

**ZESZYTY NAUKOWE
UNIWERSYTETU ZIELONOGÓRSKIEGO
NR 136**

INŻYNIERIA ŚRODOWISKA – 16

ZIELONA GÓRA • 2009

REDAKCJA ZESZYTU NAUKOWEGO:

dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

dr hab. Urszula Kołodziejczyk, prof. nadzw.

RADA WYDAWNICZA:

dr hab. Krzysztof Urbanowski, prof. UZ (*Przewodniczący*),

mgr Ryszard Błażyński (*Sekretarz*),

Członkowie: prof. zw. dr hab. inż. Marian Adamski; dr Rafał Ciesielski;

dr hab. inż. Michał Drab, prof. UZ; prof. zw. dr hab., Andrzej Maciejew-

ski; dr hab. inż. Maria Fic, prof. UZ; prof. nzw. dr hab. Beata Gabryś;

dr hab. Bohdan Halczak, prof. UZ; prof. zw. dr hab. Janusz Matkowski;

dr hab. inż. Anna Walicka, prof. UZ; dr hab. Zdzisław Wołk, prof. UZ

Wydano za zgodą J.M. Rektora Uniwersytetu Zielonogórskiego

ISBN 978-83-7481-304-4

Skład komputerowy: dr hab. inż. Andrzej Greinert, prof. nadzw.

Copyright © by Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2009

Copyright © by Authors, Zielona Góra 2009

SPIS TREŚCI

Tytułem wstępu	6
ANDRZEJ GREINERT – Wspomnienie o Profesorze.....	7
ANDRZEJ GREINERT – Gleby obszarów zurbanizowanych – nowe podejście na nowe czasy.....	13
<u>HENRYK GREINERT</u> , ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB – Zmiany zawartości form fosforu oznaczonych w gruntach pokopalnianych z rejonu Łęknicy.....	28
URSZULA KOŁODZIEJCZYK – Zmiana uwarunkowań hydrogeologicznych wskutek eksploatacji węgla brunatnego w zlewni Nysy Łużyckiej.....	37
IRENEUSZ NOWOGOŃSKI, KAROLINA GOLIK – Wykorzystanie rzeczywistych pluwiogramów do modelowania odpływu wód opadowych.....	51
IZABELA KRUPIŃSKA – Przydatność chlorków poliglinu w oczyszczaniu wód podziemnych.....	63
URSZULA KOŁODZIEJCZYK, MICHAŁ CWiAKAŁA – Dynamika wzniosu kapilarnego wody i wodnych roztworów CaCl_2 i NaCl w nasypach drogowych	74
MAREK GAŚIOREK – Oznaczanie zawartości substancji ropopochodnych w wodzie i osadach dennych metodą chromatografii gazowej.....	97
SYLWIA MYSZOGRAJ – Bilans ChZT w procesie fermentacji metanowej na podstawie modelu ADM1	106
MICHAŁ DRAB – Badania związków i wilgotności utworów glebowych powstałych w wyniku działalności przemysłu wydobywczego kruszywa budowlanego	116
BARBARA WALCZAK – Zawartość formy ogólnej i łatwo przyswajalnej miedzi w pyłach drogowych w Zielonej Górze.....	126
ANNA ASANI – Analiza czynników sprzyjających powodziom	136
MAGDA HUDAK – Klasyfikacja obiektów międzynarodowej drogi wodnej E70 dla potrzeb analizy środowiskowej	146
BARBARA JACHIMKO TOMASZ KRUK – Zmiany składu wód podziemnych w otoczeniu meromiktycznego, acidotroficznego zbiornika kopalnianego	157
EWA OGIOŁDA, MAŁGORZATA KOŁOSZYC – Ocena hydrauliczna warunków pracy istniejącej sieci wodociągowej w Krośnie Odrzańskim.....	166
EWA OGIOŁDA SŁAWOMIR ŁAWNICZAK – System odprowadzenia ścieków w elektrowni Turów	176

RAFAL PAZIK, TOMASZ KRASOWSKI, ZYGMUNT LIPNICKI – Analiza współpracy odnawialnych źródeł ciepła z obiegiem silnika cieplnego wykorzystujących niskowrzące czynniki termodynamiczne	184
JAKUB KOSTECKI – Zmiany zawartości kadmu na terenach strefy ochronnej Huty Miedzi Głogów	195
PIOTR ZIEMBICKI – Zastosowanie techniki kondensacyjnej w istniejących instalacjach grzewczych	202

TYTUŁEM WSTĘPU

Inżynieria środowiska to ostatnimi laty dynamicznie rozwijająca się dyscyplina naukowa, zarówno w krajach o ugruntowanej renomie naukowej i wdrożeniowej, jak też pretendujących do tego poziomu. Dzieje się tak za sprawą coraz szerzej akcentowanej dążności społeczeństw do przechodzenia od dyskusji naukowych do czynów – wdrażania wyników badań, jak też zdecydowanego rozszerzania zakresu zainteresowań dyscypliny. W tym ostatnim aspekcie, państwa Europy Zachodniej i Ameryki Północnej ukierunkowują nas na nowe podejście do inżynierii środowiska, jako nauki o technicznym wspomaganiu środowiska przyrodniczego.

Nie znaczy to, że znana sprzed lat wizja „sanitarnej” inżynierii środowiska straciła na znaczeniu. Nadal borykamy się z trudnościami dotyczącymi: infrastrukturalnego uzbrojenia naszych miejsc zamieszkania, pracy i wypoczynku, wyposażenia lokali użytkowych, postępowania z odpadami i ściekami, w końcu z nabierającym na znaczeniu problemem zaopatrzenia mieszkańców naszej planety w wodę pitną i użytkową. W tych dziedzinach naszych zainteresowań dzieje się wiele interesujących, nowych rzeczy, o których warto pisać i mówić oraz które trzeba poznawać dla dobra mieszkańców miast i wsi. Przecież taki jest finalny wymiar przełożenia wydatków ponoszonych na naukę na poprawę życia człowieka naszych i przyszłych czasów.

Inżynieria środowiska to nie „sztuka dla sztuki” – to nauka na usługach ludzi, chcących korzystać z podstawowych zdobyczy cywilizacyjnych: czystej wody, toalety, czystego otoczenia, konstruowanego przy tym zgodnie z zasadą ładu przestrzennego i dającego szansę kolejnym pokoleniom na lepsze życie, w stosunku do obecnego. To wielka odpowiedzialność, której zrozumieniu zawdzięczamy materiał badań, zebrany w tym zeszycie. To wyraz aktywności naukowej na rzecz społeczeństwa, w bardzo różnorodnych odcieniach działania inżynierii ochrony środowiska.

Redaktorzy ZN UZ IŚ

ANDRZEJ GREINERT***WSPOMNIENIE O PROFESORZE**

**PROF. DR HAB. INŻ. HENRYK
GREINERT**

02.10.1934 – 25.11.2009

*Profesor gleboznawstwa, agronomii,
kształtowania środowiska*

Wydział Inżynierii Lądowej
i Środowiska UZ
Zakład Ochrony i Rekultywacji
Gruntów

Profesor Henryk Greinert urodził się 2 października 1934 roku w Iwcu – jednym z miast pięknego pomorskiego regionu Borów Tucholskich. Stopień magistra inżyniera rolnictwa ze specjalnością gleboznawstwo uzyskał w 1960 roku kończąc Wyższą Szkołę Rolniczą w Szczecinie. Aktywność naukowa i nieprzeciętne zdolności Profesora uwidoczniły się już w trakcie studiów – będąc studentem działał w Studenckim Kole Naukowym Gleboznawców, od 1957 roku pracował w Katedrze Gleboznawstwa WSR jako technik, aby już w 1958 roku prowadzić zajęcia jako asystent. Po skończeniu studiów, w roku 1961, awansował na stanowisko starszego asystenta, a po obronie pracy doktorskiej w roku 1966 – adiunkta.

Pracę doktorską zrealizował na temat „Kształtowanie się zawartości i rozmieszczenia kobaltu w ważniejszych glebach Pomorza Zachodniego na tle niektórych ich właściwości”. Tematykę badawczą tego okresu śmiało można nazwać pionierską dla ówczesnego gleboznawstwa polskiego. Badania zawartości

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

i zachowania się mikroelementów w glebach sprawiały wiele kłopotów, tak analitycznych, jak interpretacyjnych. Niezbyt „modne” było także analizowanie zachowania się pierwiastków występujących w glebach, nie rzutujących bezpośrednio na plonowanie roślin. Problematyka kobaltu, jako konstytucyjnego składnika witaminy B₁₂, warunkującej tworzenie się hemoglobiny u zwierząt i ludzi, była de facto zagadnieniem interdyscyplinarnym, do czego przywykliśmy w czasach obecnych – wtedy było to novum.

Poszukując nowych wyzwań na niwie naukowej, jednocześnie dążąc do poznania osiągnięć innych środowisk badawczych, Profesor nie stronił od konfrontacji swoich wyników z osiągnięciami naukowymi innych ośrodków, w tym zagranicznych. W roku 1959 odbył staż naukowy w Obertraubling koło Regensburga (RFN). W latach 1968-69 odbył staż naukowy w Katedrze Gleboznawstwa Michigan State University (USA). Tematem przewodnim stażu było zagadnienie efektywności nawożenia gleb torfowych związkami manganu. Do tej pory jest tam wspominany: „... *he set a high standard, that all who knew him at Michigan State should try to emulate*” (z listu kondolencyjnego z MSU, 12.2009).

Już w roku 1972, Uchwałą Rady Wydziału Rolniczego Akademii Rolniczej w Szczecinie z dnia 26 czerwca, nadano Henrykowi Greinertowi stopień doktora habilitowanego nauk rolniczych w zakresie gleboznawstwa, na podstawie pozytywnej oceny dorobku naukowego i przedstawionej pracy pt. „*Zagadnienie kobaltu w glebach murszowych*”.

Lata siedemdziesiąte XX wieku to kolejny okres poszukiwań. Profesor swoją wiedzę i doświadczeniem wspierał Akademię Rolniczą w Szczecinie, Politechnikę Szczecińską oraz Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Szczecinie. Działał także społecznie, w strukturach Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego oraz Ligi Ochrony Przyrody. Poświęcał dużo czasu na działania zarówno naukowe, jak społeczne (do końca swojego życia nie odmawiał poświęcenia czasu innym). Uznały to województwa szczecińskie i koszalińskie, na których rzecz wówczas pracował, nadając mu w 1971 r. „Odznakę Honorową za Zasługi dla Rozwoju Województwa Koszalińskiego” i w roku 1973 „Odznakę Gryfa Pomorskiego”.

Lata 70-te XX w. to nie były w Polsce proste czasy dla pracy naukowej. Praca naukowa oznaczała liczne wyrzeczenia – jednak dar wiedzy to ogromna odpowiedzialność. Tak właśnie uważał nasz Profesor. W roku 1979 zdecydował się na przeniesienie wraz z rodziną do Zielonej Góry, gdzie podjął pracę w Wyższej Szkole Inżynierskiej. Od samego początku wykazywał ogromną aktywność w kreowaniu nowych kierunków badań naukowych tego młodego wówczas ośrodka naukowego. Wprowadzając zagadnienia gleboznawstwa, ochrony gleb, rekultywacji gleb, chemii rolnej i środowiskowej do dydaktyki i nauki, znacząco rozszerzył spojrzenie na inżynierię środowiska – kierunek działań zgodny z wizją rozwoju zielonogórskiej uczelni. Równolegle prowadził

działania naukowe i popularyzatorskie na płaszczyźnie pozauczelnianej, organizując m.in. Oddział Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego w Zielonej Górze. W roku 1982, na mocy Uchwały Rady Państwa, otrzymał „Złoty Krzyż Zasługi”, natomiast w roku 1984 – „Medal 40-lecia Polski Ludowej”.

W roku 1985 zorganizował Ogólnopolski Zjazd PTG, którego to zaszczytu nie otrzymał wcześniej żaden tak młody oddział. Zapoczątkowało to nową falę badań w dziedzinie ochrony i rekultywacji gleb Środkowego Nadodrza.

Środowisko gleboznawcze zawsze było bliskie Profesorowi Greinertowi – nie tylko z racji zainteresowań zawodowych, ale też z uwagi na Jego otwartość i ustawiczną chęć współpracy z innymi. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze odznaczyło Profesora za Jego postawę i wkład merytoryczny „Złotą Odznaką PTG”.

W opisywanym czasie Profesor współpracował także z przemysłem regionu, m.in. będąc w latach 1986-1990, doradcą ds. ochrony środowiska Dozamet w Nowej Sól.

Henryk Greinert, kierując się koniecznością poszerzania wiedzy na temat rekultywacji gruntów zaburzonych i wskazania praktycznych możliwości jej wykorzystania, jeszcze w latach 80-tych XX w. założył wraz z zespołem doświadczenia polowe, celem przeanalizowania efektywności rekultywacji rolnej i leśnej terenów zdewastowanych przez przemysł wydobywczy. Ten kierunek badań był nowym wyzwaniem, systematycznie rozpoznawanym przez ośrodki naukowe zachodniej Europy i Polski. Prace, stwierdzające wadliwy stan środowiska przyrodniczego i jego elementów w tamtym okresie były często nieprzychylnie odbierane przez władze lokalne i gremia gospodarcze. Miało to w przyszłości owocować zaniedbaniami w sferze rekultywacji gleb.

Długo przyszło czekać Henrykowi Greinertowi na uznanie jego „uczelnianych” działań naukowych, dydaktycznych i organizacyjnych. Akt nadania tytułu profesorskiego podpisał w dniu 29 lipca 1991 roku Prezydent RP – Lech Wałęsa.

Po uzyskaniu tytułu naukowego, badania Profesora i Jego zespołu z roku na rok stawały się coraz bardziej ukierunkowane, czemu sprzyjało powołanie pod kierownictwem Profesora Greinerta Katedry Odnowy Środowiska. Wiele lat starań, zmagania i pracy na płaszczyznach naukowych i administracyjnych uczelni, zaowocowało trwałym włączeniem nauk o glebie w system dydaktyczno-naukowy kierunków studiów: inżynieria środowiska i ochrona środowiska. Jest to niewątpliwie wkład Profesora Henryka Greinerta w naukowy rozwój środowiska zielonogórskiego. W roku 1992 dokonania Profesora dla regionu doceniło już trzecie w Jego karierze województwo, przyznając „Odznakę Honorową za Zasługi dla Rozwoju Województwa Zielonogórskiego”.

Intensywna praca naukowa Profesora sprawiła, że już od lat 90-tych (do chwili obecnej) w Polsce mówi się o zielonogórskiej szkole rekultywacji leśnej. Nawiązał w tym celu trwałą współpracę z Regionalną Dyrekcją Lasów Pań-

stwowych w Zielonej Górze i wieloma innymi instytucjami. Tak swoją drogą, Człowiek ten miał dar zjednywania ludzi, umiejętność wskazywania spraw ważnych a bagatelizowania błahych. To rzadkie przymioty, ze wszech miar godne podkreślenia. Owocna współpraca z leśnikami zielonogórskimi przyniosła efekt w postaci udanej rekultywacji leśnej terenów pokopalnianych w rejonie Łęknicy, gdzie Profesor zawsze wracał z nieukrywaną radością, prowadząc badania niemal do końca swoich dni. Podsumowująca tok badań monografia naukowa autorstwa Henryka Greinerta, Michała Draba i Andrzeja Greinerta pt.: *„Studia nad efektywnością leśnej rekultywacji zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy”* ukazała się zaledwie miesiąc przed Jego śmiercią. To naukowe podsumowanie znaczącej części naukowego życia.



Wracając do końca poprzedniego wieku, w roku 1994, Minister Rolnictwa i Gospodarki Żywnościowej przyznał Henrykowi Greinertowi, jako wyraz Jego zasług, Odznakę „Zasłużony Pracownik Rolnictwa”.

Ostatnim z wyróżnień państwowych Profesora był nadany Mu przez Prezydenta RP w roku 1998 „Krzyż Kawalerski Orderu Odrodzenia Polski”.

Nasz Profesor był między innymi Dyrektorem Instytutu Inżynierii Środowiska WSInż., Dziekanem i Prodziekanem Wydziału Budownictwa i Inżynierii Sanitarnej Politechniki Zielonogórskiej, Dziekanem Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska Uniwersytetu Zielonogórskiego, twórcą i kierownikiem Katedry, potem Zakładu Odnowy Środowiska, w końcu twórcą i kierownikiem Zakładu Ochrony i Rekultywacji Gruntów.

Wielką radość sprawiała Profesorowi praca ze studentami. Przekazywał z pasją swoje bogate doświadczenie. Cenili Go zarówno uczestnicy zajęć, dyplomanci i doktoranci, widząc w osobie Profesora bezgraniczne źródło informacji. Jednak nie tylko wiedzy szukali u Henryka Greinerta – zjednywał On mło-

dych adeptów nauki także swoją cierpliwością i otwartością. Dali temu wyraz w jakże piękny sposób, żegnając swojego Profesora 30.11.2009 roku.



Długo by jeszcze wymieniać osiągnięcia tego wspaniałego Człowieka. Może tylko na chwilę wskazanym jest zatrzymać się nad pracą z uczniami szkół średnich – Profesor przez długie lata był Przewodniczącym Okręgowego Komitetu Olimpiady Biologicznej dla uczniów szkół średnich. Pamiętają o tym nauczyciele i uczniowie regionu. W roku 1990 został uhonorowany za swoją działalność na opisywanej niwie Medalem „Zasłużony dla Szkolnictwa Zielonogórskiego”, a następnie – w roku 1992, przez Ministra Edukacji Narodowej „Medalem Komisji Edukacji Narodowej”.

W efekcie zielonogórskiego fragmentu naukowej drogi Profesora pozostały po Nim 72 pozycje bibliograficzne, w tym 4 monografie naukowe:

- *Podniesienie produktywności gleb lekkich : przewodnik po trasie konferencji terenowej* / Henryk Greinert, Michał Drab, Andrzej Jędrzak, Ireneusz Wróbel; Zielona Góra; Polskie Towarzystwo Gleboznawcze - Oddział Zielonogórski, 1985,
- *Ochrona gleb* / Henryk Greinert; Wyd. 1 i 2; Zielona Góra; Wydaw. PZ, 1998,
- *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego* / Henryk Greinert, Andrzej Greinert; Zielona Góra; Wydaw. PZ, 1999,
- *Studia nad efektywnością leśnej rekultywacji zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy* / Henryk Greinert, Michał Drab, Andrzej Greinert; Zielona Góra; Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, 2009,

8 rozdziałów w monografiach, liczne artykuły w czasopismach i wystąpienia konferencyjne. Był promotorem prac doktorskich i magisterskich, recenzentem na stopnie doktora, doktora habilitowanego i tytuł profesora, wykonywał projekty rozwiązań dotyczących ochrony środowiska na rzecz gospodarki.

Profesor Henryk Greinert przeżył 75 lat, w tym 30 w środowisku zielono-górskim – to krótko – stanowczo za krótko. W tym czasie dał z siebie ogromnie wiele – wiedzę, ciepło, serdeczność, zrozumienie, spokój, szacunek do drugiego człowieka. Takiego Go wszyscy zapamiętamy – jak uśmiechnięty, przechadza się korytarzami naszej Uczelni, przystając przy każdym współpracowniku, aby zamienić choć kilka zdań. Albo, gdy w zabłoconych butach, ze szpadlem i próbkami glebowymi w dłoniach wracał z terenu, zachwycony nowymi spostrzeżeniami, z wyraźnie „naładowanymi akumulatorami”. Jak On kochał badania i zajęcia terenowe ze studentami! – ileż On miał werwy, ile praktycznej wiedzy, jak potrafił patrzeć i widzieć! To dla nas niepowetowana strata – nie będzie już drugiego tak Wielkiego Człowieka w naszych szeregach. W chwilach refleksji i zwątpienia będziemy kierować swoje myśli ku Niemu – On, jak zwykle, nie odmówi nam pomocy – przecież nigdy nie odmawiał.



ANDRZEJ GREINERT***GLEBY OBSZARÓW ZURBANIZOWANYCH –
NOWE PODEJŚCIE NA NOWE CZASY***Streszczenie*

Gleby antropogeniczne stanowią coraz istotniejszą część glebowej pokrywy Świata. Do chwili obecnej istnieją problemy diagnostyczne, klasyfikacyjne oraz interpretacyjne dotyczące gleb obszarów miejskich, przemysłowych i poprzemysłowych oraz komunikacyjnych. Główne powinności wobec wymienionych zadań spoczywają na gleboznawcach, ekologach terenów antropogenicznych oraz gremiach ustanawiających normy i akty prawne. Pilną koniecznością wydaje się na dzień dzisiejszy wpisanie się Polski w wymowę Strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby UE.

Słowa kluczowe: gleby miejskie, definicja gleby, normy prawne wobec gleb, ekologia miast

Wprowadzenie

Zgodnie z klasycznymi poglądami na temat gleby i jej znaczenia, określa się ją jako dobro o określonych walorach produkcyjnych, szczególną uwagę zwracając na zdolność do zaspokajania potrzeb roślin i dalej – wyżywienia zwierząt oraz ludzi. W miarę rozwoju populacji ludzkiej, w tym coraz szerszej ingerencji człowieka w środowisko naturalne, uwagę zwraca się na ekologiczne funkcje gleby oraz te, związane z szeroko pojmowaną działalnością człowieka. Blum w ostatnim dwudziestoleciu XX wieku zaproponował nowe podejście do funkcjonalności gleb, dostrzegając istotne ich walory, wynikające z roli filtra, bufora oraz miejsca transformacji składników, także tych wprowadzanych do środowiska przez człowieka [Blum 1997].

Na nowo określana funkcjonalność gleb prowadzi między innymi do poszukiwania określeń gleboznawczych dla gruntów, nie utożsamianych do tej pory z glebami. Takimi gruntami, których znaczący przyrost obszarowy w ostatnich

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

latach, jest rzeczą bezsporną – są grunty antropogeniczne. Tendencja powiększania się obszarów zajętych przez te – znacznie odbiegające od naturalnie ukształtowanych – utwory, choć obserwowana od zarania dziejów, nabrała niewyobrażalnego wcześniej tempa począwszy od XIX wieku. Nie bez podstaw można obecnie stwierdzić, że w następnych stuleciach przytłaczająca większość gruntów naszej planety będzie w mniejszym lub większym stopniu wykazywała przekształcenia antropogeniczne, a duża część z nich będzie wręcz zawdzięczać swoją genezę działaniom człowieka. Jest to nowa sytuacja w gleboznawstwie, bazującym na definicji gleby jako tworzywa naturalnego, zawdzięczającego swoje powstanie siłom przyrody, przy jedynie modyfikującym znaczeniu człowieka.

Na nowo definiowane są także potrzeby w zakresie utrzymania gleb w należytym stanie, zarówno w odniesieniu do przyrodniczych (powierzchnie prawnie chronione, lasy, pola uprawne), jak pozaprzyrodniczych form zagospodarowania (miasta, tereny przemysłowe, tereny komunikacyjne, tereny zdegradowane podlegające rekultywacji, tereny rekreacyjne i wypoczynkowe).

W pracy ukazano współczesne kierunki działań na niwie poznania, przeciwdziałania degradacji oraz rekultywacji gleb obszarów zurbanizowanych, na tle zmieniających się unijnych i krajowych przepisów prawnych. Wskazano niedostatki, zarówno poznawcze, jak administracyjno-prawne, skutkujące niedostateczną ochroną gleb wykazujących zmiany antropogeniczne o różnym nasileniu i trwałości.

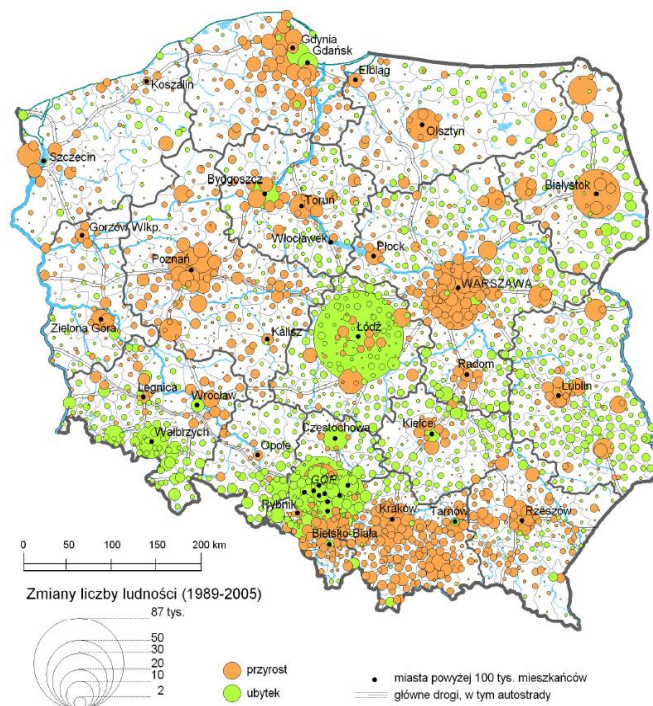
Urbanizacja jako siła sprawcza przekształceń środowiska

Obserwując trend światowy odnoszący się do kształtowania populacji (zgodnie z danymi ESC UN – Economic and Social Council of the United Nations), liczebność w XX w. wzrastała bardzo intensywnie: od ok. 2,5 mld w roku 1960, przez 4,4 mld w roku 1980, aż do ok. 6 mld w 2000. Również w pierwszej połowie XXI w. liczony jest dalszy przyrost liczby ludności: do ok. 8 mld w roku 2025 i 9,3 mld w 2050 [ESC UN 2001].

Ośrodki zurbanizowane i urbanizujące się, wraz z siecią komunikacyjną oraz obszarami przemysłowymi, będącymi w bezpośrednim powiązaniu z nimi, są najbardziej dynamicznie rozwijającymi się środowiskami antropogenicznymi. Na przełomie wieków udział mieszkańców ogółu obszarów zurbanizowanych w całkowitej liczbie ludności Świata osiągnął 50%. Przy tym, niektóre kontynenty odznaczają się zdecydowanie wyższym wskaźnikiem od średniej światowej. Komisja Wspólnot Europejskich, w Komunikacie Komisji do Rady i Parlamentu Europejskiego dotyczącym strategii tematycznej w sprawie środowiska miejskiego [KOM(2005)718], wskazała na obszary miejskie jako znaczący element przestrzeni europejskiej, zamieszkiwany przez 4/5 ludności kontynentu. Jednocześnie zaznaczyła, że z obecnością tych obszarów i ich intensywnym

rozwojem wiążą się poważne problemy dotyczące ochrony środowiska, a w ślad za nimi – istotne skutki dla zdrowia ludzkiego, jakości życia mieszkańców miast oraz wyników gospodarczych samych miast. Ponieważ wszystko wskazuje na utrzymywanie się tendencji wzrostu zaludnienia miast w przyszłości, będą one rozwijać się przestrzennie, zajmując coraz większe obszary. Fakt ten w sposób bezpośredni wpływa i wpływać będzie na powstawanie nowych ekosystemów – antropogenicznych ekosystemów miejskich, ze wszystkimi elementami je tworzącymi.

Polska na tym tle nie dobiega od ogólnej tendencji światowej, aczkolwiek wskaźniki zaludnienia miast nie dościgają jeszcze średniej europejskiej – mieszkańcy miast stanowili na koniec roku 2008 61,1% ogółu ludności kraju [GUS 2009]. Tendencja rozwojowa jest jednak czytelna, zwłaszcza gdy spojrzeć się na zmiany liczby ludności dużych, polskich ośrodków miejskich w latach 1989-2005 (rys. 1).



Rys. 1. Bezwzględne zmiany liczby ludności według gmin, 1989-2005
[Polska Przestrzeń 2007, za Instytutem Geografii i Przestrzennego
Zagospodarowania PAN, na podstawie danych GUS]

Fig. 1. Absolute changes of the people amount in communities, 1989-2005
[Polish Space 2007, after Institute of Geography and Spatial Planning PAS,
on the basis of GUS data]

W ślad za przyrostem ludności miejskiej naszego kraju, podąża rozlewanie się miast na przestrzenie zewnętrzne – efekt *urban sprawl* jest często opisywany w światowej literaturze urbanistycznej oraz w aktach prawnych krajów wysoko rozwiniętych. Czytelne wskazania tego faktu wobec terenu Polski znaleźć można w zapisach planistycznych już istniejących dokumentów oraz celowości tworzenia nowych (tab. 1-2).

Tab. 1. Powierzchnie terenów przewidzianych pod zabudowę mieszkaniową według wskazań studiów gminnych w latach 2005-2007 [GUS 2008]

Tab. 1. Areas providing for housing development, after communities planning studies in the years 2005-2007 [Gus 2008]

Wskaźnik, jednostka miary	Razem			w tym miasta na prawach powiatu		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Powierzchnia terenów przewidzianych pod zabudowę mieszkaniową ogółem, wg studiów gminnych (km ²)	8188,1	7942,2	6917,5	452,7	687,3	729,3
% terenów przewidzianych w studium uwarunkowań do objęcia planami miejscowymi	9,9	9,5	9,1	26,6	57,3	52,1

Uwaga: brak danych dla 643 gmin

Tab. 2. Powierzchnie terenów przewidzianych do zmiany użytkowania według wskazań studiów gminnych w latach 2005-2007 [GUS 2008]

Tab. 2. Areas providing for development changes, after communities planning studies in the years 2005-2007 [Gus 2008]

Wskaźnik, jednostka miary	Razem			w tym miasta na prawach powiatu		
	2005	2006	2007	2005	2006	2007
Powierzchnia terenów przewidziana do:						
odrośnienia km ²	3444	3620	3550	73	98	220
% powierzchni kraju / miast na prawach powiatu	1,1%	1,2%	1,1%	1,0%	1,4%	3,1%
odlesienia (wylesienia) km ²	460,5	335,5	339,2	6,2	2,0	2,3
% powierzchni kraju / miast na prawach powiatu	0,15%	0,11%	0,11%	0,09%	0,03%	0,03%
zalesienia km ²	5462	5553	5223	43	36	32
% powierzchni kraju / miast na prawach powiatu	1,7%	1,8%	1,7%	0,61%	0,51%	0,46%

Uwaga: brak danych dla 500 gmin

Jako efekty oddziaływania miast na środowisko przyrodnicze, zarówno wewnętrzne, jak otaczające, zazwyczaj podaje się:

- zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego, wód powierzchniowych i podziemnych oraz gleb,
- zmianę warunków mikroklimatycznych, w tym: podwyższenie średniej temperatury rocznej, obniżenie wilgotności powietrza przy ogólnym wzroście

zachmurzenia, zacienianie obszarów, zmianę kierunków przepływu mas powietrza i jego prędkości i wiele innych,

- degradację struktury gleb,
- zaburzenia wzrostu i rozwoju roślin przez substancje toksyczne,
- zaburzenia wzrostu i rozwoju zwierząt i ludzi przez substancje przenoszące się w łańcuchu pokarmowym,
- szkodliwe oddziaływanie na organizmy zwierzęce i ludzkie poprzez układ oddechowy,
- uszkodzanie budynków i budowli,
- zaburzenia powodowane przez hałas.

Zmienność antropogeniczna gleb miejskich jest wynikiem szeregu działań człowieka, wpływających na stosunki gruntowo-wodne oraz chemizm gleb, jak:

- zabudowa mieszkalna – forma budynków, użyte technologie, materiały, zagęszczenie budynków na jednostce powierzchni,
- zazielenienie miasta – układ terenów zieleni w mieście, prace wykonywane przy zakładaniu i w trakcie pielęgnacji terenów zieleni,
- industrializacja – umiejscowienie, rodzaj i ukształtowanie otoczenia zakładów przemysłowych, technologie oczyszczania odpadów gazowych, płynnych i stałych,
- komunikacja – przebieg przez teren zurbanizowany, technologia budowy i eksploatacji, utrzymanie zimowe, koncepcja ukształtowania terenów przydrożnych,
- regulacja stosunków wodnych w obszarze miasta – kanalizacja burzowa, osuszanie terenów pod zabudowę, pobór wód z ujęć podziemnych,
- rekultywacja gruntów przekształconych.

Dla miast dynamicznie rozwijających się typowym zjawiskiem jest nasilenie przekształceń mechanicznych gleb i gruntów jako wynik różnorodnych prac budowlanych:

- wykonywania głębokich wykopów budowlanych,
- budowy dróg i mostów (wiaduktów),
- wyrównywania placów itp.

W warunkach niektórych miast, związanych z działalnością wydobywczą surowców skalnych, dochodzą do tego prace związane z wyrównywaniem wyrobisk miejscowych, po licznie występujących na dawnych terenach podmiejskich piaskowniach, żwirowniach, odkrywkach materiałów ilastych oraz kopalniach węgla brunatnego, kamiennego, rud metali, siarki i innych surowców. W wyniku wymienionych prac dochodzi do ingerencji w profil glebowy, prowadzących do jego zmian o różnym natężeniu, od skrócenia profilu glebowego przez usunięcie niektórych warstw i domieszania materiałów obcych (materiałów budowlanych, elementów konstrukcyjnych itp.) aż do całkowitego zniszczenia profilu glebowego włącznie. Tym samym w ośrodkach miejskich notuje się występowanie gleb przekształconych:

- mechanicznie,
- chemicznie,
- hydrologicznie,
- biologicznie.

Przedstawione zmiany w środowisku przyrodniczym skutkują pogarszaniem się warunków życia mieszkańców miast i prowadzenia zrównoważonej gospodarki zasobami komunalnymi. Niepokoi to coraz szersze gremia naukowe, administracyjne i legislacyjne, co znajduje wyraz w naukowej ocenie stanu i funkcjonowania terenów miejskich, a także konstrukcji aktów normatywnych i prawnych.

Naukowe podejście do gleb obszarów zurbanizowanych

Analogicznie do ekosystemów naturalnych, także w ekosystemach antropogenicznych niebagatelne znaczenie należy przypisać glebom – o różnej genezie, morfologii i właściwościach, których jedną z niewielu cech wspólnych jest znajdowanie się pod stałym i intensywnym wpływem działań człowieka. Ich zróżnicowanie nie znajduje analogii w żadnych innych ekosystemach, zarówno pod względem rozmieszczenia przestrzennego (poziomego) jak ukształtowania profilu glebowego (pionowego). Dodatkowo większość z nich to utwory młode, podlegające szeregowi procesów wewnętrznych kształtujących je, w wyniku czego zmienność gleb miejskich jest znaczna także w wymiarze czasowym.

Problematyka gleb i gruntów antropogenicznych jest stosunkowo mało rozpoznana, co wynika głównie z przyjmowanego dotychczas pojęcia gleby i jej funkcji. Obecnie podejmowanych jest wiele kroków w celu uzupełnienia tej luki w naukach przyrodniczych. Wyniki tych działań mają potencjalnie bardzo szerokie możliwości tak teoretycznego jak praktycznego zastosowania. Wymienia się w szczególności znaczenie gleboznawstwa miejskiego i jego różnorodnych sfer zainteresowań jako [Pälchen i wsp. 1994]:

- przyrodniczej nauki podstawowej:
 - systematyka gleb,
 - geneza gleb – rozpoznanie procesów glebotwórczych,
 - geografia gleb – rozmieszczenie gleb i różnorodność regionalna,
 - ekologia gleb – zestawienie właściwości i cech gleb,
 - paleopedologia – badania kopalnych form glebowych,
 - oddziaływanie czynników naturalnych i antropogenicznych na gleby,
 - monitoring gleb,
 - prowadzenie banków prób glebowych,
- nauki stosowanej:
 - w zakresie ekologii:

- ochrona gleb,
- sanitacja gleb,
- element ochrony przyrody i krajobrazu,
- planowanie przestrzenne i utrzymanie porządku przestrzennego,
- planowanie miejsc pochówku – cmentarzy,
- przewidywanie ryzyka w wyniku wystąpienia zanieczyszczenia gleb,
- wykrywanie i stwierdzanie zanieczyszczeń,
- planowanie składowisk,
- planowanie lokalizacji i konstrukcji posadowienia obiektów budowlanych,
- rekultywacja i renaturalizacja obszarów,
- szacowanie wartości (jakości) gleb i prawidłowości lokalizacji produkcji rolnej i leśnej,
- szacowanie możliwości ponownego zagospodarowania terenów poprzemysłowych,
- w zakresie przemysłu i techniki:
 - rozpoznanie technik uprawy gruntów,
 - hydrogeologia i pozyskiwanie wód,
 - jedna z podstaw geologii inżynierskiej,
 - jedna z podstaw budownictwa,
- w zakresie historyczno-genetycznym:
 - datowanie okresów historycznych na podstawie układu warstw glebowych,
 - neogeneza minerałów,
 - możliwość rozpoznania dawnych form krajobrazowych dla danego terenu,
 - stratygrafia – badania rozwoju gleb – gleby kopalne,
 - paleontologia – badania dawnych form życia – biotopy kopalne.
- w ramach ogólnie pojmowanego kształcenia i edukacji.

Do tej pory nie ma jednolitej wykładni dotyczącej definicji gleb miejskich, na co zwrócił uwagę Kosse [2000] w ramach obrad Pierwszej Międzynarodowej Konferencji nt. gleb miejskich, przemysłowych, przydrożnych i pokopalnianych (First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas). Blume [1989] określił je jako powierzchnie przykryte (izolowane), przekształcone gleby o naturalnym użytkowaniu oraz utworzone z materiałów antropogenicznych i z ich domieszaniami, istniejące w obszarach aglomeracji miejskich. Burghardt [1994] za gleby miejskie uznał utwory noszące ślady działalności człowieka, w postaci skrócenia profilu glebowego, składowania materiałów naturalnej i antropogenicznej genezy, wymieszania materiału, a także wprowadzenia substancji ciekłych i gazowych.

Analogicznie do pojęcia gleby, również sformułowanie jej funkcji jest problematyką we współczesnym gleboznawstwie w wielu punktach sporną. Blume

w swoich pracach [1997] stwierdził, że gleby w obszarze miejskim służą głównie jako płaszczyzna do zabudowy. Tym bardziej więc cenne są nieliczne skrawki gruntu odsłoniętego – służącego uprawie roślinności o charakterze ozdobnym. Od stanu gruntu w tych miejscach zależy nie tylko samopoczucie mieszkańców miasta lecz także skuteczność wypełniania przez grunt roli filtra i bioreaktora. Tym samym można też spodziewać się zróżnicowanego działania gleb miejskich w roli zabezpieczenia przed skażeniem wód gruntowych. Stanowienie złożonego reaktora, w którym dokonują się fizyczne, chemiczne i biologiczne procesy przekształcania materii jest szczególną funkcją, zwłaszcza w terenach antropogenicznie zmienionych. Dotyczy to wszystkich elementów składowych, budujących materię glebową, zarówno o endogennym jak egzogennym rodowodzie. Szczególną wagę dla ochrony i rekultywacji antropogenicznego środowiska przyrodniczego ma oczywiście zachowanie się w glebach niepożądanych ich części składowych. Gleby powstające i znajdujące się w obszarach zurbanizowanych podlegają szeregowi specyficznych procesów i posiadają specyficzne właściwości, co przekłada się na modyfikację ich funkcjonalności. Różnice dotyczą między innymi funkcji magazynowania i wymiany składników, zarówno użytecznych jak szkodliwych dla organizmów żywych [Burghardt 1996].

Bardzo istotnymi problemami w opisie funkcjonalności gleb obszarów zurbanizowanych są ich specyficzne cechy:

- silnie ograniczona funkcjonalność w wyniku procesów zasiedleńczych i działalności przemysłowej, przy czym powrót do stanu sprzed ich zadziałania jest często trudny, kosztowny lub niemożliwy do przeprowadzenia
- niestabilność strukturalna i funkcjonalna gleb przekształconych, w wyniku czego mogą one osiągnąć pełnię funkcjonalności w danym kierunku po dłuższym okresie czasu lub zastosowaniu określonych technik uprawowych, budowlanych, bądź rekultywacyjnych,
- wpływ określonego użytkowania gleb danego obszaru na możliwości funkcjonalne gleb obszarów sąsiednich,
- zmienność zagospodarowania przestrzennego obszarów miast, w wyniku czego gleby pełnią zmienne w czasie funkcje, często nie osiągając optimum składu i struktury dla żadnej z nich,
- konflikt między poszczególnymi funkcjami gleb.

Mimo wielu lat badań nad problematyką gleb miejskich jest to ciągle początkujący dział gleboznawstwa. Wynika to ze stosunkowo małej ilości opracowań tematu, zarówno naukowych (klasyfikacja i rozpoznanie właściwości gleb, historia gleb i ich użytkowania) jak użytkowych (kartografia gleb miejskich, ocena stanu gleb). Cały czas większość opracowań skupia się na składzie chemicznym powierzchniowej warstwy gleb, co jest związane z zapotrzebowaniem głównie na tego typu analizy. Ciągle na mapach glebowych ośrodki miej-

skie jawią się jako białe plamy w stosunkowo dobrze rozpoznanym środowisku pozamiejskim.

Strategia ochrony gleb na terenach antropogenicznych

W 1972 roku Rada Europy w dokumencie „*Bodencharta auf die Bedeutung der Böden für den Naturhaushalt*” określiła gleby jako najdroższe i najbardziej warte ochrony dobro ludzkości. Dążeniem gleboznawców doby współczesnej musi być szacowanie tego dobra w jak najszerszym kontekście (również w odniesieniu do terenów znajdujących się pod silną presją człowieka), co zawarte było niewątpliwie w duchu twórców cytowanego sformułowania. Ważnym punktem w upowszechnieniu znaczenia środowiska przyrodniczego w życiu człowieka był także Szczyt Ziemi w Rio de Janeiro w 1992, na którym przyjęto deklarację w sprawie zrównoważonego rozwoju, zmian klimatycznych i różnorodności biologicznej. W roku 1994 ukazała się następnie Konwencja w sprawie zwalczania pustynnienia, bardzo istotna dla ogólnoświatowej koncepcji ochrony gleb.

Na tym tle w różnych państwach były prowadzone prace nad wdrożeniem zasad ochrony gleb do ogólnego systemu ochrony środowiska. Niemcy rozpoczęły prace nad unormowaniem prawnym tej sfery na początku lat 80-tych XX wieku. Przez niemal 15 lat trwały prace koncepcyjne i związane z pozyskaniem ekspertyz środowiskowych dotyczących funkcjonowania i charakterystyk gleb antropogenicznych oraz naturalnej genezy. W roku 1994 opublikowana została tzw. „Lista Berlińska” ujmująca wartości zanieczyszczeń w gruncie. 17. marca 1998 roku Bundestag przyjął ustawę o ochronie gleb (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG). Na jej bazie, Jeszcze w roku 1998 Minister Środowiska, ochrony przyrody i bezpieczeństwa reaktorów (Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) powołał Radę Naukową Ochrony Gleb (Wissenschaftlichen Beirates Bodenschutz – WBB). 12. lipca 1999 roku uchwalono rozporządzenie w sprawie ochrony gleb i depozytów (Bundes-Boden-schutz- und Altlastenverordnung – BBodSchV). W 2002 roku, po raz pierwszy rząd Niemiec przyjął oficjalnie Raport w sprawie ochrony gleb. Również we Włoszech opracowania naukowe (m.in. Milani i in. [1995]) zostały z czasem włączone do prawa stanowionego, aczkolwiek w dużej mierze postanowiono jednak bazować na dokumentach UE (EEC 67/548, EEC 90/517, EEC 91/325, EEC 91/326). W Hiszpanii opracowano Master Plan dla Ochrony Gleb w Autonomicznym Kraju Basków [Martinez i in. 1995, Castillo i Iturrondobeitia 1995]. W Holandii zagadnienia ochrony gleb od początku lat 80-tych XX w. starano się opracować możliwie wszechstronnie i szczegółowo. 20 kwietnia 1993 roku Królowa Holandiin, na wniosek Ministra Mieszkalnictwa, Planowania Przestrzennego i Środowiska, wydała Dekret w sprawie ochrony gleb z uwagi na możliwość

infiltracji (Infiltration (Soil Protection) Decree). W roku 1994 powstała tzw. „Lista Holenderska” – tabela kontrolna do oceny poziomu stężenia szkodliwych substancji w gruncie i wodach podziemnych [NGG 1995]. Tego samego roku napisano Ustawę o ochronie gleb, uchwaloną w roku 1995 (tekst jednolity opublikowano w roku 1996, ostatnia edycja z roku 2006) – Soil Protection Act. Intensywne prace prowadzone były także na kontynencie północnoamerykańskim. Główne zadania w USA wypełniały w tym zakresie USDA (U.S. Department of Agriculture) i NRCS (Natural Resources Conservation Service). Opracowywały one zasady monitoringu, klasyfikacji i opisu stanu gleb, także obszarów zurbanizowanych. Również EPA (U.S. Environmental Protection Agency) ma swój udział w odniesieniu do ochrony gleb, publikując w latach 90-tych XX w. szereg regulacji prawnych, odnoszących się do oceny stanu gleb oraz potrzeb remediacji różnych substancji i związków chemicznych.

Problem ochrony gleb, jako ważnego elementu środowiska przyrodniczego, był w ostatnich latach dyskutowany także na forum unijnym. 16.04.2002 Komisja Wspólnot Europejskich wydała Komunikat: *Ku tematycznej strategii ochrony gleb* (Towards a Thematic Strategy for Soil Protection). 22 lipca 2002 r. została wydana Decyzja nr 1600/2002/WE Parlamentu Europejskiego i Rady ustanawiająca szósty wspólnotowy program działań w zakresie środowiska naturalnego (Dz.U. L 242 z 10.9.2002). Wezwano w niej do opracowania strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby. Po zakrojonej na szeroką skalę debacie, 22.09.2006 r. Komisja Wspólnot Europejskich opublikowała Komunikat Komisji do Rady, Parlamentu Europejskiego, Europejskiego Komitetu Ekonomiczno-Społecznego oraz Komitetu Regionów *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby*. Zwrócono w niej uwagę na fakt, że degradacja gleby stanowi poważny problem w Europie. Wśród powodów jej występowania lub nasilania się wymieniono działalność przemysłową, niekontrolowany rozwój miast i regionów przemysłowych oraz prace budowlane. Działania tego rodzaju wywierają, zdaniem KWE negatywny wpływ na glebę, uniemożliwiając spełnianie przez nią licznych funkcji na korzyść człowieka i ekosystemów. Ich skutkiem jest utrata żyzności, zasobów węgla oraz zmniejszenie różnorodności biologicznej gleby, niższa zdolność do retencji wody, zakłócenia w obiegu gazów i składników odżywczych oraz spowolnienie rozkładu substancji zanieczyszczających. Degradacja gleby wywiera bezpośredni wpływ na jakość wody i powietrza, różnorodność biologiczną i zmiany klimatyczne. Może mieć ona również szkodliwy wpływ na zdrowie mieszkańców Europy i zagrażać bezpieczeństwu żywności i paszy [KOM(2006)231]. Z uwagi na dalszy postęp w rozbudowie obszarów zurbanizowanych, motoryzacji i uprzemysłowieniu należy spodziewać się rozszerzania się zjawisk degradacyjnych wobec gleb. Proponowana przez Komisję strategia opiera się na czterech filarach (p. 4 Strategii):

- utworzenie ramowego prawodawstwa dotyczącego ochrony i zrównoważonego użytkowania gleby, jako cel główny;

- włączenie kwestii ochrony gleby do polityk opracowywanych i realizowanych na poziomie krajowym i wspólnotowym;
- uzupełnienie braków wiedzy w zakresie niektórych zagadnień w dziedzinie ochrony gleby poprzez prowadzenie badań wspieranych przez Wspólnotę oraz krajowych programów badawczych;
- podnoszenie świadomości społecznej w kwestii potrzeby ochrony gleby.

Zapisy Strategii odnoszą się do różnych sfer działania na rzecz ochrony gleb – od monitoringu stanu, poprzez odkrywanie miejsc zanieczyszczonych, świadomą planistykę na obszarach wiejskich i miejskich (podkreślenie wagi walki z uszczelnieniem gruntów!), po działania rekultywacyjne i wspomaganie gleboznawczych prac naukowych oraz propagowanie ich wyników.

W Polsce prace zostały rozpoczęte w podobnym czasie, czego efektem było skonstruowanie licznych ekspertyz naukowych i koncepcji. Najistotniejszym elementem quasi-prawnym (powszechnie wykorzystywanym w ocenach stanu gleb i stosowanym w procedurach administracyjnych) było wykonane przez Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach opracowanie granicznej zawartości metali ciężkich w powierzchniowej warstwie gleb o różnym stopniu zanieczyszczenia (1992), a następnie analogicznych opracowań dla WWA i siarki [Kabata-Pendias 1995]. Zgodnie z klasyfikacją zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, opracowaną przez Instytut Upraw, Nawożenia i Gleboznawstwa w Puławach, wyznaczono sześć stopni zanieczyszczenia gleb metalami ciężkimi, z których kolejne oznaczają:

- 0 stopień – tło geochemiczne – zawartość naturalna;
- I stopień – antropogeniczne podwyższenie zawartości – wykluczona uprawa warzyw przeznaczonych dla dzieci, co jest istotne w terenach miejskich użytkowanych jako ogrody działkowe;
- II stopień – słabe zanieczyszczenie – ograniczone użytkowanie ze względu na możliwość chemicznego zanieczyszczenia roślin o niektóre z upraw ogrodniczych, szczególnie liściowych, jak sałata, szpinak, kalafior;
- III stopień – średnie zanieczyszczenie – warunki narażenia na skażenie wszystkich upraw, w związku z czym zaleca się uprawę roślin przemysłowych i traw nasiennych. W warunkach miejskich oznacza to możliwość na takich glebach założenia trawników oraz rabat ozdobnych i nasadzeń krzewów i drzew, wytrzymałych na skażenie metalami ciężkimi.
- IV stopień – silne zanieczyszczenie – wyłączenie z produkcji przeznaczonej do konsumpcji, zadarnienie lub zadrzewienie oraz inne nasadzenia ozdobne powinny być poprzedzone wapnowaniem, wzbogaceniem kompleksu sorpcyjnego gleby i innymi działaniami rekultywacyjnymi celem zapobieżenia przemieszczaniu się metali ciężkich do wód gruntowych;
- V stopień – bardzo silne zanieczyszczenie – konieczność rekultywacji gleb, poprzedzonej wykonaniem detoksykacji.

Pod koniec lat 90-tych XX w. głośno krytykowano w kraju nieobecność unormowania prawnego odnośnie czystości gleb. Dawało to bowiem nadmierne rozbudowaną dowolność w interpretacji wyników analiz – autorzy opracowań i kręgi decyzyjne odwoływały się, poza opracowaniem IUNG, do różnych zestawień zagranicznych. Doprowadziło to do wydania 9 września 2002 r. Rozporządzenia Ministra Środowiska w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi (Dz. U.02.165.1359 z dnia 4 października 2002 r.). Objęło ono określenie standardów jakości gleby lub ziemi, z uwzględnieniem ich funkcji aktualnej i planowanej, dla następujących grup rodzajów gruntów:

- grupa A: nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy – Prawo wodne, obszary poddane ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody; jeżeli utrzymanie aktualnego poziomu zanieczyszczenia gruntów nie stwarza zagrożenia dla zdrowia ludzi lub środowiska - dla obszarów tych stężenia zachowują standardy wynikające ze stanu faktycznego;
- grupa B: grunty zaliczone do użytków rolnych z wyłączeniem gruntów pod stawami i gruntów pod rowami, grunty leśne oraz zadrzewione i zakrzewione, nieużytki, a także grunty zabudowane i zurbanizowane z wyłączeniem terenów przemysłowych, użytków kopalnych oraz terenów komunikacyjnych;
- grupa C: tereny przemysłowe, użytki kopalne, tereny komunikacyjne.

Gleby obszarów zurbanizowanych, z racji obciążenia licznymi związkami toksycznymi dla organizmów żywych, często przemieszczającymi się i kumulującymi w elementach łańcucha pokarmowego, stwarzają zagrożenie dla środowiska. Stąd też istotnym elementem badań jest określenie potencjalnego i faktycznego ryzyka, związanego z użytkowaniem gruntów i przebywaniem w ich otoczeniu (wtórne pylenie, pobieranie gleby przez bawiące się dzieci itd.). Zwrócili na ten fakt uwagę zarówno twórcy prawa unijnego, jak też poszczególnych państw. Problem uwidocznił się też w prawodawstwie polskim, w postaci zapisów cytowanego wyżej Rozporządzenia Ministra Środowiska RP.

Bieżące działania mają na celu wpasowanie polskiego systemu prawnego oraz tendencji rozwojowych (w zakresie decyzji i prac wpływających na gleby) do zapisów Strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby UE. Rozważany jest też problem konieczności prac nad wydaniem Ustawy o ochronie gleb.

Podsumowanie

Gleby obszarów zurbanizowanych są powszechnie występującym elementem intensywnie urbanizującego się Świata. Z uwagi na ten fakt, niezmiennie istotnym jest dobre rozpoznanie tego elementu środowiska przyrodniczego i jego odrębności wobec gleb naturalnej genezy. W ślad za postępującym roz-

poznaniem, koniecznym jest prowadzenie lobbingu za normalizacją prawną funkcjonowania i ochrony gleb. Jest to tym bardziej zasadne w odniesieniu do intensywności przekształceń antropogenicznych gleb na terenach miejskich oraz wpływu na lawinowo przyrastającą liczbę ludzi, osiedlających się w miastach. Dla zachowania możliwie szerokiej funkcjonalności gleb na tych trudnych obszarach, niezbędne są konkretne zapisy ustawowe.

Literatura

1. ARBEITSGRUPPE BODEN Der Geologischen Landesämter Und Der Bundesanstalt Für Geo-Wissenschaften Und Rohstoffe Der Bundesrepublik Deutschland; Leitung: Pälchen W.; *Boden-kundliche Kartieranleitung. 4. Auflage*; Hannover 1996
2. BLUM W.E.H.: *Agriculture in a sustainable environment, a holistic approach*. Mat. 6 Międzynarodowego Kongresu Agrofizyki. T. 3; s. 373-374. Lublin 1997
3. BLUME H.-P.: *Classification of soils in urban agglomerations*. Catena. Vol. 16, s. 269-275. Catena Verlag 1989
4. BURGHARDT W.: *Classification concept of substrates and soils from urban and industrial sites*. W. J. Van Den Brink, R. Bosmanandf. Arendt (Eds.). *Contaminated Soil '95*, s. 187-188. © Kluwer Academic Publishers 1995
5. CZARNOWSKA K.: *Gleby i rośliny w środowisku miejskim*. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. PAN; t. 418; z.1; s. 111-116, Warszawa 1995
6. ESC UN: *Demographic dynamics and sustainability*. Commission on Sustainable Development acting as the preparatory committee for the World Summit on Sustainable Development Organizational session 30 April-2 May 2001 Report of the Secretary-General. Economic and Social Council E/CN.17/2001/PC/2, 15.03.2001
7. GREINERT A.: *Ökologie und Urbanistik. I. Umgestaltung der Böden der Stadt Zielona Góra*. 3. Polnisch-Deutsche Wissenschaftskonferenz „Ökologie der Grenzregionen”, s.76-81, Gorzów Wlkp.-Łagów 1998
8. GREINERT A.: *Ochrona i rekultywacja terenów zurbanizowanych.*: Wydaw. Politechniki Zielonogórskiej. Monografia 97. Zielona Góra 2000
9. GREINERT A.: *Gleby i grunty miejskie*. W: *Stan środowiska w Zielonej Górze w 1999 roku*. s. 107-117. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Zielona Góra 2000
10. GREINERT A.: *Gleby leśne zielonogórskich lasów komunalnych jako przykład antropogenizacji środowisk wokół-miejskich*. Zeszyty Naukowe PZ, Inżynieria środowiska 10; nr 124; s. 115-124. Zielona Góra 2000

11. GREINERT A.: Zawartość części szkieletowych w powierzchniowych warstwach gleb miejskich jako wskaźnik ich stopnia antropogenicznego przekształcenia na przykładzie miasta Zielona Góra. Zeszyty Naukowe PZ, Inżynieria środowiska 10; nr 124; s. 107-114. Zielona Góra 2000
12. GREINERT A., GREINERT H.: *Ochrona i rekultywacja środowiska glebowego*. Wydaw. Politechniki Zielonogórskiej. Monografia 92. Zielona Góra 1999
13. GUS: *PP-01 Dane za 2007 rok zestawienia zbiorcze według typów gmin i dla województw ogółem*. Badanie „Planowanie przestrzenne w gminach” w ramach „Programu badań statystycznych statystyki publicznej” realizowane przez Ministerstwo Infrastruktury. Warszawa 2008
14. GUS: Powierzchnia i ludność w przekroju terytorialnym w 2009 r., Warszawa 2009
15. HILLER D.A., MEUSER H.: *Urbane Böden*. Springer Verlag 1998
16. KABATA-PENDIAS A. (red.): *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, IUNG. Warszawa 1995
17. KOM(2006)231: *Strategia tematyczna w dziedzinie ochrony gleby*. Rezolucja Parlamentu Europejskiego z dnia 13 listopada 2007 r. w sprawie strategii tematycznej w dziedzinie ochrony gleby (2006/2293(INI)), P6_TA(2007)0504, Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej C 282 E/139, Bruksela 13.11.2007
18. KONECKA-BETLEY K., JANOWSKA E., ŁUNIEWSKA-BRODA J., SZPOTAŃSKI M.: *Wstępna klasyfikacja gleb aglomeracji warszawskiej*. Roczn. Gleb. t. XXXV, nr 2, s. 151-163. PTG Warszawa 1984
19. KOM(2005)718: Komunikat Komisji do Rady i Parlamentu Europejskiego dotyczący strategii tematycznej w sprawie środowiska miejskiego. KWE (Komisja Wspólnot Europejskich) [SEC(2006)16], Bruksela 11.01.2006
20. MAPA „*Odporność gleb na degradację*”. Zakład Ekolog. Podstaw Kształt. Środ. IKŚ 1974
21. NGG (Netherlands Government Gazette) Circular on intervention values for soil remediation; 1995, no. 95
22. POLSKA PRZESTRZEŃ: *Raport o stanie przestrzennego zagospodarowania kraju*. Ministerstwo Budownictwa, Warszawa 2007
23. RADA EUROPY: *Europäische Bodencharta*. Bruksela 1972
24. SIUTA J., *Gleba diagnozowanie stanu i zagrożenia*, IOŚ Warszawa 1995
25. SIUTA J., KUCHARSKA A.: *Wieloczynnikowa degradacja środowiska*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, IOŚ, Warszawa 1996
26. TRZCIŃSKI Wł. (red.): *Systematyka Gleb Polski - wyd. IV*. Roczniki Gleboznawcze. tom XL, nr 3/4, PTG Warszawa 1989

SOILS OF THE URBAN AREAS NEW APPROACH FOR THE NEW TIMES

S u m m a r y

The anthropogenic soils make up the more and more essential part of soil cover of the World. Till present moment the diagnostic, classifying as well as interpretative problems have been noted, which are relating to the soils of urban, industrial, post-industrial and communication areas. The main duties in the face of described problems rest on soil scientists, ecologists of anthropogenic areas, as well as people setting up the norms and legal acts. The urgent necessity of today's time is including Poland to the work in rams of UE thematic strategy for soil protection.

Key words: urban soils, soil definition, legal norms about soils, urban ecology

HENRYK GREINERT, ANDRZEJ GREINERT, MICHAŁ DRAB*

ZMIANY ZAWARTOŚCI FORM FOSFORU OZNACZONYCH W GRUNTACH POKOPALNIANYCH Z REJONU ŁĘKNICY

Streszczenie

Praca opisuje wyniki analiz zawartości fosforu, oznaczonego metodą Egnera-Riehma, w wyciągu 0,1M HCl oraz formy zbliżonej do ogólnej w glebach rekultywowanych hałd pokopalnianych z rejonu Łęknicy. Zawartość oznaczonych form fosforu, z wyjątkiem poziomów wierzchnich, była bardzo niska. Szczególnie niska była zawartość fosforu oznaczonego w wyciągu Egnera-Riehma. Przyczyn tego należy upatrywać w wyjątkowo niekorzystnych właściwościach gruntów, w dużej mierze za sprawą obecności w nich pirytu, silnie zakwaszającego materiał hałdowany.

Słowa kluczowe: fosfor glebowy, rekultywacja leśna, grunty pokopalniane

Wprowadzenie

Grunty terenów pokopalnianych powstałych w wyniku działalności wydobywczej węgla brunatnego byłej kopalni „Przyjaźń Narodów” w rejonie Łęknicy, w województwie lubuskim, charakteryzowały właściwości bardzo niekorzystne dla wzrostu i rozwoju roślin wyższych [Greinert 1988, Greinert i in. 2009]. Materiał zwałowy opisywanych terenów stanowiły przede wszystkim piaski mioceńskie z domieszkami węgla brunatnego i pirytu (FeS_2).

Skład granulometryczny gruntów klasyfikował je do grupy piasku gliniastego lekkiego. W gruntach stwierdzono niską pojemność wodną (poniżej 30%_{wag.}), zawartość substancji organicznej od 1,2 do 6,3%, szeroki stosunek C:N (często powyżej 100:1). Zawartość ogólnych form makroskładników (poza potasem) była niska. Występujący w gruntach piryt powodował bardzo silne ich zakwaszenie (niekiedy poniżej 3,0 pH). Tak silne zakwaszenie mas gruntowych wywierało niewątpliwie wpływ na przemiany w nich składników mineralnych.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Celem niniejszej pracy było wskazanie zmian zawartości różnych form fosforu, oznaczonych w próbkach gruntów pobranych z poziomów i warstw profili glebowych pól nawożonych rekultywacyjnie. Sprawdzono oddziaływanie w tym zakresie zróżnicowanych dawek i kombinacji nawożenia mineralnego, zastosowanego pod uprawę sosny zwyczajnej.

Metodyka badań

Tereny pokopalniane zdecydowano rekultywować w kierunku leśnym. Grunty, po wyrównaniu, zwapnowano wapnem magnezowym, pochodzącym z Huty „Miasteczko Śląskie” w dawce $50 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$ oraz zastosowano mączkę fosforytową w dawce $5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, a następnie posadzono drzewka sosny zwyczajnej.

W roku 1986, na nasadzeniach sosny założono doświadczenia: na polu „A”, na którym występowały sześciolletnie drzewka oraz na polu „B” z drzewkami dwuletnimi. Na obu polach w doświadczeniu zastosowano jednakowe warianty nawozowe, według schematu:

1. kontrola (bez nawożenia)
2. wapno magnezowe – $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$
3. N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
4. N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
5. N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
6. N – $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $320 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
7. wapno magnezowe – $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
8. wapno magnezowe – $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
9. wapno magnezowe – $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, N – $100 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $70 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $160 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
10. wapno magnezowe – $8 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, N – $200 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, P_2O_5 – $140 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, K_2O – $320 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$

Wapno stosowano jednorazowo w listopadzie 1986 roku, pozostałe składniki stosowano wiosną w latach: 1987, 1988 i 1989, w formach:

N – saletry amonowej;

P – superfosfatu pojedynczego;

K – soli potasowej 50%.

Jesienią roku 2004 wykonano odkrywki glebowe na poszczególnych poletkach doświadczalnych. Z profili glebowych pobrano uśrednione próbki gruntu, z głębokości: 0-3 cm, 3-8 cm, 8-15 cm, 15-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm (pole „B”), 50-100 cm (pole „A”). W próbkach oznaczono między innymi zawartość fosforu w wyciągu Egnera-Riehma [Mocek i in. 2000], w wyciągu 0,1M HCl (uniwersalny wyciąg w badaniach amerykańskich) [Page i in. 1982] oraz po spaleniu w wodzie królewskiej [McGrath and Cunliffe 1985]. Uzyskane wyniki

poddano analizie statystycznej, wyliczając współczynniki korelacji kolejności Spearmana.

Wyniki badań

Przeprowadzone badania wykazały, że zawartość oznaczonych form fosforu w profilach glebowych była bardzo niska. Najwięcej fosforu (we wszystkich formach) stwierdzono w poziomach powierzchniowych – ściółki leśnej (0-2, 0-3 cm) oraz zalegających bezpośrednio pod nią (2-4 cm). W próbkach pobranych z głębszych warstw zawartość opisanych form fosforu silnie spadała. Największe spadki zawartości dotyczyły fosforu oznaczonego w wyciągu mleczanowym, stosowanym w metodzie Egnera-Riehma.

Zgodnie z oczekiwaniami, zawartość fosforu zbliżona do ogólnej w badanych gruntach była najwyższa. Dużo mniej stwierdzono fosforu oznaczonego w wyciągu 0,1M HCl (tzw. zapasu glebowego), a najmniej oznaczonego w wyciągu mleczanowym. Średni udział form fosforu, oznaczonego w wyciągu mleczanowym w stosunku do formy zbliżonej do ogólnej kształtował się od około 10 do 20%. Forma fosforu, oznaczona w wyciągu 0,1M HCl, stanowiła średnio od kilkunastu do 60% formy fosforu zbliżonej do ogólnej.

Średnia zawartość wszystkich oznaczonych form fosforu w próbkach gruntu, pobranych z profili pola „B”, z nasadzeniami drzew młodszych, była wyższa niż zawartość analogicznych form z pola „A” – starsze nasadzenia drzew.

Wyniki analiz nie wykazały wyraźnego wpływu następczego zastosowanych przed 18 laty wariantów nawozowych na analizowaną zawartość form fosforu. Jednakże obliczone współczynniki korelacji kolejności Spearmana (r_s) dla zawartości form fosforu (tab. 2) wskazują na podobne zależności pomiędzy nimi w wielu przypadkach. Najwięcej przypadków istotnej zależności stwierdzono pomiędzy zawartością fosforu oznaczonego w wyciągu mleczanowym i w 0,1M HCl w próbkach pobranych z pola „B”. Wykazano tutaj aż 7 na 10 istotnych bądź wysoce istotnych zależności. Najmniej przypadków podobnej zależności stwierdzono pomiędzy zawartością fosforu oznaczonego w wyciągu mleczanowym, a zawartością fosforu zbliżonego do ogólnego w próbkach z pola „A”. Na podkreślenie zasługuje duża ilość istotnych zależności pomiędzy zawartością form fosforu w próbkach pobranych z profili glebowych poletek nawożonych przed 18 laty wariantem Ca + 2NPK (pole „A”) oraz Ca + NPK (pole „B”).

Tab. 1. Zawartość fosforu oznaczonego kolejnymi metodami, w $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ Tab. 1. Phosphorous content determined with following methods, in $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Pole "A" - Field "A"					Pole "B" - Field "B"				
Profil, nawożenie Soil section, fertilizing	Głębokość Depth (cm)	ER	P	PT	Profil, nawożenie Soil section, fertilizing	Głębokość Depth (cm)	ER	P	PT
A1 Kontrola Control	0-3	52	130	584	B1 Kontrola Control	0-2	72	172	800
	3-8	10	26	40		2-4	48	68	480
	8-15	8	9	64		4-6	9	52	110
	15-25	12	18	27		6-15	8	25	85
	25-50	6	15	32		15-25	2	20	70
	50-100	3	8	12		25-50	1	15	35
	średnia (mean)	15,2	34,3	126,5		50-75	3	10	80
A2 Ca	0-2	46	183	246	B2 Ca	średnia (mean)	20,4	51,7	237,1
	2-8	0	55	58		0-2	76	123	530
	8-15	0	19	28		2-6	26	146	250
	15-25	4	31	36		6-15	15	48	65
	25-50	0	9	26		15-25	17	28	80
	50-100	3	14	52		25-50	19	32	70
	średnia (mean)	8,8	51,8	74,3		50-75	10	16	80
A3 NP	0-2	58	199	470	B3 NP	średnia (mean)	27,2	65,5	179,2
	2-8	2	14	126		0-2	148	164	660
	8-15	2	12	50		2-4	54	83	260
	15-25	4	19	30		4-15	20	40	50
	25-50	3	16	25		15-25	15	26	50
	50-100	0	10	20		25-50	19	43	70
	średnia (mean)	11,5	45,0	120,2		50-75	15	26	110
A4 NK	0-3	75	136	236	B4 NK	średnia (mean)	45,2	63,7	200,0
	3-8	4	34	55		0-3	100	144	1240
	8-15	0	25	45		3-8	50	81	540
	15-25	0	25	30		8-15	10	12	50
	25-50	6	25	30		15-25	8	10	50
	50-100	0	23	38		25-50	0	4	50
	średnia (mean)	14,2	44,7	72,3		50-75	11	12	55

A5 NPK	0-3	65	90	444	B5 NPK	średnia (mean)	29,8	43,8	330,8
	3-8	14	22	108		0-2	78	120	530
	8-15	16	18	22		2-4	32	94	550
	15-25	3	13	28		4-8	15	24	125
	25-50	1	13	18		8-15	0	24	110
	50-100	2	12	18		15-25	0	0	90
	średnia (mean)	16,8	28,0	106,3		25-50	0	0	80
A6 2NPK	0-3	88	122	580	B6 2NPK	50-75	1	0	65
	3-8	8	21	44		średnia (mean)	18,0	37,4	221,4
	8-15	4	23	36		0-2	98	172	620
	15-25	6	6	32		2-4	19	28	260
	25-50	3	15	38		4-8	9	21	85
	50-100	1	3	20		8-15	0	3	45
	średnia (mean)	18,3	31,7	125,0		15-25	1	0	40
A7 Ca+NP	0-3	72	147	530	B7 Ca+NP	25-50	0	4	50
	3-8	7	22	36		50-75	0	14	10
	8-15	1	21	25		średnia (mean)	18,1	34,5	157,9
	15-25	4	14	20		0-2	56	160	900
	25-50	3	7	70		2-4	18	46	320
	50-100	3	5	14		4-8	10	14	60
	średnia (mean)	15,0	36,0	115,8		8-15	3	8	110
A8 Ca+NK	0-2	76	96	352	B8 Ca+NK	15-25	1	12	120
	2-8	4	7	14		średnia (mean)	17,6	48,0	302,0
	8-15	0	12	30		0-2	40	76	560
	15-25	4	16	18		2-4	36	82	560
	25-50	4	18	25		4-8	5	38	90
	50-100	4	22	26		8-15	2	2	80
	średnia (mean)	15,3	28,5	77,5		15-25	3	6	60
A9 Ca+NPK	0-2	76	137	486	B9 Ca+NPK	25-50	2	6	75
	2-8	24	22	114		50-75	4	10	80
	8-15	17	44	60		średnia (mean)	13,1	31,4	215,0
	15-25	5	17	18		0-2	52	131	460
	25-50	5	9	26		2-4	52	80	610
	50-100	8	12	18		4-8	9	16	95
	średnia (mean)	22,5	40,2	120,3		8-15	6	9	55

A10 Ca+2NPK	0-3	106	146	594	B10 Ca+2NPK	15-25	2	4	65
	3-8	34	64	122		25-50	2	4	50
	8-15	8	20	38		50-75	2	4	50
	15-25	3	14	20		średnia (mean)	17,9	35,4	197,9
	25-50	5	22	28		0-2	60	80	480
	50-100	8	43	46		2-15	10	16	50
	średnia (mean)	27,3	51,5	141,3		15-25	0	4	70
średnia z pola field mean value		16,5	39,2	107,0		25-50	0	7	50
						średnia (mean)	17,5	26,8	162,5
						średnia z pola field mean value	22,5	43,8	220,4

ER – forma w wyciągu Egnera-Riehma; Egner-Riehm form

P – forma w wyciągu 0,1M HCl; solved in 0,1M HCl

PT – w wodzie królewskiej (forma zbliżona do ogólnej); solved in Aqua Regia (subtotal form)

Tab. 2. Współczynniki korelacji kolejności (r_s) dla zawartości form fosforu

Tab. 2. Spearman correlation factors (r_s) for the phosphorous forms content

nawożenie fertilization	Pole "A" – Field "A"			Pole "B" – Field "B"		
	1x2	1x3	2x3	1x2	1x3	2x3
Kontrola (Control)	0,89*	0,60	0,60	0,89*	1,00**	0,89*
Ca	0,35	0,29	0,83*	0,78	0,69	0,46
NP	0,89*	0,55	0,53	0,95**	0,78	0,83*
NK	0,89*	0,60	0,83*	0,92*	0,52	0,78
NPK	0,78	0,69	0,92*	0,91*	0,52	0,36
2NPK	0,72	0,78	0,83*	0,52	0,86*	0,77
Ca+NP	0,66	0,55	0,66	0,90*	0,60	0,60
Ca+NK	0,29	0,12	0,66	0,95**	0,87*	0,89*
Ca+NPK	0,74	0,94**	0,69	0,98**	0,87*	0,84*
Ca+2NPK	0,86*	0,92*	0,94**	0,85*	0,76	0,40

* zależność istotna ($\alpha=0,05$), important dependence ($\alpha=0,05$)

** zależność wysoce istotna ($\alpha=0,01$), very important dependence ($\alpha=0,01$)

1 – zawartość fosforu wg metody Egnera-Riehma, Egner-Riehm form

2 – zawartość fosforu w wyciągu 0,1M HCl, solved in 0,1M HCl

3 – zawartość zbliżona do ogólnej, subtotal content

Dyskusja wyników

Gleby pokopalniane powstałe w wyniku eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy charakteryzuje bardzo niska zasobność w fosfor. Podobnie niskie wartości w gruntach pokopalnianych były stwierdzane przez Krzaklewskiego i in. [1979] oraz Marcinonis [2002]. Sytuacji w tym zakresie nie poprawiło rekultywacyjne nawożenie mączką fosforytową powierzchni zwałowiska w pierwszej fazie działań. Dawka $5 \text{ Mg} \cdot \text{ha}^{-1}$, zastosowana przed posadzeniem sosen (uzupełniona później nawożeniem superfosfatem), okazała się krótkotrwale regulującą zasobność gruntu. Odnotowano przy tym bardzo słabą zdolność przemieszczania się fosforu w głąb gruntu, czego efektem jest skrajnie niska zasobność głębszych jego partii [Greinert 1988].

Niska zasobność fosforu w formie zbliżonej do ogólnej przekłada się na niską zawartość tego pierwiastka także w formach przyswajalnych dla roślin. Sytuacje pogarszają w tym zakresie bardzo niekorzystne właściwości badanych gruntów, jak: wysoka zawartość glinu i żelaza oraz bardzo niski odczyn. Wymienione warunki potęgują zjawisko retrogradacji, czyli uwsteczniania fosforu, co zmniejsza wydajnie jego biodostępność [Greinert i in. 2009, Krzaklewski i in. 1997, Drab i in. 2005, Spychalski i in. 2005].

Ograniczająco na zjawisko retrogradacji w badanych utworach wpływa materia organiczna, co stwierdzić można w powierzchniowych poziomach kształtujących się profili glebowych. Według Gorlacha i Mazura [2002] oraz Zaujca [2007], substancja organiczna, poprzez możliwość helatowania jonów Al^{3+} oraz Fe^{3+} , zapobiega wytrącaniu się fosforanów żelaza i glinu – trudno rozpuszczalnych w wodzie.

Wnioski

Uzyskane wyniki badań upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

- zawartość oznaczonych form fosforu w badanych gruntach zwałowych była bardzo niska;
- najwięcej fosforu, bez względu na oznaczoną formę, zawierały poziomy powierzchniowe kształtujących się gleb (ściółka leśna);
- najmniejszą zawartość wykazano posługując się wyciągiem Egnera-Riehma, przy tym wyraźnie zmniejszała się ona wraz z głębokością zalegania materiału gruntowego;
- nie stwierdzono znaczącego wpływu następczego nawożenia mączką fosforytową, wykonanego przed 18 laty, na zawartość oznaczanych form fosforu w próbkach gruntowych.

Literatura

1. DRAB M., GREINERT H., GREINERT A.: *Rekultywacja leśna zwałowisk piasków mioceńskich - cz. II: zmiany właściwości materiału glebowego* [W:] II Kongres Inżynierii Środowiska / red. L. Pawłowski, M. Dudzińska, A. Pawłowski. T. 2, (Monografie Komitetu Inżynierii Środowiska PAN; nr 33), Wydaw. Drukarnia LIBERO DUO s.c. Lublin 2005, s. 211-218
2. GORLACH E., MAZUR T.: *Chemia rolna*. PWN Warszawa 2002
3. GREINERT H.: *Charakterystyka właściwości gleb powstałych w wyniku rekultywacji terenów po eksploatacji węgla brunatnego w rejonie Łęknicy*. Zesz. Nauk. WSiInż. 84, Inżynieria Środowiska 4, Zielona Góra 1988, s. 93-103
4. GREINERT H., DRAB M., GREINERT A.: *Studia nad efektywnością leśnej rekultywacji zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy*. Monografia. Ofic. Wyd. Uniwersytetu Zielonogórskiego. Zielona Góra 2009
5. KRZAKLEWSKI W., KOWALIK S., WÓJCIK J.: *Rekultywacja utworów toksycznie kwaśnych w górnictwie węgla brunatnego*. Monografia. AGH Kraków 1977
6. McGRATH S.P., CUNLIFFE C.H.: *A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Ni, Pb, Cr, Co, Mn from soils and sewage sludges*. J. Sci Food Agric, 36, 794-8, 1985.
7. MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P.: *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*. Wyd. AR w Poznaniu, Poznań 2000
8. NIETRZEBA-MARCINONIS J.: *Wpływ rekultywacji leśnej terenów pokopalnianych na wybrane właściwości gleb inicjalnych na przykładzie zwałowiska nadkładu kopalni węgla brunatnego Turów S.A.* praca doktorska; Uniwersytet Zielonogórski, 2006
9. PAGE A.L., MILLER R.H., KEENEY D.R. (Eds.): *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Methods*. American Society of Agronomy/Soil Science Society of America, 323-336, Madison, WI, 1982.
10. SPYCHAŁSKI W., MOCEK A., GILEWSKA M.: *Zawartość form fosforu w glebach wytworzonych z gruntów pogórnich*. [W:] *Obieg pierwiastków w przyrodzie*, red.: Gworek B. Monografia, t. III, Instytut Ochrony Środowiska. Warszawa 2005, s. 120-125
11. ZAUJEC A.: *Funkcje materii organicznej w obiegu związków węgla i żywności gleb*. [W:] *Rola materii organicznej w środowisku*. red.: Gonet S.S., Markiewicz M. PTSH Wrocław 2007

CHANGES OF PHOSPHOROUS FORMS CONTENT IN POST-MINING GROUNDS IN ŁĘKNICA LOCALITY

S u m m a r y

In presented paper the results of phosphorus content in the post-mining grounds from the Łęknica locality, analyzed with the Egner-Riehm method, in 0,1 M HCl extract and subtotal form have been described. The content of appointed phosphorus forms, with except of top horizons, was very low. Phosphorus form content, appointed in the Egner-Riehm extract has been especially low. Causes of this were exceptionally unfavourable proprieties of soils, in large measure caused by the pyrite presence in them, strongly acidifying dumped material.

Key words: phosphorous in soils, forest reclamation, post-mining areas

URSZULA KOŁODZIEJCZYK*

ZMIANA UWARUNKOWAŃ HYDROGEOLOGICZNYCH WSKUTEK EKSPLOATACJI WĘGLA BRUNATNEGO W ZLEWNI NYSY ŁUŻYCKIEJ

Streszczenie

W zlewni Nysy Łużyckiej znajdują się liczne złoża węgla brunatnego. Dotychczasowa eksploatacja tego surowca spowodowała znaczne przekształcenie zasobów środowiska, w tym zmiany hydrogeologiczne, polegające na obniżeniu poziomu wód gruntowych. Mieszkańcy regionu sprzeciwiają się dalszej eksploatacji, zgłaszając sukcesywny ubytek wody w studniach i stepowienie terenów rolniczych, co wyrażają w kolejnych referendach. W związku z planowanym uruchomieniem nowych kopalni w zlewni Nysy Łużyckiej, nieuniknione będą dalsze zmiany środowiska, w tym uwarunkowań hydrogeologicznych. Koniecznością staje się zatem mądre projektowanie inwestycji w aspekcie środowiskowym oraz podejmowanie odpowiednich decyzji na szczeblu międzynarodowym. Tylko efektem takich zintegrowanych działań będzie minimalizacja skutków oddziaływania dalszej eksploatacji węgla brunatnego na środowisko.

Słowa kluczowe: węgiel brunatny, eksploatacja, rekultywacja, hydrogeologia

Wstęp

Gałęzią przemysłu zdecydowanie wpływającą na zmiany stosunków wodnych jest górnictwo odkrywkowe węgla brunatnego, które powoduje znaczne przekształcenia: rzeźby terenu, gleb, mikroklimatu, świata roślin i zwierząt, układu i zasobności sieci hydrograficznej oraz stanu wód podziemnych (zasięgu leja depresji, kierunku przepływu wody). Rozmiar przeobrażeń środowiska naturalnego ma charakter trwały i postępuje wraz z eksploatacją węgla brunatnego. Zakończenie eksploatacji, pomimo rekultywacji wyrobisk i terenów przyległych, nigdy nie przywraca pierwotnego stanu środowiska [Vrbova 1996].

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Na przygranicznych terenach południowo-wschodniej Brandenburgii oraz w południowo-zachodniej Polsce ma miejsce intensywna eksploatacja złóż węgla brunatnego. W dorzeczu Nysy Łużyckiej (o powierzchni 4426 km²) znajduje się kilka złóż węgla brunatnego. Wydobycie surowca po niemieckiej stronie granicy nie jest sprawą nową; pierwsze wzmianki o eksploatacji pochodzą z 1740 r., a na skalę przemysłową wydobycie węgla rozpoczęto tutaj w drugiej połowie XIX w., równoległe z rozwojem przemysłu energetycznego. W XX w. we wschodniej Brandenburgii i Saksonii było czynnych aż 87 kopalń węgla brunatnego, a największe wydobycie w okresie międzywojennym osiągnięto w 1923 roku. Ekstremalne wydobycie w byłym NRD miało miejsce w 1971 r.; węgiel brunatny był wówczas najważniejszym surowcem energetycznym - wytwarzano z niego 83,4% ogółu energii. Po roku 1990 nastąpiła sukcesywna redukcja kopalń i likwidacja brykietowni.

Aktualnie eksploatacja węgla w zlewni Nysy Łużyckiej jest prowadzona w jednej kopalni po stronie polskiej oraz w kilku obiektach po stronie niemieckiej. Wykorzystywane w tym celu zasoby wodne obejmują:

- pobór wody; strona polska 10 m³/s, strona niemiecka 20 m³/s,
- zrzut wody; strona polska 5,5 m³/s, strona niemiecka 8,5 m³/s.

Eksploatacja węgla brunatnego powoduje znaczne przekształcenia środowiska [Kaszelewicz i Ptak 2009, H. Greinert, A. Greinert i Drab 2009]. W celu ograniczenia tych oddziaływań na gospodarkę wodną zlewni Nysy Łużyckiej, w 1993 r. powołano Polsko-Niemiecko Komisję Międzyrządową do Spraw Współpracy Regionalnej i Przygranicznej, której zadaniem było ustalenie stanu faktycznego i prognozy dalszych zmian środowiska oraz wymiaru ewentualnych odszkodowań wynikających z naruszenia stosunków wodnych. Prace komisji - mimo przeciągania w czasie - sukcesywnie osiągały zamierzony efekt; w 2004 r. uruchomiono pobór wód z Nysy Łużyckiej do zalewania zbiornika Berzdorf. Jednocześnie, a ostatecznie rok później, zrezygnowano z przerzutu wód z Nysy Łużyckiej (zlewnia Bałtyku) do wyrobiska pokopalnianego Spreetal (zlewnia Sprewy i Morza Północnego). Uznano bowiem, że przerzut ten jest niezgodny z wymogami Ramowej Dyrektywy Wodnej Parlamentu Europejskiego z dnia 23.10.2000 r. Budzi to poważne zastrzeżenia w kwestii ochrony zasobów środowiska, w tym zmiany bilansów wodnych zlewni, ze wszystkimi konsekwencjami, nawet o zasięgu globalnym.

W aktualnych planach gospodarczych Niemiec przyjmuje się, że na obszarze polsko-niemieckiego pogranicza eksploatowane będą nadal cztery kopalnie: Jähnswalde, Cottbus, Reichwalde i Nochten, a w przyszłości zostanie uruchomionych pięć nowych obiektów, których łącznie wydobycie wyniesie 1,2 mld ton węgla.

Po polskiej stronie rzeki eksploatacja ciągle ogranicza się do kopalni Turów. Dotychczas wydobyto tutaj około 0,8 mld ton węgla. W przyszłości planuje się budowę dwóch kolejnych kopalni w strefie przygranicznej: Gubin i Brody.

Społeczeństwo polskie domaga się, by jednoznacznie uregulować problem eksploatacji węgla brunatnego w rejonie nadgranicznym. Istotą rozstrzygnięcia są odszkodowania dla osób dotkniętych ewentualnym przesiedleniem, zmianą użytkowania gruntów, ubytkiem wód gruntowych i utrudnieniem życia codziennego.

Charakterystyka kopalni węgla brunatnego zlokalizowanych w zlewni Nysy Łużyckiej

W dolinie Nysy Łużyckiej występują liczne złoża węgla brunatnego, wieku miocenńskiego, zawierające około 13 mld ton węgla brunatnego. Ich utworzeniu sprzyjały korzystne warunki sedimentologiczne i klimatyczne, pozwalające na bujną roślinność, która po skompaktowaniu dała początek pokładowi węgla brunatnego. Wskutek zaburzeń głacictektonicznych, jakie miały miejsce w plejstocenie, pokłady węgla uległy pofałdowaniu. W licznych strefach siodłowych strop warstw węglowych zbliżył się do powierzchni terenu i stąd współczesna eksploatacja surowca jest prowadzona metodą odkrywkową w izolowanych soczewkach, zajmowanych przez poszczególne kopalnie. Tereny wydobywcze rozciągają się szeroko na obszarze Łużyc, gdzie zbudowano liczne kopalnie (rys. 1): w tym po stronie niemieckiej – Olbersdorf, Berzdorf, Bärwalde, Reichwalde, Nochten, Cottbus, Jähnswalde (eksploatujące łącznie około 60 mln Mg surowca rocznie) oraz po stronie polskiej – Żary, Łęknica (nieczynne) i Turoszów (gdzie eksploatuje się rocznie około 12 mln Mg węgla).

Kopalnia Olbersdorf

Kopalnia Olbersdorf funkcjonowała w drugiej połowie XX w., a w 1990 r. powiększono ją o kolejny, ostatni obszar. Pod koniec XX w. została zlikwidowana, a wyrobisko zalane wodami rzeki Mandau (lewobrzeżny dopływ Nysy Łużyckiej). Dziś znajduje się tu sztuczny zalew o powierzchni około 400 ha i ciekawe tereny rekreacyjne, w tym: kompleks campingowy, duża plaża, park i trasy rowerowe.

Kopalnia Turów

Polskie dzieje kopalni sięgają 1946 r., kiedy to ówczesna kopalnia „Graniczna” (zwana od 1947 r. kopalnią „Turów”) przeszła na własność Państwa Polskiego. W latach 1958-1965 trwała budowa kopalni. W 1965 r. rozpoczęto wydobycie węgla, głównie na potrzeby Elektrowni Turów (o mocy 2000 MW). W wyniku kolejnych modernizacji stała się nowoczesnym i proekologicznym zakładem; w 2001 r. KBW Turów skreślono z „listy 80-u” najbardziej uciążli-

wych zakładów dla środowiska. Planuje się, że kopalnia będzie funkcjonować do 2040 r., co jednak w dużym stopniu będzie uzależnione od budowy kolejnego bloku energetycznego w Elektrowni Turów (w miejsce przewidzianych do likwidacji trzech bloków). Po zakończeniu eksploatacji węgla, kolejne kilkanaście lat trwać będzie likwidacja kopalni: na zrekultywowanie będzie oczekiwać bowiem wyrobisko końcowe o powierzchni 1740 ha, głębokości 270 m oraz kubaturze 1,9 mld m³. Zgodnie z planem zagospodarowania przestrzennego gminy Bogatynia, uformowane i pokryte lasem zwałowisko powoli wkomponuje się w naturalne otoczenie Gór Izerskich (co częściowo już ma miejsce), natomiast wyrobisko zagospodarowane będzie w kierunku rekreacyjno-wodnym. Zakłada się, że wypełnianie wodą zbiornika pokopalnianego może trwać od 11 do 40 lat [Ubermann 1996], w zależności od proponowanych wariantów:

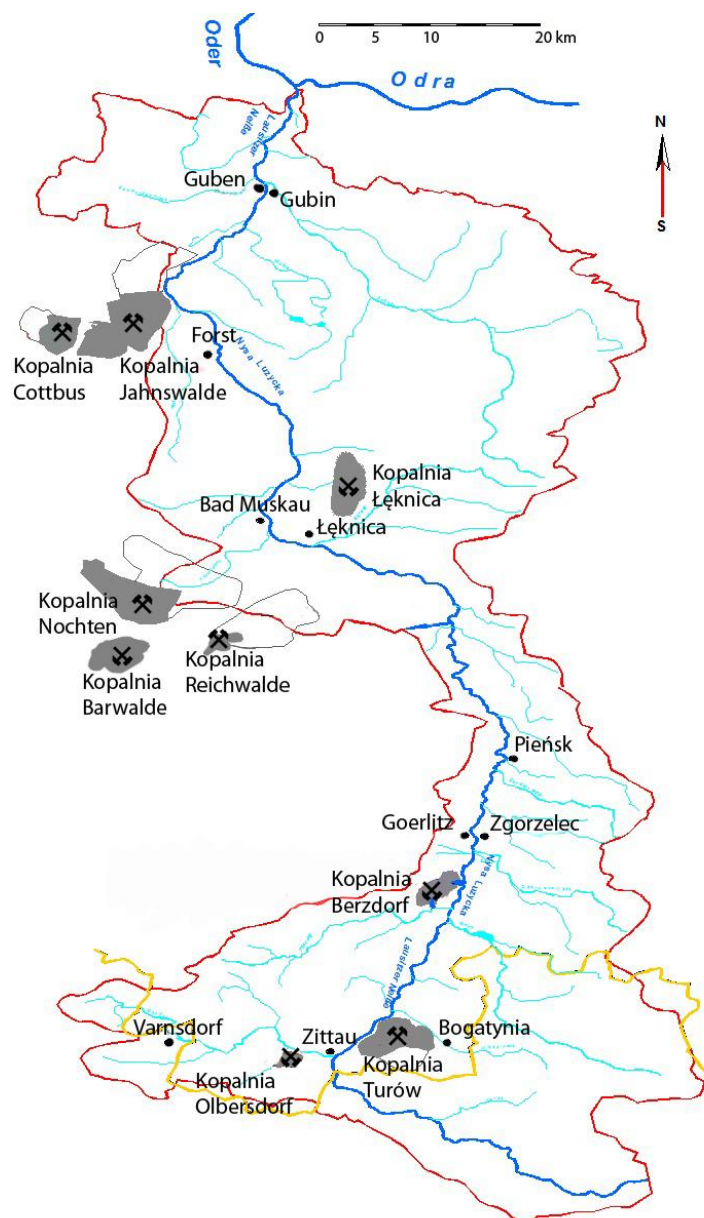
- wariant I, tzw. zachowawczy, zakłada dopływ wody w ilości 1,0 m³/s, przy czym woda pochodzić będzie wyłącznie z dostępnej zewnętrznej zlewni powierzchniowej - czas napełniania zbiornika wyniesie ok. 40 lat,
- wariant II, najbardziej prawdopodobny, zakłada pobór wody z okolicznych cieków w ilości ok. 2,0 m³/s – czas napełniania wyniesie ok. 20 lat,
- wariant III, optymistyczny, zakłada pobór wody z okolicznych cieków w ilości 4,0 m³/s – czas napełniania potrwa ok. 11 lat.

Za najbardziej prawdopodobny należy uznać wariant II, jednakże pod warunkiem zastosowania następujących działań:

- do napełniania zbiornika zostaną skierowane wody z rzeki Nysy Łużyckiej, rzeki Miedzianki i potoku Ślad - dopływu Miedzianki,
- nie będzie uwzględniać się dopływu wód podziemnych z górotworu – będzie on równoważony migracją wód ze zbiornika do otaczającego górotworu,
- pobór z Nysy Łużyckiej będzie się odbywał przy przepływach powyżej 9 m³/s, a warunek ten będzie spełniony przez ok. 150 dni w roku,
- pobór wody z Miedzianki będzie się odbywał przy przepływach powyżej 0,8 m³/s, a warunek ten będzie spełniony statystycznie przez ok. 150 dni w roku.

Wypełnianie tak dużego wyrobiska poeksploatacyjnego w stosunkowo krótkim czasie oraz w istniejących warunkach hydrogeologicznych i hydrologicznych będzie trudne do wykonania. Ponadto - wymagać będzie uzgodnień międzynarodowych z Niemcami i Czechami. Niezbędne jest zatem podjęcie wszelkich działań, jeszcze w czasie funkcjonowania kopalni, zmierzających do zmniejszenia pojemności końcowej wyrobiska oraz do jego zagospodarowania. Stąd też KWB "Turów" przewidziała już w projekcie zagospodarowania złoża nagromadzenie w rejonach przylegających do wyrobiska końcowego około 420 mln m³ nadkładu, który będzie sukcesywnie przemieszczany do wyrobiska w celu jego wypłycenia do rzędnej +120 m n.p.m. Dzięki temu, przyszyły zbiornik wodny będzie posiadał powierzchnię około 17 km² (rzędna lustra wody +225 m n.p.m.), głębokość około 105 m i pojemność około 1,2 mld m³, a oto-

czony będzie zrekultywowanym w kierunku leśnym zwałowiskiem wewnętrznym, o powierzchni 28 km².



Rys. 1. Rozmieszczenie kopalni węgla brunatnego w zlewni Nysy Łużyckiej

Fig. 1. Location of brown coal mines in the Nysa Łużycka catchment

Kopalnia Berzdorf

Eksploatację węgla w kopalni Berzdorf zakończono w 1997 roku, wydobywając łącznie około 320 mln ton surowca. Wyrobisko poeksploatacyjne jest obecnie rekultywowane [Kawicki 2003]. Kluczowym celem rekultywacji jest utworzenie zbiornika „Berzdorfer See”, o objętości 350 mln m³, powierzchni 950 ha i głębokości 70 m, przeznaczonego do celów rekreacyjnych, gospodarczych i ochrony przeciwpowodziowej. Następstwem utworzenia zbiornika ma być odtworzenie systemu cieków wodnych, dzięki czemu w otoczeniu kopalni powstanie system wodny, w znacznym stopniu podlegający samoregulacji. Wody potrzebne do zalania wyrobiska ujmowane są aktualnie z Nysy Łużyckiej (w 161,2 km rzeki Nysy, w miejscowości Deutch-Ossig), rzeki Plisnitz – lewego dopływu Nysy oraz kilku mniejszych cieków [Kołodziejczyk 2009]. Zalewanie zbiornika Berzdorf było planowane przez okres 4-5 lat, co dla uzyskania żądanej objętości zbiornika (350 mln m³) wymagało doprowadzenia 80 mln m³ wody rocznie. Warunkiem koniecznym było jednak zachowanie przepływu minimalnego $Q_{min.} = 13,3 \text{ m}^3/\text{s}$ poniżej ujęcia dla Berzdorf. Obecny stan zalewania zbiornika Berzdorf nie jest tak optymistyczny: ze względu na niski przepływ wody w Nysie Łużyckiej pobór wody jest ograniczony i całkowite napełnienie zbiornika potrwa nieco dłużej (do 2012 r.). Po napełnieniu wyrobiska przewiduje się likwidację ujęcia wody z Nysy Łużyckiej, a stały poziom wody w zbiorniku regulowany będzie przez dopływ z rzeki Pließnitz i innych mniejszych cieków. Ilość wody potrzebna do dopełniania zbiornika wahać się będzie od 0,84 mln m³ (w średnim roku hydrologicznym) do 2,57 mln m³ (w roku suchym). W projekcie przewidziano również możliwość odprowadzania wód ze zbiornika Berzdorf do Nysy w przypadku zagrożenia powodziowego w jego zlewni.

Jak wykazują aktualne obserwacje, w warunkach wody średniej i przy maksymalnie dopuszczalnym poborze wody do zbiornika, następuje obniżenie zwierciadła wody w Nysie (w profilu wodowskazowym Gorlitz) o około 0,05 m. Natomiast obniżenie zwierciadła wód gruntowych osiąga maksymalnie 0,10 m po obu stronach Nysy. Oddziaływanie takie można uznać za nieistotne dla zmiany warunków hydrologicznych i hydrogeologicznych, jednak przy bezwzględny zachowaniu przepływu nienaruszalnego w Nysie Łużyckiej na poziomach: 13,3 m³/s w przekroju Deutch-Ossig i 10,0 m³/s w przekroju Steinbach. Takie uwarunkowanie stanowi bowiem skuteczne zabezpieczenie interesów wodno-gospodarczych i ochrony środowiska w całej zlewni, w tym – interesów ekonomicznych elektrowni wodnych usytuowanych poniżej profilu poboru wody.

Jezioro Berzdorf już istnieje, chociaż nie w wersji ostatecznej. Jest intensywnie wykorzystywane przez żeglarzy, ale staje się również siedliskiem ptactwa, np. bielika i kormoranów oraz ryb. Wokół jeziora biegnie ścieżka rowero-

wa, a osobliwościami są: ścieżka dydaktyczna (dotycząca rekultywacji) oraz muzeum maszyn kopalnianych.

Kopalnia Reichwalde

Kopalnia odkrywkowa Reichwalde w roku 1999 wstrzymała pracę. Planowane jest jednak ponowne uruchomienie eksploatacji, co długoterminowo zabezpieczy zapotrzebowanie odbiorców na węgiel. Po zakończeniu eksploatacji przewiduje się rekultywację wodną.

Kopalnia Bärwalde

Kopalnia nie istnieje już od kilkadziesiąt lat. Wzrost samo wypełniło się wodą i obecnie stanowi sztuczne jezioro Bärwalde. Polski artysta, Jarosław Kozakiewicz, wygrał w 2005 r. konkurs na sposób zagospodarowania terenów poeksploatacyjnych, jakie nadal funkcjonują wokół jeziora; wykorzystując znaną sobie technikę transformacji zaprojektował usypanie z nadkładu byłej kopalni Bärwalde „wielkiego ucha” (o długości 350 m, szerokości – do 250 m i wysokości 18 m). Projekt został zrealizowany, a obecnie trwa kolejny etap rekultywacji – w „uchu” powstaje amfiteatr.

Kopalnia Nochten

Kopalnia węgla brunatnego w Nochten została założona w 1968 roku i jest czynną kopalnią, eksploatującą rocznie 18 mln Mg surowca. Obejmuje obszar o powierzchni około 9 tys. ha. Warstwa węgla brunatnego, o miąższości około 12 m, zalega tutaj na głębokości 40-107 m p.p.t. Eksploatację prowadzi się metodą odkrywkową, po uprzednim zdjęciu nadkładu. Węgiel transportowany jest taśmowo i spalany w elektrowni Boxberg. Wskutek eksploatacji, w promieniu 3-5 km od kopalni, poziom wód gruntowych obniżył się o ok. 40 m. Wodę kopalnianą przepompowuje się do Sprewy (zrzut). Wyeksploatowany fragment kopalni został zagospodarowany w 2002 r. na ogród botaniczny, gdzie na powierzchni 17 ha umieszczono unikalne kompozycje roślin, plac zabaw dla dzieci i ogród wodny. W 2030 roku kopalnia odkrywkowa Nochten zostanie zamknięta. Projekt rekultywacji przewiduje różnorodne zagospodarowanie przekształconej powierzchni: 3 tys. ha otrzyma Bundeswera (jako ekwiwalent za tereny w Reichwalde), na terenie o powierzchni 1 tys. ha powstanie obszar chroniony, obszar o powierzchni 2 tys. ha zajmie zbiornik wodny, a pozostały obszar (3 tys. ha) zostanie objęty gospodarką leśną. Ponieważ wody gruntowe są zbyt kwaśne do rekultywacji, projektowany zbiornik zostanie zalany wodą z sąsiednich rzek.

Kopalnia Łęknica

W rejonie Łęknicy (SW Polska) w okresie od drugiej połowy XIX w. do późnych lat 70-tych XX w. trwała eksploatacja węgla brunatnego [Greinert, Drab i Greinert 2009]. Ze względu na występujące tutaj silne zaburzenia glaciotektoniczne [Gontaszewska, Kraiński i Kołodziejczyk 2007] eksploatacja przebiegała w izolowanych soczewkach. Skutkiem tego jest obecne zbiorowisko wyrobisk poeksploatacyjnych, stanowiące pojezierze antropogeniczne, złożone z ponad stu sztucznie utworzonych zbiorników wodnych, o powierzchni od 0,01 do 20,20 ha, zgromadzonych na obszarze o powierzchni około 420 ha. Wskutek eksploatacji węgla brunatnego doszło tutaj – oprócz wykształcenia licznych zbiorników (pojezierza) – do zmiany stosunków wodnych, w tym – degradacji jakości wody, polegającej m.in. na zakwaszeniu wód powierzchniowych do pH 2,5 oraz wzbogaceniu wód podziemnych w żelazo i siarczany [Kołodziejczyk 2009].

Kopalnia Jähnswalde

Kopalnia Jähnschalde rozpoczęła funkcjonowanie w 1976 r. Rocznie eksploatuje zasoby węgla brunatnego w ilości 13 mln Mg. Woda odpompowywana z kopalni jest wykorzystywana do celów technologicznych w elektrowni Jähnschalde, skąd – po oczyszczeniu – doprowadzana jest do Szprewy. Planuje się zakończenie eksploatacji w 2025 r. i zalanie wyrobiska wodami Szprewy (do 2040 r.).

Kopalnia Cottbus

Kopalnia Cottbus funkcjonuje od 1981 r. Roczne wydobycie przekracza 4 mln Mg. Aktualnie eksploatacja jest prowadzona w wyrobisku Cottbus-Nord. Zakończenie eksploatacji planuje się na 2015 r. Przewiduje się, że wyrobisko poeksploatacyjne zostanie zalane wodą do 2030 r.

Zmiany hydrogeologiczne spowodowane eksploatacją węgla brunatnego

Sytuacja hydrogeologiczna w zlewni Nysy Łużyckiej jest obserwowana za pomocą sieci piezometrów. Urządzenia te można podzielić na dwie grupy:

- piezometry i studnie umiejscowione w dolinie Nysy Łużyckiej, gdzie zmiany poziomu wód wykazują ścisły związek hydrauliczny ze stanami wód powierzchniowych w rzekach i wielkością opadów,

- piezometry, które nie wykazują związku z wodami powierzchniowymi (są umiejscowione na wysoczyznach), a jedynie - z warunkami meteorologicznymi.

Na podstawie systematycznych odczytów, dokonywanych w sieciach piezometrów rozmieszczonych w zlewni Nysy Łużyckiej, stwierdzono znaczne obniżenie poziomu wód spowodowane suszami, co przykładowo miało miejsce w latach 90-tych ubiegłego wieku oraz w latach 2002-2004. Ponadto, w 2001 roku, w ramach ilościowego i jakościowego bilansu wodno-gospodarczego Nysy Łużyckiej, przeprowadzono inwentaryzację 398 studni gospodarczych (tab. 1) stwierdzając, że średnia głębokość studni wynosi 5,6 m, a minimalna 3 m. Jest to jednak zróżnicowane lokalnie, bowiem przykładowo: w Markosicach (22 studnie) średnia głębokość wód gruntowych wynosiła 1,5 m, a minimalna 1,4 m, w Później (21 studni) - średnia głębokość osiągała 4,8 m, a minimalna 2,3 m, w Bukowinie (12 studni) - średnia głębokość osiągała 2,8 m, natomiast minimalna - 1,6 m, natomiast w Żarkach Wielkich (10 studni) - średnia głębokość wynosiła 3,1 m, a minimalna 2,3 m. Wszystkie zbadane studnie ujmują wody gruntowe, a poziom wody uzależniony jest głównie od warunków meteorologicznych, tj. opadów i temperatury. Studnie są jednak zlokalizowane w niewielkiej odległości od Nysy Łużyckiej i stąd podlegają wahaniom stanów wody w rzece, co jest następstwem zarówno czynników meteorologicznych, jak i przepływu wody w rzece (tab. 2).

Tab. 1. Inwentaryzacja studni kopanych, zlokalizowanych w zlewni Nysy Łużyckiej – 2004 r. [IMGW – Wrocław]

Tab. 1. Results of the dug wells inventory, located in Nysa Łużycka catchment – in 2004 [IMGW – Wrocław]

Gmina	Liczba zbadanych studni	Ilość studni, gdzie poziom wody [H] obniżył się o $dH < 5,0$ m	Ilość studni, gdzie poziom wody [H] obniżył się o $dH > 5,0$ m	Nazwa kopalni
Bogatynia	40	2	5	Turów Obersdorf
Zgorzelec	39	1	2	Berzdorf
Pieńsk	30	8	27	Berzdorf
Przewóz	49	17	35	Reichwalde
Trzebiel	40	16	40	Nochten Bärwalde
Brody	83	70	84	Cottbus Jänschwalde
Gubin	119	76	64	Cottbus Jänschwalde

Tab. 2. Przyrost przepływu [m^3/s] na poszczególnych odcinkach Nysy Łużyckiej [IMGW – Wrocław]

Tab. 2. Increase in the flow [m^3/s] on individual sections in Nysa Łużycka catchment [IMGW – Wrocław]

odcinek/miesiąc	I	II	III	IV	V	VI
Porajów-Sieniawka	-1.0	-1.6	-3.6	-0.9	-0.1	+0.5
Przewóz-Klein Bademusel	+1.1	+1.0	0,2	+1.9	+0.9	+0.3
Klein Bademusel-Gubin	+3.7	+3.1	+6.0	+4.5	+3.2	+1.5
odcinek/miesiąc	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Porajów-Sieniawka	+0.5	+0.3	-1.4	-1.1	-2.5	-0.8
Przewóz-Klein Bademusel	-0.3	-1.2	-0.6	-0.1	+2.3	+2.5
Klein Bademusel-Gubin	+1.7	+1.5	+1.1	+0.9	+7.9	+5.6

Ponieważ niemieckie kopalnie węgla brunatnego, a także polska kopalnia „Turów” zbliżają się coraz bardziej do Nysy Łużyckiej (miejscami nawet na odległość do 300-400 m od koryta rzeki), zachodzi obawa o coraz bardziej niekorzystne oddziaływanie tych inwestycji na stosunki hydrogeologiczne w zlewni rzeki. Mimo, iż każdą kopalnię oddziela ekran uszczelniający, zabezpieczający przed infiltracją wód z utworów czwartorzędowych do koryta rzeki, oddziaływanie poszczególnych kopalń staje się coraz bardziej widoczne, co objawia się wytworzeniem leja depresji, sięgającego w głąb terytorium Polski na odległość od 0,8 do ok. 3,0 km. Zmiany te są obserwowane zarówno w poziomach wód podziemnych (czwartorzędowych i trzeciorzędowych), jak i w wodach powierzchniowych płynących.

Największe oddziaływanie na środowisko wodne, spowodowane odwodnieniem kopalń, występuje w gminie Gubin, w rejonie miejscowości Strzegów-Sadzarzewice, gdzie wskutek odwodnienia kopalni Jänschwalde poziom wód czwartorzędowych obniżył się z reguły o 0,6-1,7 m, ale ekstremalnie o 20,0 m (w rejonie Strzegowa), a nawet 51,0 m (w rejonie Gubina). W tym obszarze – oprócz cyklicznego obniżania się zwierciadła wody podziemnej – zauważono również spadek ciśnienia w warstwach wodonośnych (międzywęglowych i podwęglowych). Istotnym problemem w systemie gospodarki wodnej w zlewni Nysy Łużyckiej jest także pobór wody dla wypełnienia wyrobiska po eksploatacji węgla brunatnego w kopalni Berzdorf. Czynnikiem warunkującym ten pobór są ustalenia międzynarodowe w zakresie odpowiedniego przepływu wody

w Nysie Łużyckiej. W ramach tych ustaleń opracowano również bilans wodno-gospodarczy Nysy Łużyckiej i założono sieć monitoringu zerowego, obejmującego: meteorologię, hydrologię, wody podziemne (w tym studnie), wody powierzchniowe, zanieczyszczenia wód, elektrownie wodne i pionowe przemieszczenia obiektów. Po obu stronach Nysy Łużyckiej, na wysokości kopalni Berzdorf, wybudowano dodatkowo piezometry służące do kontroli zmian wód podziemnych w wyniku napełniania zbiornika oraz dwie stacje pomiarowe do analizy przepływów wody w Nysie Łużyckiej, zlokalizowane przed i poniżej ujęcia wody dla Berzdorf. Analogiczne stacje pomiarowe wybudowała także strona niemiecka.

W wyniku podjętych działań ustalono, że:

- poniżej poboru (ujęcia wody) przepływ nienaruszalny powinien być utrzymany na poziomie $13,3 \text{ m}^3/\text{s}$ (w przybliżeniu jest to przepływ średni roczny),
- konieczne jest monitorowanie stanu aktualnego stosunków wodnych i środowiska przyległego terenu do rzeki, który wraz z historyczną bazą danych stanowiłby tło do analiz wyników po uruchomieniu poborów.

Uruchomienie instalacji doprowadzającej wody z Nysy Łużyckiej do wyrobiska poeksploatacyjnego Berzdorf nastąpiło 18 lutego 2004 r. Z badań prowadzonych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, Oddział we Wrocławiu wynika, że w roku 2004 łączna ilość wody pobranej przez stronę niemiecką z Nysy Łużyckiej wyniosła $18,7 \text{ mln m}^3$. Nie stwierdzono, aby pobór wody miał ujemny wpływ na wody podziemne, a obniżanie się poziomu wody w studniach (tab. 1) wynikało ze zmian przepływu wody w rzece i było następstwem czynników meteorologicznych.

Badania jakości wody w studniach przydomowych, w porównaniu z badaniami przeprowadzonymi na Nysie Łużyckiej podczas monitoringu zerowego, nie wykazały zauważalnego pogorszenia się poszczególnych wskaźników. Stężenie azotu całkowitego wzrosło jedynie marginalnie w studniach z wodą użytkową (Sanice, Dobrzyń, Bukowina i Polanowice) oraz dwóch studniach z wodą nieużywaną (Janiszowice, Markosice). Zaobserwowano natomiast pewien przyrost koncentracji żelaza i cynku w niektórych studniach z wodą nieużywaną (Siedlec, Zasięki, Strzegów i Markosice). Stężenia substancji szkodliwych, jakie zanotowano w roku 2004, były jednak porównywalne z wartościami uzyskanymi podczas monitoringu zerowego, co oznacza, że w związku z poborem wód z Nysy Łużyckiej nie nastąpiły żadne nieodwracalne zmiany środowiska wodnego.

W 2005 r. sumaryczny pobór wód z Nysy Łużyckiej oszacowano na ponad 36 mln m^3 . Ciągły pobór odbywał się w okresie od stycznia do kwietnia i wynosił od $1,88 \text{ m}^3/\text{s}$ (w styczniu) do $4,98 \text{ m}^3/\text{s}$ (w marcu). Najwyższe dobowe wielkości poboru odnotowano w drugiej połowie marca (17-31.03.2005), kiedy wysokie przepływy na Nysie Łużyckiej umożliwiały maksymalny pobór wody

(w ilości $10 \text{ m}^3/\text{s}$). W drugim półroczu 2005 r. warunki hydrologiczne uniemożliwiały pobór wody i stąd – praktycznie nie miał on miejsca.

Stały monitoring poboru wody z Nysy Łużyckiej, prowadzony przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej Oddział we Wrocławiu pozwala stwierdzić, że w latach 2004-2005 strona niemiecka korzystała z wód Nysy Łużyckiej do zalewania wyrobiska Berzdorf zgodnie z przyjętym scenariuszem, a więc tylko w okresach, gdy przepływy były wyższe od $Q_{gr} = 13,3 \text{ m}^3/\text{s}$, a jednocześnie pobierała połowę nadwyżki ponad przepływ graniczny Q_{gr} i nie przekraczała maksymalnego poboru w wysokości $10 \text{ m}^3/\text{s}$. Ogółem, strona niemiecka pobrała w latach 2004-2005 bezpośrednio z Nysy Łużyckiej około 55 mln m^3 wody do zalewania wyrobiska Berzdorf. W tym czasie, w zlewni Nysy Łużyckiej miał miejsce długotrwały deficyt opadów, jaki wystąpił w latach 2003-2004, który spowodował obniżenie poziomu wód powierzchniowych i podziemnych oraz głębokie niżówki, będące przejawem suszy hydrologicznej. Obniżenie poziomu wody w studniach gospodarczych (tab. 1) to zatem rezultat suszy, a nie poboru wody z Nysy Łużyckiej przez stronę niemiecką.

W okresie 2005-2008 eksploatacja wód Nysy Łużyckiej nadal nie przekroczyła granicznej wartości $80 \text{ mln m}^3/\text{rok}$ i nie spowodowała ujemnych oddziaływań na środowisko hydrogeologiczne.

Podsumowanie

Wydobycie węgla brunatnego ze złóż węgla zlokalizowanych po polskiej i niemieckiej stronie Nysy Łużyckiej spowodowało nieodwracalne zmiany w środowisku. Skutki tej działalności to głównie zakwaszenie wód (podziemnych i powierzchniowych) oraz obniżenie zwierciadła wód podziemnych. Aktualnie, na polskiej części zlewni rzeki czynna jest jedna kopalnia – KBW Turów w Bogatyni. Obejmuje ona wyżynną część zlewni, gdzie skały słabo przepuszczają wodę, a leje depresyjne mają zasięg lokalny. Natomiast po stronie niemieckiej znajduje się kilka kopalń (nieczynnych oraz nadal eksploatowanych), których leje depresyjne osiągnęły powierzchnię ponad 2000 km^2 . Niemcy sukcesywnie rekultywują zdegradowane obszary, zamieniając nieczynne wyrobiska w jeziora. Proces ten zachodzi przy ścisłej współpracy międzynarodowej, polegającej m.in. na kompleksowym monitoringu. Przykładem jest Jezioro Berzdorf, którego zalewanie rozpoczęło się w roku 2004, a dziś – zamiast dziury w ziemi – widać taflę zbiornika, który docelowo osiągnie powierzchnię 950 ha i zgromadzi 350 mln m^3 wody (niemal tyle co zbiornik Solina).

Wodny kierunek rekultywacji wyrobisk pokopalnianych jest generalnie pozytywny dla środowiska: w trakcie napełniania zbiorników odbudowuje się zwierciadło wody podziemnej we wszystkich poziomach i horyzontach wodonośnych, zwiększa się uwilgotnienie gleb i poprawiają się warunki siedliskowe

roślin. Korzystne jest również oddziaływanie poszczególnych zbiorników na lokalne warunki klimatyczne. Utworzone zbiorniki przyjmują charakter wielofunkcyjny – są wykorzystane do celów retencyjnych (ochrona przeciwpowodziowa i rolnictwo), rekreacyjnych (wioślarstwo, żeglarstwo, sporty motorowodne, wędkarstwo) oraz gospodarczych (rybołówstwo, hydroenergetyka).

W perspektywie trzeba jednak przewidzieć, co stanie się z wodami Nysy Łużyckiej, gdy zaczniemy je eksploatować do zalewania kolejnych wyrobisk, w tym turowskiego (2024 r.), licznych wyrobisk w Niemczech, a następnie – wyrobisk projektowanych po polskiej stronie Nysy Łużyckiej (Gubin i Brody). Czas pokaże, czy umiejętność prognozowania zmian środowiskowych w dorzeczu Nysy Łużyckiej, zdobyta w związku z zalewaniem zbiornika Berzdorf, okaże się sukcesem, czy porażką.

Literatura

1. GREINERT H., DRAB M., GREINERT A.: *Studia nad efektywnością leśnej rekultywacji zwałowisk fitotoksycznie kwaśnych piasków mioceńskich po byłej kopalni węgla brunatnego w Łęknicy*. Oficyna Wydaw. Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2009
2. KASZTELEWICZ Z., PTAK M.: *Condition of the mining and energy sectors based on brown coal and conditionings of their development in Poland*. [W:] *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*. T. 25 z.3 s. 137-152, Warszawa 2009
3. KAWICKI A.: *Postępowanie w sprawie oceny oddziaływania na środowisko w kontekście transgranicznym odnośnie planowanych przez stronę niemiecką przedsięwzięć „Jezioro Berzdorf” oraz „Szprewa i Jezioro Blunoer”*. Problemy Ocen Środowiskowych, nr 1(20), Warszawa 2003
4. KOŁODZIEJCZYK U.: *Hydrological, geological and geochemical conditions determining reclamation of post - mine land in the region of Łęknica*. [W:] *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*. T.25, z.3, s.189-201, Warszawa 2009
5. GONTASZEWSKA A., KRAIŃSKI A., JACHIMKO B., KOŁODZIEJCZYK U.: *Budowa geologiczna i warunki hydrogeologiczne zbiornika antropogenicznego w okolicach Łęknicy (Łuk Mużakowa)*. [W:] *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego. Inżynieria Środowiska* nr 134 (14), s. 33-40, Zielona Góra 2007
6. UBERMAN R.: *Niektóre czynniki warunkujące wybór sposobu zagospodarowania wyrobisk poeksploatacyjnych w górnictwie węgla brunatnego*. Mat. II Międzynarodowego Kongresu Górnictwa Węgla Brunatnego. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Prace Naukowe Instytutu Górnictwa nr 79, seria: Konferencje, Nr 19, Wrocław 1996

7. VRBOVA M.: *Landscape creating after brown coal opencast mining*. Mat. II Międzynarodowego Kongresu Górnictwa Węgla Brunatnego. Oficyna Wydawnicza Politechniki Wrocławskiej. Prace Naukowe Instytutu Górnictwa nr 79, seria: Konferencje, Nr 19, Wrocław 1996

THE CHANGE OF HYDROGEOLOGICAL CONDITIONS DUE TO LIGNITE EXPLOITATION IN NYSA ŁUŻYCKA CATCHMENT

S u m m a r y

There are a lot of brown coal deposits in Nysa Łużycka catchment. Until now their exploitation has caused a substantial changes in natural environment, such as ground water table lowering. The inhabitants of the region oppose further exploitation pointing out the gradual loss of water in wells and degradation of the agricultural land. They expressed it in the successive referenda. In connection with plans of opening new mining plants in Nysa Łużycka catchment further changes in natural environment are inevitable. Wise planning of investments and relevant decisions on international level are being necessary. Only such activities will minimize the influence of lignite exploitation on the environment. The paper describes brown-coal mines located in Nysa Łużycka catchment and their influence on hydrogeological environment.

Key words: lignite, exploitation, reclamation, hydrogeology

IRENEUSZ NOWOGOŃSKI*, KAROLINA GOLIK**

WYKORZYSTANIE RZECZYWISTYCH PLUWIOGRAMÓW DO MODELOWANIA ODPLYWU WÓD OPADOWYCH

Streszczenie

W pracy przedstawiono wyniki analizy obserwacji pluwiograficznych z lat 1985-1986 na terenie miasta Zielona Góra. Wybrane opady o znacznym natężeniu chwilowym zostały wykorzystane do analizy odpływu ze zlewni modelowej. Rezultaty porównano z wynikami uzyskanymi metodami klasycznymi.

Słowa kluczowe: kanalizacja deszczowa, modele symulacyjne

Wstęp

Projektowanie systemów odprowadzania wód opadowych coraz częściej oparte jest o wykorzystanie modeli matematycznych, umożliwiających opis przebiegu zjawiska opad-odpływ w stopniu niedostępnym dla rozwiązań klasycznych.

Podstawowym zagadnieniem przy projektowaniu kanalizacji deszczowej jest ustalenie deszczu miarodajnego do projektowania przekrojów kanałów. Prawidłowe określenie deszczu miarodajnego wymaga określenia charakterystycznych natężeń deszczów, czasów trwania oraz częstości ich występowania. Dane pomiarowe po obróbce statystycznej stanowią materiał wejściowy do procesu wdrażania modeli symulacyjnych, ich kalibracji i wykorzystania. Komputerowe modelowanie przepływów w sieciach kanalizacyjnych pozwala oszacować pojemność retencyjną kanałów i ocenę rezerw ich przepustowości.

Dzięki modelowaniu przepływów można również wyznaczyć prognozowaną częstość zrzutów przez przelewy burzowe oraz wpływ odpływów burzowych na odbiornik.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** absolwentka Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska, kierunek: Inżynieria Środowiska

Materiały i metody

Materiałem badawczym wykorzystanym w opracowaniu były zapisy pluwiograficzne ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej w Zielonej Górze. Zapisy prowadzone były w latach 1985÷1986. Pomiary pluwiograficzne objęły sezon opadowy od 29 IV do 18 X.

Wysokość opadu określano odczytując przyrosty wysokości opadu w częściowych czasach jego trwania. Za podstawę czasową przyjęto przedziały 5- i 10-minutowe. Określając lokalne nachylenie krzywej określano wartość chwilowego natężenia deszczu.

Na podstawie zapisu pluwiograficznego określono:

- czas rozpoczęcia i zakończenia opadu;
- długość czasu trwania opadu;
- łączną wysokość opadu;
- średnie natężenie opadu;
- maksymalne natężenie opadu;
- przerwy między opadami.

Przyjęto założenie, że opady były traktowane jako kolejne, odrębne zjawiska, jeżeli przez 10 min przyrost wysokości opadu był zerowy.

Zlewnia dla której dokonano symulacji odpływu wód opadowych jest zlewnią teoretyczną. Całkowita powierzchnia zlewni wynosi 288 ha. Kanał odprowadzający ścieki deszczowe, o średnicy 1,4÷1,6 m, ułożono ze spadkiem 0,25 %.

Przyjęto następujące parametry zlewni [Rossmann 2005]:

- „szerokość” zlewni jednostkowej - 283,0 m;
- współczynnik szorstkości kanału - $n=0,013$;
- szorstkość zlewni przepuszczalnej - 0,1 mm;
- szorstkość zlewni nieprzepuszczalnej - 0,012 mm;
- współczynnik spływu - 0,25;
- spadek zlewni - 0,25 %;
- retencyjność zlewni przepuszczalnej - 2 mm;
- retencyjność zlewni nieprzepuszczalnej - 1 mm.

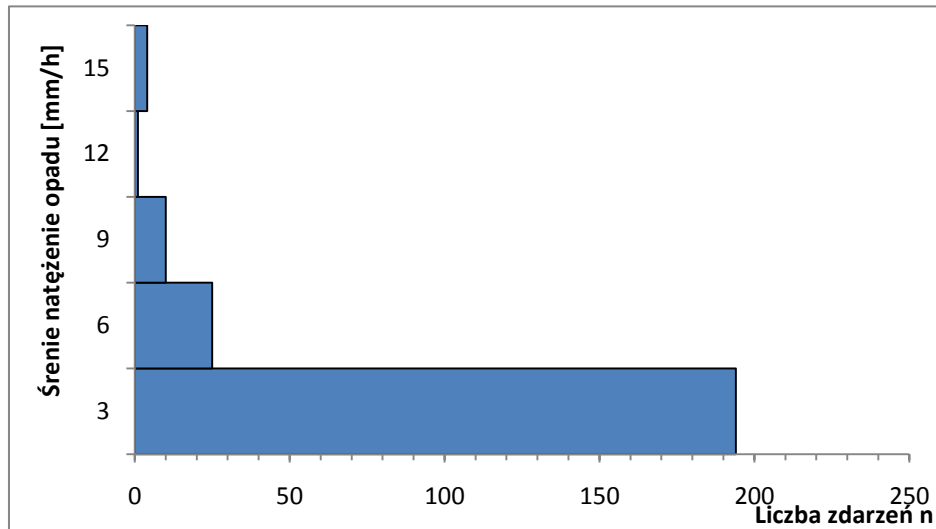
Symulacje wykonano przy użyciu programu EpaSWMM w warunkach niestacjonarnej transformacji opadu w odpływ oraz nieustalonego wolnozmienno-go przepływu ścieków w kanałach.

Wyniki

W analizowanym dwuletnim okresie średnia roczna wysokość opadu wynosiła 283 mm. W analizowanym okresie obserwacyjnym zanotowano łącznie 234 opady – 135 w 1985 roku i 99 w 1986 roku. Średnie natężenie opadu, określone

na podstawie zapisów pluwiograficznych wynosi 1,98 mm/h, natomiast średni czas trwania opadu jest równy 86 min.

Analizę ilości występowania opadów o średnich natężeniach podzielonych na zakresy po 3 mm/h w badanym okresie przedstawia rys. 1.



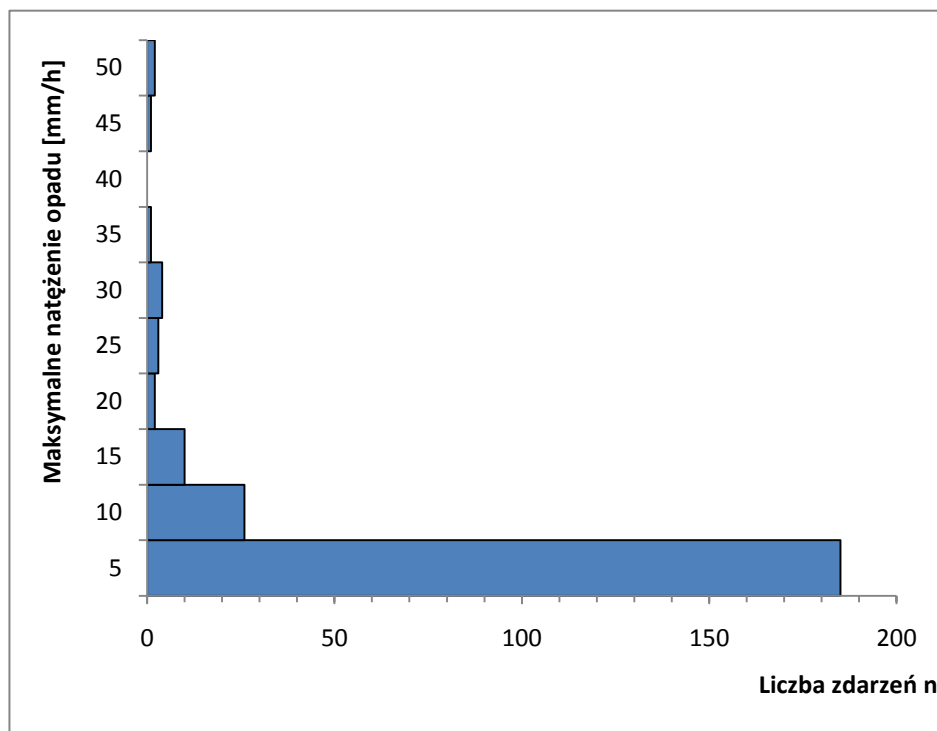
Rys. 1. Wykres średnich natężeń opadów w latach 1985-1986

Fig. 1. Average rainfall intensity for the period 1985-1986

Analiza wartości średnich natężeń opadów wykazała, że:

- wartości średnich natężeń opadów wynoszą od 0,3 do 14,4 mm/h ($0,83 \div 40 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha}$);
- najliczniejszą grupę opadów tworzą opady o średnim natężeniu 0-3 mm/h, które stanowią 82,9% ogólnej liczby opadów;
- opady o średnim natężeniu 3÷6 mm/h stanowią 10,7% ogólnej liczby opadów;
- tylko 4,3% badanej liczby opadów to opady o średnim natężeniu 6÷9 mm/h;
- w zakresie od 9 do 12 mm/h wystąpił tylko jeden opad, którego wartość wyniosła 11,7 mm/h;
- 1,7% liczby opadów ma średnie natężenie większe od 12 mm/h.

Analizę ilości występowania zjawisk o maksymalnych natężeniach podzielonych na zakresy po 5 mm/h w analizowanym okresie przedstawia rys. 2.

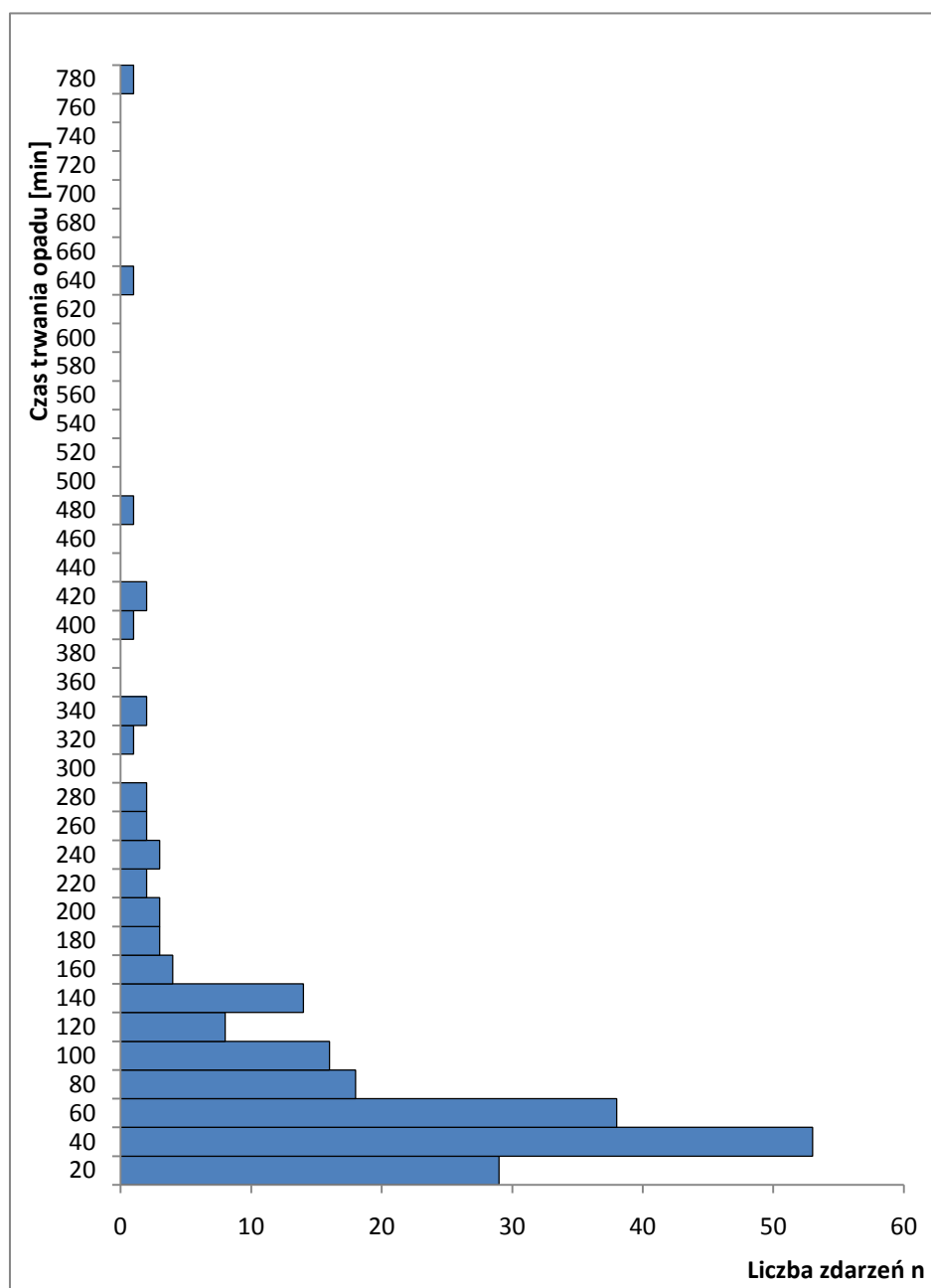


Rys. 2. Wykres maksymalnych natężeń opadów w latach 1985- 1986
 Fig.2. Maximum rainfall intensity for the period 1985-1986

Analiza maksymalnych natężeń opadów wykazała, że:

- wartości maksymalnych natężeń wynoszą od 0,5 mm/h do 48 mm/h ($1,39 \div 133,3 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha}$);
- największa liczba maksymalnych natężeń opadów znajduje się w zakresie $1 \div 5 \text{ mm/h}$, natomiast ich liczebność wynosi 79,0% ogólnej liczby opadów;
- opady znajdujące się w zakresie o natężeniu maksymalnym $5 \div 10 \text{ mm/h}$ stanowią 11,1% ogólnej liczby opadów;
- 4,3% liczby opadów ma maksymalne natężenie w zakresie od $10 \div 15 \text{ mm/h}$;
- opady o maksymalnym natężeniu $15 \div 20 \text{ mm/h}$ stanowią 1,7% ogólnej liczby opadów;
- 1,3% ogólnej liczby opadów znajduje się w przedziale $20 \div 25 \text{ mm/h}$;
- tylko 1,7% badanej liczby opadów to opady o średnim natężeniu $25 \div 30 \text{ mm/h}$;
- najmniejsza liczba maksymalnych natężeń opadów znajduje się w przedziale od 30 do 45 mm/h. Stanowi ona 0,8% ogólnej liczby opadów.

Analiza czasów trwania opadów w badanym okresie przedstawia rys. 3.



Rys. 3. Wykres czasów trwania opadów w latach 1985-1986

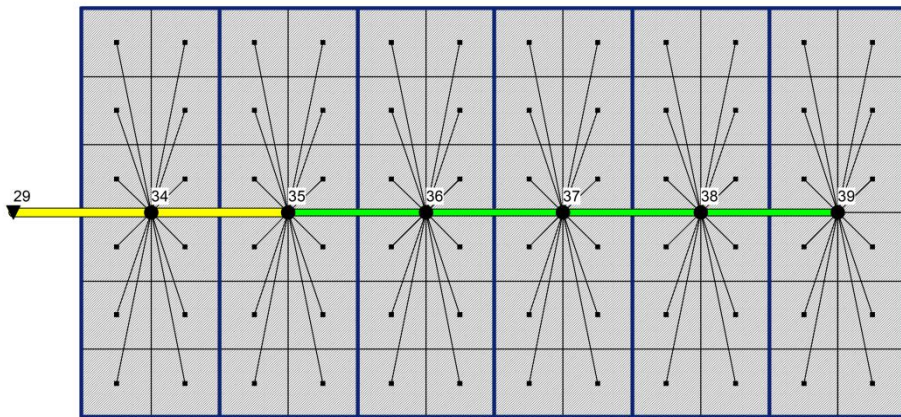
Fig. 3. Rainfall times in period 1985-1986

Przeprowadzona analiza wykazała, że:

- czas trwania opadów wynosi od 10 do 770 min;
- czas trwania 75,5% zanotowanych opadów nie przekroczył 100 min;
- czas trwania 24,5% badanych opadów przekraczał 100 min;
- największa liczba opadów to opady o czasie trwania od 20 do 40 min;
- średni czas trwania opadów wynosi 86 min.

Analiza przeprowadzona została przy użyciu programu Epa SWMM. Do programu wprowadzono wartości parametrów zlewni oraz informacje dotyczące przebiegu zjawiska opadowego. Analizę przeprowadzono w oparciu o trzy pomiary opadów atmosferycznych. W wariancie pierwszym przyjęto do obliczenia modelu zlewni opad z dnia 12.08.1985 o maksymalnym natężeniu 42 mm/h ($116,7 \text{ dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$) i czasie trwania 90 min. W drugim wariancie do obliczeń przyjęto opad z dnia 22.08.1985 o natężeniu 48 mm/h ($133,3 \text{ dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$) i czasie trwania 100 min. W trzecim wariancie do analizy przyjmowano opad z dnia 14.05.1986. Maksymalne natężenie tego opadu wynosiło 48 mm/h ($133,3 \text{ dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$), natomiast czas trwania wynosił 90 min. Na odcinku od węzła 39÷35 założono kanał kołowy o średnicy 1,4 m, na odcinku 35÷29 kanał kołowy o średnicy 1,6 m (rys. 4).

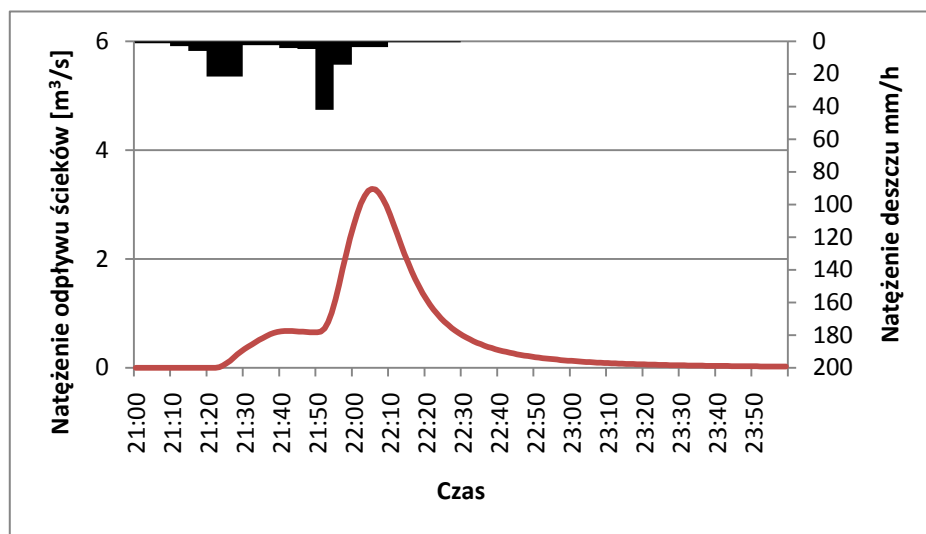
Na podstawie obliczeń wyznaczano napełnienie oraz przepływ w sieci kanałów, wywołany obliczonym odpływem wód deszczowych ze zlewni.



Rys. 4. Schemat zlewni modelowej

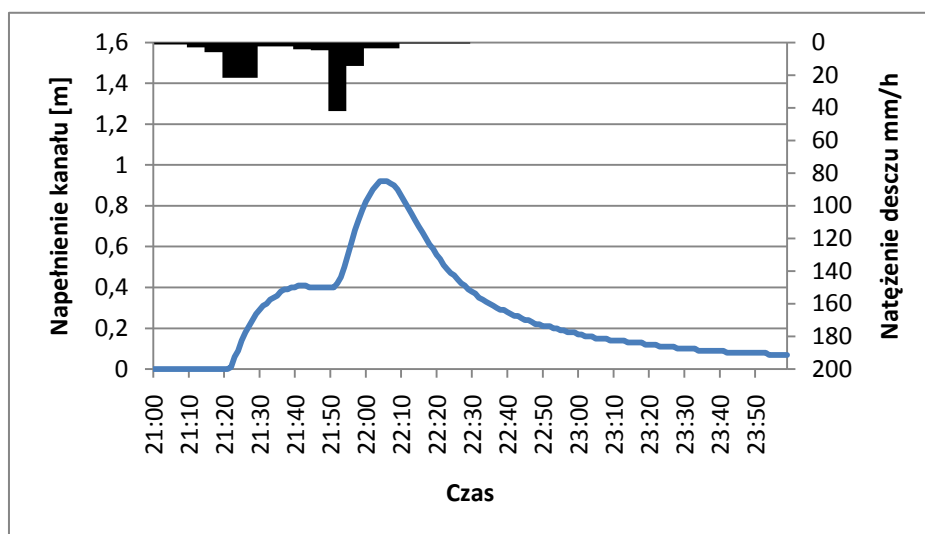
Fig. 4. Theoretical catchment

Wyniki symulacji odpływu uzyskane w oparciu o opad z dnia 12.08.1985 przedstawiają rys. 5 i 6.



Rys. 5. Odpływ wód opadowych dla deszczu z dnia 12.08.1985

Fig. 5. Estimated flows at the outlet – 12.08.1985



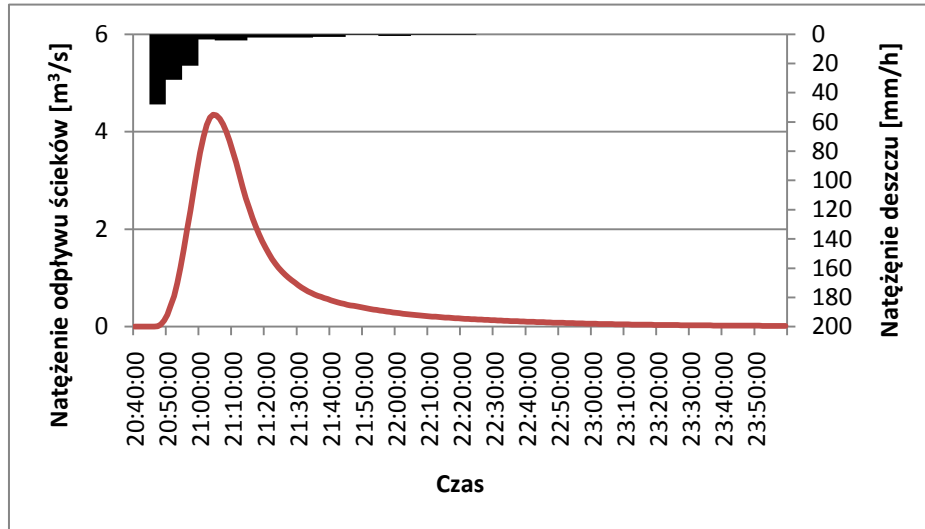
Rys. 6. Napełnienie kanału dla opadu z dnia 12.08.1985

Fig. 6. Water level at the outlet – 12.08.1985

W rezultacie uzyskano następujące wartości charakteryzujące odpływ:

- maksymalne natężenie odpływu wynosi $3289,5 \text{ dm}^3/\text{s}$, a maksymalne napełnienie kanału przy wylocie wynosi 92 cm;
- maksymalny odpływ ścieków występuje 125 minut po rozpoczęciu opadu,
- średnia wartość napełnienia kanału wynosi 27 cm.

Wynik symulacji zjawiska opad – odpływ w oparciu o opad z dnia 22.08.1985 r. przedstawiają rys. 7 i 8.

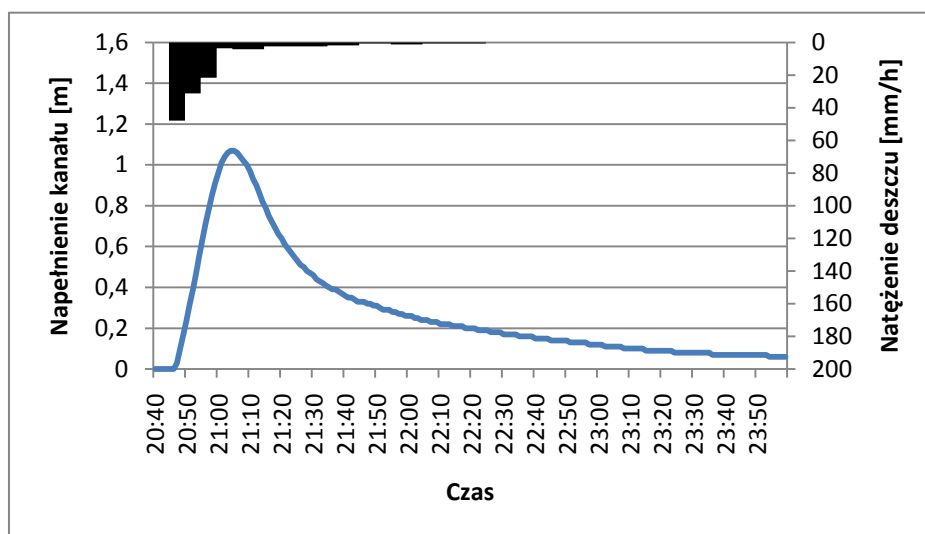


Rys. 7. Odpływ wód opadowych dla opadu z dnia 22.08.1985

Fig. 7. Estimated flows at the outlet – 22.08.1985

Na podstawie rys. 8 można stwierdzić, że:

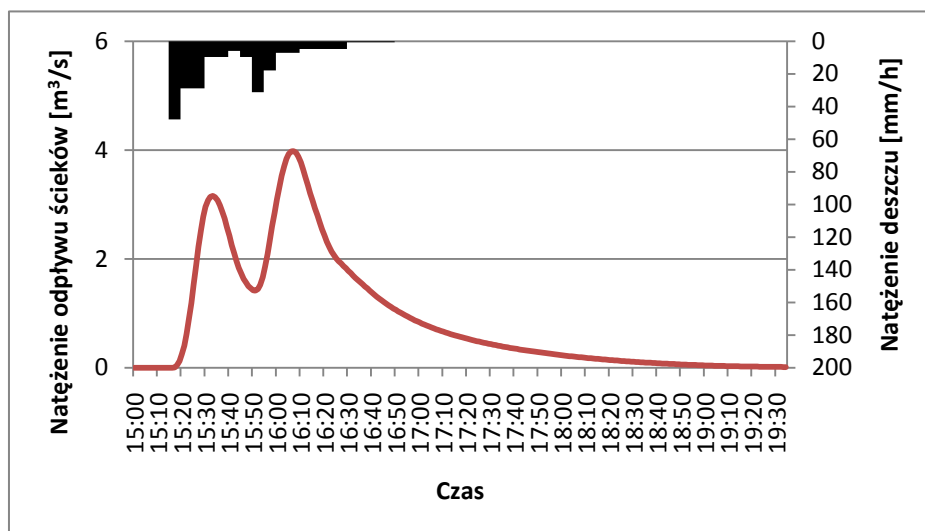
- maksymalne natężenie odpływu wynosi $4348,78 \text{ dm}^3/\text{s}$, a maksymalne napełnienie kanału przy wylocie wynosi 107 cm;
- maksymalny odpływ ścieków występuje 19 minut po rozpoczęciu opadu,
- średnia wartość napełnienia kanału wynosi 29 cm.



Rys. 8. Napełnienie kanału dla opadu z dnia 22.08.1985

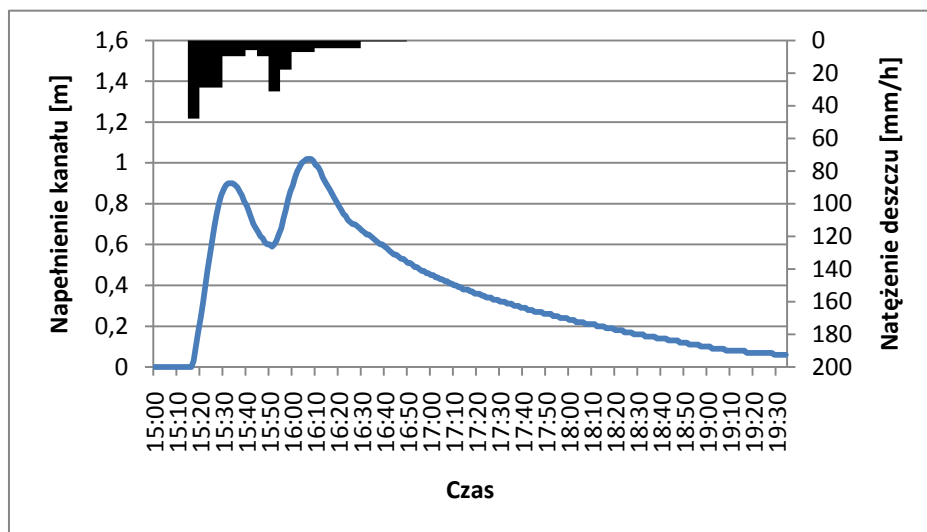
Fig. 8. Water level at the outlet – 22.08.1985

Na rys. 9 i 10 przedstawiono wynik symulacji zjawiska opad – odpływ w oparciu o opad z dnia 14.05.1986 r.



Rys. 9. Odpływ wód opadowych dla opadu z dnia 14.05.1986

Fig. 9. Estimated flows at the outlet – 14.05.1986



Rys. 10. Napełnienie kanału dla opadu z dnia 14.05.1986

Fig. 10. Water level at the outlet – 14.05.1986

Analiza krzywej zmian napełnienia kanału wykazała, że:

- maksymalne natężenie odpływu wynosi $3981,9 \text{ dm}^3/\text{s}$, maksymalne napełnienie kanału przy wylocie wynosi 102 cm;
- maksymalny odpływ ścieków występuje 52 minuty po rozpoczęciu opadu,
- średnia wartość napełnienia kanału wynosi 40 cm.

Dyskusja wyników

W badanym okresie zanotowano największą liczbę dni z opadem o małym natężeniu. W całym dwuleciu zanotowano 194 deszcze, których średnie natężenie było niższe od 3 mm/h . Analizując poszczególne miesiące stwierdzono, że największa liczba opadów występowała w maju i w sierpniu roku 1985. Natomiast w roku 1986 największa liczba opadów wystąpiła w maju oraz w lipcu. Czas większości zanotowanych deszczów był krótszy od 100 min. Do dalszej analizy wybrano opady, które maksymalnie obciążają system kanalizacyjny. W badanym okresie stwierdzono jedynie trzy takie zjawiska. Były to opady o maksymalnym natężeniu przekraczającym 40 mm/h i czasie trwania 90-100 min. Podobne wyniki uzyskał Licznar i in. [Licznar i in. 2005] dla Wrocławia, w badanym wieloleciu 1975-2002, w oparciu o wyniki uzyskane z Obserwatorium Agro- i Hydrometeorologii AR Wrocław. W obrębie deszczów o dużych natężeniach wyodrębnił on jedynie dwa opady o natężeniu przekraczającym 100

$\text{dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$, które służyły jako materiał do dalszych badań. W obydwu przypadkach były to opady krótkotrwałe o wysokości 16-18 mm i czasie trwania 15-24 minuty.

Na podstawie zapisów z pluwiogramów w badanym okresie stwierdzono, że w pierwszych etapach trwania zjawiska występuje największa intensywność opadów dla opadów o czasie trwania do 60 min. Podobne wyniki uzyskał Wałęga [2008], analizując dane pluwiograficzne ze stacji UJ Ogród Botaniczny w Krakowie, obejmujące wielolecie 1906-1990. Na podstawie analizy deszczów stwierdził, że maksymalne wysokości opadów występują w pierwszej fazie opadu. W przypadku opadów o czasie trwania do 15 min, w pierwszych 5 min trwania zjawiska, wysokość opadów stanowiła ponad 65% całkowitej sumy. Podobne wyniki uzyskała Żyła [1997], badając dane opadowe ze stacji Puławska w Warszawie. Analizując dane stwierdziła, że największe intensywności opadów występują w krótkich przedziałach czasowych (do 60 min włącznie), w pierwszym etapie zjawiska.

Opracowane zapisy pluwiograficzne ze Stacji Hydrologiczno-Meteorologicznej w Zielonej Górze zostały bezpośrednio wykorzystane jako dane opadowe do komputerowych modeli symulacyjnych odpływu deszczowego. Przepływ ścieków w trzech analizowanych wariantach, dla których opad efektywny przekształcony został w odpływ ze zlewni osiągnął największe wartości w zakresie od 3289,5 do 4348,78 dm^3/s . Przepustowość sieci określona w warunkach stacjonarnych wyniosła ok. 4200 dm^3/s co potwierdza wiarygodność uzyskanych wyników. Porównanie uzyskanych wyników z klasyczną metodą granicznych natężeń dla częstości występowania deszczu miarodajnego raz na dwa lata okazała się niemożliwa, ponieważ już na trzecim odcinku wystąpiło znaczne przekroczenie przepustowości kanału i praca pod ciśnieniem uniemożliwiająca kontynuowanie obliczeń. Szacunkowe określenie ilości odpływu metodą stałych natężeń daje wielkość odpływu ok. 3400 dm^3/s dla prawdopodobieństwa wystąpienia deszczu miarodajnego równego 50% oraz 4660 dm^3/s dla prawdopodobieństwa równego 20%. Wiarygodność tego porównania będzie można sprawdzić po przeanalizowaniu dłuższego okresu pomiarowego.

Wnioski

Przeprowadzona analiza opadów atmosferycznych z zapisów pluwiograficznych ze Stacji Hydrologiczno - Meteorologicznej w Zielonej Górze oraz dokonana symulacja odpływu wód opadowych ze zlewni pozwalają na wyciągnięcie następujących wniosków:

- wybrane pluwiogramy mogą być bezpośrednio wykorzystywane jako dane opadowe do symulacji odpływu wód deszczowych;

- kanalizację deszczową projektuje się na odprowadzanie deszczów nawalnych, ponieważ to one powodują największe uciążliwości na terenach zlewni. Najwyższa uzyskana wartość natężenia opadu stanowi daną wyjściową do formowania odpływu ze zlewni. W badanym okresie najwyższą wartość opadu uzyskano dla deszczu z dnia 22.08.1985. Maksymalne natężenie tego opadu wyniosło $48 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha}$, natomiast czas trwania 100 min;
- kształt i przebieg krzywych odpływu jest w dużym stopniu uzależniony od parametru, jakim jest maksymalne natężenie chwilowe opadu, a także od parametrów modelowanej zlewni;
- wyznaczone wartości natężeń deszczów uzyskane na podstawie danych z zapisów pluwiograficznych stanowią przydatną informację dla projektanta sieci kanalizacji deszczowej.

Literatura

1. LICZNAR P., ŁOMOTOWSKI J., ROJEK M.: *Pomiary i przetwarzanie danych opadowych dla potrzeb projektowania i eksploatacji systemów odwodnieniowych*. PZiTS, Poznań, 2005
2. ROSSMAN L.A. – *Storm Water Management Model, User's Manual*. Version 5, Cincinnati, US EPA, s. 54-61, 2005
3. WAŁĘGA A.: *Charakterystyka maksymalnych rocznych opadów w aspekcie projektowania kanalizacji deszczowej*. Gaz, woda i technika sanitarna, nr 9/2008, s. 2-3, 2008
4. ŻYŁA A. M.: *Opracowanie danych opadowych ze stacji Puławska w Warszawie jako przykład metodyki wyznaczania parametrów opadu miarodajnego do modelowania odpływu ze zlewni miejskiej*. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych, 11, s. 67-83, 1997

USING RAINGAUGE-BASED RAINFALLS IN MODELLING OF RUNOFF FLOWS

S u m m a r y

Results of raingauge-based rainfalls data analysis for period 1985-1986 in Zielona Góra were presented. Rainfall with the biggest intensity were chosen to obtain runoff flows at the outlet. Results were compared with data obtained using classic methods.

Key words: drainage network, simulation models

IZABELA KRUPIŃSKA***PRZYDATNOŚĆ CHLORKÓW POLIGLINU
W OCZYSZCZANIU WÓD PODZIEMNYCH***Streszczenie*

Wyniki przeprowadzonych badań wykazały, że skuteczność badanych koagulantów (SAL, PAX XL-60, PAX-16, PAX-18) zwiększała się wraz ze wzrostem ich dawki, temperatury oczyszczanej wody oraz wraz ze zmniejszającą się wartością współczynnika współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego w wodzie surowej. Najlepsze efekty oczyszczania wody podziemnej zapewnił chlorek poliglinu PAX XL-60 o największej alkaliczności.

Słowa kluczowe: wody podziemne, koagulacja, chlorki poliglinu

Wprowadzenie

Proces koagulacji, stosowany przede wszystkim w układach oczyszczania wód powierzchniowych, jest również niezbędny w przypadku oczyszczania wód podziemnych charakteryzujących się zwiększoną zawartością substancji organicznych (najczęściej substancji humusowych), związków żelaza oraz zwiększoną mętnością i intensywnością barwy. Spowodowane to jest obecnością koloidalnych oraz w różnym stopniu rozpuszczalnych w wodzie połączeń żelazoorganicznych [Krupińska 2006; Perchuć 2004; Świdarska-Bróz, Krupińska 2002]. O całkowitej skuteczności procesu koagulacji stanowią: destabilizacja zanieczyszczeń koloidalnych oraz neutralizacja ładunku anionów organicznych przez kationowe produkty hydrolizy koagulantów, wymiana jonowa, kompleksowanie powierzchniowe, adsorpcja na cząsteczkach wodorotlenków metali stosowanych koagulantów i współstrącanie [Huang 1996; Świdarska-Bróz 1992; Tipping 1998]. W zakresie pH = 4-6 dominuje neutralizacja ujemnego ładunku usuwanych zanieczyszczeń, w tym anionów organicznych, a mniejszą rolę odgrywa adsorpcja zanieczyszczeń na wodorotlenkach metali

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

stosowanych koagulantów. Według Jekela [Rak 2001], adsorpcja na $\text{Al}(\text{OH})_3$ ma istotne znaczenie przy $\text{pH} > 7$, a zdaniem Dempsey i in. [Dempsey 1984; Dempsey 1984; Eikebrokk 1990] przy $\text{pH} > 6,25$. Stwierdzono, że znaczenie wartości pH jest większe podczas usuwania zanieczyszczeń decydujących o barwie i poziomie zanieczyszczenia organicznego niż o mętności [Kowal, Świdorska-Bróz 2007]. W przypadku koagulantów niezhydrolizowanych wstępnie takich jak np. siarczan glinu warunkiem uzyskania wymaganej ilości dodatnich produktów hydrolizy jest obniżenie wartości pH , zwykle poniżej 6, co powoduje niestety intensyfikację korozyjności wody [Rak 2001]. Ten niepożądany skutek można wyeliminować stosując koagulanty glinowe wstępnie zhydrolizowane o zwiększonej zasadowości, w roztworach których obecne są spolimeryzowane produkty wstępnej hydrolizy glinu o dużym ładunku dodatnim, a ich ilość i stabilność w wodzie w zdecydowanie mniejszym stopniu zależą od pH oczyszczanej wody [Edzwald 2000; Rak 2001]. Koagulanty wstępnie zhydrolizowane powodują mniejsze zużycie naturalnej zasadowości wody oraz w mniejszym stopniu obniżają jej pH niż niezhydrolizowane wstępnie. O zasadowości chlorków poliglinu decyduje iloraz liczby moli OH^- do Al^{3+} w koagulancie określany jako współczynnik alkaliczności (r) i traktowany jako miara stopnia polimeryzacji. Polimer „ Al^{13+} ” jest najbardziej stabilny i efektywny w destabilizacji koloidów spośród polimerów glinu, a jego ilość zwiększa się wraz ze wzrostem współczynnika r do wartości 2 [Kowal, Świdorska-Bróz 2007]. Polimeryczna struktura produktów wstępnej hydrolizy powoduje, że chlorki poliglinu wykazują także właściwości aglomerujące, a tym samym poprawiają warunki flokulacji. Koagulanty z grupy PAX–XL zawierają komponenty takie jak np. SiO_2 , które dodatkowo poprawiają efekty flokulacji [Kowal, Świdorska-Bróz 2007]. W artykule przedstawiono efekty oczyszczania wody podziemnej siarczanem glinu (SAL) oraz trzema koagulantami wstępnie zhydrolizowanym – chlorkami poliglinu (PAX-16, PAX-18, PAX XL-60).

Przedmiot, cel i metodyka badań

Przedmiotem badań była woda podziemna z utworów czwartorzędowych, której oczyszczanie w układzie konwencjonalnym (napowietrzanie, sedymentacja i filtracja) nie zapewniło wystarczającego usunięcia żelaza oraz zmniejszenia barwy i mętności. Zakresy wartości wybranych wskaźników składu fizyczno-chemicznego wody surowej podano w tabeli 1. Badana woda charakteryzowała się zmiennym poziomem zanieczyszczenia, różniła się wartością ilorazów utlenialności do stężenia żelaza ogólnego (A), OWO do Fe_{og} (D), a także temperaturą. Zawierała znaczne stężenia żelaza oraz podwyższone związków organicznych i manganu, a jej mętność i intensywność barwy wskazywały na obecność koloidalnych oraz rozpuszczonych połączeń żelaza ze związkami orga-

nicznymi. W celu utlenienia Fe (II) do Fe (III) próbki wody surowej poddano 15 minutowemu napowietrzaniu uzyskując stopień utlenienia żelaza (II) ok. 90%. Napowietrzanie wody spowodowało wzrost mętności, barwy oraz odczynu wody o jedną jednostkę. Napowietrzanie, sedymentacja oraz filtracja nie zapewniły wymaganego stopnia obniżenia barwy ($B_k = 25 \text{ mgPt/dm}^3$), mętności (24 NTU), stężenia żelaza ogólnego ($4,0 \text{ mg Fe/dm}^3$) i manganu ($0,80 \text{ mg Mn/dm}^3$).

Tab. 1. Wskaźniki fizyczno-chemiczne badanej wody [Krupińska 2006; Śmialek 2008]

Tab. 1. Physicochemical parameters of the water [Krupińska 2006; Śmialek 2008]

Wskaźnik	Jednostka	Wartości		
		Min.	Średnia	Max.
Temperatura (T)	°C	8,0	12,5	13
pH	-	7,00	-	7,28
Tlen rozpuszczony	mg O ₂ /dm ³	0,40	2,0	2,7
Barwa (B)	mg Pt/dm ³	16	25	41,00
Mętność (M)	NTU	3,0	17	30
Żelazo ogólne (Fe _{og})	mg Fe/dm ³	2,80	4,20	7,0
Żelazo (II)- Fe(II)	mg Fe/dm ³	1,20	1,50	2,0
Żelazo (III)-Fe(III)	mg Fe/dm ³	1,50	3,00	4,60
Mangan (Mn)	mg Mn/dm ³	0,40	0,80	1,80
Glin (Al)	mg Al/dm ³	0,09	0,13	0,17
Zasadowość M (Zas.M)	mval/dm ³	3,00	3,50	4,10
Utlenialność (Utl.)	mg O ₂ /dm ³	2,70	4,80	7,00
Ogólny Węgiel Organiczny (OWO)	mg C/dm ³	4,000	4,726	7,200
Utlenialność/ Żelazo ogólne (A)	-	0,640	1,197	2,583
Ogólny Węgiel Organiczny /Żelazo ogólne (D)	-	0620	1,184	1,754

W związku z tym do układu technologicznego oczyszczania wody włączono proces koagulacji. Celem badań było określenie skuteczności usuwania zanieczyszczeń z wody podziemnej (po 15 min. napowietrzaniu) w procesie koagulacji objętościowej siarczanem glinu lub chlorkami poliglinu, po której próbki poddawano sedymentacji przez 1 godzinę i filtracji przez miękki sącdek. Koagulację prowadzono w próbkach wody o objętości 1 dm³, stosując szybkie mieszanie z intensywnością 250 obr/min przez 1 minutę i wolne mieszanie z intensywnością 30 obr/min przez 25 minut.

Jako koagulanty stosowano: siarczan glinu (SAL) oraz chlorki poliglinu o nazwach handlowych PAX-16, PAX-18 i PAX XL-60, a ich dawki wyrażono w mg Al/dm^3 i zmieniano w zakresie od 1 do 6 mg Al/dm^3 . W tabeli 2 przedstawiono charakterystykę testowanych koagulantów glinowych.

Tab. 2. Charakterystyka testowanych koagulantów glinowych [Informacje katalogowe Kemipol Spółka z o.o.]

Tab. 2. Properties of the aluminum coagulants tested [Kemipol Spółka z o.o.]

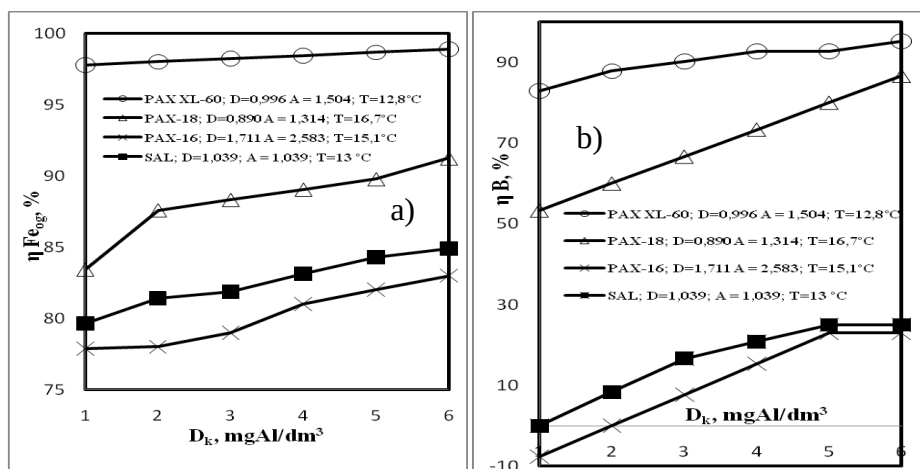
Wskaźnik, jednostka	PAX XL-60	PAX-18	PAX-16	Siarczan glinu
Zasadowość, %	70±10	41±3	8,2±0,2	0
pH	1,5	1	poniżej 1	2,4
Zawartość Al^{3+} , %	7,5±0,3	9,0±0,3	8,2±0,2	4,2±0,2
Zawartość Cl^- , %	17,0±2,0	21±2,0	19±2,0%	-
Zawartość SiO_2 , %	0,5	-	-	-
Współczynnik alkaliczności (r)	2,10	1,23	0,25	-

W artykule jako miarę skuteczności oczyszczania wody (η) przyjęto iloraz zmniejszenia wartości badanych wskaźników jakości wody do ich zmniejszenia wymaganego dla osiągnięcia wartości dopuszczalnych w wodzie przeznaczonej do spożycia przez ludzi wyrażony w procentach [Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007].

Jako zmniejszenie wartości wskaźnika traktowano efekt oczyszczania uzyskany w wyniku napowietrzania, koagulacji i sedymentacji zawiesin pokoagulacyjnych.

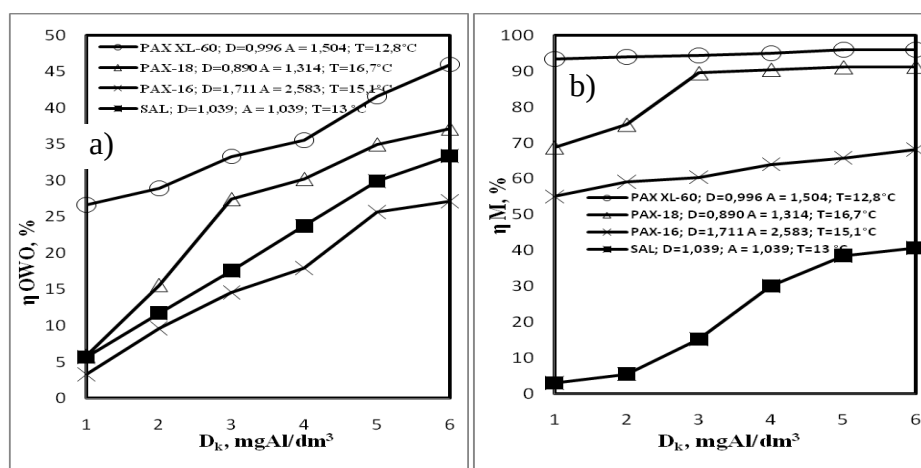
Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność usuwania zanieczyszczeń

Bez względu na skład fizyczno-chemiczny oczyszczanej wody skuteczność usuwania zanieczyszczeń (z wyjątkiem manganu) zwiększała się wraz ze wzrostem dawek testowanych koagulantów. Efekty badań przedstawione na rysunkach 1 i 2 wykazały również, że skuteczność badanych koagulantów zmniejszała się wraz ze wzrostem ilorazu stężeń substancji organicznych i żelaza ogólnego (A, D).



Rys.1. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność usuwania żelaza (a) oraz obniżenia barwy(b) [Krupińska 2006; Śmiałek 2008]

Fig.1. Effect of the type and dose coagulant on the removal efficiency of iron (a) and colour (b) [Krupińska 2006;Śmiałek 2008]



Rys. 2. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność usuwania OWO (a) oraz obniżenia mętności (b) [Krupińska 2006; Śmiałek 2008]

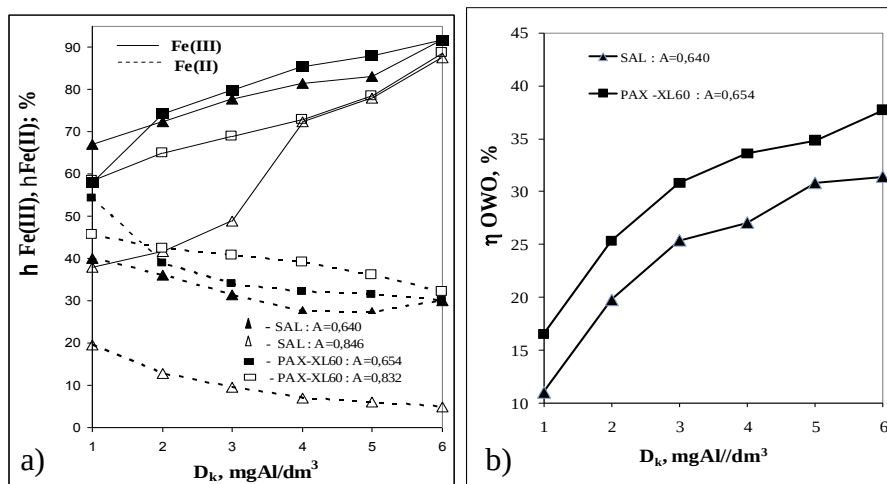
Fig. 2. Effect of the type and dose coagulant on the removal efficiency of TOC (a) and turbidity (b) [Krupińska 2006;Śmiałek 2008]

Najniższą efektywność w usuwaniu zanieczyszczeń uzyskano dla koagulantu PAX-16 stosowanego do oczyszczania wody charakteryzującej się dwukrotnie wyższą wartością współczynnika współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego ($A=2,583$, $D=1,711$) niż w przypadku wód oczyszczanych

pozostałymi testowanymi koagulantami. Stwierdzona prawidłowość potwierdza doniesienia literaturowe [Krupińska 2006], że wraz ze wzrostem ilości ligandów organicznych w wodzie surowej zwiększała się trwałość połączeń żelazoorganicznych oraz udział rozpuszczonych barwnych kompleksów żelazoorganicznych, trudnych do usunięcia w procesie koagulacji. Przy porównywalnych wartościach współczynników współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego (A, D) w wodzie surowej skuteczność usuwania zanieczyszczeń w przypadku pozostałych testowanych chlorków poliglinu (PAX XL-60 i PAX-18) zwiększała się wraz ze wzrostem wartości ich współczynnika alkaliczności (r), traktowanego jako miara stopnia polimeryzacji, decydującego o ilości polikationów glinu o dużym dodatnim ładunku. Najmniej skutecznym koagulantem okazał się niezhydrolizowany wstępnie siarczan glinu. Skuteczność testowanych koagulantów w oczyszczaniu wody podziemnej o zbliżonych wartościach współczynników współwystępowania związków organicznych i żelaza ogólnego (A, D) zmniejszała się zgodnie z szeregiem:

$$\text{PAX XL-60 (r=2,10)} > \text{PAX-18 (r=1,23)} > \text{SAL (r=0)}$$

Niezależnie od rodzaju koagulantu glinowego, zwiększenie jego dawki powodowało obniżenie pH wody, co tym samym skutkowało zmniejszeniem skuteczności usuwania Fe(II). Odwrotny wpływ wzrostu dawki koagulantów oraz stężenia jonów H^+ stwierdzono na stopień usuwania żelaza (III) oraz zanieczyszczeń organicznych, co przykładowo dla siarczanu glinu i PAX XL-60 przedstawiono na rysunkach 3a i 3b.



Rys. 3. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na skuteczność usuwania Fe(II) i Fe(III) (a) oraz obniżenia OWO (b) [Krupińska, Świdorska-Bróz 2008]

Fig. 3. Effect of the type and dose coagulant on the removal efficiency of Fe(II) and Fe(III) (a) and colour (b) removal

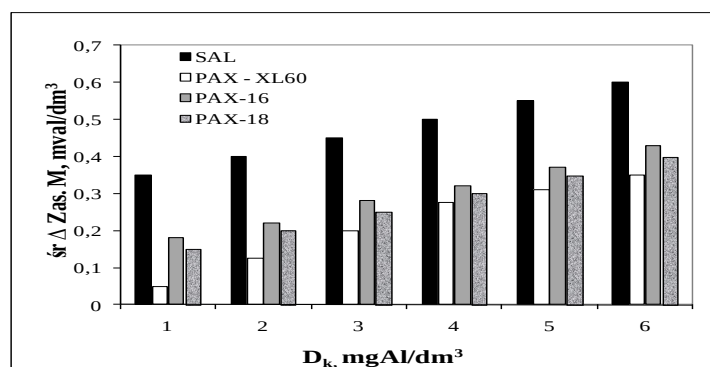
Porównanie dawek SAL i chlorków poliglinu stosowanych do oczyszczania tej samej wody surowej zapewniających porównywalny, ale niewystarczający, stopień zmniejszenia stężenia żelaza ogólnego (60%), OWO (22%), mętności (86%), barwy (87%) i utlenialności (30%) przedstawione w tabeli 3, jednoznacznie wskazuje na największą skuteczność koagulantu wstępnie zhydrolizowanego PAX XL-60.

Tab. 3. Wymagane dawki koagulantów (D_{kw}) zapewniające porównywalny stopień zmniejszenia stężenia żelaza ogólnego i substancji organicznych oraz zanieczyszczeń powodujących barwę i mętność [Krupińska 2006; Śmiałek 2008]

Tab. 3 .Required doses of the coagulants (D_{kw}) the assuring comparable degree of the diminution of the concentration of iron and organic matters and pollutions causing the colour and turbidity [Krupińska 2006; Śmiałek 2008]

Rodzaj koagulantu	D_{kw} , mgAl/dm ³ z uwagi na:				
	Fe _{og}	B	M	Utl.	OWO
SAL	5	5	5	4	4
PAX-16	4	4	3	3	3
PAX-18	3	3	3	3	3
PAX XL-60	2	2	2	2	2

Chlorki poliglinu powodowały również znacznie mniejsze zakwaszenie wody i zmniejszenie zasadowości niż siarczany glinu, co jest istotne w aspekcie stabilności chemicznej wody. Różnice w średnim zmniejszeniu zasadowości ogólnej wody (śr. Δ Zas. M) obrazuje rysunek 4.



Rys. 4. Wpływ rodzaju i dawki koagulantu na średnie zużycie zasadowości ogólnej oczyszczanej wody [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Fig. 4. Effect of the type and dose coagulant on general alkalinity the water treated [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Koagulacja oraz dodatkowa filtracja były nieskuteczne w usuwaniu manganu, którego stężenie w wodzie oczyszczonej zwiększało się wraz z dawką koagulantów. Największe stężenie manganu pozostałego stwierdzono w wodzie oczyszczonej siarczanem glinu, który powodował największe zakwaszenie wody. W badaniach określono również stężenie glinu pozostałego w wodzie po koagulacji i sedymentacji oraz dodatkowej filtracji. Stwierdzono, że i w tym aspekcie bardziej przydatne były chlorki poliglinu. Stężenia glinu w wodzie po koagulacji koagulantami wstępnie zhydrolizowanymi i sedymentacji były około dwukrotnie mniejsze niż w wodzie oczyszczonej siarczanem glinu. Filtracja przez bibułę filtracyjną zapewniła dalszą eliminację zawiesin pokoagulacyjnych i zmniejszenie stężenia glinu pozostałego, żelaza ogólnego, manganu i mętności. Znaczenie filtracji było najmniejsze po zastosowaniu koagulantu o największej wartości współczynnika alkaliczności tj. PAX XL-60, natomiast największe dla najmniej skutecznego siarczanu glinu, co obrazują zależności przedstawione w tabeli 4.

Tab. 4. Wpływ rodzaju koagulantu ($D_K=4 \text{ mg Al/dm}^3$) na skuteczność filtracji w usuwaniu żelaza ogólnego, mętności, manganu oraz glinu pozostałego [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Tab. 4. Relation among the type coagulant and the removal efficiency of the iron and turbidity and manganese and aluminium in the filtration [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Rodzaj koagulantu	$\Delta\eta, \%$			
	Fe _{og}	Mn	M	Al
PAX XL-60	5,0	2,0	5,0	15
PAX-18	8,0	3,0	10	20
PAX-16	10	4,0	13	22
SAL	15	10,0	20	35

Wpływ temperatury na skuteczność procesu koagulacji

Temperatura jest ważnym parametrem technologicznym procesu koagulacji. Na podstawie różnych doniesień literaturowych [Rak 2001; Krupińska 2006; Kowal, Świdorska-Bróz 2007] przypuszcza się, że zmniejszenie sprawności koagulacji w niskich temperaturach, może być spowodowane wpływem zmniejszenia szybkości reakcji hydrolizy i strącania wodorotlenków kationów stosowanych koagulantów, wzrostu lepkości wody, który zmniejsza prędkość sedymentacji kłaczków, a także może powodować wzrost stabilności usuwanych koloidów. W celu weryfikacji wpływu temperatury na efektywność procesu koagulacji siarczanem glinu i chlorkami poliglinu (PAX-18 i PAX XL-60) wykonano serię badań dla wód o takiej samej wartości współczynnika $D = 1,22$

w dwóch temperaturach: 15°C i 25°C. Wyniki badań przedstawione w tabeli 5 wykazały, że niezależnie od rodzaju testowanego koagulantu większą skuteczność usuwania związków żelaza, substancji organicznych oraz zmniejszania barwy i mętności uzyskano podczas oczyszczania wody o wyższej temperaturze (25°C).

Tab. 5. Wpływ temperatury i rodzaju koagulantu ($D_K=3 \text{ mg Al/dm}^3$) na skuteczność usuwania zanieczyszczeń (η , %) [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Tab. 5. Relation among the type coagulant and the removal efficienct of the pollutants (η , %) [Krupińska 2006, Śmiałek 2008]

Rodzaj koagulantu	Temperatura wody; °C							
	15				25			
	η, %							
	Fe _{og}	B	M	OWO	Fe _{og}	B	M	OWO
PAX XL-60	90	75	90	20	97	90	97	25
PAX-18	78	60	75	12	90	88	90	21
SAL	50	45	52	10	70	82	83	20

Podobnie jak we wcześniej omówionych seriach badań w których określono wpływ dawki i rodzaju koagulantu na efektywność usuwania zanieczyszczeń z wody podziemnej, koagulant PAX XL-60 był najskuteczniejszy w usuwaniu zanieczyszczeń. Wpływ temperatury oczyszczanej wody na różnicę w efektywności koagulantów był największy w przypadku zastosowania niezhydrolizowanego wstępnie siarczanu glinu. Potwierdza to doniesienia literaturowe, że koagulanty wstępnie zhydrolizowane są mniej wrażliwe na ujemny wpływ niskiej temperatury oczyszczanej wody [Kowal, Świdorska-Bróz 2007, Rak 2001].

Wnioski

Analiza wyników badań wykazała, że:

- Skuteczność badanych koagulantów zwiększała się wraz ze wzrostem ich dawki, temperatury oczyszczanej wody oraz wraz ze zmniejszającą się wartością współczynników współwystępowania substancji organicznych i żelaza ogólnego (A, D) w oczyszczanej wodzie.
- Najlepsze efekty usuwania związków żelaza oraz zanieczyszczeń organicznych, a także związków powodujących barwę i mętność zapewnił koagulant wstępnie zhydrolizowany PAX XL-60.
- Wstępnie zhydrolizowany koagulant glinowy PAX XL-60 był najskuteczniejszy w usuwaniu zanieczyszczeń spośród testowanych koagulantów ze względu na największą ilość polimerycznych kompleksów glinu o dużym

- dotatnim ładunku, skutecznie destabilizujących zanieczyszczenia koloidalne, a także na zawartość krzemionki poprawiającej przebieg flokulacji.
- Zaletą chlorków poliglinu było również mniejsze zakwaszenie oczyszczonej wody oraz mniejsze zużycie zasadowości, co jest istotne w aspekcie usuwania manganu oraz stabilności chemicznej wody.

Literatura

1. DEMPSEY B.A. GANHA R.M., O'MELIA CH. R.: *The coagulation of humic substances by means of aluminum salts*, JAWWA, 1984/4, s.141
2. DEMPSEY B.A., SHEU H., TANZEER AHMED T.M., MENTINK J.: *Polyaluminum chloride and alum coagulation of clay-fulvic acid suspensions*, JAWWA, 1985/3, s.74
3. EDZWALD D.K., PERNITSKY D.J., PARMENTER W.L.: *Polyaluminum coagulants for drinking water treatment, chemistry and selection*, Chemical Water and Wastewater Treatment VI, Springer-Verlag 2000, s. 3
4. EIKEBROKK B., FETTIG J.: *Treatment of coloured surface water by coagulation. Direct filtration: effect of water quality, type of coagulant and filter aids*, Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag 1990, s. 361
5. HUANG C., SHIU H.: *Interactions between alum and organics in coagulation*, Colloids and Surface, 1996/ 113 s. 155
6. INFORMACJA KATALOGOWA Kemipol Spółka z o.o.(koagulant PAX XL-60)
7. INFORMACJA KATALOGOWA Kemipol Spółka z o.o.(koagulant PAX - 16)
8. INFORMACJA KATALOGOWA Kemipol Spółka z o.o.(koagulant PAX - 118)
9. INFORMACJA KATALOGOWA Kemipol Spółka z o.o.(siarczan glinu)
10. KOWAL A. L., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M., *Oczyszczanie wody*, Wyd. Nauk. PWN, Warszawa-Wrocław 1997
11. KRUPIŃSKA I.: *Przydatność koagulacji w oczyszczaniu wody podziemnej ze szczególnym uwzględnieniem usuwania związków żelaza*, Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2006
12. KRUPIŃSKA I., ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Skuteczność koagulacji siarczanem glinu lub chlorkiem poliglinu w oczyszczaniu wody podziemnej*, GWITS, 2008/10, s. 13
13. ŚMIAŁEK M.: *Zastosowanie wstępnie zhydrolizowanych koagulantów glinowych w oczyszczaniu wód podziemnych*, praca magisterska, promotor Izabela Krupińska, Uniwersytet Zielonogórski 2008

14. PERCHUĆ M.: *Współdział żelaza i kwasów humusowych w kształtowaniu sposobu uzdatniania barwnych wód podziemnych*, Oficyna Wyd. Politechniki Warszawskiej, Warszawa 2004
15. RAK M.: *Wpływ alkaliczności koagulantów glinowych na ich skuteczność oraz agresywność kwasowęglową wody po koagulacji*, Rozprawa doktorska, Instytut Inżynierii Ochrony Środowiska Politechniki Wrocławskiej, Wrocław 2001
16. Rozporządzenie Ministra Zdrowia z dnia 29 marca 2007 w sprawie jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi. Dz.U.nr 61 , poz.417
17. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M., Krupińska I.: *Skuteczność procesu koagulacji w usuwaniu związków żelaza z wód podziemnych*. Ochrona Środowiska, 2002/3(86), s. 9
18. ŚWIDERSKA-BRÓŹ M.: *Interakcja kwasów humusowych z kationami koagulantów oraz wybranymi metalami ciężkimi*, Archiwum Ochrony Środowiska, 1992/1, s.181

SUITABILITY OF POLYALUMINIUM CHLORIDES FOR TREATMENT OF GROUNDWATERS

S u m m a r y

The results of conducted investigation shown that the effectiveness of studied coagulants (SAL, PAX XL-60, PAX-16, PAX-18) grown together with growth their dose, temperature of treatment water as well as together with getting smaller value of co-occur coefficient of organic substances and general iron in raw water. The best effects of groundwater treatment assured polyaluminium chloride about the highest value of alkalinity coefficient.

Key words: groundwaters, coagulation, polyaluminium chlorides

URSZULA KOŁODZIEJCZYK*, MICHAŁ ĆWIAKAŁA**

DYNAMIKA WZNIOŚCI KAPILARNEJ WODY I WODNYCH ROZTWORÓW CaCl_2 I NaCl W NASYPACH DROGOWYCH

Streszczenie

Jednym z negatywnych zjawisk naturalnych jest wysadzinowość gruntów. Okazuje się, że można ją skutecznie ograniczyć poprzez zmniejszenie wysokości wzniosu kapilarnej wody gruntowej. W pracy przedstawiono model dynamiki podsiąku kapilarnej w zależności od rodzaju gruntu zalegającego w nasypie drogowym, a także – rodzaju i stężenia roztworu migrującego w nasyp drogowy. Badania przeprowadzono na kruszywie naturalnym występującym w trzech złożach zlokalizowanych w okolicy Zielonej Góry, różniących się rodzajem kruszywa i jego genezą. Analizę wzniosu kapilarnej odniesiono do genezy kruszywa oraz rodzaju i stężenia kapilującego związku. Uzyskane wyniki przedstawiono w postaci analizy wariancji trójczynnikowej, rodzaju i stężenia związku chemicznego, typu złoża oraz wielkości frakcji kruszywa. Przeprowadzone badania wykazały, że największą (maksymalną) wysokość wzniosu kapilarnej wykazuje woda gruntowa. Natomiast nasycenie wód gruntowych związkami chemicznymi, stosowanymi w zimowym utrzymaniu dróg (np. CaCl_2 lub mieszaniną NaCl z CaCl_2 w stosunku wagowym np. 4:1) oraz wzrost stężenia tych związków (od 5% do 10%) powoduje znaczne obniżenie wzniosu kapilarnej i – tym samym – wysadzinowości gruntów.

Słowa kluczowe: kapilarność gruntów, wysadzinowość gruntów, zimowe utrzymanie dróg

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

** Wapeco Sp. z o.o.; Zakład Geotechniki; Warszawa

Wstęp

Nowoczesne projektowanie nawierzchni drogowych powinno przede wszystkim opierać się na prawidłowym rozpoznaniu i przygotowaniu podłoża gruntowego zalegającego poniżej kolejnych warstw konstrukcji jezdni drogowej. Dobrze przygotowane podłoże gruntowe drogi powinno bowiem gwarantować odpowiednią nośność i – w razie konieczności – pełnić funkcję izolującą jezdnię od niekorzystnych warunków gruntowych [Ćwiąkała 2007]. Umiejętne ingerowanie w procesy zachodzące w podłożu gruntowym może przyczynić się do poprawy bezpieczeństwa użytkowników drogi.

Warunki bezpieczeństwa – niezależnie od warunków atmosferycznych – powinna również spełniać wierzchnia warstwa jezdni, co jest szczególnie istotne w okresie zimowym. Warstwa ta budowana jest zazwyczaj z mieszanek mineralno – asfaltowych, bądź mieszanek betonowych – w zależności od funkcjonalnej klasyfikacji drogi oraz jej kategorii ruchu.

Wskutek działania niekorzystnych czynników atmosferycznych, konieczne staje się wykonanie efektywnych prac służących ograniczeniu zakłóceń w ruchu drogowym, spowodowanych m.in. śliskością jezdni. Jest to możliwe poprzez wprowadzanie nowoczesnych technik utrzymywania dróg, bardziej operatywnych i skuteczniejszych metod odśnieżania i usuwania śliskości zimowej na nawierzchniach drogowych, a także – wcześniejsze zapobieganie ujemnym oddziaływaniom zjawisk natury na stan dróg i warunki ruchu.

Do najczęstszych zabiegów stosowanych podczas zimowego utrzymania dróg [Stypułkowski 2000, Ząbczyk 2006] należą:

- odśnieżanie – usuwanie śniegu z jezdni i poboczy dróg oraz obiektów towarzyszących (zatok autobusowych, parkingów, miejsc obsługi podróżnych itp.),
- bierna osłona dróg – niedopuszczanie do nawiewania śniegu na korpus drogowy za pomocą siatek z tworzywa sztucznego lub płótków drewnianych, a także zasłon naturalnych (żywopłotów, pasów zieleni) lub specjalnie formowanych wałów śnieżnych,
- przygotowanie, gromadzenie oraz przechowywanie materiałów zapobiegających i usuwających śliskość zimową,
- usuwanie śliskości zimowej, oparte o stosowanie środków chemicznych oraz materiałów uszorstniających.

Dotychczasowe obserwacje wskazują, że stosowanie mechanicznych zabiegów podczas zimowego utrzymania dróg nie daje zadowalających rezultatów. Na nawierzchni jezdni zazwyczaj pozostaje cienka i bardzo śliska warstwa śniegu, a całkowite usunięcie śliskości następuje dopiero po zastosowaniu materiałów uszorstniających, do których należą:

- piasek o uziarnieniu do 2 mm,
- kruszywo naturalne o uziarnieniu do 4 mm,

- kruszywo kamienne łamane o uziarnieniu 2-4 mm,
- żużel wielkopiecowy kawałkowy,
- kruszywo niesortowane o uziarnieniu do 4 mm,
- żużel kotłowy (paleniskowy),
- kruszywo niesortowane o uziarnieniu do 8 mm,
- jednorodne mieszaniny kruszyw z solą kamienną o składzie wagowym $95 \div 97\%$ kruszywa + $5 \div 3\%$ soli.

Mimo, iż Polska jest krajem o dużych zasobach kruszyw [Bilans zasobów... 2005], zastosowanie wyłącznie tych materiałów do likwidowania śliskości jezdni okazuje się niewystarczające. Przy dużym natężeniu ruchu i pod wpływem silnego wiatru są one bowiem zdmuchiwane z jezdni lub układają się w nieregularne pryzmy [Dębski 1974, Fortuna 1981]. W związku z tym, oprócz kruszyw, powszechnie stosowane są dodatkowo związki chemiczne, które powodują wtapianie w lód ziarenek kruszywa i – tym samym – zapobiegają ich zdmuchiowaniu z jezdni.

Do usuwania i łagodzenia skutków śliskości zimowej stosowane są – jako dodatki do kruszywa – następujące środki chemiczne:

- chlorek sodu (NaCl),
- sól drogową, będącą mieszaniną ok. 97% chlorku sodu (NaCl) + 2,5% chlorku wapnia (CaCl_2) + 0,2% heksacyjanożelazianu potasu [$\text{K}_4\text{Fe}(\text{CN}_6)$],
- solanka – roztwór chlorku sodu (NaCl) lub chlorku wapnia (CaCl_2) o stężeniu $20 \div 25\%$,
- nawilżona sól, będąca mieszaniną 30% solanki + 70% chlorku sodu (NaCl),
- techniczny chlorek wapnia ($77 \div 80\% \text{CaCl}_2$),
- chlorek magnezu (MgCl_2),
- mieszanina chlorku sodu (NaCl) z chlorkiem wapnia (CaCl_2) w stosunku wagowym 4:1, 3:1 bądź 2:1,
- mieszanina chlorku sodu (NaCl) z chlorkiem magnezu (MgCl_2) w stosunku wagowym 4:1, 3:1 bądź 2:1,
- mrówczan potasu (HCOOK) i octan potasu (CH_3COOK) – w Finlandii,
- octan magnezu [$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Mg}$], octan wapnia [$(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}$], odpady z przetwórstwa buraków cukrowych i kukurydzy, mocznik (H_2NCONH_2) oraz alkohole ($\text{C}_n\text{H}_{2n+1}\text{OH}$) – w USA.

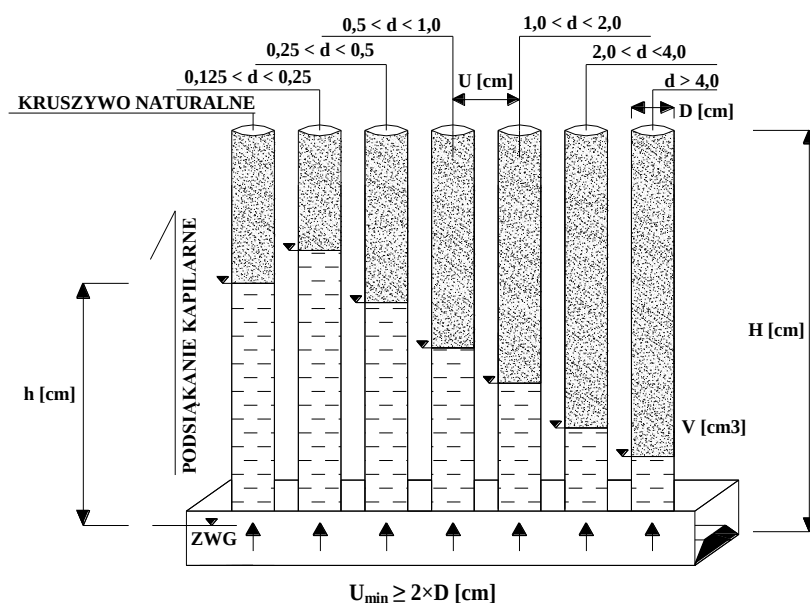
Podczas eksploatacji dróg związki te migrują w podłoże gruntowe, powodując zmiany geochemiczne, przejawiające się m.in. w intensywności ruchu wód kapilarnych [Kowalski 1988].

Metodyka badań

Badania przeprowadzone przez autorów pracy dotyczyły wpływu wybranych środków chemicznych na intensywność procesów kapilarności. Do badań użyto: wody (H_2O) – traktowanej jako wzorzec, 5 i 10% chlorku wapnia ($CaCl_2$) oraz 5 i 10% mieszaniny chlorku sodu ($NaCl$) z chlorkiem wapnia ($CaCl_2$) – w proporcjach 80% $NaCl$ + 20% $CaCl_2$.

Badaniom kapilarności poddano grunty o naturalnym uziarnieniu oraz poszczególne frakcje kruszyw: $0,125 \leq d < 0,25$ mm; $0,25 \leq d < 0,5$ mm; $0,5 \leq d < 1,0$ mm; $1,0 \leq d < 2,0$ mm; $2,0 \leq d < 4,0$ mm i $d \geq 4,0$ mm.

Stanowisko do badań kapilarności składało się z zestawu przezroczystych rur o średnicy $D = 5,6$ cm, wysokości $H = 50$ cm i objętości $V = 1231$ cm³, wypełnionych warstwami zagęszczonego kruszywa i umieszczonych w zbiorniku wypełnionym wodą lub roztworem danego związku chemicznego (rys. 1).



Rys. 1. Schemat stanowiska badawczego

Fig. 1. Test stand diagram

Ponieważ średnice rur zastosowanych w badaniach były mniejsze od średnic cylindrów normowych, uzyskanie wymaganej normowo jednostkowej energii zagęszczania ($0,59$ J/cm³) gruntu umieszczonego w kolejnych rurach wymagało ustalenia odpowiedniej metodyki zagęszczania. Wykonane obliczenia [Ćwiakała 2009] wykazały, iż uzyskanie jednostkowej energii zagęszczania $E_{jedn} = 0,59$ J/cm³

w rurze o objętości $V = 1231 \text{ cm}^3$ wymaga następujących warunków: masy ubijaka $m = 2,75 \text{ [kg]}$, wysokości opadania ubijaka $s = 30 \text{ [cm]}$ oraz całkowitej ilości uderzeń ubijaka $n = 90 \text{ [-]}$. Zatem, ze względu na wysokość rury $H = 50 \text{ cm}$, materiał gruntowy zagęszczano w pięciu warstwach o wysokości 10 cm , a każdą warstwę zagęszczano poprzez 18 uderzeń.

Po odpowiednim zagęszczeniu gruntu przeprowadzono kolejne cykle badań kapilarności. Każdy cykl badań wykonywano na świeżej próbce kruszywa. W pierwszym cyklu badań do zbiornika (kuwety) wiano wodę destylowaną, a w następnych – różne związki chemiczne o odpowiednich stężeniach. W każdym badaniu utrzymywano stały poziom cieczy w zbiorniku (kuwecie). Zasadnicze badanie polegało na pomiarze prędkości i wysokości wzniosu kapilarnego w poszczególnych rurach, tzn. w kruszywie naturalnym oraz poszczególnych jego frakcjach, przy czym odczyty wysokości wzniosu kapilarnego wykonywano w następujących odstępach czasu: 5'', 10'', 15'', 30'', 60'', 2', 3', 4', 5', 10', 15', 30', 1h, 2h, 5h, 8h, 16h, 24h, 48h i 72h. W kolejnych cyklach do badań użyto różnych stężeń kapilujących związków (5 i 10% chlorku wapnia oraz 5 i 10% mieszaniny chlorku sodu z chlorkiem wapnia), przy czym każde badanie kapilarności przeprowadzono analogicznie jak w przypadku wody destylowanej. Podczas badań stosowano trzykrotne powtórzenie każdej analizy.

Poszczególne cykle badań przeprowadzono równolegle dla kruszyw pobranych z trzech złóż zlokalizowanych w okolicy Zielonej Góry, różniących się genezą, wskaźnikiem różnoziarnistości oraz zawartością cząstek pyłowo – ilowych. Poszczególnym badaniom poddano:

- kruszywo ze złoża Chynów – piasek gliniasty pochodzenia fluwioglacjalnego, o wysokiej zawartości cząstek pyłowo – ilowych ($f_{\pi} + f_i > 15\%$) i niskim wskaźniku różnoziarnistości ($U < 3$),
- kruszywo ze złoża Józefowo – pospółka gliniasta, pochodzenia fluwioglacjalnego, o niskiej zawartości cząstek pyłowo – ilowych ($f_{\pi} + f_i < 15\%$) i wysokim wskaźniku różnoziarnistości ($U > 5$),
- kruszywo ze złoża Nowogród Bobrzański – pospółka pochodzenia rzeczne-go, niemal pozbawiona frakcji pyłowo – ilowych ($f_{\pi} + f_i < 1\%$) ale o wysokim wskaźniku różnoziarnistości ($U > 5$).

Wyniki badań

W celu sprawdzenia istotności wpływu czynników głównych (typ złoża, wielkość frakcji kruszywa, rodzaj i stężenie związku chemicznego) oraz ich kombinacji na zróżnicowanie wartości maksymalnego wzniosu kapilarnego, przeprowadzono analizę wariancji w układzie trójczynnikiem z interakcjami drugiego rzędu. Za pomocą testu analizy wariancji sprawdzono hipotezę zerową, mówiącą o braku wpływu badanego czynnika lub interakcji czynników na

wartość analizowanej cechy. Interakcje wskazywały na występowanie (lub brak) dodatkowego wpływu pewnej kombinacji czynników na badaną cechę statystyczną [Sobczyk 2008], jaką w tym przypadku była maksymalna wysokość wzniosu kapilarnego.

W celu ustalenia, który z badanych czynników istotnie (bądź bardzo istotnie) wpływa na zróżnicowanie badanej cechy obserwacyjnej (wysokości wzniosu kapilarnego), autorzy opracowania posłużyli się wartością poziomu istotności – „p”. Za graniczną (krytyczną) wartość poziomu istotności przyjęto następujące kryterium:

- $p \leq 0,05$ – dany czynnik istotnie wpływa na badaną cechę statystyczną,
- $p \leq 0,01$ – dany czynnik bardzo istotnie wpływa na badaną cechę statystyczną.

Do stwierdzenia istotności poszczególnych czynników oraz ewentualnych ich interakcji wykorzystano oprogramowanie *STATISTICA*. Porównanie istotności różnic między wartościami maksymalnego wzniosu kapilarnego w odniesieniu do takich czynników jak: geneza złoża, frakcja kruszywa oraz rodzaj i stężenie kapslującego związku chemicznego (CaCl_2 oraz mieszaniny NaCl z CaCl_2) zestawiono w tab. 1 i tab. 2. Natomiast porównanie istotności różnic między wartościami podsiąku kapilarnego w zależności od genezy złoża i frakcji kruszywa, gdzie jako związek chemiczny zastosowano wodę destylowaną (H_2O), przedstawiono w tab. 3.

Tabela 1. Wyniki trójczynnikowej analizy wariancji wzniosu kapilarnego roztworu CaCl_2 w zależności od stężenia roztworu CaCl_2 oraz rodzaju złoża i wielkości frakcji kruszywa

Table 1. The results of three factor analysis of capillary rise variance of CaCl_2 solution in accordance with the concentration of CaCl_2 solution, a sort of deposit and a size of aggregate fraction

Źródło zmienności	Suma kwadratów odchyłeń [SS]	Liczba stopni swobody	Średnie kwadraty odchyłeń [MS]	Wartość statystyki F-Snedecora	Poziom istotności [p]
Czynniki główne:					
STĘŻENIE	3905	1	3905	157,01	0,000
ZŁOŻE	53587	2	26794	1077,22	0,000
FRAKCJA	238040	6	39673	1595,04	0,000
Interakcje:					
ZŁOŻE*STĘŻENIE	50	2	25	1,00	0,40
ZŁOŻE*FRAKCJA	14955	12	1246	50,10	0,000
STĘŻENIE*FRAKCJA	1071	6	178	7,18	0,002

Współczynnik korelacji $R = 99,95\%$, $p < 0,001$

Tabela 2. Wyniki trójczynnikowej analizy wariancji wzniosu kapilarnego roztworu mieszaniny NaCl z CaCl₂ w zależności od stężenia roztworu mieszaniny NaCl z CaCl₂ oraz rodzaju złoży i wielkości frakcji kruszywa

Table 2. The results of three factor analysis of capillary rise variance of mixture of NaCl with CaCl₂ solution in accordance with the concentration of mixture of NaCl with CaCl₂ solution, a sort of deposit and a size of aggregate fraction

Źródło zmienności	Suma kwadratów odchyłeń [SS]	Liczba stopni swobody	Średnie kwadraty odchyłeń [MS]	Wartość statystyki F-Snedecora	Poziom istotności [p]
Czynniki główne:					
STĘŻENIE	48945	2	24473	636,84	0,000
ZŁOŻE	3905	1	3905	101,63	0,000
FRAKCJA	270647	6	45108	1173,81	0,000
ZŁOŻE*STĘŻENIE	11	2	5	0,14	0,87
ZŁOŻE*FRAKCJA	15382	12	1282	33,36	0,000
STĘŻENIE*FRAKCJA	715	6	119	3,10	0,05

Współczynnik korelacji $R = 99,93\%$, $p < 0,001$

Tabela 3. Wyniki dwuczynnikowej analizy wariancji dla wzniosu H₂O w zależności od rodzaju złoży i wielkości frakcji kruszywa

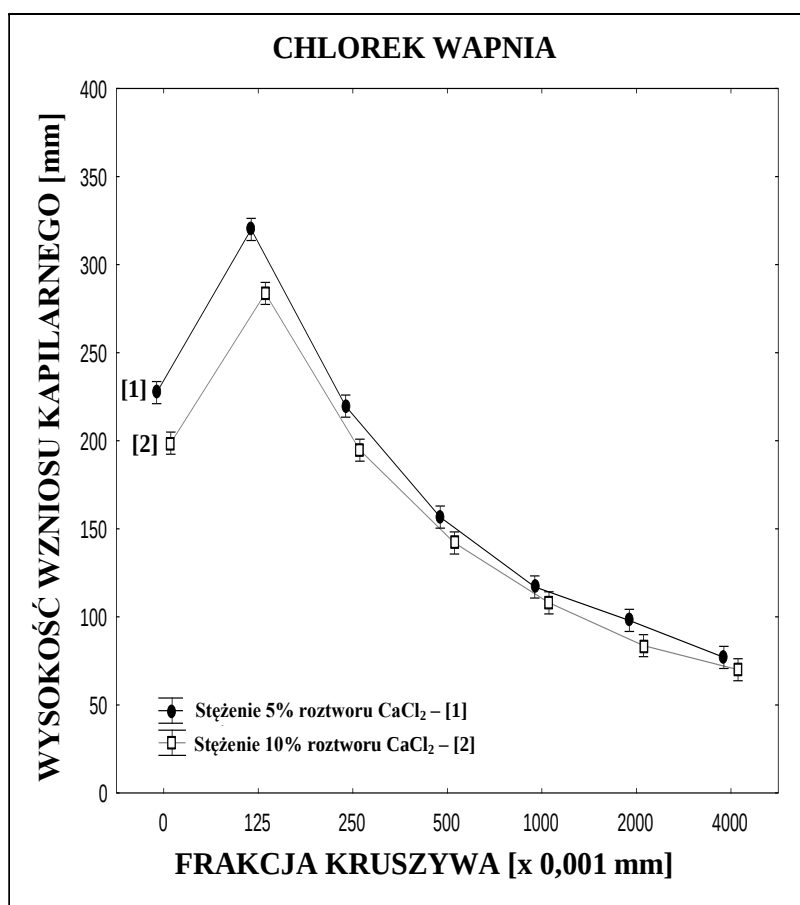
Table 3. The results of two factor analysis of variance for H₂O rise in accordance with a sort of deposit and a size of aggregate fraction

Źródło zmienności	Suma kwadratów odchyłeń [SS]	Liczba stopni swobody	Średnie kwadraty odchyłeń [MS]	Wartość statystyki F-Snedecora	Poziom istotności [p]
Czynniki główne:					
ZŁOŻE	34540	2	17270	21,17	0,000
FRAKCJA	294280	6	49047	60,12	0,000

Współczynnik korelacji $R = 98,54\%$, $p < 0,001$

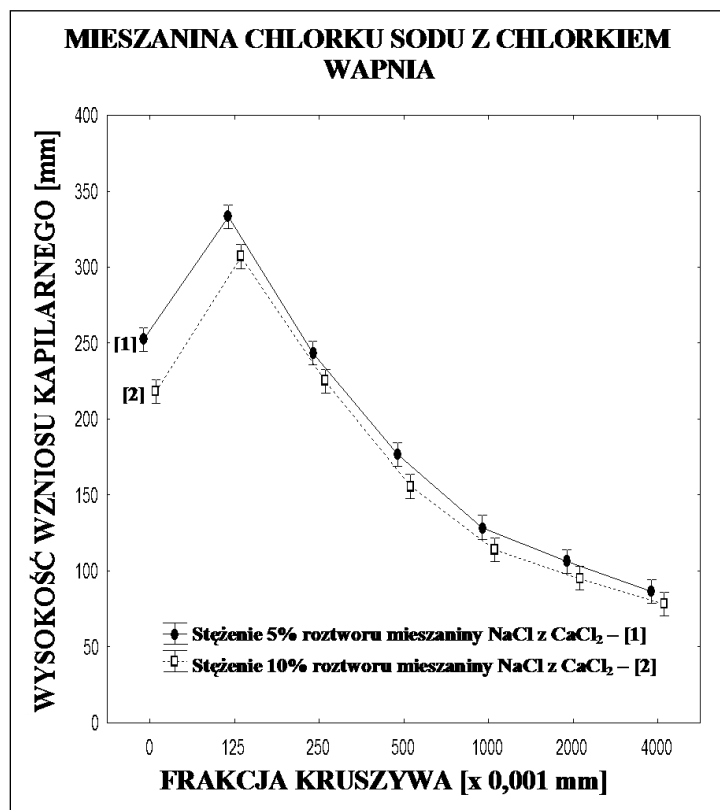
Z powyższej analizy wynika, iż w każdym analizowanym przypadku (CaCl₂, mieszaniny NaCl z CaCl₂ oraz H₂O) wpływ czynników głównych na zróżnicowanie wartości maksymalnego wzniosu kapilarnego jest wysoce istotny ($p < 0,001$), czyli znacząco różnicuje wysokość wzniosu kapilarnego. Ponadto stwierdzono dodatkowo istotne statystycznie interakcje pomiędzy stężeniem roztworu kapilującego i frakcją kruszywa ($p=0,002 \leq 0,01$; $p=0,05 \leq 0,05$). Oznacza to, iż dobór odpowiedniego stężenia związku chemicznego (5% albo 10%) do odpowiedniej frakcji kruszywa (bez względu na typ złoży) różnicuje znacząco wartość maksymalnego podsiąku kapilarnego. Stąd też, maksymalne wartości podsiąku kapilarnego, uzyskane dla różnych stężeń kapilujących roz-

tworów w danej frakcji kruszywa, mogą być albo bardzo różne, albo bardzo zbliżone. Na przykład, analizując zależność wysokości wzniosu kapilarnego od konfiguracji: stężenie związku chemicznego – frakcja kruszywa (rys. 2 i 3) stwierdzono, iż najlepszy efekt doboru stężenia związku (5% albo 10%) dla zróżnicowania wysokości podsiąku kapilarnego uzyskujemy dla frakcji naturalnej (0) oraz dla frakcji najdrobniejszej ($d = 0,125$ mm). Natomiast przy grubszych frakcjach ($d > 0,25$ mm), efekt doboru odpowiedniego stężenia związku dla danej frakcji kruszywa nie daje już tak wyraźnego zróżnicowania podsiąku kapilarnego.



Rys. 2. Wysokość wzniosu kapilarnego w zależności od konfiguracji stężenia związku chemicznego i frakcji kruszywa

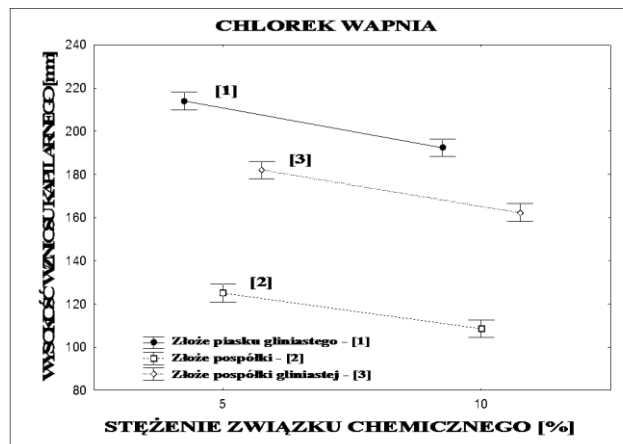
Fig. 2. The height of capillary rise in accordance with configuration of the concentration of a chemical solution and the aggregate fraction



Rys. 3. Wysokość wzniosu kapilarnego w zależności od konfiguracji stężenia związku chemicznego i frakcji kruszywa

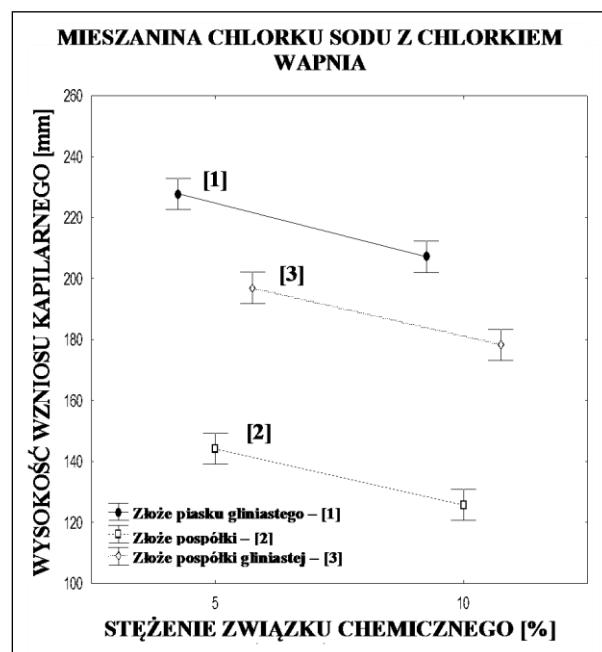
Fig. 3. The height of capillary rise in accordance with configuration of the concentration of a chemical solution and the aggregate fraction

Pomimo występowania bądź braku interakcji pomiędzy czynnikami głównymi, niezaprzeczalnym faktem jest to, iż uzyskanie najmniejszego podsiąku kapilarnego następuje przy zastosowaniu 10% związku chemicznego (bez względu na rodzaj związku) w przypadku najgrubszej frakcji ($d > 4,0$ mm) i to bez względu na rodzaj złoza. Na rys. 4 i 5 przedstawiono pewne konfiguracje pomiędzy rodzajem złoza, a stężeniem związku chemicznego. Wynika z nich, iż bez względu na rodzaj stężenia związku, najmniejsze podsiąki kapilarne uzyskujemy dla złoza przemylego (Nowogród Bobrzański), a ponadto – bez względu na rodzaj złoza, najmniejsze podsiąki kapilarne uzyskujemy przy zastosowaniu wyższego stężenia (10%) związku chemicznego. W związku z tym, nie występuje tam żadna interakcja ($p > 0,05$ zarówno dla CaCl₂, jak i mieszaniny NaCl z CaCl₂).



Rys. 4. Wysokość wzniosu kapilarnego w zależności od konfiguracji rodzaju złoża i stężenia związku chemicznego

Fig. 4. The height of capillary rise in accordance with configuration of a sort of deposit and the concentration of a chemical solution



Rys. 5. Wysokość wzniosu kapilarnego w zależności od konfiguracji rodzaju złoża i stężenia związku chemicznego

Fig. 5. The height of capillary rise in accordance with configuration of a sort of deposit and the concentration of a chemical solution

Dyskusja wyników

Reasumując wyniki badań można stwierdzić, że z praktycznego punktu widzenia wystarczy rozważyć jedynie czynniki główne, bowiem niektóre interakcje, pomimo iż są istotne statystycznie, nie wpływają zasadniczo na zmianę wysokości wzniosu kapilarnego [Kołodziejczyk i Ćwiąkała 2009].

Analiza wariancji w przypadku wody jest zawsze analizą dwuczynnikową (bez interakcji), ponieważ dla każdej konfiguracji złoża i frakcji dysponujemy jedynie pojedynczą obserwacją.

Analiza wariancji trójczynnikowej (z interakcjami drugiego rzędu) jest analizą jakościową, pokazującą istotny wpływ poszczególnych uwarunkowań na wartość wzniosu kapilarnego. Należy jednak pamiętać, że jest to analiza nie uwzględniająca dynamiki przebiegu podsiąku kapilarnego w czasie.

Z przeprowadzonych badań wynika, iż dodatek chlorku sodu (NaCl) do chlorku wapnia (CaCl_2) podwyższył znacząco wysokość wzniosu kapilarnego w porównaniu do wartości uzyskanych pod wpływem chlorku wapnia (CaCl_2).

Wykonane badania nad wysokością wzniosu kapilarnego pozwoliły na opracowanie uniwersalnego modelu tego zjawiska. Spośród możliwych wyrażeń, określających zależność wysokości wzniosu kapilarnego $[h]$ od czasu $[t]$, przy znanej frakcji kruszywa oraz znanym rodzaju i stężeniu związku chemicznego kapilującego w grunt, najlepszym okazał się model, w którym czas zmienia się logarytmicznie [Kołodziejczyk i in. 2009]:

$$h(t) = h_1 + v_1 \ln(t) \quad (1)$$

gdzie; t – czas wyrażony w [s], h_1 – wysokość wzniosu kapilarnego w pierwszej sekundzie, v_1 – prędkość wzniosu kapilarnego, określona wg wzoru:

$$v(t) = \frac{dh(t)}{dt} = \frac{v_1}{t} \quad (2)$$

Prędkość wzniosu kapilarnego jest funkcją malejącą względem czasu; w pierwszej sekundzie wynosi v_1 [mm/s], a następnie spada, i w pewnym momencie jest tak mała, że praktycznie oznacza stan nasycenia.

Gdy prędkość graniczną, wyznaczającą stan nasycenia, oznaczmy przez v_0 i odpowiadający jej czas przez t_0 , to począwszy od tego czasu osiągnięty jest stan nasycenia, jaki można obliczyć z następujących wzorów:

$$v_0 = \frac{v_1}{t_0}, \quad t_0 = \frac{v_1}{v_0} \quad (3)$$

Badania zgodności statystycznej przyjętego modelu (1) z danymi doświadczalnymi wykazały jego dobre dopasowanie (wyjaśnialność modelu znajduje się w granicach od 90 do 98%). Stwierdzono jednocześnie, iż dynamika wzniosu kapilarnego dla związków chemicznych ma podobny przebieg do dynamiki wzniosu wody. W związku z tym, modele dla tych związków są przeskalowanym modelem (1) i mogą być otrzymane przez pomnożenie parametrów h_1 i v_1 przez odpowiedni współczynnik, nazwany współczynnikiem kapilarności w_k . Oznaczając przez w_k współczynnik kapilarności dla: danego związku chemicznego, złoża kruszywa, frakcji kruszywa oraz stężenia związku chemicznego, otrzymamy model wysokości wzniosu kapilarnego $h(t)$ wyrażony wzorem [Kłodziejczyk i in. 2009]:

$$h(t) = w_k \times h_1 + w_k \times v_1 \ln(t) \quad (4)$$

Aby bliżej przyjrzeć się dynamice wzniosu kapilarnego, opracowano parametry dynamiki wzniosu kapilarnego dla wody w każdym charakterystycznym kruszywie (tab. 4-6) oraz przedstawiono wykresy intensywności wzniosu kapilarnego w czasie (rys. 6-8).

Tabela 4. Parametry statystyczne modelu dynamiki wzniosu kapilarnego dla kruszywa ze złoża Chynów

Table 4. Statistical parameters of the capillary rise dynamics model for aggregate from deposit in Chynów

Parametry dynamiki wzniosu kapilarnego wody w kruszywie ze złoża Chynów				
Frakcja kruszywa d [mm]	Wysokość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie h_1 [mm]	Prędkość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie v_1 [mm/s]	Współczynnik korelacji r [-]	Współczynnik determinacji $D = r^2$ [%]
naturalna	7,95	39,08	0,97	94
$0,125 \leq d < 0,25$	23,25	40,63	0,98	96
$0,25 \leq d < 0,50$	109,67	27,24	0,99	98
$0,5 \leq d < 1,0$	145,99	11,28	0,98	96
$1,0 \leq d < 2,0$	85,46	13,37	0,95	90
$2,0 \leq d < 4,0$	91,85	8,36	0,98	96
$d \geq 4,0$	69,08	7,94	0,97	94

Tabela 5. Parametry statystyczne modelu dynamiki wzniosu kapilarnego dla kruszywa ze złoża Józefowo

Table 5. Statistical parameters of the capillary rise dynamics model for aggregate from deposit in Józefowo

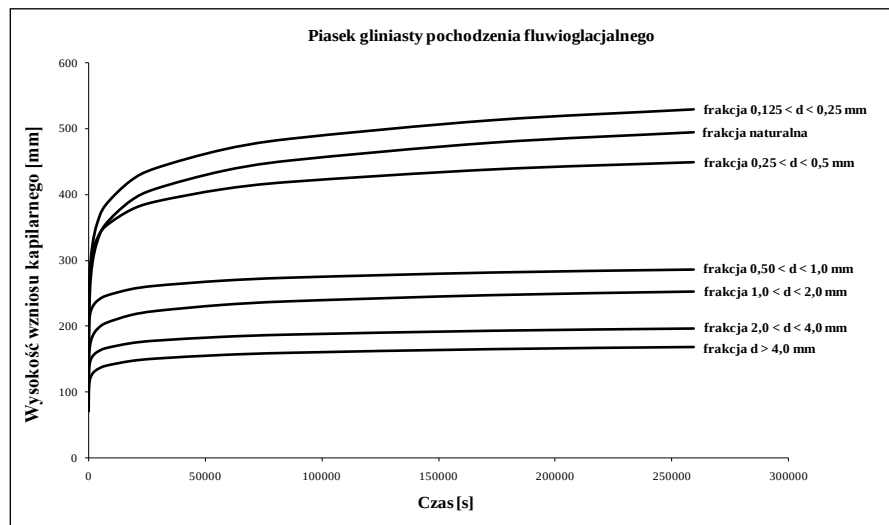
Parametry dynamiki wzniosu kapilarnego wody w kruszywie ze złoża Józefowo				
Frakcja kruszywa d [mm]	Wysokość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie h_1 [mm]	Prędkość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie v_1 [mm/s]	Współczynnik korelacji r [-]	Współczynnik determinacji $D = r^2$ [%]
naturalna	87,57	27,11	0,97	94
$0,125 \leq d < 0,25$	80,43	33,76	0,98	96
$0,25 \leq d < 0,50$	137,58	21,06	0,99	98
$0,5 \leq d < 1,0$	178,77	7,58	0,98	96
$1,0 \leq d < 2,0$	111,46	9,59	0,95	90
$2,0 \leq d < 4,0$	109,06	4,18	0,98	96
$d \geq 4,0$	84,90	4,29	0,97	94

Tabela 6. Parametry statystyczne modelu dynamiki wzniosu kapilarnego dla kruszywa ze złoża Nowogród Bobrzański

Table 6. Statistical parameters of the capillary rise dynamics model for aggregate from deposit in Nowogród Bobrzański.

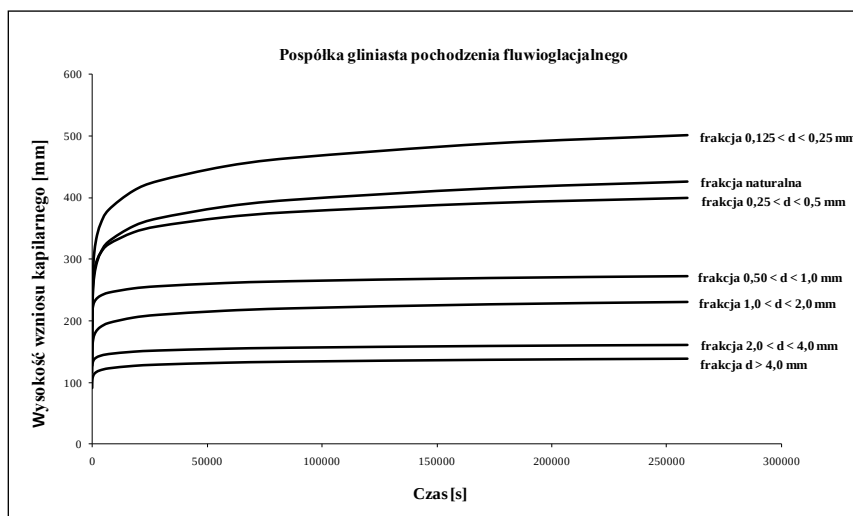
Parametry dynamiki wzniosu kapilarnego wody w kruszywie ze złoża Nowogród Bobrzański				
Frakcja kruszywa d [mm]	Wysokość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie h_1 [mm]	Prędkość wzniosu kapilarnego w 1 sekundzie v_1 [mm/s]	Współczynnik korelacji r [-]	Współczynnik determinacji $D = r^2$ [%]
naturalna	127,26	11,57	0,97	94
$0,125 \leq d < 0,25$	50,31	32,51	0,98	96
$0,25 \leq d < 0,50$	98,17	19,32	0,99	98
$0,5 \leq d < 1,0$	109,89	7,14	0,98	96
$1,0 \leq d < 2,0$	101,15	4,81	0,95	90
$2,0 \leq d < 4,0$	102,72	2,69	0,98	96
$d \geq 4,0$	94,88	2,58	0,97	94

Współczynniki korelacji mają bardzo wysokie wartości: od 0,95 do 0,99. Równie wysokie są współczynniki determinacji. A zatem, wyjaśnialność modelu waha się od 90% do 98%. Podobne wartości osiągają współczynniki korelacji i determinacji modeli typu (1) dla różnych związków chemicznych i ich mieszanin (NaCl, CaCl₂, mieszanina NaCl z CaCl₂).



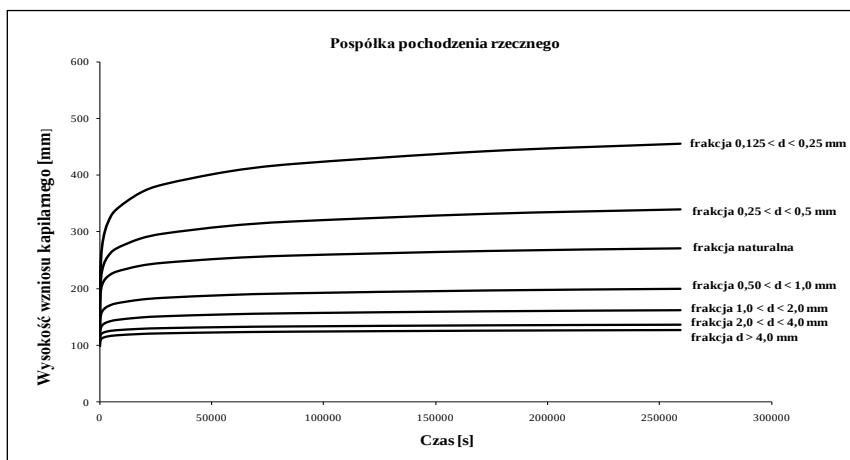
Rys. 6. Dynamika przebiegu wzniosu kapilarnego wody w jednostce czasu dla złoża Chynów – regresja modelu funkcji logarytmicznej

Fig. 6. Dynamics of water capillary rise process in unit of time for deposit Chynów – regression in the model of a logarithmic function



Rys. 7. Dynamika przebiegu wzniosu kapilarnego wody w jednostce czasu dla złoża Józefowo – regresja modelu funkcji logarytmicznej

Fig. 7 Dynamics of water capillary rise process in unit of time for deposit Józefowo – regression in the model of a logarithmic function



Rys. 8. Dynamika przebiegu wzniosu kapilarnego wody w jednostce czasu dla złoża Nowogród Bobrzański – regresja modelu funkcji logarytmicznej

Fig. 8. Dynamics of water capillary rise process in unit of time for deposit Nowogród Bobrzański – regression in the model of a logarithmic function

Przedstawione powyżej wykresy dynamiki przebiegu wzniosu kapilarnego wody (rys. 6-8) w dalszej dyskusji badań stanowią wykresy kruszyw wzorcowych, rozumiane jako pewien punkt odniesienia w stosunku do wykresów dynamiki wzniosu kapilarnego związków chemicznych lub ich mieszanin.

Znajomość tych zagadnień pozwala określić – poprzez korelację – kształtowanie się wysokości wzniosu kapilarnego w dowolnym kruszywie danego związku chemicznego lub mieszaniny związków, ponadto – o różnym stężeniu. Metoda ta opiera się o tzw. współczynnik kapilarności w_k , obrazujący skalę odmienności danego gruntu w stosunku do parametrów typowych dla kruszyw wzorcowych [Kołodziejczyk i in. 2009]. Współczynnik kapilarności w_k , charakteryzujący wznios kapilarny, wyznacza się dla kruszywa o naturalnym uziarnieniu i poszczególnych frakcji tego kruszywa, z zastosowaniem różnych związków chemicznych kapilujących w grunt oraz ich zróżnicowanych stężeń. Podatność analizowanego kruszywa na zjawisko wzniosu kapilarnego ustala się poprzez modyfikowanie (wymnożenie) wartości wzniosu kapilarnego uzyskanych dla kruszywa wzorcowego o współczynnik kapilarności w_k . Współczynnik kapilarności w_k jest zatem cechą charakterystyczną dla danego stężenia związku chemicznego, rozważanego złoża oraz analizowanej frakcji kruszywa. Metoda jego wyznaczenia polega na tym, iż dla każdego stężenia danego związku chemicznego, poszczególnego złoża oraz analizowanej frakcji kruszywa ustalono relacje zachodzące pomiędzy wysokością wzniosu kapilarnego roztworu danego

związku chemicznego w stosunku do odpowiedniej wysokości wzniosu kapilarnego wody, stanowiącej punkt odniesienia (wzorzec). Stosunki te wyznaczano jako funkcję czasu w modelu regresyjnym. Dla tych stosunków wyznaczono wartość średnią, odchylenie standardowe i współczynnik zmienności. We wszystkich przypadkach, z wyjątkiem incydentalnych, współczynnik zmienności, mierzony wzdłuż krzywej czasowej, okazał się być niewielki (rzędu kilku procent) i nie przekraczał wartości granicznej 25%. Świadczy to o stałości w czasie zależności dotyczącej wysokości wzniosu kapilarnego dowolnego związku chemicznego w stosunku do wzniosu kapilarnego wody, ale w tych samych warunkach (tzn.: ten sam związek chemiczny, identyczne stężenie związku chemicznego, to samo kruszywo i jego frakcja).

Poniżej, dla odzwierciedlenia omówionej zależności, przedstawiono przykład wyników badań kapilarności przy zastosowaniu chlorku wapnia (CaCl_2) o stężeniu 5% oraz kruszywa o naturalnym uziarnieniu pochodzącego ze złoża Chynów (tab. 7).

Tabela 7. Zestawienie wyników wyznaczenia zależności wysokości wzniosu kapilarnego przy zastosowaniu chlorku wapnia (CaCl_2) o stężeniu 5% i kruszywa o naturalnym uziarnieniu ze złoża Chynów

Table 7. The results of determining the relations of capillary rise height by using 5% CaCl_2 concentration and naturally grained aggregate from Chynów deposit.

-	Czas pomiaru podsiąku kapilarnego [s]	5	10	15	30	60	120	180	240	300	600
A	Maksymalna wysokość podsiąku kapilarnego w kruszywie o frakcji naturalnej, przy zastosowaniu 5% CaCl_2 [mm]	59	76	86	103	119	136	146	153	159	175
B	Maksymalna wysokość podsiąku kapilarnego w kruszywie o frakcji naturalnej przy zastosowaniu wody H_2O [mm]	71	98	114	141	168	195	211	222	231	258
-	Stosunek (A/B)	0,83	0,77	0,75	0,73	0,71	0,70	0,69	0,69	0,69	0,68
-	Czas pomiaru podsiąku kapilarnego [s]	900	1800	3600	7200	18000	28800	57600	86400	172800	259200
A	Maksymalna wysokość podsiąku kapilarnego w kruszywie o frakcji naturalnej, przy zastosowaniu 5% CaCl_2 [mm]	185	202	219	236	258	269	286	296	313	323
B	Maksymalna wysokość podsiąku kapilarnego w kruszywie o frakcji naturalnej, przy zastosowaniu wody H_2O [mm]	274	301	328	355	391	409	436	452	479	495
-	Stosunek (A/B)	0,68	0,67	0,67	0,66	0,66	0,66	0,66	0,65	0,65	0,65

Średnia wartość stosunku (A/B), czyli maksymalnej wysokości podsiąku kapilarnego w kruszywie o frakcji naturalnej przy zastosowaniu 5% CaCl_2 do maksymalnej wysokości podsiąku kapilarnego wody w kruszywie o frakcji naturalnej, wynosi 0,69 (69%) – przy odchyleniu standardowym 4,7% i współ-

czynniku zmienności 7%. Oznacza to, iż mnożąc wartości maksymalnych wysokości podsiąku kapilarnego wody przez tzw. współczynnik kapilarności $w_k = 0,69$ uzyskamy maksymalne wartości podsiąku kapilarnego 5% chlorku wapnia w kruszywie Chynów o frakcji naturalnej. Innymi słowy, krzywa wzniosu kapilarnego dla chlorku wapnia o stężeniu 5% we frakcji kruszywa naturalnego ze złoża Chynów jest krzywą wzniosu kapilarnego wody w tym samym kruszywie, przesuniętą o wartość tzw. współczynnika kapilarności $w_k = 0,69$ (69%). To spostrzeżenie upoważnia do stwierdzenia, że dynamika zmiany wysokości wzniosu kapilarnego wyznaczona jest dostatecznie precyzyjnie przez przebieg krzywej uzyskanej dla wody. A zatem, funkcja wysokości wzniosu kapilarnego, zależna od czasu, związku chemicznego, złoża, frakcji kruszywa i stężenia związku chemicznego może być uzyskana poprzez korelację odpowiedniej krzywej dla wody (krzywej wzorcowej); wystarczy wymnożyć daną wielkość określającą wznios kapilarny dla wody przez odpowiedni współczynnik kapilarności w_k . Zgodnie z takim trybem postępowania można określić np. współczynnik kapilarności w_k dla 5% chlorku wapnia i każdej frakcji gruntu (tab. 8).

Tabela 8. Wartości współczynnika kapilarności w_k kruszywa ze złoża Chynów dla 5% roztworu chlorku wapnia

Table 8. Value of capillarity factor w_k of aggregate from Chynów deposit for 5% Calcium Chloride solution.

Frakcja kruszywa d [mm]	naturalna	$0,125 \leq d < 0,25$	$0,25 \leq d < 0,50$	$0,5 \leq d < 1,0$	$1,0 \leq d < 2,0$	$2,0 \leq d < 4,0$	$d \geq 4,0$
Współczynnik kapilarności w_k [%]: kruszywo ze złoża Chynów, 5% roztwór chlorku wapnia CaCl_2	69	76	68	68	63	61	61

Relacja modelu wysokości wzniosu kapilarnego $h(t) = w_k \cdot h_1 + w_k \cdot v_1 \ln(t)$ oznacza, że wysokość wzniosu kapilarnego w pierwszej sekundzie dla danej konfiguracji można uzyskać poprzez odczytanie wartości wysokości wzniosu kapilarnego wody w pierwszej sekundzie, a następnie wymnożenie uzyskanej wartości przez odpowiedni współczynnik kapilarności w_k . Podobnie, prędkość wzniosu kapilarnego w pierwszej sekundzie jest wartością prędkości wzniosu kapilarnego w pierwszej sekundzie dla wody pomnożoną przez odpowiedni współczynnik kapilarności w_k . Na przykład, współczynnik kapilarności w_k dla chlorku wapnia o stężeniu 5%, złoże Chynów i frakcja naturalna, wynosi $w_k = 0,69$ (tab. 8), przy czym wysokość wzniosu kapilarnego w pierwszej sekundzie wynosi $h_1 = 0,69 \times 7,95 = 5,49$ [mm], a prędkość - $v_1 = 0,69 \times 39,08 = 26,97$ [mm/s]. Parametry 7,95 i 39,08 są w tym przypadku wartościami statystycznymi w modelu (1) dla wody na złożu Chynów i naturalnej frakcji kruszywa (tab. 4). Analogicznie można wyznaczyć wysokości i prędkości wzniosu kapilarnego w pierwszych sekundach procesu dla pozostałych frakcji kruszywa złoża Chy-

nów – mnożąc odpowiednie współczynniki kapilarności w_k (tab. 8) z odpowiednimi wartościami statystycznymi modelu (1) dla wody (tab. 4).

Współczynnik kapilarności w_k można przedstawić w postaci tablicy analitycznej, uzyskanej metodą wygładzania medianowego (ang. *median polish*). Taki sposób przedstawienia danych pozwala na uzyskanie informacji o wartościach charakterystycznych dla złoża (niezależnie od rodzaju i stężenia związku chemicznego oraz frakcji danego kruszywa), charakterystycznych dla związku chemicznego (niezależnie od stężenia, frakcji i złoża) oraz innych wartości, pokazujących ich indywidualny wkład w wynikową wysokość wzniosu kapilarnego. Zestawienie takie przedstawione jest w postaci bilansowej, obrazującej wpływ (dodatni lub ujemny) danego czynnika na wartości współczynnika kapilarności w_k . Konstrukcję tego zestawienia (tab. 9) można zaprojektować dla rozważanego już wyżej przykładu chlorku wapnia dla złoża Chynów.

Tabela 9. Wpływ efektów głównych na wartość współczynnika kapilarności w_k dla złoża Chynów z dodatkiem 5% bądź 10% chlorku wapnia

Table 9. The influence of main effects on value of capillarity factor w_k for deposit in Chynów with 5% or 10% Calcium Chloride additive.

Stężenie związku chem. [%]	Frakcja kruszywa d [mm]							Efekt główny stężenia	Efekt główny związku chemicznego i złoża
	naturalna	$0,125 \leq d < 0,25$	$0,25 \leq d < 0,50$	$0,5 \leq d < 1,0$	$1,0 \leq d < 2,0$	$2,0 \leq d < 4,0$	$d \geq 4,0$		
5	2%	-2%	1%	0%	1%	0%	-1%	2%	65%
10	-2%	2%	-1%	0%	-1%	0%	1%	-2%	
Efekt główny frakcji kruszywa	0%	11%	0%	1%	-5%	-6%	-5%		

Liczby wyróżnione w dolnym rzędzie i w ostatnich dwóch kolumnach oznaczają w zestawieniu efekty główne, opisujące wpływ głównych czynników na wartość współczynnika kapilarności w_k . Wielkość 65% charakteryzuje typową wartość współczynnika kapilarności w_k dla chlorku wapnia na złożu Chynów, czyli efekt główny związku chemicznego i złoża. Stężenie 5% chlorku wapnia zwiększa współczynnik kapilarności w_k o 2% do wartości 67%, natomiast stężenie 10% chlorku wapnia zmniejsza współczynnik kapilarności w_k o 2% do wartości 63%. Stężenie 5% chlorku wapnia daje więc efekt o 4% wyższy niż stężenie 10%. A zatem, efekt bilansowy widoczny jest poprzez korektę wartości typowej 65% o 2% lub -2% w zależności od stężenia 5% lub 10%. Wpływ czynnika frakcji kruszywa można prześledzić w dolnym rzędzie. Największą wartość tego współczynnika uzyskać można dla kruszywa o $0,125 \leq d < 0,25$ mm (wzrost o 11% do wartości 76%), a najmniejszą dla frakcji $2,0 \leq d < 4,0$ mm (spadek o 6% do wartości 59%). Liczby wewnątrz tabeli (w polach tabeli koloru szarego) opisują interakcje stężenia i frakcji kruszywa, charakteryzujące ich współdziałanie.

Tak więc, ostateczna wartość współczynnika kapilarności w_k może być przedstawiona jako suma następujących składników:

$$\text{współczynnik kapilarności } w_k = \text{efekt główny związku chemicznego i złoza} + \text{efekt główny stężenia} + \text{efekt główny frakcji kruszywa} + \text{interakcja stężenia i frakcji kruszywa}$$

Dla przykładu, współczynnik kapilarności w_k dla 5% chlorku wapnia i frakcji naturalnej na złożu Chynów wynosi: 65% (efekt główny związku chemicznego i złoza) + 2% (efekt główny stężenia) + 0% (efekt główny frakcji kruszywa) + 2% (interakcja stężenia i frakcji kruszywa) = 69% (tab. 9).

Reasumując, aby uzyskać krzywą wzniosu kapilarnego dla 5% chlorku wapnia we frakcji naturalnej złożu Chynów należy przemnożyć krzywą wzniosu kapilarnego dla wody we frakcji naturalnej tego złoża przez współczynnik kapilarności $w_k = 0,69$.

Na tej podstawie można określić tablice współczynników kapilarności w_k dla dowolnej mieszaniny chlorku sodu z chlorkiem wapnia (tab. 10).

Tabela 10. Wpływ efektów głównych na wartość współczynnika kapilarności w_k dla złoża Chynów z dodatkiem 5% bądź 10% mieszaniny chlorku sodu z chlorkiem wapnia

Table 10. The influence of main effects on value of capillarity factor w_k for deposit in Chynów with 5% or 10% mixture of Sodium Chloride and Calcium Chloride.

Stężenie związku chem. [%]	Frakcja kruszywa d [mm]							Efekt główny stężenia	Efekt główny związku chemicznego i złoza
	naturalna	$0,125 \leq d < 0,25$	$0,25 \leq d < 0,50$	$0,5 \leq d < 1,0$	$1,0 \leq d < 2,0$	$2,0 \leq d < 4,0$	$d \geq 4,0$		
5	-2%	1%	1%	1%	-2%	-1%	-2%	2%	72%
10	2%	-1%	-1%	-1%	2%	1%	2%	-2%	
Efekt główny frakcji kruszywa	-2%	15%	5%	5%	0%	-1%	-5%		

Na podstawie powyższych wyników (tab. 9 i 10) oraz w oparciu o model funkcji regresji logarytmicznej $h(t) = w_k \cdot h_1 + w_k \cdot v_1 \ln(t)$ można uzyskać dowolny wykres kształtowania się podsiąku kapilarnego dla:

- dowolnego złoża i dowolnej frakcji kruszywa,
 - dowolnego rodzaju i stężenia związku chemicznego,
- a ponadto – wysokość wzniosu kapilarnego w dowolnym czasie.

Wnioski

W wyniku przeprowadzonych badań kapilarności zaobserwowano charakterystyczne właściwości wzniosu kapilarnego, wskazujące na wyraźną jego zależność od: 1. genezy i uziarnienia gruntu budującego nasyp drogowy, 2. rodzaju związku kapilującego w nasyp (woda, CaCl_2 , mieszanina NaCl z CaCl_2) i 3. stężenia migrującego roztworu. Najwyższe wartości wzniosu kapilarnego uzyskano w najdrobniejszych frakcjach zbadanych kruszyw ($0,125 \leq d < 0,25$ mm), natomiast najniższe – we frakcji kruszyw o największym uziarnieniu ($d \geq 4$ mm). Wynika to przede wszystkim z porowatości gruntu; w gruncie o większych wymiarach porów wznios kapilarny zachodzi z większą prędkością, lecz osiąga ostatecznie niższy poziom, gdy tymczasem, w gruncie o mniejszych porach wznios kapilarny zachodzi z mniejszą prędkością, lecz w konsekwencji osiąga większą wysokość [Kołodziejczyk 2007]. Grunty o niskim wskaźniku różnoziarnistości ($U < 3$) oraz dużej zawartości frakcji pyłowo-iłowej ($f_{\pi} + f_i > 15\%$) wykazują wyższe wzniosy kapilarne w porównaniu z gruntami o większych wskaźnikach różnoziarnistości ($U > 5$) i mniejszej zawartości najdrobniejszych cząstek ($f_{\pi} + f_i < 15\%$) [Kołodziejczyk 2004]. Na tej podstawie można stwierdzić, iż proces kapilarności zależny jest zarówno od rodzaju jak i genezy gruntu. Można to wyjaśnić genezą złożeń. W gruntach o genezie rzecznej, czyli przemytych i pozbawionych frakcji pyłowo-iłowych (złoża Nowogród Bobrzański), migrujące kationy powodowały tylko częściowe zacieśnianie porów, które mimo wszystko pozostały drożne, natomiast w gruntach wykształconych w facji fluwioglacjalnej, zawierającej znaczne domieszki facji ilastej (złoża: Chynów, Józefowo), pod wpływem kationów mikropory uległy całkowitemu wypełnieniu wodą związaną, co z kolei spowodowało znaczny wzrost wzniosu kapilarnego [Kołodziejczyk i Ćwiąkała 2009]. Porównując maksymalne wzniosy kapilarne w kruszywie naturalnym oraz poszczególnych jego frakcjach stwierdzono jednoznacznie we wszystkich zbadanych złożach (Chynów, Józefowo, Nowogród Bobrzański), iż dodatek każdego związku chemicznego (NaCl , CaCl_2 , mieszaniny NaCl z CaCl_2) spowodował obniżenie wzniosu kapilarnego w stosunku do wzniosu wody. Wskazują na to również współczynniki kapilarności w_k wyznaczone dla poszczególnych związków chemicznych, które we wszystkich przypadkach są mniejsze od jedności. Ponadto, wyższe stężenie migrującego związku spowodowało zmniejszenie podsiąku kapilarnego i – tym samym – ograniczenie wysadzinowości gruntów. Z przeprowadzonych badań wynika, że najniższy wznios kapilarny nastąpi przy zastosowaniu 10% chlorku wapnia (CaCl_2) w kruszywach gruboziarnistych, pozbawionych domieszek pyłowo-iłowych.

Niestety, stosowanie środków chemicznych w zimowym utrzymaniu dróg, obok wielu zalet, takich jak szybkość i skuteczność działania oraz obniżenie kosztów akcji „zima”, wpływa niekorzystnie na stan środowiska naturalnego

[Kołodziejczyk 2008, Pečenik 1981]. Szkodliwemu oddziaływaniu poszczególnych związków użytych w zimowym utrzymaniu dróg ulegają zarówno grunty występujące w podłożu, jak również sąsiadujące z nimi gleby, wody (powierzchniowe i podziemne) oraz poszczególne gatunki flory i fauny.

Przeprowadzone badania miały charakter rozpoznawczy, a uzyskane wyniki wskazują na celowość kontynuacji eksperymentu przy zastosowaniu innych związków chemicznych stosowanych podczas zimowego utrzymania dróg. Przebadanie kolejnych substancji chemicznych pod kątem kapilarności da możliwość oceny ich skuteczności w zimowym utrzymaniu dróg, zarówno w odniesieniu do zwalczania gołoledzi, jak i możliwości ograniczenia awarii dróg spowodowanych wysadzinowością gruntów [Kołodziejczyk, Ćwiąkała 2009].

Przedstawiona koncepcja badań dynamiki wzniosu kapilarnego wody może posłużyć za kryterium eksploatacyjne, jak również – może wpłynąć na ocenę nowych rozwiązań projektowych w drogownictwie.

Literatura

1. *Bilans zasobów kopalin i wód podziemnych w Polsce*. Państwowy Instytut Geologiczny, Warszawa 2005
2. ĆWIAKAŁA M.: *Badania zagęszczalności kruszyw używanych w budownictwie drogowym*. W: Zeszyty Naukowe nr 133, Uniwersytet Zielonogórski, Zielona Góra 2007
3. ĆWIAKAŁA M.: *Metodyka zagęszczania gruntu do badań kapilarności*. [W:] Problemy geotechniczne i środowiskowe z uwzględnieniem podłoża ekspansywnych: IV Ogólnopolska Konferencja Młodych Geotechników, Bydgoszcz 2009
4. DĘBSKI W.: *Mały poradnik drogowca*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Warszawa 1974
5. FORTUNA E.: *Zwalczanie śliskości zimowej na drogach samochodowych w Polsce*. Biblioteka drogownictwa - Zimowe utrzymanie dróg. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa 1981
6. *Katalog wzmocnień i remontów nawierzchni podatnych i półsztywnych*. Opracowano w Instytucie Badawczym Dróg i Mostów na zlecenie Generalnej Dyrekcji Dróg Publicznych, Warszawa 2001
7. KOŁODZIEJCZYK U.: Wpływ chlorku sodu stosowanego w zimowym utrzymaniu dróg na kapilarność gruntów. [W:] *Geologos*, nr 11, 2007
8. KOŁODZIEJCZYK U.: *Wpływ uziarnienia gruntu na stan wód kapilarnych i migrację zanieczyszczeń w podłożu nasypów drogowych*. W: *Ochrona wód powierzchniowych, podziemnych oraz gleb wzdłuż dróg i autostrad*: Międzynarodowa Konferencja Naukowo – Techniczna. Krzyżowa, Polska, Warszawa 2004, s. 69-78

9. KOŁODZIEJCZYK U.: *Zimowe utrzymanie dróg a ochrona środowiska*. [W:] Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych = Environmental Protection and Natural Resources, nr 37, 2008
10. KOŁODZIEJCZYK U., ĆWIAKAŁA M.: *Analiza wyników modelowych badań wzniosu kapilarnego wody w nasypach drogowych*. [W:] kwartalnik Drogi i Mosty, Instytut Badawczy Dróg i Mostów, Warszawa 2009 (opracowanie w druku)
11. KOŁODZIEJCZYK U., ĆWIAKAŁA M., WIDUCH A.: *Kapilarność gruntu: Procedura badawcza dotycząca oznaczania kapilarności czynnej*. W: Warunki techniczne wykonania i odbioru dróg i mostów – Poradnik kierownika budowy i inspektora nadzoru. Wydawnictwo Verlag Dashofer, Warszawa 2009 (opracowanie w druku)
12. KOŁODZIEJCZYK U., ĆWIAKAŁA M., WIDUCH A.: *Sposób badania podatności gruntu na zjawisko wzniosu kapilarnego oraz ocena wpływu związków chemicznych stosowanych w zimowym utrzymaniu dróg na wydajność gruntów i ocena przydatności gruntu w budownictwie drogowym*. Zgłoszenie patentowe nr P.388695, Urząd Patentowy RP, Warszawa 2009
13. KOWALSKI W. C.: *Geologia inżynierska*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa 1988
14. PEČENIK A.: *Wpływ środków chemicznych na roślinność przydrożną i miejską, stosowanych do usuwania śliskości zimowej*. Biblioteka Drogownictwa. Wydawnictwo Komunikacji i Łączności, Warszawa 1981
15. *Polska Norma PN-88/B-04481: Grunty budowlane. Badania próbek gruntu*. Polski Komitet Normalizacji, Miary i Jakości, 1988
16. SOBCZYK M.: *Statystyka*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2008
17. STYPUŁKOWSKI B.: *Zagadnienia utrzymania i modernizacji dróg i ulic*. Wydawnictwa Komunikacji i Łączności, Warszawa 2000
18. WALESIAK M., GATNAR E.: *Statystyczna analiza danych z wykorzystaniem programu R*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa 2009
19. *Wytyczne Zimowego Utrzymania Dróg*: Załącznik do Zarządzenia Nr 18 Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, 2006
20. ZĄBCZYK K.: *Meteorologia drogowa a bezpieczeństwo ruchu*. SIG-NALCO Ltd. Polska, 2006

CAPILLARY RISE DYNAMICS OF WATER, CaCl_2 AND NaCl WATER SOLUTIONS IN THE ROAD EMBANKMENTS

S u m m a r y

One of the negative natural phenomena is soil swelling. It can be effectively limited by decreasing the height of capillary rise of ground water. This paper aims at presenting the model of capillary ascent depending on the kind of soil occurring in the road embankment as well as a type and concentration of solution migrating into the road embankment. The research was carried out into natural aggregate lying in the area of Zielona Góra and differentiated in a kind of aggregate and its genesis. Analysis of capillary rise was related to the genesis of aggregate and concentration of capillary rise. The results were presented as analysis of triple factor variance, the kind and concentration of compound, type of aggregate and size of aggregate fraction. The conducted research proved that the ground water shows the maximum height of capillary rise. However, the saturation of ground water with chemical compounds used in winter roads maintenance (NaCl with CaCl_2 in weight relation e.g. 4:1) and increase in concentration of those compounds (from 5% to 10%) decreases the capillary rise considerably as well as swelling.

Key words: soil capillarity, soil swelling, roads maintaining in winter

MAREK GĄSIOREK*

**OZNACZANIE ZAWARTOŚCI SUBSTANCJI
ROPOPOCHODNYCH W WODZIE I OSADACH DENNYCH
METODĄ CHROMATOGRAPHII GAZOWEJ**

Streszczenie

Zaproponowano sposób oznaczania zawartości substancji ropopochodnych w wodzie i osadach dennych jako sumy zawartości węglowodorów. Analizę zawartości substancji ropopochodnych w w/w próbkach środowiskowych przeprowadzono w oparciu o technikę kapilarnej chromatografii gazowej. Próbkę wody i osadów pobrano z kanału portowego Odry w Nowej Soli.

Słowa kluczowe: substancje ropopochodne, analiza wody, chromatografia gazowa

Wprowadzenie

Węglowodory zaliczane są do najczęściej występujących, organicznych zanieczyszczeń środowiska. Wody naturalne, jako jeden z podstawowych elementów środowiska, w chwili obecnej są szczególnie narażone na negatywne oddziaływania zanieczyszczeń węglowodorowych. Zwykle wiąże się to z powszechnym wykorzystywaniem przez człowieka produktów ropopochodnych, których głównym źródłem jest ropa naftowa. Podstawowym składnikiem produktów ropopochodnych takich jak: benzyna, oleje napędowe, nafta, mazut itp są węglowodory alifatyczne, obok których często występują pewne ilości węglowodorów naftenowych i aromatycznych. Związki te różnymi drogami przedostają się do środowiska wodnego [Dojlido 1995]. Istnieje zatem konieczność analizowania próbek środowiskowych, wywodzących się ze środowiska wodnego, na zawartość substancji ropopochodnych.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

Oznaczanie ropopochodnych opiera się najczęściej na metodzie chromatografii gazowej z wykorzystaniem kolumn kapilarnych i detektora FID [US EPA 1999]. Przygotowanie do analizy próbek środowiska wodnego jest dość kłopotliwe i czasochłonne, zwłaszcza wtedy, gdy zachodzi konieczność rozdzielenia faz, ekstrakcyjnego wyodrębniania analizowanych węglowodorów itp. [Bartulewicz i in. 1997]. Jeżeli zachodzi potrzeba identyfikacji poszczególnych węglowodorów tworzących mieszaninę substancji ropopochodnych, koniecznym staje się zastosowanie warunków chromatograficznych umożliwiających rozdział i pełną analizę analitu [TNRCC 2001]. Zwykle sprowadza się to do warunków umożliwiających analizę węglowodorów od C7 do C30 [Polska Norma 1994]. W niniejszej pracy podjęto próbę opracowania sposobu oznaczenia zawartości substancji ropopochodnych jako sumy zawartości węglowodorów w przeliczeniu na n-heptan. Wykorzystując technikę kapilarnej chromatografii gazowej wykonano odpowiednie analizy dla próbek wody i próbek osadów dennych.

Przedmiot i metodyka badań

Za miarę substancji ropopochodnych przyjęto sumaryczną zawartość węglowodorów oznaczoną metodą chromatografii gazowej. Próbkę wody i osadów dennych pobrano w dziesięciu punktach pomiarowych umiejscowionych w kanale portowym Odry w Nowej Soli [Sadecka i in. 2007, Krupińska i Płuciennik-Koropczuk 2008]. Pobrane próbki wody i osadów po wstępnym przygotowaniu poddawano ekstrakcji pentanem, a uzyskane ekstrakty analizowano chromatograficznie oznaczając w nich sumaryczną zawartość węglowodorów (C₇-C₃₀) w przeliczeniu na heptan. Analizy chromatograficzne przeprowadzono przy pomocy chromatografu gazowego GC-17A firmy Shimadzu, stosując kolumnę kapilarną i detektor FID.

Po badaniach wstępnych ustalono następujące warunki chromatografowania:

- detektor: FID, gaz nośny: azot;
- kolumna kapilarna: ZB-5, długość: 30 m, ID: 0,25 mm, film: 0,25 µm;
- temperatura kolumny (program): początkowo 4 minuty w temperaturze 40°C, po czym przyrost temperatury z szybkością 20°/min do 300°C i ostatecznie 10 minut w temperaturze 300°C (czas: 27 minut);
- temperatura injektora: 250°C;
- temperatura detektora: 300°C.

Poniżej przedstawiono procedury oznaczania zawartości substancji ropopochodnych w wodzie (procedura oparta na normie PN-C-04643: 1994) i osadach dennych (procedura opracowana z wykorzystaniem niektórych elementów normy PN-C-04643: 1994) oraz procedurę wyznaczania współczynnika ekstrakcji ropopochodnych z osadów

Procedura oznaczania zawartości substancji ropopochodnych w wodzie**- Wstępne przygotowanie**

Pobraną próbkę wody, w razie potrzeby poddajemy odwirowaniu w celu oddzielenia fazy stałej (zawiesiny, osady).

- Ekstrakcja substancji ropopochodnych

Pobieramy 50 cm³ badanej wody i umieszczamy w kolbce, do której następnie dodajemy 1 cm³ ekstrahenta (pentanu) o czystości chromatograficznej i szczelnie zamykamy. Całość dokładnie mieszamy i wytrząsamy przez 5 min. w celu ekstrakcji substancji ropopochodnych. Po ekstrakcji całość odstawiamy w celu rozdzielenia faz i w razie potrzeby poddajemy wirowaniu jeśli rozdział faz jest utrudniony.

- Analiza chromatograficzna

Ustalamy warunki chromatografowania i dla nich uzyskujemy linię bazową chromatogramu. Następnie wykonujemy chromatogram ekstrahenta (pentanu) i chromatogramy kontrolne roztworów wzorcowych o odpowiednich stężeniach w celu uzyskania krzywej kalibracyjnej: $S_w = f(c_w)$ gdzie: S_w – powierzchnia pików wzorca, c_w – stężenie wzorca. Jeśli dokonujemy analizy ropopochodnych w przeliczeniu na heptan to wzorcem musi być heptan o czystości chromatograficznej. Następnie w takich samych warunkach wykonujemy chromatogram ekstraktu z próbki wody. Za miarę zawartości substancji ropopochodnych przyjmujemy sumaryczną powierzchnię S wszystkich pików leżących w zakresie czasów retencji powyżej pików ekstrahenta.

Procedura oznaczania zawartości substancji ropopochodnych w osadach**- Wstępne przygotowanie**

Pobraną próbkę osadu dennego (osad, muł, gęsta zawiesina itp.) poddajemy odwirowaniu (5 min, 5000 obr./min) w celu oddzielenia fazy ciekłej, którą dekantujemy z nad odwirowanego osadu i zachowujemy dla dalszych badań.

- Oznaczenie suchej masy osadu

W odwirowanym osadzie wykonujemy oznaczenie na zawartość suchej masy (metoda wagowa, temperatura suszenia: 105°C, czas suszenia: do stałej masy). Z odważki odwirowanego osadu o masie m uzyskujemy wysuszony osad o masie m_{sm} , którego udział w odwirowanej próbce osadu wynosi: $x_{sm} = m_{sm}/m$.

- Ekstrakcja substancji ropopochodnych

Równolegle z tej samej próbki odwirowanego osadu pobieramy 10 g tego osadu i umieszczamy w naczyniu z nakrętką z tworzywa i membraną PTFE. Następnie do naczynia dodajemy 5 cm³ ekstrahenta (pentanu) o czystości chromatograficznej, szczelnie zamykamy, całość dokładnie mieszamy w celu uzyskania zawiesiny i pozostawiamy na 24 godziny w celu ekstrakcji substancji

ropopochodnych. Proces ekstrakcji przebiega wydajniej jeśli naczynka z ekstrahowanymi próbkami umieścimy na ściśle określony czas w wstrząsarce.

- Analiza chromatograficzna

Ustalamy warunki chromatografowania i dla nich uzyskujemy linię bazową chromatogramu. Następnie wykonujemy chromatogram ekstrahenta (pentanu) i chromatogramy kontrolne roztworów wzorcowych o odpowiednich stężeniach w celu uzyskania krzywej kalibracyjnej: $S_w = f(c_w)$ gdzie: S_w – powierzchnia pików (pików) wzorca, c_w – stężenie wzorca. Ponieważ dokonujemy analizy ropopochodnych w przeliczeniu na heptan, jako wzorzec stosujemy heptan o czystości chromatograficznej. Następnie w takich samych warunkach wykonujemy chromatogram ekstraktu z osadu. Za miarę zawartości substancji ropopochodnych przyjmujemy sumaryczną powierzchnię S wszystkich pików leżących w zakresie czasów retencji powyżej pików ekstrahenta.

Procedura wyznaczanie współczynnika ekstrakcji ropopochodnych z osadu

Do 10 g próbki odwirowanego osadu dodajemy ściśle określoną ilość wzorca w 5 cm³ ekstrahenta, porównywalną z zawartością ropopochodnych występujących w próbce (np. 5 cm³ roztworu heptanu w pentanie o stężeniu 10 µg heptanu/cm³). Następnie wykonujemy ekstrakcję i analizę chromatograficzną (chromatogram - pik S_w^E). Równolegle wykonujemy analizę chromatograficzną tej samej ilości wzorca w 5 cm³ ekstrahenta z pominięciem etapu mieszania z osadem i etapu ekstrakcji (chromatogram - pik S_w). Dla takiej samej próbki, w identyczny sposób wykonujemy ekstrakcję czystym ekstrahentem i analizę chromatograficzną ekstraktu (chromatogram - pik S). Analizy chromatograficzne wszystkich ekstraktów wykonujemy w identyczny sposób, w takich samych warunkach. Porównując powierzchnie tak uzyskanych pików wzorca wyznaczamy współczynnik ekstrakcji ropopochodnych z osadu W_E wg wzoru:

$$W_E = (S_w^E - S)/S_w \quad (1)$$

gdzie:

S_w^E - powierzchnia pików wzorca dodanego do próbki i poddanego ekstrakcji, odpowiadająca ilości wzorca odzyskanego z próbki na drodze ekstrakcji;

S - powierzchnia pików o czasie retencji wzorca w ekstrakcie (bez dodatku wzorca, tzw. „ślepa próba”);

S_w - powierzchnia pików wzorca z pominięciem etapu mieszania z próbką i ekstrakcji, odpowiadająca rzeczywistej ilości dodanego wzorca.

Dla określonego stosunku objętości ekstrahenta do masy osadu należy wyznaczyć średnią wartość współczynnika W_E .

Wyniki badań i dyskusja

Przyjmując za miarę zawartości substancji ropopochodnych sumę zawartości węglowodorów, z chromatogramów analizowanych ekstraktów należy wyznaczyć sumaryczne pola powierzchni wszystkich pików wchodzących w skład danego chromatogramu (S), za wyjątkiem pików ekstrahenta.

Stężenie substancji ropopochodnych w wodzie – x [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$] można obliczać ze wzoru:

$$x = S \cdot c_w \cdot V_E \cdot 1000 / S_w \cdot V \cdot W_E \quad (2)$$

gdzie:

S – pole powierzchni pików próbki,

S_w – pole powierzchni pików wzorca,

c_w – stężenie wzorca [$\mu\text{g}/\text{cm}^3$],

V_E – objętość ekstrahenta [cm^3],

V – objętość próbki wody [cm^3],

W_E – współczynnik ekstrakcji ropopochodnych z wody.

Zwykle jednak należy uzyskać krzywą kalibracji i z niej wyznaczyć współczynnik kalibracji K jako nachylenie tej krzywej (krzywa kalibracyjna przechodzi przez punkt o wsp. 0,0). Stężenie substancji ropopochodnych w wodzie (x [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]) obliczamy wówczas ze wzoru:

$$x = S \cdot V_E \cdot 1000 / K \cdot V \cdot W_E \quad (3)$$

gdzie: K – współczynnik kalibracji [$\text{cm}^3/\mu\text{g}$].

Należy dodać, iż oznaczalność wg normy PN-C-04643 (1994) dla pojedynczego węglowodoru wynosi $2 \mu\text{g}/\text{dm}^3$.

Wartości współczynnika ekstrakcji ropopochodnych z wody przyjęto zgodnie z normą PN-C-04643 (1994), wg której przy stosunku objętości pentanu (V_E) do objętości próbki wody (V) równym 1:50 współczynnik ekstrakcji W_E wynosi 0.90. Odpowiednio dla $V_E/V = 1:100$ $W_E = 0,82$, a dla $V_E/V = 1:10$ $W_E = 0,98$ [Polska Norma 1994].

Uzyskane wyżej opisaną metodą stężenia substancji ropopochodnych w próbkach wody pobranych z kanału portowego w Nowej Soli zebrano w tabeli 1. Najwyższymi stężeniami charakteryzowały się próbki nr 1, 4 i 5. Pełną ocenę jakości wody w nowosolskim kanale portowym przedstawiono w odpowiednich publikacjach [Sadecka i in. 2007, Krupińska i Płuciennik-Koropczuk 2008].

Tab. 1. Stężenia substancji ropopochodnych w próbkach wody

Tab.1. Concentrations of total petroleum hydrocarbons in water samples.

Numer próbki	Stężenie [$\mu\text{g}/\text{dm}^3$]
1	125,5
2	89,3
3	62,7
4	175,3
5	113,8
6	47,8
7	71,0
8	99,7
9	70,2
10	88,9

Zawartość substancji ropopochodnych w osadzie – x [$\mu\text{g}/\text{g}_{\text{sm}}$] można obliczać w oparciu o wzór:

$$x = S \cdot c_w \cdot V_E / S_w \cdot m \cdot x_{\text{sm}} \cdot W_E \quad (4)$$

gdzie:

S – pole powierzchni pików w chromatogramie ekstraktu próbki osadu,

S_w – pole powierzchni pików w chromatogramie wzorca,

c_w – stężenie wzorca [$\mu\text{g}/\text{cm}^3$],

V_E – objętość ekstrahenta [cm^3],

m – masa odwirowanego osadu [g],

x_{sm} – udział suchej masy w odwirowanym osadzie [$\text{g}_{\text{sm}}/\text{g}$],

W_E – współczynnik ekstrakcji ropopochodnych z osadu.

Podobnie jak w przypadku analizy ekstraktów z wody, należy jednak uzyskać krzywą kalibracji i wyznaczyć współczynnik kalibracji K . Zawartość substancji ropopochodnych w osadzie (x [$\mu\text{g}/\text{g}_{\text{sm}}$]) obliczamy ze wzoru:

$$x = S \cdot V_E / K \cdot m \cdot x_{\text{sm}} \cdot W_E \quad (5)$$

gdzie: K – współczynnik kalibracji [$\text{cm}^3/\mu\text{g}$]

Stężenia substancji ropopochodnych oznaczone w próbkach osadów pobranych z nowosolskiego kanału portowego zebrano w tabeli 2. Najwyższymi stężeniami charakteryzowały się próbki nr 1, 3 i 4.

Wartość współczynnika ekstrakcji (W_E) dla badanych próbek osadów wyznaczonego metodą bez wytrząsania wynosiła 0,636, a dla próbek wytrząsanych w wytrząsarce przez 12 godz. 0,865.

Wyznaczono także granicę oznaczalności (r) substancji ropopochodnych w próbkach osadów, zdefiniowaną jako ilość oznaczanej substancji, która może być efektywnie określona [Dojlido i Zerbe 1997]. Takiej wartości odpowiada rozróżnialny jeszcze pik na chromatogramie. Wartość obliczano ze wzoru:

$$r = S_{\min} \cdot V_E / K \cdot m \cdot x_{sm} \cdot W_E \quad (6)$$

gdzie:

r - granica oznaczalności [mg/kg_{sm}],

x_{sm} – udział suchej masy w próbce osadu,

$S_{\min}$ - minimalna powierzchnia pików przyjęta do obliczeń, $S_{\min} = 10$.

Przykładowe obliczenie:

$$r = 10 \cdot 5 \text{ cm}^3 / (53,49 \text{ cm}^3/\mu\text{g} \cdot 10 \text{ g} \cdot 0,238 \cdot 0,636) = 0,62 \text{ mg/kg}_{sm}$$

Wartości r dla różnych próbek osadów zebrano w tabeli 2. Wahały się one od 0,44 do 1,05 mg/kg_{sm} , a średnia wartość wynosiła 0,74 mg/kg_{sm} .

Tab. 2. Zawartości substancji ropopochodnych w próbkach osadów dla współczynnika ekstrakcji $W_E = 0,636$

Tab. 2. Amounts of total petroleum hydrocarbons in sediments samples for extraction coefficient $W_E = 0,636$.

Numer próbki	x_{sm}	Zawartość [mg/kg_{sm}]	r [mg/kg_{sm}]
1	0,238	833,1	0,62
2	0,143	163,3	1,05
3	0,174	556,2	0,85
4	0,173	425,6	0,85
5	0,148	197,8	0,99
6	0,184	288,9	0,80
7	0,334	105,3	0,44
8	0,222	201,5	0,66
9	0,230	94,8	0,64
10	0,311	33,6	0,47

Biorąc pod uwagę własne doświadczenia oraz doniesienia literaturowe [Bartulewicz i in. 1997, Polska Norma 1994] można sformułować kilka uwag końcowych:

- za wynik końcowy oznaczenia należy przyjąć średnią arytmetyczną dwóch równoległe przeprowadzonych oznaczeń,
- stosując pentan jako ekstrahent należy pamiętać o przechowywaniu próbek w szczelnie zamkniętych naczyniach i w niskiej temperaturze,

- jeżeli badana próbka nie zawiera heksanu, jako ekstrahent zalecany jest heksan,
- za wzorzec można też przyjąć np. benzynę bezołowiową o ściśle określonym składzie; wtedy powierzchnia S_w będzie sumaryczną powierzchnią wszystkich pików składających się na chromatogram benzyny,
- w celu zwiększenia współczynnika ekstrakcji, próbki osadu winny być w maksymalnym stopniu pozbawione wody, pod warunkiem że nie doprowadzi to do strat w zawartości substancji ropopochodnych,
- wydaje się, że wydajność ekstrakcji można poprawić dodając do niepolarnego ekstrahenta (pentan) pewną ilość rozpuszczalnika polarnego (metanol),
- zalecana jest homogenizacja osadu w ekstrakcji,
- w niektórych przypadkach ekstrakcję należałoby prowadzić w aparatach Soxhleta, a uzyskane ekstrakty oczyszczać lub wyodrębniać z nich badany analit.

Wnioski

- Metoda kapilarnej chromatografii gazowej może być z powodzeniem stosowana w celu oznaczenia zawartości substancji ropopochodnych w środowiskowych próbkach wody i osadów dennych.
- Omówione w pracy procedury analityczne pozwalają na uzyskanie wyników, które mogą stanowić podstawę wstępnej oceny zanieczyszczenia środowiska wodnego substancjami ropopochodnymi.
- Zwiększenie współczynnika ekstrakcji (odzysk) ropopochodnych w przypadku osadów, nadal pozostaje problemem wymagającym lepszych rozwiązań.
- O ile czas samej analizy chromatograficznej jest stosunkowo krótki, to procedury przygotowania próbki do analizy, w niektórych przypadkach nadmiernie zwiększają czasochłonność metody.

Literatura

1. BARTULEWICZ J., GAWŁOWSKI J., BARTULEWICZ E.: *Pobieranie i przygotowanie prób do oznaczania związków organicznych metodami chromatografii.*, Wyd. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1997
2. BARTULEWICZ J., GAWŁOWSKI J., BARTULEWICZ E.: *Zastosowanie chromatografii gazowej i cieczowej do analizy zanieczyszczeń środowiska.*, Wyd. PIOŚ, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa 1997.

3. DOJLIDO J.R.: *Chemia wód powierzchniowych*, Wyd. Ekonomia i Środowisko, Białystok 1995
4. DOJLIDO J., ZERBE J.: *Instrumentalne metody badania wody i ścieków*, Wyd. Arkady, Warszawa 1997
5. KRUPIŃSKA I., PŁUCIENNIK-KOROPCZUK E.: *Ocena jakości wody i osadów dennych z kanału portowego w Nowej Soli*. Materiały Konferencyjne: *Oczyszczanie ścieków i przeróbka osadów ściekowych*, t.2, 195-201, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2008.
6. POLSKA NORMA PN-C-04543, 1994
7. SADECKA Z., PIONTEK M., MYSZOGRAJ S.: *Badanie składu fizyczno-chemicznego i mikrobiologicznego wody i osadów dennych pobranych z kanału portowego w Nowej Soli (raport z badań)*, 2007, 1-23
8. TNRCC Method 1005 : *Total Petroleum Hydrocarbons*, Texas Natural Resource Conservation Commission, Austin 2001
9. US EPA: *Extractable petroleum hydrocarbons by GC/FID*, Standard operating procedure #385, Richmond California 1999

DETERMINATION OF TOTAL PETROLEUM HYDROCARBONS IN WATER AND FLUVIAL DEPOSITS BY GAS CHROMATOGRAPHY

S u m m a r y

The method of fast determination of total petroleum hydrocarbons in water and fluvial deposits has been suggested. The above mentioned environmental samples have been analyzed by means of capillary gas chromatography method. The samples of water and sediments were taken from port channel of the Odra river in Nowa Sól.

Key words: petroleum hydrocarbons, water analysis, gas chromatography

SYLWIA MYSZOGRAJ*

**BILANS CHZT W PROCESIE FERMENTACJI
METANOWEJ NA PODSTAWIE MODELU ADM1***Streszczenie*

W artykule przedstawiono podstawowe założenia matematycznego modelu stabilizacji beztlenowej - Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). Wymagana w modelu charakterystyka osadów ściekowych przez podanie udziału węglowodanów, tłuszczu i białek w suchej masie z reguły nie jest możliwa. Zawartość substancji organicznej w osadach ściekowych może być wówczas zdefiniowana jako ChZT.

Słowa kluczowe: fermentacja metanowa, model matematyczny, frakcje ChZT

Wprowadzenie

Pierwsze matematyczne modele stabilizacji beztlenowej uwzględniały tylko reakcje syntezy metanu i opierały się na założeniu, że etapem limitującym proces fermentacji jest metanogeneza [Andrews 1969; Andrews, Graef 1971]. Rozszerzeniem tej koncepcji struktury modeli [Hill, Barth 1977] było uwzględnienie reakcji zarówno hydrolizy frakcji nierozpuszczonych jak i produkcji lotnych kwasów tłuszczowych (LKT, ang. VFA). W modelu tym przyjęto LKT jako grupę kwasów organicznych, która jest jedynym substratem dla bakterii metanowych.

Ustalenie znaczącej roli wodoru w procesie fermentacji metanowej, jego produkcji i zużycia było kluczowym postępowaniem w ewolucji modelowania procesów beztlenowych [Mosey 1983]. Odkrycie to pozwoliło na rozwój modelowania tego procesu przez dalsze opisywanie innych substratów i produktów, m.in. frakcjonowania kwasów tłuszczowych, produkcję metanu z kwasu octowego lub wodoru. Na bazie podziału procesu fermentacji na cztery fazy i przyjęcia struktury "czterech populacji" Mosey'a, stworzono wiele modeli, w tym modele Costello i in. [1991] oraz Jones'a i in. [1992].

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

W większości nowych modeli stabilizacji beztlenowej wykorzystuje się podejście macierzowe, jakie zastosowano dla modeli osadu czynnego takich jak ASM1, ASM2 i ASM2d (*Activated Sludge Models*) [Scientific and Technical Report No 9, IWA].

Procesy jednostkowe opisujące fermentację metanową – struktura ADM1

Stowarzyszenie The International Water Association (IWA) opublikowało w 2001 roku model stabilizacji beztlenowej – *Anaerobic Digestion Model No. 1* [ADM1]. ADM1 jest szczegółowym i kompleksowym matematycznym modelem strukturalnym procesów beztlenowego rozkładu substancji organicznej, opisującym przemiany złożonych substratów organicznych do metanu i dwutlenku węgla, a także charakteryzującym produkty niepełnego rozkładu.

Pomimo wielu zastrzeżeń, ADM1 jest obecnie modelem wykorzystywanym preferencyjnie do badań i optymalizacji stabilizacji beztlenowej materii organicznej.

Struktura modelu obejmuje kolejne etapy rozkładu (dezintegracja/hydroliza, acidogeneza, acetogeneza i metanogeneza) i oparta jest na podziale zachodzących procesów na dwie grupy (rys.1):

- procesy biochemiczne obejmujące enzymatyczny rozkład biodegradowalnej materii organicznej;
- procesy fizyczno-chemiczne uwzględniające asocjację/dysocjację jonów oraz przepływ masowy w układzie gaz-ciecz. Model nie opisuje procesów strącania chemicznego.

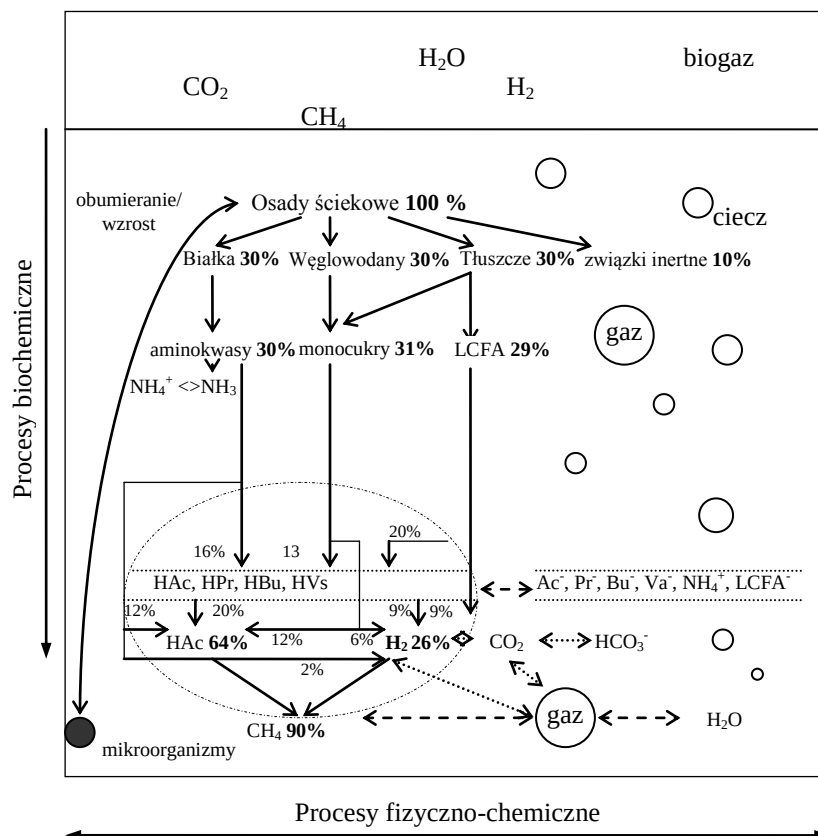
Drogi przemian i procentowy udział związków organicznych w kolejnych fazach fermentacji metanowej przedstawiono na rys. 1.

W ADM1 założono, że pierwszym etapem procesów beztlenowych jest dezintegracja, która w dużym stopniu nie jest procesem biologicznym i dotyczy upłynniania substratów takich jak m.in. obumurłe mikroorganizmy, osad wstępny, osad nadmierny do cząsteczkowych cukrów, białek i tłuszczów oraz frakcji nierozkładalnych (inertnych).

Enzymatyczna hydroliza obejmuje dalszy rozkład tych polimerów odpowiednio do monocukrów, aminokwasów i długo łańcuchowych kwasów tłuszczowych, które są transportowane przez ściany komórkowe bakterii. Proces ten prowadzony jest przez bakterie hydrolizujące, które poprzez enzymy zewnątrzkomórkowe działają na nierozpuszczalne związki organiczne. Proces ten z zasady jest bardzo powolny, co może spowodować, że fermentacja metanowa może być limitowana w układach, do których doprowadzona jest duża ilość zawiesin organicznych.

Obydwie fazy rozkładu, dezintegracja i hydroliza traktowane są jako reakcje pierwszego rzędu.

W kolejnej fazie (acidogenezie) w wyniku działalności bakterii kwasotwórczych produkty hydrolizy są rozkładane do niskocząsteczkowych związków organicznych, głównie lotnych kwasów tłuszczowych (mrówkowego, octowego, propionowego, masłowego, walerianowego, kapronowego) oraz alkoholi (etanolu, metanolu, butanolu), aldehydów i produktów gazowych (dwutlenku węgla i wodoru).



LCFA długołańcuchowe kwasy tłuszczowe (long chain fatty acids), LCFA⁻ zdycocjowane kwasy tłuszczowe (LCFA base equivalent), HVa kwas walerianowy (valeric acid), Va⁻ waleriany (valerate), HBu kwas masłowy (maślany), HPr kwas propionowy (propionic acid), Pr⁻ propioniany (propionate), HAc kwas octowy (acetic acid), Ac⁻ octany (acetate).

Rys. 1 Procesy jednostkowe fermentacji metanowej ujęte w modelu ADM1
[Scientific and Technical Report No 13, IWA]

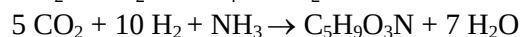
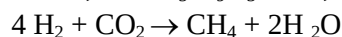
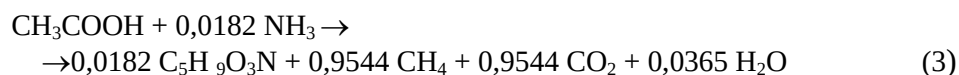
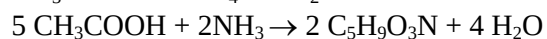
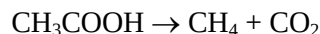
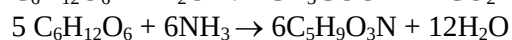
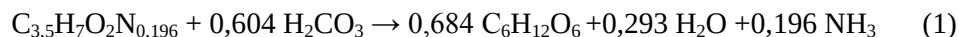
Fig.1 Conversion processes in anaerobic digestion as used in the ADM1
[Scientific and Technical Report No 13, IWA]

Bakterie dominujące w tej fazie są zarówno bezwzględnymi, jak i też względnymi beztlenowcami. Już na tym etapie powstają związki posiadające charakter metanogeny np. kwas mrówkowy, kwas octowy, metanol, dwutlenek węgla i wodór. Mogą być one wykorzystywane przez bakterie metanowe i przetwarzane do końcowego produktu fermentacji, tj. metanu.

Kwasy organiczne, m.in. propionowy, masłowy i walerianowy są przekształcane w kwas octowy (octanogeneza) i wodór. Metan ostatecznie produkowany jest z rozkładu kwasu octowego (octanogenna metanogeneza = 64%) i redukcji dwutlenku węgla przez wodór cząsteczkowy (wodorowa metanogeneza = 26%).

W celu sformułowania bilansu masowego procesu fermentacji metanowej, przyjmuje się, że kwasy tłuszczowe są reprezentowane wyłącznie przez kwas octowy, a zhydrolizowana rozpuszczona frakcja biodegradowalna ChZT opisana jest wzorem sumarycznym glukozy. Frakcje cząsteczkowe definiowane są formułami: $C_{3,5}H_7O_2N_{0,196}$ (osad wstępny) oraz $C_5H_7O_2N$ lub $C_5H_9O_3N$ (biomasa, osad czynny).

Kolejne przemiany w fermentacji metanowej stechiometrycznie można przedstawić następująco [Nopharatana 2007]:



Wymagana w ADM1 charakterystyka osadów ściekowych przez podanie udziału węglowodanów, tłuszczu i białek w suchej masie, ze względu na możliwości analityczne nie jest z reguły możliwa. Zawartość substancji organicznej

w osadach ściekowych może być również w takim przypadku zdefiniowana jako ChZT.

Podział substratów organicznych na frakcje ChZT zgodnie z ADM1

Schemat przemian beztlenowego rozkładu osadów ściekowych z uwzględnieniem podziału substratu organicznego na frakcje ChZT przedstawiono na rys. 2 [Ristow i in. 2004]. Model ADM1 został tu rozwinięty w celu zbilansowania poszczególnych frakcji materii organicznej: zawiesinowego biodegradowalnego ChZT, rozpuszczonego biodegradowalnego ChZT (produkty hydrolizy), lotnych kwasów tłuszczowych oraz ilości acidogennej i metanogennej biomasy.

Zmodyfikowany model ADM1 opiera się na następujących założeniach:

- frakcja ChZT osadów ściekowych składa się z niebiodegradowalnej frakcji zawiesinowej (S_{upi}), biodegradowalnej frakcji zawiesinowej (S_{bpi}), niebiodegradowalnej frakcji rozpuszczonej (S_{usi}), biodegradowalnej frakcji rozpuszczonej (S_{bsfi}), zawierającej frakcję lotnych kwasów tłuszczowych (S_{VFai}):

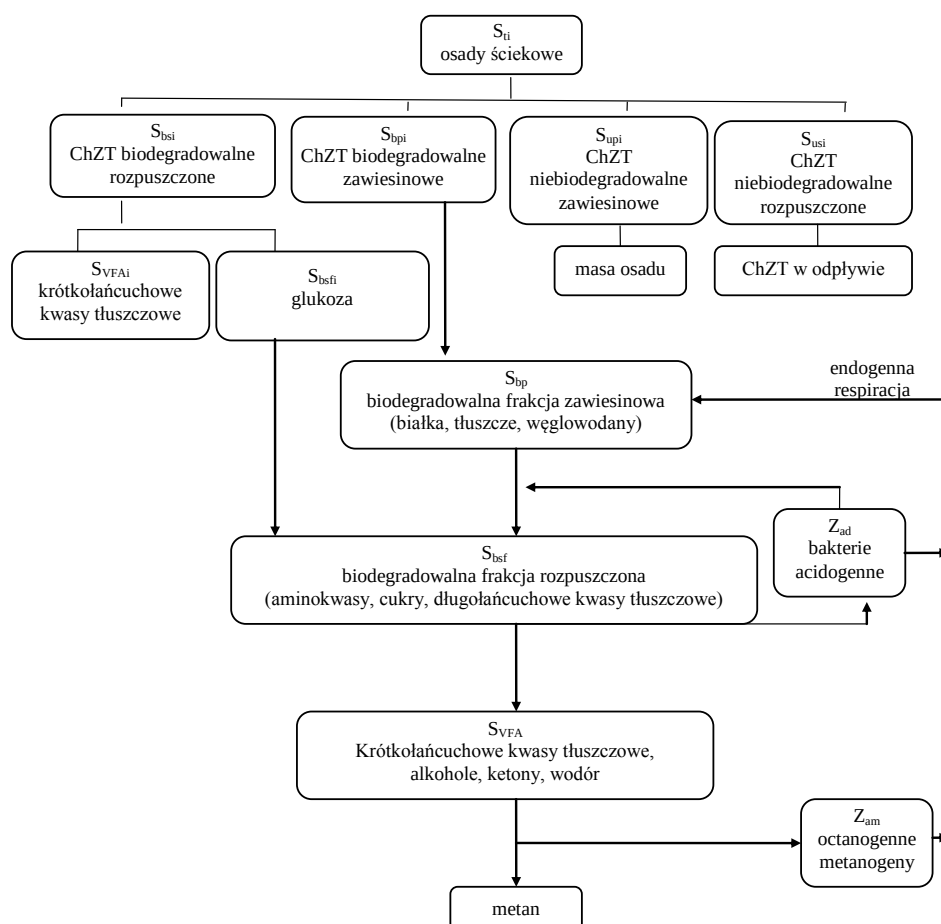
$$S_{ti} = S_{upi} + S_{bpi} + S_{usi} + S_{bsfi} + S_{VFai} \quad (5)$$

- w biodegradacji substancji organicznych uczestniczą trzy grupy organizmów: acidogenne (Z_{ad}), octanogenne metanogeny (Z_{am}) i wodorowe metanogeny (Z_{hm}),
- biomasa Z_{hm} masowo jest mało znacząca w porównaniu z pozostałymi składnikami, stąd z reguły jest pomijana,
- stężenie biomasy acidogennej i metanogennej w dopływie jest nieistotne,
- acidogenna biomasa wzrasta zgodnie z równaniem Monoda, zużywając produkty hydrolizy,
- octanogenna biomasa wzrasta również zgodnie z równaniem Monoda, zużywając produkty acidogenezy,
- endogenna respiracja acidogennych i metanogennych mikroorganizmów prowadzi do powstania biodegradowalnego zawiesinowego ChZT,
- ChZT w cieczy nadosadowej (S_t) zawiera niebiodegradowalną frakcję zawiesinową (S_{upi}), biodegradowalną frakcję zawiesinową (S_{bp}), niebiodegradowalną frakcję rozpuszczoną (S_{usi}) oraz acidogenną i octanogenną biomasę (Z_{ad} i Z_{am}):

$$S_t = S_{upi} + S_{bp} + S_{usi} + Z_{ad} + Z_{am} \quad (6)$$

- w osadzie przefermentowanym stężenie LKT i frakcji rozpuszczonej biodegradowalnej jest pomijane $S_{bsf} = S_{VFA} = 0$,

- faza hydrolizy w największym stopniu limituje przebieg procesu stabilizacji beztlenowej.



Rys. 2 Schemat przemian beztlenowego rozkładu osadów ściekowych z uwzględnieniem podziału substratu na frakcje ChZT [Ristow i in. 2004]

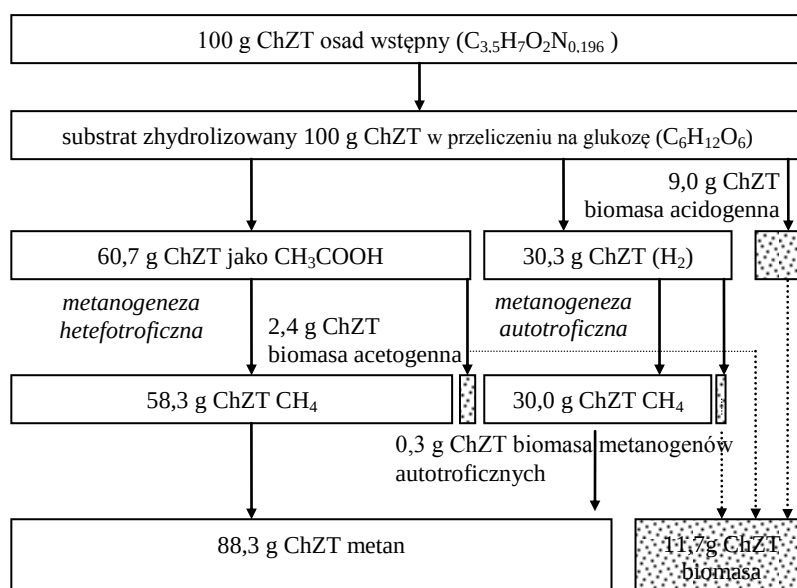
Fig.2 Diagram of anaerobic digestion of sewage sludge provided for substrate division on COD fraction [Ristow et al. 2004]

Stechiometria fermentacji metanowej z uwzględnieniem bilansu ChZT

Stechiometrię beztlenowego rozkładu 100 g ChZT w postaci biodegradowalnej biomasy osadu wstępnego przedstawiono na rys. 3 [Sotemann 2005].

W przykładowych obliczeniach nie uwzględniono endogennej respiracji biomasy, ze względu na jej znikomy wpływ na bilans masowy (<3%).

Wszystkie substraty organiczne i wodór cząsteczkowy, są podawane w przeliczeniu na ChZT, zgodnie z założeniami przyjętymi w ADM1. Wskaźnik ChZT jest tu rozumiany jako wartość odpowiadająca teoretycznemu zapotrzebowaniu na tlen, zgodnie z prawem zachowania masy opartej na bilansie elektronów, a nie jako wskaźnik oznaczany analitycznie.



Rys. 3 Stechiometria fermentacji metanowej osadu wstępnego (przykład dla 100 g ChZT) [Sotemann S.W. 2005].

Fig. 3 Stechiometry of anaerobic digestion 100 g COD primary sludge [Sotemann S.W. 2005].

W procesie fermentacji metanowej ze 100 g ChZT w postaci masy osadu wstępnego o wzorze sumarycznym $C_{3.5}H_7O_2N_{0.196}$ teoretycznie otrzymamy metan w ilości 88,3 g ChZT oraz 11,7 g ChZT w postaci przyrostu biomasy. 100 g ChZT odpowiada 2,67 molom węgla organicznego (32 g C).

Stechiometrycznie 88,3 g ChZT odpowiada 1,38 molom C (16,5 g C), natomiast 11,7 g ChZT biomasy o wzorze sumarycznym $C_5H_7O_2N$ to 0,37 moli C (4,4 g C).

Różnica między parametrami początkowymi i końcowymi procesu wynosi (w odniesieniu do bilansu molowego C):

$$2,67 - (1,38 + 0,37) = 0,92 \text{ mol C (11g C)},$$

i w modelu ADM1 odpowiada produkcji CO_2 zarówno jako składnika biogazu jak i CO_2 rozpuszczonego w cieczy.

Dokładne obliczenia możliwe są wyłącznie dla określonej wartości pH procesu, która zależy m.in. od ilości azotu amonowego powstającego z rozkładu biomasy (0,15 mol N powstaje ze 100 g ChZT biomasy $C_{3,5}H_7O_2N_{0,196}$) oraz od ciśnienia parcjalego CO_2 w fazie gazowej.

Podsumowanie

Model ADM1 podlega ciągłym uzupełnieniom i zmianom. Pomimo wielu niedociągnięć Anaerobic Digestion Model No.1 jest wiodącym opracowaniem wykorzystywanym w optymalizacji fermentacji metanowej.

Podstawowym utrudnieniem w korzystaniu z matryc macierzowych tego modelu jest brak spójności zmiennych stanu, które nie są zgodne ze standardowymi modelami osadu czynnego (tj. seriami ASM, modelem BioWin i innymi). W przypadku modelowania procesów beztlenowych prowadzonych w oczyszczalniach ścieków, potrzebny jest "model sprzęgający" procesy oczyszczania ścieków z procesami przeróbki osadów.

Ponadto w ADM1 nie uwzględniono fosforu jako zmiennej stanu czy też uwalniania azotu w procesie endogennej respiracji. Uwalnianie fosforu w komorach stabilizacji beztlenowej, a także wzrost stężenia azotu amonowego są szczególnie istotne w symulacjach dotyczących oczyszczalni ścieków z biologicznym usuwaniem związków biogenych.

Podział substratów organicznych na frakcję rozpuszczoną i cząsteczkową ChZT oraz biodegradowalną i niebiodegradowalną stanowi znaczny problem w wykorzystaniu praktycznym modelu, z powodu braku możliwości analitycznych ich oznaczania. Estymacja tych parametrów prowadzi niejednokrotnie do zmiany wielu danych.

Dlatego też w wielu przypadkach osady ściekowe są charakteryzowane przez suchą masę i zależność pomiędzy ChZT, a suchą masą organiczną. Dla osadów wstępnych typowa wartość tej zależności wynosi 2,0 kgChZT/ kg s.m.o., natomiast dla osadów nadmiernych 1,4 kg ChZT/ kg s.m.o. [Parkin,

Owen 1986]. Udział frakcji biodegradowalnych wynosi dla osadów wstępnych około 69% [Parkin, Owen 1986], a w przypadku osadów nadmiernych zależy od warunków prowadzenia procesu tlenowego oczyszczania ścieków. W zależności od wieku osadu udział frakcji biodegradowalnych w osadzie czynnym wynosi od 30% do 50% [Gossett, Belser 1982].

Wyznaczenie udziału masy biodegradowalnej osadów ściekowych może być wykonane w oparciu o przeprowadzone testy długoterminowego rozkładu w warunkach beztlenowych. Ponieważ jak dotąd nie ma standardów jednoznacznie określających metodykę takich testów, wyznaczenie frakcji biodegradowalnych stanowi problem w oszacowaniu parametrów niezbędnych dla macierzy macierzowej ADM1. W związku z tym w rozważaniach praktycznych z dobrym przybliżeniem przyjmuje się, że zmniejszenie masy organicznej fermentowanego substratu jest proporcjonalne do zmniejszenia ChZT [Parker 2005].

ADM1 jest kompleksowym modelem strukturalnym opisującym przemiany substratów organicznych w warunkach beztlenowych, jednak o sukcesie jego wykorzystania decyduje poprawne określenie poszczególnych frakcji ChZT, co nie zawsze jest możliwe do przeprowadzenia.

Literatura

1. ANDREWS J.F.: *Dynamic model of the anaerobic digestion process*. J. Sanit. Engng. Div. Proc. ASCE, 95 (SA1), s. 95-116, 1969
2. ANDREWS J.F., GRAEF S.P.: *Dynamic modeling and simulation of the anaerobic digestion process*. Anaerobic Biological Treatment Processes. Advances in Chemistry Series, R.F. Gould (Ed.), 105, American Chemical Society, New York, s. 126-162, 1971
3. COSTELLO D. J., GREENFIELD P.F., LEE P.L.: *Dynamic modeling of a single stage high rate anaerobic reactor – I. Model derivation*. Wat. Res., 25, s. 847-858, 1991
4. DE SOUZA A.L., CATUNDA P.F.C., VAN HAANDEL A.C.: *Biological sludge stabilisation Part 2: Influence of the composition of waste activated sludge on anaerobic stabilization*. Water SA, 24, s. 231-236, 1998
5. GOSSETT J.M., BELSER R.L.: *Anaerobic digestion of waste activated sludge*. ASCE J. Environ. Eng. 108, 1101-1120, 1982
6. HILLD.T., BARTH C.L.: *A dynamic model for simulation of animal waste digestion*. J. Wat. Pollut. Control Fed., 10, s. 2129-2143, 1977
7. JONES R.M., MACGREGOR J.F., MURPHY K.L., HALLE. R.: *Towards a useful dynamic model of the anaerobic digestion process*. Wat. Sci. Technol., 25 (7), s. 61-72, 1992

8. MOSEY F.E.: *Mathematical modeling of the anaerobic digestion process: regulatory mechanisms for the formation of short chain volatile acids from glucose*. Wat. Sci. Tech., 21, s. 187-196, 1983
9. NOPHARATANA A., PULLAMMANAPPILLIL P., CLARKE W.P.: *Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor*. ScienceDirect. Waste Management nr 27 s. 595-603, 2007
10. PARKER W. J.: *Application of the ADM1 model to advanced anaerobic digestion*, Bioresource Technology 96, 1832-1842, 2005
11. PARKIN G.F., OWEN W.F.: *Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges*. ASCE J. Environ. Eng. 112, 867-920, 1986
12. RISTOW N.E.: *The effects of hydraulic retention time and feed COD concentration on the rate of hydrolysis of primary sewage sludge*. 10th World Congress Montreal, Canada, ss. 629-635, 2004
13. SOTEMANN S.W., VAN RENSBURG P., RISTOW N.E.: *Integrated chemical/physical and biological processes modelling Part 2 – Anaerobic digestion of sewage sludge*, Water SA, vol. 31, 2005
14. ASM1, ASM2 i ASM2d (Activated Sludge Models), Scientific and Technical Report No 9, IWA 2000
15. ADM1 (Anaerobic Digestion Model No1, Scientific and Technical Report No 13, IWA 2001

BALANCE OF COD IN ANAEROBIC DIGESTION ON THE GROUND ANAEROBIC DIGESTION MODEL NO. 1

S u m m a r y

In this paper are described the basics of the Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1) that has been developed by the IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes. The approach of characterising sewage sludge into carbohydrates, lipids and proteins, as is done in ADM1 are not routinely available on sewage sludge. Instead, the sewage sludge can be characterised with the COD. Hence analyse of COD fraction has a new, importance value of mathematical modelling.

Key words: anaerobic digestion, mathematical model, COD fraction

MICHAŁ DRAB***BADANIA ZWIĘZŁOŚCI I WILGOTNOŚCI
UTWORÓW GLEBOWYCH POWSTAŁYCH
W WYNIKU DZIAŁALNOŚCI PRZEMYSŁU
WYDOBYWCZEGO KRUSZYWA BUDOWLANEGO***Streszczenie*

W pracy badano zmiany zwięzłości utworów glebowych na rekultywowanych terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego przy pomocy penetrometru Eijkelkampa. Równocześnie badano też zmiany wilgotności w gruntach. Uzyskane wyniki wykazały duży wpływ wilgotności na zwięzłość. Uwilgotnienie mas gruntów w sierpniu było mniejsze o prawie 100% w porównaniu z wynikami uzyskanymi w maju 2002 roku. Głębokość penetracji gruntów w sierpniu była tylko o 6,4 cm mniejsza niż w maju, natomiast opory stawiane części roboczej penetrometru były większe o około 300%.

Słowa kluczowe: rekultywacja, właściwości fizyczne: zwięzłość, wilgotność

Wstęp

Rekultywacja nowopowstałych utworów glebowych na terenach poprzemysłowych ma na celu przywrócenie ich gospodarce (nadanie im pożądanej funkcjonalności). Przy ustalaniu rolnego kierunku zagospodarowania, zabiegi rekultywacyjne mają za zadanie poprawę właściwości chemicznych, biologicznych i fizycznych gruntów.

Przekształcone w wyniku działalności wydobywczej kruszywa naturalnego tereny w rejonie Dobroszowa w województwie lubuskim charakteryzowały bardzo niekorzystne właściwości dla roślin [Drab 1988]. Wykonane prace na tych terenach (prowadzone w kierunku rekultywacji rolnej), w zakresie rekultywacji technicznej, przeprowadzono niewłaściwie – bardzo silnie ubito masy

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

gruntu. Stąd też to właśnie właściwości fizyczne tych gruntów decydowały o ich przydatności jako gleb uprawnych.

Prace w zakresie rekultywacji biologicznej znacznie poprawiły właściwości chemiczne i biologiczne (wzrosła aktywność biologiczna), natomiast właściwości fizyczne nie uległy poprawie [Drab 2002, Greinert i Drab 2000]. Wobec powyższego, grunty te w kolejnych 15 latach były odłogowane.

Celem przeprowadzonych badań było znalezienie odpowiedzi na pytania: jak zmieniała się zwięzłość gruntów na badanym terenie oraz jak kształtowała się ta właściwość w różnych okresach w ciągu roku.

Obiekt badań i metodyka

Badania prowadzono na terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego byłego złoża „Dobosów Wielki” w pobliżu Nowogrodu Bobrzańskiego.

Przed eksploatacją kruszywa, jego nadkład glebowy – mady brunatne lekkie i średnie – zdeponowano w przyzmach. Po zakończeniu eksploatacji kruszywa, na powierzchni wyrobisk rozprowadzono odpad poprodukcyjny (kruszywo o granulacji 0,1-1,0 mm). Następnie przy pomocy ciężkiego sprzętu (spycharki, samochody) rozprowadzono masy gruntu z usypanych przyzm. Miąższość nadkładu glebowego wynosiła od 0,3 do 2,0 m. Po wyrównaniu terenu, wysiano nawozy mineralne oraz roślinę pionierską – łubin. Po zaoraniu łubinu, tereny uznano za „zrekultywowane” i przekazano do uprawy użytkownikom docelowym. Przedstawiona rekultywacja dała bardzo słabe wyniki. Uprawiane na tym terenie żyto ozime osiągało plony ziarna na poziomie 0,7 Mg z 1 ha.

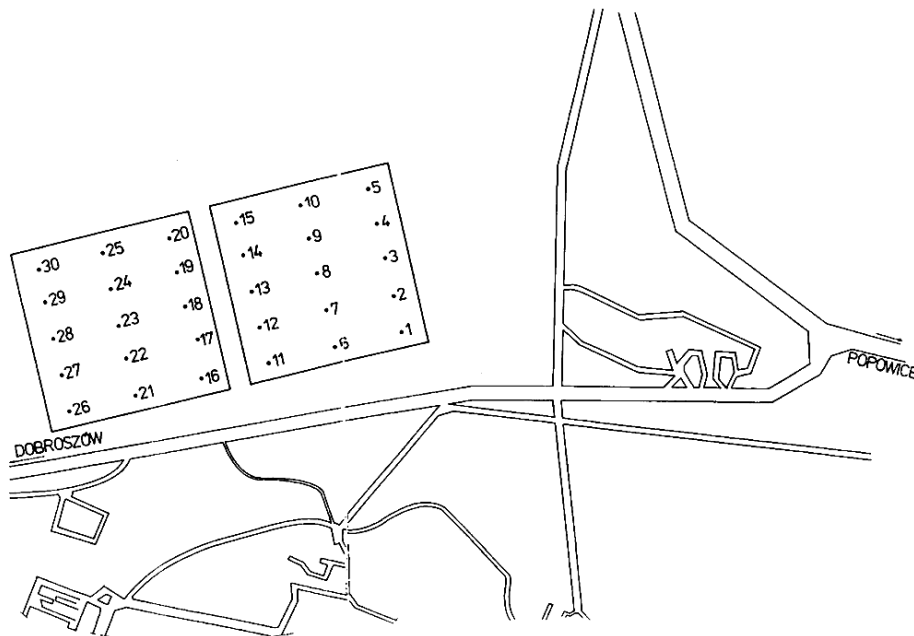
Wstępne badania wykazały, że nowopowstałe grunty charakteryzowały bardzo niekorzystne dla roślin uprawnych warunki [Drab 2002]:

- bardzo duże zróżnicowanie składu granulometrycznego (zawartość części spławialnych wynosiła od 9,0 do 26,0%),
- silnie kwaśny odczyn (większość gleb poniżej 5,0 pH),
- niska zawartość form ogólnych i przyswajalnych składników pokarmowych roślin,
- zawartość substancji organicznej oznaczonej metodą Tiurina wynosiła około 1,5%,
- gęstość objętościowa większości prób wynosiła powyżej 1,6 g·cm⁻³,
- grunty wykazywały dużą zbitość, w szczególności warstwy podorne (około 40 cm),
- pojemność wodna wynosiła od 28 do 35%,
- pojemność powietrzna była skrajnie niska i wynosiła średnio 1%,
- grunty wykazywały małą aktywność enzymatyczną.

W latach 1986-1990 na tych terenach prowadzono doświadczenia polowe mające na celu poprawienie przedstawionych powyżej niekorzystnych właści-

wości. Zastosowano zróżnicowane nawożenie mineralne oraz orkę na dwu głębokościach, co odzwierciedlało możliwość zastosowania dla analizowanego terenu tzw. Modelu rekultywacji PAN. W pierwszym roku doświadczenia uprawiano cztery rośliny, a w latach kolejnych żyto ozime. Zastosowane w badaniach czynniki wpłynęły na poprawę właściwości chemicznych, właściwości fizyczne pozostały bez zmian. W następnych 12 latach opisywane grunty odłogowano.

Badania zwężności gruntów wykonano w terminach: 13.05, 6.08, 15.11. 2002 roku oraz 23.04. 2003 r. Do badań zwężności zastosowano ręczny penetrometr Eijkelkampa, rejestrujący opory penetracji gruntów. Pomiaru wykonywano w siatce pomiarowej o rozstawie 15 x 15 m. Każdy pomiar powtarzano trzykrotnie. Miejsca badań przedstawiono na rys. 1. Równocześnie z tych samych miejsc, z głębokości 0-20 cm pobierano próbki gruntu, w których oznaczono wilgotność. Wilgotność oznaczano metodą suszarkową, susząc materiał glebowy do temperatury 105°C.



Rys. 1. Miejsca wykonywanych badań penetrometrem Eijkelkampa

Fig. 1. Points investigated with Eijkelkamp penetrometer

Wyniki badań

Wyniki zawarte w tabeli 1 wykazują bardzo duże zróżnicowanie zwięzłości i wilgotności gruntów przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego, w zależności od miejsca badania oraz od terminu badań. Silniejszy wpływ na zróżnicowanie zwięzłości wywarł termin badań, co świadczy o większej zależności oporów penetracji gruntów od ich wilgotności.

W badaniach wykonanych wiosną 2002 roku (13 maja) wbicie części roboczej penetrometru do głębokości średnio 27,7 cm wymagało użycia siły 119,3 N·cm², to jest średnio 4,3 N·cm² na każdy 1 cm głębokości. Uwilgotnienie gruntu wahało się od 18,9 do 29,8%, średnio 22,5%.

Największy opór stawiany części roboczej penetrometru stwierdzono w badaniach wykonanych w sierpniu, i tak na średnią głębokość penetracji gruntu równą 21,3 cm użyto siłę 491,3 N·cm². Średni nacisk niezbędny do przebicia warstwy 1cm gruntu wyniósł w tym okresie aż 23 N·cm². Wilgotność gruntu w sierpniu była najmniejsza w porównaniu do wilgotności z pozostałych okresów badań i wahała się od 10,9 do 15,6% (średnio 13,1%).

Badania wykonane w listopadzie wykazały, że możliwym było zagłębienie penetrometru średnio do głębokości 28,6 cm, a w porównaniu do badań majowych, siła nacisku była większa o 58 N·cm² i wynosiła 177,3 N·cm². W tym okresie wbicie części roboczej penetrometru na każdy 1 cm głębokości wymagało użycia siły nacisku równej 6,2 N·cm². Średnia wilgotność gruntu wynosiła 19,5%.

Wyniki badań wykonanych w kwietniu 2003 roku wykazały, że średnia głębokość penetracji wynosiła 33,6 cm przy średniej sile nacisku równej 152 N·cm². Wbicie części roboczej na każdy 1 cm głębokości wymagało siły 4,5 N·cm², był to wynik zbliżony do uzyskanego wiosną roku poprzedniego.

Badania zwięzłości wykazały, że tylko wiosną roku 2002 była możliwa penetracja gruntu do tak zwanego „drugiego poziomu penetracji”. W dwudziestu jeden na trzydzieści punktów badawczych wbicie części roboczej penetrometru do głębokości średnio 37,3 cm wymagało użycia siły zwiększonej o 146 N·cm² w porównaniu do oporów z poziomu pierwszego. Na każdy 1 cm głębokości drugiego poziomu penetracji zużyto siłę 15 N·cm².

Uwilgotnienie gruntów było uzależnione od warunków meteorologicznych. W tabeli 2 zestawiono dane dotyczące średnich temperatur dobowych oraz sum opadów dla stacji meteorologicznej Ośrodka Doradztwa Rolniczego w Kalsku koło Zielonej Góry. Z danych tych wynika, że rok 2002 charakteryzował się wyższymi opadami w porównaniu z okresem wielolecia (1977-2002) ale również był to rok cieplejszy w porównaniu z tym okresem.

Tab. 1. Głębokość penetracji, opory oraz wilgotność rekultywowanych gruntów przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego

Tab. 1. Penetration depth, plough drift and moisture of the reclaimed grounds, transformed by the extractive aggregate industry

Punkt badawczy Investigation point	Termin badań Date of investigation					
	13.05.2002			6.08.2002		
	Głębokość Depth (cm)	Opór Resistance (N·cm ⁻²)	Wilgotność Moisture (%)	Głębokość Depth (cm)	Opór Resistance (N·cm ⁻²)	Wilgotność Moisture (%)
1.	23	140	20,2	22	400	12,2
2.	25	137	21,2	8	700	11,3
3.	30	140	21,8	5	600	12,6
4.	30	100	22,3	7	500	13,1
5.	35	147	22,1	24	430	13,7
6.	28	100	25,5	10	460	14,1
7.	25	100	25,9	23	400	14,6
8.	25	134	26,5	5	450	15,0
9.	25	100	27,6	8	400	15,3
10.	30	34	29,8	15	460	15,6
11.	30	154	19,5	20	420	11,1
12.	25	107	19,2	24	250	10,9
13.	23	134	22,3	17	400	12,2
14.	35	107	22,2	23	500	13,2
15.	30	147	22,9	17	490	13,4
16.	15	100	19,5	30	580	12,6
17.	30	100	18,9	28	500	13,2
18.	25	100	24,0	22	710	11,5
19.	30	100	23,9	30	530	13,0
20.	25	107	24,8	20	510	14,1
21.	30	214	19,0	25	380	15,0
22.	32	100	18,9	30	430	14,1
23.	25	100	21,9	24	510	13,3
24.	35	134	22,3	30	480	13,2
25.	30	87	28,0	25	500	13,1
26.	30	140	19,6	30	580	12,5
27.	15	147	19,7	30	500	13,0
28.	30	134	21,2	28	400	12,0
29.	30	127	21,9	28	690	11,3
30.	30	107	22,5	32	580	12,4
Średnia Mean	27,7	119,3	22,5	21,3	491,3	13,1

Tab. 2. Głębokość penetracji, opory oraz wilgotność rekultywowanych gruntów przekształconych przez przemysł wydobywczy kruszywa budowlanego

Tab. 2. Penetration depth, plough drift and moisture of the reclaimed grounds, transformed by the extractive aggregate industry

Punkt badawczy Investigation point	Termin badań Date of investigation					
	15.11.2002			23.04.2003		
	Głębokość Depth (cm)	Opór Resistance (N·cm ⁻²)	Wilgotność Moisture (%)	Głębokość Depth (cm)	Opór Resistance (N·cm ⁻²)	Wilgotność Moisture (%)
1.	25	240	18,9	22	150	20,5
2.	28	150	20,2	40	180	22,7
3.	22	155	20,4	30	130	24,6
4.	22	155	19,9	25	100	22,6
5.	22	160	20,3	23	85	23,9
6.	35	245	18,3	30	200	18,5
7.	30	150	20,3	40	210	19,0
8.	30	140	21,6	42	230	19,6
9.	30	205	19,4	39	120	21,0
10.	30	150	20,6	25	100	23,4
11.	40	255	17,2	35	190	16,0
12.	40	200	17,4	42	220	16,5
13.	35	125	22,3	27	100	19,5
14.	30	180	20,2	30	150	18,2
15.	30	150	20,6	25	90	20,2
16.	25	195	20,6	35	180	16,3
17.	30	160	20,1	45	195	17,9
18.	35	265	18,8	27	110	18,4
19.	30	190	19,8	30	90	20,6
20.	25	190	19,0	35	100	22,7
21.	30	155	19,7	45	180	17,5
22.	25	170	19,1	30	150	18,2
23.	25	200	18,6	45	175	21,8
24.	28	195	19,2	35	100	20,2
25.	30	200	19,0	50	190	19,8
26.	30	150	18,7	35	155	18,0
27.	30	150	18,3	30	140	17,1
28.	28	170	19,1	30	170	20,7
29.	15	140	19,3	30	180	21,6
30.	23	130	18,2	30	190	22,0
Średnia Mean	28,6	177,3	19,5	33,6	152,0	20,0

Tab. 3. Średnie dobowe temperatury oraz sumy opadów stacji meteorologicznej ODR Kalsk

Tab. 3. Mean temperatures for 24 hours and precipitation sum on the ODR Kalsk weather station

Miesiąc Month	Temperatura powietrza (°C) Air temperature (°C)		Opady (mm) Precipitation (mm)	
	Średnia 1977-2002 Mean 1977-2002	Średnia 2002 Mean 2002	Średnia suma 1977-2002 Mean 1977-2002	Suma 2002 Sum 2002
Styczeń January	-1,1	-0,5	35,5	42,5
Luty February	0,0	3,6	30,8	86,1
Marzec March	3,8	3,8	40,8	52,2
Kwiecień April	8,1	8,0	36,5	53,0
Maj May	13,8	15,5	44,5	40,8
Czerwiec June	16,5	16,6	55,8	36,2
Lipiec July	18,3	19,5	71,2	68,4
Sierpień August	18,4	21,3	67,1	85,5
Wrzesień September	13,7	14,8	46,3	35,6
Październik October	9,4	8,1	33,2	92,0
Listopad November	3,5	3,7	38,0	54,2
Grudzień December	0,3	-2,9	46,6	23,0
Suma opadów Sum precipitation	-	-	544,3	669,4
Średnia temp. Mean temperature	8,7	9,3	-	-

Dyskusja wyników

Fizyczne właściwości gleb wywierają decydujący wpływ na ich przydatność do uprawy [Rewut 1980]. W przypadku nowotworzonych gleb jest to szczególnie ważne, jako że pozostałe właściwości (chemiczne i biologiczne) najczęściej są dodatkowo stresogenne dla roślin uprawnych.

Z właściwości fizycznych gleb bardzo ważną cechą jest ich zwięzłość. Gleby zwięzłe stawiają duże opory częściom roboczym maszyn rolniczych, utrudniają też przenikanie korzeniom roślin. W konsekwencji, zwięzłość może w zasadniczy sposób decydować o plonowaniu roślin. Petelkau i inni [1990] podali, że zmniejszenie plonów roślin na glebach zwięzłych może wynosić nawet 40%.

Stopień ubicia gleb jest uzależniony od podatności tworzywa glebowego na oddziaływanie presji mechanicznej, w tym od zawartości próchnicy [Baranowski 1980, Domżał i inni 1984, Wojtasik 1989]. Duży wpływ na ubicie mas glebowych ma intensywność ugniatania gleby oraz jej uwilgotnienie w okresie wykonywania prac polowych [Domżał i inni 1984, Domżał i Słowińska-Jurkiewicz 1996].

Badane gleby antropogeniczne, utworzone po rekultywacji wyrobiska w rejonie Dobroszowa były silnie zbite. Przyczyną tego okazały się niewłaściwie wykonane prace podczas rekultywacji technicznej. Szczególnie zbite były warstwy podorne. W zdecydowanej większości przypadków niemożliwym było wbicie części roboczej penetrometru do głębokości 40 cm.

Uzyskane wyniki wykazały dużą zależność zwięzłości gruntów od ich uwilgotnienia w poszczególnych terminach badań. Uwilgotnienie mas gruntu wiosną było największe, stąd też głębokość penetracji w tym terminie była większa a opory stawiane części roboczej penetrometru najmniejsze. Uwilgotnienie mas gruntów w sierpniu było mniejsze o około 100% w porównaniu z wynikami uzyskanymi w maju 2002 roku. Głębokość penetracji gruntów w sierpniu była tylko o 6,4 cm mniejsza niż w maju, natomiast opory stawiane części roboczej penetrometru były większe o około 300%.

Wnioski

Uzyskane wyniki upoważniają do sformułowania następujących wniosków:

- Opory penetracji warstw powierzchniowych były znacznie mniejsze niż warstw podornych. Przyczyną tego było prawdopodobnie silne ubicie mas gruntu w czasie rozprowadzania ich na powierzchni przy pomocy ciężkiego sprzętu.
- Uwilgotnienie gruntów wiosną i jesienią było większe niż latem.

- Istnieje zależność pomiędzy zwięzłością gruntów a ich uwilgotnieniem. Wiosną, gdy uwilgotnienie gruntów było większe, opory penetracji były mniejsze niż latem.

Literatura

1. BARANOWSKI R.: Wpływ gęstości gleby na jej agrofizyczne właściwości. Roczn. Glebozn. 36, 2, 15-31, 1980
2. DOMŻAŁ H., SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ A.: Struktura gleby jako wskaźnik agrotechnicznych ekologicznych skutków zagęszczenia gleb użytkowanych rolniczo. Fragmenta Agronomia 1, 104-113, 1996
3. DOMŻAŁ H., SŁOWIŃSKA-JURKIEWICZ A., TURSKI R., HODARA J.: *Ugniatanie jako czynnik kształtujący fizyczne właściwości gleby*. Roczn. Nauk Roln., Monografie 198, 1984
4. DRAB M.: Charakterystyka właściwości fizyko-chemicznych gleb powstałych na terenach poeksploatacyjnych kruszywa budowlanego w Dobroszowie Wielkim k/Nowogrodu Bobrzańskiego w województwie zielonogórskim. Zesz. Nauk. WSInż Zielona Góra, 84, 105-127, 1988
5. DRAB M.: Efekty biologicznej Rekultywacji byłego złoża kruszywa budowlanego „Dobroszów Wielki” w województwie lubuskim. Monografia, Redakcja Wydawnictw Naukowo-Technicznych, Uniwersytet Zielonogórski, 2002
6. GREINERT H., DRAB M.: Physical properties of the soil formed as a result of recultivation of sand-pits in the Bóbr river valley. Acta Agrophysica 35, 77-84, 2000
7. PETELKAU H., DANNOWSKI M., M., SEIDEL K.: *Technogene Strukturschäden und Regenerationverhalten schadferdichteter sandiger Boden*. Effektive ökologiegerechte Jandnutzung. 16, Frankfurt (Oder), 1990
8. REWUT I.B.: *Fizyka gleby*. PWRiL Warszawa, 1980
9. WOJTASIK M.: *Wpływ próchnicy na gęstość gleb*. Roczn. Glebozn. 40, 2, 21-27, 1989

**RESEARCH INTO THE FIRMNESS AND DAMPNES
OF FORMATIONS CREATED AS A RESULT
OF ACTIVITIES OF THE EXTRACTIVE
INDUSTRY OF BUILDING AGGREGATE**

S u m m a r y

The paper presents research into the firmness of soil formations in former building aggregate extraction areas carried out by means of an Eijkelkamp penetrometer. At the same time changes in the dampness of soil were researched. The results showed a considerable influence of dampness on firmness. The moisture content in soil masses in August was smaller almost 100% in comparison with results got in May 2002. The depth of penetration of soils in August was only about 6,4 cm smaller than this got in May, however the resistances on penetrometer were larger about 300%.

Key words: reclamation, physical properties: firmness, dampness

BARBARA WALCZAK***ZAWARTOŚĆ FORMY OGÓLNEJ I ŁATWO
PRZYSWAJALNEJ MIEDZI W PYŁACH
DROGOWYCH W ZIELONEJ GÓRZE***Streszczenie*

W artykule przedstawiono wyniki badań zawartości formy ogólnej oraz łatwo przyswajalnej miedzi w pyłach drogowych w Zielonej Górze. Pyłem ulicznym określano materiał zalegający na ulicach miast. Zawartość miedzi w pyłe drogowym porównano z zawartością tego pierwiastka występującą w glebach Zielonej Góry oraz z normą określającą dopuszczalną zawartość miedzi w glebach na terenach zurbanizowanych. Stwierdzono zawartość miedzi w glebach miasta w zakresie (forma rozpuszczalna, forma ogólna) 3,2-13,1 oraz 9,9-26,8 mg·kg⁻¹, natomiast w pyłach drogowych w zakresie (forma rozpuszczalna, forma ogólna) 2,3-115,0 oraz 15,6-254,3 mg·kg⁻¹. Zawartość miedzi w pyłach drogowych jest akceptowalna dla terenów przemysłowych i komunikacyjnych, jest natomiast za wysoka dla terenów miejskich jako całości. Sytuacja w analizowanym zakresie jest jednak porównywalna z innymi miastami świata.

Słowa kluczowe: miedź, pyły drogowe**Wprowadzenie**

Występowanie metali ciężkich w pyłe zawieszonym w okolicach arterii komunikacyjnych oraz w glebach w pobliżu ulic jest tematem dobrze rozpracowanym. Jednakże skład chemiczny depozytów z ulic miejskich (określanych w literaturze angielskojęzycznej jako street dust, co w tłumaczeniu na Polski pozwala zastosować nazwę pył drogowy), jest słabo poznany.

Na powstawanie pyłów drogowych mają wpływ różne czynniki, do których należy zaliczyć: wpływ erozyjny z gleb otaczających pasy drogi, opad z emisji zanieczyszczeń przemysłowych i komunikacyjnych, startą nawierzchnię asfaltu i farb używanych do oznaczeń poziomych jezdni, starte ogumienie pojazdów,

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska: Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

płyny pochodzące z eksploatacji samochodów, materię organiczną ze zlokalizowanych w pobliżu dróg drzew i innych roślin oraz różnego typu preparaty pochodzące z utrzymania zimowego dróg.

Pyły drogowe bardzo często długo zalegają na ulicach miast z różnych przyczyn, przede wszystkim z zaniedbań służb porządkowych miasta. Stają się materiałem bardzo uciążliwym, powodującym dyskomfort i wpływającym na stan zdrowia mieszkańców. Wzrastająca liczba zachorowań ludności miast na różnego rodzaju choroby zwłaszcza dróg oddechowych, skłania do poznania składu chemicznego pyłów drogowych, jako jednego z czynników powodujących ten stan.

Zwiększona koncentracja Pb, Cd, Zn i Cu w pyłach drogowych przez wielu badaczy tych depozytów uznawana jest za związaną z komunikacją. W artykule przedstawiono wyniki zawartości miedzi, obecnej w smarach, płynach eksploatacyjnych, w tym olejach, elementach ściernych oraz konstrukcyjnych pojazdów samochodowych. Biorąc pod uwagę fakt, że miedź jest toksyczna dla roślin w ilości od 15 do 20 mg·kg⁻¹, powodując ograniczenie wzrostu i rozwoju roślin, chlorozy, zgrubienie i skrócenie korzeni oraz zanik włóśników, a w pyłe drogowym w Zielonej Górze stwierdza się znacznie większe jej ilości, analiza tego pierwiastka jest ważna dla ustalenia stanu środowisk przydrożnych. Miedź w znacznych koncentracjach, negatywnie oddziałuje też na człowieka, powodując przewlekłe zatrucia, spadek zawartości hemoglobiny oraz uszkodzenia wątroby i nerek.

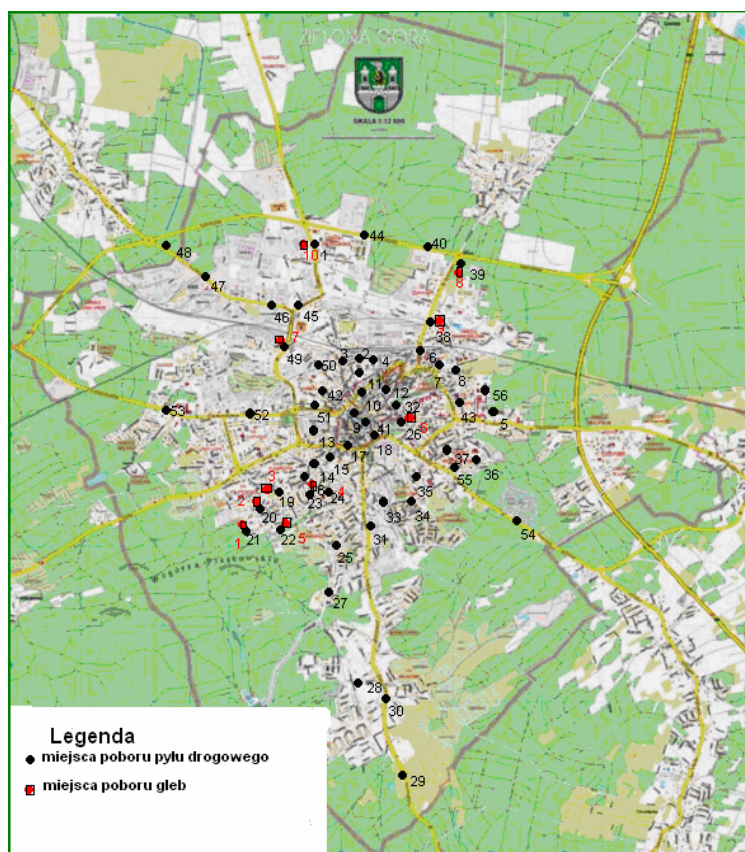
Charakterystyka obszaru badań i metodyka badań

Obszar badań ulokowano w Zielonej Górze, mieście w zachodniej części Polski na terenie województwa lubuskiego. Zielona Góra liczy 119 tysięcy mieszkańców (2006). Miasto nastawione jest przede wszystkim na usługi. Do 1989 roku miasto jednak było w znacznym stopniu uprzemysłowione. Na stan środowiska w Zielonej Górze wpływ mają miejskie ciepłownie oraz elektrociepłownie, ogrzewanie mieszkań indywidualnych poprzez opalanie węglem. Głównym zagrożeniem w mieście jest duży ruch samochodowy, który ma tendencję zwyżkową. Na zapylenie miasta bardzo duży wpływ ma pozostawienie w stanie niepokrytym roślinnością i nawierzchniami litymi gruntów pobudowlanych. Zielona Góra charakteryzuje się zróżnicowaniem powierzchni co powoduje duże straty erozyjne a co za tym idzie przedostawanie się gleb na ulice.

Pył drogowy pobrano z ulic miasta, z 56 punktów. Poboru dokonano dwukrotnie z tych samych miejsc: pierwszy raz w lutym 2001 roku, drugi raz w maju 2002 r. Opisywany materiał pobierano z pasa jezdni przylegającego do krawędzi jezdni, w odległości do 0,5 m od skraju, na długości około 10 m. Materiał zmiatano szczotką a następnie pobierano do kartonów około 1 kilograma.

nową uśrednioną próbkę zbiorczą. Dla rozpoznania jednego z potencjalnie ważniejszych źródeł materiału obecnego na drogach, pobrano także powierzchniowe, uśrednione próbki gleb ze skwerów przylegających do miejsc poboru pyłu drogowego. Za każdym razem próbki te uzyskiwano poprzez pobór próbek jednostkowych z powierzchniowej warstwy gleby (0-10 cm), z powierzchni około 10 m² i ich uśrednienie. Lokalizację miejsc poboru próbek pyłu drogowego i gleby przedstawiono na rys. 1.

Zawartość Cu ogółem, w pyłe drogowym oraz w glebie oznaczono metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL, w wyciągach uzyskanych po spaleniu w piecu muflowym próbek w temperaturze 550⁰C i rozтворzeniu w wodzie królewskiej. Zawartość Cu dostępną dla organizmów żywych w pyłe drogowym oznaczono metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL w wyciągach 0,1 molowego kwasu solnego.



Rys. 1. Lokalizacja miejsc poboru próbek pyłu drogowego i gleb

Fig. 1. Sampling points location of the street dust and soils

Wyniki badań i dyskusja

Całkowitą zawartość oraz form łatwo dostępnej miedzi w glebach pobranych w pobliżu miejsc poboru pyłu drogowego przedstawiono w tabeli 1. Zawartość miedzi w glebie kształtowała się na niższym poziomie niż zawartość miedzi w pyłe drogowym. Zawartość miedzi (formy całkowitej i łatwo rozpuszczalnej) przedstawiono w tabeli 2. Największą zawartość miedzi w I serii zanotowano na ulicach: Dworcowej (próbka nr 2), Objazdowej (próbka nr 49) i Batorego przy skrzyżowaniu z Dworcową (próbka nr 3), najniższą natomiast na ulicach: Nowojędrzychowskiej (próbka nr 28), Jędrzychowskiej (próbka nr 29) oraz Jedności (próbka nr 13). W II serii badań pyłów drogowych najwyższe stężenia miedzi wystąpiły na ulicach: Bema (próbka nr 6), Profesora Z. Szafrana (próbka nr 56) oraz Wojska Polskiego (próbka nr 53) przy wylocie z miasta, najmniejsze natomiast przy ulicach: Bohaterów Westerplatte (próbka nr 10), Zawadzkiego „Zośki” przy zajezdni autobusów (próbka nr 20) oraz na Placu Matejki (próbka nr 26).

Tab. 1. Zawartość miedzi w analizowanych glebach

Tab. 1. Copper content in soils under investigation

Nr próbki gleby	miedź	
	mg·kg ⁻¹	
	rozp. w 0,1 m HCl	rozp. w wodzie król.
1	7,19	21,06
2	1,01	14,66
3	7,14	17,86
4	7,48	26,80
5	11,62	23,50
6	3,23	50,92
7	8,39	21,94
8	13,14	24,26
9	12,94	19,46
10	4,75	9,90

Stosunek procentowy zawartości miedzi rozpuszczonej w 0,1 m HCl do miedzi rozpuszczonej w wodzie królewskiej w pyłe drogowym wynosił w I serii od 15,96 do 77,49%, średnio 48,98% i w II serii badań od 1,73 do 99,00%, średnio 44,71.

Tab. 2. Zawartość formy ogólnej i łatwo rozpuszczalnej miedzi w pyłe drogowym w Zielonej Górze

Tab. 2. Copper total and soluble form in street dust on the Zielona Góra area

Nr próbki	Zawartość miedzi [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]				Nr próbki	Zawartość miedzi [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]			
	woda kr.	0,1 M HCl	woda kr.	0,1 M HCl		woda kr.	0,1 M HCl	woda kr.	0,1 M HCl
	I seria	I seria	II seria	II seria		I seria	I seria	II seria	II seria
1	121,56	30,79	38,54	23,52	29	33,66	22,96	71,24	51,46
2	254,26	115,00	62,28	43,00	30	19,90	12,61	72,72	60,90
3	166,08	26,51	53,84	29,01	31	60,52	22,64	35,28	23,32
4	39,78	21,36	35,68	6,52	32	34,04	23,14	27,44	19,32
5	64,24	23,76	48,84	2,64	33	40,74	16,66	20,40	20,21
6	105,52	16,86	150,2	2,60	34	44,88	9,49	28,24	17,32
7	45,52	26,48	42,34	2,72	35	34,42	15,26	51,26	22,36
8	38,44	18,16	40,52	27,27	36	41,62	21,28	51,18	31,42
9	62,74	43,69	42,94	2,76	37	19,12	12,63	82,64	39,51
10	44,20	28,88	15,62	2,58	38	69,74	24,85	40,14	22,65
11	43,50	20,93	32,76	2,39	39	86,36	33,36	41,06	38,79
12	47,84	29,27	75,06	2,32	40	80,58	33,72	25,86	17,33
13	19,20	13,08	35,42	19,00	41	51,88	23,11	15,70	8,30
14	44,84	26,27	52,42	30,12	42	43,46	23,44	48,92	18,56
15	76,38	17,82	69,12	35,59	43	31,46	15,63	21,12	12,01
16	39,38	24,36	54,96	40,31	44	73,22	34,12	32,34	20,40
17	74,56	12,16	42,04	23,30	45	68,48	40,96	51,10	24,39
18	23,00	16,94	55,02	36,27	46	43,14	28,97	33,30	30,89
19	41,06	19,45	41,20	24,22	47	49,58	23,65	20,30	17,88
20	47,50	19,72	12,44	2,40	48	38,46	23,08	32,40	2,63
21	43,74	14,38	33,28	2,76	49	177,90	58,02	48,22	2,62
22	35,54	13,40	35,10	2,37	50	37,50	29,06	66,14	35,73
23	30,28	14,16	76,84	2,32	51	44,58	21,93	32,10	19,50
24	49,32	22,67	37,96	2,51	52	46,6	25,23	26,58	2,67
25	49,38	23,13	70,26	2,41	53	38,92	19,60	96,44	81,02
26	20,90	14,36	17,04	12,20	54	60,74	26,51	27,36	2,53
27	43,50	22,76	26,58	12,27	55	32,18	19,02	32,34	20,23
28	15,80	10,86	36,72	17,30	56	115,50	42,59	116,10	2,60
Minimum						15,80	9,49	12,44	2,32
Maximum						254,26	115,00	150,20	81,02
Średnia						57,27	24,83	46,12	19,27

Dyskusja i wnioski

Pył drogowy w Zielonej Górze jest bardziej zanieczyszczony miedzią niż gleby zlokalizowane w pobliżu dróg. Nie istnieją normy kwalifikujące pyły drogowe zalegające na ulicach miast pod względem czystości. Jest to jednak pod względem wielu właściwości (np. składu mineralogicznego) materiał zbliżony do gleby. Porównując zawartość zanieczyszczeń w pyłe drogowym do obowiązującego w Polsce Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby i ziemi (tab. 3), stwierdzić należy, iż wszystkie wyniki zawartości miedzi mieszczą się poniżej podanych jako skrajne dla grupy C, dla grupy B i A normy są jednak przekraczane. Porównanie zawartości miedzi w pyłe drogowym w Zielone Górze z zawartością tego pierwiastka w pyłach innych miast na świecie przedstawiono w tab. 4. Można stwierdzić, że ilość miedzi w pyłe drogowym nie jest proporcjonalna do wielkości miasta, a zależy od wielu innych czynników, np. natężenia ruchu kołowego na jednostkę powierzchni, używania miedziowych środków ochrony roślin (dawne winnice zielonogórskie na terenie dzisiejszego miasta), lokalnego przemysłu, gospodarki odpadami, genezy i przekształceń gleb oraz wielu innych czynników.

W wielu miastach o różnej wielkości zawartość miedzi w pyłe drogowym notowana jest w podobnych zakresach. Aviles w Hiszpanii z osiemdziesięcioma tysiącami mieszkańców, a także kilkumilionowy Hong Kong wykazują zakresy zawartości miedzi wyższe niż w Zielonej Górze. Oslo, Madryt, Hawaie, Ontario – stolice państw i regionów z dużo większą liczbą mieszkańców reprezentują obszary, na których stwierdza się niższe zawartości miedzi w pyłe drogowym niż w pyłe w Zielonej Górze, podobnie jak w Halifaks, Christchurch, Kingston i Seulu. Taka zawartość miedzi w pyłe drogowym jaką odnotowano w Zielonej Górze, ukazuje potrzebę stałego monitoringu, ograniczania powstawania i stałego usuwania pyłów drogowych. Przeciwdziałanie powstawaniu pyłów drogowych musi skupiać się na ograniczeniu emisji ze źródeł przemysłowych, ciepłowniczych i komunikacyjnych, a także takie gospodarowanie przestrzenią miasta, aby ograniczyć erozję terenów nią zagrożonych. Ważne jest także sprawne i systematyczne sprzątanie ulic i placów i usuwanie z nich pyłów drogowych poprzez wyspecjalizowane służby.

Tab. 3. Zawartość miedzi w pyłe drogowym w świetle wartości dopuszczalnych stężeń według Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz jakości ziemi

Tab. 3. Copper content In street dust according to threshold values given in polish law regulation (Minister of Environment Regulation from the 9th september 2002)

Zanieczy szczenie	Zawartość składnika pyle ulicznym		Grupa A	Grupa B	Grupa C	
	I tura	II tura	Nieruchomości gruntowe wchodzące w skład obszaru poddanego ochronie na podstawie przepisów ustawy Prawo Wodne oraz obszary poddane ochronie na podstawie przepisów o ochronie przyrody	Grunty zaliczane do użytków rolnych z wyłączeniem gruntów pod stawami i rowami, grunty leśne oraz zadrzewione i zakrzewione, nieużytki a także grunty zabudowane i zurbanizowane za wyłączeniem terenów przemysłowych, użytków kopalnych oraz terenów komunikacyjny ch	Tereny przemysłowe, użytki kopalne, tereny komunikacyjne	
				Głębokość 0,0-0,3 m p.p.t		Głębokość 0,0-2,0 m p.p.t.
				mg·kg ⁻¹		
Cu	15,8- 254,3	12,4- 150,2	30	150	600	

Tab. 4. Koncentracje zanieczyszczeń miedzi w pyłe drogowym w różnych miastach świata

Tab. 4. Copper street dust contamination in the cities of the world

Miasto	Autor badań*	Miedź	Roztwór
Amman	1	69-119	50% HNO ₃
Londyn	2	61-325	Stęż. HNO ₃
Londyn	3	197	4 M HNO ₃
Nowy Jork	3	355	4 M HNO ₃
Halifaks	3	87	4 M HNO ₃
Seul	4	101	HNO ₃ +HCl
Oslo	5	123	HNO ₃
Madryt	5	188	HClO ₄ +HF
Cincinnati 1998	6	253	2 M HNO ₃
Ontario	7	87	HClO ₄ +HF
Hawaii	8	167	HClO ₄ +HF
Karak (Jordania)	9	0,8-80	HNO ₃ +HCl
Hong Kong	10	86-334	HNO ₃ +HCl
Istanbul	11	47,2-1385	HNO ₃ +HCl
Aviles Hiszpania	12	104-374	HNO ₃ +HCl
Zielona Góra	13	12-254	HNO₃+HCl

*Autorzy badań: 1. Jires i inni 2001, 2. Leharze i inni 1992, 3. Fergusson i Ryan 1984, 4. Chon i inni 1995, 5. de Miguel i inni 1997, 6. Tong 1998, 7. Stone i Marsalek 1996, 8. Sutherland i Tolosa 2000, 9. Al-Khashman 2004, 10. Wang i inni 1998, 11. Sezgin i inni 2005, 12.. Ordonez i inni 2003, 13. Walczak 2001

Literatura

1. AL-KHASHMAN O.A.: *Heavy metal distribution in dust, street dust and soil from the work place in Karak Industrial Estate, Jordan*. Atmospheric Environment. vol. 38, 6803-6812, 2004
2. CHON H.T., KIM K.W., KIM J.Y.: *Metal contamination of soil land dust in Seoul metropolia city, Korea*. Environmental Geochemistry and Health. vol. 17, 134-136, 1995
3. DE MIGUEL E., LIAMAS J.F., CHACON E., BERG T., LARSEN S., ROYSET O., VADSET M.: *Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead*. Atmospheric Environment., vol. 31, No 17, 2733-2740, 1997

4. FERGUSSON J.E., RYAN D.E.: *The elemental composition of street dust from large and small urban areas related to city type, source and particle size*. Sci Total Environ Nr 34, 101-116, 1984
5. JIRIES A.G., HUSSEIN H.H., HALASH Z.: *The quality of water and sediments of street runoff in Amman, Jordan*. Hydrol Proc 15, 815-824, 2001
6. LEHARNE S., CHARLESWORTH D., CHOWDRY B.: *A survey of metal levels in street dusts in an Inner London neighborhood*. Environmental International, vol. 18, 263-270, 1992
7. ORDONEZ A., LOREDO J., DE MIGUEL E., CHARLESWORTH S.: *Distribution of Heavy Metals in Street Dusts and Soils of an Industrial City in Northern Spain*. Environmental Contamination and Toxicology, vol. 44, 160-170, 2003
8. SEZGIN N., OZCAN H. K., DEMIR G., NEMILOGLU S., BAYATC.: *Determination of Heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway*. Environmental International, vol. 29, 979-985, 2005
9. STONE M., MARSALEK J.: *Trace metal composition and speciation in street sediment: Sault Ste. Marie, Canada*. Water Air Soil Pollution 87, 149-169, 1996
10. SUTHERLAND T. A., TOLOSA C.: *Multielement analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin, Honolulu, Hawaii*. Environment Pollution, vol. 110, 483-495, 2000
11. TONG S.: *Indoor and outdoor household dust contamination in Cincinnati, Ohio, USA*. Environmental Geochemistry and Health 20, 123-133, 1998
12. WANG W.H., WONG M.H., LEHARNE S. FISHER B.: *Fractionation and Biotoxicity of Heavy Metals in Urban Dusts collected from Hong Kong and London*. Environmental Geochemistry and Health, vol. 20, 185-198, 1998
13. *Rozporządzenie Min. Środ. z dnia 9 września 2002 roku w sprawie standardów jakości gleby oraz jakości ziemi (Dz. U. 02.165.1359 z dnia 4 października 2002 r.)*
14. ZABŁOCKI Z., FUDALI E., PODLASIŃSKA J., KIPAS-KOKOT A.: *Pozarolnicze obciążenia środowiska*, AR Szczecin 1998

TOTAL AND SOLUBLE COPPER CONTENT IN STREET DUST IN ZIELONA GÓRA

S u m m a r y

The article presents results of research work on the content of copper (total and soluble) in street dusts from the area of Zielona Góra, Poland. Street dust was defined as a material from arterial roads in the city). Concentrations of copper in street dust are higher than in soils surrounding streets in Zielona Góra. Copper content in soils Has been noted In a range (soluble form, total form) 3,2-13,1 and 9,9-26,8 mg·kg⁻¹, in street dust (soluble form, total form) 2,3-115,0 and 15,6-254,3 mg·kg⁻¹. Street dust in Zielona Góra meets standards for industrial and communication land but does not meet standards for urban area. The value of the content of Cu in street dust is similar to the values determined for other cities in the world.

Key words: copper, street dust

ANNA ASANI*

ANALIZA CZYNNIKÓW SPRZYJAJĄCYCH POWODZIOM

Streszczenie

W wielu krajach, co pewien czas, występują mniejsze lub większe powodzie. Wystąpienia wód z koryt rzek mają miejsce w porach dużych opadów, wiosennego topnienia śniegów, a także układów sztormowych (na morskich obszarach przybrzeżnych). Powodują one duże szkody, a ich likwidacja wymaga olbrzymich nakładów finansowych. Budowa zabezpieczeń przeciwpowodziowych jest bardzo kosztowna. Jednak zrealizowane inwestycje i tak nie zawsze spełniają swoją rolę. Spowodowane to może być wieloma czynnikami, jak np. ich niewłaściwą lokalizacją lub złym stanem technicznym wałów.

Słowa kluczowe: ochrona przeciwpowodziowa, czynniki sprzyjające powodziom

Wstęp

Podstawowym zadaniem ochrony przeciwpowodziowej jest dokładna analiza wezbrań, rozpoznanie czynników sprzyjających ich powstawaniu oraz opracowanie, a co najważniejsze wdrożenie programów i zasad przeciwdziałania powodziom.

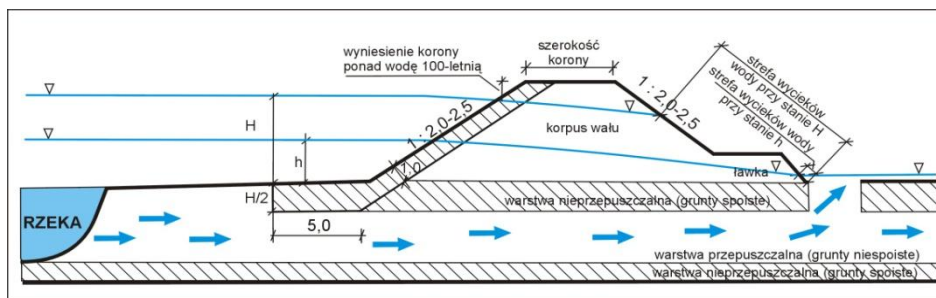
Dotychczas brak jest szczegółowego modelu oceny zagrożenia powodziowego. Owszem, opracowano wytyczne do budowy obiektów hydrotechnicznych i oceny stanu technicznego obwałowań przeciwpowodziowych, natomiast nie uwzględnia się analizy czynników zwiększających zagrożenie powodziowe [Kołodziejczyk 2002]. Tak jest również w odniesieniu do wielkiej powodzi w 1997; do dzisiaj badane są jej skutki – zamiast wcześniejszej analizy czynników sprzyjających jej powstaniu.

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

Charakterystyka czynników zwiększających zagrożenie powodziowe

Przy ocenie zagrożeń powodziowych należy uwzględniać nie tylko parametry geologiczne i geotechniczne. Czynniki mogącymi warunkować powstawanie powodzi są także: lokalizacja i geometria wału, duża przepuszczalność korpusu i podłoża, stan zawala, stan międzywala i koryta rzeki, czynniki biologiczne i inne [Kołodziejczyk 2002, Degg 1992, Galloway 1995, Grundfest 2000, Kern 1992, Petts i in. 1992]. Mają one bardzo duży wpływ na skuteczność istniejących i projektowanych wałów przeciwpowodziowych oraz innych obiektów ochrony przeciwpowodziowej.

Dobrą zaporą dla wód powodziowych są grube i ciągłe warstwy utworów nieprzepuszczalnych, które zalegają w podłożu i korpusie wałów (rys. 1). Skutecznie zapobiegają one przedostawaniu się wód powodziowych na zawale. Warto jednak pamiętać, że w przypadku występowania w podłożu cienkiej warstwy izolującej, w wyniku parcia wody, może dojść do jej przerwania i przebiecia hydraulicznego [Kołodziejczyk 2002].



Rys. 1. Czynniki zwiększające zagrożenie powodziowe

Fig. 1. Factors that increase the risk of flooding

Bardzo trudne jest ustalenie minimalnej miąższości warstwy izolującej, niezbędnej do przeciwdziałania powodzi. Związane jest to z szybkością i siłą przesączania się wody przez podłoże i wał.

Na intensyfikację powodzi mają wpływ następujące czynniki:

- współczynnik filtracji gruntu wbudowanego w wał i podłoże,
- porowatość,
- spękania,
- szorstkość ziaren,
- rozpuszczalność składników gruntu,
- czynniki hydrauliczne,
- ciśnienie porowe i piezometryczne itp.

Aby ochrona przeciwpowodziowa była skuteczna, w wałach i ich podłożu muszą być obecne utwory półprzepuszczalne (iły piaszczyste, gliny) lub nieprzepuszczalne (iły), o zawartości frakcji iłowej 20-35%, a frakcji piaszczystej poniżej 40%. W przypadku zawartości frakcji ilastej ponad 35% oraz obecności osadów bogatych w substancję organiczną, pod wpływem wysuszenia może dochodzić do destrukcji wału [Kołodziejczyk 2002]. W związku z tym, warstwy izolujące powinny być zlokalizowane od strony odwodnej wału. Muszą one tworzyć w korpusie wału ciągły ekran o miąższości minimalnej 1 m (rys. 1).

Aby podłoże skutecznie zabezpieczało przed powodzią, miąższość osadów nieprzepuszczalnych i słabo przepuszczalnych powinna osiągnąć co najmniej połowę wysokości słupa wody powodziowej, liczonej od spągu warstwy nieprzepuszczalnej. W przypadku braku odpowiednich warstw izolujących warunki zabezpieczenia przed powodzią są niewystarczające.

Lokalizacja obwałowania jest kolejnym elementem decydującym o jego skuteczności. Osiedlanie się ludności w pobliżu rzek (z powodu chęci wykorzystania wody w celach bytowo-gospodarczych i obronnych), niekiedy wkraczając na tereny zalewowe, powodowało powstawanie problemu zagrożeń powodziowych. Fakt ten wymusił budowę wałów przeciwpowodziowych chroniących tereny zamieszkałe.

Usytuowanie wałów na terenach zalewowych spowodowało odcięcie retencji dolinowej oraz wzrost wysokości i prędkości przepływu fali powodziowej. Na odcinkach rzeki, gdzie nie ma wałów, wezbrana woda rozlewa się po terasie zalewowej; retencja dolinowa osiąga 5 mln m³ na 1 km biegu rzeki, podczas gdy w strefie obwałowanej – tylko 1-1,5 mln m³ na 1 km biegu rzeki [Bobiński i Żelaziński 1997].

Dawniej, w naturalnym biegu, koryto Odry silnie meandrowało. Wskutek powodzi, procesów erozyjnych oraz celowego działania człowieka uległo ono zmianom. Były one możliwe, gdyż rzeka przepływała przez płaską i szeroką dolinę. Tym samym doszło do zmniejszenia pojemności koryta, a w konsekwencji - do wzrostu zagrożenia powodzią. Tak więc, w formowaniu wezbrania decyduje kształt i wielkość zlewni, orografia, nachylenie stoków, przepuszczalność podłoża oraz pokrycie terenu.

Na lubuskim odcinku Odry co pewien czas zmieniały się priorytety. Stawiano albo na ochronę przeciwpowodziową i pełną retencję, albo na żeglugę. Z rozwojem żeglugi związane było prostowanie koryta rzeki i jego pogłębianie (refulacja), co z kolei powodowało zwiększenie przepływu i zagrożenia powodziowego [Kołodziejczyk 2002, Kowalski 1987].

Przy ocenie skuteczności wału w ochronie przeciwpowodziowej ważnym elementem jest również prawidłowa geometria wału. Wartość rzędnej korony wału wynika z położenia zwierciadła wód obliczeniowych, ustalonych na podstawie przepływów miarodajnych i kontrolnych oraz wyników obliczeń hydrologicznych dla przyjętego rozstawu wałów [Borys i Mosiej 2008]. Bezpieczne

wyniesienie korony wału, wg Rozporządzenia Ministra Środowiska z dnia 20 kwietnia 2007 r. w sprawie warunków technicznych, jakim powinny odpowiadać budowle hydrotechniczne i ich usytuowanie [Dz.U. 07 nr 86, poz. 579], powinno być nie mniejsze niż (biorąc pod uwagę miarodajne przepływy wezbraniowe):

- dla wałów klasy I – 1,3 m,
- dla wałów klasy II – 1,0 m,
- dla wałów klasy III – 0,7 m,
- dla wałów klasy IV – 0,5 m.

Nawet po uwzględnieniu ewentualnych błędów w wyznaczeniu miarodajnego stanu wody oraz osiadania korpusu i podłoża wału, stanowi to skuteczne zabezpieczenie przed przelaniem się wody powodziowej (tylko wody stuletniej). Należy jednak, przy analizie przyczyn powodzi, uwzględnić proces osiadania wałów. U. Kołodziejczyk [2002] wykazała, że odcinki wałów usypanych z gruntów niespoistych osiadają średnio o około 5%, natomiast z gruntów mało-spoistych nawet o 10%.

Obok wysokości wałów, na skuteczność ochrony przeciwpowodziowej ma również wpływ szerokość wału. Parametr ten jednoznacznie kształtuje drogę filtracji i czas przesiąkania wody przez obiekt (rys. 1).

Według Kołodziejczyk [2002] dostatecznie szerokie są te wały, których szerokość podstawy wynosi:

- dla wałów zbudowanych z gruntów piaszczystych - 12,0 m,
- dla wałów zbudowanych z gruntów spoistych - 5,0 m,
- dla wałów zbudowanych z utworów piaszczystych, przewarstwianych gruntami spoistymi - 8,5 m.

Wartości te wynikają z obliczenia czasu filtracji, odpowiadającego normowemu, czyli czternastodniowemu przepływowi wód powodziowych. Sposobem wydłużenia drogi filtracji jest zwiększenie szerokości podstawy wału poprzez dobudowanie ławki, która dodatkowo dociąża podłoże i zabezpiecza przed przebiciem hydraulicznym.

Minimalne nachylenie skarp wału zapewniające stateczność budowli jest uzależnione od rodzaju gruntu zalegającego w podłożu (tab. 1).

Ilość i prędkość przepływu wody w korycie rzeki ma wpływ na siłę akumulacji i erozji. Procesy erozji dennej i bocznej występują przy dużych prędkościach, a ich efektem jest podcinanie brzegów rzeki, pogłębianie koryta oraz zmiana przekroju poprzecznego.

Przepływająca woda powodziowa często powoduje tworzenie wyrw, sięgających głęboko w podłoże. Po przejściu wezbrania w podłożu pozostają wyboje, bardzo niebezpieczne dla stabilności wałów. Proces niszczenia podłoża podczas fali powodziowej jest trudno zauważalny (lub wcale niewykrywalny), ponieważ wyboje wypełnione są wodą. Stan ten można zaobserwować dopiero wtedy, gdy woda obejmie znaczne obszary, czyli za późno na odpowiednie reakcje. Z tego

powodu wyboje powinny być systematycznie likwidowane, np. poprzez regularne przeglądy stanu międzywała, konserwację wałów, zasypywanie wyrw materiałem o odpowiednim zagęszczeniu itp.

Tab.1. Minimalne nachylenie skarp wałów przeciwpowodziowych [Żbikowski w Borys i Mosiej 2008]

Tab.1. Minimum of inclination the slopes of flood banks [Żbikowski in Borys and Mosiej 2008]

Rodzaj gruntu w korpusie wału	Nachylenie skarpy		
	odwodnej	odpowietrznej	
		z drenażem	bez drenażu
niespoisty	1 : 2,5	1 : 2,0	1 : 2,5
spoisty	1 : 2,0	1 : 2,0	1 : 2,0

Wyrobiska poeksploatacyjne, zlokalizowane w pobliżu wałów przeciwpowodziowych, z których np. pobierano materiał skalny do celów gospodarczych, w tym również budowy wałów, stanowią również poważne zagrożenie powodziowe. Spowodowane jest to chociażby intensywniejszymi przepływami wód podziemnych. Według Kołodziejczyk [2002], bezpieczna odległość wyrobisk od stopy wału wynosi 50 m.

Zły stan zawala, jak również międzywała, może sprzyjać powstawaniu powodzi. Związane jest to z cykliczną działalnością rzeki, co powoduje zmienne warunki erozyjno-akumulacyjne w międzywału. Przykładowo, w następstwie powodzi w dolinie środkowej Odry powstały dwuramienne rynny, otulające drzewa w międzywału. Tworzyły się one zarówno w luźnych rumowiskach, jak i zadarnionych tarasach i osiągały długość nawet do kilku metrów. Przyczyną ich powstania było rozdzielenie głównego nurtu fali powodziowej uderzającej w przeszkodę. Podobne zniszczenia erozyjne wystąpiły także w miejscach zwiężenia łóżyska rzeki przez przyczółki mostów.

Na obszarze międzywała mogą występować liczne oczka wodne, gdzie łatwo może dojść do przebiccia hydraulicznego. Jeśli oczko wodne znajduje się blisko stopy wału, powoduje ono rozmycie gruntów zalegających w stropie podłoża wału i spągowej części korpusu wału, co doprowadza do powstania osuwisk. Transport rumowiska wlezonego uzależniony jest od konfiguracji dna rzeki i oporu przepływu. Na ilość transportowanego materiału mają wpływ: aktywna szerokość rzeki, głębokość i kształt koryta, uziarnienie materiału dennego oraz prędkość wody. Przy niskich przepływach materiał denny porusza się w postaci wydm, przy średnich - fal piaskowych i wydm, natomiast przy wodach powodziowych – w formie ławic [Parzonka i in. 2000].

Wpływ na stan wałów przeciwpowodziowych, a tym samym na skuteczność ochrony przed powodzią, mają również czynniki biologiczne. Spośród najbardziej znaczących należy wymienić:

- brak zadarnienia,
- porośnięcie wałów wysoką roślinnością,
- nory zwierząt, takich jak bobry, piżmaki, lisy oraz dziki.

Darni chroni powierzchnię wału przed erozją. Woda spływa po liściach traw, a cząstki gruntu zabezpiecza przed wymywaniem gęsty system korzeniowy. Erozja całego korpusu wału zaczyna się w miejscach pozbawionych zadarnienia. Granice między murawą i utwardzoną drogą są także niebezpieczne, ponieważ umożliwiają infiltrację wody w głąb wału i sufozję gruntu. Groźne są tu zwłaszcza odcinki, gdzie piaszczysta podsypka, stosowana do utwardzenia drogi, wychodzi na powierzchnię.

Jakość zadarnienia korony wału decyduje o możliwości bezpiecznego przepływu wody o następujących wydatkach średnich:

- $0,1 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{m}$ wału - dla gruntu piaszczystego pozbawionego darni,
- $1,0 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{m}$ wału - dla gruntu gliniastego zadarnionego,
- $10 \text{ dm}^3/\text{s}/\text{m}$ wału - dla gruntu gliniastego dobrze zadarnionego.

Odpowiednie warunki dla zadarnienia stwarza warstwa gliny o dużej spoistości, która zawiera 20-25% frakcji ilastej, 25-50% frakcji piaszczystej oraz poniżej 3% substancji organicznej. Wysoka zawartość wapnia w glebie oraz jej odpowiednie napowietrzenie i zawilgocenie sprzyjają zadarnieniu. W obecności tych czynników wykształca się pokrywa trawiasta, która może wytrzymać nurt wody o prędkości do 6 m/s nawet przez dłuższy czas (ponad wymagane minimum 14 dni). Podłoże piaszczysto-gliniaste ulega erozji przy prędkości nurtu 3 m/s już po trzydziestu minutach [Koślacz 1999]. Wraz z zawartością frakcji ilastej wzrasta odporność trawy na zniszczenia będące skutkiem wypasu bydła lub rozjeżdżania samochodami. Zbyt duża spoistość gruntu może jednak być przyczyną jego wysychania i pęknięcia, co niekorzystnie wpływa na zadarnienie. Do ochrony darni można stosować specjalne siatki oraz ekrany z juty albo geowłókniny. Należy także pamiętać o doborze odpowiednich gatunków traw.

Problemy związane z eksploatacją wałów może stwarzać porastająca je wysoka roślinność. Na koronie wałów nie powinny rosnąć drzewa, ze względu na:

- uniknięcie perforacji warstwy izolującej systemem korzeniowym drzew,
- zapewnienie prawidłowego rozwoju trawy,
- umożliwienie dokładnej inspekcji i konserwacji wałów.

Występowanie wysokiej roślinności niepożądane jest przede wszystkim w miejscach spodziewanych przesiąków, gdzie może dojść do koncentracji wypływów i wymywania gruntu. Powalone drzewa tworzą bowiem w wałach głębokie wyrwy, które są łatwo wykorzystywane przez silny nurt wody.

Do znacznego osłabienia konstrukcji wału oraz zniszczenia warstwy uszczelniającej przyczyniają się nory zwierząt. Jest to szczególnie niekorzystne,

gdy występują one w skarpie odwodnej, powodując wzrost ciśnienia w wale oraz wymywanie piasku z korpusu. Bobry i piżmaki budują wejścia do nor poniżej zwierciadła wody. Obniżenie go powoduje jednak budowę kolejnych korytarzy, które coraz bardziej osłabiają konstrukcję wałów. Ponadto, żeremia bobrowe podpiętrzają wodę, co doprowadza do stałego nawadniania stopy wałów [Kołodziejczyk i Warcholak 2004]. Równie ważne są osłabiające wały obiekty infrastruktury, takie jak: przejazdy wałowe, rurociągi, bunkry, śluzy. Istotne jest także niewłaściwe zagospodarowanie dolin rzecznych, zmniejszające retencję i utrudniające skuteczne przeprowadzanie ewakuacji w razie zagrożenia powodziowego.

Powodzie mogą mieć różne przyczyny. Geneza wezbrań warunkuje czas ich występowania, lokalizację oraz zasięg terytorialny. Poszczególne typy genetyczne wezbrań mają ponadto odmienny przebieg [OKI - Kraków]. Najczęściej, za ową przyczynę podniesienia się wód wskazuje się: opady atmosferyczne, topnienie lodu i śniegu, zatory lodowe, spływ po stokach oraz zboczach górskich, topnienie kry lodowej, sztorm oraz podniesienie poziomu morskich wód przybrzeżnych. Dużą rolę odgrywa tu również niewłaściwa regulacja rzeki i rozprzestrzenianie się terenów zabudowanych. Rozmiar zniszczeń, powodowanych przez powodzie, jest również warunkowany daleko posuniętą dewastacją lasów.

Jednym z czynników mogących ograniczyć straty wywołane przez powodzie jest działalność prewencyjna. Działania podejmowane w celu przygotowania społeczeństwa do naturalnych katastrof oraz łagodzenia ich skutków powinny opierać się na wiarygodnej informacji. Elementami tej informacji są: prognozy pogody, trafne systemy wczesnego ostrzegania, długoterminowe dane szacujące zagrożenia, jak również tworzenie i wdrażanie miar skuteczności podejmowania działań. Dodatkowo, systematyczne studiowanie zjawisk meteorologicznych i hydrologicznych pozwoli zrozumieć przyczyny powstawania powodzi oraz procesu ich eshalacji. Wczesne ostrzeganie o możliwości wystąpienia katastrofy naturalnej odgrywa kluczową rolę w podejmowanych wysiłkach i powinno łączyć się ze strategią działań mających na celu złagodzenie jej skutków. Strategie radzenia sobie z naturalnymi zagrożeniami opierają się na wielu wymiarach, m.in. społecznym, kulturowym i ekologicznym. Ważnym elementem w ograniczeniu skutków powodzi jest informacja o zagrożeniach oraz opracowanie planów (strategii) jej przeciwdziałania. Kampanie społeczne, integracja społeczeństwa, czy po prostu edukacja pozwoli na zrozumienie prognoz meteorologicznych i hydrologicznych. Przełoży się to, być może, na wzmocnienie przygotowań, a tym samym zmniejszy ilość naturalnych katastrof wywołanych przez wodę. Ważnym dokumentem w tej kwestii jest opracowana w 2007 roku przez Parlament Europejski i Radę Unii Europejskiej Dyrektywa w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim.

Wnioski

Przeprowadzona analiza wykazała, że istnieje szereg czynników sprzyjających powstawaniu powodzi. Mają one różne podłoże i z całą stanowczością nie można wykazać wyższości jednych elementów nad innymi. Do czynników, które sprzyjają powstawaniu powodzi zaliczyć można: niewłaściwą lokalizację i geometrię wału, dużą przepuszczalność jego korpusu i podłoża, zły stan zawala, międzywała bądź koryta rzeki, jak również zbyt małą świadomość o zagrożeniu mieszkańców obszarów zalewowych.

Na pogorszenie własności ochronnych wałów wpływ mają przejazdy wałowe, rurociągi, bunkry i śluzy. Zwiększenie zagrożenia powodziowego może także być skutkiem oddziaływania szkodliwych czynników biologicznych. Drzewa rosnące w międzywale oraz na koronie wału mogą zostać powalone i blokować przepływ wody. Poza tym, wysoka roślinność utrudnia rozwój darni chroniącej powierzchnię wału przed erozją. Niekorzystnym zjawiskiem jest także występowanie w korpusie wału nor zwierząt, takich jak bobry, piżmaki czy lisy. Powodują one osłabienie konstrukcji oraz zniszczenie warstwy uszczelniającej obwałowania.

Powodzie mogą mieć różny zasięg, lecz niezależnie od tego powodują szkody, które wymagają często olbrzymich wydatków na ich likwidację. Dużych środków finansowych wymaga również budowa zabezpieczeń przeciwpowodziowych, a zrealizowane inwestycje i tak nie zawsze spełniają swoją rolę.

W celu zwiększenia skuteczności ochrony przeciwpowodziowej należy stworzyć wytyczne, które precyzyjnie wskażą czynniki, jakie powinny być analizowane podczas kontroli zabezpieczeń przeciwpowodziowych. Wytyczne te powinny odnosić się do: stanu technicznego wałów przeciwpowodziowych (w tym uwarunkowań geologiczno-inżynierskich i geotechnicznych), bezpieczeństwa przeciwpowodziowego regionu, zagrożeń występujących w strefie wału, jak i uwzględniać różnorodne czynniki zwiększające zagrożenie powodziowe. Nie bez znaczenia w prewencji przeciwpowodziowej są również działania o charakterze technicznym, finansowym i politycznym, dotyczące zarządzania ryzykiem powodziowym, będącym w gestii jednostek zarządzających i gospodarujących wodami na terytorium kraju czy regionu.

Literatura

1. BOBIŃSKI E., ŻELAZIŃSKI J.: *Ocena przyczyn lipcowej powodzi na Odrze – wnioski do programu ochrony przeciwpowodziowej na przyszłość*, [W:] *Ekologiczne metody zapobiegania powodziom*, Wyd. Fundacja Oławy i Nysy Kłodzkiej, Wrocław 1997
2. BORYS M., MOSIEJ K.: *Oceny stanu technicznego obwałowań przeciwpowodziowych*, Wyd. Instytutu Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty 2008
3. DEGG M.: *Natura disasters: recent trends and future prospects*, „Geography”, no 336, vol. 77, part 3, s. 198-209, 1992
4. GALLOWAY G.E. Jr.: *New directions in floodplain management*, „Water Resources Bulletin”, 31, pp. 351-337, 1995
5. GRUNDFEST E.: *Nonstructural mitigation of flood hazards*, [In:] E.E. Wohl (ed.), *Inland flood hazards: human, riparian and aquatic communities*, s. 394-410, Cambridge University Press, Cambridge 2000
6. KERN K.: *Restoration of lowland rivers: the German experience*, [In:] P.A. Carling and G.E. Petts (ed.): *Lowland floodplain rivers: geomorphological perspectives*, s. 279-297, 1992
7. KOŁODZIEJCZYK U.: *Geologiczno-inżynierskie badania wałów przeciwpowodziowych i ich podłoża*, Oficyna Wydawnicza Uniwersytetu Zielonogórskiego, Zielona Góra 2002
8. KOŁODZIEJCZYK U., WARCHOLAK P.: *Bobry a bezpieczeństwo przeciwpowodziowe w województwie lubuskim* [W:] *Gospodarka Wodna* nr 4, s. 149-153, 2004
9. KOŚLACZ R. (red): *Wizja gospodarki wodnej w Polsce*, Wrocław 1999
10. KOWALSKI J.: *Hydrogeologia z podstawami geologii*, PWN, Warszawa 1987
11. PARZONKA W. i in.: *Ocena wpływu transportu rumowiska wleczonego na opory ruchu na przykładzie środkowej Odry*, Zeszyty Naukowe AR we Wrocławiu, nr 385, „Inżynieria Środowiska” XI, s. 137-145, Wrocław 2000
12. PETTS G.E. i in.: *Floodplain assessment for restoration and conservation: linking hydrogeomorphology and ecology*, [In:] P.A. Carling and Petts (ed): *Lowland floodplain rivers: geomorphological perspectives*, s. 217-234, 1992
13. ŻBIKOWSKI A.: *Ogólne informacje o środkach ochrony przed powodzią*, [W:] *Ochrona przed powodzią*, s. 85-95, Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty 1992
14. DYREKTYWA 2007/60/WE PARLAMENTU EUROPEJSKIEGO I RADY z dnia 23 października 2007 r. w sprawie oceny ryzyka powodziowego i zarządzania nim. Dziennik Urzędowy Unii Europejskiej 2007
15. <http://oki.krakow.rzgw.gov.pl>

FLOODING FACTORS ANALYSIS

S u m m a r y

In many countries, now and again step out smaller or larger floods. They send large damages and require some gigantic expenses on their liquidation. The pronouncements waters from his bed hapend while large falls, spring melting snows and also stormy arrangements (on sea coastal areas). The building of flood protections is very expensive. However, realized investments not always keep carry out their plow. It can be caused from many factors like e.g. their inappropriate location or bad technical state.

Key words: flood protection, flooding factors

MAGDA HUDAK***KLASYFIKACJA OBIEKTÓW MIĘDZYNARODOWEJ DROGI
WODNEJ E70 DLA POTRZEB ANALIZY ŚRODOWISKOWEJ**

Słowa kluczowe: droga wodna, żegluga śródlądowa, obszary Natura 2000, obszary chronione

Streszczenie

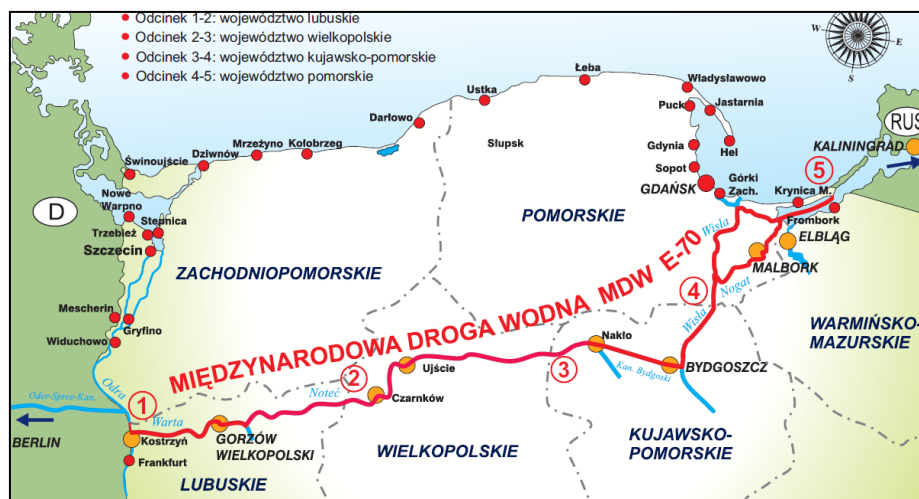
Podstawowym celem „Koncepcji programowo-przestrzennej rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Kanał Bydgoski, Brda, Wisła, Nogat, Szkarpa oraz Zalew Wiślany (planowana na terenie Polski Międzynarodowa Droga Wodna E70)” jest wzmocnienie rozwoju gospodarczego regionów poprzez kompleksowy rozwój systemu żeglugi śródlądowej i turystyki wodnej czterech województw: lubuskiego, wielkopolskiego, kujawsko-pomorskiego oraz pomorskiego, z uwzględnieniem zasady zrównoważonego rozwoju. Podstawę Koncepcji stanowią, m.in. Komunikat komisji europejskiej w sprawie promocji żeglugi śródlądowej „NAIADES”, zintegrowany europejski program działań na rzecz żeglugi śródlądowej - Bruksela 2006, Wstępny projekt koncepcji przestrzennego zagospodarowania kraju na lata 2008-2033 oraz Polityka ekologiczna państwa na lata 2009-2012 z perspektywą na 2016r. Wdrożenie koncepcji musi uwzględniać uwarunkowania środowiskowe, szczególnie wynikające z lokalizacji niektórych zadań na obszarach Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000. Niniejszy artykuł stanowi wstęp do analizy środowiskowej wymienionej Koncepcji i dotyczy podziału planowanych obiektów na grupy inwestycyjne.

Wstęp

„Koncepcja programowo-przestrzenna rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Brda, Kanał Bydgoski, Wisła, Nogat, Szkarpa oraz Zalew Wiślany (planowana na

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Hydrologii i Geologii Stosowanej

terenie Polski Międzynarodowa Droga Wodna E70)” stanowi I etap kompleksowego systemu rozwoju żeglugi śródlądowej i turystyki wodnej. System ten obejmuje również powiązania transportu wodnego z drogowym i kolejowym na całym obszarze, przez który przebiega polski odcinek Międzynarodowej Drogi Wodnej E70, rozciągającej się z Antwerpii do Kłajpedy – rys. 1.



Rys. 1. Międzynarodowa Droga Wodna E70

Fig. 1. International Waterway E70

Przewodnią ideą koncepcji jest pobudzenie inicjatyw gospodarczych w rejonie poprzez rozwój transportu śródlądowego i turystyki [Łojewski 1997]. Bezsporne jest tutaj założenie prospołeczne, niemniej jednak, dla spełnienia nadrzędnego warunku zrównoważonego rozwoju, realizacja koncepcji musi uwzględniać uwarunkowania środowiskowe, szczególnie - wynikające z lokalizacji niektórych zadań na obszarach Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000 [Beck 2005].

Program inwestycyjny koncepcji składa się ze 162 zadań zlokalizowanych na terenach czterech województw: lubuskiego, wielkopolskiego, kujawsko-pomorskiego i pomorskiego. Obejmuje przedsięwzięcia takie jak: budowa oraz rozbudowa portów handlowych i przeładowni, turystycznych portów bazowych, dużych przystani turystycznych, przystani i portów żeglugi pasażerskiej, kąpielisk, przystani kajakowych oraz miejsc postoju jachtów motorowych i łodzi, mostów zwodzonych, punktów widokowych, a także pogłębianie szlaków wodnych.

Podział przedsięwzięć na grupy inwestycyjne

Dla potrzeb analizy środowiskowej poszczególne zadania zaplanowane w Koncepcji zaliczono do różnych grup inwestycyjnych (A, B, C, D, E), jakie wydzielono w zależności od:

- rodzaju inwestycji,
- kwalifikacji przedsięwzięcia w zakresie oddziaływania na środowisko i konieczności sporządzenia raportu o oddziaływaniu na środowisko [Dz. U. 2004r. nr 257 poz. 2573 z późn. zm.],
- wpływu inwestycji na obszary Natura 2000 i obszary podlegające ochronie [Dz. U. 2008r. nr 25 poz. 150, Dz. U. 2004r. nr 92 poz. 880 z późn. zm.].

Nawet w ramach jednej grupy zadaniowej, poszczególne przedsięwzięcia znacznie różnią się programem inwestycyjnym, a co za tym idzie – zakresem robót budowlanych.

Dlatego też poszczególne zadania uszeregowano w następujące grupy inwestycyjne:

grupa A:

budowa oraz rozbudowa portów handlowych i przeładowni, turystycznych portów bazowych, dużych przystani turystycznych, przystani i portów żeglugi pasażerskiej oraz mostów zwodzonych, a także pogłębianie szlaków wodnych.

Pod względem środowiskowym są to przedsięwzięcia mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, dla których sporządzenie raportu oddziaływania na środowisko nie jest obligatoryjne – zgodnie z §3 ust. 1 pkt. 45, 58-60 Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2004 r. w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych kryteriów związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięć do sporządzania raportu oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2004 nr 257 poz. 2573 z p.zm.). Przedsięwzięcia te są zlokalizowane na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

grupa B:

budowa oraz rozbudowa portów handlowych i przeładowni, turystycznych portów bazowych, dużych przystani turystycznych, przystani i portów żeglugi pasażerskiej i mostów zwodzonych oraz pogłębianie szlaków wodnych.

Są to przedsięwzięcia mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, dla których sporządzenie raportu oddziaływania na środowisko nie jest obligatoryjne. Przedsięwzięcia te nie są zlokalizowane na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

grupa C:

budowa oraz rozbudowa dużych przystani turystycznych.

Pod względem środowiskowym są to przedsięwzięcia mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, dla których sporządzenie raportu oddziaływania na środowisko nie jest obligatoryjne – zgodnie z §3 ust. 1 pkt. 58 Rozporządzenia Rady Ministrów z dnia 9 listopada 2004 r. w sprawie określenia rodzajów przedsięwzięć mogących znacząco oddziaływać na środowisko oraz szczegółowych kryteriów związanych z kwalifikowaniem przedsięwzięć do sporządzania raportu oddziaływania na środowisko (Dz. U. 2004 nr 257 poz. 2573 z późn. zm.), a także - przedsięwzięcia zlokalizowane na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

grupa D:

budowa oraz rozbudowa kąpielisk, przystani kajakowych oraz miejsc postoju jachtów motorowych i łodzi.

Pod względem środowiskowym są to przedsięwzięcia mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, dla których sporządzenie raportu oddziaływania na środowisko nie jest obligatoryjne. Nie są one zlokalizowane na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

grupa E:

budowa punktów widokowych, modernizacja wyposażenia śluz, oznakowania szlaków wodnych itp.

Są to przedsięwzięcia mogące potencjalnie znacząco oddziaływać na środowisko, dla których sporządzenie raportu oddziaływania na środowisko nie jest obligatoryjne.

Jak wynika z dokonanego podziału, niektóre zadania, np.: budowa oraz rozbudowa portów handlowych i przeładowni, turystycznych portów bazowych, dużych przystani turystycznych, przystani i portów żeglugi pasażerskiej, mostów zwodzonych oraz pogłębianie szlaków wodnych mają ten sam charakter i zakres robót, a mimo to - ze względu na lokalizację (są to obiekty położone na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody lub poza nimi) – zostały przyporządkowane do różnych grup inwestycyjnych: A lub B.

W grupie C znalazły się zadania o mniejszym ciężarze gatunkowym, takie jak: budowa oraz rozbudowa dużych przystani turystycznych, ale zlokalizowane na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody.

Grupa D obejmuje zadania dotyczące budowy oraz rozbudowy kąpielisk, przystani kajakowych oraz miejsc postoju jachtów motorowych i łodzi, niezajdujące się na obszarach Natura 2000 oraz obszarach podlegających ochronie na podstawie ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody.

W grupie E umieszczono następujące zadania: budowa punktów widokowych, modernizacja wyposażenia służ, oznakowania szlaków wodnych i podobne, o potencjalnie najmniejszym oddziaływaniu na środowisko, znajdujące się zarówno na obszarach Natura 2000, jak i obszarach podlegających ochronie na podstawie ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody, jak i poza nimi.

Uwarunkowania środowiskowe wydzielonych grup inwestycyjnych

Zasadniczym problemem ekologicznym, który winien być uwzględniony przy realizacji Koncepcji, jest zachowanie podstawowych wartości przyrodniczych na całym obszarze objętym opracowaniem, w tym jego różnorodności biologicznej. Szczególną wartość stanowią elementy przyrodnicze, dla ochrony których utworzone zostały obszary Natura 2000 i inne formy ochrony przyrody. Realizacji założeń Koncepcji winno zatem towarzyszyć permanentne podnoszenie świadomości ekologicznej społeczeństwa oraz zmiana modelu rekreacji i turystyki z konsumpcyjnego na poznawczy, z jednoczesnym poszanowaniem wartości przyrodniczych [Lenart i Tyszecki 1998].

Pozytywne znaczenie dla ochrony środowiska będzie miało również wdrożenie przewozów masowych, w tym tramwajami wodnymi i statkami pasażerskimi. W konflikcie z zasadami ochrony przyrody mogą natomiast znaleźć się przedsięwzięcia związane z rozwojem sportów motorowodnych i jachtingu motorowego.

Podstawowymi problemami środowiskowymi, wynikającymi z realizacji ustaleń omawianej Koncepcji będą straty przyrodnicze, towarzyszące w sposób nieunikniony budowie i rozbudowie portów i innych obiektów infrastruktury turystycznej oraz wzrost uciążliwości akustycznych spowodowanych eksploatacją szlaku wodnego w sezonie wiosenno-letnim. Międzynarodowa Droga Wodna E70 stanowi typową drogę wodną służącą do prowadzenia przewozów masowych, a także użytkowaną w celu przemieszczania się turystów, z krótkimi pobytami w miejscach o wyjątkowych walorach poznawczych, co może mieć różnorodne negatywne oddziaływanie na poszczególne elementy środowiska.

Potencjalnym zagrożeniem dla stanu czystości wód powierzchniowych mogą być również awaryjne rozlewy paliwa [Przybyłowski 2005].

Konieczność wydobycia i usunięcia urobku w czasie pogłębiania istniejącego toru wodnego może z kolei spowodować znaczny wzrost zmętnienia wody w rejonie prowadzonych prac refulacyjnych.

Nie przewiduje się natomiast zmian ukształtowania terenu i zniszczeń szaty roślinnej, tak w obrebie pasa wodnego, jak i poza terenami lokalizacji poszczególnych przedsięwzięć. Realizacja Koncepcji nie powinna więc stanowić zagrożenia dla bioróżnorodności przedmiotowych regionów.

Analiza środowiskowa opracowana dla przedmiotowej Koncepcji [Kołodziejczyk, Hudak 2009] wykazała, że intensywność oddziaływania na środowisko poszczególnych planowanych przedsięwzięć, zarówno na etapie budowy, jak i eksploatacji jest bardzo zróżnicowana.

Oddziaływania na środowisko poszczególnych grup inwestycyjnych można scharakteryzować następująco:

- zadania zaliczone do grupy A;

na etapie budowy – następować będzie przekształcenie powierzchni ziemi, przy dużym zakresie robót ziemnych i budowlanych, wykonywanych z zastosowaniem ciężkiego sprzętu z napędem mechanicznym, z pogłębieniem podejściowego toru wodnego. Pracom tym towarzyszyć będzie: znaczny wzrost emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłów do powietrza, zniszczenie (co najmniej w zasięgu placu budowy) istniejącej roślinności oraz drobnej fauny, ponadnormatywna emisja hałasu i wibracji, możliwe zmiany stosunków gruntowo-wodnych, a w sytuacjach awaryjnych – możliwość zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi wód powierzchniowych i podziemnych oraz gruntów.

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie budowy, będą miały charakter negatywny, krótko i średnioterminowy, bezpośredni. Ponadto mogą wystąpić negatywne, długoterminowe zmiany biocenozy i jej warunków siedliskowych. Możliwe jest także znaczące, negatywne oddziaływanie na obszar Natura 2000 oraz na obszary podlegające ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

na etapie eksploatacji – rozbudowa sieci portów spowoduje wzrost ilości jednostek pływających, również z napędem silnikami spalinowymi, a co za tym idzie - wzrost zanieczyszczeń emitowanych do powietrza, wzrost hałasu, wzrost ruchliwości na szlakach wodnych i potencjalne zanieczyszczenie wód powierzchniowych substancjami ropopochodnymi.

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie eksploatacji, będą miały charakter negatywny, długoterminowy lub chwilowy, bezpośredni. Możliwe są także negatywne oddziaływania na obszar Natura 2000 oraz na obszary podlegające ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody.

Pozytywnym efektem realizacji przedsięwzięcia będzie częściowe zastąpienie transportu samochodowego środkami transportu wodnego, a w efekcie - skrócenie niektórych odcinków komunikacji lądowej, zmniejszenie zużycia paliwa oraz emisji zanieczyszczeń do powietrza oraz rozwój „białej floty”. W tym zakresie będą to pozytywne oddziaływania długoterminowe, pośrednie,

- zadania zaliczone do grupy B;

na etapie budowy - następować będzie przekształcenie powierzchni ziemi z zastosowaniem ciężkiego sprzętu z napędem mechanicznym, z możliwo-

ścią pogłębiania toru podejściowego. Pracom tym towarzyszyć będzie znaczny wzrost emisji zanieczyszczeń gazowych i pyłów do powietrza, zniszczenie w zasięgu placu budowy istniejącej roślinności oraz drobnej fauny, ponadnormatywny hałas i wibracje, a niewykluczone też będą lokalne zmiany stosunków gruntowo-wodnych (w sytuacjach awaryjnych – możliwość zanieczyszczenia substancjami ropopochodnymi wód powierzchniowych i podziemnych oraz gruntów).

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie budowy, będą miały charakter negatywny. Będą to oddziaływania krótko i średnioterminowe, bezpośrednie. Mogą też wystąpić negatywne, długoterminowe zmiany biocenotyczne i warunków siedliskowych,

na etapie eksploatacji – rozbudowa sieci portów spowoduje wzrost ilości jednostek pływających, również z napędem silnikami spalinowymi, a co za tym idzie - wzrost zanieczyszczeń emitowanych do powietrza, hałasu i ruchu na szlakach wodnych, a także – potencjalne zanieczyszczenie wód powierzchniowych substancjami ropopochodnymi. Pozytywnym efektem będzie rozwój „białej floty”. Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie eksploatacji, będą miały zatem charakter negatywny (będą to oddziaływania długoterminowe, chwilowe, bezpośrednie), ale również – pozytywny (oddziaływania długoterminowe, pośrednie),

- zadania zaliczone do grupy C;

na etapie budowy – przewiduje się mniejsze negatywne oddziaływania na środowisko, o intensywności zależnej od wielkości i programu zaplecza, spowodowane pracą sprzętu mechanicznego, głównie w odniesieniu do emisji zanieczyszczeń do powietrza i hałasu.

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie budowy, będą miały charakter negatywny. Będą to oddziaływania krótkoterminowe, bezpośrednie. Możliwe są także negatywne oddziaływania na obszar Natura 2000 oraz na obszary podlegające ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

na etapie eksploatacji – rozbudowa sieci przystani przyczyni się do wzrostu ilości jednostek pływających, a więc wzrostu zanieczyszczeń emitowanych do powietrza, wzrostu hałasu, wzrostu ruchliwości na szlakach wodnych i potencjalnego zanieczyszczenia wód powierzchniowych substancjami ropopochodnymi.

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie eksploatacji, będą miały charakter negatywny. Będą to oddziaływania długoterminowe, chwilowe, bezpośrednie. Możliwe będą także negatywne oddziaływania na obszar Natura 2000 oraz na obszary podlegające ochronie na podstawie Ustawy z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody,

- zadania zaliczone do grupy D;

na etapie budowy – zakłada się niewielkie negatywne oddziaływania, w tym wzrost zanieczyszczenia powietrza i hałasu.

oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie budowy, będą miały charakter negatywny. Będą to oddziaływania krótkoterminowe, bezpośrednie,

na etapie eksploatacji – przewiduje się niewielki wpływ na wzrost ilości i wielkości jednostek pływających na szlaku żegludowym.

Oddziaływania obiektów tej grupy na środowisko, na etapie budowy, będą miały charakter negatywny. Będą to oddziaływania krótkoterminowe, bezpośrednie,

- zadania zaliczone do grupy E;

na etapie budowy i eksploatacji – wystąpi brak negatywnego oddziaływania na środowisko; realizacja zadań przyczyni się do usprawnienia żeglugi, także do podniesienia świadomości ekologicznej społeczeństwa. Będą to zatem pozytywne oddziaływania długoterminowe.

Przewidziana w koncepcji budowa sieci portów i przystani żeglarskich, a następnie wdrożenie systemu transportu multimodalnego, polegającego na powiązaniu transportu publicznego i indywidualnego drogami lądowymi oraz kolejowego z turystyką wodną, a także rowerową i pieszą, ma istotne znaczenie proekologiczne. Na wyróżnienie zasługuje możliwość uruchomienia transportu statkami pasażerskimi i tramwajami wodnymi. Szczególną wartość ma jachting żaglowy. Wyjątkowo edukacyjną rolę ma także propozycja powiązania turystyki wodnej z poznawczą, w odniesieniu nie tylko do walorów przyrodniczych, ale także – kulturowych, ze wskazaniem na zabytki klasy światowej.

Poszczególne przedsięwzięcia planowane w ramach koncepcji, a zakwalifikowane w analizie środowiskowej do odpowiedniej grupy inwestycyjnej: A, B, C, D, E można zestawiać następująco:

- **w grupie A** konieczne będzie uzyskanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, z zaleceniem przeprowadzenia procedury oceny oddziaływania na środowisko w pełnym zakresie. Dotyczy to:
 - 10-u zadań w województwie lubuskim,
 - 2-ch zadań w województwie wielkopolskim,
 - 6-u zadań w województwie kujawsko-pomorskim,
 - 15-u zadań w województwie pomorskim,
- **w grupie B** konieczne będzie uzyskanie decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach, a ewentualna potrzeba sporządzenia raportu oddziaływania na środowisko określona zostanie właściwym postanowieniem. Dotyczy to:
 - 10-u zadań w województwie lubuskim,
 - 11-u zadań w województwie wielkopolskim,
 - 10-u zadań w województwie kujawsko-pomorskim,
 - 10-u zadań w województwie pomorskim,

- w **grupie C** wskazane będzie przeprowadzenie oceny oddziaływania na obszar Natura 2000 dla przedsięwzięć ujętych w Koncepcji, co dotyczy:
 - 9-u zadań w województwie lubuskim,
 - 13-u zadań w województwie wielkopolskim,
 - 10-u zadań w województwie kujawsko-pomorskim,
 - 15-u zadań w województwie pomorskim,
- w **grupie D i E**, zgodnie z obecnie obowiązującymi przepisami, brak jest podstaw prawnych do postawienia wymogu uzyskania decyzji o uwarunkowaniach środowiskowych. Do grupy tej zakwalifikowano:
 - 4 zadania w województwie lubuskim,
 - 7 zadań w województwie wielkopolskim,
 - 14 zadań w województwie kujawsko-pomorskim,
 - 16 zadań w województwie pomorskim.

Poszczególne przedsięwzięcia planowane w ramach Koncepcji i zakwalifikowane w analizie środowiskowej do odpowiedniej grupy inwestycyjnej (A, B, C, D, E) zestawiono w tabeli 1.

Tab. 1. Zestawienie ilościowe grup inwestycyjnych, planowanych w ramach MDW E-70

Tab.1. Quantitative composition of investment groups, planned in MDW E-70

WOJEWÓDZTWO	Ilość zadań zakwalifikowanych do poszczególnych grup inwestycyjnych				RAZEM
	A	B	C	D i E	
LUBUSKIE	10	10	9	4	33
WIELKOPOLSKIE	2	11	13	7	33
KUJAWSKO-POMORSKIE	6	10	10	14	40
POMORSKIE	15	10	15	16	56
RAZEM	33	41	47	41	162

Część przedsięwzięć będzie realizowana na obszarach objętych Europejską Siecią Ekologiczną Natura 2000. Możliwości gospodarczego wykorzystywania tych terenów określa, zgodnie z właściwymi dyrektywami Wspólnoty Europejskiej, ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody (Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880 z p.zm.). Ustawa ta dopuszcza prowadzenie na tych obszarach działalności gospodarczej nie zagrażającej siedliskom przyrodniczym oraz nie wpływającej negatywnie na gatunki roślin i zwierząt objętych ochroną. Wśród przedsięwzięć realizowanych w ramach Koncepcji dotyczyć to będzie 80 obiektów zakwalifikowanych do grupy inwestycyjnej A i C.

Podsumowanie

Transport wodny z założenia przynosi mniej szkód środowiskowych niż transport kołowy, a jego rozwój jest preferowany w Unii Europejskiej. Rozbudowa śródlądowych dróg wodnych, zarówno dla celów turystycznych, jak i przewozów towarowych, jest przedmiotem szeregu prac badawczych oraz dokumentów strategicznych. Jednym z nich jest „Koncepcja programowo-przestrzenna rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Brda, Kanał Bydgoski, Wisła, Nogat, Szarpawa oraz Zalew Wiślany (planowana na terenie Polski Międzynarodowa Droga Wodna E70)”, dlatego też jej realizacja musi przebiegać zgodnie z konstytucyjną zasadą zrównoważonego rozwoju, przy uwzględnieniu uwarunkowań przyrodniczych.

Z uwagi na bardzo ogólne przedstawienie w Koncepcji zakresu rzeczowego kolejnych zadań, nie można jednoznacznie ocenić stopnia oddziaływania poszczególnych obiektów na elementy środowiska. Określenie intensywności i zakresu oddziaływania danego przedsięwzięcia na środowisko, w tym elementy objęte ochroną przyrody (również obszary Natura 2000), wymaga przeprowadzenia szczegółowych analiz środowiskowych w oparciu o dokumentację projektową. Wynikiem tych analiz będzie każdorazowo opracowanie Karty informacyjnej przedsięwzięcia, a dla obiektów wskazanych przez odpowiednie organy administracji – Raportów oddziaływania przedsięwzięcia na środowisko, w zakresie uzgodnionym z Regionalnymi Dyrektorami Ochrony Środowiska oraz Inspektorami Sanitarnymi. Dokumenty te będą niezbędne dla uzyskania decyzji o środowiskowych uwarunkowaniach zgody na realizację przedsięwzięcia (decyzji środowiskowej) oraz pozwolenia na budowę danego obiektu.

Literatura

1. BECK C.H.: *Międzynarodowe zarządzanie środowiskiem* – Tom 2 – Instrumenty i systemy zarządzania, Warszawa 2005
2. KOŁODZIEJCZYK U., HUDAK M.: *Analiza środowiskowa oddziaływania obiektów zawartych w „Koncepcji programowo-przestrzennej rewitalizacji śródlądowej drogi wodnej relacji wschód-zachód, obejmującej drogi wodne: Odra, Warta, Noteć, Kanał Bydgoski, Brda, Wisła, Nogat, Szarpawa oraz Zalew Wiślany (planowana na terenie Polski MDW E70)”*, Redan – Biuro Projektowo-Inżynierskie Sp. z o.o. w Szczecinie, Szczecin 2009
3. ŁOJEWSKI S.: *Ocena ekonomiczna i ekonomiczno-ekologiczna systemów technicznych i przestrzennych - zagadnienia metodyczne*, Wydawnictwo

- Uczelniane Akademii Techniczno-Rolniczej w Bydgoszczy, Bydgoszcz 1997
4. LENART W., TYSZECKI A. [red.]: *Poradnik przeprowadzania ocen oddziaływania na środowisko*, NFOŚiGW, Warszawa 1998
 5. PRZYBYŁOWSKI P.: *Podstawy Zarządzania środowiskiem*, Wydawnictwo Akademii Morskiej, Gdynia 2005

THE DIVISION OF INVESTMENT OBJECTS OF THE INTERNATIONAL WATERWAY E70 FOR NEEDS OF ENVIRONMENTAL ANALYSIS

S u m m a r y

The strengthening of economic development by complex progress of inland navigation system and the water tourism of four provinces: the Lubuskie, the Wielkopolska, the Kujawy-Pomerania and Pomeranian, with its sustainability development principle is the basic aim of "The conception of spatial inland waterway east - west: Oder, Warta River, Notec River, Bydgoszcz Canal, Brda River, Vistula, Nogat River, Szarpawa River and the Vistula Bay revitalization (the planned in Poland International Waterway E70)". The announcement of European committee in matter of inland navigation the "NAI-ADES" promotion, integrated European programme of work for inland navigation – Brussels 2006, Preliminary project of spatial form implements 2008-2033 conception and the state ecological Politics 2009-2012 with perspective on 2016 are the basis of Conception. Initiating of conception has to take into account environmental conditioning to.

This article is the introduction to environmental analysis of mentioned Conception and concerns the division of planned objects to investment groups.

Key words: waterway, inland waterway, Natura 2000 areas, areas of conservation

BARBARA JACHIMKO*
TOMASZ KRUK**

ZMIANY SKŁADU WÓD PODZIEMNYCH W OTOCZENIU MEROMIKTYCZNEGO, ACIDOTROFICZNEGO ZBIORNIKA KOPALNIANEGO

Streszczenie

W publikacji przedstawiono wyniki badań składu wód podziemnych w otoczeniu kwaśnego zbiornika kopalnianego. Badania prowadzono przez okres jednego roku w trzech punktach pomiarowych: jednym obejmującym wody zasilające zbiornik i dwóch po stronie odpływu. Wszystkie wody wykazywały cechy wód kopalnianych, szczególnie w zakresie wartości pH, zawartości żelaza i siarczanów. Skład wód w poszczególnych piezometrach różnił się znacznie. Stwierdzono znaczne pogorszenie jakości wód podziemnych w wyniku ich przepływu przez zbiornik

Słowa kluczowe: zbiorniki kopalniane, kwaśne wody kopalniane, meromiksja

Wprowadzenie

W wyniku oddziaływania procesów związanych z wietrzeniem pirytu wody podziemne na terenach byłych odkrywek węgla brunatnego zostają przekształcone w kwaśne wody kopalniane (AMD – acid mine drainage) [Razowska-Jaworek i Pluta 2005]. Produkty reakcji wietrzenia pirytu powodują wzbogacenie wód podziemnych w jony żelaza(II), siarczany(VI) oraz obniżenie wartości pH. Intensywność wietrzenia pirytu zależy od dostępności ditlenu oraz innych utleniaczy (np. żelazo(III)). W zależności od obecności w warstwie wodonośnej minerałów zasadowych, zachodzić mogą reakcje wtórne neutralizacji zakwaszenia wód. W przypadku znacznego obniżenia pH (do wartości pH ok. 1) następuje intensyfikacja wietrzenia glinokrzemianów. Skład wód podziemnych

* Uniwersytet Zielonogórski; Instytut Inżynierii Środowiska; Zakład Technologii Wody, Ścieków i Odpadów

** Międzyrzeckie Przedsiębiorstwo Wodociągów i Kanalizacji sp. z o.o.

zależy od intensywności wyżej wymienionych procesów i ich wzajemnych proporcji [Lenk i Wisotzky 2007; Evangelou 1995].

Na terenach nieczynnych wyrobisk następuje wypływanie wód podziemnych na powierzchnię terenu i tworzenie w zagłębieniach zbiorników kopalnianych. W wyniku kontaktu wód podziemnych z tlenem atmosferycznym następuje utlenianie jonów żelaza(II) do jonów żelaza(III), a następnie wytrącanie trudno rozpuszczalnych związków żelaza(III). Powoduje to znaczne obniżenie stężenia żelaza wodach powierzchniowych i ich kumulację w osadach dennych. W zależności od wartości pH i składu wód związki żelaza mogą się wytrącać w formie następujących minerałów: amorficzny wodorotlenek żelaza(III), getyt, zasadowe siarczany żelaza – jarosyty: hydroniowy czy potasowy. Wytrącanie tych związków skutkuje dalszym obniżaniem wartości pH wód [Blodau 2006].

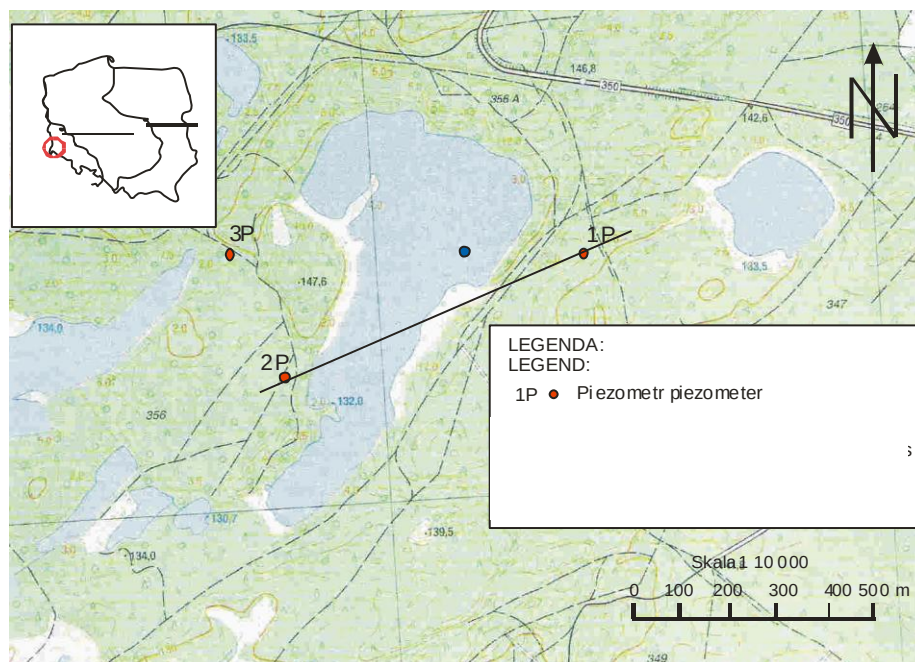
W zbiornikach meromiktycznych występuje rozdział wód na dwie warstwy: tlenową lub okresowo uwarstwioną pod względem zawartości ditlenu warstwę miksolimnionu (część powierzchniowa wód podlegająca mieszaniu w cyklu rocznym) oraz pozbawioną ditlenu warstwę monimolimnionu. Wody obu warstw nie ulegają wymieszaniu [Boehrer i Schulze 2006]. Skład monimolimnionu znacznie odbiega od przedstawionego powyżej składu wód typowych zbiorników acidotroficzných [Jachimko 2008]. Cechą charakterystyczną wód tej warstwy jest znaczna gęstość (parametr warunkujący powstanie meromiksji) spowodowana kumulacją jonów żelaza(II), siarczanów(VI) i w mniejszym stopniu wapnia, potasu czy magnezu. Wody tej warstwy charakteryzują się znacznie wyższymi wartościami pH (powyżej 4) w stosunku do wód miksolimnionu.

Przedmiotem badań było określenie zmian składu wód podziemnych w otoczeniu meromiktycznego zbiornika acidotroficznego. Badania prowadzono w celu określenia wzajemnych interakcji pomiędzy wodami podziemnymi a wodą powierzchniową w zbiorniku.

Teren badań

Badania prowadzono na terenie tzw. pojezierza antropogenicznego położonego w Łuku Mużakowskim po stronie polskiej. Do badań wytypowano największy na tym terenie, meromiktyczny zbiornik kopalniany oznaczony we wcześniejszych badaniach numerem 54 [Jędrzak i Solski, 1991; Jędrzak 1993]. Wody podziemne pobierano z trzech piezometrów zlokalizowanych w pobliżu brzegów zbiornika. Wody zasilające zbiornik pobierano z piezometru P1, a wody odpływające ze zbiornika z dwóch piezometrów P2 i P3. Położenie zbiornika i piezometrów przedstawiono na rys. 1. Piezometr P1 zlokalizowany został na wysokim brzegu zbiornika. Przecina on trzy warstwy węgla brunatnego poprzedzielane piaskami i piaskami gliniastymi o zróżnicowanym uziarnie-

niu. Piezometry P2 i P3 położone są na przeciwnym brzegu zbiornika, od strony odpływu wód podziemnych. Piezometr P2 przecina dwie warstwy węgla, jedną o miąższości ok. 1 m położoną na głębokości ok. 10 m p.p.t. i drugą o miąższości powyżej 10 m stanowiącą warstwę spągu otworu. Pokłady węgla poprzdzielane są warstwami piasków gliniastych i drobnoziarnistych. Piezometr P3 przecina tylko jedną warstwę węgla brunatnego o miąższości ok. 0,5 m. We wszystkich piezometrach występowało napięte zwierciadło wody, a warstwa wodonośna przykryta była od góry warstwą węgla brunatnego.



Rys. 1. Teren badań

Fig. 1 The area of study

Metodyka badań

Badania prowadzono w okresie od czerwca 2008 do maja 2009 z częstotliwością 1 raz w miesiącu. Wysokość zwierciadła wody mierzono za pomocą świstawki hydrologicznej z sygnałem świetlnym i dźwiękowym. Następnie, po wypompowaniu z otworu wody, w ilości ok. 5 objętości piezometru za pomocą zatapialnej pompki tłokowej, pobierano ok. 1,5 dm³ próbki do analiz laboratoryjnych. Bezpośrednio w otworze analizowano wartość pH i potencjału oksydacyjno-redukcyjnego, temperaturę oraz stężenie ditlenu. Analizy terenowe wy-

konano sondą głębinową z miernikiem prod. WTW. Analizy laboratoryjne wykonywano w próbkach przesączonych przez sącze o wielkości porów 0,45 mikrom. Zakres oznaczeń obejmował skład jonowy wody, zasadowość i kwasowość, zawartość rozpuszczonego węgla organicznego oraz azotu Kjeda. Analizy stężeń kationów wykonywano w próbkach zakwaszonych kwasem azotowym metodą absorpcyjnej lub emisyjnej spektrometrii atomowej, a anionów chromatografią jonowej. Poprawność analiz weryfikowano poprzez kontrolę bilansu równowagi anionowo-kationowej za pomocą następującej formuły:

$$100 \cdot (Kt - |An|) / (Kt + |An|), \quad [1]$$

gdzie:

An – suma anionów, mval/dm³,

Kt – suma kationów, mval/dm³.

Analizę uznawano za wykonaną poprawnie, gdy obliczona wartość była mniejsza lub równa 5%. Dla wszystkich wykonanych analiz obliczono wartości współczynników nasycenia faz mineralnych, których wytrącanie z badanych wód jest prawdopodobne. Współczynnik nasycenia (SI) obliczono z następującej zależności:

$$SI = \log (IAP/KT), \quad [2]$$

gdzie:

IAP – iloczyn aktywności form biorących udział w reakcji, (iloczyn rozpuszczalności),

KT – stała równowagi reakcji w danej temperaturze.

W stanie równowagi termodynamicznej wartość SI jest równa 0. Wartość SI<0 oznacza warunki odpowiadające rozpuszczaniu się substancji w wodzie, a SI>0 – jej wytrącaniu [Appelo i Postma 2006]. Obliczenia wykonano za pomocą programu do obliczeń geochemicznych PHREEQC wykorzystując wartości iloczynów rozpuszczalności przyjęte przez autorów programu [Parkhurst i Appelo 1999].

Wyniki badań

Wszystkie badane wody podziemne wykazywały cechy wód kopalnianych (tab. 1), chociaż ich skład różnił się znacznie. Wody zasilające zbiornik P1 charakteryzowały się wartościami pH w zakresie od 4,37 do 4,83 i szczątkową zasadowością ogólną. Zawartość substancji organicznych w tych wodach nie przekraczała 2 mg/dm³, z wyjątkiem próbki pobranej w grudniu 2008 (5,76 mg/dm³). Przewodność elektryczna właściwa próbek wody pobranych z piezo-

metru P1 pozostawała na poziomie ok. 0,1 mS/cm. Wśród kationów dominował sód i potas, przy niższej zawartości potasu, wapnia i magnezu, a wśród anionów siarczany i w mniejszej ilości chlorki. Zawartość żelaza wahała się od 1,45 do 10,9 mg/dm³, a glinu od 0,01 do 0,74 mg/dm³.

Tab. 1. Wartości graniczne składu wód podziemnych w okresie od czerwca 2008 do maja 2009 (badania własne)

Tab. 1. Boundary values of groundwater composition in the period of time June 2008 to May. 2009 (own results)

Wskaźnik	Jednostka	Piezometr P1		Zbiornik 54**		Piezometr P2		Piezometr P3	
		min	max	min	max	min	max	min	max
pH	-	4,37	4,83	2,55	2,65	2,40	2,70	4,50	5,98
RWO*	mg/dm ³	1,09	5,76	1,14	1,50	1,47	6,88	1,01	12,9
Na	mg/dm ³	6,1	7,8	6,1	6,1	5,8	8,9	9,2	16
K	mg/dm ³	2,2	3,1	5,4	5,7	4,4	7,0	8,9	23
Ca	mg/dm ³	0,07	3,11	127	163	86	144	103	232
Mg	mg/dm ³	0,50	1,65	16	26	20	30	19	45
Cl	mg/dm ³	5,4	9,0	4,1	5,4	4,3	33	4,4	30
SO ₄	mg/dm ³	17	34	1049	1133	866	1163	359	765
Fe og.	mg/dm ³	1,45	10,9	115	186	62,5	103	0,31	120
Al	mg/dm ³	0,01	0,74	10	18	47	78	0,02	2,60

* RWO – rozpuszczony węgiel organiczny

** wyniki badań z dnia 20.10.2008, próbki pobierane z głębokości od 0,2 do 7 m, co 1 m.

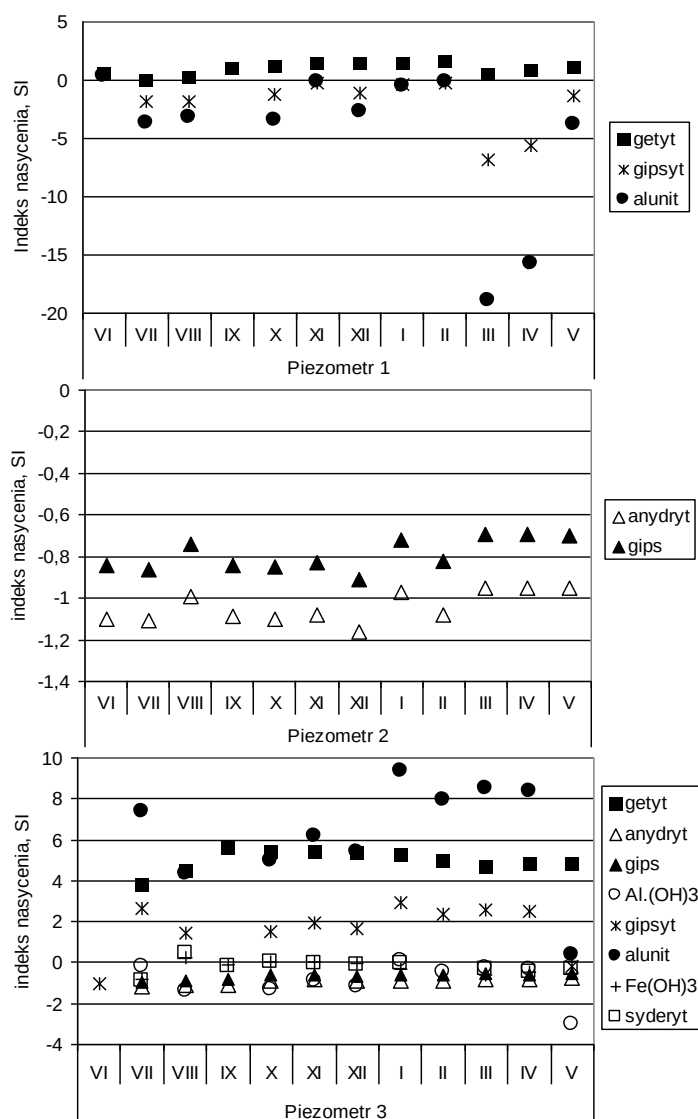
Wody podziemne odpływające ze zbiornika (P2 i P3), pomimo bliskiej odległości obu otworów badawczych od siebie, różniły się znacznie. Wody w piezometrze P2 były bardzo kwaśne, o wartości pH w zakresie od 2,4 do 2,7. Zawierały one bardzo wysokie, niespotykane w naturalnych wodach podziemnych stężenia siarczanów (VI) (ok. 1000 mg/dm³), żelaza (ok. 100 mg/dm³) i glinu (od 47 do 78 mg/dm³). Zawartość sodu, potasu i chlorków była zbliżona do zawartości w piezometrze P1. Przewodność wód w piezometrze P2 pozostawała na poziomie ok. 2,5 mS/cm, a w piezometrze P3 była niższa i oscylowała wokół 1,5 mS/cm. Wody w piezometrze P3 miały najwyższe ze wszystkich wartości pH, osiągające niemal 6 pH. Stężenie siarczanów (VI) i żelaza w piezometrze P3 wahało się znacznie, przy czym niskim stężeniom żelaza towarzyszyły niskie zawartości siarczanów i odwrotnie. Wody w piezometrze P3 charakteryzo-

wały się najwyższymi spośród badanych stężeniami wapnia (do 232 mg/dm³) i magnezu (do 45 mg/dm³).

Dyskusja wyników

Wody badanych piezometrów wykazywały cechy kwaśnych wód kopalnianych, o różnym stopniu modyfikacji składu chemicznego. Wody w piezometrze P1 zostały zanieczyszczone produktami wietrzenia pirytu. Świadczy o tym obniżona wartość pH i dominacja siarczanów(VI) w bilansie anionów. Stężenie zanieczyszczeń było znacznie niższe od wartości spotykanych w typowych wodach kopalnianych. Czynnikiem ograniczającym wietrzenie pirytu i hamującym zakwaszenie wód był brak tlenu i niska zawartość jonów żelaza(III). Gdyby wody te nie wypływały na powierzchnię ziemi, wystarczyłyby niewielkie ilości minerałów zasadowych dla zobojętnienia ich odczynu i naturalnego oczyszczenia. Wody w piezometrze P2 mają skład zbliżony do wód miksolimnionu zbiornika wodnego, z wyjątkiem znacznie wyższych stężeń glinu, co wskazuje na bezpośrednie połączenie hydrauliczne i krótki czas przepływu. Wody napływające do zbiornika (piezometr P1) znajdują się w stanie nasycenia z getytem (FeOOH) (rys. 2). Z uwagi na brak ditlenu, żelazo występuje w tych wodach głównie w formie Fe(II). Zawartość utlenionej formy żelaza, ograniczonej rozpuszczalnością getytu, była bardzo niska. Wody w piezometrze P2 wykazywały stan bliski nasycenia siarczanami(VI) wapnia: anhydrytu i gipsu. Stężenie siarczanów(VI) i wapnia w tych wodach jest najprawdopodobniej limitowane rozpuszczalnością tych minerałów. Wody w piezometrze P3 wykazywały przesylenie wieloma związkami chemicznymi, głównie glinu (alunit, gipsyt, amorficzny wodorotlenek glinu), żelaza (getyt, amorficzny wodorotlenek żelaza i syderyt) oraz wapnia (gips i anhydryt). Z wody tej możliwe jest równoczesne wytrącanie różnych minerałów oraz późniejsze ich przemiany w fazie stałej. Wartość pH jest jednak nieznacznie niższa niż wód powierzchniowych, co można tłumaczyć dalszym wietrzeniem pirytu w gruncie, zintensyfikowanym wysoką zawartością tlenu w wodzie powierzchniowej. Ponieważ stężenie siarczanów może być ograniczone rozpuszczalnością gipsu czy anhydrytu, nie obserwuje się wzrostu zawartości siarczanów w stosunku do wody powierzchniowej. Dalszego wyjaśnienia wymaga natomiast fakt niższych w stosunku do wody powierzchniowej stężeń żelaza. Być może, w wodach tych następuje wytrącanie się szwermanitu [Bigham 1996], czego nie uwzględniono w obliczeniach iloczynów rozpuszczalności. Niskie wartości pH intensyfikują wietrzenie glinokrzemianów, co skutkuje obserwowanym podwyższeniem stężenia glinu w wodzie podziemnej w stosunku do stężeń obserwowanych w miksolimnionie. W wodzie w piezometrze P3 stwierdza się wszystkie cechy typowe dla wód kopalnianych. Wody te znajdują się w strefie intensywnego wytrącania związ-

ków glinu w postaci wodorotlenków i zasadowych siarczanów. Wartości ilościowych rozpuszczalności amorficznego wodorotlenku żelaza i węglanu żelaza wskazują na stan zbliżony do równowagi z tymi związkami. Stężenie siarczanów i wapnia jest ograniczone rozpuszczalnością gipsu i anhydrytu.



Rys. 2. Zmiany wartości indeksów nasycenia faz mineralnych, których wytrącenie z badanej wody jest prawdopodobne

Fig. 2. The variation of saturation indexes of minerals, which precipitation is probable

Wnioski

Z przeprowadzonych badań wynikają następujące wnioski:

- wody podziemne w okolicy zbiornika 54 wykazują cechy kwaśnych wód kopalnianych.
- wody podziemne w poszczególnych otworach badawczych różnią się od siebie pod względem składu fizyczno-chemicznego, a w szczególności zakwaszenia.
- w wyniku kontaktu z wodami powierzchniowymi następuje pogorszenie jakości wód podziemnych w piezometrach P2 i P3.

Literatura

1. APPELO C.A.J., POSTMA D.: *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2ND edition, 2006 Amsterdam, the Netherlands
2. BIGHAM J.M., SCHWERTMANN U., TRAINA S.J., WINLAND R.L., WOLF M.: *Schwertmannite and the chemical modeling of iron in acid sulphate waters*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 60, No 12 pp 2111-2121, 1996
3. BLODAU C.: *A review of acidity generation and consumption in acidic coal mine lakes and their watersheds*, *Science of the Total Environment* 369: pp 307-332, 2006
4. BOEHRER B, SCHULZE M.: *On the relevance of meromixis in mine pit lakes*, IMWA/02006-/pp 200-213, 2006 ICARD 2006 7. p. 200-213 [CD-ROM]; St. Louis (Proceedings, International Conference of Acid Rock Drainage [ICARD]).
5. EVANGELOU, V.P.: *Pyrite oxidation and its control*; New York 1995
6. JACHIMKO B.: *On the influence of meromixis on the chemical composition of acid pit lake*. *Sowrimienyj naucznyj wiestnik, seria Ekologia Geografia*, No 28 (54) Biełogorod 2008
7. JĘDRZAK A.: *Skład chemiczny wód pojezierza antropogenicznego w Łuku Mużakowskim*. Wyd. WSInż. w Zielonej Górze, Seria Monografie 1992; Nr 5, pp 135, 1992
8. LENK S., WISOTZKY F.: *Chemische Beschaffenheit und modellierte Genese von Grundwassern in Braunkohlenabraumkippen des Tagebaues Inden Grundwasser* (2007) 12 pp 301-313
9. PARKHURST D., APPELO C.A.J.: *User's guide to PHREEQC (Version 2) - a computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. Denver, 1999

10. RAZOWSKA-JAWOREK L., PLUTA I.: *Przegląd występowania kwaśnych wód kopalnianych w różnych rejonach górniczych świata*. Przegląd Górniczy nr 5 pp 31-37, 2005
11. SOLSKI A., JĘDRZAK A.; *Meromixis in acidotrophic reservoirs of the „anthropogenic lake district”*. Pol. Arch. Hydrob., No 38/3/4, pp 327-346, 1991.

THE VARIATION OF CHEMICAL COMPOSITION OF GROUNDWATER LOCATED IN THE SURROUNDINGS OF MEROMICTIC, ACIDOTROPHIC PIT RESERVOIR

S u m m a r y

The results of the research on chemical composition of groundwater located in the surroundings of acidotrophic pit reservoir are presented. The research were conducted during one year in three piezometers situated: one recharge and two on the opposite sides. The chemical composition of waters in piezometers differed significantly. All waters had features of acid mine drainage, especially in the aspects of pH value, iron and sulphate concentrations. The substantial changes for the worse of groundwater quality due to contact with reservoir water were stated.

Key words: post-mining reservoirs, acid mine drainage, meromixis

EWA OGIOŁDA*, MAŁGORZATA KOŁOSZYC**

OCENA HYDRAULICZNA WARUNKÓW PRACY ISTNIEJĄCEJ SIECI WODOCIĄGOWEJ W KROŚNIE ODRZAŃSKIM

Streszczenie

W artykule przedstawiono charakterystykę istniejącego systemu zaopatrzenia w wodę w miejscowości Krosno Odrzańskie. Przy pomocy programu Epanet wykonano obliczenia pozwalające na ocenę warunków pracy sieci, a sformułowane wnioski zastosowano do przeprowadzenia obliczeń symulacyjnych.

Słowa kluczowe: system zaopatrzenia w wodę, sieć wodociągowa, obliczenia hydrauliczne

Wstęp

Krosno Odrzańskie jest stolicą gminy położonej w zachodniej części województwa lubuskiego. Na terenie gminy, biorąc pod uwagę kryterium zasięgu terytorialnego, można wyróżnić następujące systemy zaopatrzenia w wodę [Plan Rozwoju]:

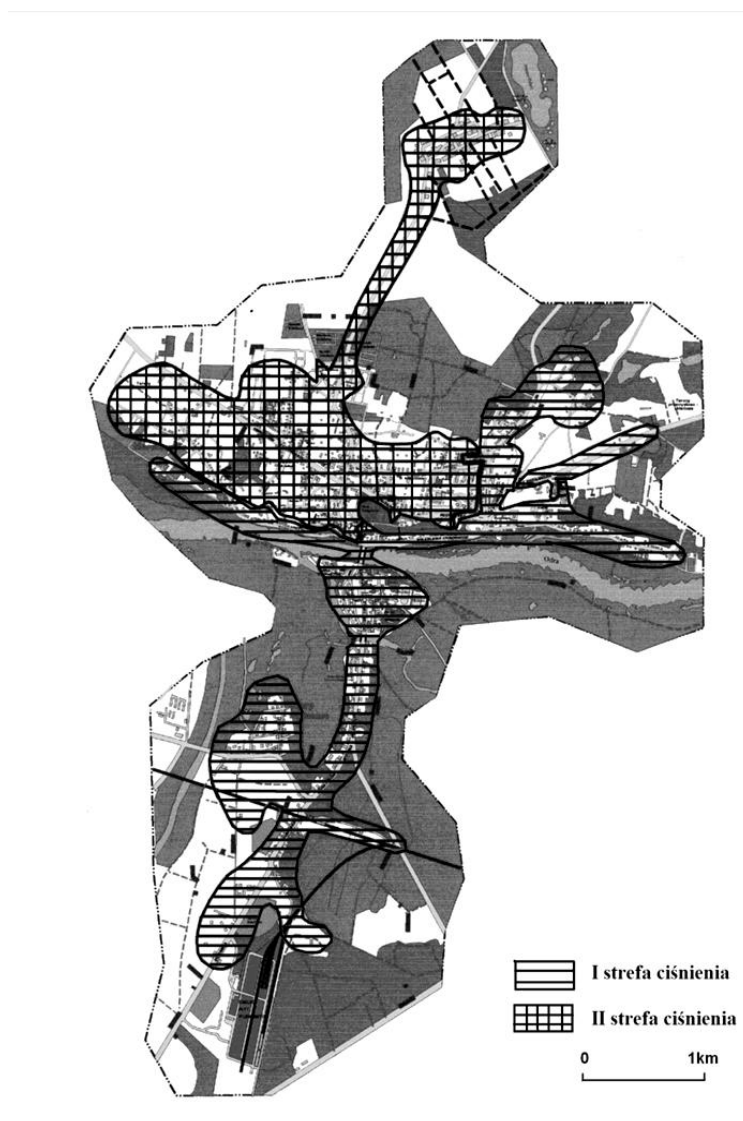
- system centralny, który obejmuje swoim zasięgiem miejscowości: Krosno Odrzańskie, Łochowice, Marcinowice, Osiecznica, Chyże, Kamień, Stary Raduszec (rys.1),
- system lokalny zasilający miejscowości: Wężyska, Czarnowo, Retno, Szklarka Radnicka,
- system grupowy, w skład którego wchodzi: Gostchorze – Radnica – Morsko, Czetowice – Bielów, Czarnowo – Sarbia, Retno – Strumienno.

W celu zaopatrzenia gminy w wodę eksploatowanych jest siedem ujęć wraz ze stacjami uzdatniania wody w następujących miejscowościach: Krosno Odrzańskie, Czetowice, Gostchorze, Szklarka Radnicka, Retno, Czarnowo, Wężyska [Strategia Rozwoju].

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** Przedsiębiorstwo Drogowe „KONTRAKT” w Krośnie Odrzańskim

Większość urządzeń wodociągowych, wchodzących w skład systemu centralnego, została wybudowana w początkach lat 70-tych XX wieku, a rozbudowa objęła sieci wodociągowe we wsi Kamień w 1997 r. i Marcinowice – Osiecznica w 2005 r. [Plan Rozwoju].



Rys. 1. Centralny system zaopatrzenia w wodę miasta Krosno Odrzańskie
[Strategia Rozwoju]

Fig.1. Water supply system in Krosno Odrzańskie according to Development Strategy
[Strategia Rozwoju]

Charakterystyka systemu zaopatrzenia w wodę

System zaopatrzenia w wodę obejmuje Krosno Odrzańskie oraz przyległe do niego wsie: Łochowice, Marcinowice, Osiecznicę, Chyże, Kamień, Stary Raduszec, zamieszkiwane przez ok. 14600 mieszkańców. Zaopatrywany jest w wodę z ujęcia zlokalizowanego na zalesionych obszarach w Krośnie Odrzańskim, pomiędzy ul. Gubińską a obwodnicą miasta; w skład ujęcia wchodzi siedem studni wierconych. W pobliżu ujęcia przed 1945 rokiem została wybudowana stacja uzdatniania wody, która w latach siedemdziesiątych XX w. została wyłączona z eksploatacji. Po modernizacji oddano ją ponownie do użytku w 2007 roku. Wydajność stacji uzdatniania wody wynosi 160 m³/h [Sprawozdanie 2007].

Miasto podzielone jest na dwie części – Stare Miasto (dolna część) – usytuowane w dolinie Odry, u ujścia Bobru, na wysokości około 40 m n.p.m. i nowe miasto (górną część) – wybudowane na stromych zboczach pradoliny, na wysokości polodowcowej, na wysokości 80-85 m n.p.m. System wodociągowy jest systemem pompowym dwustrefowym ze strefowaniem szeregowym. Układ taki jest niezbędny ze względu na znaczne różnice rzędnych terenu w obrębie obszaru zasilania.

Pierwsza strefa ciśnienia obejmuje dolną część miasta oraz wsie: Chyże, Kamień i Stary Raduszec, a zasilana jest w wodę za pomocą pompowni usytuowanej w Stacji Uzdatniania Wody, skąd woda za pomocą pomp oraz dwóch rurociągów wtłaczana jest do zbiorników w górnej części miasta, która wraz z wsiami Marcinowice i Łochowice stanowi obszar drugiej strefy ciśnienia. Sieć wodociągowa ma układ mieszany pierścieniowo – rozgałęźny.

Woda uzdatniona tłoczona jest do sieci przy pomocy 5 pomp typu CR 64-3-2 firmy Grundfos, o mocy silnika 15kW; wydajność każdej z nich wynosi 64 m³/h. Pompownia II stopnia wyposażona jest w trzy pompy typu 150PJM-230 wyprodukowane przez Leszczyńską Fabrykę Pomp. Parametry techniczne pomp są następujące: zakres wydajności $Q=240\div360$ m³/h, zakres wysokości podnoszenia $H = 48\div69$ m. Pompy połączone są równolegle, dwie z nich pracują w sposób ciągły, natomiast trzecia stanowi rezerwę. Zaprojektowano także pięć zbiorników hydroforowych o pojemności $V=10$ m³ każdy i zakresie ciśnień 4,0÷5,5 atm. [Sprawozdanie 2007].

Sieć wodociągowa zbudowana jest z rurociągów o średnicach $\varnothing 80\div350$ mm, w 90% składa się z rurociągów żeliwnych, a pozostałe to przewody stalowe, z PCV i PE. Zagłębienie rurociągów wynosi 1,6÷2,0 m p.p.t. Długość sieci wodociągowej magistralnej wynosi 10,4 km, rozdzielczej – 52,1 km, przyłączy domowych – 23,9 km [Strategia Rozwoju].

Obliczenia hydrauliczne sieci wodociągowej

Obliczenia hydrauliczne sieci wodociągowej w Krośnie Odrzańskim przeprowadzono przy pomocy programu EPANET, który został opracowany przez Dział Zaopatrzenia w Wodę i Gospodarki Wodnej Amerykańskiej Agencji Ochrony Środowiska.

Program umożliwia symulację zmian warunków hydraulicznych w technologicznych układach tłocznych oraz sieciach wodociągowych współpracujących z pompowniami i zbiornikami wodociągowymi [Rossman 2000].

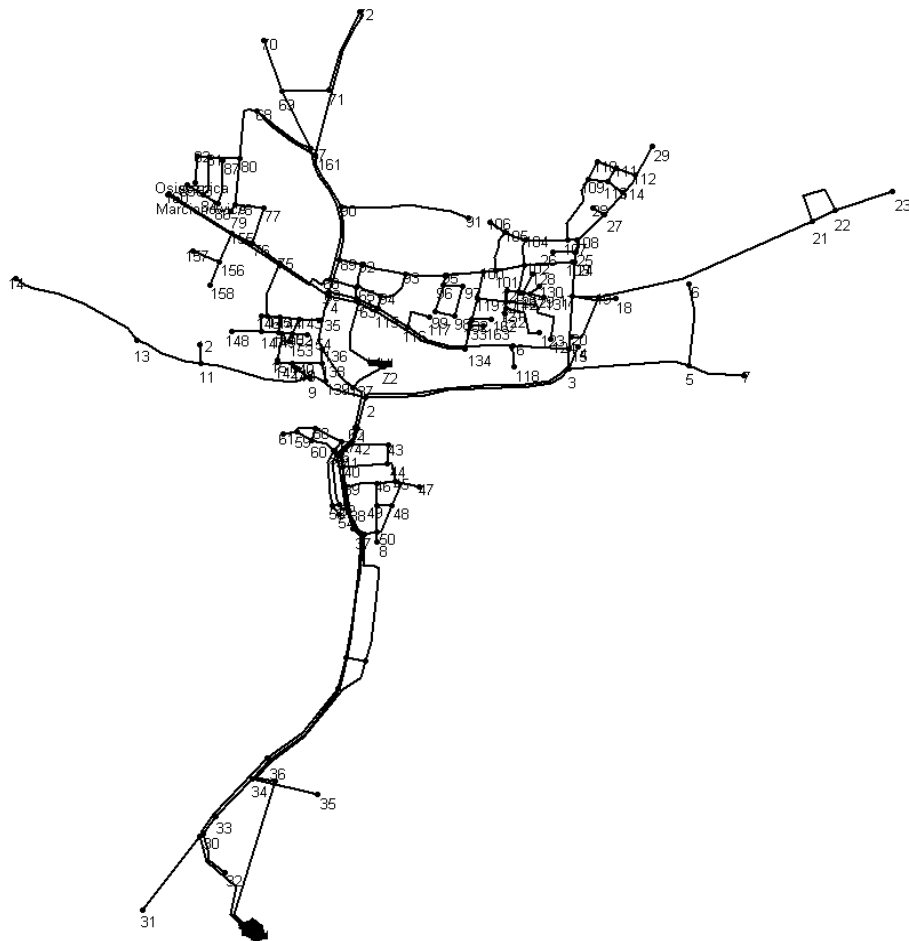
Dane wejściowe do obliczeń charakteryzują:

- układ sieci wodociągowej – przedstawiony w formie schematu obliczeniowego, tzw. grafu,
- rurociągi sieci - długości, średnice i chropowatość poszczególnych odcinków,
- węzły sieci - wielkości rozbioru wody, rzędne terenu,
- pompy – przebieg charakterystyki, liczba pomp,
- zbiorniki – rzędne zwierciadła wody.

Program EPANET pozwala na obliczenia parametrów pracy sieci przy zmiennym rozborze wody - rezultatami są wartości ciśnienia w węzłach sieci, natężenia i prędkości przepływu oraz straty ciśnienia na poszczególnych odcinkach rurociągów. Prezentacja wyników możliwa jest w formie tabelarycznej lub graficznej – jako graf sieci lub profil linii ciśnień. Program umożliwia także symulację zmian wybranych chemicznych wskaźników jakości wody.

Na podstawie obliczeń zapotrzebowania na wodę i uzyskanych danych dotyczących zużycia wody stwierdzono znaczną rozbieżność między tymi wielkościami (zapotrzebowanie na wodę w sieci wynosi ok. 140% rzeczywistego zużycia) [Sprawozdanie 2007]. W obliczeniach uwzględniono zatem różne warianty rozborów wody i zasilania sieci. Graf sieci wodociągowej w Krośnie Odrzańskim przedstawiono na rys. 2.

Ocenę warunków pracy istniejącego systemu przeprowadzono dla wariantów rozbioru wody i rzeczywistego zużycia, w godzinach rozbioru minimalnego i maksymalnego. W tabelach zamieszczono zakresy prędkości przepływu wody na odcinkach i ciśnień w poszczególnych węzłach. Obliczenia zostały wykonane dla systemu zaopatrzenia zasilanego przez pompownię II stopnia (tab. 1) oraz dla zaopatrzenia z zastosowaniem stacji hydroforów (tab. 2).



Rys. 2. Graf sieci wodociągowej w Krośnie Odrzańskim [Ogiółda 2009]

Fig. 2. Graph of water distribution system in Krosno Odrzańskie [Ogiółda 2009]

Przeprowadzono również obliczenia dla rozbioru maksymalnego z pożarem, w których sprawdzono wartości ciśnienia w najbardziej oddalonych węzłach (w zaopatrywanych przez wodociągi krośnieńskie wsiach). Został uwzględniony w nich dodatkowy rozbiór wody w ilości $5 \text{ dm}^3/\text{s}$ na wypadek wystąpienia pożaru. W tab. 3 przedstawiono obliczone wartości ciśnienia przy założeniu istniejących średnic rurociągów.

Tab. 1. Zakresy prędkości przepływu i ciśnienia w systemie zasilanym przez pompownię II stopnia

Tab. 1. Velocity and pressure ranges in system distributed by pumps

Warianty obliczeń	Ciśnienie [m]	Prędkość przepływu [m/s]
rozbiór maksymalny		
Zapotrzebowanie na wodę	17,50 ÷ 77,84	0,01 ÷ 1,76
Zużycie wody	19,97 ÷ 78,38	0,01 ÷ 1,88
rozbiór minimalny		
Zapotrzebowanie na wodę	24,01 ÷ 81,53	0,01 ÷ 2,06
Zużycie wody	24,27 ÷ 81,70	0,01 ÷ 2,08

Tab. 2. Zakresy prędkości przepływu i ciśnienia w systemie zasilanym przez stację hydroforową

Tab. 2. Velocity and pressure ranges in system distributed by pressure tank

Warianty	Ciśnienie	Prędkość przepływu [m/s]
	[m]	
rozbiór maksymalny		
Zapotrzebowanie na wodę	17,50 ÷ 54,66	0,01 ÷ 1,76
Zużycie wody	19,97 ÷ 55,14	0,01 ÷ 1,88
rozbiór minimalny		
Zapotrzebowanie na wodę	24,01 ÷ 73,23	0,01 ÷ 2,06
Zużycie wody	24,27 ÷ 73,40	0,01 ÷ 2,08

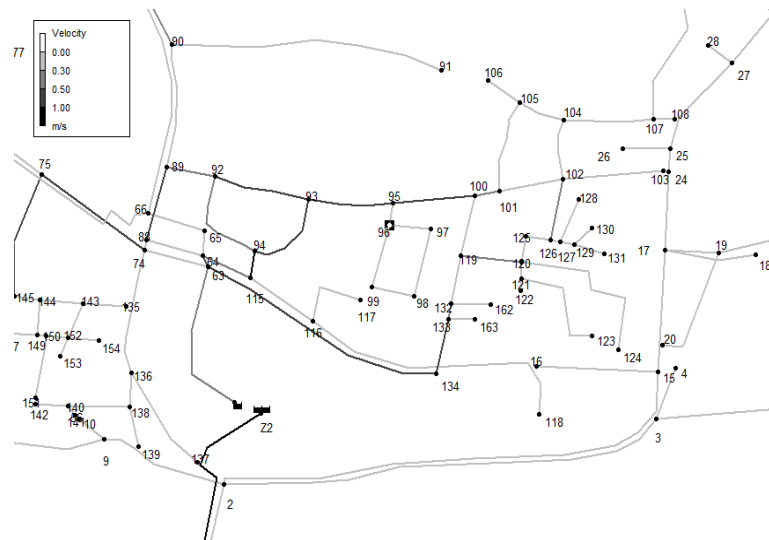
Tab. 3. Ciśnienia w najbardziej oddalonych węzłach sieci w czasie rozbioru maksymalnego z pożarem

Tab. 3. Pressure in the most far-away nodes during fire flow

Miejscowość	Średnica rurociągu [mm]	Ciśnienie [m H ₂ O]
Kamień	100	17,07
Chyże	80	- 4,21
Łochowice	80	20,08
Marcinowice	160	26,15
Osiecznica	100	-16,63

Analiza wyników obliczeń

Przeprowadzona analiza wykazała znaczną rozbieżność między obliczonymi wartościami zapotrzebowania, a wielkością rzeczywistego zużycia wody, która wynikać może z oszczędności prowadzonych przez odbiorców wody. Rzutuje ona na warunki pracy i stan sieci wodociągowej. Na podstawie analizy prędkości przepływu stwierdzono, że w większości odcinków zakres prędkości przepływu wody wyniosły $0,35 \div 1,5$ m/s; w nielicznych przypadkach wartości są bliskie zeru, co może być spowodowane przewymiarowaniem średnic przewodów lub obniżeniem wartości natężenia przepływu w stosunku do wartości projektowanych. W jednym z odcinków sieci (przewód magistralny – od mostu do zbiorników pompowni strefowej w górnej części miasta) wartości prędkości przepływu wody przekroczyły 2 m/s. Porównując wyniki przeprowadzonych obliczeń można zauważyć wyraźną różnicę pomiędzy zakresem ciśnienia w systemie zaopatrzenia zasilanym przez pompownię II stopnia i w przypadku zastosowania hydroforów. Wartości ciśnienia w poszczególnych węzłach w wariancie zasilania przez pompownię są zbyt wysokie. Bliższe wartościom zalecanym są wartości obliczone w wariancie zasilania sieci przez stację hydroforów. Na rys. 3 przedstawiono graf fragmentu sieci wodociągowej zasilanej przez stację hydroforów z zaznaczonymi wartościami prędkości przepływu w poszczególnych węzłach dla rozbioru maksymalnego i ciśnienia 4,0 atm.

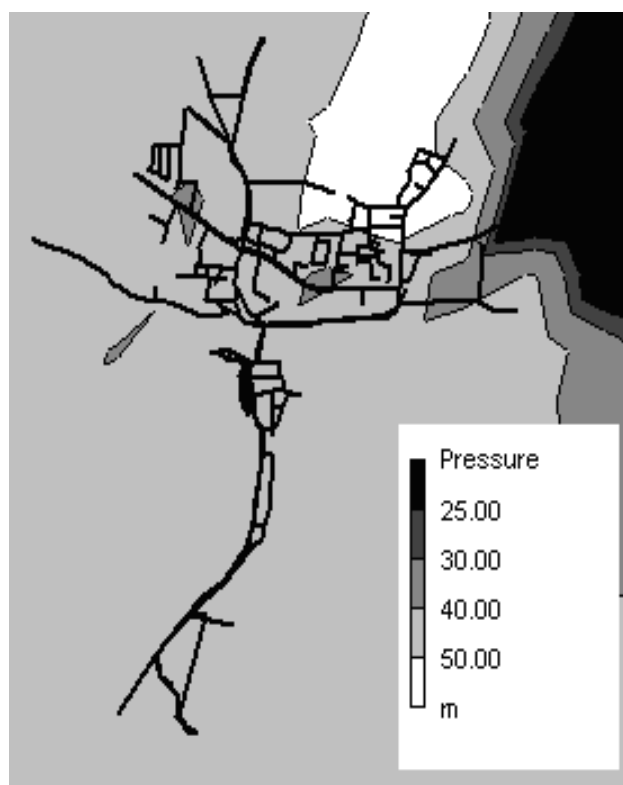


Rys. 3. Graf fragmentu sieci wodociągowej zasilanej przez stację hydroforową - prędkości przepływu na poszczególnych odcinkach dla rozbioru Q_{max}

Fig. 3. Graph of pipe network part in system distributed by pressure tank - velocity of flow during maximum demands of water

Na rys. 4. przedstawiono zakresy ciśnienia w obrębie obszaru zasilania dla wariantu rozbioru $Q_{\min}$ i zasilania przez stację hydroforową.

Z analizy wyników uzyskanych przy założeniu rozbioru maksymalnego z pożarem wynika, że ciśnienie wody we wsiach: Kamień, Łochowice oraz Marcinowice będzie wystarczające, natomiast w pozostałych dwóch wsiach niezbędne jest zwiększenie średnic przewodów.



Rys. 4. Zakresy ciśnienia na obszarze zasilania przy rozbiorze $Q_{\min}$ i zasilaniu przez stację hydroforową

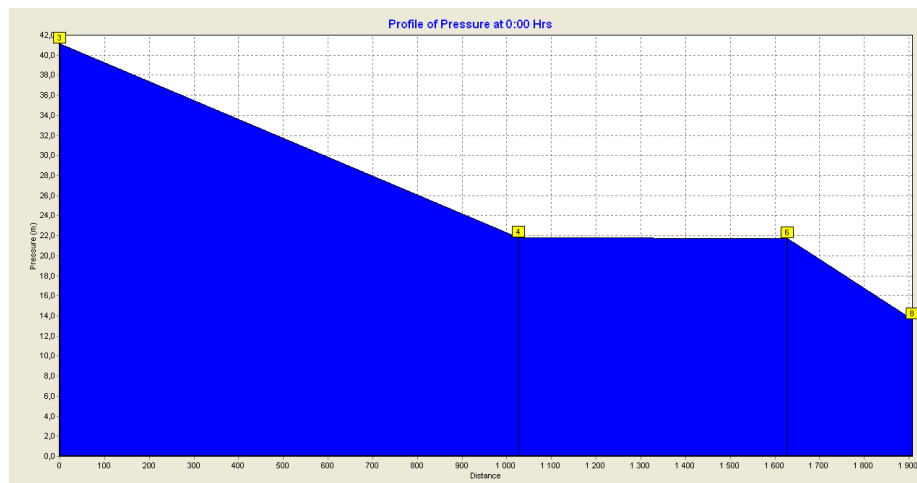
Fig. 4. Contour plot – pressure ranges during minimum demands and distribution by pressure tank

Uwzględniając wnioski dotyczące warunków hydraulicznych pracy sieci wodociągowej, przeprowadzono obliczenia symulacyjne, w których wprowadzono następujące modyfikacje:

- założono zmianę średnicy przewodu magistralnego zasilającego pompownię strefową z $\varnothing 200$ na $\varnothing 250$, co spowodowało obniżenie prędkości przepływu do 1,50 m/s,

- zwiększono średnice rurociągów doprowadzających wodę do wsi Chyże i Osiecznica – wartości ciśnienia w czasie rozbioru maksymalnego z pożarem wynosiły: we wsi Chyże – 13,64 m, we wsi Osiecznica – 16,93 m.

Na rys. 5 przedstawiono profil linii ciśnień na trasie Krosno Odrzańskie – Chyże przy rozbiorze $Q_{\max} + \text{poż}$ dla średnicy rurociągu $\varnothing 100$.



Rys. 5. Profil linii ciśnień na trasie Krosno Odrzańskie – Chyże przy rozbiorze $Q_{\max} + \text{poż}$ dla średnicy rurociągu $\varnothing 100$

Fig. 5. Pressure profile between nodes Krosno Odrzańskie and Chyże during fire flow when $\varnothing 100$ is applied

Wnioski

Przeprowadzone przy użyciu programu EPANET obliczenia hydrauliczne sieci wodociągowej pozwoliły na analizę warunków pracy sieci i sformułowanie wniosków dotyczących stanu istniejącego, a wykonane obliczenia symulacyjne umożliwiły stwierdzenie zasadności wprowadzenia zmian.

Ciśnienia w sieci są zadowalające w przypadku, gdy tłoczenie wody odbywa się przy pomocy stacji hydroforów. Zakres nastaw hydroforów, przy zastosowaniu których ciśnienia osiągną wartości optymalne, to $4,0 \div 4,7$ atmosfer.

Obliczenia symulacyjne wykazały, że uzasadnione w kilku przypadkach są wymiany rurociągów:

- Krosno Odrzańskie – Chyże – zmiana z $\varnothing 80$ na $\varnothing 100$,
- Krosno Odrzańskie – Osiecznica – zmiana z $\varnothing 100$ na $\varnothing 160$,
- rurociąg magistralny na odcinku przejścia przez rzekę – zmiana z $\varnothing 200$ na $\varnothing 250$.

Zalecane jest regularne płukanie odcinków sieci, w których prędkość przepływu jest zbyt niska.

Literatura

1. KOŁOSZYC M.: *Koncepcja modernizacji sieci wodociągowej w Krośnie Odrzańskim*. Praca magisterska. Uniwersytet Zielonogórski. Zielona Góra 2009
2. ROSSMAN L.: *EPANET 2, Users Manual*. National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268, 2000
3. *Plan Rozwoju Lokalnego Gminy Krosno Odrzańskie na lata 2007-2013*. Urząd Miasta w Krośnie Odrzańskim
4. *Sprawozdanie o wodociągach i kanalizacji za 2007 r.* Zakład Gospodarki Komunalnej i Mieszkaniowej w Krośnie Odrzańskim
5. *Strategia rozwoju gminy i miasta Krosno Odrzańskie na lata 2000-2015*. Urząd Miasta w Krośnie Odrzańskim

ESTIMATION OF HYDRAULIC WORK CONDITIONS OF WATER PIPE NETWORK IN KROSNO ODRZANSKIE

S u m m a r y

Characteristic of exploited water supply system in Krosno Odrzanskie in this paper was shown. Calculations were made by means of Epanet and their results were applied to simulation calculations.

Key words: water supply system, pipe network, hydraulic calculation

EWA OGIOŁDA* SŁAWOMIR ŁAWNICZAK**

SYSTEM ODPROWADZENIA ŚCIEKÓW W ELEKTROWNI TURÓW

Streszczenie

W artykule przedstawiono źródła powstawania ścieków w Elektrowni, scharakteryzowano układ kolektorów, uwzględniając odprowadzenie ścieków sanitarnych, przemysłowych i wód opadowych. Zaproponowano zmiany układu kanałów i ich średnic.

Słowa kluczowe: system odprowadzenia ścieków, wody deszczowe

Wstęp

Podstawą projektowania gospodarki ściekowej w zakładzie przemysłowym jest bilans odpływu ścieków, a racjonalna gospodarka wymaga wprowadzania nowych, oszczędnych technologii produkcyjnych oraz przeprowadzenia analizy technicznej i ekonomicznej, uwzględniającej warunki ochrony odbiornika przed zanieczyszczeniem ściekami. Bilans opracowuje się na etapie budowy lub modernizacji zakładu przemysłowego. Ilość ścieków bytowo-gospodarczych jest pochodną ilości zużywanej wody, która uzależniona jest od liczby pracowników zatrudnionych na poszczególnych zmianach roboczych, liczby osób korzystających z natrysków, temperatury, w jakiej przebywają pracownicy, stopnia zabrudzenia podczas wykonywania pracy itp. Bilans ścieków produkcyjnych wymaga znajomości technologii produkcji i urządzeń zaopatrywanych w wodę. Zawiera także informacje dotyczące sposobu odprowadzenia ścieków oraz ich składu fizyczno-chemicznego. Istotnym zagadnieniem jest także rozwiązanie sposobu odprowadzenia wód opadowych [Mielcarzewicz 1986].

* Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Lądowej i Środowiska, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

** KBJ TECHBUD Zgorzelec

Charakterystyka Elektrowni Turów

Elektrownia Turów zlokalizowana jest w Kotlinie Żytawskiej w południowo-zachodniej Polsce, u zbiegu granic z Niemcami i Czechami, nad Nysą Łużycką. Administracyjnie należy do województwa dolnośląskiego, powiatu Zgorzelec, gminy Bogatynia. Położenie i powiązania z krajowym systemem energetycznym stwarzają korzystne możliwości wymiany energii z krajami sąsiadującymi.

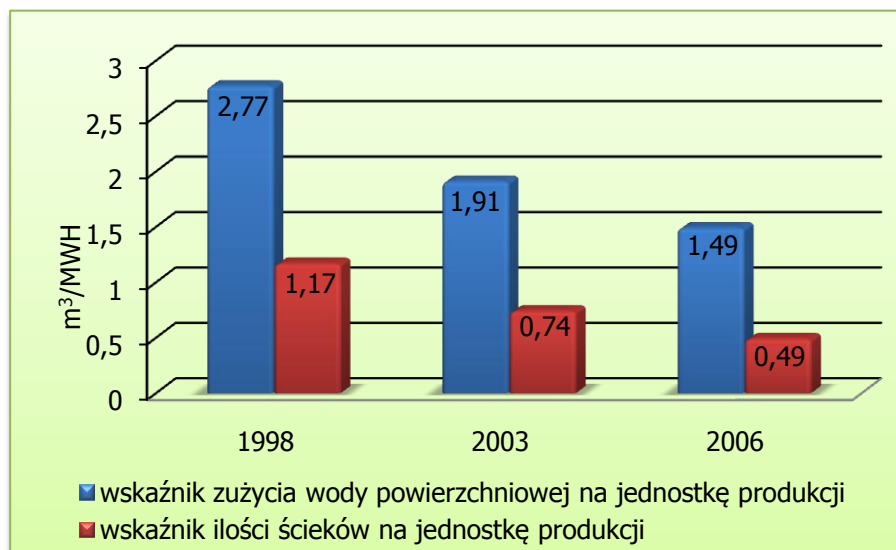
Udział mocy zainstalowanej w Turowie w systemie energetycznym kraju wynosi ok. 7%. Paliwem podstawowym jest węgiel brunatny, dostarczany przenośnikami taśmowymi z Kopalni Węgla Brunatnego (KWB) Turów. Zakład ma 24,6% udziału w krajowej produkcji energii elektrycznej wytwarzanej na bazie węgla brunatnego. Moc osiągnięta w 2006 r. w Elektrowni Turów wynosiła 2 106 MW.

Bilans ścieków bytowo-gospodarczych obliczono dla liczby pracowników, która w 2008 r. wynosiła ok. 1800 osób. Ilości powstających w Elektrowni ścieków są następujące [Operat 2005]:

- zmywanie maszynowni i kotłowni – 210 m³/h,
- zmywanie i odwadnianie kanałów odpopielania – 100 m³/h,
- nieszczelności obiegu kotłowego – 50 m³/h,
- odsalanie obiegu chłodzącego – 230 m³/h,
- hydroodżuzłanie – 170 m³/h,
- nieszczelność układu wodnego – 120 m³/h,
- przecieki wody ruchowej, odwadnianie budynku głównego, wody drenażowe i przypadkowe – 250 m³/h,
- oczyszczone ścieki sanitarne – 20 m³/h.

Elektrownia Turów jako źródło zaopatrzenia i odbiornik ścieków wykorzystuje wody powierzchniowe.

Wskaźniki zużycia wody i ilości ścieków w Elektrowni Turów przedstawiono na rys. 1.



Rys. 1. Wskaźniki zużycia wody i ilości ścieków w Elektrowni Turów
[Raport roczny 2006]

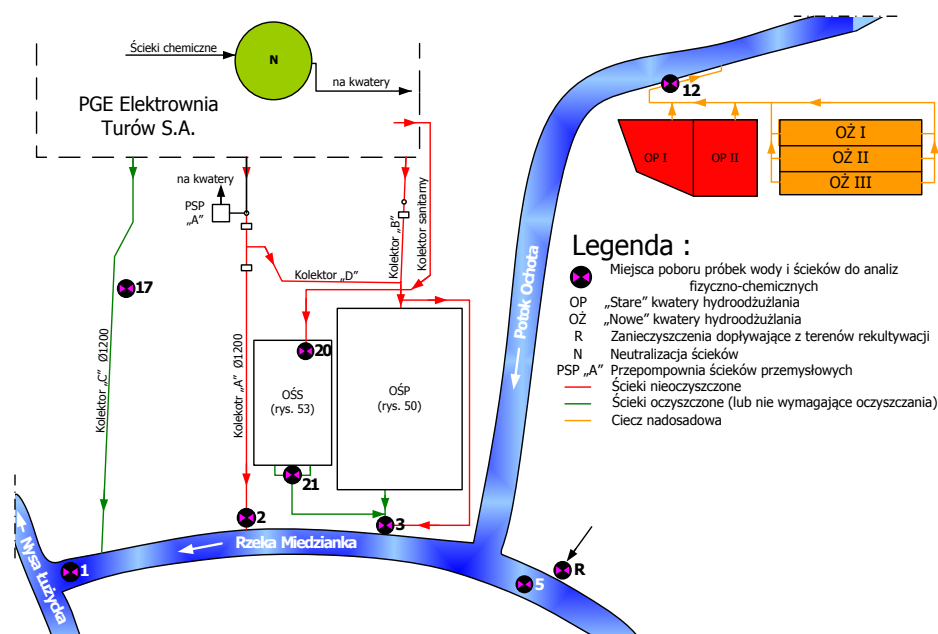
Fig. 1. Coefficients of water consumption and sewage volume in Turów Powerplant
[Raport roczny 2006]

Charakterystyka istniejącego systemu odprowadzenia ścieków

Na terenie Elektrowni Turów zlokalizowanych jest pięć układów odprowadzania ścieków przemysłowych [Operat 2005]:

- ścieki przemysłowe wykorzystywane do zraszania produktów paleniskowych,
- ścieki przemysłowe odprowadzane na kwatery hydroodżużlania,
- ścieki przemysłowe kierowane do oczyszczalni ścieków przemysłowych,
- ścieki sanitarne kierowane do oczyszczalni ścieków sanitarnych,
- ścieki ze stacji demineralizacji wody odprowadzone do neutralizatora ścieków.

Odływ ścieków przemysłowych, wód opadowych i infiltracyjnych z terenu Elektrowni Turów odbywa się przez układ kolektorów „A”, „B”, i „C” oraz kolektor odprowadzający ścieki z kwater hydroodżużlania. Schemat systemu przedstawiono na rys. 2.



Rys. 2. Schemat gospodarki ściekowej w Elektrowni Turów
[Schemat odprowadzenia ścieków 2006]

Fig. 2. Scheme of sewage system in Turów Powerplant
[Schemat odprowadzenia ścieków 2006]

Kolektor „A” na odcinku początkowym wykonany jest z kanałów $\varnothing 1000$, a dalej, aż do wylotu, średnica wynosi $\varnothing 1200$. Dopływają do niego ścieki z kotłowni, maszynowni i kanałów odpopielenia czterech bloków, z elektrofiltrów, ścieki deszczowe z ok. 40% powierzchni zakładu oraz wody infiltracyjne. Przy kolektorze tym wybudowano przepompownię ścieków przemysłowych, która odprowadza ścieki przemysłowe na stare kwatery hydroodżuzłania. W czasie pogody suchej ścieki odprowadzane są do oczyszczalni ścieków przemysłowych poprzez kolektor „D”. Kolektorem „A” do rzeki Miedzianki odpływają ścieki w okresie nawalnych deszczów oraz awarii przepompowni przy wylocie kolektora [Operat 2005].

Kolektor „B” wykonany jest na odcinku początkowym z kanałów $\varnothing 1200$, dalej $\varnothing 1400$ i $\varnothing 1500$ m. Dopływają do niego ścieki przemysłowe z kotłowni, maszynowni, ścieki deszczowe z około 40% powierzchni Elektrowni oraz odwodnienie trzech chłodni, a w części końcowej kolektora odpływ z oczyszczalni ścieków sanitarnych. Ścieki są odprowadzane do rzeki Miedzianki. Obejście wykonane na kolektorze umożliwia w okresie deszczowym odprowadzenie do rzeki nadmiaru ścieków przemysłowych i deszczowych [Operat 2005].

Kolektor „C” wykonany jest z kanałów Ø 1200 na całej długości, przechodzi w rów otwarty, który skierowany jest do rzeki Miedzianki. Kolektorem tym odprowadzane są ścieki deszczowe z 20% powierzchni zakładu, wody infiltracyjne i odwodnienie sześciu chłodni kominowych. Ścieki te odprowadzane są do odbiornika bez oczyszczania [Operat 2005].

Kwaterny hydroodżużlania tworzą dwa zespoły zbiorników: dwie kwaterny „stare” o pojemności 150 tys. m³ i 128 tys. m³ oraz trzy kwaterny „nowe” o pojemności po 67 tys. m³. Kwaterny „stare” służą jako osadniki zanieczyszczeń ścieków przemysłowych. Na kwaterny „nowe” kierowana jest pulpa żużlowa, którą transportuje się do Elektrowni w celu powtórnego spalania w kotłach. Odprowadzenie odcieków z kwater „starych” i „nowych” do potoku Ochota następuje poprzez kolektor zbiorczy Ø1000 [Operat 2005].

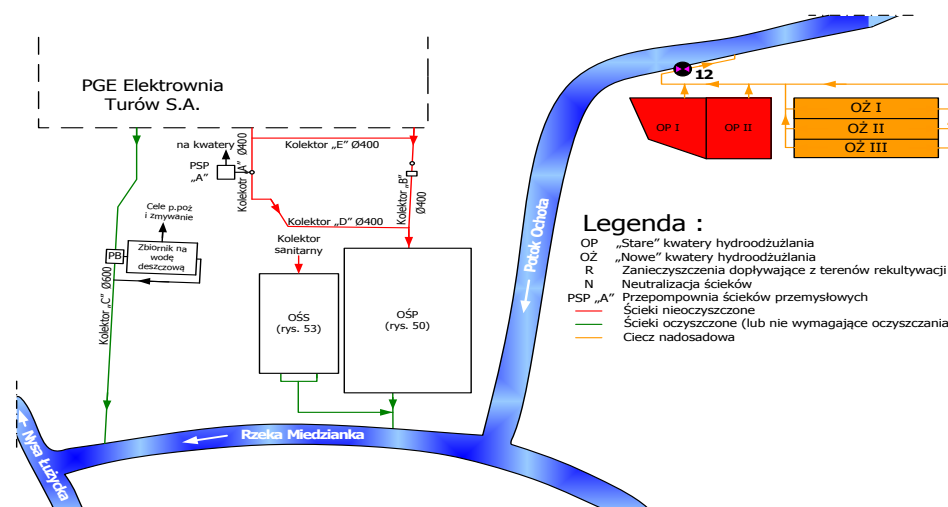
Odbiornikami ścieków z Elektrowni Turów są rzeka Miedzianka i potok Ochota. Miedzianka jest prawym dopływem rzeki Nysy Łużyckiej. Rzeka jest głównym odbiornikiem ścieków bytowo-gospodarczych i przemysłowych z miasta Bogatynia, ścieków gospodarczych i wód kopalnianych pochodzących z odwodnienia Kopalni Węgla Brunatnego Turów, ścieków przemysłowych z Zakładów Bawełnianych oraz Elektrowni Turów.

Potok Ochota jest prawobrzeżnym dopływem rzeki Miedzianki. Zasilany jest przede wszystkim przez wody ze zwałowiska nadkładu kopalnianego KWB Turów oraz odcieki z kwater hydroodżużlania Elektrowni Turów.

Proponowane zmiany tras kolektorów

Istniejący system kolektorów „A”, „B” i „C” umożliwia przedostawanie się nieoczyszczonych ścieków przemysłowych podczas pogody deszczowej bezpośrednio do rzeki Miedzianki. Zaproponowano więc zmianę tras kolektorów, a nowy układ przedstawiono na rys. 3.

Długość kolektora „A” została zmniejszona do miejsca połączenia z kolektorem „D”, a kolektory „A” i „B” połączono w górnym odcinku przed zakładem nowym kolektorem „E”, który będzie odprowadzał ścieki w czasie awarii kolektora „B”. W przypadku awarii kolektora „A” lub „D” ścieki przepompowywane będą na kwaterny hydroodżużlania za pomocą istniejącej przepompowni ścieków przemysłowych. Do kolektora „C” odprowadzane będą ścieki deszczowe z 20% powierzchni zakładu, tak, jak ma to miejsce w stanie istniejącym, ścieki deszczowe z 40% powierzchni zakładu, które dotychczas odprowadzane były kolektorem „A” oraz ścieki deszczowe z 10% powierzchni zakładu, które odprowadzane są kolektorem „B”. Łącznie do kolektora „C” trafiać będą ścieki deszczowe z 70% powierzchni Elektrowni Turów [Ławniczak, Ogiółda 2009].



Rys. 3. Schemat gospodarki ściekowej w Elektrownia Turów po wprowadzeniu modyfikacji [Ławniczak, Ogiółda 2009]

Fig. 3. Scheme of sewage system in Turów Powerplant after changes [Ławniczak, Ogiółda 2009]

Podczas analizy systemu kolektorowego zauważono, że kanały są przewymiarowane - napęnienie w kolektorach wynosi od kilku do kilkunastu procent. Przewody te powinny zostać zastąpione kanałami o mniejszej średnicy w celu uzyskania lepszych parametrów przepływu.

Odptyw ścieków deszczowych z powierzchni zakładu obliczono metodą natężeń granicznych:

$$Q_{Dmax} = \sum q \cdot \psi \cdot F$$

gdzie:

Q_{Dmax} – maksymalny spływ ścieków deszczowych, dm^3/s ,

ψ_1 - współczynnik spływu,

F – powierzchnia, ha.

$$q = \frac{6,631 \cdot \sqrt[3]{H^2 \cdot C}}{t_m^{0,667}}$$

$$t_m = 1,2t_p + t_k$$

$$t_p = \frac{l}{v}$$

gdzie:

- q – natężenie deszczu miarodajnego, dm^3/sha ,
- H – roczny opad normalny, mm,
- C – prawdopodobieństwo występowania deszczu,
- t_m – czas trwania deszczu miarodajnego, min,
- t_p – czas przepływu ścieków deszczowych przez kanał, min,
- t_k – czas koncentracji terenowej, min,
- l – długość kolektora, m,
- v – prędkość przepływu w kolektorze, m/min.

Do obliczeń przyjęto następujące dane:

- powierzchnia zakładu $F = 37,1\text{ha}$,
- powierzchnia utwardzona - 26,6 %, $F_1 = 9,9\text{ha}$,
- powierzchnia nieutwardzona - 73,4%, $F_2 = 27,2\text{ha}$,
- współczynnik spływu ścieków z powierzchni utwardzonej, $\psi_1 = 0,9$,
- współczynnik spływu z powierzchni nieutwardzonej, $\psi_2 = 0,1$,
- częstotliwość opadu $C=1$,

Odpływ ścieków deszczowych z terenu zakładu wynosi $Q_{D\max}=826\text{dm}^3/\text{s}$.

Natężenie przepływu w kolektorze „B” podczas pogody bezdeszczowej wynosi $140\text{ dm}^3/\text{s}$. Odpływ wód deszczowych z 30% zakładu to ok. $250\text{ dm}^3/\text{s}$, natężenie przepływu przy pogodzie deszczowej równe jest zatem $390\text{ dm}^3/\text{s}$.

W kolektorze „C” natężenie przepływu podczas pogody bezdeszczowej wynosi ok. $150\text{ dm}^3/\text{s}$. Odpływ wód deszczowych z 70% zakładu to ok. $580\text{ dm}^3/\text{s}$ - natężenie przepływu przy pogodzie deszczowej równe jest zatem $730\text{ dm}^3/\text{s}$.

Podsumowanie

Analiza wykazała, że podczas pogody deszczowej zdarzają się sytuacje, w których ścieki przemysłowe kierowane są bezpośrednio do odbiornika – rzeki Miedzianki. W celu zmiany tej sytuacji zaproponowano zmianę układu przewodów odprowadzających ścieki. Dobrano także mniejsze średnice kanałów – dla kolektora „C” $\varnothing 600$, a kolektora „B” $\varnothing 400$. W związku z tym, że w przypadku awarii kolektora „B” ścieki odprowadzane będą kanałami „A”, „D”, „E”, dobrano takie same przekroje tych przewodów. Kolektor „E” jest nowym odcinkiem systemu.

Nowe rozwiązanie układu kolektorowego pozwoli na zapewnienie bardziej stabilnej i ekonomicznej pracy oczyszczalni ścieków przemysłowych, przyczyni się także do ochrony wód odbiornika przed nadmiernym zanieczyszczeniem.

Literatura

1. MIELCARZEWICZ E.: Gospodarka wodno-ściekowa w zakładach przemysłowych, PWN Warszawa, 1986
2. ŁAWNICZAK S.: *Koncepcja modernizacji gospodarki wodno-ściekowej w PGE Elektrownia Turów S.A. Praca magisterska*. Uniwersytet Zielonogórski. Zielona Góra 2009
3. BOT Elektrownia Turów S.A.: Raport roczny 2006, Wydawnictwo Reklamowe Górscy, Świdnica, 2007
4. *Operat wodno-prawny na pobór wody i odprowadzanie ścieków dla potrzeb PGE Elektrowni Turów S.A.*, Biuro Studiów i Projektów Energetycznych "ENERGOPROJEKT – KATOWICE" S.A., 2005
5. *Schemat odprowadzenia ścieków*, PGE Elektrownia Turów S.A., Bogatynia, 2006

SEWAGE SYSTEM IN POWERPLANT TUROW

S u m m a r y

Sewage sources in Turow Powerplant were discussed in this paper. sewage system of industrial sewage and runoff flow were characterized. Possible changes in scheme and diameters of sewers were presented.

Key words: sewage system, runoff flow

RAFAŁ PAŹIK, TOMASZ KRASOWSKI, ZYGMUNT LIPNICKI*

**ANALIZA WSPÓŁPRACY ODNAWIALNYCH ŹRÓDEŁ CIEPŁA
Z OBIEGIEM SILNIKA CIEPLNEGO WYKORZYSTUJĄCYCH
NISKOWRZĄCE CZYNNIKI TERMODYNAMICZNE**

Streszczenie

W pracy poddano analizie silniki cieplne realizujące obiegi termodynamiczne ORC, wykorzystujące niskowrzące czynniki termodynamiczne. Z przeprowadzonej analizy wynika, że wykorzystywanie w praktyce tego typu silników jest opłacalne w przypadku pobierania taniego lub darmowego ciepła z górnego źródła ciepła.

Słowa kluczowe: organiczny obieg Rankine'a, czynnik organiczny

Wstęp

Wyczerpywanie się zasobów energii nieodnawialnej i ochrona środowiska naturalnego staje się koniecznością poszukiwania tanich i przyjaznych środowisku naturalnemu źródeł energii. Interesujące wydaje się wytwarzanie prądu elektrycznego z zasobów niskotemperaturowej energii odnawialnej: ciepło pobierane z gruntu, ciepło z kolektorów słonecznych i technologiczne ciepło odpadowe, jako elementu energetyki rozproszonej. W szczególnych przypadkach można transformować ją w prąd elektryczny, jeżeli czynnikiem termodynamicznym w obiegu siłowni parowej (elektrowni niskotemperaturowej) jest czynnik organiczny niskowrzący. Właściwości wymienionego czynnika stwarzają warunki do realizacji zmodyfikowanego obiegu Rankine'a nazywanego w literaturze naukowej Organic Rankine Cycle-ORC. Nad badaniem i doskonaleniem tego typu obiegów termodynamicznych prowadzonych jest ostatnio wiele badań. Duże osiągnięcia w tej dziedzinie ma amerykański instytut Ormat Technologies [Bronicki 2008], który zaprojektował i zbudował około 30 elektrowni geotermalnych o mocy od 200 kW do 130 MW o łącznej mocy ok. 1000 MW.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

W Polsce badania teoretyczne i eksperymentalne nad mikrośrodkami pracującymi według obiegu ORC prowadzą wspólnie Katedra Techniki Ciepłej Politechniki Gdańskiej i Instytut Maszyn Przepływowych PAN w Gdańsku [Mikielewicz 2008, Wajs 2009]. W badaniach tych przebadano wiele czynników organicznych i oceniono ich przydatność do realizacji obiegu siłowni parowej wytwarzającej prąd elektryczny.

Niskie temperatury źródła ciepła nie pozwalają na osiągnięcie wysokich temperatur w obiegu parowym, a więc są główną przyczyną względnie niskiej sprawności termodynamicznej obiegów cieplnych. Warunkiem stosowania tego typu urządzeń cieplnych jest dostępność do taniego ciepła. Propozycję tego typu niskotemperaturowej elektrowni geotermalnej przedstawiono w pracy [Lipnicki 2008]. Natomiast zjawisko przepływu ciepła w odwiercie geotermalnym i jego otoczeniu omówiono na podstawie innych badań i poddano analizie teoretycznej w publikacji [Pająk 2000, Lipnicki, Pązik 2008].

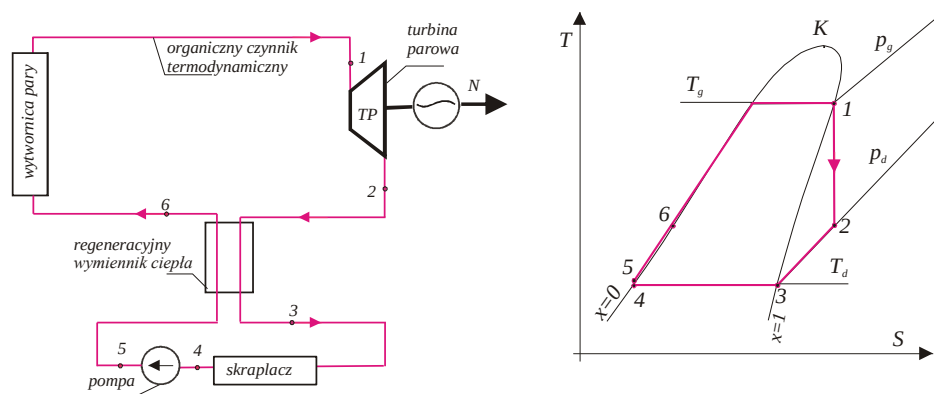
Celem niniejszej pracy jest przedstawienie wielu możliwych rozwiązań wykorzystywania energii odnawialnej i odpadowej jako siły sprawczej dla niskotemperaturowej elektrowni. W pracy poddano również analizie różne warianty współpracy odnawialnych źródeł ciepła z obiegiem ORC.

Organiczny obieg Rankine'a z regeneracją ciepła

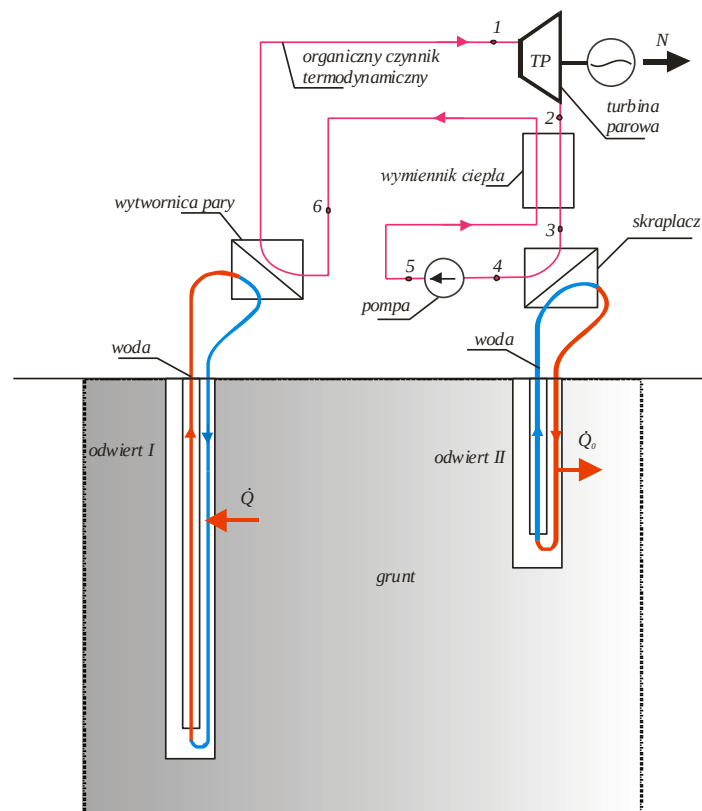
Na rys. 1 przedstawiono schemat i obieg silnika cieplnego z regeneracją ciepła. Obieg termodynamiczny składa się z następujących przemian: 1-2 rozprężanie izentropowe czynnika termodynamicznego w turbinie- wytwarzanie pracy, 2-3 izobaryczne oddawanie ciepła w wymienniku regeneracyjnym, 3-4 izobaryczne i izotermiczne skraplanie par czynnika termodynamicznego, 4-5 izentropowe sprężanie czynnika termodynamicznego w pompie, 5-6 podgrzewanie izobaryczne czynnika termodynamicznego w wymienniku regeneracyjnym, 6-1 izobaryczne wytwarzanie pary.

Analiza efektywności współpracy różnych źródeł ciepła z obiegiem termodynamicznym ORC

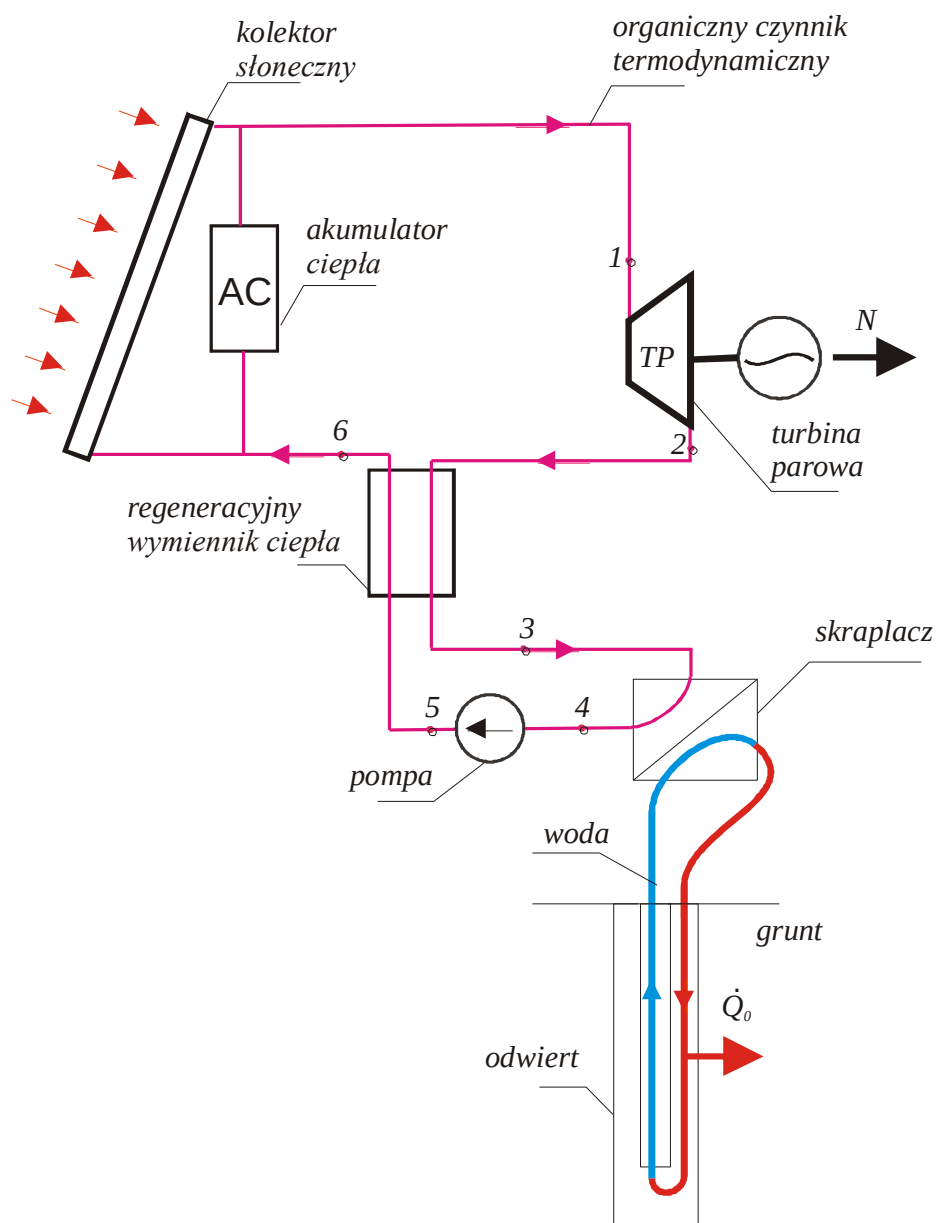
W pracy poddano analizie następujące koncepcje elektrowni niskotemperaturowych o różnych źródłach ciepła: wykorzystanie ciepła geotermalnego (rys. 2), wykorzystanie energii słonecznej (rys. 3 i 4) przy różnych dolnych źródłach ciepła (grunt, woda studzienna) i ciepła odpadowego (rys. 5).



Rys. 1 Schemat i obieg termodynamiczny ORC
Fig. 1. Diagram and thermodynamic cycle ORC

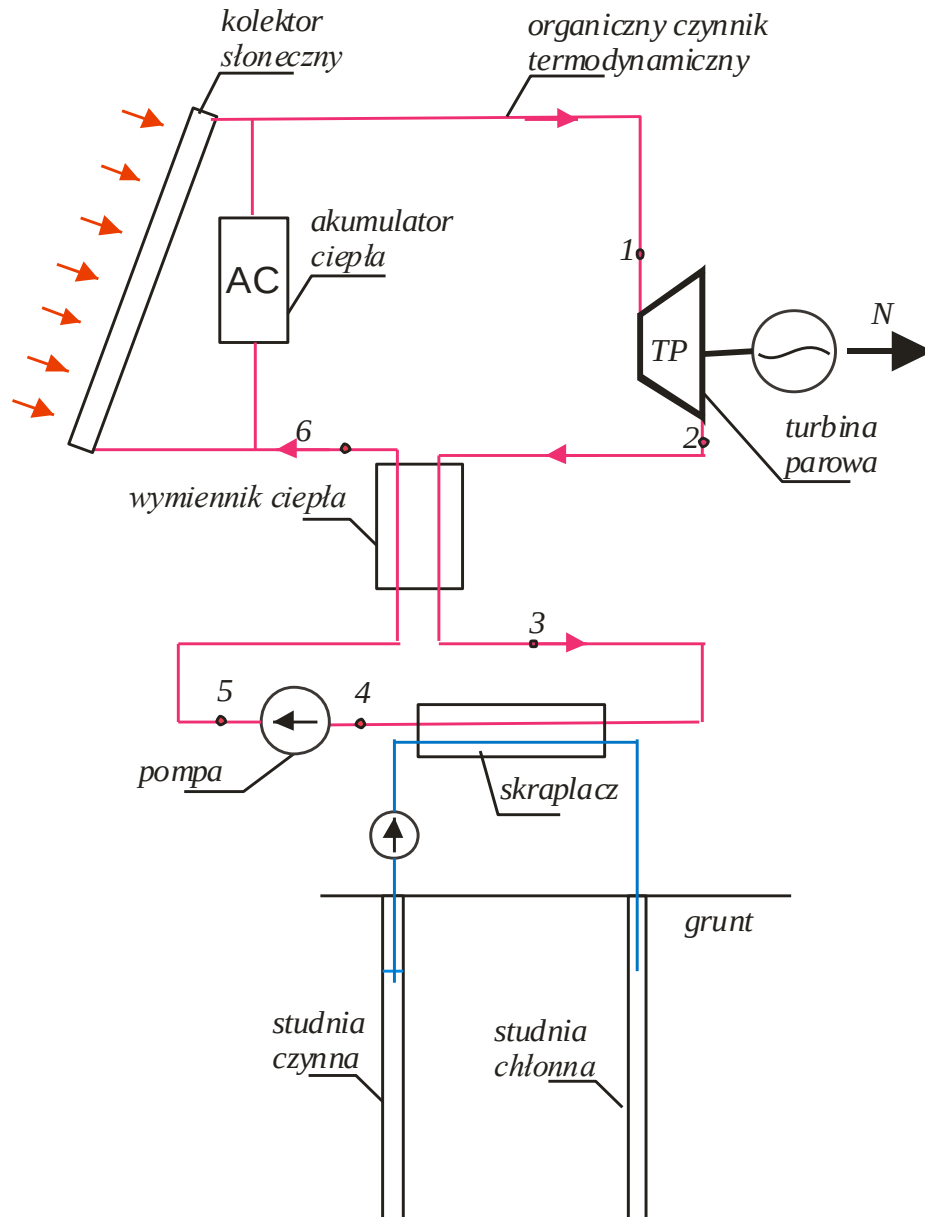


Rys. 2. Schemat elektrowni niskotemperaturowej z wykorzystaniem energii geotermalnej
Fig. 2. Scheme of low temperature power with using geothermal energy



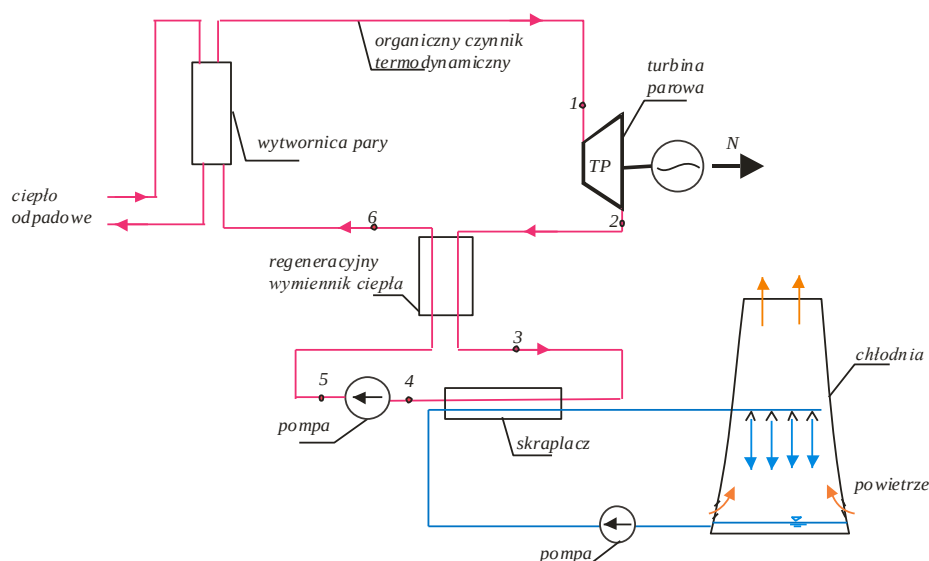
Rys. 3. Schemat elektrowni niskotemperaturowej z wykorzystaniem energii słonecznej i gruntu jako dolnego źródła ciepła

Fig. 3. Scheme of low temperature power with using solar energy and ground as lower heat source



Rys. 4. Schemat elektrowni niskotemperaturowej z wykorzystaniem energii słonecznej i wody studziennej jako dolnego źródła ciepła

Fig. 4. Scheme of lower temperature with using solar energy and water as lower heat source



Rys. 5. Schemat elektrowni niskotemperaturowej z wykorzystaniem ciepła odpadowego i otoczenia jako dolnego źródła ciepła

Fig. 5. Scheme of lower temperature with using waste heat and surroundings as lower heat source

Efektywności pracy poszczególnych koncepcji współpracy obiegu ORC i źródła ciepła z wykorzystaniem regeneratora ciepła przedstawiono w tab. 1 i 2. Zastosowanie regeneracji ciepła, jak powszechnie wiadomo, wpływa na zwiększenie sprawności obiegu. We wszystkich analizowanych przypadkach użyto termodynamiczne organiczne czynniki niskowrzące: oktafluorocyklobutan RC318 i trichlorofluorometan R113.

Tab. 1. Zestawienie sprawności dla czynnika RC318

Tab. 1. Summary of efficiency for RC318

RC318 oktafluorocyklobutan		SKRAPLACZ	
		do gruntu- $T_d=15^{\circ}\text{C}$	do otoczenia- $T_d=25^{\circ}\text{C}$
		□ - sprawność	
WYTWORNICY PARY	z odwiertu- $T_g=70^{\circ}\text{C}$	14,88%	12,37%
	z gruntu ($t_d=10^{\circ}\text{C}$) poprzez pompę ciepła- $T_g=70^{\circ}\text{C}$	-6,69%	-9,17%
	z odwiertu ($t_d=70^{\circ}\text{C}$) poprzez pompę ciepła- $T_g=100^{\circ}\text{C}$	9,19%	7,10%
	z ciepła odpadowego lub kolektora słonecznego płaskiego- $T_g=80^{\circ}\text{C}$	16,86%	14,47%

Tab. 2. Zestawienie sprawności dla czynnika R113

Tab. 2. Summary of efficiency for R113

R113 trichlorofluorometan		SKRAPLACZ	
		do gruntu- $T_d=15^{\circ}\text{C}$	do otoczenia- $T_d=25^{\circ}\text{C}$
		□ - sprawność	
WYTWORNICY PARY	z odwiertu- $T_g=70^{\circ}\text{C}$	14,55%	12,09%
	z gruntu ($t_d=10^{\circ}\text{C}$) poprzez pompę ciepła- $T_g=70^{\circ}\text{C}$	-6,99%	-9,46%
	z odwiertu ($t_d=70^{\circ}\text{C}$) poprzez pompę ciepła- $T_g=100^{\circ}\text{C}$	8,72%	7,55%
	z ciepła odpadowego lub kolektora słonecznego płaskiego- $T_g=80^{\circ}\text{C}$	16,50%	14,17%
	z ciepła odpadowego lub kolektora słonecznego z absorberem selektywnym- $T_g=160^{\circ}\text{C}$	27,53%	25,79%

Z przedstawionej analizy wynika jasno, że ze wzrostem temperatury górnego źródła ciepła T_g (temperatura w wytwornicy pary) i obniżeniem temperatury dolnego źródła ciepła T_d (temperatura w skraplaczu) wzrasta sprawność układu termodynamicznego. Jeżeli częścią układu termodynamicznego oprócz silnika cieplnego jest pompa ciepła to sprawność układu wyraźnie się zmniejsza, a nawet może być ujemna. Oznacza to, że układ termodynamiczny będzie mógł pracować tylko przy dostarczaniu energii z zewnątrz.

Akumulacja ciepła z wykorzystaniem materiałów PCM

Ciepło pochodzące ze źródeł ciepła o cyklicznej mocy dla zapewnienia ich optymalnej współpracy źródła z obiegiem termodynamicznym ORC powinno być magazynowane w okresach nadwyżki a uwalniane w okresach jego niedoboru. Do tego typu źródeł można zaliczyć ciepło pochodzące z procesów technologicznych, np. z chłodzenia wtryskarek, z powietrza wentylacyjnego wywiewanego z kopalń, ciepło ze stacji sprężonego powietrza, ciepło z chłodni kominowych, ciepło z pieców przemysłowych i tuneli grzewczych, ciepło odpadowe z innych procesów produkcyjnych. Problemem akumulacji ciepła i właściwościami materiałów PCM zajmowali się autorzy w pracach [Lipnicki 2000, Wnuk 2001, Pielichowski 2003, Flejtuch 2005, Gut-Wygonik 2006].

Wykorzystywanie ciepła pochodzącego ze źródeł odnawialnych, przede wszystkim energii słonecznej (patrz rys. 3 i 4), które najczęściej działają w sposób okresowy, przy jednoczesnym zmiennym w czasie zapotrzebowaniu na energię elektryczną odbiorców, powoduje konieczność magazynowania ciepła w odpowiednich układach, tzw. akumulatorach ciepła. Zadaniem akumulatora

ciepła jest gromadzenie ciepła w okresie występowania nadwyżki a następnie uwalnianie w okresie niedoboru.

Szczególną uwagę zwraca się na możliwość wykorzystania związków chemicznych tzw. materiałów fazowo zmiennych - PCM (phase change materials). Akumulacja ciepła przy zastosowaniu tych materiałów najczęściej wykorzystuje zjawisko przemiany fazy stałej w fazę ciekłą i odwrotnie (topnienie i krzepnięcie). Istnieją również układy wykorzystujące przemianę fazową odparowanie-skraplanie; Jednak, mimo dużych zmian entalpii, okazały się niepraktyczne z powodu dużej zmiany objętości układu podczas przejścia fazowego. Obecnie znanych jest kilkaset materiałów PCM, które umożliwiają akumulację ciepła w różnym zakresie temperatur. Wybrane materiały PCM, które mogą być rozpatrywane jako media robocze niskotemperaturowych systemów energetyki solarnej, podano w tab. 3. W dwóch ostatnich wierszach tabeli podano materiały PCM, które mogą mieć zastosowanie w instalacjach wyposażonych w kolektory z absorberem selektywnym, pracujące w wyższych temperaturach.

Tab. 3. Wybrane materiały PCM [Flejtuch 2005, Gut-Wygonik 2006, Jaworski 2008]

Tab. 3. Selected materials PCM [Flejtuch 2005, Gut-Wygonik 2006, Jaworski 2008]

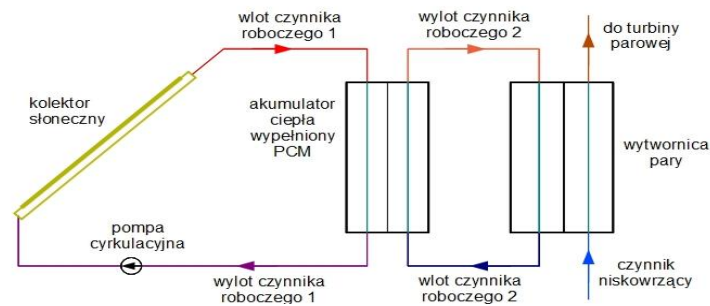
Substancja	Temperatura przemiany fazowej, [°C]	Ciepło przemiany fazowej, [kJ/kg]	Grupa związków
$\text{Ba(OH)}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$	78	290	nieorganiczne
$\text{Na}_2\text{P}_2\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$	70	184	nieorganiczne
$\text{NaOH} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	64	272	nieorganiczne
Kwas eikozanowy $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{18}\text{COOH}$	74	227	organiczne
Kwas oktadekanowy $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{16}\text{COOH}$	72	203	organiczne
Kwas heksadekanowy $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{14}\text{COOH}$	65	82	organiczne
Kwas glikolowy HOCH_2COOH	63	109	organiczne
Triakontan $\text{C}_{30}\text{H}_{62}$	65	252	organiczne
Oktakozan $\text{C}_{28}\text{H}_{58}$	62	256	organiczne
Acetamid $\text{CH}_3\text{CO-NH}_2$	82	266	organiczne
Thermasorb 175+	79	200	
$(\text{CH}_3)_2\text{C}(\text{CH}_2\text{OH})_2$	124		organiczne
$(\text{HOCH}_2)_3\text{CNH}_2$	168-172		organiczne

Rozmiary zasobnika są uzależnione od maksymalnej ilości ciepła do zakułowania oraz rodzaju zastosowanego materiału PCM o określonej temperaturze

rze przemiany fazowej i wartości utajonego ciepła topnienia. Warto przy tym zauważyć, że ciepło przemiany fazowej jest dużo większe niż ciepło właściwe materiałów. Istotnym elementem jest również możliwość magazynowania i uwalniania ciepła o stałej temperaturze w ciągu trwania procesu ładowania i rozładowania akumulatora.

Ważną rolę odgrywa geometria zewnętrzna samych materiałów PCM, która ma wpływ na szybkość procesu pochłaniania i uwalniania ciepła. Stosunek powierzchni zewnętrznej materiału do jego objętości jest niezwykle istotnym parametrem. Duża powierzchnia zewnętrzna powoduje zwiększenie mocy cieplnej na początku procesu.

Przykładowy sposób połączenia akumulatora ciepła, wykorzystującego do akumulacji ciepła materiały fazowo-zmienne, z instalacją solarną przedstawiono na rys. 6.



Rys. 6. Schemat słonecznej instalacji z zasobnikiem akumulującym ciepło w materiale PCM

Fig. 6. Scheme of solar installation with heat accumulator PCM

Podsumowanie

Sprawność silników cieplnych, jak wynika z analizy obiegów termodynamicznych, zależy przede wszystkim, od wielkości temperatur źródła górnego i dolnego. Najsprawniejszym obiegiem jest obieg teoretyczny Carnota, który jest odwracalnym obiegiem i z tego powodu przy tych samych temperaturach posiada najwyższą sprawność. Sprawności analizowanych obiegów ORC mogą się tylko zbliżać do obiegu Carnota. Ograniczenie sprawności wynika z wielkości temperatur obu źródeł ciepła. Należy również pamiętać, że temperatura dolnego źródła ciepła jest ograniczona, co do minimalnych wartości, temperaturą otoczenia lub temperaturą gruntu. Sztuczne obniżanie temperatury otoczenia lub gruntu ze względów energetycznych jest nieuzasadnione. Biorąc powyższe

pod uwagę, wykorzystywanie silników cieplnych pracujących według obieguw ORC jest uzasadnione tylko w przypadku dostępu do taniego ciepła dostarczanego z zewnętrznego górnego źródła ciepła. Należy też zwrócić uwagę, że obliczone i przedstawione w tabelach sprawności są sprawnościami skumulowanymi. W przypadku zastosowania pomp ciepła, sprawność te uwzględniają zasilenie pompy ciepła silnikiem cieplnym. Jak widać w tabeli, zastosowanie pompy ciepła przy temperaturze źródła dolnego mniejszej niż ok. 25°C, potrzebna energia zasilająca pompę ciepła nie jest pokrywana energią otrzymywaną z silnika cieplnego (sprawność ujemna). Natomiast zastosowanie pompy ciepła zasilanej ciepłem z odwiertu o temperaturze źródła 70°C sprawności są już dodatnie, od 7,1% do 9,2%. Należy jednak zauważyć, że wykorzystanie samego odwiertu daje sprawność ok. 15% , świadczy to o tym, że zastosowanie pompy ciepła jest niekorzystne od strony energetycznej. Interesującym wydaje się zastosowanie ciepła odpadowego, a także ciepła z kolektorów słonecznych do napędu silnika cieplnego dzięki dość wysokim temperaturom górnych źródeł ciepła. W przypadku korzystania z kolektorów instalacji słonecznych, dla zapewnienia stabilnej pracy układu, potrzebne jest akumulowanie energii w okresie jej nadmiaru a uwalnianie w okresie niedoboru. W tym celu stosowane mogą być akumulatory ciepła zbudowane z materiałów PCM, dzięki czemu temperatura górnego źródła (wytwornicy pary) dla turbiny jest stała a praca układu stabilna.

Literatura

1. BRONICKI L.Y.: *Ormat Rankine cycle configurations for utilization of low temperature heat sources*. Proceedings of the 9th Biennial ASME Conference on Engineering Systems Design and Analysis, ESDA08, 1-9, Haifa, July 7-9, 2008
2. MIKIELEWICZ D., MIKIELEWICZ J.: *Mikrosiłownie – nowe zastosowania czynników chłodniczych*. Technika Chłodnicza i Klimatyzacyjna, Nr 3, 98-105, 2008
3. WAJS J., MIKIELEWICZ D., MIKIELEWICZ J.: *Sprężarka chłodnicza jako maszyna ekspansyjna w obiegu ORC Mikrosiłowni*. Technika Chłodnicza i Klimatyzacyjna, Nr 3, 101-106, 2009
4. LIPNICKI Z.: *Niskotemperaturowa elektrownia geotermalna*. Czysta Energia, Nr 10, 34-35, 2008
5. LIPNICKI Z., PAŹIK R.: *Heat transfer and temperature distribution outside the borehole*. Proceedings of the 9th Biennial ASME Conference on Engineering Systems Design and Analysis, ESDA08, 1-7, Haifa, July 7-9, 2008

6. PAJĄK L., BUJAKOWSKI W.: *Efektywność wykorzystania głębokich otworów jako wymienników ciepła wykorzystujących energię geotermalną*, Studia, Rozprawy, Monografie nr 76, IGSM i E PAN, Kraków, 2000
7. LIPNICKI Z., RUBASZEWSKI A.: *Współpraca akumulatora ciepła z układem chłodzenia silnika spalinowego*. Archiwum Motoryzacji, Nr 3, pp. 177-186, 2000
8. WNUK R.: *Akumulacja ciepła z przemianą fazową złoża w słonecznych systemach grzewczych*. Materiały Konferencji „Techniczne, ekologiczne i ekonomiczne aspekty energetyki odnawialnej”, wyd. IMBEiR, 2001
9. PIELICHOWSKI K., FLEJTUCH K.: *Zastosowanie materiałów fazowo zmiennych do akumulacji ciepła*. Gospodarka Paliwami i Energią, Nr 1/2003, 7-12, 2003
10. FLEJTUCH K., PIELICHOWSKI K., PIELICHOWSKI J.: *Nisko- i wysokotemperaturowe materiały fazowo-zmienne do akumulacji energii cieplnej*. Materiały Ceramiczne, Nr 1/2005, 13-24, 2005
11. GUT-WYGONIK I.: *Magazynowanie ciepła*. Ciepłownictwo, Ogrzewnictwo, Wentylacja, Nr 1/2006, 18-19, 22-25, 2006
12. JAWORSKI M.: *Zastosowanie materiałów zmiennofazowych (PCM) w układach chłodzenia elektroniki*. Chłodnictwo, tom XLIII 2008r., Nr 3, 42-46, 2008
13. WIŚNIEWSKI G., GOŁĘBIEWSKI S., GRYCIUK M., KUROWSKI K.: *Kolektory słoneczne- Poradnik wykorzystania energii słonecznej*; Centralny ośrodek informacji budownictwa Warszawa 2006.
14. PLUTA Z.: *Słoneczne instalacje energetyczne*.
15. RUBIK M.: *Pompy ciepła - Poradnik*. Ośrodek Informacji „Technika instalacyjna w budownictwie”, Warszawa 2006.

ANALYSIS OF COOPERATION THE RENEWABLE SOURCES OF HEAT WITH CYCLES OF THE HEAT CYCLES OF THE HEAT ENGINES USING THE LOW BOILING ORGANIC LIQUID

S u m m a r y

The study analyzed the heat engines working as the cycles thermodynamic ORC, using the low boiling organic liquid. The analysis shows that in practice the use of such engines is the effective for the low-cost or the free heat from the upper source.

Key words: organic Rankine cycle, organic fluids

JAKUB KOSTECKI*

ZAWARTOŚĆ KADMU W GLEBACH STREFY OCHRONNEJ HUTY MIEDZI GŁOGÓW

Streszczenie

Tereny strefy ochronnej Huty Miedzi Głogów były narażone na emisję zanieczyszczeń przez trzy dekady. Niniejsza praca przedstawia wyniki monitoringu całkowitej zawartości kadmu w glebach strefy ochronnej Huty Miedzi Głogów.

Słowa kluczowe: strefa ochronna, gleba, monitoring, kadm

Wstęp

Wieloletnie emisje zanieczyszczeń z przetwórstwa rudy miedzi m.in. pyły metalonośne stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska przyrodniczego. Wraz ze wzrostem zapotrzebowania na surowiec, produkcja w latach poprzednich systematycznie rosła, prowadząc do większych emisji zanieczyszczeń do atmosfery, a co za tym idzie – ich depozycji w środowisku glebowym.

W latach dziewięćdziesiątych ubiegłego wieku poczyniono szereg proekologicznych inwestycji, znacznie ograniczając emisję szkodliwych substancji do środowiska [KGHM 2009], jednak nie udało się ich całkowicie wyeliminować.

Wraz z emisją do atmosfery związków miedzi czy ołowiu, dostają się do niego również inne ksenobiotyki, np. związki kadmu, które stanowią zagrożenie dla środowiska przyrodniczego.

Celem pracy było zbadanie zawartości kadmu w glebach narażonych na negatywne oddziaływanie przemysłu miedziowego.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Ochrony i Rekultywacji Gruntów

Prezentacja obiektu badań

Wieloletnie emisje zanieczyszczeń z przetwórstwa rudy miedzi m.in. pyły metalonośne stanowią potencjalne zagrożenie dla środowiska przyrodniczego. Wraz ze wzrostem zapotrzebowania na surowiec, produkcja w latach poprzednich systematycznie rosła, prowadząc do większych emisji zanieczyszczeń do atmosfery, a co za tym idzie – ich depozycji w środowisku glebowym.

Huta Miedzi Głogów rozpoczęła swą działalność w roku 1971. Siedem lat później uruchomiono drugi zakład, o zbliżonej mocy przerobowej, ale odmiennej technologii (HM Głogów I – działa w oparciu o technologię przetopu w piecach szybowych, HM Głogów II – oparta o proces zawieszinowy) [Urbańczyk 2001].

W celu ograniczenia negatywnego wpływu działalności huty miedzi stworzono otaczającą ją strefę ochronną, która dzięki poczynionym inwestycjom proekologicznym została zmniejszona z początkowych 2840 ha (1990 r.) do 2660 ha w roku 2001.

Metodyka badań

W 2007 roku, po dokonaniu analizy kartograficznej wytypowano 3 miejsca zlokalizowane w strefie ochronnej Huty Miedzi Głogów (2 w okolicach wsi Żukowice – punkt I – 50 m od huty, punkt II – 200 m od huty, jeden w okolicy wsi Bogomice – punkt III – ok. 700 m od huty). W 2008 roku w wytypowanych punktach wykonano odkrywki glebowe, od powierzchni terenu, do głębokości 150 cm. Do badań pobrano próbki z każdego poziomu genetycznego.

W pobranych próbkach oznaczono:

- skład granulometryczny – metodą areometryczną w modyfikacji Pruszyńskiego,
- pH – konduktometrycznie [Mocek i In. 1997],
- zawartość substancji organicznej [Mocek i in. 1997],
- zawartość kadmu ogólnego – po mineralizacji w wodzie królewskiej metodą spektrometrii absorpcji atomowej AAS FL [McGrath i Cunliffe 1985].

Wyniki badań

Zmiany składu granulometrycznego i parametrów chemicznych badanych gleb przedstawiono w tabelach 1 i 2.

Tab. 1. Skład granulometryczny badanych gleb

Tab. 1. Grain-size composition of tested soils

Lokalizacja	Poziom- genety- czny	Głębo- kość, cm	Procent cząstek ziarnistych o średnicy, mm					
			2,0 ÷ 0,1	0,1 ÷ 0,05	0,05 ÷ 0,02	0,02 ÷ 0,005	0,005 ÷ 0,002	< 0,002
Punkt I	Ściółka	0÷4	-	-	-	-	-	-
	A1	4÷24	37	23	27	10	3	0
	A2	24÷29	39	18	27	13	3	0
	AC	29÷36	35	15	35	10	5	0
	C1	36÷64	53	18	18	7	3	1
	C2	64÷89	73	4	12	6	3	2
	C3	89÷150	52	14	16	10	5	3
Punkt II	Ściółka	0÷2	-	-	-	-	-	-
	A (2÷95)	2÷20	19	24	39	13	5	0
		20÷50	21	16	46	11	6	0
		50÷95	42	9	24	18	7	0
	DG	95÷150	14	17	48	16	5	0
Punkt III	Ściółka	0÷3	-	-	-	-	-	-
	A	3÷20	30	10	24	22	9	5
	Br1	20÷50	31	11	25	21	9	3
	Br2	50÷62	28	12	22	25	8	5
	CG	62÷150	37	9	14	20	11	9

Profil w obrębie punktu I zbudowany jest głównie z gliny piaszczystej, z wyjątkiem poziomu C2, który składa się z piasku gliniastego. Odkrywka w punkcie II zbudowana jest prawie w całości z pyłu piaszczystego, jedynie na głębokości 50-95 cm pojawia się poziom piasku gliniastego. Gleba w zasięgu punktu III w całości zbudowana jest z gliny.

Odczyn badanych gruntów był na ogół kwaśny i słabo kwaśny (punkt I i III), wyjątek stanowił profil w punkcie II wykazujący charakter lekko alkaliczny.

Zawartość węgla organicznego wykazywała dużą zmienność w obrębie profili dla punktu I i III (tab. 2). Tylko w punkcie II zawartość węgla była w miarę stała (1,2 ÷ 1,86 % s.m.).

Zmiana zawartości kadmu w profilu była nieduża (tab. 2). Wielokrotnie większą koncentrację tego metalu stwierdzono jednak w ściółce badanych profili (odpowiednio dla punktu I 8,13 mg Cd·kg⁻¹ s.m., punktu II 7,73 mg Cd·kg⁻¹ s.m., punktu III 10,17 mg Cd·kg⁻¹ s.m.).

Tab. 2. Właściwości chemiczne badanych gleb

Tab. 2. Chemical properties of tested soils

Lokalizacja	Poziom genetyczny	Głębokość, cm	pH		C org. % s.m.	Cd ogólny, mg·kg ⁻¹ s.m.
			H ₂ O	1M KCl		
Punkt I	Ściółka	0÷4	6,2	5,8	n.b.	8,13
	A1	4÷24	6,6	5,9	0,94	0,58
	A2	24÷29	6,8	6,3	0,66	0,80
	AC	29÷36	5,1	4,4	0,13	0,26
	C1	36÷64	6,1	4,7	0,29	0,18
	C2	64÷89	6,2	5,1	0,12	0,20
	C3	89÷150	6,4	5,4	0,16	0,29
Punkt II	Ściółka	0÷2	6,9	6,6	n.b.	7,73
	A (2÷95)	2÷20	8,0	7,4	1,38	0,92
		20÷50	8,0	7,6	1,20	0,66
		50÷95	8,1	7,5	1,43	1,07
	DG	95÷150	8,0	7,5	1,86	0,56
Punkt III	Ściółka	0÷3	7,0	6,5	n.b.	10,17
	A	3÷20	5,1	4,1	1,43	0,70
	BBr1	20÷50	5,7	4,7	2,86	0,45
	BBr2	50÷62	6,0	4,6	0,63	0,48
	CG	62÷150	5,6	4,5	0,98	0,69

n.b. – nie badano

Dyskusja wyników

Badane gleby charakteryzowały się odczynem kwaśnym i lekko kwaśnym (punkty I i III) oraz alkalicznym (punkt II). Niski odczyn gleb położonych w zasięgu oddziaływania Huty Miedzi Głogów stwierdzono już we wczesnych latach jej funkcjonowania [Roszyk i Szerszeń, 1988], jednak na całym obszarze strefy ochronnej odczyn gleb wykazuje dość duże zróżnicowanie (pH 3,6-7,9) [Szałcki, 1997].

Gleby będące obiektem badań mają uziarnienie gliny, piasku gliniastego oraz pyłu piaszczystego.

Średnia zawartość węgla w glebach Polski wynosi ok. 1-2% w warstwie wierzchniej i maksymalnie 1% w podglebiu [Greinert 1998]. Zawartość węgla w badanych glebach wykazuje dość duże różnice – w profilu punktu I zawartość w głębszych warstwach jest bardzo niska, natomiast profil punktu II wykazuje wysoką zawartość węgla, nawet w głębi profilu. Podobnie jak w profilu punktu I kształtują się wyniki profilu z punktu III. Zmienna zawartość węgla w profilach wynikać może z faktu, iż tereny te, przed uruchomieniem huty miedzi były

wykorzystywane rolniczo. Występowanie po sobie profili bogatszych i ubogich w węgiel może być przyczyną ich częściowego wymieszania.

Koncentracja kadmu w profilach kształtowała się na poziomie zbliżonym lub nieco wyższym dla wartości średniej dla gleb Polski [Siuta 1995 za IUNG 1992, Kabata-Pendias i Pendias 1992]. Wyjątek stanowiła ściółka – zewnętrzna część gleby najbardziej narażona na szkodliwy wpływ środowiska. Zawartość kadmu w tym poziomie jest wyższa niż przewidziana przez Ministerstwo Środowiska [Dz. U. Nr 165, poz. 1359] dla terenów rolniczych, lecz niższa o ok. $6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ s.m. od wartości przewidzianej dla terenów przemysłowych.

Pomimo iż zawartość kadmu w glebach Polski jest zmienna [Siuta 1995], w odniesieniu do jego zawartości w badanych profilach nie można stwierdzić, że jest to wartość naturalna. Jak wiadomo ściółka wzbogacana jest w substancje mineralne powstałe z rozkładu związków organicznych pochodzących głównie z biomasy roślin występujących na terenie strefy ochronnej. Od lat rośliny te gromadzą w swoich tkankach i organach dostępne w glebie substancje - zarówno przydatne do życia, jak i dla niego szkodliwe, w tym metale ciężkie. Naturalny obieg materii nie pozwala na usunięcie z terenu strefy ochronnej HM Głogów nadmiaru ksenobiotyków powodując zwiększenie ich koncentracji w wierzchniej warstwie gruntu, co prowadzić może do zaburzeń w dekompozycji materii organicznej [Barajas-Aceves 1999], lecz również wpływać niekorzystnie na układ troficzny powodując migrację kadmu wzwyż łańcucha pokarmowego [Rozema i inni 2008].

Wnioski

Na podstawie zaprezentowanych wyników daje się zauważyć następujące wnioski:

- badane gleby mają uziarnienie gliny, piasku gliniastego oraz pyłu piaszczystego;
- zmienna zawartość węgla w profilach ma związek z pochodzeniem gleb;
- zawartość kadmu na badanym terenie jest wyższa niż średnia wielkość dla gleb Polski, jednak nie przekracza progu skażenia dla terenów przemysłowych;
- wyższą koncentrację kadmu stwierdzono w powierzchniowej warstwie badanych gleb.

Literatura

1. BARAJAS-ACEVES M., GRACE C., ANSORENA J., DENDOOVEN L., BROOKES P.C.: *Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip*. Soil Biology and Biochemistry, 31, pp. 867-876, 1999
2. DZ.U. NR 165, POZ. 1359. Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi
3. GREINERT A., *Przewodnik do ćwiczeń z gleboznawstwa i ochrony gleb*. Wydawnictwo Politechniki Zielonogórskiej, Zielona Góra, 1998.
4. KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H., *Trace elements in soils and plants*, 2nd edition, CRC Press, USA, 1992
5. KGHM Głogów: *Protection of the air*, www.kghm.pl, 2009
6. McGRATH S.P., CUNLIFFE C.H.: *A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Ni, Pb, Cr, Co, Mn from soils and sewage sludge*, J Sci Food Agric, 36, pp. 794-8, 1985
7. MOCEK A., DRZYMAŁA S., MASZNER P., *Geneza, analiza i klasyfikacja gleb*, WAR, Poznań, 1997
8. ROSZYK E., SZERSZEŃ D.: *Nagromadzenie metali ciężkich w warstwie ornej gleb strefy ochrony sanitarnej przy hutach miedzi. Część II „Głogów”*, Roczniki gleboznawcze, tom XXXIX, nr 4, pp. 147-158, PWN, Warszawa, 1988
9. ROZEMA J., NOTTEN M.J.M., AERTS R., VAN GESTEL C.A.M., HOB-BELENB P.H.F., HAMERS T.H.M.: *Do high levels of diffuse and chronic metal pollution in sediments of Rhine and Meuse floodplains affect structure and functioning of terrestrial ecosystems?* Science of the total environment, 406 pp. 443 – 448, 2008
10. SAŁECKI T., *Ocena zmian stanu środowiska województwa legnickiego w latach 1985-1995*, Studio Komputerowe KZS Computer Solutions, Legnica 1997
11. SIUTA J., *Gleba. Diagnozowanie stanu i zagrożenia*, Komitet Wydawniczy Instytutu Inżynierii Środowiska, Warszawa 1995
12. URBĄNCZYK J.: *Ochrona środowiska w Hucie Miedzi Głogów*, Rudy i metale nieżelazne R.46, nr 5-6, s. 246-249, 2001

CHANGES OF THE CADMIUM CONCENTRATION IN SOILS FROM THE PROTECTIVE ZONE OF THE GŁOGÓW COPPER SMELTER

S u m m a r y

The area of the protective zone of the Głogów copper smelter was exposed to pollution for three decades. This article presents the results of the changes of total cadmium concentration in soils of this area.

Key words: protective zone, soil, monitoring, cadmium

PIOTR ZIEMBICKI*

ZASTOSOWANIE TECHNIKI KONDENSACYJNEJ W ISTNIEJĄCYCH INSTALACJACH GRZEWczyCH

Streszczenie

W pracy przedstawiono zasadność stosowania techniki kondensacyjnej w systemach grzewczych. Krótko wprowadzono w zagadnienia systemów ciepłowniczych oraz opisano parametry ich pracy istotne z punktu widzenia sprawności produkcji i dystrybucji ciepła. W artykule przeanalizowano możliwości stosowania kondensacyjnych źródeł ciepła, a także krótko scharakteryzowano sprawności ich pracy. W końcowej części przedstawiono rozwiązanie optymalizujące pracę kondensacyjnych źródeł ciepła w istniejących instalacjach grzewczych.

Słowa kluczowe: system ciepłowniczy, modernizacja systemów grzewczych, technika kondensacyjna, węzeł ciepłowniczy

Wprowadzenie

Prawidłowa gospodarka energetyczna kraju jest jednym z ważniejszych elementów wpływających na poziom jego zamożności oraz tempo rozwoju gospodarczego. Niezwykle szybki postęp cywilizacyjny, wzrost konsumpcji energii pierwotnej przy nieznacznym wzroście udziału energii odnawialnych spowodował konieczność zweryfikowania tezy o niewyczerpalności zasobów paliw naturalnych. Ograniczenie negatywnego wpływu wzrostu zużycia energii w skali globalnej może być dokonane poprzez zmianę struktury wykorzystania energii pierwotnej, a także przez zmniejszanie jej zużycia. Realizacja pierwszego z postulatów może nastąpić poprzez zwiększanie udziału energii alternatywnych w ogólnym bilansie energetycznym oraz racjonalizację wykorzystania istniejących metod produkcji i dystrybucji ciepła. Natomiast jednym ze sposobów zmniejszania zużycia energii pierwotnej jest zastosowanie techniki kondensacyjnej.

* Uniwersytet Zielonogórski, Instytut Inżynierii Środowiska, Zakład Sieci i Instalacji Sanitarnych

Systemy ciepłownicze

Pojęcie systemu ciepłowniczego, mimo szybkiego rozwoju ciepłownictwa jako dziedziny nauki, pozostaje niezmiennie od lat. Według Kamlera [1976], system ciepłowniczy jest to zespół urządzeń i instalacji, których zadaniem jest sprostanie zapotrzebowaniu na ciepło wszystkich obiektów zlokalizowanych w obrębie jego działania. Realizacja tak postawionych celów wymaga prawidłowego współdziałania zależnych od siebie elementów:

- źródeł ciepła wytwarzających ciepło o odpowiednich parametrach w niezbędnej ilości i odpowiednim czasie,
- sieci ciepłowniczej transportującej czynnik grzewczy do odbiorców,
- węzłów ciepłowniczych transformujących parametry czynnika grzewczego,
- instalacji wewnętrznych zasilających poszczególne odbiorniki.

Każdy z wymienionych elementów jest oddzielnym systemem, jednak wszystkie muszą współdziałać dla zapewnienia ciągłości oraz zagwarantowania jakości dostarczania ciepła.

Rozwój aglomeracji miejsko-przemysłowych oraz związana z tym konieczność zaspokajania rosnących potrzeb ciepłych wymusza stosowanie rozwiązań usprawniających dystrybucję ciepła, przy jednoczesnym zachowaniu wymogów ochrony środowiska. Według Witta [1997], budowanie systemów ciepłowniczych wykorzystujących układy gospodarki skojarzonej oraz obejmujących zasięgiem duże obszary powinno być priorytetowe w stosunku do innych typów ogrzewań. Teoretycznie, efektem tak prowadzonej gospodarki ciepłej jest według Randløv'a [1998] między innymi:

- duża elastyczność w stosowaniu paliw,
- wysoka sprawność,
- wysoka jakość w odniesieniu do środowiska,
- mniej kłopotliwa utylizacja ścieków i odpadów,
- mniejsze zanieczyszczenie środowiska,
- ekonomiczność.

Prawidłowe zaprojektowanie systemu ciepłowniczego wymaga ustalenia wielkości i charakteru zapotrzebowania na ciepło. Złożoność tego zagadnienia wynika między innymi ze zróżnicowania struktury poboru ciepła, które jest efektem różnorodności odbiorców. W literaturze [Górecki 1997, Górski 2008, Chmielniak 2008] wyróżnia się sektor komunalny oraz odbiorców przemysłowych. Proporcje między poszczególnymi sektorami mogą być różne, w zależności od charakteru aglomeracji, liczby mieszkańców, średnich temperatur zewnętrznych itd.

Odbiorcy komunalni zużywają ciepło na potrzeby ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji oraz podgrzewu ciepłej wody użytkowej. Zapotrzebowanie na ciepło do celów ogrzewania, wentylacji i klimatyzacji jest zmienne i zależy od

warunków atmosferycznych, przy czym najważniejszym parametrem jest temperatura powietrza zewnętrznego.

Odbiorcy przemysłowi zużywają ciepło przede wszystkim na potrzeby technologiczne, przy czym przesyłanym czynnikiem grzejnym jest w tym przypadku głównie para wodna. Charakter obciążenia technologicznego zależy głównie od specyfiki procesu. Na ogół obciążenia takie trwają cały rok za wyjątkiem niektórych technologii sezonowych. Poza zasadniczym odbiorem, jakim jest technologia, odbiorcy przemysłowi zużywają również ciepło na potrzeby ogrzewania, klimatyzacji i podgrzewu ciepłej wody użytkowej, przy czym struktura tego zapotrzebowania jest podobna jak u odbiorców komunalnych.

Analizy przedstawione, między innymi w wymienionych powyżej publikacjach wskazują, iż centralizacja produkcji ciepła oraz jego dystrybucja, przy wykorzystaniu sieci ciepłowniczych, mogą przyczynić się do obniżenia kosztów ciepła dla odbiorców końcowych.

Niestety w polskiej rzeczywistości założenia teoretyczne nie zawsze znajdują zastosowanie w praktyce. Większość funkcjonujących w kraju systemów ciepłowniczych jest eksploatowana przez wiele lat, bez remontów oraz modernizacji, co znacząco wpływa na koszt dystrybucji czynnika grzejnego. Dodatkowo całkowity brak lub początki wdrażania automatyki, monitoringu i telemetrii powoduje, iż systemy ciepłownicze pracują w sposób daleki od optymalnego. Szybko zmieniająca się gospodarka (upadające lub zmieniające profil działalności zakłady pracy), dążenie do obniżania i racjonalizacji zużycia ciepła, a także zwiększający się standard wyposażenia mieszkań powodują znaczne zmiany w charakterze oraz wielkości rozbioru ciepła, zarówno w krótkiej, jak i dłuższej perspektywie czasu.

Zasygnalizowane powyżej warunki powodują, iż właścicielom systemów ciepłowniczych coraz trudniej utrzymać bieżących oraz zdobywać nowych odbiorców ciepła. Wynika to między innymi z faktu iż dostosowanie, modernizacja i optymalizacja tych systemów jest procesem kosztownym i długotrwałym, co podwyższa koszty ciepła dla końcowego odbiorcy. Podobnie rozbudowa systemów ciepłowniczych, poszerzanie ich zasięgu oraz zwiększanie mocy i sprawności źródeł ciepła wymaga poniesienia znacznych kosztów inwestycyjnych oraz poważnie komplikuje zarówno proces projektowy jak i późniejszą eksploatację.

Technika kondensacyjna

Każdy system grzewczy pracujący zarówno na potrzeby ogrzewania, jak i przygotowania ciepłej wody użytkowej musi mieć źródło ciepła. Istnieje wiele sposobów zasilania takich instalacji. Jednym z nich jest podłączenie do centralnego źródła ciepła za pośrednictwem sieci ciepłowniczej, jednak w świetle

przedstawionej powyżej krótkiej analizie okazuje się, iż w wielu przypadkach zasadne jest poszukiwanie alternatywnych rozwiązań zaopatrzenia w ciepło.

Jednym z takich rozwiązań jest odłączenie od sieci ciepłowniczej oraz budowa w ogrzewanym obiekcie kotłowni lokalnej, produkującej ciepło na jego potrzeby. Takie rozwiązanie ma wiele zalet, z których najważniejsze to:

- łatwość dostosowania parametrów źródła do charakteru odbioru ciepła,
- stosunkowo niski koszt inwestycyjny,
- niskie koszty eksploatacyjne,
- brak strat przesyłowych,
- uniezależnienie od zewnętrznego dostawcy ciepła,
- możliwość łatwego doboru elementów technologii,
- elastyczność sterowania oraz modulacja mocy.

W każdej kotłowni zlokalizowany jest kocioł, który stanowi źródło dostarczające ciepło dla układu grzewczego. W tradycyjnych kotłowniach stosuje się najczęściej gazowe kotły niskotemperaturowe, których sprawność zwykle nie przekracza 90%. Jednak w warunkach wysokich i ciągle rosnących cen paliw konieczne jest poszukiwanie rozwiązań optymalizujących tradycyjne układy kotłowni. Jednym z takich rozwiązań jest zastosowanie techniki kondensacyjnej, pozwalającej na znaczące podniesienie sprawności kotła grzewczego, co bezpośrednio wpływa na koszt produkcji ciepła, a więc jego cenę dla końcowego odbiorcy.

Przy spalaniu paliwa w kotle, wytwarzane ciepło nie jest w całości przenoszone do wody z powodu strat. Sprawność kotła może być wyrażona wzorem [Danilewicz 2004]:

$$\eta_K = \frac{Q_N}{Q_F} = \frac{Q_N}{B \cdot H_u}$$

gdzie:

Q_F - ilość ciepła wytwarzana przy spalaniu paliwa, [kW]

Q_N - wydajność kotła (ilość ciepła przekazanego wodzie), [kW]

B - ilość spalanego paliwa, [m³/s]

H_u - wartość opałowa paliwa, [kJ/m³]

Główne straty wydajności kotła stanowią:

- strata wylotowa (kominowa),
- straty ciepła przez promieniowanie i konwekcję,
- strata niezupełnego spalania gazów,

Z praktycznego punktu widzenia najważniejsze są dwie pierwsze, które stanowią najpoważniejszy problem, wyznaczając jednocześnie techniczną sprawność kotła.

Produkty spalania paliw węglowodorowych zawierają w swym składzie parę wodną powstałą ze spalania wodoru i wilgoci obecnej w paliwie, która w stanie przegrzania zawiera utajone ciepło kondensacji. W tradycyjnych kotłach jest ono w całości tracone i stanowi składnik straty wylotowej, którą Recknagel [2005] definiuje jako różnicę zawartości ciepła w spalinach w kominie i w powietrzu do spalania. Można to wyrazić wzorem [Recknagel 2005]:

$$a_A = \frac{V_A \cdot C_{pA}}{H_u} \cdot (t_A - t_L)$$

gdzie:

$V_A = V_{Atr} + V_w$ - sucha ilość spalin + para wodna,

C_{pA} - średnie ciepło właściwe spalin, [kJ/m³ K]

t_A - temperatura spalin, [°C]

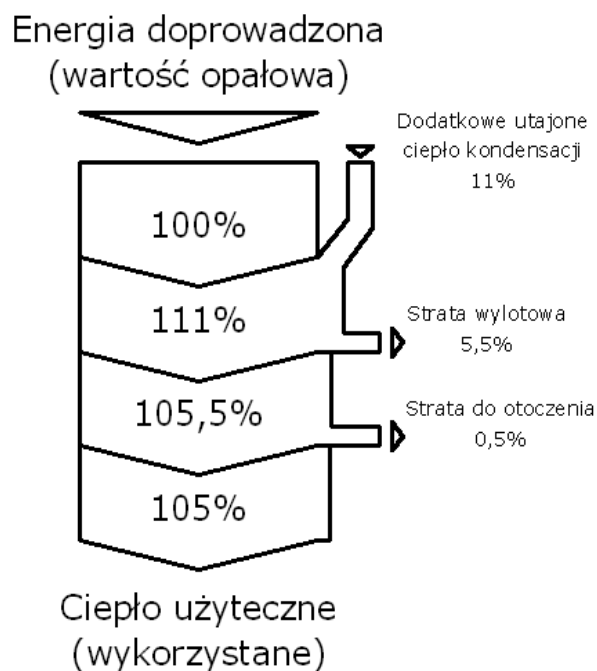
t_L - temperatura powietrza, [°C]

Straty przez promieniowanie w nowoczesnych, modulowanych kotłach niskotemperaturowych tracą na znaczeniu, wynosząc 0,5-2%. Zależą od:

- średniej temperatury wody kotłowej,
- wielkości kotła,
- wielkości nieizolowanych powierzchni.

Obniżenie straty wylotowej oraz straty przez promieniowanie jest możliwe przy wykorzystaniu techniki kondensacyjnej, której początki sięgają lat 80 ubiegłego wieku. Wzrost sprawności kotła wykorzystującego utajone ciepło kondensacji jest możliwy poprzez zastosowanie dodatkowego wymiennika ciepła, który schładza spaliny poniżej temperatury punktu rosy. Obniżenie temperatury spalin powoduje skroplenie zawartej w nich pary wodnej oraz przekazanie ciepła użytecznego wodzie kotłowej. Wykorzystanie tego procesu pozwala na podniesienie sprawności kotła do wartości przekraczającej 100% (w odniesieniu do wartości opałowej paliwa).

Rys. 1 przygotowany w oparciu o poradnik Recknagel'a [2005], przedstawia w postaci wykresu Sankey'a bilans energetyczny kotła kondensacyjnego pracującego w zakresie temperatur 40/30°C.



Rys. 1. Bilans energii kotła kondensacyjnego [Recknagel 2005]

Fig. 1. Energy balance of the condensing boiler [Recknagel 2005]

Maksymalne sprawności kotłów kondensacyjnych związane są ze stosunkiem ciepła spalania do wartości opałowej paliwa. Im jest on wyższy tym lepszy efekt kondensacji i wyższa maksymalna teoretyczna sprawność kotła kondensacyjnego.

Graniczne sprawności kotłów kondensacyjnych w zależności od spalanego paliwa zestawiono w tab. 1.

Tab. 1. Sprawności graniczne kotłów kondensacyjnych

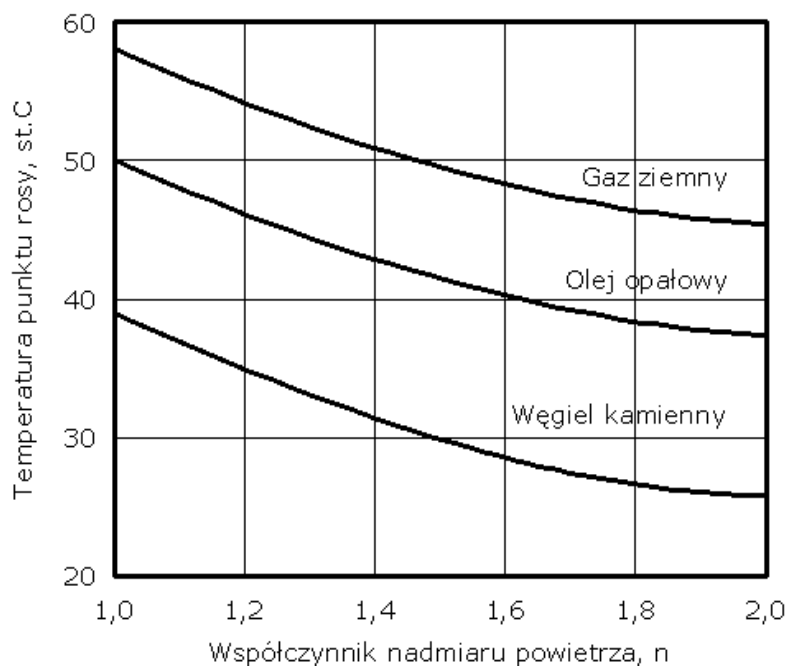
Tab. 1. The efficiency limits of the condensing boilers

Rodzaj paliwa	Ciepło spalania H_i	Wartość opałowa H_u	Stosunek H_i/H_u
Gaz ziemny GZ-35 [MJ/m ³]	28,7	25,8	1,11
Gaz ziemny GZ-50 [MJ/m ³]	39,8	35,9	1,11
Propan [MJ/kg]	101,2	93,2	1,09
Olej opałowy [MJ/m ³]	45,3	42,7	1,06

Zgodnie z tab. 1, maksymalna sprawność kotła kondensacyjnego opalanego gazem ziemnym może, w odniesieniu do wartości opałowej, wynieść 111%.

Warunki optymalnej pracy kotłów kondensacyjnych

Para wodna znajdująca się w spalinach unosi ze sobą utajone ciepło kondensacji, które stanowi różnicę pomiędzy ciepłem spalania a wartością opałową paliwa. Warunkiem odzyskania tego ciepła jest przeprowadzenie procesu kondensacji pary wodnej, co wymaga obniżenia temperatury spalin poniżej punktu rosy. Temperatura punktu rosy zależy od współczynnika nadmiaru powietrza. Na rys. 2 przedstawiono zależność temperatury punktu rosy od współczynnika nadmiaru powietrza [Recknagel 2005].

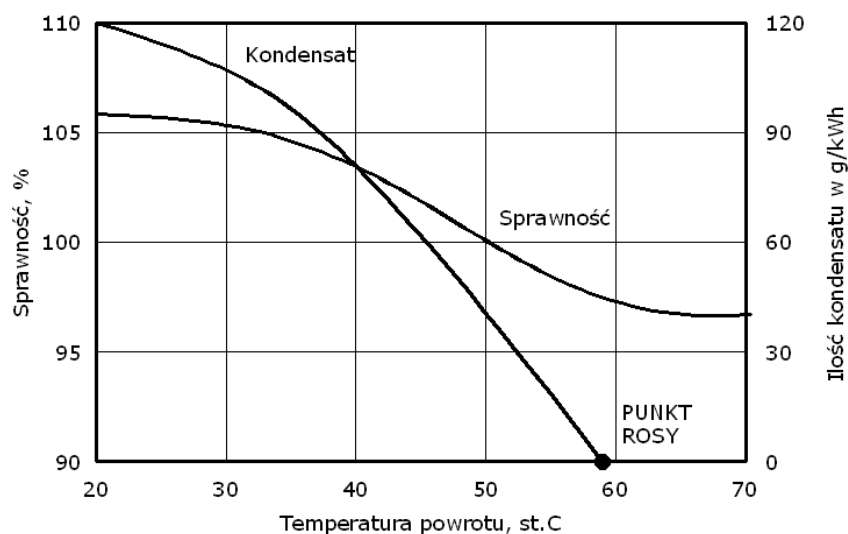


Rys 2. Zależność temperatury punktu rosy od współczynnika nadmiaru powietrza [Recknagel 2005]

Fig. 2. The dependence of dew point temperature on the excess air coefficient [Recknagel 2005]

Wymiennik ciepła znajdujący się w kotle kondensacyjnym jest skonstruowany w taki sposób aby czynnikiem chłodzącym spaliny była woda powrotna z instalacji. Zatem niezwykle istotnym parametrem, warunkującym wystąpienie procesu kondensacji, jest temperatura wody powrotnej, która powinna być na tyle niska aby możliwe było schłodzenie spalin poniżej temperatury punktu rosy.

Należy podkreślić iż sprawność kotła kondensacyjnego nie jest stała i zależy od temperatury wody powrotnej. Graficzną prezentację tej zależności przedstawiono na rys. 3 [Recknagel 2005].



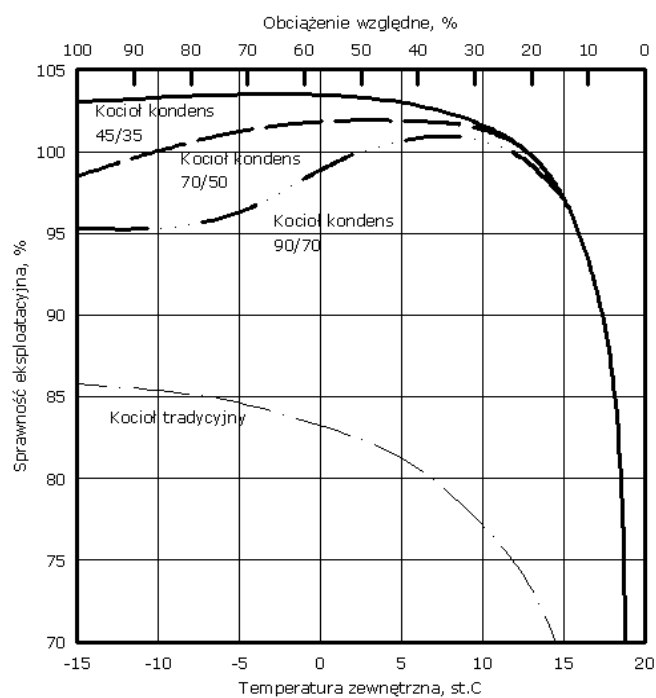
Rys. 3. Zależność sprawności kotła kondensacyjnego od temperatury wody powrotnej [Recknagel 2005]

Fig. 3. The dependence of the efficiency condensing boiler on return water temperature [Recknagel 2005]

Analiza wykresu przedstawionego na powyższym rysunku pokazuje, iż zmniejszenie temperatury powrotu powoduje podniesienie sprawności kotła kondensacyjnego. W przypadku gdy paliwem jest gaz ziemny schłodzenie wody powrotnej do temperatury niższej niż 50°C powoduje przekroczenie 100% sprawności kotła kondensacyjnego. Warto również zwrócić uwagę na fakt, iż w przypadku gdy proces kondensacji nie występuje (temperatura spalin nie spada poniżej temperatury punktu rosy) kocioł kondensacyjny pracuje z większą sprawnością niż tradycyjny kocioł niskotemperaturowy. Podsumowując

należy zatem stwierdzić, iż do stosowania kotłów kondensacyjnych szczególnie zalecane są systemy pracujące w zakresie temperatur od 70/50°C do 40/35°C, czyli ogrzewanie grzejnikowe o dużych powierzchniach grzewczych lub podłogowe.

Tradycyjne kotły niskoparametrowe pracują najefektywniej w zakresach temperatur zewnętrznych zbliżonych do warunków obliczeniowych, tzn. maksymalne sprawności uzyskują przy obciążeniu zbliżonym do maksymalnego. Natomiast kotły kondensacyjne najwyższe sprawności uzyskują dla temperatur zewnętrznych w zakresie od +10°C do -5°C i obciążenia od 20 do 80% mocy znamionowej. Na Rys. 4 przedstawiono wykres zależności sprawności eksploatacyjnej kotła kondensacyjnego (pracującego z różnymi parametrami 40/35°C, 70/50°C, 90/70°C) oraz tradycyjnego kotła niskotemperaturowego w funkcji temperatury zewnętrznej oraz obciążenia względnego [Recknagel 2005].



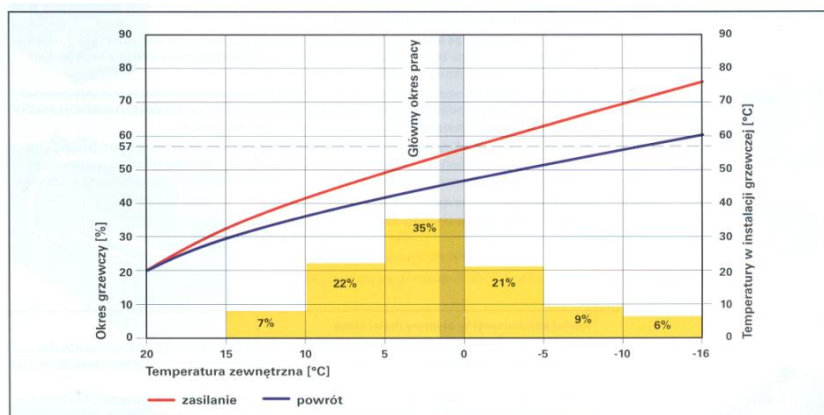
Rys 4. Sprawność eksploatacyjna w zależności od obciążenia oraz temperatury zewnętrznej [Recknagel 2005]

Fig. 4. Operating efficiency depending on load and external temperature [Recknagel 2005]

Wykorzystanie kotłów kondensacyjnych w istniejących instalacjach grzewczych

Analiza warunków optymalnego stosowania kotłów kondensacyjnych, które najlepiej pracują w instalacjach niskoparametrowych, mogłaby doprowadzić do wyciągnięcia fałszywego wniosku, iż zastosowanie techniki kondensacyjnej w starych instalacjach grzewczych jest niemożliwe lub ekonomicznie nieuzasadnione.

Większość istniejących instalacji grzewczych zaprojektowanych i wykonanych przed laty pracuje z parametrami 90/70°C. Zastosowanie kotła kondensacyjnego w takim przypadku nie miałoby sensu, gdyby nie fakt, iż warunki obliczeniowe, tzn. takie w których parametry czynnika grzewczego osiągają projektowane (maksymalne) wartości występują niezwykle rzadko. Przez większą część sezonu grzewczego temperatura zewnętrzna waha się w granicach +10°C do -5°C. Analiza wykresu przedstawionego na rys. 4 pokazuje, iż w zakresie takich właśnie temperatur kocioł kondensacyjny pracuje w sposób optymalny (tzn. z najwyższą sprawnością). Oczywiście jest więc, iż zastosowanie tego typu kotła jest ekonomicznie uzasadnione. Warto zwrócić również uwagę na to iż dla tych samych temperatur zewnętrznych sprawność tradycyjnego kotła niskotemperaturowego waha się w granicach od 78 do 85%, a więc jest znacznie niższa niż kotła kondensacyjnego. Na rys. 5 przedstawiono wykres, który pokazuje, iż tylko średnio przez 6% trwania okresu grzewczego temperatury powrotu wody instalacyjnej uniemożliwiają wystąpienie zjawiska kondensacji [Mirowski 2004].



Rys. 5. Czas trwania sezonu grzewczego dla poszczególnych zakresów temperatur zewnętrznych [Mirowski 2004]

Fig. 5. Duration of heating season for different ranges of outside temperature [Mirowski 2004]

Instalacja potrzebuje temperatury zasilania 90°C tylko w ekstremalnych warunkach, to znaczy wtedy, gdy na zewnątrz domu jest temperatura obliczeniowa np. -20°C. Jednak takie warunki występują średnio jedynie tylko w ciągu 5 dni w roku. W pozostałe dni potrzebna temperatura zasilania instalacji grzewczej jest zdecydowanie niższa. Średnia temperatura sezonu grzewczego w Polsce wynosi zaledwie 2°C, więc temperatura grzejników średnio jest dużo niższa od 90°C. Według badań statystycznie średnia temperatura zasilania grzejników w starej instalacji wynosząca 60°C lub mniej wystarcza w ciągu 90% sezonu grzewczego. Czyli temperatura powrotu z grzejników wynosi około 50°C lub mniej. Ponieważ 50°C to mniej niż graniczne 57°C (dla gazu ziemnego) oznacza to, że pełna kondensacja, przy użytkowaniu takiej starej instalacji, zachodzi w ciągu 9 na 10 dni ogrzewania. Tylko w pozostałym 1 dniu na 10, zjawisko kondensacji występuje częściowo lub wcale.

Z powyższych rozważań wynika, że nawet stara instalacja grzewcza w połączeniu z kotłem kondensacyjnym daje ogromne, niezaprzeczalne oszczędności. Oczywiście, gdy kocioł kondensacyjny pracuje w instalacji ogrzewania podłogowego (wymagającego niskich temperatur zasilania cały rok) oszczędności występują nie tylko w ciągu 9 dni na 10, ale również w pozostały 1 dzień na 10 dni.

Implementacja

Możliwość wykorzystania techniki kondensacyjnej w istniejących instalacjach grzewczych, pozwalająca na znaczne obniżenie zużycia energii pierwotnej, spowodowała duże zainteresowanie inwestorów chcących obniżyć koszty produkcji ciepła. Efektem tego zainteresowania było stworzenie programu pod nazwą „Tanie Ciepło”, który opiera się na przekształcaniu centralnie zasilanych systemów ciepłowniczych, w nowoczesne systemy pracujące w oparciu o lokalne źródła ciepła wykorzystujące technikę kondensacyjną oraz układy solarne.

Program „Tanie Ciepło” wdrożono w wielu systemach ciepłowniczych, kilku miast zachodniej Polski. Jednym z ciekawszych jest system ciepłowniczy dużego (kilkunastotysięcznego osiedla mieszkaniowego) w jednej z dolnośląskich aglomeracji, w którym wybudowano 18 kotłowni kondensacyjnych. Budowa oraz uruchomienie kotłowni o mocach od 294 do 413 kW pozwoliło na obniżenie kosztów dostarczenia ciepła odbiorcom średnio o połowę. Obecnie trwają prace nad wdrożeniem w części obiektów kolektorów słonecznych, które pozwolą na dodatkowe obniżenie kosztów ciepła.

Kolejnym ciekawym wdrożeniem jest przypadek leszczyńskiego osiedla mieszkaniowego „Wieniawa”, w którym zastosowano kotłownie kondensacyjne pracujące w powiązaniu z układami solarnymi. Zgodnie z danymi pozyskanymi od spółdzielni eksploatującej kotłownię, zaimplementowane rozwiązania po-

zwoliły na oszczędność średnio ok. 30% kosztów ciepła. Cena zakupu ciepła na metr kwadratowy powierzchni spadła z 1,34 zł powierzchni do 0,80 zł.

Zmodernizowane systemy ciepłownicze, wyposażono w sterowniki swobodnie programowalne, których zadaniem jest między innymi zbieranie danych eksploatacyjnych. Zebrane informacje są aktualnie poddawane szczegółowej analizie celem weryfikacji efektów techniczno-ekonomicznych.

Optymalizacja węzłów ciepłowniczych współpracujących z kondensacyjnymi źródłami ciepła

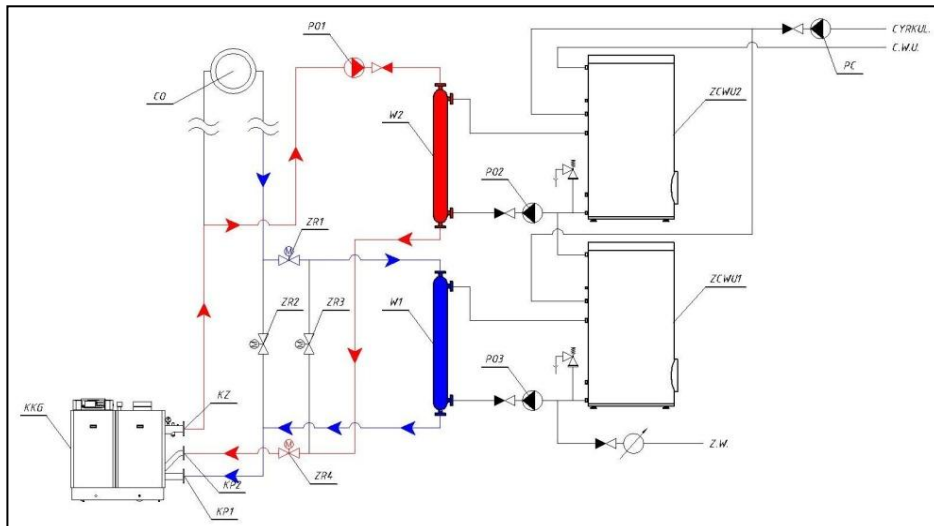
W układach grzewczych w budynkach mieszkalnych, zasilanych kotłami kondensacyjnymi z dwoma króćcami powrotnymi nie wykorzystuje się możliwości różnicowania temperatury wody powrotnej z instalacji, a tym samym stosowania równolegle dwóch powrotów z instalacji c.o. i podgrzewu c.w.u. W istniejących układach temperatura wody powrotnej do kotła kondensacyjnego zależy wyłącznie od aktualnych parametrów pracy instalacji centralnego ogrzewania (tj. od temperatury zewnętrznej), a w okresach występowania rozbiórów ciepłej wody użytkowej może się nieznacznie zmieniać w zależności od wielkości tych rozbiórów oraz stosunku wielkości zapotrzebowania ciepła na cele c.o. i c.w.u. Nie ma możliwości obniżania parametrów wody powrotnej do kotła w istotnym stopniu, a tym samym poprawienia sprawności pracy kotła kondensacyjnego.

Zaproponowane rozwiązanie dotyczy układu centralnej instalacji grzewczej z dwustopniowym podgrzewem ciepłej wody użytkowej oraz dwustopniowym układem zasobników ciepłej wody użytkowej. Źródłem ciepła w układzie jest kotłownia kondensacyjna, w której pracują kotły wyposażone w dwa króćce powrotne wody instalacyjnej o zróżnicowanych temperaturach. Podgrzew ciepłej wody użytkowej na pierwszym i drugim stopniu zapewniają wymienniki ciepła typu JAD lub wymienniki płytowe. Konstrukcja zasobników ciepłej wody użytkowej dowolna.

Podstawę rozwiązania (rys. 6) stanowi ciągłe schładzanie wody powrotnej z instalacji centralnego ogrzewania poprzez wykorzystanie jej jako czynnika grzewczego na wymienniku ciepłej wody użytkowej pierwszego stopnia oraz wydłużenie okresu schładzania powrotu centralnego ogrzewania przez wykorzystanie zasobnika ciepłej wody użytkowej pierwszego stopnia. W okresach braku rozbioru ciepłej wody zmagazynowana w w/w zasobniku woda pozwala na znaczne zredukowanie zapotrzebowania ciepła na podgrzew ciepłej wody użytkowej w wymienniku drugiego stopnia. W okresie letnim w przypadku braku rozbioru c.w.u. również występuje dodatkowe obniżenie temperatury wody powrotnej do kotła w wymienniku pierwszego stopnia podczas ładowania zasobnika drugiego stopnia. Odpowiedni dobór wielkości wymienników i za-

sobników na pierwszym i drugim stopniu pozwala na znaczne zwiększenie sprawności cieplnej całego układu.

Prezentowane rozwiązanie charakteryzuje: większe schłodzenie wody grzewczej powracającej z instalacji c.o. w okresach braku rozbioru c.w.u, wydłużenie okresu występowania schładzania powrotu z instalacji c.o. (do momentu załadowania zasobnika pierwszego stopnia), znacznie niższe temperatury wody powrotnej do kotła, również w okresie ładowania zasobnika drugiego stopnia, w stosunku do układów istniejących, zastosowanie zasobnika pierwszego stopnia dodatkowo zmniejszającego zapotrzebowanie ciepła na podgrzew ciepłej wody użytkowej na wymienniku drugiego stopnia oraz skrócenie cyklu ładowania zasobnika drugiego stopnia (znaczną redukcję okresów występowania powrotu czynnika o wyższych parametrach do króćca – KP2), zwiększenie sprawności kotła kondensacyjnego a tym samym zmniejszenie zużycia paliwa na cele grzewcze instalacji c.o. oraz przygotowania ciepłej wody użytkowej zarówno w cyklu zimowym jak i letnim.



Rys. 6. Optymalizacja węzła cieplowniczego do zastosowania z kotłowniami kondensacyjnymi

Fig. 6. Optimization of thermal station for using with condensing boilers

Podsumowanie i wnioski

Przeprowadzona analiza warunków wykorzystywania techniki kondensacyjnej pozwoliła na wyciągnięcie następujących wniosków:

- Prawidłowa gospodarka energetyczna kraju jest jednym z ważniejszych elementów wpływających na poziom jego zamożności oraz tempo rozwoju gospodarczego. W świetle zwiększania się konsumpcji energii pierwotnej konieczne jest wdrażanie technologii pozwalających na ograniczenie jej zużycia.
- Centralizacja produkcji ciepła oraz jego dystrybucja, przy wykorzystaniu sieci ciepłowniczych, mogą przyczynić się do obniżenia kosztów ciepła dla odbiorców końcowych jednak w polskiej rzeczywistości w wielu przypadkach sytuacja jest dokładnie odwrotna.
- Alternatywą dla korzystania z ciepła sieciowego może być odłączenie od sieci ciepłowniczej oraz budowa w ogrzewanym obiekcie kotłowni lokalnej, produkującej ciepło na jego potrzeby.
- Zastosowanie kotłów kondensacyjnych pozwala na znaczne oszczędności, poprzez zmniejszone zużycie gazu wynikające z wyższej sprawności urządzeń.
- Stosunkowo wysokie średnie temperatury zewnętrzne w sezonie grzewczym powodują, iż kocioł kondensacyjny pracuje z optymalną sprawnością. Kotły kondensacyjne mogą zatem pracować również w tradycyjnych instalacjach grzewczych o parametrach 90/70°C, przez większą część sezonu grzewczego wykorzystując zjawisko kondensacji.
- Znacznie zmniejszona emisja NOx w mniejszym stopniu wpływa na środowisko.
- Powstający agresywny chemicznie kondensat wymaga neutralizacji.
- Stosunkowo wysokie ceny kotłów kondensacyjnych wpływają niekorzystnie na koszty inwestycyjne.

Literatura

1. CHMIELNIAK T., *Technologie energetyczne*, WNT 2008
2. DANILEWICZ J., GOŁECKI K., *Poradnik projektanta kotłowni*, Politechnika Wrocławska 2004
3. GÓRECKI J., *Sieci ciepłne*, Wydawnictwo PWr 1997
4. GÓRSKI J., *Energetyka ciepłna. Poradnik*, Tarbonus 2008
5. KAMLER W., *Ciepłownictwo*, PWN 1976
6. MIROWSKI A., LANGE G., JELEN I., *Materiały do projektowania kotłowni i nowoczesnych systemów grzewczych*, Viessmann 2004

7. RANDLOV P., *Podręcznik ciepłownictwa – system rur preizolowanych*, European District Heating Pipe Manufacturers Association 1998
8. RECKNAGEL, SPRENGER, HONMANN, SCHRAMEK: *Ogrzewanie i klimatyzacja*. Poradnik, EWFE 2005
9. WITT J., *Lokalne systemy ciepłownicze na obszarach nowo zabudowanych*, CIBET 1997

APPLICATION OF CONDENSING TECHNOLOGY IN EXISTING HEATING SYSTEMS

S u m m a r y

The paper presents the possibility of applying of condensing technology in heating systems. Briefly introduced the issue of heating systems and discusses the parameters of their operating which are important for efficiency of production and distribution of heat. The article examines the possibility of using condensation heat sources, and briefly characterizes the efficiency of their work. In the final section, the article, presents a solution which optimize of operating of condensing heat sources in the existing domestic heating systems.

Keywords: heating system, modernization of heating systems, condensing technology, thermal station.



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

ZAPRASZA DO PODJĘCIA STUDIÓW

**NA KIERUNKU INŻYNIERIA ŚRODOWISKA
ZE SPECJALNOŚCIAMI: SYSTEMY OCHRONY ŚRODOWISKA,
URZĄDZENIA SANITARNE, ZAOPATRZENIE W WODĘ,
UNIESZKODLIWIANIE ŚCIEKÓW I ODPADÓW**

Studia pierwszego stopnia **inżynierskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (3,5-letnie) i niestacjonarnych (4-letnie).

Studia drugiego stopnia **magisterskie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (1,5-roczone) i niestacjonarnych (2-letnie).

Studia trzeciego stopnia **doktoranckie** odbywają się w formie studiów stacjonarnych (4-letnie).

Informacje o kierunku i specjalnościach znajdziecie Państwo na stronie:

http://www.wils.uz.zgora.pl/oferta_dydaktyczna.html#dwa

Dziekanat WILiŚ (pok. 101 i 102, bud. A-8) czynny: wtorek, środa, czwartek, piątek - w godzinach 10-13, sobota (w czasie zjazdów WILiŚ): w godzinach 8-12, nieczynny – poniedziałek.

Informacje na temat rekrutacji:

<http://rekrutacja.uz.zgora.pl/index.php?akt>

Strona internetowa Wydziału Inżynierii Lądowej i Środowiska:

<http://www.wils.uz.zgora.pl/index.html>

Strona internetowa Instytutu Inżynierii Środowiska:

<http://www.iis.uz.zgora.pl/>



**UNIWERSYTET ZIELONOGÓRSKI
INSTYTUT INŻYNIERII ŚRODOWISKA**

**ZAPRASZA
DO WSPÓŁPRACY**

Oferujemy wykonanie:

- ocen oddziaływania na środowisko i raportów środowiskowych, na rzecz opracowań środowiskowych i planistycznych;
- opracowań ekofizjograficznych na inne cele niż wyżej podane;
- projektów koncepcyjnych i wykonawczych rekultywacji terenów zdegradowanych;
- dokumentacji geologiczno-inżynierskich;
- operatów wodno-prawnych;
- badań właściwości wód powierzchniowych i podziemnych, w tym przeznaczonych do spożycia;
- badań ścieków komunalnych i przemysłowych, osadów ściekowych i odpadów;
- badań gleb i gruntów wraz z podaniem zaleceń uprawowych i rekultywacyjnych.

