody gruntowej, depth of ground water level

Natomiast w studzience 40, usytuowanej na wierzchołku wzniesienia wzrost stanów wody gruntowej najbardziej oddziałuje na zawartość magnezu, wapnia i azotanów.

Podsumowanie

Wyniki prowadzonych badań wskazują na znaczną zmienność zawartości substancji rozpuszczonych w wodach gruntowych analizowanego zbocza. Stwierdzono wyższe średnie wartości pH oraz Ca, NO₃, PO₄ i Cl, a także niższe zawartości Mg w studzience znajdującej się na wierzchołku niż u podnóża stoku. Przeprowadzona analiza statystyczna wykazała istotne różnice pomiędzy średnimi zawartościami Ca, Mg, PO₄, NO₃ i Cl w wodach gruntowych pobranych ze studzienki znajdującej się u podnóża stoku, a ich zawartością w wodach gruntowych pobranych w odległości 61m w studzience na wierzchołku stoku. Wraz ze wzrostem stanów wody gruntowej maleje zawartość Mg we wszystkich studzienkach, a wzrasta NO₃. W studzience na wierzchołku wzniesienia rośnie zawartość Ca.

Literatura

- [1] Fiedler M. 1998. *Bilanse wodne zlewni śródpolnych oczek wodnych na terenie zdrenowanym*. Roczn. AR Poznań (praca złożona do druku).
- [2] Fiedler M., Szafranski Cz. 1997. *Importance of midfield ponds in water management of young postglacial areas*. Proc. III French-Polish Scient. Confer. „Agrophysical potential of agricultural ecosystems”, Lubostroń, 1997: 21-26.
- [3] Marcinek J., Komisarek J. 1990. *Pojemność wymienna kationów i czas migracji składników rozpuszczalnych w wodzie od powierzchni gleby do zwierciadła wód gruntowych*. PTPN, Pr. Komis. Nauk Rol. Leś. 59: 71-86.
- [4] Marcinek J., Komisarek J., Kaźmierowski C. 1994. *Dynamika składników rozpuszczalnych w wodach gruntowych uprawnych gleb pławowych i czarnych ziem*. Roczn. AR Poznań 268, Melior. Inż. Środ. 15, cz. 1: 69-82.
- [5] Smal H., Misztal M. 1990. *Zawartość azotu i fosforu w wodach gruntowych oraz ich dopływ podziemny do dwóch jezior Pojezierza Łęczyńsko-Włodawskiego*. IMUZ Falenty, Mat. Seminar. 26: 151-158.
- [6] Szymańska H. 1990. *Badania nad zawartością związków chemicznych w odpływach glebowo-gruntowych*. IMUZ Falenty, Mat. Seminar. 26: 107-116.

Summary

Temporal and spatial differentiation of solute concentration in ground water of Gniezno Lakeland on Mokronosy Station example. The results of 6 years of investigations on chemical composition of ground water carried out on the Experimental Station Mokronosy situated on Gniezno Lakeland (52°53'N, 17°23'E) are presented in the paper. Results of research shows significant variability of ground water chemical composition on the slope. Higher values of pH, greater concentration of Ca, NO₃, PO₄ and Cl, lower of Mg were detected in well situated on the top of slope than in the well located in the foot of slope. Analysis shows also influence of ground water dynamics on concentration of some ions in the water.

Czesław Szafrński

Katedra Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej

ul. Wojska Polskiego 71E

60-625 Poznań

WPLYW WARUNKÓW GEOLOGICZNYCH NA MIGRACJĘ ZANIECZYSZCZEŃ W REJONIE SKŁADOWISK ODPADÓW KOMUNALNYCH

THE INFLUENCE OF GEOLOGICAL CONDITIONS ON THE POLLUTANTS MIGRATION IN THE AREAS OF THE WASTE LANDFILLS.

Hanna Złotoszewska-Niedziałek, Edward Wienclaw

Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych
i Melioracyjnych, Pracownia Hydrogeologii SGGW

Wstęp

Dotychczas, dla potrzeb składowania odpadów komunalnych wykorzystywano generalnie przypadkowe wyrobiska poeksploatacyjne bądź nieużytki rolne. Obiekty te, nie posiadające zabezpieczeń technicznych w podłożu oraz uszczelnień powierzchni, stanowią realne źródło zagrożenia dla środowiska wodno-gruntowego. Powszechny brak systemu kontrolno-pomiarowego uniemożliwia ocenę ich wpływu na otoczenie. Stosowanie obecnie technicznych zabezpieczeń rodzi przeświadczenie, że lokalizacja składowiska może być dowolna z punktu widzenia warunków geologicznych. Wiadomo jednak, że nawet najbardziej zabezpieczone składowisko nie przestaje być groźne dla wód podziemnych. Należy więc, przy wyborze lokalizacji zwrócić szczególną uwagę na takie warunki geologiczne, które optymalnie zabezpiecząby środowisko wodno-gruntowe przed migracją odcieków w przypadku uszkodzeń technicznych. Dlatego też, wydaje się celowe badanie wpływu istniejących składowisk (eksploatowanych i nieczynnych) na stan wód podziemnych w różnych warunkach geologicznych.

W artykule przedstawiono ocenę zanieczyszczenia środowiska wód podziemnych na tle warunków geologicznych i hydrogeologicznych w rejonie składowisk komunalnych „Boża Wola” i „Radzymin” zlokalizowanych na terenie

województwa stołecznego warszawskiego oraz w rejonie składowiska odpadów komunalnych w Łukowie - w województwie siedleckim (tab. 1)

Tab.1 Wybrane dane omawianych składowisk

Tab.1. Selected data of the waste landfill

Obiekt Object	Lokalizacja morfologiczna Morphological location	Utwory w podłożu składowiska Deposits in the landfill bottom	Kształt składowiska Landfill shape	Powierzchnia składowiska Landfill area [ha]	Wysokość składowiska Landfill height [m]
Boża Wola* - Jabłonna	taras nadzalewowy doliny Wisły terrace of the Vistula valley	piasek i żwir sand and gravel	wyrobisko exavation	0,35	2-4
Radzymin*	Taras Radzyński w dolinie Wisły Radzyński Terrace in Vistula valley	piasek sand	wyrobisko exavation	0,35	3,5 - 4
Składowisko w Łukowie	Wysoczyzna siedlecka Siedlecka Moraine plateau	piasek sand	wyrobisko exavation	5,3	10-12

* składowiska nieeksploatowane od 1992 r., brak rekultywacji, obiekty przykryte są cienką warstwą ziemi.

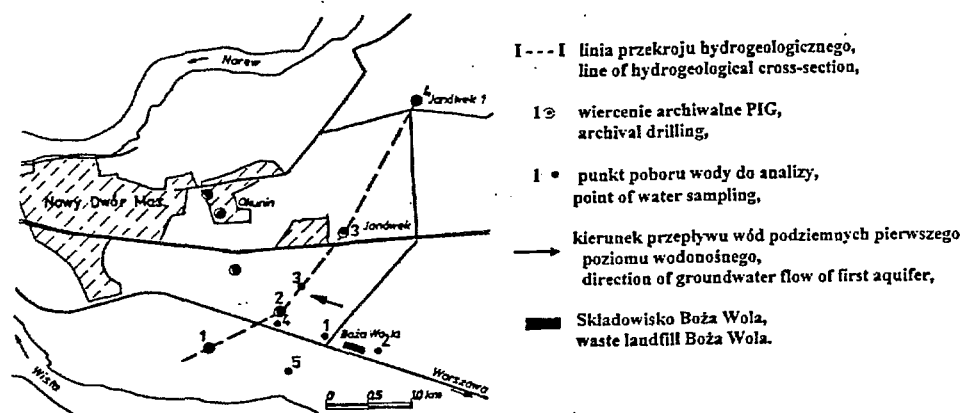
Analizowane składowiska od połowy lat siedemdziesiątych użytkowane były (składowisko w Łukowie nadal jest użytkowane) jako dzikie wysypiska i wylewiska. Obiekty te nie mają dokumentacji formalno-prawnych dotyczących lokalizacji a tereny zajęte pod składowiska nie były uprzednio zbadane pod względem geologicznym, hydrogeologicznym czy geotechnicznym. Analizowane składowiska nie mają jakichkolwiek zabezpieczeń technicznych spełniających wymagania ochrony środowiska wód podziemnych.

Warunki geologiczne i hydrogeologiczne w rejonie badań

Na podstawie materiałów archiwalnych (Materiały PIG) i publikowanych: Malinowski i inni (1991), Nowak (1978), Sarnacka (1979), wyróżnić można w rejonie składowisk dwa piętra wodonośne: trzeciorzędowe i czwartorzędowe. Piętro czwartorzędowe izolowane jest od niżej leżących wód podziemnych występujących w utworach trzeciorzędowych kilkudziesięciometrowym kompleksem ilów płoceńskich oraz kilkumetrową warstwą gliny zwałowej. Z punktu widzenia wpływu ocenianych składowisk na wody podziemne najistotniejsza jest charakterystyka utworów czwartorzędowych i związanych z nimi poziomów wodonośnych. Miąższość utworów czwartorzędowych uzależniona jest od ukształtowania zaburzonej

glacitektonicznie powierzchni stropowej osadów trzeciorzędowych i wynosi średnio: w rejonie Bożej Woli 45 m, w Radzyminie 75 m, w Łukowie 46 m.

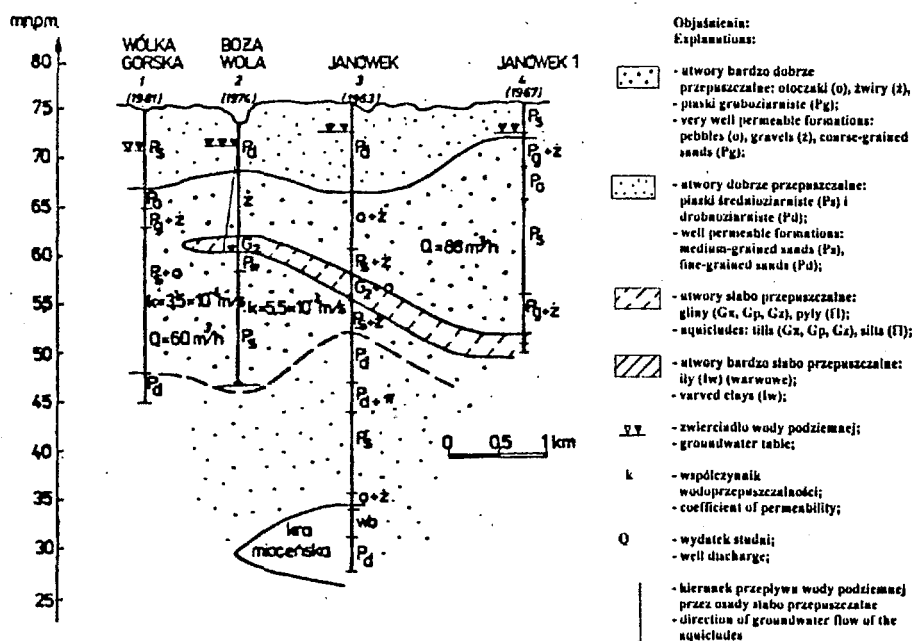
Składowisko „Boża Wola” (rys.1) zlokalizowane jest przy trasie Warszawa-Jabłonna-Nowy Dwór Mazowiecki w wyrobisku po piasku i żwirze na tarasie nadzalewowym Wisły z okresu zlodowacenia Wisły. Powierzchnia tarasu w rejonie obiektu leży na wysokości 76-77 m n.p.m. Składowisko znajduje się na obszarze międzyrzecza Wisły i Narwi.



Rys.1. Lokalizacja punktów badawczych w rejonie składowiska „Boża Wola”
Fig. 1. Location of the test point in the area of „Boża Wola” waste landfill

Pierwszy poziom wodonośny w rejonie składowiska zbudowany jest z piasków i żwirów o miąższości od kilkunastu do około 40 metrów (rys.2). Utwory te charakteryzują się wartościami współczynnika wodoprzepuszczalności k od $1,6 \cdot 10^{-4}$ do $5,5 \cdot 10^{-4}$ m/s. Wydatek pojedynczych otworów eksploatacyjnych waha się od 30 do 88 m³/h. Wydatki jednostkowe kształtują się od 9 do 30 m³/h/1mS. Zwierciadło wody pierwszego poziomu wodonośnego jest swobodne i leży na głębokości 3-5 m p.p.t. Kierunek przepływu wód podziemnych w rejonie składowiska jest w przybliżeniu równoległy do brzegu Wisły, przy czym w północno-zachodniej części międzyrzecza odchyła się w stronę Narwi (Złotoszewska-Niedziałek 1996). Doliny Wisły i Narwi stanowią naturalną strefę drenażu pierwszego poziomu wodonośnego, który zasilany jest bezpośrednio z opadów atmosferycznych. Poniżej pierwszego poziomu wodonośnego występują osady słabo przepuszczalne wykształcone w postaci piasków gliniastych, gliny zwałowej, ilów o miąższości 2-3 m, które nie tworzą kompleksu o ciągłym rozprzestrzenieniu. Drugi poziom wodonośny buduje seria piaszczystych utworów o miąższości od kilkunastu do kilkudziesięciu metrów, których współczynnik wodoprzepuszczalności wynosi $2,3-4,9 \cdot 10^{-4}$ m/s. Wydatek

pojedynczych otworów eksploatacyjnych jest rzędu $120 \text{ m}^3/\text{h}$. Zwierciadło wody stabilizuje się na rzędnych zbliżonych do położenia zwierciadła pierwszego poziomu wodonośnego.



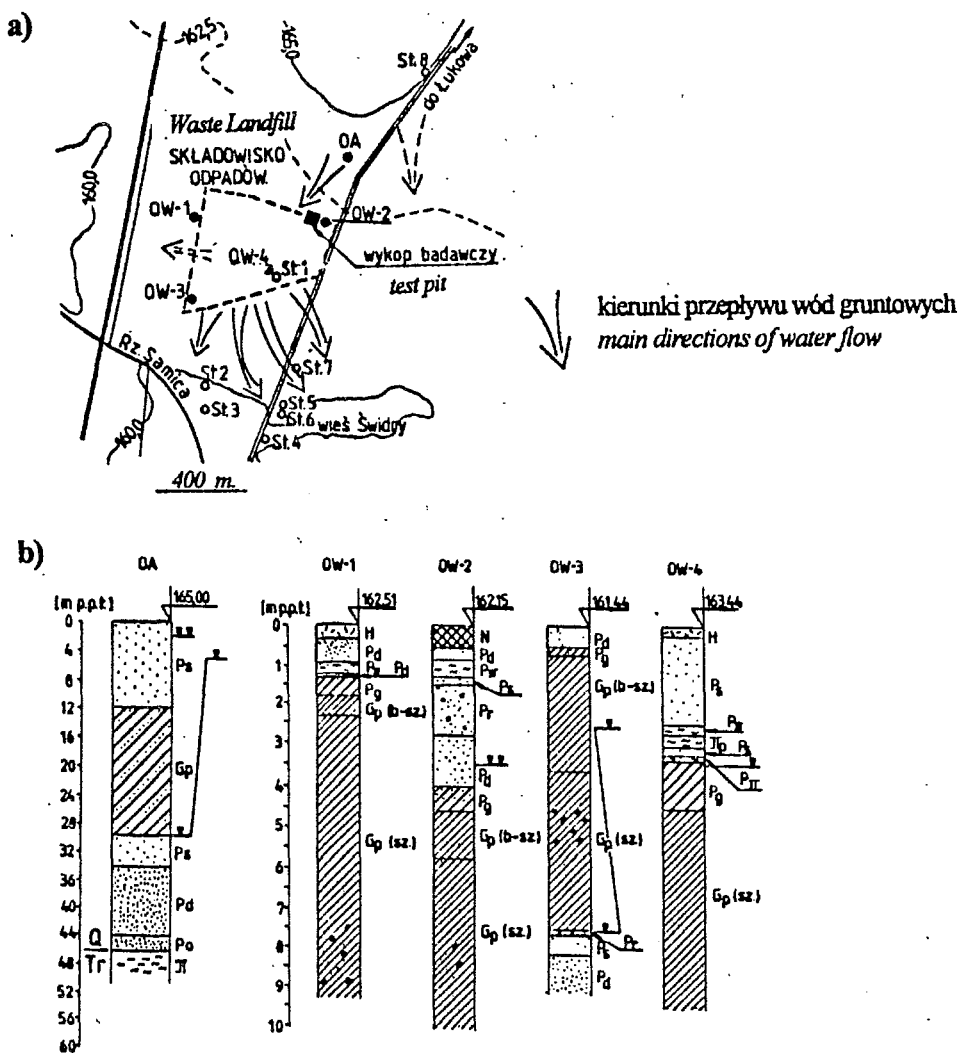
Rys.2. Schematyczny przekrój hydrogeologiczny przez taras nadzalewowy
 Fig.2. Simplified hydrogeological cross - section through overflood terrace

Składowisko „Radzymin” zlokalizowane jest na północny-zachód od centrum miasta, w wyrobisku po piasku wydymowym (rys.3). Obiekt leży na Tarasie Radzyńskim - równinie zastoiskowej związanej z okresem transgresji lądolodu Wisły, w który wcięta jest dolina Wisły. Jest to stosunkowo płaski obszar, miejscami nadbudowany wydymami, którego wysokości bezwzględne są rzędu 85-90 m n.p.m. Taras w omawianym rejonie odwadniany jest za pośrednictwem drobnych strug i rowów melioracyjnych przez rzekę Rządę. Ten niewielki ciek płynie w szerokiej i podmokłej dolinie, w odległości 3,5 km od składowiska, ku zachodowi z niewielkim odchyleniem ku północy i uchodzi do Zalewu Zegrzyńskiego. Analizowany obszar należy uznać za nadmiernie uwilgotniony, czego przyczyną jest płytkie zaleganie iłów warwowych i niewielki spływ powierzchniowy spowodowany małymi spadkami.

W rejonie składowiska „Radzymin” pierwszy poziom wodonośny budują piaski o miąższości $2 \div 5 \text{ m}$. Zwierciadło ma charakter swobodny i leży na głębokości $1 \div 2,5 \text{ m}$ p.p.t. Lokalny kierunek przepływu wód podziemnych jest z północno-zachodu na południowy-wschód. Dolina rzeki Rządzy wraz z siecią rowów stanowi naturalną strefę drenażu zanieczyszczonego pierwszego poziomu wodonośnego.

Poniżej występują ility warwowe o miąższości od 1 do 15 m, średnio 6-10 m (rys.4). Osady te nie tworzą ciągłego kompleksu, występują w nim przewarstwienia piaszczyste, które umożliwiają kontakt hydrauliczny pomiędzy poziomami wodonośnymi. Drugi poziom wodonośny budują piaszczysto-żwirowe utwory o miąższości średnio 40 m. Osady te charakteryzują się wartościami współczynnika wodoprzepuszczalności $k = 1,4 \div 3,2 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Wydatek pojedynczych otworów waha się od 30 do 120 m^3/h . Zwierciadło wody wykazuje niewielkie napięcie i stabilizuje się na głębokości od 4-7 m p.p.t., poniżej zwierciadła pierwszego poziomu. W rejonie składowiska istnieje współzależność pomiędzy poziomami wodonośnymi polegająca na przesączaniu się wody z góry w dół i zasilaniu głównego użytkowego poziomu wodonośnego wodami gruntowymi.

Składowisko odpadów komunalnych w Łukowie zlokalizowane jest 6 km na południe od centrum miasta, w pobliżu wsi Świdry. Jest to teren wysoczyzny pokryty przez utwory lodowcowe zlodowacenia środkowopolskiego. Obszar składowiska i terenów przyległych jest monotonną równiną obniżającą się z północy (od 165-167 m n.p.m.) na południe (do 158-160 m n.p.m.) w stronę doliny rzeki Samicy i jej dopływów. Sytuację geologiczną składowiska dokumentują profile otworów geologicznych (rys.5). Przypowierzchniową część osadów czwartorzędowych stanowi warstwa utworów piaszczystych o miąższości od 1 do 12 m, reprezentowana przez piaski drobnoziarniste, przewarstwione piaskami pylastymi i gliniastymi. W części stropowej tej warstwy przeważają piaski pylaste i pyły piaszczyste, natomiast w części spągowej piaski gliniaste. Współczynnik wodoprzepuszczalności osadów, obliczony na podstawie ich uziarnienia wynosi $k = 3,4 \cdot 10^{-5} \div 7,6 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$, a porowatość efektywna $n_e = 0,4$. Osady są częściowo zawodnione i stanowią pierwszy od góry poziom wodonośny (wody gruntowe) o swobodnym zwierciadle wody, zalegającym na głębokości od 2,5 m p.p.t. (157,8 m n.p.m.; st.3) do 4,5 m p.p.t. (161,2 m n.p.m.; st.8). Przepływ wód gruntowych odbywa się generalnie z północy na południe. Spadek zwierciadła wody wynosi $i = 0,0037 \div 0,0045$. Pod osadami piaszczystymi występuje glina zwałowa, w części stropowej stanowiąca pozostałość lądolodu najstarszego ze zlodowaceń środkowopolskich, głębiej - najmłodszego ze zlodowaceń południowopolskich. Miąższość kompleksu glin zwałowych wynosi od 6,7 m do 17,5 m. Wyniki badań uziarnienia pozwoliły sklasyfikować gliny zwałowe jako glinę piaszczystą, charakteryzującą się współczynnikiem wodoprzepuszczalności $k = 2,3 \cdot 10^{-9} \div 3,3 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$ (Garbulewski i Wienclaw 1996). Obliczona efektywna porowatość glin wynosi $n_e = 0,28$. Poniżej warstwy glin zwałowych występują utwory piaszczyste (piaski drobno-, średnio- i gruboziarniste) o miąższości 16 m. Na podstawie badań metodą próbnego pompowania stwierdzono (Materiały PIG), że osady tej warstwy charakteryzują się współczynnikiem wodoprzepuszczalności $k = 2,4 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$. Utwory te są zawodnione i



Rys. 5. Główne kierunki przepływu wód gruntowych (a) oraz profile litologiczne czwartorzędu (b) w rejonie składowiska w Łukowie; OA, OW-1÷OW-4 - otwory wiertnicze, St.1 - studnia nr1, Q - czwartorzęd, Tr - trzeciorzęd (objaśnienia litologiczne jak na rys. 2)

Fig. 5. General layout of test landfil (a) and lithological profiles of quaternary deposits (b) of landfill subsoil in Łuków; OA, OA-1÷OA-4 - boreholes, St.1 - test well No.1, Q - Quaternary, Tr - Tertiary (litological explanations as in Fig. 2)

stanowią poziom wód wgłębnych, będących głównym źródłem wody dla mieszkańców i zakładów przemysłowych pobliskich miejscowości. W rejonie składowiska zwierciadło piczometryczne poziomu wód wgłębnych stabilizuje się na wysokości 1-2,5 m poniżej zwierciadła wód gruntowych. Według Knyszyńskiego (1988) taka sytuacja hydrogeologiczna na obszarach wysoczyzn okolic Łukowa świadczy o przesączaniu się wody poprzez gliny zwałowe i zasilaniu poziomu podglinowego wodami poziomu nadglinowego. Maksymalna prędkość przesączania wody poprzez gliny, obliczona przy założeniu zgodności z prawem Darcy'ego wynosi $U = 1,3 \cdot 10^{-7}$ m/s.

Warunki migracji zanieczyszczeń

Najważniejszymi cechami świadczącymi o zanieczyszczeniu wód jest podwyższona mineralizacja, twardość, utlenialność oraz podniesiona zawartość jonów Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , F^- , związków azotu, żelaza, substancji organicznej i inne (Macioszczyk 1987). Z analizy materiałów archiwalnych oraz badań uzyskanych przez autorów (Garbulewski i Wiencław 1992, Złotoszewska-Niedziałek 1996, 1998) wynika, że wody podziemne w omawianych rejonach zawierają makroskładniki w ilościach świadczących o ich antropogenicznym zanieczyszczeniu.

W rejonie składowiska „Boża Wola” brak naturalnych barier na drodze przenikania wód infiltracyjnych i odcieków powoduje, że migracja odbywa się bez przeszkód (por. rys.2). Dla badanego schematu hydrogeologicznego kierunek migracji zanieczyszczeń jest zgodny z kierunkiem strumienia wód podziemnych. Przeprowadzone analizy wykazują, że wody w studniach: 3,4,5 (rys.1) zawierają jony: Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , Na^+ w ilościach świadczących o ich antropogenicznym zanieczyszczeniu. Analizując wyniki badań jakości wody pod względem jej przydatności do celów pitnych i na potrzeby gospodarcze stwierdzono, że w studni nr 1 ujmującej wodę z głębokości 25 m została przekroczona norma dotycząca ogólnej mineralizacji (800 mg/dm^3). Zawartość amoniaku jest 3-krotnie wyższa od dopuszczalnej ($0,5 \text{ mg N/dm}^3$) a żelaza 10-krotnie ($0,5 \text{ mg Fe/dm}^3$). W studni nr 3 ujmującej wodę z głębokości 10 m przekroczona została norma dotycząca ogólnej mineralizacji. Zawartość azotanów jest 1,5-krotnie wyższa od dopuszczalnej (10 mg N/dm^3) a siarczanów 1,5-krotnie przekracza wartość dopuszczalną ($200 \text{ mg SO}_4/\text{dm}^3$). W studni 2 i 4 przekroczone są normy dotyczące zawartości azotanów i tylko w studni nr 5 wartości wskaźników hydrochemicznych nie przekraczają wartości dopuszczalnych.

W rejonie składowiska Radzymiń od powierzchni terenu zalegają utwory przepuszczalne o niewielkiej miąższości. Stanowią one drogę przepływu zanieczyszczeń w płytkim systemie krążenia lokalnego na podłożu słabo przepuszczalnym. Wody po czasowym zretencjonowaniu częściowo są drenowane przez rzekę Rządę częściowo przesączają się do poziomu użytkowego. W próbkach wody pobranych z pierwszego poziomu wodonośnego (studnie 1 i 2 na rys. 3) badania fizyko-chemiczne wykazały, że została przekroczona norma dotycząca ogólnej mineralizacji i twardości ogólnej

(500 mg $\text{CaCO}_3/\text{dm}^3$). Zawartość azotanów jest prawie 2-krotnie wyższa od wartości dopuszczalnej i siarczanów 1,5-krotnie. Należy podkreślić, że przed rozpoczęciem eksploatacji składowiska wody pierwszego poziomu wodonośnego były źródłem zaopatrzenia dla miejscowej ludności. Oceniając wodę poziomu użytkowego (studnia nr 3 ujmująca wodę z głębokości 20 m) pod względem jej przydatności do celów wskaźników hydrogeochemicznych: żelaza (25-krotnie), manganu (3,5-krotnie) i amoniaku (2-krotnie).

W rejonie składowiska w Łukowie, podobnie jak w rejonie składowiska „Radzymin”, w strefie przypowierzchniowej występują utwory przepuszczalne o niewielkiej miąższości, stanowiące ośrodek migracji zanieczyszczeń lokalnego systemu krążenia wód podziemnych. W próbkach wody pobranych z poziomu wód gruntowych (studnie: 1, 2 i 7 na rys.5) stwierdzono, że przekroczone zostały następujące parametry wody: barwa, mangan, chlorki, amoniak, azotany, siarczany i ogólna mineralizacja. Zanieczyszczenia migrują także do warstwy glin zwałowych. Wyniki badań próbek gliny pobranych z otworu wiertniczego (OW-4) wykazały wyraźny wzrost zawartości kationów sodu i anionów siarczanowych oraz chlorkowych do głębokości przekraczającej 8,5 m p.p.t., co wskazuje na proces zasolenia glin w podłożu składowiska ściekami wylewiska i odciekami z odpadów stałych. Przedostające się do warstwy glin zwałowych zanieczyszczone wody poziomu nadglinowego zagrażają czystości wód poziomu podglinowego.

Podsumowanie

Przedstawione typy warunków geologiczno-morfologicznych oraz hydrogeologicznych w rejonie składowisk: „Boża Wola” i „Radzymin” oraz w rejonie składowiska w Łukowie wykazują, że uniknięcie infiltracji ścieków i odcieków pod tymi składowiskami do wód podziemnych, zwłaszcza wód gruntowych, jest wykluczone. Wymienione składowiska stanowią obecnie realne ogniska zanieczyszczeń środowiska geologicznego, różnią się wszakże stopniem tego zagrożenia.

Oceniając budowę geologiczną i warunki hydrogeologiczne a także stopień zanieczyszczenia środowiska wód podziemnych (w tym zwłaszcza stopień zagrożenia użytkowych poziomów wodonośnych) w rejonie badanych składowisk można wskazać, że najmniej sprzyjające lokalizacji składowisk panują warunki hydrogeologiczne w rejonie składowiska „Boża Wola”, nieco lepsze w rejonie składowiska „Radzymin” a stosunkowo najlepsze w rejonie składowiska w Łukowie. W składowisku „Boża Wola” odpady składowane są na piaszczysto-żwirowym podłożu, na tarasie nadzalewowym Wisły. Brak naturalnych barier na drodze przenikania wód infiltracyjnych i odcieków powoduje, że migracja zanieczyszczeń do użytkowego poziomu wodonośnego odbywa się bez przeszkód.

W rejonie składowiska „Radzymin”, które zlokalizowane jest na równinie zastoiskowej użytkowy poziom wodonośny oddzielony jest od zanieczyszczonych wód gruntowych warstwą ilów zastoiskowych. Osady te nie tworzą ciągłego, o jednakowej miąższości kompleksu. Występujące w nim przewarstwienia piaszczyste umożliwiają kontakt hydrauliczny pomiędzy wodami pierwszego i drugiego poziomu wodonośnego, a tym samym stwarzają możliwości przenikania zanieczyszczeń w głąb. W przypadku składowiska odpadów w Łukowie, które zlokalizowane jest na Wysoczyźnie siedleckiej, użytkowy poziom wodonośny oddzielony jest od zanieczyszczonych wód gruntowych znacznej miąższości warstwą glin zwałowych stanowiących w pewnym stopniu naturalną barierę chroniącą użytkowy poziom wodonośny przed zanieczyszczeniami z powierzchni składowiska. Jednakże, nieciągłość hydrauliczna warstwy glin zwałowych i hydrauliczny kontakt poziomu wód nadglinowych i poziomu wód podglinowych wyklucza możliwość uznania podłoża składowiska jako wystarczające naturalne zabezpieczenie środowiska wód podziemnych przed migracją zanieczyszczeń ze składowiska do wód podziemnych.

Literatura

- Garbulewski K., Wienclaw E., 1992. *Ocena przydatności warstwy glin do wykonania uszczelnienia projektowanego składowiska odpadów komunalnych w Łukowie*. Opracowanie Zespołu Rzeczoznawców SiTWM NOT, Warszawa.
- Garbulewski K., Wienclaw E., 1996. *Analiza warunków zanieczyszczenia podłoża z barierą hydrauliczną*. Wydawnictwo SGGW, Przegląd Naukowy Wydz. Melioracji i Inżynierii Środowiska, zeszyt 10, 133-143.
- Knyszyński F., 1988. *Geologiczne uwarunkowania systemu krążenia wód podziemnych zlewni Krzny*. Przegląd Geologiczny, 11, 655-659.
- Macioszczyk A., 1987. *Hydrogeochemia*. Wydaw. Geologiczne. Warszawa.
- Malinowski J. (Red.) 1991. *Budowa geologiczna Polski. Tom VII Hydrogeologia*. Wydaw. Geologiczne. Warszawa.
- Materiały Archiwum Państwowego Instytutu Geologicznego*.
- Nowak J., 1978. *Szczegółowa Mapa Geologiczna Polski, arkusz Legionowo z objaśnieniami*. Wydaw. Geologiczne. Warszawa.
- Samacka Z., 1979. *Szczegółowa Mapa Geologiczna Polski, Warszawa Wschód*. Wydaw. Geologiczne. Warszawa.
- Złotoszewska-Niedziałek H., 1996. *Warunki geologiczno-morfologiczne w rejonie składowiska odpadów Boża Wola*. Przegląd Naukowy Wydz. Mel. i Inż. Środowiska, zeszyt 10. Wydawnictwa SGGW. Warszawa, s.271-182.
- Złotoszewska-Niedziałek H., 1998: *Ocena zanieczyszczeń wód podziemnych w rejonie składowiska odpadów Radzymin*. Przegląd Naukowy Wydz. Mel. i Inż. Środowiska, z.14. Wydawnictwo SGGW, Warszawa (przyjęty do druku).

Summary

The influence of geological conditions on the pollutants migration in the areas of the waste landfills. Geological conditions are one of the most important factor influencing selection of the waste disposal site. The paper prezents the contaminant migration pathes in different geological conditions prevailing in the areas of the waste landfills: Boża Wola, Radzymin, Łuków. On the basis of phisicochemical analyses it is displayed that water in upper aquifer is a bad quality. It was also proved that water quality of the useful aquifer is also threaten.

Hanna Złotoszewska-Niedzialek, Edward Wienclaw
Katedra Technologii i Organizacji Prac Wodnych i Melioracyjnych
Pracownia Hydrogeologii SGGW
ul.Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa

SYSTEM ZAGOSPODAROWANIA ODCIEKÓW Z WYSYPISKA I WÓD TECHNOLOGICZNYCH Z KOMPOSTOWNI „RADIOWO”

UTYLIZATION SYSTEM OF LEACHATE FROM LANDFILL AND TECHNOLOGICAL WATER FROM „RADIOWO” COMPOSTORY

Eugeniusz Koda¹, Piotr Król², Stanisław Żakowicz³

¹Geoteko Sp. z o.o., ul. Wałbrzyska 3/5, 02-739 Warszawa,

²Katedra Geotechniki SGGW, ul. Nowoursynowska 166, 02-787 Warszawa,

³Katedra Kształtowania Środowiska i Melioracji SGGW.

Wprowadzenie

Jednym z podstawowych problemów związanych z gospodarką odpadami komunalnymi jest unieszkodliwienie odcieków i ścieków technologicznych z obiektów tworzących tą gospodarkę (wysypiska, kompostownie, sortownie, itp.). Obiekt Radiowo, przyjmujący około 1/3 odpadów komunalnych z terenu Warszawy, składa się z nowoczesnej kompostowni i starego wysypiska odpadów. Od kilku lat na wysypisku składowane są wyłącznie tzw. odpady balastowe z kompostowni. Ścieki technologiczne z terenu kompostowni "Radiowo" po wstępnym oczyszczeniu w oczyszczalni mechaniczno-biologicznej, częściowo są powtórnie wykorzystane do celów technologicznych w kompostowni, natomiast nadmiar oczyszczonych wód jest zrzucany do Kanału Zaborowskiego. Jednakże, z uwagi na ładunek zanieczyszczeń i fakt odprowadzania tych wód na tereny Kampinoskiego Parku Narodowego, Urząd Wojewódzki zobowiązał MPO do zlikwidowania zrzutu, z sugestią wskazania innego sposobu zagospodarowania nadmiaru wód z kompostowni.

W wyniku powyższych trudności formalno-prawnych i technicznych związanych ze zrzutem nadmiaru wód z oczyszczalni, opracowano projekt przerzucenia i wykorzystania tych wód do celów technologicznych i zabiegów rekultywacyjnych na wysypisku „Radiowo” [Koda z Zespołem, 1997]. Silnie skażone odcieki będą natomiast wprowadzane do korpusu wysypiska.

Ocena jakości odcieków z wysypiska i wód technologicznych z kompostowni

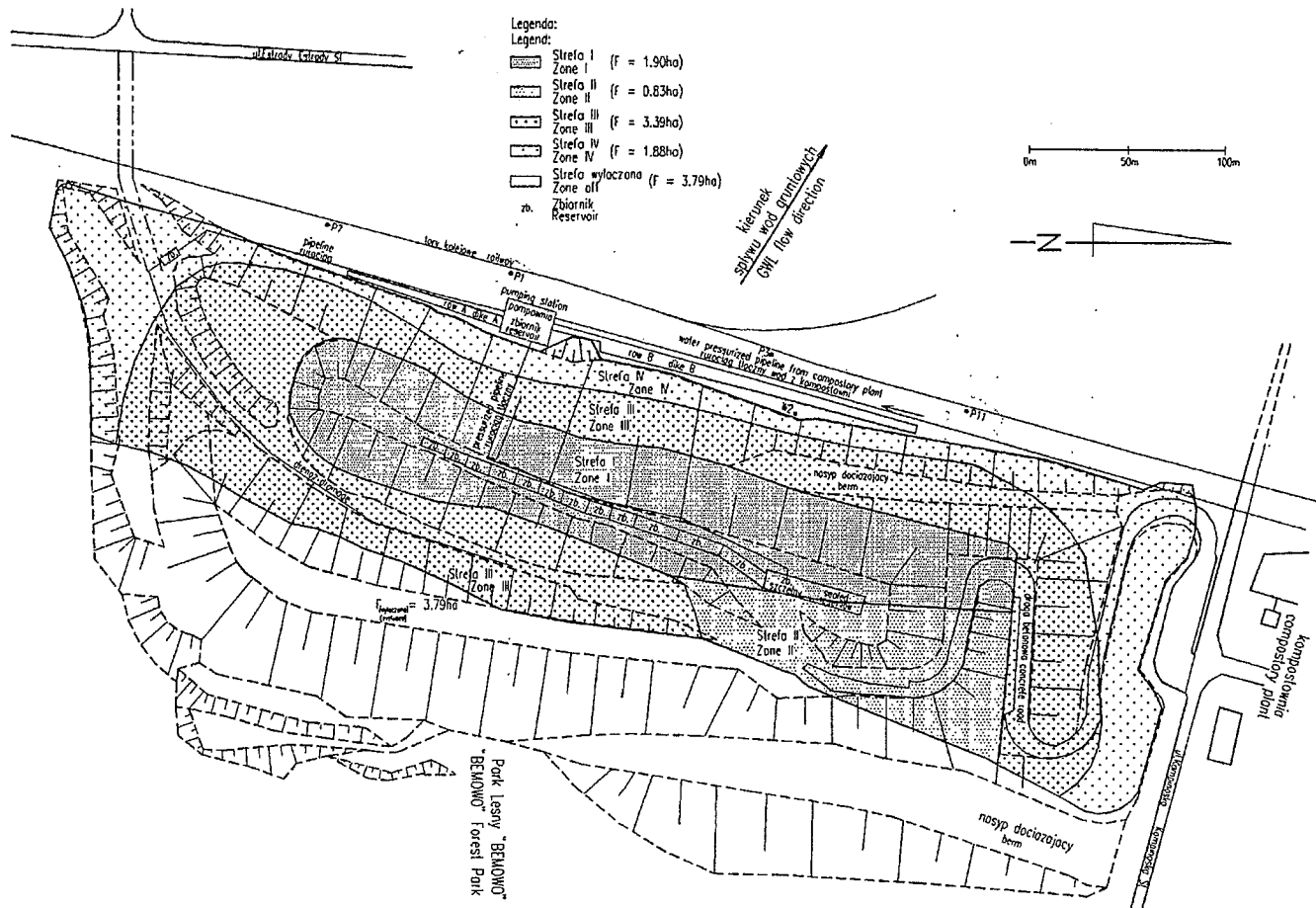
W Tab.1 przedstawiono wyniki analiz chemicznych wykonanych w latach 1994 i 1996. Piezometry P1 i P3 [Kazimierski, 1994] oraz P4 i P12 [Augustyniak i Koda, 1996] były zainstalowane na kierunku odpływu wód gruntowych z wysypiska. Punkt W2 oznacza zbiornik przy zachodniej skarpie wysypiska, gdzie w wyniku wieloletniej stagnacji odcieków nastąpiła koncentracja zanieczyszczeń (Rys.1). Proces migracji zanieczyszczeń jest ograniczony budową geologiczną [Augustyniak i Koda, 1996] oraz nasypem kolejowym i ul.Estrady. Woda gruntowa na terenach przylegających do wysypiska znajduje się na głębokości 0-1,5 m. Większość badanych wskaźników przekracza wartości dopuszczalne dla ścieków wprowadzanych do wód podziemnych.

Wody technologiczne odpływające aktualnie do Kanału Zaborowskiego z kompostowni dla wielu wskaźników posiadają również znaczące przekroczenia wartości dopuszczalnych dla wód kl.III (Tab.1), jednakże dla określonych roślin mogą być wykorzystane do nawodnień [Koda i Krzywosz, 1995] oraz do celów technologicznych na wysypisku (zraszanie dróg, mycie kół pojazdów, p.poż., itp).

Tab.1. Wybrane wyniki analiz chemicznych odcieków z wysypiska i wód z kompostowni Radiowo (Kazimierski, 1994; Augustyniak, 1996; WIOŚ, 1996).

Tab.1. Chemical analysis of leachate from landfill and water from compostory.

Lp. No	Wskaźnik Index	Jedn. Unit	Lokalizacja i data / Location and data					
			Odcieki z wysypiska / Leachate					Z kompostowni
			5.04.94		6.07.96		5.04.94	From compostor
			P1	P3	P11	P12	W2	15.08.96
1	pH	pH	6,6	7,4	7,0	7,3	8,1	7,9
2	ChZT _{Cr} /COD _{Cr}	mgO ₂ /l	66,5	285	351,5	173	885	332
3	BZT ₅ / BOD ₅	mgO ₂ /l	1,6	1200	nb	nb	700	18,7
4	NH ₄	mg/l	0,58	nb	100	170	nb	nb
5	NO ₃	mg/l	5,67	166	30,0	2,4	260	nb
6	Cl	mgCl/l	75,0	652,4	2257	4000	3178	665
7	SO ₄	mg/l	306	734	231,2	370,0	204	112,7
8	Na	mg/l	75,5	2571	1230	2180	1230	nb
9	K	mg/l	45,0	1120	730	1490	632	nb
10	Zn	mg/l	0,099	0,580	nb	nb	1,53	0,213
11	Cu	mg/l	0,013	0,645	nb	nb	0,769	0,042
12	Pb	mg/l	0,02	0,35	5,0	nb	0,07	0,016



Rys.1. Podział wysypiska Radiowo na strefy o zróżnicowanej zdolności retencyjnej odpadów.

Fig. 1. Division of Radiowo landfill area into zones of differential retential capacity.

Ocena zdolności retencyjnych wysypiska

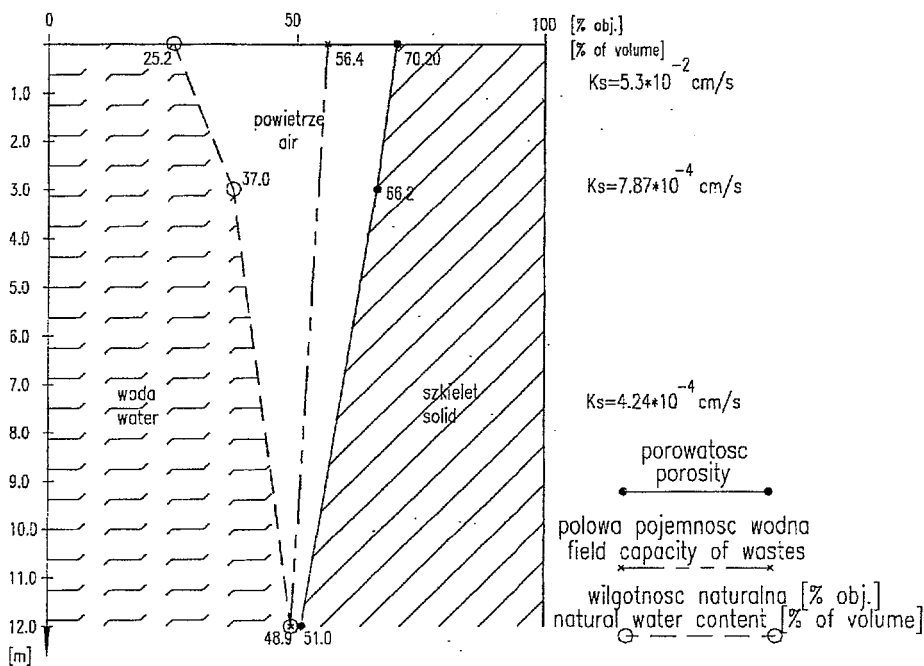
Dla oceny zdolności retencyjnych odpadów balastowych wytypowano na wysypisku 8 punktów badawczych a dla odpadów starych wykorzystano głębokie wiercenia wykonane dla odgazowania wysypiska. Prędkość wsiąkania wody do strefy nienasyconej odpadów przeprowadzono wg matodyki Klute'go [1986]. Ilość wody w jednostkowej objętości odpadów w warunkach nienaruszonej struktury oznaczono metodą reflektometryczną z wykorzystaniem polowego aparatu TDR [PIOŚ, 1996]. Określenie wilgotności odpadów przy polowej pojemności wodnej ustalono przez zalanie mikropoletek do pełnej pojemności wodnej i przykryciu folią. Próbkę odpadów pobrano po 24 godzinach i ustalono ich wilgotność objętościową odpowiadającą polowej pojemności wodnej. Polowy pomiar współczynnika filtracji odpadów wykonano metodą Maaga, natomiast pomiar przepuszczalności w laboratorium przeprowadzono przy obciążeniach [Ostromięcki, 1964] modelujących stan próbek na różnych głębokościach wysypiska.

Gęstość właściwa odpadów balastowych wynosiła ok. 1 g/cm³, a odpadów starych ok. 1,6 g/cm³. Gęstość objętościowa suchej masy przy trzech obciążeniach 0; 20 i 100 kPa dla odpadów balastowych wynosiła 0,3; 0,45 i 0,6 g/cm³, a dla odpadów starych 1,0; 1,2 i 1,35 g/cm³. Z analizy badań uzyskano trzy charakteryczne profile stanów uwilgotnienia i przewodności wodnej odpadów. Profil na Rys.2 charakteryzuje obszar wysypiska w pobliżu skarp. Profil na Rys.3 odnosi się do centralnej części wysypiska (odpady balastowe), a profil na Rys.4 dotyczy starej części wysypiska (Rys.1). Na Rys.2, 3 i 4 zaznaczono: porowatość, uwilgotnienie w dniu badania i przy polowej pojemności wodnej oraz współczynniki filtracji na różnych głębokościach. Porowatość w profilach odwzorowuje rozkład pełnej pojemności wodnej. Z różnicy między pełną i połową pojemnością wodną można uzyskać efektywną retencyjność wysypiska. Efektywne zdolności retencyjne w czterech strefach wysypiska przedstawiono w Tab.2. Strefę IV wydzielono w podstawie korpusu, w oparciu o położenie zwierciadła wody w wysypisku i na terenie przyległym (Rys.1).

Tab.2. Efektywna zdolność retencyjna wysypiska [Koda i Żakowicz, 1997].

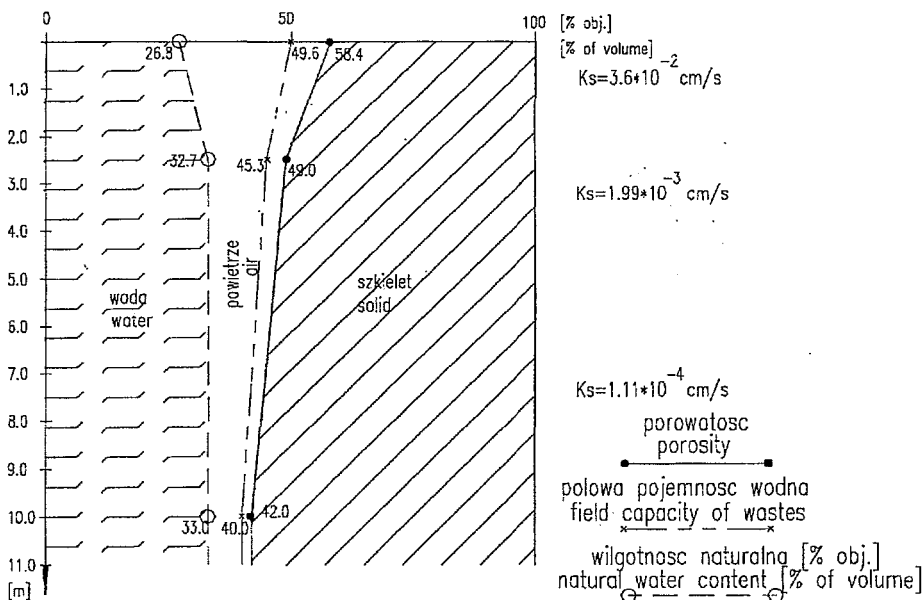
Tab.2. The effective retential capacity of Radiowo landfill area.

Nr strefy/ Zone No	Powierzchnia/ Arca [ha]	Efektywna zdolność retencyjna korpusu wysypiska / Effective retential capacity of waste body	
		[mm]	[m ³]
I	1,90	1360	25840
II	0,83	1180	9794
III	3,39	855	28985
IV	1,88	115	2161
Suma/Total	8,00	-	66780



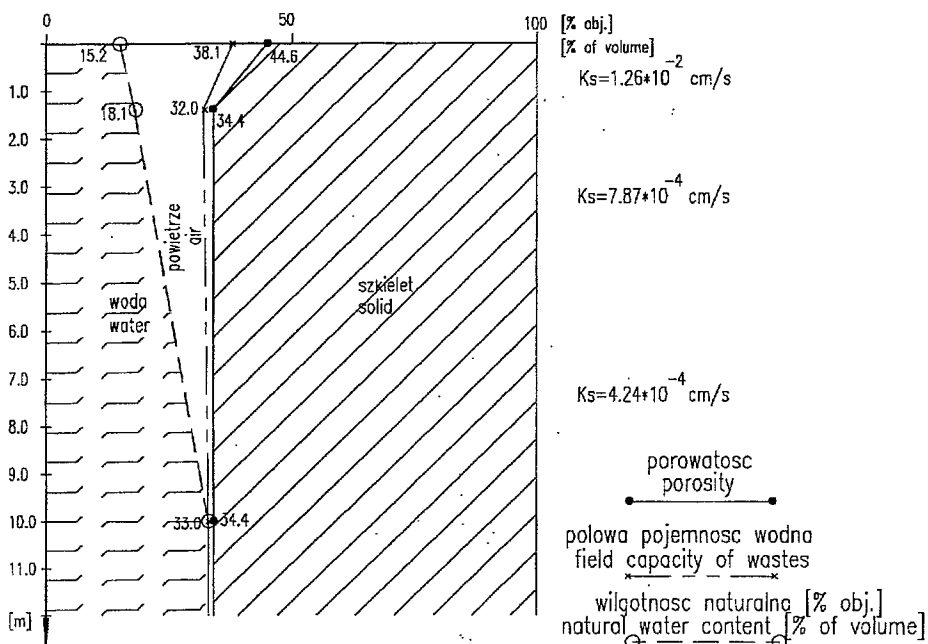
Rys.2. Stany uwilgotnienia i przepuszczalność odpadów - Strefa I.

Fig.2. Moistures distribution and waste permeability coefficients in Zone I.



Rys.3. Stany uwilgotnienia i przepuszczalność odpadów - Strefa II.

Fig.3. Moistures distribution and waste permeability coefficients in Zone II.



Rys.4. Stany uwilgotnienia i przepuszczalność odpadów - Strefa III.

Fig.4. Moistures distribution and waste permeability coefficients in Zone III.

Bilans wodny terenu wysypiska i kompostowni

Przy opracowaniu bilansu hydrologicznego obiektu Radiowo rozpatrzono trzy powiązane ze sobą technologicznie obszary:

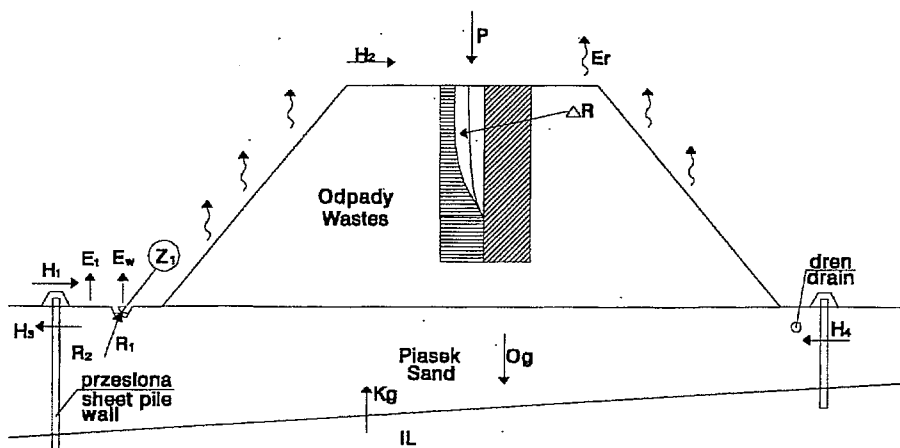
1. teren kompostowni o powierzchni ok. 7 ha, ze zbiornikiem otwartym - 600 m²;
2. teren przyległy do wysypiska o powierzchni ok. 0,95 ha z otwartym zbiornikiem (Z₁) o powierzchni 2500 m² i głębokości 2,0 m oraz zamkniętym zbiornikiem odcieków o objętości 600 m³.
3. część korpusu wysypiska o powierzchni ok. 8,0 ha.

Z analizy wyłączono wschodnią część wysypiska ($F_{\text{wyłącz}}=3,79$ ha, Rys.1), która będzie wykorzystana do zagospodarowania odcieków z rowu opaskowego.

Dla rozpatrywanego obszaru wysypiska (Rys.5) pominięto stosunkowo niewielki przychód wody dowożonej z odpadami i z biodegradacji odpadów [Daniel, 1993]. Równanie bilansu dla korpusu wysypiska można przedstawić w postaci:

$$P + H_2 + H_4 + K_g = E_r + \Delta R + H_3 + O_g$$

gdzie: P - opad; H₂ - ilość wody tłoczona ze zbiornika (Z₁) na wysypisko; K_g - podsiak kapilarny; H₄ - dopływ gruntowy; E_r - parowanie ze skarp i korony; ΔR - efektywna retencyjność wysypiska; H₃ - odpływ gruntowy; O_g - odciek gruntowy.



Rys.5. Schemat obiegu wody w korpusie wysypiska [Koda i Żakowicz, 1998].

Fig.5. Scheme of Radiowo landfill water balance.

Po odizolowaniu obszaru wysypiska przesłoną przeciwfiltacyjną można przyjąć, że: $H_3=0$; $H_4=0$; $K_g=0$ i $O_g=0$. Wtedy bilans ma postać:

$$P + H_2 = E_r + \Delta R$$

Ilość wody H_2 dostarczanej na wysypisko obliczono ze wzoru:

$$H_2 = H_1 + R_1 + R_2$$

gdzie: H_1 - dopływ z kompostowni, R_1 - retencja zbiornika wodnego Z_1 ($R_1=P-E_w$), R_2 - retencja terenu przyległego do wysypiska ($R_2=P-E_t$), E_w - parowanie z powierzchni wody, E_t - parowanie z terenu przyległego.

Średnie roczne wartości podstawowych elementów bilansu zestawiono w Tab.3.

Tab.3. Bilans średni roczny dla korpusu wysypiska odpadów w Radiowie.

Tab.3. The average annual water balance of Radiowo landfill area.

Nr/No	Wyszczególnienie/Specification	Jedn./Unit	Wielkość/Volum e
Przychód/Income			
1	Opad na 8 ha/Precipitation on 8 ha, P	m ³	40640
2	Dopływ z pompowni/Inflow from pumping, H ₂	m ³	21550
	Sumowy przychód/Total income, P+H ₂	m ³	62190
Rozchód/Outgoings			
3	Parowanie ze skarp i korony/Evaporation from the crest and slopes, E _r	m ³	62880
4	Efektywna retencyjność wysypiska/Effective retential capacity of the landfill area, ΔR	m ³	66780

Dawki nawodnień należy dobierać tak, aby wody całkowicie infiltrowały do korpusu, bez wysiaków przy skarpie. Wysypisko Radiowo jest wysokim wzniesieniem, a więc przepływające strumienie powietrza zwiększają parowanie (tzw. zjawisko oazy) [Stachy, 1987]. Przy intensywnym i racjonalnym nawadnianiu oraz utrzymaniu bogatej szaty roślinnej parowanie może podlegać dalszemu zwiększaniu. Z bilansu wynika, że całkowity przychód wody w skali roku wynosi 62190 m^3 (Tab.3), a rozchód na parowanie przy intensywnym nawadnianiu korony i skarp - 62880 m^3 . Wynika z tego, że w roku średnim następuje zwiększenie efektywnej zdolności retencyjnej wysypiska o ok. 690 m^3 i nie będzie odpływu gruntowego H_3 z recyrkulacji. Zdolność retencyjna wysypiska w ciągu średniego roku będzie ulegać wahaniom podobnie jak w przypadku lat suchych i mokrych, ale całkowita efektywna retencja wysypiska dla roku średniego wynosząca 66780 m^3 zapewnia możliwość pełnego zagospodarowania odcieków z wysypiska i wód technologicznych z kompostowni. Należy jednak podkreślić, że przedstawiony bilans obiegu wody będzie wymagał starannej eksploatacji nawodnień oraz zabiegów dla zwiększenia pokrycia skarp szatą roślinną.

Dla przechwycenia i zmagazynowania nadmiaru wody w okresach intensywnych opadów zaprojektowano system szczelnych zbiorników retencyjnych o łącznej pojemności ok. 8000 m^3 . Natomiast dla wprowadzenia najbardziej skażonych odcieków do korpusu, na koronie wysypiska zaprojektowano system kaskadowych zbiorników ze studniami chłonnymi w dnie. Przewiduje się w ten sposób wprowadzenie do korpusu również silnie zanieczyszczonych odcieków stagnujących przy zachodniej skarpie wysypiska. Wody do nawodnień powinny być kontrolowane okresowo pod kątem zasolenia i składu chemicznego.

Wnioski

* Wyszczególnienie trzech typowych profili rozkładu charakterystycznych stanów uwilgotnienia pozwala na wyodrębnienie 3 stref o zróżnicowanej zdolności zmagazynowania odcieków z wysypiska i kompostowni. Strefę IV wyodrębniono w podstawie wysypiska, biorąc pod uwagę położenie zwierciadła wody w korpusie.

* Średnia roczna wartość odpływu wody z terenu kompostowni (H_2) na obszar wysypiska odpadów komunalnych w Radiowie wynosi około 21550 m^3 , co odpowiada przepływowi średniemu rocznemu $q_2 = 0,698 \text{ l/s}$.

* Po odizolowaniu wysypiska pionową przesłoną przeciwfiltracyjną, sumaryczna średnia roczna ilość wody po stronie przychodu wyniesie 62190 m^3 , a przy intensywnym systemie nawadniającym rozchód na parowanie w skali roku wyniesie 62880 m^3 . W korpusie wysypiska istnieje więc rezerwa (66780 m^3), tzw. zbiornik podziemny, do przyjęcia dużej ilości wód, bez wywołania zjawiska odcieku.

* Istniejąca duża rezerwa efektywnej retencji użytecznej wysypiska odpowiadająca ponad 1,5 rocznej wielkości opadu oraz duże wielkości zbiorników retencyjnych, możliwe do wykorzystania w obiegu recyrkulacyjnym, zapewnią sprawną gospodarkę w obrębie wysypiska w latach mokrych i w skali roku.

* Z uwagi na chemizm odcieków stagnujących u podnóża wysypiska, należy w pierwszym etapie przepompować je na koronę wysypiska i wprowadzić drogą infiltracji w głąb korpusu. Dopiero po odpompowaniu silnie zanieczyszczonych wód stagnujących przy skarpie zachodniej, po około 30 dniach można rozpocząć nawodnienia napowierzchniowe korony i skarp wysypiska. Wody do nawodnień powinny być kontrolowane okresowo pod kątem zasolenia i składu chemicznego.

Literetura

- [1] Augustyniak E., Koda E. z Zespołem. 1996. *Dokumentacja hydrogeologiczna i geotechniczna dla wysypiska odpadów komunalnych w Radiowie*. Geoteko. Warszawa.
- [2] Daniel D.E. ed. 1993. *Geotechnical Practice for Waste Disposal. Water balance for landfills*. Chapman & Hall. London.
- [3] Kazimierski B. z Zespołem. 1984. *Wpływ wysypiska śmieci w Radiowie na wody terenów sąsiednich*. Oprac. na zlecenie Prochem S.A. Warszawa.
- [4] Klute A. 1986. *Methods of soil analysis. Part I*. Madison, Wisconsin.
- [5] Koda E., Krzywosz Z. 1996. *Badania nad wykorzystaniem kompostu z odpadów miejskich i wód odciekowych do produkcji mat trawiastych*. Przegląd Naukowy WMiŚ SGGW, Zeszyt 10, 163-173.
- [6] Koda E. i Król P. z Zespołem. 1997. *Wysypisko i Kompostownia „Radiowo”. Projekt podstawowy ujęcia i rozdeszczowania wód drenazowych oraz nadmiaru wód z oczyszczalni*. Geoteko. Warszawa.
- [7] Koda E., Żakowicz S. 1997. *Możliwości wykorzystania ścieków technologicznych z kompostowni do zabiegów rekultywacyjnych na wysypisku*. III Konferencja nt. „Przyrodnicze użytkowanie osadów ściekowych”. Ekoinżynieria, 195-208. Puławy.
- [8] Koda E., Żakowicz S. 1998. *Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill*. 3rd International Congress on Environmental Geotechnics. Lisbona (w druku).
- [9] Ostromięcki J. 1964. *Wstęp do melioracji rolnych*. PWRiL. Warszawa.
- [10] *Podręcznik badań starych składowisk*. PIOŚ. 1996.
- [11] Stachy J. 1987. *Atlas hydrologiczny Polski. T.1*, WG, Warszawa.
- [12] *Wyniki analizy ścieków z Zakładu Utylizacji Odpadów Radiowo*. Załącznik do decyzji nr WIOŚ-I-4622/10-26/98/96/1172. PIOŚ WIOŚ. 1996.

Summary

Utylization system of leachate from landfill and technological water from „Radiowo” compostory. Test results of physical and hydraulic parameters of municipal solid wastes (old and non-composted) are presented in the paper. The tests were used in the evaluation of retential capacity as well as the water balance of the landfill and compostory in Radiowo. The design of utylization system of the leachate from the landfill and technological water from the compostory was based on the test results. In the framework of the leachate utylization system on the landfill, three retential reservoirs (for water excess from intensive precipitations), two pumping stations as well as water cancelation and distribution systems on the landfill creast were designed. Owing to the investigation and field tests carried out, it is thought that technological water from the compostory can be used for irrigation of grass plant, while the most polluted leachate from the landfill should be put into the waste body.

Eugeniusz Koda
Geoteko Sp. z o.o.
ul. Wałbrzyska 3/5
02-739 Warszawa

Piotr Król
Katedra Geotechniki SGGW
ul. Nowoursynowska 166,
02-787 Warszawa,

Stanisław Żakowicz
Katedra Kształtowania Środowiska i Melioracji SGGW
ul. Nowoursynowska 166,
02-787 Warszawa,

WYBRANE ZAGADNIENIA WYMIAROWANIA SYSTEMÓW HYDROBOTANICZNYCH

EXPERIMENTAL AND SIMULATED N - BALANCE ON THE PERMANENT MEADOW

Józef Mosiej, Gunno Renman

Katedra Kształtowania Środowiska i Melioracji, SGGW Warszawa

*Department of Environmental Development and Land Improvement, SGGW,
Warsaw*

Zakład Zasobów Wodnych i Glebowych, Politechnika w Sztokholmie

Division of Land and Water Resources, KTH, Stockholm

Uwagi wstępne

Obliczanie redukcji zanieczyszczeń w naturalnych i sztucznych systemach bagiennych jest skomplikowane, przede wszystkim ze względu na zmienność procesów jakie zachodzą w złożach a zależnych od czynników zewnętrznych, jak również ze względu na zmienność przestrzenną parametrów systemów. Poczyniono wiele założeń dla opisanie zjawisk zachodzących w złożach z czego powstały przybliżone modele opisujące zjawiska degradacji zanieczyszczeń, wykorzystywane w projektowaniu.

Filtrująca rola obszarów czasowo podmokłych jest powszechnie znana. W zależności od warunków hydrochemicznych tereny bagienne mogą zmniejszać i czasowo wyrównywać wahania przepływów, ale mogą także funkcjonować jako drogi przemieszczania się biogenów, a także jako źródła fosforu i azotu. Mechanizmy oczyszczania wód na tych terenach są zależne od ich warunków fizykochemicznych. Efektywność funkcjonowania tych terenów zależy od składu chemicznego przepływającej wody. Na przykład zawiesiny ogólne są, na obszarach okresowo podmokłych, zatrzymywane a sedymentacja w osadach jest najważniejszym mechanizmem retencji fosforu (Johnston 1993). W porównaniu do sedymentacji i mechanizmów zatrzymywania azotu przez rośliny, proces

denitryfikacji odgrywa największą rolę przy usuwaniu tego pierwiastka z wód (Pettersson i Bostrom 1990).

Intensywność eliminacji azotu z wód może być zwiększona przez bliższy kontakt między rozkładającym się materiałem roślinnym a zanieczyszczonymi wodami (Oostrom i Russel 1994). Ponadto metabolizm roślin wraz ze wzrostem produkcji tlenu ma bezpośredni wpływ na funkcjonowanie terenów bagiennych. Różnorodność środowiska roślinnego obszarów czasowo podmokłych sprzyja rozwojowi bogatego świata zwierzęcego, a także korzystnie wpływa na walory estetyczne krajobrazu (Brix 1994).

Zasadniczą rolę przy uruchamianiu i rozkładzie zanieczyszczeń organicznych odgrywają drobnoustroje. Studia porównawcze biomasy ustrojów i ich aktywności w mokradłach sztucznych i naturalnych dały zbliżone wyniki, a co więcej, wykazały możliwości tworzenia obszarów czasowo podmokłych z równą denitryfikacją, a nawet wyższą niż w naturalnych terenach bagiennych (Duncan i Groffman 1994). W Szwecji naturalne tereny bagienne, głównie z powodu warunków hydrologicznych, a także ze względu na ich wysoką wartość jako cennych zasobów naturalnych, rzadko są wykorzystywane do usuwania zanieczyszczeń (Wittgren 1994).

Podczas modelowania obszarów czasowo podmokłych brany jest pod uwagę okres ich aktywności (Lakshman 1994). Efektywność procesów usuwania azotu i związków organicznych zależy głównie od procesów biologicznych i dlatego istotny jest wpływ temperatury, która ma mniejsze znaczenie, w przypadku procesów usuwania fosforu (Jenssen i in. 1994). Intensywność denitryfikacji jest niejednakowa w różnych porach roku – w lecie jest wysoka, a w zimie maleje o co najmniej jeden rząd wielkości (Pettersson i Bostrom 1994).

Mając na uwadze bogactwo świata roślin i zwierząt, przy projektowaniu obszarów czasowo podmokłych należy zachować właściwy stosunek wielkości powierzchni zwierciadła wody do wielkości powierzchni pokrytej roślinnością makrofitową wynoszący około 1:1 (Kadlec 1994a). Dla osiągnięcia optymalnych warunków usuwania składników organicznych z wody należy mieć na uwadze również i inne czynniki takie jak rodzaj roślinności, typ osadów dennych, głębokość i rodzaj przepływu wody.

Obliczenia systemów hydrobotanicznych

W sztucznie formowanych złożach zachodzą skomplikowane procesy decydujące o skuteczności eliminacji zanieczyszczeń. Złożoność procesów rozkładu zanieczyszczeń, zachodzących w systemach hydrobotanicznych, zarówno naturalnych jak i sztucznych powoduje, że ich identyfikacja i opis matematyczny jest bardzo trudny. Nakłada się na to duża zmienność warunków lokalnych takich jak:

czynniki meteorologiczne, warunki gruntowo-wodne, ilość i jakość ścieków, rodzaj roślinności, okres wykorzystania itp. Pomimo tak dużego zróżnicowania warunków istnieją pewne modele matematyczne wykorzystywane w projektowaniu, a opisujące zjawiska degradacji zanieczyszczeń.

Wymagania jakościowe stawiane ściekom dostarczonym do systemów bagiennych

Przed przystąpieniem do wyboru sposobu obliczeń redukcji zanieczyszczeń biogennych należy rozpatrzyć wymagania jakim powinny odpowiadać ścieki rzrucane do systemów naturalnych lub sztucznych oraz wstępnie oczekiwane efekty.

Tabela 1. Porównanie wymagań stawianych na dopływie dla różnych systemów hydrobotanicznych (Kadlec i Knight 1995)

Table 1. Comparison of pre-treatment recommendations for wetland alternatives

Rodzaj systemu <i>Wetland alternative</i>	Wymagania oczyszczenia wstępnego <i>Preatreatment goals</i>
System sztuczny z przepływem powierzchniowym <i>Constructed wetland with surface flow</i>	Ścieki komunalne, przemysłowe i rolnicze: po drugim lub wyższym stopniu oczyszczania. Może to być staw ściekowy, złożę zraszane lub komory osadu czynnego. Wody burzowe: zbiorniki wyrównawcze z łapaczkami oleju i tłuszczu w postaci przelewów syfonowych z urządzeniami wylapującymi Obszarowe źródła zanieczyszczeń – przeważnie bez żadnych wymagań wstępnego oczyszczania
System sztuczny z przepływem podpowierzchniowym <i>Constructed wetland with subsurface flow</i>	Ścieki komunalne, przemysłowe i rolnicze: pierwszy lub wyższy stopień oczyszczania (kraty, osadniki). Wody burzowe i odpływy z obszarowych źródeł zanieczyszczeń. Nie zaleca się ze względu na dopływ pulsacyjny.
Systemy naturalne <i>Natural wetlands</i>	Ścieki komunalne, przemysłowe i rolnicze: minimum zaawansowany drugi stopień tzn. pożądana częściowa redukcja form amonowych oraz częściowe usunięcie fosforu i metali ciężkich jeśli jest to konieczne i możliwe. Wody burzowe: zbiorniki wyrównawcze z przelewem syfonowym z łapaczkami oleju i tłuszczu. Obszarowe źródła zanieczyszczeń: porośnięty filtr w postaci pasa roślinnego położonego powyżej naturalnego systemu bagiennego

Na podstawie analizy materiałów empirycznych z funkcjonujących systemów hydrobotanicznych sformułowano wymagania dla poszczególnych systemów w zakresie zawartości zanieczyszczeń na dopływie. Przedstawione dane w tabeli 1 wykazują, że ścieki powinny być wstępnie oczyszczone. Znacznie wyższe wymagania stawiane są przy zrzucie ścieków do naturalnych systemów bagiennych (tabela 2), co szczególnie dotyczy koncentracji azotu, fosforu i metali ciężkich.

Tabela 2. Wymagania dotyczące stopnia wstępnego oczyszczania ścieków przed zrzutem do naturalnych systemów bagiennych (Kadlec i Knight, 1995)

Table 2. Recommended minimum wastewater pre-treatment levels prior to natural wetland discharge

Wskaźnik <i>Costituent</i>	Zalecany poziom oczyszczenia <i>Suggested pre-treatment level</i>	Potencjalny wpływ negatywny <i>Potential harmful effect</i>
BZT <i>BOD</i>	Minimum II stopień oczyszczania (20 -30 mg/l)	Wyczerpanie tlenu, zapachy odoru, rozwój owadów.
Zawiesiny ogólne <i>TSS</i>	Minimum II stopień (30 -50 mg/l); zawartość części mineralnych powinna być zredukowana do poziomu < 10 mg/l	Wyczerpanie tlenu, niszczenie korzeni roślin oraz eliminacja gatunków drzewiastych.
NH ₄ -N <i>NH₄--N</i>	Wysoka nitryfikacja jest niekorzystna, maximum - 5 mg/l	Wyczerpanie tlenu. Wolne związki amonowe są toksyczne.
Azot ogólny (N _{og}) <i>Total N</i>	Poniżej 20 mg/l	Eutrofikacja; selekcja szybko rosnących gatunków.
Fosfor ogólny (P _{og}) <i>Total P</i>	Poniżej 1.0 mg/l	Eutrofikacja; selekcja szybko rosnących gatunków.
Rozpuszczone związki toksyczne <i>TDS</i>	W zależności od warunków lokalnych	Toksyczne dla niezaadaptowanych gatunków roślin i zwierząt.
Metale i inne toksyny <i>Metals and other toxins</i>	Poniżej dopuszczalnego poziomu toksyczności	Akumulacja związków toksycznych, łańcuch pokarmowy może ulec powiększeniu o kilka składników.

Systemy hydrobotaniczne nawiązują do idei zrównoważonego rozwoju i wykorzystują metody inżynierii ekologicznej. W ostatnich kilku latach wzrosło zainteresowanie stosowaniem sztucznie formowanych mokradeł czyli systemów typu "constructed wetland" i naturalnych złóż bagiennych do ochrony wód przed zanieczyszczeniami pochodzącymi zarówno z punktowych jak i obszarowych źródeł zanieczyszczeń. Świadczy o tym ilość organizowanych sympozjów i konferencji oraz znaczna liczba publikacji na ten temat. Opracowano wytyczne projektowania takich oczyszczalni dla warunków europejskich (Cooper 1990), skandynawskich (Jensen 1992) i amerykańskich (EPA 1988; Steiner 1991). Również w Polsce pojawiły się pierwsze opracowania w formie wytycznych oraz analiz naukowych (Kowalik i Obarska-Pempkowiak 1994; Obarska-Pempkowiak, 1992).

Modele redukcji zanieczyszczeń

Rozkład związków węglowych i azotowych w złożu systemu bagiennego można opisać następującym równaniem kinetyki, reakcji pierwszego rzędu, przy porcjowym dopływie zanieczyszczeń (warunki stacjonarne):

$$\frac{C}{C_i} = \exp(-k \cdot t) \quad (1)$$

gdzie:

C_i - początkowa koncentracja zanieczyszczeń g/m^3

C - koncentracja zanieczyszczeń po upływie czasu t

k - stała reakcji $1/\text{d}$,

t - czas przetrzymania ścieków w złożu (czas retencji) d .

Stała szybkości reakcji zależna od temperatury powinna być obliczana dla warunków innych niż temperatura 20°C ścieków według następującego wzoru:

$$k = k_{20} \Theta^{(T-20)} \quad (2)$$

gdzie:

Θ - czynnik temperaturowy przyjmowany w przedziale $1.04 - 1.1$ w zależności od rodzaju zanieczyszczeń i sposobu przepływu ścieków przez system (powierzchniowy lub podpowierzchniowy).

Oszacowanie wielkości powierzchni terenów bagiennych wykorzystywanych do oczyszczania i doczyszczania ścieków wymaga określenia czasu retencji hydraulicznej, długości przepływu, ładunku substancji organicznej wyrażonej jako BZT_5 i związków azotowych oraz obciążenia hydraulicznego. Usuwanie substancji organicznej oraz związków azotowych może być opisane przez równanie kinetyki reakcji pierwszego rzędu (wzór 1). Obecnie stosowność tego równania do opisu procesu usuwania związków azotowych jest kwestionowane jako zbyt daleko idące uproszczenie przebiegu procesu (Soroko 1995).

Wyniki badań

Istotnym elementem we wzorze 1 jest wyznaczenie stałej reakcji k dla warunków doczyszczania ścieków oczyszczonych biologicznie. Dla systemu hydrobotanicznego z powierzchniowym przepływem swobodnym w latach 1996 – 1997 prowadzono w Katedrze Kształtowania Środowiska i Melioracji SGGW badania w okolicach Warszawy, gdzie w naturalnych zbiornikach wodnych doczyszczane są ścieki odpływające z oczyszczalni po drugim (biologicznym) stopniu oczyszczania (Pięcek 1998). System składa się z połączonych ze sobą trzech zbiorników wodnych pokrytych w 40% roślinnością makrofitową. Stosunkowo długie czasy zatrzymania ścieków w zbiornikach wpłynęły na bardzo wysoką efektywność usuwania mineralnych związków azotu (tabela 3).

Średnio dla czasu zatrzymania ok. 75 – 80 dni – $k_{20} = 0,026$ 1/d

dla ok. 25 dni – $k_{20} = 0,170$ 1/d

Przy znajomości wielkości k_{20} można obliczyć niezbędny czas zatrzymania ścieków w systemie hydrobotanicznym dla uzyskania pożądanego stopnia oczyszczania. Dla danych przedstawionych w tabeli przy średniej koncentracji azotu amonowego w dopływie, na poziomie 36 mg/l, i pożądanym poziomie koncentracji w odpływie na poziomie 6 mg/l, niezbędny czas zatrzymania powinien wynosić 69 dni ($k_{20}=0.026$ 1/d), a przy dopływie 20 mg/l – 7 dni ($k_{20} = 0.17$ 1/d).

W literaturze spotyka się niewiele danych dotyczących wielkości stałych dla systemów hydrobotanicznych ze swobodnym przepływem powierzchniowym (stawów ściekowych). W Polsce takie badania prowadzono w celu wykorzystania polderów Międzyodrza dla poprawy jakości wody Dolnej Odry (Dybkowska-Stefek 1998). Uzyskane wyniki badań należy uznać za zadowalające, albowiem przy 3.5 dniowym zatrzymaniu wód na polderze redukcja BZT₅, fosforu ogólnego i azotu ogólnego wynosiła odpowiednio 24%, 36% i 9%, a otrzymane stałe redukcji (k) wynosiły 0.073, 0.122 i 0.025. Zwiększenie czasu zatrzymania do 10 dni spowodowało wzrost redukcji BZT, P, i N odpowiednio do 53%, 72% i 23%.

Istnieje znacznie więcej danych dotyczących systemów hydrobotanicznych z podpowierzchniowym przepływem poziomym (filtry gruntowe z roślinnością makrofitową). Na podstawie badań prowadzonych we Wrocławiu (Soroko 1998) uzyskano wielkości k_{20} dla azotu ogólnego N_{og} – 0.158 1/d i azotu amonowego $N-NH_4$ – 0.252 1/d. Dla funkcjonujących systemów w okolicach Gdańska, przy dosyć krótkim czasie zatrzymania 2 – 3 dni, obliczone wielkości k_{20} dla azotu ogólnego wahały się w przedziale 0.217 – 0.251 (Kowalik 1995).

Tabela 3. Wyniki obliczeń stałych kinetyki reakcji dla azotu amonowego w systemie naturalnym systemie hydrobotanicznym

Table 3. Results of calculations kinetic rate constant for ammonium nitrogen in natural wetland

Miesiąc <i>Month</i>	Średnia dobową temperatura powietrza <i>Mean daily air temperature</i>	Redukcja [%] <i>Reduction [%]</i>	Stała reakcji k_{20} <i>Kinetic rate constant k_{20}</i>	Czas zatrzymania t_r [doby] <i>Retention time t_r [days]</i>
Lipiec 1996 <i>July 1996</i>	16,4	68	0,017	82,6
Sierpień 1996 <i>August 1996</i>	18,6	64	0,014	84,8
Wrzesień 1996 <i>September</i>	10,8	83	0,039	78,6
Październik 1996 <i>October</i>	9,2	69	0,028	73,4
Listopad 1996 <i>November 1996</i>	10,8	52	0,021 0,235	80,2 26,8
Grudzień 1996 <i>December 1996</i>	- 5,2	50	0,042	71
Marzec 1997 <i>March 1997</i>	2,9	48	0,022 0,052	79 26
Kwiecień 1997 <i>April 1997</i>	5,2	46	0,018 0,206	79 26
Maj 1997 <i>May 1997</i>	13,7	90	0,042	79
Czerwiec 1997 <i>June 1997</i>	16,9	55	0,012 0,188	79 26

Obliczania redukcji zanieczyszczeń w praktycznych rozwiązaniach systemów hydrobotanicznych

Według Kadleca (1994a, 1994b) pracę złoza z roślinnością zakorzenioną (podsystem biochemiczny) i przepływem powierzchniowym tłokowym, w dłuższym okresie czasu (np. roku), można opisać równaniem bilansu masy zanieczyszczeń:

$$\ln \left(\frac{C_1 - C^*}{C_2 - C^*} \right) = - \frac{K}{q} \quad (3)$$

po odpowiednich podstawieniach otrzymuje się postać następującą:

$$A = -\frac{Q}{K} \ln \left(\frac{C_2 - C^*}{C_1 - C^*} \right) \quad (4)$$

A - powierzchnia systemu hydrobotanicznego terenu bagiennego [m²],

Q - średnio roczny przepływ [m³/rok],

K - stała reakcji (w tym przypadku stała redukcji) w [m/rok],

C₁ - stężenie na dopływie [mg/l],

C₂ - stężenie na odpływie [mg/l],

C* - wielkość stężenia, poniżej którego nie można usunąć zanieczyszczeń (stężenie tłowe) [mg/l],

q - obciążenie hydrauliczne powierzchni (m/rok), $q = \frac{Q}{A}$.

W tabeli 4 zestawiono orientacyjne wartości parametrów w modelach rozkładu zanieczyszczeń dla różnych systemów hydrobotanicznych.

Tabela 4. Parametry modelu redukcji zanieczyszczeń przez różne typy systemów hydrobotanicznych

Table 4. Model parameter values for different types of constructed wetlands systems

Parametr Parameter	BZT ₅ BOD ₅	zawiesina ogólna TSS	Azot org. Organic N	NH ₄ – N	NO _x – N	Azot ogólny Tot – N	Fosfor ogólny Tot – P.
System z przepływem powierzchniowym System with surface flow							
K ₂₀ , m/rok	34	1000	17	18	35	22	12
Θ	1,00	1,00	1,05	1,04	1,09	1,05	1
C*, m.g/l	3,5 + 0,053 C ₁	5,1 + 0,16 C ₁	1,50	0,00	0,00	1,50	0,02
System z przepływem podpowierzchniowym System with horizontal, subsurface flow							
K ₂₀ , m/rok	180	3000	35	34	50	27	12
Θ	1,00	1,00	1,05	1,04	1,09	1,05	1,00
C*, m.g/l	3,5 + 0,053 C ₁	7,8 + 0,063 C ₁	1,50	0,00	0,00	1,50	0,02

Wnioski

1. Przedstawione wymagania jakim powinny odpowiadać ścieki odprowadzane do naturalnych i sztucznych systemów bagiennych wskazują na konieczność odpowiedniego wstępnego ich oczyszczania.

2. Przedstawione wyniki badań wskazują na wysoką redukcję azotu mineralnego, zawartego w wodach ściekowych, przez system hydrobotaniczny składający się z trzech naturalnych zbiorników wodnych.
3. Wyjaśnienie mechanizmów i weryfikacja opisu matematycznego procesów redukcji zanieczyszczeń organicznych i związków biogennych w systemach hydrobotanicznych wymagają dalszych badań na funkcjonujących obiektach.

Literatura

- [1] BRIX H., 1994: Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No.4, 71-78.
- [2] COOPER P.T./red./, 1990: European design and operation guidelines for reed treatment systems. Water Reseach Centre, Swinden,.
- [3] DUNCAN C.P., GROFFMAN P.M. 1994: Comparing Microbial Parameters in Natural and Constructed Wetlands. *J. Environ. Qual.* 23:298-305.
- [4] DYKOWSKA-STEFEK D., 1998: Miedzyodrze natural wetlands for water quality control. In: "Sewage treatment by means of pine, willow, reed grass vegetation filters" Proceedings of joint Polish-Swedish workshop in Starbienino. SLU, Uppsala, Report 61:77- 86.
- [5] EPA,1988: Constructed wetlands and aquatic plants systems for municipal wastewater treatment. Design manual. USEPA, Centre for Environmental Research Information, Cincinnati, EPA/625/1-88/022, str. 83.
- [6] JENSEN P.D. 1992: Okologisk renseteknologi. Oversikt over ulike naturebaserte behandlingsmetoder for kommunalt avlopsvann. SFT - Report nr 92:35, ss.72.
- [7] JENSSEN P.D., MAEHLUM T., KROGSTAD T.,1994: Adapting constructed wetlands for wastewater treatment to northern environments. W: Mitch W.J. (ed), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier: 411-420.
- [8] JOHNSTON C. A., 1993: Mechanisms of Wetland-Water Quality Interaction. In: Moshiri G.A.(ed), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRS Press, Florida:293-299.
- [9] KADLEC H.R., 1994a: Detention and mixing in free water wetlands. *Ecological Engineering* 3:345-380.
- [10] KADLEC H.R., 1994b: Wetlands for water polishing: free water surface wetlands. In: „Global Wetlands: Old World and New Ed. W.J.Mitch” Elsevier:335-349.
- [11] KADLEC H.R., KNIGHT R.L.,1995:Hydraulic and chemical design tools.Chapter 9. In: "Treatment wetlands". Lewis Publishers. 181-280.
- [12] KOWALIK P., H. OBARSKA-PEMPKOWIAK, 1994: Zasady pracy małych hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków. Materiały Informacyjne IMUZ, nr 28.ss.62.

- [13] KOWALIK P., 1995: Efekty oczyszczania ścieków w oczyszczalniach hydrobotanicznych. W: "Hydrobotaniczne metody oczyszczania ścieków" Materiały z seminarium MOŚZNIŁ, Warszawa.
- [14] LAKSHMAN G., 1994: Design and operational limitations of engineered wetlands in cold climates – Canadian experience. In: Mitch W.J. (ed), *Global Wetlands: Old World and New*. Elsevier, 399-409.
- [15] PETTERSOON K., BOSTROM B., 1990: Kvaveomsättning i limniska ekosystem, en litteraturoversikt. Statens naturvårdsverk, Rapport 3822, Solna.
- [16] OBARSKA-PEMPKOWIAK H., 1992: Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych. Zeszyty Naukowe PG, Budownictwo Wodne 38, ss.96.
- [17] OOSTROM A.J., RUSSEL J.M., 1994: Denitrification in constructed wetlands receiving high concentrations of nitrate. *Wat. Sci, Tech.* Vol. 29, No 4: 7-14.
- [18] PIĘCEK D., 1997: Możliwości wykorzystania naturalnych bagien do doczyszczania wód odpływających z oczyszczalni ścieków. Praca dypl. KKŚiM, SGGW ss.75.
- [19] STEINER G.R., 1991: General design, construction and operation guidelines for small constructed wetlands wastewater treatment systems. Paper for the International Symposium "Constructed wetlands for water quality improvement", Pensacola, ss.18.
- [20] SOROKO M., 1998: Seasonal changes in removal efficiency of horizontal subsurface flow reed beds. In: "Sewage treatment by means of pine, willow, reed grass vegetation filters" Proceedings of joint Polish-Swedish workshop in Starbienino. SLU, Uppsala, Report 61,99-104.
- [21] WITTGREN H., 1994: Vatnärker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten. Kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov. Naturvårdsverket, Rapport 43365. Gotab, Stockholm: ss.59.
- [22]

Summary

Some aspects of the dimensioning the wetland systems. The area necessary for natural wetlands treatment can be determined by the level of pre-treatment, the flow rate, the final quality goals, and type of natural wetlands available. Pollutants that commonly occur in stormwater and municipal, industrial, agricultural wastewater should be reduced to below harmful concentrations before being introduced into natural wetlands. Natural wetlands may have lower removal rates and efficiencies than constructed wetlands because of less optimal flow control. Results of the investigations and the calculations of the kinetic rate constant for ammonium nitrogen in natural wetland showed high efficiency in removal of ammonium nitrogen. The rate constant for $\text{NH}_4\text{-N}$ reached the level 0.026 1/d for over 75 days retention time and 0.170 1/d for 25 days.

Józef Mosiej

SGGW, Katedra Kształtowania Środowiska i Melioracji

ul. Nowoursynowska 166; 02-787 Warszawa

EFEKTYWNOŚĆ OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW W NATURALNYM ŚRODOWISKU WODNYM I WODNO - ROŚLINNYM

EFFICIENCY OF TREATING WASTEWATER IN NATURAL WATER AND IN WATER AND PLANT ENVIRONMENT.

Jan Kutera

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Oddział we Wrocławiu
Institute for Land Reclamation and Grassland Farming, Division in Wrocław
Instytut Melioracji i Kształtowania Środowiska, Akademia Rolnicza we Wrocławiu
Institute for Land Reclamation and Environment Shaping,
Agricultural University in Wrocław

Wstęp

W latach siedemdziesiątych upowszechnione zostały zbiorniki akumulacyjne jako oczyszczalnie biologiczne ścieków z cukrowni. W 1994 r. z 50 zakładów posiadających oczyszczalnie biologiczne w 22 stosowane były zbiorniki akumulacyjne [Poleć, Kempnerska, Gozdek, 1995]. Są to zbiorniki o charakterze stabilizacyjnym, w których występują płytkie - tlenowe, średnio głębokie fakultatywne oraz głębokie beztlenowe i napowietrzane. Wykorzystując doświadczenia przemysłu cukrowniczego, zastosowano zbiorniki akumulacyjne w kilku zakładach przemysłu ziemniaczanego, w celu głównie awaryjnego i rezerwowego odbioru ścieków oraz ich stabilizacji [Majdowski, 1990].

Zastosowanie zbiorników akumulacyjnych w cukrowniach i krochmalniach jest uzasadnione kampanijnością produkcji, pozwalającą na magazynowanie ścieków w długich okresach wiosenno-letnich, z podwyższonymi temperaturami, sprzyjającymi ich samooczyszczaniu. Część zbiorników wybudowano na likwidowanych polach irygowanych i filtracyjnych, oszczędzając na kosztach eksploatacji, tracąc na efektach oczyszczania ścieków [Hus, Kutera,

Pulikowski, 1996; Hus, Pulikowski, 1995]. Niektóre ze zbiorników wybudowano systemem gospodarczym, niekiedy w niezgodzie z wymogami inżynierii tego rodzaju budowli.

Dotychczasowe oceny skuteczności oczyszczania ścieków cukrowniczych i ziemniaczanych w zbiornikach stabilizacyjnych, nie poparte ciągłością pełnych badań, są zróżnicowane i nie uzasadniają podejmowanych w niektórych przypadkach decyzji, zmierzających do uzupełnienia lub zmiany technologii oczyszczania tych trudnych i uciążliwych ścieków przemysłowych. Trzeba przy tym podkreślić, że lokalizacje niektórych cukrowni i krochmalni sprzyjają stosowaniu oczyszczania ścieków w środowisku naturalnym.

Dla ścieków wiejskich również poszukuje się rozwiązań taniego i skutecznego oczyszczania w środowisku naturalnym, ostatnio preferowanym wodno-roślinnym. Takim upowszechnianym sposobem jest system "Lemna", w którym do oczyszczania ścieków w drugim i trzecim stopniu wykorzystywana jest rzęsa wodna. Wykorzystywanie rzęsy wodnej do oczyszczania ścieków jest dawno znane, a praktycznie stosowane w ostatnich latach. Stosowanie rzęsy wodnej w oczyszczaniu ścieków w zbiornikach wodnych jest konkurencyjne w stosunku do stosowanych w tym celu zbiorników glonowych [Kowal, 1995; Poleć, Kowalska, Gozdek, 1992]. Rzęsa wodna wyróżnia się z wodnych roślin pływających największą kumulacją azotu i fosforu w tkankach wodnych [Kulik-Kuziemska, 1995].

Trzeba jednak podkreślić, że zbiorniki z rzęsą wodną stanowią tylko element oczyszczalni. Wymagają sprawdzenia ciągłymi całorocznymi badaniami w naszych warunkach klimatycznych.

W pracy tej przedstawiam wyniki badań nad skutecznością oczyszczania ścieków w zbiornikach akumulacyjnych i w zbiornikach z rzęsą wodną, wykonanych w latach 1985-1997 w Oddziale Wrocławskim Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych oraz w Instytucie Melioracji i Kształtowania Środowiska Akademii Rolniczej we Wrocławiu. W ostatnich latach część z tych badań była finansowana przez KBN, w ramach projektu badawczego 5 P 06 H 034 10.

Oczyszczanie ścieków cukrowniczych i ziemniaczanych w zbiornikach akumulacyjnych

W przemyśle cukrowniczym w ostatnich latach dokonano transformacji i unowocześnienia technologii produkcji, co w konsekwencji zmniejszyło zużycie wody z około 5 do 1 m³/tonę przerabianych buraków. Powstały przez to ścieki o zwiększonych koncentracjach obciążeń organicznych i mineralnych, wymagających doskonalenia procesów ich oczyszczania i utylizacji, w szczególności w zakresie związków eutroficznych. W związku z tym konieczne było podjęcie

ciągłych badań skuteczności oczyszczania ścieków w różnych zbiornikach akumulacyjnych, które są w naszych cukrowniach.

Dotychczasowe oceny skuteczności technologicznej oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych stabilizacyjnych tlenowych i beztlenowych są znacznie zróżnicowane. Dawniejsze prace krajowe i zagraniczne, obejmujące ścieki o znacznie mniejszych koncentracjach, wykazują stosunkowo dobre ich oczyszczanie biologiczne i eliminację związków biogennych w zbiornikach stabilizacyjnych tlenowych [Brandyk, 1978; Metz, 1977; Skalski, 1971]. Badania wykonane w 1994 r. odprowadzanych ścieków cukrowniczych z 26 zbiorników akumulacyjnych, wykazały w większości obiektów wymaganą redukcję BZT₅, natomiast w większości zbiorników niewystarczającą redukcję ChZT oraz we wszystkich niedostateczne usuwanie azotu amonowego [Kempnerska-Omielcenko, 1994].

Nasze kilkuletnie badania postępującego w sezonie oczyszczania ścieków wykonane w pięciu cukrowniach obejmowały zbiorniki akumulacyjne:

- stabilizacyjne tlenowe,
- fakultatywne napowietrzane,
- stabilizacyjne beztlenowe z jednym i dwusezonowym okresem magazynowania,
- stabilizacyjne tlenowe i następne fakultatywne napowietrzane.

Intensywność oczyszczania ścieków cukrowniczych w badanych zbiornikach akumulacyjnych zależy przede wszystkim od przebiegu temperatury powietrza. W warunkach Dolnego Śląska okres intensywnego oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych trwa przeciętnie od 15 marca do czasu ich opróżniania przed rozpoczęciem kampanii. Z przebiegu oczyszczania tych ścieków w okresie letnim wynika możliwość rozpoczęcia spuszczenia ścieków ze zbiorników w połowie lipca [Pulikowski, 1997]. Efektywność technologiczną badanych zbiorników ilustrują dane przedstawione w tabeli 1.

Ścieki cukrownicze właściwie oczyszczone mechanicznie i w zbiornikach akumulacyjnych nie wykazują przekroczeń zawartości zawiesiny ogólnej i fosforu ogólnego według aktualnie obowiązujących wymogów. W stosunku do zapowiadzanej w 2000 r. normy niewystarczającą jest redukcja fosforu. W większości rozpatrywanych rodzajów zbiorników nie uzyskano dostatecznej redukcji w stosunku do wymagań, wskaźników tlenowych - BZT₅ i ChZT. Nie wyeliminowano w wystarczającym zakresie ze ścieków w zbiornikach azotu amonowego, a w zbiornikach tlenowych i fakultatywnych również azotu ogólnego. Ścieki cukrownicze zawierają nieznaczne ilości azotu azotanowego i nie zmieniło się jego stężenie po okresie magazynowania. W odniesieniu do azotu amonowego, stwierdza się niemożliwość uzyskania w ściekach odprowadzanych do wód, wymaganego w Polsce, stężenia - $6 \text{ mg NH}_4/\text{dm}^3$.

Tab.1. Efektywność oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych

Tab.1. Efficiency of treating sugar factory wastewater in accumulation reservoirs

Wskaźniki i stężenia - mg/dm ³ Concentration indicators	Wartości średnie z lat 1993-1996 dla zbiorników Mean value from the years 1993-1996 for reservoirs			
	tlenowych, oxygen-carring	fakultatywnych, napowietrzanych	beztlenowych oxygen free	
		facultative aerated	I rok, I year	II rok magazynowania II year storage
	początek okresu intensywnego oczyszczania - koniec okresu oczyszczania beginning of intensive treatment period - end of treatment period % redukcji w sezonie % reduction in season			
Zawiesina ogólna Total suspension	<u>52 - 34</u> 35	<u>50-35</u> 29	<u>55-42</u> 24	<u>36-32</u> 12
BZT ₅ - BOD ₅	<u>1 171 - 56</u> 95	<u>1331-21</u> 98	<u>1495-53</u> 96	<u>190-36</u> 81
ChZT - COD	<u>1 729 - 242</u> 86	<u>1907-127</u> 93	<u>2192-230</u> 89	<u>347-159</u> 54
Azot amonowy (N-NH ₄) Ammonie nitrogen	<u>20,3 - 14,7</u> 30	<u>17,2-15,6</u> 9	<u>17,7-9,5</u> 47	<u>18,9-15,9</u> 16
Azot azotanowy (N-NO ₃) Nitrate nitrogen	<u>0,20 - 0,18</u> —	<u>0,24-0,10</u> 58	<u>0,13-0,14</u> —	<u>0,16-0,15</u> 6
Azot ogólny (N) Kjeldahl nitrogen	<u>39,3 - 40,1</u> —	<u>39,5-33,6</u> 15	<u>33,3-27,9</u> 16	<u>33,7-29,5</u> 12
Fosfor ogólny (P) Total phosphorus	<u>4,0 - 2,1</u> 49	<u>3,9-2,1</u> 45	<u>3,7-1,7</u> 52	<u>3,5-2,1</u> 41

Uzyskane wyniki badań nie wykazują zbyt dużej różnicy efektywności oczyszczania ścieków cukrowniczych w poszczególnych rodzajach zbiorników. W niewielkim stopniu wyróżnia się efektywność oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach fakultatywnych napowietrzanych. Przetrzymanie ścieków z cukrowni w głębokich zbiornikach beztlenowych przez dwa sezony nie jest uzasadnione uzyskiwanymi efektami oczyszczania.

W Niemczech stosuje się ciągle intensywne napowietrzanie aż do uzyskania poniżej 300 mg O₂/dm³, a następnie ogranicza się napowietrzanie do nocnego, żeby nie hamować rozwoju planktonu roślinnego. Cały ten proces napowietrzania trwa do końca sierpnia [Pulikowski, 1997].

Wykonane zostały próby doczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych za pomocą hodowli glonów [Duda, Griculak, 1996]. Koncepcja ta nie została wdrożona, ze względu na zmniejszoną wydajność tego procesu z powodu długo występujących zbyt niskich temperatur, nieodpowiedniego stosunku azotu do fosforu w ściekach zbiornikowanych oraz niekorzystnego oddziaływania glonów na jakość wód odbiornika ścieków.

Analiza porównawcza stosowanych aktualnie technologii oczyszczania ścieków cukrowniczych wykonane w naszych Instytutach, uzasadnia zalecenie doczyszczania ścieków cukrowniczych akumulowanych w zbiornikach, na polach nawadnianych i rolniczego ich wykorzystania [Hus, Kutera, Pulikowski, 1996]. Zalecenie to uzasadniają badania cytowane w literaturze [Kutera, 1988; Poleć, Kemperska-Omielczenko, 1995] oraz efekty uzyskane w Cukrowni Ropczyce [Talik, 1985], przedstawione w tabeli 2.

Tab. 2 Podstawowe i eutroficzne wskaźniki obciążeń ścieków cukrowniczych w zbiornikach stabilizacyjnych i napowietrzanych oraz odcieków z drenów z łąk deszczowanych tymi wodami

Tab. 2. Basic and eutrophic indicators of sugar factory wastewater charges in stabilizing end aerated reservoirs and drainage from meadows rained with these waters

Wskaźniki i stężenia- mg/dm ³ Concentration indicators	Zawartość w dniach, Value in days							
	13.VI		13/14.VII		26.VIII		17.IX	
	A*)	B**)	A	B	A	B	A	B
BZT ₅ - BOD ₅	480	13,6	250	4,0	240	0,8	38,0	20,0
ChZT - COD	560	40,5	320	27,5	400	20,0	140,0	33,0
Azot amonowy (N-NH ₄) Ammonie nitrogen	11,2	1,2	8,4	2,6	14,5	2,8	11,2	3,0
Azot azotanowy (N-NO ₃) Nitrate nitrogen	2,5	1,4	1,5	1,0	5,9	1,5	1,9	0,5
Azot ogólny (N) Kjeldahl nitrogen	26,3	9,6	23,5	5,6	24,7	9,6	22,9	10,2
Fosfor ogólny (P) Total phosphorus	4,5	1,6	3,9	0,6	3,5	0,6	4,4	0,7

*) - A - w zbiorniku - in the reservoir

**) - B - odpływ z drenów - run-off from drains

W rozpatrywanej cukrowni ścieki technologiczne oczyszczane są w zbiornikach fakultatywnych, a następnie kolejno w dwóch zbiornikach napowietrzanych. W końcu sezonu uzyskuje się w ostatnim zbiorniku zwykle wymagane wskaźniki tlenowe i eutroficzne, za wyjątkiem azotu amonowego. Na polach deszczowanych ściekami z ostatniego zbiornika napowietrzanego, uzyskuje się pełne oczyszczenie biologiczne i eliminację związków biogenych już od połowy czerwca. Efektywność ekonomiczną oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych i na polach nawadnianych z roślinnością łąkową podnosi znacząco przyrost plonu traw.

Z 20 zakładów przemysłu ziemniaczanego, produkujących głównie mączkę skrobiową, 4 fabryki dysponują zbiornikami akumulacyjnymi ścieków. Przybliżoną ocenę efektywności oczyszczania zbiorników akumulacyjnych rezerwowego odbioru ścieków krochmalniczych ilustrują dane z badań IMUZ [Majdowski, 1988, Kutera, 1991] w tabeli 3.

Tab. 3. Efektywność oczyszczania ścieków krochmalniczych w zbiornikach akumulacyjnych

Tab. 3. Efficiency of treating starch wastewater in accumulation reservoirs

Wskaźniki i stężenia - mg/dm ³ Concentration indicators	Wartości średnie dla zbiornika, Mean value for		
	tlenowego, oxygen carrying	beztlenowego, oxygen free	napowietrzanego, aerated reservoirs
	początek okresu - koniec okresu beginning of period - end of period % redukcji w sezonie, % reduction in season		
Zawiesina ogólna Total suspension	<u>900 - 64</u> 93	<u>260 - 105</u> 60	<u>1450 - 78</u> 95
BZT ₅ - BOD ₅	<u>1100 - 730</u> 34	<u>2050 - 1060</u> 48	<u>4100 - 327</u> 92
ChZT - COD	<u>2892 - 1508</u> 48	<u>3941 - 1591</u> 59	<u>5657 - 768</u> 86
Azot ogólny mg (N) Kjeldahl nitrogen	<u>196 - 45</u> 76	<u>297 - 57</u> 81	<u>348 - 137</u> 61
Fosfor ogólny (P) Total phosphorus	<u>40 - 10</u> 75	<u>70 - 40</u> 43	<u>94 - 12</u> 87

Zgodnie z przewidywaniem, żaden rodzaj zbiornika akumulacyjnego nie daje wymaganych efektów oczyszczania ścieków z przemysłu ziemniaczanego, które należą do najbardziej obciążonych substancją organiczną i są zasobne w związki

eutroficzne, szczególnie w azot. W odpowiednich warunkach terenowych budowa zbiorników akumulacyjnych dla ścieków ziemniaczanych może być uzasadnione dla odciążenia pól rolniczego ich oczyszczania i wykorzystania.

Oczyszczanie ścieków wiejskich w zbiornikach napowietrzanych i w zbiornikach z rzęsą wodną

Wykorzystując licencyjne rozwiązania Spółka Hydro z Kielc wdrożyła i upowszechniła w kilkunastu obiektach system oczyszczania ścieków, głównie z ośrodków wiejskich, w zbiornikach napowietrzanych i w zbiornikach z rzęsą wodną pod ogólną nazwą "Lemna". Klasyczny układ technologiczny tego trzystopniowego systemu obejmuje oczyszczanie mechaniczne, biologiczne w głębokim (2,5 m) zbiorniku napowietrzanym oraz biologiczne z eliminacją związków biogenych w zbiorniku głębokim (2,5 m), fakultatywnym z roślinnością pływającą - rzęsą wodną. W celu równomiernego układu rzęsy wodnej powierzchnia zbiornika jest podzielona plastikowymi barierami (3 x 3m). Czas przepływu ścieków przez stawy >30 dni z czego napowietrzany przez około 1/3 i z rzęsą 2/3 ustalonego okresu [Sikorski, Kostera, Widuch, 1996].

Według tego klasycznego układu pracuje od 1992 r. pierwsza w Polsce oczyszczalnia ścieków wiejskich w Kochcicach. Są to ścieki bytowo-gospodarcze, okresowo zasilane ściekami z gorzelni i gnojówką z obór i chlewni, charakteryzujące się dużą nierównomiernością składu chemicznego, trudne do oczyszczania. Zgeneralizowane dane technologiczne oczyszczania tych ścieków zawiera tabela 4.

W okresie dochodzenia do pełnego obciążenia hydraulicznego i wpracowania procesów technologicznych w tym podstawowym układzie, autorzy oczyszczalni w Kochcicach uzyskiwali stosunkowo dobre wskaźniki oczyszczania ścieków, ale nie wystarczające w stosunku do obowiązujących wymogów. Niewystarczający stopień oczyszczania ścieków występuje tu w półroczu zimowym i jest spowodowany naturalnym "uśpieniem" rzęsy wodnej w temperaturach < 5°C [Sikorski, Kostyra, Widuch, 1996], oraz dopływem do oczyszczalni stężonych zimnych ścieków z gorzelni.

Prowadzone od roku 1996 badania IMUZ na tej oczyszczalni potwierdzają niewystarczający stopień oczyszczania ścieków w Kochcicach, w szczególności wartościami maksymalnymi wskaźników zarówno podstawowych jak i eutroficznych, oraz wartości średnich całorocznych azotu amonowego, ogólnego i fosforu ogólnego.

Tab. 4. Wskaźniki efektywności technologicznej oczyszczalni "Lemna" w Kołchicach wg analiz WIOŚ z lat 1992-1996

Tab. 4. Technological efficiency indicators of treatment plant "Lemna" in Kołchice as per the analyses of Provincial Inspectorate of Environment Protection from the years 1992-1996

Wskaźniki i stężenia- mg/dm ³ Concentration indicators	Ścieki, Wastewater			Odpływy Outflow			Redukcja średnich w %
	min. min.	max. max.	średnio area	min. min.	max. max.	średnio area	Average reduction in %
Zawiesina ogólna Total suspension	0,7	258 7	547	0,0	58,8	16,0	97
BZT ₅ - BOD ₅	16,5	587	181	2,6	31,2	12,2	93
ChZT - COD	52,0	169 4	590	13,4	112,0	58,0	90
Azot amonowy (N-NH ₄) Ammonie nitrogen	4,1	90	30,3	1,0	21,3	8,0	74
Azot ogólny mg (N) Kjeldahl nitrogen	16,2	104	52,1	1,1	44,3	15,6	70
Fosfor ogólny (P) Total phosphorus	0,5	40	5,5	1,5	10,0	3,7	33

Z dokonanej oceny oczyszczalni systemu "Lemna" w Stanach Zjednoczonych AP [Harvej, 1973; Raport, 1993] oraz na obiektach pilotowych w Polsce [Czyżyk, Soroko, 1997], wynika że w wielu przypadkach należy uzupełnić tę technologię. W pierwszym rzędzie powinno się wykorzystać możliwości dodatkowego akumulowania ścieków w zbiornikach przez okres uśpienia rzęsy wodnej przy temperaturach poniżej 5°C, czyli w naszych warunkach klimatycznych przez okres około 4 miesięcy.

Przy braku możliwości dodatkowego magazynowania zimowego ścieków, PPHU Hydro w Kielcach stosuje w systemie oczyszczalni "Lemna" okresowe zimowe czteromiesięczne strącanie w ściekach fosforu, przy użyciu siarczanu glinu. W nowych oczyszczalniach systemu "Lemna" wprowadzony został węzeł nityfikacji związków azotu w postaci zatopionych złóż biologicznych, usytuowanym w miejscu po zbiorniku napowietrzanym. Efektywność oczyszczalni wodno-roślinnej "Lemna" z dodatkową eliminacją biologiczną azotu i chemiczną fosforu, w okresie "uśpienia" zimowego rzęsy wodnej, wskazują wyniki badań zebranych przez PPHU Hydro Kielce w oczyszczalni w Przykonie (tab. 5).

Na oczyszczalniach w Przykonia uzyskuje się w porównaniu do klasycznych metod oczyszczania ścieków konkurencyjne średnie wartości procentowej redukcji zawiesin, wskaźników tlenowych i eutroficznych. Odpływy ścieków z tej oczyszczalni odpowiadają obowiązującym obecnie standardom, za wyjątkiem azotu amonowego. W okresie minionych trzech lat zanotowano tylko kilka przypadków przekroczenia wartości dopuszczalnych dla azotu i fosforu.

Skuteczność oczyszczania ścieków osiedli wiejskich w stawach napowietrzanych i stawach z rzęsą wodną, wspomaganych w okresie zimowym denitryfikacją azotu i strącaniem chemicznym fosforu, potwierdzają dotychczasowe badania IMUZ w oczyszczalni "Lemna" w Pawonkowie, z tym że oczyszczalnia ta jest nie w pełni obciążona hydraulicznie.

Tab. 5. Wskaźniki efektywności technologicznej oczyszczalni "Lemna" w Przykonia wg analiz WIOŚ z lat 1995-1997

Tab. 5. Technological efficiency indicators of treatment plant "Lemna" in Przykon as per the analyses of Provincial Inspectorate of Environmental Protection from the years 1995-1997

Wskaźniki i stężenia - mg/dm ³ Concentration indicators	Ścieki, Wastewater			Odpływy Outflow			Redukcja średnich w % Average reduction in %
	min. min.	max. max.	średnio area	min. min.	max. max.	średnio area	
Zawiesina ogólna Total suspension	8	298	110	1	15	9	92
BZT ₅ - BOD ₅	18	276	146	2	25	10	93
ChZT - COD	64	414	241	26	72	52	78
Azot amonowy (N-NH ₄) Ammonie nitrogen	10,7	62,3	33,1	0,3	31,0	6,3	81
Azot ogólny (N) Kjeldahl nitrogen	19,7	67,2	42,4	2,2	45,6	16,8	60
Fosfor ogólny (P) Total phosphorus	2,1	16,1	6,6	1,8	16,7	4,3	35

Wnioski i zalecenia

1. Stosowanie zbiorników akumulacyjnych jest uzasadnione dla ścieków kampanijnych z cukrowni i niekiedy z krochmalni. Spełniają one przede wszystkim rolę magazynowania ścieków w okresach mało korzystnych do ich bezpośredniego oczyszczania, a w okresie wiosenno-letnim uzyskuje się w nich redukcję zawiesin i wskaźników tlenowych od 50 do 90% oraz eutroficznych 10 do 85%.
2. Najkorzystniejsze wyniki oczyszczania ścieków kampanijnych z cukrowni i krochmalni uzyskuje się w zbiornikach stabilizacyjnych fakultatywnych z napowietrzaniem, a następnie w płytkich zbiornikach tlenowych.
3. W zbiornikach stabilizacyjnych nie jest możliwe uzyskanie wymaganego przepisami stopnia oczyszczania ścieków z przemysłu cukrowniczego i ziemniaczanego, zarówno w zakresie wskaźników podstawowych jak i eutroficznych. Proponuje się doczyszczanie i utylizację zmagazynowanych ścieków przede wszystkim na polach nawadnianych z roślinnością łąkową w okresie wegetacji.
4. Dotychczasowe badania wykazują możliwość zastosowania do ścieków wiejskich oczyszczalni w środowisku naturalnym - kolejno w zbiornikach napowietrzanych i fakultatywnych z rzęsą wodną. Układ podstawowy upowszechniany jako system "Lemna", w którym stosowany jest trzystopniowy proces oczyszczania, pozwolą zredukować w ściekach średnio w roku 90-95% zawiesin, BZT₅ i ChZT oraz około 35% fosforu i 70% azotu.
5. Dla uzyskania właściwych wskaźników obciążeń w odpływie do odbiornika w stężeniach ustalonych krajowymi przepisami, do systemu "Lemna" wprowadzono dodatkowo w okresie zimowym proces denitryfikacji azotu i strącanie fosforu.

Literatura

- BRANDYK T. 1978. *Oczyszczanie i wykorzystanie ścieków i osadów cukrowniczych*. Rozp. habil. IMUZ Falenty: 113 ss.
- CZYŻYK F., SOROKO M. 1997. *Wstępne wyniki badań efektywności gruntowo-roślinnych i wodno-roślinnych oczyszczalni ścieków*. Mat. konf. nt "Problemy oczyszczania ścieków i ochrony wód w Dorzeczu Odry. RZGW Wrocław: 5 ss.
- DUDA W.S., GRICULAK J.M. 1996. *Doświadczenia z zastosowaniem glonów do oczyszczania ścieków cukrowniczych*. Gaz. Cukr. 1: 6-8.
- HARVEJ R.M. 1973. *Nutrient removal using Lemna minor*. Journal Water Pollution Control Feobration T 45: 1928-1938.

- HUS S., KUTERA J., PULIKOWSKI K. 1996. *Zalecenia technologiczne oczyszczania i utylizacji ścieków cukrowniczych*. Zesz. Nauk. AR Wrocław. Melior. XLII 283: 129 - 136.
- HUS S., PULIKOWSKI K. 1995. *Efekty oczyszczania ścieków z cukrowni w osadnikach ziemnych i na polach filtracyjnych*. Gaz. Cukr. 4: 64 - 67.
- KEMPNIERSKA-OMIELCZENKO O. 1995. *Przegląd i ocena stosowanych rozwiązań technicznych w zakresie biologicznego oczyszczania ścieków cukrowniczych*. Gaz. Cukr. 9: 169 - 173.
- KOWAL A.L. 1995. *Systemy oczyszczania ścieków "Lemna"* VII Ogólnopolskie Semin. pt. Eksploatacja oczyszczalni ścieków. PZITS Kielce: 141 - 148.
- KULIK-KUZIEMSKA J. 1995. *Biologiczne aspekty oczyszczalni roślinnych*. Konf. nauk.-techn. nt Oczyszczalnie hydrobotaniczne. Polit. Gdańska: 131-140.
- KULIK-KUZIEMSKA J. 1996. *Bariery glonowe jako sorbent substancji biogenych ze ścieków*. Zesz. Nauk. AR Wrocław. Konfer. XIII 293: 163-173.
- KUTERA J. 1988. *Wykorzystanie ścieków w rolnictwie*. PWRiL Warszawa: 509 ss.
- KUTERA J. 1991. *Aktualne osiągnięcia w technologii unieszkodliwiania ścieków metodą rolniczego wykorzystania w przemyśle ziemniaczanym*. Mat. III Letniej Szkoły Skrob. Polziem Poznań: 9-26.
- MAJDOWSKI F. 1988. *Ustalenie efektów oczyszczania ścieków krochmalniczych w zbiornikach fakultatywnych i napowietrzanych*. Raport z bad. IMUZ O/Wrocław: 32 ss.
- MAJDOWSKI F. 1990. *Opracowanie technologii oczyszczania i utylizacji ścieków krochmalniczych w zbiornikach i na polach nawadnianych*. Raport z bad. w CPBR 10.8. IMUZ O/Wrocław: 28 ss.
- METZ K. 1977. *Die biologische Aufbereitung des Oxidationsfäulungsverfahrens Behandlung von Industrieabwässern*. R. Oldenburg Verlag München - Wien: 130 -165.
- POŁEĆ B. 1995. *Obecny stan przygotowania polskich cukrowni w zakresie usuwania związków biogenych ze ścieków*. Gaz. Cukr. 10: 189 - 192.
- POŁEĆ B., KEMPNIERSKA-OMIELCZENKO O. 1995. *Ochrona Środowiska w przemyśle cukrowniczym, hierarchia potrzeb*. Gaz. Cukr. 1: 4 - 5.
- POŁEĆ B., KOWALSKA M., GOZDEK K. 1992. *Próby intensyfikacji samooczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych z uwzględnieniem produkcji biomasy glonów*. Biul. IPC. Gaz. Cukr. 8: 153-157.
- PULIKOWSKI K. 1997. *Ocena skuteczności oczyszczania ścieków cukrowniczych w zbiornikach akumulacyjnych*. Prac. dokt. IMiKŚ AR Wrocław: 111 ss.
- RAPORT Uniwersytetu w Pittsburgh dla EPA - USA nt Oczyszczalni "Lemna", tłum. pol. PPHW Kielce: 11 ss.

- SIKORSKI M., KOSTYRA E., WIDUCH A. 1996. *Charakterystyka techniczna i ocena efektywności pracy oczyszczalni ścieków Lemna*. Zesz. Nauk. AR Wrocław. Konf. XIII 293: 217 - 227.
- SKALSKI K. 1971. *Zbiorniki akumulacyjne ścieków cukrowniczych jako elementy zabezpieczenia wód powierzchniowych przed zanieczyszczeniem skuteczne w warunkach klimatycznych Polski*. Mat. konf. Ochrona wód przed zanieczyszczeniem. NOT Warszawa: 45-58.
- TALIK B. 1985. *Wstępne badania w zakresie wykorzystania do nawodnień ścieków ze zbiorników akumulacyjnych Cukrowni Ropczyce*. Mat. sem. IMUZ Falenty 19: 85-93.

Summary

Efficiency of treating wastewater in natural water and in water and plant environment. Accumulation reservoirs used in Poland in the sugar and potato industries enable reducing 50-90 % oxygen and 10-85 % eutrophic indicators in wastewater. The best indicators of campaign wastewater treatment are obtained in facultative aerated reservoirs, and next in shallow oxygen-carrying reservoirs. For further treatment of this wastewater to water protection requirements, its utilization is recommended for vegetative agro-irrigation.

From among the natural treatment stations in the water and plant environment, the "Lemna" system can be distinguished. Applied in which consecutively are the aerated reservoir and the reservoir with duckweed. In these stations, above 90% BOD₅ and also about 70% nitrogen and 35% phosphorus are reduced in domestic wastewater. To obtain the full required treatment of wastewater, this system requires support of the nitrogen denitrification process and chemical precipitation of phosphorus during the winter period.

Jan Kutera

Instytut Melioracji i Użytków Zielonych
w Falentach, Oddział we Wrocławiu
53- 333 Wrocław, ul. Powstańców Śl. 98

SKUTECZNOŚĆ USUWANIA ZANIECZYSZCZEŃ NA ZŁOŻU GRUNTOWO-ROŚLINNYM Z WIERZBĄ *SALIX VIMINALIS*

THE EFFICIENCY OF POLLUTION REMOVAL IN A SOIL-PLANT BED WITH WILLOW *SALIX* *VIMINALIS*.

Krzysztof Józwiakowski

Instytut Melioracji i Budownictwa Rolniczego AR w Lublinie

Wstęp

W ostatnich latach na obszarach wiejskich coraz częściej wprowadzane są hydrobotaniczne systemy oczyszczania ścieków bytowo-gospodarczych. Polegają one na wykorzystaniu właściwości roślin ekosystemów bagiennych do oczyszczania ścieków w warunkach naturalnych lub w sztucznie uformowanych złożach gruntowo-roślinnych. Powierzchnię złoża najczęściej obsadza się trzciną pospolitą (*Phragmites australis*), wierzbą (*Salix viminalis*) lub pałąką (*Typha*). Pierwsze obiekty tego typu powstały m.in. w Niemczech na podstawie prac badawczych prowadzonych przez Kickutha [1976] i Seidel [1981]. Technologia ta rozwinęła się także w Danii [Brix 1987], Wielkiej Brytanii [Cooper i in. 1989] i innych krajach Europy Zachodniej oraz w Stanach Zjednoczonych. Obecnie również w Polsce systemy hydrobotaniczne są przedmiotem badań wielu ośrodków naukowych [Obarska-Pempkowiak 1992; Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1994, 1997; Osmulska-Mróż 1995; Błażejowski 1996; Biernacka, Obarska-Pempkowiak 1996; Soroko 1996]. Literatura na temat oczyszczania wód i ścieków przy udziale roślin jest bardzo obszerna. Jednak, jak dotychczas nie została ustalona jednolita systematyka roślinnych oczyszczalni ścieków oraz ich nazewnictwo [Roman 1997]. Kilka ośrodków realizuje specjalne programy badawcze, zmierzające do weryfikacji wyników krajowych w nawiązaniu do warunków zagranicznych.

Zaprezentowane w niniejszej pracy wyniki badań dotyczą przydomowej, oczyszczalni ścieków, w której jako filtr oczyszczający zastosowano złożo gruntowo-roślinne z wierzbą *Salix viminalis*. Według klasyfikacji hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków [Obarska-Pempkowiak 1992; Kowalik, Obarska-Pempkowiak 1994, 1997; Biernacka, Obarska-Pempkowiak 1996] badany

obiekt określa się jako system gruntowo-roślinny z podpowierzchniowym przepływem ścieków, w literaturze anglojęzycznej znany jako: „constructed wetland with subsurface flow system” (VSB - vegetated submerged bed).

Celem opracowania jest ocena skuteczności oczyszczania ścieków w osadniku gnilnym oraz na złożu gruntowo-roślinnym w różnych porach roku, jak również określenie, czy jakość ścieków oczyszczonych odpowiada wymaganiom zawartym w Rozporządzeniu MOŚZNiL z dnia 5 listopada 1991 roku.

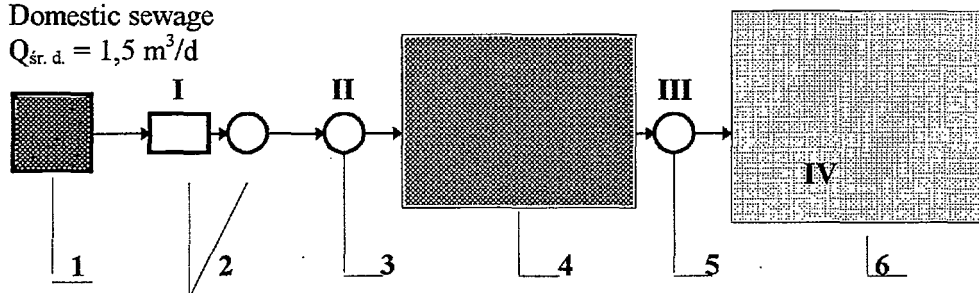
Charakterystyka badanego obiektu

Objęta badaniami oczyszczalnia ścieków zlokalizowana jest w miejscowości Jastków w woj. lubelskim i została oddana do eksploatacji w 1994 r. Środki finansowe na budowę oczyszczalni gmina Jastków otrzymała z Programu UNEP-WHO oraz z MOŚZNiL w ramach przedsięwzięcia „Kontrola zanieczyszczeń obszarowych pochodzących z rolnictwa w zlewni rzeki Wisły”. Projekt techniczny oczyszczalni opracowali Drupka i in.[1992]. Schemat technologiczny badanego obiektu przedstawiono na rysunku 1.

Ścieki bytowo-gospodarcze

Domestic sewage

$Q_{\text{śr. d.}} = 1,5 \text{ m}^3/\text{d}$



Rys.1. Schemat technologiczny przydomowej oczyszczalni ścieków w Jastkowie (wg rozwiązania IMUZ - Falenty -Drupka i in. 1992). Objasnienia: 1 - budynek mieszkalny, 2 - osadnik gnilny dwukomorowy, 3 - studzienka rozdzielcza (dopływ ścieków na złożo), 4 - złożo gruntowo-roślinne z wierzbą *Salix viminalis*, 5 - studzienka zbiorcza (odpływ ścieków ze złoża), 6 - staw (odbiornik ścieków oczyszczonych), I, II, III, IV - punkty poboru prób.

Fig.1. Technological scheme of the household sewage treatment plant at Jastków (by IMUZ-Falenty design - Drupka et al. 1992). Explanation: 1 - a house, 2 - two-chamber septic tank, 3 - distribution well (sewage influent on the bed), 4 - a soil-plant bed with willow *Salix viminalis*, 5 - collecting well (sewage effluent from the bed), 6 - pond (sewage effluent recipient), I, II, III, IV - points of taking samples.

Badany obiekt służy wyłącznie do unieszkodliwiania ścieków bytowo-gospodarczych pochodzących z gospodarstwa domowego. Obecnie rodzina składa się z 6 osób (w sezonie letnim dodatkowych 8 osób - pracownicy najemni). Budynek mieszkalny zaopatrywany jest w wodę z wodociągu gminnego. Określona na podstawie założeń projektowych średnia dobową ilość ścieków dopływających na oczyszczalnię wynosi $2,05 \text{ m}^3/\text{dobę}$. W rzeczywistości jednak, ilość powstających ścieków bytowo-gospodarczych jest mniejsza. Średnia dobową ilość ścieków, określona na podstawie zużycia wody, wynosiła w 1997 roku około $1,5 \text{ m}^3/\text{dobę}$.

Zgodnie z przyjętą technologią, ścieki surowe doprowadzane są do dwukomorowego osadnika (o łącznej pojemności około 15 m^3), w którym następuje wstępne ich oczyszczanie. Następnie kierowane są grawitacyjnie do studzienki rewizyjnej, z której systemem rur rozsączających rozprowadzane są na złożo gruntowo-roślinne o powierzchni 186 m^2 i średniej głębokości $1,1 \text{ m}$, zbudowane z warstwy gruntu (piasek średni i żwir), pod którą znajduje się nieprzepuszczalna folia. Powierzchnia złoża porośnięta jest wierzbą *Salix viminalis*. Ścieki oczyszczone na złożu gruntowo-roślinnym odprowadzane są do odbiornika, którym jest staw o powierzchni $0,12 \text{ ha}$ (rys.1.).

Material i metody badań

Badania nad skutecznością usuwania zanieczyszczeń ze ścieków na złożu gruntowo-roślinnym z wierzbą *Salix viminalis* przeprowadzono w 1997 roku. Wykonano cztery serie pomiarowe (luty, czerwiec, sierpień i listopad). Próbkę ścieków do analiz pobierano w czterech punktach całego układu oczyszczania: 1) z osadnika wstępnego, 2) ze studzienki - przed wejściem na złożo, 3) ze studzienki - po oczyszczeniu na złożu, 4) ze stawu - odbiornika ścieków oczyszczonych (rys.1.). W sumie pobrano 16 próbek ścieków, w których oznaczano: związki organiczne - BZT_5 i ChZT_{Cr} , związki biogenne - azot ogólny i fosfor ogólny oraz zawiesiny ogólne. Ponadto dokonywano pomiaru temperatury oraz zawartości tlenu w ściekach w poszczególnych etapach oczyszczania. Analizy chemiczne wykonywano w laboratorium Instytutu Melioracji i Budownictwa Rolniczego AR w Lublinie według obowiązujących metod.

Wyniki badań

Wyniki badań, dotyczące poziomu BZT_5 , ChZT_{Cr} , N_{og} , P_{og} i zawiesiny ogólnej w ściekach surowych, w dopływie i odpływie ze złoża gruntowo-roślinnego oraz jakości wód w stawie przedstawiono w tabeli 1.

Tab.1. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń na złożu gruntowo-roślinnym z wierzbą *Salix viminalis* w 1997.

Tab.1. The efficiency of pollution removal in a soil-plant bed with willow *Salix viminalis* in 1997.

Wskaźniki Parameters	Okres badań Period of investigation	Ścieki surowe Raw sewage	Dopływ do złoża Influent on the bed	Odpływ ze złoża Effluent from the bed	Woda ze stawu Water from the pond	Skuteczność oczyszczania ścieków w % The efficiency of sewage treatment in %		
						W osadniku In septic tank	Na złożu For the bed	W całej oczyszczalni For whole treatment plant
BZT ₅ BOD ₅ (mg O ₂ /dm ³)	luty - February	240	208	58	-	13,3	72,1	75,8
	czerwiec - June	380	200	34	6,5	47,4	83,0	91,0
	sierpień - August	240	150	27	4,8	37,5	82,0	88,7
	listopad - November	210	145	30	4,4	30,9	79,3	85,7
	Średnia - mean value	267	176	37	5,2	34,1	79,0	86,1
ChZT _{Cr} COD (mg O ₂ /dm ³)	luty - February	446	392	99	-	12,1	74,7	77,8
	czerwiec - June	875	407	94	34	53,5	76,9	89,3
	sierpień - August	445	363	134	52	18,4	63,1	69,9
	listopad - November	404	201	105	56	50,2	47,8	74,0
	Średnia - mean value	542	341	108	47	37,1	68,3	80,1
Azot ogólny Total nitrogen (mg N/dm ³)	luty - February	70,2	62,0	39,1	-	11,7	36,9	44,3
	czerwiec - June	106	88,8	56,7	2,1	16,2	36,1	46,4
	sierpień - August	60,5	41,1	29,1	2,2	32,1	29,2	51,9
	listopad - November	67,7	37,1	30,0	2,4	45,2	19,1	55,7
	Średnia - mean value	76,1	57,2	38,7	2,2	24,8	32,3	49,1
Fosfor ogólny Total phosphorus (mg P/dm ³)	luty - February	8,4	8,1	4,3	-	3,6	46,9	48,8
	czerwiec - June	30,2	31,0	1,8	0,37	-2,6	94,2	94,0
	sierpień - August	19,3	20,2	1,7	<0,2	-4,7	91,6	91,2
	listopad - November	9,5	9,2	1,1	<0,2	3,2	88,0	88,4
	Średnia - mean value	16,8	17,1	2,2	0,12	-1,8	87,1	86,9
Zawiesiny ogólne Suspended solids (mg/dm ³)	luty - February	-	-	-	-	-	-	-
	czerwiec - June	207	107	57	12	48,3	46,7	72,4
	sierpień - August	863	106	30	13	87,7	71,7	96,5
	listopad - November	109	80	52	1,6	26,6	35,0	52,3
	Średnia - mean value	393	98	46	8,9	75,1	53,1	88,3

Na podstawie otrzymanych wartości obliczono skuteczność oczyszczania ścieków w osadniku i na złożu oraz w całej oczyszczalni. Średnią sprawność usuwania zanieczyszczeń w 1997 roku obliczono na podstawie średnich rocznych wartości wskaźników zanieczyszczeń w ściekach.

Jakość ścieków powstających w gospodarstwie wykazuje znaczne zróżnicowanie w czasie z powodu okresowego użytkowania urządzeń sanitarnych. Analizowane ścieki surowe charakteryzują średnie stężenia zanieczyszczeń: BZT₅ - 267 mg O₂/dm³, ChZT_{Cr} - 542 mg O₂/dm³, azot ogólny - 76,1 mg N/dm³, fosfor ogólny - 16,8 mg P/dm³ oraz zawiesiny ogólne - 393 mg/dm³. Temperatura ścieków surowych zmieniała się w ciągu roku od 5,4 °C w lutym do 19,5 °C w sierpniu, a zawartość tlenu rozpuszczonego była zazwyczaj mniejsza od 1 mg O₂/dm³. Skuteczność oczyszczania ścieków w osadniku gnilnym była bardzo zmienna w ciągu roku i charakteryzowała się przeciętnym obniżeniem zawartości zawiesin o 75 %, BZT₅ o 34 %, ChZT o 37 % i azotu ogólnego o 25 %. Zawartość fosforu ogólnego po osadniku często wzrastała - średnio o 1,8 %.

Wypływające z osadnika ścieki, oczyszczone mechanicznie, doprowadzane są na złożo gruntowo-roślinne z wierzbą *Salix viminalis*. Po przefiltrowaniu przez złożo najczęściej uwiadaczał się nieznaczny przyrost ilości tlenu rozpuszczonego w ściekach. Ich temperatura w ciągu roku zmieniała się od 0,9 °C w lutym do 16,1 °C w sierpniu i była zbliżona do średniej temperatury powietrza występującej w określonym czasie na tym obszarze. Warunki panujące w złożu sprzyjały redukcji związków organicznych i biogenych oraz zawiesin, co potwierdzają uzyskane wyniki badań.

Wartości wskaźników zanieczyszczeń w odpływie ze złoża były znacznie niższe niż w dopływie do niego. Ich średnie stężenia podczas badań wynosiły: BZT₅ - 37 mg O₂/dm³, ChZT_{Cr} - 108 mg O₂/dm³, azot ogólny - 38,7 mg N/dm³, fosfor ogólny - 2,2 mg P/dm³ oraz zawiesiny ogólne - 46 mg/dm³. W lutym i czerwcu w ściekach oczyszczonych zawartości BZT₅, azotu ogólnego i zawiesin przekraczały normy zawarte w Rozporządzeniu MOŚZNiL [1991]. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń na złożu gruntowo-roślinnym wynosiła średnio dla BZT₅ - 79 %, ChZT - 68,2 %, azotu ogólnego - 32,3 %, fosforu ogólnego 87,1 % i zawiesin ogólnych - 53,1 %. Zimą zaobserwowano wyraźny spadek skuteczności oczyszczania ścieków w przypadku BZT₅ (72,1 %) i fosforu ogólnego (46,9 %).

Analiza wskaźników zanieczyszczeń w wodzie ze stawu, wskazuje na jej dosyć dobrą jakość w ciągu całego roku. Według Rozporządzenia MOŚZNiL [1991] wodę ze stawu należy zaliczyć do II klasy czystości. Można zatem stwierdzić, że staw pełnił funkcję doczyszczającą, a ścieki odprowadzane ze złoża (mimo występujących czasami ponadnormatywnych wartości zanieczyszczeń) nie powodowały eutrofizacji jego wód.

Podsumowanie

Z przedstawionych danych wynika, że badany system nie zapewniał dostatecznej redukcji zanieczyszczeń organicznych i związków biogennych w całym okresie badań. Skuteczność usuwania zanieczyszczeń w całej oczyszczalni, przede wszystkim, uzależniona była od efektów uzyskiwanych na złożu gruntowo-roślinnym z wierzbą *Salix viminalis*. Badana przydomowa oczyszczalnia ścieków wykazała przeciętne zmniejszenie BZT₅ o 86 %, ChZT o 80%, fosforu ogólnego o 87 %, azotu ogólnego o 49 %, a zawiesiny ogólnej o 88 %. Stosunkowo wysoki stopień redukcji zanieczyszczeń uzyskano w okresie letnim (sierpień). W pozostałych miesiącach efekty usuwania zanieczyszczeń były zadowalające, jednak w wielu przypadkach stężenia badanych wskaźników w ściekach oczyszczonych przekraczały wartości dopuszczalne zawarte w Rozporządzeniu MOŚZNiL z 1991 r. Wyraźny spadek skuteczności oczyszczania ścieków zaobserwowano w okresie zimowym.

Badany system oczyszczania ścieków jest możliwą ekologiczną alternatywą ochrony zasobów wód powierzchniowych i podziemnych przed zanieczyszczeniami antropogenicznymi. Oczyszczalnie tego typu mogą być stosowane na obszarach wiejskich o zabudowie rozproszonej, gdzie koszty budowy podziemnej sieci kanalizacyjnej, zakończonej oczyszczalnią zbiorczą są zbyt wysokie. Zaletą tego systemu jest to, że dobrze wkomponowuje się w krajobraz, a jego koszty budowy i eksploatacji są niewielkie.

Dalsze badania nad skutecznością oczyszczania ścieków na złożach gruntowo-roślinnych dostarczą niezbędnych wyników badań, na podstawie których będzie można określić przydatność tej technologii oczyszczania ścieków w warunkach polskich.

Literatura

- Biernacka E., Obarska-Pempkowiak H. 1996. *Kryteria i warunki stosowania systemów wodno-roślinnych i gruntowo-roślinnych w oczyszczalniach ścieków*. Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 293, Konf. 13, tom 1: 133-145.
- Błażejowski R. 1996. *Hydrobotaniczne oczyszczalnie ścieków. Przegląd systemów i zasad ich projektowania*. Oczyszczalnie Hydrobotaniczne. II Międzynarodowa Konf. Nauk.-Tech., Poznań, 2-3 września 1996: 25-32
- Brix H. 1987. *Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root - zone method*. Water science and Technology. vol. 19: 107-118.
- Cooper P.E., Hobson J.A., Jones S. 1989. *Sewage treatment by reed bed systems, the present situation in the UK*. Journal of the Institution of Water and Environment Managements. vol. 3, no. 1: 60-74.

- Drupka S., Sikorski M., Borys K. 1992. *Projekt techniczny korzeniowej oczyszczalni ścieków dla gospodarstwa indywidualnego p. J. Podstawki, gmina: Jastków. Falenty, (maszynopis).*
- Kickuth R. 1976. *Degradation in corporation of nutrients from rural waste waters by plant rhizosphere under limnic conditions.* In: Utilization of Manure Land Spreading. Coordination of Agricultural Research Comission of the European Communities: 335-347.
- Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H. 1994. *Zasady pracy małych hydrobotanicznych oczyszczalni ścieków.* Mat. Inf. nr 28. Falenty, IMUZ: ss.62.
- Kowalik P., Obarska-Pempkowiak H. 1997. *Oczyszczalnie hydrofitowe w Polsce.* W: Materiały IX Ogólnopolskiej Konf. Nauk-Tech. pod red. D. Wawrentowicza. Oczyszczanie ścieków. Nowe trendy, modernizacja istniejących oczyszczalni i gospodarka osadowa, Rajgród: 32-44.
- Obarska-Pempkowiak H. 1992. *Oczyszczanie ścieków metodą hydrobotaniczną z wykorzystaniem filtrów gruntowych i stawów ściekowych.* Rozpr. Zesz. Nauk. Politechniki Gdańskiej, nr 489, Budownictwo Wodne 38: ss. 96.
- Osmulska-Mróż B. 1995. *Oczyszczalnie korzeniowe (bagienne).* Lokalne systemy unieszkodliwiania ścieków. Poradnik, IOŚ, Warszawa: 128-156.
- Roman M. 1997. *Roślinne oczyszczalnie ścieków.* Gospodarka Wodna. nr 5: 150-156
- Rozporządzenie MOŚZNiL z dnia 5.XI.1991 r. Dziennik Ustaw nr 116, poz. 503.
- Seidel K., Happel H. 1981. *Pflanzenkl „ranlage” Krefelder systeme”.* Sicherheit in Chemic and Umwelt, 1: 127-129.
- Soroko M. 1996. *Oczyszczanie ścieków bytowo-gospodarczych w złożach gruntowo-korzeniowych z przepływem podpowierzchniowym i pionowym.* Zesz. Nauk. AR we Wrocławiu, nr 293, Konf. 13, tom 1: 243-251.

Summary

The efficiency of pollution removal in a soil-plant bed with willow *Salix Viminalis*. The paper presents the results of investigations on the efficiency of pollution removal in the constructed wetland for wastewater treatment, serving a 6-person family household. The studied object is a constructed wetland with the subsurface flow system - "vegetated submerged bed"(VSB). The sewage treatment plant is located at Jastków in the Lublin province. The research was carried out in 1997. The samples for analysis were taken in February, June, August and November. The analyses of these showed an average decrease of 86 % in BOD₅, 80 % in COD, 87 % in total-P, 49% in total-N and 88 % in suspended solids. In the winter the efficiency wastewater treatment was lower than in the summer.

The studied sewage treatment system is a possible "ecological" alternative in developing rural areas to protect the surface- and ground-water resources from "anthropogenic" pollution. The advantage of the system is that it fits well in the landscape and that it has low construction and operation costs compare with conventional systems.

Krzysztof Józwiakowski
Instytut Melioracji i Budownictwa Rolniczego
Akademia Rolnicza w Lublinie
ul. Leszczyńskiego 7
20-069 Lublin

MOŻLIWOŚCI ZASTOSOWANIA ROŚLINNOŚCI W ODBIORNIKACH WÓD POŚCIEKOWYCH I W PODMOKŁYCH EKOTONOWYCH STREFACH OCHRONNYCH - BADANIA MODELOWE^{*)}

PLANTS APPLICATION POSSIBILITY IN SEWAGE EFFLUENTS RESERVOIR AND IN WET ECOTON PROTECTION ZONE- MODEL INVESTIGATION

Kinga Pachuta, Irmína Wojarska, Ewa Rutkowska

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska, SGGW

Wstęp

Stosowanie roślinności w filtrach wegetacyjnych oczyszczających ścieki i w ekotonowych barierach ekologicznych, które zapobiegają rozprzestrzenianiu się zanieczyszczeń, stwarza potrzebę określenia zakresu wykorzystania różnych gatunków roślin. Podjęte badania miały za zadanie określenie możliwości wykorzystania wybranych gatunków hydromakrofitów w kolejnych etapach procesu oczyszczania wody.

Metodyka badań

W celu określenia wytrzymałości roślin na wysokie stężenia biogenów w środowisku wodnym oraz ich predyspozycji do usuwania z zanieczyszczonej wody makro i mikroelementów posłużono się metodą, w której wykorzystano naturalne przywiązanie gatunków do siedlisk o określonej troficzności. Wybrane gatunki hydromakrofitów implantowano do modelowych zbiorników wodnych o zróżnicowanej, stale kontrolowanej trofii. Zakres prac przeprowadzonych na Polu Ekologicznym Katedry w latach 1995 - 1997 obejmował:

- Opracowanie projektu i budowę badawczego stanowiska modelowego [Pachuta 1997];

^{*)} Badania przeprowadzono w ramach realizacji zadań GRANT KBN 501 05 08 0022

- Implantowanie wybranych gatunków hydromakrofitów w różne siedliska zbiorników, w strefy o różnej głębokości (podtopione, wypłycone, toni wodnej);
- Obserwacje adaptacji gatunków: zajmowanej przez nie powierzchni, rejestracja przyrostów biomasy i innych cech biometrycznych oraz zdolności namnażania;
- Określanie składu chemicznego roślin i wody ze zbiorników, utrzymanie troficznego charakteru siedliska oraz korzystanie z monitoringu niektórych parametrów meteorologicznych w okresie wegetacyjnym i pozawegetacyjnym;
- Wytypowanie dominantów poprzez określenie udziału gatunków w pokryciu powierzchni zbiornika, przyrostu biomasy oraz kumulacji makro- i mikroelementów.

W układzie trzech zbiorników wodnych jeden odzwierciedlał warunki naturalne akwenu oligotroficznego, drugi zasilany był połową dawki ścieku modelowego i odwzorowywał warunki mezotroficzne, w trzecim zastosowano pełną dawkę ścieku i stanowił on odniesienie do akwenu eutroficznego. Skład chemiczny ścieku modelowego był odniesieniem, w formie mineralnej, do składu ścieków bytowo - gospodarczych [Wojarska 1995]. Sporządzono go według zmodyfikowanej receptury Weinbergera [Kalisz, Saubut 1993], stosując następujące składniki: NH_4NO_3 , KH_2PO_4 , KCl , CaCl_2 , $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, NaCl , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{MnSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, CuSO_4 .

Do zasiedlenia zbiorników zastosowano 38 gatunków hydrofitów i helofitów charakteryzujących się: pospolitym występowaniem, możliwością pozyskania ich z naturalnych zbiorowisk, szybką adaptacją i znacznymi przyrostami biomasy oraz wysoką kumulacją biogenów. Układ gatunków powtarzających się w każdym ze zbiorników, przewidywał ilość i rodzaj diaspor oraz ich rozmieszczenie.

Wyniki badań

Uśrednione wartości makro- i mikroelementów środowiska wodnego zbiorników przedstawione w tabeli 1, potwierdziły przyjęte w metodyce założenia:

- w zbiorniku oligotroficznym w odniesieniu do biogenów (formy azotu i fosforu) oraz pozostałych składników zawartość ich była niższa lub równa wskaźnikom podanym dla I klasy czystości wód [Rozporządzenie MOŚZNiL 1991];
- w zbiorniku mezotroficznym zawartość biogenów utrzymywała się między II, a III klasą czystości;
- w zbiorniku eutroficznym zawartość biogenów charakteryzowała wody silnie eutroficzne i była od 1,3 do 3 razy wyższa niż dopuszczalne wartości przyjęte dla ścieków wypuszczanych do ziemi lub wody.

Pod koniec wegetacji w 1996 r. wycięto i zważono całą nadwodną biomasę zbiorników, dzieląc ją na gatunki. Na podstawie obserwacji biometrycznych roślin, powierzchni zajmowanej przez poszczególne gatunki oraz ilości wytwarzanej biomasy, wytypowano gatunki dominujące w każdym ze zbiorników. Zaobserwo-

wano, że wraz ze wzrostem troficzności siedliska zmniejszała się liczba gatunków, a wzrastała biomasa dominantów, które wyodrębniły się już po roku kształtowania się biocenozy. W stosunku do zbiornika oligotroficznego (2310g) w zbiorniku mezotroficznym uzyskano około 6-cio krotnie większą biomasa nadwodną (14403g), a w zbiorniku eutroficznym około 18-krotnie (40452g). Spośród 38 nasadzonych hydromakrofitów tendencję dominującą wykazało 12 gatunków. Możliwości kumulacji makro- i mikroelementów w 12 gatunkach hydromakrofitów określono na podstawie analiz chemicznych materiału roślinnego (tab.2). Ma to szczególne znaczenie przy pobieraniu przez rośliny i kumulowaniu zanieczyszczeń oraz dla koncepcji usuwania ich wraz z częścią biomasy poza ekosystemem.

Tabela 1.

Średni skład fizyczno-chemiczny środowiska wodnego w zbiornikach w latach 1995-1997: o - oligotroficzny, m - mezo-, e - eutroficzny.
The average physical nad chemical contents of waters in reservoir in the years 1995-97: o - oligotrophic, m - meztropic, e - eutrophic.

L p.	Wskaźnik Indicator	Jednostki Units	Zbiornik - trofia Reservoir - trophy		
			o	m	e
1	pH		8,15	7,2	6,0
2	Konduktywność conductivity	Ms cm ⁻¹	0,59	1,58	2,78
3	N _{og}	mg N dm ⁻³	5,12	11,43	49,55
4	NO ₃	mg NO ₃ dm ⁻³	0,45	19,9	46,96
5	NH ₄	mg NH ₄ dm ⁻³	0,19	2,96	22,26
6	P	mg P/dm ³	0,04	6,88	14,10
7	Na	mg Na/dm ³	16,37	151,02	290,38
8	K	mg K/dm ³	3,14	41,39	145,42
9	Ca	mg Ca/dm ³	78,61	271,34	471,07
10	Mg	mg Mg/dm ³	19,26	67,35	115,21
11	Fe	mg Fe/dm ³	≤0,10-0,20	≤0,10-0,36	≤0,10-1,77
12	Zn	mg Zn/dm ³	0,26	0,53	5,79
13	Cu	mg Cu/dm ³	≤0,02	≤0,02	≤0,02-0,06
14	Mn	mg Mn/dm ³	≤0,02-0,14	≤0,02-1,67	3,85

Największą ilość składników w zbiorniku oligotroficznym pobierał marek szerokolistny, a najmniejszą pałka szerokolistna z wyjątkiem manganu, którego pałka pobrała średnio dwukrotnie więcej od innych gatunków.

W zbiorniku mezotroficznym ilości makro i mikroelementów pobierane przez dominanty były nieznacznie zróżnicowane, przy czym najwięcej pierwiastków

kumulowały turzycę brzegową oraz pałki wąsko- i szerokolistna.

Duża zasobność środowiska w zbiorniku eutroficznym indukowała rozwój jedynie trzech dominantów: manny mielec oraz obu pałek.

Na przykładzie pałki wąskolistnej, która występowała w każdym ze zbiorników jako dominant, przeanalizowano rozwój biometryczny po implantacji kłaczy od I.IV.1995, przez dwa sezony wegetacyjne oraz zawartości makro- i mikroelementów w biomase nadziemnej i podziemnej na tle troficzności siedliska (tab. 3). Zróznicowanie biometryczne pałki wąskolistnej związane było z troficznością zbiorników. Przejawiało się to w szybszych przyrostach wysokości, większym zagęszczeniu i zajmowanej powierzchni oraz intensywniejszym zabarwieniu w miarę rosnącej trofii.

Najwyższą kumulację form azotu w pałce wąskolistnej stwierdzono w środowisku eutroficznym, zarówno w biomase nadziemnej jak i podziemnej. Początek wegetacji charakteryzował się zwiększonym zapotrzebowaniem na azot (w suchej masie części nadziemnych 0,83 ppm N_{og} w zbiorniku mezotroficznym i 1,03 ppm N_{og} w s.m. w zbiorniku eutroficznym) w porównaniu do końca wegetacji 9.IX.1997 (0,30 ppm w zbiorniku mezotroficznym i 0,59 ppm w s.m. w zbiorniku eutroficznym).

Tab 3. Średnie wartości makro i mikroelementów w środowisku wodnym ($mg\ dm^{-3}$) oraz w biomase ($mg\ kg\ sm^{-1}$) pałki wąskolistnej *Typha angustifolia* na tle troficzności zbiorników: n - część nadziemna, p - część podziemna.

The average values of micro- and macroelements water environment and biomass of *Typha angustifolia* in the reservoir of different trophic: n – overground part, p – underground part.

Składniki jednostki Elements units	Termin poboru próbki Date of sampling	Zbiorniki Reservoirs					
		oligotroficzny oligotrophic		mezotroficzny mesotrophic		eutroficzny eutrophic	
		woda water	biomasa biomass	woda water	biomasa biomass	woda water	biomasa biomass
N_{og} $mg\ N\ dm^{-3}$	6.VI	3,12	n	11,43	n 0,83	49,55	n 1,03
			p		p 0,74		p -
	9.IX		n 0,25 p 0,37		n 0,30 p 0,39		n 0,59 p 1,14
NO_3	średni average	0,45		9,00		26,96	
NH_4	średni average	0,19		2,96		22,26	
P_{og} Mg	6.VI	0,04	n -	6,88	n 0,29	14,10	n 0,29
			p -		p 0,34		p 0,34
	9.IX		n 0,51		n 0,39		n 0,42

P dm ⁻¹			p 0,57		p 0,25		p 0,43
Na	6.VI	19,56	n -	230,28	n 2,15	441,73	n 3,48
mg Na dm ⁻¹	9.IX		p -		p -		p 5,73
K	6.VI	5,90	n -	58,52	N 10,73	147,83	n 13,53
mg K dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 11,53
Ca	6.VI	111,4	n -	449,53	n 3,49	799,14	n 6,88
mg Ca dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 6,42
Mg	6.VI	23,49	n -	97,34	n 0,52	165,91	n 0,8
mg Mg dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 1,57
Fe	6.VI	≤0,10 -	n -	≤0,1-	n 4,74	≤0,1-	n 2,67
mg Fe dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 39,9
Zn	6.VI	0,26	n -	0,53	n 1,79	5,79	n 1,85
mg Zn dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 10,70
Cu	6.VI	≤0,02	n -	≤0,02	n 0,15	≤0,02-	n 0,23
mg Cu dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 0,32
Mangan	6.VI	≤0,02 -	n -	≤0,02-	n 6,41	3,85	n 7,63
mg Mn dm ⁻³	9.IX		p -		p -		p 9,00
		0,14	n 6,30	1,67	n 6,19		n 12,8
			p		p -		p -

Zawartości fosforu (P_{og}) w biomase roślin zbiornika mezotroficznego zmieniała się w niewielkich granicach i wynosiła dla s. m. części nadziemnych od

0,29 do 0,42 ppm, a dla części podziemnych od 0,25 do 0,43 ppm. W zbiorniku oligotroficznym (bez odniesienia do próby wiosennej) zawartość fosforu była wyrównana w biomase podziemnej i nadziemnej i wynosiła od 0,51 do 0,57 ppm.

Zawartość makroelementów (Na, K, Ca, Mg) wzrastała wraz z troficznością zbiorników, charakteryzując się wyższymi wartościami na początku okresu wegetacji. Jedynie w przypadku wapnia, w nadziemnych częściach pałki, w zbiorniku mezotroficznym większa kumulacja Ca miała miejsce w pełni wegetacji osiągając wartość maksymalną 8,15 ppm.

W odniesieniu do mikroelementów (Fe, Zn, Cu, Mn) ich zawartość relatywnie wzrastała w zależności od troficzności środowiska wodnego. Ogólnie wyższa kumulacja pierwiastków występowała w podziemnych częściach roślin.

Podsumowanie i wnioski

Na podstawie trzyletnich obserwacji roślin stwierdzono: w zbiorniku oligotroficznym - utrzymanie się dużej liczby gatunków, przy ich niewielkiej biomase, liczebności oraz małym pokryciu powierzchni; w zbiorniku eutroficznym - zmniejszenie się liczby gatunków i ograniczenie ich do kilku, reprezentowanych przez liczne populacje, całkowicie pokrywające powierzchnię zbiornika.

Spośród testowanych gatunków roślin najbardziej odporne na silną eutrofizację, pochłaniające największą ilość biogenów i przydatne do nasadzeń w odbiornikach wód pościekowych, po mechanicznym i biologicznym etapie oczyszczania okazały się: pałka wąskolistna i szerokolistna *Typha angustifolia* i *T. latifolia*, uczepek trójlistkowy *Bidens tripartitus*, manna mielec *Glyceria aquatica*, sitowie leśne *Scirpus silvaticus*, psianka słodkogórz *Solanum dulcamara*, turzycza brzegowa *Carex riparia* i tatarak zwyczajny *Acorus calamus*. Inne gatunki, chociaż odporne na eutrofizację, okazały się mniej konkurencyjne i uległy wymienionym dominantom, utrzymując się w mniej lub bardziej licznych reprezentacjach. Pozostałe gatunki wycofały się i reprezentowane były przez pojedyncze osobniki lub wypadły.

Na podstawie uzyskanych wyników można wnioskować, że:

1. Większość badanych gatunków hydromakrofitów nadaje się do wykorzystania przy oczyszczaniu ścieków i doczyszczaniu wód w strefach ekotonowych. Ze względu na właściwości biologiczne i predyspozycje ekologiczne, m.in. tendencję do dominacji, ich zastosowanie wymaga zaplanowania odpowiedniego składu gatunkowego biocenozy, uwzględnienia liczby i rodzaju diaspor przypadających na jednostkę powierzchni oraz zapewnienia odpowiednich warunków siedliskowych.
2. Do gatunków dominujących zaliczono w zbiorniku oligotroficznym: ponikło błotne *Eleocharis palustris*, pałkę wąskolistną *Typha angustifolia*, szalejadowity *Cicuta virosa*, marek szerokolistny *Sium latifolium*, grzybień biały *Nymphaea alba*, łączeń baldaszkowy *Butomus umbellatus*; w zbiorniku mezotroficznym: pałkę

wąskolistną i szerokolistną, sitowie leśne, turzyce, tatarak, uczepek trójlistkowy; w zbiorniku eutroficznym: obie pałki, tatarak, mannę mielec i uczepek trójlistkowy.

3. Spośród badanych roślin największe przyrosty masy wykazały następujące gatunki: pałka wąskolistna, pałka szerokolistna, manna mielec, tatarak zwyczajny, turzyca brzegowa, ponikło błotne, szalek jadowity, marek szerokolistny, grzybień biały, łączeń baldaszkowy.

4. Do najliczniej reprezentowanych gatunków towarzyszących należą: kosaciec żółty *Iris pseudoacorus*, tatarak zwyczajny, grązeł żółty *Nuphar luteum*, szalek jadowity, sitowie leśne. Gatunki te powinny być uzupełnieniem dominantów w biocenozach oczyszczających wodę.

5. Największą ilość biomasy wytworzyły w zbiorniku eutroficznym obie pałki i manna mielec. Gatunki te powinny być stosowane przede wszystkim w pobliżu miejsc odprowadzania ścieków do odbiorników.

Literatura

- [1] Pachuta K. 1997. Sprawozdanie końcowe grant KBN 501 05 08 0022. *Implantowanie roślin naczyniowych dla celów oczyszczalni ścieków*
- [2] Wojarska I. 1995. *Badania i nowe technologie oczyszczania ścieków z wykorzystaniem hydromakrofitów, na tle charakterystyki ilościowej i jakościowej ścieków bytowo - gospodarczych*. Oprac. w ramach grant KBN 501 05 08 0022.
- [3] Kalisz L., Sałbut J. 1993. *Wykorzystanie makrofitów do oczyszczania ścieków*. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych* 5: 37-48.
- [4] Rozporządzenie MOŚZNiL z dn. 5.XI.1991 w sprawie klasyfikacji wód oraz warunków jakim powinny odpowiadać ścieki wprowadzane do wód lub ziemi z dn. 16.XII.1991, Dz. U. nr 116, poz. 503.

Summary

Plants application possibility in sewage effluents reservoir and in wet ecoton protection zone- model investigation. The model field investigations carried out during three years allowed for the selection of hydrophytes and helophytes species useful in the different steps of water purification. In water treatment plants and ecotonic zones of water ecosystems can be used species: *Typha angustifolia* i *T. latifolia*, *Acorus calamus*, *Glyceria aquatica*, *Bidens tripartitus*, *Scirpus silvaticus*, *Carex* sp., *Cicuta virosa*, *Sium latifolium*, *Nymphaea alba*, *Butomus umbellatus*, *Eleocharis palustris*.

Dr Kinga Pachuta

Katedra Przyrodniczych Podstaw Inżynierii Środowiska SGGW

ul. Nowoursynowska 166

02-786 Warszawa

Tab. 2. Biomasa i skład chemiczny (ppm lub mg/kg s.m.) dominantów zbiorników troficznych: ś.m.- świeża masa, gat. tow. – gatunki towarzyszące. Biomass and chemical contents of the dominants in reservoirs: f.m.- fresh mass, accomp. sp. - accompanied species.

L.p.	Gatunek Species	Udział w świeżej masie The quantity in the fresh mass (%)		Biogeny Biogens		Makroelementy Macroelements				Mikroelementy Microelements					
		ś.m.	f.m. (g)	%	N _{og}	P _{og}	Na	K	Ca	Mg	Fe	Zn	Cu	Mn	
Zbiornik oligotroficzny (oligotrophic reservoir)															
1	<i>Eleocharis palustris</i>	754	32,6	0,72	0,84	1,77	11,5	12,3	1,08	3,18	3,48	0,28	5,33		
2	<i>Typha latifolia</i>	275	11,9	0,38	0,33	2,34	3,57	5,49	0,48	2,72	1,19	0,24	11,1		
3	<i>Cicuta virosa</i>	264	11,4	0,69	0,88	3,68	10,6	3,55	1,14	4,27	2,89	0,32	4,12		
4	<i>Sum latifolium</i>	242	10,5	0,66	1,32	5,32	17,4	19,00	2,54	8,24	3,80	0,36	5,98		
5	<i>Nymphaea alba</i>	164	7,1	0,60	0,62	6,36	10,5	5,89	0,69	5,31	1,86	0,22	8,10		
6	<i>Butomus umbellatus</i>	154	6,7	0,61	0,88	1,81	15,4	6,99	1,06	7,01	5,06	0,31	7,85		
7	<i>Typha angustifolia</i>	113	5,0	0,25	0,52	1,58	8,77	5,31	0,78	2,23	1,54	0,28	6,30		
	Razem Sum	1966	85,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
8	gat. tow. accomp. sp.	344	14,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Razem Sum	2310	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Zbiornik mezotroficzny (mesotrophic reservoir)															
1	<i>Carex</i>	4050	28,1	0,80	0,66	0,98	8,28	4,23	0,66	2,86	1,93	0,01	5,03		
2	<i>Bidens tripartitus</i>	3665	25,5	0,35	0,57	0,95	9,47	4,06	0,83	6,22	2,29	0,28	2,20		
3	<i>Typha angustifolia</i>	2594	18,0	0,30	0,39	2,71	5,13	8,40	0,41	2,47	1,25	0,25	6,19		
4	<i>Scirpus silvaticus</i>	1874	13,0	0,74	0,66	1,25	8,26	2,40	0,70	2,46	4,63	0,32	2,91		
5	<i>Acorus calamus</i>	558	3,9	0,52	0,53	2,03	12,5	3,39	0,58	3,10	2,03	0,31	2,84		
6	<i>Typha latifolia</i>	360	2,5	0,58	0,48	2,43	8,66	7,30	0,86	2,90	1,06	0,26	9,66		
	Razem Sum	13103	91,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
7	gat. tow. accomp. sp.	1300	9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Razem Sum	14403	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Zbiornik eutroficzny (eutrophic reservoir)															
1	<i>Glyceria maxima</i>	34686	85,8	1,31	1,1	1,13	12,2	4,10	1,12	3,92	4,57	0,35	4,63		
2	<i>Typha angustifolia</i>	3895	9,6	0,59	0,43	2,74	5,49	4,27	0,43	3,16	2,15	0,27	12,8		
3	<i>Typha latifolia</i>	1571	3,9	0,78	0,44	2,34	8,41	3,47	0,45	2,93	2,77	0,30	5,44		
	Razem Sum	40152	99,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
4	gat. tow. accomp. sp.	300	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
	Razem Sum	40452	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		

USUWANIE CHWASTOXU TRIO METODĄ SORPCJI DYNAMICZNEJ Z ROZTWORÓW WODNYCH

THE INFLUENCE OF CHOSEN PARAMETERS ON SORPTION CHWASTOX TRIO WITH WATER SOLUTIONS

Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk, Iwona Szarkowska-Skoczko

Instytut Inżynierii Środowiska

Institute of Environment Engineering Technical University

Wstęp

Już w roku 1942 Zimmerman i Hitchcock stwierdzili chwastobójcze działanie kwasów fenoksyalkanokarboksylowych. Od roku 1944 związki te znalazły zastosowanie w rolnictwie. W czasie wojny w Wietnamie używane były jako totalne defolianty do celów wojskowych. Z reguły związki te odznaczają się selektywnością. Wrażliwe na ich działanie są rośliny szerokolistne. Stosowane są obecnie do ochrony roślin zbożowych na dużych arealach, co determinuje zarówno ich duże zużycie, jak i znaczenie gospodarcze. Sprzedaż preparatów zawierających kwas 2,4-D i MCPA w roku 1995 wynosiła na polskim rynku 7 tys. ton, co stanowiło 45% ogólnej masy zastosowanych herbicydów. W wielu krajach, m.in. w Finlandii, substancją aktywną stosowaną w największych ilościach jest właśnie MCPA. Trwałość pochodnych kwasu fenoksyoctowego w glebie zależy m.in. od ich chemizmu, właściwości fizyczno-chemicznych oraz ilości i składu mikroflory. Czas połowicznego zaniku najczęściej stosowanych herbicydów (2,4-D, MCPA) mieści się w przedziale od 2 do 4 tygodni. Niekiedy jednak aktywność toksyczna tych substancji dochodzi nawet do 1 roku [Różański 1996].

Z doniesień literaturowych wiadomo, iż obecność pestycydów w wodach powierzchniowych, podziemnych, a nawet w wodzie przeznaczonej do picia jest wielokrotnie udowodniona. W sytuacji tej celowym wydało się podjęcie prób usuwania tych związków z roztworów wodnych metodami sorpcyjnymi.

Metody i materiał badań

Do badań wytypowano jeden z najczęściej stosowanych herbicydów Chwastox trio. Składa się on z trzech substancji aktywnych pochodnych kwasu fenoksyoctowego:

- MCPA czyli kwasu (4-chloro-2-metylofenoksy)-octowego,
- MCPP czyli kwasu 2-(4-chloro-2-metylofenoksy)-propionowego,
- dikamby czyli kwasu (3,6-dichloro-2-metoksy)-benzoesowego.

W jednym litrze preparatu handlowego znajduje się 300 g MCPP, 200 g MCPA i 40 g dikamby. Dawka toksyczna dla szczura wynosi odpowiednio dla MCPP 660 mg/kg, MCPA 700 mg/kg, dikamby 1040 mg/kg [Różański 1996].

Tab.1. Charakterystyka węgla aktywnych

The active carbons characteristic

Parametr	Węgiel	
	AG-5	CWZ-22
Powierzchnia właściwa, [m ² /g]	1000-1100	800-950
Objętość porów, [cm ³ /g]	0,9-1,0	1,5-2,0
Uziarnienie, [mm]	0,75-1,2	1-4
Zdolność dechloracji, [cm]	2,5-3,5	10-15
Liczba metylenowa, [cm ³]	min 25	22-29
Liczba jodowa, [mg/g]	950-1050	800-1000
Liczba fenolowa, [%]	4-5	4-5
Wytrzymałość mechaniczna, [%]	90	92-96
Ścieralność, [%]	-	1,5-3,0

Źródło: opracowanie własne na podstawie materiałów reklamowych producenta.

Proces sorpcyjny prowadzono na kolumnach węglowych o średnicy 68 mm, wysokości czynnej 170 mm. Kolumny te wypełnione były sorbentami wyprodukowanymi przez HPSDD w Hajnówce. Zastosowano następujące typy węgla:

- CWZ-22 - otrzymywany przez aktywację węgla drzewnego, zalecany do odbarwiania i oczyszczania cukru, brzożki i wódek, do oczyszczania wody i ścieków;

- AG-5 - otrzymywany z węgla kamiennego przez karbonizowanie, aktywację i wy-prasowanie granul; stosowany w małogabarytowych stacjach oczyszczania wody, filtrach przewoźnych i domowych; do oczyszczania wody przeznaczonej do celów spożywczych i medycznych. Można go wielokrotnie regenerować.
- NC- zalecany do oczyszczania ścieków, do procesu sorpcji z roztworów wodnych.

Dokładną charakterystykę sorbentów podano w tabeli 1.

Oczyszczany roztwór był doprowadzany do warstwy rozprowadzającej filtra za pomocą pompki perystaltycznej. Zbieranie sorbatu następowało w warstwie podtrzymującej filtra. Przepływ wody zachodził w sposób grawitacyjny. Badania prowadzono w temperaturze około 18°C przy obojętnym odczynie roztworu roboczego. Stężenie sorbatu wynosiło 3,3 µl Chwastoxu na litr. W próbkach wody poddanej oczyszczaniu każdorazowo określano ChZT dwuchromianowe i utlenialność jako parametry pośrednio obrazujące efekt usuwania pestycydu, a także wykonano analizy metodą chromatografii cienkowarstwowej. Przedstawione na wykresach wyniki są średnią wartością z trzech pomiarów badawczych

Wyniki badań i dyskusja

Zastosowane w badaniach węgle aktywne wykazały wysoką skuteczność usuwania małych stężeń Chwastoxu trio. Efektywność tego procesu wahała się od 84 do 100% (rys.1-2).

Bardzo dobrym sorbentem okazał się węgiel typu AG-5. Na podstawie wcześniejszych badań stwierdzono, że ten typ węgla dobrze redukuje wysokie stężenia pestycydów (rzędu 800 mg/l) [Ignatowicz1997]. Niniejsze doświadczenia potwierdziły wysoką skuteczność tego sorbenta w usuwaniu mikroilości herbicydów z wody pitnej. W zakresie obciążeń 1-3,5 m³/m²h efektywność procesu sięgała 100%. Przy wzroście obciążenia do 5 m³/m²h skuteczność redukcji ilości substancji toksycznych spadła do 98,9% i utrzymała się na tym poziomie aż do 11 m³/m²h. Ilość usuwanego związku w odpływie z filtra wynosiła od 7 do 10 µg/l. Jest to stężenie uznawane za bezpieczne dla zdrowia człowieka przez rozporządzenie MZiOS, jak również przez Światową Organizację Zdrowia.

Efektywność usuwania Chwastoxu trio na węglu typu CWZ-22 tylko nieznacznie odbiegała od sprawności węgla AG-5. Węgiel ten charakteryzuje się nieco mniejszą powierzchnią właściwą i objętością porów oraz większym uziarnieniem. Może to tłumaczyć niewielki spadek efektywności usuwania badanego herbicydu w zakresie obciążeń 7 -11 m³/m²h (do 97,7-96,2%). Przy pracy filtra z mniejszymi obciążeniami skuteczność sorpcji sięgała 100%. Przy obciążeniu filtra węglowego 3 m³/m²h stężenie herbicydu w filtracie wynosiło 10 µg/l. Zwiększenie obciążenia

kolumny spowodowało wzrost ilości badanego związku do 15 µg/l przy $O_h=7$ m³/m²h oraz 25 µg/l przy $O_h=11$ m³/m²h.

Węgiel NC posiada największą granulację. Przy przepływie przez złożę z obciążeniem 1,1 m³/m²h skuteczność usuwania herbicydu wynosiła 100%. Wzrost obciążenia do 3,3 m³/m²h spowodował spadek efektu procesu do 92,4%, kiedy to stężenie herbicydu w wodzie oczyszczanej wynosiło 50 µg/l. Tendencja została zachowana w całym zakresie przebadanych obciążeń filtra. Przy 7 m³/m²h efektywność procesu spadła do 89,4% - ilość MCPA w filtracie sięgała 70 µg/l; przy 11 m³/m²h do 84,8% - stężenie MCPA wzrosło do 100 µg/l.

Podsumowanie i wnioski

Na podstawie przeprowadzonych badań można sformułować następujące wnioski:

1. Możliwe jest usuwanie Chwastoxu trio metodą sorpcji dynamicznej.
2. Wraz ze wzrostem obciążenia filtra spada efektywność procesu usuwania badanego herbicydu z roztworów wodnych.
3. W całym zakresie przebadanych obciążeń tylko roztwór oczyszczony na węglu typu AG-5 spełnia wymagania rozporządzenia MZiOS dotyczącego jakości wody do picia i na potrzeby gospodarcze.
4. Węgiel typu NC nie powinien być stosowany do usuwania Chwastoxu trio z wody pitnej.

Literatura

- Byrdy S. 1979. *Pestycydy*. PWRiL, Warszawa: 351-354
- Ignatowicz-Owsieniuk K., Szarkowska I., Wierzbicki T.L. 1997. *Wpływ wybranego herbicydu na przebieg procesów biochemicznych zachodzących przy oczyszczaniu ścieków*. Ekoinżynieria, Lublin: 21-25
- Ignatowicz-Owsieniuk K., Szarkowska I., Wierzbicki T.L. 1997. *Oczyszczanie ścieków pestycydowych za pomocą wybranych sorbentów*. IX Ogólnopolska Konferencja Naukowo-Techniczna z cyklu Problemy gospodarki wodno-ściekowej w regionach rolnicz-przemysłowych. Rajgród: 94-98
- Różański L. 1996. *Vademecum pestycydów*. Agra Enviro-Lab, Poznań: 74, 92-93
- Żelechowska A., Makowski Z. 1993. *Monitoring pestycydów w wodach powierzchniowych*. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa:

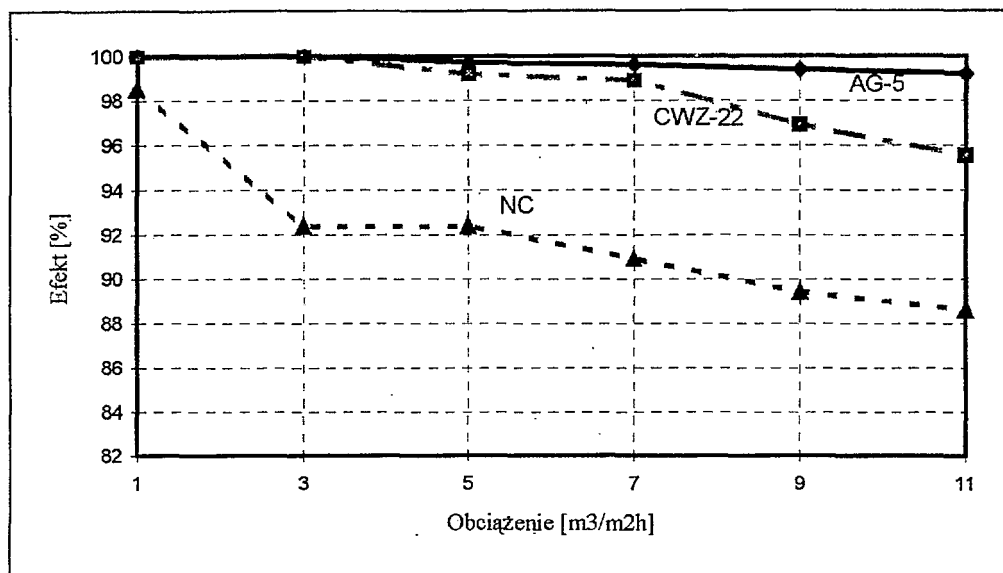


Fig. 1. Porównanie efektu sorpcji Chwastoxu trio na wybranych węglach aktywnych.

The effect's comparison sorption Chwastox trio on chosen active carbons.

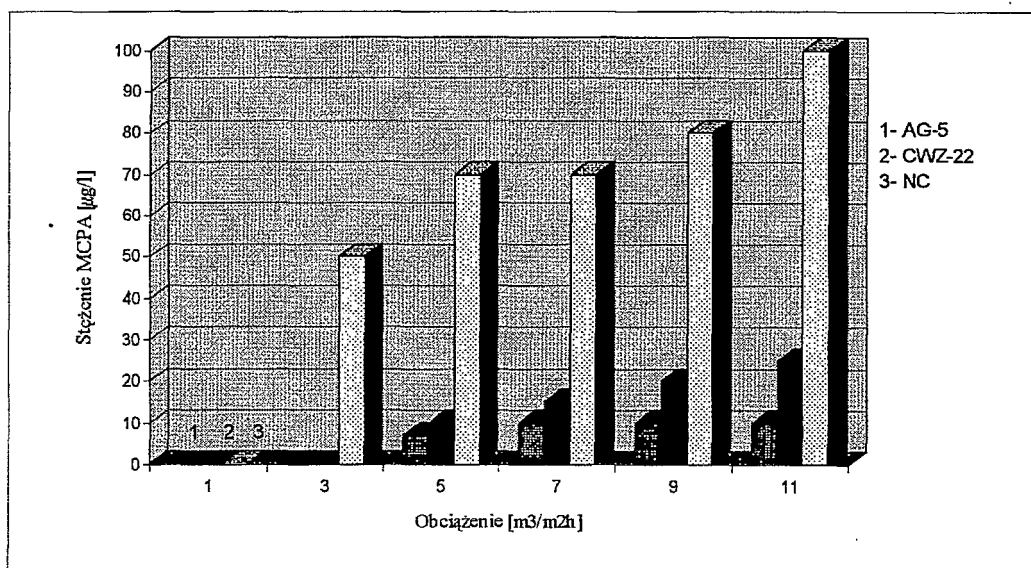


Fig. 2. Sorpcja Chwastoxu trio na węglach aktywnych typu AG-5, CWZ-22, NC.

The sorption Chwastox trio on active carbon AG-5, CWZ-22, NC.

Summary

The influence of chosen parameters on sorption Chwastox trio with wather solutions. As far as pesticides are commonly available and used in uncontrolled way, the danger of their infiltration into water and wastewater and then to underground water is very serious. Therefore it is important to check a reduction herbicide concen-tration method of dynamic sorption. In the examined layers from active carbon (NC, CWZ-22 and AG-5) the biggest reduction COD and oxygen consumption was on the layer filled up with active carbon AG-5. At the water flow with Chwastox trio (by a dose $3,3 \text{ g/ dm}^3$) with speed of $1,1 - 3,3 \text{ m/h}$ received reduction of 100 %.The increase of speed up to 11 m/h decrease the reduction to about 98,5 %.

Katarzyna Ignatowicz-Owsieniuk, Iwona Szarkowska-Skoczko
Katedra Technologii Wody, Ścieków i Osadów
Politechnika Białostocka
ul. Wiejska 45,15-351 Białystok

WYNIKI BADAŃ OCZYSZCZANIA ŚCIEKÓW KOMUNALNYCH NA ZŁOŻACH ZRASZANYCH Z TWORZYW SZTUCZNYCH

THE RESULTS OF TESTING OF MUNICIPAL SEWAGE TREATMENT ON A PLASTIC TRICKLING FILTER

Iwona Klugiewicz, Jan Klugiewicz

Sanitary and Hydro-Engineering Department
Academy of Technology and Agriculture, Bydgoszcz

Wstęp

W niniejszej pracy podano wyniki badań ścieków odprowadzanych z dzielnic Kapuściska i Wyżyny w Bydgoszczy, które zostały poddane oczyszczaniu na stanowisku badawczym Terenowej Stacji Badawczej KISiW-ATR. Nadmienia się, że było to złoże zraszane uruchomione po kilku miesięcznej przerwie, a cykl badawczy trwał od 3 października do 8 grudnia 1997r. W tym okresie stację nadzorowano codziennie, natomiast próbki ścieków surowych (ss) i oczyszczonych (so) pobierano co około 2-4 dni oraz wykonywano analizy chemiczne. Na początku tego okresu stwierdzono zakolmatowanie złoża więc je oczyszczono i wprowadzono napowietrzanie urządzeniem akwariowym. W tym okresie niewłaściwie funkcjonowała krata mechaniczna i piaskownik przed przepompownią ścieków Miejskich Wodociągów i Kanalizacji w Bydgoszczy.

Chemiczne zapotrzebowanie tlenu

Z przedstawionego na rys. 1 przebiegu wartości ChZT w ściekach surowych (ss) wynika, że jego wahania były znaczne. Od 5.11.1997r. były one bardziej ustabilizowane, a jego wielkości mieściły się w przedziale $1000-1200 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$. W początkowym okresie, gdy złoże było zakolmatowane i nie wprowadzane wówczas

ChZT w ściekach oczyszczonych (so) osiągało wartości 600-400, a potem malało do ok. 200 mg O₂/dm³. Należy sądzić, że po około 2-4 dniach dalszego funkcjonowania osiągnięto by wartości dopuszczalne określone Rozporządzeniem [2]. Redukcja ChZT (rys. 1) osiągnęła za ten stosunkowo krótki okres wpracowania R=80% i posiadała tendencję rosnącą.

Biochemiczne zapotrzebowanie tlenu

Z przebiegu wartości BZT₅ (rys. 2) w ściekach surowych w okresie badań wynika, że wahały się one w przedziale 300 (20.10.1997r) do 600 mgO₂/dm³ (25.11. 1997r), a średnia arytmetyczna wynosiła 442. W ściekach oczyszczonych (so) wartości nieznacznie wzrastały od 240 do 280 (23.10.1997 r.), a następnie stale malały, osiągając 90 mgO₂/dm³ w dniu 8.12.1997 r. Z liniowego przebiegu spadku BZT₅ (ss) wynika, że po kolejnej o ok. 1 dobie pracy złoza można było osiągnąć wartość dopuszczalną określoną Rozporządzeniem [2]. Analizując redukcję BZT₅ można stwierdzić, że do momentu oczyszczenia złoza posiadała ona tendencję malejącą, a następnie dość szybko rosnącą do wartości 76,6% (25.11.97), by potem ustabilizowała się nieco poniżej 80%, gdyż spadało BZT₅ ss, a więc mógł zaistnieć niedobór zanieczyszczeń potrzebnych dla nadmiernie rozwiniętej błony biologicznej.

Formy azotu

Na rys. 3 pokazano wykres wartości azotu azotynowego w okresie badań. W początkowym okresie badań na złożu zakolmatowanym dominowała większa jego zawartość w ściekach surowych (ss) niż w ściekach oczyszczonych (so), a po oczyszczeniu i napowietrzeniu zależności powróciły do właściwego położenia i to potwierdza wykres redukcji. Zbliżone w przebiegu były wartości azotu azotanowego w ss i so (rys. 4) oraz jego redukcja. Natomiast odwrotna była przemiana azotu amonowego (rys. 5). Po oczyszczeniu kolumny złoza zawartość jego w ściekach surowych (ss) była wyższa, a w ściekach oczyszczonych (so) mniejsza, i malała w miarę wpracowywania się złoza. Na rys. 6 podano przebieg wartości rozpatrywanych trzech form azotu w ściekach oczyszczonych odniesione do tej samej skali osi rzędnych i odciętych co ułatwia analizę porównawczą.

Fosforany

Zawartości fosforanów (rys. 7) wykazały w różnych okresach dość znaczne wahania przy czym w ściekach surowych (ss) od 1,04 do 3,80 natomiast w ściekach

oczyszczonych (so) po większym wpracowaniu złoża (7.11.1997) te wahania były coraz mniejsze i osiągnęły $1,0 \text{ mg/dm}^3$ w dniu 8.12.1997r. Redukcja fosforanów początkowo była zmienna, a następnie stabilizowała się w przedziale 60-80%.

Inne wyniki badań i obserwacji

Na rys. 8 przedstawiono wykresy odczynu (pH) ścieków surowych (ss) i oczyszczonych (so), natomiast rys. 9 ilustruje przebieg temperatur ($25-20^\circ\text{C}$) ścieków surowych (ss) i oczyszczonych (so) (które były zbliżone) oraz powietrza atmosferycznego (tp) - z tendencją spadkową od $+12^\circ\text{C}$ do -7°C , nie mającą wpływu na temperaturę ścieków.

Przy oczyszczaniu ścieków na złożach porowatych, zraszanych istotne jest określenie czasu kontaktu ścieków ze złożem przez, które przemieszczają się one w strefie aeracji. Jak wiadomo taki ruch jest trudny do matematycznego opisu i korzystniej jest ustalać jego parametry w drodze eksperymentu. Czas kontaktu ustalono metodą opisaną w pracy [Bartkiewicz, 1990] wykorzystując 10% roztwór soli kuchennej (NaCl), który wprowadzono do zbiornika wyrównawczego. Natomiast po zakończeniu badań technologicznych przy obumierającej błonie biologicznej, do określenia czasu kontaktu dodawano 20 ml roztworu do zbiornika wyrównawczego z zawartą tam wodą wodociagową i przy obciążeniu hydraulicznym $Q=0,05 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$.

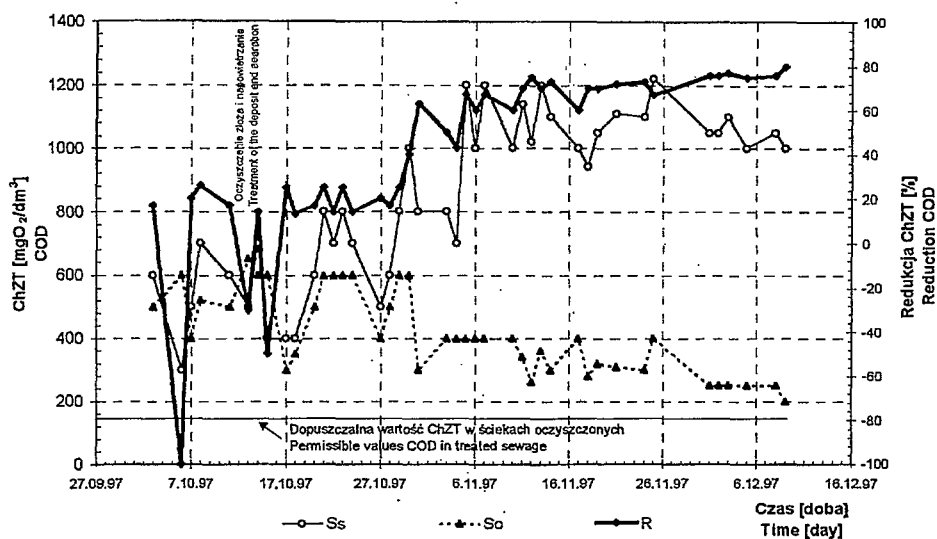
Uzyskano następujące wyniki: $t_k=11 \text{ min } 25 \text{ s}$; $12 \text{ min } 40 \text{ s}$; $10 \text{ min } 45 \text{ s}$; $11 \text{ min } 2,5 \text{ s}$; $5 \text{ min } 25 \text{ s}$

Okresowo badano zawiesinę ogólną, która wynosiła $90-170 \text{ mg/dm}^3$ w ściekach surowych, a w oczyszczonych $80 \div 30 \text{ mg/dm}^3$.

Podsumowanie i wnioski

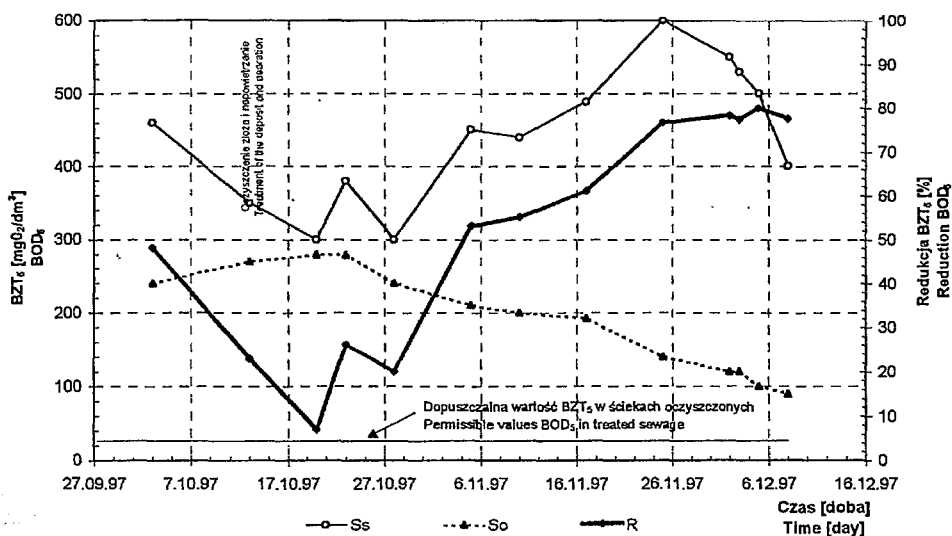
Konstrukcja złoża z tworzyw sztucznych, w której wykorzystano odpady rur stosowanych w instalacjach wewnętrznych (wypełnienie) i sieciach zewnętrznych (obudowa) umożliwia osiągnięcie pozytywnych efektów oczyszczania mimo zbyt krótkiego okresu wpracowania. Ponadto należy uwzględnić i to, że złoże pracowało w trudnych warunkach, gdyż niewłaściwie funkcjonowała krata mechaniczna i piaskownik oraz że układ technologiczny pozbawiony był osadników wstępnego i wtórnego.

Zastosowane wypełnienie jest lekkie, a to umożliwia obniżenie kosztów obudowy złoża.



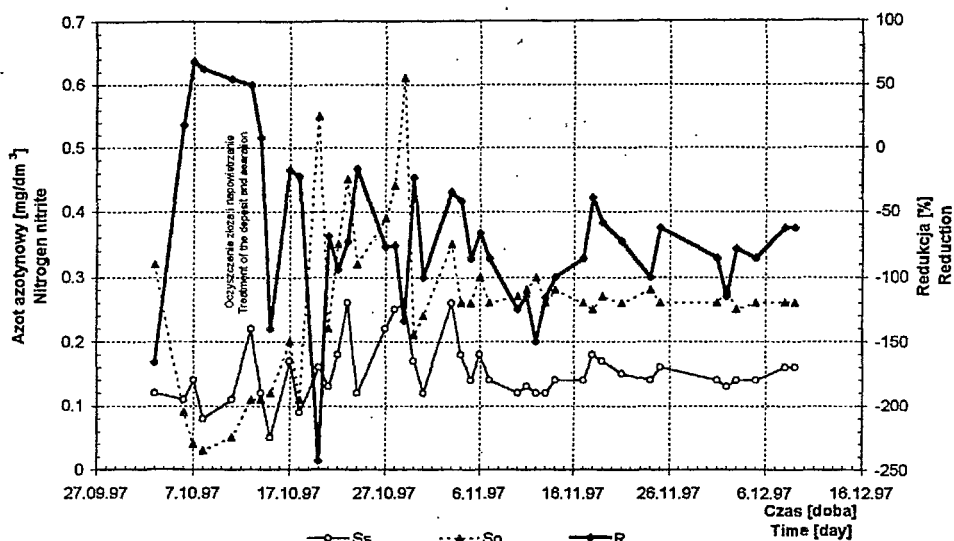
Rys. 1. Wartości ChZT w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 1. Values COD in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



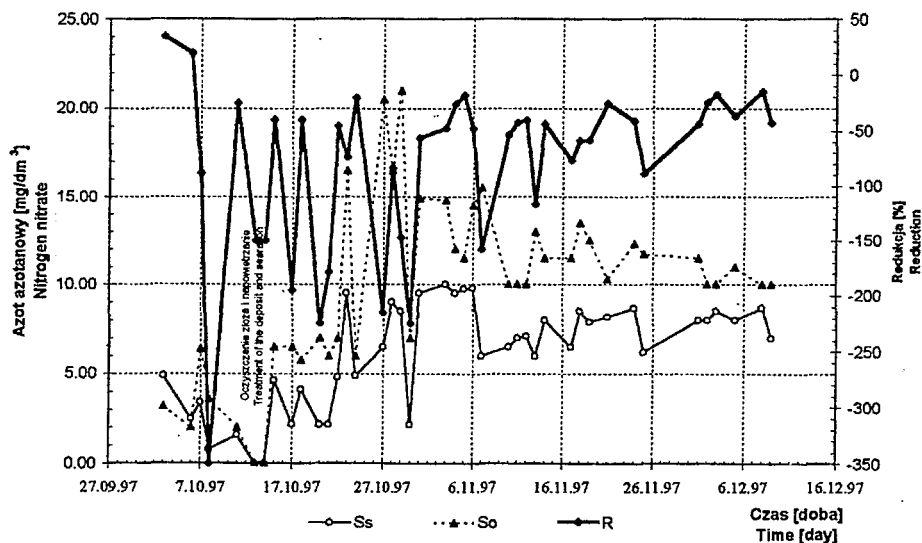
Rys. 2. Wartości BZT₅ w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 2. Values BOD₅ in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



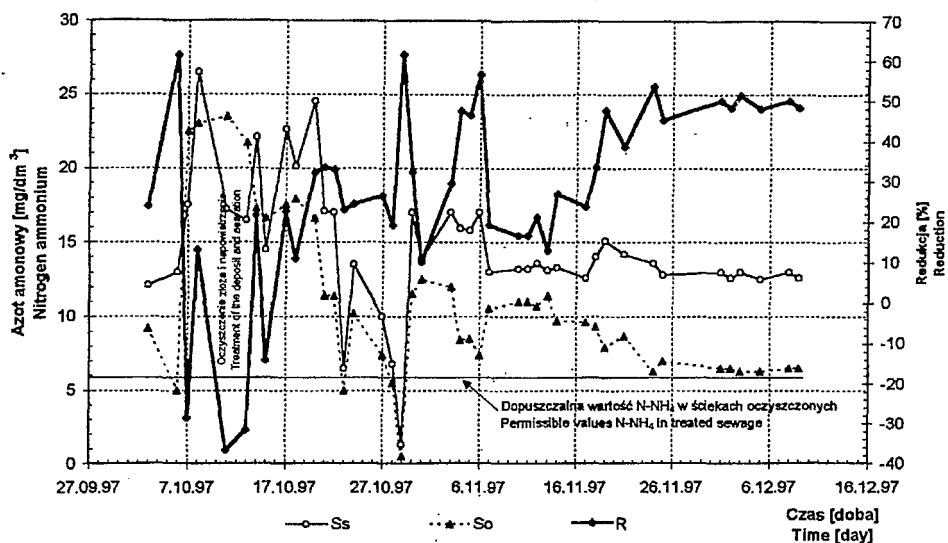
Rys. 3. Wartości azotu azotynowego w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 3. Values nitrogen nitrite in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



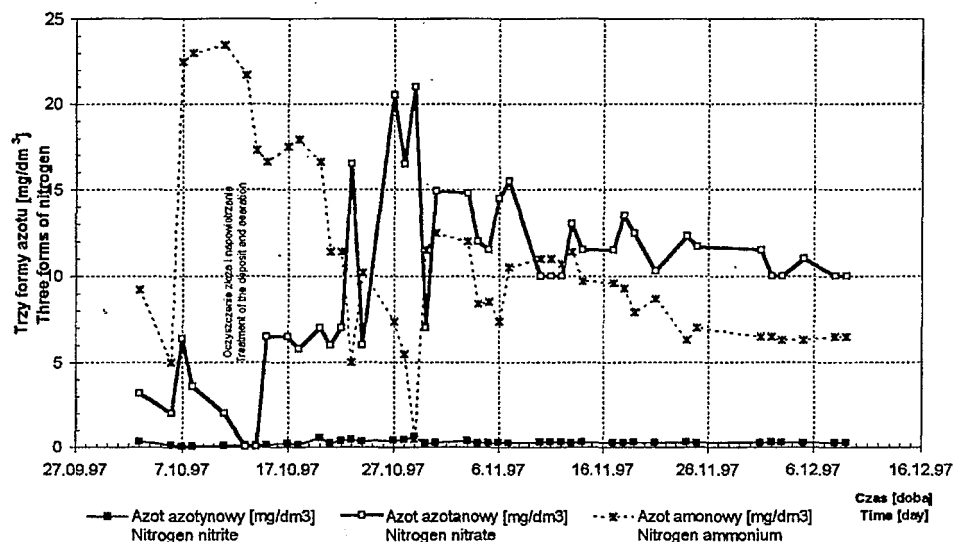
Rys. 4. Wartości azotu azotanowego w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 4. Values nitrogen nitrate in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



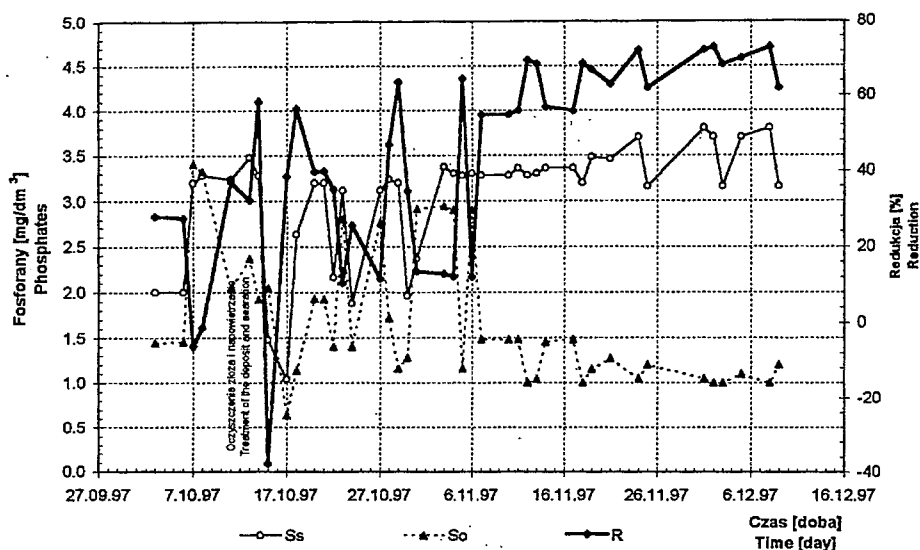
Rys. 5. Wartości azotu amonowego w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 5. Values nitrogen ammonium in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



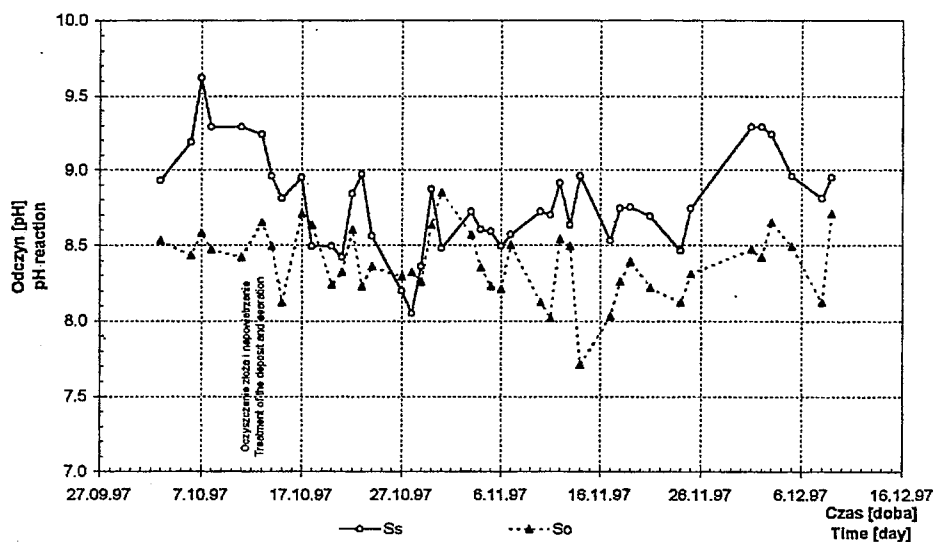
Rys. 6. Wartości trzech form azotu w ściekach oczyszczonych (so)

Fig. 6. Values three forms of nitrogen in treated sewage (so)



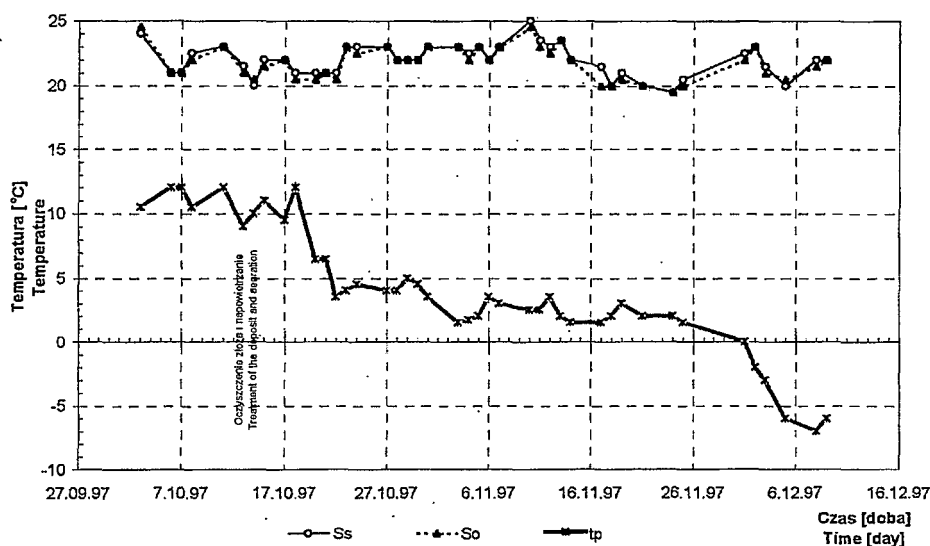
Rys. 7. Wartości fosforanów w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 7. Values phosphates in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



Rys. 8. Wartości odczynu pH w ściekach surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz redukcji (R)

Fig. 8. Values pH reaction in raw (ss) and treated sewage (so) and reduction (R)



Rys. 9. Wartości temperatur ścieków surowych (ss) i oczyszczonych (so) oraz powietrza (tp)

Fig. 9. Values temperature raw (ss), treated sewage (so) and air (tp)

Literatura

Bartkiewicz B. 1990. *Ćwiczenia laboratoryjne z technologii ścieków*. Wydawnictwa Politechniki Warszawskiej.

Rozporządzenie Ministerstwa Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z 5. 11.1991

Summary

The results of testing of municipal sewage treatment on a plastic trickling filter. The paper presents the results of testing of the effects of municipal sewage treatment on a trickling filter installed in II -Lokal Testing Station KISiW-ATR. Favourable effect of treatment have been achieved, despite the unfavourable conditions this deposit has worked in.

mgr inż. Iwona Klugiewicz
Katedra Inżynierii Sanitarnej i Wodnej
Akademia Techniczno-Rolnicza
ul. Grodzka 18
85-109 Bydgoszcz

WATER QUALITY AND WASTE WATER TREATMENT IN LITHUANIA

Juozapas VYČIUS, Renė KUSTIENĖ, Albinas KUSTA

Hydraulic Engineering Department
Agricultural University of Lithuania

Introduction

Lithuania's Water bodies were mostly polluted in the last years of the Soviet period (1985-89). At that time there was going on intensive industrial and agricultural production though out-of-date and high energy consuming technologies were used and large quantities of different pollutants were discharged in the environment and especially into water bodies. After independence in 1990 as industrial as agricultural production began rapidly to reduce as a result of production reorganization and lost of large markets in the ex-Soviet Union countries. According to assessment of some specialists the total production output in 1997 made up only 55-65% of the production output in 1989. According to our investigations water consumption for the domestic needs remained almost the same, though it tends to decrease as a result of following reasons: improving water use control installing watermeters, rise of water prices, decrease of inhabitants purchasing power. Therefore, during recent years the pollution with municipal waste water decreased insignificantly as the network of sewage system was gradually widened, whereas the biological and even mechanical waste water treatment facilities were developed inadmissible slowly (J.Dubra, 1995).

Restitution and privatization of agricultural land in rural areas created additional problems in waste water management. In the Soviet times Lithuanian village developed according to town model: central settlement, production center and other units. Inhabitants from separate farmsteads almost under compulsion were moved to settlements. Central water supply and wastewater removal systems were used in these settlements, often these systems do not worked efficiently. After independence in 1990 a reverse process started - people started to move back to separate farmsteads. And often separate farmsteads turn into small centers for meat and milk production. For these centers need of small water treatment facilities is rapidly increasing and the main problem is financing possibilities. Our department collects and studies data about designing and construction of waste water treatment equipment, their technologies and suitability for sewage purification in separate farmsteads or small rural settlements. Six sites with characteristic waste water treatment technologies (ground-plant filters, aerotanks of periodic operation, anaerobic biofilters, disk biofilters) have been selected in different regions of Lithuania to investigate waste water treatment efficiency (A.Kusta and other 1997).

About 80% of the Lithuania's area belongs to the catchment area of the River Nemunas. All waters of this area flow to the Kurdiu Lagoon and after to the Baltic Sea. That's why water quality of the Kurdiu Lagoon and the River Nemunas is an integrated indicator of water contamination in Lithuania. Analyzing water quality data in the River Nemunas and Kursiu Lagoon one can notice the tendency of pollution reduction, this is more characteristic for the mineral nitrogen content which decreased in the River Nemunas below Kaunas from 1,8 mg/l in 1992 to 1,0 mg/l in 1997 and in the Lower Nemunas from 1,6 mg/l to 0,8 mg/l respectively. There was observed reduction and of another pollution parameters. The main reason of this tendency is production output reduction, more severe water pollution control and responsibility for pollution, inhabitants ecological education and assistance from developed countries carrying out environmental projects in Lithuania.

Materials and methods

As it was mentioned earlier, at present in Lithuania development of individual farmsteads are going on and small centers for agricultural production processing are founded often in these farmsteads. Waste water treatment from these centers is rather great problem. It is important that waste water treatment facilities worked reliably and their maintenance were simple and low cost. Ground-plant filters are often applied to treat small quantities of waste water as local low cost materials are used for their construction and their maintenance is quite cheap, reliable and simple (G.Geler 1996, P.Wyss 1996). Ground - plant filters with study possibilities are installed in three sites. Detailed investigations of their performance

efficiency are carried out in one of them - in Žasliai secondary school waste water treatment system (Kaišiadoriai district).

This waste water treatment system operates since autumn 1995. Its schematic longitudinal section is presented in the fig. 1.

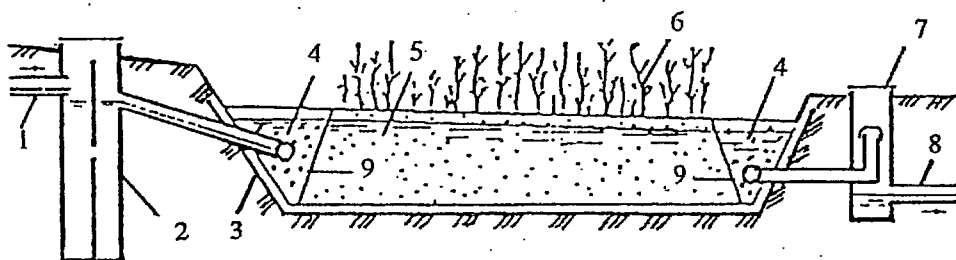


Fig.1 Žasliai waste water treatment system, schematic longitudinal section:

1 - Inlet of waste water; 2 - septic for mechanical treatment; 3 - hydroinsulation membrane; 4 - prism of small broken stone; 5 - ground-plant filter; 6 - reeds; 7 - tank for water level control; 8 - pipe of discharge; 9 - geotextile.

Waste water treatment system consists of: equipment for mechanical treatment, ground-plant filter and additional constructions.

Three concrete tanks form mechanical treatment equipment, two tanks have 3 m diameter and one - 2 m, depth of water layer in the tanks is 2,9 m. Suspended solids are restrained and precipitated. Depending on quantity sediments are removed one or two time per year.

After mechanical purification waste water through distributing pipes flows into prism of broken stone, from which horizontal seepage through ground-plant filter is going on to the second prism of broken stone. From this prism through installed in it drainage pipe cleaned water flows to the collector - drainage canal.

Additional constructions consist of waste water discharge measurement tanks and flow-rate control tank. One tank for waste water discharge measurement is installed after mechanical treatment equipment, second - after water level control tank.

Triangular thin-walled hydrometrical screens are installed in these tanks for discharge measurement. Water level control tank is necessary to regulate water level in ground-plant filter. For that purpose the flexible pipe is used. Maximum water level may be 5 cm higher than soil surface for reeds, and minimal level coincides with the bottom of the reed soil. Total regulated water head between maximum and minimal water levels is about 1 m.

Žasliai waste water treatment systems technological designed parameters are:

- maximum hydraulic loading rate 45, 24 m³/d (0,52 l/s);

- pollutants concentration before mechanical treatment according to BOD - 187 mg O₂/l;
- pollutants concentration before ground-plant filter according to BOD - 150 mg O₂/l;
- standard concentration of pollutants after treatment < 20 mg/l suspended solids and < 15 mg O₂/l according to BOD.

Fig. 2. Dynamics of suspended solids in Žasliai waste water treatment system

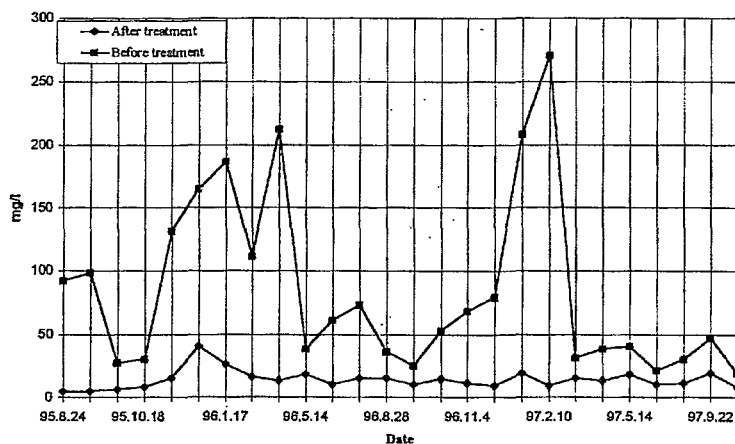
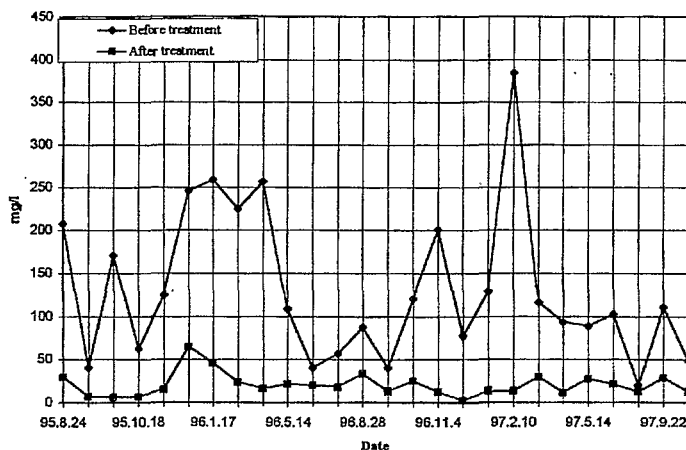


Fig. 3. BOD₇ dynamics in Žasliai waste water treatment system



Results and discussion

Žasliai waste water treatment system is the first one of this type in Lithuania. Water quality parameters at this system according to suspended solids and BOD₇ are presented in the fig. 2 and fig. 3 correspondingly. In 1995-1997 hydraulic loading rates of Žasliai waste water treatment system changed from 2 m³/d to 8,8 m³/d, so real waste water loading rate was significantly lower than maximum admissible (45,24 m³/d) but pollutants concentration was sometimes 2-3 time more than it was designed.

The graphs illustrate that purification efficiency as according to the suspended solids (60-92 %) or according to BOD₇ (70-95%) is rather good. The efficiency in percentage is more significant when concentration is higher.

Reduction of another parameters (total nitrogen and phosphorus, permanganic oxidation rate) is also quite significant. Their investigation data were collected too but they are not presented in this paper.

Conclusions

Present design criteria for waste water treatment systems are approximate and not always well founded. There is a general need for optimization of system implementation and design to better suit local requirements.

The loading rate is a function of waste water quality and ground-plant filter properties.

Analysis of our investigation demonstrates that ground-plant filters work quite efficiently in the climatic conditions of Lithuania and they can be successfully used for small quantities waste water treatment.

References

1. Dubra J. 1995. Water quality in the Kurdiš Lagoon and the Baltic Sea. Lithuania's Environment. Status, processes, trends. Environment Protection Ministry. Vilnius: 46-51.
2. Geler G. 1996. Waste water treatment in different ground-plant filters. Green waste water treatment technologies. Vilainiai. 3-13.
3. Kusta A., Kustienė R., Radzevičius A., Vyčius J. 1997. To develop wastewater treatment technologies for private farms involved in processing of agricultural production. Kaunas. 46 pp.
4. Strusevičius Z. 1996. Handling of effluents, wastes and manure in agriculture. Vilainiai. 157 pp.

5. Wyss Ph. 1996. Wastewater treatment in natural conditions. Green wastewater treatment technologies. Vilainiai. 14-24.

Summary

Water quality and waste water treatment in Lithuania. Waste water treatment in ground-plant systems has been promoted as a low cost, effective alternative for treatment and disposal of waste water flows from small communities and separate farmsteads. Unlike many mechanical waste water treatment systems, ground-plant seepage systems are subject to complex influences related to seminatural site condition and interaction of waste water with soil and plant. As a result, design and performance relationships are not always well defined and need further investigations in local climatic conditions.

This paper presents short review of alternative technologies applied in Lithuania for treatment of small amounts of waste water, as well as analysis of investigation data for ground-plant filters. The results of the investigations show that ground-plant filters and sand filters of vertical filtration can be successfully applied for treatment of small amounts of waste water in climatic conditions of Lithuania.

Juozapas Vyčius
Hydraulic Eng. Department
Agricultural University of Lithuania
Kaunas-Akademija LT-4324

PROBLEMS AND STATE OF THE ART OF WASTE WATERS FROM LEAD & ZINC PRODUCTION IN THE REGION OF PLOVDIV

Dimitar Alandjisky, Antonia Ovtcharova, Shterju Dimitrov

Higher Institute of Agriculture, Plovdiv, Bulgaria.

Introduction

The scientific technical achievements have often created situations by which the traditional interrelations with the nature turned out insufficient promising.

Recently technical contamination and its reflections are especially tangible on agricultural production. In case of disturbed agricultural background dangerous contamination arouse some troubles in the biological chain. The pollution of a biosphere with its elements is especially topical for a little country like Bulgaria.

The state of contamination with heavy metals of air, water, land and vegetation is anxiously in intensive agricultural regions. It requires new technological solutions and enormous investments.

The Nonferrous Metals Combine-Works near Plovdiv began to work in 1961 with initial project capacity of 40 000 t/year lead and 60 000 t/year Zinc. Since 1970-1975 the ecological failures have started when the real lead output was considerably increased, but the new installation for purification of gases and waste water are enough for the primary project. In this period has begun to increase the range of contamination with heavy nonferrous metals (lead, cadmium, zinc) and in the 80th has already outlined obvious conflict between the output of metals and the environment protection.

The ecological damage of agricultural region, around the Combine Works became evident in 1990. In 1992 lead production was limited by government decree and since then have been done some reconstruction.

The supplementary irrigation of waste water on the soil has caused secondary deterioration.

Methods and materials

The aim of the present study is to establish the concentration of heavy metals in the waste waters of the Combine-Works and their possibility to use for irrigation.

It was carried out pot experiment in five replications with maize, cultivars hybrid Stara and hybrid Helga for investigation of waste water influence on the growth during 1996-1997.

The production of some nonferrous metals and their emissions in waste water are shown in table 1, which quantities are got from lead and zinc production.

Quantities of Zinc, lead and cadmium in 10^{-9} g/hour and concentrations in waste water

Table 1

Production	Zinc 10^{-9} g/h			Lead 10^{-9} g/h			Cadmium 10^{-9} g/h		
	1989	1993	1995	1989	1993	1995	1989	1993	1995
Lead	2.85	-	-	1.75	-	-	0.17	-	-
Zinc	26.8	-	-	1.56	-	-	0.17	-	-
total	29.6	4.38	1.64	3.31	1.3	0.55	0.34	0.08	0.26
Waste water mg/dm ³	14.2	5.90	1.37	1.58	1.8	0.46	0.16	0.11	0.22

According the standard legislative regulations in Bulgaria have been accepted the following recommended concentration of heavy metals in irrigation waters, shown in table 2.

Threshold values for irrigation waters, mg/dm³

Table 2

N	Heavymetals	II Category	III Category
1	Lead	0.05	0.20
2	Zinc	5.00	10.00
3	Copper	0.10	0.50
4	Arsenic	0.05	0.20
5	Iron	1.50	5.00
6	Manganese	0.30	0.80
7	Cadmium	0.01	0.01
8	Clorine	300	400
9	Sodium and Potassium	-	-
10	Magnesium	-	-
11	Calcium	-	-

Results and discussions

The concentrations of some heavy metal were determined by AAS. Data, obtained for some months in 1996 are shown in table 3.

Concentration of heavy metals in waste water during 1996, mg/dm³

Table 3

N	Heavy metal	Investigated period				
		February	March	April	May	June
1	Iron	0.3000	0.030	0.642	0.502	0.009
2	Manganese	1.7000	0.105	0.252	0.279	0.150
3	Cadmium	0.1420	0.045	0.358	0.301	0.241
4	Lead	0.3140	0.085	0.728	0.978	0.174
5	Arsenic	0.0003	-	-	-	0.001
6	Copper	0.0800	0.006	0.153	0.098	0.020
7	Zinc	1.5000	0.232	2.890	1.840	0.377

During February-June, 1996 have been observed changeable concentrations of investigated heavy metals in waste water. Their values have exceeded permissible thresholds of trace elements in irrigation waters in many cases.

The maize, grown in pots was irrigated with waste water, which analysis as following:

lead - 1,6 mg/dm³

cadmium - 0,72 mg/dm³

zinc - 24,2 mg/dm³

copper - 0,12 mg/dm³

pH - 5,72

The results of biometry indeces of the two hybrids are show in table 4. It was measured the height of the stem and the length of the central root the plant, irrigated with waste water and distilled water.

The biometry indeces of maize, hybrid Stara at 14th day in cm

Table 4

N	Treatment	Replications									
		1		2		3		4		5	
		r*	s**	r	s	r	s	r	s	r	s
1	Control (distilled water)	14.0	18.1	16.7	22.5	16.1	23.6	14.2	24.7	17.9	22.6
2	Waste water	15.2	24.9	14.7	22.2	15.5	21.1	15.3	23.6	16.8	21.2

*- root

** - stem

The biometry indeces of maize, hybrid Helga at 14th day in cm

Table 5

N	Treatment	Replications									
		1		2		3		4		5	
		r*	s**	r	s	r	s	r	s	r	s
1	Control (distilled water)	14.8	23.5	17.0	25.1	14.1	24.8	14.8	21.9	13.6	22.7
2	Waste water	12.2	26.3	12.8	25.8	12.9	20.8	14.2	22.4	14.8	21.2

*- root

** - stem

All data are computed by analysis of variance. Statistical data processing of the root length indicated significant differences with $p \leq 0.05$.

It was done an attempt to reduce the contamination of waste water. The water was treated with 8% sodium sulphide with quantity of $0,006 \text{ dm}^3/\text{m}^3$.

The treated waste water was analyzed after 24 hours and 48 hours. Table 6 gives trace element analysis for these water samples.

Concentration of heavy metals in treated waste water, mg/dm^3

Table 6

N	Heavy metal	Primary level	After 24 ^h	After 48 ^h
1	lead	1.60	0.70	0.60
2	cadmium	0.72	0.24	0.23
3	zinc	24.20	0.12	0.11
4	copper	0.12	0.06	0.02

In this way could be reduced the heavy metal concentration considerably. The quality of water is nearly within the suggested limits in table 2. The greatest percent change is in zinc and copper. The reduction of lead and cadmium is 3 times. In spite of all irrigation with this kind of water is a problem.

Conclusion

From carried out investigation can be drawn the following conclusions:

1. The waste waters of the Nonferrous Metals Combine-Works, near Plovdiv are significantly contaminated with heavy metals.
2. They are conducted by external open channel to River Tchepelarska, the tributary of River Maritza. The secondary contamination creates ecological problems of rivers.
3. The utilization of waste water for irrigation of maize influences on roots and soil. There are sufficient accumulation of heavy metals in soils.
4. The suggested technological treatment of the waste water with sodium sulphide will improve its quality and became suitable for irrigation.

Bibliography

1. Ayers R. S., D. W. Westcot, 1985, Water quality for agriculture, FAO, Irrigation and Drainage paper, N 29, Rev. 1.
2. Gideon O. et al, 1986, Trickle irrigation of wheat applying renovated wastewater, Water Resource bulletin, vol. 22, N3, pp. 439-446.

3. Maas E. V., 1986, Salt tolerance of Plants, Applied Agricultural research, vol. 1, N 1, pp. 12-26.

Summary

Problems and state of the art of waste waters from lead & zinc production in the region of Plovdiv. The Nonferrous Metals Combine-Works near Plovdiv is an enterprise with 100% state property and is the largest producer of lead and zinc in Bulgaria. In 1961 the Combine was built and began to produce 40 000 t lead and 60 000 t zinc.

Since 1970-1975 the ecological failures have started when the real lead output was considerably increased, but the new installation for purification of gases and waste water are enough for the primary project of 1961. In 1990 there was ecological disaster in the agricultural region around the Combine. Since March, 1992 lead production was limited to 30 000 t yearly by government decree and has began reconstruction of it.

In present study are investigated waste water, which are conducted by external open channel to River Tchepearska, the tributary of River Maritza. Some indices were estimated. The content of lead and cadmium is over permissible level.

The pot trials were carried out with maize (Hybrid Stara and Hybrid Helga), irrigated with waste waters. The results of biometrics indices are analyzed.

Associate Professor Dr. Dimitar Alandjisky
Higher Institute of Agriculture, Department of Agroecology
12 Mendeleev Str., 4000 Plovdiv, Bulgaria