

INSPEKCJA OCHRONY ŚRODOWISKA

**Stan, przemiany i funkcjonowanie
geoekosystemów Polski
w latach 1994–2004 na podstawie
Zintegrowanego Monitoringu
Środowiska Przyrodniczego**

Biblioteka Monitoringu Środowiska

*Wykonanie opracowania sfinansowano ze środków NFOŚiGW i wydano nakładem GIOŚ
ze środków finansowych Państwowego Monitoringu Środowiska*

Redaktor serii: Andrzej Kostrzewski

Redaktor tomu: Robert Kruszyk

Sekretarz tomu: Grażyna Gałążewska

Recenzenci: Marek Marciniak

Anna Stankowska

Autor grafiki na okładce: Zbigniew Zwoliński

© Copyright by Chief Inspectorate of Environmental Protection, Warszawa 2006 r.

ISBN 83-7217-292-7

Wydanie I. Nakład 500 egz. Format A4

Przygotowanie do druku i druk:

Wydawnictwo Naukowe Gabriel Borowski

www.borowski.net.pl

SPIS TREŚCI

Wprowadzenie	5
Założenia metodologiczne i metodyczne Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego i ich znaczenie w ochronie przyrody	7
Stacja Bazowa Puszcza Borecka	11
Stacja Bazowa Wigry	57
Stacja Bazowa Storkowo	93
Stacja Bazowa Koniczynka	137
Stacja Bazowa Pożary	173
Stacja Bazowa Św. Krzyż	213
Stacja Bazowa Szymbark	259

WPROWADZENIE

Współczesne środowisko przyrodnicze Polski jest efektem zróżnicowanego w czasie i przestrzeni dawnego rozwoju oraz aktualnych uwarunkowań środowiskowych o charakterze globalnym, regionalnym i lokalnym oraz wpływu antropopresji.

Położenie geograficzne Polski w umiarkowanej strefie klimatycznej, w środkowej części kontynentu europejskiego, w bezpośrednim sąsiedztwie basenu Morza Bałtyckiego, określa charakter i przebieg współczesnej ewolucji środowiska przyrodniczego.

Środowisko przyrodnicze Polski – poszczególne jego elementy, jak i całe struktury krajobrazowe, podlegają ciągłym przemianom, zarówno pod wpływem czynników naturalnych, jak i antropogenicznych. W zależności od uwarunkowań środowiskowych, a przede wszystkim obserwowanych zmian klimatycznych i wpływu człowieka, przemiany te mają zróżnicowany charakter. I tak przebiegają powoli, ale obserwujemy także zmiany gwałtowne, często o charakterze katastrofalnym dla funkcjonowania środowiska przyrodniczego.

W celu rozpoznania prawidłowości funkcjonowania środowiska przyrodniczego, jak również przewidywania jego rozwoju w różnych skalach czasowych i przestrzennych, konieczne są systematyczne, standaryzowane pomiary wybranych elementów środowiska przyrodniczego uznanych jako wskaźnikowe. Zapewni to uzyskanie wiarygodnych, wieloletnich serii obserwacyjnych, które pozwolą na określenie aktualnego stanu środowiska przyrodniczego, w zakresie rozpoznania charakteru zagrożeń i przedstawienia propozycji ochrony.

Różnokierunkowa ingerencja człowieka oraz zaznaczające się tendencje zmian klimatycznych, stanowią merytoryczne i aplikacyjne uzasadnienie planowego, zorganizowanego monitoringu środowiska przyrodniczego w skali krajowej, kontynentalnej i globalnej.

Z punktu widzenia metodologicznego konieczne jest zintegrowane badanie środowiska przyrodniczego, a nie tylko poszczególnych jego elementów. Zorganizowane badania winny być prowadzone w wydzielonych w oparciu o przyjęte kryteria, reprezentatywnych jednostkach przestrzennych – geoekosystemach (krajobrazach, zlewniach rzecznych lub jeziornych).

Podstawową jednostką przestrzenną, która pozwala na jakościową i ilościową ocenę stanu i przemian środowiska przyrodniczego jest zlewnia rzeczna (jeziorna). W opisie funkcjonowania geoekosystemów w układzie zlewni, szczególna uwaga zwrócona jest na związki, zależności i współoddziaływanie między poszczególnymi elementami środowiska przyrodniczego oraz na znaczenie procesów o charakterze ekstremalnym. Przyjęta koncepcja opisu środowiska przyrodniczego, umożliwi analizę różnych scenariuszy jego rozwoju w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji.

Niniejsze opracowanie stanowi monograficzne ujęcie stanu, funkcjonowania i przemian wybranych geoekosystemów Polski. Podstawę opracowania stanowią zweryfikowane serie obserwacyjne wytypowanych do badań elementów środowiska przyrodniczego, zebrane na 7 Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego za lata 1994–2004. Wyniki opracowania mogą być wykorzystane w realizacji programu Natura 2000.

Indywidualność prezentowanej monografii geoekosystemów Polski, która jest efektem prac realizowanych w podsystemie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego określa:

- kompleksowa analiza stanu geoekosystemów Polski w oparciu o wieloletnie, standaryzowane serie pomiarowe,
- przedstawienie kierunków zagrożeń środowiska przyrodniczego i form jego ochrony,
- określenie roli procesów ekstremalnych w rozwoju środowiska przyrodniczego,

- rozpoznanie uwarunkowań lokalnych i regionalnych w rozwoju środowiska przyrodniczego, na tle zmian globalnych i różnokierunkowej antropopresji,
- przyjęcie, że aktualny stan środowiska przyrodniczego jest etapem jego ewolucji,
- określenie tendencji przemian środowiska przyrodniczego.

Zawarte w opracowaniu prawidłowości, mogą stanowić podstawę do sformułowania diagnozy stanu środowiska przyrodniczego Polski, jego przemian i tendencji rozwoju.

Andrzej Kostrzewski
Koordynator Programu
Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

ZAŁOŻENIA METODOLOGICZNE I METODYCZNE ZINTEGROWANEGO MONITORINGU ŚRODOWISKA PRZYRODNICZEGO I ICH ZNACZENIE W OCHRONIE PRZYRODY

Andrzej Kostrzewski

Wprowadzenie

Organizację i standaryzację systemów pomiarowych, realizowanych w monitoringu środowiska przyrodniczego zapewnia program Państwowego Monitoringu Środowiska, którego zadania zostały określone w ustawie o Państwowej Inspekcji Ochrony Środowiska z dnia 20.07.1991 roku (Dz.U. nr 77, poz. 35 z późn. zm.).

Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego (ZMŚP) był do roku 2005 odrębnym podsystemem Państwowego Monitoringu Środowiska, a w roku 2006 został włączony do podsystemu monitoringu przyrody. Od dnia 1.11.1993 r. program pomiarowy ZMŚP został uruchomiony w 7 Stacjach Bazowych (zlewniach rzecznych), które reprezentują podstawowe typy krajobrazów naszego kraju (ryc. 1).

Przedmiotem badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego jest środowisko przyrodnicze, którego charakter określa współoddziaływanie między procesami strefowymi i astrefowymi. Efektem ww. współoddziaływania jest różnicowanie w czasie i przestrzeni środowiska przyrodniczego, co znajduje swoje odzwierciedlenie w krajobrazach. Koncepcja ZMŚP w Polsce została opracowana (Kostrzewski 1991, 1993a, b, c, Kostrzewski 1995, Kostrzewski, Mazurek, Stach 1995) w oparciu o koncepcję funkcjonowania systemu Bertalanffego (1932, 1984). Zgodnie z założeniami koncepcji funkcjonowania systemu przedmiotem ZMŚP są określone części przestrzeni przyrodniczej zwane geoekosystemami (krajobrazami). Program ZMŚP w Polsce posiada swoją indywidualność wynikającą z położenia geograficznego kraju w umiarkowanej strefie klimatycznej. W zakresie organizacji systemu pomiarowego nawiązuje do standardów europejskich (Manual 1993).

Geoekosystem jest jednostką przestrzenną o nieokreślonej randze taksonomicznej (Kostrzewski 1986). Funkcjonowanie geoekosystemu obejmuje rozpoznanie relacji, jakie zachodzą pomiędzy elementami, subsystemami i geoekosystemami sąsiednimi. Rozpoznanie ww. relacji w kategoriach jakościowych i ilościowych stanowi jedno z podstawowych zadań ZMŚP.

Założenia metodologiczne i metodyczne programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego

Z metodologicznego punktu widzenia najważniejszą kwestią w programie badań ZMŚP jest m.in. szczegółowe określenie uwarunkowań funkcjonowania geoekosystemu oraz jego struktury wewnętrznej. Wymienione uwarunkowania obejmują – położenie geograficzne, geologię, rzeźbę, klimat, obieg wody, świat roślinny i zwierzęcy oraz działalność człowieka. Strukturę wewnętrzną geoekosystemu tworzą elementy i subsystemy, czyli jednostki przestrzenne niższego rzędu.

Czynnikiem warunkującym funkcjonowanie geoekosystemu jest energia słoneczna, która jest transformowana na inne rodzaje energii, doprowadza do uruchomienia procesów obejmujących część abiotyczną i biotyczną geoekosystemu. Charakter i przebieg działalności procesów w geoekosystemie określamy jakościowo i ilościowo. W obiegu energii w geoekosystemie bierze udział także materia, a formy jej dostawy, krążenia wewnątrz geoekosystemu i odprowadzania,



Ryc. 1. Lokalizacja Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego:

1 – Storkowo (Uniwersytet im. A. Mickiewicza, Poznań), 2 – Puszcza Borecka (Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa), 3 – Wigry (Wigierski Park Narodowy, Krzywe), 4 – Koniczynka (Uniwersytet im. M. Kopernika, Toruń), 5 – Pożary (Kampinoski Park Narodowy, Kampinos), 6 – Święty Krzyż (Akademia Świętokrzyska, Kielce), 7 – Szymbark (Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN, Kraków)

ujmuje program ZMŚP. Stale zachodzący w czasie i przestrzeni obieg energii i materii w geoeosystemie doprowadza do powstania informacji, która określa nam strukturę wewnętrzną i funkcjonowanie geoeosystemu. Rozpoznanie właściwości geoeosystemu (m.in. energii, materii, informacji, obszaru stanów dozwolonych, obszaru stabilności, czasu relaksacji) jest przydatne do określenia stanu aktualnego środowiska przyrodniczego, opracowania jego zmian, źródeł zagrożeń oraz planu ochrony. Wydzielając w geoeosystemie obiegi energii i materii różnego rzędu, musimy je rozpoznać i określić, zgodnie z założeniami programu ZMŚP.

Realizując program ZMŚP określamy typy energii i materii w geoeosystemach, ich efekty sedymentacyjne i morfologiczne, a w konsekwencji określamy aktualny krajobraz i jego ewolucję. Aplikacja koncepcji funkcjonowania systemu do organizacji programu ZMŚP okazała się bardzo trafna, zarówno od strony merytorycznej, jak i zastosowań praktycznych w zakresie uzyskanych wyników badań.

Podsumowując można stwierdzić, że zastosowanie koncepcji funkcjonowania systemu do realizacji programu ZMŚP stanowi dobrą podstawę do określenia przeszłości środowiska przyrodniczego, jego stanu aktualnego, kierunków zagrożeń i podania różnych scenariuszy o charakterze prognostycznym.

Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, podstawowe cele

Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego ma na celu rejestrację i analizę krótko i długookresowych zmian zachodzących w systemach ekologicznych pod wpływem zmian klimatu, zanieczyszczeń i innych przejawów ingerencji człowieka. Ustala bilans energetyczny i materialny systemu ekologicznego, zmiany jego struktury wewnętrznej, przedstawia prognozę i plan ochrony (Kostrzewski 1993 c, Kostrzewski 1995, Kostrzewski, Mazurek, Stach 1995).

Przedstawiona powyżej definicja wskazuje, że program badań ZMŚP obejmuje całe środowisko przyrodnicze – jego geo i bioróżnorodność. Zgodnie z przyjętą definicją zadaniem ZMŚP jest monitorowanie wybranych elementów środowiska (części biotycznej i abiotycznej) w oparciu o badania stacjonarne. Właściwy dobór monitorowanych elementów środowiska przyrodniczego to rzecz zasadnicza, uwarunkowana położeniem geograficznym obszaru, związaną z tym jego specyfiką krajobrazową oraz celami ZMŚP.

Program badań ZMŚP służy realizacji następujących celów:

- poznaniu mechanizmów obiegu energii i materii w podstawowych typach geosystemów Polski,
- zebraniu podstawowych danych (jakościowych i ilościowych) o stanie aktualnym geosystemów kraju,
- określeniu rodzaju i charakteru zagrożeń geosystemów kraju (wyznaczenie wartości progowych) oraz wskazanie dróg ich zapobiegania,
- wskazaniu tendencji rozwoju geosystemów kraju (prognozy krótko i długoterminowe) oraz sposobów ochrony i zachowania ich zasobów,
- opracowaniu scenariuszy rozwoju geosystemów w warunkach zmian klimatu i zwiększającej się ingerencji człowieka (modelowanie systemów przyrodniczych),
- opracowaniu na konkretne zamówienie informacji o geosystemach.

Program badań Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego obejmuje wybrane elementy z poszczególnych sfer środowiska przyrodniczego i tak m.in. chemizm powietrza, chemizm opadów atmosferycznych, gleby, chemizm roztworów glebowych, wody gruntowe, wody powierzchniowe – rzeki i jeziora, florę i roślinność, faunę bezkręgową. W zależności od specyfiki regionu przeprowadzane są dodatkowo obserwacje w ramach programu specjalistycznego np. procesów osuwiskowych, erozji gleb itd.

Podstawowym założeniem przy wyborze elementów środowiska przyrodniczego do badań jest ich reprezentatywność w środowisku, chodzi o to aby były dobrymi indykatorami zmian środowiskowych. Zgodnie z przyjętymi założeniami metodologicznymi w programie ZMŚP uruchamiane są następujące obiekty badawcze – stanowiska pomiarowe, transekty terenowe, testowe powierzchnie badawcze, zlewnia rzeczna (jeziorna).

Zlewnia rzeczna jest podstawową jednostką badawczą w programie ZMŚP. Należy zwrócić uwagę, aby wytypowana do badań zlewnia rzeczna obejmowała charakterystyczny układ ekosystemów, reprezentatywny dla badanego regionu. Zlewnię rzeczna traktujemy jako oddzielny system, w którego strukturze wewnętrznej wydzielamy zlewnie cząstkowe jako jednostki taksonomiczne niższego rzędu.

Program badawczy organizowany na obszarze zlewni rzecznej winien ujmować następujące cechy funkcjonowania systemu zlewni:

- uwarunkowania funkcjonowania systemu zlewni,
- źródła dostawy energii i materii,
- aktualny stan systemu zlewni rzecznej,
- obieg wody na różnych poziomach (rośliny, powierzchnia terenu, gleba, zwierciadło wód gruntowych, koryto cieku),
- obieg części rozpuszczonych i stałych, w tym bioklastów,
- miejsca i charakter odpływu energii i materii,
- bilans energetyczny i materialny.

Wszystkie obiekty badawcze winny znajdować się w zasięgu zlewni rzecznej. Jak wynika z powyższego zestawienia pomiary przepływu materii zaplanowano w zasięgu zróżnicowanych dróg krążenia wewnątrz systemu zlewni rzecznej np. w profilu pionowym ekosystemu leśnego, w zasięgu kateny stokowej itd. (Kostrzewski, Mazurek, Stach 1995). Wprawdzie powyższe pomiary nie pozwalają na bilansowanie, lecz stanowią ważny indykator zmian obiegu materii w monitorowanych geoekosystemach.

Podsumowanie

Biorąc pod uwagę aktualny stan realizacji programu Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, w nawiązaniu do obowiązujących wymogów europejskich, do najważniejszych zadań programowych należy zaliczyć:

- weryfikacja aktualnego programu i systemu pomiarowego oraz monitorowanych elementów środowiska przyrodniczego,
- przedstawienie propozycji wskaźników ilościowych jakości środowiska przyrodniczego, zgodnie z obowiązującymi przepisami o ochronie środowiska przyrodniczego,
- modernizacja aktualnego systemu pomiarowego na Stacjach Bazowych ZMŚP i stosowanych metod laboratoryjnych,
- rejestracja procesów o charakterze ekstremalnym, łącznie z kartowaniem skutków ich działalności,
- opracowanie koncepcji raportu o stanie aktualnym środowiska przyrodniczego, dla celów zarządzania środowiskiem, planowania przestrzennego oraz dla potrzeb programu Natura 2000,
- opracowanie koncepcji mapy geosozologicznej monitorowanych geoekosystemów,
- rozszerzenie funkcji edukacyjnej i prognostycznej w realizacji programu ZMŚP,
- systematyczne upowszechnianie wyników z realizacji programu ZMŚP w skali krajowej i europejskiej.

Literatura

- Bertalanffy L., 1932. Ogólna teoria systemów. PWN, Warszawa.
- Bertalanffy L., 1932. Theoretische Biologie. T.I. Borntraeger, Berlin.
- Kostrzewski A., 1986. Zastosowanie teorii funkcjonowania geosystemu do badań współczesnych środowisk morfogenetycznych obszarów nizinnych Polski Północno-Zachodniej. Sprawozdania PTPN nr 103 za 1984 r. Poznań.
- Kostrzewski A., 1991 (red.). Koncepcja programu: Monitoring obiegu energii i materii, kompleksowy monitoring środowiska przyrodniczego w podstawowych typach geoekosystemów Polski. Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”, Poznań.
- Kostrzewski A., 1993 (red.). Geoekosystem obszarów nizinnych. PAN Komitet Naukowy przy Prezydium PAN „Człowiek i Środowisko”. Zeszyty Naukowe nr 6, Zakł. Nar. Im Ossolińskich, Wrocław, Warszawa, Kraków, ss.180.
- Kostrzewski A., 1993 (red.). Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego w Polsce. Wybrane problemy. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, ss.221.
- Kostrzewski A., 1993 (red.). Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Monitoring Geoekosystemów. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, ss.292.
- Kostrzewski A., 1995 (red.). Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Propozycje programowe. Biblioteka Monitoringu Środowiska, praca zbiorowa. Warszawa, ss.152.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A., 1995 (red.). Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa, ss.255.
- Manual, 1993. Manual for Integrated Monitoring, Programme Phase 1993-96. Environment Data Centre, National Board of Waters and the Environment, Helsinki.

STACJA BAZOWA

PUSZCZA BORECKA



Wprowadzenie

Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska „Puszcza Borecka” Instytutu Ochrony Środowiska w Diablej Górze jest jedną ze Stacji Bazowych sieci realizującej program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego na obszarze zalesionej pagórkowatej młodoglacjalnej wysoczyzny morenowej w zlewni. Od 1994 roku bierze udział w realizacji Programu Współpracy w Dziedzinie Monitoringu i Oceny Przenoszenia Zanieczyszczeń Powietrza na Dalekie Odległości w Europie (EMEP) będącego częścią Konwencji w sprawie transgranicznego zanieczyszczenia powietrza na dalekie odległości podpisanej w Genewie w roku 1979. Jest również jedną ze stacji sieci tworzącej Globalny System Monitoringu Środowiska (Global Environment Monitoring System – GEMS) a także stacją pracującą w sieci Integrated Monitoring Programme. Stacja zlokalizowana jest w powiecie giżyckim na terenie gminy Kruklanki, z dala od ośrodków przemysłowych, szlaków komunikacyjnych i dużych skupisk ludności. Nie podlega wpływom lokalnych źródeł emisji zanieczyszczeń atmosfery, wód i gleb. Jednym z celów jej działania jest dostarczanie informacji na temat stężeń i osiadania podstawowych zanieczyszczeń atmosfery z uwzględnieniem ich transgranicznego transportu oraz określanie długookresowych tendencji zmian zanieczyszczenia atmosfery i wód na poziomie tła. Realizowany jest program badania przepływu jonów w układzie: atmosfera – woda – szata roślinna – gleba w zlewni jeziornej. Prace badawcze nakierowane są na śledzenie wpływu niskich stężeń zanieczyszczeń atmosfery oraz kwaśnych opadów na funkcjonowanie ekosystemów leśnych i jeziornych.

Prace badawcze prowadzone na Stacji Puszcza Borecka związane są z następującymi, najistotniejszymi problemami polityki ekologicznej regionu:

- eutrofizacją jezior;
- oddziaływaniem niskich stężeń zanieczyszczeń atmosfery na ekosystemy leśne;
- wpływem kwaśnych deszczy na proces zakwaszania gleb;
- dokumentowaniem stanu środowiska na potrzeby tworzonych obszarów chronionych;
- problemami presji na środowisko ze strony turystyki.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Zlewnia jeziora Łękuk, stanowiąca obiekt badawczy Stacji Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka, znajduje się w mezoregionie Pojezierza Ełckiego, makroregionu Pojezierza Mazurskiego na terenie podprovincji Pojezierza Wschodniobałtyckiego.

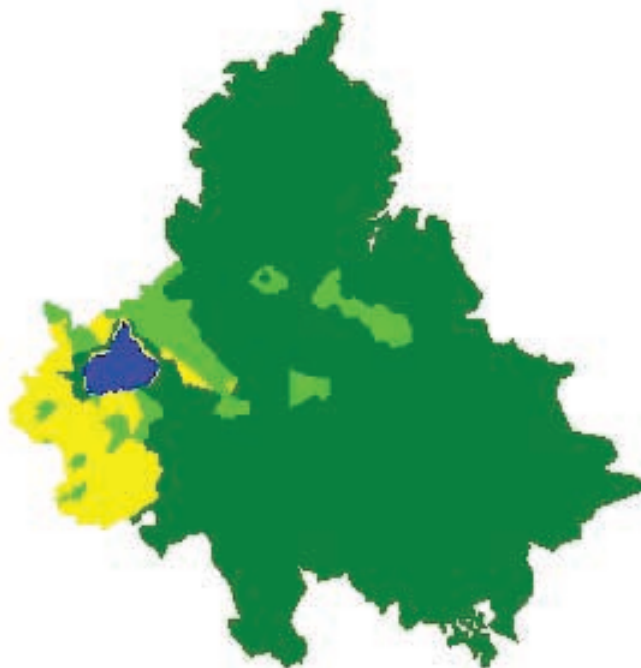
Pojezierze Ełckie, zwane Mazurami Garbatymi, nie stanowi jednolitego regionu fizycznogeograficznego. Najwyższą, północną część Pojezierza stanowi Wał Gór Piłackich oraz przyległy, silnie pagórkowaty mikroregion Puszczy Boreckiej.

Pogranicze obszarów Gór Piłackich i Puszczy Boreckiej tworzy swoisty krajobraz zlewni jeziora Łękuk, obfitujący w pagóry, strome zbocza i bezodpływowe niecki. Kulminację terenu zlewni stanowi wzgórze o wysokości 217,4 m n.p.m.. Ujście wód zlewni do jeziora Gołdapiwo znajduje się na wysokości 117,3 m n.p.m. Maksymalna różnica wysokości terenu wynosi więc około 100 m. Spadki terenu w zlewni przekraczają 200, a średnie wynoszą 4–70.

Jezioro Łękuk położone jest na długości geograficznej wschodniej 22°02' i na szerokości geograficznej północnej 54°07'. Rzędna zwierciadła wody położona jest na wysokości 127,3 m n.p.m. Powierzchnia jeziora wynosi 22 ha, zaś powierzchnia zlewni jeziora wynosi 14,087 km².

Podłoże krystaliczne występuje na głębokości około 1500 m. Na nim zalegają skały osadowe paleozoiku, mezozoiku (trias, jura, kreda) i kenozoiku. Ostatnie spoczywają na górnej kredzie (opoki, gezy, rzadziej piaski kwarcowe i glaukonitowe). Miąższość utworów kredowych wynosi około 250 m.

Zlewnia jeziora Łękuk znajduje się w zlewni Węgorapy (dorzecze Pregoty). Stanowi ona górną część zlewni cieków uchodzących do jeziora Gołdapiwo. Jezioro Łękuk ma długość linii brzegowej około 2 km. Objętość jeziora, oszacowana na podstawie planu batymetrycznego, wynosi w przybliżeniu 110 tys. m³. Przyjmuje ono wody z czterech dopływów. Trzy z nich, mające ujścia we wschodniej i południowo-wschodniej części jeziora, odprowadzają około 95% powierzchni zlewni. Wody z jeziora Łękuk odpływają w północno-zachodnim kierunku, do jeziora Gołdapiwo.



Ryc.1. Użytkowanie terenu w zlewni jeziora Łękuk

Objaśnienia: ciemno-zielony – lasy, zielony – łąki i pastwiska, żółty – inne, niebieski – wody powierzchniowe stojące.

Gmina Kruklanki, na terenie której znajduje się Stacja KMS Puszcz Borecka, ma wybitnie leśno-rolniczy charakter użytkowania ziemi. Grunty orne stanowią tu tylko około 20% powierzchni, łąki i pastwiska 13%, a lasy 53%. Powierzchnia terenów użytkowanych do celów komunikacyjnych oraz obszarów zajętych przez osiedla i kopalnie nie osiągnęła znaczącego udziału. Drogi stanowią około 3%, koleje 0,1%, a osiedla 1,5% powierzchni terenu gminy. Dość znaczny jest udział nieużytków (około 5,7% powierzchni gruntów).

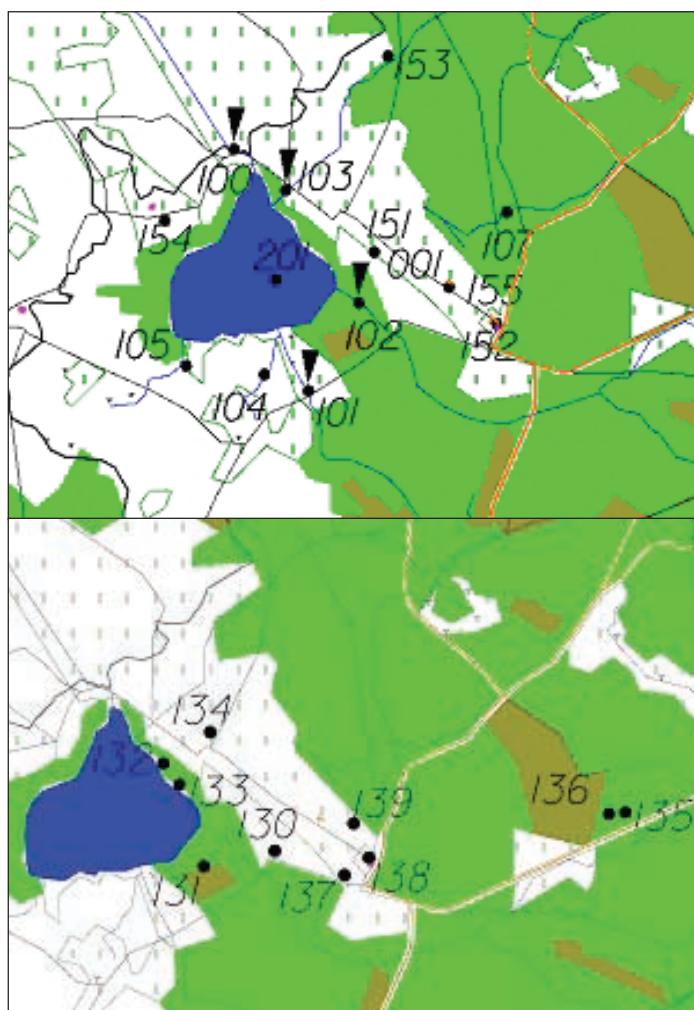
Na terenie zlewni jeziora Łękuk występują żyzne i dobrze uwilgotnione gleby, sprzyjające bogactwu flory i różnorodności biocenoz, które zachowały znaczny stopień naturalności, zwłaszcza w Puszczy Boreckiej. Lasy są wysokopienne, bogate w gatunki, z bujnie rozwiniętą warstwą podszytu i obfitym runem. Dominuje świerk pospolity, często przy znaczącym udziale drzew liściastych (przewaga siedlisk leśnych), a w miejscach wilgotnych olcha czarna i jesion wyniosły. Świerk występuje zwykle z grabem, dębem szypułkowym, lipą drobnolistną, miejscami – z sosną zwyczajną. Na omawianym terenie występuje większość podstawowych zespołów leśnych, typowych dla północno-wschodniej Polski. W zlewni jeziora Łękuk dominują fitocenozy leśne.

Na obszarze Puszczy Boreckiej występuje około 40 gatunków roślin chronionych oraz bardzo wiele gatunków roślin rzadkich, które nie są objęte ochroną prawną; w tym wiele z nich – na obszarze zlewni jeziora Łękuk.

Stwierdzono występowanie 141 gatunków ptaków, a wśród nich wiele gatunków zagrożonych wyginięciem. Duża liczba miejsc występowania i często znaczna wielkość populacji stwarza prawdopodobieństwo długoterminowego przetrwania populacji tych gatunków. Cenną grupą są ptaki drapieżne. Wstępna inwentaryzacja wykazała istnienie gniazd orła bielika, rybołowa, myszolatowa, gołębiarza i innych. Zarejestrowano również obecność bociana czarnego.

Urozmaicona rzeźba terenu, różnorodność i naturalność siedlisk stwarzają dobre warunki rozwoju zwierząt łownych. Występuje tu m.in. żubr na wolności (drugie miejsce po Puszczy Białowieskiej). Spotykane są także duże drapieżniki (ryś, wilk), zaś pospolicie występują małe (lis, jenot, borsuk, kuna leśna, tchórz i piżmak).

Stacja KMS Puszcza Borecka położona jest nieopodal leśniczówki Diabla Góra, na zachodnim skraju Puszczy Boreckiej (ryc. 2).



Ryc. 2. Stanowiska pomiarowe w Stacji
Objaśnienia stanowisk pomiarowych w tekście.

Najistotniejsze punkty Stacji i zlewni jeziora Łęku opisane są poniższymi danymi:

- Szerokość geograficzna Stacji (posterunku pomiarowego w Diablej Górze) – $22^{\circ}02'17,2''$
- Długość geograficzna Stacji (posterunku pomiarowego w Diablej Górze) – $54^{\circ}07'31,5''$
- Najwyżej położony punkt zlewni badawczej – 198,8 m n.p.m.
- Najniżej położony punkt zlewni badawczej – 127,3 m n.p.m.
- Wysokość położenia Stacji (posterunku pomiarowego w Diablej Górze) – 157,5 m n.p.m.

Poniżej zamieszczono podstawowe informacje o zlewni jeziora Łękek:

- Powierzchnia zlewni badawczej – 14,087 km²
- Obwód zlewni badawczej – 29,607 km
- Powierzchnia jeziora Łękek – 0,22 km²

Na ryc. 1 pokazano sposób użytkowania terenu. Większość powierzchni zlewni pokrywają lasy. Udział poszczególnych typów pokrycia terenu przedstawia się następująco:

- Lasy – 11,956 km² (84,9%)
- Łąki – 0,876 km² (6,2%)
- Wody – 0,22 km² (1,6%)
- Inne – 1,035 km² (7,3%)

System pomiarowy i metody badań

- **Meteorologia** (stanowisko nr 001) Od 1.01.1994 do 19.05.1995 prowadzono pomiary manualne z użyciem anemorumbometru półautomatycznego (W-863), deszczomierza Hellmanna, termometrów rtęciowych, psychrometru Augusta i heliografu Campbella, w trzech terminach: 06.00, 12.00 i 18.00 GMT. Od 20.05.1995 prowadzone są pomiary automatyczne za pomocą systemu M-500 Vaisala z czasem uśredniania 1 godziny. Opad dobowy mierzony jest manualnie za pomocą deszczomierza Hellmanna, natomiast natężenie opadu – mierzone automatycznie za pomocą deszczomierza systemu M500 (pełniącego też rolę deszczomierza kontrolnego).
- **Zanieczyszczenia powietrza** (stanowisko 001) Od 1994 roku prowadzone są pomiary dobowe związków siarki i azotu metodą manualną; od 1996 analizator O₃ – pomiary 1-godzinne; od 1998 analizator CO₂ – pomiary 1-godzinne; od 2003 pomiary SO₂ i NO₂ metodą pasywną z miesięczną ekspozycją próbników.
- **Chemizm opadu** (stanowisko 001) W latach 1994–2003 do oznaczania zawartości głównych jonów oraz pomiarów pH i przewodności pobierane były dobowe próbki opadu całkowitego; od 2004 pobierane są dobowe próbki opadu mokrego. W latach 1994–2002 do oznaczania zawartości metali ciężkich pobierane były dobowe próbki opadu całkowitego; od 2003 pobierane są tygodniowe próbki opadu mokrego.
- **Chemizm opadu podkoronowego** (stanowisko 005) Badania prowadzone od roku 2004 w lesie mieszanym; próbki pobierane do 12 kolektorów o łącznej powierzchni 0,26 m² zimą i 0,19 m² latem; tygodniowa ekspozycja kolektorów, próbki zlewane do miesięcznych.
- **Chemizm spływu po pniach** (stanowisko 005) Badania prowadzone od roku 2004 w lesie mieszanym na 3 stanowiskach: na dębie, grabie i świerku; tygodniowa ekspozycja kolektorów, próbki zlewane do miesięcznych.
- **Siarka i metale ciężkie w porostach** (stanowiska nr od 170 – 179) Badania prowadzone są od roku 2001 na dziesięciu stanowiskach położonych zarówno w granicach zlewni jeziora Łękek jak i poza tymi granicami. Do obserwacji wykorzystywane są porosty występujące naturalnie na stanowiskach badawczych.
- **Wody podziemne** (stanowisko nr 103, 155) Badania prowadzone są w dwóch punktach pomiarowych (155, 152) z manualnymi pomiarami głębokości i temperatury wody co tydzień oraz poborem próbek i wykonywaniem analiz chemicznych co miesiąc; studnia wiercona (155) o głębokości zwierciadła wody 14 m ze średnim poborem wody 1.5 m³/miesiąc dla celów użytkowych. Pomiary prowadzone od 1.11.1996; studnia kopana (152) o głębokości zwierciadła wody 3.5 m z poborem wody około 4 m³/miesiąc dla celów użytkowych (w tym gospodarczych). Pomiary prowadzone od 1.05.2003.

- **Opad organiczny** (stanowisko nr 005) Badania prowadzone od roku 2004 na stanowiskach w lesie mieszanym. Rozmieszczono w linii sześć kolektorów o sumarycznej powierzchni 3 m².
- **Wody powierzchniowe – rzeki** (stanowiska nr: 201, 100, 101, 102) Badania prowadzone od 01.11.2003 w czterech punktach pomiarowych (100, 101, 102 i 103) z poborem próbek i wykonaniem analiz chemicznych co miesiąc (w okresie od wiosennego zejścia lodu do zimowego jego pojawienia się); do 31.10.2002 prowadzono manualne pomiary wysokości poziomu wody, pH i przewodności co tydzień we wszystkich czterech punktach przelewowych; od 1.11.2001 pomiary wysokości poziomu wody (przepływu) w punktach 100, 102 i 103 prowadzone są automatycznie z czasem uśredniania 1 godzina oraz co tydzień – manualne pomiary odczynu pH, przewodności i temperatury wody. Od 1.11.2001 w punkcie 101 prowadzone są tylko badania właściwości fizyko-chemicznych wody (w tym pH, przewodności i temperatury) z częstotścią taką, jak dla pozostałych cieków.
- **Wody powierzchniowe – jeziora** (stanowisko nr: 201, 100, 101, 102) Badania prowadzone od 01.11.1993 w stałym punkcie pomiarowym (201), na głębokościach 1 m i 11 m (około 1 m od dna) z poborem próbek i wykonaniem analiz chemicznych co miesiąc (w okresie od wiosennego zejścia lodu do zimowego jego pojawienia się). Pomiary poziomu wody prowadzone są manualnie co tydzień. Pomiary temperatury i stężenia tlenu w jeziorze Łękuk prowadzone są manualnie co miesiąc (w okresie od wiosennego zejścia lodu do zimowego jego pojawienia się) w stałym punkcie pomiarowym (201), na głębokościach od 1 i do 12 metrów, w profilu pionowym co 1 m.
- **Epifity nadrzewne** – porosty (stanowiska nr: 130 – 139) Program realizowany od roku 2001; obserwacje zmienności powierzchni plech wykonywano w latach 2002–2004 na dziesięciu stanowiskach.
- **Fauna epigeiczna** (stanowiska nr: 010, 011, 012) Badania prowadzone od roku 2004 w trzech typach siedlisk: w grądzie, lesie mieszanym i borze bagiennym. W grądzie i lesie mieszanym wytyczono po trzy powierzchnie badawcze. Na każdej z tych powierzchni ustawiono po pięć pułapek Barbera. W borze bagiennym (ze względu na niewielki obszar tego siedliska) wytypowano jedną powierzchnię badawczą a na niej również pięć pułapek Barbera. Odłowy biegaczowatych dokonywane są od maja do września w cyklach miesięcznych.

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

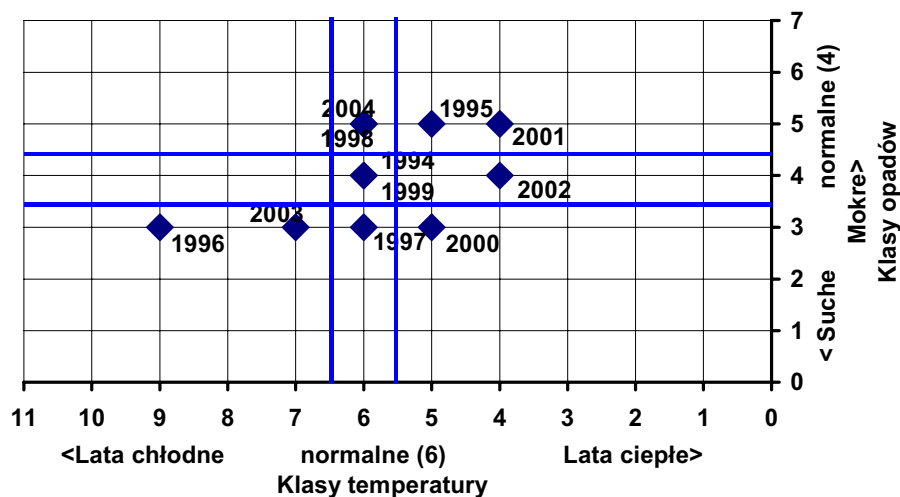
Meteorologia

Energia promieniowania słonecznego dochodząca do powierzchni Ziemi ma istotny wpływ na kształtowanie się warunków termiczno-opadowych w przyziemnej warstwie atmosfery. W latach 1996–2004 obserwowano niewielki lecz wyraźny jej wzrost, najbardziej zaznaczony dla ciepłej połowy roku hydrologicznego (V–X). Zmiany w dopływie energii słonecznej do powierzchni ziemi miały wpływ na kształtowanie się przebiegu zmian temperatury powietrza w latach 1994–2004. W tabeli 1 przedstawiono średnie roczne i ekstremalne wartości miesięczne dla każdego roku hydrologicznego. Najcieplejszym okresem w 11-leciu był rok hydrologiczny 2002, z bardzo ciepłym latem i względnie mroźną zimą.

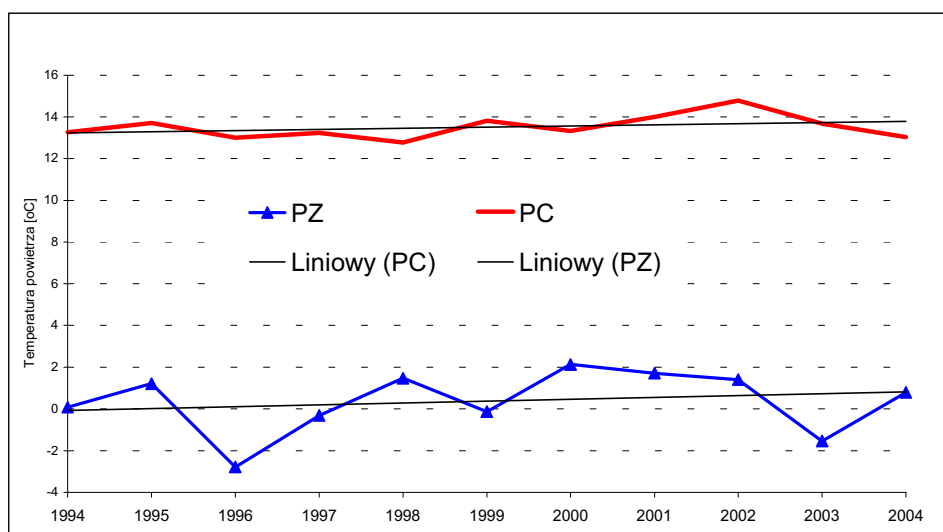
Najchłodniejszym okresem był rok 1996 z przeciętnym latem oraz mroźną i długo trwającą zimą (z najdłuższą zalegającą pokrywą śnieżną). Należy zaznaczyć, że rok 2003 sklasyfikowany jako okres lekko chłodny i suchy (ryc. 3), charakteryzował się największą amplitudą zmian średnich miesięcznych temperatur, na co wpłynął najzimniejszy w wieloleciu grudzień i upalny lipiec – jeden z najcieplejszych miesięcy w 11-leciu.

Tabela 1. Średnie roczne i ekstremalne wartości miesięczne temperatury powietrza i sumarycznego opadu wraz z miesięcznymi odchyleniami standardowymi

Lata hydrologiczne	Temperatura [°C]				Opad [mm]			
	ŚRED	STD	MIN	MAX	ŚRED	STD	MIN	MAX
1994	6,7	8,3	-5,7	20,4	670,7	23,6	16,5	92,7
1995	7,5	7,4	-3,4	17,7	786,3	30,1	34,5	117,5
1996	5,1	9,3	-7,1	17,8	510,7	19,8	12,4	87,8
1997	6,5	8,4	-7,1	18,2	547,9	25,6	16,6	92,3
1998	7,1	6,8	-2,1	15,6	778,1	34,6	31,4	163,9
1999	6,8	8,5	-4,1	18,7	639,3	25,8	19,4	103,1
2000	7,7	6,9	-2,3	16,0	573,3	24,2	4,0	93,7
2001	7,9	7,4	-2,4	19,9	761,4	37,8	27,3	155,0
2002	8,1	8,4	-5,3	19,8	709,9	31,7	14,5	132,4
2003	6,1	9,4	-7,8	19,6	494,5	26,7	9,7	98,3
2004	6,9	7,6	-6,9	17,6	743,0	27,2	24,7	116,6



Ryc. 3. Klasyfikacja termiczno-opadowa dla lat hydrologicznych (Lorenc)

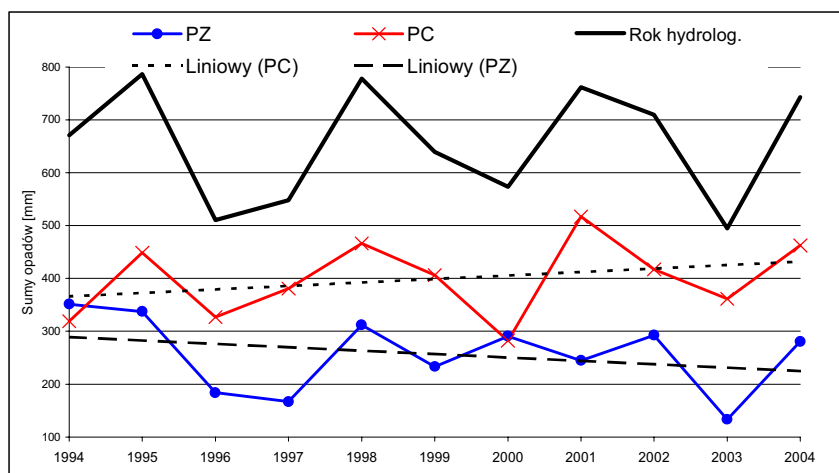


Ryc. 4. Zmiany średnich temperatur dla ciepłej (PC) i chłodnej (PZ) połowy roku

Z analizy średnich rocznych temperatur powietrza wynika, że dla okresu 1994–2004 istnieje tendencja wzrostowa temperatury. Natomiast z analizy średnich miesięcznych temperatur wynika, że tendencja wzrostowa dotyczy średniej temperatury zarówno dla ciepłej (PC), jak i dla chłodnej (PZ) połowy roku hydrologicznego (ryc. 4).

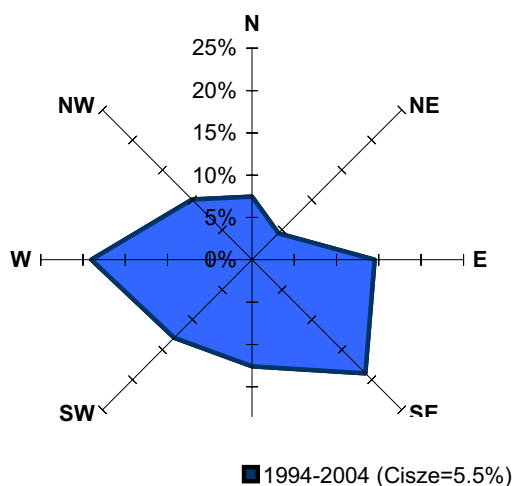
Lata 1996 i 2003, które należą do bardzo i lekko chłodnych okresów charakteryzują się też najniższymi sumami opadów. W tych latach wystąpiły względnie niskie opady zimowe i letnie. Największą amplitudę zmian opadów miesięcznych zanotowano w roku 2000, który rozpoczął trzyletni, najcieplejszy okres w badanym 11-leciu i w którym wystąpiły największe, wiosenne oraz jesienne okresy przesuszenia gruntu, stwarzające poważne zagrożenie pożarowe lasów.

Generalnie w ciągu ostatniego 11-lecia opady roczne nie mają wyraźnie zaznaczonego trendu. Jednak, jak wynika z ryciny 5, sumaryczne opady dla ciepłej połowy roku (PC) mają tendencję wzrostową, natomiast opady zimowe – tendencję spadkową.



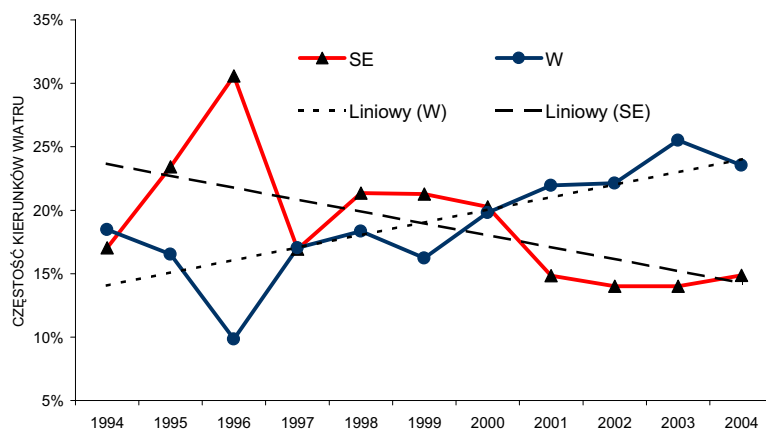
Ryc. 5. Zmiany sumarycznej wysokości opadu dla ciepłej (PC) i chłodnej (PZ) połowy roku

W okresie 1994–2004 w rejonie Stacji przeważały wiatry z kierunków zachodnich i południowo-wschodnich (ryc. 6). Zaobserwowano, że o ile częstość wiatrów zachodnich przeciętnie wzrosła w 11-leciu (o około 10%), to dla wiatrów południowo-wschodnich i południowo-zachodnich oraz wschodnich istnieje tendencja spadkowa, czego przykładem jest przebieg zmian częstości wiatrów zachodnich i południowo-wschodnich w latach 1994–2004, przedstawionych na rycinie 7.

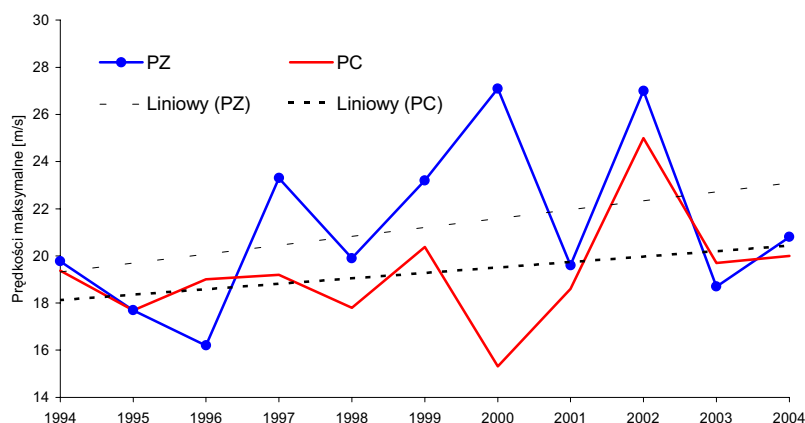


Ryc. 6. Róża wiatrów w latach 1994–2004 dla Stacji

Średnia roczna prędkość wiatru i częstość występowania cisz (średnia godzinna prędkość <0.5 m/s) nie wykazywały istotnych zmian w analizowanym 11-leciu, natomiast zaobserwowano nasilenie się wiatrów o maksymalnych porywach, przekraczających 20 m/s. Na rycinie 8 przedstawiono przebiegi zmian maksymalnych prędkości wiatru w ciepłych (PC) i chłodnych (PZ) połowach hydrologicznych lat 1994–2004. Można zauważyć, że prędkości wiatrów maksymalnych generalnie rosną w analizowanym wieloleciu, zarówno dla chłodnej, jak i ciepłej połowy roku.



Ryc. 7. Częstości dominujących wiatrów



Ryc. 8. Zmiany maksymalnej prędkości wiatru w ciepłej (PC) i chłodnej (PZ) połowie roku

Rekordowy pod względem najsilniejszych wiatrów w chłodnych i ciepłych sezonach był najcieplejszy w 11-leciu rok 2002. Należy podkreślić, że w tym roku wystąpiły w styczniu i w lipcu huraganowe wiatry (>27 m/s). Niszczycielskie porywy wiatru, o szacowanych prędkościach znacznie przekraczających 30 m/s, które wystąpiły 4 lipca powaliły lub uszkodziły drzewa na dużych obszarach leśnych Puszczy Boreckiej (około 7% strat w drzewostanie) i Puszczy Piskiej oraz uszkodziły dach budynku na Stacji w Diablej Górze.

W rejonie stacji Puszcza Borecka w najcieplejszym okresie 2000–2002 zaobserwowano nasilające się ekstremalne zjawiska meteorologiczne, takie, jak huraganowe, niszczycielskie wiatry w latach 2000 i 2002, śnieżno-lodowe opady niszczące drzewa i linie energetyczne (okiść na przełomie roku 2000 i 2001) i susza gruntowa w roku 2000. Coraz bardziej intensywne opady (głównie w porze letniej) nie stanowią zagrożenia dla ekosystemów w rejonie Stacji. Względnie wysokie opady roczne (>700 mm), jak wynika z obserwacji, przyczyniają się do poprawy warunków wilgotnościowych gruntu i powstrzymywania procesów przesuszania podmokłych obszarów leśnych, licznie występujących w rejonie Stacji na początku okresu badań.

Tabela 2. Średnie roczne stężenia badanych zanieczyszczeń powietrza wraz z odchyleniem standardowym oraz wartości minimalne i maksymalne z wartości dobowych (związki S i N) i godzinnych (O_3 i CO_2) w poszczególnych latach

Rok hydr.	Charakterystyka	S-SO ₂	N-NO ₂	S-SO ₄	N (NH ₄) NH ₃ +NH ₄	N (NO ₃) HNO ₃ +NO ₃	O ₃	CO ₂
		µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	ppm
1994	średnia	2,58	1,16	1,26	1,74	0,40		
	odch. stand.	3,17	1,20	1,09	1,03	0,47		
	min	0,09	0,05	0,10	0,19	0,09		
	max	19,46	7,95	7,93	5,83	2,77		
1995	średnia	2,22	0,63	1,07	1,72	0,52		
	odch. stand.	2,63	1,00	0,99	1,23	0,57		
	min	0,09	0,01	0,09	0,02	0,06		
	max	15,91	8,82	6,28	6,82	5,70		
1996	średnia	2,62	1,01	1,67	1,74	0,78	66,8	
	odch. stand.	2,96	1,08	1,41	1,25	0,63	25,3	
	min	0,08	0,03	0,09	0,02	0,11	6,8	
	max	15,18	7,89	8,18	7,99	4,90	171,3	
1997	średnia	1,57	1,22	1,26	1,36	0,71	56,1	
	odch. stand.	2,36	1,37	1,22	0,98	0,74	20,6	
	min	0,08	0,04	0,08	0,02	0,10	5,0	
	max	13,12	8,98	10,15	7,81	5,04	108,0	
1998	średnia	1,22	0,84	1,26	1,26	0,62	56,0	389,1
	odch. stand.	1,44	1,19	0,88	0,85	0,51	13,5	20,5
	min	0,09	0,04	0,09	0,02	0,11	1,0	347,8
	max	10,14	9,09	4,65	6,26	3,36	159,0	417,7
1999	średnia	1,47	0,88	1,06	1,19	0,61	65,5	385,1
	odch. stand.	2,25	0,83	0,97	0,81	0,57	19,2	6,1
	min	0,02	0,06	0,03	0,03	0,06	20,7	370,7
	max	15,91	6,88	7,14	5,00	3,47	115,1	393,2
2000	średnia	1,15	1,10	0,73	1,34	0,45	62,2	395,8
	odch. stand.	1,51	1,27	0,69	0,85	0,34	15,3	10,2
	min	0,02	0,06	0,02	0,01	0,08	1,0	380,5
	max	11,63	9,04	5,16	4,64	2,28	160,7	414,9
2001	średnia	0,71	0,78	1,00	1,47	0,58	55,5	382,2
	odch. stand.	0,88	0,70	0,65	0,73	0,45	13,7	13,9
	min	0,01	0,02	0,07	0,16	0,05	1,0	364,2
	max	5,12	4,53	3,35	5,04	2,44	154,4	410,0
2002	średnia	0,76	0,80	0,82	1,72	0,56	64,2	370,7
	odch. stand.	1,55	0,71	0,77	1,06	0,48	14,6	22,8
	min	0,07	0,02	0,07	0,16	0,10	1,0	335,5
	max	14,67	6,93	8,14	5,85	4,41	159,0	404,1
2003	średnia	0,87	0,71	0,85	1,30	0,68	60,2	374,6
	odch. stand.	0,90	0,42	0,79	0,76	0,66	15,1	8,8
	min	0,02	0,02	0,07	0,17	0,08	1,0	361,8
	max	7,09	3,88	5,16	4,79	5,98	154,7	388,2
2004	średnia	0,68	0,77	0,66	1,48	0,65	52,5	377,6
	odch. stand.	0,94	0,61	0,50	0,73	0,67	13,9	8,5
	min	0,07	0,08	0,07	0,10	0,08	1,0	364,3
	max	8,71	5,43	3,59	5,24	4,85	134,2	392,7
1994-2004	średnia	1,43	0,90	1,06	1,47	0,61	60,0	382,2
	odch. stand.	2,14	1,00	0,98	0,97	0,58	17,8	12,9
	min	0,01	0,01	0,02	0,01	0,05	1,0	335,5
	max	19,46	9,09	10,15	7,99	5,98	171,3	417,7

Chemizm powietrza

Pomiary zanieczyszczeń powietrza i opadów atmosferycznych stanowią program specjalistyczny Stacji Bazowej Puszcza Borecka. Stąd realizowany jest program rozszerzony, a pomiary zanieczyszczeń powietrza prowadzone są metodami manualnymi (pomiary dobowe związków siarki i azotu) i automatycznymi (pomiary godzinne O_3 i CO_2). W roku 2003 wprowadzono dodatkowo pomiary stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu metodami pasywnymi – tak, jak na innych stacjach bazowych ZMŚP.

W tabeli 2 zestawiono podstawowe charakterystyki rocznych serii pomiarowych dla lat hydrologicznych 1994–2004 i okresu 11-lecia. W tabeli 3 zestawiono podstawowe charakterystyki rocznych serii pomiarowych dwutlenku siarki i dwutlenku azotu, prowadzonych metodami pasywnymi dla lat hydrologicznych 2003–2004.

Tabela 3. Średnie roczne stężenia SO_2 i NO_2 (metoda pasywna) wraz z odchyleniem standardowym oraz wartości minimalne i maksymalne z wartości miesięcznych

Rok hydr.	Charakterystyka	SO_2	NO_2
		$\mu g/m^3$	$\mu g/m^3$
2003	średnia arytm.	2	4
	odch. stand.	1	3
	max.	4	9
	min.	<1	2
2004	średnia arytm.	2	4
	odch. stand.	2	3
	max.	5	10
	min.	<1	1
2003–2004	średnia arytm.	2	4
	odch. stand.	1	3
	max.	5	10
	min.	<1	1

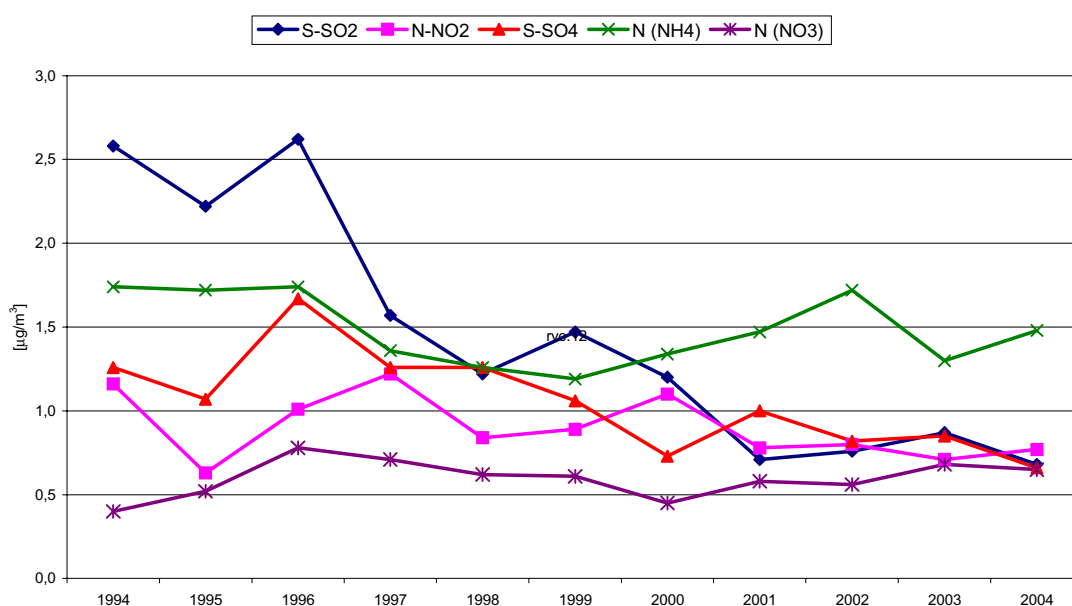
Zmiany wielkości emisji zanieczyszczeń powietrza znajdują odzwierciedlenie w wielkości stężenia tych zanieczyszczeń – zarówno podstawowych jak i wtórnych – mierzonych na stacjach monitoringu tła zanieczyszczenia, w tym Stacji KMS Puszcza Borecka. Spadek emisji – obserwowany dla większości badanych zanieczyszczeń – od połowy lat 90-tych był mniej gwałtowny niż na przełomie lat 80-tych i 90-tych. Jednak dla większości badanych na Stacji zanieczyszczeń powietrza zanotowano systematyczny spadek z roku na rok średniej rocznej wartości stężenia (ryc. 9). W ostatnich latach dynamika zmian średnich rocznych stężeń zanieczyszczeń powietrza była mniejsza niż w pierwszej połowie lat dziewięćdziesiątych. W latach 2001–2004 średnie roczne wartości stężenia siarki i azotu w badanych związkach (poza $(NH_3+NH_4^+)$ bardzo się do siebie zbliżyły. W stosunku do wartości obserwowanych na początku okresu objętego analizą (rok 1994) zanotowano w 2004 roku spadek średniego rocznego stężenia dwutlenku siarki (o 74%), siarczianów (o 48%), dwutlenku azotu (o 34%), sumy amoniaku i jonów amonowych (o 15%), a wzrost średniego rocznego stężenia sumy tlenowych związków azotu (o 63%).

Spośród badanych zanieczyszczeń powietrza najsilniejszą korelację obserwuje się pomiędzy SO_2 a SO_4 , $(HNO_3+NO_3^-)$ i NO_2 , SO_4^{2-} a $(NH_3+NH_4^+)$ i $(HNO_3+NO_3^-)$ oraz NO_2 z $(HNO_3+NO_3^-)$.

Związki siarki

Spadek wielkości emisji dwutlenku siarki z krajowych źródeł stacjonarnych spowodował najbardziej znaczący spadek wielkości stężenia SO_2 – średnie roczne stężenie w 2001 roku było

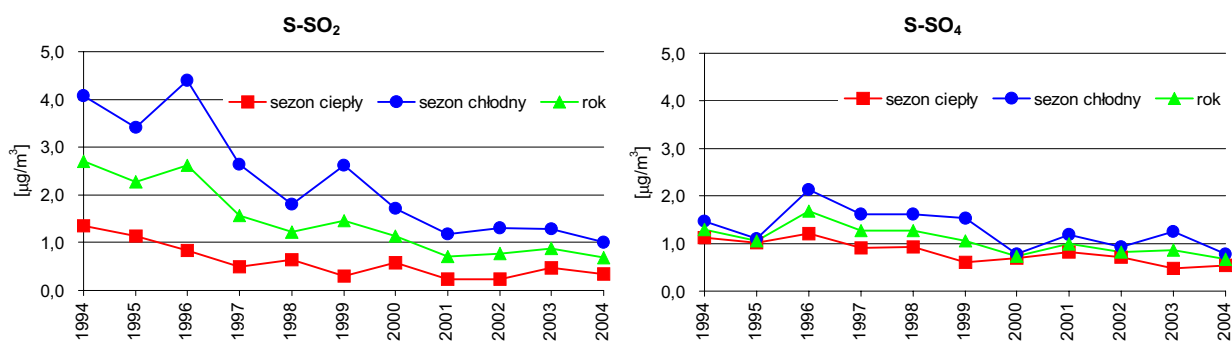
4-krotnie niższe od zanotowanego w 1993 roku (ryc. 9). W roku 2001 średnie roczne stężenie dwutlenku siarki osiągnęło wartość najmniejszą w historii pomiarów na Stacji. Ale od tego roku nastąpiło zahamowanie spadku wielkości stężenia SO_2 . Mniej znaczące były zmiany z roku na rok stężenia siarczanów w aerozolu atmosferycznym (ryc. 9). W połowie lat 90-tych zaobserwowano nawet krótkotrwały wzrost stężenia SO_4 . Przebieg zmian wartości średnich dla sezonu chłodnego i ciepłego w wieloleciu prezentowany jest na rycinie 10. Także w takim ujęciu widać wyraźnie spadek wielkości stężenia z roku na rok, przy czym spadek w sezonie chłodnym był bardziej znaczący niż w sezonie ciepłym.



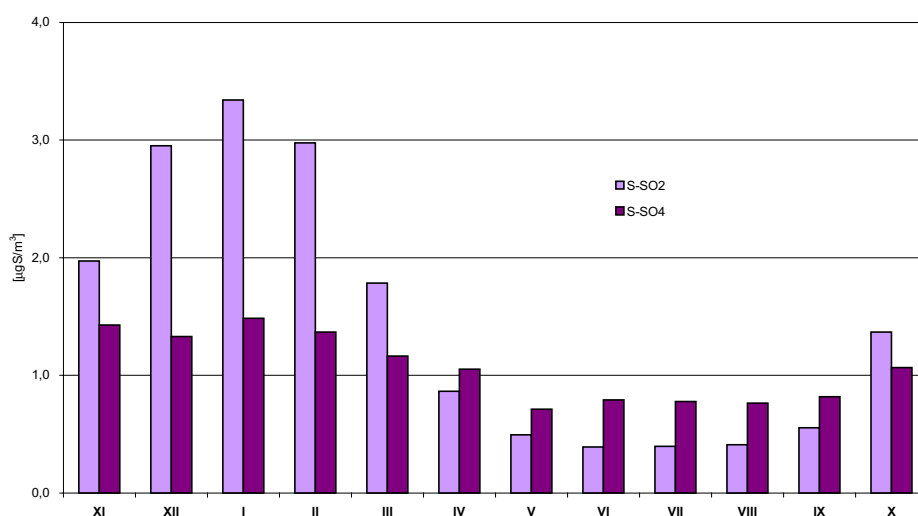
Ryc. 9. Średnie roczne stężenia związków siarki i azotu w powietrzu na Stacji KMS Puszcza Borecka w latach hydrologicznych

Można zatem stwierdzić, że na spadek średnich rocznych wartości wpłynęło w większym stopniu systematyczne zmniejszanie się stężenia SO_2 w sezonie chłodnym. W ostatnich czterech latach wielkości średniego stężenia w obu sezonach bardzo się do siebie zbliżyły, głównie z powodu zmniejszenia koncentracji dwutlenku siarki w okresie zimowym, ale także wskutek niewielkiego wzrostu w sezonie ciepłym (rok 2003). W przypadku siarczanów zmienność sezonowa wielkości stężenia była mniejsza niż dla dwutlenku siarki, choć w sezonie chłodnym na ogół notowano wartości wyższe niż w ciepłym. Jedynie w latach 1995, 2000 i 2004 nie zaobserwowano różnic wartości średnich dla sezonów. Cechą charakterystyczną relacji pomiędzy stężeniami badanych związków siarki jest także przewaga stężenia siarki w postaci dwutlenku nad stężeniem siarki w postaci siarczanów w ciepłym półroczu (ryc. 10). Taki obraz ukształtował się od 1995 roku, przy czym w roku 2003 stężenie siarki w obu postaciach osiągnęło tę samą wartość (zarówno w sezonie chłodnym jak i w ciepłym). W sezonie chłodnym w latach 90-tych przewaga stężenia S-SO_2 nad stężeniem S-SO_4 była wyraźnie widoczna. W latach 2001–2004 wartości te bardzo się do siebie zbliżyły lub wręcz zrównały.

Średnie miesięczne wartości stężenia dwutlenku siarki obliczone na podstawie wyników pomiarów z lat 1994–2004 wykazują wyraźne zróżnicowanie sezonowe – w typowo zimowych miesiącach: styczniu, lutym i grudniu obserwowane były największe wartości (ryc. 11). Średnie miesięczne wartości z wielolecia dla tych miesięcy były niemal 6-krotnie wyższe niż średnie wartości obserwowane w miesiącach letnich: od maja do sierpnia (z minimum w czerwcu).



Ryc. 10. Średnie sezonowe wartości stężenia związków siarki w powietrzu


Ryc. 11. Średnie stężenie S-SO₂ i S-SO₄ obliczone dla poszczególnych miesięcy na podstawie danych z lat 1994–2004

W przypadku siarczanów zmienność sezonowa wielkości stężenia była mniejsza niż w przypadku dwutlenku siarki. Amplituda wartości średnich miesięcznych stężenia siarczanów w powietrzu była znacznie mniejsza – największe wartości obserwowano w miesiącach chłodnych (styczeń, luty oraz listopad, grudzień) i były one dwukrotnie większe od średnich wartości dla miesięcy ciepłych (od maja do września).

Wielkość emisji zanieczyszczeń kształtowana jest nie tylko przez wielkość emisji tych zanieczyszczeń do atmosfery, ale także przez warunki meteorologiczne. Przeanalizowano wpływ temperatury powietrza, wielkości opadów atmosferycznych i wilgotności powietrza na wielkość stężenia zanieczyszczeń powietrza badanych na Stacji. Stężenie dwutlenku siarki jest najsilniej skorelowane (odwrotnie) z temperaturą powietrza i promieniowaniem słonecznym (odwrotnie). Nieco mniej wyraźnie zaznacza się korelacja średniego dobowego stężenia siarczanów z temperaturą powietrza i promieniowaniem słonecznym. Wpływ temperatury powietrza na wielkość stężenia dwutlenku siarki wiąże się przede wszystkim z wpływem na wielkość emisji – przy niższych temperaturach powietrza następuje wzrost emisji SO₂ związany z intensyfikacją procesów spalania paliw, zatem i stężenie mierzone na Stacji jest wyższe.

Związki azotu

Od początku lat 90-tych emisja dwutlenku azotu z krajowych źródeł stacjonarnych wykazuje tendencję spadkową. Wzrasta natomiast emisja ze źródeł komunikacyjnych. Lokalizacja Stacji

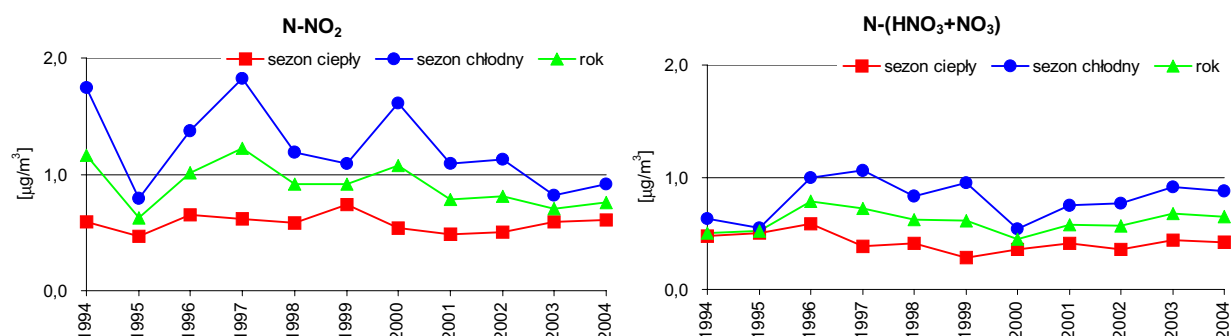
KMŚ Puszcza Borecka z dala od głównych szlaków komunikacyjnych o rosnącym natężeniu ruchu pozwala na uniknięcie znaczącego wpływu takich źródeł emisji NO_2 .

W ślad za zmianami wielkości emisji podążają wielkości stężenia tlenowych związków azotu badanych na Stacji: pierwotnego – dwutlenku azotu i wtórnego – azotanów, oznaczanych jako suma kwasu azotowego (HNO_3) i azotanów (NO_3). Zmiany te nie były tak spektakularne, jak w przypadku związków siarki.

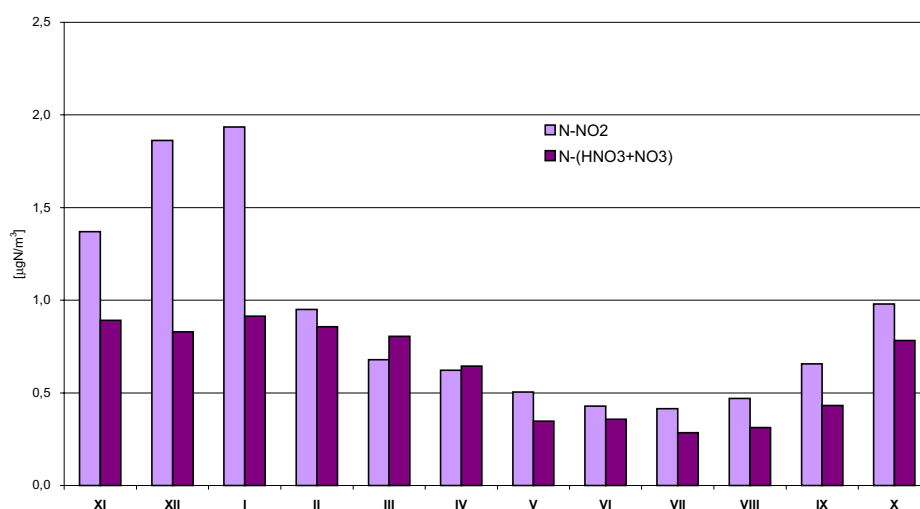
Beztlenowe związki azotu osiągnęły w drugiej połowie lat 90-tych wartości średniego rocznego stężenia niższe niż na początku okresu objętego pomiarami i niższe niż w ostatnich latach. Obserwuje się zatem w latach 2000–2004 powrót do wartości z lat 1994–1996. Zmiany te mogą być spowodowane lokalnymi zmianami emisji amoniaku do atmosfery.

Dwutlenek azotu wykazuje podobną zmienność sezonową, jak dwutlenek siarki – wyższe wartości obserwowane były w okresie zimowym, niższe zaś latem. Średnie stężenie NO_2 w ciepłym sezonie utrzymywało się niemal przez wszystkie lata na jednakowym poziomie. W chłodnym sezonie było ono bardziej zmienne z roku na rok – stąd wniosek, że zmiany średniego rocznego stężenia NO_2 były głównie kształtowane przez zmiany zachodzące w sezonie chłodnym (ryc. 12). Natomiast w przypadku sumy tlenowych związków azotu ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) zmiany sezonowe były bardziej widoczne niż w przypadku siarczanów.

Zarówno średnie miesięczne stężenie NO_2 , jak i średnie miesięczne stężenie ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$) – obliczone na podstawie wyników pomiarów dobowych z wielolecia – osiągały najmniejsze wartości w miesiącach letnich, a największe w miesiącach zimowych (ryc. 13). Zimą obserwowana była



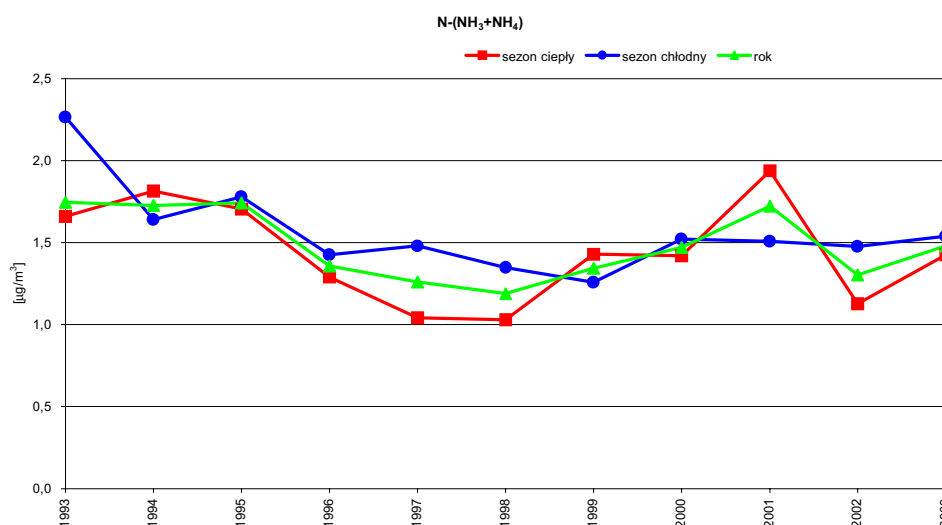
Ryc. 12. Średnie sezonowe wartości stężenia tlenowych związków azotu.



Ryc. 13. Średnie stężenie N-NO_2 i $\text{N-(HNO}_3 + \text{NO}_3)$ obliczone dla poszczególnych miesięcy na podstawie danych z lat 1994–2004

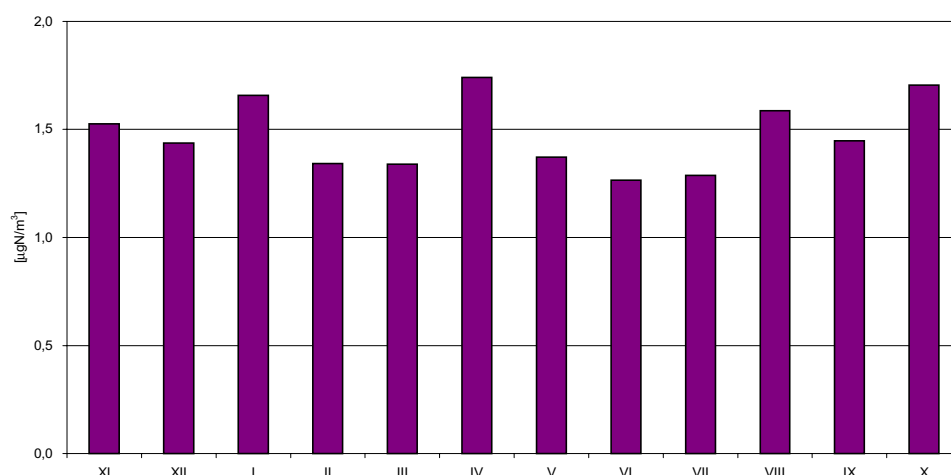
także największa różnica stężenia azotu w postaci NO_2 i stężenia azotu w postaci ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$). Jednak we wszystkich miesiącach (poza wiosennymi: marcem i kwietniem) obserwowana była przewaga azotu w formie pierwotnego zanieczyszczenia (NO_2) nad azotem w formie związków wtórnych ($\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$).

Beztlenowe związki azotu nie wykazują takich zmian sezonowych (ryc. 14). Brak wyraźnego zróżnicowania sezonowego beztlenowych związków azotu potwierdza także analiza przebiegów średnich wartości stężenia w poszczególnych sezonach – jest to przebieg zdecydowanie odbiegający od obserwowanego dla tlenowych związków siarki i azotu. W wieloleciu trudno nawet jednoznacznie stwierdzić, czy na wielkość średniego rocznego stężenia amoniaku i jonów amonowych większy wpływ mają wartości z sezonu ciepłego, czy chłodnego – w poszczególnych latach sytuacja się zmienia. Natomiast wzrost średniej rocznej wartości stężenia $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$ w latach 2001 i 2002 był wyraźnie związany ze wzrostem stężenia w ciepłym sezonie.



Ryc. 14. Średnie sezonowe wartości stężenia beztlenowych związków azotu

Średnie miesięczne wartości stężenia $\text{NH}_3 + \text{NH}_4$, obliczone dla 11-lecia 1994–2004, są do siebie zbliżone w całym roku (ryc. 15). Nieznaczne podwyższenie można zaobserwować w miesiącach typowo wiosennych (IV) i jesiennych (X), co może być związane z emisją w wyniku gnicia liści i ściółki na terenie Puszczy Boreckiej – w bezpośrednim sąsiedztwie Stacji.



Ryc. 15. Średnie miesięczne stężenie $\text{N}-(\text{NH}_3 + \text{NH}_4)$ obliczone na podstawie danych z lat 1994-2004

Tlenowe związki azotu wykazują korelację z temperaturą powietrza (odwrotną) i promienianiem słonecznym (odwrotną). Natomiast dla beztlenowych związków azotu korelacja z parametrami meteorologicznymi mierzonymi na Stacji jest znikoma.

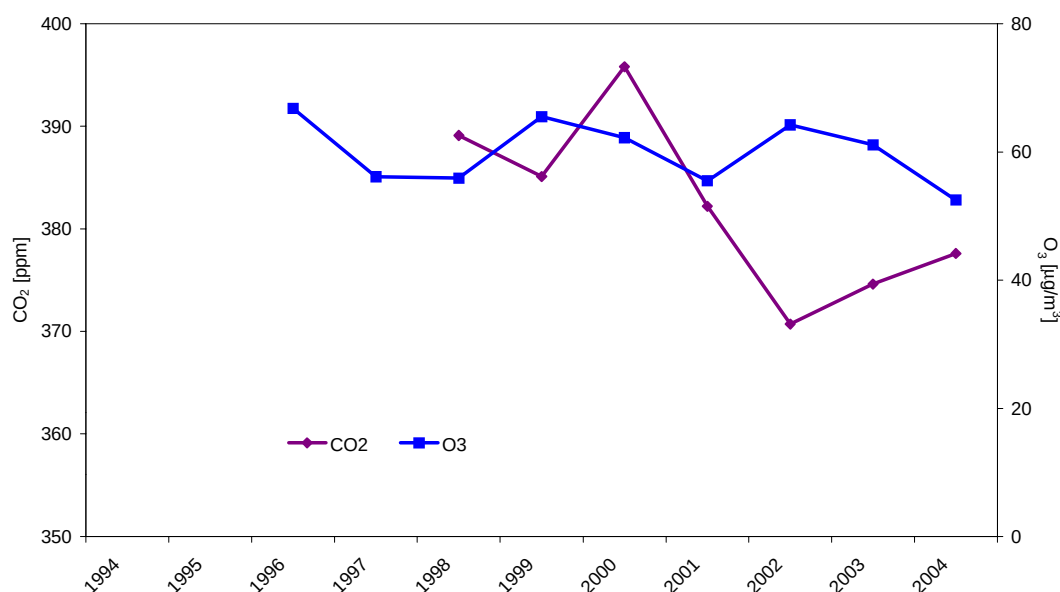
Zależność stężenia tlenowych związków azotu – zarówno NO_2 jak i $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$ od temperatury jest niemal identyczna. W przypadku, gdy średnia dobową temperatura powietrza przyjmowała wartości ujemne lub niewiele wyższe od 0°C obserwowane były większe wartości stężenia (przewyższające wartość średnią z wielolecia). Dla temperatur dodatnich, w miarę ich wzrostu, notowano niższe wartości stężenia. Jest to potwierdzeniem omówionego wcześniej rozkładu stężenia w sezonach.

Podobnie, jak w przypadku dwutlenku siarki wraz ze wzrostem wilgotności powietrza wzrasta średnie stężenie dwutlenku azotu, osiągając największą wartość, gdy średnia dobową wilgotność powietrza przekracza 90%. Suma $\text{HNO}_3 + \text{NO}_3$ wydaje się być mniej uzależniona od wilgotności powietrza. Niemal odwrotnie kształtuje się zależność stężenia beztlenowych związków azotu od wilgotności powietrza: największe wartości obserwowano w suchym powietrzu, wraz ze wzrostem wilgotności malało średnie stężenie osiągając minimalną wartość dla przedziału 80–90%. W dniach o największej średniej wilgotności powietrza obserwowano wzrost średniego stężenia powyżej wartości średniej z wielolecia.

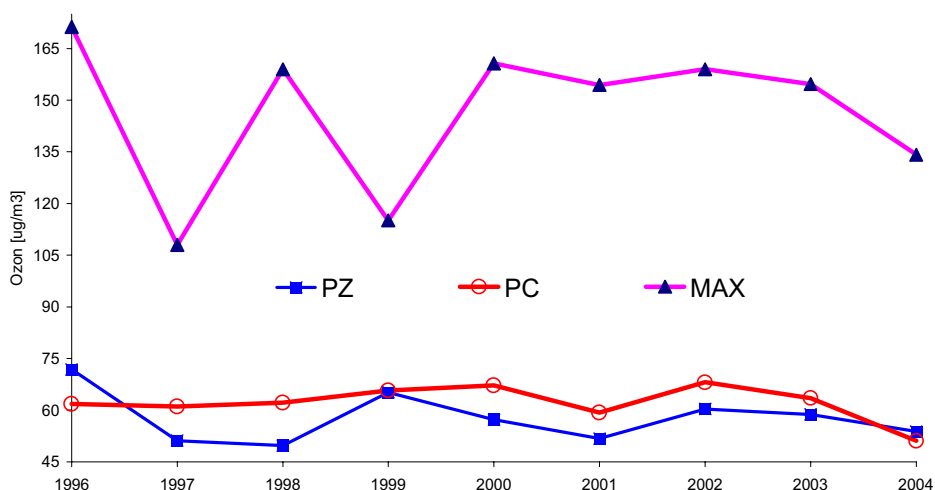
Ozon i dwutlenek węgla

Monitoring ozonu przyziemnego prowadzony na Stacji od roku 1996 wykazuje od początku pomiarów przekroczenia niektórych wartości progowych, ustanowionych ze względu na ochronę zdrowia lub roślin.

Z przebiegu zmian średnich rocznych wartości wynika (ryc. 16), że w latach 1996–2004 stężenia ozonu wahały się w granicach $55\text{--}65\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$, lecz utrzymywały się generalnie na zbliżonym poziomie. Podwyższone stężenia tego specyficznego zanieczyszczenia fotochemicznego, jakim jest ozon pojawiały się zarówno w chłodnej (XI–IV), jak i w ciepłej (V–X) połowie roku. Jednak wysokie stężenia w sezonie wegetacyjnym stanowią największe zagrożenie dla roślin. Jak wynika z ryciny 17, przeciętne stężenia ozonu w sezonie ciepłym (PC) były na ogół większe, niż w sezonie chłodnym (PZ).



Ryc. 16. Średnie roczne stężenia ozonu i dwutlenku węgla



Ryc. 17. Średnie stężenia ozonu dla chłodnej (PZ) i ciepłej (PC) połowy roku oraz największe stężenia w ciągu doby (MAX)

Wyraźną przewagę stężeń w sezonie chłodnym nad stężeniami w sezonie ciepłym zaobserwowano jedynie w 1996 roku – w najzimniejszym okresie 11-lecia. W tym roku wystąpiły w marcu i kwietniu najwyższe w wieloleciu stężenia godzinne ozonu w ciągu doby ($>170 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Jak widać na rycinie 17 w latach 2000–2002, czyli w najcieplejszym okresie 11-lecia stężenia maksymalne utrzymywały się na równie wysokim, jak w roku 1996, poziomie (około $160 \mu\text{g}/\text{m}^3$), ale głównie w okresie wegetacyjnym (maj – sierpień). Z pomiarów wynika, że w tych trzech najcieplejszych latach, pomimo występowania przekroczeń wartości progowych dla zdrowia (od kilkunastu do około 30 razy w ciągu roku), nie były przekroczone normowane wskaźniki ochrony zdrowia¹ i ochrony roślin². Nie zaistniały także incydentalne przypadki, wymagające informowania społeczeństwa o przekroczeniu progu alarmowego ($>180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ dla wartości godzinnej). Tym bardziej nie zostały przekroczone normy w znacznie chłodniejszych latach 2003–2004, w których średnie i maksymalne stężenia wyraźnie spadały (ryc. 17).

Podsumowując można stwierdzić, że w latach 1996–2004 w rejonie Stacji Puszcza Borecka występowały co roku wysokie stężenia ozonu w okresach marzec-kwiecień i maj-sierpień, które jednak nie stworzyły nadzwyczajnych zagrożeń dla ludzi i środowiska.

Dwutlenek węgla jest kolejnym specyficznym zanieczyszczeniem powietrza, mierzonym automatycznie na Stacji od 1997 roku, który z jednej strony jest naturalnym składnikiem atmosfery, a z drugiej – zanieczyszczeniem odpowiedzialnym za ocieplanie klimatu.

Wartości stężenia dwutlenku węgla w przyziemnej warstwie atmosfery, jak wynika z analizy danych godzinnych, są zależne od warunków meteorologicznych, aktywności biosfery i działalności człowieka. W każdym roku stężenia CO_2 wykazują pewną cykliczność: największe wartości przypadają na wiosnę i jesień, natomiast najniższe – na lato. Cykl ten jest uwarunkowany aktywnością biosfery w okresie wegetacyjnym (pochłanianie CO_2 przez rośliny oraz jego emisja glebowa) i wzmożonym spalaniem paliw energetycznych w sezonie zimowym. W latach 1997–2004, jak wynika z ryciny 16, średnie roczne stężenia zmieniały się w dość szerokim przedziale: od 374 do 395 ppm, natomiast ekstremalne wartości w ciągu doby – w jeszcze szerszym przedziale: 335 – 418 ppm (tab. 2). Najniższe stężenia wystąpiły w 2002 roku, w najcieplejszym okresie 11-lecia. W tym roku stężenia w sezonie wegetacyjnym (V–X), które na ogół są niższe od stężeń w sezonie chłodnym,

¹ AOT40 dla okresu maj-lipiec.

² 60 dni w ciągu roku ze stężeniem $>120 \text{ mg}/\text{m}^3$ dla maksymalnej średniej ośmiogodzinnej spośród średnich krocących, obliczanych ze średnich jednogodzinnych w ciągu doby.

były najniższe w analizowanym okresie. Od tego roku obserwowany jest systematyczny wzrost stężeń CO_2 , spowodowany głównie względnie mroźnymi zimami i umiarkowanie ciepłymi latami. Można przyjąć, że jeżeli w rejonie Stacji, otoczonej lasami, nastąpią w najbliższych latach ciepłe i suche okresy (pod względem wilgotności), to należy oczekiwać spadku stężenia dwutlenku węgla.

Zanieczyszczenia opadów

Skład chemiczny opadów kształtowany był przez wiele zmiennych z roku na rok czynników. W tabeli 4 przedstawiono średnie roczne (obliczone jako średnie ważone po wysokościach opadu) wartości stężenia badanych składników opadów wraz z odchyleniem standardowym (obliczonym dla średnich ważonych).

Na podstawie wartości średnich stężeń badanych składników i sumarycznych wysokości opadów obliczono wielkości ładunków zanieczyszczeń wniesionych do podłoża z opadami w poszczególnych latach i wieloleciu 1994–2004 (tabela 5).

W okresie 1994–2004 największe roczne sumy opadów występowały w latach hydrologicznych 1995, 1998, 2001 i 2004. Najsuchsze były lata 1996, 2000 i 2003. Średnie roczne stężenia większości zanieczyszczeń badanych w opadach wykazywały w analizowanym wieloleciu tendencję spadkową (ryc. 18). Na początku tego okresu (szczególnie w roku 1994) stężenie większości składników opadów osiągało największe wartości. Najmniej regularny przebieg miały średnie roczne wartości stężenia jonów amonowych i potasu. W przypadku tych zanieczyszczeń maksymalne wartości wystąpiły w latach 1995–1996.

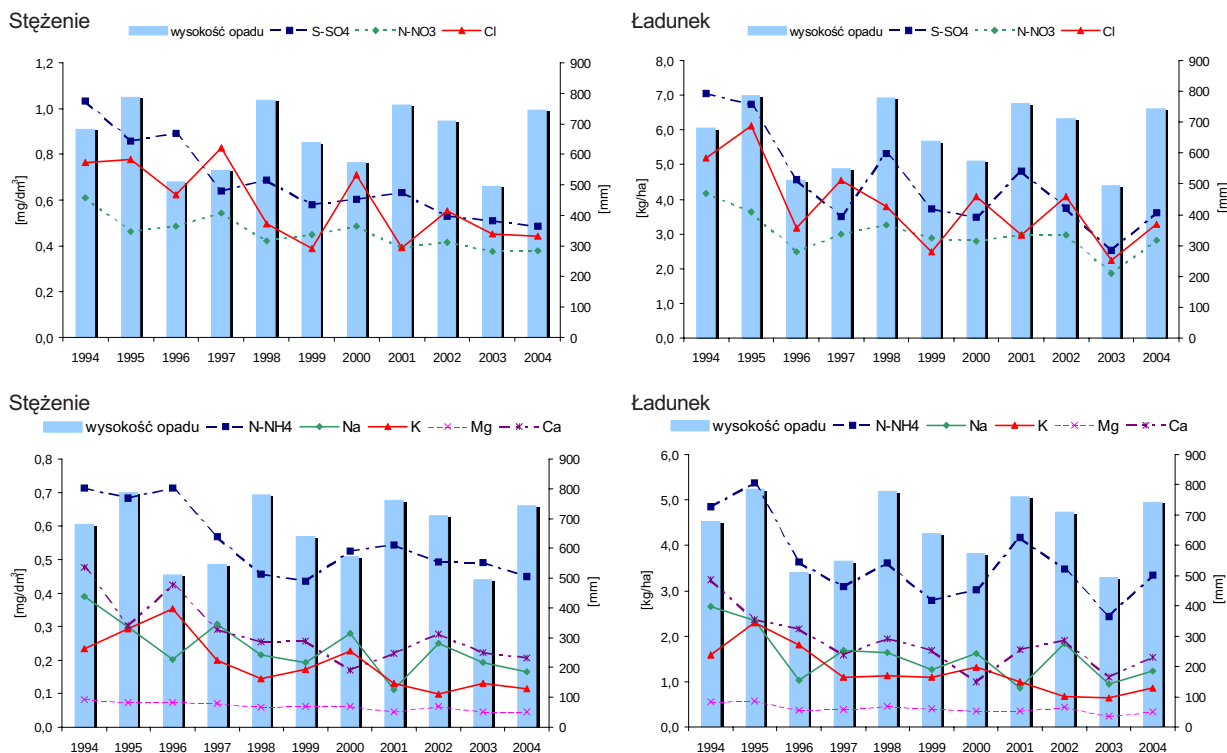
Tabela 4. Średnie roczne wartości stężenia głównych składników badanych w opadach w poszczególnych latach i wieloleciu 1994–2004

Rok		S-SO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	Przew
		[mg/dm ³]								[-]	[µg/dm ³]	[mS/m]
1994	średnia	1,03	0,61	0,71	0,76	0,39	0,08	0,23	0,48	4,38	41,5	2,8
	odch. stand.	1,65	1,10	1,04	1,58	0,79	0,17	0,67	1,44	4,40	40,1	2,5
1995	średnia	0,85	0,46	0,67	0,78	0,30	0,07	0,29	0,30	4,46	35,1	2,0
	odch. stand.	1,55	0,95	1,26	2,30	0,56	0,17	0,96	0,83	4,32	47,7	2,9
1996	średnia	0,89	0,49	0,71	0,62	0,20	0,07	0,35	0,42	4,43	37,1	2,0
	odch. stand.	1,17	0,76	1,27	1,55	0,54	0,14	0,78	0,79	4,39	40,4	1,9
1997	średnia	0,64	0,54	0,57	0,83	0,31	0,07	0,20	0,29	4,82	15,2	1,7
	odch. stand.	1,26	1,19	1,37	2,05	0,67	0,12	0,50	0,50	4,51	30,9	2,1
1998	średnia	0,69	0,42	0,46	0,50	0,22	0,06	0,14	0,25	4,73	18,6	1,7
	odch. stand.	0,82	0,69	0,85	1,04	0,53	0,09	0,40	0,42	4,48	32,7	2,0
1999	średnia	0,58	0,45	0,44	0,39	0,18	0,06	0,17	0,27	4,72	18,9	1,8
	odch. stand.	0,89	0,86	0,93	0,83	0,37	0,09	0,40	0,44	4,58	26,2	1,6
2000	średnia	0,61	0,49	0,53	0,73	0,28	0,06	0,23	0,17	4,41	38,8	2,4
	odch. stand.	0,84	0,74	0,93	1,50	0,59	0,14	0,39	0,38	4,33	47,0	2,1
2001	średnia	0,63	0,39	0,55	0,40	0,11	0,05	0,13	0,22	4,72	18,9	1,9
	odch. stand.	0,92	0,85	1,03	0,57	0,25	0,09	0,30	0,41	4,60	25,4	1,8
2002	średnia	0,53	0,42	0,49	0,56	0,25	0,06	0,10	0,28	4,77	17,0	1,6
	odch. stand.	0,66	0,58	0,68	1,08	0,63	0,08	0,18	0,40	4,44	36,6	1,8
2003	średnia	0,51	0,38	0,49	0,45	0,19	0,05	0,13	0,22	4,83	14,7	1,4
	odch. stand.	0,98	0,63	0,97	1,22	0,68	0,12	0,64	0,51	4,61	24,4	1,2
2004	średnia	0,49	0,38	0,45	0,44	0,17	0,05	0,12	0,21	4,72	19,2	1,4
	odch. stand.	0,65	0,61	0,91	0,85	0,31	0,07	0,21	0,41	4,47	33,5	1,1
1994–2004	średnia	0,68	0,45	0,55	0,58	0,24	0,06	0,19	0,28	4,61	24,6	1,9
	odch. stand.	1,10	0,85	1,04	1,43	0,56	0,12	0,54	0,68	4,45	35,8	2,0

Tabela 5. Sumaryczne ładunki głównych składników wniesione z opadami do podłoża w poszczególnych latach i wieloleciu 1994–2004

Rok	S-SO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
	[mg/m ²]								[mg/m ²]
1994	703,1	410,9	478,1	484,4	260,3	55,0	156,2	318,4	23,6
1995	665,3	358,2	522,1	599,2	227,8	55,5	222,6	230,0	25,4
1996	455,8	248,7	363,3	309,2	102,4	36,6	178,2	213,4	18,7
1997	350,5	297,2	310,7	443,9	167,7	37,7	106,9	156,3	8,3
1998	535,1	312,5	337,5	359,1	159,5	44,7	108,4	178,8	14,4
1999	370,4	282,1	270,7	243,5	113,9	36,6	103,1	170,8	11,9
2000	348,5	273,8	302,1	387,3	158,7	35,3	128,2	96,2	22,1
2001	481,5	285,9	399,4	283,6	81,3	32,8	94,5	156,0	14,1
2002	375,6	285,9	340,0	380,9	168,4	41,9	66,4	189,3	11,9
2003	251,9	184,3	240,7	221,6	92,4	22,5	62,6	107,3	7,2
2004	361,8	279,0	332,5	328,0	117,9	34,0	84,6	151,4	14,2
1994–2004	4910,8	3219,0	3897,7	4051,5	1652,6	432,7	1313,5	1967,8	171,8

Wielkości sumarycznych ładunków zanieczyszczeń wniesionych do podłoża z opadami były kształtowane zarówno przez wielkość stężenia, jak i wysokość opadu. Generalnie można jednak stwierdzić, że zmniejszanie stężenia badanych składników wpłynęło decydująco na zmniejszanie wielkości rocznych ładunków (ryc. 18). Tendencja spadkowa była zachwiana w latach szczególnie bogatych w opady (1998, 2001). Jednak w roku 2003 ładunki większości składników były najmniejsze w analizowanym 11-leciu, głównie za sprawą wystąpienia jednych z najmniejszych wartości stężenia, co dodatkowo zostało wzmocnione faktem, że rok ten był najsuchszy.

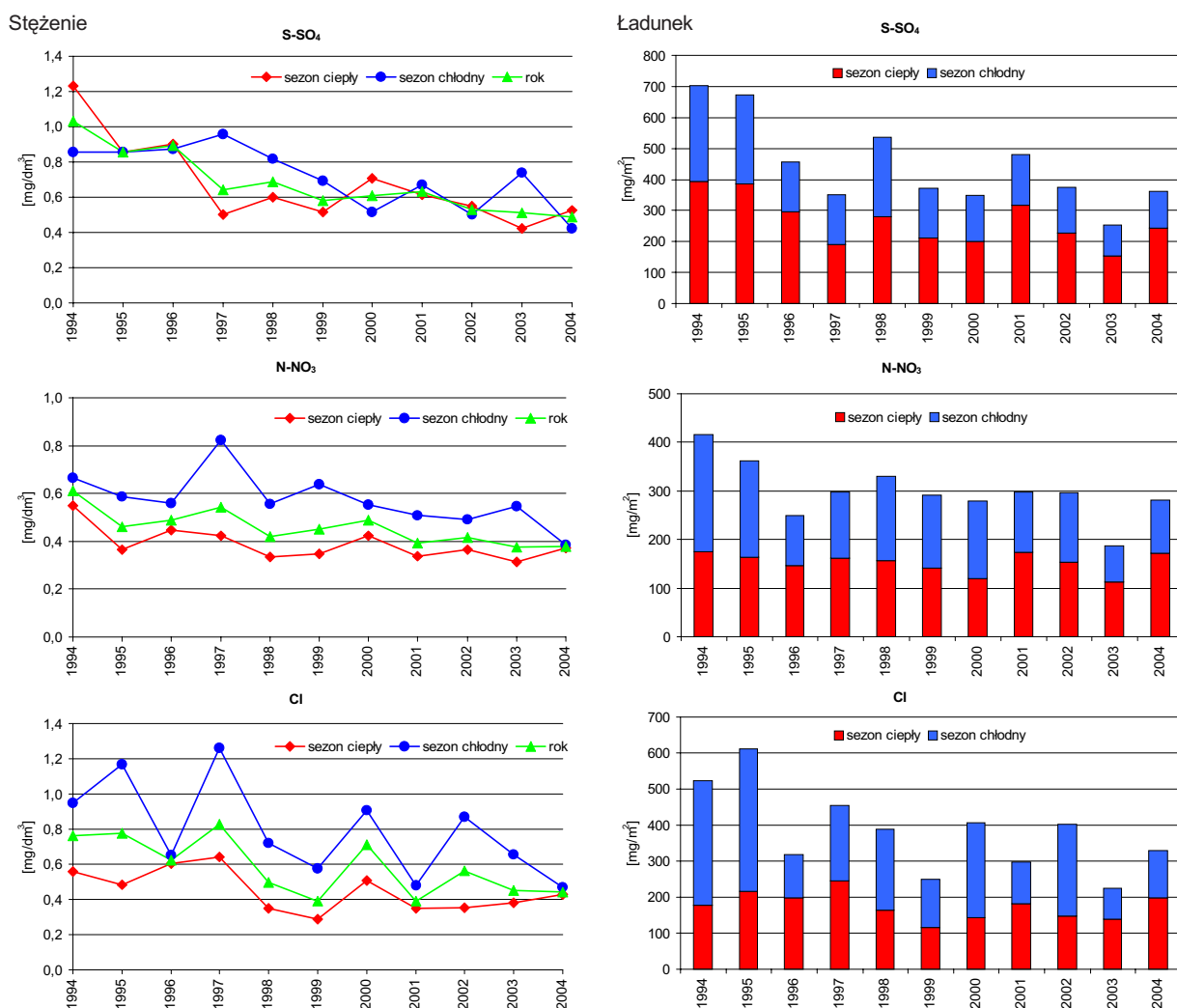


Ryc. 18. Średnie roczne wartości stężenia i ładunków głównych składników opadów w poszczególnych latach

Aniony

Zanieczyszczenia opadów nie wykazują tak wyraźnych zmian sezonowych, jakie można obserwować w przypadku omawianych wcześniej zanieczyszczeń powietrza. Zmiany sezonowe są natomiast typowe dla wysokości opadów – w większości analizowanych lat obserwowano dominację opadów w ciepłej połowie roku nad opadami w chłodnym sezonie. Nieco niższe wartości stężenia występujące na ogół w miesiącach letnich są kompensowane większymi sumami wysokości opadów.

Przebiegi wartości średnich stężenia jonów siarczanowych dla sezonu ciepłego i chłodnego były bardzo zmienne i przeplatające się – w niektórych latach dominowały wartości z sezonu chłodnego, w innych z sezonu ciepłego (ryc. 19). Natomiast ładunki były we wszystkich latach wyższe w ciepłym półroczu (efekt przewagi opadów ciepłego półrocza). Sumaryczne roczne ładunki odzwierciedlały w większym stopniu wahania rocznych sum opadów niż rozkład stężenia. Nieco inaczej zachowywały się azotany: we wszystkich latach bardzo wyraźnie dominowały stężenia z chłodnego półrocza. Wobec tego ładunki wniesione do podłoża w sezonie chłodnym i ciepłym były bardzo do siebie zbliżone; zdarzały się lata, w których były one większe w chłodnym okresie niż w ciepłym. Wyraźnie zatem widać, że na kształt sumarycznego ładunku mają wpływ zarówno wielkości stężenia jak i wysokości opadów. Jeszcze wyraźniej obserwujemy to na przykładzie chlorków: średnie stężenia w sezonie chłodnym były w każdym roku wyższe niż w sezonie



Ryc. 19. Średnie wartości stężenia i sumaryczne wartości ładunków anionów w sezonach

ciepłym. Różnice były na tyle istotne, że nie w każdym roku zostały zrekompensowane wysokością opadów. W większości lat opady chłodnego półrocza wniosły do podłoża więcej chlorków niż opady ciepłego półrocza.

W latach 1994–2004 opad deszczu, śniegu, gradu itp. wystąpił w mniej niż w połowie dni. Spośród opadów, które zanotowano w tym czasie na Stacji najczęściej miało dobową wysokość pomiędzy 1 a 4.9 mm i pomiędzy 0.1 a 0.9 mm. Najrzadziej spotykane były opady o dobowej sumie większej od 20 mm. Opady o małej dobowej wysokości były na ogół najbardziej zanieczyszczone – charakteryzowały się największymi wartościami stężenia badanych substancji, ale wniosły do podłoża najmniejsze ilości tych składników (ze względu na małą wysokość). Wraz ze wzrostem wielkości opadu spadało stężenie anionów.

Kationy

Podobnie, jak w przypadku anionów średnie roczne stężenia kationów wykazywały tendencję spadkową, osiągając w ostatnich latach wartości mniejsze niż na początku wielolecia 1994–2004. Najbardziej znaczące spadki obserwowano dla jonów amonowych i wapnia. Najmniejszą zmienność z roku na rok obserwuje się w przypadku magnezu.

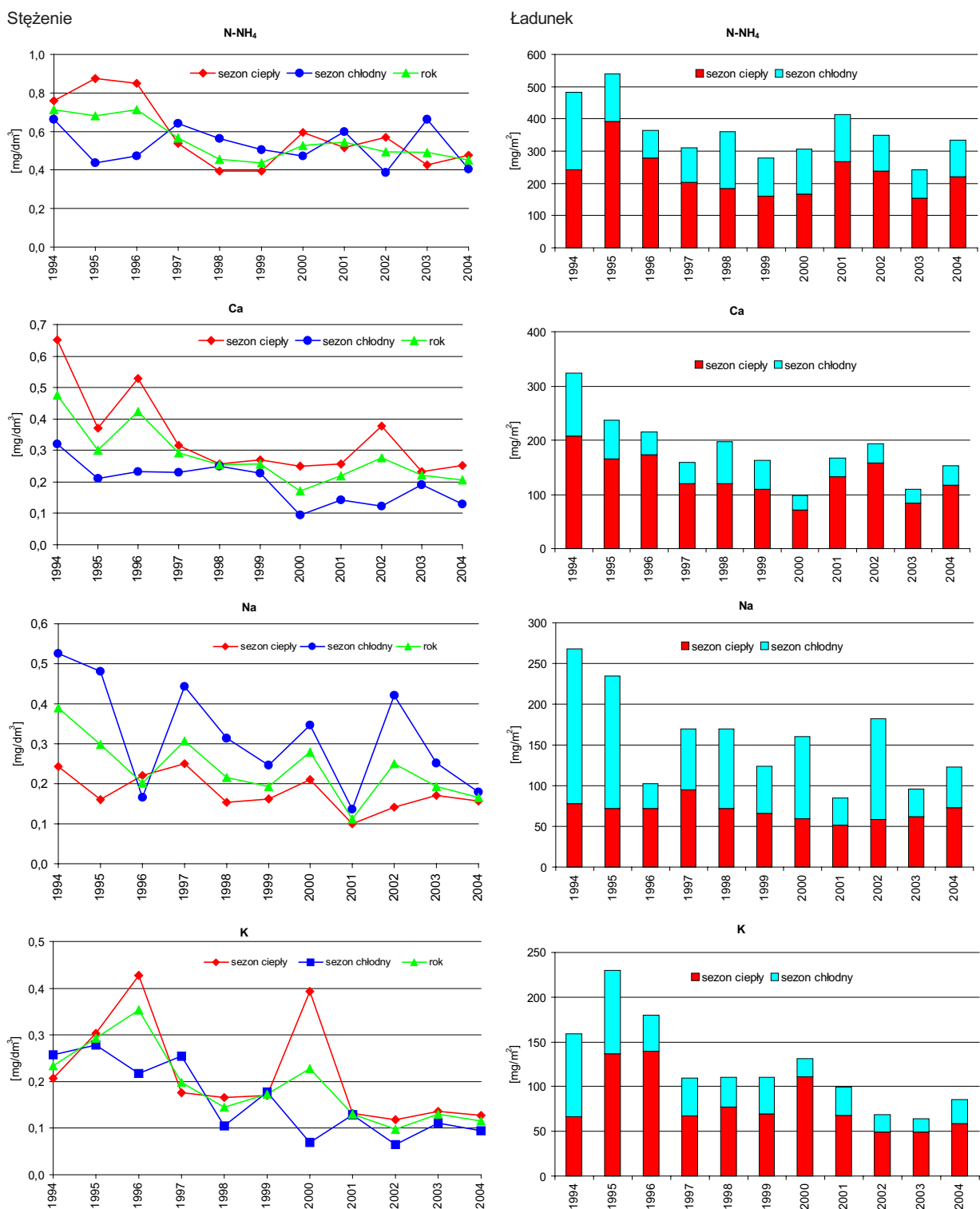
Rozpatrując wartości średnie w sezonach (ryc. 20) można stwierdzić, że we wszystkich latach stężenie wapnia w sezonie ciepłym było wyższe niż w sezonie chłodnym (jedynie w 1998 roku się zrównały). Tym samym ładunki wapnia wniesione do podłoża w ciepłym półroczu znacznie przewyższały te, które wniosły opady chłodnego półrocza. Dość podobnie przedstawiały się średnie sezonowe wartości stężenia potasu, chociaż zdarzały się lata, w których stężenie w sezonie chłodnym było wyższe lub bardzo zbliżone do stężenia z sezonu chłodnego. W roku 1998 i 2000 wystąpiły największe wartości stężenia w sezonie ciepłym, a jednocześnie rozbieżność między wartościami obserwowanymi w obu półroczach były największe. W większości lat ładunki K wniesione przez opady ciepłego sezonu były większe od tych, które wniosły opady sezonu chłodnego. Jony amonowe i magnez osiągały wartości stężenia zbliżone w obu półroczach (poza NH_4 w latach 1995 i 1996), zatem zróżnicowanie ładunków w sezonie chłodnym i ciepłym zostało spowodowane głównie przez wysokości opadów – wartości były wyższe w półroczu ciepłym. Ze względu na wspólne źródło pochodzenia stężenia i ładunki sodu mają podobny przebieg, jak stężenia i ładunki chlorków. Dominują wartości sezonu chłodnego (w większości lat).

Dla większości kationów prawdziwa jest zasada, że wraz ze wzrostem sumy dobowej opadu spada stężenie składnika.

Odczyn i przewodność

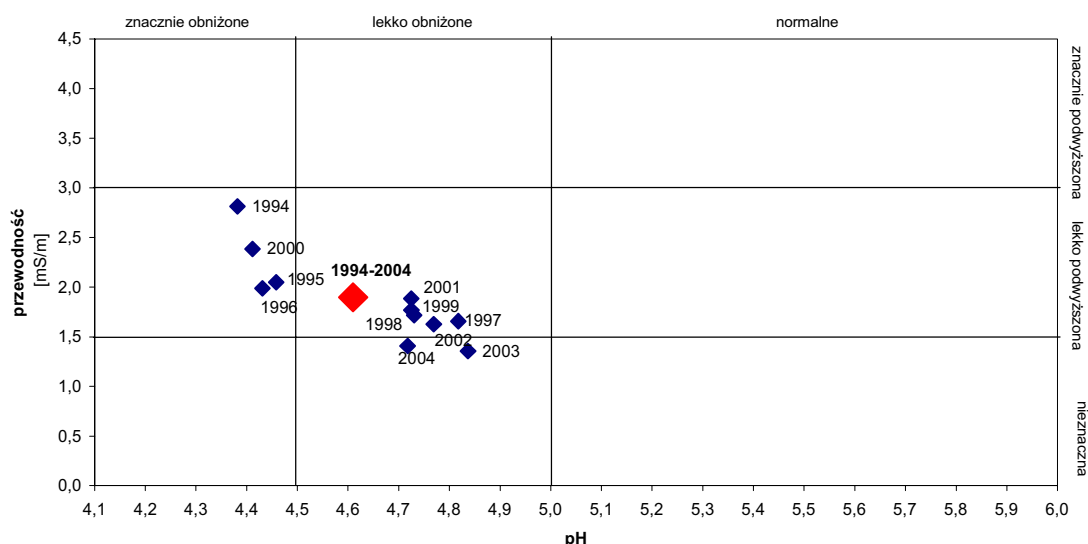
Odczyn badanych na Stacji Puszcza Borecka opadów na początku ciągłych pomiarów (1993–1996) był zaliczany do klasy „znacznie obniżony” (ryc. 21). Do tej grupy dołączyły także opady z roku 2000. W następnych latach średnia roczna wartość odczynu opadów pozwalała je zaliczyć do klasy „lekko obniżone”. Średnie w wieloleciu 1994–2004 pH opadów (4,61) należy również do klasy „lekko obniżone”. Jednocześnie przewodność opadów we wszystkich latach (oprócz 2003 i 2004) należała do klasy „lekko podwyższona”. Rok 2003 był pierwszym, w którym średnia roczna wartość przewodności spadła do klasy, określanej mianem „nieznaczna”. Jest to dowodem, że ilość rozpuszczonych w wodzie opadowej składników spadła do takiego poziomu, że nie powodują zwiększania przewodności. Średnia w wieloleciu 1994–2004 przewodność opadów (1,9 mS/m) należy do klasy „lekko podwyższona”.

Po początkowym okresie pomiarów, w którym opady były szczególnie kwaśne i średnia roczna wartość pH nie przekraczała 4.5, w roku 1997 zanotowano znaczący wzrost odczynu (ryc. 22). Jednak w następnych latach pH opadów spadało tak znacznie, że w roku 2000 osiągnęło znów wartość nieznacznie niższą od odnotowanej w latach 1995–1996. Od tego roku, w którym nastą-

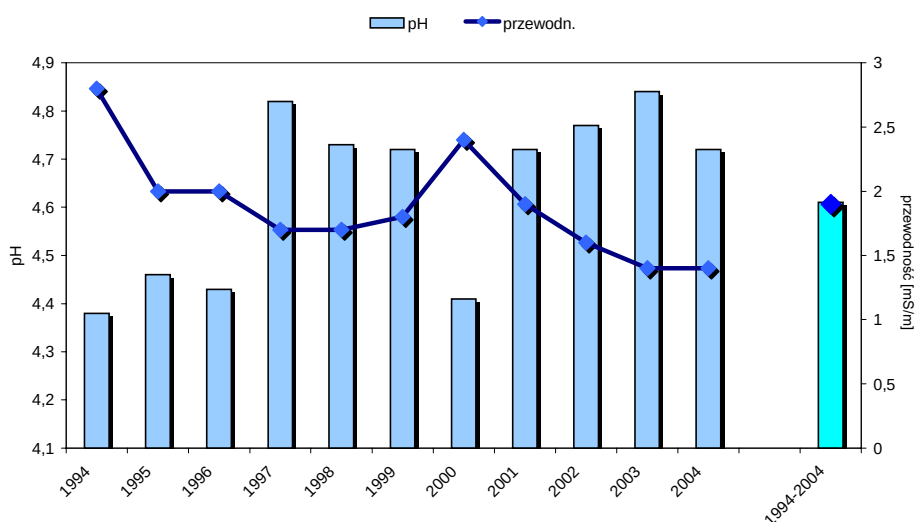


Ryc. 20. Średnie wartości stężenia i sumaryczne ładunki kationów w sezonach

piło tak znaczące zwiększenie kwasowości opadów, każdy kolejny rok przynosił poprawę. W rezultacie w 2003 roku średnia roczna wartość pH osiągnęła maksimum spośród wszystkich wartości (4.78). W roku 2004 znowu była mniejsza. Jednocześnie średnie roczne wartości przewodności elektrolitycznej właściwej opadów miały niemal odwrotny przebieg do przebiegu odczynu. W latach, w których odczyn wzrastał spadała przewodność i odwrotnie. Generalnie w latach



Ryc. 21. Klasyfikacja opadów atmosferycznych w latach 1994–2004 (Jansen i In. 1988)

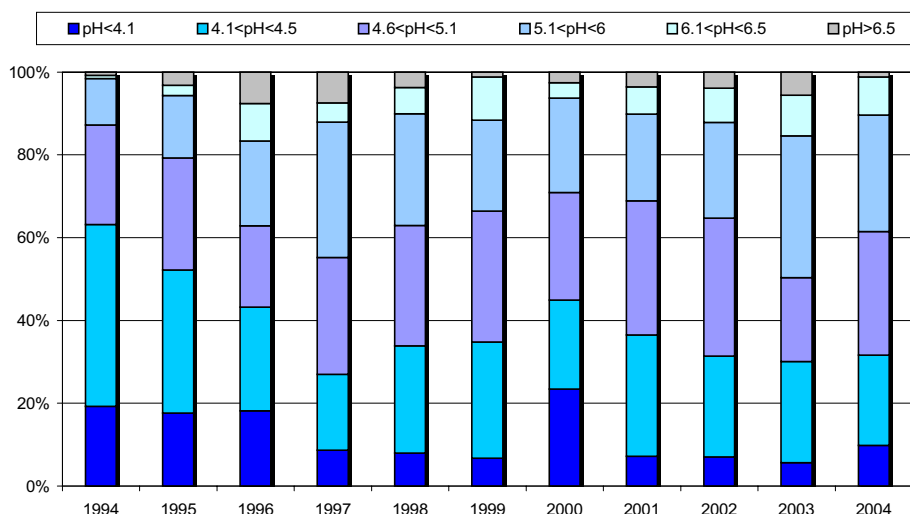


Ryc. 22. Średnie roczne wartości pH i przewodności opadów atmosferycznych w latach 1994–2004

o najniższym odczynie występowało w opadach najwięcej rozpuszczonych substancji, zatem przewodność była największa.

W miarę upływu czasu zmniejszała się liczebność próbek charakteryzujących się najmniejszymi wartościami pH (tendencja została zachwiana w roku 2000) a zwiększała się ilość próbek o wyższych wartościach odczynu (ryc. 23). Największy przyrost zanotowano w przedziale odczynu 5,1 – 6,0. Wahania ilości próbek o najwyższych wartościach pH (>6,5) należy wiązać z wdrażaniem procedur kontroli jakości – zwykle pH w granicach 7 jest świadectwem zanieczyszczenia próbki i wyniki te były eliminowane z bazy danych.

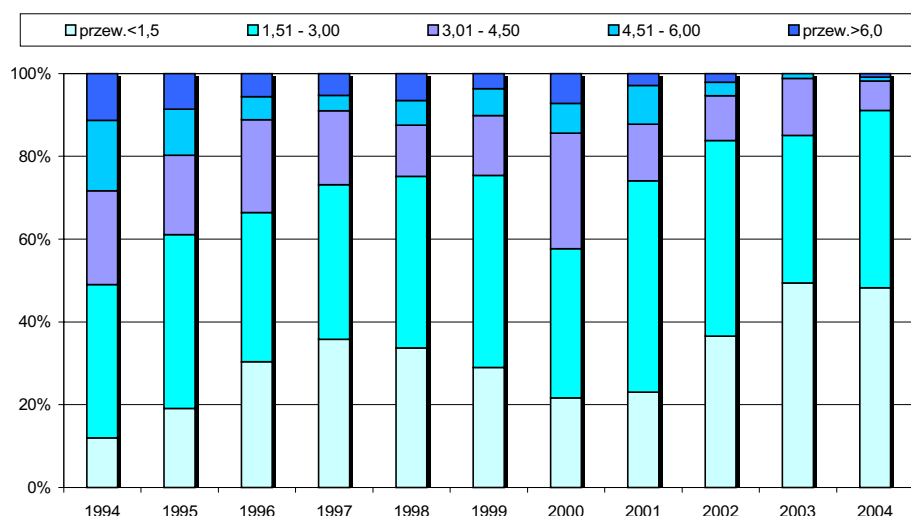
Od roku 1995 ilości próbek o pH w przedziałach 4,1 – 4,5 i 4,6 – 5,1 były do siebie zbliżone a dodatkowo mało się zmieniały z roku na rok. Na zmiany średnich wartości z roku na rok największy wpływ miały ilości próbek o najniższych i najwyższych wartościach i wzajemne ich relacje. W latach o najniższych wartościach średnich odczynu występowało najwięcej próbek o wartościach pH mniejszych od 4,1 (około 20% w latach 1994 i 2000). W roku 2003 o największym średnim rocznym odczynie opadów zdecydowało zwiększenie liczebności próbek o pH wyższym od 5,1 do 50%. W roku 2004 ponownie wzrósł udział próbek dobowych o najniższych wartościach odczynu (próbki o pH<4,1 stanowiły 10%).



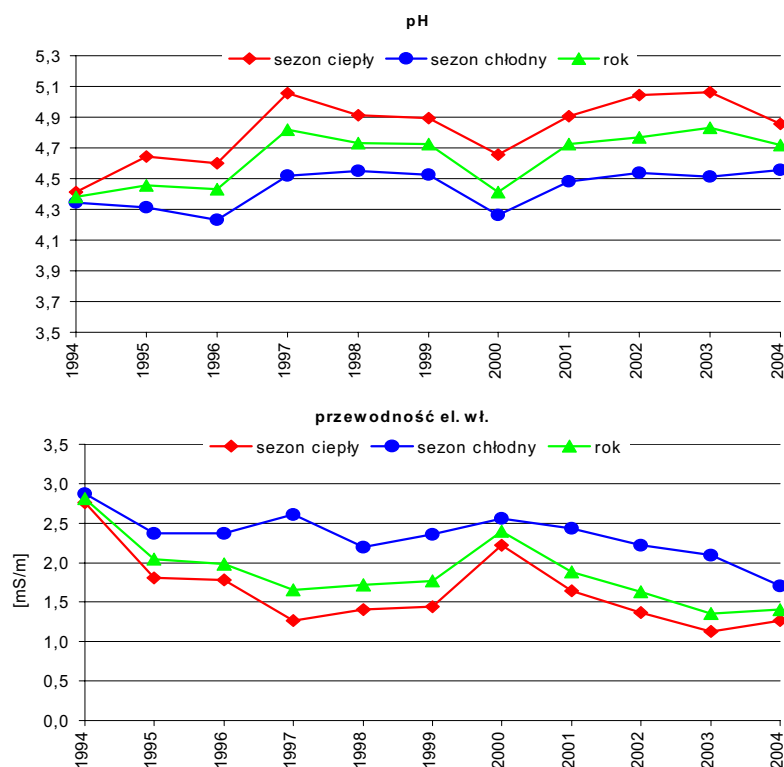
Ryc. 23. Udział procentowy opadów o odczynie w określonych przedziałach

W kolejnych latach obserwuje się przesunięcie liczebności pH w poszczególnych przedziałach w stronę wyższych wartości, jak również spłaszczenie histogramów wskutek zmniejszenia liczebności niższych przedziałów i przenoszenie wyników do przedziałów o wyższych wartościach. Taki układ jest najbardziej widoczny, gdy porównuje się histogramy pH z roku 1994 i 2003.

W przypadku przewodności w miarę upływu lat obserwuje się zmniejszanie udziału próbek o wartościach z dwóch najwyższych klas (4,51–6,00 mS/m „mocno podwyższone” i >6,00 mS/m „bardzo silnie podwyższona”). W dwóch ostatnich latach próbki o przewodności z tych klas praktycznie zanikły (ryc. 24). W latach 1994–2002 dominowały próbki o przewodności 1,51–3,00 mS/m, czyli w klasie lekko podwyższone. Od roku 2003 zaznaczyła się dominacja próbek z klasy przewodności „nieznaczna” (<1,5 mS/m). Stanowiły one blisko połowę wszystkich próbek opadów atmosferycznych zebranych w ogródku meteorologicznym Stacji. W 1994 roku 50% wszystkich próbek stanowiły te, których przewodność zaliczana była do obydwu najniższych klas – „nieznaczna” i „lekko podwyższona”. W roku 2004 do tych dwóch klas należało ponad 90% próbek. Świadczy to – wraz ze zmniejszaniem stężeń badanych składników – o stopniowym zmniejszaniu zawartości w opadach substancji wymywanych z atmosfery.



Ryc. 24. Udział procentowy opadów o przewodności w określonych przedziałach



Ryc. 25. Średnie sezonowe wartości odczynu i przewodności opadów

Analiza średnich wartości odczynu w sezonie ciepłym i chłodnym wskazuje, że wartości wyższe były notowane w miesiącach ciepłych, a niższe w chłodnych (ryc. 25).

Ale poza rokiem 1994 (gdy nie obserwowano różnic pomiędzy wartościami średnimi dla sezonów) proporcje tych wartości do siebie nawzajem i wartości średniej rocznej były niemal identyczne we wszystkich latach. Zbliżeniu uległy w roku 2004, przy podobnej proporcji, jak w 1995, ale na wyższym poziomie wartości. Jest to jedyny spośród badanych parametrów, który charakteryzuje się takim przebiegiem wartości średnich sezonowych.

W przypadku przewodności obserwuje się większe wartości w sezonie chłodnym niż w sezonie ciepłym we wszystkich latach hydrologicznych. Ponadto zmienność przewodności w sezonie ciepłym była większa niż w sezonie chłodnym i to zmiany w cieplej porze roku miały większy wpływ na kształtowanie wartości średnich rocznych.

Zarówno odczyn opadów jak i przewodność są parametrami zależnymi od wysokości opadów, podobnie jak stężenia zanieczyszczeń. Opady o najmniejszych sumach dobowych (0.1 – 0.9 mm) zawierały najwięcej rozpuszczonych składników, co wiązało się z największą wartością przewodności. Były to jednak opady najbardziej kwaśne (o średnim pH nieco powyżej 4.3). Opady o dobowych sumach wysokości przekraczających 20 mm należały do klasy o pH lekko obniżonym (na samym początku tej klasy, gdyż średnia wartość odczynu nieco przekroczyła 4.6). Do tej klasy również da się zaliczyć opady z przedziału wysokości 10 – 19.9 mm. Pozostałe należą do klasy opadów o znacznie obniżonym pH.

Chemizm opadów podkoronowych i spływ po pniach

Część opadów atmosferycznych padających na terenie leśnym przepływa przez korony drzew (tę część reprezentują próbki opadów podkoronowych), a część spływa po pniach drzew (reprezentują ją próbki spływu po pniach). Rok hydrologiczny 2004 był pierwszym pełnym rokiem badania opadów podkoronowych i spływu po pniach na powierzchni 005. Zatem w niniejszym

rozdziale zaprezentowano jedynie wyniki pochodzące z tego jednego roku. Stanowiska do zbierania opadów podkoronowych i spływu po pniach umieszczono pod świerkiem, grabem i dębem.

Wyniki oznaczeń składników w próbkach opadów podkoronowych zbieranych pod poszczególnymi gatunkami drzew uśredniono, uzyskując wartości średnie ważone po wielkościach opadów pod drzewami (miesięczne, roczne) dla badanego drzewostanu. Zbierane i analizowane były zlewane próbki miesięczne opadów.

W tabeli 6 zaprezentowano średnie roczne wartości stężenia badanych składników oraz maksymalne i minimalne wartości stężenia zarejestrowane w próbkach miesięcznych.

Na podstawie uzyskanych wyników obliczono wartości ładunków wniesionych z opadami podkoronowymi do ziemi na leśnej powierzchni badawczej (tabela 7).

Tabela 6. Średnie roczne wartości stężenia składników badanych w opadach podkoronowych oraz maksymalne i minimalne wartości w próbkach miesięcznych

Rok		S-SO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	Przew
		[mg/dm ³]								[-]	[μg/dm ³]	[mS/m]
2004	średnia	1,71	1,61	0,703	1,99	0,74	3,07	0,51	5,68	5,04	9,19	6,21
	max	3,13	3,51	1,900	4,35	1,66	5,60	0,91	12,32	6,95	34,5	11,43
	min	0,93	1,02	<0.010	0,82	0,34	1,37	0,33	1,32	4,46	0,1	4,06

Tabela 7. Roczne wartości wysokości opadów i ładunków składników badanych w opadach podkoronowych oraz maksymalne i minimalne wartości miesięczne

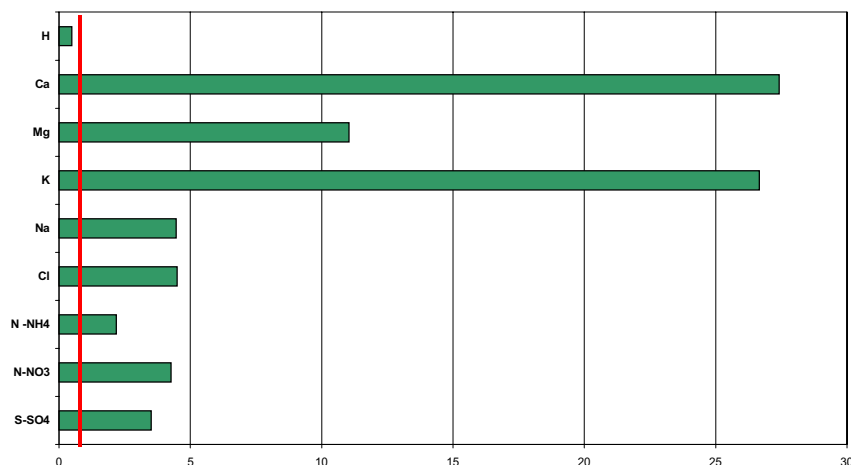
Rok		h	S-SO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	H
		[mm]	[mg/m ²]								
2004	suma	583,9	996,2	941,8	410,8	1161,6	430,2	1792,7	297,7	3315,7	5,37
	max	104,0	159,1	168,7	103,3	236,3	68,0	482,4	63,7	1281,6	1,56
	min	2,2	53,1	39,9	0,4	57,5	26,8	42,1	15,3	59,4	0,01

Roczna suma opadów pod drzewami była o 21% mniejsza niż w ogródku meteorologicznym, a przebieg sum miesięcznych nie odbiegał od przebiegu na otwartej przestrzeni. Najwięcej opadów w lesie notowano w czerwcu, najmniej zaś w kwietniu. Różnica sum miesięcznych była większa w sezonie ciepłym niż w chłodnym, głównie za sprawą parowania próbek, jak również większej efektywności zatrzymywania opadów przez drzewa liściaste w okresie pełnego ulistnienia.

Skład chemiczny opadów jest modyfikowany po przejściu wody opadowej przez korony drzew, w sposób zależny od rodzaju drzewostanu i pory roku. Generalnie można stwierdzić, że opady po przejściu przez korony drzew ulegają wzbogaceniu w składniki wskutek zmywania zanieczyszczeń osiadłych na liściach i igłach drzew wskutek suchej depozycji lub wymywania składników z organów asymilacyjnych.

Ładunki wniesione do podłoża przez opady po przejściu przez korony drzew były dla większości jonów znacząco większe niż ładunki wniesione na otwartej przestrzeni. Dla większości składników badanych w opadach pochodzących ze stanowisk zlokalizowanych pod drzewami odnotowano mniej lub bardziej znaczące różnice pomiędzy stężeniem w miesiącach zimowych (większe wartości) a stężeniem w miesiącach letnich. Prawdopodobnie ta nie dotyczy związków azotu.

Dla każdego badanego składnika obliczono współczynniki koncentracji określone jako stosunek stężenia danego składnika w opadzie podkoronowym pod danym drzewostanem do stężenia tego składnika w opadzie na otwartej przestrzeni. Na rycinie 26 zaprezentowano współczynniki koncentracji dla wartości średnich rocznych stężenia głównych składników. Linijką zaznaczono



Ryc. 26. Współczynniki koncentracji dla składników badanych w opadach podkoronowych. 2004

współczynnik równy 1, odpowiadający równym wartościom stężenia w opadach leśnych i opadach na otwartej przestrzeni.

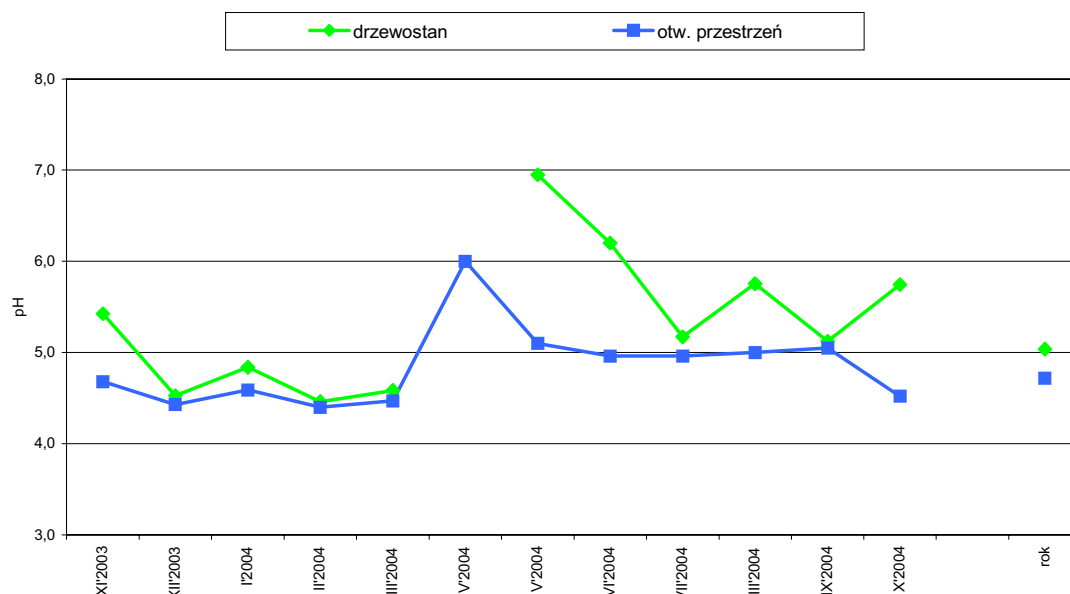
W wartościach współczynnika koncentracji zaznaczają się wyraźnie różnice pomiędzy badanymi składnikami. Wartości równej 1 nie przekroczył współczynnik koncentracji jonów wodorowych, a najmniej przekroczył ją współczynnik koncentracji jonów amonowych. Największe wartości zanotowano dla wapnia (27), potasu (27) i magnezu (11).

W przypadku siarczanów większe wartości współczynnika występowały w próbach pobranych w sezonie chłodnym; w przypadku azotanów – odwrotnie, a dla chlorków nie zaobserwowano w 2004 roku wyraźnego sezonowego przebiegu współczynnika koncentracji. W przypadku kationów największe wzbogacenie dotyczyło wapnia i potasu, przy czym większe wartości współczynnika koncentracji dla tych składników obserwowane były w sezonie ciepłym. Dla pozostałych kationów większe wzbogacenie miało miejsce w miesiącach zimowych. Najmniejsze wzbogacenie opadów po przejściu przez korony drzew dotyczyło jonów wodorowych – jedynie dla pojedynczych prób zebranych pod drzewami stężenie H^+ było większe niż w próbach pochodzących z otwartej przestrzeni, co odzwierciedla relacje pomiędzy odczynem próbek zebranych na różnych stanowiskach pomiarowych. Dla wielu próbek współczynniki koncentracji jonów amonowych nie przekroczyły wartości 1.0 lub były jej bliskie, co nie zdarzało się w przypadku innych kationów (poza H^+).

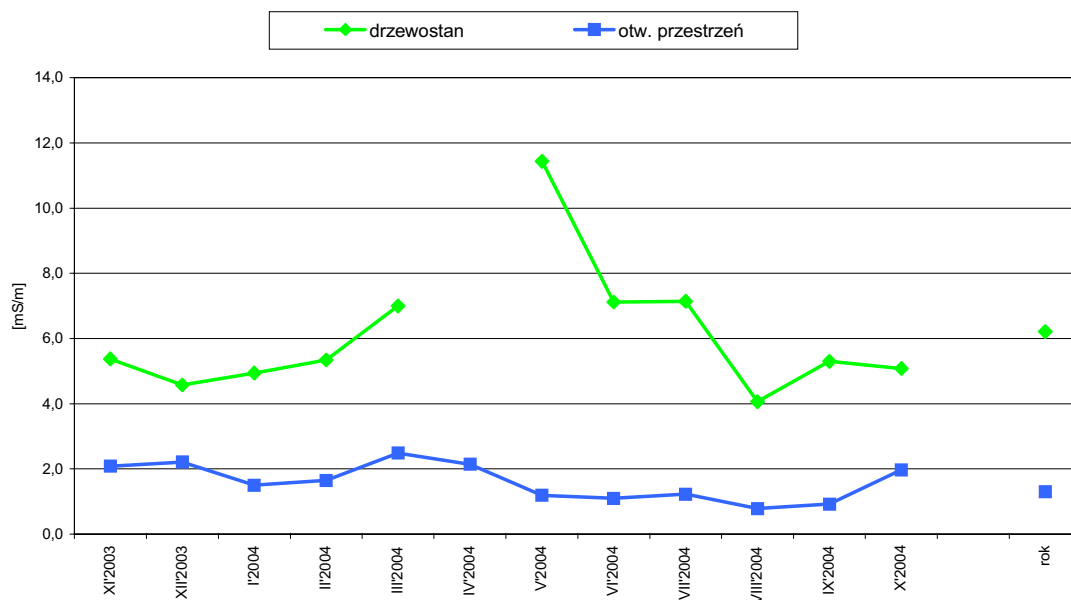
Opady zbierane pod drzewostanem charakteryzowały się większymi wartościami odczynu niż opady z otwartej przestrzeni. W przebiegu średnich wartości pH widać wyraźne zmiany sezonowe – w ciepłym półroczu wartości były znacząco większe niż w chłodnym, przy czym zmiany te były bardziej widoczne dla próbek zbieranych w lesie niż dla pochodzących z punktu pomiarowego na otwartej przestrzeni (ryc. 27). Na taką sytuację może mieć wpływ różnica w okresie pobierania próbek (dobowe na otwartej przestrzeni, miesięczne zlewane w lesie), jak również większe prawdopodobieństwo zanieczyszczania próbek zbieranych w lesie (liście, owady itp.).

Przebieg średnich wartości przewodności opadów (ryc. 28) charakteryzował się małą zmiennością dla próbek zebranych na otwartej przestrzeni i większą dla próbek pochodzących z lasu, z większymi wartościami dla próbek spod drzew niż z otwartej przestrzeni. Wartości największe występowały w sezonie wiosennym, najmniejsze zaś zimą. W ciepłych miesiącach różnice przewodności były największe – przewodność próbek spod drzew była 5-krotnie większa niż na otwartej przestrzeni (największa w maju). W próbkach zebranych pod drzewami średnia roczna wartość przewodności była 3-krotnie większa niż na otwartej przestrzeni.

Stanowiska do zbierania próbek spływu umieszczono na świerkach, grabach i dębach, czyli na drzewach należących do tych samych gatunków, pod którymi zbierane były próbki opadów podkoronowych. Zbierane były zlewane próbki miesięczne spływów. W tabeli 8 przedstawiono



Ryc. 27. Odczyn opadów podkoronowych w 2004 roku



Ryc. 28. Przewodność opadów podkoronowych w 2004 roku

Tabela 8. Średnie roczne wartości stężenia składników badanych w spływach po pniach drzew oraz maksymalne i minimalne wartości w próbkach miesięcznych

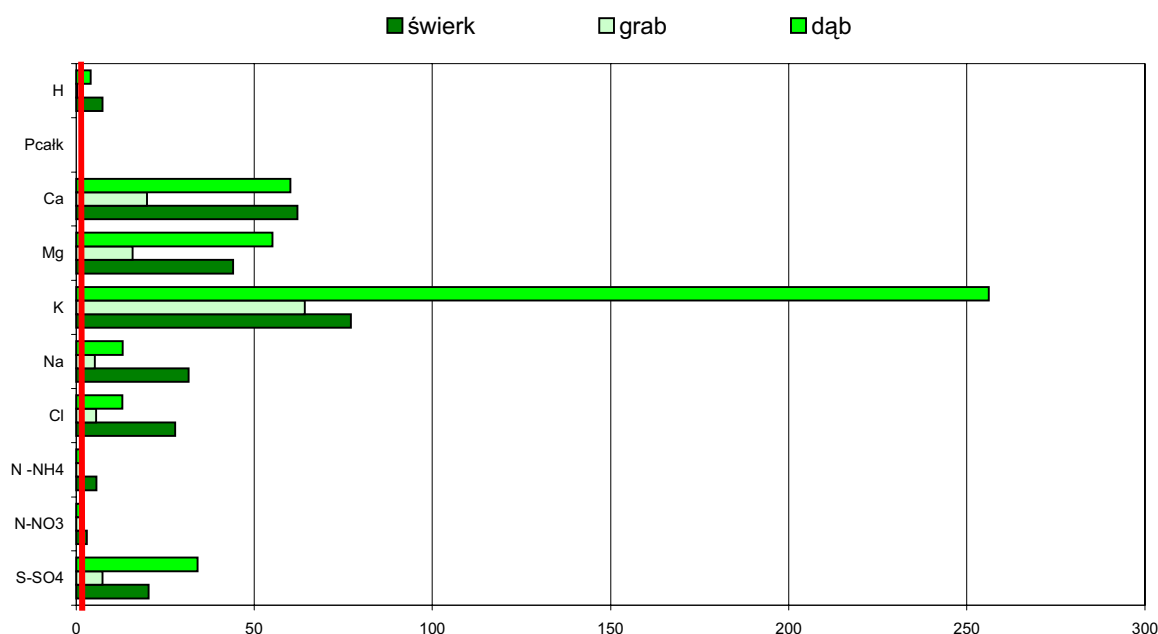
Gatunek drzewa		S-SO ₄	N-NO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	pH	H	Przew
		[mg/dm ³]								[-]	[μg/dm ³]	[mS/m]
Świerk	średnia	9,92	1,12	1,832	12,32	5,22	8,88	2,03	12,87	3,85	141,84	21,1
	max	23,90	7,62	12,500	21,30	8,03	13,40	4,24	23,62	6,36	213,8	33,9
	min	3,62	0,31	0,299	6,80	3,52	5,64	0,96	6,51	3,67	0,4	12,1
Grab	średnia	3,62	0,49	0,476	2,48	0,87	7,40	0,73	4,12	5,28	5,25	6,2
	max	8,22	2,40	1,073	5,03	1,53	11,91	1,19	5,99	5,83	42,7	10,6
	min	0,52	<0,09	0,106	0,68	0,31	3,56	0,19	1,28	4,37	1,5	3,1
Dąb	średnia	16,60	0,56	0,633	5,75	2,16	29,51	2,54	12,45	4,10	78,75	22,9
	max	24,50	2,12	10,700	17,60	2,95	56,84	3,36	18,27	6,75	138,0	30,5
	min	2,29	0,92	0,095	3,18	0,74	8,55	0,52	2,75	3,86	0,2	7,6

średnie roczne wartości stężenia badanych składników w spływach po pniach drzew każdego z badanych gatunków oraz maksymalne i minimalne wartości stężenia zarejestrowane w próbkach miesięcznych

Przy porównaniu wyników badania stężenia głównych jonów w próbkach spływu po pniach i w próbkach opadów na otwartej przestrzeni widoczne są następujące zależności:

- wielkości stężenia w wodzie spływającej po pniach były większe (poza częścią przypadków stężenia związków azotu) niż w opadach na otwartej przestrzeni,
- najmniejsze i najmniej zmienne z miesiąca na miesiąc były wartości stężenia jonów w spływie po pniach grabów,
- dla większości składników (poza jonami amonowymi i potasem) widoczne były wyraźne przebiegi sezonowe: większe wartości wystąpiły w sezonie chłodnym, gdy drzewa były pozbawione liści, a mniejsze w sezonie ciepłym w wodzie spływającej po pniach grabów,
- najbardziej zmienne z miesiąca na miesiąc były wartości stężenia (głównie SO_4 , Cl , Mg i Ca) w wodzie spływającej po pniach dębów i świerków, jedynie w przypadku sodu wartości stężenia w wodzie spływającej po pniach drzew liściastych były zbliżone, a po pniach świerka znacząco większe, jedynie w przypadku potasu i azotanów widoczne jest podobieństwo przebiegów i wartości stężenia w spływach po pniach grabu i świerka,
- najbardziej zbliżone do siebie były przebiegi stężenia azotu azotanowego w spływach po pniach wszystkich badanych gatunków drzew; dla pozostałych składników przebiegi były bardzo różne w zależności od gatunku drzewa.

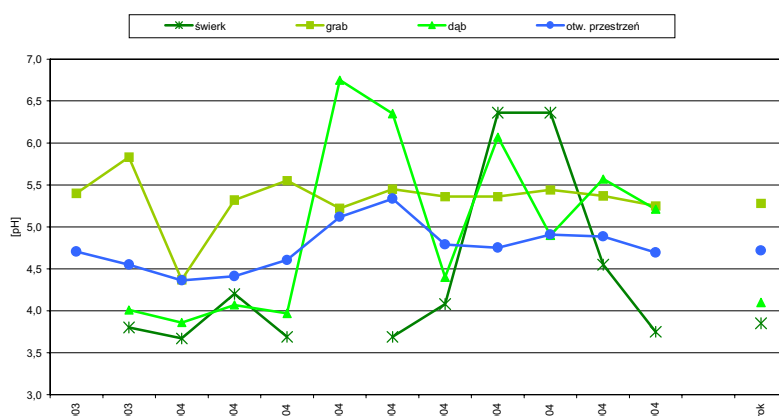
Podobnie, jak w przypadku opadów podkoronowych, także dla spływów po pniach drzew obliczono współczynnik koncentracji jako stosunek stężenia danego składnika w wodzie spływającej po pniach do stężenia tego składnika w opadzie na otwartej przestrzeni. Na ryc. 29 pokazano wartości współczynników koncentracji, określone dla średnich rocznych wartości stężenia głównych składników badanych w spływie po pniach. Największy wzrost stężenia w spływach po pniach obserwuje się w próbkach zebranych na dębie i świerku. Szczególnie widoczne jest wzbogacenie dla kationów, a największe dotyczyło potasu i wapnia. Dla większości kationów (poza NH_4) większe wzbogacenie miało miejsce w miesiącach zimowych.



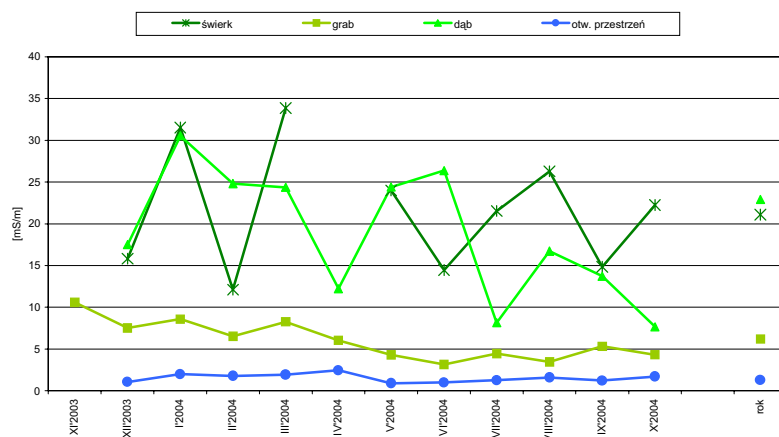
Ryc. 29. Współczynniki koncentracji dla składników w spływach po pniach

Najmniejsze wzbogacenie opadów po przejściu przez korony i spłynięciu po pniach drzew dotyczyło jonów wodorowych – jedynie dla większości prób zebranych na świerku i dębie stężenie jonów wodorowych było większe niż w próbach pochodzących z otwartej przestrzeni, co odzwierciedla relacje pomiędzy odczynem próbek zebranych na różnych stanowiskach pomiarowych. W przypadku siarczanów większe wartości współczynnika występowały w próbach pobranych w sezonie chłodnym. Dla azotanów sytuacja była różna w zależności od gatunku drzewa: w sezonie chłodnym wystąpiły większe wartości współczynnika dla grabów i świerków, a w sezonie ciepłym dla dębów. Jedynie dla azotanów zdarzały się przypadki, gdy wartość współczynnika koncentracji nie osiągnęła 1.0. W przypadku chlorków nie zaobserwowano sezonowego przebiegu współczynnika koncentracji dla świerków i grabów, a dla spływu po pniach dębów w ciepłym sezonie odnotowano większe wartości.

Dla większości badanych kationów największe wzbogacenie opadów miało miejsce po przejściu przez korony i spłynięciu po pniach świerka, natomiast dla gatunków liściastych zarówno wartości, jak i sezonowe przebiegi współczynników koncentracji były bardzo zbliżone do siebie. Średnia roczna wartość odczynu spływu po pniach grabów była wyższa niż średni roczny odczyn opadów na otwartej przestrzeni. Dla dębów i świerków wartości były niższe. W przebiegu wartości pH widać wyraźne zmiany sezonowe dla spływu po pniach świerka i dębu, a niemal nie wystąpiły one w przebiegu pH spływów po pniach grabów (ryc. 30). Dynamika zmian odczynu próbek spływu po pniach świerków i dębów zebranych w lesie była dużo większa niż w przypadku próbek opadów zbieranych w ogródku meteorologicznym, na otwartej przestrzeni i próbek spływów po pniach grabów. Widać, że w kształtowaniu odczynu spływu po pniach mniejszą rolę odgrywa fakt czy badane drzewo należy do gatunków liściastych czy iglastych (co było wyraźne dla opadów podkoronowych).



Ryc. 30. Odczyn spływów po pniach drzew. 2004



Ryc. 31. Przewodność spływów po pniach drzew. 2004

Najmniejsze wartości przewodności zanotowano dla opadów na otwartej przestrzeni (1,3 mS/m), a następnie dla spływów po pniach grabów (ponad 4 razy wyższa wartość średnia roczna – 6,2 mS/m). Oba przebiegi wykazują niewielką zmienność z miesiąca na miesiąc (ryc. 31). Wartości przewodności wynoszące ponad 20 mS/m były charakterystyczne dla spływów po pniach dębów i świerków (średnie roczne odpowiednio 23 i 21 mS/m). Z miesiąca na miesiąc w przebiegach wartości przewodności spływów po pniach tych dwóch gatunków drzew obserwowane były skokowe zmiany. Dla spływów po pniach drzew liściastych zanotowano mniejsze wartości przewodności w sezonie letnim niż w zimowym.

Siarka i metale ciężkie w porostach

Porost *Hypogymnia physodes* – *Pustułka pęcherzykowata* jest wykorzystywany jako bio-wskaźnik do oceny zanieczyszczenia powietrza dwutlenkiem siarki i metalami ciężkimi. W badaniach wykorzystano plechy występujące w naturalnym środowisku.

Zbiór próbek porostów wykonywano według metodyki opisanej w Zasadach organizacji... (ZMŚP. Zasady organizacji... 1995).

Na każdej powierzchni Stacji co 2 lata od roku 2001 zbierano plechy porostu *Hypogymnia physodes*. Zbiór porostu dokonywano w tym samym terminie we wszystkich siedmiu Stacjach Bazowych. Próby zbierane były w lipcu, ze świerka, z wysokości 1,5 – 2 m nad ziemią. Miejsce zebrania próby jest dokładnie zaznaczone na mapie obejmującej powierzchnię Stacji. Ponieważ ocena ma dotyczyć próby wychwycenia zanieczyszczeń docierających do terenu Stacji z różnych źródeł zewnętrznych, próby porostów zbierano na obrzeżu Stacji i w jej centrum.

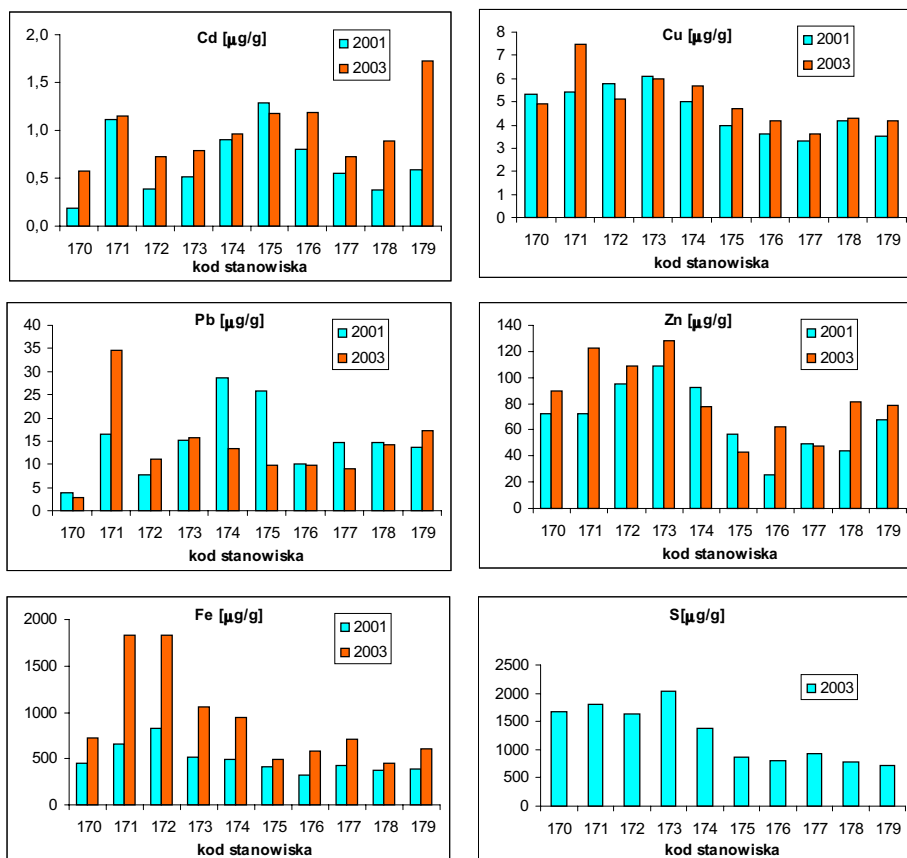
Zawartość metali ciężkich i siarki w mikrogramach na gram suchej masy plech przedstawiona została w tabeli 9 a na ryc. 32 pokazano ją na wykresach. Na ryc. 33 pokazano średnie wartości stężeń w latach 2001 i 2003 na wszystkich stanowiskach stacji, na stanowiskach w zlewni jeziora Łękuk oraz na stanowiskach poza nią.

Stanowiska 170 – 173 zlokalizowano w granicach zlewni jeziora Łękuk natomiast stanowiska 174 – 179 poza tymi granicami. Najodleglejsze stanowisko 170 położone jest 15 km w linii prostej na zachód od Diablej Góry.

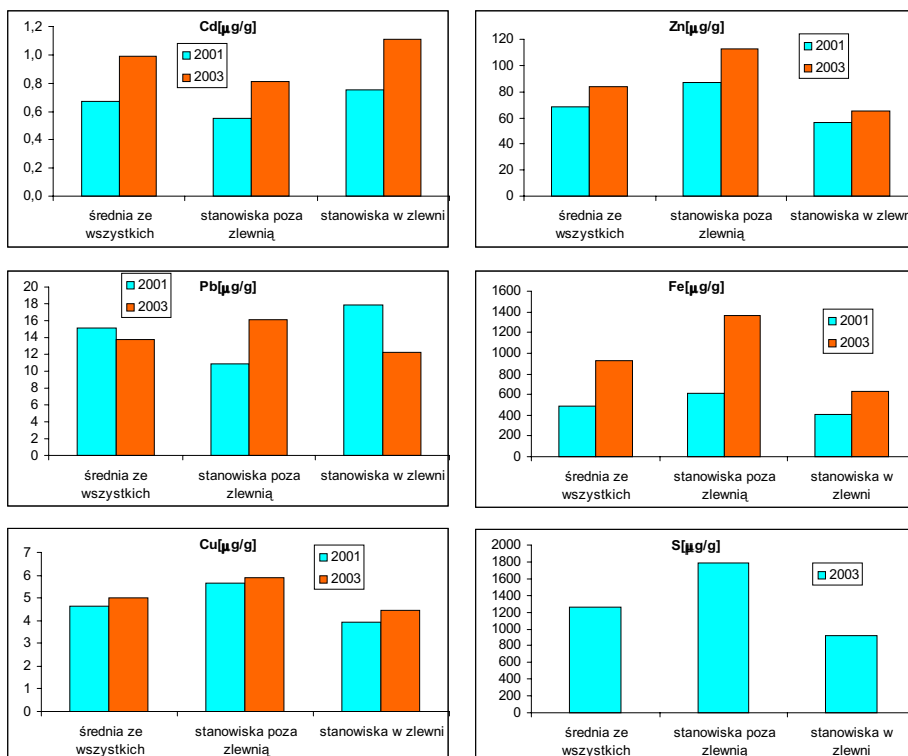
Na tej ostatniej rycinie zaobserwować można, iż zawartość kadmu w roku 2003 była wyższa o 30 – 40% od zawartości w roku 2001 zarówno w skali wszystkich stanowisk w Stacji jak również na stanowiskach wewnątrz zlewni jeziora Łękuk oraz poza tą zlewnią.

Tabela 9. Stężenia metali ciężkich w plechach porostu *Hypogymnia physodes* – pustułka pęcherzykowata

Nr stanowiska	Cd [µg/g]	Pb [µg/g]	Cu [µg/g]	Zn [µg/g]	Fe [µg/g]	Nr stanowiska	Cd (µg/g)	Pb (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Fe (µg/g)	S (µg/g)
170	0,2	3,8	5,3	72,0	448,0	170	0,6	2,9	4,9	90,0	722,0	1681,0
171	1,1	16,6	5,4	72,0	664,0	171	1,2	34,5	7,5	123,0	1836,0	1800,0
172	0,4	7,8	5,8	95,0	823,0	172	0,7	11,0	5,1	109,0	1836,0	1624,0
173	0,5	15,3	6,1	109,0	522,0	173	0,8	15,9	6,0	128,0	1061,0	2027,0
174	0,9	28,7	5,0	92,0	495,0	174	1,0	13,4	5,7	78,0	945,0	1373,0
175	1,3	25,7	4,0	57,0	413,0	175	1,2	9,8	4,7	43,0	492,0	872,0
176	0,8	10,0	3,6	26,0	328,0	176	1,2	9,9	4,2	62,0	579,0	801,0
177	0,6	14,7	3,3	49,0	431,0	177	0,7	9,0	3,6	48,0	706,0	933,0
178	0,4	14,8	4,2	44,0	377,0	178	0,9	14,3	4,3	81,0	451,0	790,0
179	0,6	13,7	3,5	68,0	381,0	179	1,7	17,3	4,2	79,0	610,0	713,0
średnia ze wszystkich stanowiska	0,7	15,1	4,6	68,4	488,2	średnia ze wszystkich stanowiska	1,0	13,8	5,0	84,1	923,8	1261,4
poza zlewnią	0,6	10,9	5,7	87,0	614,3	poza zlewnią	0,8	16,1	5,9	112,5	1363,8	1783,0
stanowiska w zlewni	0,8	17,9	3,9	56,0	404,2	stanowiska w zlewni	1,1	12,3	4,5	65,2	630,5	913,7



Ryc. 32. Stężenie metali ciężkich i siarki w plechach porostu Hypogymnia physodes – pustółka pęche-
rzykowata w latach 2001 i 2003



Ryc. 33. Średnie stężenie metali ciężkich i siarki na wszystkich stanowiskach, na stanowiskach
w obrębie zlewni i poza nią

Podobna sytuacja, lecz mniejsze różnice pomiędzy latami wystąpiły w przypadku zawartości cynku, żelaza i miedzi. Jedynie na stanowiskach poza zlewnią wystąpił w większej ilości w roku 2003 niż w 2001 natomiast na stanowiskach w granicach zlewni czyli na stanowiskach odleglejszych od szlaków komunikacyjnych było go w roku 2003 mniej niż w roku 2001.

Zawartość siarki w plechach, oznaczona jedynie w próbkach pobranych w roku 2003, na stanowiskach poza zlewnią była wyższa niż na stanowiskach w granicach zlewni.

Wody podziemne

Można przyjąć, że na omawianym terenie wokół Stacji istnieje generalnie pięć poziomów wodonośnych, z których dwa najwyższe, reprezentowane przez studnie o głębokości 5 m (Nr 152) i głębokości 32 m (155), biorą udział w obiegu wody w zlewni jeziora Łękuk.

Pomiary głębokości zwierciadła wód studni nr 155 prowadzono od roku hydrologicznego 1997, natomiast badania składu chemicznego – od roku 1995. Monitorowanie studni 152 rozpoczęto w pod koniec 2003 roku.

Z analizy danych pomiarowych przedstawionych w tabeli 10 wynika, że średnia roczna głębokość zwierciadła wody studni 155 wyniosła 13,98 m, a jej amplituda zmian – 49 cm. Najniższe poziomy wód studni 155 (a także 152) wystąpiły w roku 2003, charakteryzującym się najniższymi opadami zimowymi (XI–IV) i letnimi (V–X) w badanym wieloleciu.

Tabela 10. Średnie roczne głębokości zwierciadła wód podziemnych [m]

Lp	Nr studni	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
1	155	14,18	13,79	13,77	13,88	14,14	13,79	14,26	14,06
2	152	-	-	-	-	-	-	3,41	2,88

W ciągu roku obserwowana jest sezonowa zmienność poziomu zwierciadła wód podziemnych. Jak należało oczekiwać, w chłodnej połowie roku przeważały procesy wzrostu poziomu zwierciadła wód, natomiast w cieplej połowie – procesy spadku poziomu. Jak wynika z analizy danych, sumaryczne opady zimowe (w chłodnej połowie roku) miały istotny wpływ na średni roczny poziom wód podziemnych (współczynnik korelacji – 0.77), znacznie większy wpływ niż sumarycznych opadów letnich (wsp. korelacji – 0.03). Przyjmując, że w najbliższych latach opady zimowe będą maleć, to należy oczekiwać spadku poziomu zwierciadła wód podziemnych, na co wskazują dotychczasowe wyniki pomiarów.

Należy podkreślić, że zaobserwowane w 2003 roku najniższe stany wód podziemnych miały niekorzystny wpływ na warunki wodne i wilgotnościowe w podtopionych zwykle bagiennych obniżeniach i zagłębieniach terenu, pogarszając warunki bytowania zwierzyny na terenie Puszczy Boreckiej.

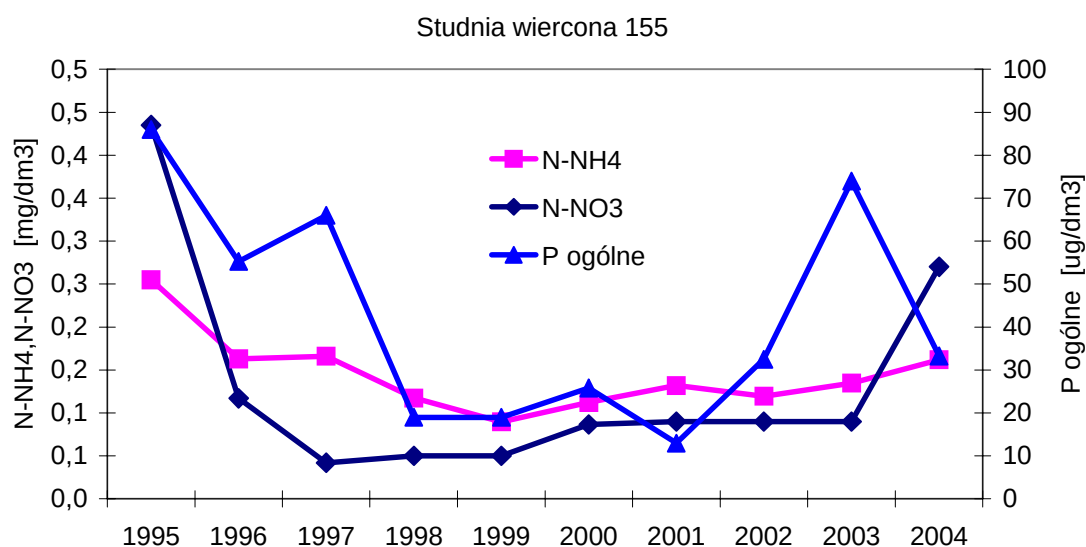
Wody podziemne, występujące w warstwie przypowierzchniowej zlewni jeziora Łękuk są typowymi dla środowiska glacialnego, którego głównymi rozpuszczonymi składnikami są kwaśne węglany wapnia (CaHCO_3) i w dalszej kolejności: Ca, Mg, SO_4 , Na, Cl, K, NO_3 i NH_4 . Wody podziemne, dość wysoko zmineralizowane, należą do typu hydrochemicznego wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowego. Wyniki badań dwóch studni z wodami na różnych poziomach wodonośnych i podlegających znacząco różnej antropopresji wskazują na pewne istotne różnice w składzie chemicznym, będące świadectwem zachodzących zmian antropogenicznych w wodach studni 152. Wody studni głębszej (155) wykazują się znacznie większą zawartością azotu amonowego, wapnia, magnezu, żelaza i manganu, ale mniejszą zawartością azotu azotanowego, sodu i potasu. Jak wynika z tabeli 11, stężenia większości związków w studni 155 wykazują dość dużą stabilność w badanym 11-leciu.

Tabela 11. Charakterystyka składu chemicznego wód podziemnych (studnia 155) w latach 1995–2004

Rok hydrologiczny	S-SO ₄	N-NO ₃	HCO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	P _{ogól.}	Fe	Mn	pH	przewodność
	mg/dm ³				mg/dm ³					μg/dm ³	mg/dm ³		[-]	mS/m
1995	17,09	0,44	414,80	0,26	21,57	16,03	4,32	21,50	118,25	86	1,78	0,19	7,25	69,33
1996	16,21	0,12	420,03	0,16	18,95	10,81	4,05	21,30	119,86	55	1,21	0,19	6,91	70,11
1997	19,09	0,04	440,42	0,17	22,92	11,38	2,78	22,96	128,20	66	1,79	0,15	7,20	70,84
1998	19,89	0,05	440,42	0,12	19,86	11,66	2,77	22,96	128,66	19	0,79	0,20	7,30	70,58
1999	17,18	0,05	441,64	0,09	19,64	10,58	3,00	22,30	128,00	19	0,60	0,16	7,18	74,12
2000	17,82	0,09	449,37	0,11	19,42	11,27	2,79	22,53	130,33	26	0,77	0,15	7,22	74,43
2001	21,57	0,00	460,55	0,13	22,05	12,20	2,64	23,15	133,10	13	1,11	0,14	7,50	82,45
2002	19,59	0,09	451,40	0,12	21,50	11,40	2,16	22,80	127,50	33	2,16	0,18	7,50	74,40
2003	19,23	0,09	448,35	0,13	21,65	12,24	2,48	23,32	131,02	74	1,98	0,13	7,31	75,30
2004	17,72	0,27	447,59	0,16	17,76	11,81	2,64	22,91	131,00	33	1,33	0,13	7,30	73,46
1995–2004	18,54	0,12	441,46	0,15	20,53	11,94	2,96	22,57	127,59	42	1,35	0,16	7,27	73,50
STD	1,61	0,13	14,08	0,05	1,63	1,53	0,68	0,68	4,83	26	0,55	0,03	0,17	3,80

Największą zmienność stężeń wykazują związki azotu oraz fosfor ogólny, żelazo, potas i mangan. Stężenia takich pierwiastków jak: Mn i K generalnie maleją w wieloleciu. Zmiany stężeń związków azotu i fosforu ogólnego, należących do grupy biogenów obrazuje rycina 34. Charakter przebiegu zmian stężeń tych związków nie wskazuje na zasadnicze zmiany eutroficzne wód podziemnych. Mają one raczej charakter zmian naturalnych, wywołanych w dużej mierze zmianami warunków meteorologicznych. Wysokie stężenia tych związków wystąpiły w latach 1995–1997 i 2003–2004, które charakteryzują się skrajnie niskimi opadami zimowymi (2003, 1996 i 1997 r.) i względnie wysokimi opadami letnimi (1995, 2004 r.) oraz ekstremalnie niskimi temperaturami powietrza w chłodnej połowie roku (1996 i 2003 r.) i przeciętnymi temperaturami w ciepłej połowie roku (1995, 1997 i 2004 r.).

Wyniki badań odczynu pH i przewodności oraz stężenia CaHCO₃ wskazują generalnie na ich wzrost, świadczący o postępującej mineralizacji wód podziemnych w rejonie Stacji.



Ryc. 34. Zmiany stężeń związków biogenych wód podziemnych (studnia 155)

Wody powierzchniowe – rzeki

Odpływ wód z jeziora Łękuk odbywa się poprzez ciek (nr 100), który zasila wody jeziora Gołdapiwo. W pełni zorganizowany monitoring warunków hydrologicznych odpływu rozpoczęto w roku hydrologicznym 2002.

Ciek ten, podobnie jak trzy dopływy zasilające jezioro Łękuk, charakteryzuje się bardzo dużą zmiennością przepływów w ciągu roku, zależną od warunków meteorologicznych – głównie od opadów. W tabeli 12 przedstawiono charakterystyczne wskaźniki wymiany wód jeziornych w latach 2002–2004.

Jak wynika z tabeli 12 współczynnik odpływu, zależny od zasilania wód opadami i odpływu wód jeziornych zmieniał swoją wartość w ciągu trzech lat od niemal zera do około 0.33, w efekcie czego deficyt odpływu w roku 2002 był bliski rocznej sumy opadów w tym roku. Względnie wysokie opady w 2004 roku znacznie zwiększyły odpływ i w konsekwencji zmniejszyły w stosunku do roku 2002 deficyt odpływu do wartości bliskiej deficytowi odpływu w 2003 roku, który z kolei charakteryzował się najniższymi opadami w 11-leciu. Ta złożoność interakcji pomiędzy wodami jeziora, opadami i wodami odpływu ma swoje odbicie w dużej zmienności wartości przepływów charakterystycznych, które przedstawiono w tabeli 13. Najmniejsze wartości przepływów są zerowe, natomiast

Tabela 12. Roczne wartości wskaźników odpływu wód jeziora Łękuk

Rok hydrologiczny	Opad atmosferyczny	Odpływ	Współczynnik odpływu	Deficyt odpływu
	[mm]		[-]	[mm]
2002	709,9	33,6	0,05	676,3
2003	494,5	34,5	0,07	460,0
2004	743,0	246,6	0,33	496,4

Tabela 13. Przepływy charakterystyczne [m^3/s] I i II stopnia w latach hydrologicznych 2002–2004

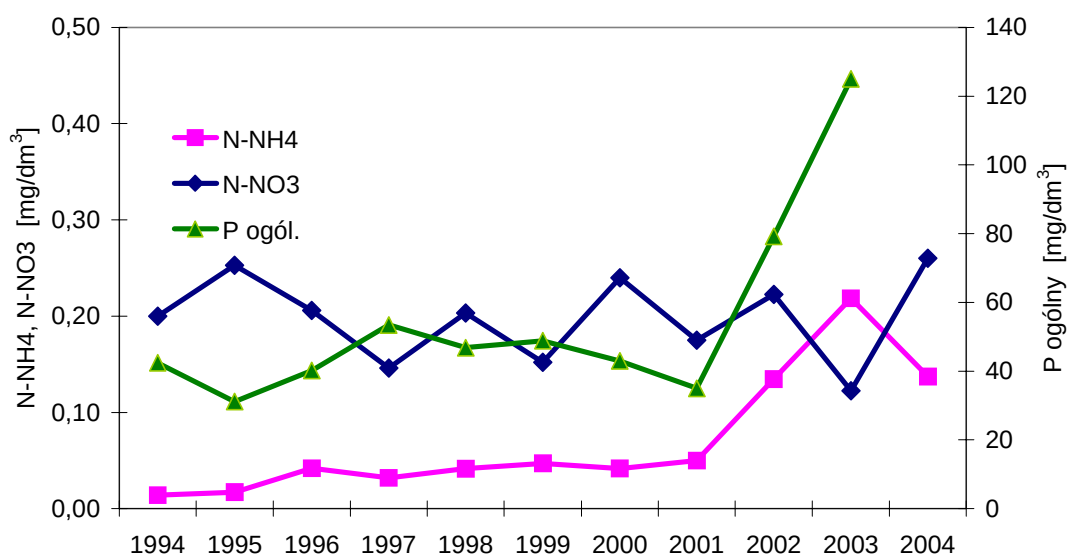
Przepływy charakterystyczne I stopnia w roku 2002					
NQ		SQ		WQ	
0,0001		0,033		0,210	
Przepływy charakterystyczne II stopnia w roku 2002					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,0000	SNQ	0,000	WNQ	0,000
NSQ	0,000	SSQ	0,033	WSQ	0,210
NWQ	0,001	SWQ	0,299	WWQ	1,079
Przepływy charakterystyczne I stopnia w roku 2003					
NQ		SQ		WQ	
0,0012		0,030		0,200	
Przepływy charakterystyczne II stopnia w roku 2003					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,0000	SNQ	0,000	WNQ	0,001
NSQ	0,001	SSQ	0,030	WSQ	0,200
NWQ	0,010	SWQ	0,127	WWQ	1,136
Przepływy charakterystyczne I stopnia w roku 2004					
NQ		SQ		WQ	
0,0002		0,110		2,045	
Przepływy charakterystyczne II stopnia w roku 2004					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,0002	SNQ	0,002	WNQ	0,006
NSQ	0,013	SSQ	0,112	WSQ	0,603
NWQ	0,060	SWQ	0,413	WWQ	2,045

maksymalne przepływy przekraczają $2 \text{ m}^3/\text{s}$. Tak duże zmiany występują nie tylko w skali roku, ale także w ciągu doby, co jest charakterystyczne dla potoków górskich. Przykładem częstych braków dobowych przepływów był rok 2003 z najniższą, jak już wspomniano, sumą opadów.

Wody odpływowe jeziora Łękek są podobne, pod względem składu chemicznego do wód misy jeziora, których głównymi rozpuszczonymi składnikami są jony wodorowęglanowe i wapń, tworzące kwaśne węglany wapnia (CaHCO_3). Wyniki badań wód odpływowych, przedstawionych w tabeli 14, wskazują na podobną do wód jeziora zmienność stężeń w latach 1994–2004. Największą niestabilność stężeń rocznych, wykazują związki azotu i fosfor ogólny. Zmiany stężeń tych związków biogenicznych obrazuje rycina 35. Można zauważyć znaczący wzrost stężeń fosforu i jonów amonowych w latach 2002–2004 oraz brak widocznej tendencji zmian stężeń jonów azotanowych, których roczne wartości wykazują znaczną zmienność w całym analizowanym okresie. Obserwowany jest (tab. 14), podobnie jak dla wód jeziora, wzrost stężeń kwaśnych węglanów wapnia i przewodności oraz spadek stężeń jonów siarczanowych.

Tabela 14. Charakterystyka składu chemicznego wód odpływowych jeziora Łękek w latach 1994–2004

Rok hydrologiczny	S-SO ₄	N-NO ₃	HCO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	P _{ogól.}	Fe	Mn	pH	Przewodność
	mg/dm ³			mg/dm ³						μg/dm ³	mg/dm ³		[-]	mS/m
1994	6,89	0,20	176,90	0,01	4,97	2,81	1,33	7,63	54,14	42	-	-	7,98	28,18
1995	8,56	0,25	176,03	0,02	4,12	2,92	1,18	7,72	54,20	31	-	-	7,97	30,00
1996	8,13	0,21	174,46	0,04	4,24	2,77	1,41	7,50	52,06	40	-	-	7,72	30,12
1997	8,14	0,15	208,62	0,03	4,91	3,22	1,85	8,96	62,04	53	-	-	7,84	30,94
1998	6,80	0,20	196,22	0,04	4,58	2,85	1,42	8,16	57,02	47	-	-	7,98	29,98
1999	4,86	0,15	211,06	0,05	3,69	2,92	1,48	8,71	60,70	49	-	-	8,20	33,12
2000	5,64	0,24	211,47	0,04	4,01	3,10	1,63	8,85	60,10	43	-	-	7,57	33,27
2001	6,42	0,18	215,03	0,05	4,48	2,86	1,63	8,54	58,28	35	-	-	8,03	34,53
2002	5,13	0,22	213,50	0,13	4,49	2,86	1,79	8,88	58,95	79	-	-	7,90	34,30
2003	5,27	0,12	222,65	0,22	4,81	2,88	2,14	9,13	60,75	125	0,18	0,22	7,49	35,87
2004	6,06	0,26	210,45	0,14	4,33	2,92	1,76	8,72	61,19	-	0,15	0,16	7,86	33,44
1994–2004	6,54	0,20	201,49	0,07	4,42	2,92	1,60	8,44	58,13	55	0,17	0,19	7,93	32,16
STD	1,30	0,05	17,63	0,06	0,39	0,13	0,27	0,58	3,35	28	0,02	0,04	0,21	2,42



Ryc. 35. Zmiany stężeń związków biogenicznych wód odpływowych jeziora Łękek

W tabeli 15 przedstawiono roczne ładunki poszczególnych zanieczyszczeń odpływające z jeziora Łękek odpływem w kierunku jeziora Gołdopiwo.

Podsumowując można stwierdzić, że wody odpływowe, podobnie jak wody jeziorne podlegały w latach 1994–2004 widocznym procesom eutrofizacji i mineralizacji, które przebiegały głównie w sposób naturalny, zależny od warunków meteorologicznych.

Tabela 15. Roczne ładunki poszczególnych jonów wynoszone przez odpływ 100 w latach 2002–2004

Rok hydrologiczny	S-SO ₄	N-NO ₃	HCO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	P _{ogól.}	Fe	Mn
kg/ha/rok												
2002	1,72	0,07	71,74	0,05	1,51	0,96	0,60	2,98	19,81	0,027	-	-
2003	1,82	0,04	76,73	0,08	1,66	0,99	0,74	3,15	20,93	0,043	0,06	0,07
2004	14,95	0,64	519,01	0,34	10,68	7,21	4,33	21,52	150,89	-	0,38	0,39
2002–2004	6,16	0,25	222,49	0,15	4,62	3,05	1,89	9,21	63,88	0,035	0,22	0,23
STD	7,61	0,34	256,80	0,16	5,26	3,60	2,12	10,65	75,36	0,012	0,22	0,23

Wody powierzchniowe – jeziora

Jezioro Łękek stanowi lokalną bazę drenażu powierzchniowego dla dopływających do niego trzech cieków, mających zasadniczy udział w całkowitym jego zasilaniu oraz dla drenażu podziemnego, szacowanego na niecałe 10% wymiany wód jeziornych. Ponad połowa rocznego zasilania jeziora przypada na okres luty-kwiecień, zatem opady „zimowe” i warunki roztopowe mają zasadniczy wpływ na poziom i wymianę wód jeziora. Obserwowana względna trwałość interakcji pomiędzy zlewnią jeziorną, a samą jego misą sprawia, że poziom wód jeziora jest od wielu lat względnie stabilny. Jednakże z dostępnych danych pomiarowych w latach 2002–2004 wynika (patrz rozdział Wody powierzchniowe – rzeki), że jezioro charakteryzuje się dość znaczną rozpiętością wartości współczynnika odpływu w poszczególnych latach (0.05 – 0.35). Ta zmienność warunków retencyjnych jeziora wynika głównie ze zmienności warunków meteorologicznych (podobnie jak dla wód podziemnych), ale także spowodowana jest coraz aktywniejszą działalnością bobrów.

Wody powierzchniowe jeziora Łękek są typowymi dla środowiska glacialnego, którego głównymi rozpuszczonymi składnikami są jony wodorowęglanowe i wapń, tworzące kwaśny węglan wapnia (CaHCO₃). Wody te są mniej zmineralizowane niż wody podziemne. Wyniki badań warstwy przypowierzchniowej (epilimnionu) wód jeziora wskazują na zmienność rocznych stężeń wielu badanych substancji w poszczególnych latach (tab. 17). Największą niestabilność stężeń, wykazują związki azotu i fosfor ogólny oraz żelazo i mangan.

Zmiany stężeń tych związków biogenych obrazuje rycina 36. Charakter przebiegu zmian stężeń tych związków, kształtowanego głównie przez warunki meteorologiczne wskazuje generalnie na wzrost eutrofii wód jeziornych. Niewielki spadek stężeń azotu amonowego w latach 2003–2004 może wynikać ze zmniejszonego wpływu antropogenicznego (np. zmniejszonego wypasu zwierząt kopytnych na terenach przyległych do jeziora). Powolny spadek stężeń jonów siarczanowych (tab. 16) może wynikać z malejących stężeń tych jonów w powietrzu i opadach atmosferycznych w latach 1994–2004. Wyniki badań odczynu pH i przewodności oraz stężeń CaHCO₃ wskazują na ich niewielki wzrost w badanym wieloleciu.

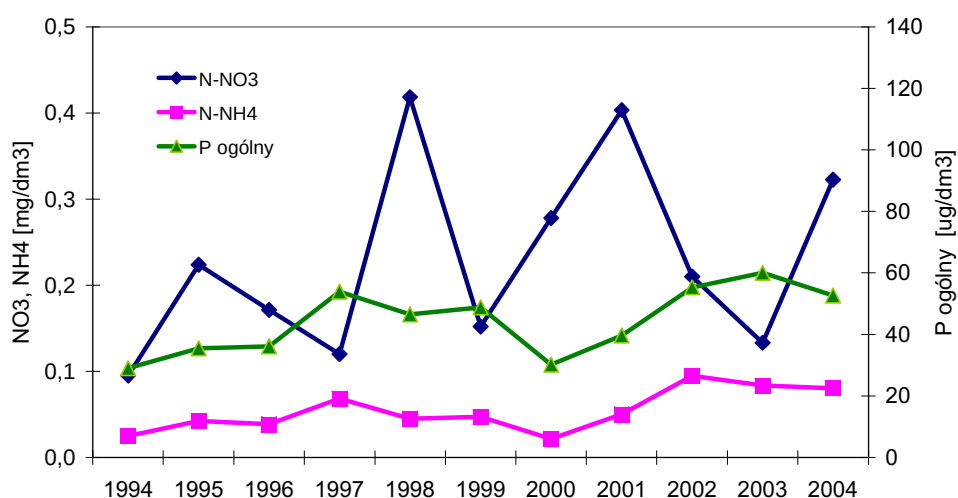
Skład chemiczny warstwy wód nad dnem jeziora (hypolimnionu) przedstawiono w tabeli 17. Pomimo braków w danych można zauważyć, że wody w hypolimnionie są bardziej zateżnione związkami biogenymi i nieco bardziej zmineralizowane niż w epilimnionie. Największe różnice w stężeniach dotyczą fosforu ogólnego i jonów amonowych, co wynika głównie z przewagi procesów beztlenowych w hypolimnionie.

Tabela 16. Charakterystyka składu chemicznego wód powierzchniowych (epilimnion) jeziora Łękek

Rok hydro- logiczny	S-SO ₄	N-NO ₃	HCO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	P _{ogól.}	Fe	Mn	pH	Prze- wodność
	mg/dm ³			mg/dm ³						μg/dm ³	mg/dm ³		[-]	mS/m
1994	6,72	0,10	193,17	0,03	4,11	3,02	1,37	8,02	56,23	29	0,07	0,05	8,16	30,38
1995	8,71	0,22	176,90	0,04	4,58	2,94	1,23	7,89	54,40	36	0,08	0,05	8,01	30,34
1996	7,87	0,17	177,77	0,04	4,31	2,84	1,44	7,66	54,03	36	0,11	0,04	7,93	31,60
1997	8,22	0,12	210,01	0,07	4,74	3,27	1,52	9,04	62,00	54	0,09	0,08	8,01	31,59
1998	7,31	0,42	192,15	0,05	4,27	2,86	1,42	8,19	57,00	47	0,13	0,07	8,16	29,83
1999	4,86	0,15	211,06	0,05	3,69	2,92	1,48	8,71	60,70	49	0,14	0,05	8,20	33,12
2000	6,01	0,28	200,08	0,02	4,46	2,93	1,63	8,55	57,46	30	0,11	0,05	8,10	32,08
2001	6,56	0,40	203,33	0,05	4,63	2,85	1,62	8,51	57,60	40	0,14	0,10	8,12	33,12
2002	6,66	0,21	209,43	0,09	4,54	2,88	1,62	8,74	58,52	55	0,16	0,13	8,08	32,28
2003	6,38	0,13	199,27	0,08	4,73	2,83	1,50	8,67	56,94	60	0,05	0,08	8,13	32,07
2004	6,97	0,32	202,06	0,08	4,62	2,84	1,54	8,36	60,16	53	0,09	0,06	8,16	32,65
1994–2004	6,93	0,23	197,75	0,05	4,43	2,93	1,49	8,39	57,73	44	0,11	0,07	8,17	31,73
STD	1,08	0,11	11,87	0,02	0,31	0,13	0,12	0,42	2,49	11	0,03	0,03	0,08	1,12

Tabela 17. Charakterystyka składu chemicznego wód nad dnem (hypolimnion) jeziora Łękek

Rok hydro- logiczny	S-SO ₄	N-NO ₃	HCO ₃	N-NH ₄	Cl	Na	K	Mg	Ca	P _{ogól.}	Fe	Mn	pH	Prze- wodność
	mg/dm ³			mg/dm ³						μg/dm ³	mg/dm ³		[-]	mS/m
1994	6,11	0,05	203,33	0,98	5,23	3,04	1,58	8,36	60,42	647	1,59	1,21	7,36	32,52
1995	8,06	0,21	180,71	0,47	4,64	2,93	1,30	7,83	55,19	522	1,36	0,64	7,51	30,03
1996	7,41	0,07	227,44	0,93	5,57	3,48	1,58	9,33	66,06	92	2,20	1,26	6,91	36,27
1997	7,01	0,12	220,47	0,75	5,16	3,24	1,62	9,08	63,09	407	1,43	0,86	7,44	32,86
1998	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1999	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2002	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2003	4,86	0,17	252,13	0,87	7,56	2,93	1,79	9,53	66,42	644	1,50	1,28	7,45	39,58
2004	6,13	0,38	227,99	0,84	5,89	-	3,08	1,83	9,59	-	-	1,26	7,45	36,04
1994–2004	6,60	0,17	218,68	0,81	5,68	3,12	1,82	7,66	53,46	462	1,62	1,08	7,39	34,55
STD	1,14	0,12	24,34	0,19	1,01	0,24	0,63	2,93	21,89	230	0,34	0,27	0,22	3,40



Ryc. 36. Zmiany stężeń związków biogenych wód powierzchniowych (epilimnion) jeziora Łękek

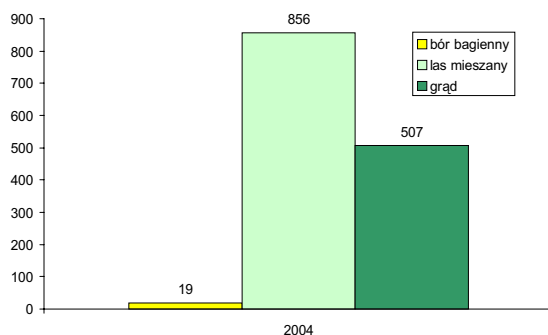
Fauna bezkręgową

W roku 2004 rozpoczęto badania fauny bezkręgowców. Wytypowano siedem powierzchni badawczych:

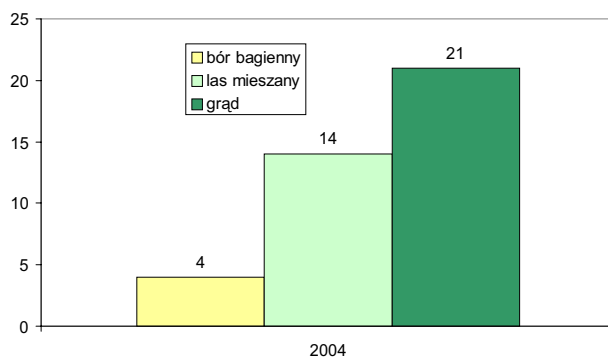
- w grądzie – 3 powierzchnie: nr 010/a, 010/b, 010/c
- w lesie mieszanym – 3 powierzchnie: 011/a, 011/b, 011/c
- w borze bagiennym – 1 powierzchnia: 012/a

Na każdej powierzchni obserwacyjnej założono pięć pułapek Barbera. W ciągu sezonu zebrano 34 próbki, które poddano analizie w Akademii Świętokrzyskiej w Kielcach. Poniżej przedstawiono wyniki obserwacji prowadzonych w okresie od maja do września 2004 roku.

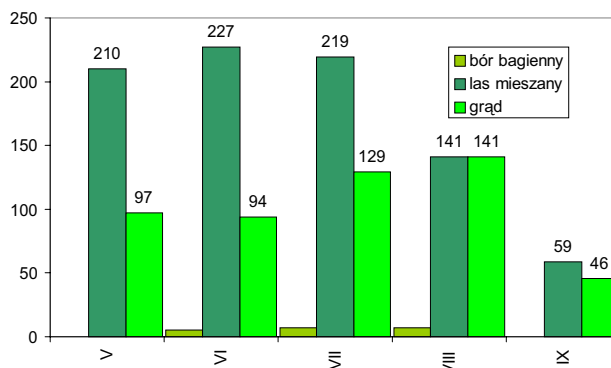
Najwięcej osobników złowiono w ww. okresie na stanowiskach zlokalizowanych w lesie mieszanym, a najmniej w borze bagiennym (ryc. 37). Najwięcej gatunków Carabidae zaobserwowano na powierzchniach zlokalizowanych w grądzie, a najmniej w borze bagiennym (ryc. 38). Łowność biegaczowatych była znacznie zróżnicowana na różnych powierzchniach w kolejnych miesiącach sezonu (ryc. 39).



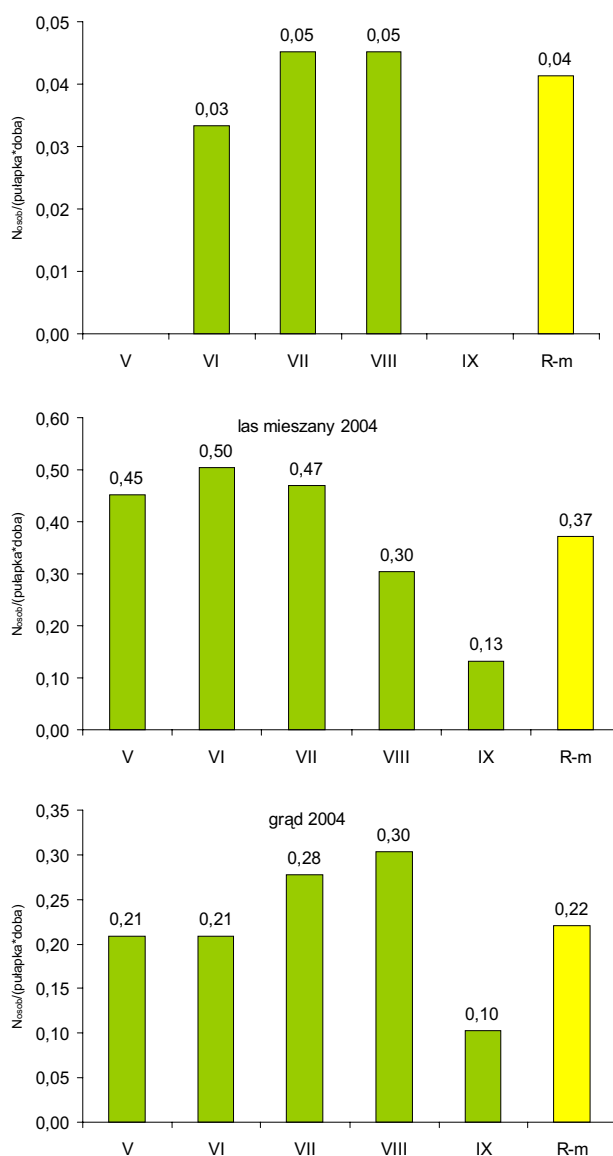
Ryc. 37. Całkowita liczebność odłowów Carabidae w różnych typach siedlisk. 2004



Ryc. 38. Liczba gatunków Carabidae w różnych typach siedlisk. 2004



Rys. 39. Przebieg łowności ogólnej Carabidae w różnych typach siedlisk. 2004



Rys. 40. Łowność jednostkowa Carabidae w różnych typach siedlisk. 2004

Wyraźnie można zaobserwować, że w lesie mieszanym maksimum odłowów przypadło na miesiące czerwiec i lipiec, w grądzie maksimum odłowów wystąpiło w sierpniu, natomiast w borze bagiennym biegaczowate odłowiono jedynie w czerwcu, lipcu i sierpniu i nie zanotowano wystąpienia zbyt dużej zmienności tych odłowów. Na stanowiskach boru bagiennego największa łowność jednostkowa miała miejsce w lipcu i sierpniu, w lesie mieszanym w czerwcu a w grądzie w sierpniu (ryc. 40).

Epifity nadrzewne – porosty

W wyniku realizowanego od roku 2002 w Stacji Bazowej na Diablej Górze monitoringu ośmiu gatunków porostów (tab. 18) reprezentujących trzy podstawowe formy morfologiczne: skorupiaście, listkowate i krzaczkowate (Fałtynowicz i Krzysztofiak, 2001), na podstawie obrysów sporządzanych w latach 2002, 2004 i 2005 opisano dziesięć stanowisk na pniach 7 gatunków drzew.

W 2005 roku odnotowano zarówno pojawienie się na poszczególnych powierzchniach nie występujących tam wcześniej objętych monitoringiem gatunków porostów, jak i również zanotowano wypadnięcie jednego gatunku.

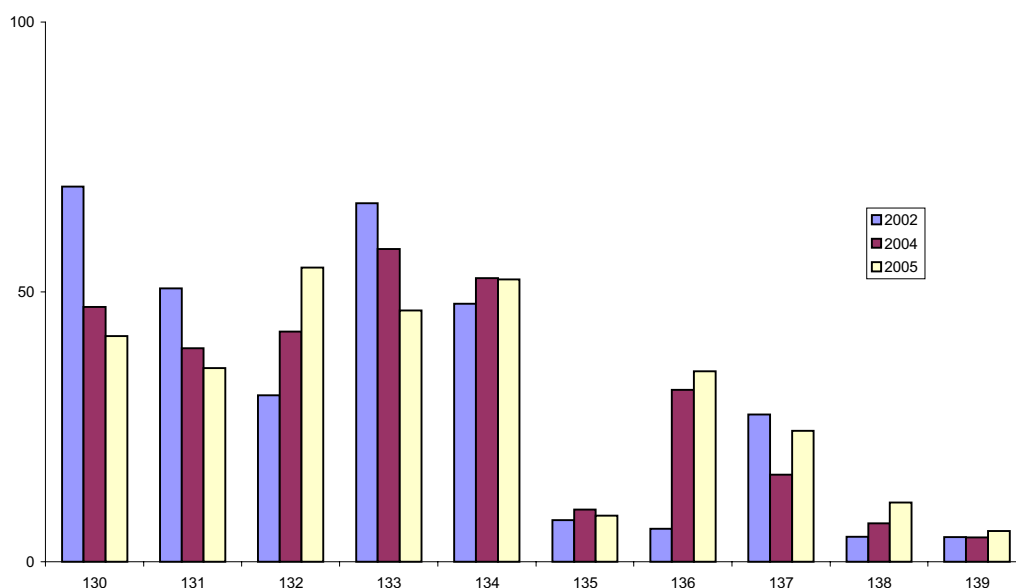
Tabela 18. Wykaz gatunków objętych monitoringiem, ich forma morfologiczna oraz status prawny

Lp	Nazwa łacińska	Nazwa polska	Forma morfologiczna	Status prawny
1	<i>Evernia prunastri</i>	mąkla tarniowa	krzaczkowaty	chroniony
2	<i>Hypogymnia physodes</i>	pustułka pęcherzykowata	listkowaty	-
3	<i>Melanelia fuliginosa</i>	przylepka okopcona	listkowaty	chroniony
4	<i>Parmelia sulcata</i>	tarczownica bruzdkowana	listkowaty	-
4	<i>Pertusaria amara</i>	otwornica gorzka	skorupiasty	-
6	<i>Phlyctis argena</i>	rozsypek srebrzysty	skorupiasty	-
7	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	mąklik otrębiasty	krzaczkowaty	chroniony
8	<i>Ramalina farinacea</i>	odnożyca mączysta	krzaczkowaty	chroniony

W porównaniu do roku 2004 stwierdzono szereg zmian powierzchni plech monitorowanych porostów. Utrzymał się trend gwałtownego zmniejszania powierzchni (*Evernia prunastri*) (spadek z 99,22 cm² w 2002 roku, do 21,68 cm² w 2004 i wreszcie do 7,33 cm² w 2005 roku). Zanotowano również pojawienie się (*Pseudevernia furfuracea*) na powierzchni 138.

W odróżnieniu od 2002 roku nie zanotowano *Melanelia fuliginosa* i *Pertusaria amara*. Powierzchnia zajmowana przez oba zanotowane gatunki (*Hypogymnia physodes* i *Parmelia sulcata*) pozostała na podobnym jak poprzednio poziomie i wyniosła odpowiednio 6,31 i 4,45 cm² w 2004 r oraz 7,49 i 6,04 w 2005 r. Całkowita powierzchnia zajmowana przez objęte monitoringiem porosty zwiększyła się z 10,76 cm² w 2004 r. do 13,54 cm² w 2005 r. Jest to niewielka zmiana poprzedniej tendencji. Na poszczególnych stanowiskach powierzchnie plech porostów objętych monitoringiem w 2005 roku są często znacznie odmienne niż były w 2004 roku. Jednak łączny procent pokrycia powierzchni przez plechy danego gatunku porostu jest w większości przypadków podobny (ryc. 41). Podobieństwo takie może świadczyć o stabilności warunków.

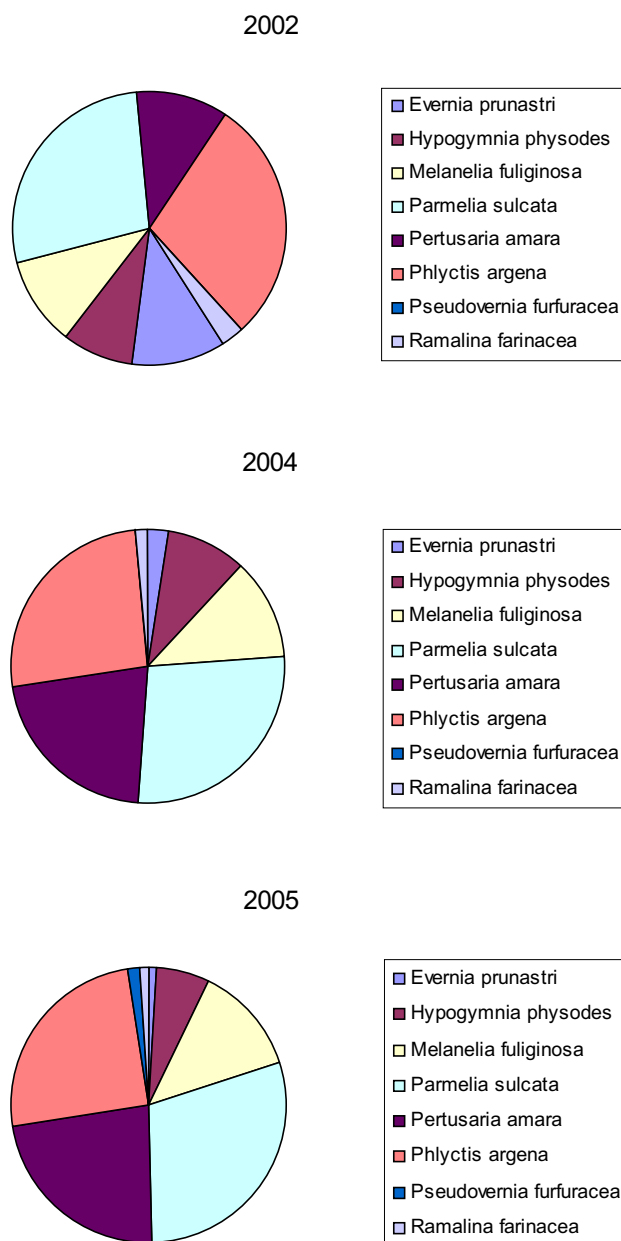
Zanotowano zdecydowane zmniejszenie się powierzchni (*Evernia prunastri*) – stanowisko 130, *Hypogymnia physodes* – stanowiska 134 i 138, (*Melanelia fuliginosa*) – stanowisko 133, zdecydowanie zwiększyła się powierzchnia (*Melanelia fuliginosa*) – stanowisko 132, (*Parmelia sulcata*) – 137 i (*Phlyctis argena*) – 138. Na pozostałych powierzchniach, pośród reszty monitorowanych gatunków nie zanotowano takich zmian.



Ryc. 41. Wyrażone w procentach pokrycie powierzchni poszczególnych stanowisk przez monitorowane gatunki porostów w 2002, 2004 i 2005 roku

Stalą tendencją spadkową charakteryzuje się (*Evernia prunastri*), której powierzchnia spadła z 99,22 cm² w 2002 roku, do 21,68 cm² w 2004 roku i tylko do 0,89 cm² w 2005 roku. Zmiana ta jest najbardziej widoczna na stanowisku 130. Jest najprawdopodobniej spowodowana antropopresją. Stanowisko 130 usytuowane jest w miejscu, w którym w 2004 roku stawiano ogrodzenie. Niewysoko umieszczona powierzchnia monitoringu (83 cm od poziomu gruntu) oraz podatność krzaczkowatych porostów na uszkodzenia mechaniczne jest prawdopodobną przyczyną zmniejszenia się powierzchni zajmowanej przez ten porost.

Procentowy sumaryczny udział poszczególnych gatunków porostów na wszystkich stanowiskach pokazany został na rycinie 42. Widać na niej szczególnie zmniejszenie w roku 2005 w stosunku do roku 2003 udziału powierzchni: *Phlyctis argena* z 29% do 25%, *Evernia Prunastri* z 11% do 1%, natomiast zwiększenie udziału powierzchni *Petrusaria amara* z 11% do 23% oraz *Melanelia fuliginosa* z 10% do 13%.



Ryc. 42. Procentowy udział gatunków porostów w skali wszystkich stanowisk obserwacyjnych

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni jeziora Łękuk. Charakterystyczne procesy w geoeosystemie

Stacja KMŚ Puszcza Borecka jest stacją zlokalizowaną w rejonie północno-wschodniej Polski. Jest to rejon o małej gęstości zaludnienia. Okoliczne miasta to kilkunasto- bądź kilkudziesięciotysięczne skupiska ludności (Elk ok. 56000 mieszkańców, Giżycko ok. 29000 mieszkańców). Rejon Mazur, Mazur Garbatych, Pojezierza Elckiego to region o drobnym przemyśle. Antropopresja na środowisko jest niewielka. Źródła emisji zanieczyszczeń powietrza to w dużej mierze gospodarstwa przydomowe oraz w okresie letnim zwiększona liczba samochodów. Rejon Stacji jest więc rejonem poddanym niewielkiej antropopresji lokalnej oraz pewnej antropopresji ze źródeł odległych. Źródła te to przede wszystkim duży przemysł południowej i środkowej Polski oraz duże elektrownie i elektrociepłownie.

Geoeosystem zlewni jeziora Łękuk a także geoeosystem Puszczy Boreckiej poddawane są niewielkiej presji wynikającej z działalności ludzkiej więc i procesy w nich zachodzące charakterystyczne są dla obszarów „czystych”. Niskie stężenia podstawowych zanieczyszczeń powietrza, niskie stężenia zanieczyszczeń w wodach opadowych oraz niewielkie ładunki zanieczyszczeń dostających się tą drogą do ekosystemu nie wpływają w krótkim okresie w widoczny sposób na zmiany w tutejszych biocenozach.

W ostatnich latach obserwuje się utrzymywanie stężeń badanych zanieczyszczeń powietrza na bardzo zbliżonym poziomie, niższym niż na początku wielolecia 1994–2004, przy zachowaniu charakterystycznych przebiegów sezonowych.

Procesy ekstremalne w środowisku przyrodniczym

Ostatnie dziesięciolecie w rejonie Stacji charakteryzowało się wzrostem częstości występowania zjawisk przyrodniczych definiowanych jako ekstremalne (odbiegające znacznie od średnich z wielolecia). Zjawiska te dotyczą przede wszystkim meteorologii, ale nie tylko.

Należy odnotować wystąpienie w roku 2004 podwójnej fali wstrząsów sejsmicznych o sile 4–5 stopni w skali Richtera z epicentrum w okolicach Baltijska (21 września o godzinie 13.00 i 15.30 czasu lokalnego), dające się odczuć w okolicy Stacji. Nie spowodowało ono żadnych wymiernych szkód, lecz było zjawiskiem dotychczas nie notowanym w tych okolicach.

W rejonie stacji Puszcza Borecka w ostatnich latach zaobserwowano nasilające się ekstremalne zjawiska meteorologiczne, stanowiące zagrożenia ekologiczne takie, jak susza stwarzająca zagrożenie dla lasów (1994, 2000), huraganowe wiatry o porywach dochodzących do około 30 m/s (1999, 2002) i śnieżno-lodowe opady niszczące drzewa i linie energetyczne (2000/2001) oraz liczne intensywne opady (deszczu lub śniegu), a zwłaszcza zawieje i zamiecie śnieżne, przyczyniające się prawie każdego roku do zakłóceń komunikacji. W ostatnich pięciu latach zanotowano także rekordowe wartości większości parametrów meteorologicznych: temperatury powietrza, prędkości wiatru, opadu i promieniowania słonecznego.

W okresie 1994–2004 zanotowano następujące rekordy meteorologiczne:

- maksymalne porywy wiatru dochodzące do 30 m/s (2002);
- najniższa wartość temperatury minimalnej powietrza -28.5°C (I.2003);
- najniższa wartość średniej dobowej temperatury gruntu na głębokości 5 cm (-23.4°C), jako konsekwencja rekordowo niskich temperatur powietrza w styczniu 2003;
- najniższa wartość średniej dobowej wilgotności względnej powietrza – 35% (V.2003);
- najwyższa średnia roczna wartość natężenia promieniowania słonecznego – 122.6 W/m^2 (2003);
- najwyższa wartość rocznego usłonecznienia – 1911 godzin (2003);
- najwyższa roczna wartość czasu trwania opadów atmosferycznych – 1064 godziny (2004);

Obiegi materii elementarne, lokalne i regionalne

Prowadzone w latach 1994–2004 badania chemizmu wód jeziora w warstwie przypowierzchniowej i naddennej wskazują na coraz bardziej widoczną tendencję wzrostową stężeń azotu amonowego i azotanowego (tylko w warstwie naddennej) oraz fosforu fosforanowego, wapnia i potasu, co może się wiązać ze spłukiwaniem substancji biogenych z obszaru zlewni.

Kierunki zagrożeń, formy ochrony środowiska

Dotychczasowe zjawiska związane z dalekim transportem substancji zakwaszających środowisko w ostatnich latach osłabły, przez co można domniemywać, że niebezpieczne dla ekosystemów przekraczanie ładunków krytycznych kwasowości będzie zanikać w rejonie Stacji, spowolnieniu ulegnie proces uwalniania w glebie zabójczych dla flory jonów glinu (zachodzący jako konsekwencja depozycji substancji zakwaszających z atmosfery).

Podstawowe zagrożenia środowiska w rejonie Stacji wiążą się jednak z działalnością człowieka. Silny rozwój rolnictwa, obserwowany w ostatnich czasach po okresie stagnacji, wiąże się z intensywnym sposobem gospodarowania czyli silnym nawożeniem. Nadmiar nawozów stosowanych w rolnictwie niekorzystnie wpływa na bioróżnorodność w ekosystemie zlewni, wiąże się z nadmiernym dopływem substancji biogenych do wód powierzchniowych i podziemnych. Również intensywna gospodarka leśna wykorzystuje różnego rodzaju środki ochrony roślin oddziałujące niekorzystnie na przyrodężywioną.

Niekorzystne zmiany wynikają również z nadmiernego wyrębu gospodarczego lasów. Czasy rębni zupełnych należą już wszakże do przeszłości, ale mimo to pozyskuje się z lasu więcej drewna niż go w naturalny sposób przyrasta.

Niewielkim na razie zagrożeniem dla tutejszej przyrody jest turystyka. Puszcza Borecka ze względu na trudny dostęp spowodowany specyfiką ukształtowania terenu i rodzajem roślinności jest na razie rzadko odwiedzana przez masowego turystę. Woli on korzystać z rejonów „przyjaźniejszych” i bardziej ucywilizowanych. Ta sytuacja będzie się jednak zmieniać. Istnieje coraz większa liczba osób, dla których nietknięta przyroda stanowi magnes. Są to na ogół świadomi uwarunkowań ekologicznych ludzie, lecz przez samą swoją obecność będą oddziaływać niekorzystnie na unikalne elementy tutejszej przyrody – rzadkie rośliny i zwierzęta.

Należy dążyć do objęcia rejonu Stacji – a najlepiej całej Puszczy Boreckiej – jakąś formą ochrony krajobrazowej. Stworzenie na terenie Puszczy Boreckiej np. parku krajobrazowego powinno w przyszłości uregulować wiele problemów m.in. turystykę, gospodarkę leśną, ochronę czynną wielu gatunków znajdujących się obecnie na listach gatunków zagrożonych. Instytut Ochrony Środowiska kilka lat temu przygotował wstępną dokumentację przyrodniczą takiego parku. Prace organizacyjne nie zostały jednak podjęte ze względu na niezbyt przychylne stanowisko lokalnych władz samorządowych oraz Administracji Lasów Państwowych. Należy nadmienić, że na terenie Puszczy Boreckiej znajduje się kilka rezerwatów o ochronie ścisłej lub częściowej, głównie florystycznych, na terenie których realizowana jest stosowna polityka ochronna.

Literatura

- Bogucka M., E. Brejnak, T. Śnieżek, A. Degórska, 2005 ; „Zanieczyszczenie powietrza i opadów atmosferycznych na stacjach tła” w „Zanieczyszczenie powietrza w Polsce w latach 2003–2004”; ; Biblioteka Monitoringu Środowiska; str. 159–189
- Degórska A., S. Gawliński, Z. Prządka, T. Śnieżek. 1995; Wybrane wyniki badań monitoringowych prowadzonych w Stacji KMŚ Puszcza Borecka w roku hydrologicznym 1994. Publikacja w ramach raportu rocznego ZMŚP – Biblioteka Monitoringu Środowiska PIOŚ. Warszawa;
- Degórska A. i in. 1996; Raport Stacji Bazowej ZMŚP. Stacja KMŚ Puszcza Borecka w Diablej Górze. Biblioteka Monitoringu
- Degórska A., G. Przybylska, R. Twarowski, 2002; Stan Środowiska w Polsce. Raport Inspekcji Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska
- Degórska A., G. Przybylska, R. Twarowski, L. Dygas-Ciołkowska; 2003; w Stan Środowiska w Polsce w latach 1996–2001. Biblioteka Monitoringu Środowiska Rozdział 4 Zakwaszenie – str. 69–77
- Degórska A.; 2004; „Zmiany stężenia i depozycji substancji zakwaszających na stacjach badających tło zanieczyszczenia atmosfery w Polsce” w „Ochrona powietrza w teorii i praktyce”. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrze; str. 101–106,
- Degórska A., Z. Prządka, T. Śnieżek, 2005 „Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka w Diablej Górze” w „Raport o stanie środowiska województwa warmińsko-mazurskiego w 2004 roku” pod redakcją Z. W. Krajewskiego; Biblioteka Monitoringu Środowiska, Olsztyn
- Lorenc H. Klasyfikacja termiczno opadowa
- Jansen W., Block A., Knaak J. 1988. Kwaśne deszcze, Historia, powstawanie, skutki. Aura 4.
- Śnieżek T.; 2004; „Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka jako jedna ze stacji sieci EMEP badających transgraniczny przepływ zanieczyszczeń powietrza” w „Ochrona powietrza w teorii i praktyce”. Instytut Podstaw Inżynierii Środowiska Polskiej Akademii Nauk w Zabrze; str. 321–329,
- Prządka Z., Charakterystyka warunków meteorologicznych w 2001 w ‘Zanieczyszczenia powietrza w Polsce w 2001 roku na podstawie pomiarów krajowej sieci stacji podstawowych’. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa 2002. str. 18 – 23.
- Prządka Z., 2002; Zmienność parametrów meteorologicznych w rejonie Stacji Puszcza Borecka w latach 1994–2001 ze szczególnym uwzględnieniem wartości ekstremalnych. Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych IOŚ.
- Prządka Z.; 2004; “Zagrożenia środowiska w wyniku zmian warunków meteorologicznych w rejonie Stacji Puszcza Borecka” w „Monitoring zagrożeń I metody osłony środowiska”. Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej, str. 24–31
- Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka, 1994; Praca zbiorowa pod red. J. Siuty. IOŚ Warszawa
- Śnieżek T., A. Degórska. 1995: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Propozycje programowe. Biblioteka Monitoringu Środowiska PIOŚ. Warszawa;
- Śnieżek T., A. Degórska, Z. Prządka. 1995: Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka. Raport o stanie woj. suwalskiego w roku 1994. Biblioteka Monitoringu PIOŚ. Suwałki. Str. 31 – 58;
- Śnieżek T., A. Degórska. 1996: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji systemu pomiarowego, wybrane metody badań. Biblioteka Monitoringu Środowiska PIOŚ.
- Śnieżek T. Stacja Kompleksowego Monitoringu Środowiska Puszcza Borecka w Diablej Górze. Raport o stanie środowiska województwa warmińsko-mazurskiego w roku 2001; Biblioteka Monitoringu Środowiska
- Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań; 1995, Biblioteka Monitoringu Środowiska (wydanie 2 w maszynopisie).

STACJA BAZOWA

WIGRY



Wprowadzenie

Stacja Bazowa WIGRY Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego powstała w październiku 1993 roku, na mocy porozumienia pomiędzy Głównym Inspektorem Ochrony Środowiska a Wigierskim Parkiem Narodowym. Zlewnia badawcza Stacji położona jest w krajobrazie młodoglacjalnym, jest to zlewnia o charakterze leśno-torfowiskowym, z udziałem gruntów uprawnych i niewielkich obszarów zabudowanych. W większości obszar zlewni leży w granicach Wigierskiego Parku Narodowego i w znacznej części objęty jest ochroną ścisłą. Ochronie podlega głównie naturalna dynamika roślinności w dolinie rzeki i związana z nią zmiana zespołów organizmów roślinnych i zwierzęcych. Prowadzenie monitoringu na tym obszarze pozwoli na określenie wpływu naturalnych i antropogenicznych czynników na stan środowiska i zachodzące w nim przemiany oraz tempa i kierunków tych przemian.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Zlewnia badawcza Stacji Bazowej WIGRY obejmuje przestrzeń przyrodniczą rozciągającą się wzdłuż doliny rzecznej Czarnej Hańczy, na odcinku od Sobolewa do jeziora Wigry (ryc. 1), stanowiącą środkową część dorzecza Czarnej Hańczy. Jest to obszar o powierzchni 7,44 km² genetycznie związany z akumulacyjną i erozyjną działalnością dwóch ostatnich zlodowaceń. Rzeźba terenu jest zróżnicowana, a deniwelacje osiągają tu 50 m. Główną jednostką morfologiczną zlewni jest płaskodenna, podmokła dolina Czarnej Hańczy, której szerokość waha się od 0,5 do 2 km. Od północnego wschodu do doliny przylegają moreny oscylacyjne, powstałe z wygniatania i akumulacji czołowej, a od południa graniczy ona ze strefą brzeżną sandru suwalsko-augustowskiego (Bajkiewicz-Grabowska 1997).

Gleby zlewni utworzone są głównie z piasków (gleby bielcowe, rdzawe, brunatne kwaśne) i tylko na dnie doliny rzecznej, na utworach organicznych, występują gleby torfowe i murszowo-torfowe.

Na obszarze zlewni badawczej dominują środowiska leśne, stanowiące ok. 70% powierzchni zlewni. Na dnie doliny, nieco dalej od koryta rzeki, występują głównie olsy *Ribo nigri-Alnetum* z płatami *Sphagno squarrosi-Alnetum*. Występują tu również duże obszary zajęte przez *Sphagno squarrosi-Alnetum* oraz *Vaccinio uliginosi-Pinetum*. Zbiorowiska te często występują w zdegradowanej postaci. W części zlewni położonej powyżej doliny rzecznej znajdują się lasy objęte gospodarką leśną. Dominuje tu zbiorowisko *Corylo-Piceetum*, odznaczające się sztucznym drzewostanem świerkowo-sosnowym, ze znacznym udziałem dębu i lipy, warstwą krzewów z *Coryllus avellana*, *Evonymus verrucosa*, *Lonicera xylosteum*, *Ribes alpina*, *Frangula alnus* i *Daphne mezereum* oraz roślinami runa należącymi głównie do klasy *Querco-Fagetea* (Sokołowski 1973). W południowej części zlewni dominują siedliska borów mieszanych i borów bagiennych.

W dolinie rzecznej poza lasami występują również środowiska otwarte – szuwary, torfowiska i łąki. Dominującymi zbiorowiskami szuwarowymi są *Caricetum elatae*, *Phragmitetum communi* oraz *Phalaridetum arundinaceae*. Spośród zbiorowisk łąkowych największy obszar zajmuje *Cirsio-Polygonetum*.

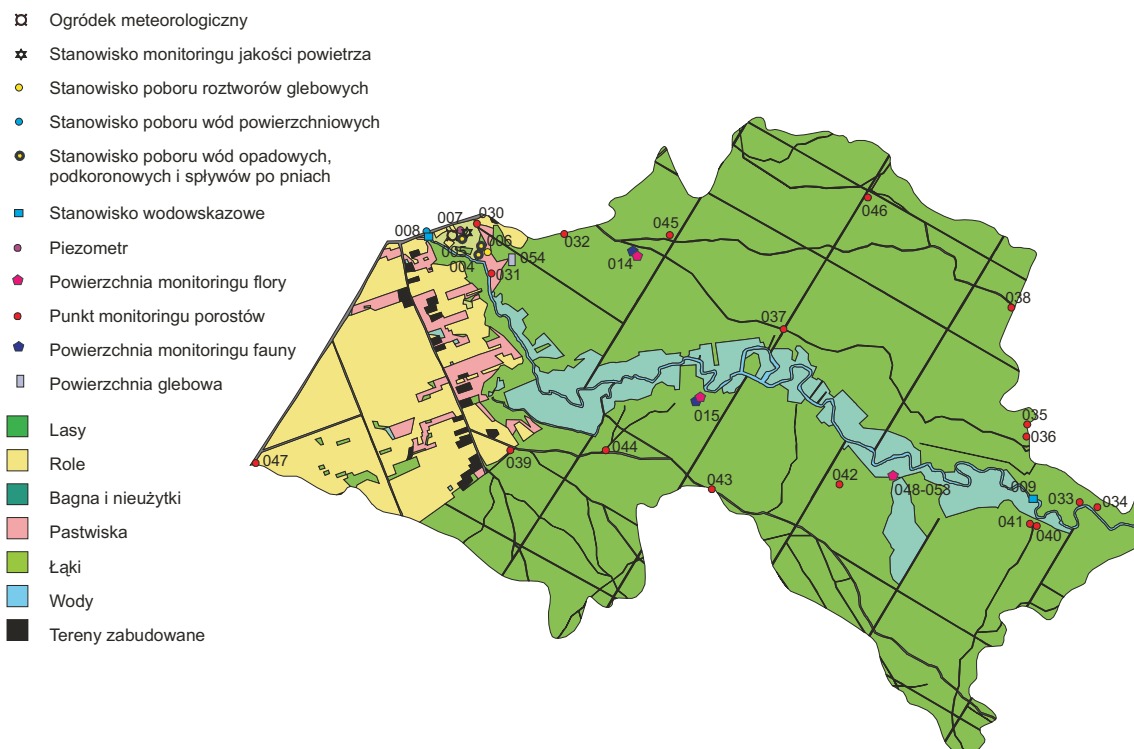
Fauna zlewni badawczej nie odbiega charakterem od fauny pozostałego obszaru Wigierskiego Parku Narodowego, a jej charakterystyczną cechą jest znaczny udział gatunków borealno-górskich. Meandrująca rzeka otoczona przez rozległe obszary zabagnione stwarza korzystne warunki do bytowania wielu gatunków zwierząt związanych ze środowiskami podmokłymi.

Głównym obiektem hydrograficznym obszaru badań jest rzeka Czarna Hańcza, której całkowita długość wynosi 141,7 km, z czego 107,8 km znajduje się na terytorium Polski (na obszarze zlewni badawczej występuje 5,9 km odcinek rzeki). Od Sobolewa (początek zlewni badawczej) rzeka płynie szybko po żwirowo–kamienistym podłożu i silnie meandruje. Zbliżając się do jeziora Wigry Czarna Hańcza wyraźnie zwalnia swój bieg, a jej koryto znacznie się pogłębia.

Zlewnia badawcza odznacza się niezwykle wysoką wartością przyrodniczą, zwłaszcza ze względu na bogate i zróżnicowane florystycznie zespoły roślinne występujące na dnie podmokłej doliny. Tereny wzdłuż rzeki zajmuje kompleks torfowisk niskich i przejściowych, z których wiele zachowało swój pierwotny charakter. Występują tu rzadkie gatunki roślin, a wśród nich relikty polodowcowe: welnianeczka alpejska *Scirpus hudsonianus* i brzoza niska *Betula humilis* oraz wymierający fiołek torfowy *Viola epipsila*. Cała dolina to miejsce bytowania łosi, bobrów, wydr, piżmaków, wilków oraz wielu innych gatunków zwierząt.

System pomiarowy i metody badań

- **Meteorologia** (stanowisko nr 001) – Pomiary meteorologiczne prowadzone są od roku hydrologicznego 2002 na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie, gdzie ustawiona jest automatyczna stacja meteorologiczna Milos 500 firmy Vaisala.
- **Chemizm powietrza** (stanowisko nr 001) – Pomiary chemizmu powietrza atmosferycznego (dwutlenku siarki i dwutlenku azotu) wykonywane są od 2003 roku na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie. Do badań wykorzystano metodę pasywną. Próbniki eksponowane są na wysokości 160 cm nad powierzchnią gruntu, przez okres 1 miesiąca.
- **Chemizm opadów atmosferycznych** (stanowisko nr 005) – Chemizm wód opadowych badany jest od 1996 roku na terenie ogródka meteorologicznego w Sobolewie. Opad zbierany jest raz w tygodniu za pomocą kolektora opadu mokrego UNS 130/S firmy Eigenbrodt. Próby zaraz po przewiezieniu do laboratorium poddawane są analizie fizyczno-chemicznej.
- **Chemizm opadu podkoronowego** (stanowisko nr 006) – Program prowadzony jest od 1996 roku. Wody opadowe przechodzące przez warstwę koron sosen i świerków zbierane są z leśnej powierzchni badawczej zlokalizowanej w Sobolewie. Próby opadów zbierane są raz w tygodniu, przechowywane w laboratorium w temperaturze 6°C i na koniec miesiąca poddawane analizie fizyczno-chemicznej jako próba zlewana.
- **Chemizm spływów po pniach** (stanowisko nr 006) – Program prowadzony jest od 1996 roku. Wody spływające po pniach drzew (sosna, świerk) zbierane są z leśnej powierzchni badawczej zlokalizowanej w Sobolewie. Próby wody zbierane są raz w tygodniu, przechowywane w laboratorium w temperaturze 6°C i na koniec miesiąca poddawane analizie fizyczno-chemicznej jako próba zlewana oddzielnie dla każdego gatunku drzewa.
- **Roztwory glebowe** (stanowisko nr 006) – Program wprowadzony został dopiero w 2004 roku. Badania roztworów glebowych prowadzone są na powierzchni leśnej w Sobolewie. Do badań wykorzystano teflonowo-kwarcowe próbki podciśnieniowe firmy Prenart, które umieszczono na głębokościach 30, 50 i 100 cm w profilu gleby płowej zbilecowanej. Roztwory pobierane są z lizymetrów na koniec każdego miesiąca.
- **Wody podziemne** (stanowisko nr 007) – Wody gruntowe badane są w otworze piezometrycznym zlokalizowanym w Sobolewie od 1994 roku. Piezometr posadowiony jest na głębokości 17,9 m p.p.t. Swobodne zwierciadło wody znajduje się na głębokości 12,05 m p.p.t., licząc od górnej krawędzi metalowej obudowy piezometru. Poziom statycznego zwierciadła wody w piezometrze badany jest w każdy poniedziałek o godz. 8:00 za pomocą taśmy miarowej ze „świ-



Ryc. 1. Rozmieszczenie stanowisk pomiarowych na tle użytkowania terenu Stacji Bazowej WIGRY
objaśnienia stanowisk pomiarowych w tekście

stawką”. Właściwości fizyczne i chemiczne wód podziemnych badane są czterokrotnie w ciągu roku hydrologicznego.

- **Wody powierzchniowe rzeki** (stanowiska nr 008 i 009) – Program realizowany jest od 1994 roku, z tym, że od samego początku prowadzone były tylko badania chemizmu wód. W roku 1997 wybudowano w Sobolewie stanowisko limnigraficzne i rozpoczęto pomiary stanu wód rzeki, a od 2001 roku prowadzone są również pomiary przepływu wód. Właściwości fizyczne i chemiczne wód rzeki badane są w dwóch punktach: w Sobolewie i przy ujściu rzeki do jeziora Wigry. Próby wody do badań pobierane są z nurtu rzeki jeden raz w miesiącu. Pomiar stanu wód prowadzony jest w sposób ciągły przy wykorzystaniu limnigrafu typu L-861. Pomiaru prędkości przepływu wody w rzece dokonuje się około 12-krotnie, przy pomocy elektromagnetycznego przepływomierza model 801 firmy SEBA, starając się uchwycić jak największe zróżnicowanie stanów wody.
- **Siarka i metale ciężkie w porostach** (stanowiska nr: 031, 034, 037, 039, 042, 044, 045, 047) – Program realizowany od 1999 roku na 20 stanowiskach, w tym 8 z terenu zlewni badawczej. Do badań wykorzystywane są plechy porostu *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., dla których wykonywane są analizy zawartości metali ciężkich (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) i siarki. Analizy chemiczne wykonane są przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej IL 251 w Zakładzie Monitoringu Środowiska Instytutu Nauk o Środowisku Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie.
- **Flora i roślinność zlewni** – Badania botaniczne prowadzone są od 1994 roku na terenie całej zlewni badawczej oraz w jej otulinie. Rejestrowane są nowe gatunki roślin oraz nowe stanowiska gatunków rzadkich, zagrożonych, chronionych i obcych rodzimej florze.
- **Struktura i dynamika szaty roślinnej** (stanowiska nr: 048-053) – Od 1998 roku na stałych powierzchniach prowadzone są badania dotyczące struktury i dynamiki szaty roślinnej. Badania wykonane są na dwóch powierzchniach leśnych – w ubogim grądzie *Tilio-Carpinetum*

subass. *calamagrostietosum*, z drzewostanem świerkowo-sosnowym oraz w kontynentalnym borze bagiennym *Vaccinio uliginosi-Pinetum*, z rzadkim i niskim drzewostanem sosnowym oraz na sześciu powierzchniach zlokalizowanych na obszarze kompleksu torfowisk. Badania na torfowisku polegają na określeniu tempa zarastania tego środowiska.

- **Epifity nadrzewne** (stanowiska nr: 031, 034, 037, 039, 042, 044, 045, 047) – Badania nad porostami prowadzone są od 1998 roku na 15 stanowiskach. Badaniami objęto 12 gatunków porostów nadrzewnych. Na każdym stanowisku, na wyznaczonej powierzchni, dokonuje się pomiaru powierzchni plech monitorowanych gatunków, badania składu gatunkowego i stanu zdrowotności porostów.
- **Fauna epigeiczna** (stanowiska nr 014 i 015) – Badania prowadzone są od 2004 r., w dwóch typach siedliskowych lasu – w borze bagiennym i lesie mieszanym. Na każdym siedlisku wytypowano po 3 stanowiska oddalone od siebie o około 250 m, na których zainstalowano po 5 pułapek Barbera rozmieszczonych liniowo w trzymetrowych odstępach. Pułapki są eksponowane w terenie przez okres 5 miesięcy, od maja do końca września. Z odłowionego materiału wybierane są chrząszcze należące do rodziny *Carabidae*, które poddawane są analizie ekologicznej.

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

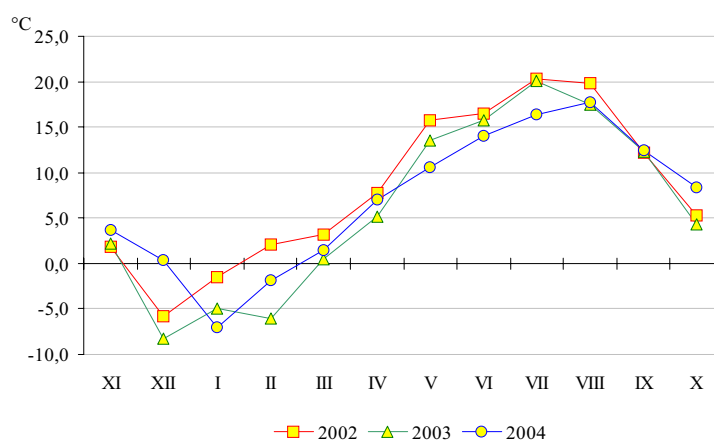
Meteorologia

Wyniki uzyskane do tej pory (z okresu trzech lat) pozwoliły na przeprowadzenie podstawowej charakterystyki warunków klimatycznych panujących na obszarze zlewni badawczej.

Pod względem termicznym wyróżniał się rok hydrologiczny 2002, dla którego średnia temperatura powietrza wynosiła 8,1°C i była wyższa o 2,0°C w stosunku do roku 2003 i 1,1°C w stosunku do roku 2004 (tab. 1). Był to rok anomalnie ciepły, z bardzo upalnym okresem letnim (ryc. 2), w którym najwyższe temperatury przekraczały 33°C (lipiec-sierpień).

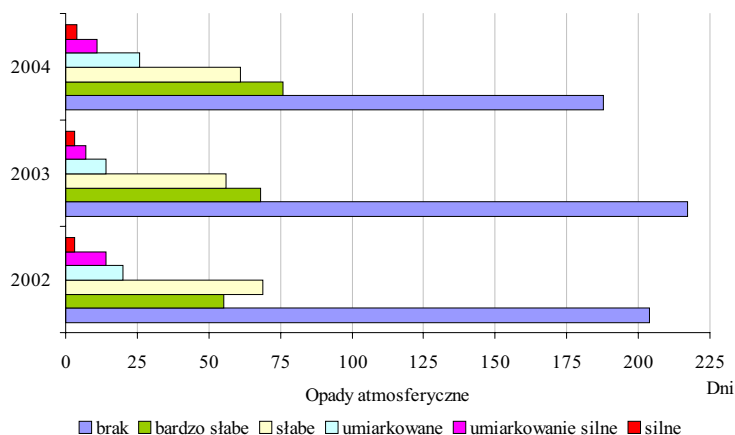
Tabela 1. Średnie roczne temperatury powietrza atmosferycznego i sumy opadów atmosferycznych na Stacji Bazowej WIGRY

Parametr	Rok hydrologiczny		
	2002	2003	2004
Średnia roczna temperatura powietrza [°C]	8,1	6,1	7,0
Suma roczna opadów atmosferycznych [mm]	606,0	449,8	664,8



Ryc. 2. Przebieg roczny temperatury powietrza w latach hydrologicznych 2002-2004. Stacja Bazowa WIGRY

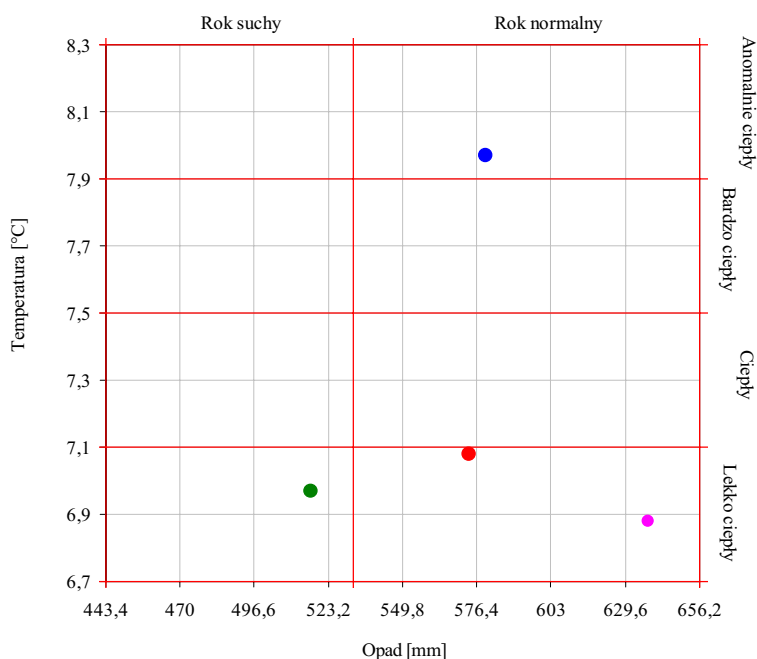
Pod względem opadów atmosferycznych wyróżnił się rok 2003, który okazał się rokiem suchym, z sumą opadów wynoszącą zaledwie 449,8 mm (tab. 2). Wielkość ta jest mniejsza od sumy opadów z 2002 roku o 156,2 mm, a w stosunku do roku 2004 roku aż o 215,0 mm. W 2003 roku wystąpiło najwięcej dni bez deszczu oraz z opadem umiarkowanym i umiarkowanie silnym (ryc. 3).



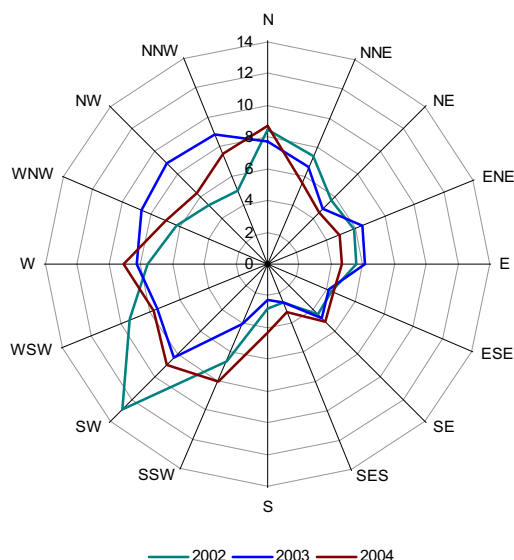
Ryc. 3. Klasy opadów atmosferycznych w latach hydrologicznych 2002-2004. Stacja Bazowa WIGRY

Ogólnie można przyjąć, że badany okres trzyletni charakteryzował się jednym rokiem hydrologicznym anomalnie ciepłym i normalnym pod względem wilgotności, jednym rokiem suchym i lekko ciepłym oraz jednym rokiem lekko ciepłym i normalnym pod względem wilgotnościowym (ryc. 4).

Rozkład kierunków wiatrów był bardzo podobny w całym okresie obserwacyjnym – najczęściej wiatr wiał z sektora północno-zachodniego (ryc. 5). Pewne różnice wystąpiły tylko w poszczególnych porach roku, z wyjątkiem okresu zimowego. Zimą dominował wiatr z sektora południowo-zachodniego, z przewagą wiatrów z południowego-zachodu. Wiosną, w roku 2002 przeważał wiatr z sektora południowo-wschodniego, z dominującym kierunkiem południowo-południowo-wschodnim, natomiast w pozostałych latach przeważał wiatr z sektora północno-zachodniego,



Ryc. 4. Klasyfikacja termiczno-opadowa dla lat hydrologicznych 2002-2004. Stacja Bazowa WIGRY

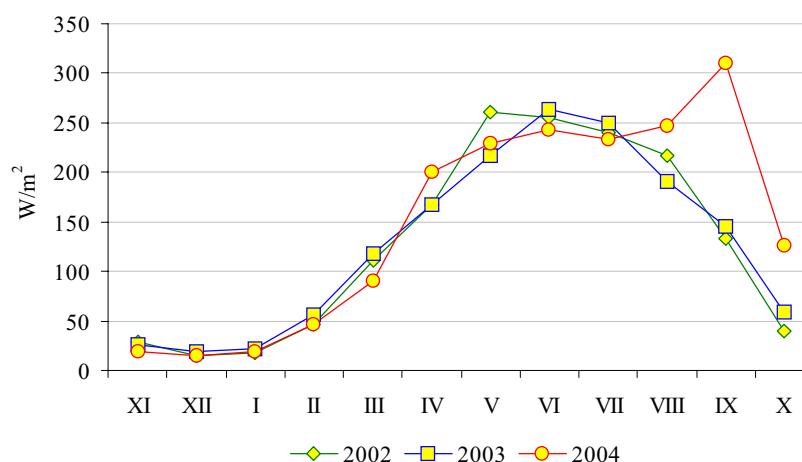


Ryc. 5. Częstość kierunku wiatrów w okresie 2002-2004. Stacja Bazowa WIGRY

z przewagą wiatru z kierunku północno-północno-zachodniego (2003 rok) i zachodniego (2004 rok). W okresie letnim w 2002 roku przeważał wiatr z sektora północno-wschodniego (z kierunku północno-wschodniego), natomiast w pozostałych latach z sektora północno-zachodniego (z dominacją wiatrów z kierunku północno-zachodniego w roku 2003 i zachodniego w 2004 roku). Jesienią rozkład kierunków wiatru był znacznie bardziej wyrównany. W 2002 roku nieznacznie przeważał wiatr z sektora północno-zachodniego (z kierunku północno-północno-zachodniego), natomiast w następnych latach dominował wiatr z sektora południowo-zachodniego (z przewagą wiatru z kierunku południowo-zachodniego).

Średnia roczna prędkość wiatru dla badanych lat hydrologicznych była podobna i wahała się od 1,8 (rok 2004) do 2,2 (rok 2002) m/s. Jednak w badanym okresie wyróżnia się rok 2002, w którym zarejestrowano najwyższą maksymalną średnią dobową prędkość wiatru (9 m/s) oraz maksymalne porywy wiatru (dochodzące do 28 m/s).

Natężenie całkowitego promieniowania słonecznego (gęstość strumienia energii) w badanym okresie wahało się od 128 do 148 W/m². Przebieg tego natężenia dla poszczególnych lat hydrologicznych jest bardzo podobny i pokazuje, że największe natężenie występuje w okresie letnim, z wyjątkiem roku 2004, kiedy to maksymalne stężenia zarejestrowano we wrześniu (ryc. 6).



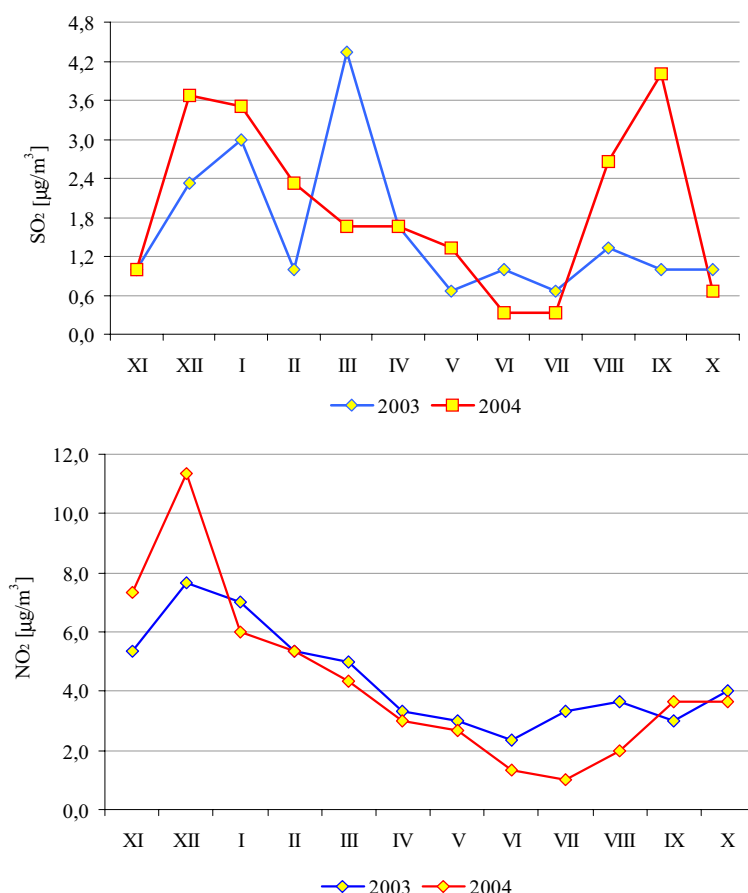
Ryc. 6. Przebieg natężenia promieniowania słonecznego w okresie 2002-2004. Stacja Bazowa WIGRY

Usłonecznienie, stanowiące czas dopływu energii słonecznej ($>120 \text{ W/m}^2$) do podłoża, wahało się w badanym okresie od 1388 (rok 2004) do 1667 (rok 2002) godzin. W 2002 roku miesiącem, w którym było największe usłonecznienie (291 godzin) okazał się maj. W kolejnych latach rejestrowano niższe wartości usłonecznienia, z najwyższymi wartościami miesięcznymi w czerwcu 2003 roku (270 godzin) i kwietniu 2004 roku (225 godzin).

Chemizm powietrza

Badania dotyczące chemizmu powietrza atmosferycznego, polegające na określeniu w powietrzu miesięcznego stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu, prowadzone są na Stacji Bazowej WIGRY od 2003 roku. Rejestrowane wartości badanych parametrów były zawsze znacznie niższe od wartości dopuszczalnych, charakterystycznych dla obszarów parków narodowych (rozporządzenie Ministra Środowiska dotyczące „dopuszczalnych poziomów niektórych substancji w powietrzu, alarmowych poziomów niektórych substancji w powietrzu oraz marginesów tolerancji dla dopuszczalnych poziomów niektórych substancji”. Dz. U. Nr 87, Poz.796, z dnia 6 czerwca 2002 r.).

Stężenia dwutlenku siarki mieściły się w zakresie od 0,0 do $9,0 \mu\text{g/m}^3$, a średnie roczne stężenia wynosiły $1,6 \mu\text{g/m}^3$ dla 2003 roku i $1,9 \mu\text{g/m}^3$ dla roku 2004 (tab. 2). W podobnym zakresie kształtowały się stężenia dwutlenku azotu, których wartości wahały się od 0,0 do $11,3 \mu\text{g/m}^3$. W 2003 roku średnie stężenie wynosiło $4,4 \mu\text{g/m}^3$, a w 2004 roku $4,3 \mu\text{g/m}^3$. Najwyższe stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu rejestrowano z reguły w okresie zimowym (ryc. 7), co miało związek ze zwiększoną emisją do atmosfery gazów podczas okresu grzewczego.



Ryc. 7. Przebieg stężenia dwutlenku siarki i dwutlenku azotu w powietrzu atmosferycznym w latach 2003-2004. Stacja Bazowa WIGRY

Tabela 2. Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego dwutlenkiem azotu i dwutlenkiem siarki w latach 2003-2004 na Stacji Bazowej WIGRY

Parametr	Rok hydrologiczny					
	2003		2004		2003-2004	
	NO ₂	SO ₂	NO ₂	SO ₂	NO ₂	SO ₂
Średnie roczne stężenie [µg/m ³]	4,42	1,58	4,31	1,93	4,36	1,73
STD	2,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Min	8,00	9,00	13,00	6,00	13,00	9,00
Max	1,68	1,56	3,18	1,60	2,52	1,58

Chemizm opadów atmosferycznych

Dotychczasowe badania wykazały zmiany właściwości fizycznych i chemicznych wód opadowych, jednak wielkości mierzonych parametrów z reguły nie były wysokie i nie stanowiły zagrożenia dla środowiska przyrodniczego. Średnie roczne wartości stężeń badanych jonów oraz wielkości ich depozycji do podłoża przedstawione zostały w tabeli 3.

Dość wyraźnie uwidoczniła się zmiana odczynu opadu – w 1996 roku średnia wartość pH wynosiła 4,16 a w 2004 roku 5,58. Sukcesywnie zmniejszał się stopień zmineralizowania wód opadowych – z 3,2 mS/m w 1996 roku do 1,3 mS/m w roku 2004 (ryc. 8).

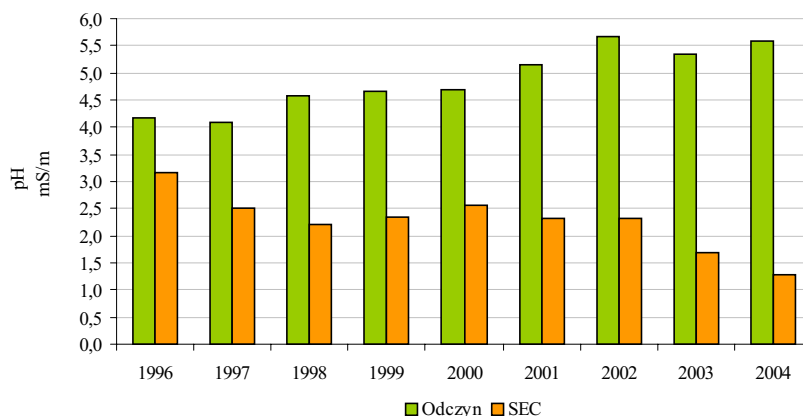
Według klasyfikacji Jansena i in. (1988) otrzymane wyniki pozwalają zaklasyfikować badane opady pod względem odczynu i przewodności elektrolitycznej do 5 klas (ryc. 9): opady o mineralizacji znacznie podwyższonej i pH znacznie obniżonym (opady z roku 1996), opady o mineraliza-

Tabela 3. Zestawienie średnich rocznych stężeń jonów w opadzie atmosferycznym i depozycji jonów do podłoża dla poszczególnych lat hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

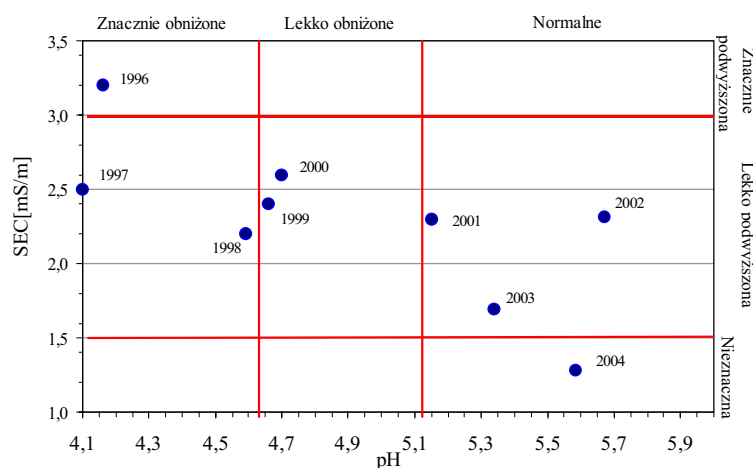
Rok	S-SO ₄			N-NO ₃			N-NH ₄			Cl		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	0,53	4,19	252,56	0,58	0,65	276,92	0,89	0,89	412,31	1,74	1,24	804,08
1997	0,40	1,87	213,27	0,46	0,65	245,40	0,96	0,99	500,24	1,73	1,88	916,79
1998	0,27	1,55	188,52	0,47	0,49	331,77	0,76	0,55	530,19	0,56	0,99	398,49
1999	0,40	1,52	238,67	0,52	0,48	319,22	0,78	0,68	466,49	0,76	0,71	463,35
2000	0,33	1,77	186,15	0,67	0,77	387,90	0,90	1,08	485,42	1,28	5,94	697,46
2001	0,93	0,94	638,86	0,55	0,35	373,27	0,90	0,54	598,14	0,81	1,44	563,95
2002	0,99	0,88	495,86	0,41	0,36	209,47	0,96	1,56	504,65	0,96	4,05	538,75
2003	1,08	0,97	409,49	0,32	0,19	121,30	0,59	0,58	223,85	0,45	0,25	170,60
2004	0,55	0,88	401,65	0,36	0,20	180,05	0,53	0,55	259,01	0,82	2,34	401,90
Rok	Na			K			Mg			Ca		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	0,23	0,53	107,99	0,40	3,93	192,22	0,50	1,25	215,55	0,83	1,54	370,46
1997	0,34	0,59	182,27	0,30	0,34	162,97	0,61	0,57	310,27	0,99	0,87	511,48
1998	0,21	1,34	151,34	0,25	0,26	165,74	0,32	0,47	222,22	0,63	0,97	423,94
1999	0,28	0,56	164,57	0,25	0,21	140,19	0,32	0,30	178,24	0,89	2,26	496,74
2000	0,29	0,50	173,21	0,32	0,40	173,71	0,39	0,46	198,00	0,91	0,91	470,95
2001	0,14	0,27	96,11	0,49	0,95	328,83	0,40	0,39	251,16	0,86	0,55	552,75
2002	0,12	0,25	64,86	0,72	0,64	357,71	0,37	0,46	183,73	0,56	0,62	275,51
2003	0,11	0,15	42,71	0,57	0,33	216,12	0,60	0,54	227,87	0,48	0,15	181,45
2004	0,13	0,12	56,89	0,77	0,74	351,18	0,86	0,67	382,92	0,62	0,30	276,51

cji lekko podwyższonej i pH znacznie obniżonym (1997, 1998), opady o mineralizacji lekko podwyższonej i pH lekko obniżonym (1999, 2000), opady o mineralizacji lekko podwyższonej i pH normalnym (2000-2003) oraz opady o nieznacznej mineralizacji i normalnym pH (2004).

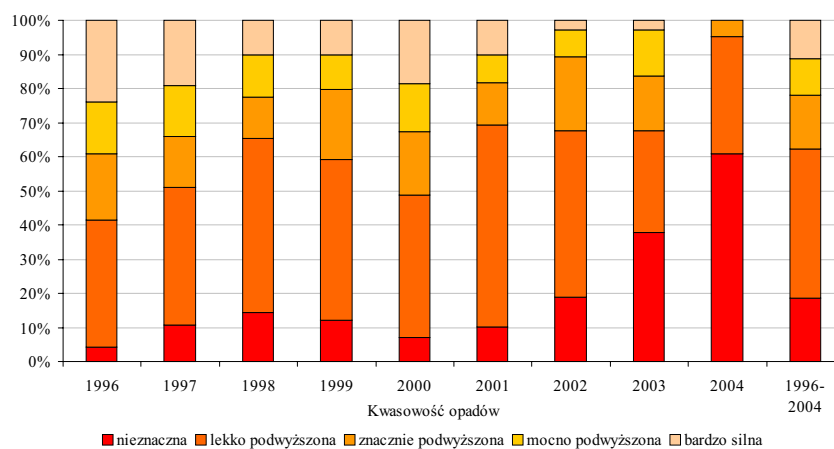
Procentowe udziały poszczególnych klas kwasowości oraz przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych, w ciągu całego okresu badań, przedstawione zostały na rysunkach 10 i 11.



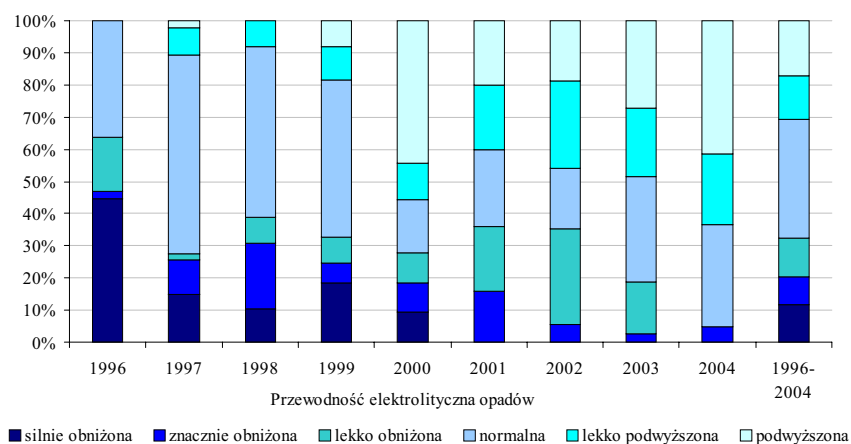
Ryc. 8. Średnie roczne wartości pH i przewodności elektrolitycznej (SEC) opadów atmosferycznych dla poszczególnych lat hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 9. Klasyfikacja przewodności elektrolitycznej i pH opadów atmosferycznych w latach hydrologicznych 1996-2004. Stacja Bazowa WIGRY

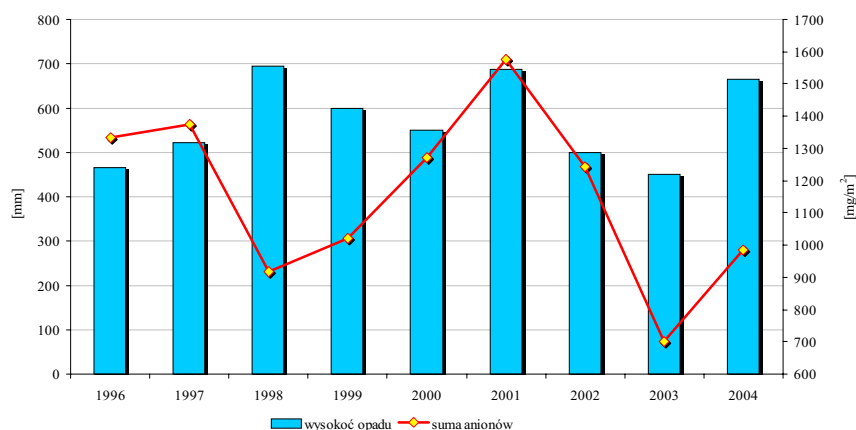


Ryc. 10. Udział procentowy poszczególnych klas kwasowości opadów atmosferycznych. Stacja Bazowa WIGRY

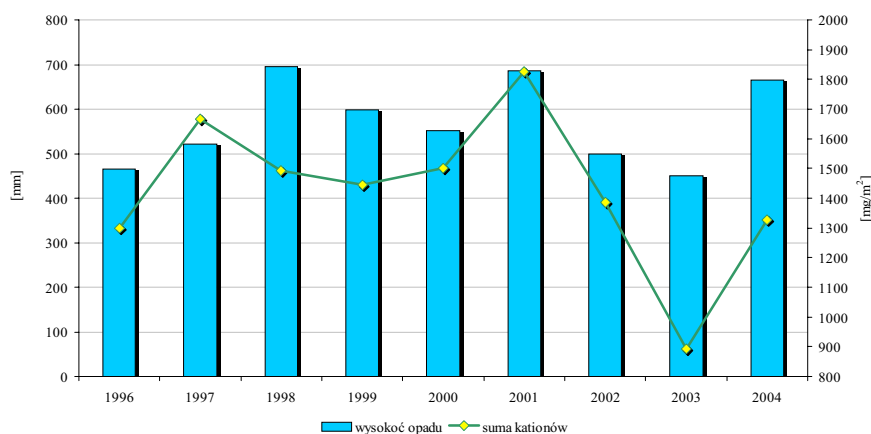


Ryc. 11. Udział procentowy poszczególnych klas przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych. Stacja Bazowa WIGRY

Wielkość wnoszonego z opadem atmosferycznym ładunku anionów oraz kationów do podłoża była bardzo zróżnicowana i zależała głównie od stężenia jonów i wielkości opadów (ryc. 12, 13). Największy ładunek zarówno anionów, jak i kationów został wniesiony do podłoża w roku 2001. Zdeponowanych wówczas zostało prawie 3,5 tony jonów na km², wśród których nieznacznie przewyższały kationy.



Ryc. 12. Sumaryczne ładunki głównych anionów wniesione do podłoża z opadami atmosferycznymi na tle wysokości opadów w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 13. Sumaryczne ładunki głównych kationów wniesione do podłoża z opadami atmosferycznymi na tle wysokości opadów w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

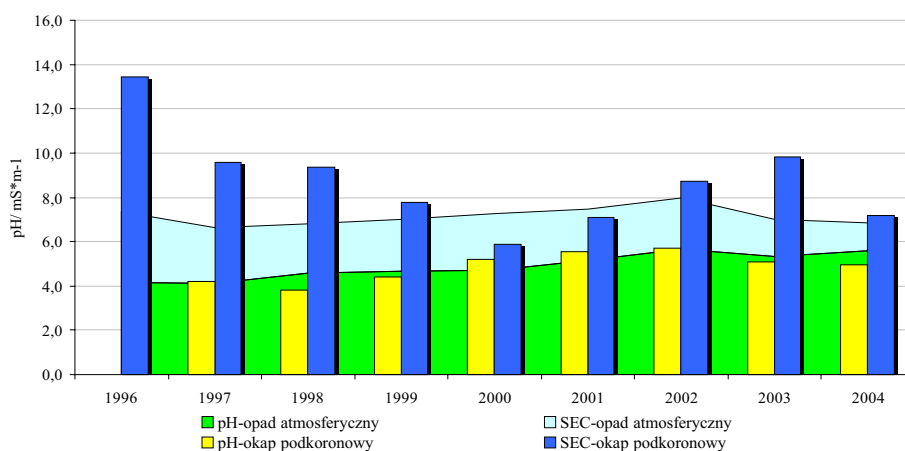
Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach

Próby opadu podkoronowego i spływu po pniach drzew zbierane są w drzewostanie ubożego grądu *Tilio-Carpinetum subass. Calamagrostietosum*, w którym świerk stanowi 59% drzew a sosna – 30%. Opad atmosferyczny przechodząc przez warstwę koron i spływając po pniach drzew zmienia swoje parametry chemiczne (tab. 4 i 5). W ciągu całego okresu badań zaobserwowano zmiany odczynu i stopnia zmineralizowania wód podkoronowych i spływających po pniach drzew, zwłaszcza w stosunku do wód opadowych z otwartego terenu (ryc. 14, 15). Wielkość tych zmian zależała w pewnym stopniu od gatunku drzewa, przez które opad przenikał do dna lasu (ryc. 16, 17).

Tabela 4. Średnie roczne stężenia jonów w opadzie podkoronowym (sosna) i wielkość depozycji jonów do podłoża dla poszczególnych lat hydrologicznych

Rok	S-SO ₄			N-NO ₃			N-NH ₄			CL		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	4,12	3,64	642,63	2,42	0,58	369,89	5,46	1,52	836,02	7,06	1,10	1081,14
1997	2,74	4,91	758,24	1,77	1,35	486,69	3,84	2,34	1056,63	7,57	5,91	2078,36
1998	2,73	2,63	908,94	2,37	0,45	787,69	2,55	0,62	848,94	2,90	0,79	963,13
1999	1,91	2,62	475,73	2,02	6,13	504,30	3,29	1,65	820,93	3,33	0,80	831,88
2000	1,68	2,52	377,25	1,85	0,87	414,50	2,95	2,98	661,06	3,66	8,01	820,79
2001	2,74	2,13	875,25	1,68	0,76	526,02	2,97	1,22	921,96	4,00	2,53	1275,63
2002	3,73	1,31	969,87	1,87	1,19	485,26	4,23	2,13	1099,21	4,61	5,31	1198,60
2003	4,64	3,04	1148,81	2,02	0,56	484,77	4,69	2,37	1119,59	4,96	2,37	1194,68
2004	4,57	2,77	1582,49	1,18	0,52	386,32	3,10	1,12	979,46	4,77	2,36	1544,95

Rok	Na			K			Mg			Ca		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	1,27	2,68	195,17	4,97	3,18	770,60	0,96	0,52	147,56	4,13	1,67	633,03
1997	1,79	2,64	491,83	2,01	2,01	551,22	1,41	0,56	386,51	3,48	3,64	955,12
1998	1,20	0,70	399,72	1,57	0,69	522,41	0,91	0,34	301,34	2,95	0,55	301,34
1999	1,13	0,86	282,62	1,72	0,75	428,30	0,78	0,24	193,59	2,85	0,80	711,56
2000	0,95	1,32	212,69	1,79	1,84	401,16	1,30	0,75	291,76	2,46	0,51	552,90
2001	0,59	0,35	164,33	2,13	2,25	680,12	1,28	0,67	372,07	3,96	3,09	1121,55
2002	1,45	1,46	376,48	3,60	3,11	936,12	1,87	0,84	487,32	3,29	2,02	854,59
2003	2,26	2,11	561,32	4,19	1,38	995,89	1,33	0,84	329,00	3,31	1,44	809,33
2004	1,31	1,40	427,95	2,59	1,47	825,29	1,65	0,85	567,14	4,46	1,61	1448,17

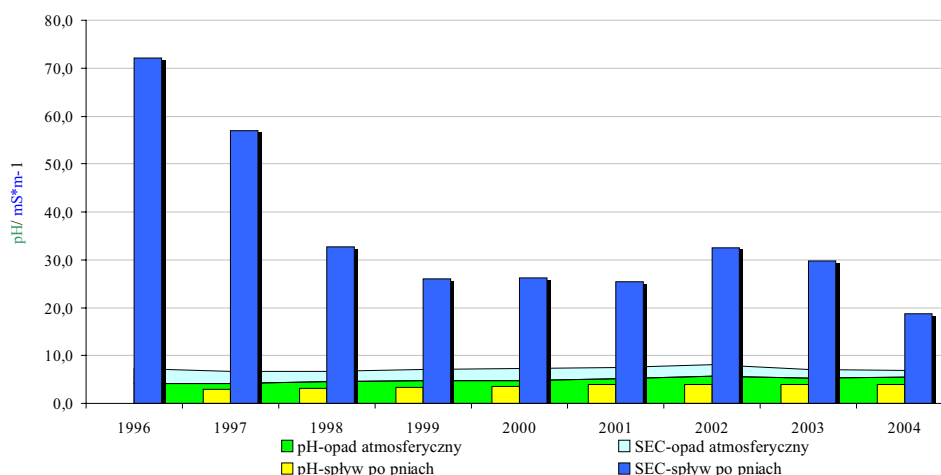


Ryc. 14. Średnie roczne wartości pH i przewodności elektrolitycznej opadów podkoronowych na tle pH i przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych. Stacja Bazowa WIGRY

Tabela 5. Średnie roczne stężenia jonów w opadzie podkoronowym (świerk) i wielkość depozycji jonów do podłoża dla poszczególnych lat hydrologicznych

Rok	S-SO ₄			N-NO ₃			N-NH ₄			CL		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	12,43	6,83	1472,02	3,10	1,48	361,98	10,91	4,58	1275,30	13,08	6,32	1461,43
1997	5,74	13,46	1327,11	2,37	1,89	546,28	6,55	4,99	1513,47	9,59	8,43	2215,02
1998	7,32	6,41	2073,65	3,17	0,96	897,17	5,23	0,89	1481,22	6,01	1,81	1701,60
1999	3,80	6,13	764,27	2,35	1,34	472,63	5,14	2,20	1032,82	5,14	2,89	1034,60
2000	2,37	3,59	428,12	2,36	0,75	425,35	4,66	2,41	840,61	4,89	1,05	881,08
2001	3,66	3,97	1089,33	2,19	0,76	651,27	4,00	1,25	1190,56	6,52	4,09	1773,55
2002	5,20	3,56	1349,38	2,07	0,79	537,15	6,47	2,31	1680,29	6,19	3,83	1609,02
2003	7,38	7,18	1230,64	2,37	1,27	381,48	5,85	3,27	951,10	8,14	4,21	1295,96
2004	7,39	4,23	2185,75	1,51	0,76	427,05	4,32	1,18	1239,03	5,83	2,15	1648,18

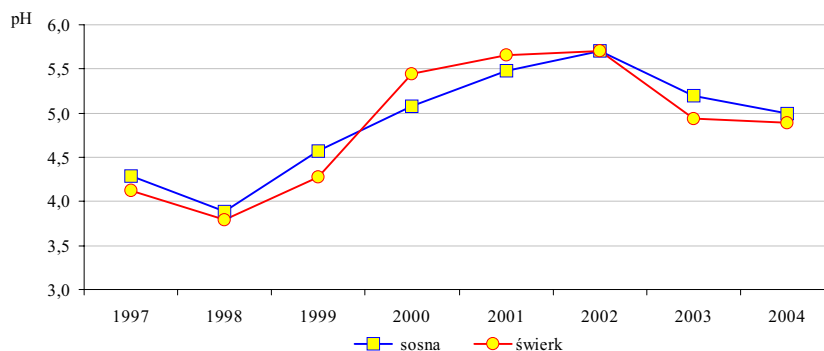
Rok	Na			K			Mg			Ca		
	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]	stężenie [mg/dm ³]	SD	ładunek [mg/m ²]
1996	1,02	0,78	118,98	10,56	4,62	1234,42	1,83	1,46	213,90	6,93	1,67	810,31
1997	1,77	2,56	409,68	3,42	4,97	789,19	1,62	2,74	373,95	4,67	3,64	1078,36
1998	1,67	1,16	473,83	4,88	2,19	1381,50	1,50	0,60	425,57	5,41	0,55	425,57
1999	1,25	0,86	251,43	4,20	3,02	843,72	0,95	0,36	191,96	3,72	0,80	747,20
2000	0,92	0,92	165,15	5,08	3,96	915,70	1,38	0,45	249,61	3,23	0,51	582,72
2001	0,66	0,31	195,81	3,05	1,50	906,43	1,05	0,51	310,73	3,41	3,09	1013,61
2002	1,49	1,47	386,37	5,35	2,37	1388,82	2,18	1,10	567,33	4,60	2,02	1195,43
2003	1,66	0,94	267,66	6,69	2,03	1055,04	1,86	1,76	301,29	5,64	1,44	933,02
2004	1,35	0,68	384,68	6,75	3,27	1891,24	2,00	1,39	567,80	6,05	1,61	1752,69



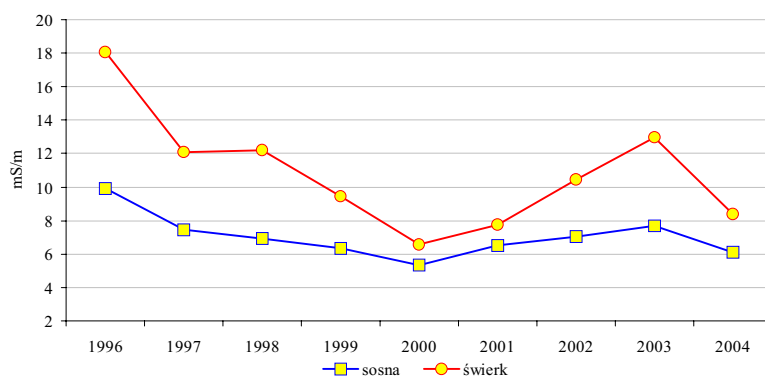
Ryc. 15. Średnie roczne wartości pH i przewodności elektrolitycznej wód spływających po pniach drzew dla poszczególnych lat hydrologicznych na tle pH i przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych. Stacja Bazowa WIGRY

Świerk znacznie bardziej wpływa na odczyn i przewodność elektrolityczną wód przenikających przez drzewostany. Widać to wyraźnie zwłaszcza w przypadku wód spływających po pniach drzew (ryc. 18, 19).

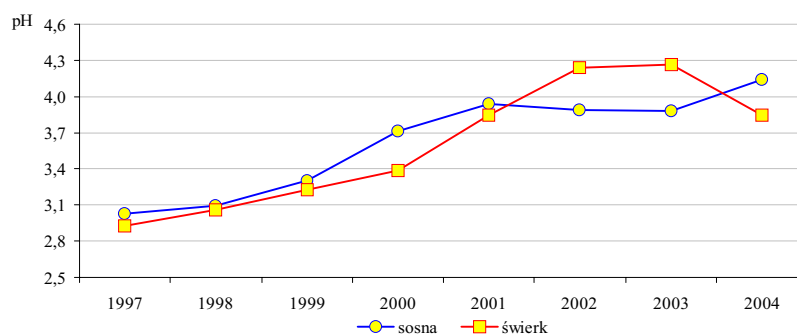
Stężenia badanych jonów w opadzie przenikającym przez drzewostan są zawsze wyższe w stosunku do stężeń tych jonów w opadzie z terenu otwartego. Miarą tej różnicy jest współczynnik koncentracji, będący stosunkiem stężenia określonego jonu w opadzie podkoronowym lub w wodzie spływającej po pniach drzew do stężenia tego jonu w opadzie z terenu otwartego.



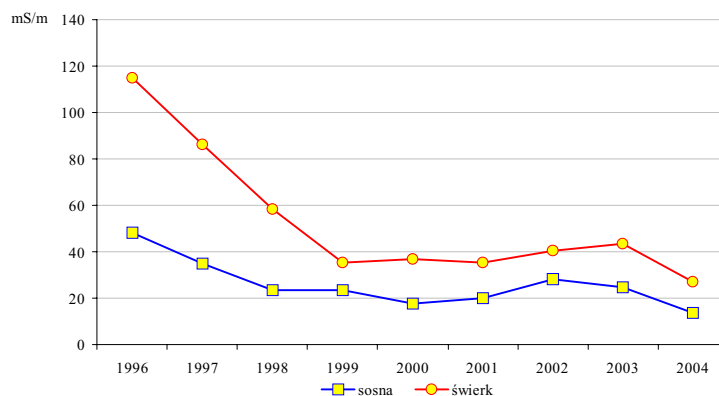
Ryc. 16. Średnie roczne wartości pH wód przenikających przez korony sosen i świerków w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 17. Średnie roczne wartości przewodności elektrolitycznej wód przenikających przez korony sosen i świerków w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

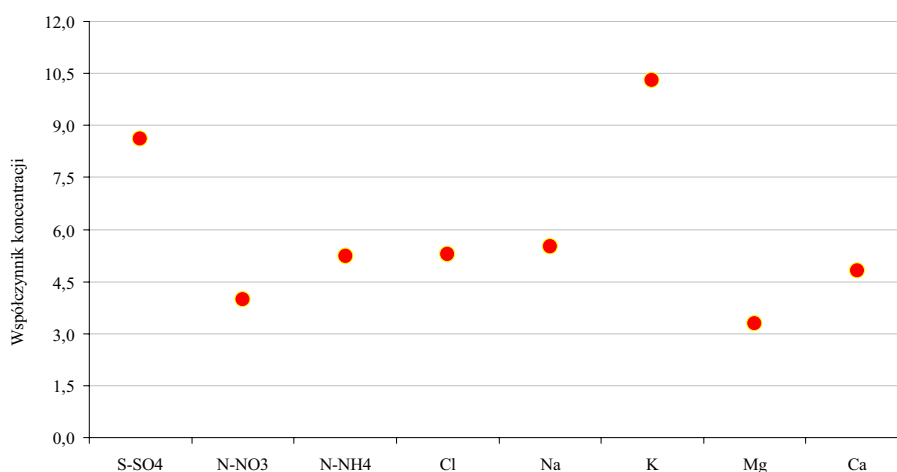


Ryc. 18. Średnie roczne wartości pH wód spływających po pniach sosen i świerków w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

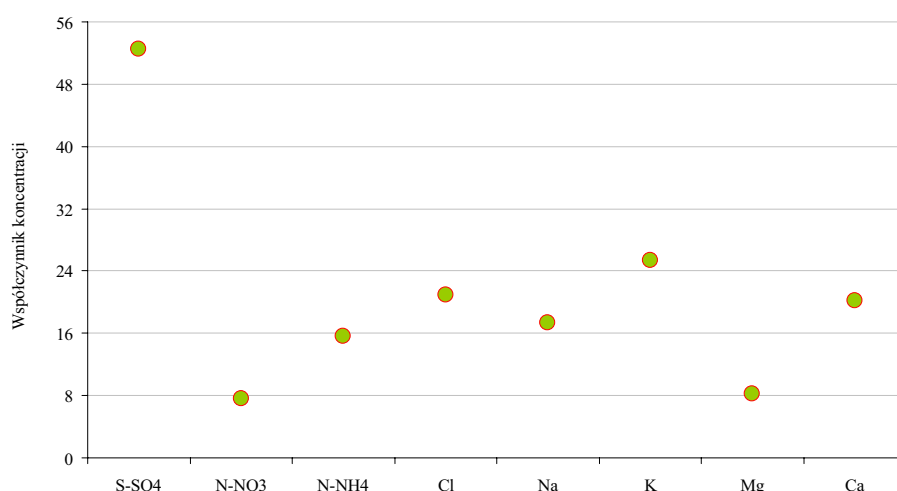


Ryc. 19. Średnie roczne wartości przewodności elektrolitycznej wód spływających po pniach sosen i świerków w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

W przypadku opadu podkoronowego wielkość tego współczynnika wahała się od 2,3 do 10,3. Najwyższe wartości, a zatem największe różnice w stężeniach, zarejestrowano dla jonów siarczanowych – 8,6 i potasowych – 10,3 (ryc. 20). W przypadku wód spływających po pniach drzew wartość współczynnika kształtowała się w granicach od 7,6 do 52,6. I tu największe różnice w stężeniach wystąpiły przy jonach potasowych i siarczanowych (ryc. 21). Stężenia tego ostatniego jonu w wodach spływających po pniach przewyższały jego stężenia w opadach atmosferycznych aż ponad pięćdziesięciokrotnie.



Ryc. 20. Rozkład współczynnika koncentracji, który jest stosunkiem stężenia określonego jonu w opadzie podkoronowym do stężenia tego jonu w opadzie na terenie otwartym (wartości średnie dla okresu 1996–2004). Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 21. Rozkład współczynnika koncentracji, który jest stosunkiem stężenia określonego jonu w wodzie spływającej po pniach drzew do stężenia tego jonu w opadzie na terenie otwartym (wartości średnie dla okresu 1996–2004). Stacja Bazowa WIGRY

Siarka i metale ciężkie w porostach

W 1999 roku wytypowano 8 stanowisk z terenu zlewni badawczej i zebrano z nich pierwsze próby plech porostów z gatunku *Hypogymnia physodes*. Badania powtórzono w 2001 i 2003 roku, a uzyskane wyniki stężeń metali ciężkich przedstawiono w tabeli 6. Stężenia siarki w porostach zbadano po raz pierwszy dopiero w 2001 roku i powtórzono dwa lata później (tab. 7). Różnice w koncentracji metali ciężkich w plechach porostów były znacznie większe pomiędzy

Tabela 6. Koncentracja metali ciężkich w plechach Hypogymnia physodes. Stacja Bazowa WIGRY

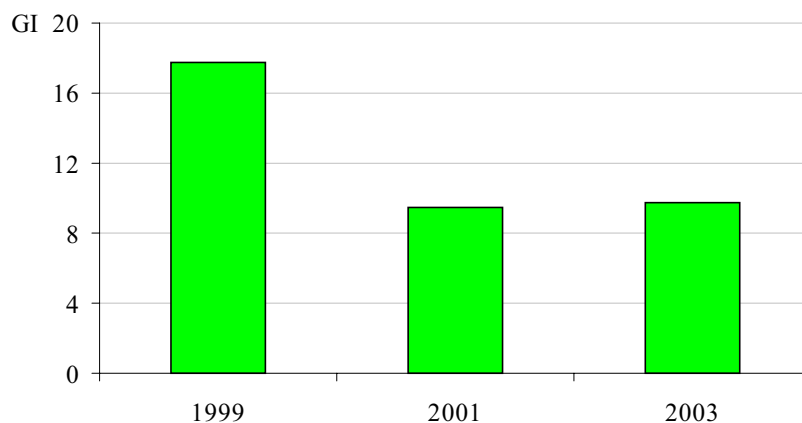
Nr stanowiska	Cd $\mu\text{g/g s.m.}$			Pb $\mu\text{g/g s.m.}$			Cu $\mu\text{g/g s.m.}$			Zn $\mu\text{g/g s.m.}$			Fe $\mu\text{g/g s.m.}$		
	Rok			Rok			Rok			Rok			Rok		
	1999	2001	2003	1999	2001	2003	1999	2001	2003	1999	2001	2003	1999	2001	2003
045	0,80	0,38	0,77	11,99	5,72	17,39	4,60	5,30	4,4	107	80	62	301	450	566
034	1,20	0,58	0,93	7,99	3,87	11,10	7,20	4,40	5,0	74	74	85	603	378	653
037	1,60	0,58	0,58	19,94	5,82	7,72	5,20	6,00	3,3	71	62	80	839	558	489
031	1,20	0,20	1,33	9,96	3,90	11,41	7,60	6,40	6,5	95	86	124	623	787	671
039	0,40	0,19	0,40	5,99	7,58	11,90	8,20	6,10	4,8	84	64	110	323	783	502
044	0,40	0,39	0,91	11,98	9,84	18,26	6,20	4,90	4,6	107	63	84	279	606	571
042	0,40	0,64	0,79	19,94	11,95	9,86	6,00	3,60	4,1	68	60	72	946	411	578
047	0,80	0,78	0,77	15,97	19,38	19,31	7,60	5,00	4,4	75	69	62	1120	596	566
Śr.	0,85	0,47	0,81	12,97	8,51	13,37	6,58	5,21	4,6	85	70	85	629	571	574
STD	0,45	0,21	0,27	5,22	5,22	4,32	1,28	0,94	0,9	16	9	22	318	156	63

Tabela 7. Koncentracja siarki w plechach Hypogymnia physodes. Stacja Bazowa WIGRY

Nr stanowiska		045	034	037	031	039	044	042	047	Śr.	STD
S µg/g s.m.											
Rok	2001	450	378	558	787	783	606	411	596	571	156
	2003	566	653	489	671	502	571	578	566	574	63

stanowiskami niż poszczególnymi okresami badań. W 2001 roku stwierdzono mniejsze koncentracje metali w plechach w stosunku do pozostałych lat badań. Zmiany te, w przypadku kadmu, dochodziły do ponad 40%.

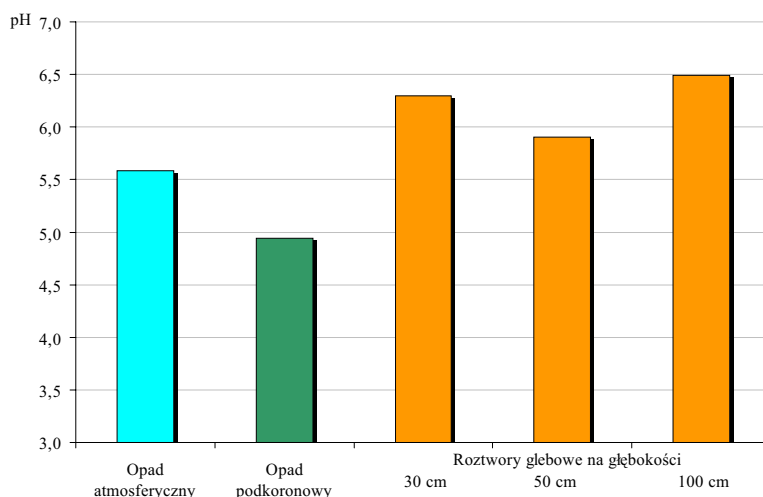
Dla porównania ogólnego poziomu skażenia plech porostów metalami ciężkimi na poszczególnych stanowiskach, obliczono całkowity wskaźnik zanieczyszczenia (GI). Został on obliczony dla każdego metalu oddzielnie, jako stosunek stężenia metalu w badanej próbce do jego stężenia w próbce wzorcowej. Za próby wzorcowe przyjęto te próby z całego terenu parku, w których stwierdzono najniższe stężenia badanych metali w danym roku. Obliczając wskaźnik zanieczyszczenia dla danego stanowiska zsumowano wartości wskaźników wyliczone dla poszczególnych metali. Rok 1999 charakteryzował się najwyższą średnią wartością wskaźnika zanieczyszczenia, większą o ponad 45% w stosunku do kolejnych lat badań (ryc. 22).



Ryc. 22. Całkowity wskaźnik zanieczyszczenia (GI) metalami ciężkimi plech Hypogymnia physodes dla poszczególnych lat badań. Stacja Bazowa WIGRY

Roztwory glebowe

Po pierwszym roku badań stwierdzono, że wartość pH roztworów była najbardziej zróżnicowana na głębokości 50 cm (5,14-8,07), a najwyższą średnią wartością pH charakteryzowały się roztwory na głębokości 100 cm – pH = 6,49 (ryc. 23). Przewodność elektrolityczna roztworów była bardzo zróżnicowana: na głębokości 30 cm jej wartości wahały się od 8,1 do 42,9 mS/m, na głębokości 50 cm od 12,9 do 111,5 mS/m, a na głębokości 100 cm od 13,7 do 73,5 mS/m. Średnie roczne wartości kształtowały się od 9,8 mS/m na głębokości 30 cm, 65,3 mS/m na głębokości 50



Ryc. 23. Rozkład pH roztworów glebowych na tle rozkładu pH opadów atmosferycznych i opadu podkoronowego (wartości średnie roczne). Stacja Bazowa WIGRY

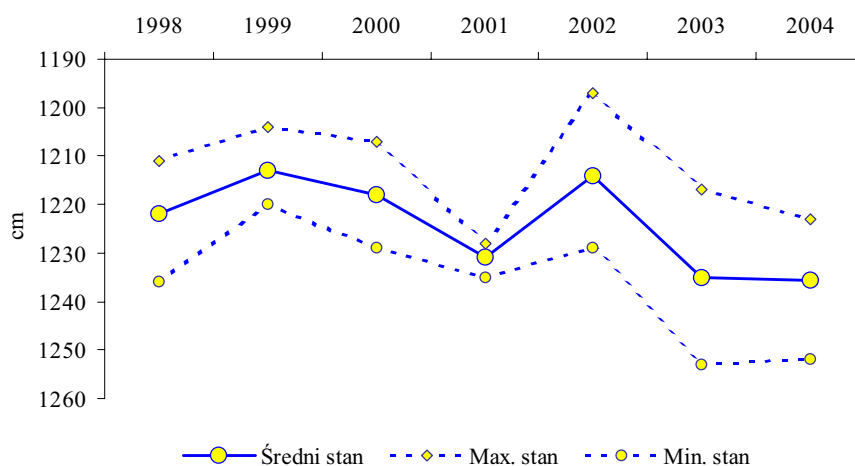
Tabela 8. Średnie roczne stężenia jonów w roztworach glebowych na trzech głębokościach w roku hydrologicznym 2004. Stacja Bazowa WIGRY

	S-SO ₄ [mg/dm ³]			N-NO ₃ [mg/dm ³]			Cl [mg/dm ³]		
Głębokość w cm	30	50	100	30	50	100	30	50	100
Średnia ważona	3,01	7,62	7,66	1,78	3,03	1,87	6,28	7,69	4,32
STD	3,63	4,47	5,18	1,94	1,83	2,15	6,84	3,11	7,30
Min	0,00	0,61	0,64	1,30	1,30	0,30	5,32	6,25	1,91
Max	7,01	10,41	13,12	6,20	6,20	6,20	20,12	12,42	21,76
	Ca [mg/dm ³]			Mg [mg/dm ³]			Fe [μg/dm ³]		
Głębokość w cm	30	50	100	30	50	100	30	50	100
Średnia ważona	13,77	104,77	36,67	6,48	17,34	12,79	288,46	196,25	258,79
STD	0,45	10,18	41,19	0,83	13,23	8,04	6,36	236,31	124,33
Min	13,60	96,80	2,83	5,63	8,99	6,56	286,00	157,00	184,00
Max	14,24	111,20	85,20	6,80	27,70	20,60	295,00	575,00	438,00
	N-NH ₄ [mg/dm ³]			Na [mg/dm ³]			K [mg/dm ³]		
Głębokość w cm	30	50	100	30	50	100	30	50	100
Średnia ważona	1,47	2,38	1,40	2,90	7,90	4,92	2,31	2,88	1,13
STD	2,07	2,84	1,08	0,00	1,91	0,44	0,43	0,51	0,58
Min	1,21	1,51	0,88	2,90	6,70	4,50	2,15	2,43	0,65
Max	5,63	7,41	3,71	2,90	9,40	5,30	2,75	3,39	2,08
	Mn [μg/dm ³]			Al [μg/dm ³]			Zasadowość [mgCaCO ₃ /dm ³]		
Głębokość w cm	30	50	100	30	50	100	30	50	100
Średnia ważona	198,08	713,50	149,18	1950	1790	710	5,78	8,38	43,90
STD	20,51	20,65	79,15	0,07	0,67	0,44	0,99	0,99	39,75
Min	177,00	692,00	39,00	1920	1370	400	5,40	7,60	17,00
Max	206,00	730,00	240,00	2020	2320	1240	6,80	9,00	113,60

cm, do 22,2 mS/m na głębokości 100 cm. Gleby na wszystkich badanych głębokościach charakteryzowały się wysoką zdolnością do neutralizacji kwaśnego depozytu, o czym świadczą choćby takie wskaźniki, jak molowy stosunek wapnia do glinu, czy magnezu do glinu w roztworach glebowych. Wartości tych wskaźników były wyraźnie wyższe od wartości granicznych, które dla stosunku wapnia do glinu wynoszą 1,0, zaś dla stosunku magnezu do glinu – 0,1 (Stachurski i in. 1994). W porównaniu do opadów podkoronowych roztwory glebowe charakteryzowały się wyższymi wartościami pH (ryc. 23) i wyższymi stężeniami m.in. wapnia, siarczanów czy azotanów. Stężenia poszczególnych jonów w roztworach glebowych przedstawione zostały w tabeli 8.

Wody podziemne

Program prowadzony jest na Stacji Bazowej WIGRY od 1994 roku w zakresie chemizmu wody oraz od 1998 roku w zakresie zmian stanu zwierciadła wód pierwszego poziomu wodonośnego. Od początku badań obserwowano znaczące wahania poziomu wód podziemnych w ciągu roku. Mieściły się one w przedziale od 7 cm w 2001 roku do 36 cm w roku 2003 (tab. 9). Porównując średni poziom wód podziemnych z 1998 roku do poziomu z roku 2004 stwierdzono, że uległ on obniżeniu o 14 cm. Tendencja obniżania się poziomu wód podziemnych obserwowana była zwłaszcza w dwóch ostatnich latach (ryc. 24).

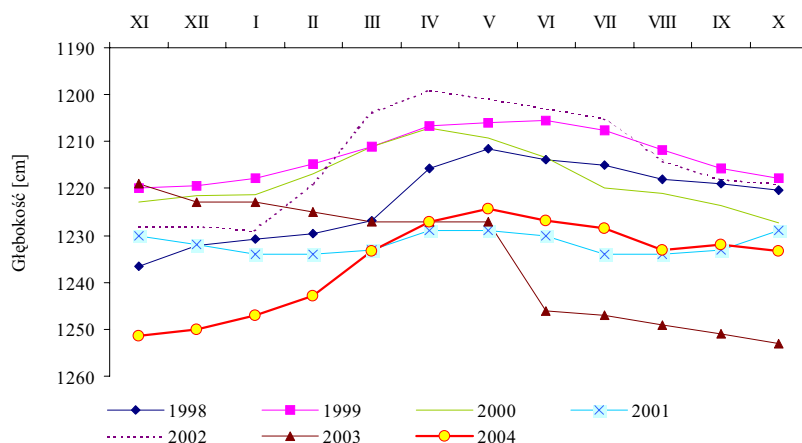


Ryc. 24. Średnie, maksymalne i minimalne roczne głębokości do zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych latach badań. Stacja Bazowa WIGRY

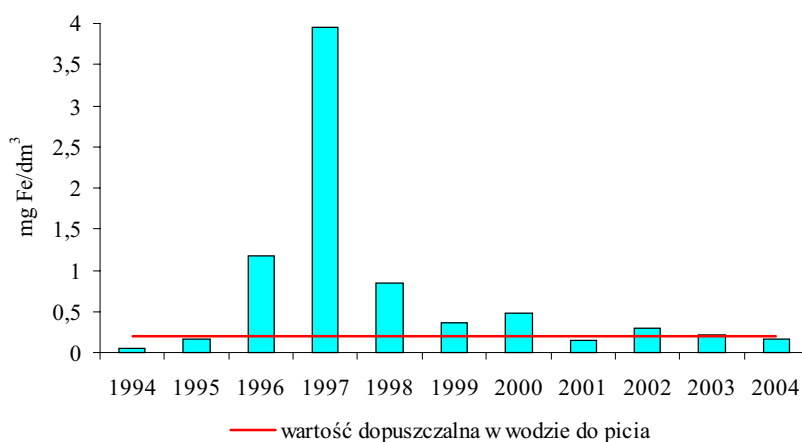
Tabela 9. Średnie roczne głębokości do zwierciadła wód podziemnych w piezometrze Sobolewo w poszczególnych latach hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

Stany [cm]	Rok hydrologiczny						
	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Średni stan	1222	1213	1218	1231	1214	1235	1236
Maksymalny stan	1211	1204	1207	1228	1197	1217	1223
Minimalny stan	1236	1220	1229	1235	1229	1253	1252
SD	7,85	5,37	6,40	6,40	11,16	12,72	9,56

Przebieg wysokości stanów wód w ciągu roku hydrologicznego z reguły był podobny – na początku roku poziom wzrastał, osiągając najwyższe wartości w maju, a następnie powoli malał (ryc. 25). Zdecydowanie odmienny przebieg stanów wód zarejestrowano w 2003 roku, kiedy to przez cały rok poziom obniżał się i na koniec roku był niższy o 34 cm. Na taki stan rzeczy miały zapewne wpływ bardzo małe opady atmosferyczne, nie przekraczające 450 mm.

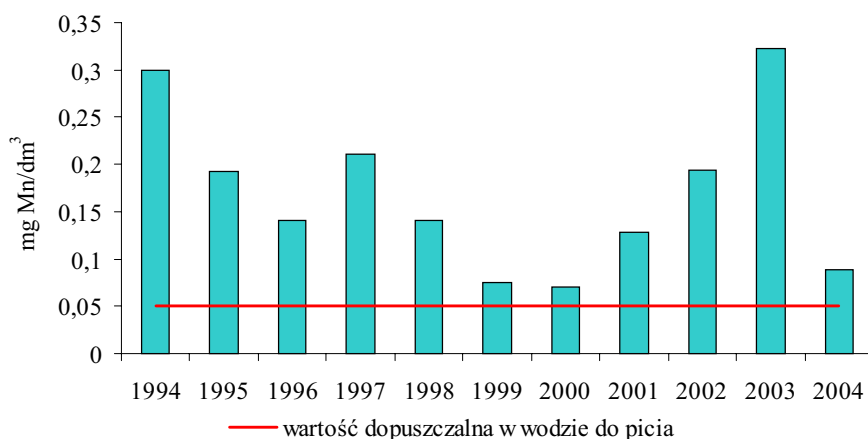


Ryc. 25. Średnie miesięczne poziomy wód podziemnych w latach hydrologicznych 1998-2004. Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 26. Średnie roczne stężenia żelaza w wodzie podziemnej w piezometrze Sobolewo na tle dopuszczalnej wartości żelaza w wodzie przeznaczonej do picia. Stacja Bazowa WIGRY

Właściwości chemiczne wód podziemnych wskazują, że są to wody o dobrej jakości. Większość badanych parametrów mieściła się w klasie czystości wód podziemnych I, czyli wód o bardzo dobrej jakości. Znaczne przekroczenia stężeń żelaza (ryc. 26), a zwłaszcza manganu (ryc. 27) wpłynęły na obniżenie klasy jakości.



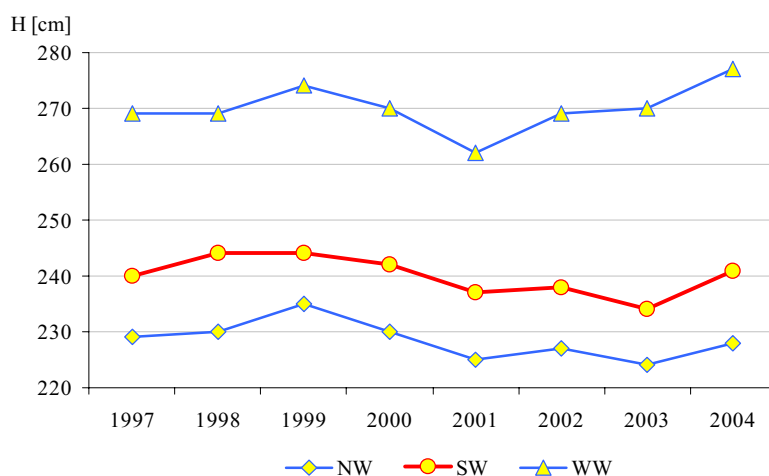
Ryc. 27. Średnie roczne stężenia manganu w wodzie podziemnej w piezometrze Sobolewo na tle dopuszczalnej wartości manganu w wodzie przeznaczonej do picia. Stacja Bazowa WIGRY

Wody powierzchniowe

Średnie stany charakterystyczne wód Czarnej Hańczy w profilu wodowskazowym Sobolewo były w poszczególnych latach zróżnicowane w niewielkim stopniu (ryc. 28). Największe różnice między stanami najwyższymi i najniższymi wystąpiły w ostatnich trzech latach i wynosiły od 42 cm w 2002 roku do 49 cm w roku 2004.

Analiza częstości trwania stanów wody w badanym okresie (1997-2004) wykazała, że średnio 44% najczęściej osiąganych stanów wody mieściło się w przedziale 230-239 cm, a w latach 2002 i 2003 aż ponad 70% stanów wody mieściło się w tym przedziale.

Średnie roczne przepływy wody w przekroju hydrometrycznym Sobolewo kształtowały się od 0,87 do 1,32 m³/s (tab. 10). Najwięcej wody przepłynęło w Sobolewie w 2002 roku – ponad 41,5 mln m³, a najmniej – niecałe 27,5 mln m³ w roku 2003. Szczegółowe zestawienie wielkości odpływów na tle opadów atmosferycznych przedstawia tabela 11.



Ryc. 28. Stany główne I stopnia w przedziałach rocznych na Czarnej Hańczy w Sobolewie. Stacja Bazowa WIGRY

Tabela 10. Przepływy charakterystyczne I stopnia dla poszczególnych lat i II stopnia dla okresu 2001-2004. Stacja Bazowa WIGRY

Przepływy charakterystyczne I stopnia [m ³ /s]					
		Rok hydrologiczny			
		2001	2002	2003	2004
NQ		0,65	0,56	0,38	0,45
SQ		1,19	1,32	0,87	1,14
WQ		3,11	5,44	4,40	4,69
Przepływy charakterystyczne II stopnia dla okresu 2001-2004					
minimalne		średnie		maksymalne	
NNQ	0,38	SNQ	0,87	WNQ	3,11
NSQ	0,51	SSQ	1,13	WSQ	4,33
NWQ	0,65	SWQ	1,32	WWQ	5,44

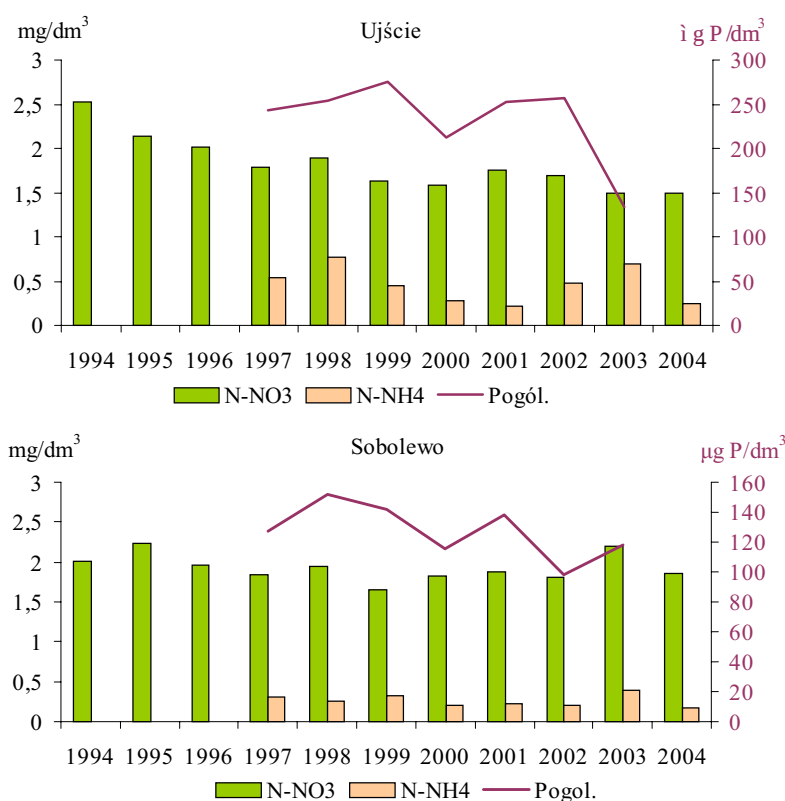
Tabela 11. Roczne wartości sum opadów atmosferycznych, warstwy odpływu i współczynnika odpływu dla poszczególnych lat hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

Parametr	Rok hydrologiczny			
	2001	2002	2003	2004
Roczna suma opadów atmosferycznych [mm]	686,6	606,0	449,8	664,8
Średni odpływ rzeczny [mm]	230,9	254,9	168,2	221,1
Współczynnik odpływu	0,33	0,42	0,37	0,33

Badania chemizmu wód Czarnej Hańczy prowadzone są w dwóch punktach kontrolno-pomiarowych: w Sobolewie, gdzie rzeka wpływa na teren zlewni badawczej oraz przy ujściu rzeki do jeziora Wigry, gdzie rzeka opuszcza teren zlewni.

W ciągu całego okresu badań stwierdzano różnice w wielkościach mierzonych parametrów na obu stanowiskach, co świadczy o pewnych procesach zachodzących w obrębie zlewni.

Średnie roczne wartości pH wody były zawsze wyższe w Sobolewie, a stopień zmineralizowania wody, poza jednym przypadkiem, większy był na Ujściu. Stężenia azotu azotanowego były bardzo podobne na obu stanowiskach i raz wyższe w Sobolewie, a raz przy Ujściu. Stężenia azotu amonowego były z reguły wyższe przy Ujściu, a fosforu fosforanowego i fosforu ogólnego prawie zawsze były wyższe przy ujściu rzeki do Wigier. Przebieg rocznych wartości stężeń azotu azotanowego i amonowego oraz fosforu ogólnego przedstawia rysunek 29, a ładunki jonów zawartych w wodach Czarnej Hańczy tabela 12.



Ryc. 29. Średnie roczne wartości stężeń biogenów (N-NO₃, N-NH₄, Pogól.) w wodach Czarnej Hańczy przy wejściu do zlewni badawczej (Sobolewo) i przy wyjściu ze zlewni (Ujście) dla poszczególnych lat hydrologicznych. Stacja Bazowa WIGRY

Flora i roślinność zlewni

Program prowadzony jest na Stacji Bazowej WIGRY od 1994 roku i obejmuje badania składu gatunkowego roślin oraz zespołów roślinnych. Obszar zlewni badawczej jest bardzo zróżnicowany pod względem flory i roślinności, co związane jest m.in. z ukształtowaniem terenu i sposobem użytkowania ziemi. Oprócz samej doliny rzecznej, zlewnia obejmuje również przyległe tereny leśne oraz fragment pól i łąk zagospodarowanych, co w rezultacie tworzy mozaikę siedlisk naturalnych, półnaturalnych i antropogenicznych. Dolina rzeczna zajęta jest głównie przez zbiorowiska szuwarowe i turzycowiska, rzadziej przez wilgotne łąki. Na obrzeżach doliny występują bagienne zbiorowiska leśne – różne postacie olsów oraz borów bagiennych. Rzadziej występują torfowiska

Tabela 12. Ładunki jonów w wodzie rzeki Czarnej Hańczy w punkcie kontrolnym Sobolewo

Parametr	Rok			
	2001	2002	2003	2004
Chlorki kg Cl/ha	36,09	33,10	34,54	32,20
Siarka siarczanowa kg S-SO ₄ /ha	20,84	21,67	18,04	19,84
Azot azotanowy kg N-NO ₃ /ha	4,28	4,35	3,58	4,06
Azot amonowy kg N-NH ₄ /ha	0,49	0,57	0,61	0,38
Fosfor fosforanowy kg P-PO ₄ /ha	0,23	0,15	0,06	0,15
Wapń kg Ca/ha	87,90*	193,84	135,63	161,39
Magnez kg Mg/ha	15,40*	32,79	20,39	26,85
Sód kg Na/ha	16,40	29,51	28,24	29,81
Potas kg K/ha	5,70*	9,35	10,02	9,55

* – Suma ładunków tylko z 6 miesięcy.

Tabela 13. Charakterystyka fizyczno-chemiczna wód rzeki Czarnej Hańczy w punkcie kontrolno-pomiarowym Sobolewo

Parametr	Rok					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Temperatura wody [°C]	9,0 2,0-15,0	9,7 1,2-15,7	6,8 0,7-13,1	8,9 1,7-17,2	9,1 0,4-19,3	8,6 1,1-18,0
Przewodność wł. mS/m	45,3 35,1-57,4	46,8 40,0-52,8	49,1 38,0-53,2	45,6 40,3-50,7	47,0 44,3-51,6	45,7 41,6-51,9
Zawiesina og. mg/dm ³	15,1 9,8-32,0	33,5 10L-78,0	12,5 10L-44,9	9,9 10L-22,0	8,4 10L-20,0	10,4 10L-17,0
Odczyn pH	7,92 7,48-8,45	7,92 7,2-8,7	7,79 7,2-8,51	8,10 8,0-8,3	7,97 7,8-8,3	7,77 7,6-7,9
Zasadowość mgCaCO ₃ /dm ³	235,52 185,2-260,3	253,17 123,0-354,0	241,25 165,0-295,0	256,17 129,0-299,0	249,75 144,0-287,0	249,75 144,0-287,0
Chlorki mg Cl/dm ³	13,89 0,12-20,13	17,33 8,0-23,0	14,33 8,0-20,40	12,17 3,0-18,0	14,67 10,0-23,0	13,02 6,0-17,73
Siarka siarczanowa mg S-SO ₄ /dm ³	8,08 3,77-11,02	8,28 6,34-10,68	10,00 7,68-15,35	9,35 7,34-12,02	9,29 8,01-10,35	8,94 8,01-10,78
Azot azotanowy mg N-NO ₃ /dm ³	2,01 0,12-3,07	2,24 0,31-4,1	1,97 1,26-2,84	1,84 1,41-2,38	1,94 1,62-2,16	1,65 1,21-2,3
Azot amonowy mg N-NH ₄ /dm ³				0,30 0,07-1,02	0,26 0,12-0,68	0,32 0,07-1,08
Fosfor fosforanowy µg P-PO ₄ /dm ³	311 111-443	187 46-496	227 42-786	81 42-130	95 36-260	90 33-200
Fosfor ogólny µg P/ dm ³				127 60-190	152 90-310	142 84-240
Wapń mg Ca/dm ³	80,7 77,1-87,2	87,0 72,8-140,6	80,2 57,8-83,2	76,3 64,0-86,0	75,3 57,7-81,9	75,3 65,0-85,8
Magnez mg Mg / dm ³	15,1 12,4-18,4	14,5 12,0-20,6	14,4 9,4-15,3	13,8 12,8-14,6	13,6 11,6-15,1	13,1 11,4-15,0
Sód mg Na/dm ³		10,5 1,6-15,0	12,2 8,1-16,0	11,9 6,3-15,7	16,2 9,6-25,5	13,8 7,1-17,6
Potas mg K/dm ³		3,8 2,3-6,0	3,9 3,0-4,9	4,8 2,1-9,8	5 2,3-9,3	4,1 1,1-6,7

x – Wartość średnia z 6 odczytów; L – wartość poniżej progu detekcji.

Tabela 13. c.d. Charakterystyka fizyczno-chemiczna wód rzeki Czarnej Hańczy w punkcie kontrolno-pomiarowym Sobolewo

Parametr	Rok				
	2000	2001	2002	2003	2004
Temperatura wody [°C]	8,8 1,4-15,4	9,9 3,6-18,2	9,0 1,1-17,4	8,6 1,4-18,5	8,3 0,8-15,8
Przewodność wł. mS/m	46,6 38,0-52,4	51,5 42,3-58,0	52,5 38,4-62,1	65,9 48,0-172,8	44,7 31,5-55,8
Odczyn pH	8,10 8,0-8,3	8,18 8,00-8,36	8,00 7,82-8,29	8,00 7,88-8,18	8,00 7,70-8,20
Zasadowość mgCaCO ₃ /dm ³	218,58 175,0-245,0	270 ^x 232-285	210,60 155-236	227,90 174-270	246,48 158,6-295,3
Chlorki mg Cl/dm ³	14,08 8,20-23,00	15,93 10-23,4	14,00 8,2-20,8	22,00 13,0-369,8 ^D	14,78 11,3-19,0
Siarka siarczanowa mg S-SO ₄ /dm ³	9,25 7,71-10,11	9,18 7,34-11,08	8,70 4,67-10,48	10,90 8,05-12,89	9,01 5,74-11,02
Azot azotanowy mg N-NO ₃ /dm ³	1,83 1,27-2,31	1,87 1,33-2,43	1,80 0,75-3,09	2,20 1,38-3,80	1,86 1,47-2,57
Azot amonowy mg N-NH ₄ /dm ³	0,21 0,06 ^L -1,08	0,22 0,10-0,82	0,20 0,09-0,49	0,40 0,05 ^L -0,72	0,17 0,06-0,30
Fosfor fosforanowy µg P-PO ₄ /dm ³	68 8-304	107 23-278	62 9-300	36 14-89	70 16-259
Fosfor ogólny µg P/ dm ³	115 20-320	138 29-495	98 29-300	118 20-310	
Wapń mg Ca/dm ³	75,2 60,0-83,8	75,4 ^x 68,0-83,0	77,7 63,2-89,6	80,8 68-92	73,5 48,9-96,4
Magnez mg Mg/dm ³	13,0 11,0-14,3	13,2 ^x 12,1-14,6	12,9 10,7-14,3	11,9 9,0-14,6	12,2 7,5-15,4
Sód mg Na/dm ³	12,2 8,3-16,8	14,3 ^x 10,3-18,5	12,8 7,1-21	18,3 247 ^D -12,1	13,8 9,4-19,0
Potas mg K/dm ³	4,8 1,9-6,6	4,9 ^x 2,8-7,4	4,1 2,5-6,8	6,3 3,0-12,0	4,4 2,4-7,7

x – Wartość średnia z 6 odczytów; L – wartość poniżej progu detekcji.

przejściowe i wysokie, które stanowią ostoję wielu rzadkich gatunków roślin. Na skarpach doliny występują kserotermiczne murawy i ciepłolubne zbiorowiska leśne. Pozostały obszar zlewni pokryty jest lasami użytkowanymi gospodarczo z nasadzoną świerkiem i sosną.

W trakcie dotychczasowych badań w obrębie zlewni badawczej stwierdzono występowanie ponad 430 taksonów roślin naczyniowych. Do najcenniejszych gatunków należą: brzoza niska *Betula humilis*, wełnianeczka alpejska *Scirpus hudsonianus*, turzyca delikatna *Carex disperma*, tłustosz pospolity *Pinguicula vulgaris*, wielosił błękitny *Polemonium coeruleum*, tobołki alpejskie *Thlaspi caerulescens*, sasanka otwarta *Pulsatilla patens*, fiołek torfowy *Viola epipsila*, rosziczka okrągłolistna *Drosera rotundifolia*, kukulka plamista *Dactylorhiza maculata* oraz wąż błotny *Hammarbya paludosa*.

Bardzo niepokojący jest fakt rozprzestrzeniania się na terenie zlewni badawczej i w jej otulinie ekspansywnego gatunku obcego, jakim jest niecierpek himalajski *Impatiens glandulifera*. Duże łany tej rośliny występują m.in. na brzegach Czarnej Hańczy w miejscowości Sobolewo.

Struktura i dynamika szaty roślinnej

Program dotyczący struktury i dynamiki szaty roślinnej zlewni rozpoczęto w 1998 roku, wyznaczając dwie stałe powierzchnie leśne – w ubogim grądzie oraz w kontynentalnym borze bagiennym. Rok później założono sześć powierzchni w kompleksie torfowisk, złożonym głównie z torfowisk przejściowych. Przeprowadzone na tych powierzchniach badania polegały na określeniu takich parametrów, jak: ilość drzew żywych, ilość drzew martwych stojących, ilość pniaków, wysokość drzew żywych, wysokość koron drzew żywych, pierśnica drzew żywych, pokrycie warstw, pokrycie przez ściółkę, pokrycie osobników danego gatunku w warstwie (w procentach), frekwencja osobników danego gatunku w warstwie i towarzyskość poszczególnych gatunków w warstwie, a na powierzchniach torfowiskowych: ilość drzew i krzewów żywych (gatunkami) oraz ilość drzew martwych.

Na powierzchni grądowej średnia pierśnica wszystkich drzew wynosiła 25,5 cm (wahała się od 7,0 do 48,8 cm). Na powierzchni borowej średnia pierśnica drzew wynosiła 19,5 cm (wahała się od 6 do 28,8 cm). Wyniki badań na powierzchniach torfowiskowych przedstawione zostały w tabeli 14.

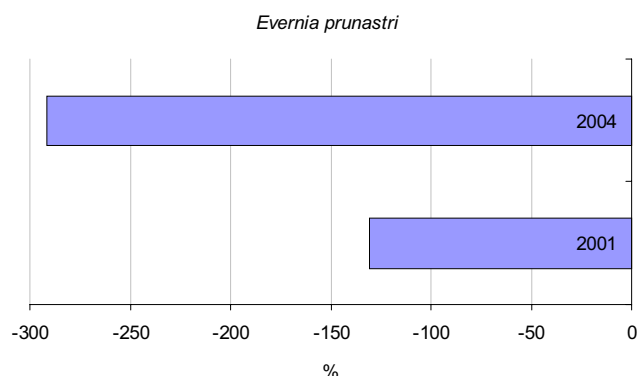
Tabela 14. Skład gatunkowy i liczebność krzewów i drzew na stałych powierzchniach torfowiskowych

Nr powierzchni	Takson	Liczba osobników		
		wszystkich	powyżej 1,2 m wys.	martwych
048	<i>Betula humilis</i>	2	2	0
	<i>Betula pubescens</i>	111	15	0
	<i>Picea excelsa</i>	27	11	0
	<i>Juniperus communis</i>	4		0
	<i>Frangula alnus</i>	121		0
	<i>Salix cinerea</i>	23		0
	<i>Salix rosmarinifolia</i>	16		0
	<i>Betula humilis</i>	10		0
	<i>Pinus sylvestris</i>	12	8	0
	<i>Salix sp.</i>	5		0
049	<i>Betula pubescens</i>	126	18	0
	<i>Salix cinerea</i>	210		0
	<i>Salix pentandra</i>	13		0
	<i>Salix rosmarinifolia</i>	114		0
	<i>Salix nigricans</i>	65		0
	<i>Picea excelsa</i>	11	2	0
	<i>Pinus sylvestris</i>	1		0
050	<i>Picea excelsa</i>	11	3	5
	<i>Betula pubescens</i>	44	9	0
	<i>Pinus sylvestris</i>	26	2	0
	<i>Salix cinerea</i>	2		0
051	<i>Betula pubescens</i>	26	1	0
	<i>Pinus sylvestris</i>	33		0
	<i>Picea excelsa</i>	3		0
052	<i>Pinus sylvestris</i>	12	10	0
	<i>Betula pubescens</i>	34	10	0
	<i>Frangula alnus</i>	5		0
	<i>Picea excelsa</i>	2		1
053	<i>Pinus sylvestris</i>	14	1	0
	<i>Betula pubescens</i>	68	39	0
	<i>Picea excelsa</i>	4	1	2

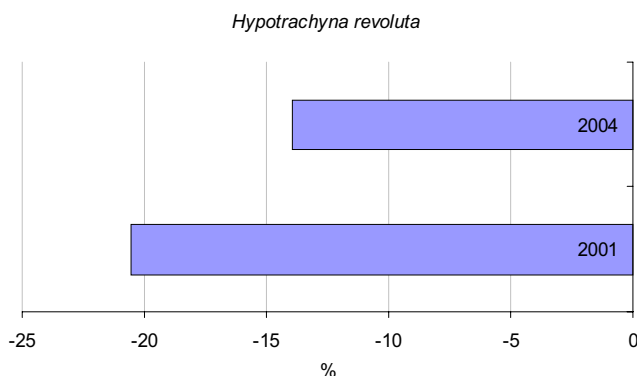
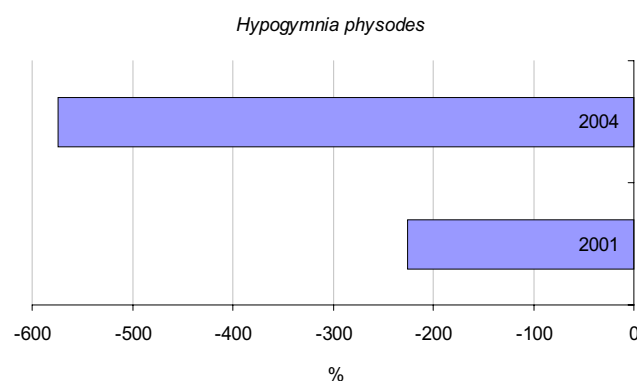
Epifity nadrzewne – porosty

Program dotyczący porostów prowadzony jest od 1998 roku, kiedy to opracowano zakres i metodykę prowadzenia badań. Wytypowano 12 gatunków porostów nadrzewnych, których powierzchnia plech i zdrowotność jest monitorowana co trzeci rok na 15 stanowiskach zlokalizowanych na obszarze zlewni badawczej.

Od samego początku badań stwierdzano widoczne zmniejszanie się powierzchni plech badanych porostów. Wyniki pomiarów zilustrowano na rysunkach 30–34, na których przedstawiono zmiany powierzchni plech na wszystkich stanowiskach monitoringowych razem, w stosunku do stanu zerowego, opisanego w 1998 roku.



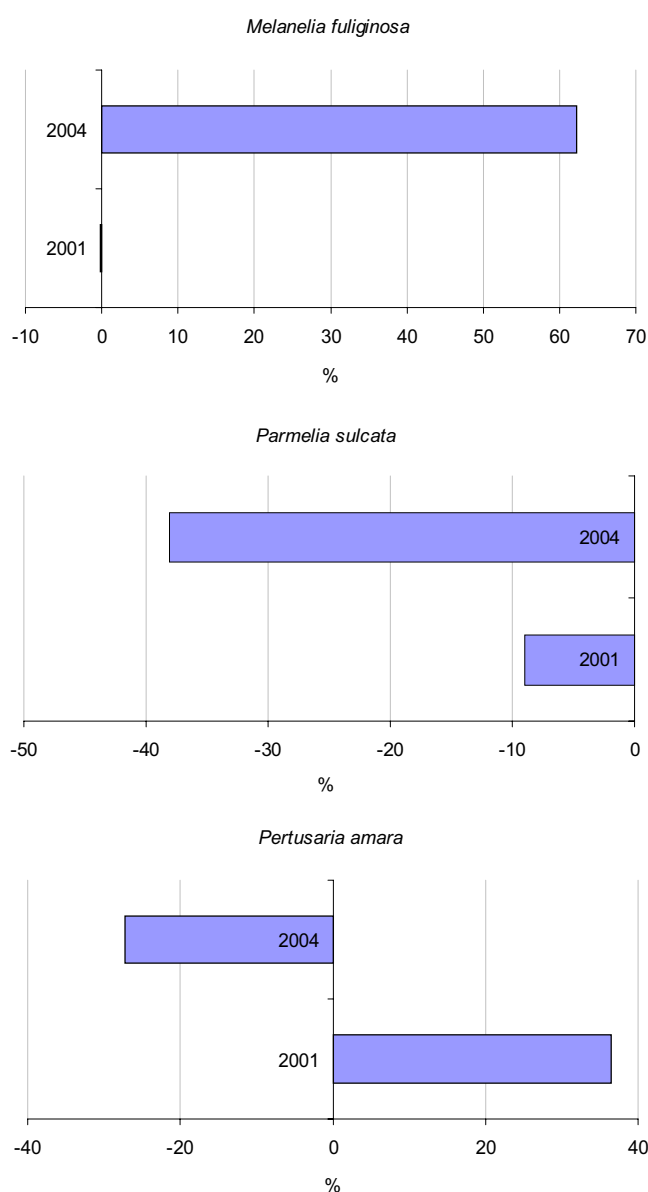
Ryc. 30. Zmiany powierzchni plech *Evernia prunastri* dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych. Wartości wyrażone w % w stosunku do stanu zerowego (pierwszy rok obserwacji – 1998). Stacja Bazowa WIGRY



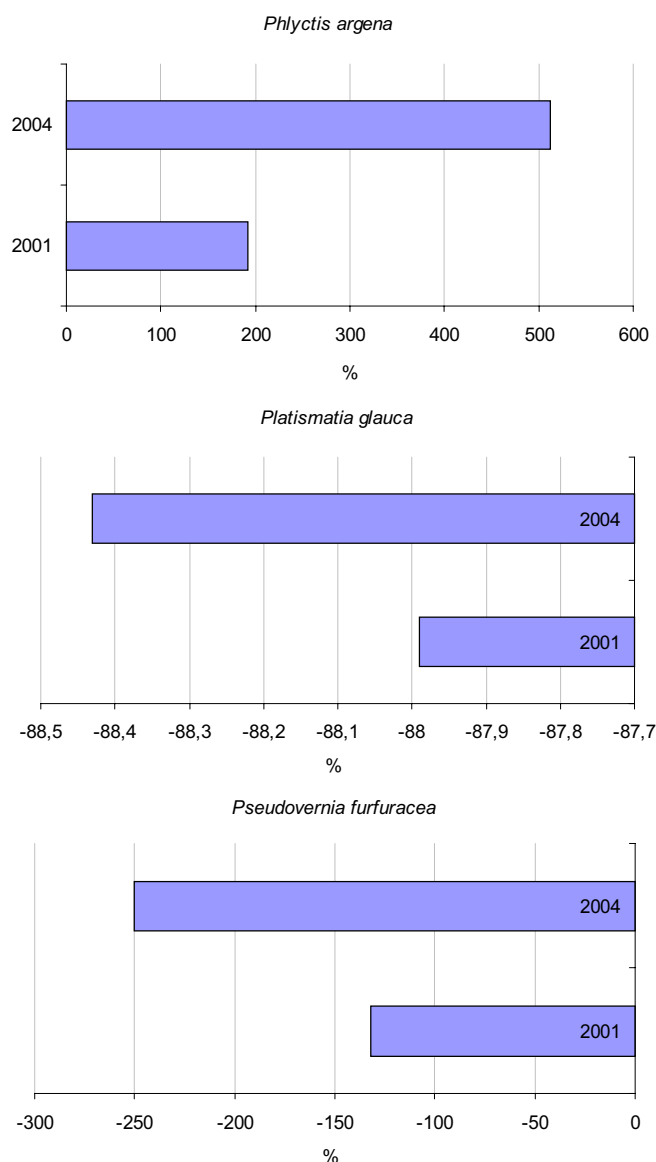
Ryc. 31. Zmiany powierzchni plech *Hypogymnia physodes* i *Hypotrachyna revoluta* dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych. Wartości wyrażone w % w stosunku do stanu zerowego (pierwszy rok obserwacji – 1998). Stacja Bazowa WIGRY

Po pierwszych trzech latach badań z monitorowanych gatunków tylko porosty skorupiaste zwiększyły swoją ogólną powierzchnię plech (*Pertusaria amara*, *Phlyctis argena*). W przypadku pozostałych gatunków zarejestrowano zmniejszenie się powierzchni ich plech. Najwyraźniej uwidoczniło się to u *Usnea hirta*, która zmniejszyła powierzchnię plech o prawie 96%. Gatunek ten bardzo wyraźnie ustępuje z badanego terenu – w 2001 roku występował już tylko na jednym stanowisku, z trzech stwierdzonych trzy lata wcześniej. O ponad połowę zmniejszyły swoje powierzchnie listkowate plechy dwóch innych gatunków – *Hypotrachyna revoluta* i *Platismatia glauca*. W ciągu pierwszych trzech lat najmniejsze zmiany w powierzchni plech zanotowano w przypadku *Melanelia fuliginosa*. W 1998 roku gatunek ten występował na pięciu powierzchniach, a w 2001 roku tylko na trzech.

Po 6 latach badań stwierdzono, że z monitorowanych porostów u siedmiu obserwowane jest zmniejszanie się powierzchni plech. Z tych siedmiu gatunków jeden ustąpił całkowicie (*Usnea hirta*), a inny (*Pertusaria amara*) pozostał w szczątkowej formie.



Ryc. 32. Zmiany powierzchni plech *Melanelia fuliginosa*, *Parmelia sulcata* i *Pertusaria amara* dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych. Wartości wyrażone w % w stosunku do stanu zerowego (pierwszy rok obserwacji – 1998). Stacja Bazowa WIGRY

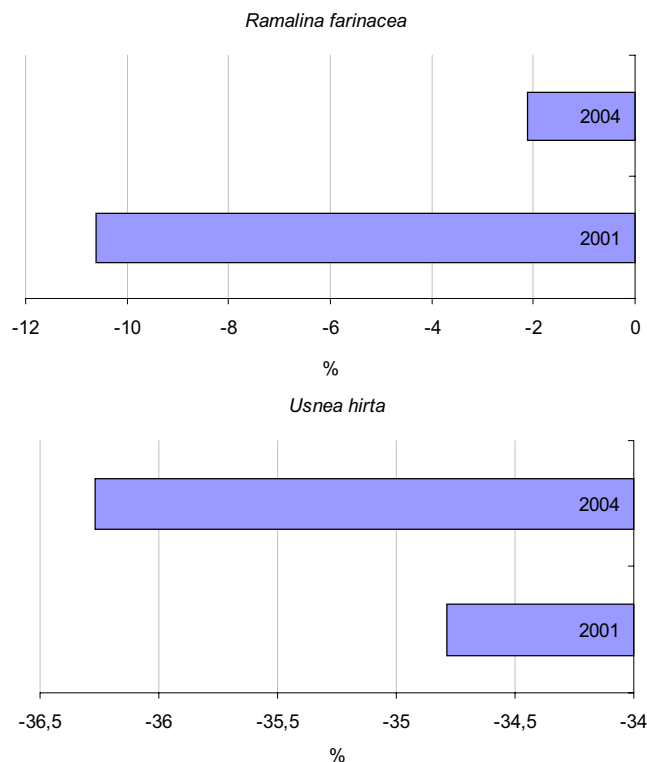


Ryc. 33. Zmiany powierzchni plech *Phlyctis argena*, *Platismatia glauca* i *Pseudevernia furfuracea* dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych. Wartości wyrażone w % w stosunku do stanu zerowego (pierwszy rok obserwacji – 1998). Stacja Bazowa WIGRY

Fauna epigeiczna

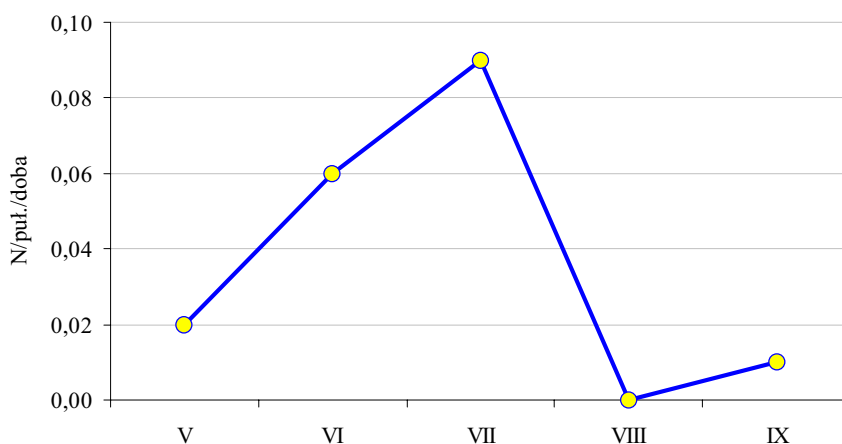
Badania fauny epigeicznej dotyczą jedynie biegaczowatych *Carabidae*. Uzyskane w 2004 roku wyniki stanowią dokumentację „stanu zerowego”, która umożliwi w następnych latach odniesienie się do obserwowanych zmian w środowisku.

Na powierzchni zlokalizowanej w borze bagiennym odłowiono 111 chrząszczy z rodziny biegaczowatych, które należały do 8 gatunków. Średnia łowność biegaczowatych w pułapki Barbera wynosiła 0,04 osobnika na pułapkę w ciągu doby. Przebieg łowności w ciągu całego okresu badań przedstawia rysunek 34. W odłowionym materiale jako eudominaty występowały dwa gatunki – szykoń czarny *Pterostichus niger* i biegacz gładki *Carabus glabratus*. W strukturze troficznej dominowały duże zoofagi, osobniki o ciężarze powyżej 100 mg, odżywiające się głównie pokarmem zwierzęcym. Stanowiły one 97,3% wszystkich odłowionych na powierzchni biegaczowatych.

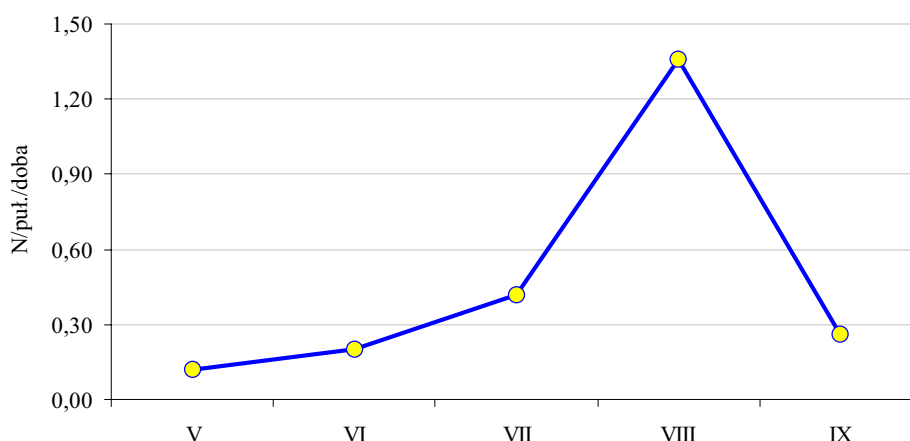


Ryc. 34. Zmiany powierzchni plech *Ramalina farinacea* i *Usnea hirta* dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych. Wartości wyrażone w % w stosunku do stanu zeroowego (pierwszy rok obserwacji – 1998). Stacja Bazowa WIGRY

W lesie mieszanym odłowiono łącznie 1090 chrząszczy z rodziny *Carabidae*, należących do 13 gatunków. Średnia łowność w pułapki Barbera wynosiła 0,48 osobnika na pułapkę w ciągu doby i była dwunastokrotnie wyższa, niż w borze bagiennym. Przebieg łowności biegaczowatych w ciągu całego okresu badań przedstawia rysunek 35. Rolę eudominantów w odłowionym materiale odgrywały dwa gatunki – szykoń czarny *Pterostichus niger* i biegacz ogrodowy *Carabus hortensis*. W strukturze troficznej dominowały, tak, jak i w borze bagiennym, duże zoofagi. Stanowiły one 92,21% wszystkich odłowionych na powierzchni biegaczowatych.



Ryc. 35. Przebieg łowności *Carabidae* w pułapki Barbera na powierzchni w borze bagiennym. Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 36. Przebieg towności Carabidae w pułapce Barbera na powierzchni w lesie mieszanym. Stacja Bazowa WIGRY

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Realizacja programów pomiarowych, dotyczących podstawowych komponentów geoeosystemu zlewni badawczej, pozwoliła na poznanie niektórych mechanizmów funkcjonowania przyrody oraz zmian zachodzących w środowisku. Niekiedy jednak zbyt krótkie okresy badań utrudniają lub wręcz uniemożliwiają przeprowadzenie pełnej charakterystyki zachodzących procesów.

Trudno jest znaleźć w naszym kraju, a nawet w całej Europie, choćby fragmenty przyrody, na którą nie oddziałują negatywne czynniki. Mogą one być słabe, utajone, kompensowane przez inne czynniki i w konsekwencji bezpośrednio niezauważalne przez człowieka. Jednak są one obecne w naszym środowisku i po pewnym czasie, w określonych warunkach, mogą stanowić zagrożenie dla rodzimej przyrody. Czym są te negatywne czynniki? W jakich warunkach mogą się uaktywnić i jakie zmiany mogą wywołać w środowisku? Odpowiedzi na te pytania może dostarczyć zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego, obejmujący najważniejsze elementy składowe naszej przyrody.

Oceny jakości środowiska oraz tempa i kierunków jego przemian dokonuje się w odniesieniu do stanu naturalnego lub stanu wyjściowego. O pogarszającym się stanie środowiska wnioskujemy na podstawie przekroczeń norm jakości środowiska, dopuszczalnych wskaźników, np. emisji zanieczyszczeń lub negatywnych zmian zachodzących w faunie i florze. Często jednak nie mamy opracowanych dopuszczalnych norm i nie wiemy, czy dany czynnik już stanowi zagrożenie dla prawidłowego funkcjonowania środowiska. Wówczas musimy obserwować te elementy przyrody, które mogą być bezpośrednio lub pośrednio związane z działaniem badanego czynnika.

Wszystkie zjawiska, które obserwujemy w przyrodzie, podlegają wpływom czynników klimatycznych. Można zatem uznać, że jednym z ważniejszych elementów zintegrowanego monitoringu środowiska są obserwacje meteorologiczne.

Wśród czynników klimatycznych szczególne znaczenie mają: temperatura powietrza i opady atmosferyczne. Czynniki te w największy i najbardziej widoczny sposób wpływają na stan przyrody i zachodzące w środowisku zjawiska. Krótki, bo zaledwie trzyletni okres obserwacji meteorologicznych nie daje możliwości dokonania dokładnej charakterystyki zmian klimatu obszaru zlewni badawczej. Na podstawie uzyskanych obserwacji i przeprowadzonych analiz wyników stwierdzono, że na temperaturę powietrza, mierzoną na wysokości 2 m nad poziomem gleby, istotnie wpływała wielkość opadów (współczynnik korelacji $r = 0,463$, $p < 0,01$) i uśłonecznienie ($r = 0,878$, $p < 0,01$). Zależność między tymi czynnikami była w minimalnym stopniu modyfikowana przez pro-

mieniowanie i siłę wiatru. Opady atmosferyczne tłumaczą w 26% zmienność temperatury powietrza, a usłonecznienie w 68%. Promieniowanie oraz siła wiatru tłumaczą zaledwie w 19% zmienność temperatury, ale wiarygodność tych zależności jest niska (nieistotna statystycznie).

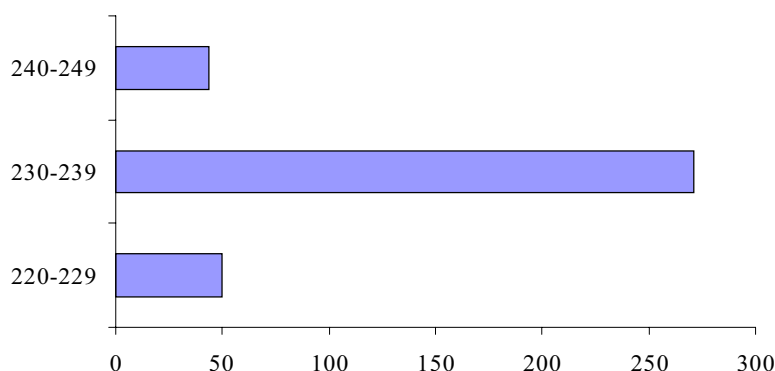
Temperatura powietrza warunkuje rozwój roślin, który trwa przez cały okres wegetacyjny. Liczba dni wegetacyjnych (z temperaturą średnią powyżej 5°C) wynosiła w badanym okresie od 202 w 2003 roku do 219 w roku 2004. W porównaniu do okresu wegetacyjnego dla Suwalszczyzny (ok. 190 dni), ustalonego na podstawie średniej wieloletniej temperatury powietrza powyżej 5°C, nastąpiło wydłużenie okresu sprzyjającego rozwojowi roślin.

Temperatura powietrza, zwłaszcza w okresie wczesnowiosennym, ma duże znaczenie dla wilgotności gleby, a tym samym dla rozwoju młodych roślin. W minionych latach często obserwowano zjawisko zanikania pokrywy śnieżnej na skutek podwyższonej temperatury powietrza w ciągu dnia. Woda z roztopionego śniegu szybko spływała po jeszcze zamrożonej ziemi do rzeki i bezodpływowych obniżen lub parowała. W konsekwencji już wiosną w wielu miejscach gleba była przesuszona, a poziom wód w małych zbiornikach bardzo niski.

Opady atmosferyczne są źródłem zasilania zarówno wód powierzchniowych, jaki i podziemnych. Widać to szczególnie podczas bardzo suchych lat, kiedy brakuje wody w studniach, drastycznie obniża się poziom wody w rzekach, a mniejsze zbiorniki oraz zagłębienia bezodpływowe zupełnie wysychają. Rok 2003 charakteryzował się bardzo niskimi opadami wynoszącymi zaledwie 449,8 mm, z czego prawie 18% opadów spadło w ciągu 14 dni jednego tylko miesiąca (października). W płytkich zbiornikach oraz zagłębieniach bezodpływowych na skutek bujnego rozwoju roślinności zwiększała się ewapotranspiracja, co jeszcze bardziej sprzyjało obniżaniu się poziomu wód.

Okresy bezdeszczowe lub z opadami bardzo słabymi poniżej 1 mm/dobę trwały w badanym okresie nawet do 24 dni. Dni z opadami silnymi i umiarkowanymi silnymi (powyżej 10 mm/dobę) było niewiele – wystąpiły tylko po dwa takie dni w lipcu 2002 roku i czerwcu 2004 roku. W 2002 roku największy udział w sumie opadów miały opady umiarkowane silne, które stanowiły prawie 32%. W 2003 roku również dominowały opady umiarkowane silne (25%), a w 2004 przeważały opady umiarkowane (nieco ponad 30%). Bardzo małe opady atmosferyczne w 2003 roku spowodowały obniżenie poziomu wody w Czarnej Hańczy. Średnie dobowe stany wody mieściły się w zakresie od 220 cm do 249 cm. Najczęściej występowały stany 230-239 cm, a stany najniższe wystąpiły w ciągu 50 dni (ryc. 37).

Najbardziej widocznym skutkiem małych opadów atmosferycznych były jednak wysychające „oczka” wodne i miejsca bezodpływowe, w których rozmnażają się płazy. Proces wysychania tych drobnych zbiorników przebiegał znacznie szybciej niż rozwój płazów od jaja do dorosłej postaci. W konsekwencji już na etapie skrzeku w wielu zbiornikach brakowało wody i złożony skrzek zamierał. W nieco głębszych zbiornikach woda utrzymywała się dłużej i część skrzeku zdążyła przeobrazić się w kijanki. Ale i tu dalsze obniżanie się poziomu wód powodowało masowe ginięcie



Ryc. 37. Częstości stanów wody na Czarnej Hańczy (wodowskaz Sobolewo) w roku hydrologicznym 2003. Stacja Bazowa WIGRY

kijanek lub wystawiało je na działalność drapieżników, przede wszystkim ptaków. Końcowym efektem takiego stanu rzeczy był znacznie obniżony sukces rozrodczy płazów, co rzutowało na zmniejszenie populacji tych zwierząt na danym terenie.

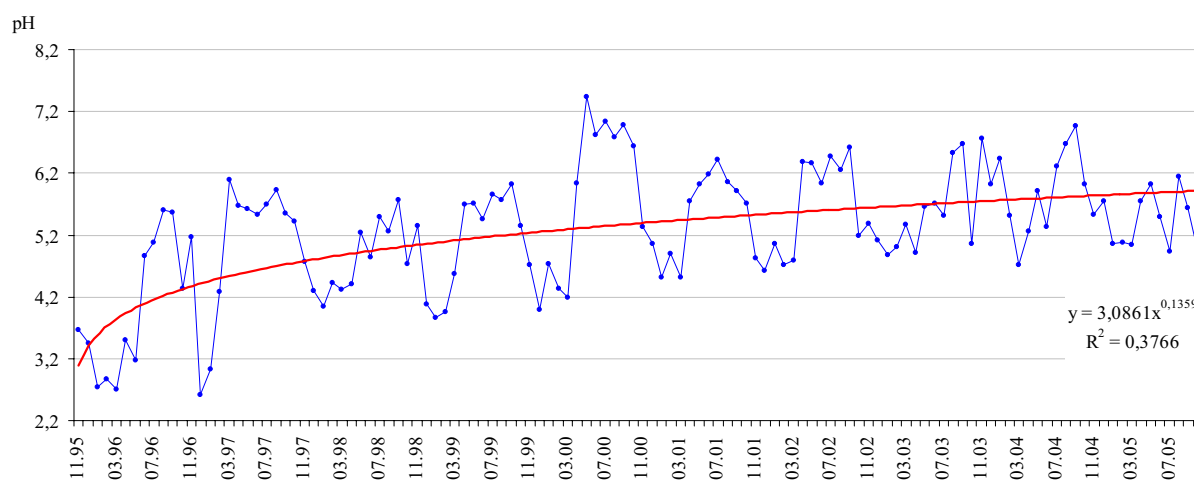
Obserwacje wysychania dużej ilości małych zbiorników wodnych skłoniły odpowiednie instytucje i organizacje ekologiczne do wytypowania tych obiektów, które odgrywają największą rolę w rozmnażaniu płazów, a ich stan powoduje szybką „ucieczkę” wody. Zbiorniki te są sukcesywnie pogłębiane i czyszczone z nadmiaru roślinności zielnej i krzewiastej. Dotychczasowe doświadczenia wskazują, że jest to odpowiednia metoda zabezpieczania trwałości takich zbiorników – wszystkie pogłębione i oczyszczone zbiorniki w następnych latach utrzymywały wodę przez cały sezon wegetacyjny.

Wszystkie procesy obiegu wody w przyrodzie są wynikiem interakcji pomiędzy opadem a odpływem powierzchniowym. Wielkość odpływu będzie zatem zależała od wielkości opadów i topografii terenu zlewni. Przebieg przepływu wód Czarnej Hańczy w poszczególnych latach był zróżnicowany i w sposób istotny, choć niezbyt silny, zależał od wielkości opadów atmosferycznych ($r = 0,194$, $p < 0,01$).

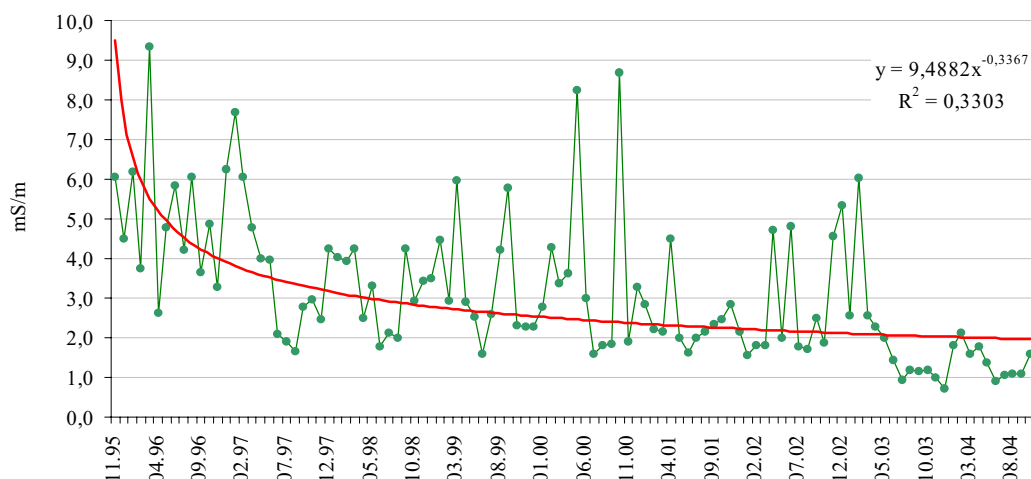
Nie tylko wielkość opadów atmosferycznych ma znaczenie dla środowiska, ale również ich jakość. Chemizm opadów atmosferycznych jest pewnym wykładnikiem stopnia zanieczyszczenia powietrza. Oszacowano, że 1 dm³ wody opadając na powierzchnię gruntu przemywa od 3 do 105 dm³ powietrza. Wody opadowe napotykając w powietrzu znaczne ilości tlenków siarki (zwłaszcza dwutlenku siarki) i tlenku azotu ulegają zakwaszeniu. Dwutlenek siarki łatwo rozpuszcza się w wodzie tworząc kwas siarkowy. Tlenki azotu ulegają w atmosferze bardzo złożonym przemianom, a ich część przemienia się w kwas azotowy. Przyjęto, że opad atmosferyczny o pH poniżej 5,1 ma odczyn kwaśny (Jansen i in. 1988)

Na początku badań odczyn opadów atmosferycznych z terenu otwartego w Sobolewie miał odczyn kwaśny, a średnie roczne wartości pH wahały się w zakresie od 4,1 do 4,7. Dopiero od 2001 roku nastąpiła znaczna poprawa i średnie wartości pH były wyższe od 5. Analizując zmiany wartości pH w ciągu całego okresu badań stwierdzono stały wzrost pH opadów (ryc. 38), co może świadczyć o coraz lepszej jakości powietrza atmosferycznego. Potwierdzeniem tego jest również spadek wartości przewodności elektrolitycznej opadów (ryc. 39).

Nie wszystkie opady atmosferyczne, powstające nad terenem zlewni badawczej, docierają do powierzchni gruntu. Na terenach zalesionych wody opadowe przechodzą przez warstwę drzew, przenikając przez ich korony i spływając po pniach. Część tej wody zostaje zatrzymana przez drzewa, a jej ilość zależy od gatunku drzewa, zwarcia koron i ich stanu zdrowotnego (stanu aparatu asymilacyjnego) oraz od długości trwania opadu, jego wielkości i długości okresu suszy poprzedzającego opad. Generalnie im opad jest mniejszy, krócej trwa i wystąpił po dłuższym



Ryc. 38. Przebieg zmian wartości pH opadów atmosferycznych na otwartej przestrzeni (z linią trendu).
Stacja Bazowa WIGRY



Ryc. 39. Przebieg zmian wartości przewodnictwa elektrolitycznego opadów atmosferycznych na otwartej przestrzeni (z linią trendu). Stacja Bazowa WIGRY

okresie bezdeszczowym, tym w większym stopniu jest zatrzymywany w koronach drzew. Średnia roczna intercepcja okapowa liczona jako różnica opadu na otwartej przestrzeni i opadu podkoronowego, wahała się od 38 do 57% dla sosny i od 43 do 59% dla świerka. W poszczególnych miesiącach korony drzew zatrzymywały od kilku do ponad 90% wód opadowych, z tym, że zwykle korony świerków zatrzymywały więcej wody, niż korony sosen.

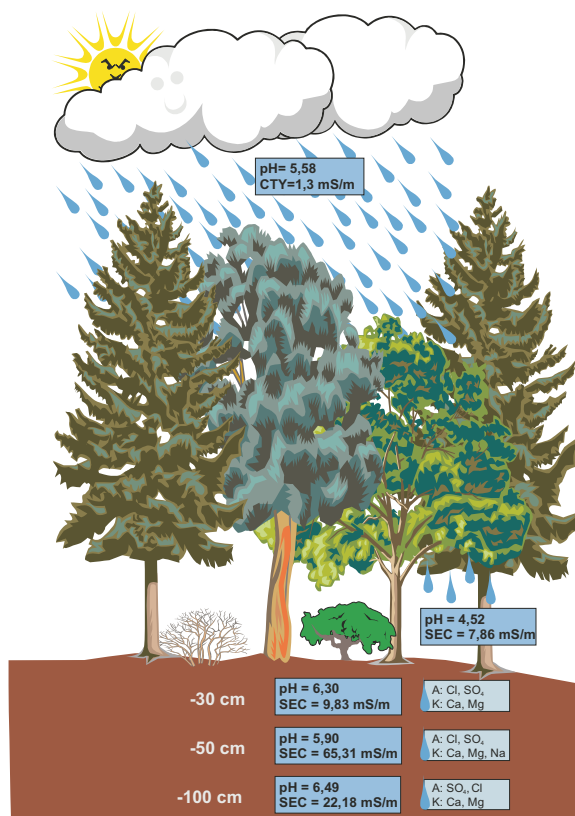
Wody opadowe po przejściu przez drzewostan świerkowo-sosnowy ulegają znacznej transformacji fizykochemicznej, której wynikiem jest wzrost stężeń jonów w wodzie docierającej do dna lasu. Wody opadowe spłukują część zanieczyszczeń osadzonych na igłach i korze drzew i w ten sposób przenoszą je do podłoża. Zanieczyszczenia te pochodzą m.in. z elektrociepłowni zlokalizowanej w Suwałkach. Stwierdzono istotną zależność pomiędzy stężeniami siarczanów w opadzie podkoronowym a emisją dwutlenku siarki ($Tau = 0,504$, $p = 0,02$) i emisją pyłów ($Tau = 0,534$, $p = 0,02$) z elektrociepłowni.

Wody opadowe docierające do koron drzew charakteryzują się normalnym odczynem i nieznaczną mineralizacją (ryc. 40). Po przejściu przez warstwę drzew wartość pH znacznie obniża się, a stopień mineralizacji wzrasta. Takie wody docierają do dna lasu i przenikają w głąb profilu glebowego. Roztwory glebowe na głębokości 30 cm nie mają już charakteru kwaśnego, a ich mineralizacja nie odbiega znacząco od mineralizacji wód podkoronowych. W roztworach dominują kationy wapnia i magnezu, a wśród anionów jony siarczanowe i chlorkowe. Na głębokości 50 cm następuje obniżenie pH roztworów i znaczne podwyższenie mineralizacji. Odczyn roztworów glebowych na głębokości jednego metra jest już zbliżony do odczynu z górnej warstwy gleby.

Znaczenie wody w środowisku przyrodniczym jest ogromne. Jej ilość, jakość i dostępność dla organizmów roślinnych i zwierzęcych decyduje o prawidłowym funkcjonowaniu ekosystemów. Część wód opadowych pozostaje płytko pod powierzchnią gruntu, w niewielkich bezodpływowych zagłębieniach terenu lub zmagazynowana jest w warstwie mchów, porostów i w spróchniałym drewnie. Woda ta jest dostępna dla organizmów roślinnych i zwierzęcych, zapewniając im odpowiednie warunki do życia. Ona też wpływa na mikroklimat środowiska i jest rezerwuarem wody w okresie suszy.

Część infiltrujących wód opadowych za sprawą sił grawitacyjnych wnika do głębszych warstw gruntu, zasilając wody podziemne. Część wód spływa po powierzchni gruntu i zasila rzekę. Dzieje się tak zwłaszcza w sytuacji, kiedy powierzchniowa warstwa gleby jest zamrznięta lub mocno zbita i woda nie ma możliwości przenikania w jej głąb.

Jakość powietrza atmosferycznego na badanym terenie jest bardzo dobra – wielkości stężeń jednych z najgroźniejszych czynników zanieczyszczających, tj. dwutlenku siarki i dwutlenku azotu



Ryc. 40. Modyfikacje wód opadowych w drzewostanie świerkowo-sosnowym. Stacja Bazowa WIGRY

kształtują się znacznie poniżej dopuszczalnych wartości. Zanieczyszczenia te, a zwłaszcza dwutlenek azotu, mogą pochodzić z lokalnych źródeł, na co wskazują istotne statystycznie zależności pomiędzy stężeniami dwutlenku azotu w powietrzu (Sobolewo) a wielkością emisji tego związku do atmosfery przez elektrociepłownię w Suwałkach ($Tau = 0,760$, $p < 0,001$) i emisji pyłu ($Tau = 0,791$, $p < 0,001$).

O jakości środowiska przyrodniczego, a zwłaszcza powietrza, mogą również świadczyć wyniki badań zawartości metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes*. Porosty, jako organizmy, u których brak jest tkanki okrywającej, co stwarza możliwość infiltracji gazów, pyłów i roztworów do wnętrza plechy, oraz jako te, które pobierają wodę bezpośrednio z opadów atmosferycznych, doskonale nadają się do oceny jakości powietrza. Stwierdzone w plechach stężenia badanych metali ciężkich oraz siarki świadczą o niskim stopniu zanieczyszczenia środowiska zlewni badawczej tymi pierwiastkami. Całkowity wskaźnik zanieczyszczenia porostów metalami ciężkimi (GI) w latach 2001 i 2003 był dużo niższy, niż w roku 1999 (ryc. 22), a stężenia siarki utrzymywały się na względnie niskim, stałym poziomie (tab. 8).

Badania składu gatunkowego porostów, wielkości plech oraz ich zdrowotności wskazują na pewne negatywne czynniki działające na porosty. Świadczy o tym zmniejszanie się powierzchni plech większości monitorowanych gatunków, czy wręcz ustępowanie niektórych gatunków z badanych powierzchni. Można by próbować tłumaczyć taką sytuację wpływem zanieczyszczeń na porosty, gdyby nie fakt, że zanieczyszczenie powietrza oraz opadów atmosferycznych jest niskie, a w bezpośrednim sąsiedztwie powierzchni monitoringowych te same gatunki rozwijają się bardzo dobrze. Zatem z dużym prawdopodobieństwem można przyjąć, że czynnikiem negatywnie oddziałującym na badane porosty nie jest zanieczyszczenie środowiska. Obserwacje składu gatunkowego porostów, zmian powierzchni plech oraz ich lokalizacji na powierzchniach badawczych skłaniają do przypuszczenia, że zmiany te mogą być powodowane konkurencją międzygatunkową, i to zarówno w obrębie samych porostów, jak i innych roślin (mchów). Niewykluczone, że podłoże, na którym występują porosty (kora drzew) nie stanowi jednolitego substratu pod względem chemicznym.

nym oraz fizycznym, a ponadto zmienia się w czasie. Drzewa rosną zmieniając powierzchnię pni, warunki świetlne oraz strukturę kory, która może wpływać na szlaki spływu po pniach wód opadowych. Właśnie wody spływające po pniach charakteryzują się najniższymi wartościami pH i największymi stężeniami różnych jonów. Ponadto, kora niektórych gatunków drzew (np. sosny) z upływem czasu łuszczy się i często duże jej fragmenty odpadają, a wraz z nimi plechy porostów. W drzewostanie świerkowo-sosnowym zlewni badawczej stwierdzono, że porosty stanowią nawet do kilku procent świeżej masy opadu biologicznego.

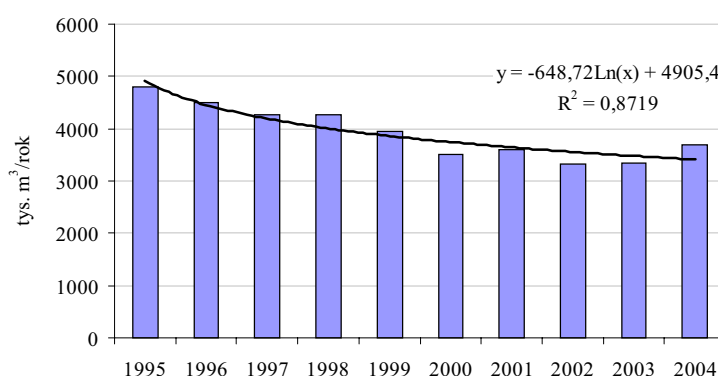
Jakość wód Czarnej Hańczy dopływających do zlewni badawczej zależy od tego, jakie działania prowadzi człowiek na obszarze zlewni powyżej Sobolewa. Niezaprzeczalnie największy wpływ ma tu miejska oczyszczalnia ścieków, położona przy wylocie Czarnej Hańczy z Suwałk w kierunku jeziora Wigry. Oczyszczalnia zbiera ścieki z miasta i z okolicznych miejscowości i po oczyszczeniu odprowadza je do Czarnej Hańczy.

Ilość oczyszczonych ścieków odprowadzanych do rzeki w okresie od 1995 do 2004 roku wahała się w granicach 3325-4790 tys. m³/rok (dane z Przedsiębiorstwa Wodociągów i Kanalizacji w Suwałkach). Wyraźnie widoczny był powolny spadek ilości oczyszczonych ścieków (ryc. 41), co związane było ze stale zmniejszającą się ilością ścieków dopływających do oczyszczalni. Analiza statystyczna wykazała, że ilość oczyszczonych ścieków odprowadzana z oczyszczalni ma istotny, lecz niewielki wpływ na średnie miesięczne stany wód w Czarnej Hańczy mierzone w Sobolewie (Tau = 0,255, p = 0,02).

Oczyszczone ścieki odprowadzane do Czarnej Hańczy zdecydowanie różnią się parametrami fizykochemicznymi od wód rzeki. Zatem wprowadzanie ich do rzeki jest elementem zakłócającym naturalne przemiany geochemiczne wód. Zachodzące w wodzie procesy fizykochemiczne, tj. rozcieńczanie, strącanie, sedimentacja związków mineralnych i organicznych, powyżej Sobolewa rzutują na właściwości fizykochemiczne wód wpływających na obszar zlewni badawczej.

W oparciu o analizę statystyczną zbadano wpływ oczyszczalni na stężenia fosforu ogólnego, fosforu fosforanowego i azotu azotanowego mierzone w rzece w Sobolewie. Stwierdzono, że odczyn oczyszczonych ścieków doprowadzanych do rzeki nie wpływa w istotny sposób na wartość pH wód w Sobolewie. Inaczej jest w przypadku pozostałych parametrów. Fosfor ogólny i fosforany zawarte w oczyszczonych ściekach mogą znacząco modyfikować stężenia tych parametrów w wodach rzeki – w przypadku fosforu ogólnego współczynnik korelacji $r = 0,583$ ($p < 0,01$), a w przypadku fosforanów $r = 0,622$ ($p < 0,01$). Podobny związek stwierdzono dla azotanów, lecz jest on znacznie słabszy ($r = 0,237$, $p < 0,05$).

Właściwości wód Czarnej Hańczy modyfikowane są na obszarze zlewni badawczej. Rzeka płynie zatorfioną doliną, która na wysokości Sobolewa ma bardzo strome brzegi i od zachodniej strony nie jest porośnięta lasami. Występują tu łąki i pola uprawne, a na wierzchołku zbocza zabudowa wsi Sobolewo. Ukształtowanie gruntu, a także użytkowanie ziemi w tej części zlewni



Ryc. 41. Przebieg zmian wartości rocznych zrzutów oczyszczonych ścieków z oczyszczalni w Suwałkach (z linią trendu)

sprzyjają wpływom obszarowym substancji mineralnych i związków biogenych, jak również zanieczyszczeniom ściekami gospodarczymi. W dalszej części zlewni rzeka przepływa przez obszary zalesione, a dno doliny rzecznej pokrywają liczne zabagnienia i torfowiska.

Wielkości mierzonych parametrów w wodzie Czarnej Hańczy na wejściu do zlewni badawczej (Sobolewo) i na wyjściu z niej (ujście rzeki do jeziora Wigry) różnią się, choć nie zawsze różnice te są istotne statystycznie. Z reguły wyższe wartości rejestrowane były na Ujściu. Istotnie statystycznie dodatnie zależności pomiędzy badanymi parametrami na obu stanowiskach wskazują, że dopływ substancji mineralnych i organicznych z obszaru zlewni badawczej nie modyfikuje znacząco właściwości wody rzeki.

Wody powierzchniowe są w określonym związku hydraulicznym z wodami podziemnymi, dzięki zjawisku przesiąkania wody rzecznej do gruntu. W odniesieniu do stanów wód Czarnej Hańczy położenie pierwszego zwierciadła wód podziemnych w piezometrze w Sobolewie kształtowało się powyżej stanów rzeki. W oparciu o analizę statystyczną zbadano zależność pomiędzy stanami zwierciadła wód podziemnych a wielkością opadów atmosferycznych oraz stanami wód Czarnej Hańczy.

Stwierdzono, że istnieje statystycznie istotna, lecz słaba zależność pomiędzy stanami wód podziemnych a stanami wód Czarnej Hańczy ($r = 0,317$, $p < 0,01$). Nie stwierdzono istotnej korelacji pomiędzy stanami wód podziemnych a wielkością opadów atmosferycznych. Zatem opady atmosferyczne mają znikomą rolę w zasilaniu pierwszego poziomu wodonośnego, zwłaszcza latem, kiedy występuje duża ewapotranspiracja. Analizując przebieg zmian poziomu wód wyraźnie widać, że w okresie zimowo-wiosennym poziom rzeki reaguje szybciej na opady atmosferyczne i topniejący śnieg niż wody podziemne. W miarę upływu czasu dopływ powierzchniowy wód zmniejsza się, co powoduje obniżenie poziomu wód w rzece. W tym czasie wzrasta poziom wód podziemnych, będący wynikiem opóźnionego działania wczesno wiosennych opadów i wód roztopowych.

Stacja Bazowa WIGRY znajduje się w granicach Wigierskiego Parku Narodowego i jego otuliny. Jest zatem częścią obszaru o najwyższym statusie ochronnym. Sama dolina Czarnej Hańczy, wzdłuż której rozciąga się zlewnia badawcza, ma niezwykle wysoką wartość przyrodniczą i zaliczona została do obszarów objętych ochroną ścisłą. Dno doliny rzecznej zajęte jest przez kompleks torfowisk niskich i przejściowych, z których wiele zachowało swój pierwotny charakter. Występują tu rzadkie gatunki roślin, a wśród nich relikty polodowcowe, gatunki objęte ochroną ścisłą i gatunki umieszczone w czerwonych księgach i na czerwonych listach. Obszar zlewni badawczej, tak jak i pozostała część Wigierskiego Parku Narodowego, został objęty Konwencją Ramsarską, skupiającą najcenniejsze obszary wodno-błotne świata oraz znalazł się w Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000, jako obszar ochrony siedlisk „Ostoja Wigierska” i obszar specjalnej ochrony ptaków „Puszcza Augustowska”.

Z powyższych względów wiedza o stanie środowiska przyrodniczego wigierskiej zlewni badawczej i zachodzących w nim zmianach jest niezwykle istotna przy podejmowaniu optymalnych decyzji dotyczących ochrony i zarządzania środowiskiem przyrodniczym.

Literatura

- Bajkiewicz-Grabowska E., 1997: Charakterystyka fizycznogeograficzna zlewni eksperymentalnej Wigierskiej Stacji Bazowej. W: L. Krzysztofiak (Red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Wigry (Wigierski Park Narodowy): 18-28. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Jansen W., Block A., Knaacki J., 1988: Kwaśne deszcze. Historia, powstanie, skutki. *Aura*, 4: 88.
- Stachurski A., Zimka J. R., Kwiecień M., 1994: Niektóre aspekty krążenia pierwiastków w ekosystemach leśnych na terenie Jakuszyca (II). (w:) Karkonoskie Badania Ekologiczne, II Konferencja, Dziekanów Leśny, 17-19.01.1994 (red. Fischer Z.), Oficyna Wydawnicza Instytutu Ekologii PAN, Dziekanów Leśny: 207-232.

STACJA BAZOWA STORKOWO



Wprowadzenie

Stacja Geoekologiczna Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Storkowie, w której od roku 1994 jako Stacji Bazowej realizuje się program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego, reprezentuje geoekosystemy młodoglacjalne Pomorza Zachodniego. Współczesne funkcjonowanie systemów młodoglacjalnych należy traktować jako kolejny etap ich ewolucji holocenijskiej, podczas którego na naturalne mechanizmy i procesy przyrodnicze w coraz większym stopniu wpływa oddziaływanie człowieka oraz zmiany klimatyczne. Obszar badań – zlewnia górnej Parsęty – reprezentuje środowisko geograficzne nie poddane nadmiernej presji antropogenicznej, niemniej przemiany zachodzące na poziomie lokalnym wpisują się przekształcenia regionalne, ponadregionalne czy wręcz globalne. Realizacja programu ZMŚP pozwala na określenie stanu geoekosystemów młodoglacjalnych Pomorza Zachodniego, aktualnych i potencjalnych zagrożeń oraz wskazanie kierunków zachodzących przekształceń i trendów (Kostrzewski i inni 1995).

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Zlewnia górnej Parsęty leży na Pomorzu Środkowym, w mezoregionie Pojezierza Drawskiego. Reprezentuje młodoglacjalny geoekosystem umiarkowanej strefy klimatycznej Niżu Polskiego (Kostrzewski i inni 1994).

Zlewnia leży na północnym skłonie strefy marginalnej fazy pomorskiej zlodowacenia vistulańskiego. Jej rzeźba jest efektem złożonych warunków paleoglacjologicznych lobu Parsęty. Przejawiały się one powierzchniowym wytapianiem lądolodu (Karczewski, 1989, 1997) oraz prawdopodobnie również aktywnym ruchem mas lodowych na nieskonsolidowanych osadach podłoża (Jania, Bukowska-Jania, 1997). Dalszy etap rozwoju rzeźby zachodził podczas holocenijskiego cyklu morfogenetycznego. Na współczesną rzeźbę składa się zróżnicowany zespół form: wzniesienia moren kemowych, faliste równiny moreny dennej, formy szczelinowe, sandry i zagłębienia wytopiskowe. Z morfogenezą holocenijską związane są doliny rzeczne, rozcięcia erozyjne, zastoiska pojezierne, stożki napływowe i obszary torfowisk (ryc. 1).

Wśród utworów powierzchniowych najczęściej występują piaski i żwiry o różnej strukturze, gliny morenowe, osady stokowe i mineralno-organiczne wypełnienia zagłębień bezodpływowych i dolin rzecznych. Pokrywa glebowa charakteryzuje się dużym zróżnicowaniem jednostek glebowych na stosunkowo niewielkim obszarze (Marcinek, Komisarek 1998). Wśród użytków rolnych dominują gleby płowe i rdzawe. Mniejsze powierzchnie zajmują czarne ziemie, gleby bielcowe, mady oraz gleby mineralno-organiczne i organiczne (torfowo-mułowe, torfowe torfowisk niskich, murszaste).

Odmienność klimatyczna środkowej części Pomorza od pozostałej części Niżu Polskiego najwyraźniej rysuje się w zakresie stosunków opadowych, a zasadniczą granicą przestrzenną jest środkowopomorski garb pojezierny. Zlewnia górnej Parsęty, położona po północnej jego stronie jest w dużym stopniu eksponowana na bezpośredni wpływ cyrkulacji oceanicznej. Konsekwencją jest dość wysoka roczna suma opadów atmosferycznych, która dla zlewni górnej Parsęty wynosi 688 mm (średnia dla lat 1987-2005 z posterunku meteorologicznego w Storkowie). Środkowa i wschodnia część garbu pojeziernego, a wraz z nią zlewnia górnej Parsęty, wyróżnia się korzystnym klimatycznym bilansem wodnym. Przyjmuje on wartości dodatnie (średnio dla roku około



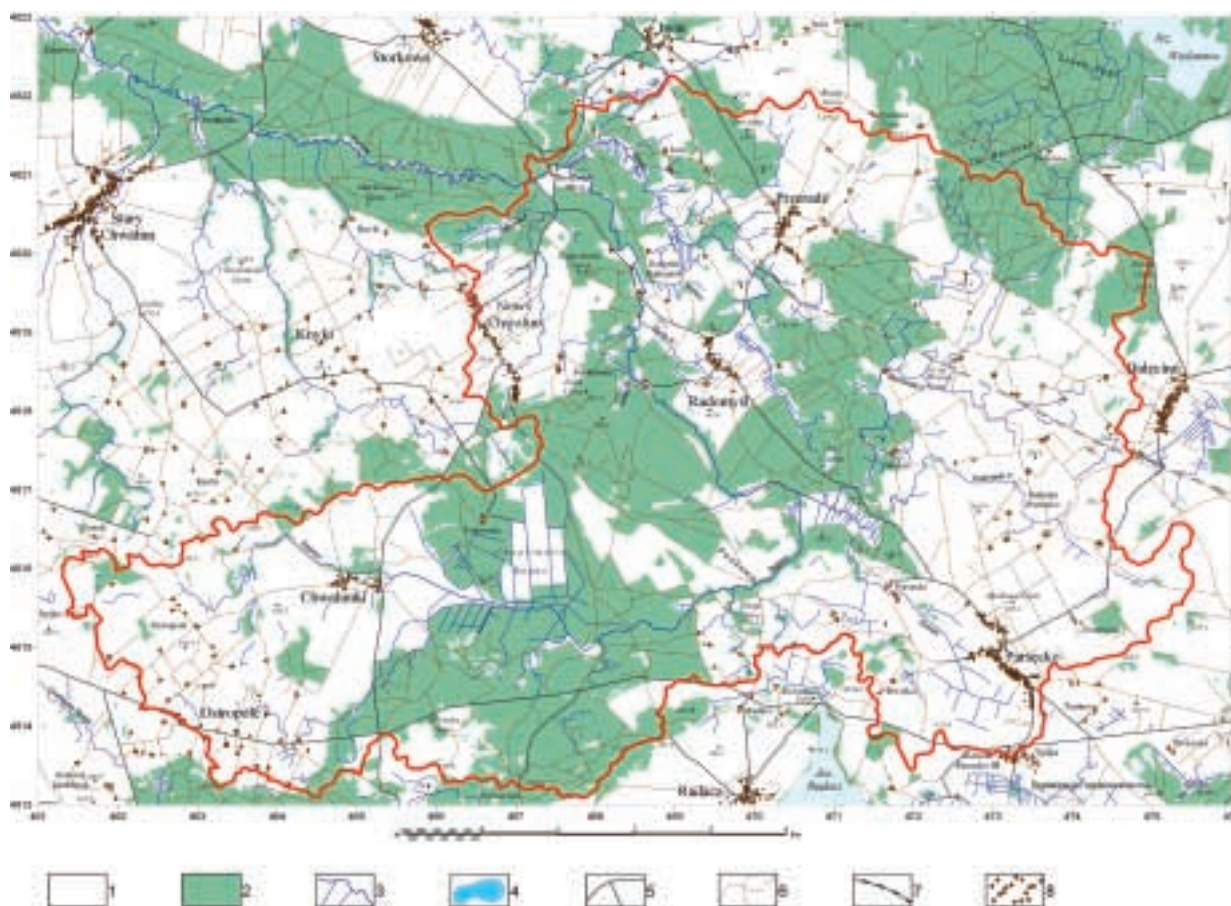
Ryc. 1. Zlewnia górnej Parsęty – mapa hipsometryczno-sytuacyjna ze stanowiskami pomiarowymi, ZMŚP (stan na rok 2004)
objaśnienia stanowisk pomiarowych w tekście

50 mm), co jest w warunkach klimatycznych Polski charakterystyczne raczej dla obszarów górskich. Temperatury powietrza są niższe niż w centralnej części Niżu Polskiego. Średnia roczna temperatura powietrza w Storkowie wynosi 7,6°C (z wielolecia 1987-2005). Znajduje to swoje odzwierciedlenie w zakwalifikowaniu zlewni górnej Parsęty do Regionu Środkowopomorskiego, ze stosunkowo dużym udziałem dni przymrozkowych i mroźnych (Woś 1994).

Cechą charakterystyczną struktury użytkowania ziemi jest mozaikowy układ użytków, nawiązujący do głównych form rzeźby i rozkładu litologii i gleb. Grunty orne stanowią około 43% powierzchni zlewni, lasy zajmują ponad 34%, użytki zielone (15% powierzchni zlewni), zajmują przede wszystkim zagłębienia wytopiskowe i obniżenia dolinne (ryc 2.).

Powierzchnia zlewni górnej Parsęty, zamkniętej przekrojem hydrometrycznym w Storkowie na 13 km długości rzeki, wynosi 74 km². Deniwelacja dochodzi do 120 m: od 203 m n.p.m. – Polska Góra, do 83 m n.p.m. – profil zamykający zlewnię. Daje to średni spadek powierzchni zlewni 8,4‰. Gęstość sieci rzecznej, przy uwzględnieniu cieków stałych i okresowych wynosi 2,24 km km⁻².

W granicach zlewni górnej Parsęty wydzielono 10 zlewni cząstkowych, różniących się wielkością, morfologią, litologią, glebami i użytkowaniem terenu. Wśród nich jest zlewnia Młyńskiego Potoku, lewobrzeżnego dopływu Parsęty, w której wydzielono do badań eksperymentalnych źródłiskową zlewnię Chwalimskiego Potoku o powierzchni 4,8 ha. Na jej obszarze realizowane są liczne programy pomiarowe ZMŚP (badane są tam m.in. wody podziemne, gleby, porosty, struktura i zmienność szary roślinnej), a z programów specjalistycznych erozja wodna gleb. Zlewnia Chwalimskiego Potoku leży w zasięgu wysoczyzny dennomorenowej, której powierzchnię budują głównie piaski i piaski gliniaste, głębiej podścielone gliną zwałową. Zlewnia jest bezleśna, od kilkunastu lat prawie w całości nie użytkowana rolniczo.



Ryc. 2. Użytkowanie ziemi w zlewni górnej Parsęty. 1-grunty orne, 2-lasy, 3-rzeki, rowy, 4-jeziora, 5-drogi utwardzone, 6-drogi polne i leśne, 7-koleje, 8-zabudowania

Zlewnia bezodpływowego Jeziora Czarnego, w której również prowadzone są liczne programy ZMŚP (badania wód jeziornych, transformacji opadów atmosferycznych w ekosystemie leśnym, rozтворów glebowych, zdrowotności i zanieczyszczeń w plechach porostów) ma powierzchnię około 15 ha i jest położona na międzyrzeczu Parsęty, zlewni Kłudy i zlewni Skalneńskiego Potoku. Rozpościera się na piaszczystych obszarach sandrowych powierzchni fluwioglacjalnej. Jest to w większości powierzchnia leśna z borem sosnowym świeżym.

System pomiarowy i metody badań

System pomiarowy zastosowany w Stacji Bazowej w Storkowie do realizacji programu pomiarowego jest dostosowany do wymogów programowych ZMŚP, a w swych założeniach metodycznych nawiązuje do zróżnicowania struktury wewnętrznej geoekosystemu zlewni górnej Parsęty. Przyjęte metody badań terenowych i laboratoryjnych są zgodne z zasadami obowiązującymi w ZMŚP (Kostrzewski i in. 1995).

- **Meteorologia** (program A1) – program realizowany na podstawie obserwacji prowadzonych od roku 1987 w posterunku meteorologicznym obok Stacji Bazowej w Storkowie (współrzędne geograficzne: ϕ 53°46'20", λ 16°28'10", wysokość 89,5 m n.p.m.). Od roku 2001, poza standardowymi metodami pomiarowymi, funkcjonuje również automatyczna stacja meteorologiczna.
- **Chemizm powietrza** (program B1) – dotychczas przeprowadzono jednoroczną serię pomiarową w roku 2003 za pomocą czujników pasywnych eksponowanych w okresach jednomiesięcznych (pomiar wykonuje WIOŚ Szczecin).

- Chemizm opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej (program C1) – prowadzony jest od roku 2004 na stanowiskach w posterunku meteorologicznym. Próbkę uzyskiwane były do roku 2001 z chwytnicy standardowych, a od roku 2002 z kolektora Eigenbrodt.
- Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach (program C2, C3) – realizowany w latach 1996-2004 na powierzchni testowej położonej w zlewni jeziora Czarne, w zbiorowisku leśnym boru świeżego.
- Siarka i metale ciężkie w porostach (program D1) – program przeprowadzony w roku 2001 i 2003 przez Zespół Prof. dr hab. Katarzyny Sawickiej-Kapusty, na podstawie próbek porostów z odpowiednio 16 i 11 stanowisk w zlewni górnej Parsęty.
- Roztwory glebowe (program F1) – realizowany w latach 1996-2004 na powierzchni testowej położonej w zlewni jeziora Czarne, w zbiorowisku leśnym boru świeżego.
- Wody podziemne (program F2) – program realizowano w oparciu o następujące punkty pomiarowe: źródło Krętacza – prawobrzeżnego dopływu Parsęty, gdzie obserwacje prowadzono z częstotliwością 4 razy w roku, oraz trzy piezometry w zlewni Chwalimskiego Potoku (podsystem zlewni Młyńskiego Potoku). Piezometry umieszczone są w transekcie wododział – baza drenażu w osi wyznaczonej przez potok. W latach 1994-1996 obserwacje prowadzono – 4 razy w roku, w latach 1997-1999 – 12 razy w roku. W latach 2000-2004 stany i temperaturę mierzono 1 na tydzień, badania chemizmu wykonywano 1 na miesiąc.
- Wody powierzchniowe – rzeki (program H1) – realizowany w okresie 1994-2004 (seria pomiarowa od roku 1985) w profilu zamykającym zlewnię górnej Parsęty i zlewnię Młyńskiego Potoku. Analizy chemiczne próbek wody prowadzone raz na tydzień.
- Wody powierzchniowe – jeziora (program H2) – obserwacje prowadzone w jeziorze Czarnym od roku 2005, z częstotliwością od 1 do 4 razy w roku. Pomiarów są wykonywane w głęboczek (6,8 m), temperatury i stężenia tlenu w całym profilu co 0,5 m, natomiast pobory próbek do analiz chemicznych z głębokości 1, 3 i 5 m.
- Epifity nadrzewne – porosty (program M1) – program realizowany na 9 stanowiskach badawczych w zlewni górnej Parsęty, na których założono 11 powierzchni monitoringowych. Obserwacje na stałych powierzchniach przeprowadzane były w latach 2001 i 2003, na przełomie września i października.
- Fauna epigeiczna (program O1) – program pomiarowy prowadzony w roku 2004, na stanowiskach złożonych z trzech transektów po 5 pułapek w zlewni jeziora Czarne (bór świeży) i w zlewni Młyńskiego Potoku (bór mieszany świeży). Czas odławiania obejmuje sezon wegetacyjny od maja do października. Oznaczenia pobieranych próbek fauny epigenicznej dokonuje Dr Stanisław Huruk.

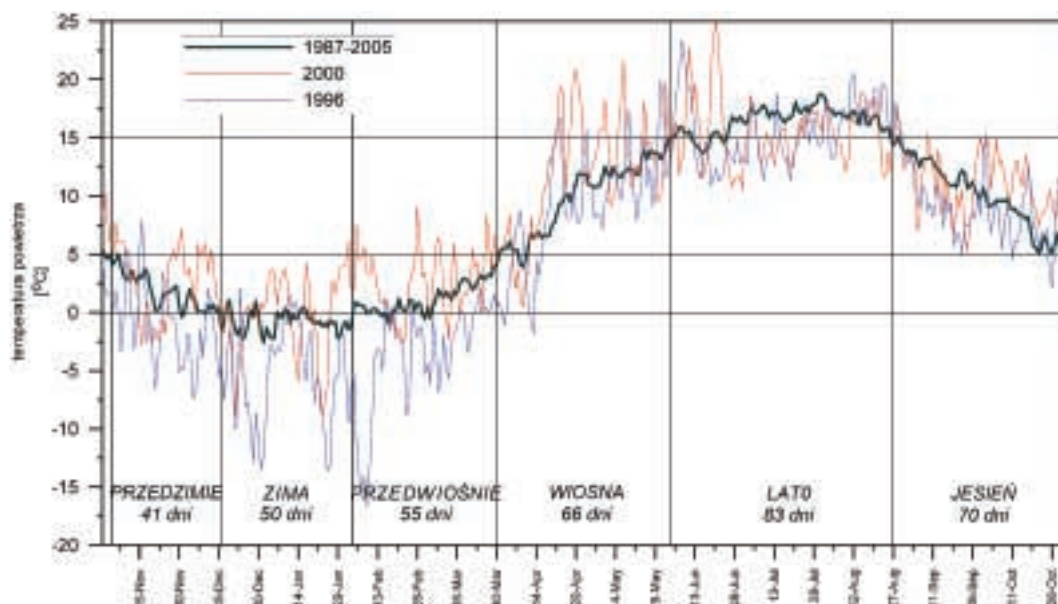
Analizy laboratoryjne pobieranych próbek wody wykonywane są w laboratorium hydrochemicznym i instrumentalnym Stacji Bazowej w Storkowie.

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

Meteorologia

Położenie Stacji Bazowej w Storkowie stosunkowo blisko Bałtyku, po północno-zachodniej stronie garbu pojeziernego sprawia, że na kształtowanie pogody i klimatu największy wpływ wywiera powietrze pochodzenia polano-morskiego. Znajduje to swoje odzwierciedlenie w kształtowaniu termicznych pór roku, w których przebiegu dla Storkowa wyraźnie widać duże oddziaływa-

nie klimatu oceanicznego (ryc. 4). Równocześnie Pomorze Zachodnie, tak jak cała Polska, jest obszarem ścierania się oceanicznych i kontynentalnych mas powietrza, co skutkuje kształtowaniem się klimatu przejściowego. Zmienność warunków pogodowych w kolejnych latach jest charakterystyczna dla Storkowa i można to zaobserwować również w wieloleciu 1994-2004 (Szpikowski 2001). Przykładem tej zmienności jest przebieg temperatury powietrza w najcieplejszym (2000) i najzimniejszym (1996) roku wielolecia 1994-2004, na tle termicznych pór roku wyznaczonych dla okresu 1987-2005 (ryc. 3).



Ryc. 3. Przebieg temperatury powietrza w roku 1996 i 2000 na tle termicznych pór roku dla okresu 1987-2005 w Storkowie

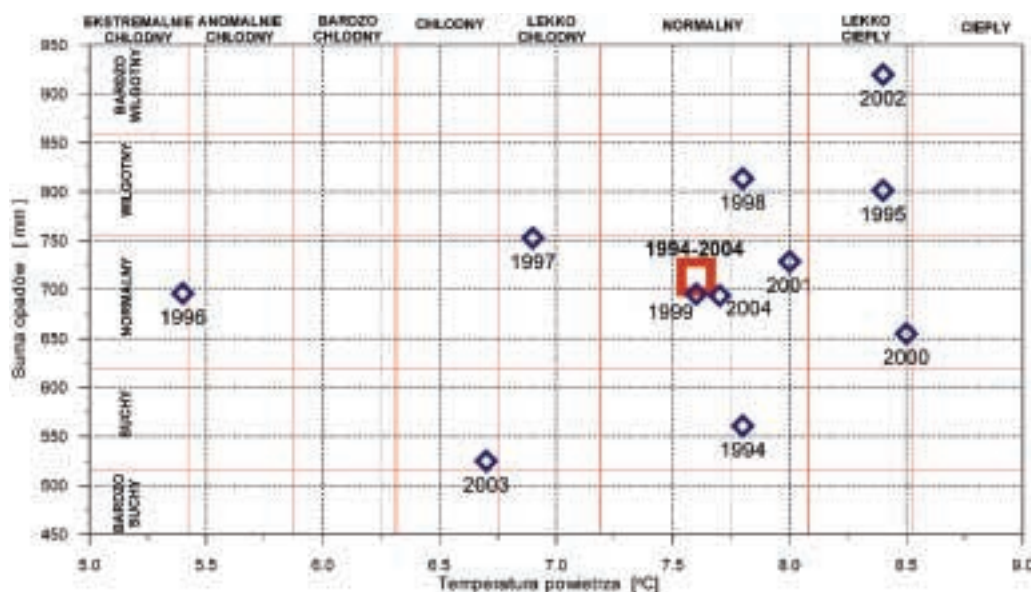
Całkowite promieniowanie słoneczne, decydujące o dopływie energii do powierzchni ziemi, zmieniało się w Storkowie w okresie 2001-2004 średnio od $12,4 \text{ kWh m}^{-2}$ w grudniu do $177,7 \text{ kWh m}^{-2}$ w czerwcu. Z tego średnio na promieniowanie odbite przypada od ponad 46% w grudniu do 17% w lipcu.

Na podstawie klasyfikacji termiczno-opadowej (Lorenc 1998) uwzględniającej pełną serię obserwacyjną ze Storkowa (lata 1987-2005), pod względem termicznym kolejne lata zawierały się w przedziale od ekstremalnie chłodnego – rok 1996, $5,4^{\circ}\text{C}$ do lekko ciepłych – rok 2000, $8,5^{\circ}\text{C}$. Pod względem opadowym zakres zmieniał się od roku suchego – 2003, $524,6 \text{ mm}$ do roku bardzo wilgotnego – 2002, $919,8 \text{ mm}$ (ryc. 4, tab. 1). Średnia temperatura powietrza dla okresu 1994-2004 wynosi $7,6^{\circ}\text{C}$, natomiast średnia roczna suma opadów $712,9 \text{ mm}$.

Zakres miesięcznych sum opadów z okresu 1994-2004 generalnie ukazuje niestabilność warunków opadowych w zlewni górnej Parsęty (ryc. 5). Pod tym względem wyróżnia się szczególnie lipiec z amplitudą opadową aż 174 mm . Jest to zarazem miesiąc z najniższą sumą opadów wynoszącą zaledwie $4,2 \text{ mm}$. Najbardziej stabilny opadowo pozostaje listopad i kwiecień (amplitudy odpowiednio 46 i 51 mm).

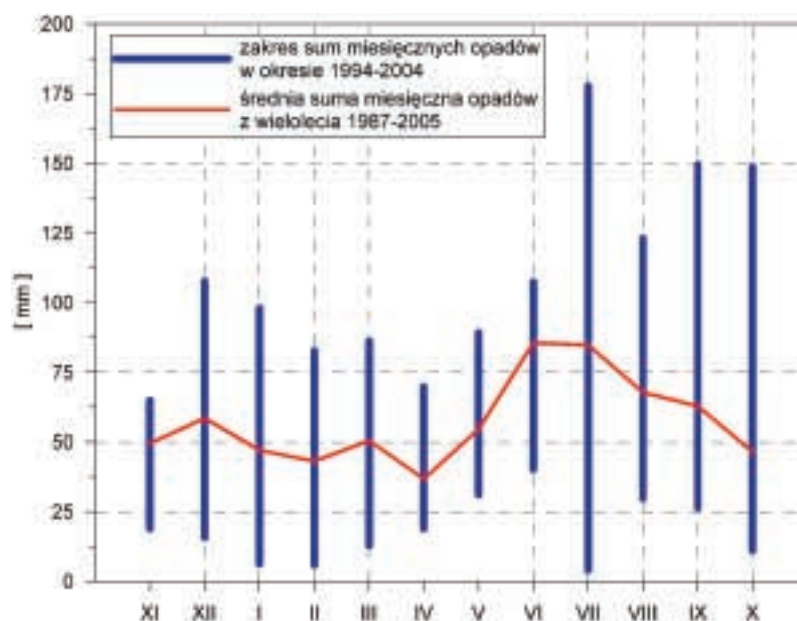
Tabela 1. Średnie roczne temperatury powietrza (T_p) i sumy roczne opadów (P) w Stacji Bazowej Storkowo w latach hydrologicznych 1994-2004

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
T_p [$^{\circ}\text{C}$]	7,8	8,4	5,4	6,9	7,8	7,6	8,5	8,0	8,4	6,7	7,7
P [mm]	560,7	801,2	696,1	752,6	813,4	695,2	655,0	728,6	919,8	524,9	693,9

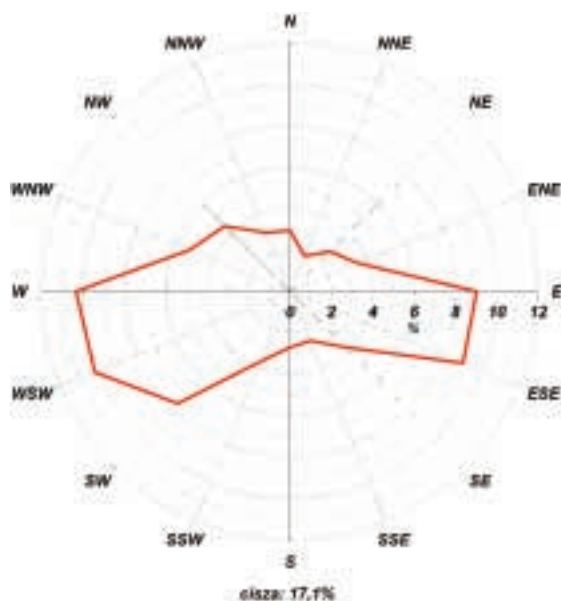


Ryc. 4. Klasyfikacja termiczno-opadowa dla lat 1994-2004 w Storkowie

Warunki anemologiczne rejestrowane w Storkowie są w znacznym stopniu zdeterminowane położeniem posterunku meteorologicznego na dużej polanie śródlądowej w dolinie Parsęty. W rezultacie mierzone prędkości wiatru są stosunkowo niewielkie i średnio wynoszą w miesiącu od 1,3 do 1,7 ms^{-1} , przy zmienności średnich miesięcznych maksymalnych prędkości od 3,9 do 6,5 ms^{-1} . Przeważają wiatry z sektora W-WSW–28%, a następnie z kierunków ESE-E–18% (ryc. 6). Bardzo mały jest udział wiatru z sektora północnego i południowego. Cisze w wieloleciu 1994-2004 stanowią aż 17%, przy czym wyraźny jest związek udziału ciszy ze stosowaną metodą pomiaru. W okresie 1994-1999, gdy prędkość wiatru była określana z obserwacji wiatromierza Wilda, cisze występowały aż w ponad 23%. Od zastosowania w roku 2000 wiatromierza elektronicznego Vaisali udział ciszy zmalał do poniżej 10%.



Ryc. 5. Zakres średnich sum miesięcznych opadów z lat 1994-2004 na tle średniej sumy miesięcznej opadów z wielolecia 1987-2005

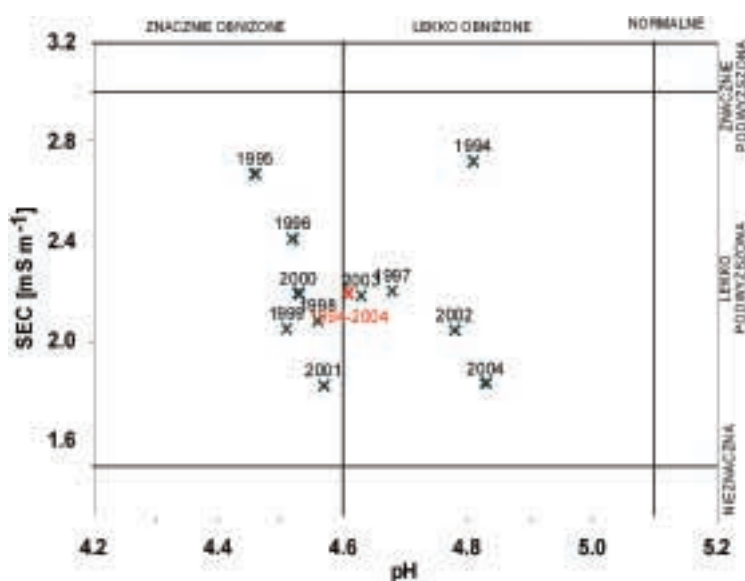


Ryc. 6. Róża wiatrów dla Storkowa z okresu 1994-2004

Chemizm opadów atmosferycznych

Chemizm opadów atmosferycznych jest odbiciem jakości powietrza, kształtowanej zarówno przez procesy naturalne jak i zmienne oddziaływanie człowieka na środowisko przyrodnicze. Na obszarze zlewni górnej Parsęty, pozostającej poza wpływem znaczących źródeł zanieczyszczeń, słabo zmineralizowane wody opadowe są, zgodnie z klasyfikacją wód naturalnych Altowskiego i Szwieca (Macioszczyk 1987) wieloskładnikowe (pieciolet- lub sześćskładnikowe). Niezależnie od wysokości opadów i aktualnej antropopresji, w wodach opadowych badanych w Storkowie niezmiennie są obecne, jako dominujące, jony siarczanowe, azotanowe i amonowe. Ich wzajemne relacje ilościowe decydują o odczynie opadów (Wilkoś 2000).

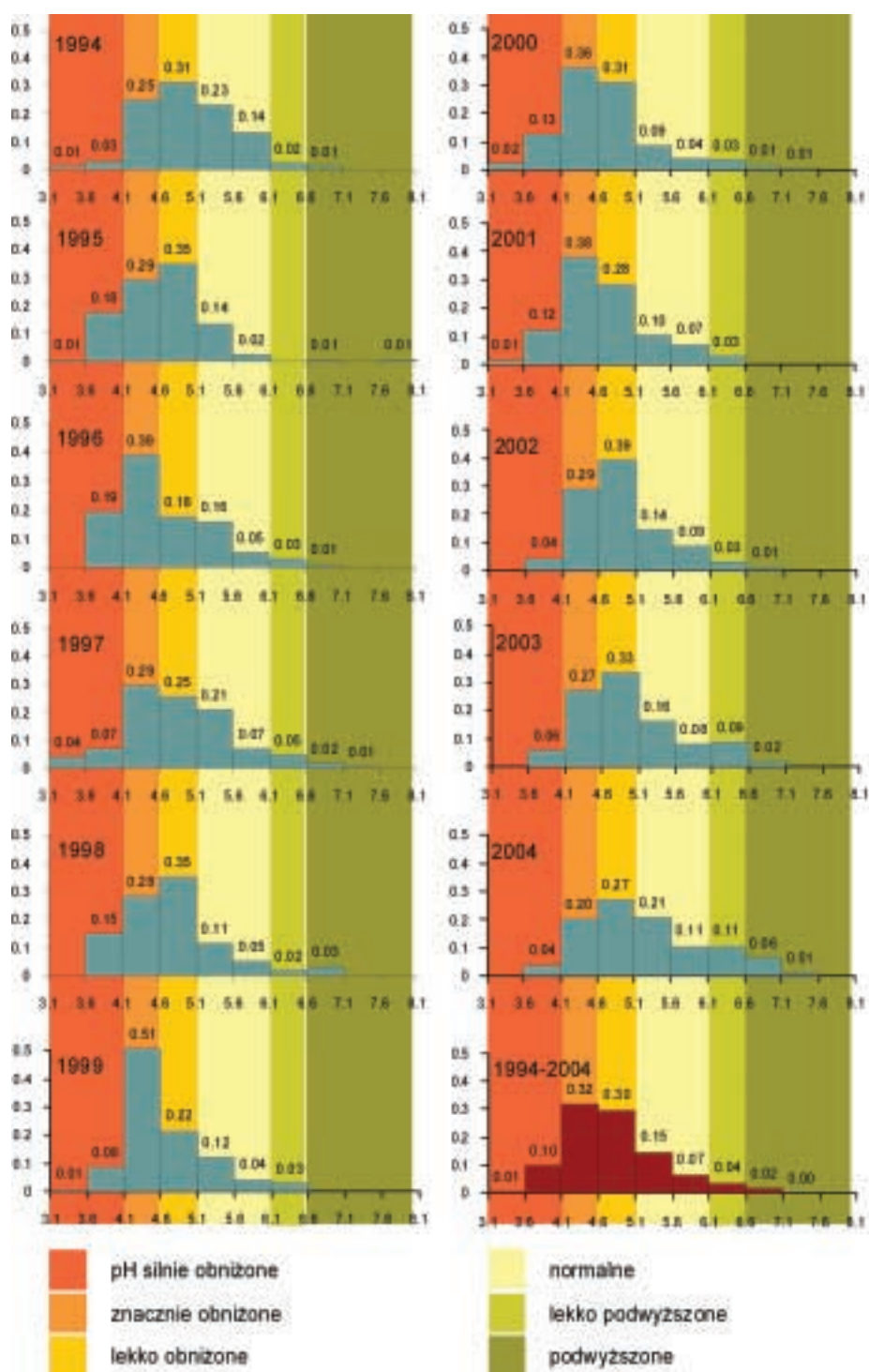
W latach hydrologicznych 1994-2004 pH opadów atmosferycznych obliczone jako średnia ważona z 1536 próbek dobowych wynosi 4,60. Zgodnie z klasyfikacją niemiecką (Jansen i inni 1988) wartość ta klasyfikuje opady jako „wody o pH lekko obniżonym” (ryc. 7). Klasa ta jest



Ryc. 7. Klasyfikacja opadów atmosferycznych w Storkowie w latach hydrologicznych 1994-2004

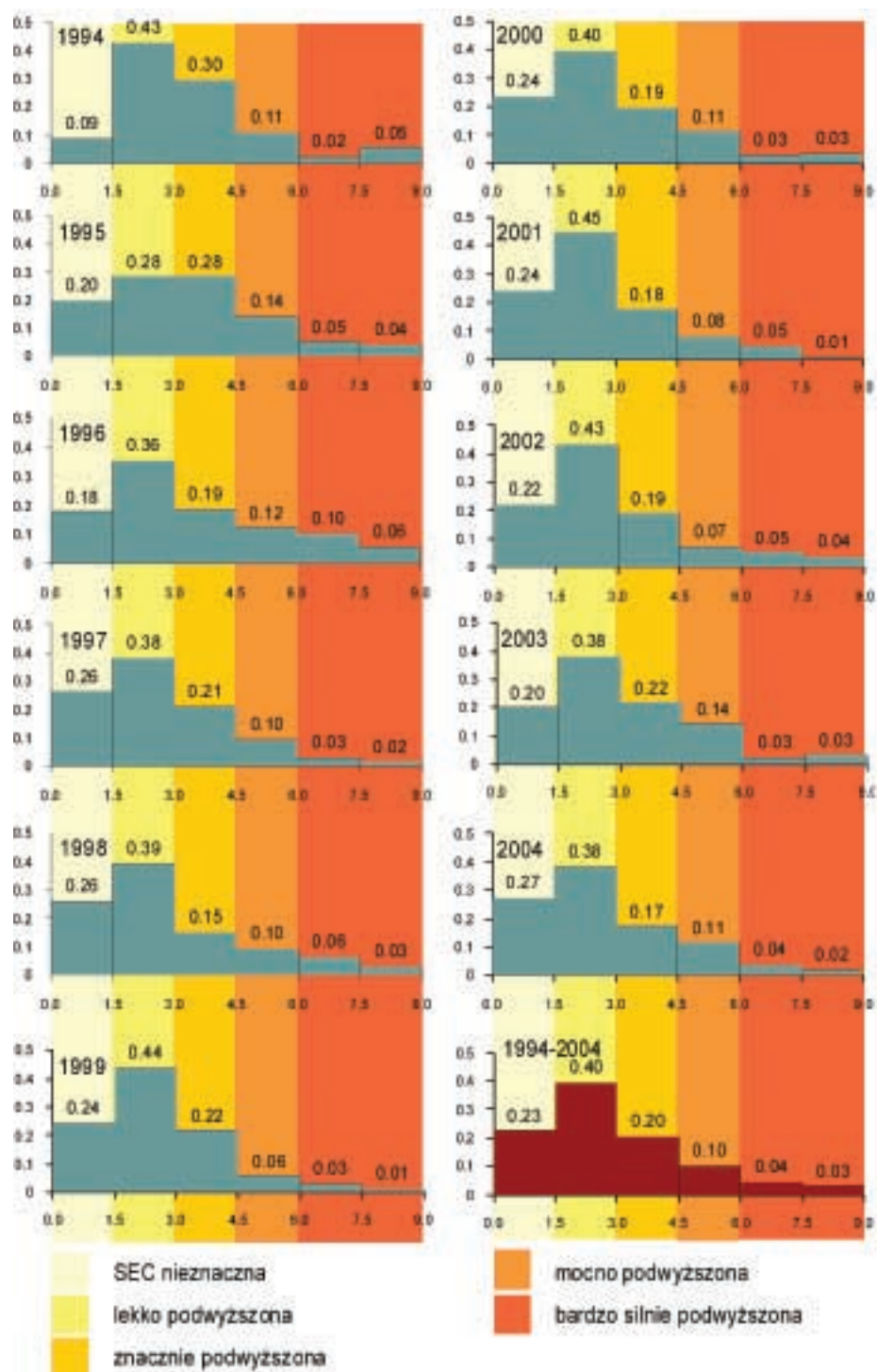
charakterystyczna dla opadów pięciu lat hydrologicznych: 1994, 1997, 2002, 2003, 2004, natomiast opady z sześciu lat: 1995, 1996, 1998, 1999, 2000, 2001, zaliczono do niższej klasy: „wody o pH znacznie obniżonym”.

Procentowy rozkład opadów pod względem zakwaszenia wskazuje, że w wieloleciu najczęściej występowały dni z opadem o pH znacznie obniżonym (32%) i lekko obniżonym (30%) (ryc. 8). Udział opadów o pH normalnym wynosi 22%. Średnia ważona przewodność elektrolityczna



Ryc. 8. Częstość występowania opadów atmosferycznych o określonym pH w Storkowie w poszczególnych latach hydrologicznych i w wieloleciu 1994-2004

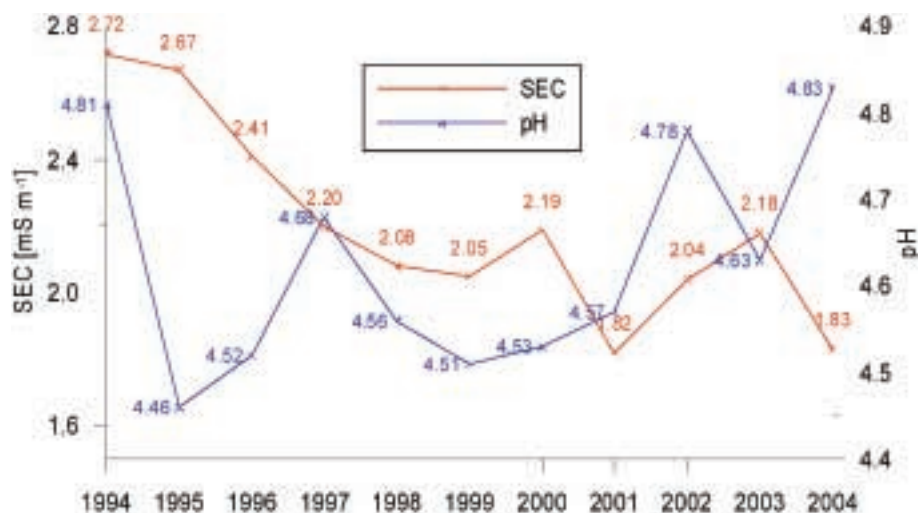
właściwa opadów atmosferycznych w jedenastoletni 1994-2004 (1536 próbek), która wynosi $2,18 \text{ mS m}^{-1}$, utrzymuje opady w zlewni górnej Parsęty w klasie przewodności lekko podwyższonej (ryc. 7). W każdym roku hydrologicznym okresu badawczego suma składników jonowych w wodach opadowych przekłada się na średnią wielkość przewodności elektrolitycznej charakterystyczną dla tej samej klasy („lekko podwyższona”). W wieloleciu największy udział miały dni z opadem o przewodności lekko podwyższonej, czyli mieszczącej się w przedziale $1,5\text{-}3 \text{ mS m}^{-1}$ (40%). 23% opadów wykazywało przewodność nieznaczną (poniżej $1,5 \text{ mS m}^{-1}$) (ryc. 9).



Ryc. 9. Częstość występowania opadów atmosferycznych o określonej przewodności elektrolitycznej (w mS m^{-1}) w Storkowie w poszczególnych latach hydrologicznych i w wieloleciu 1994-2004

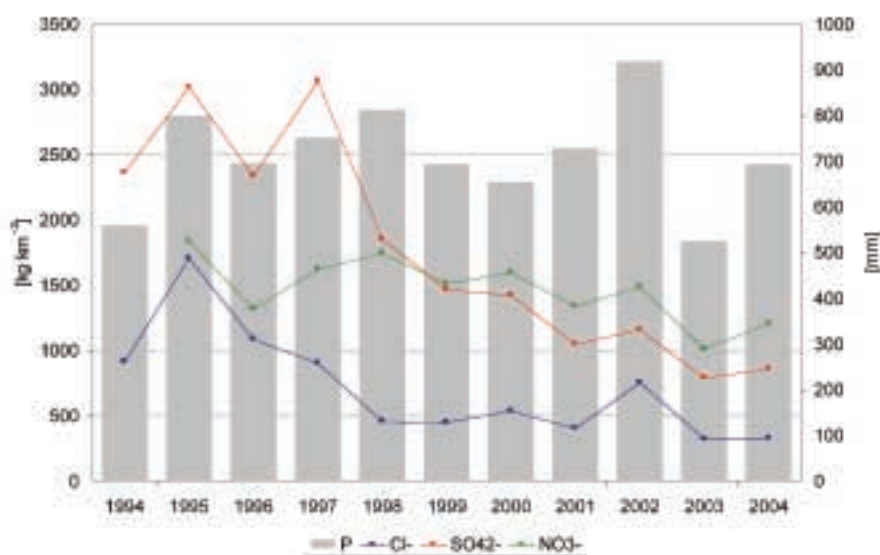
Przebieg czasowy pH i przewodności elektrolitycznej wskazuje na korzystne tendencje zmian w chemizmie wód opadowych: obniżanie ogólnej mineralizacji i obniżanie zakwaszenia (ryc. 10).

W opadach atmosferycznych na terenie zlewni górnej Parsęty utrzymują się niskie stężenia składników jonowych. W przypadku większości jonów obserwuje się spadek stężeń w czasie, co jest efektem polepszającej się jakości powietrza (tab. 2). Najbardziej wyraźne trendy spadkowe dotyczą jonów siarczanowych, chlorkowych i wapnia.



Ryc. 10. Zmiany przewodności elektrolitycznej i pH opadów atmosferycznych w latach 1994-2005

Zmniejszanie zawartości składników rozpuszczonych w wodach opadowych znajduje odzwierciedlenie w wielkości depozycji atmosferycznej, która od połowy lat dziewięćdziesiątych obniża się (ryc. 11, 12, tab. 3). Całkowity ładunek składników jonowych z poziomu powyżej 8500 kg km⁻² rok⁻¹ w roku 1995 spadł w ostatnich latach do poziomu poniżej 4000 kg km⁻² rok⁻¹.



Ryc. 11. Dostawa anionów do podłoża z opadem atmosferycznym w Storkowie na tle sum rocznych opadu. Depozycja 1994-2001 – chwytacz standardowy, depozycja 2002-2004 – kolektor Eigenbrodt

Tabela 2. Średnie ważone wartości roczne parametrów opadów atmosferycznych w Storkowie w poszczególnych latach hydrologicznych 1994-2004 z odchyleniem standardowym od wartości miesięcznych

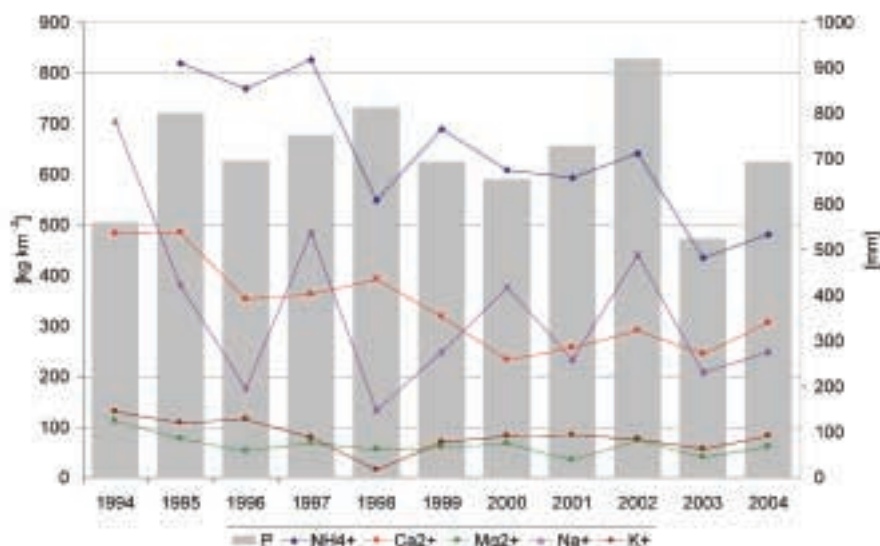
	Jedn.	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SEC	mS m ⁻¹	2,72 0,88	2,67 0,98	2,41 1,02	2,20 1,00	2,08 0,74	2,05 0,37	2,19 0,84	1,82 0,60	2,04 0,42	2,18 0,60	1,83 0,46
pH	-	4,81 0,26	4,46 0,27	4,52 0,25	4,68 0,35	4,56 0,27	4,51 0,15	4,53 0,22	4,57 0,26	4,78 0,16	4,63 0,23	4,83 0,27
Cl ⁻	mg dm ⁻³	1,54 1,10	2,16 1,20	1,46 0,76	1,07 0,78	0,52 0,34	0,59 0,65	0,82 0,60	0,56 0,44	0,82 0,59	0,62 0,46	0,47 0,27
SO ₄ ²⁻	mg dm ⁻³	4,35 1,96	3,73 1,19	3,47 3,63	4,07 3,75	2,28 0,87	2,11 0,53	2,17 0,95	1,44 0,49	1,26 0,56	1,50 0,37	1,24 0,41
S-SO ₄ ²⁻	mg dm ⁻³	1,45 0,66	1,25 0,40	1,16 1,21	1,36 1,25	0,76 0,29	0,70 0,18	0,72 0,32	0,48 0,16	0,42 0,19	0,50 0,12	0,41 0,14
PO ₄ ³⁻	mg dm ⁻³	0,07 0,09	0,06 0,05	0,08 0,05	0,02 0,02	0,02 0,01	0,03 0,02	0,06 0,06	0,03 0,02	0,03 0,02	0,05 0,04	0,03 0,01
P-PO ₄ ³⁻	µg dm ⁻³	23 31	20 16	26 18	7 6	7 5	10 6	20 19	10 6	9 5	16 13	11 5
NO ₃ ⁻	mg dm ⁻³	nb 2,07	2,29 1,80	1,93 1,80	2,15 1,20	2,14 0,76	2,18 0,52	2,44 1,02	1,84 0,71	1,62 0,64	1,92 1,02	1,73 0,40
N-NO ₃ ⁻	mg dm ⁻³	nb 0,47	0,52 0,41	0,44 0,41	0,49 0,27	0,48 0,17	0,49 0,12	0,55 0,23	0,42 0,16	0,37 0,14	0,43 0,23	0,39 0,09
NH ₄ ⁺	mg dm ⁻³	nb 0,31	1,01 1,14	1,15 1,14	1,10 0,34	0,87 0,33	0,99 0,22	0,93 0,40	0,81 0,26	0,70 0,32	0,83 0,37	0,69 0,33
N-NH ₄ ⁺	mg dm ⁻³	nb 0,24	0,78 0,89	0,89 0,26	0,85 0,26	0,68 0,26	0,77 0,17	0,72 0,31	0,63 0,20	0,54 0,25	0,64 0,29	0,54 0,25
Ca ²⁺	mg dm ⁻³	0,89 0,51	0,60 0,19	0,52 0,54	0,48 0,21	0,48 0,13	0,46 0,11	0,35 0,23	0,35 0,21	0,32 0,25	0,46 0,31	0,44 0,23
Mg ²⁺	mg dm ⁻³	0,20 0,49	0,09 0,06	0,08 0,03	0,09 0,04	0,07 0,02	0,09 0,04	0,10 0,05	0,05 0,03	0,08 0,03	0,08 0,06	0,09 0,03
Na ⁺	mg dm ⁻³	1,44 0,73	0,52 0,52	0,28 0,36	0,71 1,26	0,18 0,18	0,40 0,40	0,64 0,51	0,36 0,26	0,53 0,35	0,44 0,32	0,40 0,18
K ⁺	mg dm ⁻³	0,27 0,82	0,15 0,14	0,19 0,16	0,12 0,04	0,02 0,04	0,11 0,04	0,14 0,05	0,13 0,04	0,09 0,03	0,12 0,04	0,13 0,03
Mn ²⁺	µg dm ⁻³	20 36	5 3	6 10	4 3	4 3	9 5	10 7	10 4	23 19	23 32	26 17
Zn ²⁺	µg dm ⁻³	64 69	27 14	99 61	64 25	64 21	45 20	28 10	74 27	71 14	90 65	110 36
H ⁺	µg dm ⁻³	15 10	35 17	30 17	21 26	28 17	31 11	30 16	27 14	17 7	24 9	15 9

Uwaga: wartości stężeń składników z lat 1994-2001 – chwytacz standardowy, z lat 2002-2004 – chwytacz opadu mokrego Eigenbrodt, wartości H⁺, pH, SEC – chwytacz standardowy dla wszystkich lat, nb – nie badano

Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach

Znaczenie roślinności w procesie transformacji właściwości chemicznych wód opadowych w strefie koron drzew związane jest zarówno z pobieraniem wybranych pierwiastków z opadów, przede wszystkim składników istotnych z punktu widzenia potrzeb pokarmowych roślin (azot) oraz z dopływem do wód opadowych wybranych pierwiastków głównie w wyniku procesów wymywania z komórek roślinnych lub splukiwania z powierzchni roślin (Ulrich 1983, Draaijers, Erisman 1995, Gower i in. 1995, Likens, Bormann 1995, Grodzińska i in. 1996, Kvaalen i in. 2002)

Największym udziałem w składzie gatunkowym boru świeżego (*Leucobryo Pinetum*) charakteryzował się świerk pospolity (47%). Drugim gatunkiem pod względem frekwencji był dąb



Ryc. 12. Dostawa kationów do podłoża z opadem atmosferycznym w Storkowie na tle sum rocznych opadu. Depozycja 1994-2001 – chwytacz standardowy, depozycja 2002-2004 – kolektor Eigenbrodt

Tabela 3. Sumy opadów i ładunki składników wnoszonych z opadem atmosferycznym w Storkowie dla poszczególnych lat hydrologicznych 1994-2004

	Jedn.	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
P	mm	560,7	801,2	696,1	752,6	813,2	694,4	655,3	728,6	919,7	524,9	693,9
Cl⁻	kg km⁻²	863,5	1730,6	1016,3	805,3	422,9	409,7	537,3	408,0	755,9	322,8	328,3
SO₄²⁻		2439,0	2988,5	2415,5	3063,1	1854,1	1465,2	1422,0	1049,2	1159,5	788,0	861,1
S-SO₄²⁻		814,2	997,6	806,3	1022,5	618,9	489,1	474,7	350,2	387,0	263,0	287,4
PO₄³⁻		39,2	48,1	55,7	15,1	16,3	20,8	39,3	21,9	25,6	26,2	23,0
P-PO₄³⁻		12,8	15,7	18,2	4,9	5,3	6,8	12,8	7,1	8,3	8,6	7,5
NO₃⁻		nb	1834,7	1343,5	1618,1	1740,2	1513,8	1598,9	1340,6	1490,0	1009,4	1203,1
N-NO₃⁻		nb	414,5	303,5	365,5	393,1	342,0	361,2	302,8	336,6	228,0	271,8
NH₄⁺		nb	809,2	800,5	827,9	707,5	687,5	609,4	590,2	640,9	434,8	480,3
N-NH₄⁺		nb	628,3	621,6	642,8	549,3	533,8	473,2	458,2	497,7	337,6	372,9
Ca²⁺		499,0	480,7	362,0	361,2	390,3	319,4	229,4	255,0	290,6	243,8	305,8
Mg²⁺		112,1	72,1	55,7	67,7	56,9	62,5	65,5	36,4	73,4	40,0	60,5
Na⁺		807,4	416,6	194,9	534,3	146,4	277,8	419,4	262,3	488,4	230,3	276,4
K⁺		151,4	120,2	132,3	90,3	16,3	76,4	91,7	94,7	83,8	62,1	90,8
Mn²⁺		11,2	4,0	4,2	3,0	3,3	6,2	6,6	7,3	21,4	11,9	17,8
Zn²⁺		35,9	21,6	68,9	48,2	52,0	31,2	18,3	53,9	65,5	47,2	76,1
H⁺		8,6	28,1	20,9	15,8	22,7	21,7	19,4	19,6	15,4	12,4	10,1
razem jony		4967,4	8554,4	6470,2	7449,9	5428,8	4892,2	5057,3	4139,1	5110,4	3228,9	3733,3

Uwaga: ładunki składników z lat 1994-2001 – chwytacz standardowy, z lat 2002-2004 – chwytacz opadu mokrego Eigenbrodt, ładunek H⁺ – chwytacz standardowy dla wszystkich lat, nb – nie badano

bezszypułkowy (27%). Drzewostan sosnowy obejmujący 16% wszystkich drzew był na powierzchni testowej podstawowym elementem zespołu boru świeżego i dominował zarówno w piętrze okapowym (A1) i podokapowym (A2).

W analizowanym drzewostanie sosna zwyczajna reprezentowała wszystkie fazy rozwojowe poza starodrzewem, z największym udziałem fazy drzewostanu dojrzewającego (50% populacji tego gatunku). W przypadku zarówno świerku i dębu dominowały najmłodsze fazy rozwojowe: nalot i podrost. Oba te gatunki pochodzą ze sztucznych odnowień.

Zwarcie piętra okapowego (A1) i podokapowego (A2) określono jako umiarkowane i wynoszące odpowiednio 60% i 45%.

Jednym z aspektów wpływu roślinności na wielkość depozycji atmosferycznej w zbiorowiskach leśnych jest proces zatrzymywania wody w strefie koron drzew. Wielkość intercepcji dla boru świeżego ustalono na 30,7% sumy opadu na terenie otwartym. Udział spływu po pniach sosny w dopływie wody do dna lasu był nieznaczny i średnio stanowił 0,2% wysokości opadu na terenie otwartym (ryc. 13). Zarówno dla rozkładu czasowego opadu podkoronowego i spływu po pniach uzyskano statystycznie istotne zależności od rozkładu opadu na terenie otwartym, wyrażone przez funkcje liniowe.

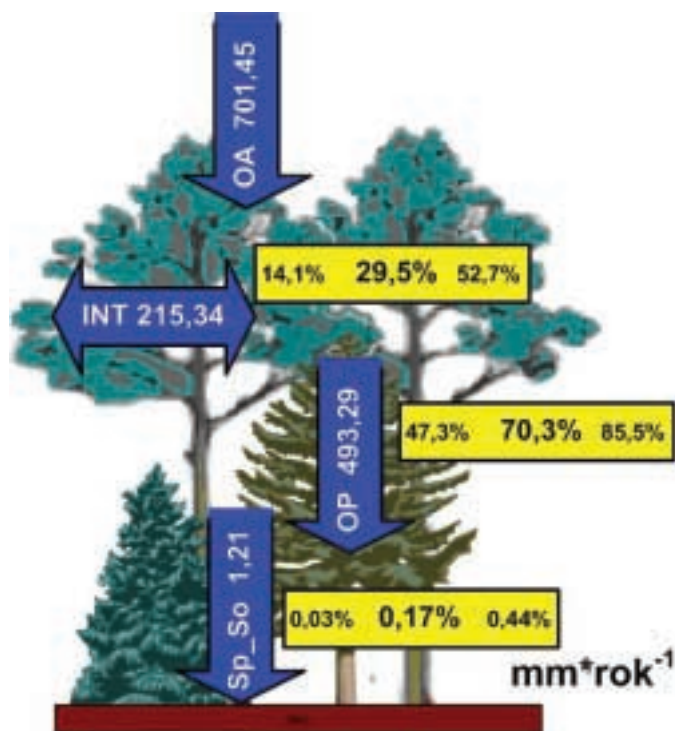
Zróźnicowanie przestrzenne opadu pod koronami drzew jest obok procesu intercepcji jednym z przejawów wpływu roślinności na wielkość strumienia wody, który dopływa do gleby w zbiorowiskach leśnych. Skala zmienności wysokości opadu podkoronowego jest przede wszystkim funkcją struktury drzewostanu. Uzyskane zróźnicowanie wysokości opadu podkoronowego w drzewostanie iglastym wskazuje z jednej strony na obecność stref w sklepieniu koron, których intercepcja jest równa lub zbliżona do wysokości opadu nad lasem. Z drugiej strony uzyskano wyniki, które wskazują na obecność miejsc gdzie wysokość opadu podkoronowego przekracza wartość opadu na terenie otwartym (tzw. efekt korony drzewa). Stabilność tych obszarów potwierdzają wyniki przeprowadzonych testów statystycznych (Kruszyk 2002).

Zasadniczą drogę dopływu substancji chemicznych do dna lasu obok opadu organicznego stanowi opad podkoronowy. Analiza udziału poszczególnych jonów w składzie chemicznym wskazuje, że głównym anionem w opadzie są siarczany, chlorki oraz azotany. W grupie kationów dominują jony amonowe, wapniowe oraz wodorowe i potasowe (tab. 4). Uzyskane współczynniki koncentracji potwierdzają, że największe wzbogacenie wód opadowych zachodzące w strefie koron drzew miało miejsce w przypadku jonów: potasu, manganu oraz wapnia (ryc. 14). Obecność podwyższonych stężeń wymienionych jonów w opadzie podkoronowym jest efektem przede wszystkim procesów jonowymiennych i ługowania z komórek roślinnych. W przypadku jonów, których źródłem jest dopływ atmosferyczny związany ze splukiwaniem suchej depozycji z powierzchni roślin oraz mokrą depozycją uzyskane współczynniki koncentracji osiągały wartości zdecydowanie niższe. Do jonów tych należy zaliczyć jony: siarczanowe, chlorkowe oraz sodowe.

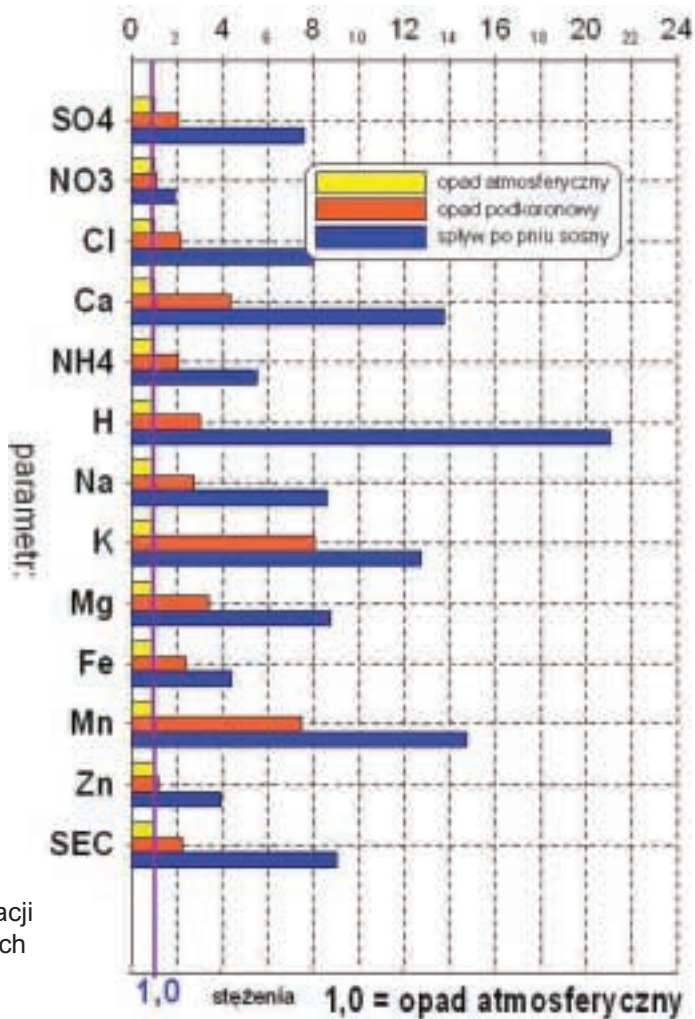
Analiza przepływu jonów wapniowych, magnezowych oraz potasowych przeprowadzona w oparciu o wykorzystanie *canopy budget model* (Ulrich 1983, Van der Maas, Pape 1991, Draaijers i in. 1994) wskazuje na intensywne procesy wymywania zwłaszcza w przypadku potasu (Kruszyk 2000). Udział wymywania z komórek roślinnych do wód opadowych w całkowitej depozycji na dnie lasu kształtował się od 23% dla jonów magnezowych, 32% dla wapnia oraz 66% dla potasu. Zgodnie z poglądami Wooda i Bormanna (1975) jony potasu należą do składników szczególnie podatnych na procesy wymywania z komórek roślinnych w porównaniu do pozostałych składników, ponieważ nie są angażowane w strukturach komórkowych oraz kompleksach enzymów w przeciwieństwie do jonów wapnia i magnezu. W literaturze udział ładunku jonów związanych z procesami wymiany jonowej oraz towarzyszących kwasom organicznym szacuje się od 10 do 80% całkowitej depozycji na dnie lasu (Manual on methods... 1999).

W przypadku wymienionej grupy jonów dopływ w rezultacie procesów splukiwania jest zdecydowanie mniejszy i wynosi od 18% dla potasu do 40% w przypadku magnezu całkowitej depozycji pod koronami drzew.

Do składników konserwatywnych, które nie uczestniczą w procesach wymiany jonowej oraz ługowania z komórek roślinnych należy zaliczyć jony sodowe, chlorkowe oraz siarczanowe. Widoczny wzrost ładunku tych jonów pod koronami drzew jest efektem procesów splukiwania suchej depozycji przez wody opadowe. W przypadku sodu udział suchej depozycji stanowił 51,8% depozycji całkowitej na dnie lasu, dla chloru 41% natomiast dla siarczanów 38%. Obliczony na podstawie wymienionego modelu współczynnik suchej depozycji DDF (*dry deposition factor*) dla zbiorowiska boru świeżego wyniósł 1,08.



Ryc. 13. Przepływ wody przez zespół boru świeżego (wartości średnie dla okresu 1996-1999 (wartości w % w odniesieniu do opadu na terenie otwartym – minimalna, średnia i maksymalna)



Ryc. 14. Wartości współczynnika koncentracji dla opadu podkoronowego i spływu po pniach sosny (wartości za lata 1996-1999)

Tabela 4. Parametry chemiczne opadu podkoronowego dla dostępnych lat obserwacji (wartości średnie ważone roczne)

Rok	SEC	SO ₄	Cl	Ca	NH ₄	Na	K	Mg
	mS m ⁻¹	mg dm ⁻³						
1996	6.02	10.66	3.60	2.12	2.59	1.32	2.00	0.44
1997	5.67	8.51	3.77	2.04	2.26	1.63	1.56	0.43
1998	4.85	6.43	2.36	1.53	1.72	1.02	1.56	0.31
1999	5.18	8.83	3.04	1.83	2.76	1.30	2.62	0.43
2001	4.63	5.04	2.46	1.38	1.91	0.98	1.61	0.36
2004	5.79	4.73	1.62	5.20	2.00	brak	brak	brak

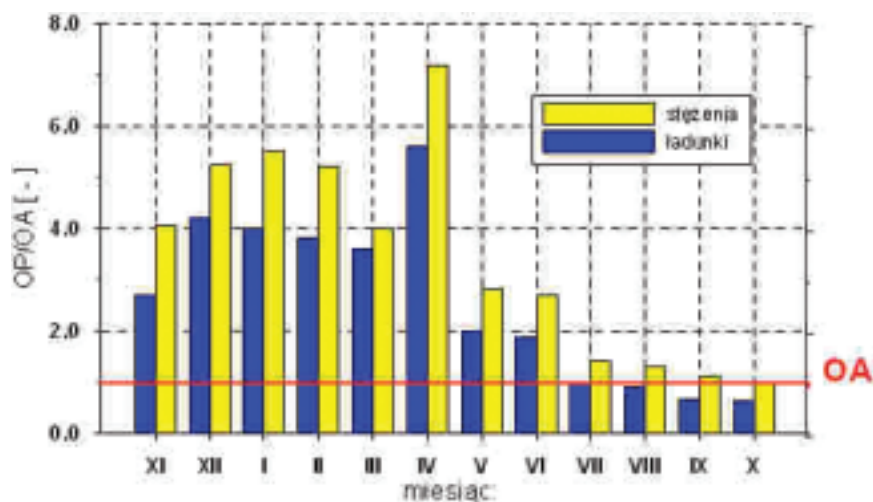
Zastosowane analizy statystyczne pozwoliły na wydzielenie grup jonów, które różnią się rozkładem stężeń w skali roku hydrologicznego. Grupa pierwsza obejmuje jony, których maksymalne stężenia w opadzie podkoronowym przypadają na okres półrocza zimowego. Do grupy tej należy zaliczyć jony: siarczanowe, azotanowe oraz wapniowe i magnezowe. Jony chlorkowe i sodowe nie zostały zaliczone do powyższej grupy, co należy wiązać z frekwencją napływu na omawiany obszar aerozoli pochodzenia morskiego, które nie zawsze jest skorelowane z napływem mas powietrza zasobnego w zanieczyszczenia pochodzące z dalekiego transportu. Do wymienionych grup nie zaliczono jonów amonowych i potasowych. Maksymalne stężenia wymienionych jonów obserwowano w opadzie podkoronowym w półroczu letnim. Zarówno w przypadku opadu podkoronowego i spływu po pniach sosny rozkłady czasowe stężeń są silnie ze sobą pozytywnie skorelowane. Największą zgodność rozkładów wyrażoną współczynnikiem korelacji uzyskano dla par jonów: Ca & SO₄, Na & Cl, Ca & Mg, H & SO₄, Na & Mg.

Na podstawie przeprowadzonych analiz statystycznych wydzielono trzy grupy jonów, które różnią się zarówno źródłem pochodzenia oraz sposobem przepływu przez strefę koron drzew.

Grupa pierwsza obejmuje: potas, mangan, oraz wapń i magnez o stężeniach których decydują procesy wymiany jonowej i ługowania zachodzące w czasie trwania opadu. Obserwowany wzrost stężeń w porównaniu do opadu na terenie otwartym jest właśnie konsekwencją tych procesów. Dopływ atmosferyczny ma mniejsze znaczenie (wapń i magnez) lub nie ma żadnego wpływu (potas i mangan).

Jony siarczanowe, chlorkowe, sodowe oraz wodorowe zaklasyfikowano do grupy drugiej, w przypadku której obserwowany wzrost stężeń pod koronami drzew jest przede wszystkim efektem wychwytywania zanieczyszczeń przez korony drzew a następnie procesów splukiwania w czasie trwania opadu. W przypadku tej grupy jonów (poza jonami wodorowymi) procesy wymiany jonowej i ługowania z komórek roślinnych lub pobierania nie odgrywają żadnej roli. Zaklasyfikowaniu obu form azotu do oddzielnej grupy pomimo podobnego źródła pochodzenia w opadzie podkoronowym jak w przypadku grupy drugiej podyktowane było obecnością procesów pobierania tych składników z wód opadowych przez rośliny. Pomimo tego, że ładunek jonów amonowych pod koronami drzew był większy w porównaniu do depozycji na terenie otwartym to niski współczynnik depozycji oraz mniejsze wartości stosunku jonów amonowych do sodu w opadzie podkoronowym w porównaniu do opadu na terenie otwartym, świadczą o zachodzących procesach absorpcji azotu amonowego w strefie koron drzew.

Na podstawie badań nad procesami zakwaszania gleb w Europie Zachodniej Nilsson i Tyler (1995) uważają, że ok. 30 do 70% ładunku substancji zakwaszających docierających do gleby w zbiorowiskach leśnych jest związane z depozycją atmosferyczną mocnych kwasów mineralnych. Pozostałe przyczyny zakwaszenia są związane z procesami biogeochemicznym zachodzącymi w profilu glebowym. Dotychczasowe badania nie potwierdzają jednoznacznie czy opad w kontakcie z powierzchnią roślin ulega dodatkowemu zakwaszeniu. Wyniki badań prowadzonych w zbiorowiskach liściastych wskazują na proces odwrotny – spadek poziomu kwasowości opadu w kontakcie z powierzchnią roślin.



Ryc. 15. Rozkład współczynników koncentracji i depozycji jonów wodorowych w opadzie podkoronowym. Drzewostan iglasty 1996-1999
współczynnik depozycji – stosunek ładunku w opadzie podkoronowym do ładunku na terenie otwartym

Porównanie wyników stężeń jonów wodorowych w opadzie podkoronowym do opadu na terenie otwartym przeprowadzono dla okresu 1996-1999, kiedy wykonywano równoległe obserwacje składu chemicznego opadów na terenie otwartym metodą zgodną z badaniami prowadzonymi w zbiorowisku leśnym. Uzyskane wyniki wskazują na wzrost kwasowości zarówno w przypadku opadu podkoronowego i spływu po pniach sosny.

Analiza zróżnicowania czasowego współczynnika koncentracji i depozycji jonów wodorowych pozwala wyróżnić dwa okresy roku: półrocze zimowe, które charakteryzuje się znacznie podwyższonymi poziomem agresywności wód opadowych pod koronami drzew i pozostałą część roku, gdzie wartości koncentracji i depozycji są zbliżone do wartości obserwowanych na terenie otwartym lub są mniejsze (ryc. 15).

Przeprowadzona analiza regresji wielokrotnej dla rozkładu stężeń jonów wodorowych w opadzie podkoronowym, gdzie jako zmienne niezależne wykorzystano: stężenie siarczanów, azotanów, jonów amonowych oraz różnicę kationów i anionów traktowaną jako przybliżone stężenie rozpuszczonej materii organicznej (DOC), wykazała, że uwzględnione zmienne mają statystycznie istotny wpływ na kwasowość wód opadowych w strefie koron drzew. Poza jonami amonowymi otrzymane współczynniki regresji wskazują na obecność zależności wprost proporcjonalnych z rozkładem stężeń jonów wodorowych.

Zestawienie wartości pH dla lat: 1996 – 2003 wskazuje na spadek kwasowości wód opadowych. Należy zaznaczyć, że w latach 2002 i 2003 badaniami nie objęto miesięcy zimowych stąd wartości pH dla tych lat mogą być zawyżone. Wzrost wartości pH opadu podkoronowego i spływu po pniach sosny obserwowany w ostatnich latach to przede wszystkim efekt redukcji stężeń związków siarki, który zaznacza się również w spadku stężeń siarczanów w opadzie podkoronowym i spływie po pniach.

Prezentowane wyniki charakterystyk fizykochemicznych opadu podkoronowego i spływu po pniach sosny potwierdzają istotne zmiany, jakim ulegają wody opadowe w kontakcie z powierzchnią roślin. Do procesów, które decydują o składzie chemicznym opadu podkoronowego oraz spływu po pniach należy zaliczyć: splukiwanie suchej depozycji z powierzchni roślin (chlor, sód, siarczany, azotany, jony amonowe), ługowanie z komórek roślinnych i wymiana jonowa (potas, mangan, wapń, magnez, wodór, jony amonowe) oraz procesy pobierania z wód opadowych przez roślinność (azotany, jony amonowe). Efektem tych procesów jest podwyższona w przypadku większości jonów depozycja pod koronami drzew w porównaniu do opadu na terenie otwartym.

Chemizm roztworów glebowych

Chemizm roztworów glebowych jest wynikiem funkcjonowania wielu procesów, do których można zaliczyć ewapotranspirację, biologiczne pobieranie pierwiastków przez rośliny i organizmy, rozkład materii organicznej, wietrzenie chemiczne, procesy powstawania nowych minerałów i ługowania substancji chemicznych poza profil glebowy (Adams 1974, Ney, Tinker 1977, Avila i in. 1995).

Badania roztworów glebowych prowadzono równolegle z monitoringiem opadu podkoronowego i spływu po pniach na powierzchni testowej położonej w zbiorowisku boru świeżego na terenie zlewni Jeziora Czarne.

Pokrywa glebowa powierzchni testowej jezioro Czarne wykształcona została na utworach piasku średnioziarnistego, który w głąb profilu glebowego przechodzi w piasek drobnoziarnisty. W profilu gleby bielcowo-rdzawej wyróżniono następujące poziomy glebowe: O-EAes-Bhfe-Bv-C1-C2. Wartości pH zmierzone w mieszaninie gleby z wodą destylowaną pozwalają zaliczyć glebę do silnie zakwaszonych. Wartości te kształtują się od 3,28 w poziomie organicznym do 5,36 w poziomie skały macierzystej.

Najmniejszą pojemnością sorpcyjną charakteryzują się poziomy mineralne wytworzone z piasku średnio i drobnoziarnistego (1,10 cmol/kg gleby). Kompleks sorpcyjny wysycony jest głównie przez wodór hydrolityczny, którego udział kształtuje się od 96% w poziomie organicznym do 43% w poziomie skały macierzystej. Udział kationów zasadowych wzrasta wraz z głębokością. Przeważają głównie jony wapniowe przy wzrastającym udziale jonu sodowego. Wysoki udział wodoru hydrolitycznego w kompleksie sorpcyjnym gleby bielcowo-rdzawej jest konsekwencją wpływu próchnicy typu mor na zubożenie kompleksu sorpcyjnego w kationy dwuwartościowe. Wartość wskaźnika Ulricha ($(Ca+Mg)/T$) jest mniejsza w całym profilu od 15 uważaną za wartość progową, poniżej której gleba ma niską odporność na czynniki zewnętrzne (antropogeniczne) (Degórski 1990).

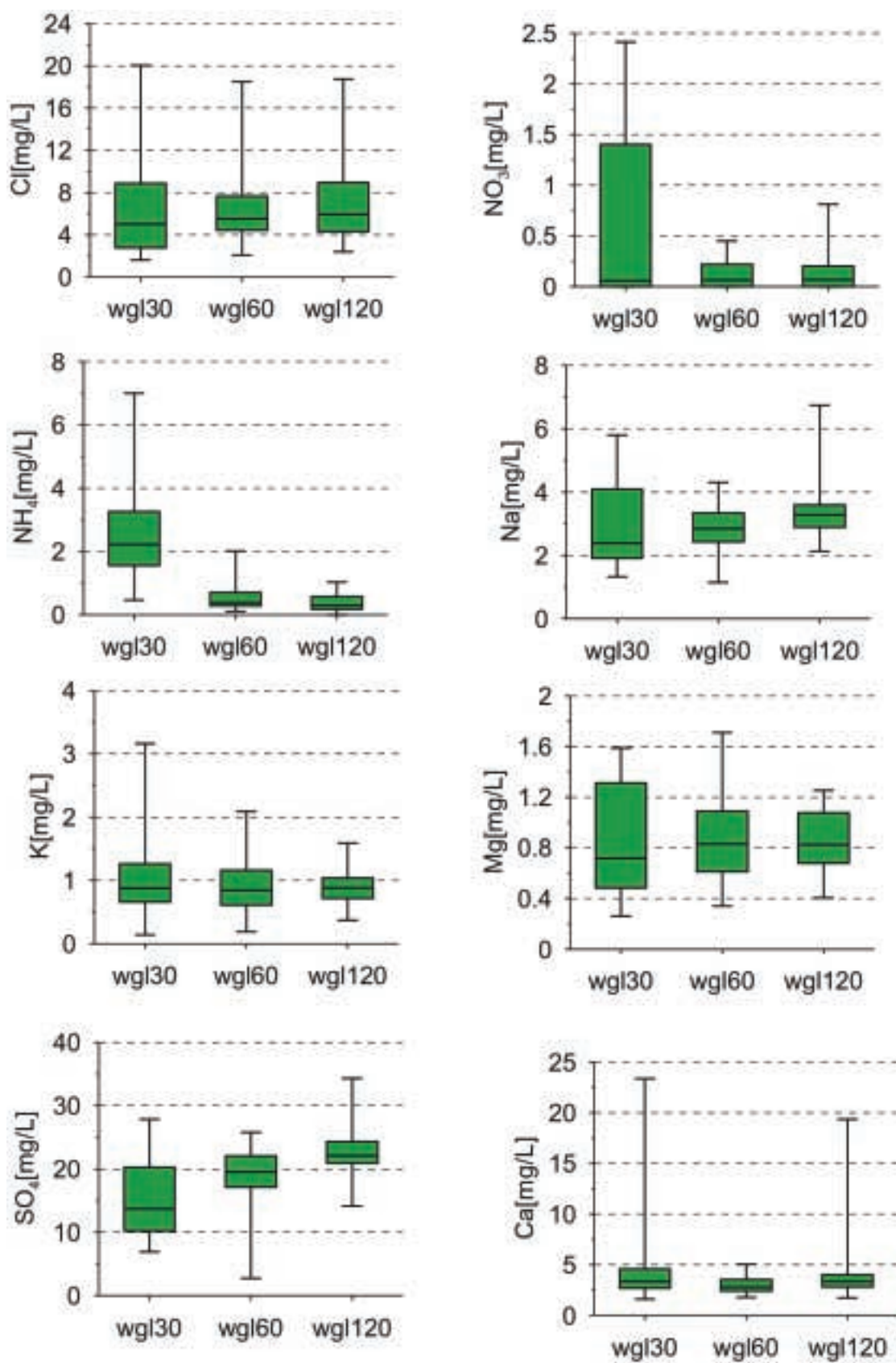
Cechą charakterystyczną gleby boru świeżego jest znaczący udział kationów jednowartościowych w kompleksie sorpcyjnym. Niskie wartości wskaźnika $(Ca+Mg)/(K+Na)$ świadczą o istotnym zakwaszeniu profilu glebowego odpowiedzialnym za wymycie kationów dwuwartościowych z kompleksu sorpcyjnego gleby (Marcinek 1960). Również brak tendencji wzrostowej wskaźnika Ca/K oraz Ca/Na wraz z głębokością świadczą o niewielkim przyroście pojemności sorpcyjnej w profilu glebowym gleby bielcowo-rdzawej (Marcinek 1960).

Analiza składu chemicznego roztworów glebowych potwierdza, że do jonów, których stężenia maleją wraz z głębokością należy zaliczyć obie formy azotu – amonową i azotanową (ryc. 16). Zwłaszcza w przypadku formy amonowej występuje silna redukcja stężeń poniżej poziomu rdzawienia. Azot amonowy należy do składników, które są silnie zatrzymywane w profilu glebowym (wysokie powinowactwo w stosunku do minerałów ilastych), ponadto część jonów amonowych ulega procesom nityfikacji.

Wśród kationów, których poziom stężeń jest stały lub wzrasta w głąb profilu glebowego należy zaliczyć jony wapnia, potasu, magnezu oraz sodu. Dla wymienionych kationów podstawowymi procesami, które decydują o poziomie ich stężeń są: wietrzenie chemiczne, odprowadzanie jego produktów oraz pobieranie przez rośliny.

Analiza rozkładu stężeń chloru wykazuje niewielkie zróżnicowanie w profilu glebowym. Generalnie jednak stężenie Cl wzrasta wraz z głębokością. Analogicznie wraz z głębokością wzrasta stężenie siarczanów w roztworach glebowych. Migracja siarczanów w profilu glebowym może być ograniczana przez procesy adsorpcji przez fazę stałą gleby (Markewitz i in. 1998). Procesy te najintensywniej zachodzą w glebach gdzie pH jest mniejsze niż 4 jednostki (Nömmik i in. 1984, Haapala i in. 1996). Można zatem przypuszczać, że immobilizacja siarczanów występuje w górnej części profilu gleby bielcowo-rdzawej.

W porównaniu do składu chemicznego opadu podkoronowego w roztworach glebowych wzrasta stężenie kationów dwuwartościowych (wapnia i magnezu) oraz sodu. Wzrost stężeń tych



Ryc. 16. Rozkład stężeń w profilu glebowym – wartości za okres 1996-2004 (wartość minimalna, I kwartył, mediana, III kwartył, wartość maksymalna)

jonów jest efektem procesów wietrzenia chemicznego minerałów glebowych. Spada natomiast stężenie obu form azotu oraz potasu.

Rozkład pH roztworów glebowych wskazuje trend wzrostowy w głąb profilu glebowego (tab. 5). Procesem, który decyduje o poziomie kwasowości wód glebowych jest dysocjacja słabych kwasów: organicznych (w górnej części profilu glebowego) oraz kwasu węglowego (w dolnej części profilu). Na obecność rozpuszczonej materii organicznej wskazuje żółte zabarwienie próbek roztworów glebowych na głębokości 30 cm oraz niedomknięcie bilansu jonowego (nadwyżka kationów).

Niewątpliwie czynnikiem, który decyduje o równowadze kwasowo-zasadowej jest stężenie siarczanów w roztworze glebowym. Obok wymienionej powyżej adsorpcji siarczanów, procesem, który może ograniczać ich rolę w zakwaszaniu środowiska glebowego jest wytrącanie wspólnie z glinem w postaci $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ (Kotkowski 1994). Proces ten zapobiega dalszemu spadkowi pH i równocześnie ogranicza stężenia glinu w roztworze glebowym.

Tabela 5. Skład chemiczny roztworów glebowych dla okresu 1996-2004 – wybrane statystyki

SEC	WGL30	WGL60	WGL120	SO ₄	WGL30	WGL60	WGL120
średnia	59.76	67.53	75.37	średnia	14.75	18.53	22.69
SD	20.81	11.14	10.48	SD	5.70	4.99	3.70
min	28.45	37.60	52.30	min	6.93	2.74	14.15
max	111.40	94.70	109.90	max	27.89	25.78	34.34
N	44	44	44	N	40	40	40
Cv %	34.82	16.49	13.90	Cv %	38.63	26.92	16.32
pH	WGL30	WGL60	WGL120	NH ₄	WGL30	WGL60	WGL120
średnia	4.56	4.67	4.68	średnia	2.61	0.61	0.37
SD	-	-	-	SD	1.51	0.51	0.25
min	4.16	4.37	4.12	min	0.46	0.11	0.00
max	5.09	5.13	5.40	max	7.00	2.02	1.03
N	41	41	41	N	30	30	30
Cv %	-	-	-	Cv %	57.87	83.84	66.73
NO ₃	WGL30	WGL60	WGL120	Na	WGL30	WGL60	WGL120
średnia	0.65	0.11	0.15	średnia	2.77	2.89	3.41
SD	0.77	0.13	0.22	SD	1.13	0.71	0.98
min	0.00	0.00	0.00	min	1.33	1.14	2.13
max	2.42	0.45	0.81	max	5.81	4.31	6.74
N	17	17	17	N	33	33	33
Cv %	119.11	124.19	147.08	Cv %	40.84	24.53	28.73
K	WGL30	WGL60	WGL120	Mg	WGL30	WGL60	WGL120
średnia	1.00	0.94	0.90	średnia	0.89	0.87	0.85
SD	0.56	0.45	0.25	SD	0.42	0.31	0.24
min	0.14	0.19	0.37	min	0.26	0.34	0.41
max	3.16	2.09	1.59	max	1.59	1.71	1.25
N	33	34	34	N	33	33	33
Cv	56.22	47.48	27.60	Cv	47.05	35.23	28.14
Ca	WGL30	WGL60	WGL120	Cl	WGL30	WGL60	WGL120
średnia	4.08	2.89	3.87	średnia	6.77	6.25	7.15
SD	3.71	0.72	2.96	SD	5.15	3.23	3.91
min	1.60	1.76	1.72	min	1.63	2.07	2.38
max	23.36	5.04	19.36	max	20.06	18.52	18.76
N	32	32	32	N	32	32	32
Cv %	91.13	25.03	76.41	Cv %	76.11	51.73	54.63

(wartości stężeń w $\text{mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, SEC – przewodność elektrolityczna w $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, wgl 30, 60, 120 – głębokości w cm)

Udział azotanów w procesie zakwaszania ma zdecydowanie mniejsze znaczenie od wyżej wymienionych czynników. Spowodowane jest to przede wszystkim procesem pobierania azotanów przez roślinność, niewątpliwie azot jest czynnikiem limitującym produkcję biomasy w zbiorowisku boru świeżego. Azot amonowy jest elementem, który potencjalnie może intensyfikować przepływ protonów w profilu glebowym przy założeniu, że cały ładunek azotanów powstałych w wyniku nitrifikacji jonów amonowych ulega wymyciu poza profil glebowy. Widoczna redukcja stężeń jonów amonowych widoczna w profilu glebowym wskazuje na procesy utleniania tej formy azotu. Powstałe w ten sposób azotany są następnie pobierane przez rośliny, co w konsekwencji ogranicza ich udział w procesach zakwaszania.

Oligotroficzny charakter zespołu boru świeżego jest zasadniczym czynnikiem, który decyduje o przepływie jonów przez profil glebowy. Przewaga osadów piaszczystych z dominacją kwarcu w składzie mineralogicznym ogranicza właściwości buforowe gleby i w końcowym efekcie powoduje jej zakwaszenie związane zarówno z depozycją atmosferyczną oraz procesami uwalniania kwasów organicznych w wyniku rozkładu materii organicznej. Niewielki udział w kompleksie sorpcyjnym kationów zasadowych sprawia, że jony wodorowe neutralizowane są poprzez uwalnianie jonów glinu do roztworu glebowego. Uzyskane wartości stosunku wapnia do glinu oraz kationów zasadowych do glinu oraz stopnia kwasowości Ulricha są bliskie wartościom krytycznym i potwierdzają możliwość zaistnienia stresu związanego z obecnością wolnego glinu dla roślinności. Obecność siarczanów oraz anionów słabych kwasów organicznych stwarza sprzyjające warunki migracji glinu i żelaza w głąb profilu glebowego.

Metale ciężkie i siarka w porostach

Porosty ze względu na brak tkanki okrywającej i dużą powierzchnię zewnętrzną efektywnie wychwytyją i akumulują metale ciężkie z pyłów atmosferycznych. Jako organizmy długowieczne mogą akumulować metale ciężkie na poziomie o wiele wyższym niż wynosi ich fizjologiczne zapotrzebowanie (Fałtynowicz 1997). Są również dobrymi indykatorami zanieczyszczeń gazowych przede wszystkim SO_2 . Analiza metali ciężkich i siarki w porostach jest dodatkową informacją w zakresie rozpoznania stanu środowiska przyrodniczego.

Od wielu lat w tego typu badaniach wykorzystuje się najczęściej pustułkę pęcherzykową *Hypogymnia physodes*, porost o plesze listkowatej szeroko rozpowszechniony w środowisku i odznaczający się względnie dużą odpornością na zanieczyszczenia.

Realizację programu metale ciężkie i siarka w porostach rozpoczęto w Stacji w Storkowie w 2001 roku we współpracy z Zakładem Monitoringu Środowiska Uniwersytetu Jagiellońskiego. Próbkę zbierane są z 14 stanowisk. Stanowiska usytuowano na terenie całej zlewni, starając się pobrać próbki zarówno z jej centrum jak i obrzeży, aby móc wychwycić zanieczyszczenia docierające do terenu zlewni z różnych źródeł zewnętrznych.

Porosty zebrano głównie z sosny zwyczajnej *Pinus silvestris* oraz z buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* (3 stanowiska) i brzozy brodawkowatej *Betula verrucosa* (1 stanowisko). Na każdym stanowisku zebrano materiał z dwóch, trzech drzew. Porosty zostały zebrane do opisanych kopert i wysłane do Zakładu Monitoringu Środowiska UJ, gdzie przeprowadzono analizy. W próbkach porostu *Hypogymnia physodes* oznaczono zawartość pięciu metali ciężkich: ołowiu, kadmu, cynku, miedzi, żelaza i siarki w $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. Metale ciężkie oznaczono metodą spektrofotometrii absorpcji atomowej (AAS) po uprzedniej mineralizacji. Siarkę ogólną oznaczono metodą turbidymetryczną Buttersa – Chenry'ego.

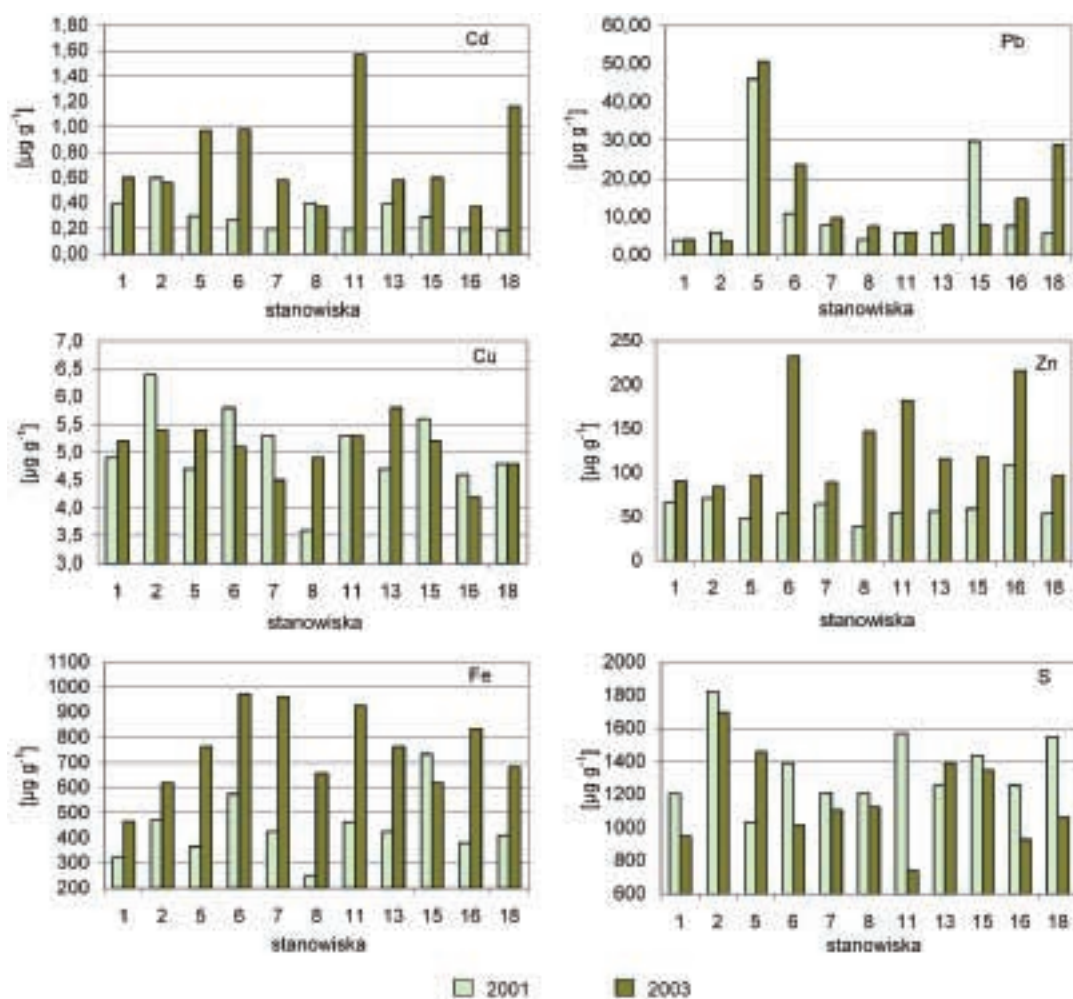
W roku 2003 w porównaniu z poprzednim rokiem badań, znacznie pogorszyła się czystość powietrza w zakresie metali ciężkich. Wzrosła średnia koncentracja czterech spośród pięciu badanych pierwiastków (tab. 6). Spadła za to średnia zawartość siarki. Tylko na dwóch stanowiskach zanotowano wzrost tego pierwiastka.

Tabela 6. Średnia koncentracja metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes* w zlewni górnej Parsęty w roku 2001 i 2003

st.	Cd [$\mu\text{g g}^{-1}$]		Pb [$\mu\text{g g}^{-1}$]		Cu [$\mu\text{g g}^{-1}$]		Zn [$\mu\text{g g}^{-1}$]		Fe [$\mu\text{g g}^{-1}$]		S [ppm]	
	2001	2003	2001	2003	2001	2003	2001	2003	2001	2003	2001	2003
śr	0,31	0,76	12,13	14,96	5,1	5,1	61	134	438	751	1357	1165
min	0,19	0,37	3,92	3,72	3,6	4,2	39	84	249	467	1033	742
max	0,60	1,57	46,02	50,58	6,4	5,8	109	232	733	972	1822	1698

Średnia koncentracja kadmu była 2,5-krotnie wyższa niż w roku 2001. Szczególnie duży wzrost zanotowano na stanowiskach 11 i 18. Ponad trzy razy więcej kadmu wystąpiło na stanowiskach 5, 6 i 7 (ryc.17). Nieznacznie wzrosło stężenie ołowiu. Maksimum zawartości tego pierwiastka wystąpiło na stanowisku nr 5, podobnie jak w 2001 roku. Za to na stanowisku 15 zanotowano pięciokrotny spadek zawartości tego pierwiastka. Średnia koncentracja miedzi pozostała na poziomie sprzed roku. Zmiany na poszczególnych stanowiskach były niewielkie. Na każdym stanowisku wzrosła zawartość cynku (średnio ponad dwa razy). Dwukrotnie wzrósł średni poziom żelaza, największy wzrost koncentracji tego pierwiastka wystąpił na stanowiskach 5, 7, 8 i 16.

Spadła średnia zawartość siarki z 1357 do 1165 ppm. Tylko na dwóch stanowiskach (5 i 13) zanotowano nieduży wzrost. Największy spadek zawartości siarki stwierdzono na stanowisku 11, które dwa lata temu charakteryzowało się jedną z największych koncentracji tego pierwiastka.



Ryc. 17. Porównanie stężeń metali ciężkich i siarki w porostach zebranych na poszczególnych stanowiskach w Stacji Bazowej w Storkowie w roku 2001 i 2003

Wody podziemne

Źródło Krętacza

Położenie topograficzne źródła Krętacza wskazuje, że może ono odwadniać głębszy poziom wodonośny. Źródło leży u podnóża wyraźnej krawędzi, w miejscu, gdzie zaznaczone w rzeźbie terenu wzgórza moren kemowych przechodzą w rozległe obniżenie wytopiskowe. Głęboko wcięta i mocno rozczłonkowana rozcięciami erozyjnymi krawędź jest miejscem licznych wypływów i źródeł, dających początek ciekowi tworzącemu Krętacz. Dotychczas brakuje wystarczającego rozpoznania litologii i warunków hydrogeologicznych stoku leżącego powyżej źródła. Położone w głębokim rozcięciu źródło może odwadniać obszar wykraczający poza zlewnię topograficzną Krętacza.

Krótką serią obserwacji wydajności wypływu źródła (tab. 7) pozwala na wskazanie jedynie prostych prawidłowości:

- wydajność źródła jest stabilna w czasie (współczynnik zmienności $C_v = 19\%$),
- wyższa wydajność charakterystyczna jest dla półrocza zimowego,
- zaznacza się związek wydajności źródła z wysokością opadów: w ekstremalnie wilgotnym roku hydrologicznym 2002 przepływy mieściły się w przedziale $2,74\text{--}3,65\text{ dm}^3\text{ s}^{-1}$, w ekstremalnie suchym 2003 – w przedziale $2,25\text{--}2,86\text{ dm}^3\text{ s}^{-1}$.

Tabela 7. Wydajność źródła Krętacza w latach hydrologicznych 2001-2004

	2001	2002	2003	2004	2005
	$\text{dm}^3\text{ s}^{-1}$				
zima	nb	3,65	2,46	1,75	2,52
wiosna	nb	nb	2,86	2,69	2,45
lato	nb	3,56	2,54	2,83	2,08
jesień	2,43	2,74	2,25	2,70	2,04
średnia	-	3,32	2,53	2,49	2,27

Skład jonowy wód źródła Krętacza wskazuje, że są to wody proste, według klasyfikacji Al-towskiego i Szwieca wodorowęglanowo-wapniowe. Wody źródła mają wyjątkowo stabilne parametry fizykochemiczne, niemal niezmiennie zarówno w ciągu roku jak i w wieloleciu (tab. 8). Ich skład chemiczny kształtuje się pod wpływem warunków redukcyjnych, na co wskazuje charakterystyczny zapach siarkowodoru. Na tle chemizmu wód podziemnych ze zlewni Chwalimskiego Potoku wody źródła Krętacza wyróżniają niskie stężenia jonów siarczanowych i azotanowych. Wody te mają charakter naturalny, pochodzą z głębszego poziomu wodonośnego nie zasilanego bezpośrednio wodą opadową. Stabilna w ciągu roku temperatura, wysokie stężenia wodorowęglanów i zjonizowanej krzemionki wskazują, że są to wody o dłuższym czasie krążenia.

Wody podziemne w zlewni Chwalimskiego Potoku

Północna i środkowa część zlewni Młyńskiego Potoku, w obrębie której leży mikrozlewnia Chwalimskiego Potoku, położona w zasięgu wysoczyzny moreny dennej, charakteryzuje się dużą zmiennością litologiczną. Zasadniczym podłożem obszaru są gliny morenowe. Na glinie spoczywają warstwy różnoziarnistych piasków o miąższości maksymalnej około 8 m, a w części centralnej zlewni około 2 m. Na glinie, w poziomie piaszczysto-żwirowym, zalega podstawowa warstwa wód gruntowych, z powierzchnią na średniej głębokości od prawie 5 m w wododziałowej części zlewni na południowym zachodzie, do 4,5 m na pagórku w północnej części zlewni i 1 m u podnóża stoku (tab. 9).

Na podstawie kartowania poziomu wód podziemnych w obrębie zlewni i jej okolic stwierdzono niezgodność powierzchniowego i podziemnego działu wodnego zlewni Chwalimskiego Potoku (Michalska 2003). Układ hydroizohips wskazuje na filtrację poziomą wód podziemnych już od

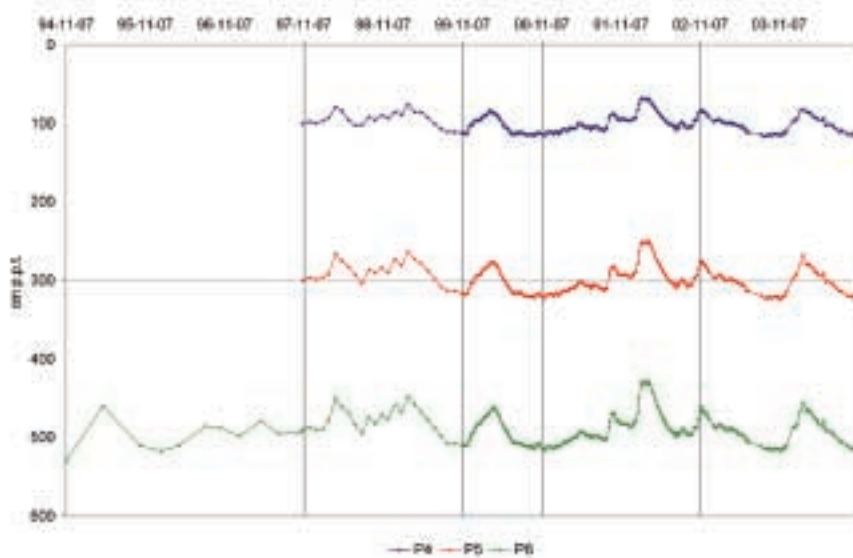
Tabela 8. Średnie wartości roczne parametrów wód źródła Krętacza w poszczególnych latach hydrologicznych z odchyleniem standardowym

	Jedn.	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SEC	mS m ⁻¹	37,3 1,4	38,3 1,5	39,1 0,4	37,4 0,6	36,9 0,7	37,0 0,4	37,2 0,7	37,7 0,3	37,4 0,6	38,1 0,5	37,5 0,3
pH	-	7,24 0,06	7,77 0,13	7,53 0,14	7,48 0,12	7,34 0,10	7,52 0,19	7,54 0,13	7,61 0,06	7,45 0,14	7,62 0,09	7,69 0,05
HCO₃⁻	mg dm ⁻³	231,8 9,6	228,2 7,2	227,6 8,4	230,9 8,0	238,5 3,0	236,6 2,2	237,2 1,7	240,0 1,0	238,2 0,9	237,5 2,8	240,0 1,0
SO₄²⁻	mg dm ⁻³	4,7 1,1	7,1 2,8	6,4 0,9	4,8 1,2	4,3 1,1	4,4 0,7	4,4 0,1	3,2 0,1	3,4 0,1	3,7 0,3	3,6 0,2
S-SO₄²⁻	mg dm ⁻³	1,6 0,4	2,4 0,9	2,1 0,3	1,6 0,4	1,4 0,4	1,5 0,2	1,5 0,0	1,1 0,0	1,1 0,0	1,2 0,1	1,2 0,1
Cl⁻	mg dm ⁻³	5,0 0,3	5,8 0,9	6,1 0,9	5,1 0,4	4,6 0,3	4,3 0,4	4,1 0,2	4,2 0,3	4,2 0,1	4,3 0,2	3,9 0,1
NO₃⁻	mg dm ⁻³	nb	nb	0,45 0,28	0,12 0,02	0,09 0,04	0,08 0,02	0,09 0,00	0,00 0,00	0,03 0,06	0,36 0,61	0,20 0,36
N-NO₃⁻	mg dm ⁻³	nb	nb	0,10 0,06	0,03 0,00	0,02 0,01	0,02 0,01	0,02 0,00	0,00 0,00	0,01 0,01	0,08 0,14	0,04 0,08
Ca²⁺	mg dm ⁻³	59,6 1,0	59,7 0,4	60,1 0,9	60,2 1,9	60,1 1,3	59,9 1,5	61,8 0,4	61,1 0,5	61,3 0,2	61,1 0,7	61,1 0,5
Mg²⁺	mg dm ⁻³	7,0 0,7	7,9 0,0	7,9 0,3	7,7 0,3	7,8 0,5	7,4 0,2	7,1 0,3	7,4 0,4	6,7 0,1	6,8 0,1	6,8 0,1
Na⁺	mg dm ⁻³	9,4 0,4	9,4 0,3	9,0 0,4	9,2 0,4	9,2 0,1	9,6 0,2	9,5 0,2	9,5 0,1	8,9 0,1	9,1 0,1	8,7 0,1
K⁺	mg dm ⁻³	1,3 0,1	1,4 0,1	1,3 0,1	1,0 0,3	1,4 0,0	1,5 0,0	1,4 0,0	1,5 0,1	1,1 0,0	1,2 0,0	1,6 0,0
Fe²⁺	µg dm ⁻³	127 81	498 142	581 478	665 539	929 494	1064 569	1022 294	471 321	751 241	485 432	702 423
Mn²⁺	µg dm ⁻³	176 10	177 6	131 72	175 2	175 8	189 17	184 16	177 6	190 13	181 8	181 14
NH₄⁺	mg dm ⁻³	nb	0,62 0,34	0,79 0,02	0,76 0,12	0,73 0,15	0,72 0,21	0,60 0,27	0,60 0,05	0,62 0,15	0,47 0,07	0,56 0,12
N-NH₄⁺	mg dm ⁻³	nb	0,48 0,27	0,62 0,02	0,59 0,09	0,57 0,11	0,56 0,16	0,46 0,21	0,47 0,04	0,48 0,11	0,36 0,06	0,43 0,09
Pog.	µg dm ⁻³	nb	nb	nb	95 45	216 39	223 68	196 51	169 25	217 42	207 32	222 58
SiO₂	mg dm ⁻³	17,5 1,0	18,0 2,0	18,4 0,5	19,0 1,1	18,0 0,3	19,2 1,8	18,8 0,8	18,4 0,5	18,3 0,5	17,3 0,3	19,5 0,3
n	-	4	3	4	4	4	4	4	4	3	4	4

Uwaga: nb – nie badano, n – ilość pomiarów

granic zlewni Młyńskiego Potoku (jednostka nadrzędna) w kierunku bazy drenażu – źródła Chwałimskiego Potoku. 15 razy większy w stosunku do topograficznej obszar zlewni podziemnej obejmuje część wsi Nowy Chwałim i niewielkie pole uprawne. Naturalnie ukształtowany skład chemiczny wód podziemnych w zlewni może więc być modyfikowany przez składniki antropogeniczne pochodzące zarówno ze ścieków z gospodarstw domowych (wieś nie jest skanalizowana) jak i ze stosowanych nawozów.

Przebieg zmienności stanów wód podziemnych w zlewni (ryc. 18) uwarunkowany jest reżimem opadów i roztopów śnieżnych. Stany maksymalne zaznaczają się zazwyczaj wiosną, a minimalne – latem lub z końcem roku hydrologicznego. Nietypowym reżimem charakteryzowały się wody podziemne w tych latach, w których obserwowano nieroztopowe zanikanie pokrywy śnieżnej



Ryc. 18. Przebieg zmienności stanów wód podziemnych w zlewni Chwalimskiego Potoku w poszczególnych punktach pomiarowych

(2001, 2003). W efekcie w roku 2001 stany wód podziemnych osiągnęły słabo zarysowane maksimum dopiero w maju, z kolei w roku 2003 roczne maksima stanów przypadły dokładnie na początek roku i od tej pory zwierciadło wód podziemnych już tylko się obniżało. Należy podkreślić znaczenie obfitych opadów letnich, w wyniku których jest możliwe zasilanie zwierciadła wód podziemnych i wzrost poziomu nawet do wartości przekraczających wiosenne maksimum (jak w roku 2001).

Dla wszystkich punktów pomiarowych na podstawie średnich stężeń składników określono typ hydrogeochemiczny wód gruntowych zgodnie z klasyfikacją Altowskiego i Szwieca. Wszystkie punkty reprezentują wody proste wodorowęglanowo-siarczanowo-wapniowe. Taki sam typ jest charakterystyczny dla wód w bazie drenażu. Obecność jonów siarczanowych w ilościach wymuszających ich uwzględnienie w typie hydrogeochemicznym wydaje się być cechą typową dla różnych wód w całej zlewni górnej Parsęty (Szpikowski i inni 2000). Wskazuje się na dwa główne źródła dostawy tych jonów – depozycję atmosferyczną i ługowanie aktywnych biologicznie gleb. Badania wodnych ekstraktów glebowych w zlewni Chwalimskiego Potoku (Szpikowska – w druku) wskazują na gleby torfowo-murszowe jako potencjalne

Tabela 9. Rzędne poziomu terenu i średnie roczne rzędne do zwierciadła wód podziemnych w poszczególnych punktach pomiarowych

Poziom terenu	P4	P5	P6	Liczba pomiarów
	116,18	118,53	120,65	
1995	nm	nm	115,65	3
1996	nm	nm	115,65	4
1997	nm	nm	115,74	4
1998	115,23	115,63	115,86	12
1999	115,23	115,64	115,88	12
2000	115,14	115,49	115,71	52
2001	115,12	115,45	115,65	53
2002	115,26	115,66	115,91	52
2003	115,16	115,51	115,72	40
2004	115,16	115,50	115,72	35

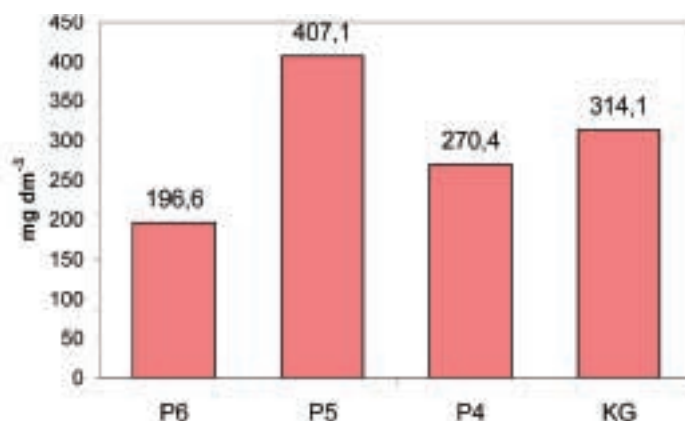
Uwaga: nm – nie mierzono

źródło dużej ilości siarczanów. Ich ilość w przeliczeniu na kilogram suchej masy w glebie torfowo-murszowej jest średnio od 149 razy do 443 razy większa w porównaniu z pozostałymi glebami występującymi w zlewni.

Wody podziemne reprezentowane przez ujęcia P6, P5, P4 charakteryzują się prawie jednakowym procentowym składem jonowym, jednocześnie wykazując zróżnicowanie ilościowe poszczególnych składników. W tabeli 10 zestawiono parametry fizykochemiczne wód podziemnych w strefie wododziałowej zlewni (piezometr P6). Zmiany chemizmu w przekroju są skojarzone ze zmianami warunków filtracji. W strefie wododziałowej (P6) współczynnik filtracji wynosi $3,96 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, u podnóża stoku (P4) – $3,62 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$, natomiast na zboczu w rejonie piezometru P5 obniża się do $2,05 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$ (Marciniak, Stelmach 1992). Średnio najwyższe wartości przewodności elektrolitycznej występują w rejonie piezometru P5, znacząco niższe w punktach P6 i P4 (odpowiednio o 34 i 45%).

Tabela 10. Średnie wartości roczne parametrów wód z piezometru P6 w poszczególnych latach hydrologicznych z odchyleniem standardowym

	Jedn.	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SEC	mS m^{-1}	51,8 -	40,7 15,4	56,6 7,2	40,7 8,4	35,4 13,9	22,6 7,1	28,8 7,8	37,3 10,5	26,8 9,4	22,8 5,7	25,2 2,6
pH	-	7,87 -	7,96 0,10	7,57 0,16	7,45 0,14	7,36 0,24	7,64 0,37	7,76 0,15	7,52 0,13	7,78 0,24	7,62 0,22	7,78 0,21
HCO₃⁻	mg dm^{-3}	160,2 -	114,0 31,7	149,1 12,6	138,5 30,6	135,8 41,6	93,8 30,1	113,0 31,3	136,7 40,6	104,5 36,2	80,6 23,2	103,9 15,7
SO₄²⁻	mg dm^{-3}	61,3 -	36,0 7,3	43,8 5,4	45,8 6,1	35,4 13,6	23,9 9,4	27,3 6,6	44,8 16,3	26,3 14,1	19,4 5,1	23,1 4,4
S-SO₄²⁻	mg dm^{-3}	20,5 -	12,0 2,4	14,6 1,8	15,3 2,0	11,8 4,5	8,0 3,1	9,1 2,2	14,9 5,5	8,8 4,7	6,5 1,7	7,7 1,5
Cl⁻	mg dm^{-3}	19,5 -	13,8 2,5	17,3 2,6	14,3 2,4	11,6 3,6	7,6 1,4	5,3 1,6	8,7 2,7	4,9 2,1	4,2 0,7	5,0 0,7
NO₃⁻	mg dm^{-3}	nb	nb	54,7 39,2	35,0 7,7	23,8 11,3	13,1 6,4	20,5 7,1	35,7 12,8	18,4 9,5	17,6 3,6	20,9 3,3
N-NO₃⁻	mg dm^{-3}	nb	nb	12,4 8,8	7,9 1,7	5,4 2,6	3,0 1,4	4,6 1,6	8,1 2,9	4,2 2,1	4,0 0,8	4,7 0,8
Ca²⁺	mg dm^{-3}	82,2 -	60,2 14,1	76,3 8,5	69,0 13,9	58,4 21,7	39,0 14,1	49,2 14,8	64,6 19,7	43,5 16,3	34,0 8,8	45,0 6,9
Mg²⁺	mg dm^{-3}	5,3 -	3,3 0,9	5,5 1,6	4,3 1,2	3,9 1,6	2,2 1,0	2,6 0,6	3,3 1,1	2,3 1,1	1,7 0,5	2,2 0,3
Na⁺	mg dm^{-3}	7,5 -	5,5 1,4	7,0 0,9	6,4 1,9	5,5 2,0	3,7 1,0	4,3 1,1	6,3 2,0	4,4 1,8	3,8 0,9	4,3 0,5
K⁺	mg dm^{-3}	2,3 -	2,0 0,2	2,3 0,8	1,6 0,0	2,3 0,7	1,9 0,5	2,1 0,5	2,9 0,6	1,8 0,8	2,0 0,3	2,2 0,2
NH₄⁺	mg dm^{-3}	nb	0,46 0,23	0,13 0,04	0,21 0,22	0,07 0,04	0,14 0,07	0,15 0,12	0,03 0,03	0,04 0,04	0,03 0,05	0,02 0,03
N-NH₄⁺	mg dm^{-3}	nb	0,36 0,18	0,10 0,03	0,16 0,17	0,06 0,03	0,11 0,05	0,12 0,10	0,02 0,02	0,03 0,03	0,03 0,04	0,01 0,02
SiO₂	mg dm^{-3}	9,4 -	8,7 1,3	10,2 0,9	9,8 0,7	8,9 2,3	9,4 0,3	9,9 1,2	9,4 1,1	7,8 1,2	9,0 0,7	9,6 3,2
n	-	1	3	4	4	4	4	13	13	13	11	12



Ryc. 19. Mineralizacja wód gruntowych w przekroju wododział (P6)–baza drenażu (KG)

Wody powierzchniowe – rzeki

Górna Parsęta odznacza się wyrównanym reżimem hydrologicznym, który przejawia się zasilaniem gruntowo-deszczowo-śnieżnym i wiosennym okresem wezbraniowym (Dynowska 1971). Parsętę cechuje bardzo niski moduł aktywności hydrologicznej, który wykazuje dużą bezwładność i małą zmienność przepływów wody w porównaniu z rzekami innych regionów Polski (Choiński 1982). Typowe dla górnej Parsęty są: obserwowane zazwyczaj wyższe przepływy w półroczu zimowym niż w półroczu letnim, wysoka retencja i dominacja zasilania gruntowego (Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994, Szpikowski, Michalska, Kruszyk, 1998). Analiza warunków wodnych i transportu fluidu w ramach programu H 1 (wody powierzchniowe – rzeki) w Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Storkowie została dokonana dla górnej Parsęty w odniesieniu do okresu obserwacji obejmującego lata hydrologiczne 1994-2004.

Metodyka pomiarowa obejmowała codzienne pomiary: stanu wody, temperatury wody, przewodności elektrolitycznej właściwej, stężenia zawiesiny i zjonizowanej krzemionki. Pozostałe składniki mierzone były z częstotliwością 1 raz na tydzień. Stany wody mierzone były za pomocą odczytów z łaty wodowskazowej.

Analiza zmienności czasowej przepływu górnej Parsęty wykazała w badanym okresie znaczne zróżnicowanie warunków wodnych w poszczególnych latach hydrologicznych (tab. 12). Najwyższą wartość wskaźnika wysokości warstwy odpływu dla zlewni górnej Parsęty odnotowano w roku 1999 (396,4 mm). Natomiast najniższe wartości tego wskaźnika wystąpiły w 2001 roku i przyjęły wartość 173,7 mm. Średnia roczna wielkość przepływu górnej Parsęty w badanym wieloleciu wynosiła $0,651 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ a średnia wartość odpływu jednostkowego $8,8 \text{ dm}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$. Charakterystykę przepływów charakterystycznych badanych rzek przedstawiono w tabeli 13. Przepływy skrajne górnej Parsęty przedstawiały się następująco: WWQ $6,279 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, NNQ $0,180 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Współczynnik zmienności przepływów (stosunek WWQ do NNQ) dla Parsęty wynosił 34,8.

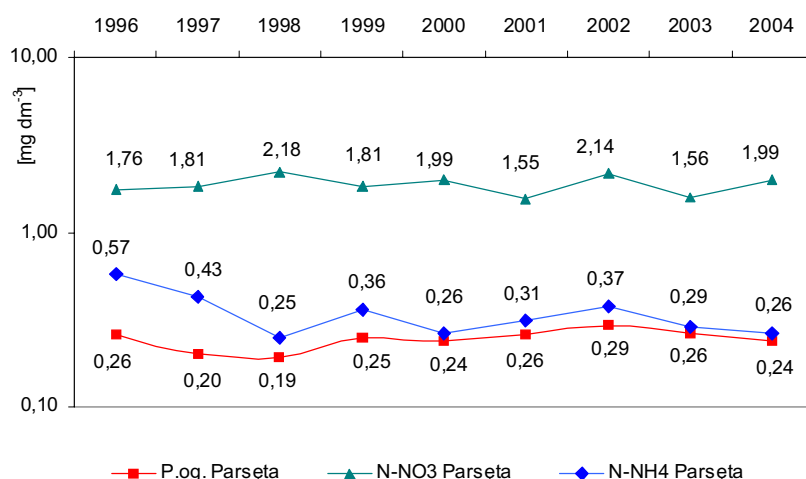
Wody górnej Parsęty pod względem składu jonowego należą do typu wód wodorowęglano-wapniowych, który jest charakterystyczny dla młodoglacjalnych obszarów pojeziernych zbudowanych z utworów zasobnych w węglan wapnia (Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994).

Przebieg stężenia substancji rozpuszczonych w wodach górnej Parsęty wykazuje spadek od maksymalnych wartości obserwowanych w czasie letnich niżówek do wartości najniższych notowanych podczas zimowo-wiosennych wezbrań. Stosunek koncentracji materiału rozpuszczonego do przepływu wody wykazuje zależność odwrotnie proporcjonalną odznaczającą się spadkiem stężenia poszczególnych jonów przy znacznym wzroście przepływów. Niższa koncentracja materiału rozpuszczonego w półroczu zimowym niż letnim wynika z większego udziału nisko mineralizowanych wód roztopowych i opadowych, które po dostawie do koryta rzecznej spełniają rolę

rozcieńczalnika (Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994). Odwrotną prawidłowość wykazuje ładunek substancji rozpuszczonych i zawieszonych odprowadzanych wodami rzeczny. Największy odpływ substancji notowany jest w zimowo-wiosennym okresie wezbraniowym a najniższa wartość spływu jonowego i odpływu zawiesiny występuje w czasie letnich niżówek.

Wody górnej Parsęty cechują się średnią mineralizacją, która wyrażona przewodnością właściwą wynosi $38,6 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$. W Parsęcie średnia ważona roczna przewodność właściwa była najwyższa w miesiącach letnich, podczas występowania niżówek, powodujących zagęszczenie soli rozpuszczonych w wodzie. Z kolei najniższą wartość konduktancji odnotowywano w trakcie śródzimowych odwilży i wiosennych roztopów, kiedy dochodziło do rozcieńczania i spadku mineralizacji wód rzecznych.

Charakterystykę stężenia substancji występujących w wodach rzecznych górnej Parsęty przedstawiono w tabelach 11–14. Średnie roczne stężenie poszczególnych składników chemicznych wód rzecznych nie wykazuje jednoznacznej tendencji do ich wzrostu lub spadku w badanym wieloleciu. Linia trendu stężenia poszczególnych jonów dla badanego okresu wykazuje tendencję wzrostową jak i spadkową zarówno w przypadku biogenów (ryc. 20), metali ciężkich i innych substancji. Generalnie wody górnej Parsęty i Młyńskiego Potoku należą do rzek o stosunkowo niewielkim zanieczyszczeniu, czego przejawem jest ich dobre natlenienie, obojętny odczyn jak i bardzo sporadyczne przekroczenie norm 2 klasy jakości wody. W badanym wieloleciu nie zaobserwowano wyraźnej tendencji do poprawy lub pogorszenia jakości wód rzecznych. Zmienność



Ryc. 20. Rozkład stężeń biogenów (Pogól, N-NO_3 , N-NH_4) górnej Parsęty (1996-2004)

Tabela 11. Roczne wartości sum opadów atmosferycznych [P], warstwy odpływu [H] i współczynnika odpływu [c] górnej Parsęty dla poszczególnych lat hydrologicznych 1994-2004

Rok	P [mm]	H [mm]	c [-]
1994	561.0	331.0	0.59
1995	801.4	307.8	0.38
1996	696.4	253.4	0.36
1997	752.7	284.4	0.38
1998	815.7	345.2	0.42
1999	695.2	396.4	0.57
2000	655.0	264.2	0.40
2001	728.6	173.7	0.24
2002	919.3	301.2	0.33
2003	524.9	189.0	0.36
2004	693.9	210.9	0.30

stężenia substancji rozpuszczonych i zawiesiny w wodach rzecznych determinowana jest głównie odmiennymi warunkami wodnymi w poszczególnych latach hydrologicznych analizowanego wielolecia oraz występowaniem sporadycznych zdarzeń ekstremalnych.

Tabela 12. Przepływy charakterystyczne I i II stopnia górnej Parsęty dla okresu 1994-2004.

Przepływy I ^o [m ³ s ⁻¹]									
Rok	NQ			WQ			SQ		
	Parsęta			Parsęta			Parsęta		
1994	0.180			4.836			0.775		
1995	0.289			3.019			0.720		
1996	0.301			6.279			0.593		
1997	0.277			3.609			0.665		
1998	0.349			4.571			0.808		
1999	0.361			5.582			0.928		
2000	0.252			2.326			0.618		
2001	0.203			1.281			0.408		
2002	0.252			3.340			0.707		
2003	0.203			1.560			0.444		
2004	0.188			2.282			0.494		
1994	0.180			4.836			0.775		
Przepływy II ^o [m ³ s ⁻¹]									
1994-2004	NWQ	NSQ	NNQ	WWQ	WSQ	WNQ	SWQ	SSQ	SNQ
Parsęta	1.281	0.408	0.180	6.279	0.928	0.361	3.517	0.651	0.259

Tabela 13. Średnie roczne stężenia składników wód górnej Parsęty (1994-2004)

Parametr	Jednostka	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Q_E	m ³ s ⁻¹	0.775	0.720	0.593	0.665	0.808	0.928	0.618	0.408	0.707	0.444	0.494
WL	cm	51	51	49	58	63	67	66	57	69	58	66
TEMP	°C	6.1	7.4	6.3	6.9	7.6	7.6	7.8	8.0	8.2	7.7	7.8
PH	[-]	7.84	8.11	7.98	8.05	8.00	8.03	8.01	8.10	8.00	8.05	8.01
NA	mg dm ⁻³	7.5	6.3	6.2	6.3	6.3	6.0	6.4	6.4	5.8	6.2	6.4
K	mg dm ⁻³	2.0	2.3	2.5	2.0	2.4	2.3	2.3	2.3	2.0	2.3	2.3
CA	mg dm ⁻³	68.5	78.6	76.2	76.1	74.6	73.8	72.8	77.1	70.2	67.8	72.8
MG	mg dm ⁻³	5.4	5.7	5.6	5.2	6.0	5.3	6.1	5.7	5.1	6.2	6.1
FE	µg/dm ³	64.3	263.9	307.4	431.6	378.4	435.2	444.8	477.8	420.7	370.3	444.8
MN	µg/dm ³	13.0	89.8	109.2	119.6	105.1	114.7	98.3	129.8	136.7	143.8	98.3
HCO3	mg dm ⁻³	178.82	180.28	186.47	195.33	193.11	192.56	203.71	214.18	190.71	214.05	203.71
CL	mg dm ⁻³	14.52	15.31	15.54	12.33	13.79	13.23	13.00	9.13	8.35	8.10	13.00
SO4S	mg dm ⁻³	12.71	14.61	12.68	12.79	13.36	11.68	11.75	13.15	11.70	10.75	11.75
PO4P	µg/dm ³	34	46	55	51	46	50	59	67	63	67	59
NO3N	mg dm ⁻³		1.55	1.76	1.81	2.18	1.81	1.99	1.55	2.14	1.56	1.99
NH4N	mg dm ⁻³			0.57	0.43	0.25	0.36	0.26	0.31	0.37	0.29	0.26
PTOT	µg/dm ³			258	202	191	246	238	258	294	261	238
O2D	mg dm ⁻³			11.7	11.5	11.5	11.8	10.5	10.6	10.2	10.1	10.5
BZT5	mg dm ⁻³			3.6	2.9	3.3	3.2	2.7	2.5	2.7	2.6	2.7
SiO2	mg dm ⁻³	10.4	11.5	11.7			10.6	12.0	12.6	11.7	12.7	12.0
SUS	mg dm ⁻³	15.2						4.2	5.5	13.4	6.0	4.2
COND	mS m ⁻¹	38.4	46.8	41.0		35.6	36.9	38.3	38.5	37.1	35.5	38.3

Tabela 14. Średnie roczne odchylenie standardowe stężenia składników wód górnej Parsęty (1994-2004)

Parametr	Jednostka	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Q_E	m ³ s ⁻¹	0.728	0.497	0.522	0.432	0.621	0.708	0.341	0.158	0.479	0.202	0.31
WL	cm	16	12	13	11	13	13	13	5	13	8	13
TEMP	°C	3.8	3.9	4.7	4.4	3.8	4.6	3.8	4.3	4.6	4.8	3.8
PH	[-]	0.36	0.06	0.15	0.08	0.05	0.15	0.07	0.08	0.09	0.07	0.07
NA	mg dm ⁻³	1.3	0.7	0.9	0.6	0.8	0.8	0.7	0.3	0.7	0.5	0.7
K	mg dm ⁻³	0.3	0.3	0.8	0.3	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.2
CA	mg dm ⁻³	8.3	9.2	11.9	5.2	7.3	8.2	6.4	2.3	9.9	3.8	6.4
MG	mg dm ⁻³	1.0	1.1	0.8	0.9	1.9	1.8	1.2	0.5	0.7	0.6	1.2
FE	µg/dm ³	27.4	50.1	125.2	56.8	70.3	108.8	126.4	181.2	70.2	58.3	126.4
MN	µg/dm ³	3.9	15.3	43.8	23.6	25.9	29.3	16.7	50.4	29.8	25.0	16.7
HCO3	mg dm ⁻³	30.11	34.44	35.13	23.29	27.30	31.74	33.00	17.03	39.20	28.45	33.00
CL	mg dm ⁻³	0.84	0.77	1.84	0.68	1.32	1.27	1.14	0.71	0.51	0.34	1.14
SO4S	mg dm ⁻³	0.98	3.49	1.59	1.70	2.03	1.99	1.83	2.97	1.57	1.61	1.83
PO4P	µg/dm ³	14	15	20	9	14	14	24	13	15	17	24
NO3N	mg dm ⁻³		0.60	0.73	0.27	0.88	0.52	1.04	0.64	0.86	0.61	1.04
NH4N	mg dm ⁻³			0.31	0.10	0.12	0.13	0.13	0.12	0.18	0.06	0.13
PTOT	µg/dm ³			123	32	44	106	58	40	46	50	58
O2D	mg dm ⁻³			1.6	1.2	1.4	1.6	1.4	1.2	1.1	1.2	1.4
BZT5	mg dm ⁻³			2.0	0.9	0.8	1.1	1.0	0.7	0.8	0.9	1.0
SiO2	mg dm ⁻³	1.8	2.0	2.1			1.9	2.1	1.9	1.6	1.7	2.1
SUS	mg dm ⁻³	11.7						3.9	5.0	11.5	1.8	3.9
COND	mS m ⁻¹	5.5	3.9	4.6		8.3	3.8	4.1	2.2	4.1	2.0	4.1

Wody powierzchniowe – jeziora

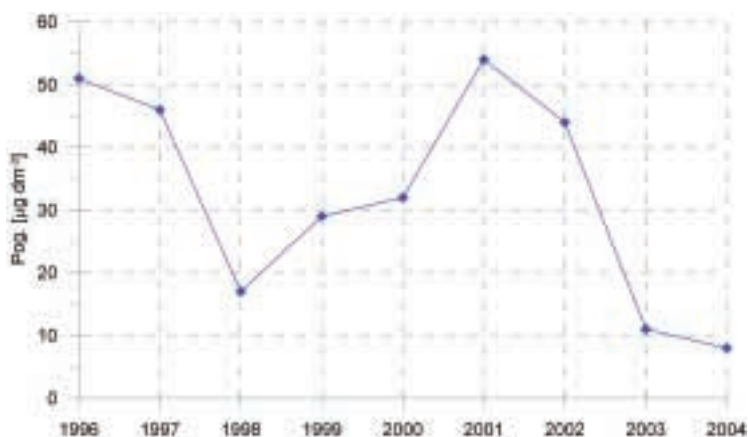
Jezioro Czarne jest bezodpływowym powierzchniowo zbiornikiem wodnym o powierzchni 3,1 ha i głębokości do 6,8 m. Leży w strefie wododziałowej pomiędzy zlewniami Parsęty, Kłudy i Skalneńskiego Potoku (Kostrzewski i inni 1994). Jezioro Czarne jest typowym wytopiskiem powstałym w miejscu zalegania bryły martwego lodu w obrębie strefy moren martwego lodu. Jezioro zajmuje stosunkowo głęboką misę wytopiska z wypełnieniem organicznym, przechodzącym na powierzchni w nieskonsolidowane osady szlamu z koloidalnymi produktami humusowymi pochodzącymi z rozkładu materii organicznej, znanymi pod nazwą dy. Misa jeziorna jest najprawdopodobniej izolowana od głębszych wód gruntowych przez ilaste osady glacialne. Fakt izolacji hydrogeologicznej jeziora w połączeniu z piaszczystą, ubogą w rozpuszczalne składniki mineralne litologią utworów powierzchniowych zlewni, szybkim krążeniem wód w obrębie stosunkowo stromych i krótkich stoków oraz przewagą zasilania opadowego powoduje niską mineralizację wód jeziornych. Zlewnia jeziora jest w większości porośnięta borem sosnowym świeżym.

Ryciny 21-23 przedstawiają średnie roczne stężenia biogenów w wodzie Jeziora Czarne. Zasilane głównie opadami atmosferycznymi Jezioro Czarne ma specyficzne cechy w porównaniu z innymi wodami powierzchniowymi zlewni górnej Parsęty. Wody jeziora są słabo zmineralizowane. Przewodność elektrolityczna mieściła się w przedziale 2,94–3,78 mS·m⁻¹ (tab. 15). Przewaga zasilania opadowego sprawia, że podobnie, jak w opadach, w wodach jeziornych maleją stężenia siarki. Kwaśny odczyn wód jeziornych (pH od 5,39 do 6,26) kwalifikuje Jezioro Czarne do zbiorników wodnych o cechach dystroficznych. Wody jeziora Czarne należą, zgodnie z klasyfikacją wód naturalnych Szczukariewa (Macioszczyk 1987), do typu wód pięciojonowych: HCO₃⁻–Cl⁻–SO₄²⁻–Ca²⁺–Na⁺.

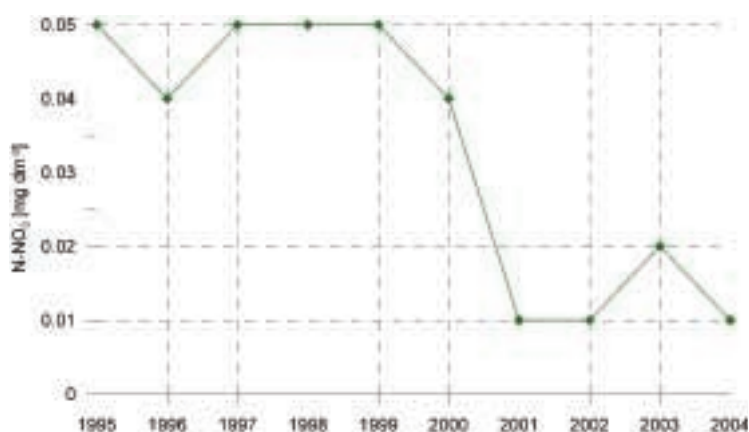
Dotychczasowe badania chemizmu i warunków tlenowo-termicznych wód jeziora Czarne potwierdzają stosunkowo wysoką stabilność geoekosystemu zbiornika w układzie kolejnych lat obserwacji.

Tabela 15. Średnie roczne stężenia i odchylenia standardowe mierzonych parametrów dla całego profilu pomiarowego Jeziora Czarnego w latach 1995–2004

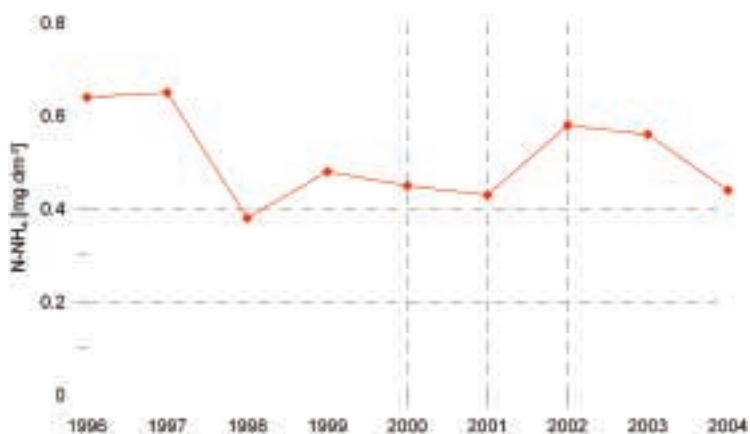
Parametr	Jednostka	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
pH	-	5,75	5,39	6,15	6,26	6,02	6,07	6,24	6,16	6,08	6,21
	SD	0,23	0,73	0,40	0,36	0,38	0,47	0,42	0,35	0,18	0,23
SEC	mS m ⁻¹	3,78	3,46	3,03	3,08	2,94	3,05	3,00	3,1	3,21	2,95
	SD	1,17	0,87	0,48	0,39	0,63	0,76	0,58	0,78	0,19	0,22
HCO ₃	mg dm ⁻³	11,9	7,4	3,9	7,6	4,4	6,5	6,8	11,0	6,3	9,8
	SD	2,78	5,54	1,44	1,65	0,64	3,69	2,70	0,96	1,16	0,50
Cl	mg dm ⁻³	4,00	3,43	2,44	2,50	1,75	1,87	2,58	2,43	2,72	2,62
	SD	0,44	0,99	0,41	0,24	0,10	0,43	0,07	0,04	0,21	0,04
SO ₄	mg dm ⁻³	2,62	2,61	2,05	1,81	1,52	1,26	0,81	0,67	0,88	0,60
	SD	0,19	0,20	0,51	0,34	0,17	0,19	0,10	0,20	0,22	0,05
S-SO ₄	mg dm ⁻³	0,87	0,87	0,68	0,60	0,51	0,42	0,27	0,22	0,29	0,20
	SD	0,06	0,07	0,17	0,11	0,06	0,06	0,03	0,07	0,07	0,02
PO ₄	mg dm ⁻³	0,03	0,04	0,08	0,03	0,03	0,03	0,01	0,07	0,02	0,01
	SD	14,6	18	47,7	9,2	12,7	6,3	2,3	31,7	4,1	1,5
P-PO ₄	µg dm ⁻³	10	13	27	9	11	11	3	24	8	2
	SD	14,6	18,0	47,7	9,2	12,7	6,3	2,3	31,7	4,1	1,5
Pog.	µg dm ⁻³	--	51	46	17	29	32	54	44	11	8
	SD	--	62,45	47,15	12,71	31,42	18,23	74,65	45,19	1,54	8,56
NO ₃	mg dm ⁻³	0,22	0,18	0,22	0,22	0,22	0,18	0,04	0,04	0,09	0,04
	SD	0,13	0,18	0,04	0,04	0,09	0,09	0,09	0,04	0,00	0,04
N-NO ₃	mg dm ⁻³	0,05	0,04	0,05	0,05	0,05	0,04	0,01	0,01	0,02	0,01
	SD	0,03	0,04	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01
NH ₄	mg dm ⁻³	--	0,82	0,84	0,49	0,62	0,58	0,55	0,75	0,72	0,57
	SD	--	0,98	0,59	0,15	0,28	0,36	0,39	0,67	0,10	0,18
N-NH ₄	mg dm ⁻³	--	0,64	0,65	0,38	0,48	0,45	0,43	0,58	0,56	0,44
	SD	--	0,76	0,46	0,12	0,22	0,28	0,30	0,52	0,08	0,14
Ca	mg dm ⁻³	2,26	1,92	2,07	2,26	1,96	2,41	2,17	2,32	2,36	1,97
	SD	0,23	0,64	0,37	0,36	0,54	0,89	0,29	0,29	0,18	0,02
Mg	mg dm ⁻³	0,61	0,64	0,35	0,41	0,40	0,38	0,40	0,43	0,48	0,51
	SD	0,17	0,20	0,12	0,04	0,05	0,08	0,04	0,03	0,03	0,01
Na	mg dm ⁻³	1,47	1,45	1,49	1,31	1,31	1,27	1,36	1,36	1,52	1,49
	SD	0,08	0,07	0,21	0,08	0,08	0,04	0,08	0,05	0,08	0,06
K	mg dm ⁻³	1,53	1,47	1,27	1,33	1,44	1,46	1,42	1,38	1,53	1,35
	SD	0,18	0,28	0,20	0,15	0,19	0,20	0,11	0,10	0,10	0,02
Mn	µg dm ⁻³	13	70	57	43	53	52	53	67	58	56
	SD	2,83	36,52	14,43	25,35	20,38	40,33	51,86	40,03	1,90	21,06
SiO ₂	mg dm ⁻³	0,18	0,35	0,26	0,28	0,30	0,38	0,35	0,34	0,28	0,58
	SD	0,12	0,26	0,18	0,16	0,31	0,35	0,20	0,21	0,08	0,13
O ₂	mg dm ⁻³	10,26	7,98	10,11	10,52	8,96	6,28	6,13	6,79	3,94	6,22
	SD	0,45	1,82	2,57	2,37	2,57	4,38	4,93	3,69	4,21	5,35
BZT ₅	mg dm ⁻³	--	2,15	3,77	4,21	3,55	2,70	2,22	3,53	1,26	2,56
	SD	--	1,48	1,66	1,35	1,48	2,10	1,75	3,11	0,91	1,74



Ryc. 21. Średnie roczne stężenia Pog. w Jeziorze Czarnym w latach 1995-2003



Ryc. 22. Średnie roczne stężenia N-NO₃ w Jeziorze Czarnym w latach 1994-2003



Ryc. 23. Średnie roczne stężenia N-NH₄ w Jeziorze Czarnym w latach 1995-2003

Epifity nadrzewne – porosty

Program Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego – epifity nadrzewne, realizowany jest w zlewni górnej Parsęty od 2001 roku. Pomiary wykonywane są wg zasad sformułowanych przez Kostrzewskiego, Mazurek, Stacha (1995) oraz szczegółowej instrukcji sporządzonej na potrzeby ZMŚP przez Fałtynowicza, Krzysztofiaka (2001). Program ma na celu obserwację zmian zachodzących w środowisku pod wpływem różnych czynników naturalnych i antropogenicznych z wykorzystaniem porostów jako biowskaźników (Fałtynowicz, Krzysztofiak 2001).

Porosty uznano za dobre biowskaźniki, gdyż w specyficzny sposób reagują na zanieczyszczenia, z reguły są pospolite a więc łatwo dostępne a reakcja na zanieczyszczenia jest szybka i wyraźna. Porosty są powszechnie znane jako doskonałe wskaźniki zanieczyszczenia powietrza. Są one jednak również indykatorami zmian klimatycznych, odczynu podłoża i zawartości niektórych związków chemicznych i innych czynników (zmniejszenie powierzchni lasów, obniżenie wieku drzewostanów) (Fałtynowicz 1991).

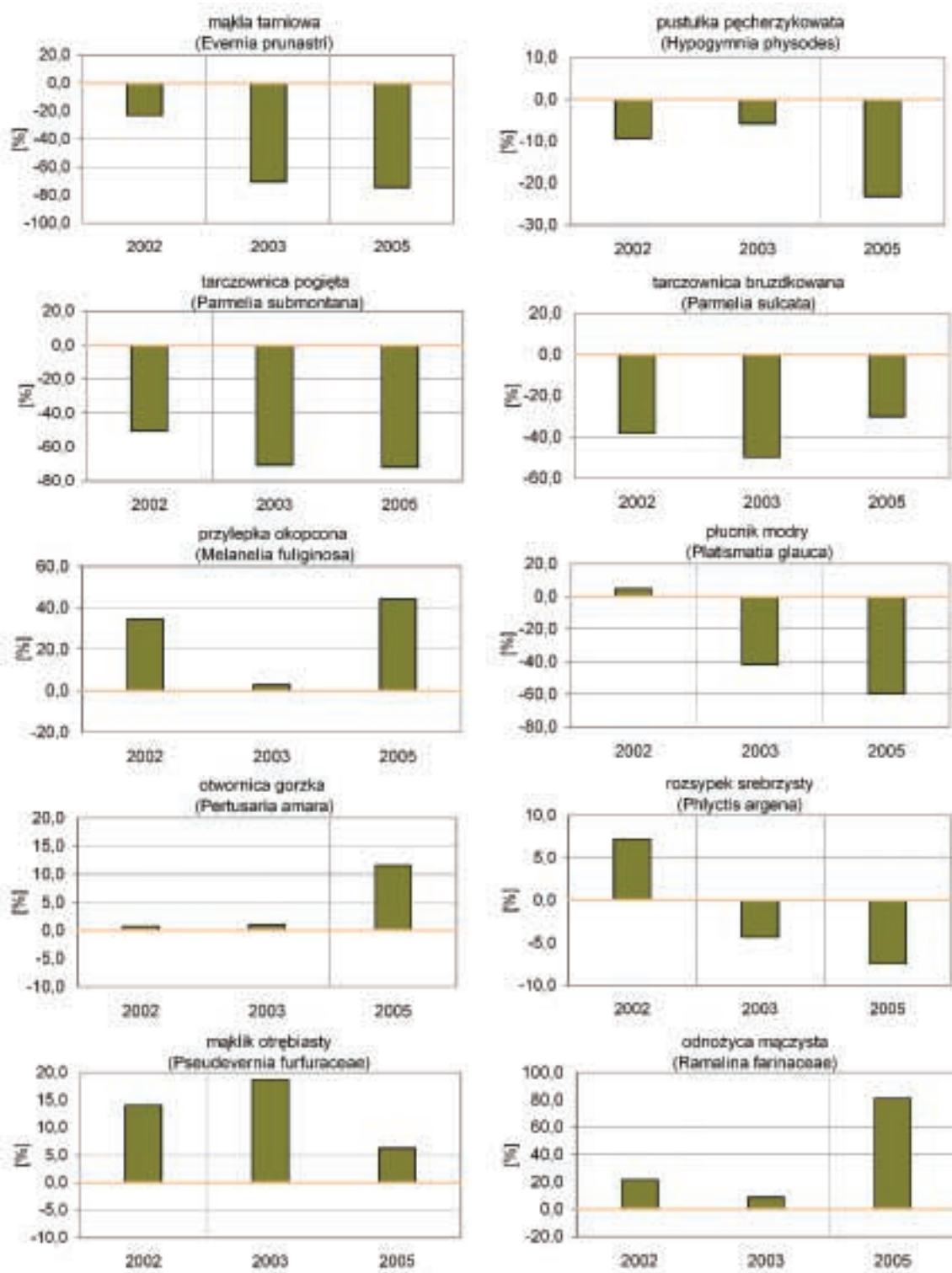
Na terenie zlewni górnej Parsęty wyznaczono 9 stanowisk badawczych, na których założono 11 powierzchni monitoringowych. Dla każdej powierzchni opisano położenie, wymiary, oznaczono wszystkie taksony porostów, wybrano gatunki, które będą monitorowane. Obserwacje na stałych powierzchniach przeprowadzane były w latach 2001–2003 oraz w 2005 roku, na przełomie września i października. Podczas każdego cyklu obserwacji monitoringowych, na każdej powierzchni wypełniono kartę obserwacji gatunku, gdzie zamieszczono uwagi o zdrowotności plech, rozmieszczeniu, liczebności i zdrowotności gatunków poza powierzchnią, ewentualnych zagrożeniach oraz maksymalnej długości plech danego gatunku. Do monitoringu w Stacji Bazowej w Storkowie wytypowano 10 gatunków porostów o plechach skorupiastych (*Pertusaria amara*, *Phlyctis argenta*), listkowatych (*Hypogymnia physodes*, *Melanelia fuliginosa*, *Parmelia sulcata*, *Parmelia submontana*, *Platismatia glauca*) oraz krzaczkowatych (*Evernia prunastri*, *Ramalina farinacea*, *Pseudovernia fufuracea*).

Niepokojący jest ciągły spadek powierzchni mąkli tarniowej (*Evernia prunastri*), porostu o plesze krzaczkowatej a więc z reguły narażonego na niekorzystne zmiany w środowisku (ryc. 24). Wprawdzie pozostałe dwa gatunki krzaczkowate, mąklik otrębiasty i odnożyca mączysta, są w dobrej kondycji jednakże gatunki te reprezentowane są przez pojedyncze plechy i trudno na tej podstawie mówić o kondycji całego gatunku. Również znacząco zmniejsza się powierzchnia płucnika modrego (*Platismatia glauca*), mimo iż gatunek występuje w całej Polsce, w wielu regionach ginie ze względu na dużą wrażliwość na zanieczyszczenia oraz długotrwałe przesuszenie powietrza i podłoża.

Od początku badań monitoringowych wyraźnie ustępuje z zajmowanych stanowisk tarczownica pogięta, rzadki w skali kraju porost wrażliwy na zmiany warunków siedliskowych, zwłaszcza na nadmierne, długotrwałe przesuszenie (Fałtynowicz, Krzysztofiak 2001). Szczególnie intensywnie przebiegł ten proces na powierzchni nr 7. Plechy, które w roku 2003 zakwalifikowano jako obumierające w roku 2005 ustąpiły z powierzchni całkowicie, a niemal cała powierzchnia porośnięta jest obecnie mchami.

W dobrej kondycji jest porost listkowaty przylepka okopcona (zwiększenie powierzchni plech na wszystkich stanowiskach) oraz porosty o plechach skorupiastych: otwornica gorzka i rozsypek srebrzysty, które z zasady najmniej narażone są na niekorzystne warunki środowiska właśnie ze względu na swoją budowę morfologiczną.

W ciągu kilku lat badań niekorzystne zmiany zaszły w samym siedlisku. W zlewni Młyńskiego Potoku, a więc tam gdzie zlokalizowana jest większość stanowisk, nastąpiła przecinka drzewostanu, powodując jego znaczne prześwietlenie, a co za tym idzie zmianę warunków świetlnych i wilgotnościowych. Również warunki meteorologiczne mogły mieć duży wpływ na kondycję porostów, zwłaszcza tych najbardziej wrażliwych na przesuszenie. Charakterystyczny był pod tym względem rok 2003, kiedy zanotowano najniższą w ciągu 19 lat obserwacji roczną sumę opadów – 524,9 mm oraz cztery ciągi dni bezopadowych trwających od 13 do 21 dni. Dwa z nich przypadły na okres letni charakteryzujący wysokimi temperaturami powietrza.



Ryc. 24. Zmiany powierzchni plech badanych porostów dla dostępnych lat obserwacji na wszystkich stanowiskach monitoringowych (w odniesieniu do pierwszego roku badań – 2001).

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

W funkcjonowaniu środowiska przyrodniczego zlewni górnej Parsęty decydujące znaczenie mają procesy związane z dostawą, a następnie transformacją i obiegiem wody w zlewni rzecznej. Od obiegu wody, jako podstawowego nośnika energii i materii w warunkach klimatu umiarkowanego, zależy skala przemian biochemicznych, tempa ługowania i odprowadzania materii poza lokalny system denudacyjny (Kostrzewski 1993).

Prowadzony w Stacji Bazowej w Storkowie wieloletni monitoring upoważnia do stwierdzenia, że aktualny stan środowiska przyrodniczego jest rezultatem oddziaływań o różnym natężeniu: procesów słabych, przeciętnych, ekstremalnych czy katastrofalnych. Należy uwzględnić relaksację środowiska, która jest zazwyczaj rozciągnięta w czasie. Dotyczy to np. wpływu zmian użytkowania ziemi na aktualny stan geoeosystemów w odniesieniu chociażby do erozji gleb, zanieczyszczenia wód podziemnych, ługowania i odprowadzania materii ze zlewni rzecznej. Zdolności buforowe zlewni młodoglacjalnych są znaczne i stąd konieczność oceny zachodzących procesów w odniesieniu do wieloletnich hydrologicznych i meteorologicznych serii pomiarowych.

Kluczowe znaczenie dla całości funkcjonowania i stanu środowiska przyrodniczego zlewni ma np. wielkość i rozkład czasowy opadów atmosferycznych. Stąd analizując warunki opadowe okresu 1994-2004 należy uwzględnić wieloletnie trendy, decydujące o zasilaniu, odnawianiu bądź naruszaniu zapasów wodnych retencionowanych w zlewni i w konsekwencji o wielkości odprowadzanego ze zlewni ładunku. Okazuje się, iż na tle wielolecia 1987-2005 na okres 1994-2004 przypada zarówno minimum jak i maksimum trendów opadowych w zlewni górnej Parsęty (ryc. 25).

Znaczenie procesów ekstremalnych przejawia się tym, że w okresie 1994-2004 wystąpiło 13 przypadków suszy, definiowanej jako brak opadów w okresie co najmniej 15 dni. Najdłuższy z takich okresów – 31 dniowy – przypadał na kwiecień i maj 2000 roku. W omawianym wieloleciu zanotowano również 4 przypadki miesięcznych sum opadów poniżej 10 mm (lipiec 1994–4,2 mm,

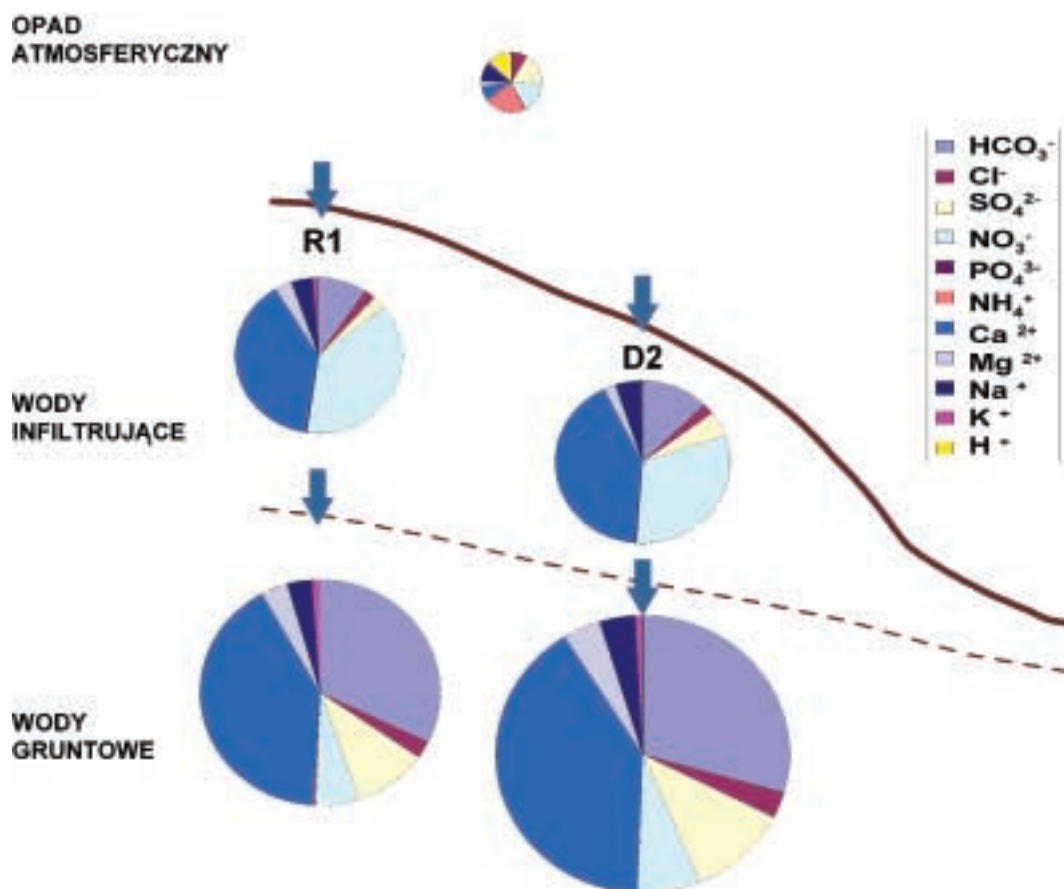


Ryc. 25. Tendencje opadowe w latach 1987-2005 na podstawie przebiegu skumulowanych różnic miesięcznych sum opadów i średnich miesięcznych sum opadów

styczeń 1996–7,6 mm, styczeń 1997–6,3 mm i luty 2003–5,9 mm). W czterech miesiącach w okresie 1994-2004 suma opadów przekroczyła 200% wartości średniej z wielolecia 1987-2005. Tak duże opady wystąpiły w grudniu 1994 – 98,1 mm, lipcu 1996 – 177,7 mm, wrześniu 2001 – 149,6 mm i październiku 2002 – 148,8 mm.

Dla funkcjonowania i przemian zachodzących współcześnie w geoekosystemie zlewni ważne są oddziaływania na poziomie lokalnym. Przykładów dostarcza np. transformacja wód atmosferycznych zachodząca w profilu glebowym. Na podstawie porównania właściwości fizykochemicznych wód opadowych, wód infiltrujących w profilu glebowym do głębokości 1 m i wód podziemnych (Szpikowska 2004) można wskazać, że istotne zmiany parametrów fizykochemicznych wód dokonują się już w profilu glebowym (ryc. 26). Słabozmineralizowany opad atmosferyczny (średnia przewodność elektrolityczna w latach 1994-2004 wynosi $2,18 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$) w kontakcie z glebą wzbogaca się w składniki rozpuszczone uzyskując mineralizację prawie 6,7 razy wyższą w przypadku filtracji w glebie rdzawej właściwej i 7,6 razy – w glebie deluwialnej próchnicznej. Jednocześnie kwaśne wody opadowe ($\text{pH} = 4,60$) ulegają neutralizacji wykazując $\text{pH} = 7,01$ w efekcie filtracji w glebie rdzawej i 7,48 w wyniku filtracji w glebie deluwialnej. Z przejściem w strefę saturacji wiąże się dalszy wzrost mineralizacji wód: ok. dwukrotny na obszarze występowania gleb rdzawych i ok. trzykrotny w zestawieniu z wodami filtrującymi w glebach deluwialnych. Jednocześnie następuje dalszy, lecz już znacznie mniejszy wzrost pH.

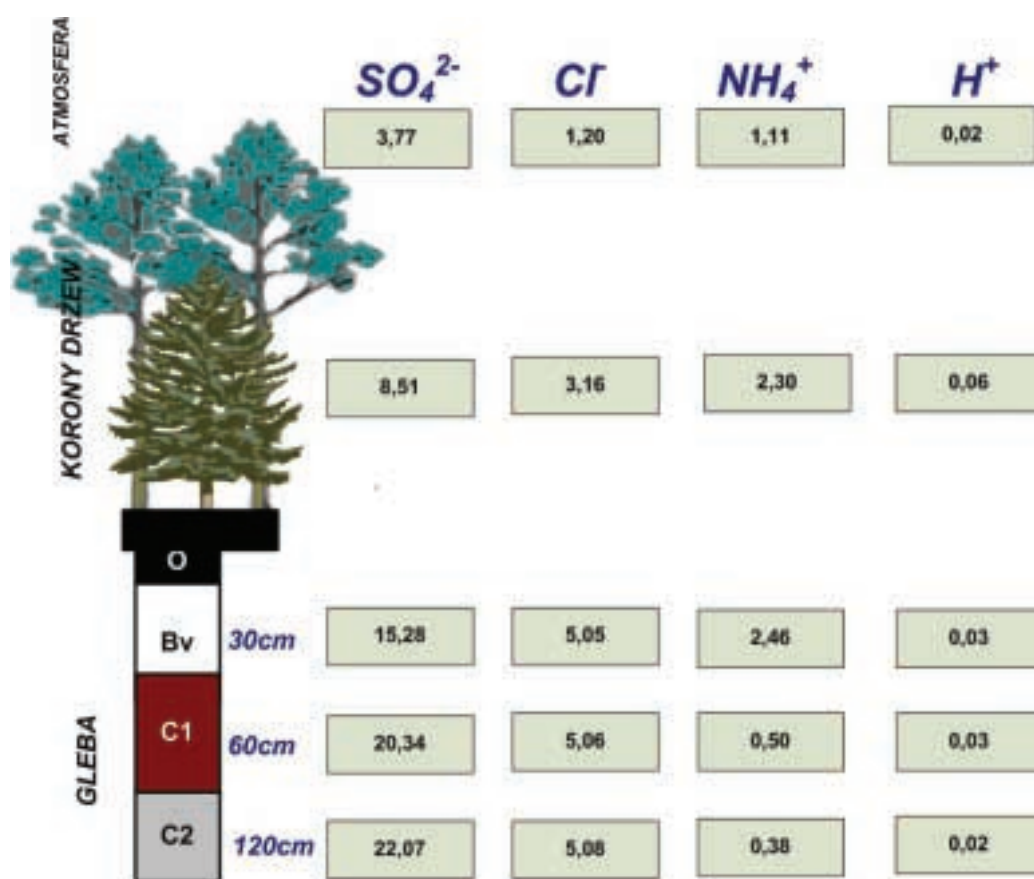
Bezodpływowa zlewnia Jeziora Czarnego jest dobrym przykładem lokalnego obiegu materii w skali zlewni górnej Parsęty. W geoekosystemach młodoglacjalnych zagłębienia bezodpływowe, często z małymi zbiornikami wodnymi, są charakterystycznym elementem krajobrazu. Dla tego



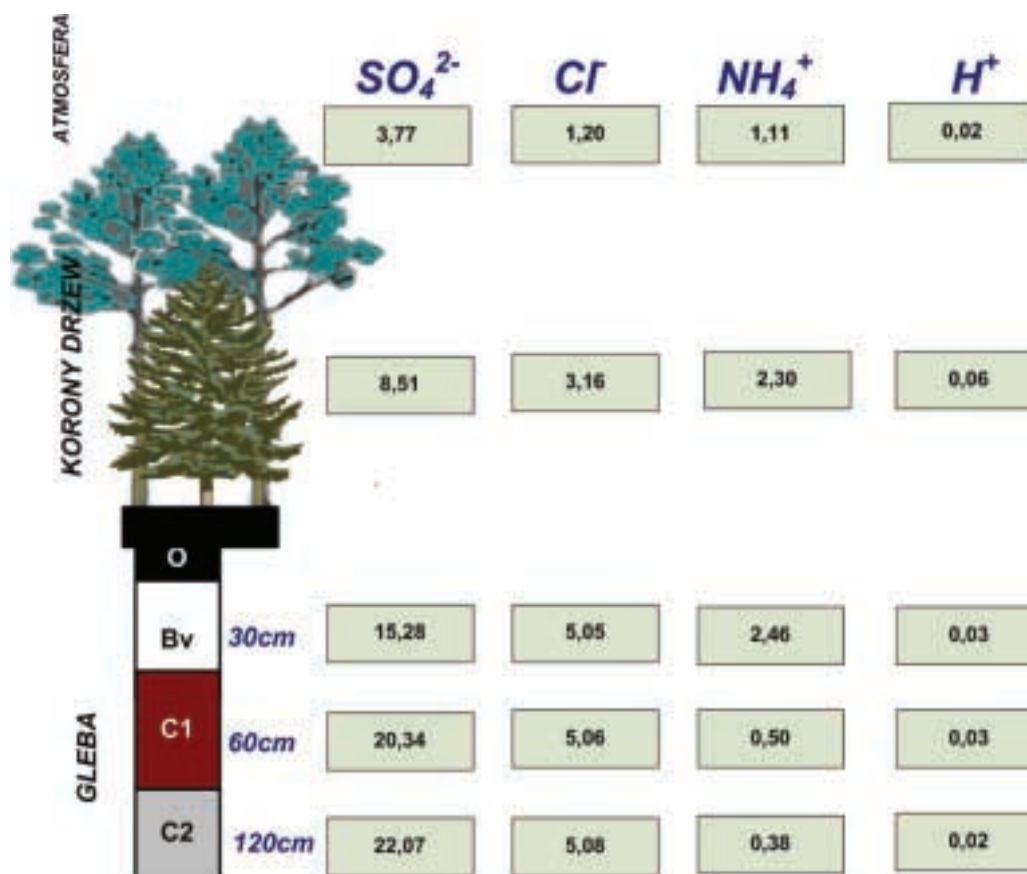
Ryc. 26. Transformacja cech fizykochemicznych wody w profilu atmosfera–strefa aeracji–strefa saturacji na obszarach występowania gleb rdzawych właściwych (R1) i deluwialnych próchnicznych (D2)

typu zbiorników bezodpływowych, o ograniczonym kontakcie z wodami gruntowymi z powodu podścielenia misy wytopiskowej, wypełnionej najczęściej miększymi seriami osadów organicznych, warstwą słabo przepuszczalnych ilastych osadów fluwioglacjalnych, woda pochodząca z opadów atmosferycznych decyduje o ich zasilaniu, rozwoju i właściwościach hydrochemicznych. Cechy fizykochemiczne wód Jeziora Czarnego wykazują pod każdym względem duże podobieństwo do wody z opadów atmosferycznych. Jeziora tego typu są właściwie zbiornikami wody pochodzenia atmosferycznego, przeobrażanej podczas cyklu biochemicznego, a więc od jakości opadów atmosferycznych uzależniony jest w największym stopniu stan środowiska tych geosystemów. Stwierdzony w okresie 10 lat (1995-2004) czterokrotny spadek stężenia $S-SO_4$ w wodach Jeziora Czarnego jest widowym rezultatem obniżania się zawartości zawiązków siarki w opadach atmosferycznych. Bezodpływowy charakter takich zbiorników ogranicza ich rolę w obiegu materii w zlewni górnej Parsęty do poziomu oddziaływań lokalnych, lecz bardzo istotnych, zarówno z powodu specyficznych cech środowiska przyrodniczego tych zlewni i roli, jaką pełnią w zrównoważonym krajobrazie jak i z powodu ich powszechności na obszarach młodoglacjalnych.

Duży udział powierzchni leśnych w zlewni górnej Parsęty sprawia, że istotnego znaczenia w bilansie ługowania składników z gleb oraz ich odprowadzania z profilu glebowego ma transformacja cech fizykochemicznych opadów atmosferycznych zachodząca pod lasami. Analizując przepływ jonów w profilu: atmosfera – strefa koron drzew gleba w zbiorowisku boru świeżego daje się zauważyć zmianę składu chemicznego wód opadowych zarówno w strefie koron drzew oraz w profilu glebowym (ryc. 27, 28).



Ryc. 27. Rozkład stężeń (w $mg \cdot dm^{-3}$) wybranych jonów w profilu: atmosfera (opad na terenie otwartym) – strefa koron (opad podkoronowy) – gleba (roztwory glebowe na głębokości: 30, 60, 120 cm) w zbiorowisku boru świeżego w latach 1996-1999



Ryc. 28. Rozkład stężeń (w $mg \cdot dm^{-3}$) wybranych jonów w profilu: atmosfera (opad na terenie otwartym) – strefa koron (opad podkoronowy) – gleba (roztwory glebowe na głębokości: 30, 60, 120 cm) w zbiorowisku boru świeżego w latach 1996-1999

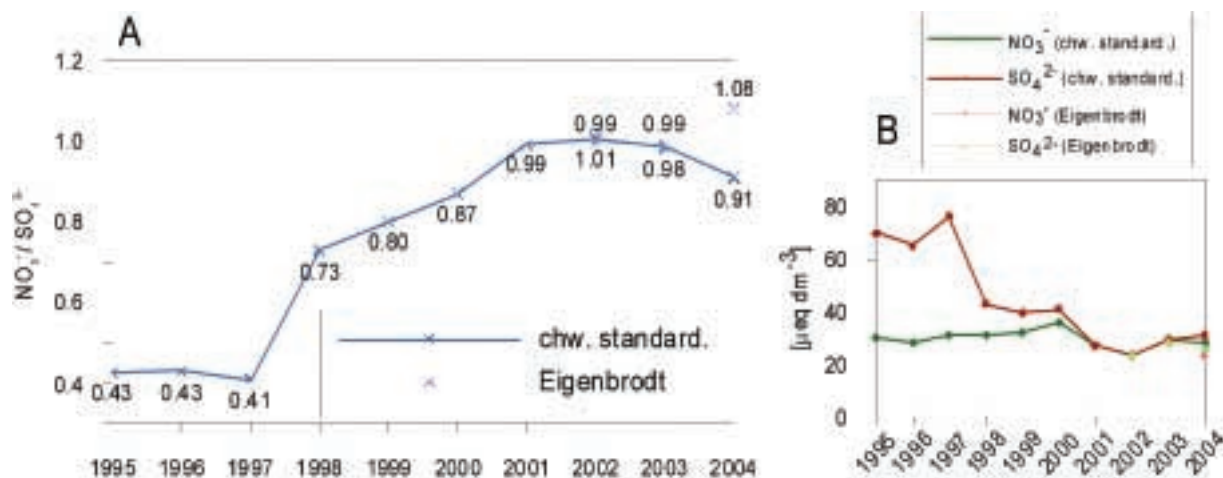
W przypadku większości jonów następuje wzrost stężeń w opadzie podkoronowym. Wzrost ten jest efektem zarówno procesów wymywania jonów z komórek roślinnych (potas, wapń, magnez) oraz spłukiwania substancji osadzonych na powierzchni roślin w okresie bezdeszczowym (chlor, siarczany, sól, jony amonowe). Szczególnie intensywne procesy wzbogacania wód opadowych zachodzą w przypadku potasu. Udział potasu wymytego z komórek roślinnych określony na podstawie zastosowanego modelu *canopy budget model* (Ulrich 1983, Van der Maas, Pape 1991, Draaijers i in. 1994) w całkowitej depozycji tego pierwiastka pod koronami drzew wyniósł 66%.

Wody opadowe w kontakcie z powierzchnią roślin ulegają również procesom zakwaszenia, przede wszystkim w efekcie spłukiwania kwaśnych substancji z powierzchni roślin. W profilu glebowym zaznacza silna redukcja stężeń azotu amonowego będąca efektem procesów nityfikacji i pobierania azotu przez rośliny. Tym samym następuje ograniczenia roli azotu w procesach zakwaszania środowiska glebowego – wymywanie azotanów poza profil glebowy jest minimalne.

Wraz z głębokością wzrasta stężenie siarczanów, których obecność w roztworze glebowym należy wiązać z brakiem procesów adsorpcji tych anionów na powierzchni tlenków glinu i żelaza. Obok azotanów, siarczany należą do jonów szybko migrujących w profilu glebowym. Poziom stężeń kationów zasadowych (wapń, magnez, sól, potas) w roztworze glebowym jest efektem zarówno procesów wietrzenia chemicznego minerałów glebowych oraz intensywności pobierania tych pierwiastków przez rośliny. Dla migracji tych kationów w profilu glebowym ma znaczenie obok retencji w biomasie również obecność siarczanów oraz anionów słabych kwasów organicznych.

Oligotroficzny status siedliska boru świeżego powoduje, że roślinność ogranicza odpływ pierwiastków istotnych z punktu widzenia własnych potrzeb pokarmowych. Dotyczy to przede wszystkim azotu oraz kationów zasadowych.

Przykładem zachodzących w ciągu ostatnich kilku lat przemian w regionalnym obiegu materii są jakościowe, a również ilościowe zmiany w zanieczyszczeniach opadów atmosferycznych. Systematyczne monitorowanie chemizmu opadów atmosferycznych w Storkowie ujawniło ważne zmiany w przyczynach ich zakwaszenia. Uważa się, że za ok. 60-70% kwasowości opadów odpowiada dwutlenek siarki, zaś tlenki azotu za pozostałe 30-40% (Isidorow, Jaroszyńska 1998, Trzeciak 1995). W Storkowie proporcje takie były charakterystyczne dla opadów w latach 1995, 1996, 1997. Począwszy od roku 1998 wzrastał udział tlenków azotu w zakwaszaniu opadów, co obserwowano na podstawie stosunku ekwiwalentowych stężeń jonów azotanowych do siarczanowych (ryc. 29). Obecnie można mówić o jednakowym udziale SO_2 i NO_x w zakwaszaniu opadów atmosferycznych. Przyczyny tych zmian wiążą się z ograniczaniem emisji dwutlenku siarki w krajach europejskich, w tym również w Polsce (Stan środowiska w Polsce 1998), co wyraźnie odbija się w malejących stężeniach siarczanów w wodach opadowych. Jednocześnie wzrasta zagrożenie za sprawą rozwoju motoryzacji i nasilenia transportu, ponieważ ze spalania paliw płynnych pochodzi największa ilość tlenków azotu. Istotna jest nie tylko ich rola w zakwaszaniu opadów, ale także wzbogacanie wód opadowych w jony azotanowe, będące zagrożeniem dla wód powierzchniowych. Związki azotu docierające do podłoża z opadami migrują ciekami do zbiorników wodnych wywołując ich eutrofizację. Składowa atmosferyczna, obok dostawy związków pochodzenia nawozowego, ma największe znaczenie w odprowadzaniu substancji eutrofizujących ciekami (np. Rajda i in. 1994, Solarski, Solarski 1994, Szpikowska 2004). Tymczasem jednak zawartość jonów azotanowych w opadach, która pośrednio wskazuje na stopień zanieczyszczenia powietrza tlenkami azotu, jest stabilna w czasie.



Ryc. 29. Stosunek średnich ważonych stężeń (w eq dm^{-3}) (A) i roczne stężenia (B) jonów NO_3^- i SO_4^{2-} w opadach atmosferycznych w Storkowie w latach hydrologicznych 1995-2004

Zlewnia górnej Parsęty jest geoeosystemem, w którym stopień przekształceń antropogenicznych jeszcze w niewielkim stopniu wpływa na funkcjonowanie środowiska przyrodniczego. Należy jednak wskazać na aktualne oraz potencjalne zagrożenia dla środowiska tego obszaru. W zlewni nie ma miast oraz dużych zakładów przemysłowych. Największą jednostką osadniczą jest wioska Parsęcko, zamieszkała przez prawie 1000 mieszkańców. Ponadto w granicach zlewni znajduje się jeszcze 5 mniejszych wiosek oraz zabudowania rozproszone. Przy liczbie ludności

około 1900 mieszkańców, gęstość zaludnienia obszaru zlewni górnej Parsęty wynosi 26 osób km², co jest wielkością przeciętną dla tej części Pomorza Zachodniego.

W zlewni znajdują się dwa zakłady przemysłu wydobywczego, wpływające na ukształtowanie terenu i stosunki hydrologiczne. Jednym z nich jest zakład wydobywczo-przetwórczy torfu, zlokalizowany na obszarze rozległego torfowiska wysokiego „Chwalimskie Bagno”. Wydobywanie torfu prowadzi do odsłonięcia i obniżania powierzchni torfowiska na dużej przestrzeni, bez głębokich wyrobisk. Ten sposób eksploatacji wymaga jednak obniżania poziomu wody podziemnej, co osiąga się poprzez kopanie szeregu głębokich rowów melioracyjnych i przyspieszony drenaż wód torfowiska do rzeki Żegnicy. Obniża to zdolności retencyjne całej zlewni górnej Parsęty i w konsekwencji może naruszyć względnie dużą stabilność hydrologiczną tego geoekosystemu. Obserwowaną od lat konsekwencją eksploatacji torfu i obniżenia poziomu wód podziemnych jest zjawisko intensywnej sukcesji drzew w obszar torfowiska Chwalimskie Bagno.

Drugi zakład – kopalnia kruszywa, mieści się na wschód od wsi Parsęcko, na obszarze mięszych sandrowych serii fluwioglacjalnych. Wydobywanie kruszywa prowadzi do powstawania głębokich wyrobisk, wypełnionych wodą gruntową. W wyniku przemysłu piasku w celu produkcji mieszanek o określonym składzie granulometrycznym, powstają hałdy materiału z nieprzydatnych gospodarczo najdrobniejszych frakcji.

Wioski w zlewni górnej Parsęty pozbawione są oczyszczalni ścieków jak i sieci kanalizacyjnych (dopiero w roku 2005 została skanalizowana i podłączona do oczyszczalni ścieków w Szczecinku wieś Parsęcko). Równocześnie wszystkie osady mają założone lokalne wodociągi, a w ostatnim czasie woda jest doprowadzana również do zabudowań rozproszonych. Taka sytuacja powoduje wzrost ilości zużywanej wody, a tym samym ilości ścieków produkowanych w gospodarstwach domowych. Ścieki, w tym również z budynków gospodarczych, trafiają do nieszczelnych szamb lub wprost do gruntu i do poziomu wodonośnego. W trakcie kartowań hydrochemicznych w niektórych przypadkach stwierdzano, na podstawie analiz próbek wody ze studni, znaczne ilości związków azotu i fosforu. Zanieczyszczenie pierwszego poziomu wodonośnego w pobliżu zabudowań ma charakter lokalny, lecz dochodzi również do migracji zanieczyszczeń wraz z przemieszczaniem się wód gruntowych, o czym świadczy skład chemiczny wód podziemnych w pobliżu wsi Nowy Chwalim oraz w zlewni Chwalimskiego Potoku.

W zlewni górnej Parsęty i w jej otoczeniu nie ma większych emitorów zanieczyszczeń powietrza. Znaczna część gospodarstw domowych opalana jest drewnem, co również wpływa na zmniejszenie ilości związków zanieczyszczających powietrze. Kwaśny odczyn wód opadowych wskazuje natomiast na obecność zanieczyszczeń atmosfery pochodzenia regionalnego i globalnego. Szczecinek, największe miasto w regionie, położony jest w odległości 15 km na SE od punktu badania opadów atmosferycznych w Storkowie. Przy znacznym udziale wiatrów z kierunku SE, zanieczyszczenia z kotłowni miejskich i przemysłowych Szczecinka (w tym również z dużych zakładów przemysłu drzewnego) mogą przemieszczać się nad obszar zlewni górnej Parsęty, powodując zanieczyszczenie powietrza i zakwaszenie opadów atmosferycznych.

Utrzymujące się wysokie stężenie jonów wodorowych w opadach stanowi zagrożenie dla gleb. W zlewni górnej Parsęty część gleb, ze względu na ich kwaśny odczyn, jest szczególnie narażona na degradację wskutek obciążenia jonami wodorowymi pochodzącymi z opadów atmosferycznych. Spadek pH gleby poniżej 5 jednostek prowadzi do znacznej zmiany właściwości gleby i do progresywnego zmniejszania się jej wydajności. W przypadku wystąpienia kwaśnego opadu największemu zakwaszeniu ulegają te gleby, które mają kwaśny odczyn początkowy. W zlewni górnej Parsęty większość gleb (około 40 km²) stanowią kompleksy glebowe kwaśne i bardzo kwaśne (Mocek 1994). Obniżenie pH roztworów glebowych doprowadza do zmian składu chemicznego gleby, m.in. do zwiększenia substancji toksycznych oraz zmniejszania się ilości i dostępności substancji odżywczych.

Zagrożeniem dla przyrody całego dorzecza Parsęty jest odnawiająca się co jakiś czas kontrowersyjna koncepcja zabudowy hydrotechnicznej rzeki. Tym bardziej, że projekty nie są oparte na kompleksowej ocenie wpływu takich zmian na środowisko przyrodnicze, a bilans spodziewanych zysków, w porównaniu do możliwych strat w środowisku, jest znikomy.

Zlewnia górnej Parsęty nie jest dotychczas objęta żadnymi formami ochrony. W pierwszej połowie lat 90. podjęte zostały próby utworzenia rezerwatów przyrody. Przygotowano przy udziale Stacji Bazowej w Storkowie dokumentację przyrodniczą dla dwóch fragmentów zlewni: Dalecińskiej Moreny Kemowej położonej na NE wododziale zlewni oraz zlewni Jeziora Czarnego. Decyzje o powołaniu rezerwatów na wymienionych obszarach dotychczas jednak nie zapadły.

Blisko NE granicy zlewni górnej Parsęty, w północnej części kotliny Jeziora Wielatowo, położone jest torfowisko wysokie Kusowskie Bagno, które zgodnie z decyzją Rady Gminy Szczecinek objęto ochroną w formie użytku ekologicznego. Perspektywy objęcia ochroną znacznych fragmentów zlewni górnej Parsęty, szczególnie tych związanych z dolinami rzecznyymi, pojawiają się w związku z projektami Europejskiej Sieci Ekologicznej Natura 2000.

Realizacja programu pomiarowego ZMŚP w Stacji Bazowej w Storkowie pozwala określić aktualny stan oraz może doprowadzić do wczesnego rozpoznania głównych kierunków zagrożeń środowiska zlewni w krajobrazie młodoglacjalnym Pomorza Zachodniego. Zlewnia górnej Parsęty i jej najbliższe otoczenie pozostaje jeszcze obszarem stosunkowo mało szkodliwych zmian środowiska przyrodniczego. Tym bardziej należy zmierzać do zachowania reprezentowanych tutaj geoeosystemów Pomorza Zachodniego w całej gamie ich różnorodności.

Należy dążyć, aby najcenniejsze przyrodniczo fragmenty zlewni górnej Parsęty objąć ochroną rezerwatową. Zwiększanie obszarów chronionych w dorzeczu Parsęty, a zwłaszcza w jej części źródłowej, powinno być naczelną zasadą działania dla wszystkich instytucji zajmujących się badaniem i ochroną przyrody oraz planowaniem przestrzennym w województwie zachodniopomorskim.

Programy pomiarowe ZMŚP realizowane dotychczas w Storkowie nawiązują do głównych problemów ekologicznych regionu. Są powiązane z monitoringiem regionalnym województwa zachodniopomorskiego. Wskazane jest również włączenie powierzchni badawczych zlewni górnej Parsęty do państwowych monitoringów specjalistycznych.

Literatura

- Adams F. 1974: Soil solution. [W:] E. W. Carson (red.) The plant root and its environment. Univ. Press of Virginia, Charlottesville, VA: 441-481.
- Avila A., Bonilla D., Roda F., Pinol J., Neal C. 1995: Soilwater chemistry in a holm oak (*Quercus ilex*) forest: inferences on biogeochemical processes for a montane-Mediterranean area. *Journal of Hydrology*: 166, 15-35.
- Choiński A. 1982: Hydrologic activity of Polish rivers. *Quaest. Geogr.*, 8: 45-53.
- Degórski M. 1990: Warunki siedliskowe kateny ekosystemów leśnych na Wysoczyźnie Rawskiej. (ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki wodno-troficznych właściwości gleb). *Dokumentacja Geograficzna* z. 5-6. Warszawa.
- Draaijers G. P. J., Erisman J. W. 1995: A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water Air Soil Pollution*, 85: 2253-2258.
- Dynowska I. 1971: Typy reżimów rzecznych w Polsce. *Zeszyty Naukowe UJ, Prace Geograficzne*, 28.
- Fałtynowicz W. 1991: Porosty Pomorza Zachodniego. Wydawnictwo Uniwersytetu Gdańskiego.
- Fałtynowicz W., 1997: Wykorzystanie porostów do oceny zanieczyszczenia powietrza. Fundacja Centrum Edukacji Ekologicznej Wsi, Krosno.

- Fałtynowicz W., Krzysztofiak L., 2001: Opracowanie systemu monitoringu środowiska z wykorzystaniem porostów w Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Storkowie, Wrocław – Krzywe.
- Gower C., Rowell D. L., Nortcliff S., Wild A. 1995: Soil acidification: comparison of acid deposition from the atmosphere with inputs from the litter/soil organic layer. *Geoderma*, 66: 85-98.
- Grodzińska, K., Laskowski, R. 1996: Ocena stanu środowiska i procesów zachodzących w lasach zlewni Potoku Ratanica (Pogórz Wielickie, Polska Południowa). Państwowa inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Haapala H., Goltsova N., Pitulko V., Lodenius M. 1996: The effects of simultaneous large acidic and alkaline airborne pollutants on forest soils. *Environmental Pollution*, 2: 159-168.
- Isidorow W., Jaroszyńska J. 1998: Chemiczne problemy ekologii. Wydawnictwo Uniwersytetu w Białymstoku, Białystok.
- Jania J., Bukowska-Jania E. 1997: Model procesów paleoglacjalnych fazy pomorskiej vistulianu w obrębie lobu Parsęty na podstawie badań obszarów aktualnie zlodowaconych. W: *Studia nad środowiskiem geograficznym Bornego Sulinowa*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 27-58.
- Jansen W., Block A., Knaack J. 1988: Kwaśne deszcze. Historia, powstawanie, skutki. W: *Aura* 4.
- Karczewski A. 1989: Morfogenezę strefy marginalnej fazy pomorskiej na obszarze lobu Parsęty w vistulianie (Pomorze Środkowe). *UAM, Geografia*, 44, Poznań.
- Karczewski A. 1997: Paleogeografia fazy pomorskiej vistulianu w środkowej części Pomorza ze szczególnym uwzględnieniem Pojezierza Drawskiego (część wschodnia). W: *Studia nad środowiskiem geograficznym Bornego Sulinowa*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa: 15-26.
- Kazimierski B. 2000: Wody podziemne w programie badań Stacji Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego. W: *Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych*, Ossolineum, Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i Środowisko”, Z. Nauk., 25, Warszawa: 49-57.
- Kostrzewski A. 1993: Geosystem obszarów nizinnych. Koncepcja metodologiczna. W: *Geosystem obszarów nizinnych*. Ossolineum, Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i Środowisko”, Z. Nauk. 6, Wrocław: 11-17.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Stach A. 1995: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Zasady organizacji, system pomiarowy, wybrane metody badań. *Bibl. Monit. Środ.*, Warszawa.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Tomczak G., Zwoliński, Z. 1994: Geosystem jeziora Czarnego, zlewnia górnej Parsęty. W: *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego*. Stacja Bazowa Storkowo. *Bibl. Monit. Środ.*, Warszawa: 187-211.
- Kostrzewski A., Mazurek M., Zwoliński Z. 1994: Dynamika transportu fluwialnego górnej Parsęty jako odbicie funkcjonowania systemu zlewni. *Stowarzyszenie Geomorfologów Polskich*, Poznań.
- Kotkowski M. 1994: Charakterystyka występowania różnych form glinu w wybranych elementach środowiska w Polsce. *PIOS, Biblioteka Monitoringu Środowiska*, Warszawa.
- Kruszyk R. 2002: Wpływ roślinności na procesy denudacji chemicznej w strefie młodoglacjalnej. *Rozprawa doktorska, maszynopis*.
- Kvaalen H., Solberg S., Clarke N., Torp T., Aamlid D. 2002: Time series study of concentrations of SO₄²⁻ and H⁺ in precipitation and soil waters in Norway. *Environ. Pollution*, 117: 215-224.
- Likens G. E., Bormann F. H. 1995: *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. Springer Verlag.
- Lorenc H. 1998: Ocena stopnia realizacji programu „obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie zintegrowanego monitoringu środowiska” oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: *Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego*. *Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geosystemów Polski*, IX Sympozjum ZMŚP. *Bibl. Monit. Środ.*, Warszawa: 113-118.
- Macioszczyk A. 1987: *Hydrogeochemia*. Wydawnictwa Geologiczne, Warszawa.
- Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forest. Part VI 1999. United Nations Economic Commission For Europe, International Co-operative Programme on Assessment and monitoring of Air pollution Effects on Forests, on-line.

- Marcinek J. 1960: Studia nad fizykochemicznymi właściwościami gleb bielcowych i brunatnych Niż. Wielkopolsko-Kujawskiej. Prace Kom. Nauk Rol. Leś. PTPN, nr 7, z. 7: 1-74.
- Marcinek J., Komisarek J. 1998: Badania gleboznawcze nad zróżnicowaniem pokrywy glebowej w obrębie powierzchni testowej ZMŚP w Storkowie. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoeosystemów Polski, IX Sympozjum ZMŚP. Bibl. Monit. Środ., Warszawa: 31-50.
- Marciniak M., Stelmach M. 1992: Badanie współczynnika filtracji metodą PARAMEX w rejonie Stacji Badawczej w Storkowie. Maszynopis, Poznań.
- Markewitz D., Richter D. D., Allen H. L., Urrego J. B. 1998: Three decades of observed soil acidification in the Calhoun Experimental Forest: Has acid rain made a difference? Soil Sci. Soc. Am. J., 62.
- Mazurek M. 2000: Zmienność transportu materiału rozpuszczonego w zlewni Kłudy jako przejaw współczesnych procesów denudacji chemicznej (Pomorze Zachodnie), Wyd. Nauk. UAM, Poznań.
- Ney P. H., Tinker P. B. 1977: Solute Movement in the Soil-Root System. Blackwell, Oxford.
- Nömmik H., Larsson K., Ulrik L. 1984: Effects of Experimental Acidification and Liming on the Transformations of Carbon, Nitrogen and Sulphur in Forest Soils. National Swedish Environment Protection Board Rep. 1869, Solana, Sweden.
- Rajda W., Ostrowski K., Kowalik T., Marzec J. 1994: Zawartość niektórych składników chemicznych w wodzie opadowej i odpływającej z mikrozlewni rolniczych. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu – CCLXVIII, Poznań: 83-91.
- Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., 2003: Ocena zanieczyszczenia powietrza na Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w 2001 roku. W: Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, XIII Ogólnopolskie Sympozjum ZMŚP, Szymbark 12-14 czerwca 2002. Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa.
- Solarski H., Solarski K. 1994: Erozja składników biogenych na użytkach rolnych i leśnych Pojezierza Olsztyńskiego. Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCLXVI. Melioracje i inżynieria środowiska, Wyd. Akademii Rolniczej w Poznaniu, Poznań: 153-161.
- Stan Środowiska w Polsce – raport PIOŚ, 1998: Bibl. Monit. Środ., Warszawa.
- Szpikowska G. 2004: Jakość i rola opadów atmosferycznych w systemie denudacyjnym zlewni młodogłajalnej (Chwalimski Potok, górna Parsęta). W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji. Bibl. Monitor. Środ. Toruń: 167-176.
- Szpikowski J. 2001: Warunki meteorologiczne jako punkt wyjścia do oceny funkcjonowania geoeosystemu (Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Storkowie, rok 2000). W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju geoeosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza. Bibl. Monit. Środ., Warszawa: 137-150.
- Szpikowski J., Michalska G., Kruszyk R. 1998: Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Uniwersytetu im. A. Mickiewicza w Storkowie za lata hydrologiczne 1994-1997. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Stan geoeosystemów Polski w latach 1994-1997. Bibl. Monitoringu Środ., Warszawa: 23-76.
- Ulrich B. 1983: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, 33-45.
- Van der Maas M. P., Pape Th. 1991: Hydrochemistry of two Douglas fir ecosystems and a heather ecosystem in the Veluwe, the Netherlands. Dutch Priority Programme on Acidification, Report 102,1,01.
- Wood T., Bormann F. H. 1975: Increase in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist. Ambio, 4: 169-171.
- Woś A. 1994: Zarys stosunków klimatycznych w rejonie górnego odcinka zlewni Parsęty. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Storkowo. Bibl. Monit. Środ., Warszawa: 79-96.

STACJA BAZOWA KONICZYNKA



Ogródek meteorologiczny i piezometr (z prawej) w Stacji ZMŚP w Koniczynie

Marek Kejna

Stacja Bazowa w Koniczynie
Uniwersytet Mikołaja Kopernika

Wprowadzenie

Położona na Pojezierzu Chełmińskim Stacja Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Koniczynie ($\varphi = 18^{\circ}05'N$, $\lambda = 18^{\circ}42'E$, $h = 84$ m n.p.m.) reprezentuje geoekosystem bezleśnej, intensywnie użytkowanej rolniczo, młodoglacjalnej, płaskiej wysoczyzny morenowej (Wójcik, Marciniak 1996). Ze względu na gliniaste gleby oraz specyficzne dla wysoczyzny morenowej stosunki hydrologiczne, większość pól jest zmeliorowana.

Systematyczne badania środowiskowe rozpoczęto na tym terenie już w 1950 r. w ramach prac prowadzonych przez Ośrodek Badawczy Biologii Stosowanej Uniwersytetu Mikołaja Kopernika (Gromadzka 1996). W powołanej w dniu 29 września 1993 r. Stacji Bazowej ZMŚP w Koniczynie znacznie rozszerzono zakres prowadzonych badań. Prace badawcze skoncentrowano głównie na obszarze zlewni reprezentatywnej, która obejmuje środkowy fragment dorzecza Strugi Toruńskiej o powierzchni 35,173 km². Intensywna gospodarka rolna prowadzona na tym obszarze spowodowała nadmierne obciążenie środowiska, degradację gleb oraz silne zanieczyszczenie wód powierzchniowych i podziemnych. Zaznacza się tu również wpływ pobliskich ośrodków miejsko-przemysłowych, a zwłaszcza Torunia i Chełmży oraz zanieczyszczenia komunikacyjne. Przez teren zlewni reprezentatywnej przebiega północna obwodnica Torunia oraz droga międzynarodowa E1 i droga krajowa nr 15.

Ze względu na podmiejskie położenie badanego obszaru oraz liczne inwestycje przemysłowo-komunikacyjne (przez teren zlewni będzie przebiegać autostrada A1) zaznacza się tu znaczny wzrost antropopresji. Zmiany te zachodzą we wszystkich, zarówno abiotycznych, jak i biotycznych elementach środowiska.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej

Zlewnia reprezentatywna Strugi Toruńskiej jest położona na Równinie Chełmżyńskiej wchodzącej w skład mezoregionu Pojezierza Chełmińskiego. Struga Toruńska wypływa z jeziora Wieladzki i uchodzi do Wisły w Toruniu. Jej długość wynosi 51,3 km, a całkowita powierzchnia dorzecza 371,0 km² (Celmer i in. 1996). W górnym odcinku Struga Toruńska przepływa przez liczne jeziora, co w zdecydowany sposób wpływa na jej reżim hydrologiczny i właściwości chemiczne wód (Wojtczak 2002). Na znacznej długości rzeka została uregulowana i płynie w sztucznie przekopanych rowach. Wody Strugi Toruńskiej były wykorzystywane do napędzania młynów i innych urządzeń (Podgórski 1996, 2004).

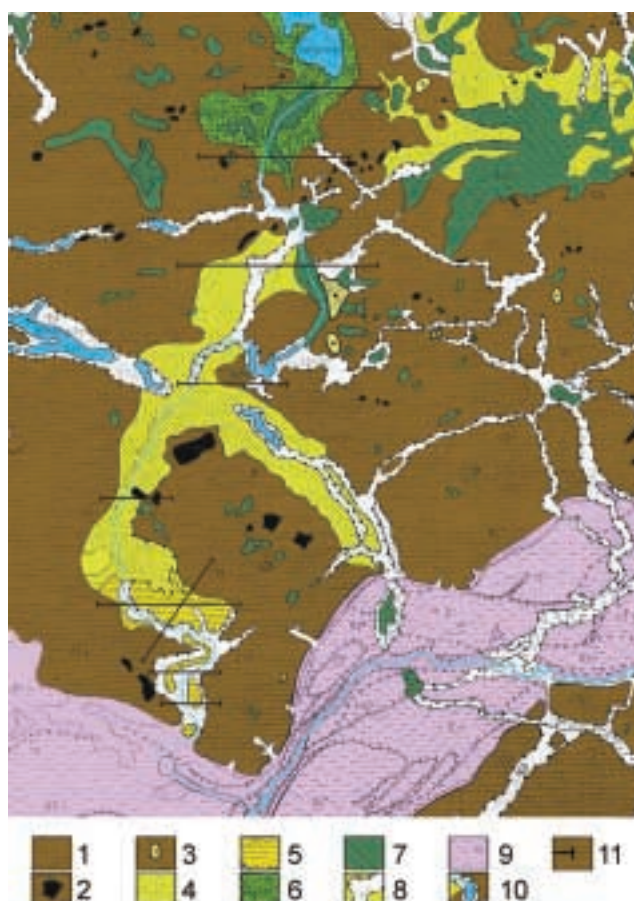
Na potrzeby ZMŚP wydzielono fragment jej dorzecza—zlewnię reprezentatywną, którą od północy ogranicza wodowskaz w Lipowcu, a od południa wodowskaz w Koniczynie. Obszar ten jest wysoczyzną morenową rozciętą pasem równiny wód roztopowych z fazy poznańskiej zlodowacenia bałtyckiego (Celmer 1987, Niewiarowski 1996, Lankauf 2006) – ryc. 1. Powierzchnia terenu zlewni reprezentatywnej jest płaska, miejscami lekko falista. Najwyższy punkt, o wysokości 101,4 m, jest położony na północy zlewni, natomiast najniższy (77,8 m n.p.m.) przy wodowskazie w Koniczynie. Obszar ten odznacza się dużym zróżnicowaniem budowy geologicznej, z przewagą gliny morenowej o zmiennej miąższości od 3 do 27 m. W obrębie równiny wód roztopowych występują piaski i żwiry wodnolodowcowe o małej miąższości. W licznych obniżeniach terenu

dominują utwory zastoiskowe i organiczne. Pomimo nieznacznych deniwelacji zachodzą tu intensywne współczesne procesy geomorfologiczne (Niewiarowski i in. 1992).

Na obszarze zlewni reprezentatywnej występują trzy pasy litologiczno-glebowe. Na wysoczyźnie morenowej dominują gleby płowe. W wyniku oddziaływania wód gruntowych na skałę macierzystą powstały również czarne ziemie, które mają w tej asocjacji charakter gleb towarzyszących. Natomiast w krajobrazie erozyjnej równiny wód roztopowych występują śródstrefowe czarne ziemie, a w miejscach wyżej położonych autogeniczne gleby płowe (Bednarek, Dziadowiec 1996, Bednarek, Szrejder 2004).

Ze względu na utwory trudnoprzepuszczalne występujące na powierzchni, obszar ten wymaga melioracji. Przeważnie stosowano tu tzw. drenarkę systematyczną o gęstości rozstawu sączków drenarskich od ok. 12,5 m na gruntach zwięzłych do ok. 15 m na gruntach średnio przepuszczalnych. Średnia długość drenów wynosi więc od 67 do 80 km/km².

Melioracjami objęto od 50-80% powierzchni zlewni reprezentatywnej (Celmer, Marszelewski 1987, Celmer i in. 1993). Melioracja ta doprowadziła do znacznego zmniejszenia powierzchni podmokłych (Luc 2004). Teren zlewni jest praktycznie bezleśny. Parki i zadrzewienia śródpolne zajmują ok. 1,8%. Już w 1222 r. Zakon Krzyżacki założył pierwsze wsie w Gostkowie i Turznie (Gierańczyk 2004). Szczególnie duża degradacja lasów i pozyskanie terenów pod uprawy nastąpiła w XVI-XVII wieku, w okresie znacznego popytu na zboże. Współcześnie teren ten podlega silnej presji ze strony pobliskiego Torunia. Rozwijają się osadnictwo podmiejskie, planowane też są liczne obiekty przemysłowe ze względu na korzystne położenie komunikacyjne.



Ryc. 1. Szkic geomorfologiczny dorzecza Strugi Toruńskiej (Lankauf 2005, częściowo za: Z. Podgórski, 1996, W. Niewiarowski, 1996)

Objaśnienia: 1-wysoczyzny morenowe płaskie i faliste, 2-pagórki i wzgórza moren czołowych i pokrewnych, 3-wzgórza kemo-we, 4-doliny sandrowe, 5-erozyjne równiny wód roztopowych, 6-równiny zastoiskowe, 7-obniżenia i równiny biogeniczne, 8-rynny subglacjalne i doliny roztopowe, 9-terasy rzeczne Wisły i Drwecy, 10-rzeki i jeziora, 11-transekty badawcze

Jednak dominującą cechą tego obszaru pozostaje rolnictwo, grunty orne stanowią 86,6% jego powierzchni, a łąki 9,1%. Zabudowa wiejska z ogrodami stanowi 2,5% (Wójcik 1998). Na terenie zlewni uprawia się głównie zboża (pszenicę i jęczmień), które stanowią ok. 67% gruntów ornych, a ponadto rośliny przemysłowe (14,4%), głównie buraki cukrowe i rzepak. W hodowli dominuje trzoda chlewna (204 szt./100 ha u.r.) i bydło (19,1 szt./100 ha u.r.) (Kłuba, Rudnicki 2004). Na terenie wokół Koniczynki znaczny areał jest wykorzystywany pod intensywną uprawę warzyw, z zastosowaniem dużej ilości nawozów i środków ochrony roślin.

System pomiarowy i metody badań

Zakres pomiarów oraz metody badań prowadzonych na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej określa metodyka programu ZMŚP oraz charakter środowiska przyrodniczego. Na obszarze zlewni reprezentatywnej nie ma jezior oraz kompleksów leśnych, stąd też szereg programów dotyczących tych elementów środowiska nie może być w Koniczynie realizowanych. Specyfiką tego terenu są natomiast zlewnie drenarskie.

W ramach programu ZMŚP w listopadzie 1993 roku uruchomiono 6 programów badawczych. Większość stanowisk pomiarowych założono na gruntach Rolniczego Zakładu Doświadczalnego UMK w rejonie Koniczynki (ryc. 2).

Na potrzeby programu ZMŚP wybudowano ogródek meteorologiczny (fot. 1) wraz ze stacją automatyczną, punkty wodowskazowe w Koniczynie oraz w Lipowcu, obudowano wypływy zlewni drenarskich. Doposażono laboratoria w Koniczynie. W kolejnych latach rozszerzano zakres pomiarowy. W 1995 r. wywiercono piezometr do badań wód podziemnych (w 2000 r. włączono ten piezometr do sieci Państwowego Instytutu Geologicznego – nr 547) oraz założono stałe powierzchnie



Ryc. 2. Stanowiska pomiarowe w rejonie Koniczynki
objaśnienia nr stanowisk pomiarowych w tekście

badawcze dla potrzeb programu J1 (Flora i roślinność). W 1996 r. rozpoczęto systematyczny monitoring zanieczyszczeń powietrza, w zakresie stężeń SO_2 (program B1) oraz monitoring awifauny dymówki *Hirundo rustica* L. i oknówki *Delichon urbica* (L.) – Kartanas 2004a i b. W 2000 r. zakupiono automatyczną nową stację meteorologiczną, która zapewnia ciągłą rejestrację większości elementów meteorologicznych. Również w tym roku zainstalowano w stacji kolektor mokrego opadu do poboru prób do chemizmu opadów atmosferycznych (program C1). Założono również trzy stałe powierzchnie badawcze do monitoringu zmian zachodzących w glebie (program E1) – Dziadowiec 2000, Dziadowiec i in. 2003, 2004. W 2001 r. przeprowadzono pierwszy eksperyment z transplantacją porostów z terenów Puszczy Boreckiej, a następnie z Borów Tucholskich w celu określenia wielkości akumulacji metali ciężkich i siarki w ich plechach (Sawicka-Kapusta i in. 2004). W 2002 r. rozpoczęto program M1–epifity nadrzewne – porosty (Fałtynowicz, Krzysztofak 2001).

W 2002 r. niestety zamknięto Ośrodek Badawczy Biologii Stosowanej w Koniczynie. Na jego miejsce powołano w dniu 31 marca 2002 r. Stację Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Instytutu Geografii UMK (Kejna 2003). Stacja ta kontynuuje badania monitoringowe. Z przyczyn logistycznych zakończono badania wilgotności gruntu, ograniczono również badania na zlewniach drenarskich do jednej zlewni. W 2003 r. zakończono prace nad mapą sozologiczną zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej oraz wprowadzono metodę pasywną do badań chemizmu powietrza. Od 2004 r. rozpoczęto również pomiary zawartości pyłu w powietrzu.

Obecnie na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej jest prowadzonych 10 programów badawczych ZMŚP:

- **Meteorologia** (stanowisko nr 101) – pomiary meteorologiczne w Koniczynie rozpoczęto już w 1950 r., ich zakres rozszerzono w 1993 r. w ramach programu ZMŚP. Początkowo pomiary były wykonywane 3 razy na dobę (o godz. 7, 13 i 19) w sposób manualny. W 2002 r. uruchomiono automatyczną stację meteorologiczną z cogodzinną rejestracją podstawowych elementów meteorologicznych. Badania meteorologiczne prowadzi Zakład Klimatologii UMK w Toruniu.
- **Chemizm powietrza** (stanowisko nr 101) – badania wykonuje Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Delegatura w Toruniu. Od 1996 r. mierzone jest metodą półautomatyczną (co 30 minut) stężenie SO_2 w powietrzu, a od 2004 r. stężenie pyłu. W 2003 r. rozpoczęto badania stężenia SO_2 i NO_x metodą pasywną, próbniki są ekspozowane przez miesiąc, a analizy wykonuje Centrum Innowacyjno-Wdrożeniowe „Propagator” z Krakowa.
- **Chemizm opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej** (stanowisko nr 101) – program jest realizowany od 1994 r. Początkowo próby wody były zbierane w kolektorze całkowitego opadu, a od 2002 r. przez kolektor mokrego opadu. Codziennie po opadzie atmosferycznym są wykonywane oznaczenia pH i przewodnictwa elektrolitycznego, a zlewane miesięczne próby wody są następnie analizowane w laboratorium. Do 2002 r. analizy prowadził Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Bydgoszczy, w latach 2003-2004 Zakład Chemii Środowiska i Ekooanalitki UMK w Toruniu, a od 2004 r. Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie.
- **Siarka i metale ciężkie w porostach** (stanowiska nr: 811 i 869) – program realizowany od 2001 r. przez Zakład Monitoringu Środowiska, Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie. Co 2 lata są prowadzone eksperymenty polegające na transplantacji porostów na terenie zlewni reprezentatywnej (10 stanowisk). Porosty są ekspozowane w półroczu letnim i zimowym.
- **Gleby** (stanowisko nr 101) – monitoring gleb jest prowadzony od 1993 r. przez Zakład Gleboznawstwa UMK w Toruniu. W 2000 r. założono 3 stałe powierzchnie badawcze (UMK w Toruniu i Akademia Rolnicza w Poznaniu) w charakterystycznych dla tego obszaru kompleksach glebowych.

- **Wody gruntowe** (stanowisko nr 301) są badane od 1995 r. w piezometrze, co tydzień mierzona jest głębokość do lustra wody, jej temperatura, pH i przewodnictwo elektrolityczne. Analizy chemiczne wód gruntowych do 2000 r. prowadziła Wojewódzka Stacja Sanitarno-Epidemiologiczna w Toruniu, a następnie Państwowy Instytut Geologiczny w Warszawie. Od 1993 r. w Koniczynie prowadzony jest również monitoring zlewni drenarskich.
- **Wody powierzchniowe – rzeki** (stanowiska nr: 501, 502, wody drenarskie – 459) – badania na Strudze Toruńskiej są prowadzone od 1993 r. w oparciu o dwa przepływy w Lipowcu i Koniczynie, zamykają one zlewnię reprezentatywną. Codziennie mierzone są stany wody oraz jej pH i przewodnictwo elektrolityczne. Odpływ obliczany jest z krzywych przepływu. Natomiast analizy chemiczne wody pobranej raz w miesiącu w tych przekrojach wykonuje Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska, Delegatura w Toruniu.
- **Epifity nadrzewne** (stanowiska nr: 961-966 i 917, 918) – program rozpoczęty w 2001 r. według metodyki opracowanej przez Zakład Systematyki i Fitosocjologii Uniwersytetu Wrocławskiego. Monitoring jest prowadzony na 9 stanowiskach testowych. Obrysy porostów są wykonywane co 2 lata (w 2002 i 2004 r.)
- **Flora i roślinność** (stanowiska nr 212 i 232) – badania nad strukturą i dynamiką szaty roślinnej prowadzi od 1993 Zakład Ekologii Roślin i Ochrony Przyrody UMK w Toruniu w oparciu o wydzielone powierzchnie stałe.
- **Fauna** (stanowiska nr: 701 – 709, 711, 753) – badania prowadzone od 1993 r. przez Zakład Ekologii Zwierząt UMK w Toruniu obejmują faunę glebową (dżdżownice) oraz awifaunę (oknówka i dymówka). Badania są prowadzone w okresie wegetacyjnym.

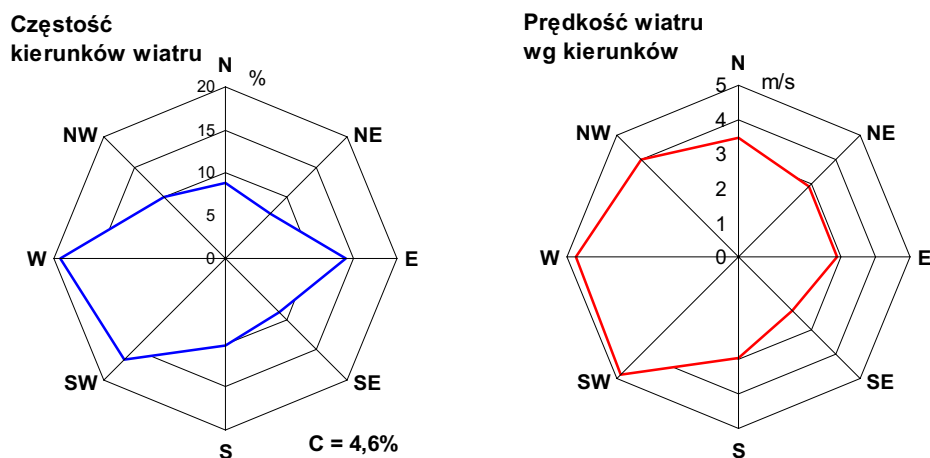
Badania monitoringowe w stacji ZMŚP w Koniczynie są wykonywane z różną częstotliwością: od rejestracji ciągłej i pomiarów codziennych (np. pomiary meteorologiczne), poprzez dobowe (np. pomiary hydrologiczne na Strudze Toruńskiej), tygodniowe (np. stany wód gruntowych), dekadowe (np. fauna glebowa), miesięczne (np. chemizm wód Strugi Toruńskiej), sezonowe (np. chemizm wód podziemnych), półroczne (np. metale ciężkie i siarka w porostach), roczne (np. monitoring porostów), po pomiary wieloletnie wykonywane co 5-10 lat (np. dynamika szaty roślinnej, gleby).

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

Meteorologia

Stacja ZMŚP reprezentuje warunki klimatyczne Pojezierza Chełmińskiego, zaliczanego według regionalizacji Romera (1949) do klimatu Wielkich Dolin, a według klasyfikacji rolniczo-klimatycznej Gumińskiego (1948) do VII dzielnicy środkowej. Na pewną specyfikę pogodową tego obszaru zwraca uwagę Woś (1995) wydzielając region IX (Chełmińsko-Toruński).

Warunki pogodowe i klimatyczne w Koniczynie, podobnie jak w całej Polsce, charakteryzują się znaczną zmiennością związaną z adwekcją różnorodnych mas powietrza. Cyrkulacją atmosferyczną w tym rejonie sterują całoroczne ośrodki działalności atmosfery – Wyż Azorski i Niż Islandzki oraz sezonowo Wyż Wschodniosyberyjski oraz Wyż Arktyczny (Wójcik, Marciniak 2001). Dlatego też w Koniczynie dominują wiatry z sektora zachodniego (45,8%), z największą częstotliwością z kierunku W (19,2%) oraz ze wschodu (14,0%) – ryc. 3. Udział cisz sięga 4,6%. Średnia prędkość wiatru, w analizowanym okresie wyniosła 3,3 m/s, z najsilniejszymi wiatrami w lutym i marcu (po 4,1 m/s) i mniejszą dynamiką atmosfery w sezonie letnim (tab. 1). Najsilniejsze wiatry w Koniczynie są charakterystyczne dla kierunków najczęstszych (Kejna i in. 2001). W analizowanym okresie z kierunku W ich średnia prędkość wyniosła 4,8 m/s, a SW 4,9 m/s (ryc. 3).



Ryc. 3. Częstość (%) kierunków wiatru i cisz oraz średnia prędkość wiatru według kierunków w Koniczynie w latach 1994-2004

Przeważająca adwekcja wilgotnych mas powietrza z zachodu powoduje, iż w Koniczynie średnie zachmurzenie wyniosło 7,2 (w skali od 0-10) – tab. 1. Wyraźnie zaznaczył się przebieg roczny zachmurzenia z najmniejszymi jego wartościami w ciepłej połowie roku (maj 6,2 i sierpień 6,3) i największym zachmurzeniem w okresie jesienno-zimowym (grudzień 8,2) – Uscka i in. (2001). W ciągu roku przeciętnie występuje 19,5 dnia pogodnego ($C < 2$) oraz 166,4 dni pochmurne ($C > 8$), resztę stanowią dni chmurne (179,1) – tab. 2. Dni pogodne w Koniczynie najczęściej występują w ciepłej połowie roku (w maju, lipcu i we wrześniu po ok. 2 dni w miesiącu), chociaż i zimą, przy pogodzie antycyklonalnej, też notuje się dni bezchmurne lub z małym zachmurzeniem.

Średnia suma roczna usłonecznienia w Koniczynie w latach 1996-2004 wyniosła 1534,4 godzin, czyli 4,2 godzin ze słońcem na dzień (tab. 1). Usłonecznienie względne sięga około 30% (Uscka i in. 2001). Największe usłonecznienie rejestruje się w maju (233,7 godz.) oraz w sierpniu (222,6 godz.). Natomiast w czerwcu i lipcu, pomimo najdłuższych dni w roku liczba godzin ze słońcem uległa zmniejszeniu, np. w lipcu do 187,6 godzin. Jest to efekt większego zachmurzenia w tych miesiącach. Najmniejsze usłonecznienie wystąpiło w grudniu 24,5 godz. (0,8 godz./dzień).

Tabela 1. Średnie miesięczne i roczne wartości wybranych elementów meteorologicznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Element	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
C^1 (0 – 10)	8,1	7,6	7,0	7,0	6,2	6,8	6,5	6,3	7,1	7,2	8,1	8,2	7,2
U^2 (godz.)	28,8	60,6	121,3	175,1	233,7	208,8	187,6	222,6	152,7	84,4	34,2	24,5	1534,4
V (m/s)	3,7	4,1	4,1	3,6	3,2	3,0	2,8	2,7	2,8	3,2	3,2	3,5	3,3
$T_{\max \text{ abs.}}$	12,0	13,0	20,0	28,4	30,4	34,4	36,9	35,6	29,8	23,2	16,6	12,1	36,9
T_{sr}	-1,5	-0,1	2,6	8,3	13,5	16,4	18,6	18,6	13,3	8,5	3,1	-1,2	8,3
$T_{\min \text{ abs}}$	-20,5	-23,0	-16,0	-8,0	-2,2	4,0	4,6	7,0	0,0	-6,1	-17,6	-20,5	-23,0
$T_{\min \text{ abs } 5 \text{ cm}}$	-21,5	-24,0	-17,0	-9,1	-5,6	-1,0	0,5	0,0	-3,5	-9,5	-18,4	-22,5	-24,0
e^1 (hPa)	5,3	5,6	6,3	8,5	10,8	14,1	16,1	15,6	12,5	10,0	6,9	5,5	9,8
f (%)	88	85	82	72	67	72	73	71	79	83	88	89	79
Δ^1 (hPa)	0,7	1,1	1,6	4,1	6,4	6,4	7,6	8,0	3,9	2,3	1,0	0,6	3,6
P (mm)	27,9	29,5	32,4	34,7	51,7	47,9	91,3	61,0	54,1	39,2	32,3	36,7	538,8
$\dot{S}$ (cm)	38,5	13,0	18,0	3,0	.	.	.	.	.	.	8,9	29,8	38,5

Objaśnienia: C – zachmurzenie, U – usłonecznienie, V – prędkość wiatru, T – temperatura powietrza, e – ciśnienie pary wodnej, f – wilgotność względna, D – niedosyt ciśnienia pary wodnej, P – opady atmosferyczne, $\dot{S}$ – maksymalna miąższość pokrywy śnieżnej, 1 – w latach 1994-2002, 2 – w latach 1996-2004

Średnia roczna temperatura powietrza w Koniczynie wyniosła 8,3°C (tab. 1). W przebiegu rocznym ujemne średnie miesięczne temperatury powietrza występują w miesiącach zimowych (styczeń -1,5°C, grudzień -1,2°C, luty -0,1°C). Najniższe średnie miesięczne temperatury wystąpiły w czasie wyjątkowo długiej i mroźnej zimy 1995/1996 (grudzień -5,1°C, styczeń -6,2°C i luty -6,8°C) oraz w grudniu 2002 r. (-5,7°C). Coraz częściej, nawet zimą, występują dodatnie średnie temperatury powietrza, np. na przełomie 1997/1998 nie wystąpiła termiczna zima. Łagodne zimy mają związek z rozwojem cyrkulacji strefowej i wysokimi wartościami wskaźnika Oscylacji Północnoatlantyckiej (NAO) – Kożuchowski, Degirmendzić (2002). Najcieplejszymi miesiącami są lipiec i sierpień (po 18,6°C). Amplituda roczna temperatury wyniosła 20,1°C, co świadczy o rosnącej oceanizacji klimatu (Kejna i in. 2004). Najniższa zanotowana temperatura wyniosła -23,0°C i wystąpiła w dniu 9 lutego 1996 r. (-23,0°C). Natomiast absolutne maksimum temperatury powietrza osiągnęło 36,9°C w dniu 31 lipca 1994 r.

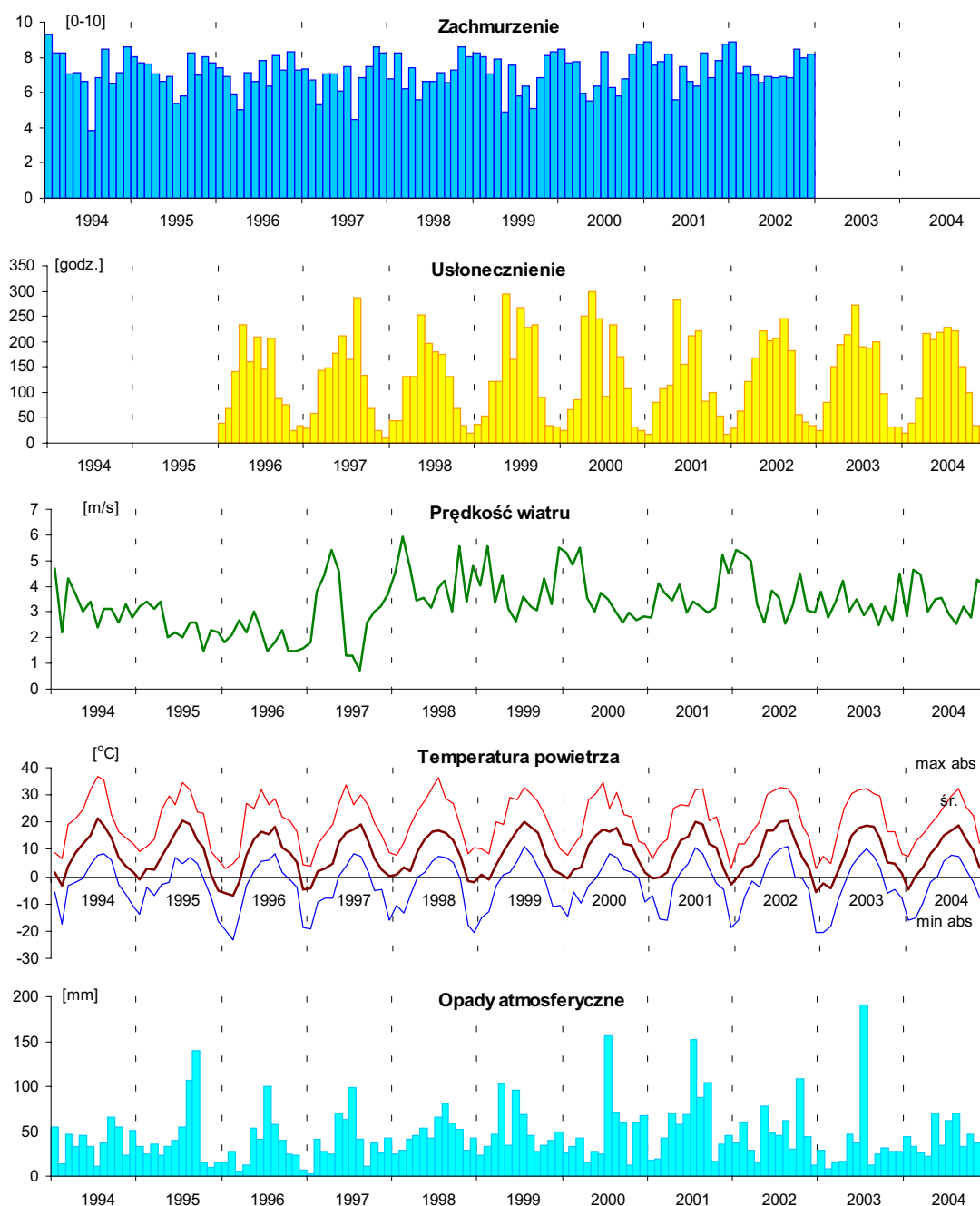
W ciągu roku w Koniczynie występuje przeciętnie 97,4 dni przymrozkowych ($t_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$), w tym 32,3 dni mroźnych ($t_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$) i 14,3 dni z silnym mrozem, kiedy to temperatura minimalna spada poniżej -10°C (tab. 2). Dni przymrozkowe występują od października aż do maja. Natomiast po uwzględnieniu temperatury na 5 cm nad poziomem gruntu stwierdzono, że tylko w lipcu i sierpniu nie ma przygruntowych przymrozków. Najniższa temperatura przy gruncie wyniosła -24,0°C w lutym 1996 r. Jak wykazały badania Wójcika i Ziemińskiej (1984) w porównaniu do temperatury zmierzonej w klatce meteorologicznej, temperatura przy gruncie (5 cm) jest o 1-2°C niższa, a liczba dni z przymrozkiem wzrasta o ok. 40%. Dni gorące ($t_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$) w Koniczynie występują od kwietnia po wrzesień, jest ich przeciętnie 39,2 w roku. Dni bardzo gorących z temperaturami powyżej 30°C w ciągu roku jest 6,7, występują najczęściej w lipcu.

Wilgotność powietrza jest uzależniona od czynników makroklimatycznych (cyrkulacji atmosferycznej i rodzaju napływających mas powietrza) oraz od lokalnych zasobów wodnych środowiska. W Koniczynie zachodzi znaczna transpiracja z upraw polowych (Kejna, Uscka 2004). Średnie ciśnienie pary wodnej w Koniczynie wyniosło 9,8 hPa (tab. 1), z najwyższymi wartościami w lipcu (16,2 hPa), a najniższymi w grudniu 5,3 hPa. Średnia wilgotność względna w Koniczynie wyniosła 79%, jej najniższe wartości występują w cieplej połowie roku (maj 68%, sierpień 71%), a największe nasycenie powietrza parą wodną występuje w grudniu (89%).

Opady atmosferyczne są najbardziej zmiennym elementem meteorologicznym na tym obszarze (Wójcik, Marciniak 1996). Średnia suma roczna opadów atmosferycznych w Koniczynie wyniosła 538,8 mm (tab. 1). Najwyższe sumy opadów są charakterystyczne dla lipca (91,3 mm), a najniższe dla stycznia (27,9 mm). W Koniczynie w ciągu roku występuje 170,0 dni z opadem mierzalnym ($p \geq 0,1$ mm), w tym 96,1 dni z opadem = 1,0 mm i 11,4 dni z opadem $\geq 10,0$ mm (tab. 2). Najwięcej dni z opadem powyżej 10 mm występuje latem, a sumy dobowe opadu przekraczają 50 mm, np. w dniu 3 września 1995 zmierzono 57,3 mm, a 9 lipca 2001 r. spadło 64,0 mm deszczu.

Tabela 2. Średnia liczba dni charakterystycznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Dni	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
$C < 2$	1,5	0,9	1,9	1,8	2,8	1,5	2,1	1,8	1,9	1,8	0,6	1,1	19,5
$2 \leq C \leq 8$	9,6	11,9	15,1	16,1	17,6	17,5	17,5	21,9	14,9	17,1	9,8	10,1	179,1
$C > 8$	19,9	15,3	14,0	12,1	10,6	11,0	11,4	7,4	13,3	12,1	19,6	19,8	166,4
$T_{\max} > 30^{\circ}\text{C}$	.	.	.	.	0,2	1,2	3,2	2,2	.	.	.	.	6,7
$T_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$	.	.	.	0,9	4,5	6,1	11,5	14,5	1,6	.	.	.	39,2
$T_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$	21,3	18,3	16,5	5,1	0,4	.	.	.	.	3,6	10,8	21,4	97,4
$T_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$	10,4	7,2	1,6	.	.	.	.	.	.	.	2,5	10,5	32,3
$T_{\min} < -10^{\circ}\text{C}$	5,0	3,8	0,6	.	.	.	.	.	.	.	0,5	4,3	14,3
$P \geq 0,1$ mm	15,7	15,2	14,0	13,3	11,6	14,2	13,6	10,7	12,3	15,6	16,8	16,9	170,0
$P \geq 1,0$ mm	7,5	7,5	7,5	7,6	8,7	8,8	8,8	7,5	7,9	8,6	6,6	8,8	96,1
$P \geq 10,0$ mm	.	0,4	0,5	0,5	1,2	1,2	2,9	1,9	1,3	0,6	0,5	0,4	11,4



Ryc. 4. Przebieg wybranych elementów meteorologicznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Pokrywa śnieżna w Koniczynie pojawia się od listopada aż do kwietnia, rzadko jednak utrzymuje się w sposób ciągły. Jeszcze w latach 60-tych długość zalegania szaty śnieżnej w Toruniu wynosiła 70 dni (Wójcik, Ziemińska 1984). Długotrwała pokrywa śnieżna wystąpiła w 1995/1996 r. Miąższość pokrywy śnieżnej przeważnie wynosi kilka centymetrów, zdarzały się jednak obfite opady śniegu, np. zimą 2000/2001 r. grubość pokrywy śnieżnej osiągnęła 38,5 cm (tab. 1).

Średnia temperatura gruntu w Koniczynie w warstwie do 50 cm jest wyższa niż temperatura powietrza i wynosi od 9,8°C na głębokości 1 cm do 9,2°C na głębokości 50 cm (tab. 3). Najniższe temperatury wystąpiły w styczniu (odpowiednio od -0,9°C do 0,9°C). Natomiast najwyższe temperatury występują w warstwie do 10 cm w lipcu (np. na 1 cm 21,8°C), a głębiej w sierpniu (np. na 50 cm 18,9°C). W okresie od marca do października w gruncie występuje normalny, insolacyjny

Tabela 3. Średnie temperatury gruntu w Koniczynie w latach 1994-2004

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
T _{gr.1cm}	-0,9	0,4	2,9	9,3	16,5	20,2	21,8	21,1	14,5	8,6	3,1	-0,1	9,8
T _{gr.5cm}	-0,7	0,5	2,9	9,2	16,1	19,7	21,2	20,9	14,6	8,9	3,4	0,1	9,7
T _{gr.10cm}	-0,7	0,4	2,7	8,6	15,3	18,8	20,5	20,3	14,5	9,0	3,6	0,3	9,5
T _{gr.20cm}	-0,2	0,6	2,5	8,0	14,6	18,0	19,8	19,9	14,6	9,3	4,1	0,8	9,3
T _{gr.50cm}	0,9	1,2	2,5	6,9	13,0	16,4	18,3	18,9	14,8	10,2	5,5	2,3	9,2

rozkład temperatury, natomiast w pozostałych miesiącach niższa temperatura występuje na powierzchni (układ radiacyjny). W lipcu różnica temperatury między 1 a 50 cm sięga 2,5°C, a w styczniu -1,8°C. W przebiegu dobowym najwyższe temperatury na głębokości 1 cm występują o godz. 13, pora dzienna charakteryzuje się znacznymi gradientami temperatury, zwłaszcza w powierzchniowej warstwie gruntu (Uscka, Kejna 2003).

W analizowanym okresie warunki klimatyczne w Koniczynie charakteryzowały się znaczną zmiennością (Kejna i in. 2004) – tab. 4, ryc. 4.

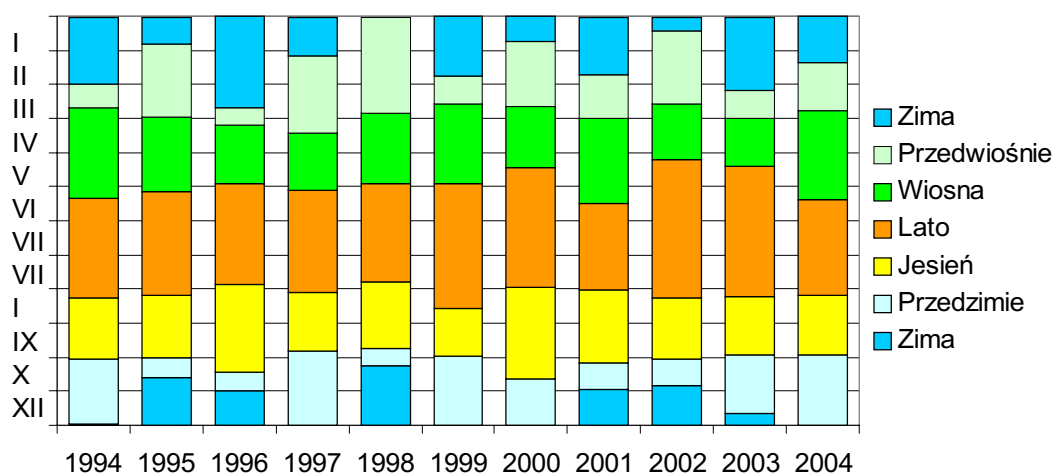
Zmienność ta jest związana z rosnącą koncentracją gazów cieplarnianych w atmosferze i globalnym wzrostem temperatury powietrza, który jest szacowany na ok. 0,6°C (od 1880 r.) – III Raport IPCC (2001). Również w Polsce ostatnie 2 dekady należały do najcieplejszych w XX w. (Kożuchowski, Żmudzka 2001). W Koniczynie w analizowanym okresie temperatura powietrza wykazała znaczną zmienność od 6,5°C w 1996 r. do 9,6°C w 2000 r. Wielkość zachmurzenia zmieniała się od 6,9 (w skali 0–8) w 1997 r. do 7,5 w 2001 r. (ryc. 4), a usłonecznienie od 1402,6 godzin w 1998 r. do 1677,7 godzin w 1999 r. Opady atmosferyczne są bardzo zmiennym elementem klimatu. W Koniczynie ich sumy roczne wahały się od 407,2 mm w 1996 r. (407,2 mm) do 715,8 mm w 2001 r. Znaczna zmienność opadów występowała w Koniczynie również w latach wcześniejszych (Marciniak i in. 1987, Kejna, Uscka-Kowalkowska 2006). Szczególnie istotne dla środowiska na obszarze zlewni reprezentatywnej są częste okresy posuchy i suszy trwające do kilku tygodni (Uscka, Kejna 2005) oraz okresy długotrwałych opadów znacznie zwiększające zasoby wody w środowisku (Celmer i in. 1993). Ekstremalnie niskie sumy miesięczne opadów wystąpiły w styczniu 1997 r. (2,1 mm), natomiast bardzo wysokie w lipcu 2000 r. (156,1 mm) i 2003 r. (190,3 mm).

Znacznym zmianom podlegają również termiczne pory roku (ryc. 5). W Koniczynie przedwiosnie rozpoczyna się przeciętnie już 17 lutego i trwa 47 dni. Wiosna nadchodzi 29 marca i trwa ponad 2 miesiące (63 dni). Natomiast lato jest najdłuższą porą roku (trwa od 31 maja do 5 wrze-

Tabela 4. Średnie roczne wartości wybranych elementów meteorologicznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Rok	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1994-2004
C(0-10)	7,3	7,2	7,0	6,9	7,1	7,0	7,2	7,5	7,4			7,2
U(godz.)			1418,7	1457,6	1402,6	1677,7	1627,7	1439,4	1573,2	1674,7	1538,0	1534,4
v(m/s)	3,2	2,5	2,0	3,0	4,2	3,8	3,6	3,6	3,8	3,3	3,5	3,3
T _{max abs}	36,9	34,8	32,0	33,5	36,4	32,8	34,4	32,2	33,0	32,1	32,5	36,9
T _{śr}	8,8	8,3	6,5	7,8	8,0	9,0	9,6	8,2	9,1	8,2	8,2	8,3
T _{min abs}	-17,4	-16,6	-23,0	-19,3	-20,3	-15,1	-14,5	-18,8	-20,5	-20,5	-16,1	-23,0
T _{min abs 5 cm}	-17,5	-17,8	-24,0	-21,5	-22,5	-17,5	-17,0	-19,0	-22,1	-21,5	-19,5	-24,0
f (%)	79	81	83	80	81	78	77	80	76	76		79
P (mm)	468,7	528,9	410,7	481,7	566,0	596,9	596,9	715,8	568,6	468,6	523,7	538,8
Ś(cm)	8,0	12,0	18,0	3,0	6,0	8,9	26,5	38,5	10,0	9,8	10,8	38,5

Objaśnienia: C – zachmurzenie, U – usłonecznienie, V – prędkość wiatru, T – temperatura powietrza, f – wilgotność względna, P – opady atmosferyczne, Ś – maksymalna miąższość pokrywy śnieżnej.

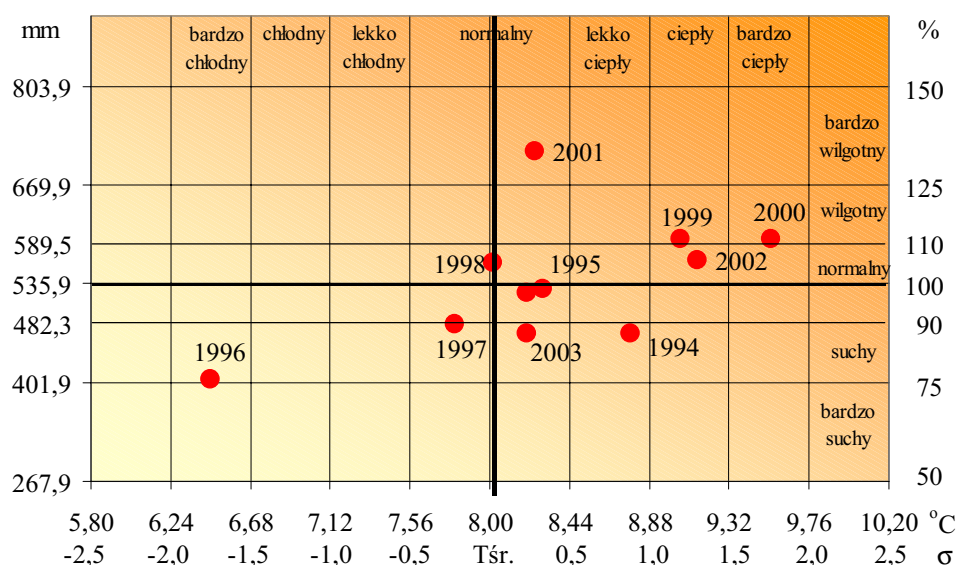


Ryc. 5. Termiczne pory roku w Koniczynie w latach 1994-2004

śnia – 97 dni). Jesień trwa 59 dni, a przedzimie rozpoczyna się 4 listopada i trwa do 13 grudnia (35 dni). Zima przeciętnie trwa w Koniczynie od 14 grudnia do 16 lutego (65 dni).

W porównaniu do lat 60. XX wieku (Marciniak i in. 1987) w Koniczynie nastąpiły znaczne zmiany terminów pojawiania się i czasu trwania pór roku. Zima uległa wyraźnemu skróceniu, ze względu na coraz wyższe temperatury miesięcy zimowych (Kejna, Uscka 2003). Znaczemu przyspieszeniu uległy przedwiośnie i wiosna, a okres wegetacyjny obecnie trwa w Koniczynie 219 dni i wykazuje tendencję ku wydłużeniu. Są to zjawiska występujące również w innych rejonach Polski (Kozuchowski 2000).

W analizowanym okresie w Koniczynie tylko 3 lata należały do normalnych pod względem termicznym według klasyfikacji Lorenc i Boguckiej (1995) i opadowym (Kaczorowska 1962) – ryc. 6. Bardzo ciepły był rok 2000 (9,6°C) natomiast 1999 (9,0°C) i 2002 (9,1°C) zaklasyfikowano jako ciepłe. Rok 1996 należał do lat bardzo chłodnych (6,5°C). Pod względem opadowym 125% normy przekroczył rok 2001 (715,8 mm) – rok bardzo wilgotny. Do lat wilgotnych należały 1999 i 2000. Najniższe opady wystąpiły w 1996 r. (410,7 mm) – rok suchy. Do tej kategorii lat zaliczamy również 1994, 1997 i 2003.



Ryc. 6. Klasyfikacja termiczno-opadowa lat w Koniczynie w okresie 1994-2004 (okres referencyjny 1966-1995, stacja Toruń-Wrzosy)

Chemizm powietrza

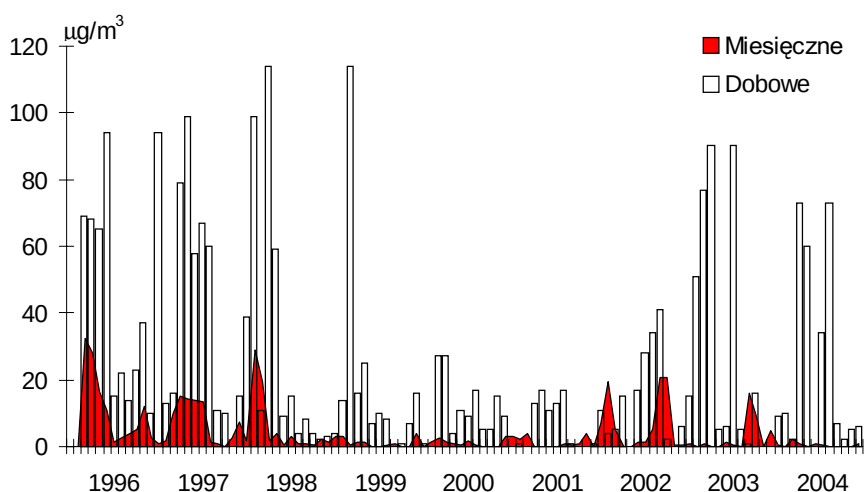
Pomiary stężenia SO_2 w powietrzu w Koniczynie prowadzi od stycznia 1996 r. Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy, Delegatura w Toruniu. Są one wykonywane w sposób automatyczny metodą kulometryczną przy użyciu analizatora emisji SO_2 ANIM-86. Wyniki tych pomiarów są uśredniane co 30 minut. Do dnia 27 lutego 2002 r. czepnia analizatora znajdowała się w budynku stacji, a następnie została przeniesiona do kontenera w ogródku meteorologicznym.

W stacji ZMŚP w Koniczynie średnie roczne stężenia SO_2 w latach 1996-2004 wykazują tendencję spadkową od $11,5 \text{ mg/m}^3$ w 1996 r. do $0,5 \text{ mg/m}^3$ w 2004 r. (tab. 5, ryc. 7). Podobna tendencja obniżania się poziomu zawartości dwutlenku siarki w powietrzu atmosferycznym występuje na terenie całego województwa kujawsko-pomorskiego oraz całego kraju (Raport ..., 2005). Malejąca tendencja zanieczyszczeń powietrza SO_2 jest związana ze zmniejszeniem emisji tych związków do atmosfery, a w przypadku Koniczynki ograniczeniem produkcji, a następnie zamknięciem Zakładu „Polchem” w pobliskim Toruniu (Hildebrandt 2001). W Koniczynie w 2002 r. ($7,4 \text{ mg/dm}^3$) oraz 2003 r. ($2,8 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) nastąpił nieznaczny wzrost stężeniem SO_2 w miesiącach letnich. Lata te zbiegły się ze zmianą użytkowania okolicznych pól, nowy dzierżawca tych gruntów prowadzi intensywną uprawę warzyw.

Tabela 5. Średnie miesięczne i roczne (śr) oraz maksymalne dobowe (max) stężenia SO_2 (mg/m^3) w Koniczynie w latach 1996–2004

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1996			32,2	28,2	16,2	10,6	1,2	2,8	3,8	5,1	12,0	2,4	11,5
1997	1,0	1,7	10,1	15,1	14,3	14,0	13,5	1,5	0,7	.	2,7	7,5	6,8
1998	1,6	29,1	19,6	1,8	4,1	0,6	2,9	0,8	0,8	0,6	2,0	1,4	5,4
1999	2,9	2,9	0,5	1,4	1,1	.	.	0,3	0,8	.	.	4,1	1,2
2000	0,2	1,3	2,6	1,5	0,9	0,6	1,7	0,6	.	.	.	3,2	1,1
2001	3,0	2,0	3,7	0,1	.	.	0,1	1,0	0,5	0,7	4,0	0,0	1,3
2002	7,1	19,5	5,0	0,1	.	1,1	1,3	5,1	20,7	20,6	0,4	0,4	7,4
2003	0,9	0,1	0,7	0,0	.	1,2	0,6	0,2	15,9	8,9	.	4,7	2,8
2004	0,6	0,2	2,0	0,9	.	0,8	0,6	0,2	.	.	0,2	1,0	0,5

kropka – poniżej progu wykrywalności



Ryc. 7. Średnie miesięczne i maksymalne dobowe stężenia SO_2 w powietrzu w Koniczynie w latach 1996-2004

W przebiegu rocznym najniższe stężenia SO_2 są rejestrowane latem (za wyjątkiem 2002 i 2003 r.), a najwyższe w okresie grzewczym (Hildebrandt 2004). Najwyższe średnie miesięczne wartości SO_2 wystąpiły w styczniu ($32,2 \text{ mg/m}^3$) i lutym ($28,2 \text{ mg/m}^3$) 1996 r. oraz grudniu 1997 r. ($29,1 \text{ mg/m}^3$). Latem, w niektórych miesiącach, stężenie SO_2 było poniżej progu wykrywalności wykorzystywanej do badań aparatury.

Maksymalne dobowe stężenia SO_2 w poszczególnych miesiącach dochodzą do 114 mg/m^3 (w grudniu 1997 r.), ale zdarzają się miesiące, w których wszystkie pomiary 24-godzinne nie wykazują dwutlenku siarki w powietrzu atmosferycznym (np. sierpień 1997 r., kwiecień i wrzesień 1999 r., lipiec i wrzesień 2000 r., marzec, kwiecień i październik 2001 r., luty, marzec i wrzesień 2003 r. oraz sierpień 2004 r.).

Najwyższe wartości 30 minutowe przekraczają 200 mg/m^3 , np. w sierpniu 1996 r. (473 mg/m^3), marcu 1997 r. (213 mg/m^3), czerwcu i lipcu 2002 r. (odpowiednio 227 i 452 mg/m^3). Jednak porównanie uzyskanych wyników z dopuszczalnymi poziomami stężeń nie wykazało przekroczeń w żadnym roku badawczym. W 2002 roku straciło moc Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dnia 28 kwietnia 1998 r. w sprawie dopuszczalnych wartości stężeń substancji zanieczyszczających w powietrzu (Dz.U.Nr 55, poz. 355). Również według nowych kryteriów (Rozporządzenia Ministra Ochrony Środowiska z dnia 6 czerwca 2002 r., Dz.U. Nr 87, poz. 796) nie stwierdzono przekroczenia poziomami dopuszczalnych określonych w tym rozporządzeniu.

W Koniczynie od grudnia 2003 r. są równolegle prowadzone pomiary zanieczyszczeń powietrza metodą pasywną. Polega ona na absorpcji dwutlenku siarki i dwutlenku azotu z powietrza (metodyka Centrum Innowacyjno-Wdrożeniowego PROPAGATOR z Krakowie). Według tej metody średnie stężenie SO_2 w 2004 r. wyniosło $5,31 \text{ mg/m}^3$, było więc znacznie wyższe niż wykazała metoda automatyczna (tab. 6). Największe stężenia wystąpiły w okresie zimowym (w grudniu 2003 r. – $13,89 \text{ mg/m}^3$ i styczniu 2004 r. $13,95 \text{ mg/m}^3$). Znacznie mniejsze wartości wystąpiły latem, np. w lipcu 2003 r. ($0,7 \text{ mg/m}^3$) i lipcu i sierpniu 2004 r. (po $1,2 \text{ mg/m}^3$). Średnie stężenie NO_2 wyniosło $14,36 \text{ mg/m}^3$, z najwyższymi wartościami w grudniu 2003 r. ($29,67 \text{ mg/m}^3$) i styczniu 2004 r. ($20,13 \text{ mg/m}^3$), a najniższymi w lipcu ($6,6 \text{ mg/m}^3$).

Tabela 6. Stężenie SO_2 i NO_2 w powietrzu (w mg/m^3) Koniczynie w latach 2003–2004 (metoda pasywna)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
SO_2													
2003		8,0	11,3	6,3	6,0	4,3	3,0		0,7	12,0	9,7	18,0	
2004	3,6	13,9	14,0	7,2	7,1	2,1	2,3	2,0	1,2	1,2	3,3	5,9	5,3
NO_2													
2003		17,3	18,0	12,7	14,7	12,0	11,7		7,0	1,0	1,7	5,3	
2004	18,0	29,7	20,1	14,2	13,9	8,4	9,7	6,7	6,6	11,3	16,7	17,0	14,4

W dniu 1 stycznia 2004 roku rozpoczęto w Koniczynie badania zanieczyszczenia powietrza pyłem zawieszonym PM_{10} (tab 7). Pomiary wykonywane są manualną metodą grawimetryczną, zgodnie z referencyjną metodą pomiarową PrPN-EN 12341. W 2004 r. średnie stężenie pyłu zawieszonego PM_{10} w Koniczynie wyniosło $31,6 \mu\text{g/m}^3$. W przebiegu rocznym jego najwyższe wartości wystąpiły w styczniu ($76,8 \mu\text{g/m}^3$), co należy wiązać z ogólnie większą emisją pyłów i dymów w sezonie grzewczym. Drugorzędny wzrost stężeń PM_{10} wystąpił na wiosnę (kwiecień $47,1 \mu\text{g/m}^3$) oraz na jesieni ($30,1 \mu\text{g/m}^3$), kiedy to okoliczne pola są odkryte i podatne na wywiewanie pyłu z gleby. Maksymalne stężenia dobowe przekraczają $100 \mu\text{g/m}^3$, np. w styczniu ($174 \mu\text{g/m}^3$) i kwietniu ($107 \mu\text{g/m}^3$) 2004 r. W sumie liczba dni ze średnim stężeniem PM_{10} wyższym od $50 \mu\text{g/m}^3$ była przekroczona 34 razy. Jest to bliskie normie, która dopuszcza tylko

Tabela 7. Średnie miesięczne i roczne oraz maksymalne dobowe stężenia pyłu zawieszonego PM₁₀ (µg/m³) oraz liczba średnich dobowych wyższych od 50 µg/m³ w Koniczynie w roku hydrologicznym 2004

Parametr	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Rok
Stężenie średnie	76,8	29,3	35,1	47,1	22,8	15,4	19,7	25,8	23,0	30,1	29,1	24,7	31,6
Stężenie max 24-godzinne	174	72	83	107	48	31	46	57	42	64	60	59	174
Liczba dni z > 50 µg/m ³	6	4	6	9	0	0	0	1	0	3	4	1	34

35 takich przypadków w ciągu roku. Jak wykazały badania WIOŚ w Toruniu w 80% tych przypadków przekroczenia te wystąpiły przy wiatrach wiejących z kierunku SW, czyli z terenu Torunia. Można więc przypuszczać, że zaznacza się tu wpływ wysokich emitorów elektrociepłowni Toruń S.A. i Elana-Energetyka Sp. z o.o.

Chemizm opadów atmosferycznych i pokrywy śnieżnej

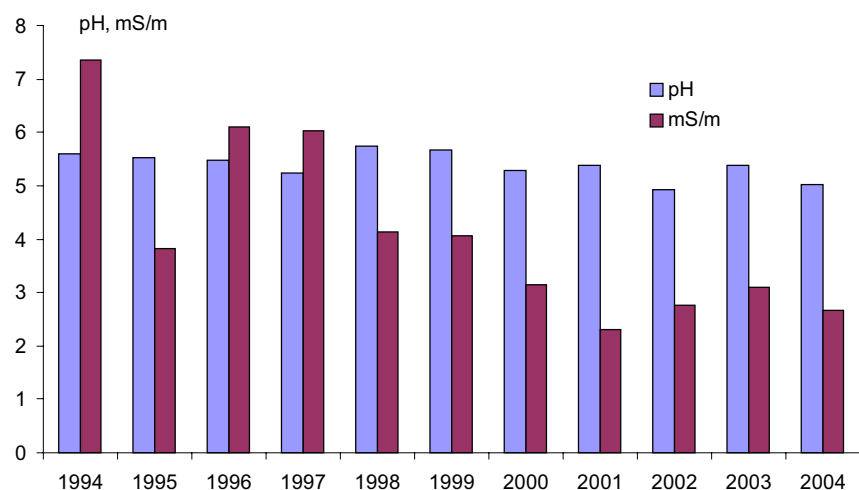
Pomiary chemizmu opadów atmosferycznych są prowadzone w Koniczynie od 1993 r. Początkowo do analiz zbierano opad suchy i mokry, a od 1 listopada 2000 r. próbki wody pochodzą z kolektora mokrego opadu z godz. 7 czasu środkowoeuropejskiego. Po każdym opadzie jest oznaczane pH i przewodnictwo elektrolityczne opadu.

W latach 1994-2004 średnie roczne wartości przewodnictwa elektrolitycznego wody opadowej (obliczone jako średnia ważona uwzględniająca ilość opadów) wahała się od 7,35 mS/m w 1994 r. do 2,31 mS/m w 2001 r. (tab. 8). Najwyższe średnie miesięczne wartości przewodnictwa przekraczały 10 mS/m, np. w grudniu 1995 r. (11,57 mS/m), styczniu (13,95 mS/m) i grudniu (11,57 mS/m) 1996 r. Najniższe natomiast wartości nie przekraczały 2 mS/m, np. w styczniu i marcu 2002 r. (odpowiednio 1,93 i 1,63) i czerwcu 2003 r. (1,45). W analizowanym okresie występuje tendencja do obniżania przewodnictwa elektrolitycznego wody opadowej.

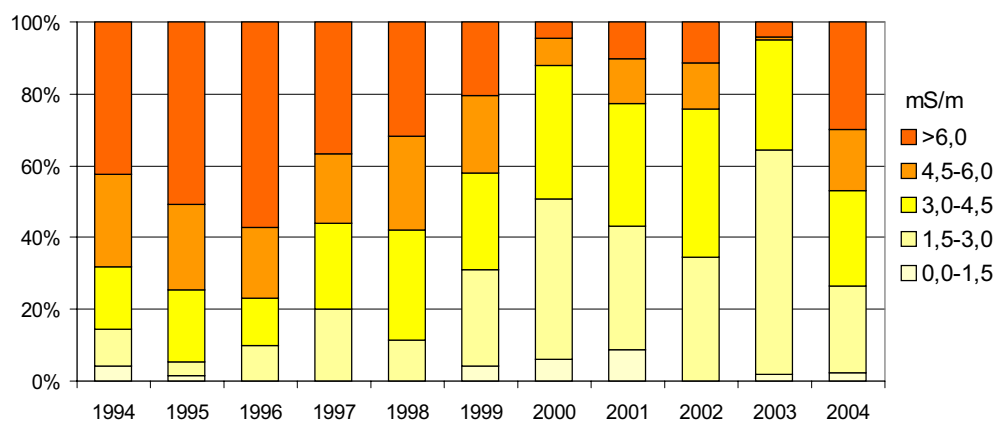
Potwierdza to częstość opadów w klasach przewodnictwa elektrolitycznego (ryc. 9). W analizowanym okresie opady o nieznacznej przewodności (<1,5 mS/m) stanowiły 1,1%, lekko podwyższone (1,5-3,0 mS/m) – 9,2%, znacznie podwyższone (3,0-4,5 mS/m) – 16,0%, mocno podwyższone (4,5-6,0 mS/m) – 19,6% i bardzo silnie podwyższone (>6 mS/m) 14,1%. W pierwszych latach pomiarów przeważały opady o bardzo silnie i silnie podwyższonej przewodności, np. w 1994 r. stanowiły one 77,1% wszystkich opadów, podobnie w 1995 r. 74,7%. W kolejnych latach nastąpiło jednak zmniejszenie przewodności elektrolitycznej opadów i np. w 2003 r. opady o nieznacznej i lekko podwyższonej przewodności stanowiły już 64,4%.

Tabela 8. Średnie miesięczne i roczne przewodnictwa elektrolitycznego (w mS/m) opadów atmosferycznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Lata	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	5,50	5,47	8,37	7,60	7,78	9,53	5,92	8,22		8,56	4,23		7,35
1995	5,00	3,85	4,88	7,08	4,90	5,33	4,40	6,69	4,59	2,36	2,59		3,82
1996	7,80	11,57	13,95	6,42	15,26	6,83	5,11	6,87	3,84	4,35	9,81		6,09
1997	7,29	11,52	9,72	5,15	6,87	5,04	6,98	5,51	5,61	4,23	9,23	7,89	6,03
1998	4,09	5,59	4,47	3,23	5,83	4,36	2,93	3,73	4,88	2,90	5,14	5,80	4,13
1999	4,55	5,02	6,12	4,57	6,59	2,96	3,76	2,68	5,30	3,91	4,88	3,64	4,06
2000	3,54	2,62	7,08	4,94	3,50	5,86		4,55	2,52	2,63	2,97	2,92	3,14
2001	2,55	2,97	3,37	3,61	2,74	3,08	2,81	0,95	2,04	1,29	2,28	3,06	2,31
2002	6,89	4,26	1,93	2,75	1,63	6,27	2,93	2,88	2,46	2,87	2,81	1,69	2,77
2003	3,94	5,20	5,42	4,23	4,33	5,55	4,05	1,45	2,45	2,47	4,66	2,60	3,09
2004	2,77	2,64	2,38	2,41	4,93	2,41	2,38	2,60	2,69	2,19	2,59	3,35	2,67



Ryc. 8. Średnie roczne wartości pH i przewodnictwa elektrolitycznego (mS/m) w Koniczynie w latach 1994-2004



Ryc. 9. Częstość klas opadów atmosferycznych ze względu na przewodnictwo elektrolityczne w Koniczynie w latach 1994-2004

Pod względem pH okres 1994-2004 charakteryzował się opadami w zakresie od 4,93 w 2002 r. do 5,74 w 1998 r. (tab. 9). Najniższe wartości miesięczne występują szczególnie w chłodnej połowie roku, np. w marcu 2004 r. (4,17), grudniu 2001 r. (4,41), styczniu 2001 r. (4,47). Natomiast najwyższe średnie miesięczne wartości pH przekraczały 7,0, np. w sierpniu 1995 r. (7,16). W przebiegu pH nie można stwierdzić wyraźnego trendu, ani też związku z sumą roczną opadów atmosferycznych (ryc. 8).

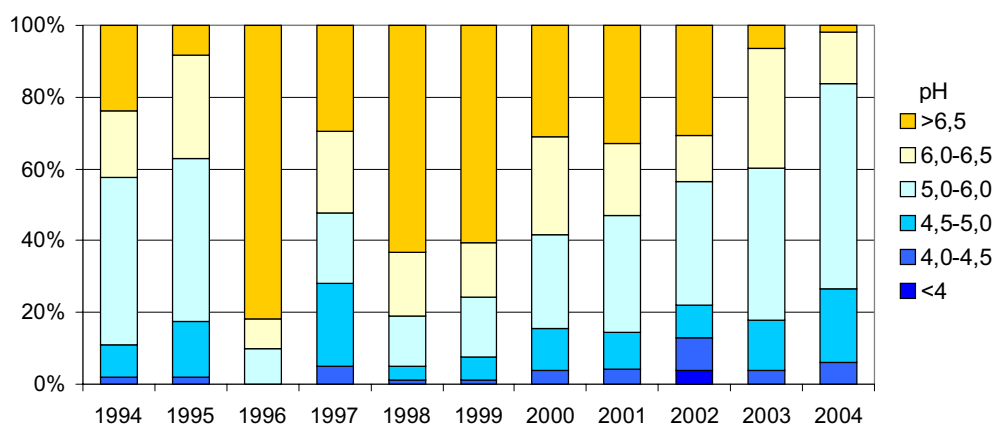
W Koniczynie najczęściej występują opady o podwyższonym pH (>6,5) – 33,7% oraz opady normalne (5,1-6,0) – 31,4%. Sporadycznie zdarzają się opady o bardzo silnie obniżonym pH (<4) – 0,3% oraz o silnie obniżonym pH (4,1-4,5%) – 3,5%. Od 1998 r. wzrasta udział opadów obniżonego pH, a maleje częstość opadów o podwyższonym pH (ryc. 10).

Opady atmosferyczne w Koniczynie możemy zaklasyfikować pod względem pH do normalnych, za wyjątkiem 2002 i 2004 r., kiedy to ich pH było lekko obniżone. Natomiast pod względem przewodnictwa elektrolitycznego charakteryzowały się znacznie podwyższonymi wartościami. Dopiero w ostatnich latach (2001, 2002 i 2004) przeszły do kategorii lekko podwyższonej (ryc. 11).

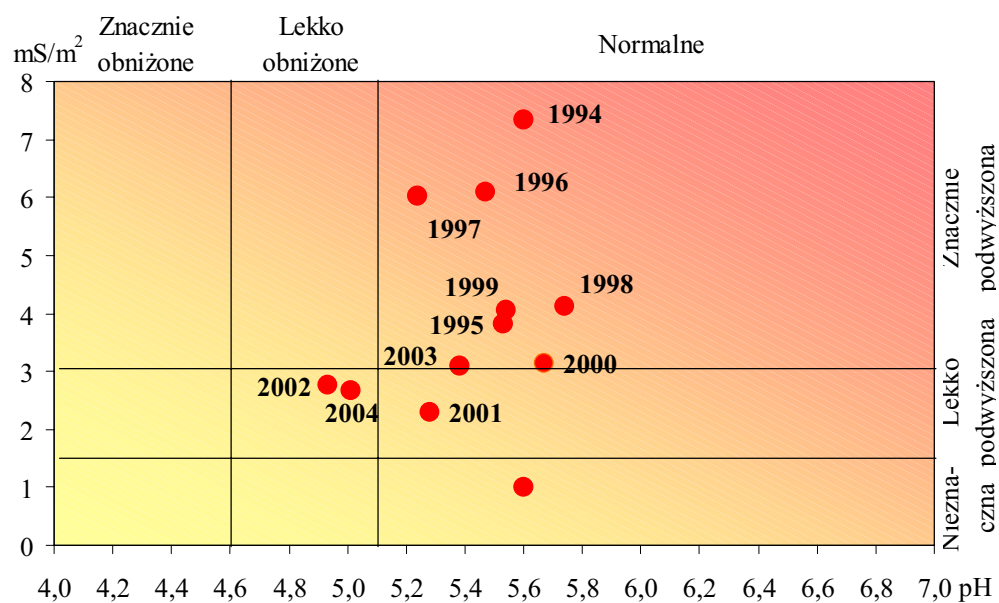
Analizy chemiczne wody z opadów atmosferycznych były wykonywane przez Instytut Melioracji i Użytków Zielonych w Bydgoszczy (do 2002 r.), a następnie przez Zakład Chemii Środowiska i Ekoanalitiky UMK w Toruniu (2003-2004), a od 2004 r. przez Instytut Ochrony Środowiska w Warszawie. Niestety uzyskane wyniki nie są porównywalne.

Tabela 9. Średnie miesięczne i roczne wartości pH opadów atmosferycznych w Koniczyńce w latach 1994-2004

Lata	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994	5,81	5,52	5,31	5,19	5,06	5,59	5,87	6,56	.	5,98	6,33	.	5,60
1995	5,92	5,09	5,30	4,68	4,90	5,82	5,32	6,05	6,96	7,16	6,97	.	5,53
1996	5,75	5,08	5,29	4,68	4,90	5,73	5,27	6,04	6,07	6,29	6,04	5,90	5,47
1997	5,17	5,36	4,90	5,05	4,53	5,32	5,01	5,79	5,83	6,25	4,85	5,14	5,24
1998	4,90	6,09	5,62	5,77	6,09	5,59	6,19	6,68	5,52	6,15	6,57	6,97	5,74
1999	5,77	4,84	5,95	5,93	5,23	6,43	6,01	5,35	6,77	6,94	6,47	6,77	5,67
2000	5,62	5,65	5,45	5,00	5,40	7,04	5,69	5,30	5,17	5,99	4,90	6,48	5,28
2001	5,53	4,84	4,47	5,66	5,32	6,80	6,34	5,37	5,23	6,68	5,98	4,50	5,37
2002	4,56	4,41	5,20	5,43	6,14	6,72	6,48	5,63	6,15	6,73	5,64	4,57	4,93
2003	4,95	5,49	5,07	5,90	5,11	6,10	5,44	6,48	6,21	6,07	4,84	4,92	5,38
2004	4,84	4,69	4,89	5,28	4,17	4,86	4,97	5,65	5,19	5,99	5,82	6,19	5,01



Ryc. 10. Częstość klas opadów atmosferycznych ze względu na pH w Koniczyńce w latach 1994-2004



Ryc. 11. Przewodność elektrolityczna i pH opadów atmosferycznych w Koniczyńce w latach hydrologicznych 1994-2004

Metale ciężkie w porostach

W latach 2002/2003 oraz 2004/2005 na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej Zakład Monitoringu Środowiska Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie przeprowadził eksperyment polegający na transplantacji porostów. W 10 punktach na obszarze zlewni umieszczono porosty *Hypogymnia physodes* pobrane z Puszczy Boreckiej (2002/2003), a w kolejnej turze eksperymentu z Borów Tucholskich. Porosty były eksponowane w półroczu zimowym i letnim – próby zdejmowano w kwietniu i październiku (ryc. 12).

Po upływie okresu ekspozycji oddzielono plechy porostów od kory, a następnie poddano mineralizacji w mieszaninie stężonego kwasu azotowego i nadchlorowego w stosunku 4:1 (Sawicka-Kapusta, Rakowska 1993). Metale ciężkie (Pb, Cd, Fe, Cu, Zn) oznaczano w płomieniu acetylen – powietrze, przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej IL 251. Siarkę ogólną oznaczono metodą turbidymetryczną Buttersa-Chenry'ego (Nowosielski 1968). Wyniki przedstawiono w $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ suchej masy.

Średnia koncentracja kadmu na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej (10 punktów) w sezonie zimowym (X-IV) 2002/2003 wyniosła $1,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ w latach 2004/2005 tylko $0,4 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$, zmniejszyła się więc do 36,5%. Podobnie ołowiu z $10,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do $5,8 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (56,1%). Mniejsze zmiany zanotowano w przypadku miedzi (odpowiednio 7,0 i 5,1, zmiana do 72,8%) i żelaza (z $574,9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do $473,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ – zmiana do 82,3%). Zawartość cynku zmniejszyła się z $97,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do $35,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (35,9%). Ubyło również siarki z $1876 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ do $1072 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (57,1%) – tab. 10.

Sezon letni (IV-X) charakteryzuje się mniejszymi zawartościami metali ciężkich i siarki, za wyjątkiem żelaza oraz kadmu i cynku (w 2005 r.). Również i w tym sezonie stwierdzono zmniejszenie zawartości analizowanych pierwiastków. Wyjątkiem okazał się kadm, którego akumulacja w 2005 r. wykazała wzrost aż o 216,3% z 0,5 do $1,1 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (ryc. 13).

Analizując zmiany na poszczególnych stanowiskach stwierdzono, że zaobserwowany trend dotyczy prawie całego obszaru zlewni (wszystkich punktów). W punkcie 1 zlokalizowanym w pobliżu ruchliwej obwodnicy Torunia koncentracja metali ciężkich jest największa. Jedynie siarka



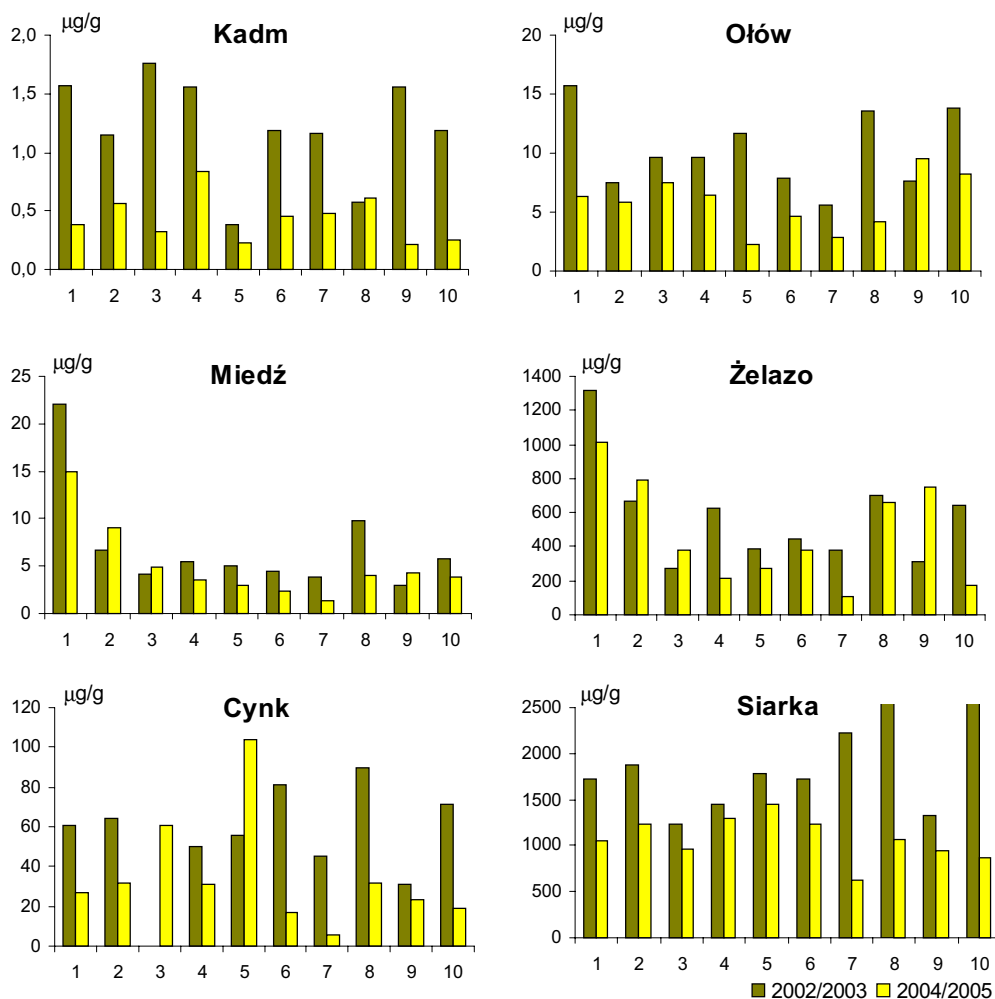
Ryc. 12. Stanowiska transplantacji porostów na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej (Stacja Bazowa ZMŚP w Koniczynie) w latach 2002/2003 i 2004/2005

Tabela 10. Średnia akumulacja metali ciężkich i siarki ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) w plechach porostów *Hypogymnia physodes* transplantowanych na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej w latach 2002/2003 i 2004/2005*

Pierwiastek	Półrocze zimowe (X-III)			Półrocze letnie (IV-IX)		
	2002/2003	2004/2005	zmiana w %	2003	2005	zmiana w %
Kadm	1,2	0,4	36,5	0,5	1,1	216,3
Ołów	10,3	5,8	56,1	7,2	3,8	53,1
Miedź	7,0	5,1	72,8	5,0	4,4	88,0
Żelazo	574,9	473,0	82,3	796,0	670,0	84,2
Cynk	97,5	35,0	35,9	71,0	51,0	71,8
Siarka	1876,0	1072,0	57,1	592,0	422,0	71,3

* Dane udostępnione przez Zakład Monitoringu Środowiska Uniwersytetu Jagiellońskiego w Krakowie.

wyказује odwrotny rozkład – punkty położone najdalej od Torunia charakteryzują się jej większą koncentracją. W pobliżu zlewni znajdują się wysokie kominy 2 elektrociepłowni stąd też wzrost koncentracji siarki może być związany ze strefą zrzutu tego typu zanieczyszczeń w pewnej odległości od miasta.



Ryc. 13. Zmiany koncentracji metali ciężkich i siarki ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) w plechach porostów *Hypogymnia physodes* transplantowanych na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej (10 stanowisk) w półroczu zimowym w latach 2002/2003 i 2004/2005*

Wody podziemne

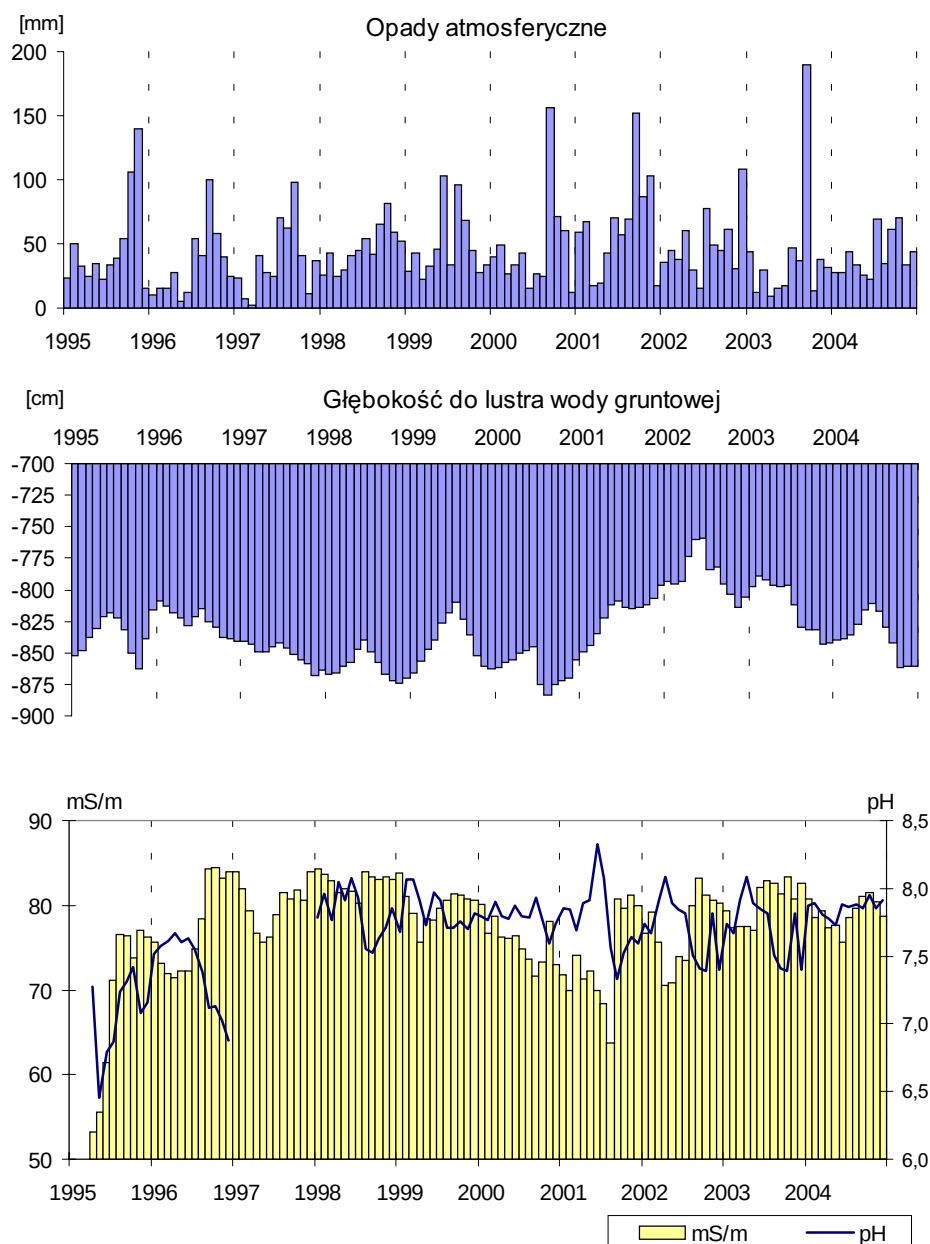
Na terenie Stacji znajduje się piezometr nawiercony do głębokości 14,5 m sięgający do pierwszego od powierzchni poziomu wód podziemnych. Zwierciadło tych wód ustabilizowało się na głębokości około 8 m. Rzędna terenu wynosi 83 m n.p.m. Piezometr został nawiercony w utworach czwartorzędowych, których miąższość w rejonie Koniczynki wynosi około 50 m. Są to głównie gliny zwałowe rozdzielone seriami piaszczystymi o miąższości od 1,4 m do 7,7 m. Do głębokości 38,8 wydzielono 4 kompleksy glin zwałowych o miąższości od 1,1 m do 11,7 m. Serie piaszczyste wykształcone są głównie w postaci piasków średnioziarnistych. W podłożu osadów czwartorzędowych znajdują się ility zaliczane do plicenu. W profilu pionowym na badanym obszarze występują trzy warstwy wodonośne. Pierwsza od góry warstwa występuje na głębokości od 11,7 do 14,5 m, a jej zwierciadło stabilizuje się na głębokości od 5 do 8 m w obrębie piasków średnioziarnistych o miąższości 1,4 m. Drugą warstwę wodonośną stwierdzono na głębokości 25,4 a jej zwierciadło ustabilizowało się na głębokości 7,3 m. Warstwa ta jest dwudzielna i wykształcona w postaci piasków i piasków średnio–różnoziarnistych, ze żwirem i otoczkami. Łączna jej miąższość dochodzi do 3,2 m. Na badanym obszarze użytkowy poziom wodonośny znajduje się w dolnej części profilu osadów czwartorzędowych, na głębokości 38,8 m. Jego spąg znajduje się na głębokości 46,5 m i stanowią go ility plicenu. Warstwę wodonośną tworzą tutaj piaski średnioziarniste o miąższości do 7,7 m. Współczynnik filtracji tej warstwy określony na podstawie wyników próbnego pompowania wynosi 1,24 m/h (29,8 m/d), a przewodność wodna warstwy dochodzi do 230 m²/d.

Na podstawie cotygodniowych pomiarów głębokości do lustra wody oraz jej temperatury, przewodnictwa i pH, stwierdzono znaczną zmienność tych parametrów w analizowanym okresie.

Średnia głębokość do lustra wody wynosi 785 cm. W latach 1995-2004 wykazało ono zmienność sięgającą 132 cm (od 707 cm 15 kwietnia 2002 r. do 839 cm w dniu 27 czerwca 2000 r.). W przebiegu rocznym najgłębiej lustro wody podziemnej występuje w sierpniu i we wrześniu (799 cm). Natomiast najbliżej powierzchni w kwietniu (768 cm). Średnie wahania lustra wody nie są więc znaczne i sięgają 31 cm (tab 11.). Średnia roczna temperatura wody podziemnej wynosi 9,8°C (dane z lat 2003-2005). Charakteryzuje się ona niewielką zmiennością od 9,5°C w lutym do 10,1°C we wrześniu. Nawiązuje więc ona do przebiegu temperatury gruntu i powietrza. Przeciętne przewodnictwo elektrolityczne wynosi 78,0 mS/m. Według średnich miesięcznych wykazało ono zmienność od 63,8 do 126,3 mS/m. Woda podziemna w analizowanym piezometrze charakteryzuje się pH od 6,46 do 8,33. Głębokość do lustra wody nawiązuje do warunków atmosferycznych, a zwłaszcza do wielkości i rozkładu opadów atmosferycznych. W analizowanym 10-leciu oprócz wyraźnego rytmu rocznego zaznaczają się dłuższe tendencje. Od 1995 roku aż po rok 2000 przeważał trend do obniżania poziomu wód gruntowych, potem do połowy 2002 r. lustro wody znacznie się podniosło, by ponownie w ostatnich latach ulec obniżeniu (ryc. 14).

Tabela 11. Głębokość do lustra wody gruntowej (w cm) w Koniczynie w latach 1995-2004

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1995	805	801	790	783	774	770	774	784	802	815	791	768	788
1996	761	765	770	774	780	773	767	777	782	790	791	793	777
1997	793	795	801	801	798	794	799	803	808	811	820	815	803
1998	819	817	813	810	799	792	801	810	819	824	826	822	813
1999	818	809	799	792	779	770	762	776	787	804	812	814	793
2000	814	809	807	802	800	797	827	836	827	824	822	808	814
2001	801	796	787	774	764	761	766	767	766	764	759	749	771
2002	745	747	745	726	712	711	736	734	747	756	766	758	740
2003	749	741	744	749	749	748	764	782	784	783	795	794	765
2004	792	791	788	780	768	763	769	782	794	814	812	813	789
Średnia	790	787	784	779	772	768	776	785	792	799	799	793	785



Ryc. 14. Zmiany głębokości zalegania lustra wody gruntowej w Koniczynie na tle opadów atmosferycznych oraz pH i przewodnictwo elektrolityczne wody gruntowej w latach 1995-2004

Wody podziemne występujące w piezometrze w Koniczynie należą do wód trójjonowych, typu $\text{HCO}_3\text{--Ca-Mg}$. Są to wody zasadowe, twarde o mineralizacji od 530 do 650 mg/dm^3 (tab. 12). W badanych próbkach wody stwierdza się bardzo niskie (poniżej granicy oznaczalności) zawartości takich składników jak HPO, wanad, tytan, nikiel, kobalt, arsen, chrom, miedź, kadm i brom. Niskie są również ilości cynku, strontu, litu, baru, boru, azotynów i azotanów. W badanej wodzie jedynie zawartość glinu przekracza normowane Rozporządzeniem Ministra Zdrowia (z dnia 19 listopada 2002 r., w sprawie wymagań dotyczących jakości wody przeznaczonej do spożycia przez ludzi – Dz.U. Nr 203, poz. 1718) dopuszczalne wartości.

W porównaniu z wodami typowo infiltracyjnym, dwujonowymi wodorowęglanowo-wapniowymi w wodzie z monitorowanego piezometru występuje zbyt wysoka zawartość jonów magnezu. Z uwagi na mineralizację są to typowe akrotopegi. Na podstawie przeprowadzonego bilansu jonowego średni skład badanych próbek wody charakteryzuje formuła Kurlowa:

Tabela 12. Właściwości chemiczne wody gruntowej w Koniczynie w latach 1996-2004*

Wskaźnik	1996	1997	1998	1999	2001	2002	2003	2004	średnia	STD
EPW					62,2	70,9	71,0		68,0	0,05
Odczyn		7,52	7,28	7,38	7,54	7,44	8,61			
TOC					2	2,8		<1	2,4	0,57
ChZT		2,96	3,11	3,23		6,5		<2	3,95	1,7
Barwa		7,8	11,64	12,43		3	5	3	7,15	4,18
Zasadowość og.		370,3	324,5	356,1	298	368			343,37	31,26
HCO ₃					364	449	767,9	466	511,74	176,51
SO ₄	12,57	6,13	7,14	4,5	4,3	2,54	2,07	2,55	5,23	3,47
Cl	20,57	18,84	18,5	18,57	15,8	14,7	18,69	15,4	17,63	2,06
Ca	97,17	107,44	91,68	95,93	69,2	90	93,68	89,95	91,88	10,77
Mg	24,57	24,9	23,91	29,07	24,5	24,7	26,17	25,37	25,4	1,63
Na			28,93	27,86	27,3	26,1	25,57	26,88	27,11	1,21
K			8,82	8,51	6,7	6,2	6,29	6,56	7,18	1,17
NO ₃	0,43	0,68	0,63	1,15	2,51	0,19	2,05	0,93	1,07	0,81
NO ₂	0,01	0,01	0,01	0	0,02	0,02	0,03	0,01	0,01	0,01
NH ₄	0,39	0,23	0,25	0,5	<0,05	0,5	0,46	0,21	0,36	0,13
SiO ₂	22,18		29,14		15,7	15,9	8,22	7,74	16,48	8,23
CO ₂										
HPO ₄					<1	<1	< 1,48	<1,48		
Fe	1,03	2,69	2,2	2,7	0,06	<0,01	< 0,01	<0,01	1,74	1,16
Mn	0,37	0,61	0,44	0,81	0,12	0,78	0,02	0,01	0,4	0,32
Al.	0	0,04	0,04	0,03	<0,001	<0,01	0,03	0,03	0,03	0,01
As					<0,001	<0,01	< 0,01	<0,01		
B					0,23	0,22	0,24	0,23	0,23	0,01
Ba					0,039	0,054	0,049	0,044	0,05	0,01
Br					<0,1	<0,1	< 0,1	<0,1		
Cd		0	0	0,02	<0,001	<0,001	< 0,001	<0,001	0,01	0,01
Co					<0,002	< 0,002	< 0,002	<0,002		
Cr				0,02	<0,003	<0,003	<0,003	<0,003		
Cu		0,01	0,01	0,01	0,003	0,003	0,009	0,006	0,01	0
F		0,31	0,31	0,38	0,17	0,7	< 0,1	0,67	0,47	0,2
Li					0,012	0,011	0,011	0,011	0,01	0
Mo					<0,003	<0,003	<0,003	0,007		
Ni					<0,005	<0,005	<0,005	<0,003		
Pb	0,03	0,02	0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	<0,01	0,02	0,01
Sr					0,45	0,496	0,488	0,497	0,48	0,02
Ti					<0,001	<0,002	<0,002	<0,002		
V					<0,002	<0,002	<0,002	<0,002		
Zn		0,03	0,02	0,04	0,025	0,037	0,07	0,034	0,04	0,02

* Dane z lat 1996-1999 z Wojewódzkiej Stacji Sanitarno-Epidemiologicznej w Toruniu, a od 2001 r. z Państwowego Instytutu Geologicznego w Warszawie. STD-odchylenie standardowe.

$$\frac{HCO_3^{91-93}}{Ca^{50-57}Mg^{25,8-29,4}Na + K^{16,4-19,9}},$$

gdzie wartości liczbowe makroskładników wyrażone są w % miligramorównoważników chemicznych (mvali).

Według klasyfikacji PIOŚ monitorowane w Koniczynie wody gruntowe zaliczyć można do wód o wysokiej jakości (Makarewicz 2005). Są to trójjonowe aktratopegi typu wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowego. Od typowych wód infiltracyjnych odróżnia je stosunkowo wysoka za-

wartość jonów magnezu. Wynika to zapewne z obecności w nadkładzie I poziomu pakietu osadów słabo przepuszczalnych, który utrudnia infiltrację wód opadowych o typie wodorowęglanowo-wapniowym. W badanej wodzie nie stwierdza się typowych dla obszarów rolniczych antropogenicznych przekształceń składu chemicznego. Z uwagi na obecność w nadkładzie I poziomu serii glin zwałowych są to wody mało podatne na zanieczyszczenie.

Odptyw wody ze zlewni drenarskich

Specyfiką Stacji ZMŚP w Koniczynie są zlewnie drenarskie. Melioracjami objęto ok. 50-80% zlewni reprezentatywnej. W rejonie Koniczynki prawie 100% gruntów jest zmeliorowane. Długość drenów i rowów melioracyjnych sięga od 67 do 80 km/km² (Celmer i in. 1996). Monitorowaniem objęto 4 zlewnie w latach 1993-2001, a od 2002 r. tylko jedną – zlewnię nr 5. Codziennie mierzony jest odpływ wody (zastosowano zastawki Thomsona), jej temperaturę, pH i przewodnictwo elektrolityczne.

Zlewnie drenarskie charakteryzują się sezonową zmiennością odpływu. Woda jest odprowadzana przez dreny tylko w okresie nadmiaru wody w glebie, gdy poziom wód gruntowych obniży się poniżej głębokości poprowadzonego drenu odpływ ustaje. W latach 1993-2001 największym odpływem charakteryzowała się zlewnia nr 3 (7,16 l/s/km²), najmniejszym natomiast zlewnia nr 5 (1,88 l/s/km²). We wszystkich zlewniach zaznacza się charakterystyczny przebieg roczny odpływu, największe jego wartości występują na wiosnę – w marcu (od 4,19 l/s/km² w zlewni nr 1 do 18,52 l/s/km² w zlewni nr 3). Jest to związane z dużą wilgotnością gruntu, topnieniem pokrywy śnieżnej i niewielką ewapotranspiracją.

Maksimum odpływu wykazuje znaczną zmienność z roku na rok, jego termin wystąpienia ściśle zależy od warunków meteorologicznych, nadejścia wiosennej odwilży oraz odmarznięcia gruntu. Intensywność wiosennego odpływu zależy od zasobów wody w pokrywie śnieżnej i gruncie oraz dodatkowego zasilania odpływu przez wiosenne opady atmosferyczne. W miarę ubywania wody w gruncie odpływ drenarski zmniejsza się, aż zazwyczaj w okresie od maja do lipca odpływ ustaje. Nawet intensywne opady letnie nie powodują ponownego odpływu. Rozpoczęcie odpływu następuje najczęściej późną jesienią, bywały jednak lata, kiedy to odpływ nastąpił dopiero na wiosnę.

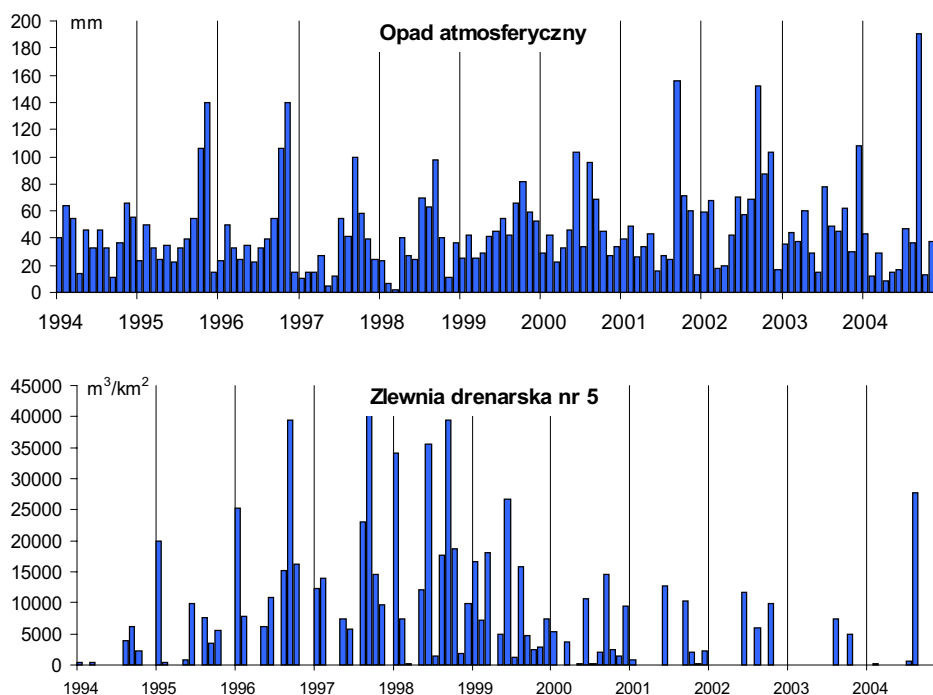
Przeciętnie w ciągu roku ze zlewni drenarskich w rejonie Koniczynki odpływa od 66,1 tys. m³/km² w zlewni 5 do 187,7 tys. m³/km² w zlewni 3, stanowi to odpowiednio 66,1 mm i 187,7 mm warstwy wody (tab. 13). W porównaniu do wielkości opadu atmosferycznego zlewniami drenarskimi odpły-

Tabela 13. Roczny odpływ wody w m³/km² oraz w mm i % opadu atmosferycznego w zlewniach drenarskich w rejonie Koniczynki w latach 1994-2004

Lata	Opad Mm	Zlewnia 1			Zlewnia 2			Zlewnia 3			Zlewnia 5		
		m ³ /km ²	mm	% opadu	m ³ /km ²	mm	% opadu	m ³ /km ²	mm	% opadu	m ³ /km ²	mm	% opadu
1994	498,7	193669	193,7	38,8	136679	136,7	27,4	268326	268,3	53,8	114972	115,0	23,1
1995	577,8	149695	149,7	25,9	70621	70,6	12,2	70075	70,1	12,1	37660	37,7	6,5
1996	401,5	6941	6,9	1,7	10545	10,5	2,6	1089	1,1	0,3	22810	22,8	5,7
1997	444,4	13328	13,3	3,0	18317	18,3	4,1				112	0,1	0,0
1998	562,8	91709	91,7	16,3	62570	62,6	11,1				31492	31,5	5,6
1999	579,6	182783	182,8	31,5	143291	143,3	24,7	324517	324,5	56,0	123653	123,7	21,3
2000	558,7	135539	135,5	24,3	50849	50,8	9,1	91904	91,9	16,4	4248	4,2	0,8
2001	762,0	338831	338,8	44,5	165472	165,5	21,7	370022	370,0	48,6	137513	137,5	18,0
2002	593,8										159768	159,8	26,9
2003	468,6										78936	78,9	16,8
2004	496,1										16026	16,0	3,2
1994-2004	540,4	139062	139,1	23,3	82293	82,3	14,1	187655	187,7	31,2	66108	66,1	11,6

wa od 11,6% (zlewnia 5) do 31,2% opadu. Zlewnie te stanowią więc bardzo istotny element obiegu wody na analizowanym obszarze.

Z roku na rok występuje znaczna zmienność odpływu wody ze zlewni drenarskich. Największy odpływ wynoszący 370 tys. m^3/km^2 wystąpił w zlewni 3 w 2001 r. (rok z najwyższymi opadami). Również w 1999 r. z tej zlewni odpłynęło 325 tys. m^3/km^2 . Stanowiło to odpowiednio 48,6 oraz 56,0% opadu atmosferycznego w tych latach. Najmniejsze odpływy wystąpiły w 1996, 1997, 2000 i 2004 r. Odpływało w tych latach zaledwie kilka procent opadu atmosferycznego. W ostatnich latach następuje wyraźne zmniejszenie wielkości odpływu, np. ze zlewni nr 5 (ryc. 15).



Ryc. 15. Miesięczne sumy opadów atmosferycznych i odpływu ze zlewni drenarskiej nr 5 w Koniczynie w latach 1994-2004

Wody powierzchniowe

Struga Toruńska wypływa z jeziora Wielgadz na Pojezierzu Chełmińskim, a uchodzi do Wisły w Kotlinie Toruńskiej. Jej długość wynosi 51,3 km, a powierzchnia 371,0 km^2 (Celmer i in. 1996). Większą część zlewni obejmuje płaską, miejscami falistą, wysoczyznę morenową z ostatniego, bałtyckiego zlodowacenia fazy poznańskiej. W odcinku ujściowym Struga płynie po terasach doliny Wisły, zbudowanych z piasków fluwialnych. Na terenie zlewni znajduje się 19 jezior o wielkości >1 ha i szereg mniejszych o łącznej powierzchni 11,87 km^2 (jeziorność 3,5%) oraz mokradła i torfowiska, głównie w północnej zlewni ST. Średnia gęstość sieci rzecznej sięga 0,649 km/km^2 , a wskaźnik Belgranda 1,543 km^2/km . Stosunki wodne są silnie przekształcone drenarką i poborem wody dla celów przemysłowych. Obszar moreny płaskiej jest zdrenowany w 80-90%. Na potrzeby Zintegrowanego Monitoringu Środowiska wydzielono środkowy fragment zlewni Strugi Toruńskiej o powierzchni 35,5 km^2 (zlewnia reprezentatywna) ograniczona wodowskazami w Lipowcu i Koniczynie. Ze względu na regulację stosunków wodnych w górnej części zlewni reprezentatywnej wykonywanej w latach 2002-2004 przez Kujawsko-Pomorski Zarząd Melioracji i Urządzeń Wodnych we Włocławku, polegającej na pogłębieniu Strugi Toruńskiej i przebudowy profilu wodowskazowego w Lipowcu nie można przedstawić danych hydrologicznych dla zlewni reprezentatywnej w całym analizowanym okresie (1994-2004). Dlatego też stosunki wodne w Strudze Toruńskiej przedstawiono na podstawie wodowskazu w Koniczynie.

Średni przepływ wody w Strudze Toruńskiej w Koniczynie w latach 1994-2004 wyniósł $0,55 \text{ m}^3/\text{s}$. W poszczególnych latach przepływy te wykazywały zmienność od $0,29 \text{ m}^3/\text{s}$ w 2000 r. do $0,85 \text{ m}^3/\text{s}$ w 1999 r. Najwyższy przepływ dla doby wyniósł $4,86 \text{ m}^3/\text{s}$ (29 marca 1996 r.), a najniższy $0,04 \text{ m}^3/\text{s}$ (17 listopada 2003 r.) – tab. 14.

Tabela 14. Przepływy charakterystyczne I stopnia (m^3/s) na Strudze Toruńskiej (wodowskaz Koniczynka) w latach 1994-2004

Przepływ	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1994-2004
Najwyższy	3,26	1,67	4,86	0,70	1,29	3,37	0,67	1,61	3,82	1,37	2,38	4,86
Średni	0,70	0,45	0,66	0,31	0,51	0,85	0,29	0,54	0,73	0,39	0,60	0,55
Najniższy	0,17	0,17	0,13	0,12	0,21	0,22	0,16	0,18	0,21	0,13	0,04	0,04

Dla Strugi Toruńskiej przepływy charakterystyczne II stopnia kształtują się następująco:

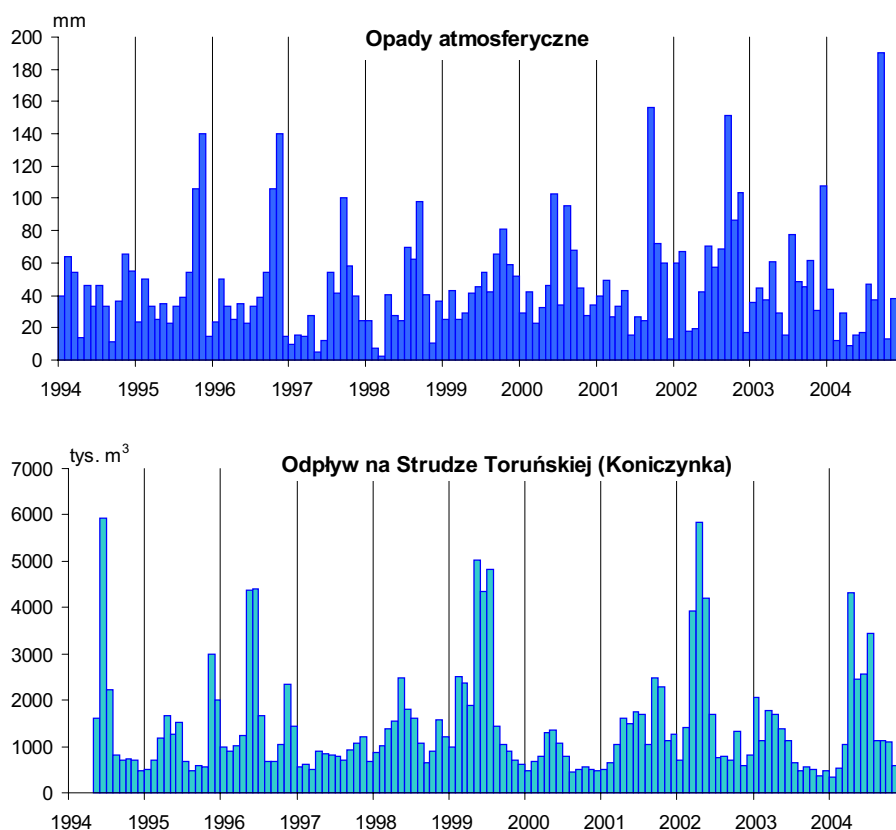
Przepływ	m^3/s	Przepływ	m^3/s	Przepływ	m^3/s
WWQ	4,86	WSQ	0,85	WNQ	0,22
SWQ	2,27	SSQ	0,55	SNQ	0,16
NWQ	0,67	NSQ	0,29	NNQ	0,04

W latach 1994-2004 na Strudze Toruńskiej w przekroju Koniczynka średni odpływ wody wyniósł 16924 tys. m^3 . W poszczególnych latach zmienność odpływu kształtowała się od 22786 tys. m^3 w 2002 r. i 20786 tys. m^3 w 1996 r. do poniżej 10 mln m^3 w 2000 r. (8962 tys. m^3) i 1997 r. (9670 tys. m^3). Odchylenie standardowe sum rocznych odpływu jest znaczne i sięga 5537 tys. m^3 .

W przebiegu rocznym najwyższe odpływy występują na wiosnę (kwiecień 2462 tys. m^3 , marzec 2410 tys. m^3). Są one związane z topnieniem śniegów i niewielką ewapotranspiracją. Najniższe odpływy występują w czerwcu (822 tys. m^3) oraz na jesieni (listopad 794 tys. m^3 , październik 903 tys. m^3). Jest to efekt znacznego parowania (szczególnie latem) oraz niewielkich opadów w porze jesiennej. Ustrój tej rzeki można więc określić jako śnieżno-deszczowo-gruntowy (Świercz-Prusiecka 2005).

W poszczególnych latach zaznacza się późnowiosenne wzmożenie odpływu, np. w maju 1999 r. (4833 tys. m^3) i 2004 r. (3448 tys. m^3) związane z wysokimi sumami opadów atmosferycznych (tab. 15, ryc. 16). Podobnie w lipcu 2001 r. odpływ wzrósł do 2489 tys. m^3 , czy sierpniu tego roku do 2287 tys. m^3 . Znaczną zmiennością charakteryzują się odpływy zimowe, np. w lutym odchylenie standardowe wyniosło 1581 tys. m^3 , niewielkie odpływy wystąpiły w tym miesiącu w 1997 r. (912 tys. m^3), kiedy to bardzo niskie temperatury spowodowały znaczne ograniczenie odpływu (utworzyła się pokrywa śnieżna), natomiast bardzo duży odpływ sięgający 5833 tys. m^3 wystąpił w 2002 r. (efekt przyspieszonego topnienia pokrywy śnieżnej).

Pomiędzy parametrami hydrologicznymi Strugi Toruńskiej a warunkami meteorologicznymi nie występuje prosta zależność (tab. 16). Na przykład w roku najsuchszym (1996 r. – 401,5 mm opadu) wystąpiły jedne z najwyższych odpływów (20786 tys. m^3) w analizowanym okresie, a w 2001 r., przy najwyższych opadach odpływ należał do przeciętnych. Rozbieżność ta wynika ze specyfiki odpływu w Strudze Toruńskiej oraz właściwości zlewni tej rzeki. W miesiącach wiosennych (III-V) odpływa średnio 39% rocznego odpływu wody. Ale w latach o największym odpływie udział tych miesięcy sięga powyżej 50% (np. w 1996 r. 50,2%, 1999 – 53,3%). O sumie rocznego odpływu decydują więc czynniki związane z retencją wody w postaci pokrywy śnieżnej. Natomiast w latach o dużej sumie opadów atmosferycznych wyjątkowo duże opady występują w porze letniej, kiedy to znaczna ewapotranspiracja i wsiąkanie wód opadowych w grunt nie wpływa na zwiększenie odpływu wody w Strudze Toruńskiej. Na przykład w lipcu 2003 r. spadło 190,3 mm opadu, a odpływ należał do wyjątkowo niskich.



Ryc. 16. Odpływ wody w Strudze Toruńskiej (wodowskaz Koniczynka) na tle opadów atmosferycznych w latach 1994-2004

Tabela 15. Miesięczne i roczne odpływy wody w Strudze Toruńskiej (wodowskaz Koniczynka) w latach 1994-2004

Lata	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	Rok
1994					1595	5937	2244	805	707	742	704	478	
1995	497	699	1186	1669	1261	1523	676	481	592	554	2991	2011	14139
1996	985	898	1027	1251	4366	4399	1661	672	691	1040	2353	1444	20786
1997	557	620	512	913	852	831	778	719	922	1076	1218	674	9670
1998	874	1020	1389	1544	2496	1811	1610	1061	646	911	1592	1224	16176
1999	975	2514	2383	1893	5035	4348	4833	1433	1036	898	695	632	26673
2000	469	678	794	1298	1356	1075	793	450	497	564	509	478	8962
2001	516	657	1046	1602	1503	1764	1703	1031	2489	2287	1137	1265	16999
2002	694	1401	3930	5834	4215	1684	762	803	704	1331	597	832	22786
2003	2048	1135	1786	1683	1386	1130	659	466	557	502	380	467	12197
2004	328	529	1036	4322	2448	2582	3448	1123	1121	1103	585	429	19051
1994-2004	794	1015	1509	2201	2410	2462	1742	822	905	1001	1160	903	16925
STD	495	592	1000	1581	1462	1678	1336	313	561	501	841	516	5537

STD – odchylenie standardowe.

Średnia temperatura wody w Strudze Toruńskiej w analizowanym okresie wyniosła 9,4°C, była więc wyższa od średniej temperatury powietrza (tab. 16). Najniższe temperatury (8,3°C) wystąpiły w roku najchłodniejszym (w 1996 r.), najwyższe zaś w 2002 r. (10,4°C). W przebiegu rocznym najwyższe temperatury występują przeciętnie w lipcu (18,8°C), najniższe zaś w styczniu (1,2°C). W miesiącach zimowych dochodzi do zamarzania wody i tworzenia się pokrywy lodowej. W czasie mroźnych zim

Tabela 16. Średnie roczne wartości temperatury powietrza i opadów atmosferycznych w Koniczynie oraz odpływ, temperatura i przewodnictwo elektrolityczne wody w Strudze Toruńskiej w latach hydrologicznych 1994-2004

Lata	Temperatura powietrza (°C)	Opad atmosf. (mm)	Odpływ (tys. m ³)	Temperatura wody (°C)	Przewodnictwo elektr. (mS/m)
1994	8,3	498,7	13210,6	8,8	111,8
1995	9,1	577,8	14139,4	9,4	90,6
1996	6,1	401,5	20786,3	8,3	101,3
1997	7,6	444,4	9669,7	9,2	91,1
1998	8,5	562,8	16176,4	9,6	95,3
1999	8,5	579,6	26672,9	10,1	91,3
2000	9,2	558,7	8961,7	10,2	89,1
2001	8,9	762,0	16998,5	10,1	99,0
2002	9,3	593,8	22786,4	10,4	88,9
2003	7,5	468,6	12197,0	8,8	92,3
2004	8,3	496,1	19051,4	8,8	85,8
1994-2004	8,3	540,4	16422,8	9,4	94,2

rzeka zamarza do dna. Przedstawione w tabeli 16 dane temperatury dotyczą wody płynącej. Odchylenie standardowe dla wartości rocznych temperatury sięga 0,7°C i przyjmuje największe wartości w październiku (1,9°C) a najmniejsze w styczniu (0,7°C) oraz czerwcu i we wrześniu (po 1,0°C).

Badania chemizmu wód Strugi Toruńskiej prowadzi WIOŚ, Delegatura w Toruniu od 1980 (Komunikat ..., 1981, 1985, 2001), a systematyczne od 1993 r. W analizowanym okresie stwierdzono permanentne utrzymywanie się wysokiego poziomu zanieczyszczenia wód Strugi Toruńskiej (Wojtczak 2001, 2004). Klasyfikacja według stężeń charakterystycznych wykazała przekraczanie norm dopuszczalnych, a wskaźnik najczęściej przekraczający normy dopuszczalne to azot azotynowy, szczególnie wysoki na stanowisku w Koniczynie (tab. 17). W pierwszych latach badań ponadnormatywne stężenia notowano również w zakresie fosforu ogólnego. Od końca lat dziewięćdziesiątych jego stężenie spadło do wartości spełniających wymogi klasy II i cały czas utrzymuje się tendencja spadkowa. Uwagę zwraca podwyższony poziom stężenia siarczanów i związków rozpuszczonych oraz wysokie przewodnictwo, w porównaniu z innymi rzekami regionu. Prawdopodobnie jest to związane z intensywną działalnością rolniczą i związanym z tym nawożeniem mineralnym, choć w tym zakresie również występuje tendencja do obniżania stężeń. Wysoka koncentracja azotanów w okresie wiosennym, szczególnie na stanowisku w Koniczynie, wskazuje na rolnicze pochodzenie tych zanieczyszczeń.

W Lipowcu, poniżej Jeziora Mlewieckiego rokrocznie występuje odtlenienie wód w okresie lata oraz masowe i długotrwałe zakwity fitoplanktonu, jednak z biegiem lat obniżenia zawartości tlenu wód są coraz krótsze i mniej dotkliwe. Zanieczyszczenie bakteriologiczne utrzymuje się na stosunkowo wyrównanym poziomie. Generalnie z biegiem lat notuje się niewielką poprawę jakości wód Strugi Toruńskiej. Podstawowym czynnikiem oddziałującym na stan czystości wód Strugi Toruńskiej w górnej części zlewni eksperymentalnej jest Jezioro Mlewieckie, a dokładnie wysoki stopień eutrofizacji wód akwenu. Efektem tego w wodach Strugi notuje się wysokie zawartości chlorofilu, utrzymujące się niemal przez cały rok. Degradację akwenu spowodował duży ładunek zanieczyszczeń spływający do jeziora z rolniczej zlewni. Z biegiem rzeki na terenie zlewni eksperymentalnej zauważalne jest również oddziaływanie rolniczego sektora, będącego najpoważniejszym źródłem zanieczyszczenia wód powierzchniowych w tym regionie. Intensywne zabiegi rolnicze powodują erozję gleb oraz wymywanie związków biogenych i ich spływ do wód płynących i podziemnych (ryc. 17). Spływowi temu sprzyja gęsta sieć rowów melioracyjnych i systemów drenarskich oraz odkryty (bezleśny) charakter zlewni. Widoczna i szybka poprawa jakości wód przy intensywnym użytkowaniu rolnym jest bardzo trudna do osiągnięcia.

Tabela 17. Stężenia średnioroczne i klasyfikacja wody Strugi Toruńskiej (Koniczynka) wg stężeń charakterystycznych w latach 1993-2004

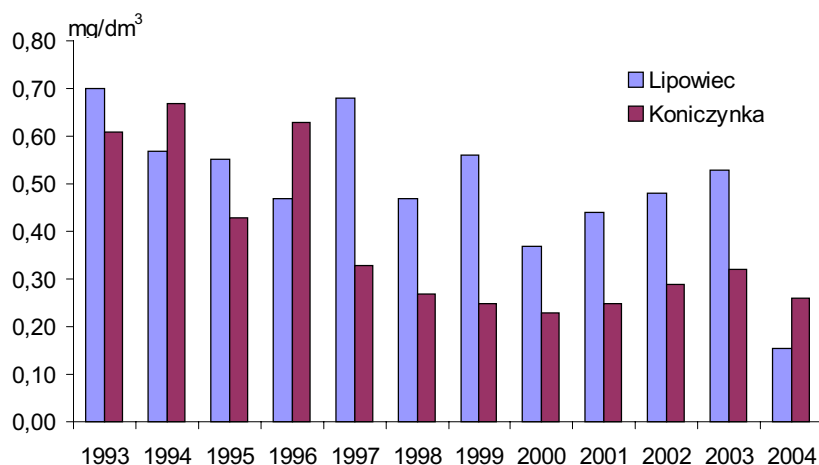
Wskaźnik/Rok	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Śr.	STD
Odczyn pH	7,4-8,3	7,6-8,0	7,7-8,1	7,3-7,9	7,8-8,2	7,8-8,2	7,7-8,1	7,7-8,2	7,6-8,1	7,8-8,3	7,7-8,1	7,8-8,2		
Przewodnictwo ($\mu\text{S}/\text{cm}$)		873	842	728	817	819	815	823	900	796	795	668	806,91	63,73
Tlen rozp. ($\text{mg O}_2/\text{dm}^3$)	11,0	8,7	7,9	6,8	7,9	7,3	7,8	8,2	7,8	8,7	8,8	8,2	8,26	1,04
BZT ₅ ($\text{mg O}_2/\text{dm}^3$)	4,5	2,7	3,5	4,6	3,1	3,3	2,0	3,0	3,6	2,5	3,0	3,4	3,27	0,75
Utlenialność ($\text{mg O}_2/\text{dm}^3$)	14,1	14,3	16,6	19,1	18,6	17,4	17,6	16,0	15,2	14,5	15,3	15,4	16,18	1,68
Sód (mg/dm^3)								16,8	24,2	14,8	15,5	18,0	17,86	3,75
Potas (mg/dm^3)								10,4	9,9	9,3	9,1	9,1	9,56	0,57
Chlorki (mg/dm^3)	73,0	62,1	64	47,1	47,8	51,9	46,7	45,8	44,3	38,4	36,5	36,6	49,52	11,45
Siarczany (mg/dm^3)	212,3	151,0	178,8	112,8	116,3	116,8	89,5	113,5	112,2	81,1	81,3	89,3	121,24	40,43
Zasadowość (mg/dm^3)	227,0	270,3	224,5	207,8	260,2	246,6	253,7	225,5	279,2	268,8	267,2	207,0	244,82	25,46
Wapń (mg/dm^3)	163,8	142,0	150,3	116,9	154,7	134,4	119,0	126,0	148,9	131,9	129,2	118,1	136,27	15,58
Magnez (mg/dm^3)	27,2	12,6	16,8	18,7	24,5	19,1	18,4	18,8	20,4	17,5	16,5	16,8	18,94	3,80
Związki rozp. (mg/dm^3)	901	699	687	559	625	630	616	600	661	564	551	500	632,75	102,68
Zawiesina (mg/dm^3)	9	6	9	12	11	11	12	13	10	10	9	9	10,08	1,88
Azot amonowy ($\text{mg N}_{\text{NH}_4}/\text{dm}^3$)	0,35	0,11	0,16	0,43	0,07	0,08	0,08	0,12	0,12	0,17	0,16	0,14	0,17	0,11
Azot azotyn. ($\text{mg N}_{\text{NO}_2}/\text{dm}^3$)	0,093	0,031	0,047	0,046	0,023	0,025	0,050	0,025	0,067	0,051	0,04	0,037	0,04	0,02
Azot azotan. ($\text{mg N}_{\text{NO}_3}/\text{dm}^3$)	4,75	3,61	3,86	1,28	1,08	2,16	5,05	3,44	5,19	4,23	4,19	3,59	3,54	1,37
Azot Kjeldahla ($\text{mg N}/\text{dm}^3$)	3,65	2,02	2,25	2,78	2,48	2,04	2,19	2,65	2,04	1,97	1,98	2,00	2,34	0,50
Azot ogólny ($\text{mg N}/\text{dm}^3$)	8,49	5,92	6,25	4,13	3,58	4,34	7,29	6,09	7,30	6,25	6,21	5,63	5,96	1,41
Fosforany ($\text{mg PO}_4/\text{dm}^3$)	0,29	0,31	0,17	0,19	0,30	0,18	0,28	0,15	0,23	0,26	0,30	0,17	0,24	0,06
Fosfor ogólny ($\text{mg P}/\text{dm}^3$)	0,26	0,56	0,27	0,20	0,26	0,19	0,17	0,11	0,13	0,12	0,16	0,12	0,21	0,12
Żelazo (mg/dm^3)		0,78	0,22	0,45	0,27	0,21	0,37						0,38	0,22
Mangan (mg/dm^3)		0,19	0,16	0,23	0,15	0,18	0,23						0,19	0,03
Fenole lotne (mg/dm^3)	0,039	0,038	0,015	0,019	0,013	0,012	0,021						0,02	0,01
Ekstrakt eter. (mg/dm^3)	5,0	4,8	3,92	2,13	1,43	0,93	1,56						2,82	1,71
Cynk (mg/dm^3)	0,000	0,000	0,016	0,019	0,005	0,007	0,007						0,01	0,01
Ołów (mg/dm^3)	0,077	0,00	0,007	0,112	0,010	0,015	0,025						0,04	0,04
Liczba bakterii coli typu kał.						775	667	398	683	777	772	634	672,29	134,35
Chlorofil „a” ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)								35,9		8,5	15,6	17,4	19,35	11,68

Objaśnienia – do roku 2003 obowiązywało rozporządzenie Ministra Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa z dn. 5.11.1991 r. (Dz. U. nr 116, poz. 503) i klasyfikacja:

klasa czystości I klasa II klasa III klasa klasa n.o.n.

w roku 2004 wprowadzono Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. (Dz.U. Nr 32, poz. 284) i klasyfikacja:

klasa czystości I klasa II klasa III klasa klasa IV Klasa V



Ryc. 17. Stężenia biogenów w Strudze Toruńskiej na punktach Lipowiec i Koniczynka

Poprawy tego stanu należy upatrywać w ustawodawstwie, jakie przyniosło przystąpienie do Unii Europejskiej. Już w 1991 roku Komisja Europejska przyjęła dyrektywę nr 91//676/EWG, nazywaną „azotanową”, dotyczącą ochrony wód przed zanieczyszczeniem powodowanym przez azotany, a pochodzącym ze źródeł rolniczych. Zapisy dyrektywy azotanowej upowszechniane są przez Kodeks Dobrej Praktyki Rolniczej, obejmujący całość praktyk rolniczych przyjaznych środowisku naturalnemu. Zrównoważone działania tego sektora powinny zapewnić optymalną produkcję rolną w odniesieniu do jakości wód powierzchniowych, jak i podziemnych.

Epifity nadrzewne – porosty

Porosty są bardzo czułymi bio wskaźnikami zanieczyszczeń siedliska, a ich reakcje na zmiany w środowisku są stosunkowo szybkie i jednoznaczne (Adamska 2004, Fałtynowicz 2004). W 2001 r. założono w Koniczynie 9 powierzchni testowych (fot. 2), na których dla celów monitoringowych wytypowano 4 gatunki porostów (Fałtynowicz, Krzysztofiak 2001) – tab. 18.

W 2002 r. i 2004 r. dokonano obrysu porostów na 9 powierzchniach testowych zgodnie z instrukcją „Opracowanie systemu monitoringu środowiska z wykorzystaniem porostów w Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Koniczynie” (aut. W. Fałtynowicz, L. Krzysztofiak). Ze względu na wycięcie drzewa (zima 2003/2004) została zniszczona powierzchnia 1. Wyniki z pozostałych powierzchni zamieszczono w tabeli 19.

W Koniczynie na wszystkich wydzielonych powierzchniach monitoringowych między 2002 a 2004 r. nastąpiło wyraźne zwiększenie powierzchni zajmowanych przez analizowane gatunki porostów (tab. 19).

Tabela 18. Wykaz monitorowanych gatunków porostów według stanowisk w Koniczynie

Stanowisko	<i>Evernia prunastri</i> Makla tarniowa	<i>Hypogymnia physodes</i> Pustułka pęcherzykowata	<i>Parmelia sulcata</i> tarczownica bruzdkowana	<i>Usnea hirta</i> Brodaczka kępkowa
1		+	+	
2			+	
3			+	
4	+	+		
5		+		
6a		+		
6b		+	+	+
7		+		
8		+		
Σ	1	7	4	1

Tabela 19. Zmiany powierzchni porostów na stanowiskach monitoringowych w Koniczynie w okresie 2002-2004

Stanowisko	Porost	Powierzchnia w mm ²		Zmiana w % 2002 = 0	Maksymalna plecha w cm	
		2002	2004		2002	2004
1	<i>Parmelia sulcata</i>	480			3,2	
	<i>Hypogymnia phys.</i>	625			3,5	
2	<i>Parmelia sulcata</i>	862	2133	147,45	3,3	4,1
3	<i>Parmelia sulcata</i>	7754	9836	26,85	10,1	10,8
4	<i>Evernia prunastri</i>	99	158	59,60	1,3	1,8
5	<i>Hypogymnia phys.</i>	215	280	30,23	1,0	1,6
6a	<i>Hypogymnia phys.</i>	348	1432	211,49	2,1	2,9
6b	<i>Hypogymnia phys.</i>	134	499	272,39	2,1	2,9
	<i>Parmelia sulcata</i>	Poprzerastana porostem <i>Xanthoria candelaria</i>				
	<i>Usnea hirta</i>	2	3	50,00		
7	<i>Hypogymnia phys.</i>	2003	2965	48,03	2,6	3,3
8	<i>Hypogymnia phys.</i>	45	111	146,67	0,5	0,7
Razem	<i>Evernia prunastri</i>	99	158	59,60	1,3	1,8
	<i>Hypogymnia phys.</i>	2745	5287	92,60	2,6	3,3
	<i>Parmelia sulcata</i>	8616	11969	38,92	10,1	10,8
	<i>Usnea hirta</i>	2	3	50,00	2	2

Największy wzrost o 92,6% zanotowano dla *Hypogymnia physodes*, jego powierzchnia zwiększyła się z 2745 mm² do 5287 mm², a na powierzchni 6a zanotowano nawet 4-krotny wzrost jego powierzchni (411,5%). Na wszystkich stanowiskach pojawiły się nowe, szybko rosnące plechy. Dla porostu *Evernia prunastri* stwierdzono wzrost o 59,6% z 99 do 158 mm². Porost ten występuje wyłącznie na stanowisku 4. Największą powierzchnię zajmuje porost *Parmelia sulcata*, na stanowisku 3, gdzie występuje w postaci rozległych plech przekraczających 10 cm średnicy (fot. 2). Z tego też względu jego ekspansja przestrzenna jest na tym stanowisku ograniczona (przyrost o 26,8%), podczas gdy na stanowisku 2 porost ten zwiększył swoją powierzchnię 2,5-krotnie (247,4%). Porost *Usnea hirta* występuje tylko na stanowisku 6b w postaci pojedynczego krzaczka. Stąd też



Fot. 2. Powierzchnie testowe monitoringu porostów w Koniczynie, 28 kwietnia 2004 r.

uzyskany wynik (wzrost powierzchni z 2 do 3 mm²) wymaga potwierdzenia. Na innych powierzchniach nie stwierdzono nowych okazów tego porostu. Wzrost powierzchni wszystkich analizowanych gatunków porostów, potwierdza poprawę jakości powietrza w Koniczynie, o czym świadczą pomiary zanieczyszczeń powietrza i chemizmu opadów atmosferycznych.

Fauna bezkręgową–monitoring fauny glebowej

Wśród organizmów zasiedlających glebę szczególną rolę odgrywają dżdżownice (*Lumbricidae*), aktywnie kształtujące strukturę fizyczną gleby i biorące udział w procesach przemiany materii organicznej. W glebach uprawnych podlegających coraz większej antropopresji dżdżownice przyczyniają się do regeneracji właściwości środowiska glebowego po zabiegach agrotechnicznych (Czarnecki i in. 2004). Dlatego na terenie Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Koniczynie prowadzone są od roku 1994 badania monitoringowe *Lumbricidae* żyjących w glebie pól uprawnych (tab. 20). Do monitoringu wybrano dwie zlewnie różniące się glebami, stosunkami wilgotnościowymi w glebie oraz uprawami i stosowanymi zabiegami agrotechnicznymi. Na stanowisku 5 stosuje się intensywną gospodarkę rolną związaną z uprawianymi warzywami. Natomiast na obszarze zlewni nr 6 najczęściej były uprawiane zboża wymagające mniejszej ilości zabiegów ingerujących w środowisko glebowe.

Na obydwu badanych stanowiskach występuje wyraźna zależność zagęszczenia dżdżownic i ich biomasy od warunków meteorologicznych, a zwłaszcza wilgotności gleby. W latach o największej sumie opadów atmosferycznych, zwłaszcza w ciepłej połowie roku (od kwietnia do października) występuje duże zagęszczenie dżdżownic, np. w 2001 r. (538,6 mm opadu) gęstość dżdżownic na stanowisku 5 wyniosła 115,4 osob./m². Jednakże rodzaj upraw oraz stosowane zabiegi agrotechniczne w poważnym stopniu mogą zaburzyć warunki życia monitorowanego gatunku.

Tabela 20. Wieloletnia dynamika ilościowa *Lumbricidae* w glebie badanych pól w Koniczynie w latach 1994-2004

Zlewnia	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Opad (I-XII)	498,7	577,8	401,5	444,4	562,8	579,6	558,7	762,0	593,8	468,6	496,1
Opad (IV-X)	225,1	396,2	305,0	306,8	347,2	373,0	354,8	538,6	278,3	329,0	335,2
Średnie roczne zagęszczenie [osobn. · m ⁻²]											
5	27,3	53,1	106,2	68,9	55,4	62,5	91,8	115,4	89,6	64,6	46,2
6	20,8	17,5	36,9	23,7	7,1	8,7	9,5	19,4	26,8	16,6	23,1
Średnia roczna biomasa [g św. m. · m ⁻²]											
5	16,55	17,15	50,92	23,69	21,52	19,84	45,09	43,40	32,32	34,98	16,97
6	8,92	18,91	26,06	7,46	2,73	3,29	4,69	8,10	8,76	2,26	8,20

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Funkcjonowanie geoekosystemu zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej w latach 1994-2004 podlegało presji bardzo zmiennych warunków meteorologicznych oraz różnokierunkowej działalności antropogenicznej. W analizowanym okresie wystąpiły zarówno lata bardzo chłodne (6,5°C w 1996 r.), jak i bardzo ciepłe (9,6°C w 2000 r.), z tendencją do wzrostu temperatury powietrza (Kejna, Uscka-Kowalkowska 2006). Również pod względem opadowym wystąpiły znaczne anomalie, sumy roczne opadów kształtowały się od 410,7 mm (1996 r.) do 715,8 mm (2001 r.). Podobna zmienność dotyczyła również innych elementów meteorologicznych.

Warunki pogodowe wpływają na stan innych elementów środowiska. Zaznacza się to zwłaszcza w ich przebiegu rocznym. Temperatura powietrza wywiera istotny wpływ na rozpoczęcie i czas

trwania poszczególnych pór roku, wpływa również na długość okresu wegetacyjnego. W analizowanym okresie wiosna najwcześniej rozpoczęła się w 2002 r. (19 marca), a najpóźniej w 1997 r. (16 kwietnia), prawie miesiąc różnicy wywiera istotny wpływ na stan środowiska. Podobnie zima w 1998 rozpoczęła się już 9 listopada, podczas gdy na przełomie lat 1997/1998 termiczna zima w ogóle nie wystąpiła. Długość tej pory roku wahała się od 3 tygodni (1998/1999) do 124 dni w latach 1995/1996. Czas trwania wegetacji (średnia dobową temperatura powietrza $>5^{\circ}\text{C}$) wahał się od 194 dni (1997 r.) do 244 dni w 2000 r.

Szczególnie istotne dla funkcjonowania geoeosystemu zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej są ekstremalne zjawiska meteorologiczne (Uscka, Kejna 2005) powodujące dalsze implikacje środowiskowe. Długotrwałe zimy z miąższą pokrywą śnieżną istotnie wpływają na stosunki wilgotnościowe na początku okresu wegetacji. Na wiosnę częstym zjawiskiem są przymrozki, które w Konieczynie pojawiają się nawet w czerwcu. Bardzo zmienne są również opady atmosferyczne, ich maksymalne sumy dobowe przekraczają 50 mm, a okresy bezopadowe trwające ponad 15 dni występują prawie każdego roku (najdłuższy trwał aż 32 dni).

Na stosunki hydrologiczne na obszarze zlewni Strugi Toruńskiej szczególny wpływ wywierają opady atmosferyczne, a zwłaszcza zapasy wilgoci w postaci pokrywy śnieżnej. Maksymalnym odpływem na przełomie zimy i wiosny sprzyjają ponadnormatywne opady w tym okresie. Wpływ opadów letnich na odpływ wody z terenu zlewni jest mniejszy ze względu na intensywną ewapotranspirację oraz uzupełnianie zasobów wód podziemnych. Na zmiany czynników atmosferycznych szczególnie szybko reaguje Struga Toruńska oraz zlewnie drenarskie (tab. 21). Największy odpływ w Strudze Toruńskiej wystąpił w 1999 r. (26673 tys. m^3) ze względu na znaczne zasoby wodne długo zalegającej pokrywy śnieżnej oraz wysokie opady w marcu, kwietniu oraz czerwcu. Odpływ ze zlewni drenarskich w tym roku należał do najwyższych, ale wody podziemne osiągnęły najniższy poziom. Jak wykazały badania ich reakcja względem opadów atmosferycznych jest znacznie opóźniona, stąd też najwyższy poziom lustro wód podziemnych osiągnęło dopiero w 2001 r. po 4-letniej serii lat (1998–2002) z wysokimi opadami atmosferycznymi. Najmniejszy odpływ w Strudze Toruńskiej wystąpił w 1997 r., w którym przy bardzo małych opadach (444,4 mm) odpłynęło zaledwie 9670 tys. m^3 wody. Zlewnie drenarskie odprowadziły w tym roku śladowe ilości wody, a poziom wód gruntowych był wyjątkowo niski (861 cm). W najsuchszym roku (1996) zasoby wody w środowisku nie były tak niskie. Długotrwała zima sprzyjała utrzymywaniu się pokrywy śnieżnej, która przez długi czas zasilala Strugę Toruńską w wodę, zwłaszcza w okresie wiosennym.

Na stan środowiska zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej istotny wpływ wywierają pobliskie ośrodki miejsko-przemysłowe, położone na zachód od zlewni: Bydgoszcz, Świecie i Chełmża oraz od południa: Toruń. Przy dominującej w tym rejonie cyrkulacji zachodniej i południowo-zachodniej na analizowany teren dostają się zanieczyszczenia transgeniczne. Coraz większy wpływ wywierają też zanieczyszczenia komunikacyjne – przez teren zlewni przebiegają drogi międzynarodowe, krajowe i lokalne. Średnie stężenie SO_2 w powietrzu wykazało tendencję malejącą z 11,5 mg/m^3 w 1996 r. do 0,5 mg/m^3 w 2004 r. (dane uzyskane metodą pasywną wykazały znacznie wyższe wartości (np. w 2004 r. 5,3 mg/m^3) – tab. 22. Stężenie SO_2 w powietrzu zarówno w zakresie wartości dobowych, godzinnych czy 30-minutowych nie wykazało przekroczeń po-

Tabela 21. Roczne wartości opadów atmosferycznych (P), odpływu wody w Strudze Toruńskiej w Konieczynie (ST), odpływu w zlewni drenarskiej nr 5 (D5) oraz stan wód podziemnych (H) w latach 1994–2004

Parametr	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1994–2004
P(mm)	498,7	577,8	401,5	444,4	562,8	579,6	558,7	762,0	593,8	468,6	496,1	540,4
ST(tys. m^3)	13211	14139	20786	9670	16176	26673	8962	16998	22786	12197	19051	16422,8
D5(m^3/km^2)	115,0	37,7	22,8	0,1	31,5	123,7	4,2	137,5	159,8	78,9	16,0	66,1
H(cm)	836	825	851	861	841	862	819	788	813	837	833	833

Tabela 22. Średnie roczne wartości zanieczyszczenia powietrza SO₂ oraz przewodnictwo elektrolityczne (PE) i pH opadów atmosferycznych w Koniczynie w latach 1994-2004

Parametr	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
SO ₂ (µg/m ³)			11,5	6,8	5,4	1,2	1,1	1,3	7,4	2,8	0,5
PE (mS/m)	7,4	3,8	6,1	6,0	4,1	4,1	3,1	2,3	2,8	3,1	2,7
pH	5,6	5,5	5,5	5,2	5,7	5,7	5,3	5,4	4,9	5,4	5,0

mów dopuszczalnych obowiązujących w Polsce. Średnie stężenie NO₂ w Koniczynie uzyskane metodą pasywną osiągnęło w 2004 r. 14,4 mg/m³. Przebieg roczny SO₂ i NO₂ wykazujący maksimum w porze jesienno-zimowej świadczy o antropogenicznej genezie wzrostu koncentracji tych gazów związanej ze wzmożoną emisją zanieczyszczeń w okresie grzewczym. W Koniczynie występują natomiast przekroczenia w zakresie stężeń pyłu zawieszonego PM₁₀. Przy średnim stężeniu sięgającym w 2004 r. 31,6 mg/m³, w ciągu roku wystąpiły aż 34 dni z zawartością PM₁₀ przekraczającym 50 mg/m³. W 80 procentach przypadków przekroczenia te wystąpiły przy wiatrach wiejących z kierunku SW (z obszaru Torunia). Ponadto notuje się wysokie stężenia PM₁₀ w przejściowych porach roku, kiedy to okoliczne pola są odkryte i podatne na wywiewanie pyłu.

Zmniejszające się zanieczyszczenie powietrza zaznaczyło się również w chemizmie opadów atmosferycznych. Ich przewodnictwo elektrolityczne zmniejszyło się z 7,4 mS/m w 1994 r. do 2,3-3,1 mS/m po 2000 r., natomiast pH wykazuje zmienność od 4,9 do 5,7 przy braku wyraźnego trendu.

Zanieczyszczenia powietrza oraz właściwości opadów atmosferycznych wpływają na inne elementy środowiska. Szczególnie wrażliwe na te zanieczyszczenia są porosty, będące znakomitymi bioindykatorami stanu środowiska. Rejon Koniczynki charakteryzuje się jednak ubóstwem ilościowym i jakościowym porostów (Fałtynowicz, Krzysztofiak 2001). Wynika ono z dużej koncentracji metali ciężkich oraz siarki w ich plechach (Sawicka, Kapusta i in. 2004). Stwierdzono jednak pozytywne tendencje. Porównując koncentrację zanieczyszczeń w transplutowanych porostach w latach 2002/2003 i 2004/2005 stwierdzono, iż nastąpiła zdecydowana poprawa. Koncentracja metali ciężkich w sezonie zimowym, kiedy to notuje się większe koncentracje szkodliwych substancji, zmniejszyła się do 36% (cynk, kadm) i 82% dla żelaza oraz do 57% dla siarki. Korzystniejsze warunki spowodowały znaczny przyrost powierzchni plech monitorowanych porostów sięgający 27% dla *Parmelia sulcata*, 60% dla *Evernia prunastri* do 93% dla *Hypogymnia physodes*.

Rolnicze wykorzystanie obszaru zlewni reprezentatywnej wpływa niekorzystnie na jakość wód Strugi Toruńskiej. W analizowanym okresie stwierdzono na wejściu do zlewni (Lipowiec) znaczne odtlenienie wód, wysokie zawartości chlorofilu, zwłaszcza w okresie lata oraz masowe i długotrwałe zakwity fitoplanktonu. Jest to wpływ leżącego powyżej tego stanowiska Jeziora Mlewieckiego. Natomiast w Koniczynie permanentnie są przekraczane normy dopuszczalne azotu azotanowego (zwłaszcza w okresie wiosennym) oraz występuje podwyższony poziom stężeń siarczanów i związków rozpuszczonych. Generalnie jednak wody Strugi Toruńskiej wykazują powolny trend do zmniejszania ładunku zanieczyszczeń. Nie należy jednak oczekiwać szybkich zmian ze względu na intensywne zabiegi rolnicze prowadzone na terenie zlewni reprezentatywnej, które powodują erozję gleb oraz wymywanie związków biogenych i ich spływ do wód płynących i podziemnych. Spływowi temu sprzyja gęsta sieć rowów melioracyjnych i systemów drenarskich oraz odkryty (bezleśny) charakter zlewni. Natomiast wody podziemne w rejonie Koniczynki są wysokiej jakości, zaliczamy je do trójjonowych akraopegów typu wodorowęglanowo-wapniowo-magnezowego. Z uwagi na obecność w nadkładzie I poziomu serii glin żwałowych są to wody mało podatne na zanieczyszczenie.

Stan środowiska oraz działalność agrotechniczna wpływa na populacje zwierząt. Wieloletni monitoring dżdżownic *Lumbricidae* wykazał ich wyraźną zależność od warunków meteorologicznych, a zwłaszcza wilgotności gleby. W latach o największej sumie opadów atmosferycznych,

zwłaszcza w ciepłej połowie roku (od kwietnia do października) występuje duże zagęszczenie dżdżownic. Jednak, jak wykazały porównania pól poddanych różnym zabiegom agrotechnicznym, działalność rolnicza może znacznie zaburzyć warunki życia monitorowanego gatunku.

Stacja ZMŚP w Koniczynie ze względu na swoje położenie w strefie podmiejskiej Torunia, na obszarze intensywnie wykorzystywanym rolniczo, ukazuje charakterystyczne dla większości obszarów Polski współczesne trendy stanu środowiska. Postępująca deglomeracja, zasiedlanie terenów podmiejskich oraz planowana budowa autostrady A1 przecinającej zlewnię reprezentatywną Strugi Toruńskiej zwiększy presję człowieka na ten obszar. Jednak właściwe zrozumienie zasad funkcjonowania badanego geoeosystemu pozwoli wykorzystać jego zasoby z zachowaniem zasad ochrony środowiska i wartości kulturowych. Dalszy, kompleksowy i wieloletni monitoring obejmujący zarówno fizyczne, jak i biotyczne elementy środowiska pozwoli stworzyć trwały system współistnienia ludzi i środowiska ich życia.

Literatura

- Adamska E., 2004, Porosty miast, jako biowskażniki zanieczyszczenia powietrza, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 291-300.
- Bednarek R., Dziadowiec H., 1996, Gleby [w:] Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa w Koniczynie. Państwowa Inspekcja Ochrony Środowiska, UMK, Warszawa-Toruń, s. 91-103.
- Bednarek R., Szrejder B., 2004, Struktura pokrywy glebowej zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 243-252.
- Celmer T., 1987, Rzeźba terenu i budowa geologiczna powierzchni obszaru RZD w Koniczynie i jego najbliższych okolic, AUNC, Biologia XXXV, 72, s. 7-17.
- Celmer T., Marciniak K., Wójcik G., 1996, Wody powierzchniowe, [w:] G. Wójcik, K. Marciniak (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego–Stacja Bazowa w Koniczynie, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, s. 77-90.
- Celmer T., Lisicka Z., Marciniak K., 1993, Wpływ warunków meteorologicznych na wilgotność gleb i odpływ wody w małych zlewniach drenarskich na podstawie badań w Koniczynie (Równina Chełmżyńska) w latach 1985-1990, AUNC, Biologia 45, s. 3-18.
- Celmer T., Lisicka Z., Paprocki R., 1993, Uwagi o związkach zachodzących między rzeźbą terenu, litologią a wilgotnością gleb i odpływem wód w małych zlewniach drenarskich w obszarach równin młodoglacjalnych na przykładzie pól RZD w Koniczynie, AUNC, Biologia XLI, 80, s. 139-157.
- Celmer T., Marszelewski W., 1987, Kształtowanie się odpływu w zlewniach drenarskich na polach RZD w Koniczynie w zależności od warunków pogodowych i terenowych, AUNC, Biologia XXXV, 72, s. 63-77.
- Czarnecki A., Paprocki R., Paprzycka I., 2004, Wpływ agrotechniki na zgrupowanie dżdżownic i ich aktywność w glebach uprawnych, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 311-320.
- Dziadowiec H., 2000, Glebowa powierzchnia testowa Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Koniczynie. [w:] Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów z uwzględnieniem lokalnych problemów ekologicznych. Zesz. Nauk. Komitetu Człowiek i Środowisko, 25: 221-226.
- Dziadowiec H., Dobrzeński Z., Jachacy M., Jonczak J., Majewska A., Wróblewska M., Wrukowska M., 2004, Zmienność właściwości próchniczego poziomu uprawnych gleb płowych i czarnych ziem Stacji Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w Koniczynie, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 271-278.
- Dziadowiec H., Jończyk J., Czarnecki A., Kejna M., 2003, Wieloletnie zmiany zawartości węgla organicznego w poziomie próchnicznym gleb intensywnie użytkowanych rolniczo, [w:] W. Bochenek, E. Gil (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Bibl. Monit. Środ., 166-172.

- Fałtynowicz W., Krzysztofiak L., 2001, System monitoringu środowiska z wykorzystaniem porostów w Stacji Bazowej ZMŚP w Koniczynie, maszynopis.
- Fałtynowicz W., 2004, Rekolonizacja przez porosty – optymistyczna tendencja w monitoringu środowiska, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 321-326.
- Gierańczyk W., 2004, Uwarunkowania rozwoju osadnictwa wiejskiego w gminie Łysomice, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 385-392.
- Gromadska M., 1996, Ośrodek Biologii Stosowanej UMK w Koniczynie, [w:] Wójcik G., Marciniak K. (red.), Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego–Stacja Bazowa w Koniczynie, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, s. 9-22.
- Hildebrandt K., 2001, Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w rejonie Stacji Bazowej Koniczynka, [w:] Józwiak M., Kowalkowski A. (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza, Bibl. Monit. Środ., Kielce, 359-360.
- Hildebrandt K., 2004, Zanieczyszczenie powietrza dwutlenkiem siarki w rejonie stacji ZMŚP w Koniczynie, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 123-130.
- Kaczorowska Z., 1962: Opady w Polsce w przekroju wieloletnim (tendencja, okresowość, oraz prawdopodobieństwo występowania niedoboru i nadmiaru opadów). P. Geogr. IG PAN, 33: 71-72.
- Kartanas E., 2004a, Monitoring populacji lęgowych dymówki *Hirundo rustica* L. i oknówki *Delichon urbica* (L.) na wybranym fragmencie zlewni Strugi Toruńskiej, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 327-336.
- Kartanas E., 2004b, Preferencje dymówki *Hirundo rustica* L. przy wyborze zabudowania jako miejsca założenia gniazda w krajobrazie rolniczym, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 337-344.
- Kejna M., 2003, Stacja ZMŚP Zakładu Klimatologii IG UMK w Koniczynie, [w:] Polskie terenowe stacje geograficzne, Instytut Geografii i Gospodarki Przestrzennej UJ, Kraków, 47-50.
- Kejna M. (red.), Raport za rok hydrologiczny 2001-2005. Stacja ZMŚP w Koniczynie (maszynopis).
- Kejna M. Uscka J., 2003, Termiczne pory roku w Koniczynie w latach 1994-2001, [w:] W. Bochenek, E. Gil (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Bibl. Monit. Środ., 96-103.
- Kejna M. Uscka J., 2004, Wilgotność powietrza w Koniczynie (Pojezierze Chełmińskie) w latach 1994-2003, A. Kostrzewski (red.) Funkcjonowanie geoeosystemów Polski w warunkach zmian klimatu i różnokierunkowej antropopresji, XV Sympozjum ZMŚP, Międzyzdroje, 44-46.
- Kejna M., Uscka J., Wójcik G., Marciniak K., 2004, Warunki klimatyczne w Koniczynie (Pojezierze Chełmińskie) w latach 1994-2002, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 131-146.
- Kejna M., Uscka-Kowalkowska J., 2006, Temperatura powietrza i opady atmosferyczne w Koniczynie (Pojezierze Chełmińskie) w latach 1951-2005, Dokumentacja Geograficzna, 32, PAN, IGiPZ, Warszawa: 141-147.
- Kejna M., Wójcik G., Marciniak K., Uscka J., 2001, Kierunek i prędkość wiatru w Koniczynie (Równina Chełmżyńska) w latach 1994-2000, [w:] Józwiak M., Kowalkowski A. (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrod. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza, Bibl. Monit. Środ., Kielce, 127-136.
- Kłuba M., Rudnicki R., Struktura i kierunki produkcji rolniczej na obszarze zlewni reprezentatywnej Strugi Toruńskiej w świetle wyników Powszechnego Spisu Rolnego 2002, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Biblioteka Monitoringu Środowiska s. 393-400.
- Komunikat o stanie czystości wód Strugi Toruńskiej w roku 1980, OBiKŚ, Toruń, 1981.
- Komunikat o stanie czystości wód Strugi Toruńskiej w roku 1984, OBiKŚ, Toruń, 1985.

- Komunikat o jakości wód Strugi Toruńskiej w 2000 roku, WIOŚ, Delegatura Toruń, 2001.
- Lankauf, 2006, Badania geomorfologiczne na terenie zlewni Strugi Toruńskiej. [w:] M. Kejna (red.), Raport za rok hydrologiczny 2005. Stacja ZMŚP w Koniczynie (maszynopis).
- Lorenc H., 1998: Obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. [w:] Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Bibl. Monit. Środ., 117-118.
- Luc M., 2004, Przemiany wybranych elementów środowiska przyrodniczego zlewni Strugi Toruńskiej od końca XVIII do początku XXI wieku, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 401-418.
- Makarewicz J., 2005, Jakość zwykłych wód podziemnych w województwie kujawsko-pomorskim na podstawie wyników monitoringu regionalnego w latach 2000-2004, Biblioteka Monitoringu Środowiska, WIOŚ, Bydgoszcz, ss. 107.
- Marciniak K., Lisicka Z., Marszelewski W., 1987, Opady atmosferyczne (1951-1985) i temperatura powietrza (1961-1970) w Koniczynie (Równina Chełmżyńska), AUNC, Biologia 35, s. 19-40.
- Marciniak K., Przybylak R., 1992, Warunki termiczne i opadowe w Koniczynie (Równina Chełmżyńska) w okresie 1986-1989, AUNC, Biologia 41, s. 51-59.
- Niewiarowski W., Celmer T., Marciniak K., Pietrucień C., Proszek P., Sinkiewicz M., 1992, Przebieg współczesnych procesów denudacyjnych na młodoglacjalnej wysoczyźnie morenowej na przykładzie okolic Koniczynki, na NE od Torunia, [w:] System denudacyjny Polski, Prace Geogr. nr 155, IGIPIZ PAN, s. 47-67.
- Niewiarowski W. 1996, Budowa geologiczna i rzeźba terenu. Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego – Stacja Bazowa w Koniczynie, s. 41-57.
- Podgórski Z., 1996, Antropogeniczne zmiany rzeźby terenu województwa toruńskiego. SSST, vol. X, nr 4, Toruń, s.1-102.
- Podgórski Z., 2004, Młyny wodne w Toruniu i ich związek ze zmianami sieci hydrograficznej, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 419-428.
- Raporty o stanie środowiska województwa kujawsko-pomorskiego, 1999-2004, Wojewódzki Inspektorat Ochrony Środowiska w Bydgoszczy.
- Sawicka-Kapusta K., Zakrzewska M., Bydło G., 2004, Koncentracje metali ciężkich i siarki w porostach transplantowanych w sezonie zimowym 2002/2003 na terenie wybranych stacji bazowych ZMŚP, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 367-373.
- Uscka J., Wójcik G., Marciniak K., Kejna M., 2001, Zachmurzenie i usłonecznienie w Koniczynie (Równina Chełmżyńska) w latach 1996-2000, [w:] Jóźwiak M., Kowalkowski A. (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza, Bibl. Monit. Środ., Kielce, 117-126.
- Uscka J., Kejna M., 2003, Temperatura gruntu w Koniczynie w latach 1994-2001, [w:] W. Bochenek, E. Gil (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów Polski ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych, Bibl. Monit. Środ., 88-95.
- Wojtczak H., 2001, Chemizm wód Strugi Toruńskiej w rejonie Stacji Bazowej Koniczynka, [w:] Jóźwiak M., Kowalkowski A. (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza, Bibl. Monit. Środ., Kielce, 403-404.
- Wojtczak H. 2004, Chemizm wód Strugi Toruńskiej w rejonie zlewni reprezentatywnej Koniczynka, [w:] M. Kejna, J. Uscka (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów w warunkach narastającej antropopresji, Bibl. Monit. Środ. s. 227-236.
- Wójcik G., (red), 1998, Raport Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Uniwersytetu Mikołaja Kopernika w Koniczynie k. Torunia za lata hydrologiczne 1994-1997, [w:] Kostrzewski A., (red.), Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stan geoeosystemów Polski w latach 1994-1997. Bibl. Monit. Środ. Warszawa, s. 123-160.
- Wójcik G., Marciniak K. (red.), 1996, Zintegrowany monitoring środowiska przyrodniczego–Stacja Bazowa w Koniczynie, Bibl. Monit. Środ., Warszawa, ss. 272.

STACJA BAZOWA

POŻARY



**Maciej Lenartowicz¹, Anna Andrzejewska², Marek Ferchmin²,
Edyta Owadowska², Andrzej Wierzbicki²**

¹ Uniwersytet Warszawski, Wydział Geografii i Studiów Regionalnych, Zakład Hydrologii.

² Kampinoski Park Narodowy.

Wprowadzenie

Stacja Bazowa Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego „Pożary” została utworzona w Kampinoskim Parku Narodowym w 1993 r. Zlewnia objęta programem ZMŚP znajduje się w południowo-zachodniej części Kampinoskiego Parku Narodowego i zajmuje tylko niewielki jego fragment. Południowy skrawek zlewni wykracza poza granice KPN. Programy pomiarowe meteorologia oraz chemizm powietrza realizowane są na posterunku meteorologicznym w Granicy w odległości ok. 2 km od granic zlewni.

Za organizację stacji bazowej odpowiada dyrektor Kampinoskiego Parku Narodowego, natomiast merytoryczny nadzór nad programem monitoringu sprawuje koordynator ZMŚP prof. dr hab. Andrzej Kostrzewski.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej „Pożary”

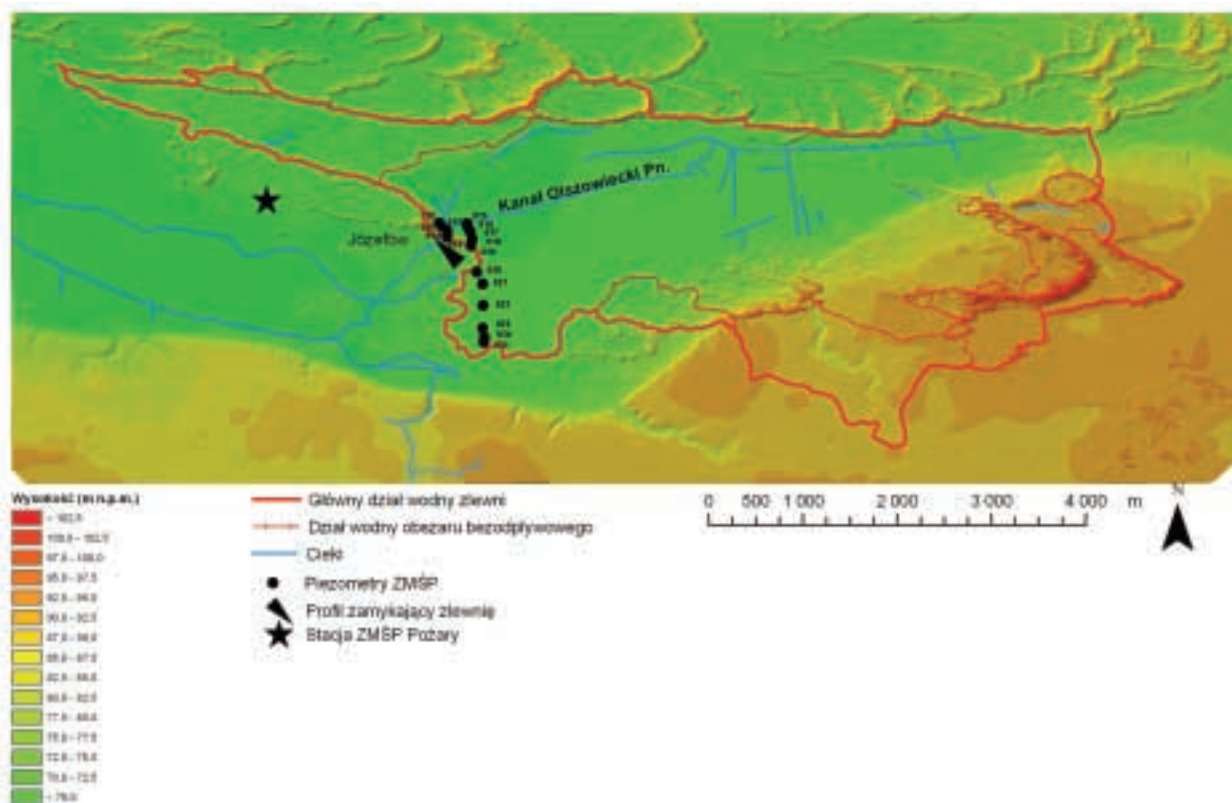
Zlewnia Pożary, położona jest w dorzeczu Łasicy – prawego dopływu Bzury i obejmuje źródłową część zlewni Kanału Olszowieckiego Północnego (zlewnia IV rzędu). Obszar zlewni po profil wodowskazowy w Józefowie wynosi 20,2 km², z tego 7,01 km² (30 %) (ryc. 1).

Obszar zlewni Pożary pokrywają wyłącznie osady czwartorzędowe. Wśród utworów powierzchniowych (rozpatrywanych do głębokości 2 m) dominującą rolę odgrywają piaski luźne, piaski słabo gliniaste oraz piaski słabo gliniaste na piaskach luźnych (około 50% zlewni). Torfy niskie pokrywają ponad 27% zlewni. Obok wyżej wymienionych istotną rolę odgrywają również różnoziarniste piaski słabo gliniaste i gliniaste lekkie oraz mocne pylaste na piaskach luźnych, gliniastych, glinie lekkiej i średniej (około 13%) i mursze (9,9%).

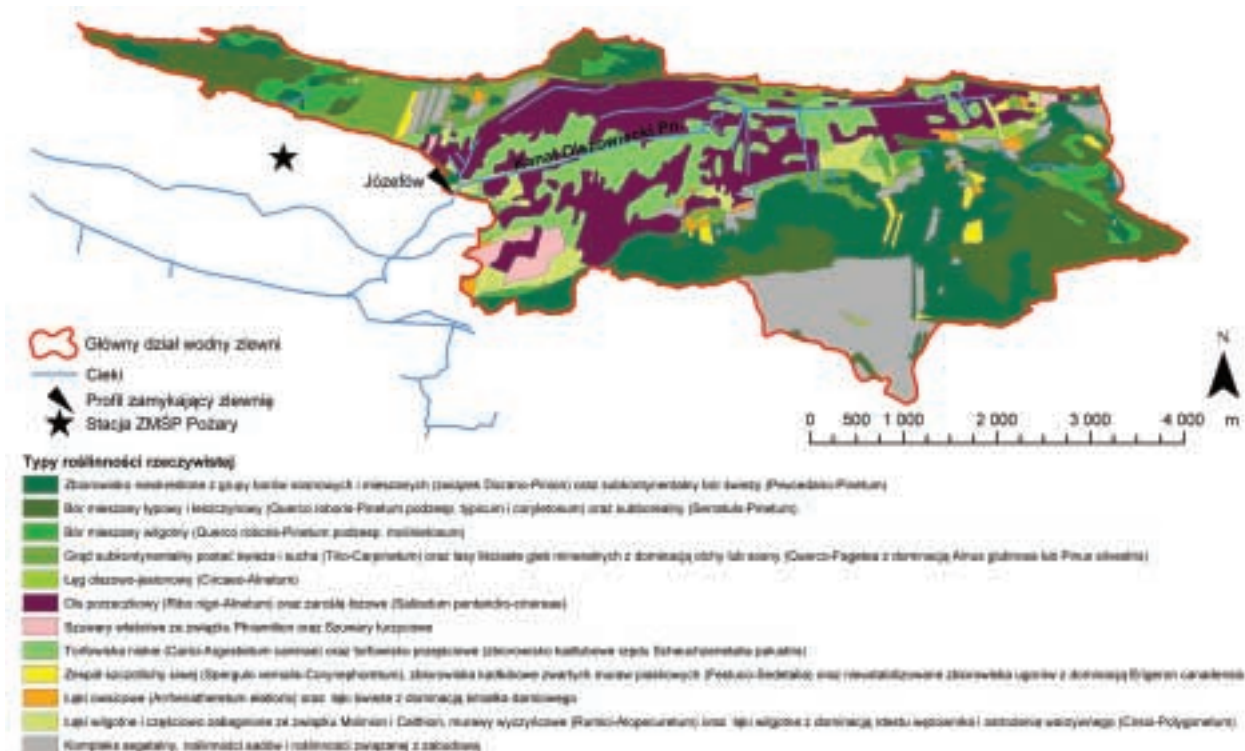
Zasięgi typów gleb są ściśle związane z rodzajem skały macierzystej (litologia). Z osadami organicznymi związane są gleby torfowe. Na obrzeżeniu torfowisk wytworzyły się gleby murszowo-torfowe i mineralno-murszowe oraz czarne ziemie zdegradowane. Z piaskami na wydmach wiążą się dominujące w zlewni zespoły gleb bielicoziemnych, eolicznych oraz rdzawych i bielicoznych właściwych. W południowej części zlewni, gdzie piaski przykrywają utwory cięższe (piaski gliniaste mocne, pyły, ility i gliny), wykształciły się gleby rdzawe i brunatne wylugowane (Operat glebowo-siedliskowy... 1964, 1980, Wicik 1995).

Topograficzny dział wodny zlewni Pożary ma przebieg wymuszony pasami wydmykowymi w Kotlinie Warszawskiej i krawędzią Równiny Łowicko-Błońskiej. Sieć hydrograficzna jest w przeważającej części przekształcona antropogenicznie. Prace regulacyjne trwały jeszcze podczas II wojny światowej (Tylko 1950). Poniżej Granicy, na Kanale Olszowieckim wybudowano drewniany jaz. Obecnie niemal cała zlewnia jest poddana ochronie, a cieki zarastają i nie spełniają roli drenującej.

Strefa krawędziowa Równiny Łowicko-Błońskiej wyznacza ogólny kierunek odpływu wód podziemnych ułożony poprzecznie w stosunku do osi wydłużonego kształtu zlewni Pożary. Oznacza to niezgodność zlewni powierzchniowej (topograficznej) i podziemnej (Lenartowicz 2005). Zwierciadło wód podziemnych w torfowisku znajduje się prawie na powierzchni, na pozostałym obszarze układa się na głębokości około 2,0–2,5 m p.p.t., a na Równinie Łowicko-Błońskiej na ponad 3 m p.p.t. Lokalnie pod wydmykami głębokość do wody przekracza nawet 10 m p.p.t. Istotne



Ryc. 1. Cyfrowy model terenu zlewni Pożary wykonany na podstawie mapy topograficznej w skali 1:10000 w układzie 1965. Czerwona linia przedstawia zasięg zlewni topograficznej z obszarami bezodpływowymi łącznie



Ryc. 2. Roślinność rzeczywista w zlewni Pożary; stan w 1993 roku (Solon i in. 1995)

zmiany zwierciadła wód podziemnych pod wpływem melioracji nastąpiły w XX w. (Macioszczyk 2002, Gutry-Korycka 2003).

Zlewnia „Pożary” wg regionalizacji geobotanicznej należy do krainy Północnomazowiecko-kurpiowskiej, a w jej obrębie do podkrainy Wkry, okręgu Kotliny Warszawskiej i podokręgu Puszczy Kampinoskiej (Matuszkiewicz J.M. 1993). Rozmieszczenie typów zbiorowisk roślinnych jest drobnomozaikowe (ryc. 2) (Solon i in. 1995). Wśród zbiorowisk charakteryzujących utwory piaszczyste dominują zbiorowiska nieokreślone z grupy borów sosnowych i mieszanych (związek *Dicrano-Pinion*) właściwe dla wydym oraz bór mieszany typowy i leszczynowy (*Quercus robur-Pinetum typicum* i *Q. r.-P. coryletosum*). Do najbardziej charakterystycznych zbiorowisk, odpowiadających krajobrazom hydrogenicznym należy ols porzeczkowy *Ribeso nigri-Alnetum* oraz torfowisko niskie z klasy *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*. Na obszarach przejściowych między mokradłami a wydymami dominują łąki wilgotne i mokre (związek *Calthion*), świeże owsicowe *Arrhenatheretum elatioris* oraz lasy liściaste na glebach mineralnych (*Quercus-Fagetea*).

W południowej części zlewni, położonej na Równinie Łowicko-Błońskiej w strefie otuliny KPN pozostały grunty użytkowane rolniczo (pola orne, łąki, pastwiska, sady i niska zabudowa). Pozostałości gruntów ornych w obrębie KPN są poddane spontanicznej sukcesji wtórnej – kreatywnej i powoli zarastają (Solon 1995).

System pomiarowy i metody badań

- **Meteorologia** – Program pomiarowy prowadzony jest w posterunku meteorologicznym w Granicy od 1986 roku. W 1993 posterunek wszedł w skład Stacji Bazowej ZMŚP. Do roku 2000 prowadzono pomiary manualne, zgodne z metodyką opracowaną przez IMGW. Od 2001 roku pomiary wykonywane są przy pomocy automatycznej stacji Milos 500 z jednogodzinnym czasem uśredniania. W Kampinoskim Parku Narodowym znajdują się dwa inne posterunki meteorologiczne: w Izabelinie (oddalony o ok. 25 km od Granicy) – manualny, funkcjonujący od 2000 roku oraz w Famułkach Królewskich (oddalony o ok. 8 km od Granicy), Milos 500, funkcjonujący od 2001. Ponadto na obszarze KPN zainstalowanych jest 6 posterunków opadowych co pozwala na określenie zmian klimatu w całej okolicy stacji bazowej.
- **Chemizm powietrza** – Stężenia zanieczyszczeń gazowych powietrza mierzone są na stacji bazowej od lutego 1994 roku. W latach 1994-1998 badano stężenia dwutlenku azotu (pobór próbek do kolbek z płynem pochłaniającym przy pomiarze czasu ekspozycji), dwutlenku siarki, związków siarki i azotu w aerozolach (pobór próbek na filtry pochłaniające z pomiarem ilości przechodzącego powietrza). W latach 1994-1995 próbki zbierane były przez 10 dni w każdym miesiącu, a w latach 1996-1998, co drugi miesiąc. W latach 2000-2001 analizy składu chemicznego powietrza prowadzone były przez Stację Sanitarno-Epidemiologiczną. Próbkę pobierane były codziennie do kolbek z płynem pochłaniającym umieszczonych na wylocie aspiratorów. W okresie tym wykonywano analizy $S(SO_2)$, $N(NO_2)$ i pyłu zawieszonego. W roku 2004 na Stacji w Granicy została zainstalowana automatyczna stacja pomiaru zanieczyszczeń powietrza Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie (międzynarodowy kod: PL0128A). Parametry mierzone przez stację to oprócz wskaźników meteorologicznych, dwutlenek siarki, dwutlenek azotu i ozon. Dwutlenek siarki mierzony jest analizatorami, których zasada działania wykorzystuje fluorescencję w nadfiolecie. Tlenki azotu mierzone są miernikami, które wykorzystują chemiluminescencję. Ozon, monitorowany jest przy pomocy urządzeń, które wykorzystują fotometrię w nadfiolecie (Stan środowiska... 2004).
- **Chemizm opadów atmosferycznych** – Pomiary składu chemicznego opadu prowadzone są od roku 1994 w posterunku meteorologicznym w Granicy. Analizowane są miesięczne próby opadu całkowitego oraz odczyn i przewodność w opadach dobowych.

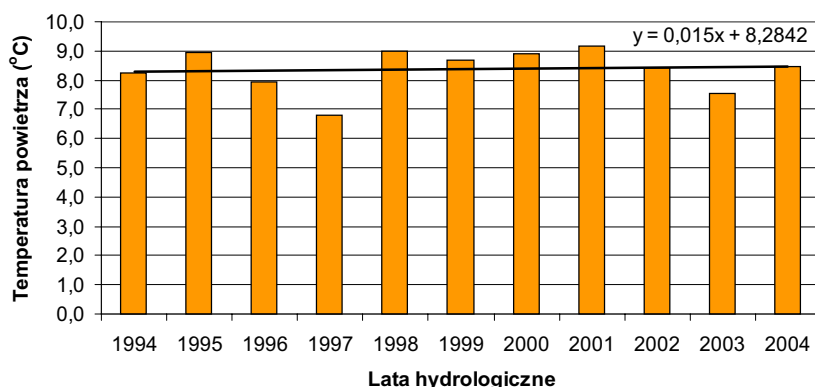
- **Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach** – Wprowadzenie tego programu nie udało się ze względu na systematyczne niszczenie kolektorów opadowych. Program ten wprowadzono ponownie dopiero w roku 2004 w okolicy posterunku w Granicy.
- **Siarka i metale ciężkie w porostach** – Program monitoringu rozpoczęto w 1998 roku, a następnie próbki pobierano w latach 2001 i 2003. Do monitoringu użyto plech porostu *Hypogymnia physodes* rosnących tu naturalnie. Na obszarze zlewni znajdują się 3 stanowiska, w Granicy w otoczeniu posterunku meteorologicznego – 1 stanowisko. Ponadto próbki pobierano w otoczeniu Stacji; w kolejnych latach liczba tych stanowisk wahała się od 8 do 30.
- **Wody podziemne** – Program monitoringu rozpoczęto w 1994 r. Zainstalowano 16 piezometrów, zlokalizowanych wzdłuż dwóch transektów prostopadłych do Kanału Olszowieckiego. Pomiary stanów wód podziemnych prowadzone są codziennie. W dwóch stanowiskach wyposażonych w piezometry typu „multi-level” ujmowana jest większa miąższość warstwy wodonośnej. W trakcie zakładania sieci pomiarowej na obszarze zlewni „Pożary”, wykonano także trzy geofizyczne sondowania elektrooporowe. Celem badań było rozpoznanie głębszego podłoża czwartorzędowego do głębokości ok. 100 m p.p.t. Prace terenowe wykonano według standardowej metody Schlumbergera. Kierunek rozstawu elektrod pomiarowych był w przybliżeniu równoległy do osi doliny Kanału Olszowieckiego. Wykonano również pomiary współczynników filtracji oraz opisano litologię w poszczególnych otworach. Poza piezometrami Stacji Bazowej „Pożary” w zlewni znajdują się piezometry obserwowane z mniejszą częstotliwością, należące do sieci monitoringu wód podziemnych Kampinoskiego Parku Narodowego czy też zainstalowane w ramach prowadzenia różnych prac naukowo-badawczych. Badania składu chemicznego wód podziemnych wykonywano tylko raz w roku – we wrześniu (Tabela 1).
- **Wody powierzchniowe – rzeki** – Profil zamykający zlewnię badawczą „Pożary” wyposażono w stanowisko wodowskazowe – limnigraficzne, które złożono w 1993 r. W roku hydrologicznym 1994 wykonano pomiary natężenia przepływu, na podstawie których sporządzono krzywą natężenia przepływu. Ze względu na zaprzestanie wykaszania brzegów kanału została ona uaktualniona na podstawie pomiarów w latach 1998-2000. Codzienne pomiary oprócz stanów wody w cieku obejmują również odczyn i przewodność. Nie są one prowadzone w warunkach zaniku przepływu i co się dosyć często zdarza braku wody w kanale. Próbkę do badania chemicznego wód powierzchniowych pobiera się raz w miesiącu (w latach 1995-1997, co dwa miesiące) z wyjątkiem okresów bez przepływu (Tabela 1).
- **Epifity nadrzewne – porosty** – W ramach monitoringu zmian ilościowych plech porostów na Stacji Bazowej Pożary wytypowano 4 gatunki porostów: *Hypogymnia physodes*, *Evernia prunastri*, *Parmelia sulcata*, *Pseudevernia furfuracea*. Opisano 10 stanowisk monitoringowych, które oznakowano na stałe. Usytuowano je na drzewach rosnących prosto lub o znikomym pochyleniu pniach ($< 10^\circ$), mających nie mniej niż 20 cm pierśnicy. Powierzchnie znajdują się na pniach na wysokości nie większej niż 170 cm od gruntu. Pomiary powierzchni plech wykonywano w październiku 2002 i 2004 roku. Pomiedzy tymi obserwacjami nie stwierdzono istotnych zmian w wielkości powierzchni zajętej przez poszczególne gatunki. Wystąpiły natomiast przemieszczenia plech wzdłuż pni.
- **Fauna epigeiczna** – Monitoring stawonogów w zlewni „Pożary” rozpoczęto w 1998 r. od obserwacji rodziny mrówkowatych i sprząkawkowatych, a w 1999 r. dodano kolejne 3 rodziny: biegaczowate, kusakowate i pająki (Mazur i in. 1999-2004). Celem prowadzonych badań jest śledzenie zmian składu gatunkowego i liczebności wybranych rodzin stawonogów zachodzących pod wpływem zmian abiotycznych i biotycznych zlewni. W 17 miejscach położonych w pobliżu wybranych piezometrów co roku wiosną ustawia się po jednej pułapce STN (zmodyfikowana pułapka Barbera). Zbiór materiału faunistycznego (opróżnianie pułapek) wykonywany jest 4 razy w sezonie wegetacyjnym (zwykle, co 6 tygodni).

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

Meteorologia

Na podstawie serii pomiarów klimatologicznych z lat 1985-2000 w Granicy stwierdzono odmienne warunki klimatyczne stacji w stosunku do obszarów otaczających. Średnia temperatura powietrza jest o około 1°C niższa niż na terenach sąsiednich. Latem temperatura powietrza w kompleksach leśnych jest wyższa a zimą niższa, natomiast wilgotność powietrza około 10-20% wyższa niż w obrębie terenów otaczających (Andrzejewska 2003). Zlewnia Pożary charakteryzuje się zmniejszoną prędkością wiatru, tym samym większą liczbą dni z ciszą. W ciągu roku przeważa wiatr z sektora zachodniego (Zintegrowany Monitoring..., 1999). Kobendzina (1962) stwierdziła, że opady atmosferyczne są w niektórych miesiącach o 10 – 20 mm niższe niż na obszarach otaczających. Bardzo rzadko zdarzają się sytuacje odwrotne, spowodowane gwałtownymi opadami burzowymi. Na podstawie porównania serii pomiarowej z posterunku założonego na okres 1956-1960 z obserwacjami prowadzonymi w Legionowie, Poświętnem i Niepokalanowie, Kobendzina (1962) wykazała tendencję do omijania Puszczy Kampinoskiej przez burze w stosunku do Równiny Łowicko-Błońskiej na południu i Wysoczyzny Płońskiej na północy.

Przebieg średniej rocznej temperatury powietrza w okresie 1994-2004 wykazuje pewną nie-regularność z lokalnymi minimami w latach 1997 i 2003 oraz maksimami w latach 1995 i 2001. Obserwowany trend liniowy jest lekko dodatni (ryc. 3). Średnia roczna temperatura w wieloleciu w układzie lat hydrologicznych i kalendarzowych jest identyczna i wyniosła 8,4°C (Tabela 1).



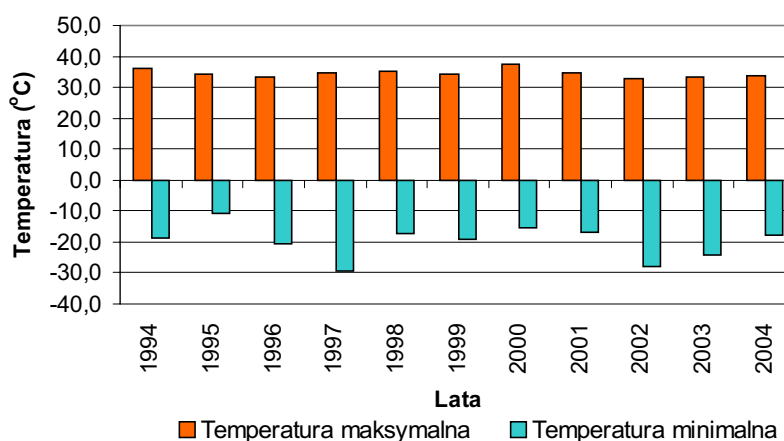
Ryc. 3. Średnia roczna temperatura powietrza (°C) na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004

Tabela 1. Średnia miesięczna temperatura powietrza na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004 (lata hydrologiczne)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
1994	-2,6	1,5	2,1	-2,7	3,6	9,1	12,4	16	21,2	18	14	6,1	8,2
1995	3,5	1,2	-1,3	3	2,7	7,9	12,4	17,5	20,1	17,7	12,5	10,1	8,9
1996	-7,9	-8,9	-7,4	-6,7	1,7	13,9	20,6	22	21,8	23	14,1	9,3	8,0
1997	3,5	-7,6	-5,6	-2	1,9	5	13,3	17,3	18,7	19,3	12,7	5,3	6,8
1998	2,9	0,1	0,2	3,3	2,3	10	14,6	19,9	18,8	16,5	12,9	6,4	9,0
1999	-1,1	-2,4	-0,3	-1,1	4,9	9,8	14,5	18,4	21,2	17,8	15,1	7,6	8,7
2000	1,6	-0,3	-1,1	1,7	3,7	12,8	15	18,2	16,9	17	10,6	10,5	8,9
2001	6,1	1,7	-0,1	-0,7	2,3	7,9	14,4	15,1	20,6	19,2	12,1	11,3	9,2
2002	2,7	-3,8	-0,8	2,7	3,7	7,6	14,5	17,1	20,4	18,9	11,8	6,1	8,4
2003	4,3	-6,4	-2,6	-4,8	2,8	7,3	15,4	17,7	20	18,3	13,2	5,4	7,6
2004	5,2	1,4	-5	0,5	3,9	8,5	12,1	15,8	17,7	18,7	13	10	8,5
1994-2004	1,7	-2,1	-2,0	-0,6	3,0	9,1	14,5	17,7	19,8	18,6	12,9	8,0	8,4

Dla porównania w świetle badań Fortuniaka i in. (2001) w wieloleciu 1951 – 2000 średnia roczna temperatura powietrza z wielolecia wynosiła w dorzeczu Łasicy 7,8°C.

Maksymalną temperaturę powietrza w okresie 1994-2004 wynoszącą 37,3°C zanotowano w czerwcu 2000 r. Minimalna zmierzona temperatura powietrza w wieloleciu 1994-2004 wystąpiła w grudniu 1997 r. i wynosiła -29,2°C. Minimalna temperatura niższa niż -20°C była notowana w latach 1996 i 1997 (grudzień) oraz 2002 i 2003 (styczeń), a w żadnym roku nie była wyższa niż -10°C (ryc. 4). Największa amplituda temperatury powietrza (63,8°C) wystąpiła w 1997 r., natomiast najmniejsza (44,9°C) w 1995 r. (ryc. 4). Średnia amplituda temperatury powietrza w wieloleciu 1994-2004 wyniosła 54,3°C.



Ryc. 4. Maksymalna i minimalna temperatura powietrza zmierzona na stacji Pożary w poszczególnych latach hydrologicznych wielolecia 1994-2004

Klasyfikację termiczną poszczególnych miesięcy wielolecia 1994-2004 przeprowadzono zgodnie z założeniami przedstawionymi przez H. Lorenc (1998). W wieloleciu 1994-2004 zanotowano jedynie 3 przypadki miesięcy ekstremalnie odstających od normy wieloletniej. Był to ekstremalnie chłodny listopad 1995 r. oraz ekstremalnie ciepły maj i sierpień 1996 r. Od 2000 roku nie zanotowano miesięcy cieplejszych niż ciepły ani chłodniejszych niż chłodny. Większość miesięcy normalnych pojawiło się w półroczu letnim. Najczęściej jako miesiąc normalny określono sierpień, najrzadziej zaś miesiące przejściowe: październik i marzec. Pod koniec wielolecia 1994-2004 pojawiła się tendencja częstszego występowania miesięcy chłodniejszych od normy w sezonie letnim, natomiast cieplejszych od normy w sezonie zimowym (ryc. 5).

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Klasyfikacja miesięcy	
1994	4	7	5	6	7	7	5	6	5	7	6	5	1	ekstrem. ciepły
1995	6	4	6	6	7	6	6	7	6	5	11	9	2	anomalnie ciepły
1996	9	9	8	3	1	2	4	1	5	5	6	8	3	bardzo ciepły
1997	8	6	8	9	7	6	7	6	6	8	6	5	4	ciepły
1998	5	4	7	6	6	4	7	8	6	7	7	6	5	lekko ciepły
1999	5	6	3	6	6	6	5	6	3	6	6	6	6	normalny
2000	6	5	5	4	6	6	9	7	9	4	5	5	7	lekko chłodny
2001	5	6	7	6	6	8	5	6	7	4	6	6	8	chłodny
2002	6	4	5	7	6	6	6	6	7	7	5	8	9	bardzo chłodny
2003	6	8	6	7	6	6	6	6	6	8	5	5	10	anomalnie chłodny
2004	8	6	5	6	8	7	8	6	6	5	6	4	11	ekstrem. chłodny

Ryc. 5. Termiczna klasyfikacja miesięcy na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004

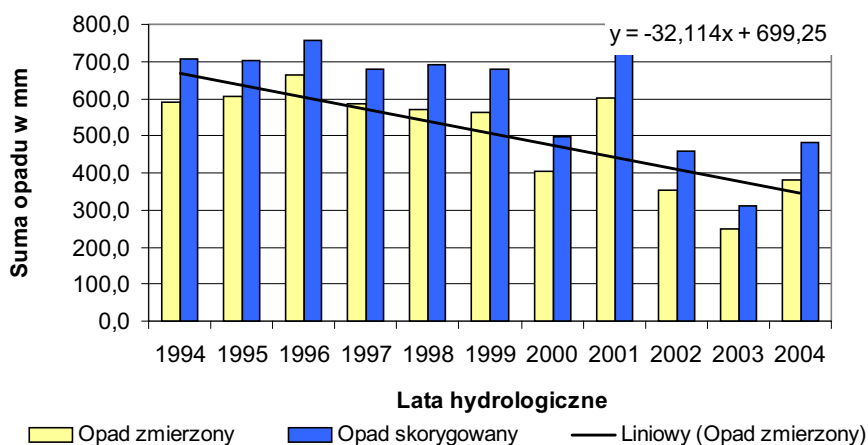
Średnia roczna suma zmierzzonego opadu atmosferycznego na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004 wynosi 506,6 mm. Suma opadu w poszczególnych latach wahała się od niespełna 250 mm w 2003 r. do ponad 660 mm w 1996 r. (Tabela 2). Około 36% rocznej sumy opadu przypada na półrocze zimowe, natomiast prawie 64% na półrocze letnie. Największe zróżnicowanie sum miesięcznych opadu atmosferycznego obserwuje się również w tym półroczu. Maksimum opadu przypada na miesiące letnie. Średnio w okresie tym jest to lipiec. W lipcu 1997 r. suma miesięczna opadu wyniosła ponad 207 mm, co stanowi najwyższą zanotowaną sumę miesięczną w całym wieloleciu 1994-2004, ale już w roku 2002 w lipcu zmierzono zaledwie 3,6 mm opadu. Najniższą średnią miesięczną w wieloleciu sumą opadu charakteryzuje się styczeń, niemniej najniższe zanotowane sumy miesięczne wystąpiły od sierpnia do października 2003 r. oraz we wrześniu 1998 r.

Na podstawie danych z lat 1994-2004 można stwierdzić wyraźnie ujemny trend zmian sum rocznych opadu. Wpłynęły na to przede wszystkim bardzo niskie sumy opadów w latach 2002-2004 (ryc. 6).

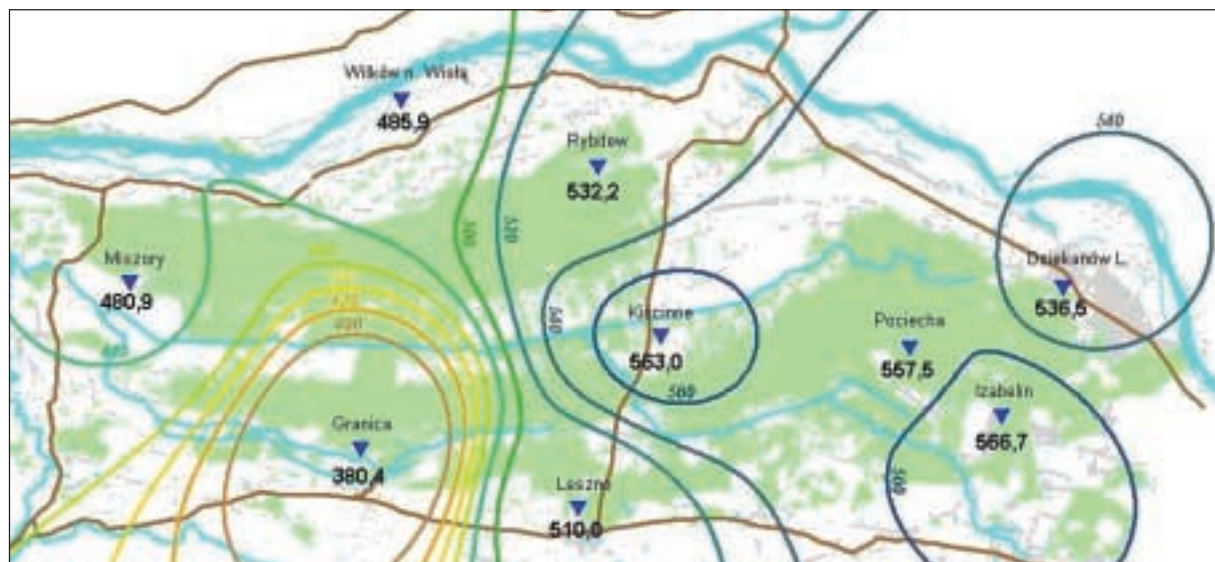
Pomiary sum opadu na terenie całego Kampinoskiego Parku Narodowego wykazują wyraźne zróżnicowanie pomiędzy poszczególnymi posterunkami. W Granicy notowane są wyraźnie niższe opady niż na pozostałym terenie. Generalnie we wschodniej części Puszczy Kampinoskiej występują większe sumy opadów niż w zachodniej (ryc. 7).

Tabela 2. Sumy miesięczne opadów zmierzonych na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004 (lata hydrologiczne)

Rok	XI	XII	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI-X
1994	25,0	63,4	34,1	9,5	54,4	86,9	62,8	7,1	45,0	59,0	65,6	77,7	590,5
1995	32,7	50,6	16,1	20,7	29,2	35,9	47,5	68,7	38,7	67,8	171,5	28,0	607,4
1996	4,3	8,1	28,0	17,2	36,7	23,3	41,6	44,4	186,9	98,3	104,6	68,8	662,2
1997	23,5	20,0	12,5	24,1	23,7	30,2	75,7	89,1	207,9	26,7	35,0	16,3	584,7
1998	59,2	20,5	29,6	41,7	36,0	60,3	35,3	96,0	76,3	57,0	1,0	59,2	572,1
1999	32,6	31,4	16,9	42,3	18,5	79,5	47,6	162,8	42,9	19,6	28,2	39,9	562,2
2000	51,8	19,6	34,0	20,0	47,7	3,0	20,6	5,5	136,4	44,0	17,8	4,5	404,9
2001	48,0	32,4	19,0	21,2	34,0	65,2	45,2	72,2	101,4	38,2	95,0	31,8	603,6
2002	23,4	19,0	34,2	70,1	39,6	9,8	31,6	5,2	3,6	24,6	16,6	76,8	354,5
2003	40,4	3,2	24,2	7,4	11,4	20,8	59,6	24,0	53,4	1,8	0,0	2,2	248,4
2004	38,4	37,6	31,8	49,8	3,7	5,2	31,2	59,8	53,4	29,0	14,2	27,6	381,7
1994-2004	34,5	27,8	25,5	29,5	30,4	38,2	45,3	57,7	86,0	42,4	50,0	39,3	506,6



Ryc. 6. Roczne sumy opadu zmierzzonego na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004



Ryc. 7. Rozmieszczenie średnich rocznych sum opadu na terenie Puszczy Kampinoskiej w latach 2000-2004

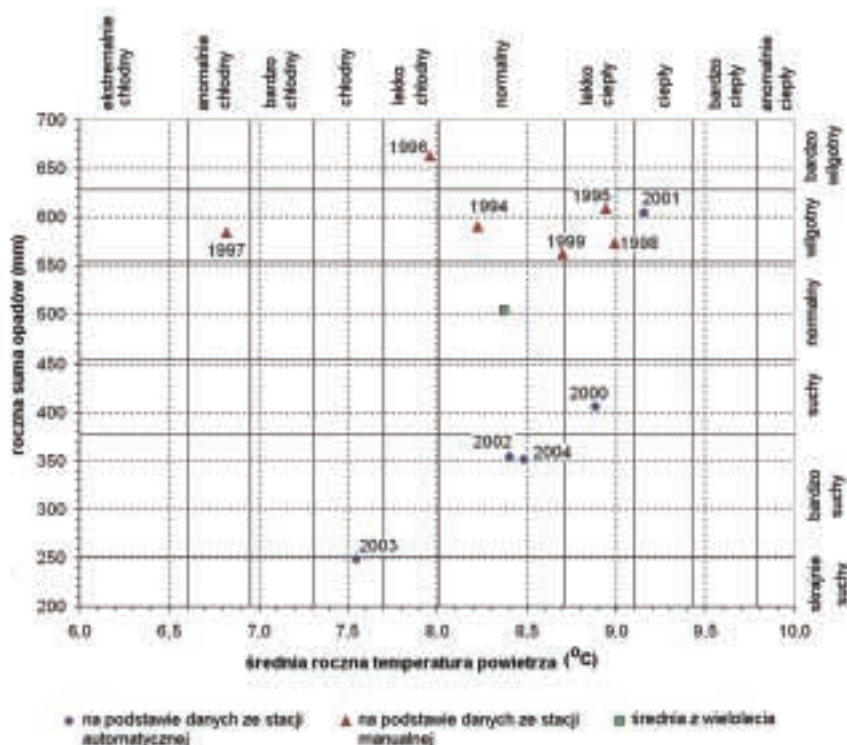
Podobnie jak w przypadku temperatury powietrza, przeprowadzono klasyfikację poszczególnych miesięcy pod względem sumy opadu atmosferycznego (ryc. 8). Zastosowano kryteria zaproponowane przez Kaczorowską (1962).

Do 1999 roku miesiące skrajnie wilgotne występowały znacznie częściej niż w okresie późniejszym. W wielu przypadkach tworzyły one sekwencje, szczególnie w półroczu letnim. W sumie w ciągu 6 lat było 20 takich miesięcy. W kolejnych 5 latach było ich zaledwie 8. Po 1999 roku zaczęły przeważać miesiące skrajnie suche i suche, grupując się w ciągi trwające nawet pół roku. W sumie w ciągu 5 lat było ich 22, podczas gdy do 1999 roku zaledwie 10. Najwięcej miesięcy skrajnie wilgotnych zanotowano w 1996 roku (4), natomiast skrajnie suchych w 2003 roku (7). W roku 1996 nie wystąpił żaden miesiąc skrajnie suchy.

Na podstawie przytoczonych klasyfikacji termicznych i opadowych poszczególnych miesięcy, zgodnie z propozycją H. Lorenc (1998) przeprowadzono klasyfikację termiczno-opadową poszczególnych lat hydrologicznych 1994-2004 na stacji Pożary (ryc. 9). Pod względem wilgotności

Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Klasyfikacja miesięcy
1994	6	1	7	7	6	1	2	6	6	7	4	7	
1995	2	2	4	4	4	5	1	7	7	2	1	1	
1996	4	2	5	2	4	3	7	7	7	7	2	3	
Rok	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Klasyfikacja miesięcy
1997	1	3	3	3	7	7	7	2	2	1	7	3	
1998	5	6	5	7	3	7	3	6	1	7	4	6	
1999	2	6	2	7	4	7	1	1	2	4	7	3	
2000	6	2	7	1	1	1	7	4	1	1	6	6	
2001	2	2	5	7	4	6	5	4	7	3	2	3	
2002	6	7	6	1	2	1	1	2	1	7	5	1	
2003	4	1	1	2	6	1	2	1	1	1	1	7	
2004	5	7	1	1	2	4	2	2	1	2	5	2	

Ryc. 8. Klasyfikacja opadowa miesięcy na stacji Pożary w wieloleciu 1994-2004

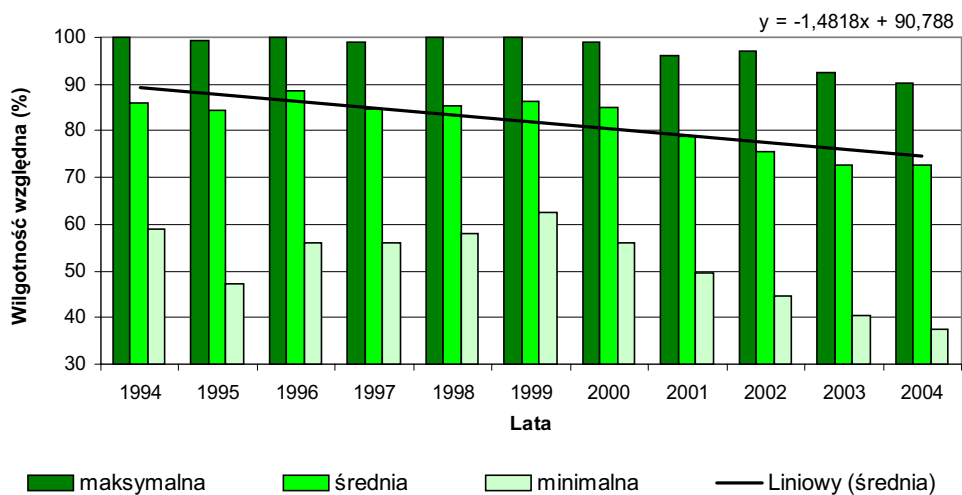


Ryc. 9. Klasyfikacja termiczno-opadowa lat hydrologicznych 1994-2004 na stacji Pożary

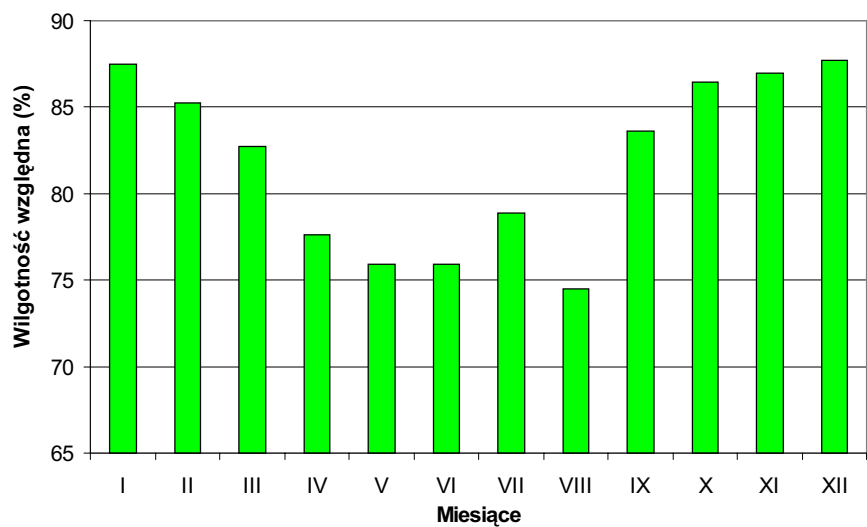
układają się one w dwóch wyraźnych grupach. Lata 1994-1999, 2001 zaliczają się do wilgotnych, a rok 1996 jest nawet bardzo wilgotny, natomiast lata 2000, 2002-2004 należą do suchych i bardzo suchych, przy czym rok 2003 reprezentuje warunki skrajnie suche. Pod względem temperatury podział przebiega nieco inaczej. Lata chłodne to: 1996, 1997 i 2003, przy czym rok 1997 jest anomalnie chłodny, natomiast lata ciepłe to: 1995, 1998, 2000 i 2001. Pozostałe tzn. 1994, 1999, 2002 i 2004 są pod względem termicznym normalne. Skrajne przypadki lat: suchych (2003) i wilgotnych (1996) należą jednocześnie do grupy chłodnych lub lekko chłodnych.

Przebieg roczny i wieloletni wilgotności względnej powietrza wykazuje ścisły związek ze specyfiką otoczenia stacji Pożary. Podwyższona wilgotność wynika z sąsiedztwa mokradeł oraz mniejszej siły wiatru niż na terenach otaczających. Z drugiej strony widoczne są pewne trendy zbliżone do tych, które obserwuje się w przypadku sum opadów atmosferycznych. W wieloleciu 1994-2004 średnia wilgotność względna powietrza wyniosła 82%. Średnie roczne wartości wyraźnie się obniżają i widoczny jest ujemny trend w ich przebiegu wieloletnim (ryc. 10). Maksymalną dobową wartość wilgotności względnej wynoszącą 100% obserwowano wielokrotnie w ciągu tego okresu, jednakże po 1999 roku nie wystąpiła ona ani razu (różnice te mogą być również spowodowane zmianą metody pomiarowej z manualnej, 3/dobę, na automatyczną, 24/dobę). Minimalną wartość wilgotności względnej zanotowano 3 kwietnia 2004 roku i wynosiła ona 38%. W przebiegu miesięcznym na podstawie danych z wielolecia widoczne jest minimum przypadające na miesiące letnie (najczęściej sierpień) oraz maksimum wilgotności w miesiącach zimowych (grudzień, styczeń) (ryc. 11). Oczywisty jest związek z sumami rocznymi opadu na stacji Pożary: najbardziej obfity w opady rok 1996 charakteryzował się najwyższą średnią roczną wilgotnością względną powietrza, natomiast w najsuchszym 2003 roku zaobserwowano minimum średniej rocznej wilgotności powietrza w wieloleciu.

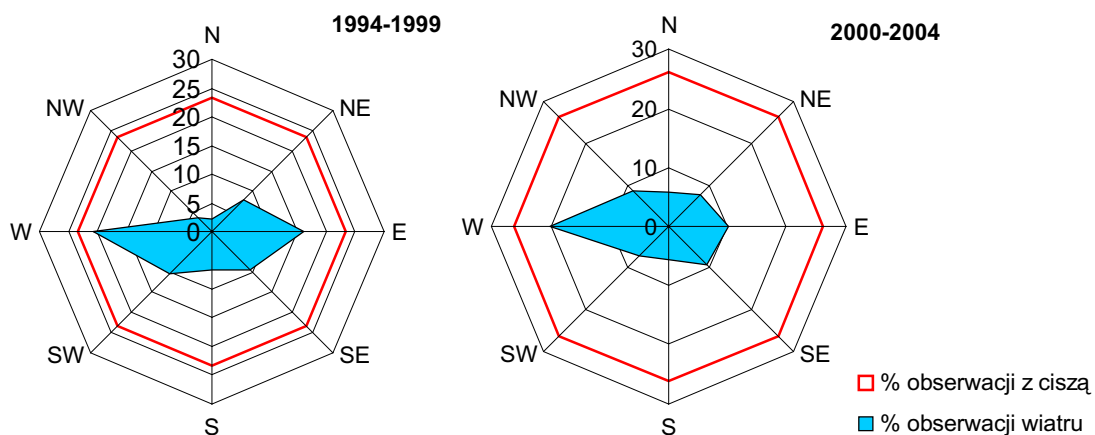
Pomiary prędkości i kierunku wiatru prowadzono na stacji w Granicy przy pomocy wiatromierza Wilda do roku 2000, a od roku 2001 pomiary wiatru odbywają się automatycznie. Ze względu na zmianę metodyki i częstotliwości pomiarów zdecydowano się przedstawić wyniki odrębnie dla okresu 1994-2000 oraz dla okresu 2001-2004. W pierwszym okresie (ryc. 12) występowało śred-



Ryc.10. Maksymalna, średnia roczna oraz minimalna wilgotność względna powietrza na stacji Pożary w latach 1994-2004 (lata kalendarzowe)



Ryc. 11. Średnia miesięczna wilgotność względna powietrza na stacji Pożary w latach 1994-2004 (lata kalendarzowe)



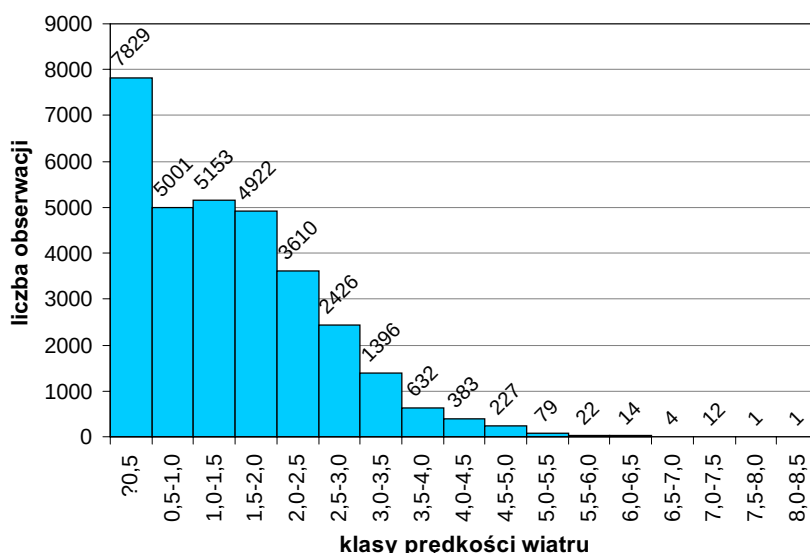
Ryc.12. Rozkłady obserwacji kierunków wiatru w latach 1994-2000 i 2001-2004

nio w roku 23,3% obserwacji z ciszą (prędkość wiatru mniejsza niż 1 m/s). Przeważającym kierunkiem wiatrów był zachodni (20,7% obserwacji) oraz wschodni (15,5%) najmniej zanotowano wiatrów północnych (2,6%).

W latach 2001-2004 zanotowano 26,1% cisz (prędkość wiatru $<0,5$ m/s), a więc więcej niż w poprzednim okresie, mimo zmiany kryteriów określania ciszy. Podobnie jak w pierwszym okresie zdecydowanie przeważały wiatry zachodnie (20,1%). Drugim kierunkiem pod względem częstości występowania był wschodni, jednak wiatrów wschodnich zanotowano zdecydowanie mniej (10,2%) niż w pierwszym okresie. Również podobnie do wcześniejszych pomiarów najmniej notowano wiatrów północnych tylko 5,7% (ryc. 12).

Tak mała liczba wiatrów północnych może być związana z usytuowaniem stacji – na południe od zalesionego pasa wydmowego, który może osłaniać stację. Ponadto niewątpliwym wpływem na rozkład wiatrów ma także równoleżnikowe na tym odcinku położenie doliny Wisły.

Prędkości wiatrów rozpatrzono tylko w drugim okresie pomiarowym (ryc. 13). Oprócz cisz najczęściej notuje się obserwacji z prędkościami wiatrów do 2,0 m na sekundę. Następnie liczba obserwacji w poszczególnych klasach szybko spada. Maksymalne prędkości wiatru zanotowano 28.10.2002, kiedy w godzinach 8.00–9.00 dochodził on do 8,5 m/s. Wszystkie obserwacje wiatru o prędkości powyżej 7 m/s pochodzą z tego dnia.



Ryc.13. Rozkład obserwacji wiatru o prędkościach w określonych klasach

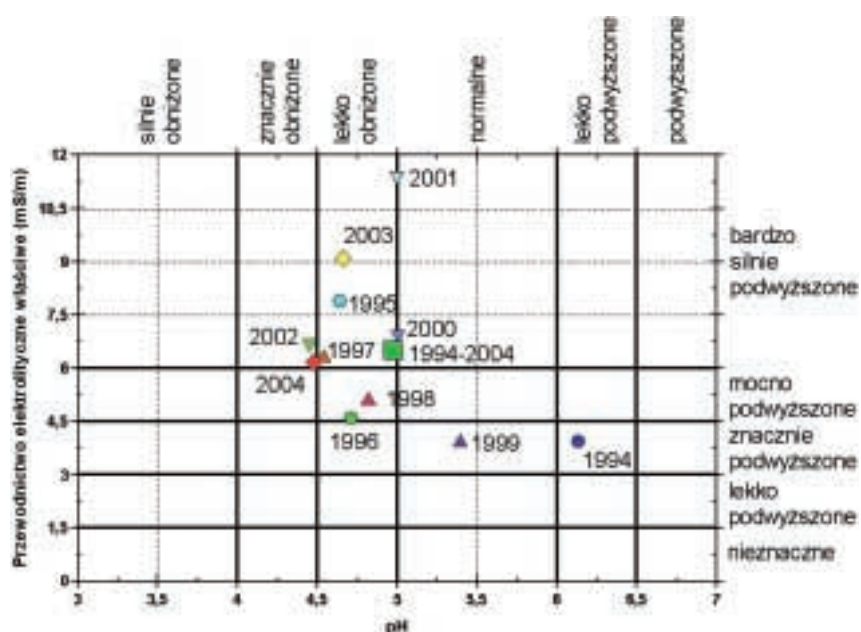
Chemizm opadów atmosferycznych

Skład chemiczny wód opadowych na stacji „Pożary” był badany w latach hydrologicznych 1994-2004 w dwojaki sposób. Zbiórce próby opadu z każdego miesiąca były poddawane analizie chemicznej na obecność podstawowych anionów, takich jak: chlorkowy (Cl^-), siarczanowy (SO_4^{2-}), azotanowy (NO_3^-) oraz kationów: wapniowego (Ca^{+2}), magnezowego (Mg^{+2}), sodowego (Na^+), potasowego (K^+) i amonowego (NH_4^+). Analizą nie objęto jonu fosforanowego, ponieważ dane dotyczące jego stężenia pochodziły tylko z jednego roku. W każdej próbie zbiorczej oznaczano również przewodność elektrolityczną właściwą (mS/m) oraz odczyn. Poza tym w każdej próbie opadu dobowego badano przewodność elektrolityczną właściwą oraz odczyn.

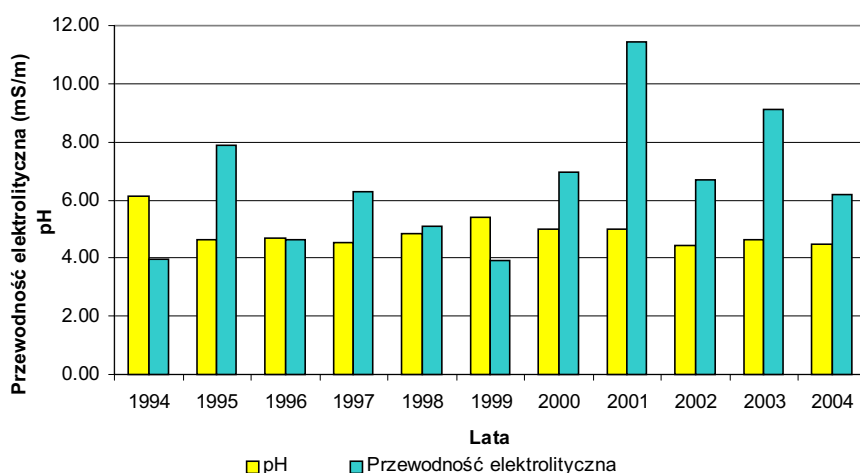
W wyniku badań prowadzonych w ciągu 11 lat zestawiono średnie ważone roczne wartości przewodności oraz odczynu wód opadowych. Średnie ważone w latach 1994, 1999, 2000, 2001, 2002 i 2003 obliczono na podstawie analiz dobowych prób opadu, natomiast w latach 1995, 1996, 1997, 1998 oraz 2004 na podstawie pomiarów w próbach zbiorczych z poszczególnych

miesiący. Ze względów technicznych, w niektórych miesiącach roku 1995, 1996 oraz 1997 nie pobrano prób we wszystkich miesiącach. W roku 1995 dotyczyło to 1 miesiąca (marzec), natomiast w latach 1996 i 1997 listopada, stycznia, marca, maja i lipca. Sumy opadów z tych miesięcy pominięto w obliczeniach.

Klasyfikacja średnich ważonych rocznych wartości przewodnictwa elektrolitycznego oraz odczynu opadu na stacji Pożary (ryc. 14), wskazuje na przewagę opadów o bardzo silnie podwyższonym przewodnictwie oraz lekko obniżonym odczynie. Wśród analizowanych średnich wartości rocznych wybijają się lata 1994 oraz 2001 o odpowiednio: znacznie podwyższonym przewodnictwie i lekko podwyższonym odczynie oraz bardzo silnie podwyższonym przewodnictwem i odczynie na pograniczu normalnego i lekko obniżonego. Zarówno maksymalną, jak i minimalną średnią ważoną miesięczną wartość przewodności elektrolitycznej opadu atmosferycznego zanotowano w 1995 roku odpowiednio w kwietniu i sierpniu a wynosiły one 22,0 mS/m i 1,6 mS/m. Najwyższą wartość pH, wynoszącą pH 6,54 zaobserwowano w sierpniu 1994 r., natomiast najniższą (pH 3,83) w lutym 1995 r.



Ryc. 14. Klasyfikacja opadów atmosferycznych na stacji Pożary pod względem przewodnictwa elektrolitycznego właściwego (mS/m) oraz odczynu (pH) w latach hydrologicznych 1994-2004

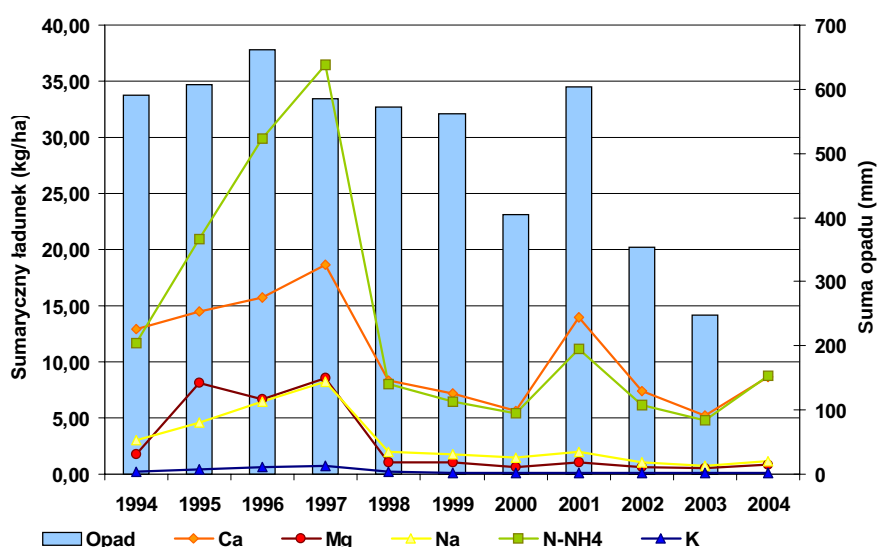


Ryc. 15. Średnie ważone roczne wartości pH oraz przewodności elektrolitycznej właściwej (mS/m) opadów atmosferycznych na stacji Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

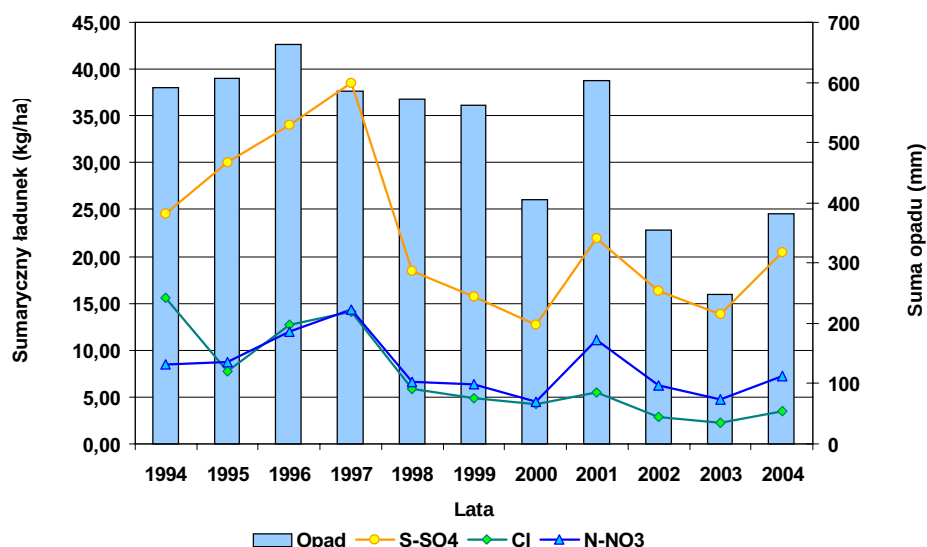
W latach hydrologicznych daje się zauważyć wyraźnie mniejsza stabilność przewodnictwa elektrolitycznego w porównaniu z odczynem opadów atmosferycznych (ryc. 15). Najwyższe średnie ważone roczne wartości przewodnictwa przekraczające 8 mS/m wystąpiły w latach 2001 i 2003, natomiast najniższe, które nie osiągnęły 4 mS/m w latach 1994 i 1999.

Sumaryczne ładunki głównych anionów i kationów dostarczone do podłoża wraz z opadem atmosferycznym, obliczono na podstawie wyników analiz składu chemicznego wód opadowych, dokonywanych na stacji Pożary w latach 1994-2005. Analizie poddawano zbiorcze próby gromadzone w ciągu całego miesiąca. Jak już wspomniano, nie we wszystkich miesiącach wielolecia 1994-2004 pobrano takie próby (1995, 1996, 1997, 1998). Ponadto, we wrześniu 2003 roku nie pobrano próby z powodu braku opadu atmosferycznego. W przypadku obliczania średnich rocznych ważonych stężeń poszczególnych jonów oraz ich sumarycznych ładunków przyjęto, że skład chemiczny prób pobieranych co drugi miesiąc reprezentuje warunki miesiąca, w którym próbę pobrano oraz następującego po nim miesiąca, w którym próby nie pobrano. W ten sposób uzupełniono przerwy w serii danych.

Zestawienie sumarycznych ładunków głównych anionów (ryc. 16) oraz kationów (ryc. 17) ujawnia podobny przebieg ich zmienności w poszczególnych latach hydrologicznych wielolecia 1994-2004. Od 1994 roku do 1997 roku dostawa poszczególnych jonów silnie wzrasta, za wyjątkiem jonu chlorkowego i magnezowego, w przypadku których tendencja ta nie jest stała. W 1997 roku następuje maksimum dostawy wszystkich jonów w wieloleciu 1994-2004. W 2000 roku zanotowano jej wartość minimalną. Lokalne maksimum w przebiegu wieloletnim sumarycznych ładunków jonów wystąpiło w 2001 roku wraz z lokalnym maksimum opadowym. Tendencje wzrostowe i spadkowe sumarycznego ładunku jonów w wodach opadowych pokrywają się mniej więcej z tendencjami wzrostowymi i spadkowymi w przebiegu rocznych sum opadu. Należy jednak zauważyć, że maksimum dostawy jonów jest opóźnione o 1 rok w stosunku do pojawienia się maksymalnej sumy rocznej opadu w wieloleciu 1994-2004. Najwyższe wartości sumarycznych ładunków (kg/ha) notowano w przypadku jonu siarczanowego (aniony) oraz amonowego i wapniowego (kationy). Ładunki sumaryczne siarki siarczanowej w większości przypadków przekraczały 15 kg/ha (maksymalnie pow. 38 kg/ha), a azotu amonowego i wapnia 5 kg/ha (maksymalnie odpowiednio ok. 37 kg/ha i ok. 18 kg/ha). Ładunki pozostałych anionów (chlorkowego i azotanowego) wahały się w granicach od ok. 3 do ok. 15 kg/ha (ryc. 16), natomiast kationów (magnezowego, sodowego i potasowego) od ok. 1 do ok. 8 kg/ha (ryc. 17).



Ryc. 16. Sumaryczny ładunek (kg/ha) głównych anionów, wniesionych do podłoża z opadami na tle sum rocznych opadów atmosferycznych na stacji Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004



Ryc. 17 Sumaryczny ładunek (kg/ha) głównych kationów, wniesionych do podłoża z opadami na tle sum rocznych opadów atmosferycznych na stacji Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

Zestawienie średnich ważonych rocznych wartości stężeń (mg/dm^3) oraz depozycji (mg/m^2) głównych anionów i kationów zostało wykonane podobnie jak zestawienie sumarycznych ładunków na podstawie uzupełnionych ciągów danych.

W zestawieniu (tabela 3) widoczna jest ponownie dominacja jonu siarczanowego (reprezentowanego przez stężenie i depozycję siarki siarczanowej) oraz wapniowego i amonowego (reprezentowanego przez stężenie i depozycję azotu amonowego). Najwyższe stężenia i depozycje odnotowano w 1997 roku. W przypadku siarki siarczanowej były one najwyższe ze wszystkich jonów w całym wieloleciu 1994–2004. Ze względu na najniższą sumę opadów rocznych, która wystąpiła w roku 2003, zanotowano wówczas najniższe wartości depozycji wszystkich jonów. Zdecydowanie najniższa była depozycja jonu magnezowego, następnie sodowego, potasowego i chlorkowego, najwyższa natomiast siarki siarczanowej, azotu amonowego oraz jonu wapniowego. Depozycja siarki siarczanowej była niemal 28-krotnie wyższa niż depozycja jonu magnezowego. Obserwowane w wieloleciu 1994–2004 maksimum i minimum depozycji mają nieco inne przycy-

Tabela 3. Średnie ważone roczne wartości stężeń (mg/dm^3) i depozycji (mg/m^2) głównych kationów i anionów na stacji Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

Rok	Ca^{+2}		Mg^{+2}		Na^{+}		K^{+}	
	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja
	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)
1994	2,18	7597,19	0,29	1024,70	0,51	1781,71	0,64	2247,24
1995	2,42	8799,82	1,39	4929,43	0,74	2810,77	1,37	4836,49
1996	1,44	10442,31	0,46	4430,89	0,52	4305,43	0,79	6985,21
1997	2,55	10929,35	1,09	5023,44	1,12	4821,05	1,66	7394,89
1998	1,49	4797,17	0,17	593,24	0,32	1108,45	0,50	1702,92
1999	1,29	4062,74	0,19	587,39	0,32	1000,83	0,43	1343,55
2000	1,40	2297,36	0,16	264,42	0,35	569,80	0,46	747,83
2001	2,32	8447,86	0,18	645,61	0,32	1166,17	0,44	1619,45
2002	2,08	2614,97	0,18	231,70	0,31	386,27	0,52	654,98
2003	2,08	1283,63	0,20	120,42	0,31	191,24	0,54	331,43
2004	2,46	3296,32	0,24	317,04	0,31	417,86	0,65	868,65
Odchyl. stand.	0,48	3466,27	0,42	2038,66	0,26	1606,71	0,41	2569,99

Tabela 3. c.d. Średnie ważone roczne wartości stężeń (mg/dm^3) i depozycji (mg/m^2) głównych kationów i anionów na stacji Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

Rok	N-NH ₄		S-SO ₄		Cl ⁻		N-NO ₃	
	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja	Stężenie	Depozycja
	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)	(mg/dm^3)	(mg/m^2)
1994	1,98	6899,59	4,15	14478,66	2,63	9174,03	1,43	5001,98
1995	3,54	12722,61	5,07	18247,83	1,25	4692,61	1,42	5264,40
1996	1,97	19791,96	3,19	22499,48	1,27	8454,51	0,91	7954,51
1997	4,76	21306,65	5,29	22528,45	2,00	8206,31	1,99	8370,34
1998	1,38	4617,94	2,90	10588,17	1,12	3336,88	1,18	3784,64
1999	1,14	3615,40	2,80	8838,68	0,87	2744,66	1,13	3561,99
2000	1,33	2181,84	3,15	5169,63	1,04	1711,38	1,12	1834,01
2001	1,84	6708,66	3,64	13279,01	0,92	3337,47	1,83	6683,63
2002	1,72	2160,72	4,60	5785,51	0,82	1030,56	1,77	2219,70
2003	1,93	1189,31	5,57	3437,89	0,90	553,76	1,92	1183,98
2004	2,48	3320,00	5,82	7800,10	0,98	1309,50	2,05	2747,59
Odchyl. stand.	1,07	7121,05	1,13	6753,32	0,56	3168,34	0,41	2453,79

ny. Minimum było bezdyskusyjnie wywołane ekstremalnie niską sumą opadu w 2003 roku, źródeł wystąpienia maksimum, należy natomiast upatrywać zarówno w wysokiej sumie rocznej opadu jak i w wysokich stężeniach poszczególnych jonów. Nie można pominąć tutaj faktu, że w 1997 roku nie pobrano prób opadu we wszystkich miesiącach, co może powodować błąd obliczeniowy. Z drugiej jednak strony w 1996 i 1998 mamy do czynienia z podobną sytuacją, a różnice między latami 1996, 1997 oraz 1998 pod względem stężeń głównych jonów w opadzie atmosferycznym są wyraźne.

Wody podziemne

Sieć 16 piezometrów w zlewni obejmuje najważniejsze typy układów hydrogeologicznych w zlewni Pożary. W dwóch średnia głębokość do zwierciadła wody podziemnej (cm p.p.t.) w wieloleciu 1994-2004 przekraczała 200 cm, w kolejnych trzech kształtowała się między 100 a 200 cm, w pozostałych natomiast nie była większa niż 100 cm (tabela 4). Piezometry najpłytsze (np. 012, 015, 016, 020, 021) reprezentują najczęściej mokradła i ich strefy peryferyjne, gdzie zwierciadło wody podziemnej układa się okresami powyżej powierzchni terenu. Piezometry najgłębsze (010, 014) reprezentują wydmy, stanowiące od zachodu rygiel niecki z mokradłami. Pozostałe piezometry (013, 019, 025) położone są w strefach przejściowych między mokradłami a wydмами lub w zagłębieniach śródwymowych.

W wieloleciu 1994-2004 wraz z tendencją do zmniejszania się sum rocznych opadów atmosferycznych, zaobserwowano obniżanie się zwierciadła wód podziemnych w zlewni. Rytm wahań nawiązywał do zmienności zasilania (opad), jednak w przypadku głębszych piezometrów ujawniło się pewne opóźnienie reakcji na opad.

W przebiegu średnich rocznych stanów wody (SW) w piezometrach na wydmach (ryc. 18), widoczne jest roczne przesunięcie występowania maksimum w stosunku do lat wystąpienia maksymalnych sum rocznych opadu. Po wyjątkowo wilgotnych latach 1996 i 2001 podwyższone średnie roczne stany wód podziemnych występowały odpowiednio w roku 1997 i 2002. Z kolei reakcja na zmniejszone zasilanie występuje bez opóźnienia. W wyjątkowo suchym roku 2003, zaobserwowano wyraźne obniżenie się zwierciadła wód podziemnych. Krzywa przebiegu najwyższych rocznych stanów wody podziemnej (WW) ukazuje tę samą prawidłowość i to w sposób wzmocniony.

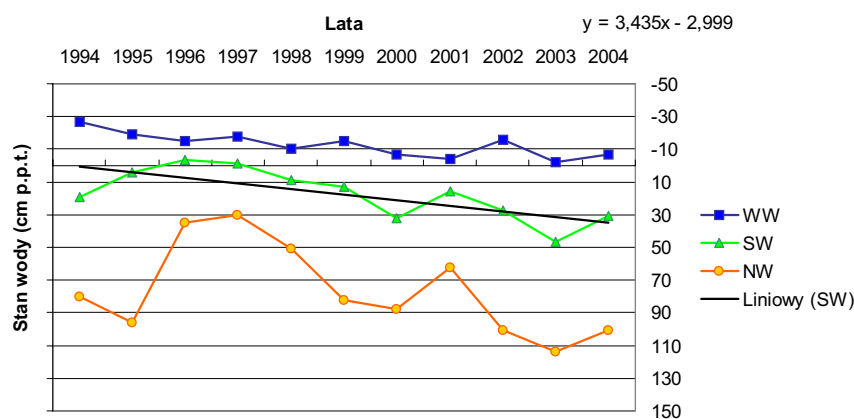
Tabela 4. Zestawienie średnich rocznych stanów wody (cm p.p.t.) w piezometrach Stacji bazowej ZMŚP Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

Stanowisko	Stany wody (cm p.p.t.)											
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1994-2004
010	275	260	263	256	263	268	279	273	268	292	268	270
011	47	32	31	31	41	45	42	46	41	65	37	42
012	45	32	41	24	17	20	12	19	16	38	16	26
013	115	100	103	97	106	109	107	111	107	126	103	108
014	228	212	225	227	235	234	239	230	227	248	227	230
015	54	38	30	15	17	16	22	11	14	35	10	24
016	48	29	30	23	31	36	45	32	35	56	32	36
017	42	25	25	19	27	30	32	22	26	48	25	29
018	41	29	33	28	33	38	52	40	44	68	46	41
019	168	151	150	142	149	149	165	153	158	178	157	156
020	19	4	-3	-2	9	13	32	16	27	47	31	18
021	45	28	28	24	32	46	67	49	62	81	65	48
022	48	42	47	44	52	56	76	57	72	91	78	60
023	52	39	37	36	44	59	77	57	73	90	63	57
024	55	39	34	34	45	51	69	50	66	82	72	54
025	138	122	121	123	139	149	162	152	158	182	174	147

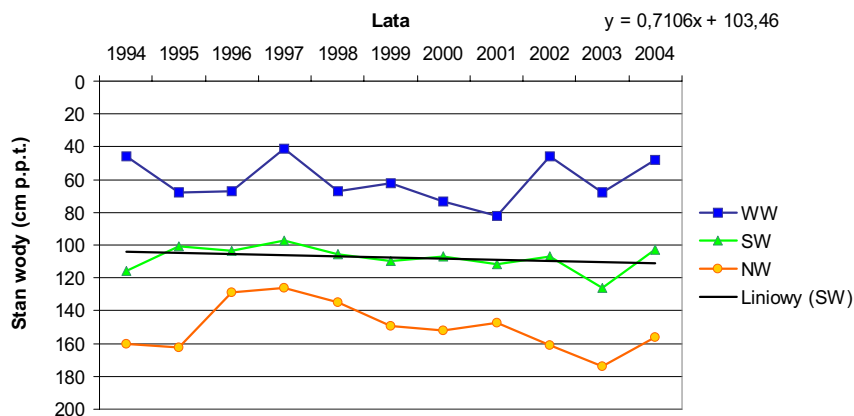
Z drugiej strony przebieg najniższych stanów wody (NW) jest znacznie bardziej wyrównany i nie podlega gwałtownym zmianom z roku na rok. Jest to być może kwestia zasilania podziemnego od strony Równiny Łowicko-Błońskiej, które jest szczególnie istotne w czasie trwania niskich stanów wody i braku zasilania opadowego.

W strefie przejściowej między wydmy a mokradłami obserwowano bardzo podobne prawidłowości jak na wydmy (ryc. 19). Nieco większe są jedynie różnice między wysokimi stanami wody (WW) w poszczególnych latach.

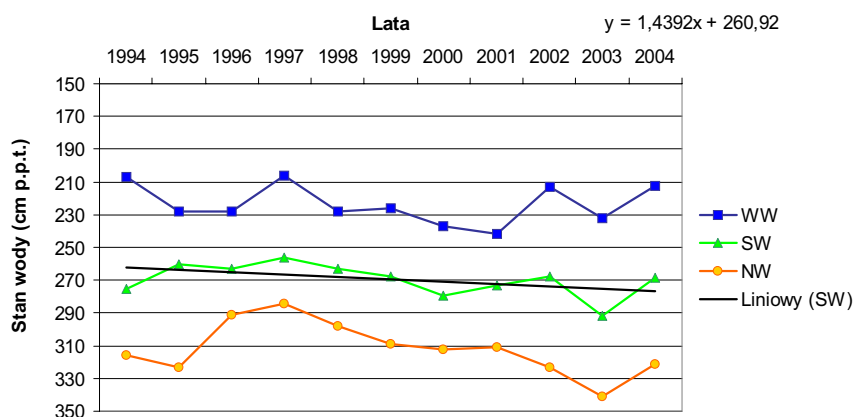
W piezometrach zlokalizowanych na mokradłach przebieg charakterystycznych rocznych stanów wód podziemnych różni się znacznie od obserwowanych pod wydmy i w strefach przejściowych (ryc. 20). Średnie stany wód (SW) wykazują ścisły związek ze zmiennością zasilania opadowego. Dotyczy to zarówno lat, w których zanotowano najwyższe sumy opadów i stany wód podziemnych (1996, 2001) jak i lat suchych (2000, 2003). Wspólne z innymi piezometrami jest obniżanie się stanów wód podziemnych w latach 1998-1999 mimo, że sumy roczne opadów nie zmniejszały się gwałtownie w tym okresie. Przebieg niskich stanów rocznych (NW) w sposób



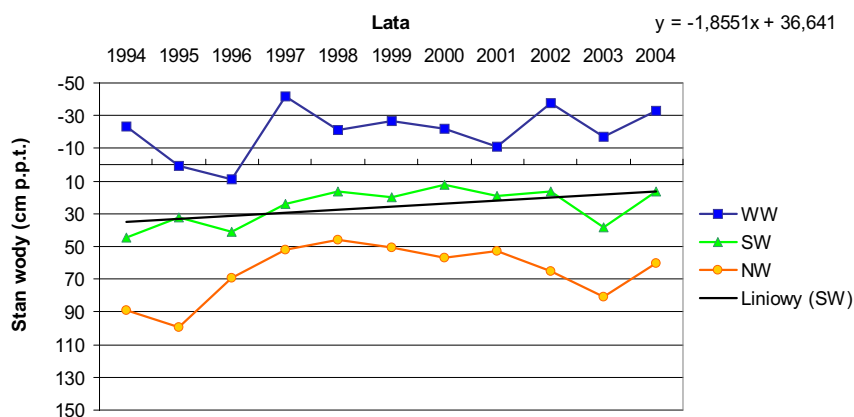
Ryc. 18. Przebieg średnich (SW) najwyższych (WW) oraz najniższych (NW) rocznych stanów wody podziemnej w wieloleciu 1994-2004 w piezometrze 010 zlokalizowanym na wydmy w zlewni Pożary



Ryc.19. Przebieg średnich (SW) najwyższych (WW) oraz najniższych (NW) rocznych stanów wody podziemnej w wieloleciu 1994-2004 w piezometrze 013 zlokalizowanym w strefie przejściowej między wydmy a mokradłami w zlewni Pożary



Ryc. 20. Przebieg średnich (SW) najwyższych (WW) oraz najniższych (NW) rocznych stanów wody podziemnej w wieloleciu 1994-2004 w piezometrze 020 zlokalizowanym na mokradle w zlewni Pożary



Ryc. 21. Przebieg średnich (SW) najwyższych (WW) oraz najniższych (NW) rocznych stanów wody podziemnej w wieloleciu 1994-2004 w piezometrze 012 zlokalizowanym na mokradle w zlewni Pożary w sąsiedztwie Kanału Olszowieckiego

znacznie bardziej wyraźny oddaje szybką reakcję zwierciadła wody podziemnej na zasilanie opadowe, bądź jego brak. W przypadku stanów wysokich (WW) trudno zauważyć podobne prawidłowości, które są zacierane najprawdopodobniej w wyniku intensywnego parowania, do którego dochodzi w okresach występowania eksfiltracji (zwierciadło wody położone powyżej powierzchni terenu).

Specyficzny przypadek stanowią piezometry zlokalizowane na mokradłach w bezpośrednim sąsiedztwie Kanału Olszowieckiego (012, 015). Analiza przebiegu rocznych charakterystycznych stanów wód podziemnych wykazała w nich, w odróżnieniu od pozostałych piezometrów, tendencję do wzrostu stanów wody w wieloleciu 1994-2004 (ryc. 21). W przebiegu wysokich stanów rocznych (WW) widoczny jest wpływ intensywnego zasilania opadowego, ale z przesunięciem rocznym charakterystycznym dla wód podwydmowych. Podobnie jest w przypadku średnich stanów rocznych (SW). Stany niskie (NW) są pod wpływem skumulowanego zasilania z lat 1996-1999. Jedynie reakcja na wyjątkowo małe zasilanie opadowe w 2003 roku pokrywa się z innymi piezometrami. Najprawdopodobniej wody podziemne na tych stanowiskach są pod silnym wpływem Kanału Olszowieckiego i są podpiętrzane w czasie silnych wiosennych wezbrań roztopowych. Z kolei w okresie letnim intensywne parowanie doprowadza do obniżania się stanów wód.

Skład chemiczny wód podziemnych nie był kontrolowany w każdym roku hydrologicznym wielolecia 1994-2004. Od roku 2002 we wrześniu pobierano próby wód z 16 piezometrów, które następnie poddawano analizie na zawartość głównych anionów i kationów. Przed 2002 rokiem

Tabela 5. Zestawienie wyników analiz chemicznych wód podziemnych w zlewni Pożary w wybranych latach

Stano- wisko	Rok	Stężenie (mg/dm ³)							Stano- wisko	Stężenie (mg/dm ³)						
		Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	S(SO ₄ ⁻²)	Cl ⁻	Fe og.		Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	S(SO ₄ ⁻²)	Cl ⁻	Fe og.
010	1999	51,1	6,2	3,8	0,4	30	11,7	0,8	018	100,4	12,1	8,9	0,1	60	18,4	0,3
	2002	55,6	7,4	4,4	0,4	33	11,8	1,1		99,1	12,2	9,2	0,1	62	20,6	0,1
	2003	59,8	9,2	4,9	0,5	38	12,6	1,8		101,1	12,8	10,1	0,2	72	21,4	0,4
	2004	60,4	9,9	5,6	0,5	41	13	2,1		99,4	12,1	9,8	0,2	74	20,8	0,4
011	1999	120,6	12,4	7,1	0,9	78	13,9	3,1	019	19,9	2,2	2	0,7	8	1,4	0,4
	2002	119,2	11,6	7,1	0,6	88	14	3,3		20,6	1,9	2,5	0,4	9	1,2	0,2
	2003	124,3	12,5	8,2	0,8	96	15,8	4,2		22,3	2,2	3,3	0,5	11	2,1	0,5
	2004	122,6	13,1	9	0,7	102	15,5	4,4		18,9	1,9	2,9	0,4	9	1,9	0,7
012	1999	98,4	9,6	5,8	0,3	31	18,2	2,8	020	88,2	11,1	6,8	0,8	55	18,2	1,6
	2002	94,3	8,1	6,1	0,6	32	18,6	3,6		89,3	11,7	7,7	0,5	64	20,4	1,7
	2003	101,6	8,8	6,3	0,8	35	20,4	4,4		94,6	12,1	8,2	0,5	70	20,8	1,9
	2004	98,5	8,1	6,1	0,8	28	20,1	4,3		96	11,6	8	0,5	77	20,2	2,1
013	1999	57,2	10,1	7,7	35,1	31	2,4	1,7	021	96,1	12,2	8,4	0,5	118	20,5	1,9
	2002	52,1	10,5	8,2	17,1	24	3,2	2,7		96,6	11,8	8,3	0,2	124	22,1	2,7
	2003	64,5	11,4	8,3	1,6	28	4,9	3,6		99,1	12,3	8,8	0,3	130	25,3	3,5
	2004	62,1	10,5	7,9	1	26	4,4	4		101,2	11,9	8,1	0,2	132	24,7	3,8
014	1999	10,9	1,7	1,9	6	8	2,2	0,9	022	77,5	13,8	8,2	0,2	124	20,9	2,4
	2002	9,9	2,4	1,9	2,4	11	2,2	1,4		79,4	14,8	9,2	0,1	133	22,3	3,8
	2003	11,8	3,1	2,6	0,3	15	3,6	1,9		82,5	15,5	9,7	0,2	138	25,1	4,9
	2004	12,4	2,7	2,2	0,3	17	3,1	2,2		84,6	15,9	9,6	0,2	136	24,4	5,5
015	1999	118,4	13,5	9	0,1	56	21,3	0,8	023	126	12,6	9,1	0,1	126	27,9	1,5
	2002	122,1	13,2	10,1	0,1	66	23,1	1,1		132,2	12,6	8,1	0,1	127	29,6	2,1
	2003	127,3	14,1	10,9	0,2	72	25,1	1,7		135,2	13,1	8,6	0,2	131	32,6	2,6
	2004	130,1	13,5	10,3	0,2	79	25,8	1,5		139,4	14,2	9,1	0,2	128	33,8	2,7
016	1999	110,5	13,3	10,1	0,2	58	21,7	0,7	024	91,5	10,5	9	0,1	105	19,6	0,9
	2002	111,3	13,8	10,6	0,2	63	23,3	0,9		91,7	9,2	11,1	0,1	95	19,4	0,8
	2003	117,5	14,4	11,3	0,4	68	28,6	1,3		94,3	9,9	11,5	0,1	99	21,3	1,1
	2004	115,7	14,8	12,1	0,3	72	29,3	1,1		95,1	10,3	12,1	0,1	104	20,6	0,9
017	1999	138,2	16,2	11,1	0,1	79	30,6	0,1	025	58,5	3,7	3,3	0,1	42	3,4	0,2
	2002	134,1	16	12,1	0,1	98	30,4	0,1		59,6	3,6	3,6	0,2	39	4,2	0,2
	2003	135,2	17,2	12,3	0,1	104	33,5	0,3		62,6	4,8	4,1	0,3	46	7,4	0,5
	2004	136,2	18	12,6	0,1	108	32,6	0,5		59,8	4,1	3,8	0,2	42	7	0,2

badania takie wykonywano jedynie wrywkowo i nie zgromadzono pełnej serii danych z całego wielolecia. W tabeli 5 zestawiono wyniki analiz chemicznych wód podziemnych z lat 1999, 2002, 2003 i 2004. Wody pochodzące z piezometrów zlokalizowanych na mokradłach wykazują dużą zawartość jonu wapniowego (do 130 mg/dm³). Tylko brak w zestawieniu jonu wodorowęglanowego nie pozwala ostatecznie potwierdzić, że są to wody typu wodorowęglanowo-wapniowego. Znacznie mniejsze od stężenia wapnia jest stężenie siarki siarczanowej. Widoczne jest także istotne stężenie żelaza, co związane jest zapewne z torfowiskami i zachodzącymi w nich procesami biogeochemicznymi. W piezometrach położonych poza obszarem mokradła, w warunkach utleniających, zaznacza się dominacja jonów siarczanowych, natomiast spada stężenie jonów wapniowych. Wody pochodzące z tych obszarów są wodami siarczanowo-wapniowymi (Wicik 1997), w których stężenie żelaza kształtuje się na poziomie około 1 mg/dm³. W strefach przejściowych między mokradłami a wydłami stężenie jonów wapniowych i siarki siarczanowej jest zbliżone.

Wody powierzchniowe – rzeki

Monitoring wód powierzchniowych w Stacji Bazowej Pożary prowadzony jest w profilu wodowskazowym w Józefowie zamykającym zlewnię górnego biegu Kanału Olszowieckiego Północnego. Od początku roku hydrologicznego 1994 prowadzone są tam codzienne obserwacje stanów wody. Na podstawie krzywej natężenia przepływu są one przeliczane na natężenie przepływu Q (m³/s) oraz na warstwę odpływu ze zlewni. Krzywa, którą dopracowano w latach 1999-2000 określa, że zanik przepływu w Kanale Olszowieckim następuje przy stanie wody 151 cm. Wartości przepływu z lat 1995-1998 należy traktować jako szacunkowe, ze względu na problemy z odtworzeniem pełnego ciągu obserwacji stanów wody, które pojawiły się w trakcie dopracowywania krzywej natężenia przepływu. W tabeli 6 przedstawiono przepływy charakterystyczne w latach 1994-2004.

Tabela 6. Przepływy charakterystyczne (m³/s) w latach hydrologicznych 1994-2004

Rok	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
WQ (m ³ /s)	bd	0,373	0,331	0,683	0,397	0,508	0,321	0,164	0,611	0,193	0,416
SQ (m ³ /s)	0,058	0,083	0,035	0,052	0,023	0,052	0,022	0,014	0,104	0,012	0,060
NQ (m ³ /s)	bd	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000

1994-2004	
WWQ (m ³ /s)	0,6830
SWQ (m ³ /s)	0,3995
SSQ (m ³ /s)	0,0469
SNQ (m ³ /s)	0,0001
NNQ (m ³ /s)	0,0000

Najwyższa wartość natężenia przepływu (WWQ) w Kanale Olszowieckim wystąpiła w lipcu 1997 roku w wyniku szczególnie intensywnych opadów letnich i wyniosła około 0,680 m³/s. Była to sytuacja wyjątkowa zważywszy, że w pozostałych latach największe wartości natężenia przepływu występowały w marcu i kwietniu i były następstwem roztopów. Najwyższa wartość średniego rocznego natężenia przepływu wystąpiła w bardzo suchym roku 2002, poprzedzonym wilgotnym rokiem 2001, kiedy średni przepływ był najniższy w wieloleciu. Wskazuje to na pewne przesunięcie reakcji zlewni na zasilanie opadami ciekłymi. Jest to związane z uzupełnianiem w pierwszej kolejności niedoboru wilgoci w mokradłach oraz z bardzo ograniczonymi możliwościami formowania się spływu powierzchniowego. Najniższe wartości przepływu wynosiły 0 m³/s i występowały w niemal każdym roku w okresie letnim (sierpień – wrzesień). Na podstawie danych,

Tabela 7. Sumy roczne opadu i odpływu (mm) oraz współczynnik odpływu (%) w zlewni Pożary w latach hydrologicznych 1994-2004

Rok	Opad P (mm)	Odpływ H (mm)	Współczynnik odpływu α (%)
1994	590,5	89,9	15,2
1995	607,4	129,2	21,3
1996	662,2	55,3	8,3
1997	584,7	81,1	13,9
1998	572,1	36,6	6,4
1999	562,2	81,8	14,5
2000	404,9	34,6	8,5
2001	603,6	21,5	3,6
2002	354,5	162,9	46,0
2003	248,4	19,4	7,8
2004	381,7	93,4	24,5
1994-2004	506,6	73,2	15,5

dotyczących natężenia przepływu w profilu zamykającym zlewnię Pożary została obliczona warstwa odpływu (mm) w poszczególnych latach oraz roczne wartości współczynnika odpływu (tabela 7).

Współczynnik odpływu w zlewni Pożary w poszczególnych latach wielolecia 1994-2004 przyjmował bardzo zróżnicowane wartości. Najniższą charakteryzował się rok 2001, natomiast najwyższą 2002 rok. Były to lata odpowiednio o względnie wysokiej i niskiej sumie opadu. Średnia wartość współczynnika odpływu na poziomie 15,5% odpowiada szacunkom z literatury (Lenartowicz 2005) i jest wynikiem okresowego braku odpływu powierzchniowego ze zlewni oraz dość wysokich sum parowania terenowego z mokradeł. Prawdopodobnie nie bez znaczenia jest również stosunkowo wysoka retencyjność zlewni.

Monitoring chemizmu wód powierzchniowych w profilu zamykającym zlewnię był prowadzony w wieloleciu 1995-2004 w cyklu miesięcznym. Obejmował on stężenia kationów: wapniowego (Ca^{+2}), magnezowego (Mg^{+2}), sodowego (Na^{+}), potasowego (K^{+}) i amonowego (N-NH_4), jak również anionów: siarczanowego (S-SO_4), chlorkowego (Cl-) i azotanowego (N-NO_3). W niniejszej syntezie, podobnie jak w przypadku wód opadowych, nie wzięto pod uwagę stężenia jonu fosforanowego (P-PO_4), ze względu na dane pochodzące tylko z jednego roku. Częstotliwość poboru prób do analiz chemicznych była wyraźnie uzależniona od natężenia przepływu w Kanale Olszowieckim. W czasie zaniku odpływu prób nie pobierano. Dodatkowo z przyczyn technicznych przez większą część lat hydrologicznych 1996-1998 próby pobierano w cyklu dwumiesięcznym. Poza stężeniami głównych anionów i kationów kontrolowano codziennie przewodność elektrolityczną właściwą (mS/m) oraz odczyn (pH) wód Kanału Olszowieckiego. Z przyczyn technicznych w latach 1997-1998 porzeczano na miesięcznym cyklu monitoringu. W obliczeniach miesięcznych i rocznych średnich ważonych stężeń i ładunków poszczególnych kationów i anionów oraz wartości przewodnictwa elektrolitycznego właściwego i odczynu pominięto miesiące, w których nie prowadzono badań.

Zestawienie średnich ważonych stężeń oraz ładunków głównych kationów i anionów w wodach Kanału Olszowieckiego w latach 1995-2004 (tabela 8 i 9) wykazuje dominację kationu wapniowego oraz anionu siarczanowego (prezentowanego jako stężenie siarki siarczanowej). Wśród kationów na drugim miejscu znajduje się jon magnezowy, natomiast wśród anionów chlorkowy. Powyższe wnioski pozostają w zgodności z wynikami monitoringu jakości wód opadowych i podziemnych. W większości przypadków maksymalne stężenia jonów wystąpiły w roku 1998, a więc dokładnie rok po wystąpieniu maksymalnych w okresie 1994-2004 stężeń jonów w wodach opadowych. Najniższe stężenia jonów zanotowano w latach 1995 i 1996, a więc pod koniec sekwencji 3 lat o stosunkowo wysokich sumach opadów (1994-1996).

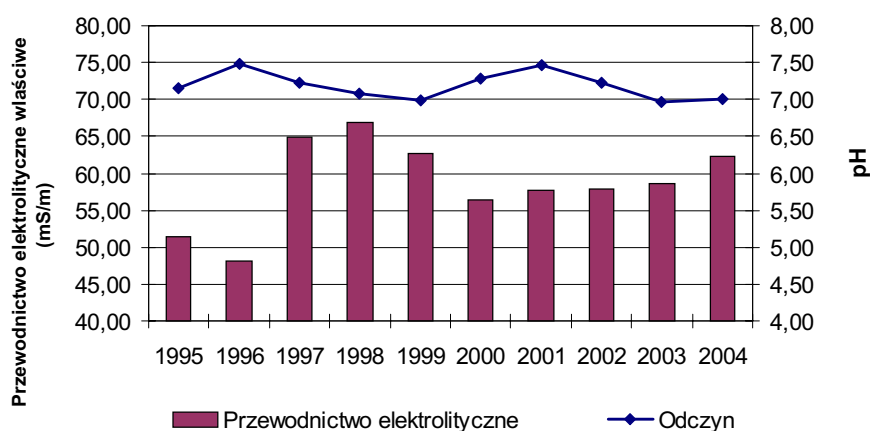
Tabela 8. Średnie ważone roczne stężenia podstawowych kationów i anionów w wodach Kanału Olszowieckiego w latach 1995-2004

Rok	Średnie ważone stężenie (mg/dm ³)							
	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺	N-NH ₄	S-SO ₄	Cl ⁻	N-NO ₃
1995	84,21	7,84	6,69	0,47	0,06	27,55	8,26	0,81
1996	101,98	8,87	7,51	0,54	0,19	10,18	12,21	0,09
1997	100,84	8,96	6,96	0,59	0,15	15,93	9,50	0,15
1998	119,36	10,51	8,71	0,69	0,30	36,36	13,98	1,96
1999	106,64	9,32	7,54	0,61	0,16	37,82	13,39	1,47
2000	117,85	9,89	7,96	0,64	0,23	37,45	13,23	1,30
2001	120,14	10,36	6,64	0,57	0,29	38,89	14,41	1,37
2002	118,68	10,45	8,38	0,68	0,26	37,44	14,19	1,69
2003	108,02	10,21	7,31	0,67	0,25	27,72	15,30	1,66
2004	106,32	9,94	5,76	0,59	0,16	21,55	13,41	1,88
Odchylenie standardowe	11,27	0,87	0,88	0,07	0,07	10,31	2,23	0,67

Tabela 9. Średnie ważone ładunki poszczególnych jonów (kg/ha/rok) w wodach Kanału Olszowieckiego w latach 1995–2004

Rok	Średni ważony ładunek (kg/ha)							
	Ca	Mg	Na	K	N-NH ₄	S-SO ₄	Cl	N-NO ₃
1995	108,80	10,13	8,65	0,61	0,08	35,59	10,67	1,05
1996	56,40	4,90	4,15	0,30	0,10	5,63	6,75	0,05
1997	81,78	7,27	5,64	0,48	0,12	12,92	7,70	0,12
1998	43,68	3,85	3,19	0,25	0,11	13,31	5,11	0,72
1999	87,23	7,62	6,17	0,50	0,13	30,93	10,96	1,21
2000	40,77	3,42	2,76	0,22	0,08	12,96	4,58	0,45
2001	25,83	2,23	1,43	0,12	0,06	8,36	3,10	0,29
2002	193,33	17,02	13,65	1,11	0,43	60,99	23,12	2,76
2003	20,96	1,98	1,42	0,13	0,05	5,38	2,97	0,32
2004	99,30	9,29	5,38	0,55	0,15	20,13	12,52	1,75

Przebieg zmienności w latach hydrologicznych 1995-2004 średnich ważonych wartości przewodnictwa elektrolitycznego właściwego (ryc. 22) wykazuje podobne tendencje jak stężenie głównych jonów. wartość minimalna wystąpiła w roku 1996, natomiast maksymalna w roku 1998.

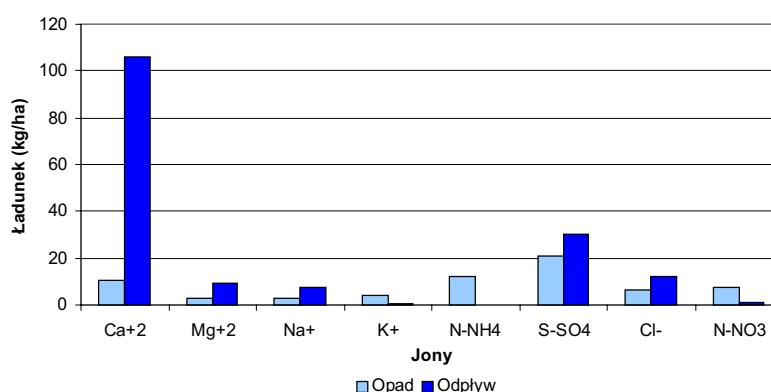


Ryc. 22. Średnie ważone roczne wartości przewodnictwa elektrolitycznego właściwego (mS/m) oraz odczynu (pH) wód Kanału Olszowieckiego w profilu zamykającym zlewnię Pożary w latach 1995-2004

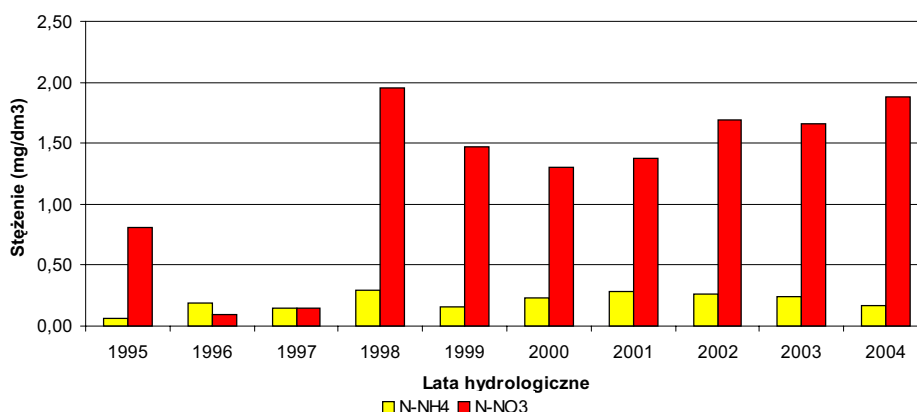
Przebieg odczynu wód kanału podlega nieco innemu rytmowi zmienności. Widoczne są dwa maksima (1996, 2001) oraz dwa minima (1999, 2003). Maksima wystąpiły w latach zdecydowanie wilgotnych, minima zaś w roku wilgotnym i suchym. Zlewnia najprawdopodobniej na tyle silnie transformuje skład chemiczny wód opadowych, że definitywne powiązanie w czasie maksymalnych i minimalnych wartości przewodnictwa oraz odczynu wód z wysokością warstwy odpływu nie jest możliwe, przynajmniej na poziomie średnich rocznych.

W celu oceny transformacji składu chemicznego wód opadowych w zlewni Pożary zestawiono średnie ważone w wieloleciu 1994-2004 ładunki jonów dostarczone wraz z opadem oraz wynoszone wraz z odpływem (ryc. 23). Wody odpływające Kanałem Olszowieckim są wzbogacone w zlewni w stosunku do wód opadowych przede wszystkim w jon wapniowy i siarczanowy oraz chlorkowy, magnezowy i sodowy. Przypadek siarczanów i chlorków nie jest specjalnym zaskoczeniem, ponieważ jony te są bardzo ruchliwymi migrantami. Wzbogacanie w jony wapniowe świadczy o zasilaniu zlewni w bogate w węglan wapnia wody podziemne. Strącenia węglanów były już wcześniej wykryte w bagnie Pożary przez gleboznawców i geochemików (Wicik 1997). Wody odpływające ze zlewni są uboższe w stosunku do wód opadowych w jon potasowy, amonowy i azotanowy. Jest to zapewne efekt działania bujnej szaty roślinnej.

Zestawienie średnich ważonych rocznych stężeń biogenów obejmuje jedynie azot azotanowy i azot amonowy (ryc. 24). Zaobserwowano nagły wzrost średnich rocznych stężeń azotu azotanowego począwszy od 1998 roku (maksimum), a następnie oscylację wokół wartości 1,5 mg/dm³. Stężenia azotu amonowego nie podlegały aż tak silnemu wzrostowi i przez całe wielolecie oscylowały wokół wartości 0,25 mg/dm³.



Ryc. 23. Średnie ważone ładunki poszczególnych jonów dostarczane do zlewni Pożary wraz z opadem oraz wynoszone wraz z odpływem w wieloleciu 1995-2004



Ryc. 24. Średnie ważone roczne stężenia biogenów w wodach Kanału Olszowieckiego w latach hydrologicznych 1995-2004

Roślinność

Roślinność rzeczywistą (Solon i in. 1995) SB Pożary pogrupować można zależnie od usytuowania w rzeźbie geomorfologicznej. Na obrzeżach zlewni, zarówno od południa, na wydmach nasypanych na utwory Równiny Łowicko-Błońskiej, jak i od północy rozmieszczone są w mozaice bory i lasy mieszane, najczęściej ze sztuczną dominacją sosny zwyczajnej na skutek wieloletniej gospodarki leśnej faworyzującej ten gatunek oraz fragmenty lasów liściastych o charakterze pośrednim dąbrów świetlistych i grądów. Od południa oraz w pasie środkowym u północnego podnóża wydym na skarpie spotyka się tereny użytkowane rolniczo i pod zabudową wiejską z odpowiadającymi im zbiorowiskami segetalnymi i ruderalnymi. Wnętrze, wzdłuż kanałów Olszowieckich, zajmują zbiorowiska torfowiskowe, szuwarowe, wielkoturzycowe, łąkowe, poprzedzielane niewielkimi fragmentami muraw napiaskowych na drobnych wydmach, też częściowo zalesionych sosną z podrostem brzoźowym i dębowym. W dużej mierze obszar torfowiskowo-bagienny jest poddany stosunkowo szybkiej sukcesji lasu w postaci inicjalnej łożowisk, a następnie olsów i łęgów olszowych.

W trakcie badań na stałych powierzchniach monitoringowych wykazano poniższe tendencje zmian zbiorowisk (nazewnictwo wg systematyki W. Matuszkiewicza 2001).

Potentillo albae-Quercetum aff. – zbiorowisko usytuowane na stromym, południowym zboczu wydmy, to zbiorowisko typowo leśne, z dużym zwarcie wszystkich warstw roślinnych, zwłaszcza drzewostanu. Również gatunki grądowe ze związku *Carpinion* to głównie drzewa: lipa i grab. W tej sytuacji występowanie gatunków roślin kserotermicznych z klasy *Trifolio-Geranietea*, łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, światłolubnych wrzosowiskowych z klasy *Nardo-Calunetea*, a przede wszystkim obecność kilku gatunków z rzędu *Quercetalia pubescenti-petraeae* świadczy o nawiązywaniu do dąbrowy świetlistej bardziej, niż do grądu. Od 1994 r. zanotowano ogólny niewielki spadek liczby gatunków (z 53 na 46), jednocześnie trzykrotnie zmniejszył się procent pokrycia runa. Ogólny charakter słabowyróżnionej dąbrowy świetlistej został zachowany, nie widać wyraźnej tendencji zmiany. Sugerowany w 1999 r. kierunek zmiany zbiorowiska w stronę grądu się nie sprawdza.

Zbiorowiska z klasy *Koelerio-Corynephoretea* są to drzewostany sosnowe sztucznego pochodzenia z niewielką spontaniczną domieszką brzoź, dębów i innych gatunków oraz dość liczny podrostem i podszytem liściastym, zwłaszcza *Quercus robur*. W runie dominują gatunki roślin miejsc otwartych z wyraźną przewagą muraw napiaskowych z klasy *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescentis*, a także wszędzie są reprezentowane wrzosowiska z klasy *Nardo-Callunetea* i łąki z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*. Cechą znaną tych zbiorowisk jest minimalne znaczenie roślin leśnych, zarówno grądowych, jak i borowych. Ich znaczenie w ciągu omawianych 11 lat nie wzrosło, mimo utrzymania lub zwiększenia zwarcia drzewostanu. Zaistniało ogólne wzbogacenie zbiorowiska – zwiększenie liczby gatunków.

Zbiorowiska łęgowe w fazie inicjalnej ze związku *Alno-Ulmion* nie dają możliwości zaklasyfikowania do konkretnego zespołu. Ze względu na niewielki udział gatunków ze związku *Alno-Ulmion* oraz klasy *Querco-Fagetea*, przy wyraźnym udziale klasy *Alnetea glutinosae*, jako decydujący o przydziale do związku *Alno-Ulmion* przyjęto wskaźnik znaczącej przewagi gatunków łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* nad szuwarowymi z klasy *Phragmitetea* (Ferchmin 1980). Nie bez znaczenia jest również uzupełnienie klasy *Querco-Fagetea* przez występowanie roślin zarośli z klasy *Rhamno-Prunetea*. W omawianym zwiększyło się pokrycie warstwy mszystej i przybyło kilka gatunków łąkowych.

Nie było innych tendencji zmian, nawet w kierunku wzmocnienia zbiorowiska łęgowego.

Ols *Ribeso nigri-Alnetum* i łożowisko *Salicetum pentandro-cinereae* są to dwa pokrewne zespoły z tej samej klasy *Alnetea glutinosae*, dobrze scharakteryzowane. Pojawiła się tendencja zmian w kierunku wzmocnienia zestawu gatunków charakterystycznych dla kl. *Alnetea* i kl. *Phragmi-*

tetea w zespole *Ribeso nigri-Alnetum*, a w łożowisku *Salicetum pentandro-cinereae* zwiększa się udział i liczba gatunków klas *Scheuchzerio-Caricetea nigrae* i *Molinio-Arrhenatheretea* przy spadku udziału i liczby gatunków szuwarowych z klasy *Phragmitetea* – być może jest to ślad kierunku sukcesji do łągu, choć prawie nie ma elementów kl. *Querco-Fagetea*.

Caricetum elatae to zespół turzycy sztywnej ze związku wielkich turzyc *Magnocaricion*. Dotychczasowe badania wykazują, że zbiorowiska z tego związku należą do najbardziej stabilnych pod warunkiem zachowania odpowiedniego, dotychczasowego poziomu wód gruntowych. Tendencja sukcesji łożowisk i olsu jest słabo zaznaczona, i tylko w suchszych fragmentach. Mogą następować okresowe, nawet dość szybkie zmiany w warstwach roślinnych, jak np. wzrost pokrycia warstwy mszystej od 0 do 90%.

Zespół świeżej łąki owsicowej (rajgrasowej) – *Arrhenatheretum elatioris* to zespół najbardziej narażony na zmiany związane z podwyższeniem wilgotności. Spowodowało to po trzeciej serii inwentaryzacji konieczność przeniesienia dwóch powierzchni do tabeli zbiorowisk łąk wilgotnych z rzędu *Molinietalia caeruleae*. Pozostałe dwie powierzchnie również wykazują podobne zmiany.

W związku z tym do obecnej analizy połączono łąki świeże ze zbiorowiskiem łąk wilgotnych z rzędu *Molinietalia caeruleae*. *Molinio-Arrhenatheretea*, jako najwyraźniejszy przykład sukcesji ukierunkowanej zmianami wilgotności. Ponieważ z danych monitoringu hydrologicznego nie wynika jednoznacznie podwyższenie poziomu wód gruntowych, wyjaśnienia zaniku płatów świeżej łąki rajgrasowej i przekształcenia ich w zbiorowisko z rzędu *Molinietalia* z wyraźnym udziałem gatunków roślin torfowiskowych trzeba zapewne szukać w korzystnym rozkładzie opadów atmosferycznych w sezonie wegetacyjnym, a na pewno w zaprzestaniu użytkowaniu badanych płatów przez koszenie, co spowodowało niewątpliwie zwiększenie retencji wody opadowej w gromadzącej się butwinie z pozostałości roślinnych.

Charakterystyka zmian zaobserwowanych w badanych rodzinach bezkręgowców

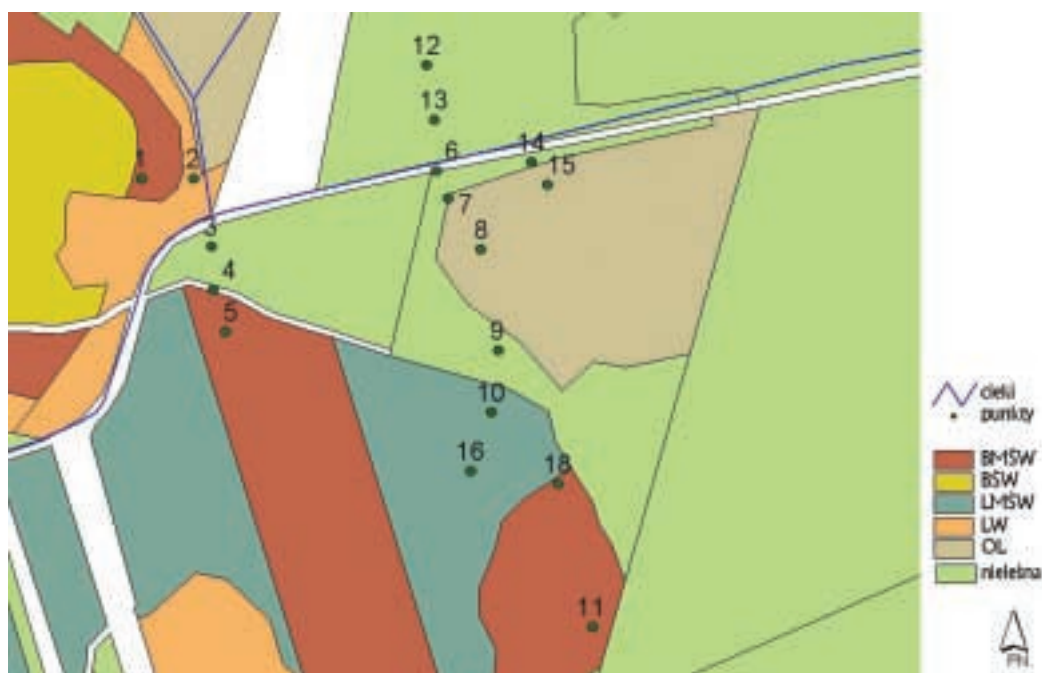
Miejsca zbioru bezkręgowców (ryc. 25) można ze względu na rodzaj pokrycia terenu i warunki wilgotnościowe podzielić na:

1. drzewostany na wydmach i piaskach (LMśw i BMśw): punkty 1, 5, 10, 11, 16 i 18,
2. zadrzewienia liściaste na terenach podmokłych (Lw i Ol): punkty 2, 8 i 15,
3. łąki i tereny otwarte na obszarach suchych i piaskach (BMśw): punkt 4,
4. łąki i tereny otwarte na obszarach podmokłych (Ol): punkty 3, 6, 7, 9, 12, 13 i 14.

Formicidae – mrówki epigeiczne badane w latach 1998–2004, na zalesionych wydmach KPN wykazywały zróżnicowane stany sukcesji związane z wiekiem i składem gatunkowym drzewostanu. Największe bogactwo zespołu myrmekofauny stwierdzano w starszych drzewostanach sosnowych (punkty 10 i 16). Natomiast w młodszych drzewostanach sosnowych (punkt 1 i 18) odławiano mrówki charakterystyczne dla strefy ekotonowej. Najslabiej zasiedlanymi przez mrówki były podmokłe, zalewane łąki i tereny porośnięte kępami wierzb lub brzozy, notowano tam tylko w pewnych okresach niewielkie ilości gatunków higrofilnych lub ubikwistycznych. Stałe występowanie mrówek stwierdzano tylko na niezarośniętych łąkach (punkt 3 i 9).

Elateridae – sprzążki badane w latach 1998–2004 najliczniej występowały na zalesionych wydmach. Najmniej sprzążkowatych występowało na terenach podmokłych (punkt 7 i 8), oraz w bardzo suchej tyczkowie sosnowej na wydmie (punkt 18). O kierunku zmian środowisk badanego terenu świadczy fakt, iż w badanym okresie istotnie wzrósł udział gatunków preferujących stanowiska suche i nasłonecznione oraz siedliska leśne.

Aranei – pająki badane w latach 1999–2004 wykazywały stałą liczbę gatunków, dużym wahanom ulegała tylko liczba odławianych osobników. Największą liczbę okazów odławiano w środowiskach suchych (punkty 1, 4), oraz w środowiskach z dużą mozaiką roślinności (punkt 5, 6, 9).



Rys. 25. Rozmieszczenie punktów połowu bezkręgowców a rzeźba terenu

W latach 2002 i 2004 z dużym nasileniem opadów i niskimi średnimi temperaturami w sezonie wegetacyjnym wyraźnie wzrosła liczba pajaków hygrofilnych, które tylko w tych latach zajęły pozycję dominanta.

Carabidae – biegacze badane w latach 1999-2004 wykazywały wyższy udział gatunków kserofilnych, świadczący o przesuszeniu terenu, szczególnie w drzewostanach na wydmach i piaskach (punkty 1, 10, 16 i 18). Łowność biegaczowatych nie była uzależniona od wilgotności środowisk, przy czym najwyższą notowano w drzewostanach mieszanych (punkty 5 i 16), a najniższą w drzewostanach sosnowych (punkty 10 i 18). Wzrastający udział fauny leśnej w zgrupowaniach biegaczowatych stwierdzany aż w 12 punktach może wskazywać na zaawansowanie procesów sukcesyjnych. Natomiast na terenie podmokłym (punkt 2) przeważał udział gatunków terenów otwartych.

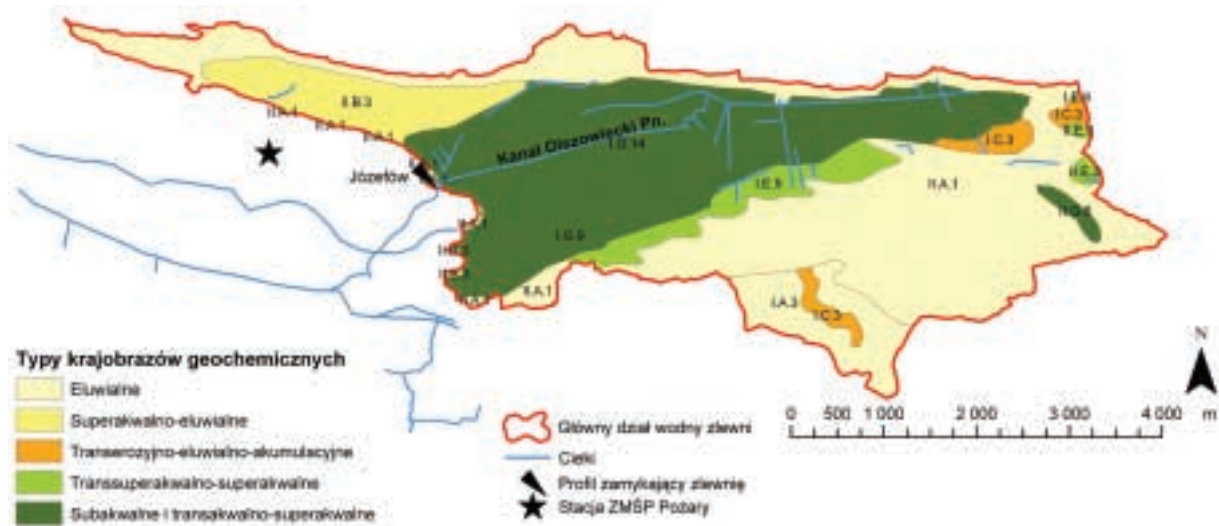
Staphylinidae – kusakowate badane w latach 1999-2004 cechowała duża dynamika zmian składu gatunkowego, tylko 12% gatunków powtórzyło się we wszystkich latach. Największą dynamikę zmian obserwowano w punktach 3, 10, 11 i 18, a najmniejszą w punktach 1, 7, 15 i 16. Najbogatszą reprezentacją kusakowatych charakteryzowała się łąka na zboczu wydmy (punkt 4) oraz łąka podmokła (punkt 6), zaś najuboższą tyczkowina sosnowa na wydmie (punkt 18).

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Typy krajobrazów geochemicznych

Jednorodny obszar pod względem migracji pierwiastków chemicznych, jest określany jako elementarny krajobraz geochemiczny. Jego cechy i funkcje wynikają z zajmowanej pozycji względem innych tego typu jednostek (Wicik 1997).

Krawędź Równiny Łowicko-Błońskiej wraz z przyległymi obniżeniami stanowi strefę migracji pierwiastków spływających z wodami podziemnymi do Kotliny Warszawskiej. (Wicik 1992). Typy elementarnych krajobrazów geochemicznych w zlewni Pożary (ryc. 26) wydzielił B. Wicik (1995,



Ryc. 26. Krajobrazy geochemiczne w zlewni Pożary (na podstawie Wicik 1997)

1997). Zagłębienie z bagnami i jego bezpośrednie otoczenie włączył do krajobrazów podporządkowanych subakwalnych i transsuperakwalnych. Charakteryzują je warunki obojętne, lokalnie słabo zasadowe, występowanie oglejenia z obecnością siarkowodoru (H_2S), mineralizacja (suma głównych jonów) wód powyżej $400 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ z dominacją jonów $HCO_3\text{-Ca}$. Lokalnie w obrębie bagien i mokradeł „Olszowieckie Błoto” w profilach glebowych zdarzają się strącenia węglanu wapnia ($CaCO_3$), co podkreślają Konecka-Betley i Stefaniak (1983). Rolę zamykającego rygla, utrudniającego odpływ wód powierzchniowych z bagna Pożary w kierunku zachodnim, stanowi kompleks wydmy na zachowanej powierzchni tarasu falenickiego koło Koszówki i Józefowa (zachodnia część obszaru bezodpływowego) zaliczony do krajobrazów eluwialno-superakwalnych. W glebach panują tam warunki utleniające przy odczynie słabo kwaśnym. Suma głównych jonów w wodach nie przekracza $300 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Dominują jony $SO_4\text{-Ca}$, lokalnie zaś może pojawiać się H_2S . Wydmy ograniczające zlewnię Pożary od północy i od południa wg Wicika (1997) odpowiadają krajobrazom eluwialnym (autonomicznym), bardzo kwaśnym o warunkach utleniających z mineralizacją wód poniżej $300 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i lokalnie występującym H_2S . Strefa przejściowa między bagnem Pożary a południowym pasem wydmy reprezentuje transsuperakwalny typ krajobrazu geochemicznego „przechodzący” przy wysokim położeniu zwierciadła wód podziemnych w krajobraz superakwalny. Jest to strefa występowania gleb murszowych oraz czarnych ziem zdegradowanych. W profilach glebowych tego obszaru występuje oglejenie, panują warunki obojętne, a mineralizacja przekracza $400 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ przy dominacji jonów $HCO_3\text{-Ca}$. Fragmenty poziomego błotniskiego, zbudowanego z ilów i glin zwałowych przykrytych warstwą piasków i pyłów, Wicik (1997) zalicza również do krajobrazów eluwialnych, natomiast rozcięcia erozyjne w powierzchni tego poziomu do krajobrazów transerozyjnych. Panują tutaj warunki utleniające przy odczynie słabo kwaśnym i mineralizacji wód powyżej $400 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$.

W wydzielonych typach krajobrazów można spodziewać się różnej intensywności migracji i akumulacji pierwiastków (Wicik 1997). W warunkach bardzo kwaśnych ($pH < 4$) i utleniających, intensywnej migracji może podlegać kadm (Cd) i rtęć (Hg), natomiast słabej i umiarkowanej ołów (Pb), arsen (As) oraz selen (Se). Tego typu krajobrazy mają bardzo duży udział w powierzchni zlewni, reprezentując wydmy. W krajobrazach charakteryzowanych przez warunki słabo kwaśne ($pH 5\text{-}6,5$) i utleniające, bardzo słabą ruchliwość będzie wykazywał ołów (Pb), ruchliwość umiarkowaną kadm (Cd) i rtęć (Hg) natomiast intensywną arsen (As) i selen (Se). Migrację tych pierwiastków może ograniczać obecność oglejenia. W środowiskach glejowych o odczynie obojęt-

nym (pH 6,5-7,5), właściwych w większości mokradłom i ich strefom peryferyjnym, brak jest silnej migracji pierwiastków, natomiast słabą i umiarkowaną wykazują: wanad (V), miedź (Cu), cynk (Zn), kobalt (Co), nikiel (Ni) oraz chrom (Cr) a bardzo słabą molibden (Mo).

Zlewnia Pożary jest położona w strefie krawędziowej Równiny Łowicko-Błońskiej, co ma istotny wpływ na krążenie pierwiastków chemicznych. Bezpośrednie sąsiedztwo równiny przejawia się w istnieniu strumieni wód podziemnych, zasilających obniżenie Pożary; ich przejawem są małowydajne źródła, wycieki i wysięki koło Grabiny, które okresowo zanikają. Zawierają one wody wodorowęglanowo-wapniowe oraz siarczanowo-wapniowe o mineralizacji 140-270 mg-dm⁻³, zawartości 50-90 mg Ca-dm⁻³ i śladowych ilości jonów magnezowych, wykazują ponadto odczyn obojętny (Wicik 1997). Wpływ Równiny Łowicko-Błońskiej stopniowo zanika w kierunku pasa wydmy, oddzielających zlewnię Pożary od bezpośredniej zlewni Łasicy. Na podstawie dotychczasowych badań nie jest możliwa ocena, czy głębsze horyzonty wodonośne zasilają zlewnię.

Bilans wodny zlewni Pożary w latach 1999-2000

Od listopada 1998 r. do października 2000 r., przeprowadzano szczegółowe badania terenowe oraz dokonano próby obliczenia składowych obiegu wody (Lenartowicz 2005) za pomocą równania bilansu wodnego w układzie miesięcznym

$$R_{g1} + P_r = E + H + R_{g2} + \eta$$

gdzie: R_{g1} – stan retencji wód podziemnych na początku okresu bilansowania (mm),
 R_{g2} – stan retencji wód podziemnych na końcu okresu bilansowania (mm),
 P_r – skorygowany opad atmosferyczny w zlewni w okresie bilansowania (mm),
 E – parowanie terenowe w zlewni w okresie bilansowania (mm),
 H – odpływ rzeczny ze zlewni w okresie bilansowania (mm),
 η – nieomknięcie bilansu wodnego w zlewni w okresie bilansowania (mm).

Składowe bilansu wodnego obejmują sumę opadu skorygowanego (obliczoną metodą Kowalczyk i Ujdy (1987)), opady atmosferyczne i parowanie terenowe obliczone metodą Konstantinowa (1968), odpływ powierzchniowy ze zlewni, zmiany retencji gruntowej oraz różnicę bilansową na początku i końcu okresu bilansowego. Dane meteorologiczne pochodzą ze stacji Granica. Odpływ został obliczony na podstawie krzywej natężenia przepływu i codziennych pomiarów stanów wody Kanału Olszowieckiego w profilu Józefów. Retencję wód podziemnych obliczono metodą studzien wybranych, opracowaną przez Dębskiego (1960). Opiera się ona na założeniu, że istnieje korelacja między stanami retencyjnymi zlewni a stanami wód podziemnych. Do obliczeń wykorzystano codzienne obserwacje stanów wody w piezometrach. Wybrano 3 z nich, ujmujące wodę z pierwszego horyzontu wodonośnego i reprezentujące torfowisko (012), wydmy (010) i strefę przejściową (013). Wyniki obliczeń składowych bilansu wodnego przedstawia tabela 10.

Deficytowy bilans wodny zlewni występował podczas roztopów (marzec 1999 i luty 2000) oraz w miesiącach ciepłych (maj, lipiec i sierpień 1999 oraz kwiecień, maj i czerwiec 2000), gdy suma opadu jest znacząco niższa od sumy parowania i różnica retencji gruntowej jest ujemna. Kwiecień 2000 r. był ciepły i suchy, stąd charakteryzował się wysoką sumą parowania (77,4 mm) przy bardzo małej miesięcznej sumie opadu (5,5 mm). Szczególnie obfitymi w opady były czerwiec 1999 r. (prawie 180 mm) oraz lipiec 2000 r. (ponad 150 mm), w których wystąpiły największe miesięczne dodatnie różnice bilansowe, odpowiednio prawie 70 mm i ponad 80 mm. Zwraca uwagę przesunięcie maksymalnej sumy miesięcznej parowania terenowego w 2000 r. z miesięcy letnich (lipiec, sierpień) na maj. Odpływ ze zlewni był najniższy w miesiącach letnich i wczesnojesiennych. W 2000 roku nastąpił całkowity brak odpływu od czerwca do października (całkowita bezodpływowość zlewni!). Okres posuszny, zapoczątkowany jeszcze w maju trwał zatem ponad

Tabela 10. Bilans wodny (mm) i (%) zlewni Pożary w latach hydrologicznych 1999 i 2000

Miesiąc		Opad skorygowany (Pr)		Parowanie terenowe (Et)		Odpływ (H)		Retencja gruntowa (Rg)				Niedomknięcie bilansu (η)		Współczynnik odpływu (α)
								początkowa (Rg ₁)	końcowa (Rg ₂)	różnica (ΔRg)				
		mm	%	mm	%	mm	%	mm	mm	mm	%	mm	%	
Rok hydrologiczny 1999	XI 1998	41,4	40,9	4,2	4,2	8,3	8,2	111,0	101,8	-9,2	9,1	38,1	37,6	19,9
	XII 1998	43,9	39,2	6,4	5,7	8,5	7,6	101,8	142,9	41,1	36,7	-12,1	10,8	19,4
	I 1999	25,7	42,7	8,9	14,8	12,6	20,9	142,9	138,5	-4,4	7,3	8,6	14,3	49,0
	II 1999	57,3	50,0	10,8	9,4	6,9	6,0	138,5	162,3	23,8	20,8	15,8	13,8	12,1
	III 1999	24,1	11,8	36,2	17,8	48,3	23,7	162,3	179,7	17,4	8,5	-77,8	38,2	200,8
	IV 1999	93,3	40,3	56,3	24,3	19,7	8,5	179,7	219,4	39,7	17,2	-22,4	9,7	21,2
	V 1999	56,2	17,2	86,5	26,5	13,5	4,1	219,4	112,1	-107,3	32,8	63,5	19,4	24,0
	VI 1999	178,5	50,0	82,4	23,1	5,1	1,4	112,1	133,4	21,3	6,0	69,7	19,5	2,8
	VII 1999	50,2	23,8	103,7	49,1	1,8	0,9	133,4	120,0	-13,4	6,4	-41,9	19,9	3,5
	VIII 1999	23,6	12,5	72,6	38,5	0,3	0,2	120,0	49,3	-70,7	37,5	21,4	11,3	1,5
	IX 1999	46,2	42,9	22,1	20,5	0,2	0,2	49,3	41,7	-7,6	7,1	31,5	29,3	0,3
X 1999	54,7	50,0	6,8	6,2	0,3	0,3	41,7	73,0	31,3	28,6	16,3	14,9	0,6	
Rok hydrologiczny 2000	XI 1999	67,5	50,0	5,3	3,9	0,5	0,4	73,0	128,9	55,9	41,4	5,8	4,3	0,7
	XII 1999	28,9	50,0	7,0	12,1	0,9	1,6	128,9	141,3	12,4	21,5	8,6	14,9	3,0
	I 2000	45,1	40,0	9,7	8,6	1,4	1,2	141,3	186,6	45,3	40,2	-11,3	10,0	3,2
	II 2000	23,8	14,1	16,2	9,6	25,5	15,1	186,6	229,5	42,9	25,4	-60,8	35,9	107,4
	III 2000	61,5	50,0	26,2	21,3	17,9	14,6	229,5	245,2	15,7	12,8	1,7	1,4	29,1
	IV 2000	5,5	3,3	77,4	46,0	6,7	4,0	245,2	185,5	-59,7	35,5	-18,9	11,2	122,6
	V 2000	25,8	9,7	89,5	33,7	0,1	0,0	185,5	78,5	-107,0	40,3	43,2	16,3	0,5
	VI 2000	10,0	6,4	78,5	50,0	0,0	0,0	78,5	12,5	-66,0	42,0	-2,5	1,6	0,2
	VII 2000	151,4	50,0	51,1	16,9	0,0	0,0	12,5	30,0	17,5	5,8	82,8	27,3	0,0
	VIII 2000	64,6	50,0	42,1	32,6	0,0	0,0	30,0	52,5	22,5	17,4	0,0	0,0	0,0
	IX 2000	41,5	30,5	5,9	4,3	0,0	0,0	52,5	25,9	-26,6	19,5	62,2	45,7	0,0
X 2000	9,9	17,2	17,9	31,2	0,0	0,0	25,9	7,1	-18,8	32,8	10,8	18,8	0,0	
1999–2000	XI 1998 – X 1999	695,1	47,4	496,9	33,9	125,5	8,6	111,0	73,0	-38,0	2,6	110,7	7,6	18,1
	XI 1999 – X 2000	535,5	44,5	426,8	35,5	53,0	4,4	73,0	7,1	-65,9	5,5	121,6	10,1	9,9
	XI 1998 – X 2000	1230,6	46,1	923,7	34,6	178,5	6,7	111,0	7,1	-103,9	3,9	232,3	8,7	14,5

5 miesięcy. Nawet bardzo wysoka suma opadów w lipcu 2000 r. nie spowodowała uzupełnienia retencji i odpływ ze zlewni nie mógł się uformować. W ciągu dwulecia 1999–2000 stan retencji wód podziemnych obniżył się bardzo wyraźnie o łącznie 103,9 mm. Ujemna różnica retencji w 2000 roku wynikała przede wszystkim z niedostatecznego zasilania opadowego. W obu latach największe ubytki retencji wód podziemnych następowały w maju (około 107,0 mm). Dominujący udział w obiegu wody zlewni (ponad 50%) stanowi składowa pionowa: opad – parowanie. W dwuleciu wymiana pionowa jest bardzo duża i stanowi ponad 80%. Tylko podczas roztopów są warunki do utworzenia się wymiany poziomej, a więc odpływu ze zlewni. Współczynnik odpływu w układzie miesięcznym waha się od $\alpha = 0\%$ w okresach posusznych, do nawet $\alpha = 200,0\%$ podczas roztopów.

Niedomknięcie bilansu wodnego (η) wynika głównie z pominięcia w równaniu bilansowym retencji w strefie aeracji oraz elementu oznaczającego tranzyt wód podziemnych, dopływających spoza zlewni z Równiny Łowicko-Błońskiej. Największy udział niedomknięcia bilansu wodnego zlewni, przekraczający 40% nastąpił we wrześniu 2000 r., natomiast średnio kształtował się na poziomie 10%.

Strumień pionowej migracji wody i substancji rozpuszczonych

W latach 1999-2000 w reprezentatywnej zlewni Pożary prowadzono badania zmierzające do oszacowania pionowego strumienia migracji wody i substancji rozpuszczonych metodami matematycznymi (Lenartowicz 2005). Obiektami badań były jednostkowe kolumny roślinno-glebowe w miejscach wybranych piezometrów należących do sieci ZMŚP, KPN i innych. Model matematyczny, który został wykorzystany, składał się z szeregu modułów, opisujących poszczególne fazy transformacji strumienia wody. Parametry wchodzące do równań zostały w większości zidentyfikowane w wyniku bezpośrednich pomiarów w terenie oraz pośrednich w laboratorium.

Wejście do modelu stanowiła skorygowana suma opadów atmosferycznych. Do korekty przyjęto metodę opracowaną przez Kowalczyk i Ujdę (1987).

W opisie matematycznym procesu intercepcji posłużono się brytyjskim modelem Fleminga (1975). Do oceny ilościowej procesu parowania terenowego zastosowano metodę Konstantinowa (1968) opartą na dyfuzji turbulencyjnej w warstwie czynnej powietrza. Model matematyczny intercepcji szaty roślinnej, połączony z modelem parowania terenowego, pozwala na obliczenie opadu netto stanowiącego wejście do podsystemu gleby opisującego zmiany jej uwilgotnienia, powiązane z transportem substancji chemicznych.

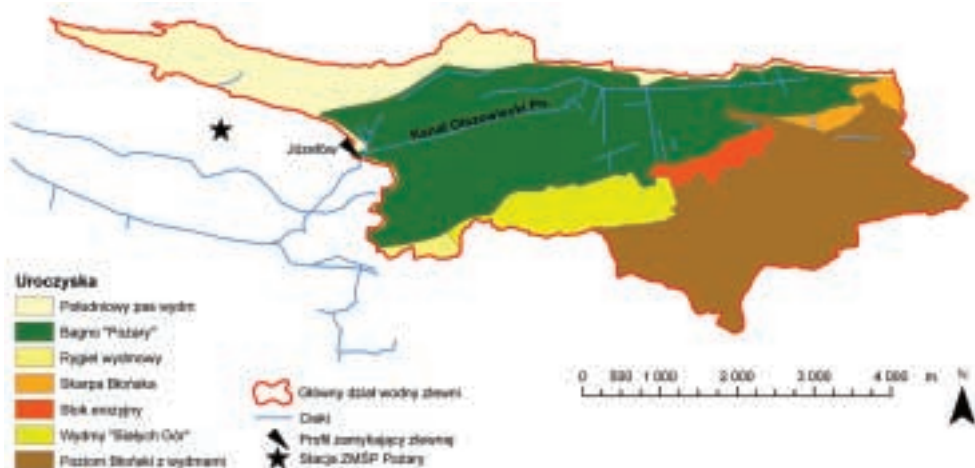
Zmiany uwilgotnienia gleby i transformację frontu wilgoci w strefie aeracji opisano za pomocą równania różniczkowego dyfuzji hydrodynamicznej (zwanego równaniem Fokkera-Plancka) (Szulczewski 1990). Identyfikacja parametrów fizycznych gleby i skały macierzystej, wchodzących do równania, wymagała rozpoznania za pomocą wierceń, wkopów i badań laboratoryjnych. Brakujące parametry przyjęto z literatury (np. Fic, Wierzbicki 1994). Przyjęte parametry fizyczne i zależności między nimi w modelu wsiąkania zostały zastosowane do opisu strumienia transportu roztworu glebowego. Rozwiązanie równania dyfuzji hydrodynamicznej jest sprzężone z opisem zmian prędkości strumienia wody oraz wilgotności gleby, niezbędnym w modelu migracji substancji chemicznych.

Migracja substancji chemicznych rozpuszczonych w wodzie w profilu glebowym została opisana równaniem dyspersji hydrodynamicznej (Szulczewski 1990, 2003). Modelowaniem objęto najbardziej mobilne jony podlegające migracji w roztworze glebowym: jon chlorkowy (Cl^-) i siarczanowy (SO_4^{2-}). Wybór był podyktowany ich niewielkim sorbowaniem w glebie. Parametry migracji jonów przyjęto z literatury (np. Maciejewski 1998).

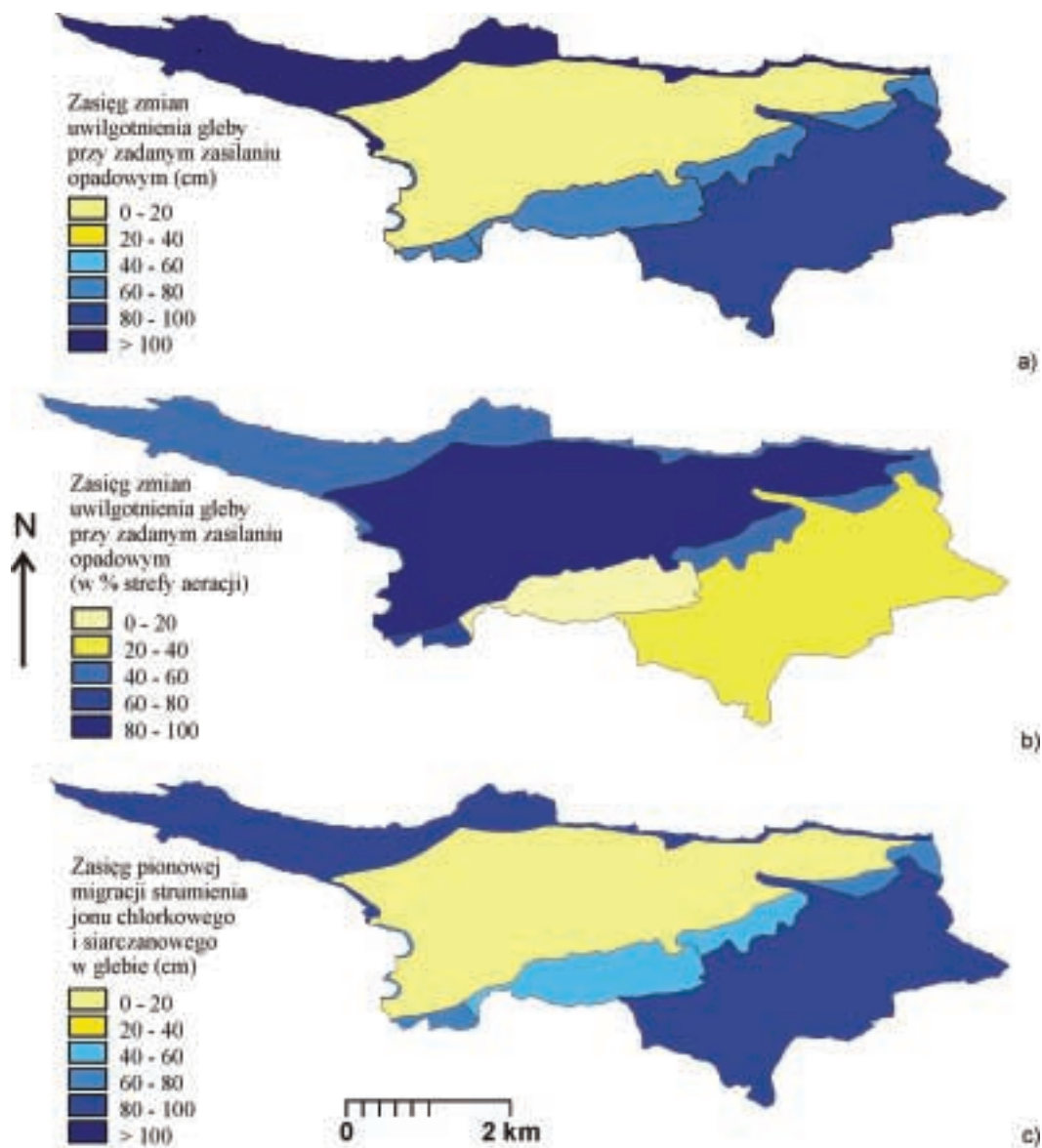
Symulowano z krokiem dobowym procesy hydrologiczne i geochemiczne trwające 17 dób (od 1.06 do 18.06.1999 r.) oraz 12 dób (od 2.08 do 14.08.1999 r.). Reprezentowały one odmienne warunki hydrologiczne (fazę intensywnego akumulowania i wyczerpywania zasobów wodnych zlewni). Zasilanie w masę było reprezentowane przez różnicę opadu i parowania, natomiast jakość wymuszenia (zasilanie) przez ładunek jonów docierający do gleby. Wyjście z modelu stanowiły dobowe sumy parowania terenowego oraz zmiany uwilgotnienia i stężenia jonów w strefie aeracji. Jakość modelu matematycznego została oceniona na podstawie 4 kryteriów: współczynnika korelacji R , współczynnika determinacji R^2 , specjalnego współczynnika korelacji RS oraz całkowitego błędu kwadratowego CBK .

Model jednowymiarowy, reprezentujący jednostkową kolumnę roślinno-glebową wymaga odniesienia jej do homogenicznych z punktu widzenia obiegu wody jednostek przestrzennych. Za takie jednostki uznano uroczyska. Przyjęto za Kondrackim (1976), że za uroczyska uważa się „prawidłowy kompleks facji (...), czyli najprostszych przyrodniczych jednostek terytorialnych odznaczających się jednorodnością litologiczną, glebową, wilgotnościową i mikroklimatyczną oraz występowaniem jednej biocenozy”. Zlewnia Pożary została zatem podzielona na 7 homogenicznych jednostek, czyli uroczysk (ryc. 27).

Symulacja zasięgu frontu wilgoci i migracji jonów w kolumnach roślinno-glebowych pozwala dokonać ekstrapolacji przestrzennej wyników na uroczyska w zlewni (ryc. 28). Jak z niej wynika



Ryc. 27. Uroczyska w zlewni Pożary (na podstawie Chmielewski 1996, zmienione)



Ryc. 28. Zasięg zmian uwilgotnienia gleby przy zasilaniu opadowym, w cm (a) i w % miąższości strefy aeracji (b) oraz zasięg pionowej migracji w glebie strumienia rozpuszczonych w wodzie jonów: chlorkowego i siarczanowego w cm (c) na podstawie wyników obliczeń w uroczyskach zlewni Pożary w okresie od 1.06 do 18.06.1999 r.

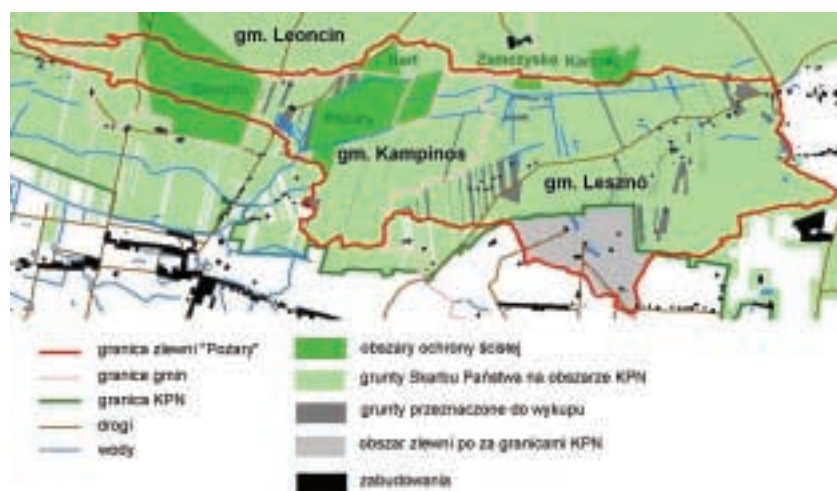
strumień infiltracyjny jest najszybszy na wydmach, co odpowiada dużej (ponad 4 m) miąższości strefy aeracji. Jednak nie wszystkie obszary zbudowane z piasków są jednakowo łatwo przepuszczalne, co uwiadcza się w zróżnicowaniu piasków odpowiadających różnym okresom wydmotwórczym. Opady o małym natężeniu nie powodują istotnych różnic w przebiegu infiltracji między wydmami. Obszary torfowe są zdecydowanie mniej przepuszczalne, ale ze względu na płytki poziom wód podziemnych, front wilgoci przemieszcza się przez nie bardzo szybko. Ze względu na podobną mobilność chemiczną, zasięg pionowej migracji jonów chlorkowego i siarczanowego jest zbliżony, ale zarysowują się także różnice między pasami wydmowymi. Im większa odległość od bagien i mokradeł, tym głębokość frontu wilgoci, a w nim rozpuszczonych jonów jest większa, co jest funkcją zróżnicowania głębokości zwierciadła wód podziemnych.

Najważniejsze wnioski, jakie wyciągnięto na podstawie wyników symulacji oraz próby ich ekstrapolacji przestrzennej są następujące (*Lenartowicz 2005*):

- największą część opadu w procesie intercepcji zatrzymują leśne zbiorowiska roślinne w postaci młodocianej, co spowodowane jest ich dużą zwartością;
- największą pojemność retencyjną w badanej zlewni mają bory mieszane;
- straty opadu o sumie dobowej rzędu 10 mm wywołane intercepcją szaty roślinnej różnią się w przypadku różnych zbiorowisk roślinnych w badanej zlewni o 1 – 1,5 mm;
- największą rolę w zasilaniu wód podziemnych odgrywają długotrwałe i intensywne opady, które powodują szybką reakcję bagien i podniesienie się zwierciadła wód podziemnych ponad powierzchnię terenu (eksfiltracja);
- opady o małej intensywności wpływają na zmiany uwilgotnienia tylko stropowej warstwy gleby, nawet na obszarach wydmowych nie są w stanie zasilć wód podziemnych, tzn. doprowadzić do wytworzenia pionowego strumienia filtracyjnego (perkolacji);
- w krążeniu wody i migracji jonów przeważa składowa pionowa (opady netto – parowanie – infiltracja), wynikająca z dobrej przepuszczalności piasków wydmowych, ale słabych i ograniczonych warunków drenażu, zarówno powierzchniowego jak i podziemnego;
- miąższość strefy aeracji i natężenie opadu są przy założeniu niezmienności warunków tlenowych i kwasowo-alkalicznych, czynnikami decydującymi o tempie zasilania wód podziemnych i migracji substancji chemicznych.

Kierunki zagrożeń, formy ochrony środowiska przyrodniczego

Administracyjnie zlewnia Pożary znajduje się w województwie mazowieckim, powiat warszawski zachodni, na terenie trzech gmin: Kampinos, Leoncin i Leszno (ryc. 29).



Ryc. 29. Podział administracyjny Zlewni Pożary

Jednocześnie niemal cały jej obszar (oprócz niewielkich skrawków na południowym zachodzie) znajduje się w Kampinoskim Parku Narodowym, a więc jej przyroda podlega ochronie prawnej. Dominującą formą ochrony na terenie zlewni jest ochrona czynna.

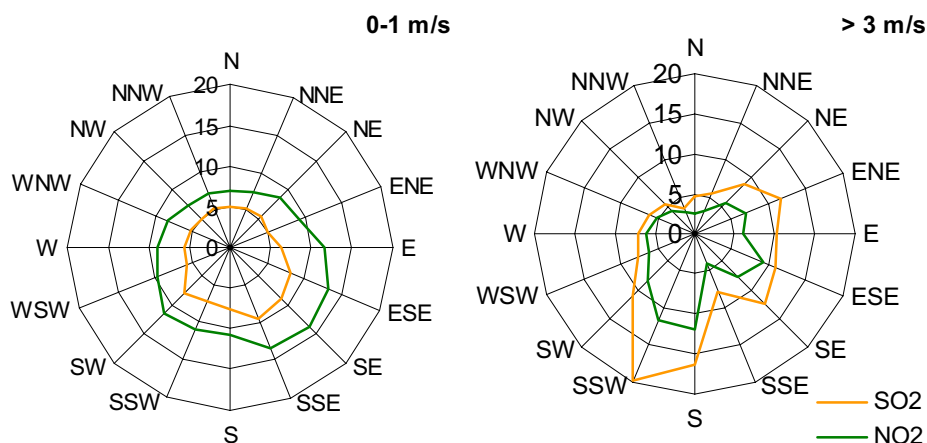
Ochrona ścisła realizowana jest w pięciu obszarach: „Granica”, „Nart”, „Pożary”, „Zamczysko”, „Karpaty” na łącznej powierzchni ok. 230 ha. Obszary ochrony ścisłej „Nart”, „Pożary”, „Zamczysko” w całości położone są na terenie zlewni „Pożary”. Zlewnia obejmuje środkową część 231-hektarowego oos „Granica”, jednego z najstarszych obiektów chronionych na terenie KPN (rezerwat Granica o pow. 94,86 ha został powołany w 1936 roku). Ochronie podlega kompleks starodrzewi sosnowych na siedliskach borów i lasów mieszanych położonych na terenie południowego pasa wydмовego. Obszar ochrony ścisłej „Nart” o pow. 16,57 ha, został utworzony w 1940 dla ochrony najstarszego na terenie Puszczy, ponad dwustuletniego obecnie drzewostanu sosnowego. Rosną tu sosny, graby i dęby o pomnikowych rozmiarach. Obszar ochrony ścisłej „Zamczysko” o pow. 5,27 ha obejmuje XII wieczne grodzisko i grądy porośnięte starodrzewiami. Grodzisko jest chronione od 1924 roku, a otaczające go drzewostany od 1965 roku. Zlewnia „Pożary” obejmuje południowy skraj (ok. 3 ha) oos „Karpaty”, powołanego w 1997 roku na pow. 31,39 ha dla ochrony zespołu dąbrowy świetlistej porastającej zbocza wydм. Odmienne od pozostałych, oos „Pożary” o pow. 109,20 ha położony jest na terenie pasa bagienneego i został powołany w 1977 roku dla ochrony zbiorowisk roślinnych powstających w wyniku zaprzestania użytkowania kośnego turzycowisk.

Obecnie głównym zagrożeniem dla przyrody Zlewni mogą być zmiany położenia lustra wód podziemnych, które zostały szeroko omówione w innych rozdziałach. Kolejnymi zagrożeniami są: szybko postępująca urbanizacja terenów otaczających Kampinoski Park Narodowy oraz zwiększające się zanieczyszczenie powietrza, które w chwili obecnej jest stosunkowo niewielkie (w porównaniu do obowiązujących norm), ale na które nie możemy mieć bezpośredniego wpływu.

W ramach prac nad planem ochrony KPN oszacowano stężenia wybranych związków w powietrzu na terenie parku. Dane te aktualne były na rok 1990 i mogą być potraktowane jako stan wyjściowy do badań na stacji ZMŚP.

W oparciu o wielkoskalowy model dyspersji i adwekcji zanieczyszczeń w roku 1990 oszacowano średnie stężenia występujące w zachodniej części KPN na ok. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ S-SO₂. Na stan zanieczyszczenia powietrza w rejonie KPN największy wpływ miały emisje z sektora komunalno-bytowego i energetyki zawodowej ówczesnego województwa warszawskiego w przypadku SO₂, a w przypadku NO₂ najistotniejsze były emisje tlenków azotu ze środków transportu. Analizując udział poszczególnych emitorów punktowych w średnich rocznych stężeniach SO₂ w zachodniej części Parku w roku 1990 największy udział w stężeniu średnim miały Mazowieckie Zakłady Rafineryjno-Petrochemiczne (obecnie PKN Orlen) – ok. 25% stężenia powodowanego przez wszystkie emitery punktowe. Ponadto istotny udział w stężeniu miały ciepłownie i elektrociepłownie Warszawy, których udziały przekraczały 2%. Natomiast największy udział z emitorów punktowych w średnich rocznych stężeniach NO₂ miały EC. Żerań (23%), a następnie Mazowieckie Zakłady Rafineryjno-Petrochemiczne (PKN Orlen, 14%). Ponadto istotny udział w stężeniu miały pozostałe zakłady energetyki zawodowej Warszawy, a także EC. Żyrardów, C. Ursus i C. Pruszków – udziały w stężeniach tych zakładów przekraczały 2% (Iwanek, Iwanek 1995).

Analiza stężeń poszczególnych zanieczyszczeń powietrza w zależności od prędkości i kierunku wiatru pozwala na określenie, jakie jest źródło dominującego wpływu zanieczyszczeń na danej stacji pomiarowej (Walczewski 2000). Na podstawie danych uzyskanych z pomiarów automatycznych z roku 2004 określono wielkości stężeń dwutlenku siarki oraz dwutlenku azotu w zależności od prędkości i kierunku wiatru (ryc. 30). Przy najniższych prędkościach wiatru (0-1 m/s) stężenia SO₂ są wyraźnie niższe od stężeń NO₂. Najniższe stężenia obu związków notuje się przy wiatrach z kierunków od północnego do zachodniego, a najwyższe z kierunków południowo-wschodnich. Zaznacza się tu zapewne wpływ szosy Warszawa-Sochaczew oraz gospodarki komunalnej

Ryc. 30. Różne stężeń SO_2 i NO_2 w zależności od prędkości wiatru

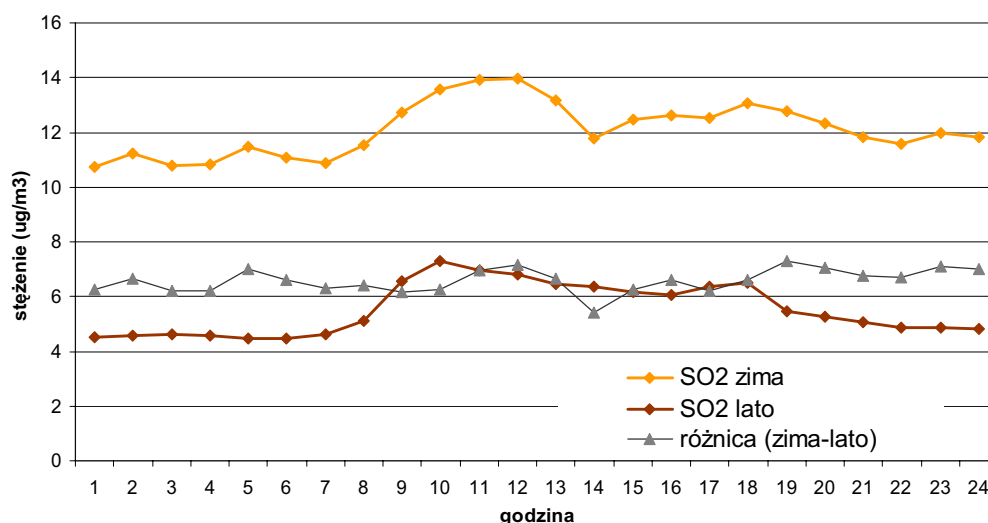
w gminnych miejscowościach Leszno i Kampinos. Możliwe, że pewien wpływ na wzrost stężeń ma ogrzewanie domów w niewielkiej wsi Koszówka oddalonej od stacji o ok. 1 km. Przy wzroście prędkości wiatru nastąpił wyraźny wzrost stężeń SO_2 . Zmniejszyły się natomiast stężenia obu tych związków napływające z północy. Zaznaczają się dwa kierunki napływu zanieczyszczeń: południowo-południowo-zachodni oraz ogólnie kierunki południowo-wschodnie. Źródłem zanieczyszczeń z kierunków południowo-wschodnich są zapewne miejscowości Leszno i Kampinos, choć może też uwidaczniać się wpływ przemysłu – zwłaszcza elektrociepłowni Warszawy. Kierunek napływu zanieczyszczeń SSW pokazuje niewątpliwie wpływ zakładów przemysłowych w Żyrardowie. Przy prędkościach wiatru powyżej 3 m/s olbrzymią przewagę (do $19,8 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$) osiągają zanieczyszczenia napływające z kierunku SSW, więc można stwierdzić, że zakłady przemysłowe Żyrardowa są największym „trucicielem” na obszarach sąsiadujących ze Stacją. Zanieczyszczenia napływające z kierunków wschodnich, a więc od strony Warszawy osiągnęły stężenia $12,2 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ i $9,3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{NO}_2$. Stężenia NO_2 są jednak wyraźnie mniejsze.

Porównując wyniki pomiarów z 2004 roku do tych z 1990 widać wyraźnie, że zniknął wpływ, jaki na zanieczyszczenia powietrza w tym rejonie wywierały zakłady petrochemiczne w Płocku (PKN Orlen) – niskie stężenia SO_2 i NO_2 przy większych prędkościach wiatru z kierunków północno-zachodnich. Wyraźną przewagę natomiast osiągnęły zakłady przemysłowe Żyrardowa, które w 1990 r. były zaledwie sygnalizowane.

Charakterystyczny jest również stosunkowo niewielki udział zanieczyszczeń pochodzących z rejonu Warszawy.

Wpływ komunikacji na stężenia zanieczyszczeń docierających do Stacji Bazowej „Pożary” można dobrze rozpoznać na podstawie zmian stężeń tlenków siarki w ciągu doby (ryc. 31). Zaznaczają się wyraźne różnice pomiędzy stężeniami SO_2 w sezonie letnim i zimowym. W nocy utrzymuje się stały poziom zanieczyszczeń wynoszący w lecie ok. $4,5 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$, a w zimie ok. $11,1 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$. Około godziny 7.00 stężenie SO_2 w obu sezonach zaczyna rosnąć, co związane jest z zwiększającym się ruchem samochodowym. Maksimum stężeń notowane jest w godzinach 10.00-12.00. Później stopniowo spada, aż do popołudniowego szczytu komunikacyjnego, ok. godziny 18.00. Ponieważ Granica oddalona jest o ok. 2 km od wojewódzkiej szosy Warszawa – Sochaczew, to zapewne szczyty stężeń zanieczyszczeń w Granicy są opóźnione w stosunku do szczytów natężenia ruchu komunikacyjnego na tej szosie. Różnice pomiędzy stężeniami SO_2 w godzinach szczytu i w godzinach nocnych wskazują, że komunikacja jest odpowiedzialna za powstawanie stężeń zanieczyszczeń rzędu ok. $3 \mu\text{g}/\text{m}^3 \text{SO}_2$ w obu sezonach.

Jeśli przyjąć, że wykres godzinowy w sezonie letnim pokazuje sumę zanieczyszczeń spowodowanych komunikacją oraz zanieczyszczeń związanych z emisją z dalszego zasięgu, to różnica



Ryc. 31. Średnie godzinowe stężenia zanieczyszczeń powietrza SO_2 w Granicy w sezonach zimowym (X-XII, III), i letnim (IV-IX) w roku hydrologicznym 2004

stężeń pomiędzy letnim i zimowym wykresem pokazuje, że ciepłownictwo jest odpowiedzialne za powstanie stężeń SO_2 rzędu ok. $6,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Przewidywane zagrożenia dla przyrody zlewni wynikają przede wszystkim z powiększającej się urbanizacji wokół Kampinoskiego Parku. Największe zagrożenie dla przyrody zlewni może w przyszłości stanowić obszar znajdujący się w gminie Leszno na południowo-wschodnim krańcu zlewni leży po za terenem KPN. W roku 2005 uchwalono dla tego obszaru miejscowy plan zagospodarowania przestrzennego. Znaczna część terenów użytkowanych dotąd rolniczo zostanie przekształcona w tereny przeznaczone pod usługi oraz zabudowę jednorodzinną. Zwiększy się zainwestowanie oraz wzrośnie liczba ludności użytkującej ten teren. Niestety nie jest planowane założenie wodociągów i kanalizacji, co spowoduje zwiększony pobór wód podziemnych z użytkowego poziomu czwartorzędowego i jednocześnie wzrośnie zagrożenie ich zanieczyszczenia poprzez nieszczelności w szambach. Prawdopodobnie zwiększy się również zanieczyszczenie powietrza spowodowane indywidualnym ogrzewaniem domów, bez użycia paliw stałych, oraz zwiększonym transportem samochodowym

Tendencje przemian roślinności

Najważniejsze zmiany zachodzą w płatach zbiorowisk łąkowych (i segetalnych) po zaprzestaniu użytkowania rolniczego.

Retencja wody w torfowiskach, zwielokrotniona przez nieczyszczone i zarastające kanały oraz pozytywne zmiany w opadach atmosferycznych powodują wyraźną i szybką sukcesję zbiorowisk łąkowych w kierunku torfowisk.

Znakomitym wskaźnikiem zwiększenia retencji wody w badanych 11 latach jest zdecydowany wzrost pokrywania warstwy mchów we wszystkich prawie zbiorowiskach np. zespole *Carietum elatae* od 0 do 90%, w zbiorowisku ze związku *Alno-Umion* od 0 do 60 lub nawet 80%, w zespole *Salicetum pentandro-cinereae* od 0 do 60% i od <5 do 80%, nawet w zbiorowiskach z klasy *Koelerio-Corynephoretea*, we wszystkich zdjęciach wzrosło pokrywanie warstwy mchów np. od <5 do 80%, lub od 10 – 50%. W tym ostatnim wypadku niewątpliwie jest to efekt wtórny w postaci zwiększenia wilgotności względnej powietrza i w rezultacie opadu poziomego.

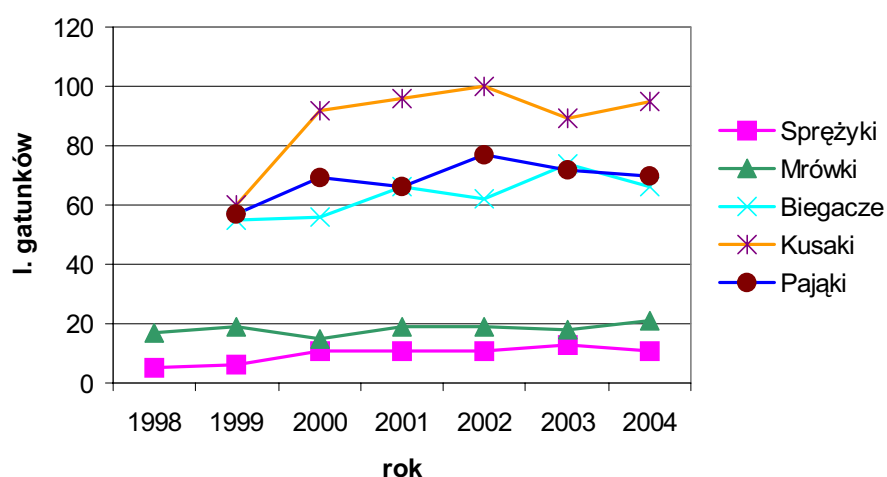
Na dużych obszarach łąk świeżych i wilgotnych wkracza sukcesja lasu w formie łozowisk i olsów z tendencją przekształcania w łąg olszowy.

Na obszarach wydumowych sztuczne drzewostany sosnowe bardzo powolnie przekształcają zbiorowiska murawowe i wrzosowiskowe w kierunku leśnych o niemożliwym obecnie do sprecyzowania charakterze.

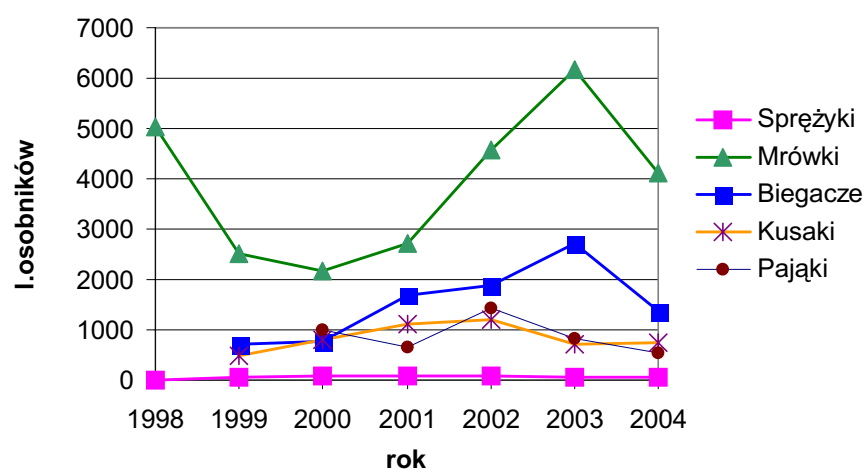
Tendencje przemian zgrupowań stawonogów

W całym okresie badań zmiany liczby gatunków u obserwowanych rodzin bezkręgowców były niewielkie i wydaje się, iż nie były one spowodowane zmianami czynników abiotycznych. Wyższe liczby gatunków notowano wśród kusakowatych, biegaczowatych i pajaków. U tych grup liczba gatunków wzrastała w kolejnych latach badań. Pozostałe rodziny cechowały małe zmiany liczby gatunków w czasie (ryc. 32).

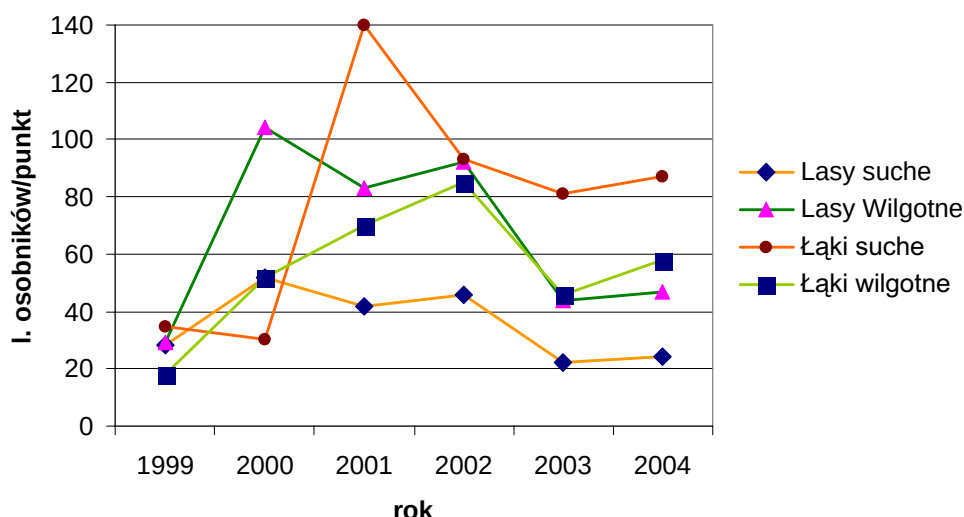
Inaczej wyglądały zmiany liczby łowionych osobników w kolejnych latach. Największym zmianom, trudnym do wyjaśnienia (brak związków ze zmianami klimatycznymi) podlegała rodzina mrówkowatych (ryc. 33). W rodzinie biegaczowatych liczba odławianych osobników wzrastała z roku na rok, ale w roku 2004 liczba ich spadła do poziomu z roku 2001. Pozostałe rodziny wykazywały nieznaczne tylko wahania, przez cały okres badań zdecydowanie najniższe liczebności uzyskiwała rodzina sprzążek (ryc. 33). Obserwowane w latach 1999-2001 i 2004 spadki liczebności bezkręgowców mogły być spowodowane czynnikami abiotycznymi.



Ryc. 32. Zmiany liczby gatunków w badanych grupach owadów w latach 1998-2004



Ryc. 33. Zmiany liczby osobników badanych grup owadów w latach 1998-2004



Rys 34. Zmiany liczby kusakowatych na różnych siedliskach w latach 1998-2004

Wpływ jakości zbiorowiska roślinnego na liczbę odławianych osobników prześledzono na przykładzie rodziny kusakowatych. Obliczono średnią liczbę osobników łowionych w 4 rodzajach środowisk we wszystkich latach badań (ryc. 34). Największe zmiany obserwowano na łąkach i terenach otwartych na obszarach suchych i piaskach z wyraźnym szczytem liczebności w roku 2001 (rok bardzo wilgotny, ale chłodny, ryc. 9). Natomiast na pozostałych obszarach wzrost liczebności kusakowatych obserwowano ponownie w latach 2000 i 2002.

Wyniki zaprezentowanych badań monitoringowych wybranych grup owadów wskazują na regres lub spowolnienie procesu sukcesji leśnej w kierunku zaroślowych terenów bagiennych:

- wzmacnia się dominacja gatunków swoistych dla zaroślowych terenów bagiennych oraz gatunków eurytopowych;
- zmniejsza się udział gatunków środowisk leśnych;
- zanikają zgrupowania otwartych terenów suchych.

Ponadto, w środowisku leśnym następuje wyraźne różnicowanie się fauny w zależności od stopnia wilgotności siedliska i zaawansowania sukcesji. Wykazano dwa główne czynniki powodujące występowanie zmian: wilgotność terenu jako wynik zmian klimatycznych oraz tempo i stan sukcesji roślinnych (Mazur i in. 1999-2004).

Literatura

- Andrzejewska A. 2003: Klimat Puszczy Kampinoskiej. W: Andrzejewski (red.) Kampinoski Park Narodowy, tom I. Izabelin: 41-68
- Chmielewski T.J. (red.) 1996: Operat generalny planu ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego, [w:] Plan Ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego, maszynopis, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Dębski K. 1960: Szczegółowy bilans wodny rzeki Wieprza w Kośminie, jako przykład rozwiązania równań bilansu metodą studzien wybranych. Roczniki Nauk Rolniczych, t. 74-F, nr 3.
- Ferchmin M. 1980: Lasy wybranych rezerwatów Wielkopolski. PTPN. Pr. Kom. Biol. t.15. Poznań.
- Fic M., Wierzbicki A. 1994: Organizacja sieci monitoringu wód podziemnych na terenie rezerwatu Pożary w Kampinoskim Parku Narodowym. Przegląd Geologiczny, nr 12, t. XLII.
- Fleming G. 1975: Computer simulation techniques in hydrology. Elsevier, New York-Oxford-Amsterdam.

- Fortuniak K., Kożuchowski K., Żmudzka E. 2001: Trendy i okresowość zmian temperatury powietrza w Polsce w drugiej połowie XX wieku. *Przegląd Geofizyczny*, z. 4.
- Gutry-Korycka M. 2003: Long-term tendencies of water circulation in the protected lowland Łasica river catchment. *Ecohydrology & Hydrobiology*, vol. 3, No 3.
- Iwanek I., Iwanek J. (1995) Zanieczyszczenie powietrza atmosferycznego w rejonie Kampinoskiego Parku Narodowego. Plan Ochrony KPN. Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska Warszawa. Maszynopis. Arch. KPN
- Kobendzina J. 1962: Puszcza Kampinowska – park narodowy. PWRN, Warszawa.
- Kondracki J. 1976: Podstawy regionalizacji fizycznogeograficznej. PWN, Warszawa.
- Konecka-Betley K., Stefaniak P. 1983: Geneza i typologia gleb wytworzonych z kredy jeziornej południowego pasa bagien w Puszczy Kampinoskiej. W: Dobrzański B., Konecka-Betley K. (red.) Wpływ działalności człowieka na środowisko glebowe w Kampinoskim Parku Narodowym. Inst. Gleboznawstwa SGGW-AR, Komitet Gleboznawstwa i Chemii Rolnej PAN, Warszawa.
- Konstantinow A.R. 1968: *Ččńďřďřĺčĺ â đďčďřĺ. Āčăđřľńĺřďřěĩăč-ĺńęĩĺ Ččřńĺěũřńăĩ*, Leningrad.
- Kowalczyk S., Ujda K. 1987: Pomiar porównawcze opadów atmosferycznych. Materiały Badawcze IMGW, Seria Meteorologia, 14.
- Lenartowicz M. 2005: Modelowanie procesów hydrologicznych i geochemicznych w bagiennej zlewni nizinnej (na przykładzie zlewni Pożary). Monografie Komitetu Gospodarki Wodnej PAN, z. 25.
- Lorenc H. 1998: Ocena stopnia realizacji programu „obserwacje meteorologiczne i badania klimatyczne w systemie Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego” oraz synteza uzyskanych wyników badań za okres 1994-1997. W: Kostrzewski (red.) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i tendencje rozwoju ekosystemów Polski, IX Sympozjum ZMŚP. Biblioteka Monitoringu Środowiska Warszawa: 113-118
- Maciejewski S. 1998: Procesy przepływu rozpuszczonych w wodzie substancji w gruncie nienasyconym. Biblioteka Naukowa Hydrotechnika nr 26, Instytut Budownictwa Wodnego PAN, Gdańsk.
- Macioszczyk T. 2002: Taras zalewowy Wisły w rejonie Puszczy Kampinoskiej i występujące na nim przekształcenia warunków hydrogeologicznych. *Prace Wydziału Nauk o Ziemi Uniwersytetu Śląskiego*, nr 22.
- Matuszkiewicz J.M. 1993: Krajobrazy roślinne i regiony geobotaniczne Polski. *Prace Geograficzne*, nr 158.
- Matuszkiewicz W. 2001: Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. PWN. Warszawa.
- Mazur S., Łęgowski D., Perliński S., Skłodowski J., Smoleński M. (1999-2004) Monitoring wybranych grup stawonogów w KPN. maszynopis, Biblioteka KPN.
- Operat glebowo-siedliskowy, Kampinoski Park Narodowy, obręb Kampinos. 1980., Biuro Urządzania Lasu i Geodezji Leśnej Oddział Białystok, Pracownia Glebowo-siedliskowa, Białystok.
- Operat glebowy Kampinoskiego Parku Narodowego, Nadleśnictwo Kampinos. 1964., Ministerstwo Leśnictwa i Przemysłu Drzewnego, Biuro Urządzania Lasu i Projektów Leśnictwa, Wydział Regulacji Stanu Posiadania, Warszawa.
- Solon J. i in. 1995. Mapa roślinności rzeczywistej Kampinoskiego Parku Narodowego. W: Plan Ochrony KPN maszynopis, Arch. KPN.
- Solon J. 1995: Operat ochrony ekosystemów lądowych oraz wybranych elementów flory, Diagnoza stanu roślinności Kampinoskiego Parku Narodowego i jego otuliny, [w:] Plan Ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego, maszynopis, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa.
- Stan Środowiska w Województwie Mazowieckim w 2004 r. 2005: Inspekcja Ochrony Środowiska. Raport Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Środowiska w Warszawie. Warszawa
- Szulczewski W. 1990: Model matematyczny rozprzestrzeniania substancji chemicznych w strefie aeracji. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej we Wrocławiu. Melioracja* t. XXXVI, nr 192.
- Tylko M. 1950: Stan i potrzeby melioracji w Puszczy Kampinoskiej. *Gospodarka Wodna*, nr 7-8.
- Walczewski J. (red.) 2000: Wykorzystanie danych meteorologicznych w monitoringu jakości powietrza (podstawy fizyczne i wskazówki metodyczne). Inspekcja Ochrony Środowiska. Biblioteka Monitoringu Środowiska. Warszawa

- Wicik B. 1992: Krajobrazowo-geochemiczne systemy środkowego Mazowsza (Kotliny Warszawskiej) i ich funkcjonowanie. Dokumentacja Geograficzna, nr 5-6.
- Wicik B. 1995: Operat ochrony przyrody nieożywionej i gleb, Gleby i geochemia krajobrazu, W: Plan Ochrony Kampinoskiego Parku Narodowego, maszynopis, Narodowa Fundacja Ochrony Środowiska, Warszawa
- Wicik B. 1997: Cechy chemiczne krajobrazów Kampinoskiego Parku Narodowego. Prace i Studia Geograficzne, t. 21.
- Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego; Stacja Bazowa „Pożary” w Kampinoskim Parku Narodowym. 1999, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Inspekcja Ochrony Środowiska, Warszawa.

STACJA BAZOWA

ŚW. KRZYŻ



Wprowadzenie

Współczesne krajobrazy regionu świętokrzyskiego daleko odbiegają od systemów naturalnych. Już sama bliskość silnego ośrodka wczesnoagrarnej na lessach wiślickich w okresie 4800 – 3200 lat przed n.e. była przyczyną penetracji przez człowieka niskich Gór Świętokrzyskich pokrytych gęstymi puszciami, bogatych w łatwo dostępne surowce mineralne. Według Kowalczewskiego (1971) człowiek na tym obszarze prawdopodobnie już u schyłku paleolitu (12 tys. – 8 tys. lat przed n.e.) po czasy współczesne kilkakrotnie organizował pozyskiwanie naturalnych zasobów mineralnych i ich przeróbkę.

Region Gór Świętokrzyskich wyniesiony w stosunku do otoczenia od 100 do 400 m współcześnie znajduje się pod wpływem zarówno lokalnych jak i zdalnych emisji przemysłowych i transportowych, szczególnie z kierunków dominujących zachodnich oraz północno- i południowo zachodnich wiatrów (Kowalkowski 1994, Józwiak 1998, 2001).

Obserwowany zły stan zdrowotny lasów, a także publikacje donoszące o zachwianiu równowagi środowiska wywołane silnym zakwaszeniem pochodzącym ze skażonego emisjami powietrza atmosferycznego, zagrożeniu oraz ginięciu na tym obszarze wielu gatunków flory i fauny potwierdzają tę tezę (Wróbel i Wójcik (1989), Kowalkowski i In. 2001), Józwiak, Kowalkowski (2002), Józwiak, Kozłowski (2005). W związku przyczynowym z zakwaszeniem ekosystemu leśnego jest tu od dwudziestolecia trwające obumieranie starodrzewia jodłowego, uważanego za formy degeneracyjne żyznych kwaśnych buczyn, grądów i borów mieszanych (Bróz 1990, Kowalkowski, Józwiak 2003). Od kilku lat rozwija się również choroba buka (Kowalkowski i wsp. 1990, Kapuściński 1993, Kowalkowski 1996). Suma tych działań stwarza istotne zagrożenie dla dalszego funkcjonowania i zachowania naturalnych zasobów przyrody ożywionej i nieożywionej. Śledzenie i poznanie zmian zachodzących pod wpływem wielokierunkowej antropopresji w środowisku przyrodniczym tego regionu jest podstawą badań Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Święty Krzyż.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Stacja Bazowa ZMŚP Święty Krzyż została zlokalizowana na obszarze Świętokrzyskiego Parku Narodowego, na Wyżynie Środkowomałopolskiej w Krainie Gór Świętokrzyskich, 50°53' N i 21°02' E na wysokości 513,5 m n.p.m., w krajobrazie gór średnich i niskich. Góry te składają się ze struktur fałdowych w strefie hercyńsko-kaledońskiej, z grzbiętami góorskimi o wysokościach od 300 do 612 m n.p.m., o równoległym rusztowym przebiegu, z szerokimi płaskimi dolinami.

Mezoregion Gór Świętokrzyskich znajduje się w dorzeczu działu wodnego II rzędu rzek Nidy od południa i Kamiennej od północy. Bogata rzeźba gór, zwłaszcza Pasma Głównego, gdzie zlokalizowana jest Stacja Bazowa, odtwarza z dużą dokładnością strukturę geologiczną podłoża i założenia planu tektonicznego (Kowalski 1993). Przebieg głównych dolin rzecznych w dużym stopniu jest tu uwarunkowany strukturą podłoża. Rzeki wykorzystują dyslokacje tektoniczne i strefy poprzecznych spękań w pasmowym układzie górotworów łysogórskiego i kieleckiego.

Stacja Bazowa ZMŚP Św. Krzyż jest zlokalizowana w zlewni leśno-rolniczej I rzędu na stoku północnym głównego masywu Łysogóry. Zlewnia o powierzchni 1,269 km² jest położona między wysokościami od 595 m n.p.m. do 268 m n.p.m. (ryc. 1). Leśną część tej zlewni podzielono na 3 strefy wysokościowe, odpowiednio do sugestii J. Ćmaka i J. Mityka (1990):



Ryc. 1. Zlewnia Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż

- wierzchowinową, powyżej 500 m n.p.m., ze średnimi opadami rocznymi powyżej 850 mm, na stoku długości około 395 m, z znacznymi spływami powierzchniowymi podczas roztopów i opadów, w czasie okresów bezodpływowych z śródglebowymi odpływami tranzytowymi;
- stokową od 500 do 340 m n.p.m., ze średnimi opadami rocznymi od 850 do 800 mm na stoku długości około 705 m, z krótkotrwałymi odpływami powierzchniowymi podczas roztopów i opadów, tu dominują tranzytowe odpływy wód śródglebowych tworzące liczne lokalne lustra wód stokowych;
- podnóża stoku od 340 do 300 m n.p.m. z opadami rocznymi od 800 do 700 mm, w pasie występowania źródeł na stoku o długości około 100 m dostarczających wód do licznych potoków górskich dopływających do rzeki Pokrzywiani.

Gleby

W obrębie arealu Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż z pokryw eolicznych i deluwialnych ukształtowały się stabilne plejstoceny gleby rdzawe brunatne opadowoglejowe. Dwuwarstwowa budowa profilu glebowego ze zbitą w podłożu warstwą soliflukcyjną tworzy sprzyjające warunki dla wykształcenia przez jodłę dwupiętrowego charakterystycznego wieńcowego systemu korzeniowego z sięgającymi do głębokości 16 dm silnym korzeniem palowym i stabilnymi korzeniami odrostowymi (Köstler i wsp. 1968, Kreutzer 1961, Kowalkowski, Królowska 1978, Kowalkowski, Jóźwiak 2000a). Sercowy system korzeniowy buka, składający się głównie z drob-

nych korzeni znajduje także sprzyjające warunki rozwoju w glebach dwupokrywowych. Płytkie występowanie pokrywy soliflukcyjnej powoduje jednak spłylenie systemu korzeniowego buka aż do bardzo spłaszczonej formy o układzie talerzowym, podatnej na wiatrowały w okresach silnej wilgotności gleby (Köstler i wsp. 1968). Znaczna część gołoborzy, szczególnie na mniej stromych częściach środkowej i górnej części stoku północnego znalazła się w zasięgu zbiorowiska lasu mieszanego górskiego. Charakterystyczne są tu prymitywne gleby kamieniste składające się z poziomu próchnicznego miąższości do 10 cm silnie przerośniętego korzeniami, zawieszonego na stropie rumowiska skalnego. Nieporośnięte formacją leśną gołoborza zajmują jedynie bardziej strome części stoku. Pokrywy kamieniste gołoborzy występujące na powierzchni lub pod pokrywami soliflukcyjnymi i deluwialnymi mają istotne znaczenie biocenotyczne w kształtowaniu bioróżnorodności terenów leśnych je otaczających poprzez ich oddziaływanie na gospodarkę wodną gleb i specyficzny mikroklimat.

Warunki klimatyczne

Klimat Świętokrzyskiego Parku Narodowego charakteryzuje się indywidualizmem dotyczącym charakterystyk temperatur powietrza i stosunków opadowych, pokrywy śnieżnej i wilgotności powietrza (Olszewski 1992) z trzema piętrami: szczytowym, zboczy i dolin (Kłysik 1974). Sumy roczne opadów za wielolecie 1955-1997 wzrastają tu od 550–600 mm w części najniższej położonej do 760–950 mm w części szczytowej Łysogór i wykazują duże zróżnicowanie w poszczególnych latach. Najwyższy opad – 1344,7 mm stwierdzono w roku 1961 na Świętym Krzyżu, a w 1964 r. najniższy – 569,7 mm. Około 60% sumy opadów przypada na okres wegetacji z wyraźnym maksimum w lipcu i minimum w marcu. Opad rzeczywisty jest zapewne znacznie wyższy, dzięki opadom mgielnym występującym często przy niskiej podstawie chmur oraz kondensacji pary wodnej w gołoborzach górnej części stoku. Posuchy występują na Świętym Krzyżu najczęściej w październiku i w marcu, a najmniejsze opady są w listopadzie.

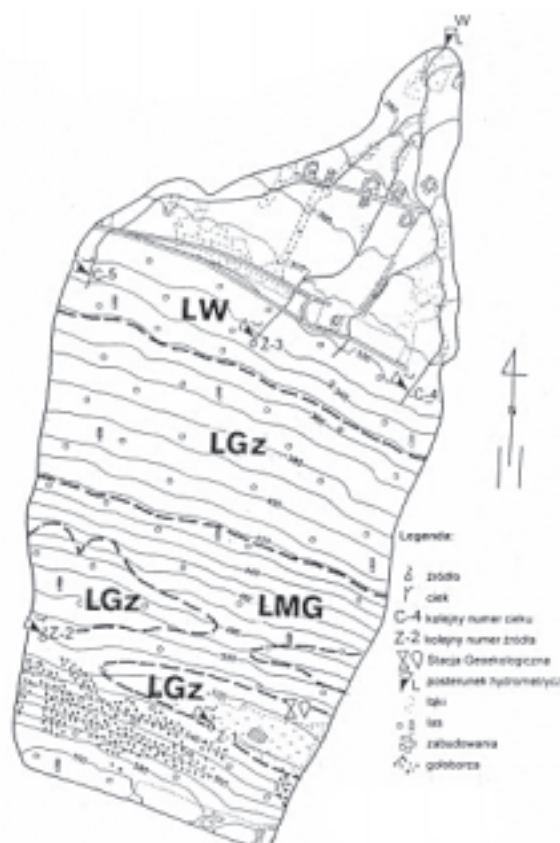
Wody podziemne

W układzie jednostek hydrogeologicznych centralna część Gór Świętokrzyskich, objęta badaniami w ramach realizacji programu ZMŚP, położona jest w Regionie Świętokrzyskim, Podregionie Łysogórskim (Markiewicz 1981, Maszoński 1982). Obszar ten charakteryzuje się występowaniem wód szczelinowych i porowo-szczelinowych w utworach dewonu, ordowiku, syluru i kambru. W utworach czwartorzędowych występują wody porowe. Zasoby wód w utworach dewonu są niewielkie. Prawie bezwodne są utwory kambru, ordowiku i syluru. Jest to spowodowane występowaniem szarogłazów, piaskowców kwarcytowych i mułowców – skał, których wodonośność jest bardzo mała. Potencjalna wydajność otworu studziennego wynosi od 0 m³/h do 2 m³/h. Wyższa wydajność występuje jedynie lokalnie w strefach spękań i zaburzeń tektonicznych. Znacznie bogatsze są zasoby wód w utworach czwartorzędowych, z których lokalnie osiąga się wydajność do 10 m³/h (Biernat i wsp. 2000).

Użytkowanie

W zlewni o powierzchni 1,269 km² część zalesiona wynosi 0,954 km², (75,2%), polana śródleśna – 0,021 km² (1,65%), pola uprawne – 0,273 km² (21,5%), pozostałe (zabudowania, drogi) – 0,021 km² (1,65%).

W leśnej środkowej i górnej części zlewni, wznoszącej się od 320 m n.p.m. do ponad 590 m n.p.m. o ogólnej powierzchni występują uzależnione od wzniesienia nad poziom morza, budowy morfogenetycznej stoku i mozaik pokrywy glebowej przebiegające na ogół pasowo równolegle do stoku zasięgi następujących typów siedlisk leśnych (ryc. 2):



Ryc. 2. Zasięgi typów siedlisk leśnych w zlewni Badawczej SB ZMŚP Św. Krzyż

- 1) las wyżynny /LW/ wzdłuż podnóża stoku na granicy z użytkami rolniczymi do wysokości 350 m n.p.m.; żyzny i bardzo żyzny; gleby rdzawe brunatne i brunatne kwaśne opadowoglejowe oraz gleby płowe opadowoglejowe; drzewostan jodłowo-bukowy Ia do II klasy bonitacji, z licznymi gatunkami domieszkowymi (Bk, Db, Md, Brz, Św, Os, Jw, Gb, Li), w podszybie: kruszyna, bez koralowy, jarząb, leszczyna;
- 2) las górski zniekształcony /LGz/ do wysokości około 420 m n.p.m. oraz wyspowo na wysokościach od 450 do 590 m n.p.m.; żyzny i bardzo żyzny z silnie kwaśnymi glebami rdzawymi, rdzawymi brunatnymi, często opadowoglejowymi, sporadycznie glebami rdzawymi bielcowymi; drzewostany jodłowo-bukowe I do III bonitacji, z licznymi gatunkami domieszkowymi (Brz, Św, So, Oś, Jw, Kl, Gb), w podszybie bez koralowy, kruszyna, wierzba, leszczyna; drzewostan jest znacznie prześwietlony wskutek masowego ginięcia jodły oraz choroby buka, zachwaszczony kępami jeżyny;
- 3) las mieszany górski /LMG/ powyżej 420 m n.p.m.; średnio żyzny; silnie kwaśne, kamieniste gleby rdzawe właściwe, rdzawe bielcowe, rdzawe brunatne, często opadowoglejowe o zróżnicowanych nierzadko niewielkich miąższościach towarzyszących gołoborzom; drzewostany jodłowe II – III klasy bonitacji z gatunkami domieszkowymi (So, Św, Kl, Md, Jw, Os), w podrośtach Db, Brz, Gb, Bk, Jrz; dno lasu zachwaszczone wskutek masowego obumierania starej jodły.

Roślinność tych lasów charakteryzuje się ubogą listą gatunków i znacznymi zniekształceniami spowodowanymi przez ponad 6000 lat trwającą intensywną na tym terenie gospodarką człowieka. Największe znaczenie mają: małopolska odmiana subkontynentalnego lasu dębowo-grabowego *Tilio-Carpinetum*, wyżynny jodłowy bór mieszany *Abietetum polonicum* i bór mieszany sosnowo-dębowy *Pino-Quercetum*.

Stacja Bazowa Św. Krzyż zajmuje powierzchnię 4000 m² w prostokątnym obszarze, w oddziałach 115d, h Świętokrzyskiego Parku Narodowego, ogrodzonym płotem (ryc. 4). W centralnej jej części znajduje się stalowa wieża wysokości 30 m z czujnikami meteorologicznymi i czerpniami powietrza do pomiaru imisji, na poziomie 30 metrów nad powierzchnią gleby.

Zakres badań obejmował:

- **Meteorologia.** Program realizowano w oparciu o dane godzinowe rejestrowane przez czujniki firmy Trax-elektronik (lata 1994-2001), aktualnie przez automatyczną stację MILOS 500. Czujniki do pomiaru temperatury i wilgotności zamontowane są na wysokości 2 m nad poziomem gruntu. Opad atmosferyczny mierzony był na wysokości 30 m nad poziomem gruntu, tj. ok. 4 m nad koronami drzew przy użyciu deszczomierza Hellmana. Dodatkowo wielkość opadu weryfikowana była danymi uzyskiwanymi przy użyciu deszczomierza Vaisala. Promieniowanie całkowite oraz czas usłonecznienia mierzono przy użyciu czujników Vaisala na wysokości 30 m n.p.gruntu. Do pomiaru temperatury na wysokości 5 cm oraz w gruncie na głębokościach 5, 10, 25, 50 cm wykorzystywano czujniki Vaisala. Średnią dobową obliczano z 24 danych godzinowych, jednak nie mniej niż z 22 danych. Średnią miesięczną oraz roczną obliczano z danych godzinowych.
- **Chemizm powietrza.** Rejestrowany był automatycznie przy użyciu analizatorów firmy Horiba. Opad suchy mierzono pośrednio przez stwierdzenie stężeń gazowych i stałych składników w jednostce objętościowej powietrza atmosferycznego nad koronami drzew. Podstawę prezentowanych danych stanowią pomiary 30-to minutowe przeliczone na wyniki średniodobowe. Z programu podstawowego mierzone były stężenia SO₂, NO₂, O₃. Poza programem dodatkowo mierzony był pył zawieszony całkowity oraz CO. Ponadto do pomiarów SO₂ i NO₂ zastosowano metodę pasywną, polegającą na wystawianiu 1 raz w miesiącu próbników z pochłaniaczem.
- **Chemizm opadów atmosferycznych.** Badania prowadzone były na otwartej przestrzeni – wody opadu bezpośredniego całkowitego (suchy+mokry). Pomiary dokonywano w cyklu tygodniowym. Bezpośrednio w terenie mierzono właściwości fizyko-chemiczne (pH, przewodność elektryczną) oraz wielkość opadu. Z próbek tygodniowych wykonywano próbę miesięczną, w której oznaczano skład chemiczny (tab. 1).
- **Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach.** Wody przenikające przez zwartą koronę drzewostanu bukowo-jodłowego i bukowego pobierano do 10 chwytaczy o łącznej powierzchni wlotowej 1,134 m². W celu pozyskania wody opadu pośredniego spływającego po pniach drzew, na 5 bukach i 5 jodłach, zamontowano pierścienie gumowe, a spływające roztwory gromadzono w pojemnikach. Bezpośrednio w terenie, 1 raz w tygodniu, mierzono właściwości fizyko-chemiczne (pH, przewodność elektryczną) oraz wielkość opadu. Do badań laboratoryjnych pobierano, skumulowaną z poszczególnych punktów pomiarowych w każdym z programów, próbę wody do pojemnika polietylenowego o pojemności 1 dm³ firmy Brand. Próbkę tę przewożono do laboratorium, gdzie przechowywano w temperaturze 40°C. Z próbek tygodniowych wykonywano próbę miesięczną, w której oznaczano skład chemiczny (tab.1).
- **Siarka i metale ciężkie w porostach.** Badania prowadzone były od 2001. Porost pustułkę pęcherzykowatą (*Hypogymnia physodes*) przywożono na gałązkach leszczyny (*Corylus avellana*) z Puszczy Boreckiej, leżącej w północno-wschodnim rejonie Polski. Na terenie zlewni badawczej Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż przymocowano je do pni drzew na wysokości około 1,5 m. Po upływie 6 miesięcznego okresu ekspozycji (okres letni: od połowy kwietnia do połowy października, okres grzewczy: od połowy października do połowy kwietnia) gałązki z plechami zdejmowano i przewożono do laboratorium, gdzie w pechach oznaczano siarkę i metale ciężkie.

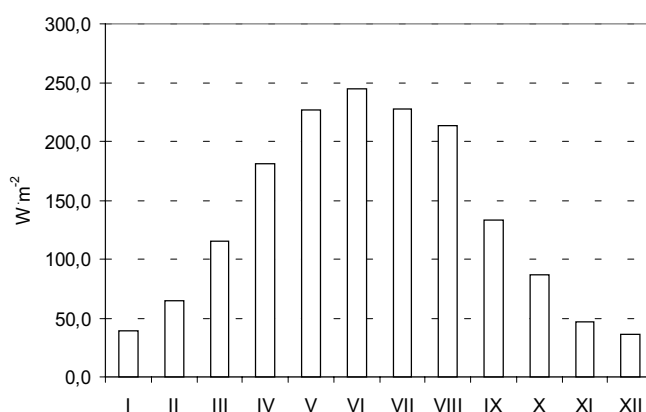
- **Roztwory glebowe.** Do badań wykorzystywano 12 lizymetrów podciśnieniowych z teflonowymi kubeczkami szwedzkiej firmy Eijkelkamp. Lizymetry zamontowano w drzewostanie jodłowo-bukowym w glebie rdzawej brunatnej opadowoglejowej na głębokościach 15, 30, 60, 90 i 120 cm w kilku powtórzeniach. Próby roztworów z poszczególnych poziomów pobierano w cyklu tygodniowym. Bezpośrednio w terenie mierzono ilość pozyskiwanych roztworów i oznaczano ich właściwości fizyko-chemiczne (pH, przewodnictwo elektryczne). Do badań laboratoryjnych pobierano próbki 1l z każdego poziomu i przechowywano w temperaturze 40°C. Chemizm roztworów oznaczano w próbach miesięcznych (tab. 1).
- **Wody podziemne.** Badania prowadzono od roku 1994. W ramach programu badano wydajność, właściwości fizyko-chemiczne oraz chemizm wód źródła położonego w wierzchowinowej części zlewni (powyżej 500 m n.p.m.) oraz źródła położonego u podnóża stoku (328 m n.p.m.). Badanie właściwości fizyko-chemicznych wykonywano bezpośrednio w terenie w cyklu tygodniowym przy użyciu czujnika jakości wody U-10 firmy Horiba. Próbkę wody do oznaczeń składu chemicznego, o objętości 1l, pobierano w ostatnim dniu miesiąca (tab. 1). Wydajność źródła badano przy użyciu przelewu Thompsona oraz metodą naczynia podstawionego.
- **Opad organiczny.** Opad organiczny był badany od 1994 roku w dwóch biogrupach drzew: jodłowo-bukowego z domieszką graba oraz bukowego z podrostem jodły o powierzchniach 200 m² każde (ryc.4). Na powierzchniach rozmieszczono po 15 chwytników opadu organicznego na areale 6×12 m, z ogólną powierzchnią chwytną 0,7065 m². Opad biologiczny wybierano w cyklu miesięcznym i sortowano botanicznie w laboratorium oznaczając jego masę świeżą i masę suchą.
- **Wody powierzchniowe – rzeki.** W latach hydrologicznych 1995-2004 prowadzono pomiary hydrologiczne, badania fizyko-chemiczne i chemiczne wód w zlewni badawczej w dwóch profilach (ryc. 1). Pierwszy z nich, oznaczony symbolem C5 znajduje się w ekosystemie leśnym, drugi – punkt zamykający zlewnię, oznaczony C6 znajduje się w agroekosystemie. Oznaczenia właściwości fizyko-chemicznych w każdym profilu dokonywane były bezpośrednio w terenie w cyklu tygodniowym, natomiast chemizm oznaczano w próbce miesięcznej w laboratorium (tab. 1). W profilu C 6, codziennie, mierzona była wielkość przepływu (przelew Poncoleta) oraz stan wody na łacie wodowskazowej. W sposób ciągły stany wody rejestrowano przy użyciu limnigrafu.
- **Epifity nadrzewne – porosty.** Badania prowadzone były w latach 2003-2004 na stałej powierzchni doświadczalnej, na której wytypowano osiem stanowisk opisując na nich 5 gatunków porostów. Raz w roku wykonano pomiary przyrostu plechy.
- **Fauna epigeiczna.** Na terenie zlewni wytypowano dwa poletka doświadczalne, w lesie górskim zdegradowanym (LGz) i lesie mieszanym (LM), na których założono po 5 pułapek Barbera w trzech powtórzeniach. Badania prowadzone w roku 2004 miały na celu dokonanie oceny aktywności grup i poszczególnych gatunków, struktury dominacji oraz struktury troficznej.
- **Uszkodzenie drzew i drzewostanów.** Na obszarze zlewni badawczej wybrano cztery powierzchnie należące do trzech różnych typów siedliskowych: las górski zdegradowany, las mieszany górski oraz las wyżynny (ryc. 2). W każdym siedlisku wytypowano poletko w kształcie koła zawierające 15 drzew jodły. W okresie od czerwca do sierpnia 2002 roku dokonano oceny stopnia defoliacji w %, przyjmując 100% ulistnienia dla drzewa zdrowego.

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

Meteorologia

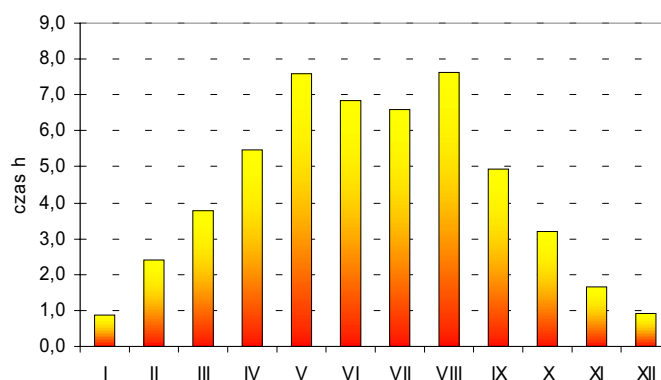
Usłonecznienie, zachmurzenie i promieniowanie całkowite

Ilość energii docierającej do geosystemu zależy od czasu, w jakim jest dostarczana i jej intensywności. Usłonecznienie i promieniowanie całkowite są parametrami określającymi te wielkości. W wieloleciu 1994-2004 największe wartości promieniowania całkowitego notowano w miesiącach letnich, z maksimum w czerwcu – $244,9 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$ (ryc. 5). Najmniejsze wartości promieniowania przypadły na grudzień ($36,5 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$). Największą wartość promieniowania całkowitego zarejestrowano 3 maja 2004 roku o godzinie 13:00 i była ona równa $1217,5 \text{ W} \cdot \text{m}^{-2}$.



Ryc. 5. Średnie miesięczne wartości promieniowania całkowitego w latach 1994–2004

Na podstawie pomiarów usłonecznienia z lat 2001–2004 stwierdzono, że średni czas trwania promieniowania bezpośredniego w ciągu dnia na Świętym Krzyżu był równy 4,6 godziny. W poszczególnych latach wahał się on od 4,1 godziny w 2001 roku do 5,2 w 2003 roku. Przebieg roczny średniego usłonecznienia dobowego jest zależny od długości dnia i przebiegu zachmurzenia. Najmniejsze wartości usłonecznienia rzeczywistego notowano w półroczu chłodnym. Szczególnie w styczniu i grudniu, kiedy średnie usłonecznienie wyniosło 0,9 godziny. Najmniejsze wartości średnie zanotowano w grudniu 2001 roku oraz styczniu 2004 roku i były równe odpowiednio 0,3 i 0,4 godziny. Wysokie wartości usłonecznienia rzeczywistego charakteryzowały się dwoma maksimumami w maju i sierpniu. Średni czas usłonecznienia w ciągu doby dla tych miesięcy, osiągnął wartość 7,6 godziny. Największą średnią wartość dobową równą 8,8 godziny, zanotowano dla miesiąca czerwca 2003 roku (ryc. 6).



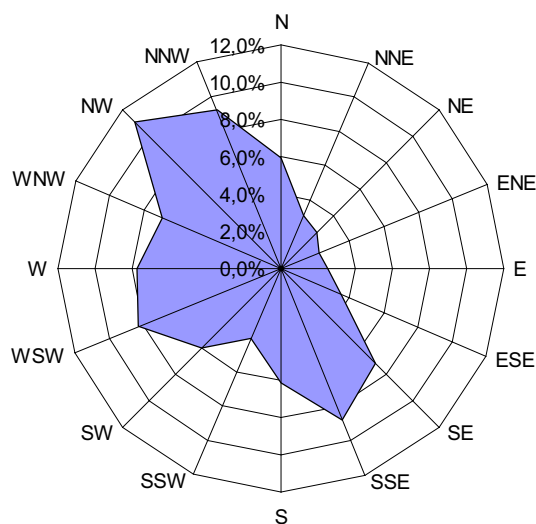
Ryc. 6. Średnie usłonecznienie dzienne dla poszczególnych miesięcy w latach 1994 – 2004

Usłonecznienie względne charakteryzowało się dwoma maksimami w ciągu roku – w maju (48,9%) i sierpniu (52,6%). Najniższe usłonecznienie względne w wieloleciu 1994-2004 występowało w styczniu (10,2%).

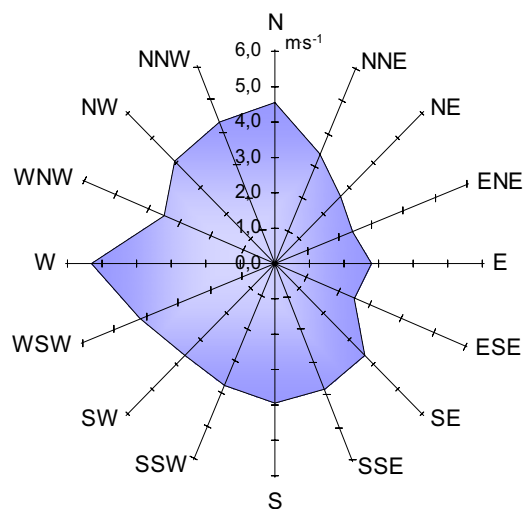
Prędkość i kierunek wiatru

Istotną cechą meteorologiczną jest wiatr, który definiujemy jako poziomy ruch powietrza względem powierzchni Ziemi, spowodowany różnicą ciśnienia atmosferycznego. W praktyce meteorologicznej wiatr charakteryzowany jest kierunkiem i prędkością (Olszewski 1995, Woś 1996).

Rozpatrując częstotliwość występowania kierunków wiatru na podstawie danych z wielolecia 1994 – 2004, na Świętym Krzyżu stwierdzono dominację wiatru z kierunków SSE, WSW, W, oraz NW i NNW. Najczęściej występował wiatr z kierunku NW i NNW z częstotliwościami 11,1% i 9,3% (ryc. 7). Kolejnym dominującym kierunkiem wiatru był SSE z częstotliwością 8,5%. Bardzo wyraźnie zaznaczył się wiatr zachodni (8,2%) i zachodni-południowo-zachodni (8,2%). Dominacja wymienionych kierunków wiatru wykazuje zmienność sezonową. W miesiącach od kwietnia do sierpnia najczęściej występowały kierunki NW (12,1%), NNW (11,7%) i SSE (9,2%). Natomiast w okresie od października do lutego zaznaczyło się zwiększenie częstotliwości występowania kierunków WSW (7,0%) i W (6,7%) przy dominacji kierunku NW (8,4%).



Ryc. 7. Częstotliwość występowania kierunków wiatru w latach 1994 – 2004



Ryc. 8. Rozkład prędkości wiatru względem jego kierunku według danych z lat 1994–2004

Omawiane wielolecie charakteryzuje się średnią częstotliwością występowania cisz równą 3,8%. Przy czym największa ich ilość przypada na okres jesienno-zimowy (zima – 9,4%, jesień – 4,3%), najmniejsza wiosną i latem (łącznie 2,0%).

Średnia prędkość wiatru na Świętym Krzyżu w latach 1994 – 2004 była równa $3,6 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ z wahaniami od $3,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w 1996 roku do $4,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ w 1998 roku. Największą średnią prędkość wiatru zanotowano dla kierunku zachodniego (W) – $5,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (ryc. 8), natomiast najniższa przypadła dla kierunku wschodnio-północno-wschodniego (ENE) – $2,4 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$. Analiza prędkości wiatru w ciągu roku pozwala stwierdzić, że w latach 1994 – 2004 największe średnie miesięczne prędkości wiatru występowały w lutym ($4,1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$) i listopadzie ($4,0 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), najmniejsze we wrześniu ($3,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$).

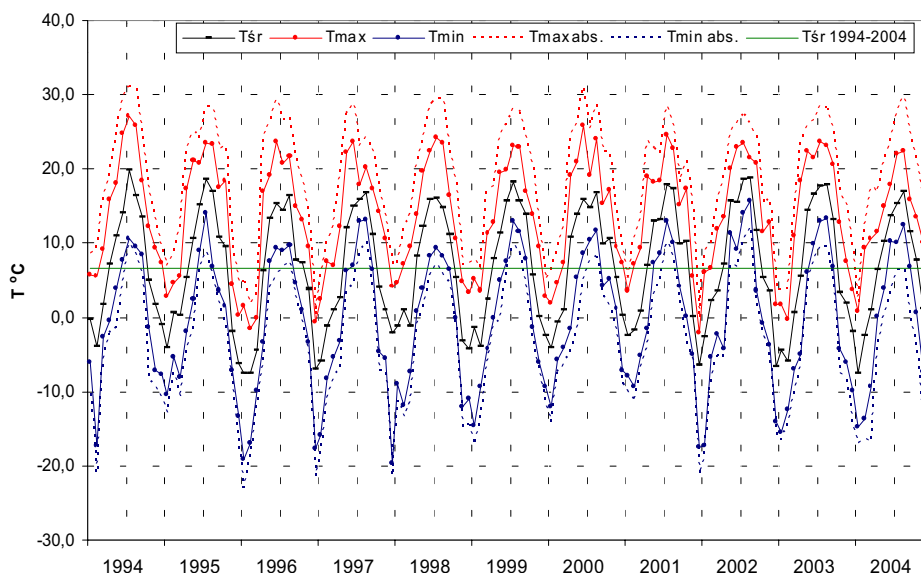
Temperatura powietrza

Temperatura powietrza jest jednym z najważniejszych parametrów meteorologicznych, które wykorzystujemy podczas omawiania cech klimatycznych.

Średnia temperatura powietrza w latach 1994 – 2004 była równa 6,6°C. Średnie wartości roczne (dla roku hydrologicznego) wahały się pomiędzy 4,4°C w 1996 roku i 7,7°C w 2001 roku. Najcieplejszym miesiącem w ciągu roku był lipiec (17,0°C), z wahaniami od 19,8°C w 1994 roku do 14,5°C w 1996 roku. Najniższą temperaturą powietrza w wieloleciu charakteryzował się styczeń (-3,7°C), z wahaniami od -7,5 °C w 1996 roku do -0,2°C w 1994 roku (tab. 1, ryc. 9).

Określenie specyficznych stanów termicznych (Kosiba 1958) pozwoliło stwierdzić, że w ciągu roku na Świętym Krzyżu występowało przeciętnie 133 dni przymrozkowych, z temperaturą minimalną poniżej 0°C. Dni mroźnych ($t_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$) zanotowano średnio 67. Ponadto zanotowano 18 dni umiarkowanie mroźnych ($t_{\min} < 10^{\circ}\text{C}$) i 4 dni bardzo mroźne ($t_{\max} < 10^{\circ}\text{C}$). W najchłodniejszym roku (1996) zanotowano 106 dni mroźnych, 42 umiarkowanie mroźne oraz 15 dni bardzo mroźnych (tab. 2).

Średnia liczba dni gorących ($t_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$) na Świętym Krzyżu była równa 14. Średnio 1 na rok notowano dni bardzo gorących z temperaturą maksymalną większą od 30°C. Najwięcej dni bardzo gorących zanotowano w 1994 i 2000 roku, odpowiednio 4 i 2.



Ryc. 9. Średnie miesięczne wartości temperatury powietrza w latach 1994 – 2004

Tabela 1. Średnie roczne temperatury powietrza i sumy roczne opadów atmosferycznych

rok	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
T [°C]	6,8	7,1	4,4	5,7	6,8	6,5	7,2	7,7	7,5	6,3	6,1
OA [mm]	777,2	690,3	855,1	550,6	869,5	753,2	786,0	908,1	736,4	522,6	645,0

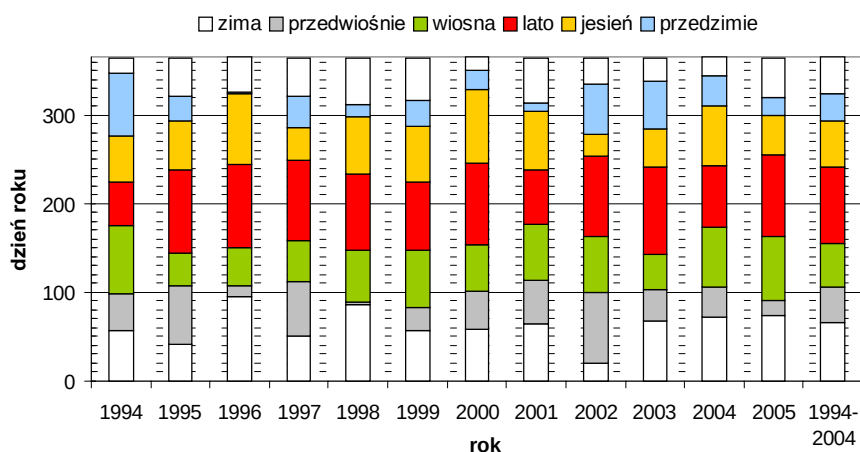
Tabela 2. Charakterystyka termiczna okresu badań dla lat kalendarzowych

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	1994–2004
$t_{\min} < 0^{\circ}\text{C}$	129	147	145	148	125	126	106	135	109	154	134	133
$t_{\max} < 0^{\circ}\text{C}$	40	64	106	68	65	69	42	77	58	68	75	67
$t_{\min} < 10^{\circ}\text{C}$	8	18	42	18	17	7	5	14	18	21	26	18
$t_{\max} < 10^{\circ}\text{C}$	1	2	15	5	1	1	0	1	6	5	6	4
$t_{\max} > 25^{\circ}\text{C}$	25	20	11	4	10	14	23	7	12	17	11	14
$t_{\max} > 30^{\circ}\text{C}$	4	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1

Na podstawie temperatury powietrza wyznaczono termiczne pory roku (Makowiec 1983). Wielolecie 1994 – 2004 charakteryzuje się zimą trwającą średnio 108 dni, z maksimum w roku 1996 – 135 dni i 1998–139 dni. Początek zimy przypada na 20 listopada.

Bardzo dużą zmienność czasu występowania charakteryzuje się przedwiośnie. Średnia liczba dni dla tego okresu była równa 40 dni. Jako początek przedwiośnia uznano dzień 7 marca.

Wiosna według danych z wielolecia rozpoczyna się 16 kwietnia i trwa średnio przez 50 dni. Długość wiosny wahała się od 37 (1995) – 99 dni (2004) (ryc. 10).



Ryc. 10. Czas trwania termicznych pór roku w latach 1994-2004

Lato na Świętym Krzyżu jest jednym z najdłuższych okresów w ciągu roku. W analizowanym okresie trwało średnio przez 86 dni. Początek lata przypada na 5 czerwiec, kończy się 29 sierpnia. Średnia długość jesieni to 51 dni. Najkrócej trwała w 2002 roku – 26 dni, najdłużej w 2000 r. – 83. Przedzimie charakteryzowało się dużą zmiennością od 1 do 71 dni. Średnia długość trwania tego sezonu była równa 31 dni. Początek przedzimia wyznaczono na 20 października, przy czym zmienność początku przedzimia wahała się od 5 października do 25 listopada.

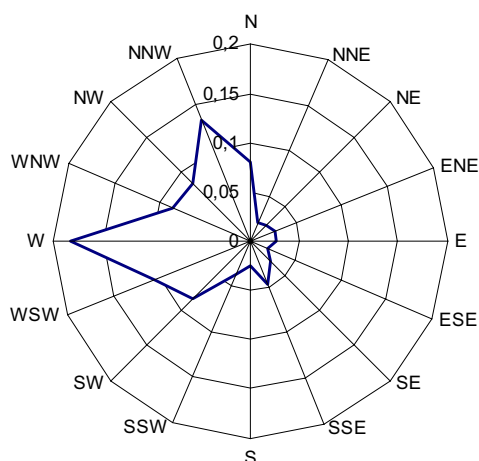
Opad atmosferyczny

Para wodna zawarta w powietrzu atmosferycznym może zmienić swój stan skupienia i na drodze kondensacji przejść w fazę ciekłą. Produktem kondensacji pary wodnej są głównie chmury. Podczas występowania odpowiednich warunków kropelki wody lub kryształki lodu opadają ku powierzchni Ziemi, tworząc opad.

Na podstawie przeprowadzonych pomiarów stwierdzono, że średnia suma opadów w latach 1994-2004 wynosiła 733,5 mm. Największą sumę opadów zanotowano w roku hydrologicznym 2001 – 908,1 mm, ze średnią miesięczną w lipcu (249,1 mm). W roku hydrologicznym 2003 suma opadu była najniższa w wieloleciu i wynosiła 522,6 mm.

W analizowanym okresie stwierdzono sezonową zmienność wielkości opadu. W miesiącach zimowych notowane były znacznie niższe sumy opadów (138,6 mm) niż w miesiącach letnich (256,1 mm). Wiosną i jesienią sumy opadów były zbliżone (odpowiednio 172,0 mm, 162,0 mm). Miesiącem z najwyższą średnią sumą opadu był lipiec (96,0 mm), natomiast najniższą grudzień (41,0 mm). Średnia miesięczna suma opadu dla okresu badań była równa 60,7 mm. Największą liczbę dni z opadem zanotowano w marcu (17), najniższa przypadła na miesiące sierpień i wrzesień i wynosiła 13 dni.

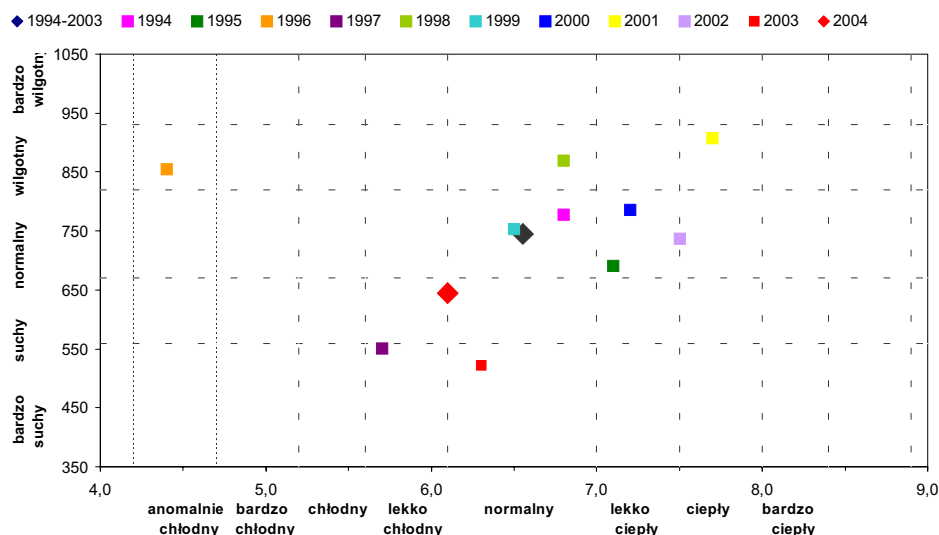
Rozpatrując wielkość opadu w zależności od kierunku napływających mas powietrza stwierdzono, że w latach 2001–2004 największe wielkości opadu zarejestrowano podczas występowania kierunków: zachodniego (W) i północno północno-zachodniego (NNW) (ryc. 11). W ciągu roku



Ryc. 11. Rozkład sumy opadów względem kierunku napływających mas powietrza w latach 1994–2004

wystąpiła zmienność wielkości opadu względem kierunku wiatru. Z wyjątkiem sezonu wiosenne-go, największe opady występowały z kierunku zachodniego przy wartości 18,2% opadu w skali roku. Od kwietnia do września obserwowano zwiększenie sumy opadów z kierunku północno-północno-zachodniego (13,3%). Jest to efekt napływania nad Polskę powietrza polarno morskiego z nad północnego Oceanu Atlantyckiego, gdzie znajduje się jego obszar źródłowy.

Według klasyfikacji termiczno – opadowej rok 1996 zakwalifikowano jako anomalnie chłodny ze średnią temperaturą 4,4°C (ryc. 12). Do lat ciepłych zaklasyfikowano rok 2001 ze średnią temperaturą 7,7°C. Ponadto wyróżniono lata wilgotne, do których należały: rok 1996, 1998, 2001, przy czym najwyższą sumę opadu zanotowano w 2001 roku (908,1mm). Do przedziału lat bardzo suchych zaklasyfikowano lata 1997 i 2003 z sumą opadu równą 550,6 i 522,6 mm.



Ryc. 12. Klasyfikacja termiczno-opadowa według danych z lat 1994–2004

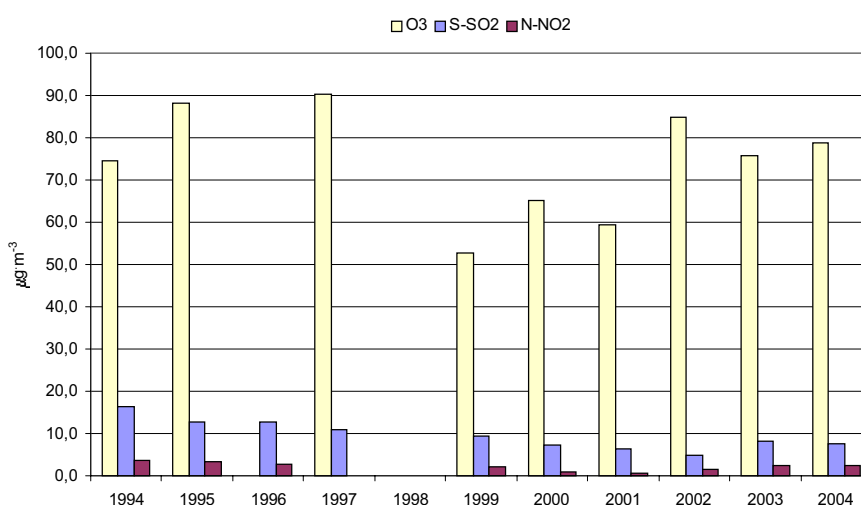
Chemizm powietrza

Siarka–dwutlenek siarki

Średnie roczne wartości S-SO₂ wahały się od 4,8 do 16,3 µg·m⁻³. Największą wartość średniego stężenia rocznego zanotowano w 1994 roku. W kolejnych latach notowano stopniowy spadek wartości rocznych stężeń do 4,8 µg·m⁻³ w 2002 roku (tab. 3, ryc. 13).

Tabela 3. Charakterystyka zanieczyszczeń powietrza w latach hydrologicznych 1994-2004

Rok	S-SO ₂				N-NO ₂				O ₃				CO				DUST			
	min	śr	max	sd	min	śr	max	sd	min	śr	max	sd	min	śr	max	sd	min	śr	max	sd
1994	3.7	16.3	50.1	7.5	1.0	3.6	12.5	1.6	26.9	74.6	202.5	31.8	233.3	418.1	763.7	87.9	13.2	38.2	114.4	17.6
1995	2.9	12.8	52.7	7.3	1.0	3.3	17.9	2.6	23.2	88.3	188.1	32.9	254.3	478.8	882.4	120.5	10.5	28.5	88.9	19.7
1996	1.0	12.9	61.0	9.9	0.4	2.8	11.0	1.6				20.3	179.4	421.0	928.6	132.9		26.1		
1997	1.3	10.9	55.7	8.8				1.8	16.0	90.3	181.0	31.0	171.8	353.6	862.9	132.9		24.9		
1998																				
1999	1.4	9.3	56.1	6.5	0.8	2.2	3.8	0.7	13.2	52.7	128.4	25.5	226.3	393.7	830.9	101.4	5.0	26.0	95.4	13.3
2000	1.4	7.1	19.6	3.2	0.0	1.0	7.8	1.4	14.2	65.2	128.5	25.3	172.4	337.8	814.2	94.1	5.5	24.4	89.2	12.4
2001	0.7	6.4	22.4	3.0	0.0	0.7	3.0	0.5	8.6	59.3	239.8	41.2	139.4	342.8	669.6	83.5	4.1	22.6	66.4	9.9
2002	0.4	4.8	37.2	3.0	0.5	1.5	10.0	0.7	12.8	84.9	167.8	28.3	164.2	403.1	730.9	90.0	6.2	25.4	110.0	14.9
2003	2.3	8.2	22.6	2.5	1.8	2.5	4.9	0.4	10.8	75.8	147.0	26.0	168.8	387.1	823.2	102.2	7.2	25.9	114.8	13.7
2004	0.9	7.6	22.0	3.5	1.3	2.4	5.8	0.7	19.1	78.8	136.4	22.2	237.7	338.0	1006.6	117.3	6.7	23.8	71.1	11.0

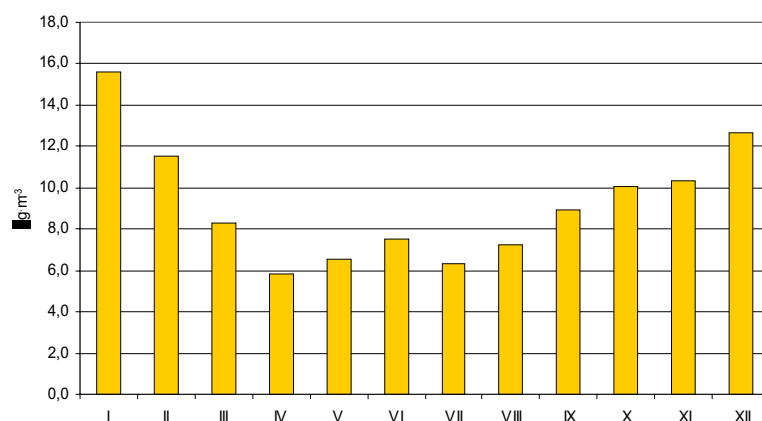
Ryc. 13. Średnie wartości stężenia S-SO₂, N-NO₂ i O₃ w latach hydrologicznych 1994-2004

Według obowiązujących dopuszczalnych poziomów zanieczyszczeń w okresie badań, tylko w latach 2000–2002 nie zostały przekroczone dopuszczalne wartości roczne. W roku 1994 dopuszczalna wartość (11 µg·m⁻³, MOŚZNiL 1990) przekroczona została o 185%. Analiza danych pod kątem dopuszczalnych wartości percentyla 98 dla stężeń 24 godzinnych, nastąpiły przekroczenia w latach 1994, 1996 i 1997. Stężenia 30 minutowe były przekraczane w niewielkim stopniu, nie więcej niż 0,2% pomiarów w skali roku.

Na podstawie wartości miesięcznych stwierdzono, że S-SO₂ wykazuje sezonową dynamikę, typową dla zanieczyszczeń powstających w wyniku spalania paliw w celach grzewczych. W miesiącach letnich notowano najniższe stężenia, natomiast w miesiącach zimowych najwyższe. Według danych z wielolecia 1994-2004 w styczniu notowano najwyższe wartości stężenia S-SO₂ ze średnią 15,6 µg·m⁻³ (ryc. 14). Natomiast najmniejsza wartość miesięczna stężenia w wieloleciu przypada na lipiec (6,4 µg·m⁻³).

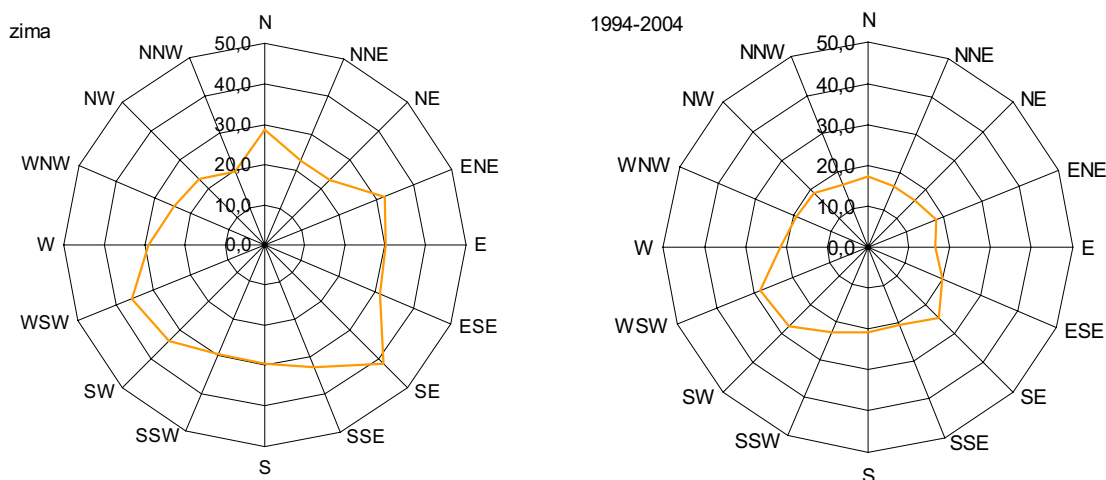
Stosunek wielkości stężenia w miesiącach zimowych (Sz) do wartości w miesiącach letnich (Sc) w latach 1994-2004 był równy 1,6. Największe wartości stosunku Sz do Sc notowano w latach, kiedy wystąpiły ostre zimy (1996, 1997, Sz/Sc = 2,8).

Analiza wartości stężeń S-SO₂ względem dominującego kierunku wiatru, za pomocą testu NIR, pozwoliła stwierdzić z istotnością p<0,05, że kierunki: zachodni południowo-zachodni (WSW)


Ryc. 14. Średnie miesięczne wartości stężenia S-SO₂ na podstawie badań w latach 1994-2004

i południowo-zachodni (SW) wyróżniają się większymi wartościami stężeń. Wymienione kierunki przekraczają średnie stężenie S-SO₂ w wieloleciu (18,5 µg·m⁻³) o odpowiednio 54% i 48%. W okresie zimowym istotne statystycznie różnice stężeń obserwowano przy południowo-wschodnim (SE) kierunku wiatru. Przekroczenie średniej wartości dla tego kierunku było równe 31%.

Analiza dla poszczególnych sezonów, pozwoliła stwierdzić większe wartości stężenia S-SO₂ w miesiącach zimowych przy napływie mas powietrza z kierunków, na których zlokalizowane są miasta otaczające obszar badań: Kielce (W), Starachowice (N), Ostrowiec Świętokrzyski (ENE) oraz Połaniec (SE) (ryc. 15).


Ryc. 15. Stężenie S-SO₂ na tle kierunków napływających mas powietrza (µg·m⁻³) nad obszar badań

Azot–dwutlenek azotu

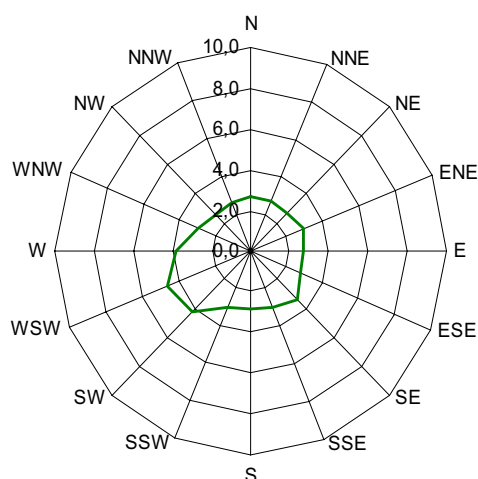
Stężenia roczne N-NO₂ wahały się od wartości 0,7 µg·m⁻³ w 2001 roku do 3,8 µg·m⁻³ w roku 2004. Podobnie jak w przypadku dwutlenku siarki od 1994 roku notowano stopniowy spadek stężenia rocznego N-NO₂ z minimum w 2001 roku. W ostatnich latach jednak notuje się wzrost stężenia tlenków azotu (ryc. 13).

Pod względem wartości normowanych przez kolejne rozporządzenia stwierdzono, że dopuszczalny roczny poziom tlenków azotu w przeliczeniu na dwutlenek azotu, przez cały okres badań, nie były przekroczone. Wartości dopuszczalne pomiarów 30 minutowych i 24 godzinnych (percentyl 99,8 i 98) w okresie badań także nie były przekraczane.

Podobnie jak w przypadku S-SO₂, najwyższe stężenia średnie miesięczne N-NO₂ notowano w okresie zimowym przy stosunku Sz/Sc równym 1,78. Mniejsza niż w miastach wartość współczynnika Sz/Sc odzwierciedla mniejszy wpływ emisji ze środków transportu, a tym samym większy udział dwutlenku azotu pochodzącego ze spalania paliw dla celów grzewczych. Najwyższym stężeniem N-NO₂ w latach 1994-2004 charakteryzował się styczeń – 18,5 µg·m⁻³. Miesiącem o najniższych wartościach był sierpień (9,0 µg·m⁻³).

Poziom stężenia N-NO₂ wykazuje istotną statystycznie ($p < 0,05$) różnicę wskazującą na kierunek południowo-zachodni (SW), zachodni południowo-zachodni (WSW) i zachodni (W), które niosą większą ilość N-NO₂ (ryc. 16).

Przy średnim stężeniu N-NO₂ w wieloleciu równym 2,4 µg·m⁻³ wartości stężeń przy występowaniu wiatru z omawianych kierunków były większe odpowiednio o 34%, 51% i 28%.



Ryc. 16. Stężenie N-NO₂ na tle kierunków napływających nad obszar badań mas powietrza w latach 1994-2004 (µg.m⁻³)

Ozon troposferyczny (O₃)

Średnie roczne stężenia ozonu w okresie badań wahały się od 52,7 µg·m⁻³ w roku hydrologicznym 1999 do 88,3 µg·m⁻³ w roku hydrologicznym 1995 (ryc. 13). W okresie badań nie zaobserwowano istotnego trendu w zmianach rocznego stężenia ozonu w przyziemnej warstwie troposfery.

Według danych pomiarowych z wielolecia 1994-2004, cykl roczny zaznacza się występowaniem maksimum stężenia ozonu w maju, a minimum w grudniu. Rozpatrując osobno każdy rok obserwacji stwierdzono występowanie maksimum w miesiącach kwiecień – lipiec. Nie można pominąć faktu, że najczęściej maksymalne miesięczne stężenie ozonu występowało w kwietniu. Natomiast największe średnie miesięczne wartości stężenia ozonu notowano w lipcu. W przypadku najmniejszych średnich miesięcznych stężeń najczęściej występowały one w listopadzie i grudniu.

Zmiany roczne występowania ozonu charakteryzują się wysoką korelacją ze zmianami temperatury powietrza. Współczynnik korelacji dla tych parametrów był równy 0,64 w 108 przypadkach i współczynnika istotności $p < 0,01$.

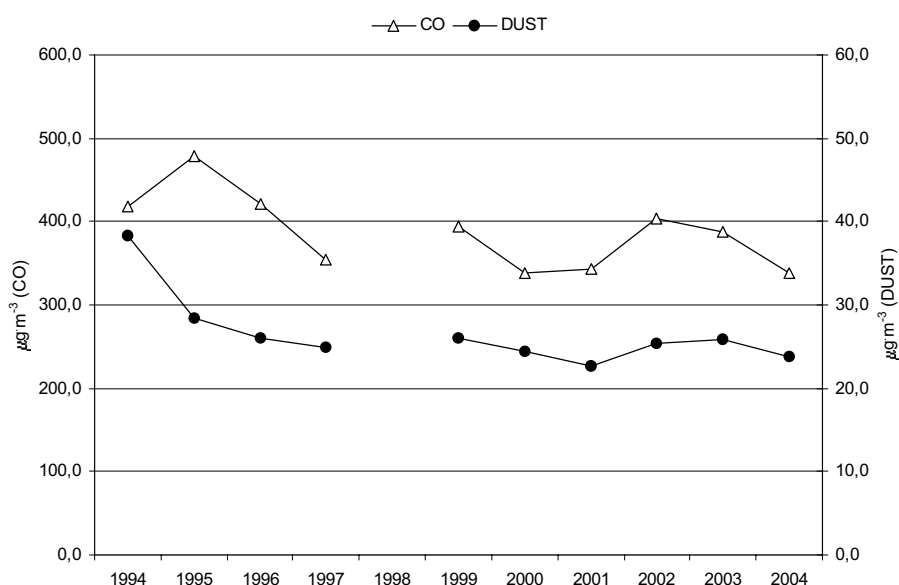
Analiza wielkości stężeń ozonu pod kątem ochrony roślin (współczynnik AOT40) nie stwierdzono przekroczeń wartości dopuszczalnej dla tego współczynnika (24000 µg·m⁻³·h, Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 6.06.2002 r.). Wartości współczynnika AOT40 wahały się między wartościami od 16296 µg·m⁻³·h w roku 1999 do 23628 µg·m⁻³·h w roku 1995.

Tlenek węgla

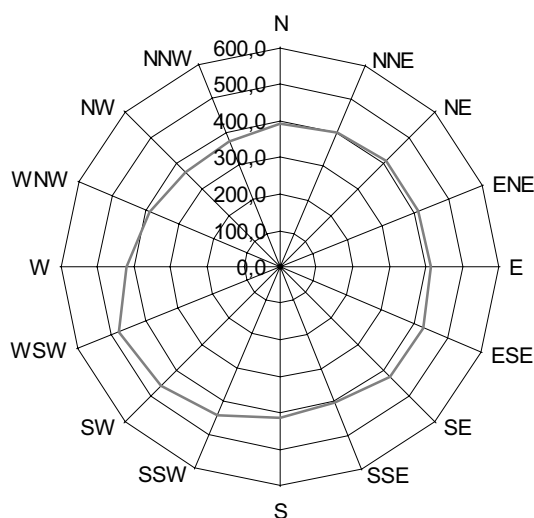
Amplituda wahań średnich rocznych wartości tlenku węgla była równa $141,0 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, przy wartości maksymalnej $478,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ zanotowanej w roku hydrologicznym 1995 i minimalnej $337,8 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w 2004 roku (ryc. 17). W całym okresie badań nie zarejestrowano przekroczeń dopuszczalnych wartości stężenia tlenku węgla.

Na podstawie pomiarów prowadzonych w latach 1994-2004 stwierdzono, że zmienność czasowa stężenia tlenku węgla wykazuje cykl roczny. Największe stężenia notowano w okresie zimowym z maksimum w styczniu (średnia za lata 1994-2004 – $505,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), a najniższe w okresie letnim z minimum przypadającym na lipiec – $327,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Analizując stężenia tlenku węgla na tle kierunków napływu mas powietrza w latach 1994-2004 nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic. Jedynie dla miesięcy jesiennych zaznacza się, z istotnością statystyczną na poziomie $p < 0,05$, wzrost stężeń CO odpowiadających kierunkom z sektora południowo zachodniego (ryc. 18).



Ryc. 17. Średnie wartości stężenia tlenku węgla w latach hydrologicznych 1994-2004



Ryc. 18. Stężenie CO na tle kierunków napływających mas powietrza nad obszar badań w latach 1994-2004 ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)

Pył zawieszony całkowity (TSP)

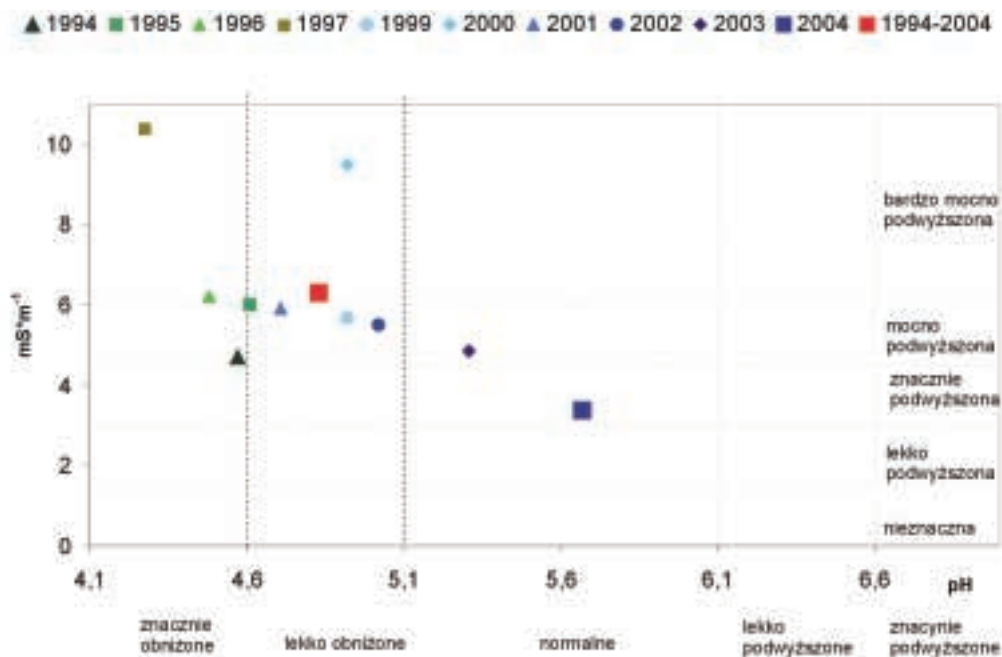
Stężenia pyłu zawieszonego w latach hydrologicznych 1994-2004 mieściły się w przedziale od $22,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w 2001 roku do $28,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ w 1995 roku. Wyjątek stanowił rok 1994, w którym średnie roczne stężenie pyłu wynosiło $38,2 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$.

Pył zawieszony charakteryzował się dynamiką sezonową. Jej cechy to wyższe stężenia występujące w półroczu zimnym spowodowane zwiększoną emisją pochodzącą ze spalania paliw i niższe w półroczu ciepłym. Podczas półrocza ciepłego również notowano podwyższone wartości stężenia pyłu. Przykładem może być maj 1995 i 2001 roku ($27,4 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) oraz miesiące letnie 1994, 1995. W badanych pod mikroskopem elektronowym skaningowym, próbach pyłu zawieszonego poza cząstkami kulistymi pochodzenia przemysłowego, stwierdzono sferoidalnego kształtu cząstki mineralne i agregaty pochodzenia organicznego (Kowalkowski i Jóźwiak 1996).

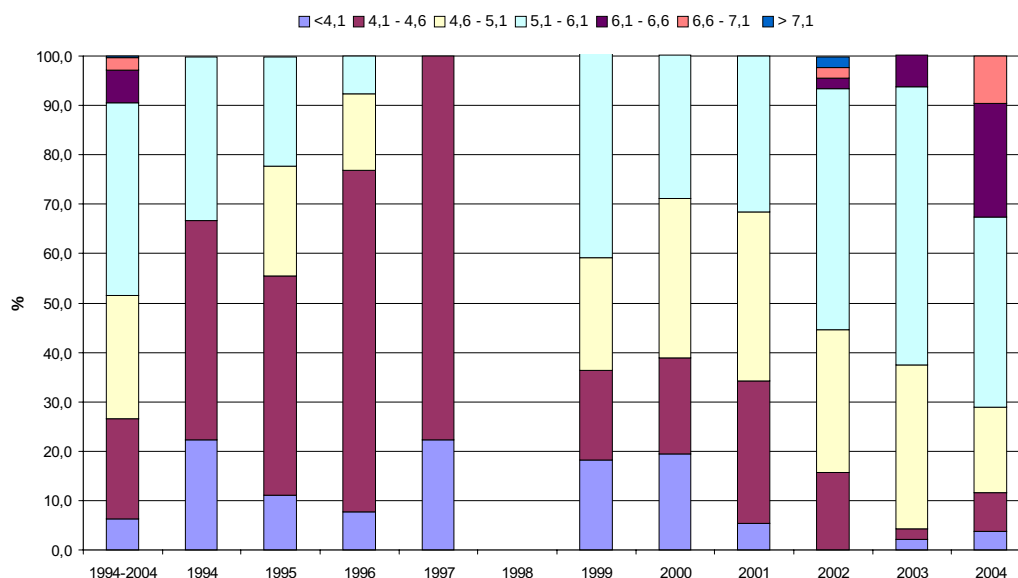
Chemizm opadów atmosferycznych

Badane właściwości fizyko-chemiczne (pH, SEC) wykazały, że średnie wartości pH dla wód opadu bezpośredniego w okresie wielolecia 1994-2004 wynosiły pH 4,83 z wahaniami od pH 4,23 w roku 1997 do pH 5,67 w roku 2004 (ryc. 19). Analiza danych dotycząca częstotliwości występowania opadów o określonym pH wykonano na podstawie oceny wg Jansen i wsp. (1987). Lata 1994-1997 charakteryzowały się znacznie obniżonym zakresem pH 4,1 – 4,6, natomiast od roku 1999 nastąpiła zmiana zakresu pH opadów na normalne (pH 5,1 – 6,1) (ryc. 20).

Pomimo stwierdzonego w ostatnich latach spadku emisji gazowych w Polsce (Raport 2000, 2001, 2002, 2003) wartości te kształtują się na poziomie znacznie odbiegającym od odczynu charakterystycznego dla opadów niezanieczyszczonych (Ulrich 1979). Analiza sezonowa pH wskazuje, że najniższe wartości notowano w miesiącach zimowych. Przyczyną wzrostu kwasowości w tym okresie jest zwiększona emisja składników kwasowych, związana z sezonem grzewczym. Najwyższe wartości obserwowano zaś w miesiącach wiosenno-letnich.



Ryc. 19. Ocena pH i przewodności elektrolitycznej opadów atmosferycznych w latach 1994-2004 (Jansen i wsp. 1988)



Ryc. 20. Częstość występowania opadów o określonym pH w latach 1994-2004

Wskaźnikiem zawartości rozpuszczonych substancji w wodzie jest wartość przewodnictwa elektrycznego (SEC). W okresie wielolecia wartości przewodności w opadzie bezpośrednim kształtowały się w zakresie od 3,36 (2004 r.) do 12,86 $\text{mS} \cdot \text{m}^{-1}$ (1997 r.) ze średnią ważoną 6,46 $\text{mS} \cdot \text{m}^{-1}$. W okresie przyjętym do badań wartości przewodności uległy wyraźnemu obniżeniu od bardzo mocno podwyższonej w 1997 roku do znacznie podwyższonej w roku 2004 (ryc. 20). Stwierdzono również sezonową dynamikę przewodności elektrolitycznej, która jest odwrotnie proporcjonalna do wartości pH. Maksyma przewodności notowano przy jednoczesnych minimach pH i odwrotnie. Minimalne wartości przewodności notowano w miesiącach cieplejszych V- IX, wyższe zaś w chłodniejszych XI – III.

Jak wynika z dotychczas przeprowadzonych badań w regionie Gór Świętokrzyskich mamy tu do czynienia ze zmniejszaniem kwasowości na obszarze geoeosystemu zlokalizowanego w Świętokrzyskim PN. W okresie przyjętym do badań z opadem bezpośrednim na Świętym Krzyżu średnio w okresie lat hydrologicznych 1995 i 2000-2004 dotarło 135,8 $\text{g H}^+ \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Rozpatrując dynamikę dopływu protonów, brak jest wyraźnie zaznaczonej sezonowości. Maksymalną wartość depozycji na Świętym Krzyżu odnotowano we wrześniu 1995 roku, kiedy wyniosła ona 110,5 $\text{g H}^+ \text{ha}^{-1}$. Stosunkowo wysokie ładunki wodoru stwierdzono również w miesiącach zimowych obejmujących okres od XII do III. Najniższe wartości w okresie badawczym stwierdzano w miesiącach letnich. Głównym czynnikiem decydującym o ładunku jonów H^+ docierających do ekosystemu z opadami bezpośrednimi są jony amonowe i azotanowe. Potwierdzają to wyniki przy użyciu testów nieparametrycznych – testu korelacji rang Spearmana. Przeprowadzona analiza testowania statystycznego wykazała, że istnieje statystycznie istotna zależność pomiędzy ładunkiem jonów wodorowych a ładunkiem nieorganicznych form azotu.

Z ładunkiem jonów wodorowych ściśle związany jest dopływ jonów siarczanowych. Ich depozycja z opadem bezpośrednim na Świętym Krzyżu, średnio w okresie przyjętym do badań wyniosła 22,44 $\text{kg S-SO}_4 \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (1276,4 $\text{Eq ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$) (tab. 4). Jak wynika z raportu o Stanie Lasów w Europie opracowanego na podstawie pomiarów w latach 1995–1998 na 309 powierzchniach badawczych tak wysoka depozycja S-SO_4 jest charakterystyczna dla obszarów Europy Środkowowschodniej. Dla obszarów nie narażonych na znaczący dopływ siarki ze źródeł antropogenicznych jej depozycja z całkowitym opadem atmosferycznym sięga kilku $\text{kg ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, a za naturalne tło uważa się opad S nie przekraczający 1 kg a^{-1} rocznie. Maksymalne wartości ładunku siarczanów notowano w miesiącach zimowych. Ulegają one obniżeniu w okresach

Tabela 4. Sumaryczne ładunki docierające z opadem bezpośrednim do podłoża w SB Św. Krzyż w latach 1995-2004 (lata hydrologiczne)

Rok	pH	SEC	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Fe		Mn		Na		K		Pb		Al		N-NO ₃		N-NH ₄			
		mS*m ⁻¹	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD	śr	SD		
			Stężenia składników w wodzie opadowej (mg*dm ⁻³)																											
1995	4.61	6.00	3.48	3.92	4.09	2.35	.	.	4.31	2.20	0.90	0.61	.	.	0.04	0.03	0.75	0.30	0.78	0.44	.	.	.	.	1.21	0.24	1.10	0.53		
2000	4.92	9.48	4.30	3.90	4.31	4.59	0.03	0.04	2.95	2.48	1.95	0.86	0.11	0.14	0.15	0.11	0.63	0.58	0.77	0.49	0.44	0.97	0.14	0.29	3.66	1.49	2.39	2.73		
2001	4.71	5.93	2.45	2.13	5.87	5.77	0.01	0.01	1.74	1.18	2.46	1.72	0.12	0.14	0.12	0.08	0.93	0.26	0.71	0.37	0.12	0.09	0.04	0.05	1.36	0.67	1.15	0.54		
2002	5.02	5.49	3.15	1.41	2.43	2.96	0.03	0.03	1.53	1.36	1.48	0.89	0.11	0.06	0.18	0.13	0.75	0.52	0.78	0.69	0.17	0.09	0.04	0.03	1.46	1.08	1.11	0.90		
2003	5.31	4.85	4.17	2.46	4.37	4.99	0.01	0.01	4.84	3.37	2.17	0.82	0.07	0.06	0.09	0.04	0.58	0.38	0.97	0.54	0.16	0.05	0.04	0.05	1.49	0.80	1.32	1.20		
2004	5.67	3.36	2.55	1.05	0.65	0.84	0.03	0.02	1.58	1.75	0.64	0.48	0.04	0.02	0.09	0.06	0.90	0.71	0.99	0.75	.	.	0.00	0.01	1.11	0.53	0.99	0.73		
Rok	pH	SEC	Depozycja składników do podłoża (kg*ha ⁻¹)																											
		mS*m ⁻¹	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD	ładunek	SD		
1995	4.61	6.00	21.93	3.18	25.78	0.85	.	.	27.17	0.88	5.67	0.29	.	.	0.26	0.01	4.73	0.26	4.92	0.29	.	.	.	.	7.63	1.42	6.93	0.48		
2000	4.92	9.48	29.23	2.52	27.85	2.25	0.17	0.03	23.37	2.04	14.38	0.96	0.77	0.09	0.99	0.07	4.99	0.48	5.25	0.35	2.73	0.51	0.93	0.15	15.92	1.14	16.41	1.53		
2001	4.71	5.93	13.85	0.72	30.87	1.90	0.10	0.01	12.25	0.64	16.06	0.78	0.88	0.07	0.84	0.05	7.73	0.22	4.44	0.12	0.79	0.03	0.21	0.02	10.63	0.85	9.31	0.61		
2002	5.02	5.49	22.13	1.01	16.32	1.38	0.22	0.02	11.45	1.07	9.78	0.47	0.83	0.07	1.39	0.10	5.00	0.25	5.73	0.52	1.12	0.05	0.27	0.02	9.55	0.65	7.27	0.46		
2003	5.31	4.85	19.19	0.82	18.33	1.57	0.06	0.00	21.49	1.01	11.50	0.70	0.28	0.01	0.44	0.02	2.66	0.14	4.61	0.21	0.83	0.05	0.17	0.02	7.05	0.27	5.60	0.35		
2004	5.67	3.36	15.23	0.55	3.49	0.39	0.16	0.01	9.88	0.82	4.22	0.28	0.25	0.01	0.50	0.02	5.03	0.33	6.06	0.40	.	.	0.02	0.00	6.73	0.28	5.55	0.33		

śr – średnia ważona, SD – odchylenie standardowe.

cieplejszych. Minima notowano w miesiącach od maja do września, co wynika z mniejszej emisji przemysłowej. Notowane letnie epizodyczne maksima związane są z lokalną cyrkulacją mas powietrza, i skierowaniem nad obszar Gór Świętokrzyskich zanieczyszczonych mas powietrza m.in. z nad GOP-u, Elektrowni w Połańcu lub Bełchatowa na co zwrócili uwagę Tofel, Wolski (1996) i Jóźwiak (2001, 2002).

Redukcja wielkości emisji SO_2 do powietrza atmosferycznego znalazła swe odzwierciedlenie w malejących stężeniach tego gazu na Świętym Krzyżu, jak i w ładunkach siarki, w postaci siarczanów dostarczanych z opadem bezpośrednim do geoeosystemu. W trakcie badań wyraźnie zaznacza się malejący trend wielkości depozycji jonów siarczanowych.

Średnia pięcioletnia depozycja N-NO_3 z opadem bezpośrednim w centralnej części Gór Świętokrzyskich wyniosła $9,58 \text{ kg N-NO}_3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Maksymalne miesięczne wartości notowano od stycznia do marca. Tak wysoka depozycja spowodowana była niewątpliwie wysoką emisją przemysłową, związaną z trwającym sezonem grzewczym. Średnia depozycja azotu amonowego wyniosła średnio na Świętym Krzyżu $8,5 \text{ kg N-NH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Zmienność ładunków jonów amonowych wykazała, że najwyższe notowane wartości obserwowano w miesiącach późnowiosennych. W tym czasie w agroekosystemach prowadzone są intensywne zabiegi agrotechniczne.

Chemizm opadu podkoronowego i spływu po pniach drzew

Ilość opadu przenikającego przez drzewostan w zlewni badawczej ZMŚP Św. Krzyż w latach 1994–2004 wahała się od 67,7% do 85,6% opadu bezpośredniego. Zróżnicowanie zależy od składu gatunkowego drzewostanu. W drzewostanie z przewagą drzew iglastych (jodłowo-bukowym) ilość opadu przenikającego przez korony jest nieznacznie wyższa w porównaniu z drzewostanem liściastym (bukowym). W miesiącach jesiennych i wiosennych, stwierdzono opady podokapowe w wielkości przekraczającej opady bezpośrednie. Źródłem dodatkowej ilości opadu jest proces, tzw. wyczesywania kropel mgły przez korony drzew. Zjawisko dodatkowego zasilania drzewostanów w wodę przez opady poziome jako charakterystyczne dla obszarów górskich opisał szczegółowo Ermich i wsp. (1972). Potwierdzają to badania Żarnowieckiego (2001) z centralnej części Gór Świętokrzyskich, który wykazuje okresy zwiększonej częstotliwości występowania mgły w stosunku do sąsiednich obszarów.

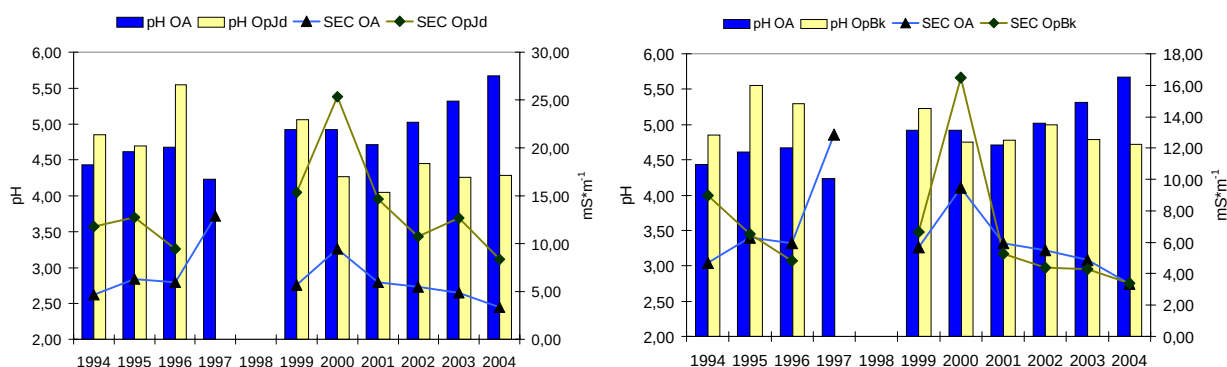
Znaczące różnice stwierdzono również w przypadku ilości wody spływającej po pniach drzew. W przypadku wód spływających po pniach buków, udział ten stanowił średnio 29,6% opadu bezpośredniego, z wahaniami w poszczególnych latach od 19,7 do 38,4%. Znacząco niższe wartości odnotowano w wodach spływających po pniach jodeł. W okresie badawczym udział ten wynosił zaledwie 2,5%, z wahaniami w poszczególnych latach od 2,0 do 3,6% opadu bezpośredniego.

W wyniku kontaktu z powierzchnią roślin pH wód opadowych obniżała się, w drzewostanie bukowym do wartości średnio pH 5,00, a w drzewostanie jodłowo-bukowym do pH 4,61. Najniższe pH notowano w miesiącach zimowo-wiosennych (ryc. 21, 22).

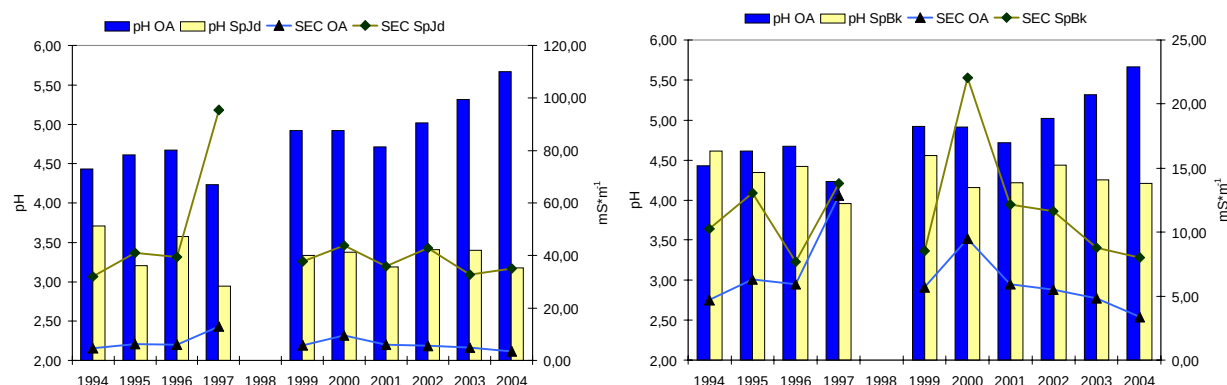
Fakt ten wynika ze zmywania kwasogennych składników NO_3^- i SO_4^{2-} oraz towarzyszącym im jonom H^+ zaadsorbowanych na powierzchni roślin w wyniku depozycji suchej. Jak wykazały badania Moldana, Cernego (1994) i Kozłowskiego (2003a) zjawisko to związane jest z procesem wyczesywania zanieczyszczeń z powietrza atmosferycznego przez korony drzew, zwłaszcza iglastych.

Sezonowa zmienność pH opadów bezpośredniego i podokapowego związana jest z imisją SO_2 oraz NO_2 (Jóźwiak 2001).

Znacznie bardziej zakwaszone były wody spływające po pniach drzew. Proces ten dotyczy szczególnie wód, które spływają po pniach jodeł. Średnia roczna ważona wartość pH dla wielolecia wyniosła 3,33, z wahaniami od pH 2,94 (1997 r.) do pH 3,71 (1994 r.). Wody spływające po pniu buka odznaczały się mniejszą kwasowością, ze średnim pH wynoszącym 4,32, z wahaniami od 4,61 (1994 r.) do 3,96 (1997 r.) (ryc. 23–24).



Ryc. 21-22. Wykres średnich ważonych wartości pH i przewodności elektrolitycznej wód opadu podkoronowego w drzewostanie jodłowo-bukowym (OpJd) i bukowym (OpBk) na tle opadu bezpośredniego



Ryc. 23-24. Wykres średnich ważonych wartości pH i przewodności elektrolitycznej wód spływających po pniach jodeł (SpJd) i buków (SpBk) na tle opadu bezpośredniego

Wody te spływając po pniach drzew powodowały powstawanie na gładkiej korze buka wybielonych, popielatych zacieków i smug w miejscach spływów ich strumieni, na co zwrócili już uwagę A. Kowalkowski i M. Józwiak (2000b). Można, zatem z dużym prawdopodobieństwem stwierdzić, że wokół pni drzew funkcjonują obszary, które poddane są oddziaływaniu roztworów wodnych o właściwościach chemicznych odbiegających od poziomu średniego. Stwierdzona prawidłowość jest szczególnie istotna dla procesów wietrzenia chemicznego i ługowania gleb, których dynamika zależy przede wszystkim od dopływu protonów (Kostrzewski i wsp. 1994). Poznanie i śledzenie tego procesu jest szczególnie istotne na obszarze ŚPN, gdzie występującym kwaśnym glebom towarzyszą kwaśne wody gruntowe i powierzchniowe. Badania Józwiaka i Kozłowskiego (2003) i Kozłowskiego (2003b) wykazały znaczący wpływ agresywnych, kwaśnych wód spływających po pniach drzew na przestrzenną mikromozaikowość pH w wierzchnim poziomie mineralnym gleb. Najniższe wartości zanotowano tuż przy pniach drzew. W miarę wzrostu odległości wpływ wód malał, czego efektem był wzrost notowanych wartości pH.

Znacznie bardziej zmineralizowany w porównaniu do opadu bezpośredniego był opad przenikający przez korony drzewostanu jodłowo-bukowego. Notowane wartości SEC były ponad 2-krotnie wyższe. Nieznacznie wyższe wartości zanotowano w opadzie przenikającym przez korony drzewostanu bukowego, ze średnią 6,76 mS·m⁻¹. Specyficzny charakter miały wody spływające po pniach drzew, gdzie zanotowane wartości SEC były wielokrotnie wyższe od wód na wejściu.

W wodach spływających po pniach jodeł stwierdzono 6,7-krotny wzrost przewodności. Wzrost mineralizacji zanotowano również w wodach spływających po pniach buka. Uzyskane wartości były jedynie 1,8 razy wyższe od zanotowanych w wodach opadu bezpośredniego. Najwyższe

Tabela 5. Zestawienie średnich rocznych wartości poszczególnych parametrów oraz odchylenia standardowego w opadach podkoronowych w latach 1995 i 2000-2004 (lata hydrologiczne)

	Rok	pH	SEC	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Mn		Na		K		Zn		Al.		N-NO ₃		N-NH ₄	
			mS*m ⁻¹	[mg*dm ⁻³]																							
				śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD
drzewostan liściasty	1995	5.55	6.52	7.51	12.19	7.04	5.96	.	.	8.79	6.71	2.14	1.60	0.60	0.55	1.41	1.35	18.55	22.01	.	.	.	.	3.10	2.21	5.31	4.09
	2000	4.77	22.95	14.12	4.73	7.43	5.88	0.21	0.18	5.27	2.92	4.02	2.42	0.47	0.33	1.30	0.87	11.90	11.87	1.91	2.04	0.11	0.10	5.93	4.32	4.91	2.52
	2001	4.84	7.00	4.56	4.13	5.62	4.24	0.14	0.17	5.44	5.09	2.55	1.44	0.28	0.23	1.23	0.75	6.29	6.83	0.41	0.46	0.06	0.07	2.64	1.57	3.34	0.85
	2002	4.90	5.95	3.88	2.38	2.88	2.14	0.11	0.12	3.06	2.99	2.30	1.19	0.23	0.17	0.83	0.76	5.36	5.88	0.59	0.98	0.04	0.04	1.57	0.76	2.51	1.84
	2003	4.74	4.49	4.32	1.53	3.55	2.62	0.14	0.18	6.04	5.52	2.78	1.23	0.22	0.09	0.78	0.50	5.23	4.02	0.29	0.35	0.05	0.03	1.97	1.18	2.27	0.89
	2004	4.72	3.41	4.02	2.71	2.03	1.93	0.30	0.36	2.24	1.75	1.26	1.29	0.35	0.22	0.90	0.62	6.58	6.05	0.21	0.17	0.02	0.05	1.52	0.69	1.69	0.83
drzewostan iglasty	1995	4.70	12.76	8.64	11.42	10.35	6.89	.	.	11.28	11.78	2.20	1.97	0.84	0.88	2.22	2.31	16.81	13.93	.	.	.	.	5.40	3.75	5.80	2.22
	2000	4.38	32.70	27.40	17.37	16.31	13.78	0.35	0.37	14.99	11.36	6.44	4.08	1.12	0.82	3.90	2.73	23.79	28.35	6.52	7.17	0.43	0.49	11.19	10.95	6.01	3.33
	2001	4.10	15.14	8.68	6.06	13.62	9.11	0.15	0.29	12.57	13.18	4.59	1.74	0.77	0.71	2.28	1.37	10.84	7.97	0.75	0.77	0.30	0.43	5.93	4.79	5.50	3.12
	2002	4.42	11.76	8.53	6.45	6.43	5.04	0.06	0.11	7.38	7.07	2.73	1.83	0.57	0.34	2.03	2.10	7.56	5.43	0.59	0.31	0.17	0.13	5.68	7.31	4.90	2.76
	2003	4.26	12.69	9.10	3.90	7.02	5.09	0.11	0.14	8.55	5.93	3.02	1.38	0.57	0.31	1.94	1.56	9.03	5.93	0.29	0.26	0.22	0.25	4.89	2.22	4.54	2.14
	2004	4.29	8.35	6.84	4.02	6.62	3.42	0.16	0.14	4.77	3.96	2.34	2.00	0.54	0.27	1.68	0.92	7.38	5.62	0.40	0.32	0.11	0.11	4.08	2.34	3.99	1.64

Tabela 6. Zestawienie rocznych ładunków poszczególnych parametrów w opadach podkoronowych w latach 1995 i 2000-2004

	Rok	mm	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Mn		Na		K		Zn		Al		N-NO ₃		N-NH ₄	
			kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD
drzewostan liściasty	1995	529.4	39.76	1.46	37.57	0.65	.	.	46.53	1.60	11.33	0.26	3.18	0.10	7.46	0.36	98.20	2.74	.	.	.	.	16.41	1.12	28.11	0.74
	2000	594.9	80.19	4.84	44.80	5.41	1.74	0.29	26.34	1.34	26.79	3.21	2.39	0.17	6.97	0.48	51.98	3.95	8.73	0.92	0.62	0.06	29.66	1.76	25.37	1.67
	2001	632.6	17.72	0.97	27.26	1.81	0.83	0.08	22.02	1.43	15.98	1.43	1.15	0.05	5.72	0.25	25.21	1.48	2.31	0.26	0.33	0.04	14.00	0.83	18.88	0.90
	2002	524.7	19.30	1.27	12.85	0.61	0.49	0.05	12.99	1.12	12.03	0.65	1.16	0.09	3.69	0.16	28.11	2.86	2.07	0.20	0.19	0.01	7.10	0.19	11.59	0.69
	2003	437.3	17.94	0.77	13.84	0.97	0.53	0.06	20.68	1.26	11.84	0.52	0.91	0.04	3.31	0.23	22.25	1.50	0.94	0.08	0.24	0.02	8.03	0.46	9.35	0.43
	2004	556.6	18.51	0.82	9.50	0.61	1.81	0.20	10.02	0.55	6.16	0.39	1.68	0.09	4.26	0.21	27.88	1.62	1.19	0.11	0.13	0.02	7.82	0.34	9.14	0.46
drzewostan iglasty	1995	545.9	47.17	1.38	56.50	2.71	.	.	61.58	1.74	12.01	0.35	4.59	0.13	12.12	0.41	91.77	2.56	.	.	.	.	29.48	1.08	31.66	1.08
	2000	548.0	126.22	7.31	75.56	6.10	2.17	0.24	67.44	4.68	31.39	2.29	4.91	0.29	19.29	1.37	83.63	4.69	29.87	3.08	2.29	0.23	41.30	2.26	32.09	1.75
	2001	703.8	44.90	2.90	73.83	4.17	0.93	0.16	62.69	6.25	29.69	2.10	3.79	0.24	12.02	0.66	59.99	4.71	4.91	0.49	1.77	0.25	28.80	2.15	29.01	1.45
	2002	498.3	38.07	2.16	27.81	1.34	0.30	0.04	27.36	2.08	13.02	0.70	2.54	0.12	9.05	0.60	35.26	2.51	2.60	0.12	0.80	0.05	23.78	2.66	20.88	0.87
	2003	448.0	45.94	3.97	40.22	4.58	0.37	0.04	39.21	3.34	14.53	1.08	3.06	0.29	11.41	1.38	39.01	2.42	1.53	0.19	1.33	0.18	23.59	2.11	19.73	1.30
	2004	554.7	35.82	2.24	35.78	1.96	0.88	0.08	26.22	2.21	11.86	0.90	2.74	0.14	9.13	0.60	35.82	2.34	2.14	0.17	0.70	0.07	20.70	1.12	20.90	1.06

Tabela 7. Zestawienie rocznych stężeń poszczególnych parametrów w wodach spływających po pniach drzew w latach 1995 i 2000-2004

	rok	pH	SEC	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Mn		Na		K		Zn		N-NO ₃		N-NH ₄	
			mS*m ⁻¹	[mg*dm ⁻³]																					
				śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD	śr.	SD
jodla	1995	3.21	40.92	7.09	5.38	24.85	12.41	.	.	23.93	13.87	2.65	1.58	0.96	0.59	3.95	2.73	16.16	9.87	.	.	4.64	9.48	8.08	1.76
	2000	3.44	56.7	30.18	11.74	30.17	18.66	0.51	0.50	26.35	15.30	7.29	2.18	1.64	0.84	5.95	3.52	25.88	14.68	2.92	1.35	12.74	5.68	10.12	3.62
	2001	3.14	63.4	26.17	15.21	45.81	30.60	0.35	0.40	36.50	31.99	8.76	5.81	1.95	1.35	5.52	3.97	28.35	11.12	1.02	0.69	10.70	8.58	11.77	9.69
	2002	3.50	52.08	29.65	15.38	38.28	18.22	0.43	0.23	35.92	30.83	3.43	1.48	2.04	1.24	6.02	3.76	23.76	9.01	1.66	1.19	14.09	8.97	16.41	8.56
	2003	3.40	32.72	37.64	9.78	40.12	16.91	0.69	0.80	37.44	18.71	5.10	4.68	2.47	0.72	5.03	3.11	33.13	12.25	1.02	0.39	18.92	7.39	19.06	8.87
	2004	3.18	34.95	22.70	8.01	28.14	9.05	1.07	1.15	19.06	7.84	3.61	2.94	2.17	0.54	4.81	2.01	21.09	7.16	0.90	0.28	11.42	4.27	11.42	3.83
buk	1995	4.35	13.03	5.03	4.50	11.06	7.58	.	.	8.06	6.50	1.85	1.17	0.44	0.44	1.60	1.17	14.94	10.56	.	.	2.91	2.46	7.48	8.03
	2000	4.02	38.5	27.01	20.37	22.75	21.25	0.37	0.28	14.63	15.38	5.35	2.21	0.99	1.16	2.61	2.66	28.86	27.13	1.52	1.58	10.98	10.36	10.81	12.30
	2001	3.98	20.0	8.33	5.34	9.57	6.01	0.19	0.14	6.51	6.49	3.70	1.90	0.56	0.36	1.58	0.93	15.12	8.02	1.34	0.88	4.78	3.43	4.58	2.99
	2002	4.41	16.52	9.27	7.43	7.75	7.46	0.17	0.13	4.36	5.42	2.70	0.97	0.49	0.30	1.85	1.31	10.97	3.63	0.52	0.38	5.76	4.52	5.36	4.06
	2003	4.26	8.76	7.20	2.30	4.88	2.14	0.17	0.16	4.20	2.35	2.87	1.32	0.42	0.13	1.15	0.86	10.55	4.46	0.28	0.42	4.25	1.68	4.35	2.66
	2004	4.21	8.03	8.33	7.51	5.65	7.00	0.34	0.43	4.70	5.89	1.18	1.77	0.55	0.42	2.06	2.44	11.23	5.22	0.38	0.37	4.45	3.60	4.06	4.57

Tabela 8. Zestawienie rocznych ładunków poszczególnych parametrów w wodach spływających po pniach drzew w latach 1995 i 2000-2004

	rok	mm	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Mn		Na		K		Zn		N-NO ₃		N-NH ₄	
			kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD
			kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD	kg*ha ⁻¹	SD
jodla	1995	19.6	1.39	0.06	3.86	0.07	.	.	4.69	0.28	0.52	0.02	0.19	0.01	0.77	0.09	3.17	0.11	.	.	0.91	0.42	1.58	0.11
	2000	15.9	5.03	0.35	1.47	0.10	0.09	0.01	4.26	0.36	1.21	0.08	0.25	0.02	0.91	0.06	4.15	0.29	0.43	0.04	2.20	0.18	1.63	0.11
	2001	19.6	4.20	0.47	1.97	0.24	0.04	0.00	3.25	0.44	1.34	0.16	0.17	0.02	1.33	0.24	4.12	0.42	0.12	0.01	1.16	0.15	1.44	0.13
	2002	15.6	4.19	0.26	1.93	0.13	0.06	0.00	5.08	0.45	0.57	0.04	0.31	0.02	0.85	0.06	3.61	0.22	0.27	0.02	1.92	0.13	2.14	0.12
	2003	13.3	4.32	0.36	5.07	0.14	0.04	0.00	4.13	0.30	0.54	0.05	0.30	0.02	0.58	0.05	3.22	0.20	0.14	0.01	1.83	0.12	2.38	0.23
	2004	23.2	5.14	0.40	6.83	0.18	0.16	0.02	4.97	0.42	0.64	0.06	0.51	0.04	1.23	0.11	5.04	0.43	0.20	0.01	2.67	0.20	2.40	0.17
buk	1995	209.0	10.51	0.49	8.57	0.25	.	.	16.85	0.56	3.87	0.11	0.92	0.04	3.34	0.18	31.22	0.98	.	.	6.07	1.32	15.63	0.94
	2000	155.1	32.15	1.68	9.43	0.76	0.57	0.07	18.19	1.33	7.30	0.38	1.03	0.09	3.61	0.34	30.85	1.56	2.15	0.21	11.95	0.74	10.65	0.38
	2001	213.9	13.81	0.69	5.54	0.35	0.40	0.03	9.62	0.78	8.24	0.57	0.95	0.05	2.88	0.17	27.07	1.04	2.57	0.23	9.04	0.72	9.16	0.74
	2002	241.7	22.61	2.01	5.97	0.57	0.37	0.02	9.81	1.10	6.50	0.28	1.11	0.06	4.68	0.35	25.28	0.86	1.22	0.09	12.22	0.80	11.56	0.67
	2003	200.8	14.41	0.58	9.76	0.15	0.34	0.03	8.06	0.41	5.84	0.29	0.85	0.03	2.34	0.20	21.22	1.07	0.49	0.06	8.27	0.33	8.43	0.55
	2004	234.7	16.18	1.02	9.85	0.22	0.95	0.13	7.53	0.63	3.03	0.40	1.12	0.06	3.63	0.29	23.93	1.03	0.69	0.04	8.65	0.39	8.99	0.88

wartości stwierdzono w miesiącach zimowych, najniższe w letnich. Obserwowany rozkład przewodności należy wiązać przede wszystkim z procesem zatężenia roztworów spływających po powierzchniach drzew. Proces ten wynika zarówno z procesów jonowymiennych w układzie roślina–woda, jak i spłukiwania aerozoli osadzonych w wyniku depozycji suchej na powierzchni drzew. Intensywność procesu zatężania jest znacznie większa w przypadku drzew iglastych niż liściastych. Wynika to m. in. z różnic w budowie morfologicznej kory drzew (Kowalkowski i wsp. 2002).

Badania składu chemicznego opadów w zlewni badawczej ZMŚP Św. Krzyż wykazały wysoką depozycję jonów azotu w opadzie bezpośrednim i docierającym do gleb w postaci opadu podkoronowego i spływającego po pniach drzew (tab. 5 – 8).

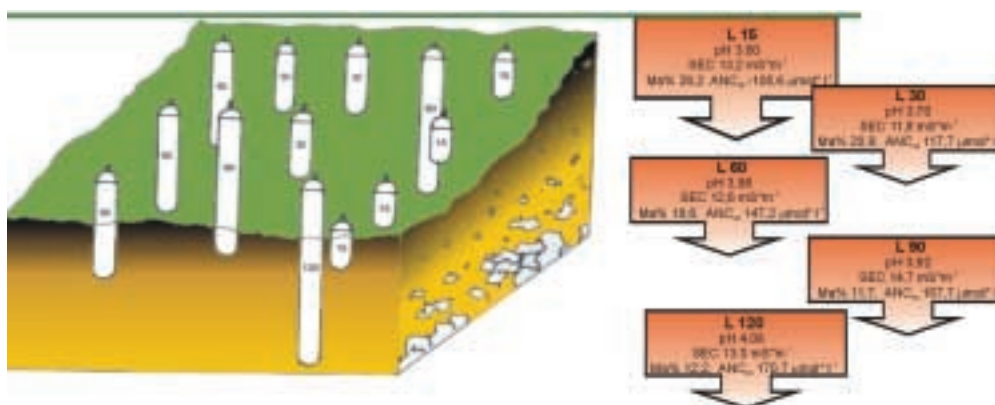
Łączna średnia depozycja azotu ($\text{N-NO}_3 + \text{N-NH}_4$) w zlewni przekroczyła najwyższe wartości podawane przez Nilssona i Grennfelta (1988), jako krytyczny ładunek N. Dla lasów iglastych wynosi on $3\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$, a dla lasów liściastych $3\text{--}20 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$. W badanym geoeosystemie łączny średni ładunek azotu wniesiony do gleb (wraz z wodami spływającymi po pniach drzew) w drzewostanie jodłowo-bukowym wynosił $57,36 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ Nilssona i Grennfelta (1988), jako krytyczny ładunek N. Dla lasów iglastych wynosi on $3\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ i $42,02 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ Nilssona i Grennfelta (1988), jako krytyczny ładunek N. Dla lasów iglastych wynosi on $3\text{--}15 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ w drzewostanie bukowym. Tak znacząca depozycja N, głównie w postaci NO_3^- powoduje wymywanie z roślin znacznych ilości K^+ oraz Mn^{2+} .

Kolejnym składnikiem zakwaszającym środowisko jest siarka siarczanowa (S-SO_4). Ivens i wsp (1990) dla znacznej ilości lasów europejskich, podają, że stosunek siarki w opadzie podkoronowym do siarki w opadzie bezpośrednim dla stanowisk iglastych wynosi $2,3\text{--}3,8$ (średnio = $3,1$), w porównaniu z $0,9\text{--}2,3$ (średnio = $2,1$) dla stanowisk liściastych. W Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż stosunek ten wynosił: $2,7$ dla drzewostanu iglastego i $1,6$ dla liściastego.

Dodatkowym źródłem składników zakwaszających środowisko jest spływ po pniach drzew. W badanym geoeosystemie średnio po pniu buka spływa $29,6\%$ natomiast po pniu jodły $2,5\%$ opadu bezpośredniego. Wielkości ładunków substancji docierających tą drogą do podłoża, szczególnie po gładkiej korze buka są bardzo wysokie. W przypadku S-SO_4 średnia depozycja wyniosła rocznie dodatkowo $8,19 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, po pniu jodły $3,52 \text{ kg ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$.

Roztwory glebowe

W glebie w poszczególnych jej poziomach następuje dalsza transformacja opadów (ryc. 25). Na podstawie badań właściwości fizyko-chemicznych roztworów glebowych w wieloletnim stwierdzono, że roztwory glebowe w całym mierzonym profilu są kwaśne. Średnia ważona wartość pH dla wszystkich badanych głębokości wynosiła $4,05$. Najbardziej kwaśne były roztwory na głębo-



Ryc. 25. Właściwości fizyko-chemiczne roztworów glebowych za lata 2000-2004

Tabela 9. Średnie roczne wartości stężeń składników w roztworach glebowych na terenie SB Św. Krzyż w latach 2001-2004

Rok	pH	SEC	Cl	S-SO ₄	P-PO ₄	Ca	Mg	Fe	Mn	Na	K	Zn	Pb	Al.	N-NO ₃	N-NH ₄
		mS*m ⁻¹	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³
L 15																
2001	3.49	13.24	12.09	5.59	0.13	8.15	2.86	0.18	0.46	5.39	4.68	0.40	0.54	0.28	2.79	2.39
2002	4.03	12.79	7.16	8.06	0.14	8.02	2.74	1.10	0.58	5.34	2.07	0.59	0.44	1.03	5.90	0.81
2003	3.65	13.29	14.83	7.88	0.04	10.97	3.61	1.00	0.94	3.89	8.35	0.39	0.80	1.02	6.69	0.59
2004	4.02	7.01	10.18	11.65	0.07	7.17	2.51	1.32	0.58	4.87	5.59	0.61	.	0.56	1.60	0.81
średnia	3.61	13.08	11.47	7.92	0.11	8.50	2.90	0.86	0.62	4.85	5.50	0.51	0.57	0.69	4.06	1.19
min	3.22	3.46	3.69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.09	0.31	1.70	0.90	0.00	0.27	0.02	0.10	0.00
max	4.56	29.42	37.80	17.04	1.36	20.50	8.30	2.38	1.23	12.60	41.50	1.31	1.30	3.30	19.90	5.38
SD	0.34	5.39	6.81	3.78	0.23	5.34	1.82	0.55	0.23	2.05	7.31	0.29	0.27	0.56	3.99	1.15
L 30																
2001	3.65	12.78	5.55	7.05	0.00	7.81	4.42	0.61	0.32	4.84	2.92	0.44	0.30	0.61	0.73	0.45
2002	4.16	8.50	4.86	6.17	0.06	7.25	2.15	0.61	0.32	4.55	2.86	0.48	0.24	0.55	2.83	0.61
2003	4.10	8.38	11.39	6.38	0.02	11.13	3.52	0.93	0.52	3.93	6.53	0.54	0.43	0.50	2.55	0.19
2004	4.10	8.34	8.96	5.29	0.07	4.82	1.97	0.48	0.35	5.00	4.27	0.76	0.44	0.35	2.71	0.58
średnia	3.70	12.02	7.65	6.44	0.04	6.81	3.02	0.65	0.38	4.56	4.17	0.58	0.32	0.51	2.26	0.47
min	3.39	3.67	1.50	3.33	0.00	0.00	0.00	0.27	0.22	0.70	0.90	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00
max	5.80	16.10	18.00	14.74	0.41	18.50	7.24	1.27	1.01	7.50	15.80	1.75	0.54	0.94	5.33	1.34
SD	0.51	3.12	4.01	2.57	0.11	4.72	1.89	0.29	0.17	1.47	3.56	0.39	0.14	0.20	1.46	0.38
L 60																
2001	3.62	15.39	9.14	10.96	0.00	9.69	4.36	0.29	0.23	8.21	1.99	0.32	0.25	0.84	0.30	0.45
2002	4.20	10.78	10.66	7.16	0.00	5.40	2.77	0.23	0.19	7.30	1.76	0.30	0.22	0.69	1.58	0.70
2003	4.05	10.07	11.88	6.41	0.00	10.21	2.75	0.27	0.18	7.08	2.47	0.22	0.28	0.55	1.14	0.28
2004	3.91	9.40	13.13	7.80	0.02	4.69	2.70	0.16	0.14	8.60	2.02	0.26	.	0.48	0.41	0.19
średnia	3.85	12.74	10.68	8.44	0.01	7.35	3.33	0.24	0.19	7.90	2.02	0.28	0.24	0.67	0.87	0.44
min	3.25	7.50	4.59	3.01	0.00	0.00	0.00	0.12	0.12	2.70	1.30	0.00	0.12	0.11	0.00	0.00
max	5.52	20.00	18.80	22.47	0.08	17.00	7.60	0.55	0.39	11.20	3.50	0.80	0.41	1.94	4.80	1.41
SD	0.42	2.99	3.15	3.78	0.02	4.50	2.06	0.09	0.06	1.47	0.59	0.16	0.06	0.35	1.04	0.37

Tabela 9. c.d. Średnie roczne wartości stężeń składników w roztworach glebowych na terenie SB Św. Krzyż w latach 2001-2004

Rok	pH	SEC	Cl	S-SO ₄	P-PO ₄	Ca	Mg	Fe	Mn	Na	K	Zn	Pb	Al.	N-NO ₃	N-NH ₄
		mS*m ⁻¹	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg *dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³
L 90																
2001	3.77	16.72	11.97	11.67	0.04	11.27	4.81	0.51	0.43	9.07	2.17	0.49	0.40	0.40	0.54	0.76
2002	4.57	11.22	12.52	9.65	0.00	8.47	3.02	0.17	0.40	7.56	3.48	0.65	0.24	0.27	0.98	0.64
2003	4.89	10.32	19.58	10.45	0.00	8.87	5.23	0.87	0.41	8.14	6.38	0.86	0.52	0.24	0.94	0.78
2004	5.42	10.69	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
średnia	3.94	15.91	13.71	10.62	0.02	9.67	4.18	0.41	0.41	8.19	3.54	0.61	0.39	0.31	0.80	0.69
min	3.28	6.04	8.46	5.63	0.00	1.00	1.52	0.06	0.23	4.30	1.10	0.20	0.10	0.06	0.00	0.00
max	6.71	22.30	31.50	23.07	0.27	23.30	9.70	1.48	0.71	11.60	20.00	1.11	0.62	0.99	2.60	2.34
SD	0.70	4.11	4.83	3.50	0.06	4.87	2.19	0.43	0.11	1.45	4.04	0.25	0.11	0.21	0.72	0.62
L 120																
2001	3.80	15.83	9.46	12.65	0.01	14.13	5.14	0.06	0.22	7.74	1.33	1.03	0.32	0.66	0.34	0.52
2002	4.14	12.04	12.08	10.70	0.01	9.85	3.29	0.10	0.16	8.33	1.27	0.65	0.26	0.57	1.13	0.53
2003	4.47	8.48	11.78	9.49	0.03	7.15	4.44	1.15	0.25	6.78	1.46	0.22	0.29	0.23	0.25	0.32
2004	4.63	10.98	18.21	6.32	0.03	5.31	4.16	1.38	0.44	9.05	3.28	0.59	.	0.11	0.42	0.41
średnia	3.94	15.91	12.94	9.93	0.02	8.87	4.28	0.57	0.27	8.16	1.86	0.69	0.29	0.43	0.59	0.46
min	3.57	5.98	6.87	0.00	0.00	0.00	0.62	0.01	0.11	6.20	0.90	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00
max	7.32	19.90	25.50	24.37	0.13	23.80	11.00	3.45	0.89	15.50	6.70	1.75	0.48	1.64	3.30	1.32
SD	0.70	3.74	4.86	5.26	0.03	6.22	2.30	0.94	0.18	1.74	1.23	0.44	0.09	0.36	0.76	0.40

kości 15 cm (średnia ważona pH 3,75). Najwyższą wartość pH zanotowano na głębokości 90 cm z pH 4,54 (ryc. 25). O zakwaszeniu roztworów decydują głównie siarczany i chlorki, które pochodzą z powietrza atmosferycznego oraz jony żelaza i glinu wypłukiwane z gleby.

Stopień zmineralizowania roztworów glebowych mieścił się w granicach od 11,9 do 14,7 mS·m⁻¹, przy średniej dla wszystkich poziomów wynoszącej 13,9 mS m⁻¹. Minimum i maksimum zanotowano na głębokości 15 cm, odpowiednio 3,46 mS·m⁻¹ i 29,42 mS·m⁻¹ (tab. 9).

Depozycja wód opadowych do podłoża wnosi znaczące ładunki kwasogennych składników, które powodują zakwaszenie wierzchnich poziomów gleb. Są również przyczyną wynoszenia poza obszar ryzosfery biogenów, głównie Ca, K i Mg, co ma istotne znaczenie dla dostępności tych pierwiastków dla roślin.

Wody podziemne

Na terenie zlewni badawczej na północnym stoku, w górnej jego części, duże ilości wód opadowych łatwo infiltrują w podłoże. W strefie dolnej zboczy soliflukcyjne utwory gruzowo-gliniaste zawierają więcej części ilastych tworząc nieprzepuszczalną zaporę, utrudniającą odpływ wód z pokryw zwietrzelinowych. Na granicy gruzowo-zwietrzelinowej i ilastej woda wypływa ze zboczy w postaci źródeł lub wysięków. Badania prowadzone są w dwóch źródłach zlokalizowanych na różnych wysokościach nad poziomem morza. Źródło Z2 położone na wysokości 536 m n.p.m. oraz źródło Z3 na wysokości 328 m n.p.m.

Wydajność źródła Z2 uzależniona jest od wielkości opadów atmosferycznych. Najniższą wydajność stwierdzono w roku 2003 przy rocznej sumie opadów 522,6 mm, najwyższą w roku 2001

Tabela 10. Średnia roczna wydajność źródła Z2 dla okresu roku hydrologicznego

Nr punktu	Wydajność [l·s ⁻¹]				
	2000	2001	2002	2003	2004
Z2	0,063	0,245	0,134	0,057	0,097

przy sumie opadów w ciągu roku 908,1 mm (tab. 10). Większą wydajność notuje się w półroczu zimnym, z maksimum w kwietniu, co jest związane z przenikaniem do podłoża dużej ilości wód z topniejącego śniegu. W półroczu letnim najwyższą wydajność źródła stwierdzono w maju.

Średnia temperatura wody w źródle Z2 w wieloleciu 1994-2004 wynosiła 7,4°C, z wahaniami od 7,0°C (1999 r.) do 7,9°C (2000 r.), natomiast w źródle Z3 była nieco wyższa i przy średniej z wielolecia 8,1°C, z wahaniami od 7,5°C (2002 r.) 8,5°C (1995 r.). Analizowane źródła zaliczono do I klasy jakości wody.

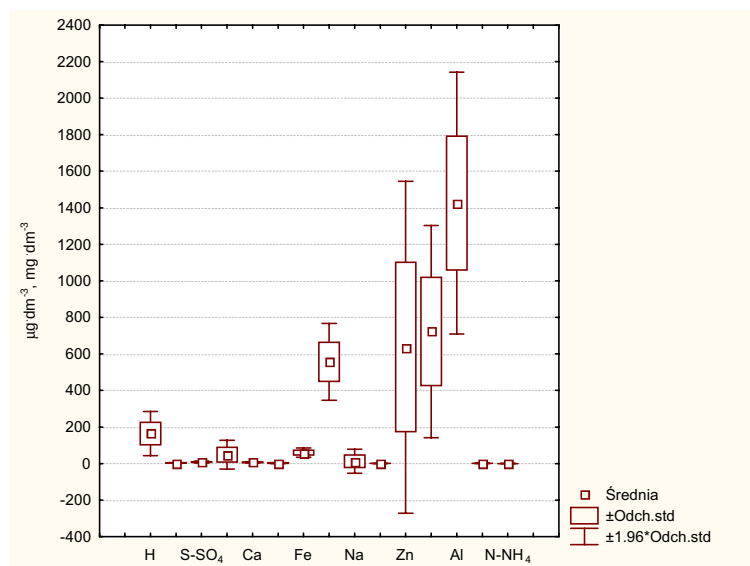
Z przemysłowym typem gospodarki wodnej w glebach i kwaśnymi opadami związane jest pH wód podziemnych badanego obszaru. W roku wielolecia w źródle Z2, pod gołoborzami, średnia ważona roczna wartość pH wynosiła 3,88. Mniej kwaśne są wody przemylające gleby stokowej części zlewni, ze średnią pH 4,70 w źródle Z3 u podnóża stoku, z wahaniami od pH 4,52 (1999 r.) do 4,96 (1994 r.). Wskazuje to na okresowo zmienne wzbogacanie tych wód w wymywane z gleb w części stokowej zlewni zasadowe lub kwasowe składniki w porównaniu z wodami wierzchowi nowej części zlewni. Według klasyfikacji wartości wskaźników jakości wody w klasach jakości wód podziemnych pod względem pH wody badanych źródeł zaliczono do klasy IV – wody o niezadowalającej jakości. Wartości wskaźników jakości wody są obniżone w wyniku naturalnych procesów oraz wyraźnego oddziaływania antropogenicznego.

Przewodnictwo elektryczne właściwe wód źródła Z2, wynoszące w badanym wieloleciu 10,81 mS·m⁻¹, wykazuje tendencję malejącą. W roku 1994 konduktancja wynosiła 13,71 mS·m⁻¹

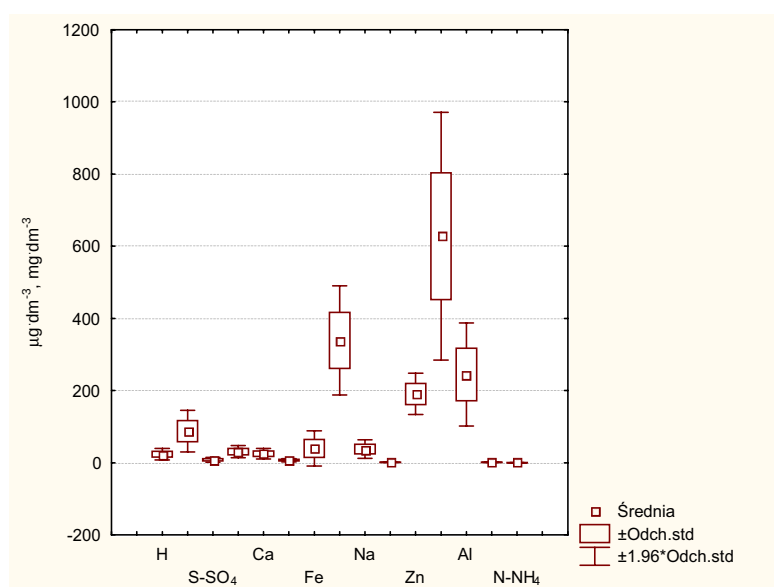
w roku 2004 – $7,38 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$. Źródło Z3 położone u podnóża stoku charakteryzuje się 3,3-krotnie większym przewodnictwem od źródła Z2. Bezpośredni wpływ na takie wartości przewodnictwa mają głównie chlor i sód, co świadczy o antropogenicznym pochodzeniu tych zanieczyszczeń. Pod względem przewodnictwa elektrycznego wody zakwalifikowano do I klasy jakości. Z przedstawionych danych wynika, że pH i mineralizacja przemieszczających się śródglebowo wód mogą być w dalekim stopniu zróżnicowane, nawet w obrębie niewielkiej zlewni. Wody źródeł charakteryzowały się zróżnicowanymi stężeniami badanych pierwiastków w zależności od położenia w obrębie zlewni. Stężenia Ca, Mg i Na w wodach źródła Z2 pod gołoborzami były stosunkowo niskie, przy niewielkiej wydajności tego źródła. Dwu-, jedenastokrotnie i dwudziestopięciokrotnie wyższe były stężenia tych jonów w wodach źródła Z3 w dolnej części stoku, co wskazuje na wymywanie tych składników z gleb przez wody pochodzenia opadowego podczas ich transportu śródglebowego (tab. 11). Inny jest rodzaj migracji Fe, Al i Mn, których stężenia były w okresie badań niższe w wodach Z3 niż w wodach Z2. Z tego należy wnioskować, że jony te podczas

Tabela 11. Zestawienie średnich rocznych stężeń $\pm$ odchylenie standardowe badanych parametrów w źródłach Z2 i Z3 dla poszczególnych lat hydrologicznych

Z2	Cl		S-SO ₄		Ca		Mg		Na		K		Al		N-NO ₃		N-NH ₄		Pog.	
	mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		μg *dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		μg*dm ⁻³	
1994	3.98	5.33	13.00	15.00	8.65	12.36	2.54	3.74	2.01	3.28	1.33	1.73	-	-	2.47	3.03	-	-	-	-
		2.63		11.00		4.94		1.34		0.74		0.93		-		1.90		-	-	-
1995	3.63	4.63	12.80	14.70	5.72	9.01	2.01	2.74	1.92	2.76	1.32	1.66	-	-	1.81	2.40	-	-	-	-
		2.63		10.90		2.43		1.28		1.08		0.98		-		1.23		-	-	-
1999	4.60	6.11	5.74	8.93	9.03	10.75	2.37	3.73	-	-	0.32	0.71	1696.36	2153.64	1.67	2.34	3.30	13.42	-	-
		3.09		2.55		7.31		1.01		-		-0.07		1239.08		1.00	-6.81		-	-
2000	3.48	4.89	8.32	10.75	6.24	11.30	5.01	7.01	1.62	2.19	1.41	2.19	1915.00	2635.84	1.75	2.87	0.49	0.97	-	-
		2.07		5.89		1.18		3.01		1.05		0.63		1194.16		0.63	0.00		-	-
2001	4.75	8.80	7.26	8.79	6.30	12.36	3.78	5.98	2.08	3.75	1.07	1.25	1413.65	2238.17	1.16	1.68	0.66	0.99	-	-
		0.69		5.73		0.24		1.59		0.40		0.88		589.13		0.63	0.33		-	-
2002	3.75	4.34	9.01	15.63	8.37	13.34	2.42	3.66	1.50	1.71	1.06	1.65	1732.29	2069.83	1.41	1.84	0.38	0.65	26.22	44.77
		3.17		2.39		3.41		1.18		1.29		0.47		1394.74		0.99	0.10		7.68	
2003	4.08	4.56	6.42	9.05	5.35	8.47	2.29	3.06	1.12	1.63	0.94	1.10	1187.58	1855.26	1.61	2.10	0.27	0.61	116.75	350.88
		3.60		3.79		2.23		1.53		0.61		0.79		519.91		1.13	-0.06		-117.38	
2004	3.67	4.16	5.75	7.18	4.54	6.53	0.36	1.15	1.63	1.88	0.95	1.17	1130.17	1425.40	4.67	6.32	0.14	0.32	53.47	118.19
		3.18		4.32		2.55		-0.43		1.37		0.73		834.93		3.01	-0.04		-11.25	
Z3	Cl		S-SO ₄		Ca		Mg		Na		K		Al		N-NO ₃		N-NH ₄		Pog.	
	mg*dm ⁻³		v		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		μg*dm ⁻³	
1994	74.90	155.35	13.20	16.20	28.60	42.75	6.76	9.20	31.20	62.96	1.34	2.20	-	-	2.21	2.83	-	-	-	-
		-5.55		10.20		14.45		4.32		-0.56		0.48		-		1.60		-	-	-
1995	78.64	167.68	13.30	15.90	27.84	42.54	6.38	9.84	32.85	71.80	1.26	1.70	-	-	1.65	2.25	-	-	-	-
		-10.40		10.70		13.14		2.92		-6.10		0.82		-		1.05		-	-	-
1999	70.30	148.52	7.17	10.54	25.87	40.48	6.74	10.17	0.00	0.00	0.31	0.67	333.36	461.56	1.74	2.59	1.27	4.71	-	-
		-7.91		3.81		11.25		3.32		0.00		-0.05		205.17		0.89	-2.16		-	-
2000	95.14	157.51	8.77	11.26	23.45	36.99	10.29	15.46	42.96	74.53	1.05	1.46	264.09	381.47	1.64	2.65	0.58	1.24	-	-
		32.77		6.28		9.90		5.12		11.39		0.64		146.71		0.64	-0.08		-	-
2001	40.87	77.69	9.03	10.96	18.26	27.12	6.70	9.18	21.20	39.29	0.98	1.24	146.33	221.38	1.24	1.90	0.77	1.11	-	-
		4.05		7.11		9.40		4.23		3.11		0.73		71.28		0.58	0.43		-	-
2002	103.65	185.94	8.00	10.31	30.56	45.23	5.36	6.97	46.34	84.95	1.06	1.36	323.21	558.17	1.77	2.37	0.44	0.71	37.24	89.89
		21.35		5.69		15.89		3.76		7.72		0.77		88.26		1.17	0.17		-15.41	
2003	121.19	206.44	5.77	8.77	33.71	52.65	11.46	21.17	27.99	50.45	1.06	1.50	222.33	313.69	1.60	2.13	0.31	0.70	38.74	65.03
		35.94		2.78		14.78		1.74		5.53		0.62		130.97		1.08	-0.07		12.44	
2004	139.83	233.76	5.63	9.08	32.15	48.44	6.16	10.04	64.44	109.19	1.27	2.07	172.33	235.07	5.44	8.45	0.06	0.17	23.00	37.32
		45.91		2.19		15.86		2.27		19.69		0.46		109.58		2.42	-0.04		8.67	



Ryc. 26. Tło geochemiczne źródła Z2



Ryc. 27. Tło geochemiczne źródła Z3

migracji śródglebowej są kumulowane w glebach. Tło geochemiczne dla źródeł Z2 i Z3 przedstawiają ryciny 26 i 27.

Na podstawie klasyfikacji Altowskiego i Szwieca określono typ hydrogeochemiczny wód badanych źródeł. Źródło Z2 zakwalifikowano jako siarczanowo-wapniowo-chlorkowo-magnezowe (wody proste), zaś źródło Z3 jako chlorkowo-wapniowe (wody mieszane, wielojonowe). Według klasyfikacji zwykłych wód podziemnych dla potrzeb monitoringu (PIOŚ 1993) ze względu na pH wody badanych źródeł zaliczono do klasy III – o niskiej jakości.

Wody powierzchniowe

W latach hydrologicznych 2000–2004 odpływ rzeczny wahał się od 333,3 mm, przy współczynniku odpływu 36,7% do 91,8 mm, przy współczynniku 14,8% (tab. 12). Najwyższy odpływ w badanych latach odnotowano w marcu, maju i kwietniu. Największy wpływ na wielkość odpływu w badanej zlewni mają wody roztopowe.

Tabela 12. Roczne wartości sum opadów atmosferycznych, warstwy odpływu i współczynnika odpływu dla dostępnych lat obserwacji

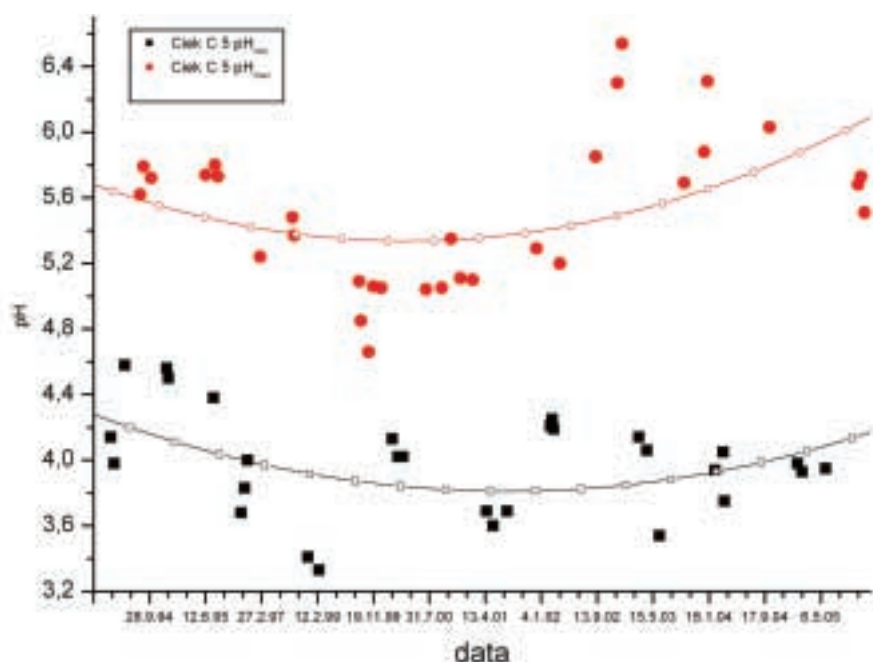
Rok	Opad atmosferyczny	Odpływ	Współczynnik odpływu
	[mm]		[-]
1994	777,2	.	.
1995	690,3	.	.
1996	855,1	.	.
1997	550,6	.	.
1998	869,5	.	.
1999	753,2	.	.
2000	786,0	183,5	23,3
2001	908,1	333,3	36,7
2002	736,4	.	.
2003	522,6	.	.
2004	645,0	91,8	14,8

Analiza wielkości odpływu w podziale na półrocza wskazuje na wyraźną dominację odpływu w półroczu zimowym. Najwyższe jednostkowe odpływy notowano w okresie od marca do maja, z maksimum w marcu, minimalne jednostkowe odpływy natomiast notowano w miesiącach letnich (czerwiec – lipiec), co należy wiązać, pomimo wysokich sum opadów, z intensywnym poborem wody przez okoliczne gospodarstwa.

Na szczególną uwagę zasługują niskie współczynniki w półroczu letnim (lipiec – październik), kiedy to notowane wartości nie przekraczały 3%.

W okresie wielolecia 1994-2004, w profilu C5, średnia roczna wartość pH wyniosła 4,68, z wahaniami od pH 4,17 (1995r.) do pH 5,05 (1994 r.). W profilu C6 odnotowano wyższą średnią wieloletnią wartość pH, w stosunku do profilu C5 o 0,68 jednostki pH.

Analiza zmienności minimalnych i maksymalnych wartości pH w C5 w latach 1994-2004 wskazuje na istnienie, dla wartości maksymalnych, poczynając od roku 1999, a dla minimalnych



Ryc. 28. Zmienność minimalnych i maksymalnych wartości pH w profilu C5

Tabela 13. Zestawienie średnich rocznych stężeń +/- odchylenie standardowe badanych parametrów w ciekach C5 i C6 dla poszczególnych lat hydrologicznych

C5	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Na		K		Al.		N-NO ₃		N-NH ₄		Pogót	
	mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³	
1994	7.16	8.25 6.08	12.60	16.60 8.60	13.85	18.61 9.09	4.75	6.60 2.90	4.00	5.04 2.96	1.80	2.73 0.87	1.80	2.73 0.87	-	- -	1.84	2.94 0.74	-	- -	-	- -
1995	7.96	9.60 6.32	13.10	17.00 9.20	13.90	31.90 -4.10	14.00	17.25 10.75	4.32	5.42 3.22	4.43	5.50 3.36	2.04	2.97 1.11	-	- -	1.28	2.02 0.54	-	- -	-	- -
1999	5.69	7.90 3.49	3.19	5.18 1.20	8.75	21.59 -4.10	10.00	12.49 7.51	3.69	4.75 2.62	0.00	0.00 0.00	0.17	0.36 -0.02	0.30	0.48 0.12	1.98	2.79 1.16	0.30	0.70 -0.10	22.99	47.75 -1.77
2000	4.94	6.53 3.35	3.89	5.14 2.63	0.15	0.55 -0.25	10.67	20.00 1.35	4.92	6.46 3.38	2.52	3.20 1.84	0.87	1.71 0.02	143.05	285.44 0.66	2.07	3.01 1.13	0.47	1.04 -0.10	23.99	38.83 9.15
2001	4.75	6.47 3.03	4.81	7.35 2.26	1.23	3.01 -0.56	6.58	12.36 0.80	4.15	5.94 2.36	2.63	3.00 2.25	1.03	1.28 0.77	149.90	249.20 50.60	1.78	2.41 1.16	0.70	1.02 0.37	48.36	106.90 -10.19
2002	4.70	5.31 4.09	4.21	6.53 1.89	0.93	2.85 -0.98	8.85	14.48 3.22	2.41	4.13 0.68	2.43	2.78 2.09	0.83	1.09 0.56	146.19	280.33 12.05	2.27	3.07 1.47	0.49	0.81 0.16	56.71	128.77 -15.35
2003	5.31	5.99 4.64	3.76	6.46 1.06	5.74	13.96 -2.48	8.27	11.70 4.84	2.73	3.84 1.62	2.16	3.40 0.92	0.79	1.10 0.48	79.86	158.21 1.50	1.98	2.24 1.71	0.26	0.60 -0.07	33.70	61.11 6.29
2004	5.31	5.99 4.64	2.54	4.38 0.69	1.74	3.92 -0.44	5.84	7.59 4.08	1.37	2.20 0.55	2.45	2.85 2.05	0.77	1.10 0.44	95.11	190.18 0.04	1.61	2.15 1.08	0.04	0.10 -0.03	29.04	70.58 -12.50
C6	Cl		S-SO ₄		P-PO ₄		Ca		Mg		Na		K		Al.		N-NO ₃		N-NH ₄		Pogót	
	mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		mg*dm ⁻³		µg*dm ⁻³	
1999	13.91	17.13 10.69	23.11	43.37 2.85	26.93	73.81 -19.95	28.94	40.57 17.30	7.29	10.42 4.16	-	- -	1.24	2.87 -0.38	0.30	0.67 -0.08	2.07	3.67 0.47	0.56	1.18 -0.06	47.54	103.93 -8.85
2000	15.53	20.39 10.66	26.87	35.43 18.31	37.26	116.28 -41.76	27.08	40.48 13.67	10.04	13.71 6.37	8.84	12.49 5.19	2.18	4.43 -0.06	158.47	437.91 -120.97	1.65	3.28 0.03	0.88	1.82 -0.06	156.02	405.12 -93.08
2001	11.77	15.04 8.51	19.30	26.92 11.69	3.80	8.88 -1.28	22.33	31.67 12.98	9.21	12.96 5.47	8.23	10.52 5.93	1.34	1.67 1.01	68.42	170.89 -34.05	0.85	1.07 0.63	0.82	1.14 0.50	39.10	58.24 19.96
2002	11.96	16.49 7.44	22.27	32.11 12.43	1.41	3.42 -0.61	24.86	37.25 12.47	5.14	7.04 3.23	7.52	9.97 5.06	1.28	1.92 0.64	109.57	355.22 -136.08	1.12	1.98 0.26	0.54	0.87 0.21	47.53	88.52 6.54
2003	17.73	25.43 10.03	37.49	57.30 17.68	8.25	18.47 -1.97	37.51	60.49 14.53	6.82	10.10 3.55	10.11	14.77 5.46	1.33	1.77 0.88	293.83	588.07 -0.41	1.13	1.39 0.86	0.32	0.64 -0.01	71.71	123.19 20.24
2004	12.05	15.39 8.72	26.71	36.07 17.34	2.28	4.63 -0.08	27.65	40.66 14.64	6.80	9.82 3.78	8.05	9.89 6.21	0.94	1.52 0.36	1047.22	2508.06 -413.62	1.19	1.84 0.53	0.08	0.18 -0.01	32.63	56.85 8.41

od 2001, wyraźnego wzrostowego trendu wartości. Stan taki istnieje pomimo obniżania się średniej rocznej wartości pH w porównaniu do lat poprzednich (ryc. 28).

Znaczne różnice między profilami C5 a C6 odnotowano w przypadku przewodności elektrolitycznej. Wody C5 były słabiej zmineralizowane. Średnie roczne wartości przewodności w profilu C5 wahały się od $6,30 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$ w roku 2003 do $12,80 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$ w roku 1994 i 1995, przy średniej wieloletniej $9,80 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$. Wody te po przepłynięciu przez tereny uprawiane rolniczo zwiększyły swoją przewodność 2,6-krotnie w stosunku do C5.

Analiza składu chemicznego wód w profilu C5 i C6 wykazała, że wody płynące w obszarze zalesionym zawierają stosunkowo duże ilości wapnia, siarki siarczanowej i chlorków – tabela 13. Wielokrotnie wyższe były stężenia oznaczanych jonów w profilu C6. Na obszarze będącym w uprawie rolniczej woda w profilu zamykającym zlewnię miała 7-krotnie więcej azotu amonowego, 6-krotnie więcej siarki siarczanowej i 4-krotnie więcej wapnia. Na podstawie danych z analizowanego wielolecia stwierdzono, że w wodach w profilu C6 zmniejsza się stężenie większości oznaczanych pierwiastków.

Na podstawie analizy składu chemicznego określono typ hydrochemiczny wód wykorzystując klasyfikację Altowskiego i Szwiecy (za Maciaszczyk 1988). Wody w badanych profilach są wodami dwutonowymi: wapniowo-siarczanowymi w C5 i siarczanowo-wapniowymi w C6.

Analiza składu chemicznego pozwoliła również na określenie klas jakości wód powierzchniowych w zlewni Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż. Spośród badanych wskaźników, do klasy I w przypadku profilu C5 zaliczono: temperaturę, zawartość tlenu, fosforany oraz wszystkie wskaźniki zasolenia. Znacznie lepiej pod względem jakości wypadają wody w profilu zamykającym zlewnię. Do klasy pierwszej zaliczono: temperaturę, zawartość tlenu, jonów azotanowych i fosforanowych, wszystkie wskaźniki zasolenia oraz żelazo. W obu przypadkach do klasy V zaliczono odczyn oraz zawartość jonów glinu, co jest efektem uwarunkowań środowiskowych. Sumaryczne roczne ładunki składników wynoszonych z terenu zlewni przedstawiono w tabeli 14.

Tabela 14. Roczne ładunki poszczególnych jonów wynoszone z terenu zlewni SB ZMŚP Św. Krzyż w latach 2000-2001 i 2004

Rok	Odpływ mm	Parametr						
		Cl	S-SO ₄	P-PO ₄	Ca	Mg	Fe	Mn
		kg ha ⁻¹ a ⁻¹						
2000	183.5	27.39	43.57	0.07	43.32	20.02	.	0.72
2001	333.3	32.34	64.27	0.08	62.31	35.36	1.28	1.42
2004	91.8	12.07	25.71	0.00	23.42	7.29	0.12	0.64
Rok	Na	K	Zn	Al	N-NO ₃	N-NH ₄	P _{og}	SUMA
2000	10.91	4.36	0.44	0.86	2.39	0.27	0.06	135.11
2001	24.20	4.40	0.54	0.51	2.65	3.04	0.16	197.05
2004	7.49	0.93	0.24	1.70	1.32	0.00	0.02	69.26

Chemizm opadu organicznego

Program ten realizowano na stałych powierzchniach doświadczalnych. Rozmieszczone chwytaki pozwalały na zbieranie drobnego opadu organicznego pochodzącego z charakterystycznych biogrup drzew, znajdujących się w różnych fazach przekształceń ilościowych i jakościowych.

W składzie gatunkowym biogrupy drzew na powierzchni A położonej na wysokości 515 do 516,8 m n.p.m. zaznacza się efekt ekotonowy związany z bezpośrednim przyleganiem jej do ekosystemu łąkowego Polany Bielnik. W jej zwartym różnogatunkowym i wielowiekowym drzewostanie, składającym się z 22 drzew, dominuje grab 41% i jodła 27,2% z 3 przestojami o średniej

pierśnicy 72,0 cm, z domieszką buka – 13,6% i klonu jawora – 9,1%. Powierzchnia B położona na wysokości 509,5 do 510,6 m n.p.m. znajduje się poza zasięgiem ekotonu i charakteryzuje się biogrupą 19 drzew, różnowiekowych o kępowym, przerywanym zwarcu koron. Na niej dominuje buk – 66% z klonem jaworem 22,2% i pojedynczą jarzębiną oraz jedną martwą przestoją jodły. Pod tym drzewostanem rozwijają się kępowo podszyty jodłowe o dużej dynamice wzrostowej, osiągające już wysokości 2 m. Na słabo pokrytej runem powierzchni gleby leżą tu liczne zmurszałe kłody (14 szt.) wiekowych obumarłych jodeł i powalonych przy ich padaniu buków (3 szt.). Gleba jest przykryta do 10 cm warstwą zleżałej ściółki bukowej i jodłowo-bukowej.

Średnia masa opadu organicznego w wieloleciu 1994-2004 w badanych biogrupach wynosiła 8460,90 kg·ha⁻¹s.m. Na powierzchni z drzewostanem jodłowo-bukowym, poletko A, masa opadu wynosiła 4106,40 kg·ha⁻¹s.m., w tym 2938,10 kg·ha⁻¹ s.m. (71,55%) stanowiły organy asymilacyjne, 217,60 kg·ha⁻¹ (5,30%) owoce i pozostałe 950,70 kg·ha⁻¹s.m. (23,15%). Na powierzchni z dominującym drzewostanem bukowym, poletko B, masa opadu wynosiła 4354,50 kg·ha⁻¹, w tym

Tabela 15. Opad organiczny na Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż w latach 1994-2004 (powierzchnia A, kg·ha⁻¹ w suchej masie)

Rok	Masa całkowita opadu	Organy asymilacyjne			Owoce	Łuski pączków	Gałęzie	Kora	Inne
		Igły	Liście	Razem					
1994	2636.5	1375.2	791.0	2166.1	40.9	141.5	175.4	111.2	1.4
1995	5049.4	1024.3	1772.8	2797.1	1206.8	372.1	186.7	237.7	249.0
1996	6114.8	1439.8	3241.0	4680.8	188.4	65.0	693.0	290.2	197.4
1997	2821.7	996.2	1108.0	2104.1	12.0	131.6	182.0	288.0	104.0
1998	4729.8	1640.1	1470.5	3110.6	95.1	150.1	761.3	82.8	529.8
1999	3703.6	1512.8	1233.3	2746.1	124.0	155.1	316.4	209.9	152.1
2000	3065.2	1511.0	716.7	2227.7	192.5	149.3	217.1	121.7	156.9
2001	3326.4	958.6	1388.9	2347.5	88.6	145.3	432.4	56.2	256.5
2002	5039.4	2673.2	1638.4	4311.7	84.7	84.3	377.8	135.0	45.9
2003	4339.5	1433.9	1017.3	2451.3	311.0	223.2	531.9	166.4	655.8
2004	4344.3	1690.8	1685.7	3376.5	49.2	134.4	458.2	40.7	285.4
Razem	45170.5	16255.9	16063.5	32319.4	2393.1	1751.9	4332.3	1739.6	2634.2
średnia									
1994-2004	4106.4	1477.8	1460.3	2938.1	217.6	159.3	393.8	158.1	239.5

Tabela 16. Opad organiczny na Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż w latach 1994-2004 (powierzchnia B, kg·ha⁻¹ w suchej masie)

Rok	Masa całkowita opadu	Organy asymilacyjne			Owoce	Łuski pączków	Gałęzie	Kora	Inne
		Igły	Liście	Razem					
1994	3197.2	262.1	2410.0	2672.2	65.3	145.7	155.9	106.4	51.6
1995	7984.5	123.1	2957.0	3080.1	3696.3	775.3	148.5	7.1	277.3
1996	3921.9	139.8	2066.4	2206.2	859.7	145.0	217.3	41.3	452.3
1997	3201.3	84.2	2369.5	2453.6	98.2	209.5	228.9	97.9	113.1
1998	3531.7	54.8	2553.2	2608.0	55.2	190.7	412.9	20.5	244.4
1999	3562.7	77.0	2980.4	3057.3	91.7	159.8	142.0	15.9	96.0
2000	3665.3	278.6	2659.6	2938.2	68.1	173.0	252.6	13.3	220.1
2001	4685.4	67.0	3647.0	3713.9	86.9	256.7	473.1	21.1	133.5
2002	4896.0	118.9	3817.8	3936.7	114.0	212.4	549.9	43.5	39.4
2003	6214.7	85.1	2972.7	3057.8	920.7	332.8	202.8	37.4	1663.1
2004	3038.3	128.2	2111.3	2239.5	23.9	194.5	231.2	21.0	328.1
Razem	47899.0	1418.8	30544.8	31963.7	6080.0	2795.6	3015.3	425.4	3619.1
średnia									
1994-2004	4354.5	129.0	2776.8	2905.8	552.7	254.1	274.1	38.7	329.0

2905,80 kg·ha⁻¹s.m.(66,73%) stanowiły organy asymilacyjne, 552,70 kg·ha⁻¹ (12,70%) owoce i pozostałe 1846,70 kg·ha⁻¹s.m.(42,41%) (tab. 15, 16).

Istotnym składnikiem w ogólnej masie opadu organicznego o największym znaczeniu edaficznym są organy asymilacyjne i ich skład botaniczny, ze względu na wysoką w nich i zróżnicowaną zawartość składników mineralnych łatwo wracających do obiegu biologicznego oraz specyficzne zróżnicowanie w nich stosunków kationowo–anionowych bezpośrednio wpływających na właściwości gleb.

Analizowane powierzchnie różnią się między sobą udziałem poszczególnych organów w całkowitej masie. W drzewostanie jodłowo-bukowym dominują igły (45%) oraz liście (17%), natomiast w drzewostanie bukowym dominują liście (75%), igły stanowią jedynie 2%.

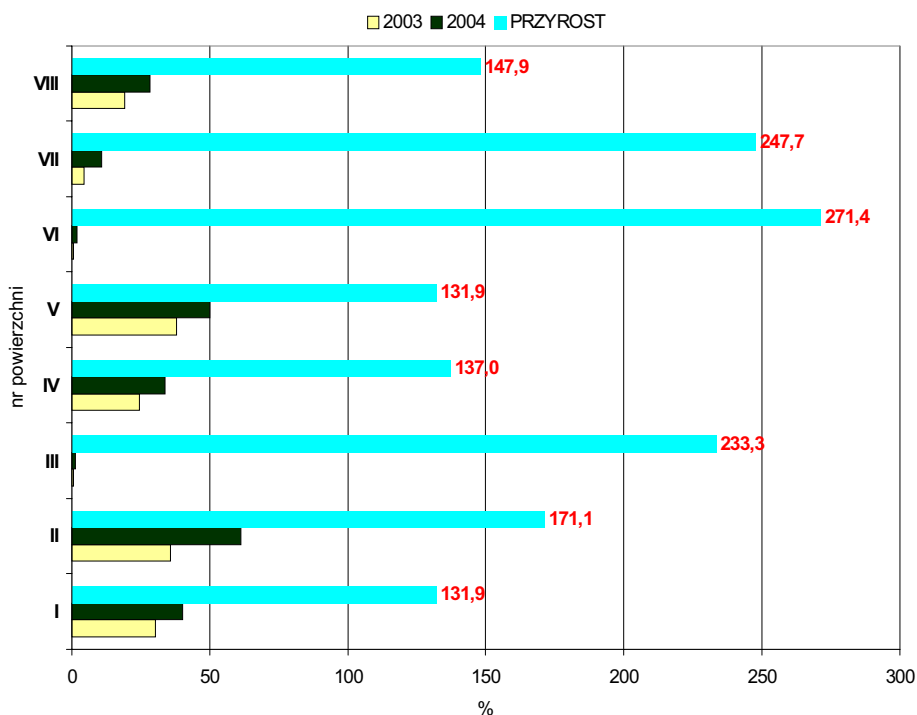
Uzyskane wyniki są wskaźnikiem niewielkich różnic potencjalnej zdolności bioprodukcji siedliska badanych drzewostanów. Wielkości te są niższe od opadu organicznego w lesie mieszanym koło Torunia wynoszącego 5465 do 6842 kg·ha⁻¹s.m i w lasach liściastych na południe od Kilonii wynoszącego 5800-6970 kg·ha⁻¹s.m.

Wieloletni przebieg całkowitego opadu organicznego na obu powierzchniach miał przebieg sinusoidalny, z maksimum opadu w latach 1995-1996 oraz 2001-2002 i minimum w latach 1997-2000. Widoczne, głębokie załamanie opadu organicznego w roku 1997 należy wiązać z wyjątkowo niekorzystnymi warunkami meteorologicznymi w latach 1996, 1997. Duże maksimum opadu organicznego na powierzchni B było związane z bardzo obfitym owocowaniem buka, grabu i jaworu w roku 1995.

Epifity nadrzewne

W roku 2003 rozpoczęto pomiary wielkości powierzchni zajmowanej przez porosty na 8 stanowiskach. Na skutek wycięcia dwóch drzew stracono dwa stanowiska *Hypogymnia physodes*, na brzozie czarnej *Betula obscura* i brzozie brodawkowatej *Betula pendula*.

Pierwsze pomiary zmiany powierzchni zajmowanej przez plechy porostów przeprowadzono w 2004 r. Uzyskane w ten sposób dane były podstawą do określenia zmian, jakie nastąpiły w



Ryc. 29. Przyrost powierzchni zajmowanej przez plechy porostów w latach 2003-2004

ciągu roku na badanych drzewach. Jak wynika z danych zamieszczonych na ryc. 29 we wszystkich punktach odnotowano wzrost powierzchni zajmowanej przez plechy porostów. Największy przyrost w porównaniu do roku 2003 stwierdzono na drzewach nr 2 i 5, gdzie porosty zajmują ponad 50% monitorowanej powierzchni.

Po obliczeniu powierzchni porostów na pozostałych stanowiskach stwierdzono, że na trzech z nich nastąpił przyrost plechy od 7% i 8% na stanowiskach nr 6 (*Betula pendula*) i nr 8 (*Betula pendula*) do 46% na stanowisku nr 1 (*Larix decidua*).

Ze względu na niewielką odległość od siebie wytypowanych stanowisk elementami różnicującym nie będą zanieczyszczenia powietrza, a gatunek drzewa, dostępność światła i temperatura. Według dotychczas uzyskanych danych (lata 2003-2004) najkorzystniejsze warunki do wzrostu plechy *Hypogymnia physodes* występują na modrzewiu europejskim (*Larix decidua*) i brzozie brodawkowatej (*Betula pendula*). Ważnym wpływającym na kondycję badanych plech jest wystawa, która decyduje zarówno o temperaturze jak i czasie wystawy na światło. W warunkach poletka doświadczalnego SB ZMŚP Św. Krzyż najkorzystniejszą wystawą jest południowy zachód i południe. Niekorzystna wystawa to północ i SSW.

Fauna epigeiczna

W okresie od maja do września 2004 roku w lesie wyżynnym odłowiono 1544 osobniki należące do 18 gatunków biegaczowatych (*Carabidae Col.*). Największą ilość osobników odłowiono w lipcu i sierpniu z 567 i 573 osobnikami. Łącznie w tych miesiącach odłowiono 73,8% ogólnej liczby biegaczowatych. Dominującymi gatunkami były *Carabus linnaei* Duft. i *Carabus glabratus* Payk. Stanowiąc odpowiednio 29,7% i 25,7% ogólnej ilości odłowionych biegaczowatych. Wyliczony wskaźnik łowności wyniósł 0,69. W strukturze dominacji 85,17% stanowiły eudominanty, 6,35% dominanty, 3,76% subdominanty, 1,42% recendenty i 3,34% subrecendenty. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa wyniósł 0,46. W ogólnej liczbie odłowionych osobników 90,67% stanowiły zoofagi duże a 9,33 zoofagi małe.

Na drugiej powierzchni założonej w lesie górskim w analogicznym okresie odłowiono jedynie 288 osobników należących do 18 gatunków. Najliczniej reprezentowane były *Carabus coriaceus* L. i *Carabus linnaei* Duft. z odpowiednio 15,3% i 14,6% udziałem. Odłowiono 1544 osobniki należące do 18 gatunków biegaczowatych (*Carabidae Col.*). Największą ilość osobników odłowiono w czerwcu z 105 osobnikami, co stanowiło 36,5% ogólnej liczby odłowionych osobników. Wyliczony wskaźnik łowności wyniósł 0,128. W strukturze dominacji 51,39% stanowiły eudominanty, 26,74% dominanty, 17,01% subdominanty, 3,82% recendenty i 1,04% subrecendenty. Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa wyniósł 1,06. W ogólnej liczbie odłowionych osobników 70,83% stanowiły zoofagi duże a 29,17 zoofagi małe.

Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Środowisko przyrodnicze Regionu Świętokrzyskiego znajduje się w fazie zaawansowanych, różnokierunkowych, przyspieszających się przemian pod wpływem imisji suchej, wilgotnej i mokrej. Główny nurt tych przemian ukierunkowany jest na postępujące zakwaszanie wskutek wzrostu stężenia w powietrzu kwasowych składników. Szczególnie niebezpieczne są kwaśne imisje dla ekosystemu leśnego. Podatność obszarów leśnych na zakwaszanie zależy od układu wielu czynników (gatunek drzewa, budowa poziomowa gleby, uziarnienie i głębokość gleby, miąższość poziomu próchnicznego, obecność litych skał i bagien, dynamika wilgotności). Wiadomo, że SO₂ w postaci gazowej, a szczególnie w kwasowej formie w wodach opadowych działa wielokierunkowo na nadziemne organy roślin. Ich wrażliwość na działanie SO₂ jest uzależniona od temperatury

i wilgotności powietrza, dostępu światła i zdolności gleb do uzupełniania składników odżywczych. W centralnej części Gór Świętokrzyskich te właśnie czynniki są niekorzystnie stymulowane emisją SO_2 . Mniej toksyczne tlenki azotu natomiast działają długookresowo deformując na środowisko glebowe, zbiorniki wodne i zbiorowiska roślinne (Kowalkowski, Jóźwiak 2000, Jóźwiak, Kozłowski 2005, Jóźwiak i wsp. 2005). Stężenia tego składnika są w centralnej części Gór Świętokrzyskich na ogół niższe niż w aglomeracji miejskiej Kielc i w Regionie Świętokrzyskim (Raport 2005), mają jednak istotny wpływ na dalsze kształtowanie właściwości gleb tego masywu. W kwaśnych glebach leśnych, wskutek zwolnionej amonifikacji, przebiega zredukowana mineralizacja materii organicznej, połączona ze znaczną nityfikacją, która przebiega nawet przy pH około 3,5. W takich warunkach 50-90% mineralizowanego N występuje w formie NO_2 , zwiększającej zakwaszenie gleb i środowisko rozwoju korzeni wraz z migracją tego składnika z wodami śródoglebowymi i gruntowymi w dół stoku.

Emisja różnych gazów związana z aktywnością gospodarczą i bytową człowieka powoduje powstawanie mieszanin gazów, a pyły zawieszone w powietrzu atmosferycznym przekształcają się w aerozole przeważnie o silnie kwasowym charakterze. Efekty działania tych mieszanin na roślinność, gleby i wody mogą być: addytywne w czasie, synergistyczne lub antagonistyczne, co prowadzi do selektywnego obumierania starych drzewostanów, zagęszczenia pokrywy roślinnej dna lasu, zmian kwasowości gleb, zmian w przebiegu wzrostu i statusu żywieniowego roślin, zmian obiegu wody i substancji.

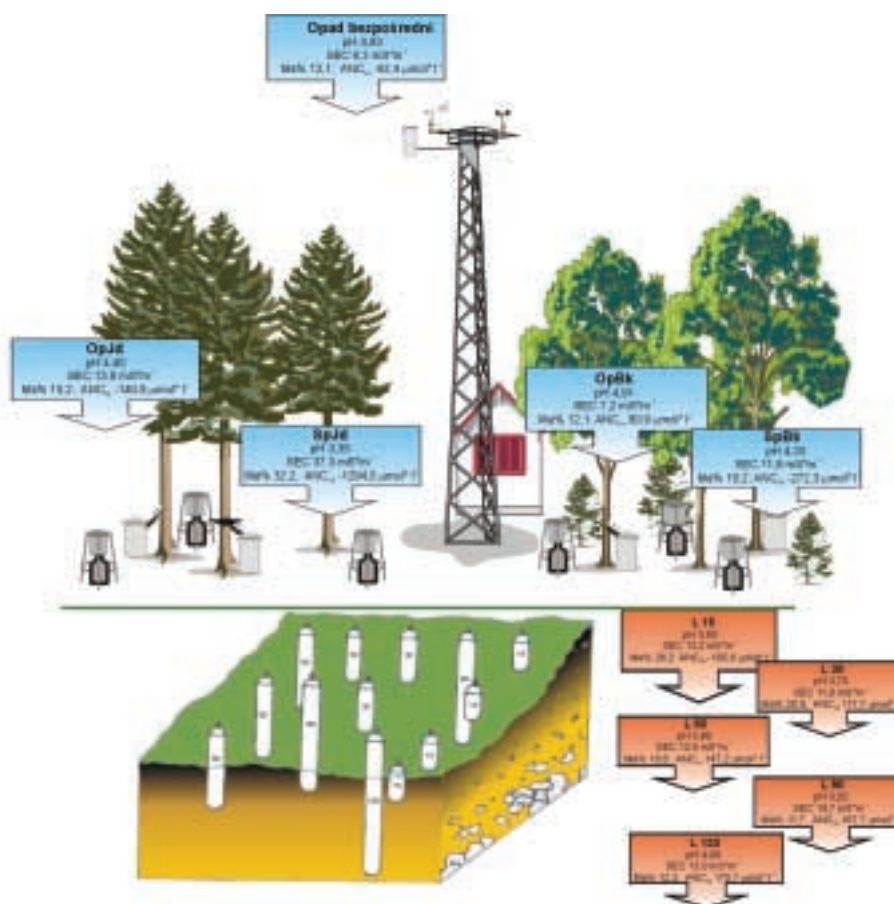
Na terenie zlewni reprezentatywnej Stacji Bazowej Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego Św. Krzyż zmiany te są niezwykle ostro zarysowane, zarówno w kierunku negatywnym jak i pozytywnym. W zasadzie możliwe są dwa kierunki zmian funkcjonalnych – wzrastania zasadowości lub częściej wzrastania kwasowości biotopów.

Wody przenikające przez drzewostan na Św. Krzyżu ulegają transformacji w kierunku zakwaszenia (ryc. 30).

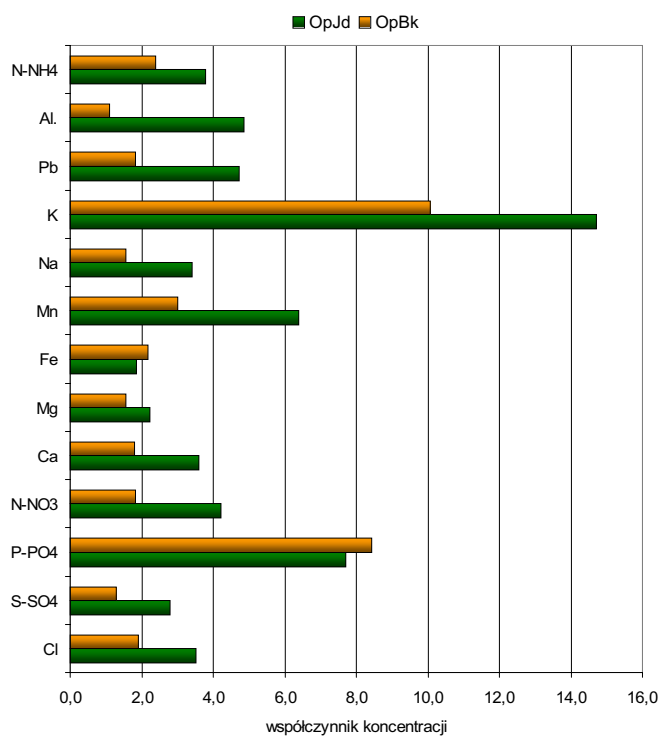
Wody opadowe są najbardziej wzbogacane w kationy potasu, fosforanów i manganu (ryc. 31, 32). Ulrich i Matzner. (1986), Baláz (1988) i Lorz (1999) i Kozłowski (2003 b) wskazują na roślinne pochodzenie tych elementów. Feger (1994) za pomocą obliczeń modelowych ustalił wysokie wskaźniki wymywania elementów mineralnych z koron drzewostanów w Czarnym Lesie, szczególnie K, Ca, Mg, Cl, Al, SO_4 , Na i Mg. Żaden z badanych elementów w wodach przenikających przez warstwę drzew pod względem ilościowym nie odpowiadał stężeniu w opadzie bezpośrednim nad dachem koron. Należy, zatem przyjąć, że część składników wzbogacających wody opadowe w warstwie drzew, szczególnie S-SO_4 może pochodzić z depozycji wilgotnej. Według Lorza (1999) czasowy przebieg depozycji S-SO_4 jest sterowany głównie wielkością opadu. Na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego wykazuje on także związek przyczynowy z zimowym okresem grzewczym.

Wysokie stężenia anionów silnych kwasów w opadzie bezpośrednim, istotnie zwiększone w opadach podkoronowych i szczególnie w wodach spływających po pniach drzew, większe u jodeł i mniejsze u buków spowodowały, iż wody te należy zaliczyć do często spotykanego w Europie 7 typu w skali 8-stopniowej wód znajdujących się w ruchu (Reuss, Johnson 1986), bardzo agresywnych, powodujących silne wymywanie kationów zasadowych z wszystkich organów nadziemnych roślin i silnie mineralizowanych. W tym typie wód przemywających lasy w Europie dominują siarczany (Block i wsp. 2000), a suma SO_4 i NO_3 wynosi ponad 80% sumy anionów. Pomimo stale malejącej emisji w wodach przenikających przez warstwę drzewostanu stężenia kationów zasadowych i anionów kwasowych pozostają nadal na wysokim poziomie na dużych obszarach Europy (Lorz 1999, Lorz i wsp. 2005), również w centralnej części Gór Świętokrzyskich.

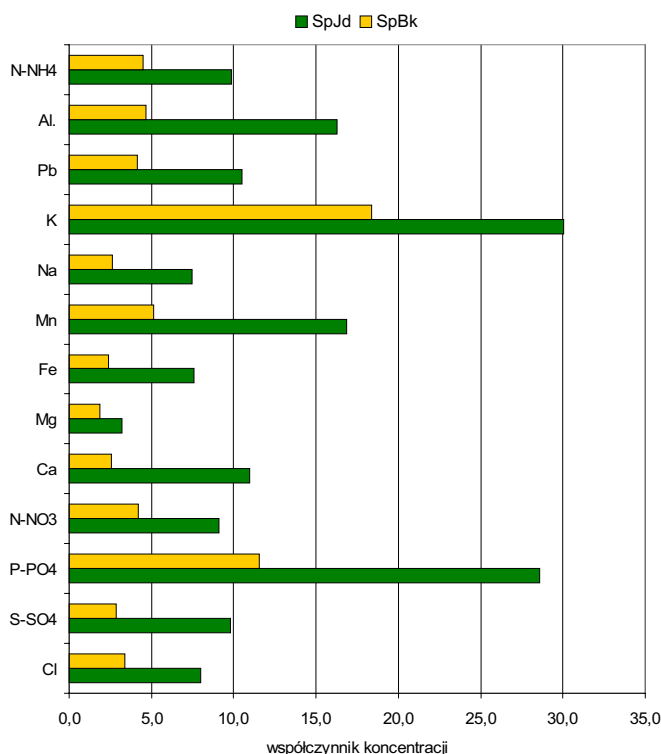
W zależności od rodzaju drzewa i kształtu jego korony, u buka z lejkowatym typem korony i gładką cieplejszą korą, u jodły z stożkowym typem korony oraz zimną, szorstką porowatą korą (Otto 1994) do powierzchni gleby docierają większe, lecz zróżnicowane ilości wód opadowych,



Ryc.30 Transformacja wód opadowych pod względem pH, przewodności elektrolitycznej, ANCaq oraz Ma% w geosystemie SB ZMŚP Święty Krzyż w latach 1994-2004



Ryc. 31 Wykres rozkładu współczynnika koncentracji w opadzie podkoronowym w drzewostanie jodłowo-bukowym (OpJd) i bukowym (OpBk) w stosunku do opadu bezpośredniego (OA=1)



Ryc. 32 Wykres rozkładu współczynnika koncentracji w wodach spływających po pniach jodeł (SpJd) i buków (SpBk) w stosunku do opadu bezpośredniego (OA=1)

o zasadniczo różnych ładunkach kationów zasadowych i anionów silnych kwasów, w porównaniu z najbliższym ich otoczeniem (Mitscherlich 1971, 1975). Neumeister i wsp. (1997) stwierdzają, że skład gatunkowy i wiek drzew tworzących las mogą istotnie wpływać, poprzez opad podokapowy i spływ po pniach, na intensywność obiegu anionów silnych kwasów i kationów o charakterze zasadowym. W lesie zbiorowiska drzew różnego wieku i składu gatunkowego wyczesują z powietrza za pomocą koron i pni gazowe składniki powietrza pochodzące z emisji i wody opadowe. Wody te tworzą liczne, przestrzennie zdeterminowane przez drzewa, strumienie docierające do gleb.

Źródłem anionów SO_4 , NO_3 i Cl jest powietrze atmosferyczne, z którego gazy te są adsorbowane w postaci suchego lub wilgotnego opadu przez korę i organy asymilacyjne. Podczas opadów są one zmywane z drzew do powierzchni gleby w kilkakrotnie większych stężeniach niż w bezpośrednim opadzie. Warstwa drzew w omawianym ekosystemie leśnym jest miejscem suchej i wilgotnej depozycji (wyczesywania) zanieczyszczeń powietrza atmosferycznego, od wielkości, których zależy tak zwany „leaching effect” procesu wymywania przez kwaśne opady omawianych kationów zasadowych z organów asymilacyjnych i z kory w ilościach zależnych od budowy koron i cech fizycznych kory. Jak wykazały badania Kozłowskiego (2003b) z zastosowaniem modelu Ulricha (1983), udział drzewostanów, np. w kształtowaniu ładunku potasu dostarczanego do dna lasu, wynosi w drzewostanie liściastym 83,5%, a iglastym 75,2%, osiągając wartości maksymalne podczas sezonu wegetacyjnego. Badania te potwierdzają przeprowadzone procedury testowania statystycznego z zastosowaniem testu Walda-Wolfowitza, które wykazały istotnie statystycznie różnice, pomiędzy ładunkiem jonów potasu w opadzie bezpośrednim i docierającym do dna lasu. Uzyskane wyniki wskazują, zatem, że w badanym geoeosystemie mamy do czynienia z intensywnym wymywaniem potasu z organów asymilacyjnych drzew.

Drzewa zubażane w wymywane z ich organów elementy dążą do wyrównania strat przez intensyfikację ich pobierania z gleby. W przypadku bardzo ubogich w zasady gleb Głównego Masywu Łysogór powstają w drzewach napięcia, zakłócenia i ostatecznie niedobory tych składników w organach asymilacyjnych.

Problem zakwaszenia gleb

Naturalny kwaśny charakter zwietrzelin i osadów oraz powstających z nich glebopokryw zależał na głównym masywie Łysogór od czterech czynników działających w różnych okresach czasowych (Kowalkowski 2004):

- 1) bardzo ubogich w zasady skał kwarcytowych dostarczających w plejstocenie kwaśną lokalną zwietrzelinę,
- 2) osadzania w plejstocenie eolicznych pyłów lokalnego pochodzenia, bezwęglanowych, z natury kwaśnych nie posiadających cech „lessów właściwych” (Pondel 1966, Swańdek, Dutkiewicz 1987),
- 3) kwaśnego, ubogiego w zasady współczesnego opadu organicznego,
- 4) pasmowo endoperkolatywnego, zastojowo-tranzytowego, zastojowo-przemysłowego i tranzytowo-przemysłowego typów gospodarki wodnej (Kowalkowski i wsp. 1990).

Z natury kwaśne gleby masywu Łysogóry pod wpływem długotrwałych kwaśnych opadów zostały dodatkowo wtórnie zakwaszone do $\text{pH} < 3,0$ na głębokościach do 40 cm od powierzchni i do $\text{pH} < 4,0$ na głębokościach większych od 40 cm, do zakresu buforowości glinowej i żelazowej. W tak zakwaszonym środowisku glebowym dominują wymienne kationy kwasowe H^+ , Mn^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , wypierające kationy o charakterze zasadowym K^+ , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} z kompleksu sorpcyjnego. Wiadomo, że jeśli wody opadowe przemijające gleby mają pH do 3,0, wymywanie z nich zasadowych kationów jest w przybliżeniu dwukrotnie wyższe niż w warunkach pH 5,0–5,5. Proces ten dramatycznie intensyfikuje się w przypadku $\text{pH} < 3,0$ (Ulrich i wsp. 1979). Maksymalne stężenia wolnych jonów Al^{3+} i Fe^{3+} stwierdzono tu na głębokościach 40 do 80 cm, co ma istotny niekorzystny wpływ na warunki rozwojowe korzeni drzew i na stany odżywienia drzewostanów (Kowalkowski, Jóźwiak 2000a). Postępującemu zubożeniu gleb sprzyja szybki, 118–195 $\text{m} \cdot \text{h}^{-1}$ śródglebowy, tranzytowy przepływ wód opadowych w dół stoku (Rogalińska, Rogaliński 1985). Charakterystyczny dla klimatu umiarkowanego chemiczno-glebowy dryf na głównym masywie Łysogóry w kierunku zakwaszenia jest współcześnie intensywny i nie może być przypisywany tylko naturalnym przemianom pedomorficznym.

Wiadomo, że kwasowość gleb ma istotny wpływ na warunki życiowe organizmów glebowych, dostępność makro- i mikroelementów potrzebnych roślinom oraz na procesy nitrifikacji i występowanie toksycznie działających metali ciężkich, a szczególnie glinu. W przypadku przekroczenia zakresu buforowości gleby, wskutek nagromadzenia w glebie składników o charakterze kwasowym spowodowanego wietrzeniem krzemianów lub z imisji z powietrza atmosferycznego, należy liczyć się ze zmianami stanów chemicznych, fizycznych i biologicznych gleby w zależności od stanu wyjściowego, o zróżnicowanych skutkach ekologicznych.

Na podstawie pH_{KCl} i $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ typowych glebach dla siedlisk leśnych głównego masywu Łysogór można wnioskować o dominacji w roztworach wodnych i w kompleksie sorpcyjnym gleb tych siedlisk znacznych stężeń jonów o charakterze kwasowym. Wyrazem tego jest kwasowość wymienna w zakresie pH_{KCl} 3,8 – 3,2 w poziomach glebowych Ah, AhE, E, Bv, BvBbr i Bhfe (Kowalkowski, Jóźwiak 2000d). Jest to kwasowość odpowiadająca niekorzystnej buforowości kwasowej, w zakresie, której następuje rozpuszczanie wodorotlenków żelaza oraz mobilizacja żelaza i substancji próchnicznych w warunkach wysokich stężeń protonów H^+ i jonów wolnego Al^{3+} oraz Fe^{3+} w roztworach glebowych. Są to warunki stresu kwasowego i zakłóceń wzrostu części podziemnych i nadziemnych roślin. Buforowość ta występuje także w części poziomów BC i C oraz w soliflukcyjnym poziomie solDg. Ten poziom w części zasięgów gleb ma pH_{KCl} 3,8 – 4,2 odpowiadające zakresowi buforowości glinowej. W tym zakresie pH następuje rozkład wtórnych minerałów ilastych i kompleksów wodorotlenków Al, z nasilającym się uwalnianiem jonów Al^{3+} i narastającymi toksycznymi koncentracjami kwasowo działających kationów w migrujących śródglebowo w dół stoku roztworach glebowych.

Szczególnie niekorzystne warunki kwasowości powstały w glebach siedlisk lasu górskiego zniekształconego, lasu mieszanego górskiego, lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego i lasu wyżynnego zniekształconego. Poziomy Ah, AhE i E tych gleb znajdujące się bezpośrednio pod poziomem organicznym mają $\text{pH}_{\text{KCl}} < 3,8$, w zakresie buforowości żelazowej. W nich przebiegają procesy znaczącego ubożenia składników zasadowych. Procesy te są połączone z rozkładem wodorotlenków Fe, z którym można wiązać powstawanie plamistości i miejscowe wybielanie materiału glebowego.

W glebach siedlisk lasu mieszanego wyżynnego, lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego i lasu wyżynnego poziomy Bv, BvBbr i Bhfe mają charakterystyczną niższą kwasowość w zakresie $\text{pH}_{\text{KCl}} 3,55 - 4,20$. Jest ona wskaźnikiem zachowanej reliktovej pedogenicznej naturalnej buforowości, która zanikła już w wyżej leżących poziomach wymienionych gleb oraz w poziomach Bv, BvBbr i Bhfe gleb siedlisk lasu górskiego oraz lasu mieszanego górskiego w górnej części stoku, znajdujących się pod oddziaływaniem znacznie wyższych opadów atmosferycznych. Podkreślić należy zanikanie w badanych glebach różnic kwasowości związanych z typem glebowym, jednak przy zachowanej starej morfologii profilu glebowego. Wskazuje to na długotrwałe i zaawansowane oddziaływanie czynników zakwaszających omawiany ekosystem leśny.

Stosunki molarne kationów wymiennych Ca:H oraz Ca:Al według Ulricha i in. (1984) oraz Cronana i Grigala (1995) pozwalają określać dla ekosystemów leśnych ryzyko stresu H i Al znajdujących się w roztworach oraz zakresy toksycznego oddziaływania tych kationów na organy roślinne. W poziomach Ah, AhE, E, Bv, BvBbr, Bhfe, BvC i solDg gleb siedlisk lasu górskiego, lasu górskiego zniekształconego i lasu górskiego mieszanego na głównym masywie Łysogór wskaźniki Ca:H i Ca:Al mają wielkości 0,10, a nawet są niższe – do 0,05. Tak niskie wartości tych wskaźników, według wymienionych autorów, określają istnienie bardzo krytycznych warunków stresu wzrostowego i żywieniowego dla gatunków iglastych. Wskaźniki molarne Ca:H i Ca:Al niższe od 1,0 we wszystkich typach siedlisk leśnych głównego masywu Łysogór z kolei mogą być uważane jako stresowe dla wzrostu buka i zagrażające wzrostowi innych gatunków liściastych.

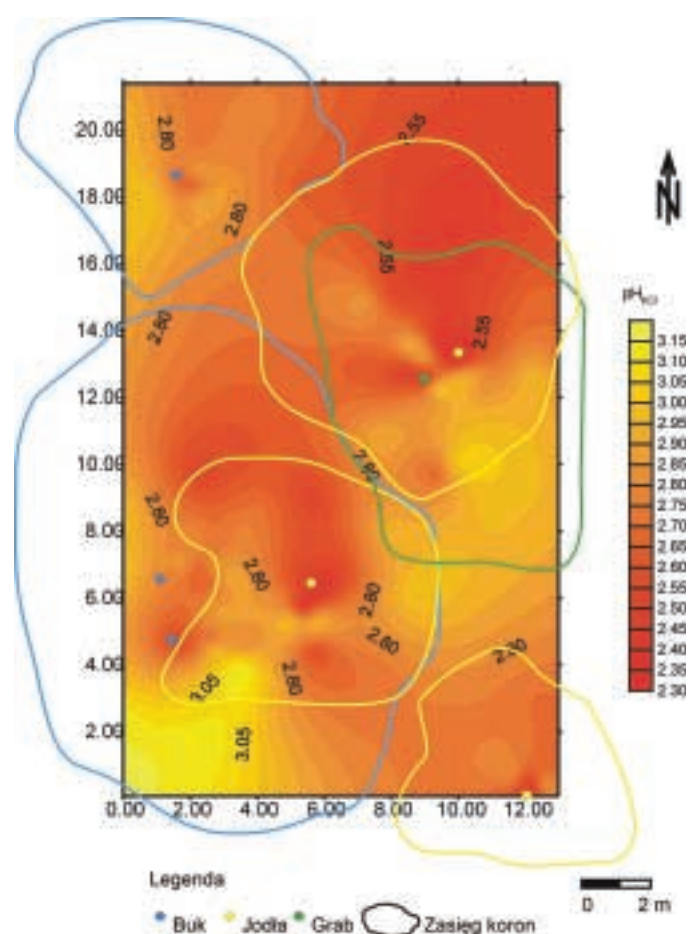
Szersze możliwości oceny stanu środowiska glebowego daje wskaźnik BC:Al przedstawiający stosunki molarne sumy zasadowych kationów wymiennych ($\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^{+} + \text{Na}^{+}$) do kwasowego kationu Al^{3+} zestawiony dla omawianych siedlisk leśnych w tabeli 5. Według Svedrupa i Warfvinge (1993) przy wartościach 1,0 wskaźnik ten określa krytyczny stan stopni ryzyka w glebie dla różnych gatunków drzew i roślin runa leśnego. Posługując się tym wskaźnikiem stwierdzamy na całej głębokości mineralnej części profilu gleb wszystkich typów siedlisk leśnych głównego masywu Łysogór istnienie średniego i wysokiego stopnia ryzyka dla świerka, sosny, buka i brzozy. Krytyczny stosunek BC:Al dla jodły wynosi 1,4, dla sosny i świerka 1,2, dla dębu i buka 0,6. Stwierdzono, że w większości siedlisk Łysogór na całej głębokości profilu glebowego, włącznie z poziomami C i solDg istnieją warunki jonowe krytyczne dla wzrostu głównych gatunków lasotwórczych. Szczególnie niskie stosunki molarne BC:Al w glebach siedlisk lasu górskiego, lasu górskiego zniekształconego i lasu górskiego od 0,15 do 0,06 charakteryzują warunki edaficzne wymierających starodrzewi jodłowych i nasilającego się wydzielania buka (Kowalkowski 2002). Według Svedrupa i Warfvinge (1993) u buka spada bardzo silnie przyrost masy korzeni przy stosunku BC:Al wynoszącym 1,0–1,2, a u świerka, sosny i dęba istotnie maleje przyrost biomasy przy wskaźniku = 1,0. Rezultaty licznych doświadczeń laboratoryjnych wskazują na ścisłe związki między przyrostami biomasy wielu rodzajów drzew a stosunkiem sumy kationów zasadowych do aluminium (Svedrup, Warfvinge 1993, Cronan, Grigal 1995).

Interesujące możliwości interpretacyjne stwarza badanie zależności między molarnymi stosunkami kationów kwasowych Ma i sumą kationów zasadowych Mb dla gleb siedlisk Łysogór. W poziomach organicznych Ol i Ofh na ogół we wszystkich typach siedlisk leśnych zaznacza się wzrost zawartości kationu kwasowego Al^{3+} odwrotnie proporcjonalny do malejącej sumy kationów zasadowych. O ile jednak w poziomie Ol znacznie przeważają kationy zasadowe nad jonami Al o tyle w

poziomie Ofh siedlisk lasu mieszanego wyżynnego wilgotnego, lasu wyżynnego zniekształconego, lasu wyżynnego wilgotnego, lasu górskiego i lasu górskiego zniekształconego znajdują się równoważne lub większe stężenia Al w stosunku do sumy kationów zasadowych. Fakt ten sugeruje biogeniczną kumulację Al wymiennego już w poziomie Ofh w warunkach dominacji tego kationu w glebowych poziomach mineralnych na całej głębokości profilu. W poziomach C i solDg lasu wyżynnego mieszanego, lasu wyżynnego mieszanego wilgotnego, lasu wyżynnego zniekształconego w dolnej części stoku sumy zasadowych kationów wymiennych i kationu Al^{3+} wzrastają wprost proporcjonalnie. W siedliskach zlokalizowanych w górnej części stoku udział kationu Al wzrasta bardziej niż kationów zasadowych. Jest to wskaźnik włączenia poziomów C i solDg w dolnej części profilu w zasięg zakwaszania, a więc pogłębiania się kwasowego stresu rozwoju roślin. Poziomy Ah, AhE, E, Bv, BvBbr, Bvfe i BvC charakteryzują się natomiast silnym wzrostem zakwaszenia, charakteryzowanym wzrastającymi stężeniami kationu Al i malejącym udziałem kationów zasadowych.

Efektom niekorzystnie kształtujących się warunków edaficznych w badanym geoekosystemie jest zaawansowane obumieranie starodrzewi jodłowych i stan chorobowy dużej części drzew jodły w drugim piętrze, a także w podrostach i nalotach. U buka wykształciła się biczowatość pędów w górnej części koron, a na korze pni występują popielate i białopopielate zacieki wymyte przez spływające agresywne kwaśne wody opadowe. W warunkach kwaśnych gleb nasyconych kwasowymi jonami H^+ , Al^{3+} i Fe^{3+} , kationy zasadowe pochodzące z drzewostanu są wymywane z gleb w zasięgu systemów korzeniowych (Kowalkowski, Jóźwiak, 2000d).

W ten sposób bezpośrednio pod drzewami i w zasięgu korzeni, gleby są najsilniej zakwaszane i wyjaławiane ze składników odżywczych (ryc. 33). Ten proces jest szczególnie stymulowany w drzewostanach bukowo-jodłowych i jodłowych.



Ryc. 33. Przestrzenne zróżnicowanie zakwaszenia gleb w drzewostanie jodłowo-bukowym w zlewni badawczej ZMŚP Św. Krzyż

W funkcjonowanie geoeosystemów wpisane są także zjawiska ekstremalne i ponadprzeciętne. Zdarzenia zarejestrowane w Stacji Bazowej ZMŚP Św. Krzyż we wrześniu 2002 roku miały charakter ponadprzeciętny, z określonymi implikacjami w środowisku przyrodniczym w centralnej części Gór Świętokrzyskich.

W dniach 02-10.09.2002 roku paliły się torfy na Ukrainie. Wiejący ze średnią prędkością od 2,88 do 4,08 m·s⁻¹, wiatr z kierunku SE przyniósł nad obszar Gór Świętokrzyskich masy zanieczyszczonego tlenkiem węgla, pyłem oraz dwutlenkiem siarki i tlenkami azotu.

Zdarzenia te miały znaczący wpływ na skład chemiczny opadów atmosferycznych podnosząc 1,8-krotnie zawartość kwaśnych węglanów w wodach opadowych, 47-krotnie zawartość siarczanów i dwukrotnie N-NO₃. W konsekwencji wpłynęły także na biogeniczne transformacje.

Literatura

- Bálazs Á., 1998: 14 Jahre Niederschlagsdeposition in Hessischen Waldgebieten, Hann, Münden: 1-129
- Block J., Eichborn J., Gehrman J., Kölling C., Matzner E., Meiwes K.J., V.Wilpert K., Wolff B., 2000: Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II–Waldökosystem–Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund–Länder Arbeitsgruppe Level II. BML, Bonn: 1-167
- Bróz E., 1990: Lista wymierających i zagrożonych gatunków roślin naczyniowych Krainy Świętokrzyskiej. Rocznik Świętokrzyski XVII, PWN W-wa, Kraków: 97-105
- Cronan C.S., Grigal D.F., 1995: Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems, *Journal Environm. Qual.*, 24: 209-226
- Ćmak J., Mityk J. 1990: Wyniki wstępnych badań nad przestrzennym zróżnicowaniem i funkcjonowaniem środowiska przyrodniczego małych zlewni Świętokrzyskiego Parku Narodowego. Rocznik Świętokrzyski XVII, PWN Warszawa – Kraków :81-95
- Ermich K., Bednarz Z., Feliksik E., 1972: Badania nad ilością osadów z mgły w Beskidzie Małym, Sądeczku i w Gorcach, *Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich*, Zeszyt 10: 173-189
- Feger K.H., 1994: Influence of soil development and management practices on freshwater acidification in Central European forest ecosystems. In: C.Steinberg, R.F. Wright (Eds.): *Acidification of Freshwater Ecosystems*. *Envir.Sci.Res.Rep.* 14, London: 68-82
- Ivens W., Kanppi P., Alcamo J., Posch M., 1990: Sulfur deposition on to Europeacn forest: throughfall data and model estimates, *Tellus* 42B: 294-303
- Józwiak M., 1998: Ocena stanu środowiska przyrodniczego w Górach Świętokrzyskich, [W:] *Przemiany środowiska geograficznego obszarów górskich w Polsce i jego stan współczesny* IG WSP Kielce: 50-53
- Józwiak M., 2001: Funkcjonowanie wybranego geoeosystemu w Górach Świętokrzyskich w warunkach kwaśnej imisji, *Przegl. Geolog.*, 49, 9: 775-779
- Józwiak M. 2002: Monitoring ekosystemu leśnego w Górach Świętokrzyskich, W: R. Siwecki (red.) *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*, Poznań, 227-235
- Józwiak M., Kowalkowski A., 2002: Rozwinięta koncepcja monitoringu rolno-leśnego ekosystemu regionu świętokrzyskiego, *Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego* 3/02, KTN Kielce, :17-24
- Józwiak M., Kozłowski R., 2003: Wpływ wód opadowych i roślinności na przestrzenne zróżnicowanie pH w glebach zlewni reprezentatywnej Stacji Bazowej ZMŚP Święty Krzyż, W: Kostrzewski A., Szpikowski J. (red.) *Funkcjonowanie geoeosystemów zlewni rzecznych, obieg wody, uwarunkowania i skutki w środowisku przyrodniczym*, Poznań: 335-344
- Józwiak M., Kozłowski R., 2005: Właściwości fizykochemiczne i chemizm opadów atmosferycznych w Górach Świętokrzyskich, *Przegl. Gelog.*, 53, 11: 1059-1060
- Józwiak M., Kozłowski R., Sykała E., 2005: Przestrzenny rozkład węgla i azotu w poziomie mineralnym gleb (0-10 cm) w centralnej części Gór Świętokrzyskich, *Mat. XVI Ogólnopolskiego Sympozjum ZMŚP pt. "Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów Polski w warunkach narastającej antropopresji*, *Wi-gry* 15-17.IX. 2005r., :42

- Kapuściński R., 1993: Funkcje i organizacja monitoringu skażeń na terenie Świętokrzyskiego Parku Narodowego, W: A. Kowalkowski /red./ Monitoring Środowiska Regionu Świętokrzyskiego 1/93, KTN Kielce, :59-63
- Kłysik K., 1974: Warunki termiczne obszaru świętokrzyskiego, Zeszyty nauk. UŁ 63
- Kostrzewski A., 1994 (red.): Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Stacja Bazowa Storkowo, Biblioteka Monitoringu Środowiska, Warszawa: 1-246
- Kowalczewski Z., 1971: Podstawowe problemy geologiczne dewonu dolnego Gór Świętokrzyskich, Kwart. Geol. 15, 2: 571-583
- Kowalkowski A., Brogowski Z., Kocoń J., Swałdek M., 1990: Stan odżywienia a zdrowotność jodły (*Abies Alba Mill.*) w Świętokrzyskim Parku Narodowym, Rocznik Świętokrzyski t. 17, PWN, Warszawa – Kraków 1990: 11-27.
- Kowalkowski A., 1996: Pokrywy stokowe jako jednostki pedolitostratygraficzne i ich przykłady na północnym stoku głównego masywu Łysogór, konf. komisji Paleopedologii, Komitet badań Czwartorzędu PAN, Łódź, :31-36
- Kowalkowski A., 2004: Rozpoznawanie i klasyfikacja wytworzonych w środowisku peryglacjalnym i ekstraperyglacjalnym stref przekształceń i glebopokryw stokowych, W: M. Józwiak, A. Kowalkowski(red.) Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego 5/04, KTN Kielce, :47-87
- Kowalkowski A., 2002: Wskaźniki ekochemicznego stanu gleb leśnych zagrożonych przez zakwaszenie, W: M. Józwiak, A. Kowalkowski(red.) Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego 3/02, KTN Kielce:31-44
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2003: Die Bedeutung des Streufallmonitorings für die Ermittlung des Elementumlaufts im Waldökosystem, BMVEL in Zusammenarbeit mit detr Bund-Länder-Arbeitsgruppe „Forstliches Umweltmonitoring“ und dem IFOM Projekt des BMBF, :229-234
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R., 2001: Pedogeniczne czynniki procesów zakwaszania wód w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego Parku Narodowego, [W:] M. Józwiak , A. Kowalkowski (red) Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Funkcjonowanie i monitoring geosystemów z uwzględnieniem zanieczyszczenia powietrza”, Biblioteka Monitoringu Środowiska:253-270
- Kowalkowski A., Józwiak M. 1996: Badania nad wpływem powietrza atmosferycznego na dynamikę pyłu zawieszonego. W: Józefaciuk A. (red.) Ochrona agroekosystemów zagrożonych erozją. Wyd. IUNG Puławy K(11/2): 363-373
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000a: Wpływ warunków środowiska na zdrowotność jodły, W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski /red./, Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Kraków-Bodzentyn: 455-470
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000b: Skład chemiczny wód opadowych, [W:] S. Cieśliński, A. Kowalkowski (red.) Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Wyd. Świętokrzyski Park Narodowy: 407-414
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000c: Chemizm wód gruntowych i powierzchniowych w mikrozelewni, W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski /red./, Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Kraków–Bodzentyn:415-426
- Kowalkowski A., Józwiak M., 2000d: Zmiany w środowisku glebowym, W: S. Cieśliński, A. Kowalkowski /red./, Monografia Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Kraków–Bodzentyn:427-439
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R. 2002: Zmiany jakości wód opadowych w ekosystemie leśnym Świętokrzyskiego Parku Narodowego, Czasopismo Techniczne, seria „Inżynieria środowiska”, 5-Ś/20002, Kraków:97-110
- Kowalkowski A., Królowa H., 1978: Wpływ wodno-powietrznych warunków w katenie gleb lessowych na systemy korzeniowe drzewostanu jodłowego, Roczn. glebozn. , XXIX, 3, Warszawa:27-44
- Kowalski B., 1993: Neotektoniczna przebudowa układu sieci rzecznej w Dolinie Kielecko–Łagowskiej w Górach Świętokrzyskich. Mat. II Zjazdu Geomorfologów Polskich, Łądek Zdr.
- Kozłowski R., 2003a: Uwarunkowania i zmienność chemizmu opadów atmosferycznych i ich skutki w wybranych geosystemach Gór Świętokrzyskich, Akademia Świętokrzyska, maszynopis pracy doktorskiej, Kielce: 1-212
- Kozłowski R., 2003b: Przestrzenne zróżnicowanie opadu podkoronowego w drzewostanie jodłowo-bukowym w centralnej części Gór Świętokrzyskich, Regionalny Monitoring Środowiska Przyrodniczego, Nr 4/2003, KTN Kielce: 99-106
- Köstler J.N., Brückner E., Bibelriether H., 1968: Die Wurzeln der Waldbäume, Paul Parey, Hamburg und Berlin Kraków:407-415

- Lorz C., 1999: Gewässerversauerung und Bodenzustand im Westerzgebirge. UFZ-Bericht Nr 14. Dissertation. Leipzig: 1-154
- Lorz C., Kowalkowski A., Jóźwiak M., Kozłowski R., Schneider B., 2005: Zur Regenerierung von versauerten Fließgewässern – Eine vergleichende Fallstudie aus dem Westerzgebirge und dem Świętokrzyskie Gebirge, *Hercynia N.F.*, 38: 41-58
- Markiewicz D., 1981: Mapa hydrogeologiczna Polski, skala 1:200 000, ark. Sandomierz, [W:] Kolago C. (red.), Wyd. Geolog. Warszawa
- Maszoński E., 1982: Mapa hydrogeologiczna Polski, skala 1:200 000, ark. Kielce, [W:] Kolago C. (red.), Wyd. Geolog. Warszawa
- Mitscherlich G., 1971, 1975: Wald, Wachstum und Umwelt. 3 Bde. Frankfurt a.M.
- Moldan B., Černý J., (Red.), 1994: Biogeochemistry of small catchments. A tool for environmental research – Wiley Sons., Chichester-New York-Brisbane-Toronto-Singapur: 1-322
- Neumeister H., Haase D., Regber R., 1997: Methodische Aspekte zur Ermittlung von Versauerungstendenzen und zur Erfassung von pH-Werten in Waldböden, *Peterm. Geogr. Mitt.*, 141, Gotha: 385-399
- Nilsson J., Grennfelt P., (red.), 1988: Critical loads for sulphur and nitrogen – report from the Nordic working group, *Nord* 1986, 11: 1-417
- Olszewski J.L., 1992: Indywidualizm klimatyczny Gór Świętokrzyskich, *Roczn. Świętok.* XIX Warszawa-Kraków:153-165
- Otto W., 1994: Waldökologie, Stuttgart:391
- Pondel H., 1966: Charakterystyka rolnicza gleb pyłowych głównego pasma Gór Świętokrzyskich. *Pam. Puł.*, 22
- Prusinkiewicz Z., Bigos M., 1978: Rhythmicity of accumulation and decomposition of forest litters in three mixed forest stands and the soils with different types of forest floor. *Ekol. Pol.* 26.3: 325-345
- Reuss J.O., Johnson D.W., 1986: Acid deposition and the acidification of soils and water. *Ecological studies* 59. Springer Verlag, New York etc: 1-120
- Raport 2005: Raport o stanie środowiska w woj. świętokrzyskim w roku 2004, PIOŚ, Kielce
- Rogalińska I., Rogaliński J. 1985: Przejawy występowania wód podziemnych na powierzchni i wskaźnik krenologiczny w Łysogórach. *Rocz. Świętokrz.* XII, PWN Warszawa, Kraków :47-62
- Svedrup H., Warfvinge P., 1993: Effects of soil acidification on growth of trees and plants as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al-ratio. *Techn. Rep.* ISSN 1104-2877. ISNR LUTKDH/TKKT-3002-SE
- Sverdrup H., Warfvinge P., 1995: The (Ca+Mg+K)/Al- ratio as an indicator of soil acidification effects on tree Growth. In: L.O. Nilsson, R.F. Hüttel, U.F. Johansson, P. Mathy (Ed.). *Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Ecosystem Res. Rep. No. 2*, Brussels: 235-249
- Toffel A., Wolski K., 1996: Migracja zanieczyszczeń przemysłowych nad Kielecczyną, *Aura* 6:10-12
- Ulrich B., 1983: Interaction of forest canopies with atmospheric constituents : SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride, In: B. Ulrich, J. Pankrath /Eds./, *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, D. Reidel Publishing
- Ulrich B., 1979: Stoffhaushalt von Wald-ökosystemen II. Bioelement-Haushalt. 2-Aufl. 1979/1980, Göttingen, 234
- Ulrich B., Matzner W., 1986: Anthropogenic and natural acidification in the terrestrial ecosystems, *Experimentia*, 42: 344-350
- Ulrich B., Meiwe K.J., König N., Khanna P.K., 1984: Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. *Der Forst und Holzwirt* 38, II 11:278-286
- Wróbel S., Wójcik D., 1989: Zakwaszenie wód w Świętokrzyskim Parku Narodowym i w rezerwacie przyrody na Baraniej Górze. [W:] Wróbel S. (red.) *Zanieczyszczenia atmosfery a degradacja wód*, *Mat. Symp.* Kraków : 77-84
- Żarnowiecki G., 2001: Występowanie dni z mgłą na stacjach meteorologicznych Święty Krzyż, Kielce i Nowa Słupia, *Rocznik Świętokrzyski, Ser. B–Nauki Przyr.* 27: 265-279

STACJA BAZOWA

SZYMBARK



Wprowadzenie

Jednym z podstawowych celów Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego jest poznanie mechanizmów procesów obiegu energii i materii w głównych typach geoeosystemów Polski (Kostrzewski 1995). Poznanie to winno się opierać na zbieraniu podstawowych danych (jakościowych i ilościowych) o stanie aktualnym geoeosystemów i na podstawie obserwacji wieloletnich winno określać rodzaj i charakter zagrożeń oraz wskazywać tendencje dalszego ich rozwoju. Monitoring prowadzony w obszarze górskim winien uwzględniać jego specyfikę wynikającą z piętrowości występowania natężenia zjawisk i procesów a ponadto z obszaru górskiego odprowadzane są na przedpolu nadwyżki wody i substancji (Starkel 1994).

Stacja Bazowa ZMŚP w Szymbarku, zlokalizowana w zlewni Bystrzanki, reprezentuje warunki charakterystyczne dla gór niskich i pogórzy (Starkel 1972) (ryc. 1) i jest jedną spośród stacji bazowych ZMŚP reprezentującą geoeosystem górski.

Celem badań prowadzonych na Stacji Bazowej ZMŚP w Szymbarku jest charakterystyka, w jak najszerszym zakresie środowiska przyrodniczego, ze szczególnym uwzględnieniem procesów istotnych dla funkcjonowania geoeosystemów w obszarze Karpat Fliszowych. Należą do nich:

- ruchy osuwiskowe wpływające na degradację powierzchni stoków fliszowych, a poprzez to przede wszystkim szkody w infrastrukturze technicznej (zbuildowania, drogi, gazociągi, linie elektryczne i telefoniczne),
- obieg wody generujący denudację chemiczną oraz erozję gleby, obniżającą wartość użytkową gruntów.

Zlewnia Bystrzanki zlokalizowana jest na zachód od niegdyś dużego ośrodka przemysłowego–Gorlic, w którym rozwinął się głównie przemysł maszynowy (Fabryka Maszyn Wiertniczych i Górniczych „Glinik” S.A.) i petrochemiczny (Rafineria Nafty „Glimar” S.A.)–gałęzie przemysłu, które wywierają istotny wpływ na stan powietrza oraz zanieczyszczenie wód opadowych i powierzchniowych. W ostatnim okresie czasu rola przemysłu w tym mieście wyraźnie osłabła, za



Ryc. 1. Położenie zlewni na tle jednostek fizycznogeograficznych Karpat Polskich wg regionalizacji L. Starkla (1972)

sprawą zmniejszonego zapotrzebowania na sprzęt górniczy oraz praktycznie zakończeniem produkcji w Rafinerii „GLIMAR”.

Charakterystyka środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

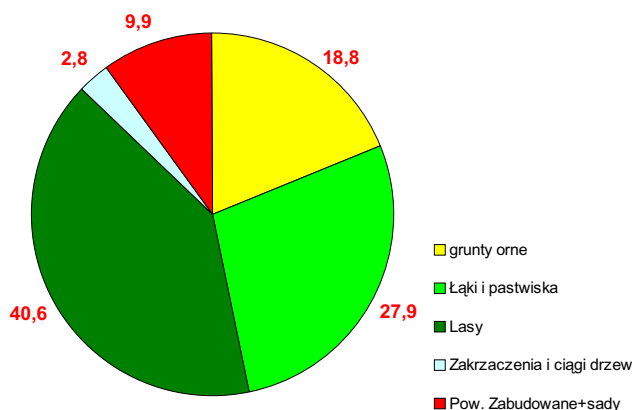
Zlewnia eksperymentalna potoku Bystrzanka o powierzchni 13 km² i długości cieku głównego 7,1 km, w obrębie której prowadzone są badania przez Stację Bazową ZMŚP w Szymbarku – leży na granicy dwóch dużych jednostek fizyczno-geograficznych Karpat Fliszowych: Beskidów i Pogórza Karpackiego. Obszar zlewni należy do północno zachodniej części Beskidu Niskiego, od północy graniczy z Pogórzem Ciężkowickim a od wschodu z Dołami Jasielsko-Sanockimi. Obszar zlewni jest asymetryczny, z przewagą części prawobrzeżnej posiadającej cechy rzeźby beskidzkiej o deniwelacjach do 350 m (ryc. 3).

Rzeźba części lewobrzeżnej ma charakter pogórski z deniwelacjami dochodzącymi do 200 m (Kotarba 1970). Najwyżej położonym punktem zlewni jest Maślana Góra 750 m n.p.m., natomiast ujście Bystrzanki do Ropy leży na wysokości 300 m n.p.m. Średnie nachylenie stoków w zlewni wynosi 10°25' (Gil 1994).

Zlewnia Bystrzanki położona jest w obrębie płaszczowiny magurskiej. Najwyższe partie zlewni budują piaskowce magurskie – Maślana i Jelenia Góra. Pogórskie garby Wiatrówek, Podlesia, Taborówki i Bucza, stanowiące bezpośrednie otoczenie zlewni, budują warstwy inoceramowe poprzedzielane wąskimi wkładkami łupków pstrych (Gil 1994). W obszarach zbudowanych z piaskowców magurskich rozwinęła się rzeźba beskidzka, a w obszarach inoceramowych i krośnieńskich występujących w postaci porwaka tektonicznego wytworzyła się rzeźba pogórska.

Podstawową cechą klimatu omawianego obszaru jest piętrowość wynikająca ze zmian wysokości bezwzględnej. Średnio do 570 m n.p.m. występuje piętro umiarkowanie ciepłe. Powyżej, aż do najwyższych wzniesień zlewni rozciąga się piętro umiarkowanie chłodne (Hess i in. 1977). Poprzeczne obniżenie w łuku Karpat jakie tworzy Beskid Niski silnie wpływa na stosunki anemologiczne i termiczno-wilgotnościowe (Starkłowa 1973). Dominują wiatry o składowej S-N, częste jest występowanie przy adwekcjach z południa efektów fenowych. Opady, ze względu na cień opadowy w jakim leży Beskid Niski, są niższe niż w Beskidzie Śląskim czy Żywieckim i wynoszą niewiele ponad 800 mm/rok, zwiększając się o 60 mm na każdy wzrost wysokości o 100 m.

Do pięter klimatycznych dowiązują pietra roślinne. Wyższe partie zlewni zajmuje buczyna karpicka *Dentario Glandulosae-Fagetum*, z dominacją jodły i buka. Partie pogórskie zajmuje grąd *Tilio-Carpinetum* z grabem, lipą, jaworem i jesionem (Staszkiewicz 1973). Wzdłuż Bystrzanki ciągnie się niewielki pas łągi z jesionem i olchą czarną. W obszarach uprawnych dominują różne zespoły chwastów polnych (Wójcik 1977). Większą część zlewni ok. 90% zajmują różne warianty gleb brunatnych (Adamczyk 1973).



Ryc. 2. Użytkowanie ziemi w zlewni Bystrzanki (Olędzki 2004)

Na podstawie dobrego rozeznania elementów środowiska przyrodniczego oraz procesów w nim zachodzących tj. spływu powierzchniowego (Słupik 1973), spłukiwania gleby (Gil 1976) oraz denudacji chemicznej (Welc 1985) wyróżniono w obrębie zlewni cztery typy krajobrazu: niskich grzbietów górskich, garbów pogórskich, niskich garbów pogórskich o połogich stokach i den dolinnych (Gil 1979).

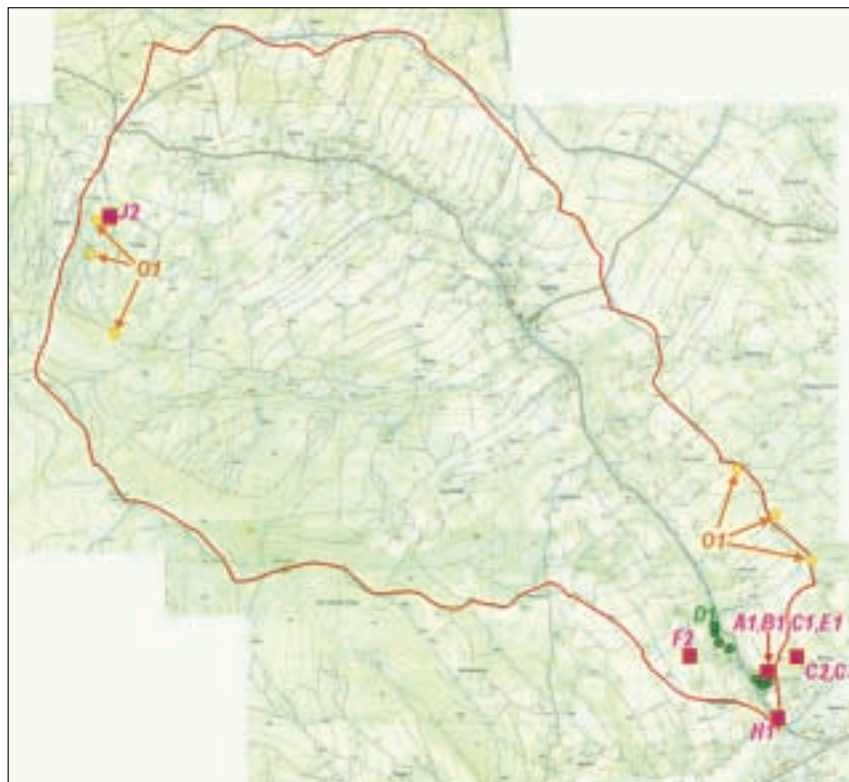
W użytkowaniu gruntów dominują użytki rolne 46% (w tym grunty orne 19 %, użytki zielone 28%), następnie powierzchnie zalesione 41%, powierzchnie zabudowane z sadami 10% a inne 3% (ryc. 2). W zlewni zlokalizowane są trzy wsie: część Szymbarku, Bystra i Bieśnik o łącznej liczbie zabudowań ok. 400.

System pomiarowy i metody badań

W latach hydrologicznych 1994–2004 realizowane były badania w ramach następujących podprogramów pomiarowych:

- **meteorologia** (program A1) – realizacja od 1968 r., ogródek meteorologiczny na wys. 325 m n.p.m., obserwacje terminowe (6:00, 12:00, 18:00 GMT), od 2001 r. – rejestracja przez automatyczną stację MILOS 500
- **chemizm powietrza** (program B1) – realizacja od 1998 r., 1998–2002 r. – aspiratory AGP24 (wartości średniodobowe), od 2003 – metoda pasywna (miesięczny okres ekspozycji), od 2005 – metoda automatyczna (wartości godzinowe)
- **chemizm opadów atmosferycznych** (program C1) – realizacja od 1994 r. – opad całkowity (próby tygodniowe zlewane z prób dobowych), od 2002 r. – opad mokry (próby miesięczne zlewane z prób dobowych)
- **chemizm opadu podkoronowego** (program C2) – realizacja od 2002 r. – drzewostan świerkowy (*Picea excelsa*) i grabowy (*Carpinus betulus*), po 3 chwytnice pod koronami, próby miesięczne zlewane z tygodniowych
- **chemizm spływu po pniach** (program C3) – realizacja od 2002 r. – drzewostan świerkowy (*Picea excelsa*) i grabowy (*Carpinus betulus*), po 4 chwytnice na pniach, próby miesięczne zlewane z tygodniowych
- **wody podziemne** (program F2) – realizacja od 1994 r., 1 studnia, do 2003 r. – pobór prób co 3 miesiące, w okresie późniejszym – co miesiąc; dodatkowo codzienne pomiary poziomu wody na 2 stanowiskach piezometrycznych na stoku w otworach sięgających głębokości 1.0, 1.5, 2.0 m
- **wody powierzchniowe: rzeki** (program H1) – realizacja od 1994 r. w profilu wodowskazowym i hydrometrycznym zamykającym całą zlewnię, codzienny pobór prób (6:00 GMT), rejestracja poziomu wody przez limnigraf i limnimetr
- **metale ciężkie i siarka w porostach** (program D1) – realizacja od 2001 r., ekspozycja transplantowanych plech w półroczu hydrologicznym zimowym i półroczu hydrologicznym letnim na 16 stanowiskach w zlewni, powtórzenia pomiarów co 2 lata
- **epifity nadrzewne** (program M1) – realizacja od 2002 r., 6 stanowisk, powtórzenia pomiarów co 2 lata
- **fauna epigeiczna** (program O1) – realizacja od 2004 r., odłowy prowadzone w lesie wyżynnym i lesie górskim (po 3 stanowiska × 5 chwytnice), co roku z miesięcznym okresem ekspozycji od początku maja do końca września

Stanowiska, na których realizowane są podprogramy A1, B1, C1, C2, C3, H1, częściowo F2 położone są z bezpośrednim sąsiedztwie budynków Stacji (ryc. 3).



Ryc. 3. Zlewnia Bystrzanki z naniesionymi stanowiskami pomiarowymi
objaśnienia stanowisk pomiarowych w tekście

Analiza czasowa poszczególnych elementów środowiska przyrodniczego

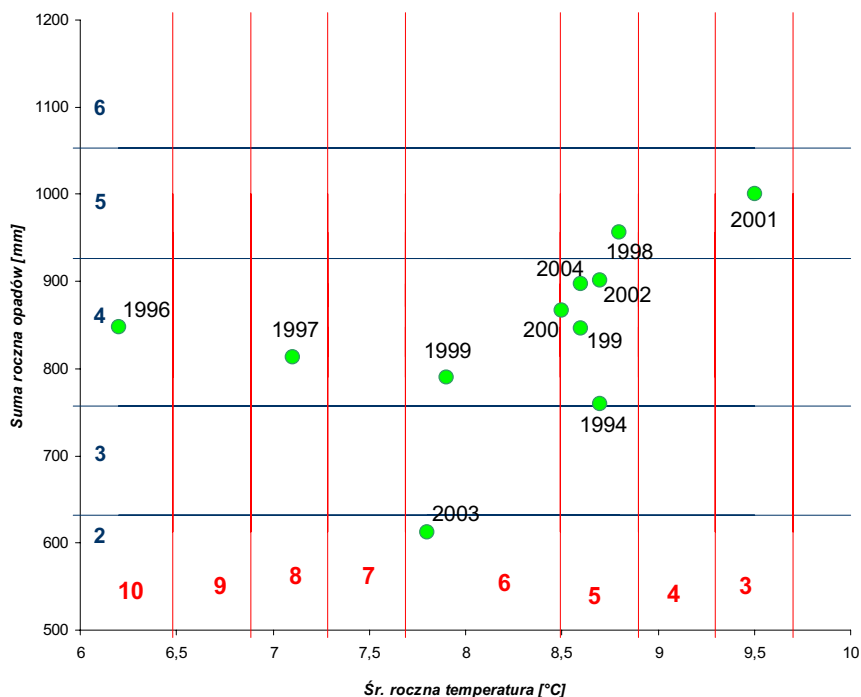
Meteorologia

Stacja Naukowa IGiPZ PAN prowadzi terminowe obserwacje meteorologiczne nieprzerwanie od 1 listopada 1967 r. (ryc. 4). Od 2000 r., po zainstalowaniu automatycznej stacji meteorologicznej, do obliczeń uwzględniane są wartości zapisywane przez stację z 1-godzinnym krokiem czasowy.



Ryc. 4. Ogródek meteorologiczny

Średnie roczne temperatury powietrza obliczone dla lat hydrologicznych zamknęły się w granicach od 6.2°C (1996 r.) do 8.8°C (1998 r.) (Tab. 1). Roczne sumy opadów atmosferycznych kształtowały się w granicach od 612,4 mm (2003 r.) do 1001,0 mm (2001 r.). Według kryteriów klasyfikacji termiczno-opadowej obliczono przedziały temperatury i opadów dla okresu 1994–2004. Najwięcej, bo aż pięć lat hydrologicznych, znalazło się w grupie lekko ciepłych termicznie i normalnych opadowo (ryc. 5).



Ryc. 5. Klasyfikacja termiczno opadowa lat hydrologicznych 1994 – 2004

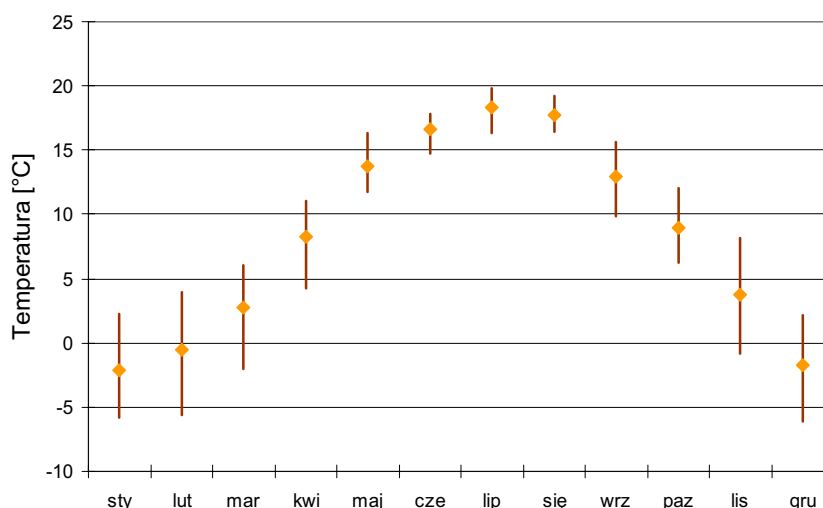
Tabela 1. Średnie roczne temperatury powietrza i sumy roczne opadów w latach hydrologicznych

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Tśr. [°C]	8.7	8.6	6.2	7.1	8.8	7.9	8.5	8.2	8.7	7.8	8.6
Op [mm]	758.5	847.1	847.5	814	956.9	792.5	866.7	1001	901	612.4	862.8

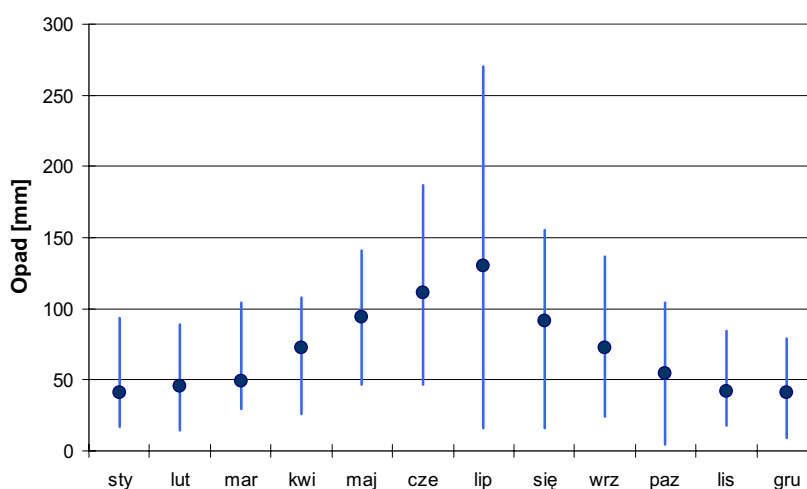
Najwyższa średnia miesięczna temperatura obliczona została dla lipca (18,3°C), najniższa natomiast dla stycznia (-2,1°C). Rycina 6 przedstawia zakres zmian średnich miesięcznych temperatur w wieloleciu 1994-2004.

Najwyższa średnia miesięczna suma opadów atmosferycznych, obliczona dla lipca, wyniosła 130,0 mm, w którym zaobserwowano największy rozstęp pomiędzy miesięcznymi sumami w analizowanym okresie czasu (ryc. 7). Najniższe opady występują w styczniu, listopadzie i grudniu i wynoszą ok. 42 mm.

W okresie zimowym istotną rolę odgrywa występowanie pokrywy śnieżnej i przemarznięcie gruntu. Pokrywa śnieżna zalegała w omawianym okresie przeciętnie przez 73 dni w roku a długość okresu jej występowania w kolejnych latach wynosiła od 27 dni w 1994 r. do 116 dni w 1996 r. Maksymalna miąższość pokrywy śnieżnej podczas zim 1998/99 i 1999/2000 przekraczała 40 cm. Przemarznięcie gruntu określano na podstawie średniej dobowej temperatury poniżej 0°C na głębokości 5 cm. Szczególnie długotrwałe przemarznięcie gruntu wystąpiło podczas zim 1995/96 oraz 1996/97, kiedy ujemna temperatura w przypowierzchniowej warstwie gruntu utrzymywała się odpowiednio przez 68 i 77 dni.



Ryc. 6. Średnie miesięczne temperatury powietrza obliczone dla wielolecia 1994–2004 i zakres zmian



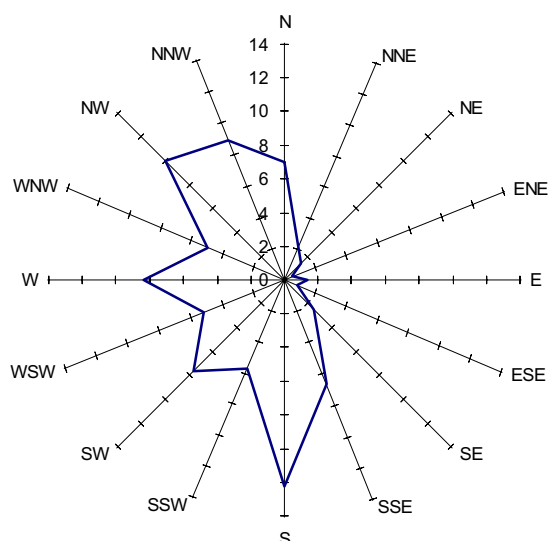
Ryc. 7. Średnie miesięczne sumy opadów oraz zakres ich zmian w wieloleciu 1994–2004

Analiza frekwencji wiatru z poszczególnych kierunków wskazuje na dominację wiatrów z południa (12,1 %) i północno-zachodu (10,2%) (ryc. 8). Występuje tu zgodność z kształtem zlewni. Zatem orografia wpływa na warunki anemometryczne. Frekwencja wiatru z poszczególnych kierunków wpływa na przenoszenie zanieczyszczeń powietrza oraz właściwości chemiczne opadów atmosferycznych. Analizę prowadzono z podziałem na okresy kwartalne, odpowiadające z dużym przybliżeniem występowaniu astronomicznych pór roku: zima (I – III), wiosna (IV – VI), lato (VII – IX) i jesień (X – XII).

W okresie wiosny i lata wzrasta częstość wiatrów z kierunku NW i NNW, w okresie jesiennym częściej występuje wiatr z południa, zaś zimą – z kierunku zachodniego i południowo-zachodniego.

Chemizm powietrza

W obszarze, w którym zlokalizowana jest zlewnia eksperymentalna, obserwuje się najniższe stężenia S-SO₂ i N-NO₂ w województwie małopolskim (Raport... 2005). W latach hydrologicznych 1998–2002 obserwowano systematyczne zmniejszanie się stężenia S-SO₂ w powietrzu; w roku 2003 i 2004 nastąpił znaczny jego wzrost (tab. 2, Ryc. 9). Wielkość stężeń S-SO₂ jest determi-

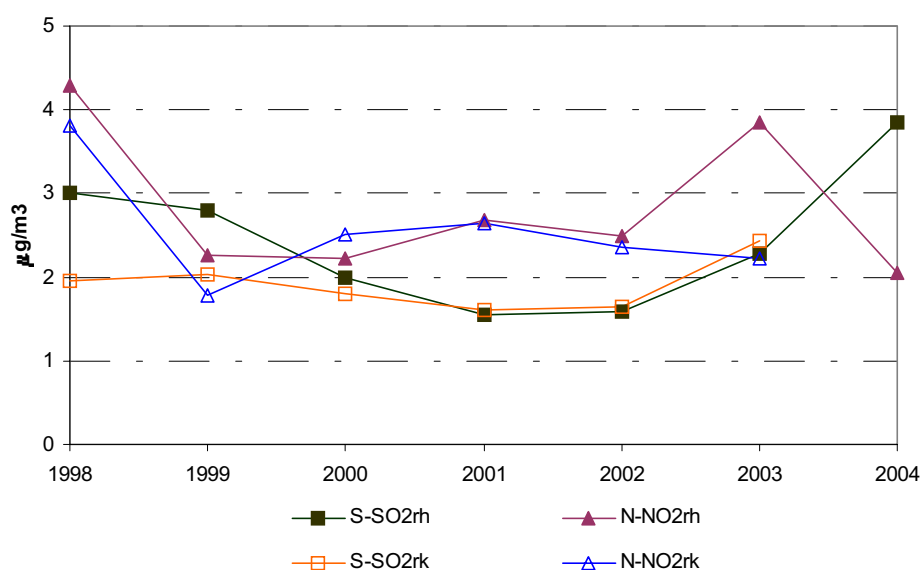


Ryc. 8. Rozkład frekwencji wiatrów z poszczególnych kierunków w wieloleciu 1994–2004

wana głównie emisją z lokalnych źródeł zanieczyszczeń, czyli palenisk domowych. Dlatego też obserwuje się ujemną korelację stężenia i temperatury powietrza na poziomie wartości średnich miesięcznych (patrz ryc. 9). Nie bez znaczenia pozostaje fakt ubożenia ludności zamieszkującej obszar zlewni Bystrzanki i związany z tym zakup węgla tańszego, lecz bardziej zanieczyszczonego związkami siarki.

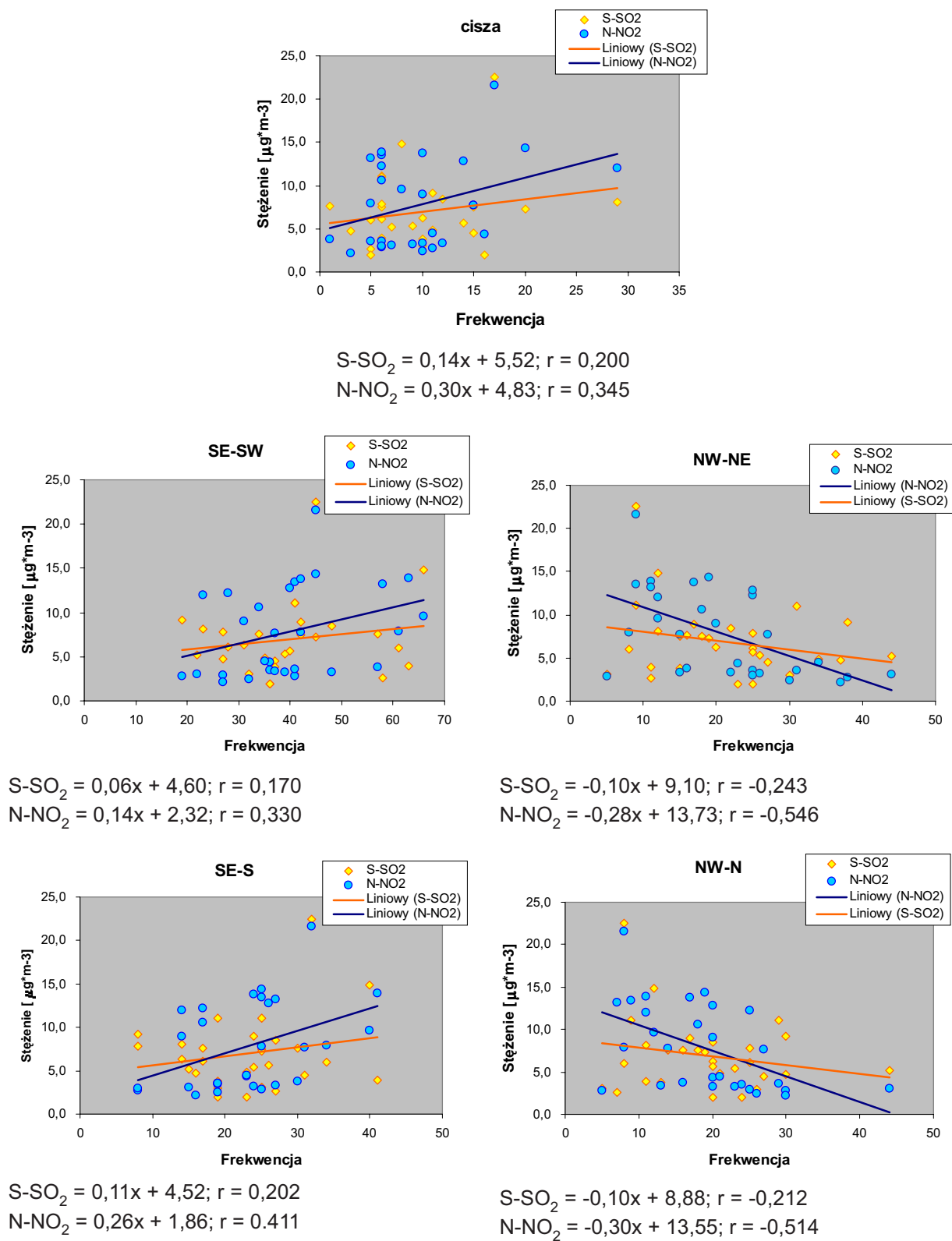
Przeprowadzona została analiza wpływu frekwencji wiatru z poszczególnych kierunków na przemieszczanie się zanieczyszczeń. Posłużono się średnimi miesięcznymi stężeniami S-SO₂ i N-NO₂ w miesiącach, w których stężenia były najwyższe (listopad–marzec) w latach hydrologicznych 1999–2004 (okres prowadzenia pomiarów w tym podprogramie). Wyniki zestawiono na ryc. 10.

Z powyższych rycin, równań regresji i współczynników korelacji wynika, że wzrost stężeń związany jest ze zwiększoną frekwencją wiatru z sektora południowego, natomiast odwrotna sytuacja występuje w przypadku wiatrów z sektora północnego. Potwierdza wnioski Sawickiej-Kapusta (1999) dotyczące wpływu zanieczyszczeń transgranicznych na zdrowotność plech porostu *Hypogymnia physodes* w parkach narodowych. Również wzrost częstości cisz sprzyja groma-



Ryc. 9. Średnie roczne stężenia S-SO₂ i N-NO₂ w powietrzu w latach 1998–2004

dzeniu się w dolnej atmosferze zanieczyszczeń lokalnego pochodzenia. Wyraźnie wyższe współczynniki korelacji z frekwencją ciszy i wiatru wykazuje N-NO₂.



Ryc. 10. Zależności między frekwencją wiatru z wybranych kierunków a stężeniami zanieczyszczeń gazowych w powietrzu

Tabela 2. Podstawowe charakterystyki statystyczne zanieczyszczeń gazowych powietrza; Stacja Bazowa Szymbark; 1994–2004

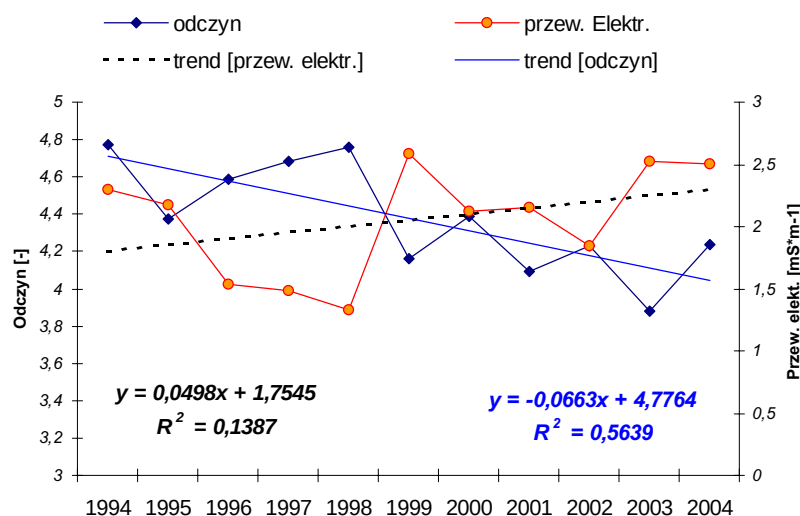
		Min.	Śr.	Max.	Odchyl. stand
1999	S-SO ₂	0,25	2,80	20,5	4,08
	N-NO ₂	0,15	2,26	10,5	1,98
2000	S-SO ₂	0,25	2,00	8,00	0,68
	N-NO ₂	0,15	2,23	7,50	0,93
2001	S-SO ₂	0,25	1,56	5,39	0,44
	N-NO ₂	0,15	2,68	6,81	0,82
2002	S-SO ₂	0,25	1,59	14,83	1,30
	N-NO ₂	0,15	2,49	7,52	1,24
2003	S-SO ₂	0,30	2,28	9,20	2,87
	N-NO ₂	0,40	3,85	4,50	1,19
2004	S-SO ₂	0,81	3,85	11,5	3,43
	N-NO ₂	0,61	2,05	3,81	1,10

Chemizm opadów atmosferycznych

Analizę właściwości fizykochemicznych opadów atmosferycznych przeprowadzono w dwojaki sposób:

- Średnie miesięczne i roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej obliczono na podstawie pomiarów w dobowych próbach opadu całkowitego,
- Średnie roczne stężenia jonów określono na podstawie zlewanych prób tygodniowych (1994–2003) lub miesięcznych (po 2003 r.) opadu całkowitego.

Pomiar przewodności elektrolitycznej i odczynu w analizowanym okresie wykonano w 1362 próbach; w poszczególnych latach liczebność pomiarów wynosiła od 68–159. Średnie roczne wartości odczynu opadów atmosferycznych kształtowały się od 3,88 (w 2003 r.) do 4,76 (w 1998 r.). Średnie roczne wartości przewodności elektrolitycznej właściwej zamknęły się w granicach 1,33 mS·m⁻¹ (w 1998 r.) – 2,59 mS·m⁻¹ (w 1999 r.) (ryc. 11). Obserwując średnie roczne wartości odczynu stwierdza się w omawianym okresie tendencję spadkową; w przypadku średnich rocznych przewodności elektrolitycznej występuje zjawisko odwrotne. Zatem postępuje proces zakwaszania wody opadowej.



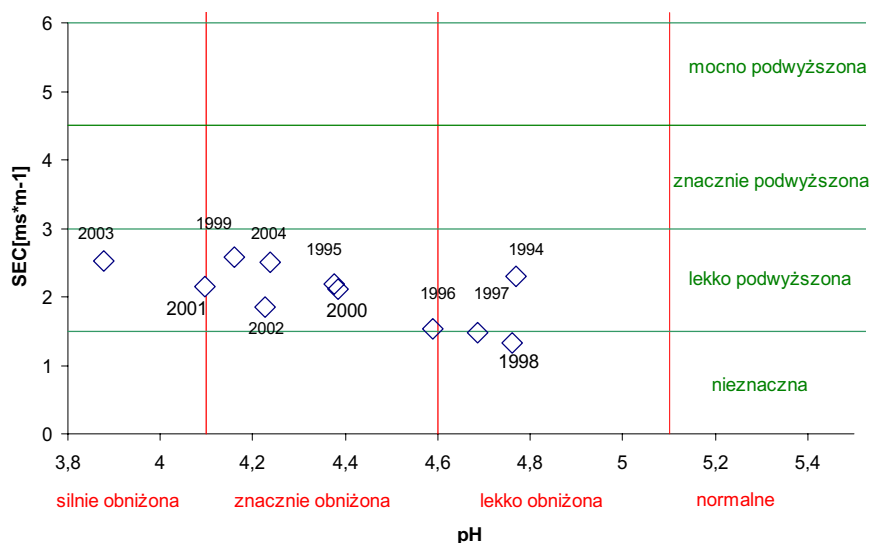
Ryc. 11. Średnie roczne wartości odczynu i przewodności elektrolitycznej wody opadowej

Na podstawie klasyfikacji odczynu Jansena i in. (1988) trzy lata hydrologiczne zaliczono do grupy o odczynie lekko obniżonym, dwa lata – do grupy o odczynie silnie obniżonym, pozostałe – do grupy o odczynie znacznie obniżonym (ryc. 12). W przypadku przewodności elektrolitycznej właściwej tylko jeden rok (1998) zaliczono do grupy przewodności nieznacznej, pozostałe – do grupy lekko podwyższonej.

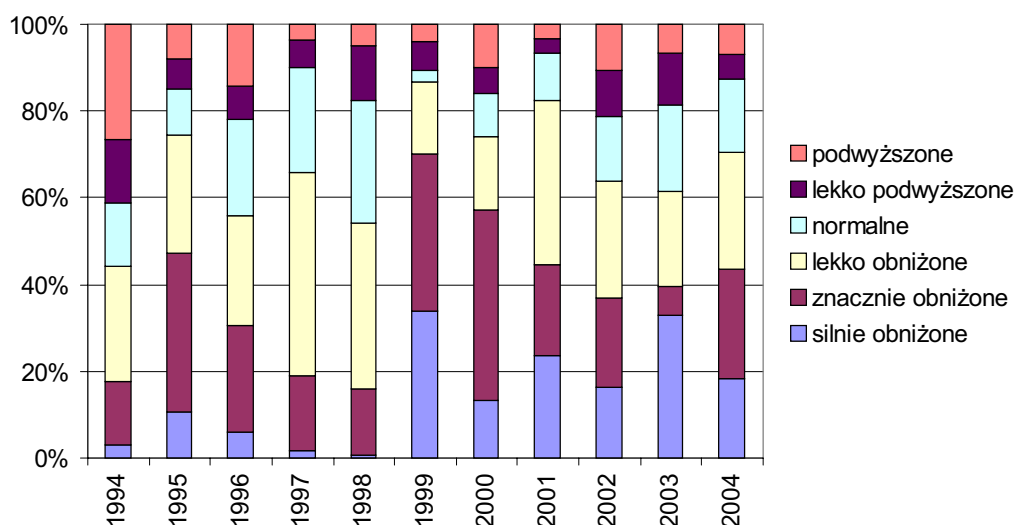
W omawianym okresie obserwuje się wzrostową frekwencję dobowych opadów o odczynie silnie obniżonym ($<4,10$), przy zmniejszaniu się opadów o odczynie podwyższonym ($>6,50$) i lekko podwyższonym ($6,11 - 6,50$) (ryc. 13)

Analiza częstości przewodności w poszczególnych przedziałach wskazuje na wyraźne zmniejszanie się przypadków w grupie przewodności nieznacznej, przy równoczesnym wzroście przewodności lekko obniżonej (ryc. 14).

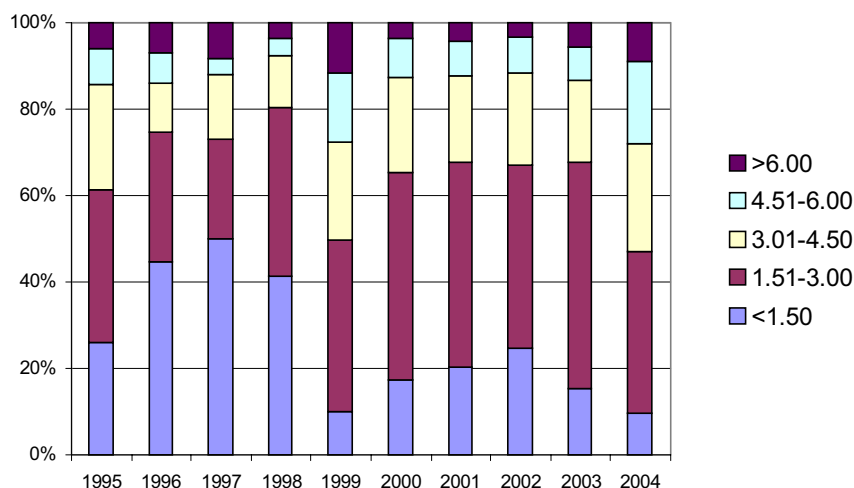
W przebiegu średnich miesięcznych wartości obliczonych dla wielolecia 1994–2004 obserwuje się najniższe wartości odczynu w miesiącach zimowych z minimum w lutym. W miesiącach półroczna hydrologicznego letniego (V-X) wartości są zbliżone, w granicach 4,80–5,00. Współczynnik zmien-



Ryc. 12. Klasyfikacja odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej wody opadowej Jansena i in. (1988)



Ryc. 13. Częstość odczynu wody opadowej w poszczególnych przedziałach klasyfikacji Jansena i in. (1988)



Ryc. 14. Częstość przewodności elektrolitycznej właściwej wody opadowej w poszczególnych przedziałach klasyfikacji Jansena i in. (1988)

ności obliczony na podstawie wartości miesięcznych w analizowanym okresie wykazuje wyższe wartości w miesiącach półrocza hydrologicznego zimowego, w stosunku do półrocza letniego. Najwyższe średnie wartości przewodności elektrolitycznej właściwej obserwuje się w miesiącach marzec-kwiecień, przy równocześnie najniższym współczynniku zmienności.

Stężenia jonów w wodzie opadowej określano w próbach tygodniowych zlewanych po każdej dobie z opadem (lata 1994–2003) oraz w próbach miesięcznych zlewanych po każdej dobie z opadem (po 2003 r.). Wątpliwe, ze względu na zbyt wysokie stężenia, są wyniki uzyskane w 1994 r. Był to pierwszy rok prowadzenia pomiarów, stąd możliwe uchybienia w procedurze poboru prób lub w stosowanej aparaturze pomiarowej. Dlatego też w analizie wyniki z 1994 r. zostaną pominięte.

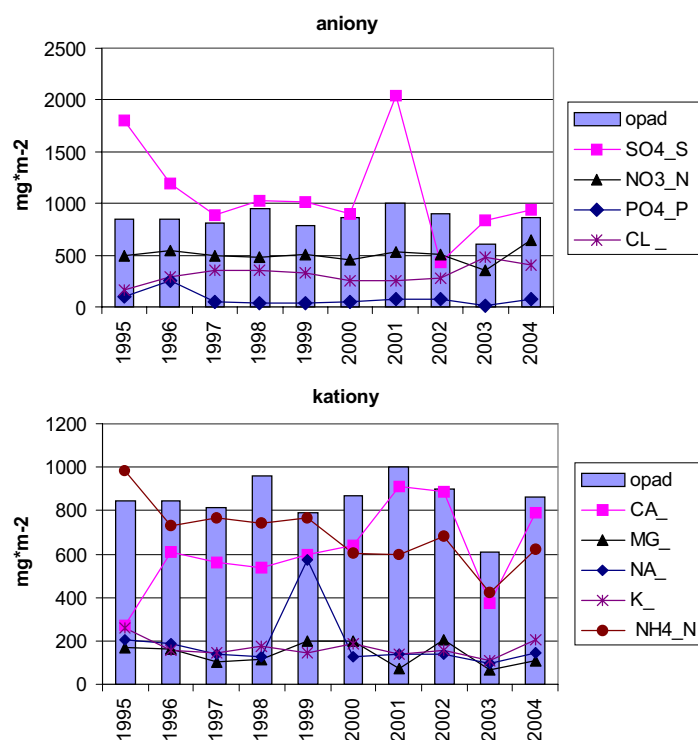
Średnia roczna suma składników rozpuszczonych, których stężenia wyrażone zostały w formie pierwiastkowej, w omawianym okresie 11 lat kształtowała się w granicach od $3,72 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w 2002 r. do $6,29 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ w 1995 r. Głównym pierwiastkiem występującym w wodzie opadowej jest siarka siarczanowa, której średnia wieloletnia wartość stężenia wyniosła $1,35 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a średnie roczne stężenia kształtowały się w granicach od $0,47 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (2002 r.) do $2,61 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (1995 r.) (tab. 3). Spośród kationów głównym składnikiem rozpuszczonym w wodzie opadowej jest azot amonowy o średnim stężeniu $0,82 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ i wahaniach średnich rocznych $0,59 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (2001 r.) do $1,71 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (1995 r.).

Roczny ładunek substancji rozpuszczonych w opadzie wyniósł średnio $3796 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$ osiągając najniższą roczną sumę w 2003 r. ($2751 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$) i najwyższą roczną sumę w 2001 r. ($4745 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$). Średni ładunek kationów wyniósł $1804 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$ a anionów $1992 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$. Roczne ładunki poszczególnych kationów i anionów zestawiono w tabeli 4 i na ryc. 15.

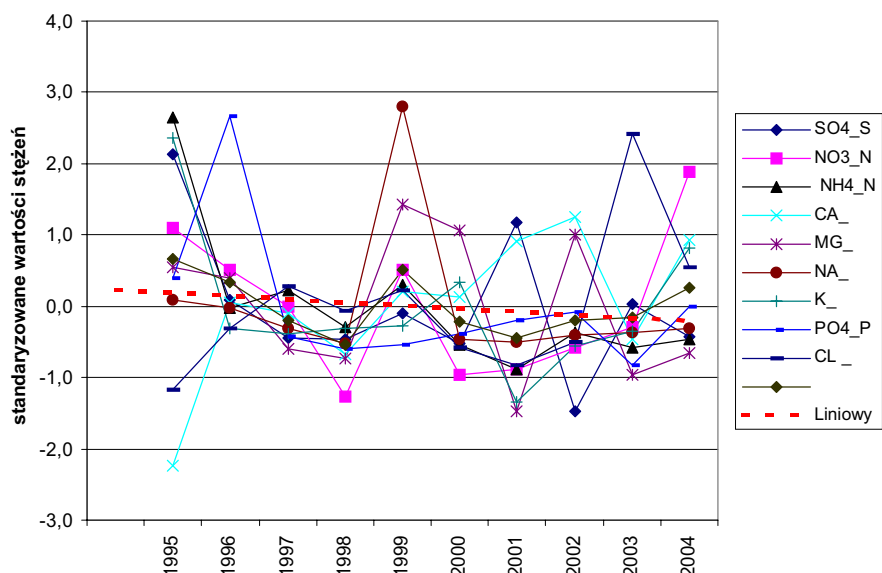
Po dokonaniu standaryzacji średnich rocznych stężeń wszystkich jonów możliwe było zaobserwowanie tendencji zmian zachodzących w omawianym okresie. Generalnie występuje tendencja spadkowa (ryc. 16). Jednakże w skali roku w głównej mierze czynniki atmosferyczne: temperatura powietrza, wysokość i częstotliwość opadów atmosferycznych, kierunek wiatru, wilgotność powietrza i in. kształtują właściwości fizykochemiczne wody opadowej, dlatego też w kolejnych latach obserwowane są tak znaczne wahania stężeń.

Tabela 3. Średnie roczne stężenia jonów oraz ładunki w wodzie opadowej; Stacja Bazowa Szymbark; 1994–2004

	SO ₄ -S	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Ca	Mg	Na	K	PO ₄ -P	Cl
Średnie roczne stężenia [mg*dm ⁻³]									
1995	2.61	0.69	1.71	0.22	0.20	0.24	0.31	0.118	0.19
1996	1.40	0.64	0.86	0.72	0.19	0.22	0.18	0.292	0.34
1997	1.09	0.60	0.94	0.69	0.13	0.17	0.18	0.056	0.43
1998	1.08	0.50	0.78	0.56	0.12	0.13	0.18	0.042	0.38
1999	1.28	0.64	0.97	0.75	0.25	0.73	0.19	0.046	0.42
2000	1.04	0.53	0.70	0.74	0.23	0.14	0.21	0.058	0.29
2001	2.04	0.53	0.59	0.91	0.07	0.14	0.14	0.073	0.25
2002	0.47	0.56	0.76	0.99	0.23	0.15	0.17	0.082	0.31
2003	1.36	0.58	0.69	0.61	0.10	0.16	0.18	0.024	0.79
2004	1.09	0.75	0.72	0.92	0.12	0.17	0.24	0.087	0.48
Srednia 1995-2004	1.35	0.60	0.87	0.71	0.16	0.23	0.20	0.09	0.39
Odchyl stand. 1995-2004	0.59	0.08	0.32	0.22	0.06	0.18	0.05	0.08	0.17
Roczne ładunki [mg*m ⁻²]									
1995	1799	498	983	270	168	204	259	100	165
1996	1188	543	730	611	160	188	155	248	286
1997	885	490	767	559	103	139	147	46	352
1998	1032	481	745	539	114	128	175	40	360
1999	1016	507	765	596	200	575	147	36	335
2000	899	456	606	639	200	124	185	50	254
2001	2037	533	594	911	73	138	136	73	250
2002	427	502	682	888	204	139	155	74	275
2003	836	354	420	372	64	97	111	15	482
2004	944	645	623	790	107	147	203	73	411
Srednia 1995-2004	1106	501	692	618	139	188	167	76	317
Odchyl stand. 1995-2004	474	73	148	206	54	139	41	69	91



Ryc. 15. Roczne ładunki kationów i anionów dostarczone przez wodę opadową



Ryc. 16. Przebieg średnich rocznych stężeń (wartości standaryzowane) oraz tendencja zmian średnich rocznych sum jonów w wodzie opadowej

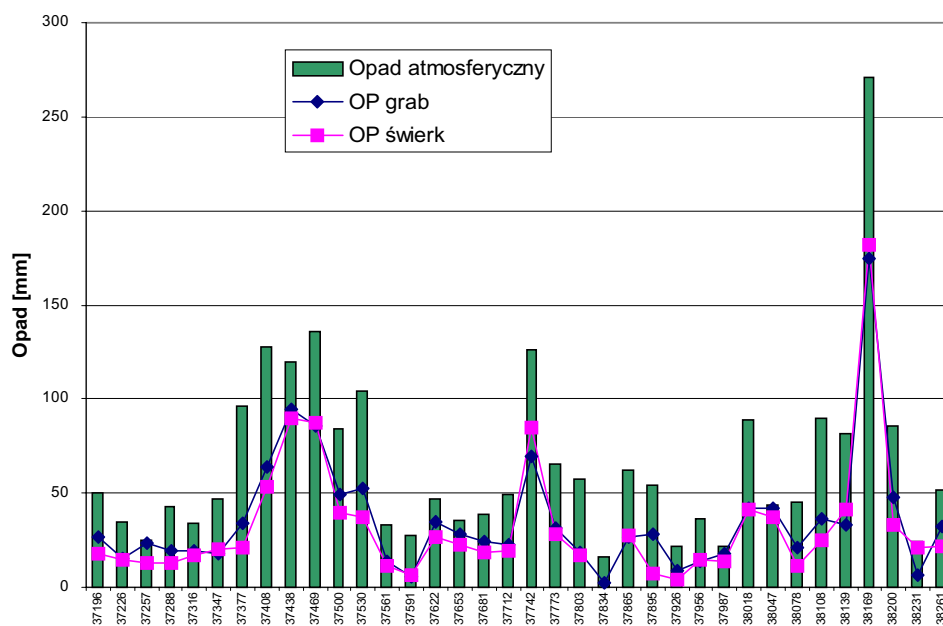
Chemizm opadu podkoronowego

Pomiary ilościowe i jakościowe opadu podkoronowego prowadzone są w drzewostanach: grabowym *Carpinus betulus* i świerkowym *Picea excelsa* od roku hydrologicznego 2002. Pod koronami drzew ustawione są po trzy chwytacze opadu (ryc. 17).



Ryc. 17. Chwytacz opadu podkoronowego

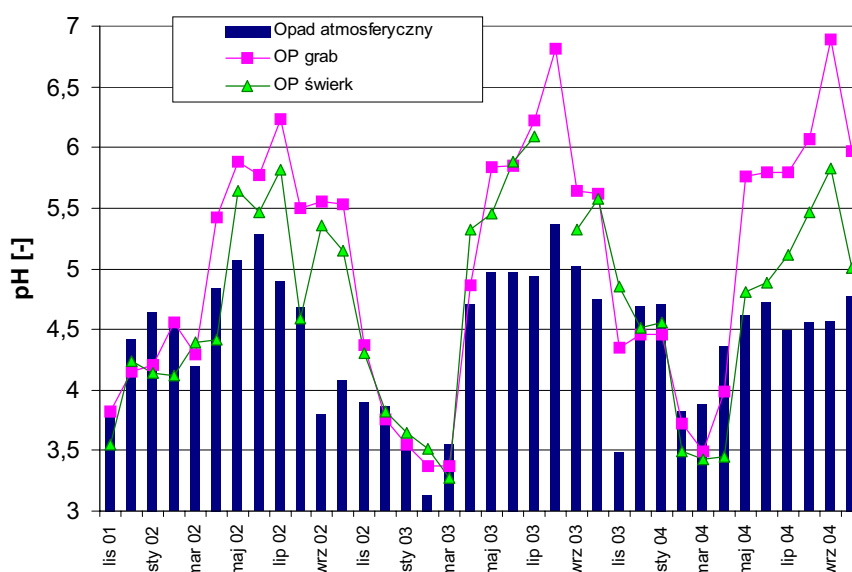
Roczne sumy opadu podkoronowego w drzewostanie grabowym wynosiły 308,4 – 502,1 mm, a w drzewostanie świerkowym od 270,5 do 447,5 mm. W stosunku do rocznych sum opadu na otwartej przestrzeni roczne wskaźniki stanowiły 50–56% pod grabem i 44–52% pod świerkiem, a różnice pomiędzy obydwiema sumami rocznymi nie przekraczały 20%. Analiza miesięcznych sum opadu wskazuje zróżnicowanie w ciągu roku związane z obecnością lub brakiem liści na grabie; w półroczu hydrologicznym zimowym opad podkoronowy pod grabem jest większy niż pod świerkiem, w półroczu letnim występuje sytuacja odwrotna (ryc. 18).



Ryc. 18. Miesięczne wskaźniki opadu podkoronowego pod grabem i świerkiem na tle sum opadu atmosferycznego

Średni odczyn opadu w latach 2002–2004 (okres prowadzenia badań) wyniósł pod grabem 4,96 a pod świerkiem 4,60 jednostki. Odczyn opadu podkoronowego pod grabem jest średnio o 0,59, a pod świerkiem o 0,14 jednostki wyższy niż w opadzie atmosferycznym (obliczono na podstawie średnich miesięcznych).

W półroczu hydrologicznym zimowym wartości odczynu opadu podkoronowego są podobne lub nieznacznie niższe niż w opadzie atmosferycznym i zbliżone do siebie niezależnie od gatunku drzewa (ryc. 19). W półroczu hydrologicznym letnim następuje wyraźny wzrost odczynu: wartości znacznie przekraczają odczyn zmierzony w opadzie na otwartej przestrzeni o odpowiednio: pod grabem o 1,18 jednostki a pod świerkiem o 0,33 jednostki. Zatem odczyn opadu po koronach graba przewyższa wartości obserwowane pod świerkiem. Ponadto, w stosunku do odczynu opadu atmosferycznego, obserwuje się dużą dynamikę w kolejnych miesiącach. Przyczyną takiego zjawiska jest wyłukiwanie pyłów skumulowanych na organach asymilacyjnych drzew, głównie liści graba.



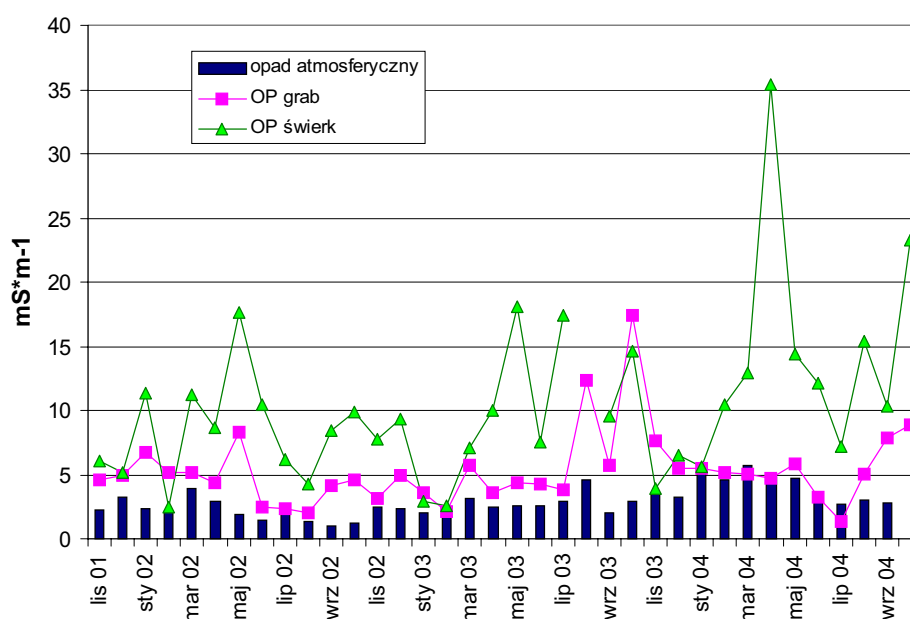
Ryc. 19. Odczyn opadu podkoronowego na tle odczynu wody opadu atmosferycznego

Powyżej zasygnalizowana przyczyna ma wpływ na wzrost przewodności elektrolitycznej właściwej. Przewodność opadu pod grabem 2-krotnie, a pod świerkiem 4-krotnie przewyższa wartości obserwowane w opadzie atmosferycznym. W skali czasowej półroczy hydrologicznych obserwuje się większy wzrost przewodności opadu w półroczu letnim (pod grabem – blisko 2,5-krotny, pod świerkiem – ponad 5-krotny) w stosunku do półrocza zimowego (pod grabem – blisko 1,6-krotny, pod świerkiem – ponad 2,7-krotny) (ryc. 20).

W 2004 przeprowadzono kompletne oznaczenia stężeń jonów. W latach 2002 i 2003 wykonano oznaczenia w ograniczonym zakresie, dlatego do analizy wykorzystano wyniki tylko z 2004 r. Średnia roczna suma jonów rozpuszczonych w wodzie opadu podkoronowego pod grabem wyniosła $7,1 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$, a pod świerkiem – $18,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$. Podobnie jak w opadzie bezpośrednim, głównym składnikiem rozpuszczonym w wodzie pod koronami obydwu gatunków była siarka siarczana, przy czym w wodzie pobieranej spod koron graba zaobserwowano wysokie stężenia chlorków i azotu azotanowego. Ładunek substancji pod grabem zmniejszył się o ok. 12%, a pod świerkiem był ponad 2-krotnie wyższy niż na otwartej przestrzeni.

W 2004 r. przeprowadzono analizę zróżnicowania przestrzennego odczynu i przewodności wody w poszczególnych chwytaaczach (tab. 4). Użyto to tego metody różnic przeciętnych.

Zestawienie wskazuje na duże podobieństwo odczynu wody przenikającej przez korony świerka; w przypadku wody spod graba to zróżnicowanie jest większe, spowodowane odbieganiem od dwóch pozostałych odczynu z chwytaacza nr 3. Wyraźnie odbiega od dwóch pozostałych przewodność z chwytaacza nr 3 pod grabem i chwytaacza nr 2 pod świerkiem.



Ryc. 20. Przewodność elektrolityczna właściwa (SEC) opadu podkoronowego na tle przewodności elektrolitycznej wody opadu atmosferycznego

Tabela 4. Zróżnicowanie odczynu i przewodności elektrolitycznej wody zbieranej do poszczególnych chwytaaczy na podstawie pomiarów w próbach tygodniowych

	Świerk		Grab	
	pH	Przew. elektr. [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]	pH	Przew. elektr. [$\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$]
zb2-zb1	0.31	80.3	0.31	11.53
zb3-zb1	0.26	35.9	0.47	15.41
zb3-zb2	0.27	91.1	0.57	15.39

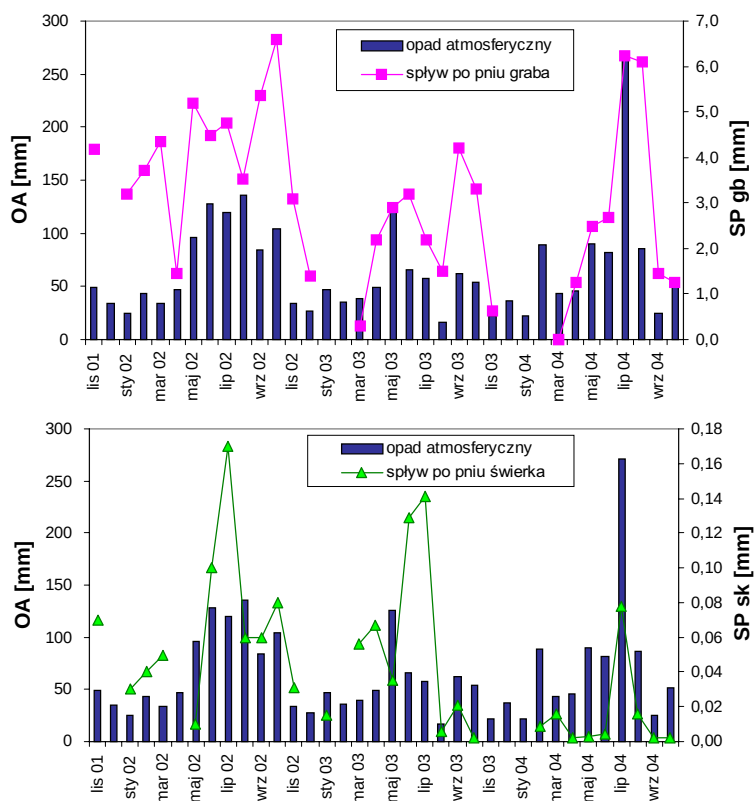
Spływ po pniach

Próby spływu po pniach zbierane były na czterech świerkach i na czterech grabach (ryc. 21). Stanowiska te zlokalizowane są w bezpośrednim sąsiedztwie chwytaczy opadu podkoronowego.

Średni roczny spływ po pniach graba wyniósł 31,1 mm, a po pniach świerka – 0,44 mm, stanowiąc w stosunku do rocznej sumy opadu atmosferycznego średnio 3.9% na grabie i 0.06% na świerku. Tak duże zróżnicowanie rozmiarów procesu spowodowane jest występowaniem „efektu lejka” na grabie i „efektu parasola” na świerku. Maksymalne miesięczne wartości spływu po pniu graba przekraczały 6 mm, a po pniu świerka – 0,17 mm; a w stosunku do opadu atmosferycznego maksymalnie współczynniki osiągały 13% na grabie i 0,25% na świerku (ryc. 22).



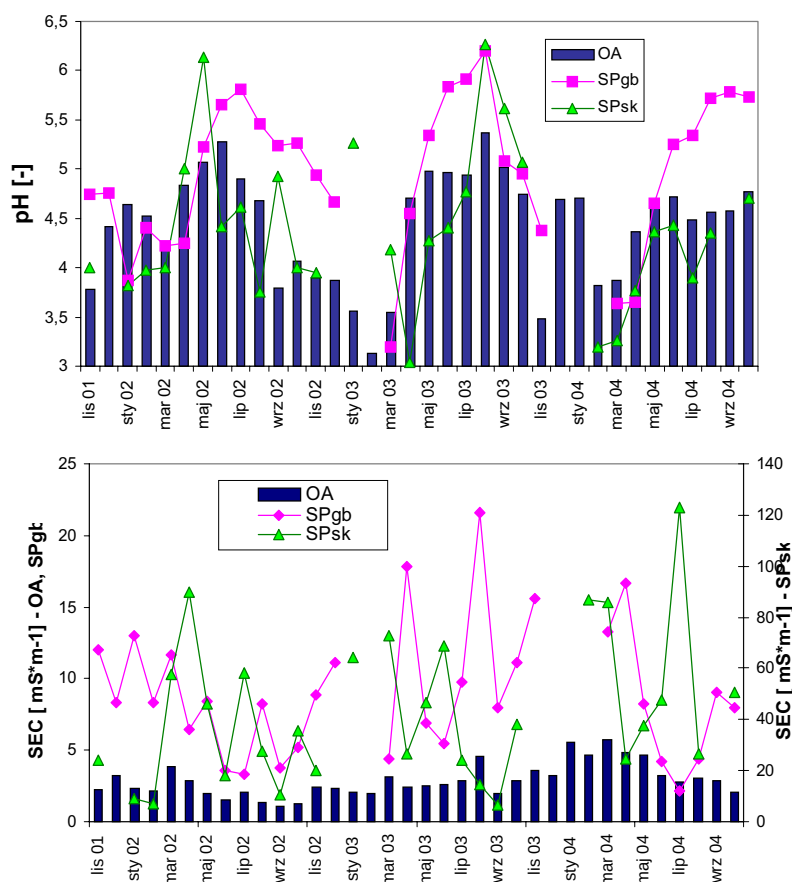
Ryc. 21. Instalacja zbierająca wodę spływającą po pniu



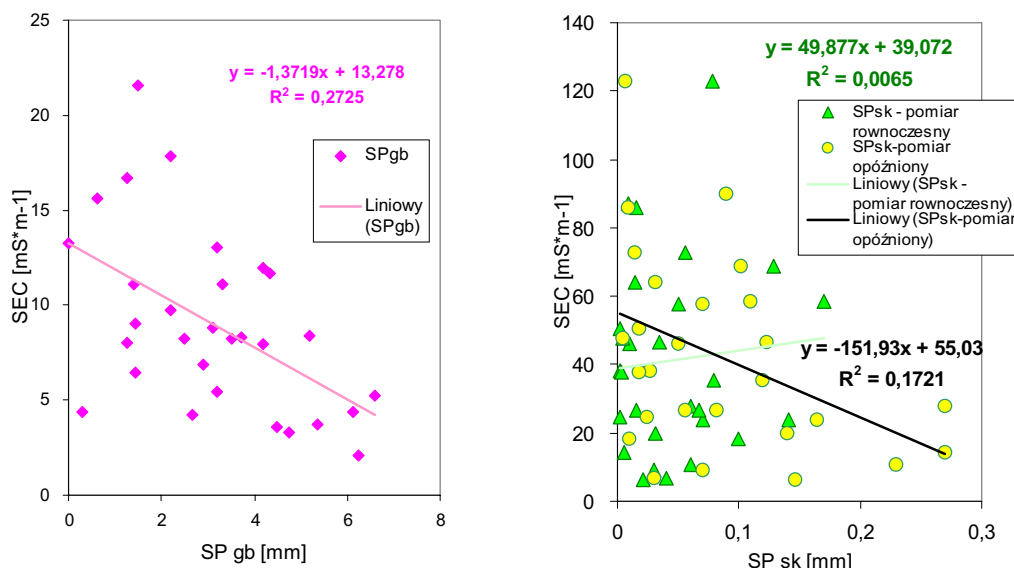
Ryc. 22. Miesięczne wskaźniki spływu po pniach w stosunku do opadu atmosferycznego

Odczyn wody spływającej po grabie kształtował się a granicach 4,91 – 5,06, natomiast przewodność elektrolityczna właściwa – od 8,17 – 10,00 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$. Te same parametry w przypadku spływ po pniu świerka zamknęły się w granicach : odczyn – 4,00 – 4,68, przewodność elektrolityczna właściwa – 35,00 – 60,4 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$. W stosunku do odczynu wody opadowej, woda spływająca po grabie wykazywała odczyn o 0,50 jednostki wyższy, natomiast woda spływająca po pniu świerka – o 0,10 jednostki niższy. Przewodność elektrolityczna właściwa wody spływającej po grabie jest 4 -krotnie, a po świerku – 20-krotnie wyższa. Tak duże dysproporcje świadczą o zróżnicowanym wpływie obydwu drzewostanów na transformację wody opadowej. W sezonowym przebiegu odczynu obserwuje się prawidłowości podobne do obserwowanych w opadzie podkoronowym: zbliżone lub niższe wartości odczynu w miesiącach półroczu zimowego w stosunku do odczynu w opadzie atmosferycznym i wyższy odczyn w półroczu letnim, głównie na pniach graba (ryc. 23). Większa dynamika zmian odczynu w kolejnych miesiącach występuje na świerku i związana jest z częstotliwością występowania procesu spływu i wypłukiwania składników mineralnych z bardziej szorstkiej (w porównaniu z grabem) kory.

Przewodność elektrolityczna właściwa wody spływającej po pniach nie wykazuje cykliczności sezonowej, lecz związana jest wystąpieniem opadu o dużej intensywności lub roztopów, które po długim okresie bez znaczących opadów wywołują zjawisko spływu (ryc. 24). Analiza wpływu miesięcznych wskaźników spływu na średnie wartości przewodności elektrolitycznej ujawnia możliwości rozpuszczania i wypłukiwania substancji z kory drzew. W przypadku graba następuje równoczesna reakcja przejawiająca się ujemną regresją. Na świerku występuje regresja dodatnia pomiędzy wskaźnikiem spływu i przewodnością. Dopiero zsumowanie wskaźników spływu za poprzednie dwa miesiące w stosunku do okresu pomiaru przewodności ujawnia regresję ujemną.



Ryc. 23. Przebieg odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej wody spływającej po pniach na tle przewodności opadu atmosferycznego



Ryc. 24. Zależności między miesięcznymi wskaźnikami spływu po pniach a przewodnością elektrolityczną właściwą (SEC); 2002–2004

W 2004 przeprowadzono kompletne oznaczenia stężeń jonów. W latach 2002 i 2003 wykonano oznaczenia w ograniczonym zakresie. Średnia roczna suma jonów rozpuszczonych w wodzie spływającej po pniu graba wyniosła 18,0 mg·dm⁻³, a pod świerkiem – 90,0 mg·dm⁻³. Podobnie jak w opadzie bezpośrednim i podkoronowym, głównym składnikiem rozpuszczonym w wodzie spływającej po pniach obydwu gatunków była siarka siarczanowa (siarczany stanowiły ok. ¾ sumy anionów), natomiast głównym kationem rozpuszczonym był potas, stanowiący 28% pod grabem i 54% pod świerkiem sumy kationów. Ładunki substancji spływających po pniach wyniosły: po grabie – 397 kg·km⁻² i po świerku 12 kg·km⁻².

Metale ciężkie i siarka w porostach

W latach hydrologicznych 2003 i 2005 w zlewni Bystrzanki i na obszarach przyległych (19 stanowisk) po raz drugi przeprowadzono transplantację plech porostu pustułka pęcherzykowata *Hypogymnia physodes*. Transplantacja zimowa obejmowała okres listopad-kwiecień, natomiast letnia – maj – październik.

Porównanie obydwu przekrojów czasowych (2003 i 2005) wskazuje na zmniejszenie się akumulacji pięciu spośród sześciu oznaczanych pierwiastków. Wyjątek stanowiło żelazo, którego akumulacja nieznacznie zwiększyła się (o ok. 2,5%). Najbardziej, bo o ok. 36% zmniejszyła się akumulacja cynku.

Na podstawie wartości w tabeli 5 stwierdza się dopływ zanieczyszczeń z kierunku S i SE, głównie w sezonie zimowym, co potwierdzałoby hipotezę o napływie zanieczyszczeń transgranicznych (Sawicka–Kapusta 1999). Potwierdza to wniosek uzyskany na podstawie analizy wpływu frekwencji wiatru z poszczególnych kierunków na wzrost zanieczyszczeń powietrza, gdyż przy zwiększonej częstotliwości wiatru z kierunków S i SE obserwowano niższe stężenia SO₂ i NO₂ w powietrzu. W przypadku siarki uwiadamia się zróżnicowanie sezonowe akumulacji w plechach i wpływ ośrodka miejskiego Gorlic na wzrost akumulacji. Maksima akumulacji występujące głównie na stanowiskach położonych w partiach wierzcholinowych grzbietów świadczą o napływie zanieczyszczeń o charakterze regionalnym (Gorlice) lub ponadregionalnym (aglomeracja krakowska, górnośląska, Słowacja). Akumulacja zanieczyszczeń przez plechy porostu nie eksponuje tak, jak zanieczyszczenia występujące w powietrzu lub opadach, wpływu lokalnych źródeł emisji.

Tabela 5. Akumulacja metali ciężkich i siarki w plechach porostu *Hypogymnia physodes*

Nr stanowiska	Cd				Pb				Cu				Fe				Zn				S			
	zima		lato		zima		lato		zima		lato		zima		lato		zima		lato		zima		lato	
	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005	2003	2005
1	2.56	0.43	2.14	1.10	17.6	8.05	6.0	4.86	3.9	1.6	5.4	5.8	297	166	618	738	95	15	67	47	956	712	276	260
2	1.39	0.33	1.28	0.96	11.9	7.61	0.0	3.32	3.0	2.6	1.5	1.8	346	172	179	236	52	3	54	22	836	848	267	7
3	0.39	0.52	1.43		9.8	5.27	23.0		1.1	1.4	4.6		342	328	668		32	23	46		1276	905	510	
4	1.79		0.93	1.69	11.9		7.7	12.75	5.4		3.7	3.9	324		716	689	92		57	56			644	571
5	0.78	0.25	0.86	0.51	23.6	8.18	0.0	7.11	4.7	3.4	3.1	4.5	509	515	307	756	81	0	43	33	1318	1116	786	412
6	0.77			1.06	3.7			1.31	3.6			2.2	408			358	115			63	679			255
7	1.39	0.31	0.67	0.27	13.9	7.39	0.0	0.62	2.6	1.9	1.2	3.0	241	413	62	472	42	15	24	26	1307	761	338	13
8	0.19	0.51	1.27	0.89	5.8	3.06	0.0	10.83	0.3	1.4	0.6	3.6	114	280	3	572	47	24	39	30	1035	880	67	543
9	1.58		0.53	1.61	5.8		0.0	4.36	1.7		4.6	1.5	218		586	268	71		69	21	839		430	127
10	0.99	0.59		3.03	13.8	14.99		7.37	1.5	4.7		3.2	302	806		479	28	32		41	786	1538		131
11	0.78	0.63	1.68	3.57	17.7	8.20	2.2	4.45	3.9	3.4	3.7	2.4	551	439	273	506	71	28	47	53	1051	1010		144
12	0.58	0.48		1.97	3.7	6.81		9.30	0.0	2.5		2.3	524	306		431	41	9		28	927	1273		88
13	1.56	0.49	1.50	1.00	5.7	4.87	0.0	1.41	3.1	1.5	2.1	1.5	419	150	176	163	36	39	36	14	732	1227	151	54
14	1.79	0.66	0.84	0.71	21.8	12.39	16.2	1.58	3.5	3.1	4.4	2.6	1047	650	768	257	62	27	79	31	660	526		
19	1.57	0.27	0.67	0.25	5.7	8.70	5.4	0.39	2.5	3.0	2.2	0.9	484	501	226	184	51	26	58	10	871	905	516	174
średnia	1.21	0.46	1.15	1.33	11.5	7.96	5.0	4.98	2.7	2.5	3.1	2.8	408	394	382	436	61	20	52	34	948	975	399	214

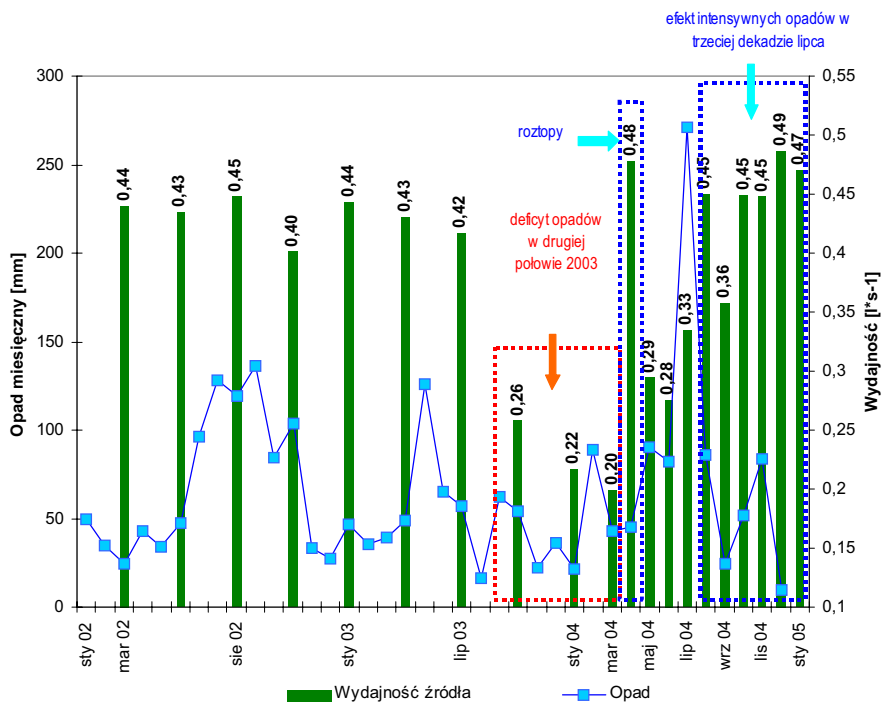
Wody podziemne

Realizacja programu odbywa się poprzez określenie wydajności chwilowej i średniej (pomiedzy obserwacjami) oraz pomiar temperatury, odczynu i przewodności elektrolitycznej oraz pobór do analizy wody ze źródła „Wiatrówki”. Źródło ujęte jest w studnię kopaną. Dalej woda odprowadzana jest rurą wodociagową do licznych zabudowań, stąd istnieje ciągły odpływ wody ze źródła. Wodomierz poniżej ujęcia wody umożliwia pomiar wydajności źródła (zamontowany w 2001 r.). Źródło położone jest powyżej wszelkich zabudowań na wysokości ok. 368 m n.p.m., na otwartej przestrzeni. Szczegółowa lokalizacja studni przedstawiona została na ryc. 2. Co miesiąc określana jest wydajność źródła i pobierane są próby wody do analizy. Do końca 2003 r. prowadzono pomiary z kwartalnym krokiem pomiarowym.

Według różnych klasyfikacji, źródło to należy zaliczyć do grupy warstwowo-kontaktowych. stokowych (Pazdro, Kozerski 1990). Studnia zlokalizowana jest na kontakcie utworów magurskich i pstrych łupków eoceńskich. Średnia gęstość źródeł na tym obszarze wynosi 2,5/km², a w strefie kontaktu warstw magurskich i pstrych łupków na wysokości 500-600 m n.p.m. wskaźnik krenologiczny zwiększa się do 3,3 (Niemirowska 1970). Soja (1974) określa maksymalną wydajność źródeł na obszarze magurskim na 2 l/s, a w utworach inoceramowych – 0,5 l/s. Poziom wód gruntowych utrzymuje się zwykle płytko. Głębokość 193 pomierzonych studni w 41% nie przekraczała 3 metrów.

Na szybkość i wielkość zasilania wód gruntowych, szczególnie na obszarze pogórskim, w którym zlokalizowana jest eksperymentalna zlewnia Bystrzanki i punkt poboru wody, wpływają zróżnicowane, nawet w bardzo niewielkiej skali przestrzennej, warunki litologiczne pokryw stokowych. Woda opadowa infiltrując przez profil glebowy już na głębokości 70–90 cm pod powierzchnią gruntu, natrafia na warstwę oglejania towarzyszącą glebom brunatnym/płowym, które dominują na obszarze zlewni. Warstwa ta powoduje zatrzymywanie wody i powstawanie lokalnych, zawieszonych poziomów wód podziemnych (podskórnych), utrzymujących się długo po zakończeniu opadów (Bochenek 2005).

Na ryc. 25 przedstawiono zmiany wydajności źródła na tle sum opadów w okresie, w którym były prowadzone takie pomiary.



Ryc.25. Wydajność źródła „Wiatrówki” na tle opadów w latach 2002- 2004

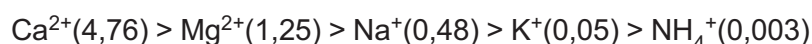
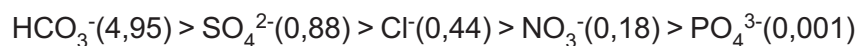
Powyższa rycina potwierdza szybką reakcję opad–wydajność źródła.

Średni odczyn wody podziemnej w analizowanym okresie czasu wyniósł 7,23, zaś przewodność elektrolityczna właściwa – $60,2 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$. Zakres zmian średnich rocznych wartości kształtował się od 6,67 – 7,56 w przypadku odczynu i $44,0\text{--}66,4 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$.

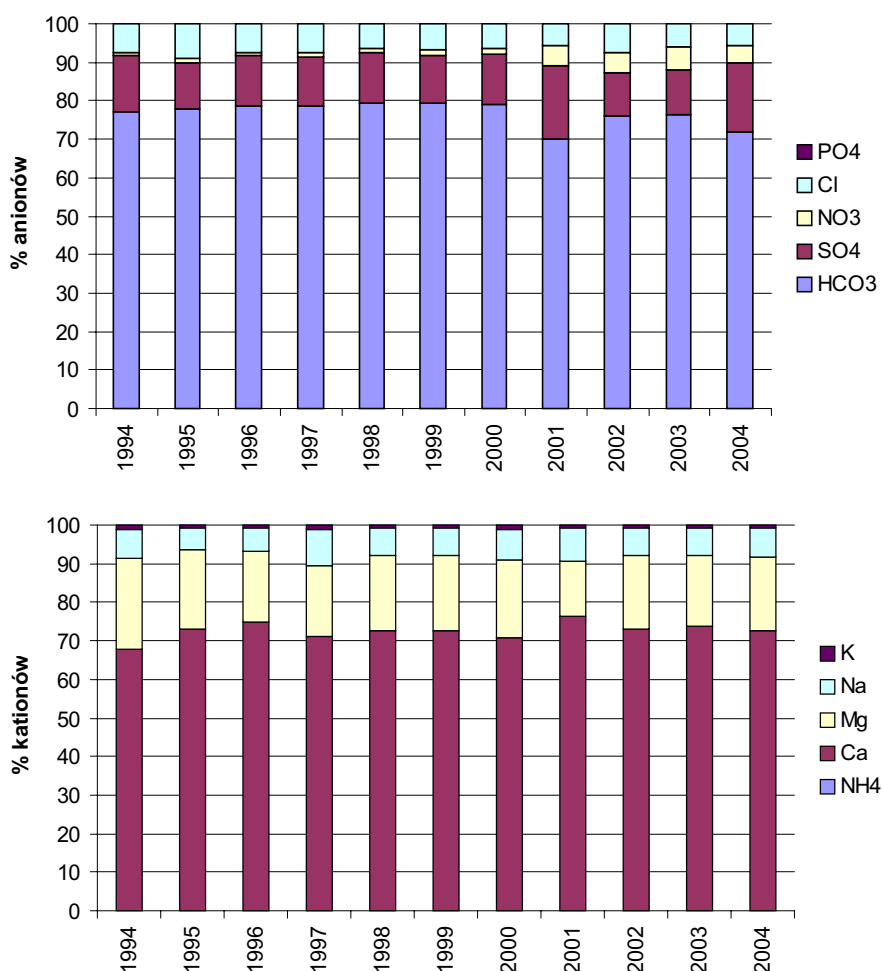
Średnie roczne stężenia jonów rozpuszczonych w wodzie ze źródła zestawiono w tabeli 6.

Woda pobierana ze źródła „Wiatrówki” wykazywała prosty typ hydrochemiczny wodorowęglanowo-wapniowy. Udział obydwu głównych jonów HCO_3^- i Ca^{2+} , stanowił od 70 do 80% sumy kationów i anionów (ryc. 26). W latach 1994, 1995 i 2000 udział kationu Mg^{2+} przekroczył 20%, co spowodowało zmianę typu hydrochemicznego wody.

Bilans jonów wody pobieranej ze źródła w skali wielolecia przedstawiał się następująco (w $\text{mval} \cdot \text{dm}^{-3}$):



Wg kryteriów *Wartości graniczne wskaźników jakości wody...* dokonano klasyfikacji poszczególnych pomiarów. Do klasy III zaliczono 6% wyników oznaczeń azotanów i 64% oznaczeń wapnia. W klasie II znalazło się 97% oznaczeń HCO_3^- , 40% oznaczeń azotanów, 32% oznaczeń wapnia i 20% oznaczeń siarczanów. Pozostałe wyniki zaliczono do klasy I.



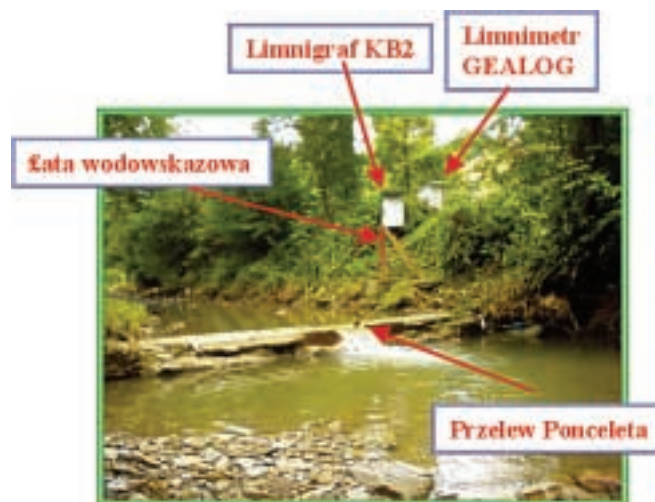
Ryc. 26. Bilans jonów rozpuszczonych w wodzie pobieranej ze źródła „Wiatrówki” sporządzony na podstawie średnich rocznych stężeń

Tabela 6. Średnie roczne stężenia jonów w wodzie pobieranej ze źródła „Wiatrówki”

	Przewodność właściwa mS*m ⁻¹	pH	HCO ₃	Cl	S-SO ₄	P tot	Na	K	Fe	Mn	Ca	Mg	N-NH ₄	N-NO ₃
			mg*dm-3											
1994	b.d.	7.40	b.d.	16.97	11.10	b.d.	9.25	2.28	0.049	0.0000	73.7	15.6	0.059	3.193
1995	65.0	6.67	b.d.	20.01	12.56	b.d.	9.33	1.63	0.040	0.0037	103.0	17.6	0.018	4.347
1996	64.4	7.51	b.d.	16.80	12.88	0.010	9.70	2.00	0.026	0.0037	102.9	15.2	0.019	3.430
1997	66.4	7.71	b.d.	16.28	12.75	0.016	13.63	2.95	0.022	0.0040	90.6	14.1	0.039	5.163
1998	64.9	7.75	310.9	14.48	13.19	0.015	11.23	2.08	0.024	0.0030	99.6	16.0	0.014	5.013
1999	62.0	7.02	302.0	15.28	12.27	0.020	10.70	2.00	0.021	0.0037	94.6	15.1	0.016	5.250
2000	60.4	7.30	302.0	14.37	13.02	0.016	9.31	2.00	0.006	0.0035	72.9	12.8	0.016	5.533
2001	58.5	7.16	295.6	13.40	21.35	0.014	13.47	2.13	0.006	0.0030	106.1	12.3	0.084	5.297
2002	55.8	7.47	309.4	17.63	12.05	0.008	11.05	2.08	0.062	0.0028	98.4	15.7	0.122	5.065
2003	44.0	7.56	307.6	14.19	12.13	0.008	11.62	2.04	0.022	0.0040	103.6	15.7	0.091	5.396
2004	60.3	7.47	287.7	12.92	18.49	0.008	12.43	2.12	0.022	0.0028	104.1	16.5	0.072	4.316
Odch. standardowe	6.576	0.316	8.272	2.102	3.146	0.004	1.611	0.317	0.017	0.0011	11.827	1.553	0.038	0.802

Wody powierzchniowe: rzeki

Pomiary hydrologiczne prowadzono w profilu wodowskazowym zamykającym zlewnię Bystrzanki zajmującą powierzchnię 13 km² (ryc. 27). Codziennie, o godzinie 7:00 lub 8:00 odczytywano stan wody z łaty wodowskazowej oraz pobierano próbę do pomiaru odczynu i przewodności elektrolitycznej właściwej. Kompletnie oznaczenia stężeń wykonywano w próbach pobieranych co tydzień. Wyposażenie stanowiska wodowskazowego w limnigraf KB2 umożliwiło obliczenie objętości przepływu w oparciu o jego ciągły zapis.

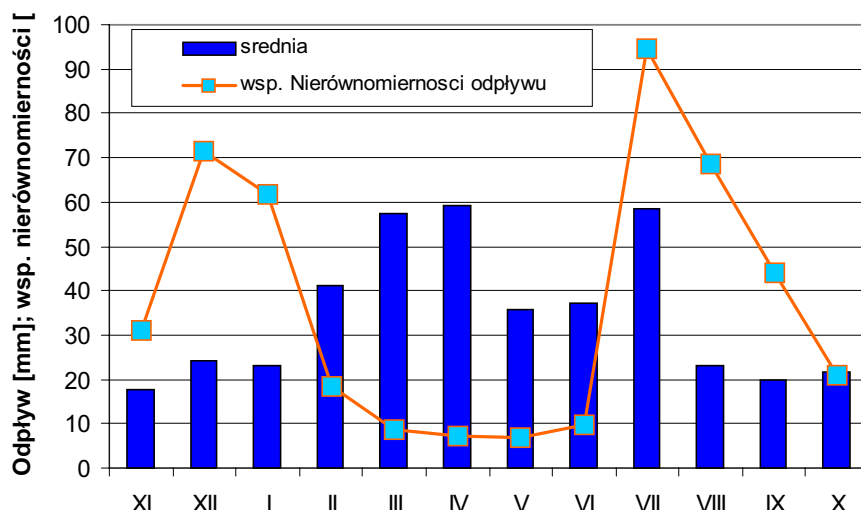


Ryc. 27. System pomiarowy na stanowisku wodowskazowym i hydrometrycznym zamykającym zlewnię Bystrzanki

Roczny wskaźniki odpływu ze zlewni Bystrzanki w omawianym okresie czasu kształtowały się w granicach od 181,1 mm (1994 r.) do 529,2 mm (2000 r.), przy średniej rocznej wartości 419,1 mm (Tab. 7). Średni roczny współczynnik odpływu wyniósł 50%, kształtując się od 24% do 61%. W półroczach hydrologicznych różnice w odpływie dochodziły do 46%. W skali wielolecia dominował odpływ w półroczu hydrologicznym zimowym (56%) osiągając skrajnie 73% rocznego wskaźnika odpływu, chociaż w poszczególnych latach występowały odstępstwa od takiego stanu i 2/3 rocznego odpływu występowało w półroczu letnim (2001 i 2003 r.). W przebiegu miesięcznym zaznacza się wzrost odpływu w miesiącach: marzec (wezbrania roztopowe), kwiecień (wezbrania roztopowo-opadowe) i lipiec (wezbrania opadowe). Współczynniki nierównomierności odpływu wykazywał w skali roku zróżnicowanie od poniżej 10 w miesiącach wiosennych (kwiecień, maj) do 95 w lipcu (ryc. 28). Przepływy charakterystyczne obliczone dla poszczególnych lat (I stopnia) i wielolecia 1994-2004 (II stopnia) obliczone na podstawie wartości średnich dobowych zestawiono w tabeli 8.

Średni roczny odczyn wody rzecznej obliczony dla wielolecia wyniósł 8,20, wykazując dynamikę średnich rocznych wartości w granicach 7,81 – 8,51. W poszczególnych miesiącach dynamika zmian była mniejsza niż w przypadku wartości średnich rocznych. Wielkość odczynu uwarunkowana była wielkością i częstotliwością wezbrań i związanym z tym dopływem wody pochodzącej ze spływu powierzchniowego (względnie niska wartość odczynu) lub zasilaniem wody przez odpływ bazowy.

Średnia wieloletnia przewodność wody pobieranej z koryta Bystrzanki wyniosła 37,7 mS·m⁻¹, przy zmienności wartości rocznych 27,7–42,9 mS·m⁻¹. Współczynniki zmienności wartości rocznych i średnich miesięcznych przewodności właściwej obliczonych dla wielolecia były zbliżone i wyniosły 11–12%. W ciągu roku zauważalna jest jednak dynamika zmian związana z najniższymi wartościami przewodności elektrolitycznej w miesiącach o najwyższym odpływie (marzec, kwiecień).



Ryc. 28. Miesięczne wskaźniki odpływu i współczynniki nieregularności odpływu; 1994-2004

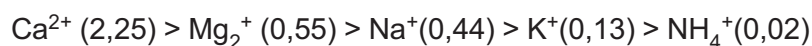
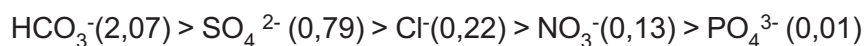
Tabela 7. Roczne wartości wskaźnika i współczynnika odpływu na tle sum opadów; zlewnia Bystrzanki; lata hydrologiczne 1994-2004

Rok	Suma opadów	Wskaźnik odpływu w mm	Współczynnik odpływu
1994	760,3	181,1	0,24
1995	847,1	415,3	0,49
1996	847,5	519,7	0,61
1997	814,0	468,7	0,58
1998	956,9	523,2	0,55
1999	790,6	420,7	0,53
2000	866,7	529,1	0,61
2001	1000,5	508,6	0,51
2002	901,0	354,7	0,39
2003	612,4	313,7	0,51
2004	862,8	375,0	0,43

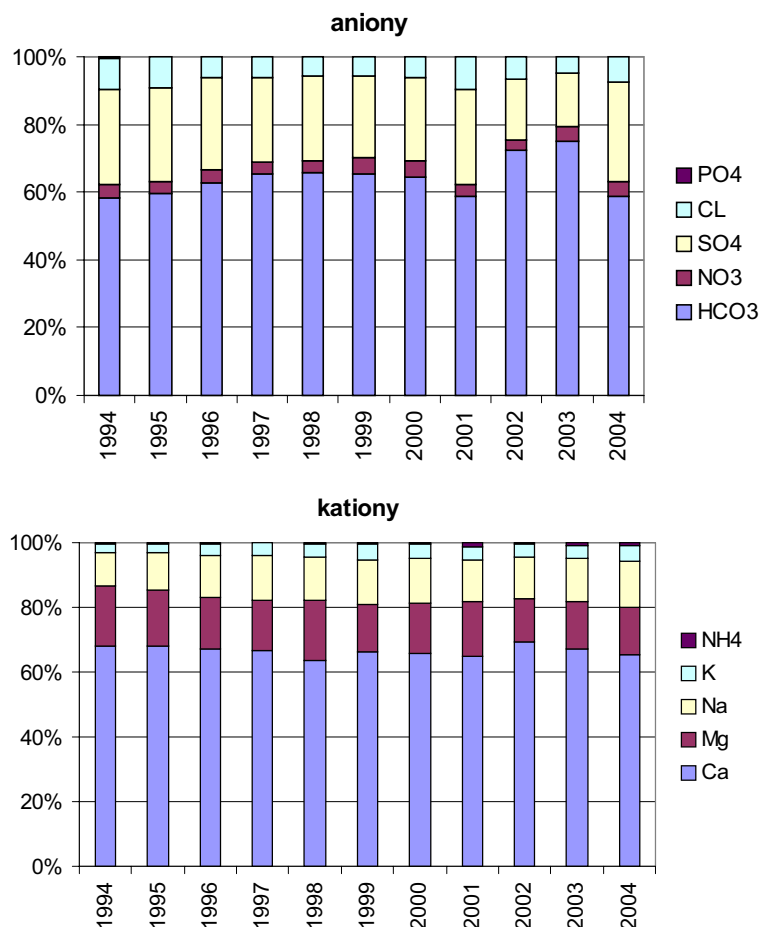
Średnia wieloletnia przewodność wody pobieranej z koryta Bystrzanki wyniosła $37,7 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$, przy zmienności wartości rocznych $27,7\text{--}42,9 \text{ mS} \cdot \text{m}^{-1}$. Współczynniki zmienności wartości rocznych i średnich miesięcznych przewodności właściwej obliczonych dla wielolecia były zbliżone i wyniosły 11–12%. W ciągu roku zauważalna jest jednak dynamika zmian związana z najniższymi wartościami przewodności elektrolitycznej w miesiącach o najwyższym odpływie (marzec, kwiecień).

Średnie roczne sumy jonów rozpuszczonych w wodzie rzecznej kształtowały się w przedziale od $187,2 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (2004 r.) do $284,8 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ (2002 r.). Głównymi jonami rozpuszczonymi w wodzie rzecznej są: kation Ca^{2+} i anion HCO_3^- , stanowiące odpowiednio 64–70% sumy kationów i 58–75% sumy anionów (Tab. 9, Ryc. 29). Stosując kryteria Alowskiego–Szwieca woda reprezentuje typ hydrochemiczny złożony wodorowęglanowo–wapniowo–siarczanowy.

Bilans jonów opisać można następującym równaniem (jednostką są $\text{mval} \cdot \text{dm}^{-3}$):



Ładunki substancji rozpuszczonych w wodzie rzecznej kształtowały się w granicach od $70 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ w 2004 r. do $110 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2}$ w 2001 r.



Ryc. 29. Bilans jonów na podstawie średnich rocznych stężeń w korycie Bystrzanki

Tabela 8. Przepływy charakterystyczne w korycie Bystrzanki; lata 1996-2004 [w m³/s]

	Przepływy charakterystyczne I stopnia					
	NQ		SQ		WQ	
1996	0.010		0.221		3.946	
1997	0.010		0.183		3.304	
1998	0.007		0.216		3.991	
1999	0.007		0.173		3.014	
2000	0.010		0.216		3.711	
2001	0.006		0.210		5.964	
2002	0.009		0.147		3.128	
2003	0.002		0.129		3.477	
2004	0.005		0.152		8.198	
	Przepływy charakterystyczne II stopnia (1996-2004)					
	minimalne		średnie		maksymalne	
	NNQ	0.002	SNQ	0.129	WNQ	3.014
	NSQ	0.007	SSQ	0.183	WSQ	4.303
	NWQ	0.010	SWQ	0.221	WWQ	8.198
	deficyt odpływu					

Tabela 9. Średnie roczne stężenia i ładunki substancji w wodzie odprowadzanej ze zlewni Bystrzanki w latach hydrologicznym 1994–2004

	Ca	Mg	Na	K	N-NH ₄	HCO ₃	S-SO ₄	N-NO ₃	N-NO ₂	Cl	P-PO ₄
ŚREDNIE MIESIĘCZNE STĘŻENIA											
	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³	mg*dm ⁻³
1994	54.4	9.0	9.4	4.0	-	-	47.7	8.0	-	11.6	0.54
1995	54.3	8.4	10.4	4.3	-	-	46.6	7.9	-	11.0	0.12
1996	49.0	7.1	11.0	5.2	0.15	-	43.0	8.1	-	6.8	0.12
1997	48.6	7.0	11.5	5.2	0.12	-	38.3	6.6	-	6.7	0.16
1998	44.5	8.0	10.6	5.5	0.27	-	37.8	7.6	-	6.1	0.13
1999	38.6	5.3	9.2	5.5	0.25	121.4	35.4	9.1	-	6.1	0.14
2000	37.9	5.4	9.2	5.0	0.24	109.4	33.0	8.4	-	5.7	0.14
2001	43.5	6.7	9.9	5.6	0.69	116.9	44.0	7.2	0.09	10.9	0.18
2002	51.0	6.0	10.9	5.7	0.19	163.2	31.4	7.4	0.10	8.7	0.16
2003	40.9	5.4	9.6	4.4	0.57	158.8	26.2	9.2	0.12	5.9	0.14
2004	33.6	4.7	8.3	5.1	0.35	87.6	34.4	6.5	0.17	6.3	0.13
Średnia	45.1	6.6	10.0	5.0	0.31	126.2	38.0	7.8	0.12	7.8	0.18
STD	6.93	1.41	0.96	0.57	0.19	29.37	6.76	0.89	0.04	2.31	0.12
ŁADUNKI SUBSTANCJI ROZPUSTCZONYCH											
	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²	kg*km ⁻²
1994	9849	1631	1696	723	-	-	8639	1440	-	2098	97
1995	22544	3500	4334	1788	-	-	19335	3273	-	4560	48
1996	25471	3688	5704	2725	67	-	22329	4196	-	3552	62
1997	22768	3276	5401	2414	58	-	17956	3072	-	3154	73
1998	23282	4179	5562	2894	141	-	19772	3982	-	3186	70
1999	16223	2250	3880	2308	104	51091	14899	3808	-	2582	59
2000	20043	2881	4849	2656	126	57906	17441	4452	-	2999	73
2001	22103	3398	5053	2841	352	59440	22399	3637	47	5562	93
2002	18102	2143	3860	2026	68	57923	11130	2640	36	3106	58
2003	12821	1701	3028	1388	177	49833	8219	2895	37	1844	44
2004	12612	1750	3120	1903	130	29577	12899	2447	62	2362	48
Średnia	18796	2725	4216	2163	135	50772	15166	3056	42	3174	62
STD	4945	872	1197	644	85	10236	5515	1095	13	1033	21

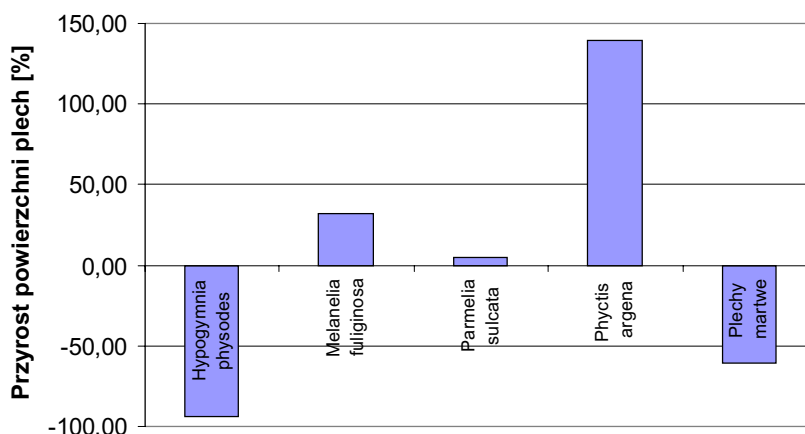
Stosując kryteria zawarte w Rozporządzeniu Ministra Środowiska z dnia 11 lutego 2004 r. (Dz.U.04.32.284 – Klasyfikacja dla prezentowania stanu wód powierzchniowych i podziemnych, sposobu prowadzenia monitoringu oraz sposobu interpretacji wyników i prezentacji stanu tych wód) zakwalifikowano poszczególne oznaczenia do wyróżnionych klas, określając stan czystości wody. Stwierdzono wyłącznie przekroczenia stężeń jonów biogennych. Łącznie 74% wyników zaliczono do I klasy, zaś 2% do klasy II. Najwięcej przekroczeń dotyczyło azotanów, gdyż tylko 32% obserwacji zaliczono do I klasy czystości a 66% do klasy II.

Epifity nadrzewne

Obszar zlewni Bystrzanki jest ubogi w szatę porostową. Nie można wykluczyć wpływu na taki stan względnie wysokich, na tle innych zlewni badawczych, zanieczyszczeń powietrza (Sawicka–Kapusta 2003) i opadów atmosferycznych.

Pomiar zerowy przeprowadzono na 9 powierzchniach w 2002r. Kolejny obrys wykonano po dwóch latach. Niestety, niektóre drzewa, na których usytuowano powierzchnie, zostały wycięte.

Na 6 funkcjonujących powierzchni stwierdzono cztery gatunki porostów żywych oraz plechy martwe. Powierzchnia plech ogółem zmniejszyła się o ok. 10% głównie za sprawą odpadnięcia od kory plech martwych. Pozostałe gatunki, z wyjątkiem *Hypogymnia physodes* wykazują wzrost powierzchni, przy czym największy względny przyrost wykazał gatunek *Phlyctis argena*, blisko 1.5-krotny (ryc. 30).



Ryc. 30. Zmiany powierzchni plech w okresie 2002-2004 wg gatunków porostów

Fauna epigeiczna

W okresie od maja do końca września 2004 r. prowadzono odłowy biegaczowatych.

Wyboru stałych powierzchni badawczych dokonano na podstawie mapy siedlisk uzyskanej z Nadleśnictwa Gorlice, po uprzednich konsultacjach z dr Stanisławem Hurukiem z Akademii Świętokrzyskiej. Wybrano trzy stałe powierzchnie badawcze (monitoringowe) w obrębie lasu wyżynnego i trzy – w obrębie lasu górskiego. Lokalizację stanowisk przedstawia ryc. 2.

W tabelach 10a, 10b zestawiono wyniki odłowów w lesie wyżynnym i w lesie górskim, zaś w tabeli 11 przedstawiono charakterystykę struktury zgrupowań.

Wyniki badań przeprowadzonych na wyróżnionych powierzchniach w pierwszym roku wskazują, że wskaźnik łowności kształtował się na niskim poziomie. Struktura dominacji była wyostrożona, w tym sensie, że osobniki gatunku dominującego stanowiły ponad 30% osobników zgrupowania. Mogłoby to być interpretowane jako symptom niekorzystnej sytuacji w środowisku. Jednakże

Tabela 10a. Wyniki odłowów biegaczowatych Carabidae na powierzchniach monitoringowych w lesie wyżynnym

Lp	Nr kat	Gatunek	Ogółem					Razem
			V	VI	VII	VIII	IX	
1	13	Carabus coriaceus L.	5	12	2	28	30	77
2	17	C. violaceus L.	1	24	77	35	1	138
3	36	C. hortensis L.	2	2	1	9		14
4	40	C. linnaei Duft.	4	27	93	120	16	260
5	280	Pterostichus oblongopunctatus (Fabr.)	3					3
6	281	P. niger (Schall.)		6	58	77		141
7	282	P. vulgaris (L.)					3	3
8	301	P. burmeisteri Heer	14	10	12	2	3	41
9	307	Abax carinatus (Duft.)	5	2	5	1	1	14
10	308	A. ovalis (Duft.)	1	1	1			3
11	309	A. ater (Pill. et Mitt.)	8	21	37	20		86
12	311	A. schüppeli (Germ.)	2	8	13	9		32
13	313	Molops piceus (Panz.)	3					3
Razem			48	113	299	301	54	815

Tabela 10b. Wyniki odłowów biegaczowatych Carabidae na powierzchniach monitoringowych w lesie górskim

Lp	Nr kat	Gatunek	Ogółem					Razem
			V	VI	VII	VIII	IX	
1	13	Carabus coriaceus L.			2	10		12
2	17	C. violaceus L.		20	47	34		101
3	20	C. auronitens Fabr.	4	18	15	6		43
4	40	C. linnaei Duft.		31	50	40		121
5	42	Cychrus caraboides (L.)		3	3	3		9
6	280	Pterostichus oblongopunctatus (Fabr.)	1		2			3
7	281	P. niger (Schall.)		1	11	6		18
8	301	P. burmeisteri Heer	9	20	4	7		40
9	308	Abax ovalis (Duft.)			3	1		4
10	309	A. ater (Pill. et Mitt.)		4				4
11	313	Molops piceus (Panz.)		3				3
Razem			14	100	137	107	0	358

Tabela 11. Charakterystyki struktury biegaczowatych Carabidae w wyróżnionych siedliskach

	<i>Stanowiska w lesie wyżynnym</i>	<i>Stanowiska w lesie górskim</i>
Wskaźnik łowności Ł (liczba osobników na dobocylinder)	0.36	0.16
Struktura dominacji		
D5 eudominanty	76,69 %	85,19 %
D4 dominanty	14,48 %	5,03 %
D3 subdominanty	3,93 %	5,87 %
D2 recendenty	3,43 %	2,23 %
D1 subrecendenty	1,47 %	1,68 %
Struktura troficzna		
Zd zoofagi duże	77,68 %	84,92 %
Zm zoofagi małe	22,32 %	15,08 %
H _z hemizoofagi	brak	brak
Wskaźnik bogactwa gatunkowego Margalefa	0,45	0,58

struktura troficzna (dominacja zoofagów) wskazuje na dobry stan badanego środowiska. Bogactwo gatunkowe kształtowało się na przeciętnym (niskim) poziomie. Można przypuszczać, że wynika to z jednorodności badanych siedlisk.

W związku z tym, że jest to pierwszy rok badań, interpretacja wyników może być tylko ogólnikowa.

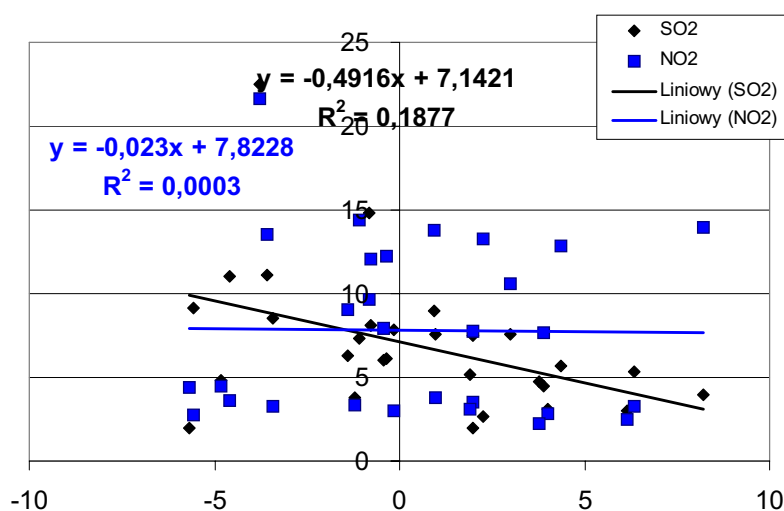
Funkcjonowanie i ocena stanu środowiska przyrodniczego zlewni reprezentatywnej

Stacja Bazowa w Szymbarku prowadzi badania w geoekosystemie gór niskich i pogórzy karpaccich. Jest to obszar przyspieszonego przepływu energii i obiegu materii, głównie poprzez procesy erozji i denudacji, warunkowane zwiększonymi opadami i nachyleniami terenu, w porównaniu z pozostałymi stacjami bazowymi. Obszar 13 km², jakie zajmuje zlewni Bystrzanki, to obszar dość gęstej sieci osadniczej, skupionej głównie w wąskim dnie doliny Bystrzanki. Wielkość pól, ich układ oraz gęsta sieć dróg polnych i rozcięć, przyspieszają odpływ wody (Froehlich, Słupik 1980; Soja, Prokop 1996).

Przemiany społeczno-ekonomiczne w dwojaki sposób wpływają na funkcjonowanie środowiska przyrodniczego. Zmiany następujące w strukturze użytkowania gruntów, głównie zmniejszanie się powierzchni gruntów ornych i zmniejszenie nawożenia mineralnego powodują ograniczenie dostawy składników pochodzenia antropogenicznego.

Coraz trudniejsze warunki materialne mieszkańców zlewni powodują zakup i spalanie coraz gorszych jakościowo paliw i w związku z tym zwiększoną emisję zanieczyszczeń do atmosfery. Wpływ lokalnych zabudowań na wielkość emisji potwierdza związek średnich miesięcznych stężeń zanieczyszczeń gazowych i temperatury powietrza (ryc. 31). Niniejszej analizie dokonano dla miesięcy półroczia zimowego lat hydrologicznych 1999–2004. W przypadku SO₂ obserwuje się ścisłą ujemną regresję, potwierdzoną statystycznie istotnym współczynnikiem korelacji. Również zakwaszanie opadów wynika z lokalnej emisji.

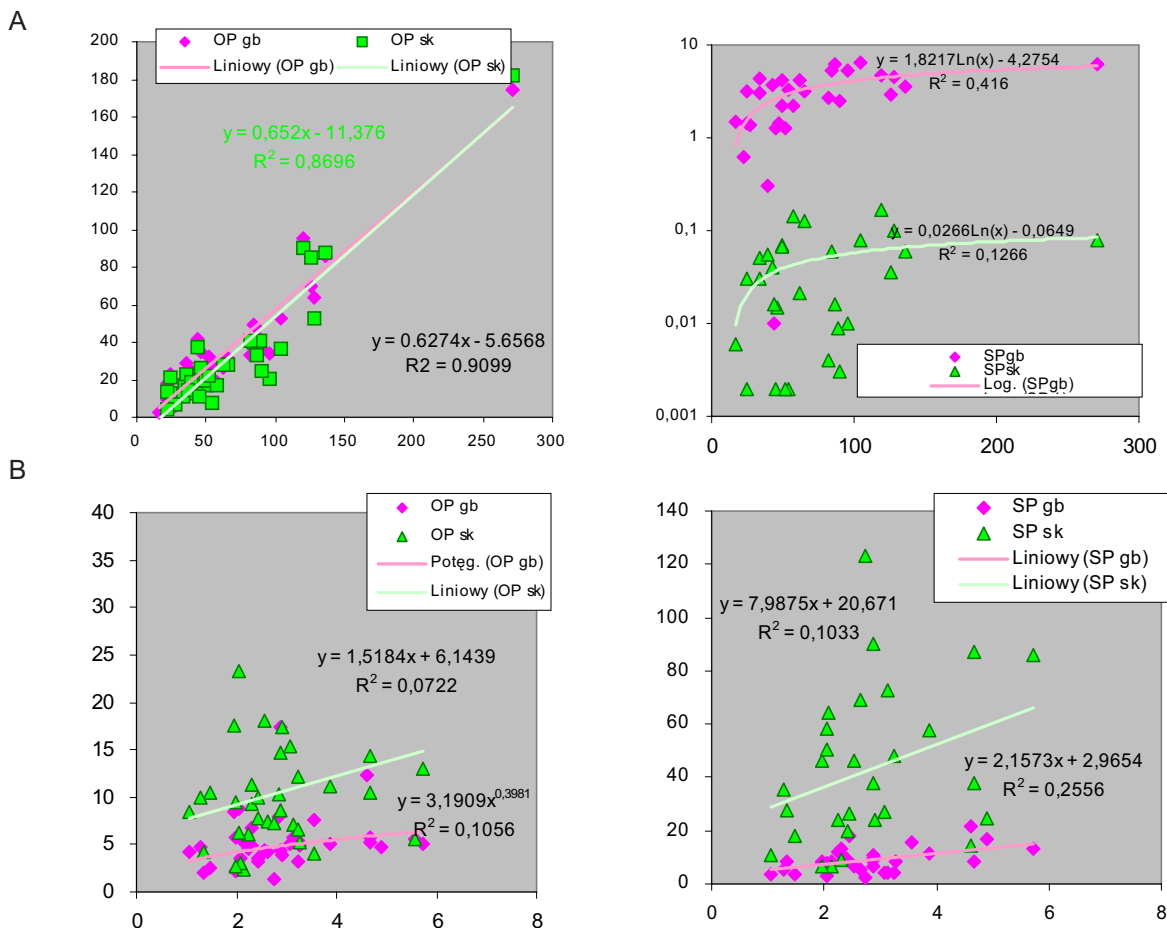
Obszar zlewni Bystrzanki podlega wpływowi zanieczyszczeń o charakterze transgranicznym z nad obszaru Słowacji. Potwierdzają to stężenia zanieczyszczeń skorelowane z frekwencją wiatrów wg kierunków. Sugerowany przez Sawicką-Kapusta (1999) napływ zanieczyszczeń znajduje potwierdzenie w stężeniach metali ciężki i siarki w porostach. Obserwowane zmniejszenie się



Ryc. 31. Zależność między średnią miesięczną temperaturą powietrza a stężeniem zanieczyszczeń w powietrzu

plech porostowych na monitorowanych powierzchniach w okresie dwóch lat świadczy o negatywnym oddziaływaniu zanieczyszczeń powietrza i opadów na biotyczne elementy środowiska.

Powierzchnie leśne powodują transformacje jakościowe i ilościowe wody opadowej. Relacje ilościowe między miesięcznymi wskaźnikami opadu bezpośredniego a rozmiarami opadu podkoronowego i spływu po pniach przedstawia ryc. 32.



Ryc.32. Zależności między wskaźnikami opadu bezpośredniego a opadem podkoronowym i spływem po pniach (A) oraz przewodnością elektrolityczną właściwą w opadzie atmosferycznym oraz opadzie podkoronowym i w wodzie spływającej po pniach drzew

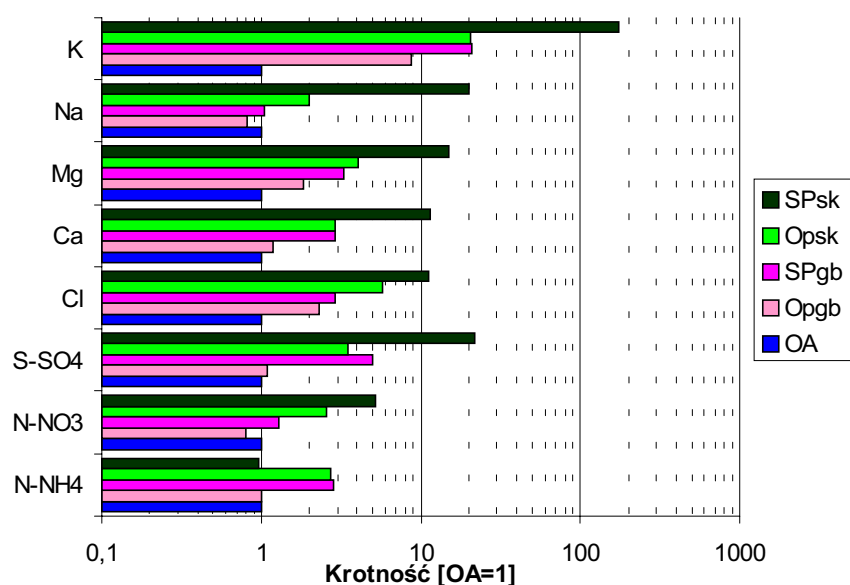
Pomiędzy miesięcznymi wskaźnikami opadu atmosferycznego a analogicznymi wartościami dla opadu podkoronowego występują zależności liniowe; w przypadku spływu po pniach występują zależności logarytmiczne. W przypadku analizy związków między przewodnością elektrolityczną wody opadowej, przenikającej przez korony drzew i spływającej po ich pniach silniejszą korelację obserwuje się w przypadku graba.

Obliczony wskaźnik pojemności zobojętniania kwasów ANC_{aq} informuje o tendencjach do zakwaszania lub alkalizacji wody przechodzącej przez korony drzew lub spływającej po pniach (Kowalkowski i in. 2002). ANC_{aq} wody opadu bezpośredniego wyniósł $-78,0 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$. W wyniku przejścia wody przez korony graba następowała alkalizacja wody ($ANC_{aq} = -18,7 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$) natomiast pod koronami świerka następował proces zakwaszania ($ANC_{aq} = -204,6 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$). Wskaźnik doskonale obrazuje różnicę między zakwaszaniem wody w wyniku jej kontaktu z korą obydwu gatunków podczas spływu po pniach: w przypadku graba $ANC_{aq} = -321,7 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, w przypadku świerka $ANC_{aq} = -873,6 \text{ mmol} \cdot \text{dm}^{-3}$.

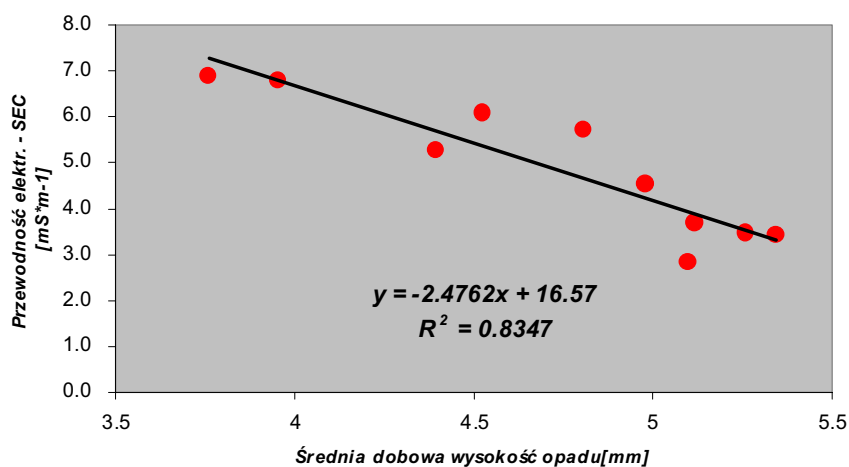
Rycina 33 przedstawia zmiany stężeń poszczególnych jonów odniesione do stężenia w opadzie atmosferycznym.

Głównym czynnikiem kształtującym poziom oddziaływania człowieka na środowisko są warunki meteorologiczne. Oprócz wpływu temperatury na wielkość zanieczyszczeń powietrza ujawnia się pośredni wpływ charakteru i częstotliwości opadów atmosferycznych. Dla każdego z badanych lat obliczono średnią dobową wysokość opadu atmosferycznego poprzez podzielenie rocznej sumy przez liczbę dni z opadem. Skorelowano ten wskaźnik ze średnią roczną przewodności wody opadowej otrzymując ujemną regresję o wysokim współczynniku korelacji (statystycznie istotnym na poziomie $p < 0,05$). Niska frekwencja opadów sprzyja gromadzeniu w dolnych warstwach atmosfery zanieczyszczeń, a występujące opady dostarczają większy ładunek zanieczyszczeń (ryc. 34).

Brak sieci kanalizacyjnej i lokalizacja kolektorów ściekowych w pobliżu koryta rzeki sprzyja dostawie zanieczyszczeń w czasie ulewnych opadów lub gwałtownych roztopów. O takim stanie



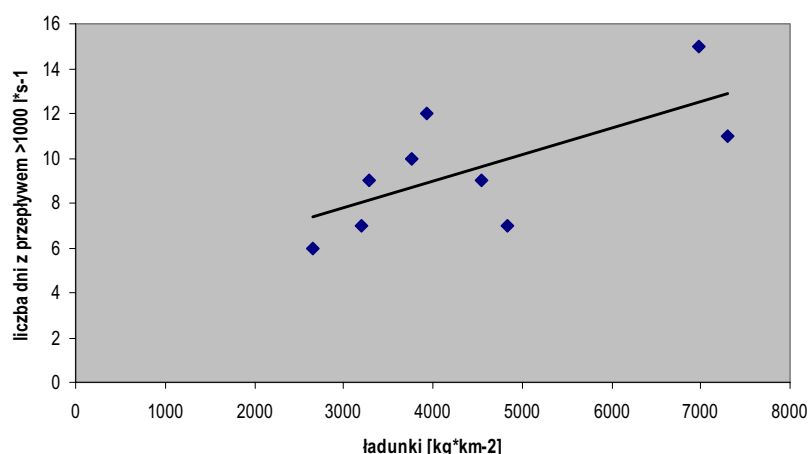
Ryc. 33. Dynamika zmian stężeń jonów w wyniku przejścia wody przez korony drzew i jej spłynięcia po pniach



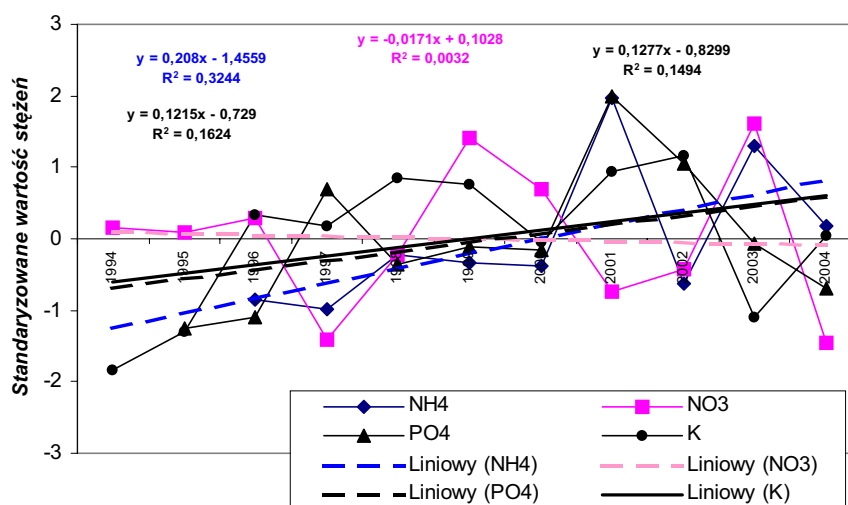
Ryc. 34. Zależność między średnią wysokością dobowego opadu a przewodnością elektrolityczną wody opadowej

rzeczy świadczy wielkość rocznych ładunków odprowadzanych ze zlewni Bystrzanki skonfrontowana z liczebnością dni ze średnim dobowym przepływem $>1,0 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$, który najczęściej towarzyszy wysokim wezbraniom spowodowanym ulewami (ryc. 35).

Istotnymi z punktu widzenia jakości wody są stężenia biogenów. W pobieranych próbach wody oznaczane są: NH_4 , NO_2 , NO_3 , PO_4 i K. Jak już wcześniej nadmieniono, wzrost ich koncentracji spowodowany jest częstotliwością i intensywnością ulew, roztopów i występującego wówczas szybkiego dopływu wody do koryta rzeki, spowodowanego spływem powierzchniowym. Średnie roczne wartości stężeń biogenów poddano standaryzacji, dzięki czemu na jednej rycinie uzyskano czytelny obraz zmian stężeń wszystkich jonów. Obserwowane z roku na rok wahania średnich wartości wynikają ze zróżnicowania warunków meteorologicznych (ryc. 36). Wyznaczone dodatkowo trendy świadczą jednak o wzroście antropopresji, wynikającej ze wzrostu standardu życia mieszkańców zlewni, przy równoczesnym braku środków zaradczych mających ten negatywny wpływ na środowisko ograniczyć: sieci kanalizacyjnej i oczyszczalni ścieków lub alternatywnie częstszego pompowania szamb. Bez podjęcia znaczących działań systemowych jakość wody w cieku nie poprawi się!



Ryc. 35. Zależność między rocznymi ładunkami odprowadzanych substancji a frekwencją dni ze średnim dobowym przepływem przekraczającym $1000 \text{ l} \cdot \text{s}^{-1}$



Ryc. 36. Standaryzowane średnie roczne stężenia substancji biogenych w wodzie pobieranej z koryta rzeczego

Na podstawie oznaczeń jonów w wodzie pobieranej ze źródła stwierdza się wpływ powierzchniowego zasilania, przejawiający się szybką reakcją wydajności źródła w dłuższych okresach bezopadowych oraz w czasie roztopów lub opadów o dużej intensywności oraz wysokimi stężeniami azotanów. Skłania to ku konieczności wybudowania sieci wodociągowej.

Niezwykle ważne znaczenie dla funkcjonowania geoekosystemów mają procesy o charakterze ponadprzeciętnym lub ekstremalnym (Starkel 2002). W okresie omawianych 11 lat zaobserwowano procesy o intensywności odbiegającej od przeciętnego przebiegu w skali roku. Należały do nich okresy o niskich sumach opadów w okresie lata (1994, 1995 i 2003), które spowodowały deficyt wody w studniach przydomowych oraz wpłynęły na wielkość plonów zbóż i roślin okopowych. W omawianym okresie wystąpiły również okresy o wydajnych opadach. Należał do nich opad o charakterze ulewnym 15 sierpnia 2002 r., który spowodował świeże rozcięcia erozyjne w dolinach okresowo odwadnianych. Wyjątkowo wysokie opady śnieżne w zimie 1999/2000 w powiązaniu z wysokimi opadami dobowymi 9 marca i 5 kwietnia 2000r. spowodowały uruchomienie niektórych powierzchni osuwiskowych.

Okres 11 lat badań w obszarze, w którym nie zaszły jakieś radykalne zmiany – pojawienie się lub zniknięcie czynnika znacząco wpływającego na środowisko (np. uruchomienie lub zamknięcie zakładu emitującego zanieczyszczenia powietrza, awaria oczyszczalni ścieków itp.) jest zbyt krótki by określić w sposób jednoznaczny trwałe tendencje zachodzące w środowisku. Ponadto niektóre podprogramy, szczególnie obejmujące biotyczne elementy, trwają zbyt krótko by określić zachodzące tendencje.

Literatura

- Adamczyk B., Maciaszek W., Januszek K. 1973: Gleby gromady Szymbark i jej wartość użytkowa. W: Gleby i zbiorowiska leśne okolic Szymbarku. L. Starkel (red.). Dokumentacja Geograficzna nr 1, s. 15–66.
- Bochenek W. 2005 : Krążenie wody i ługowanie pokryw w profilu podłużnym pogórskiego stoku fliszowego. Maszynopis rozprawy doktorskiej.
- Froehlich W., Słupik J. 1980 : Drogi polne jako źródła dostawy wody i zwietrzelin do koryta cieku. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 235, s. 257–268.
- Gil E. 1979 : Typologia i ocena środowiska naturalnego okolic Szymbarku. Dokumentacja Geograficzna, nr 5, ss. 84.
- Hess M., Niedźwiedz T., Otrębska – Starkłowa B., 1977 : Stosunki termiczne Beskidu niskiego (Metoda charakterystyki reżimu termicznego gór). Prace Geograficzne, nr 123, ss. 101.
- Jansen, Block, Knaack 1988 : Saurer Regen – Ursachen. Analytik, Beurteilung, J.B. Metzler Verlag Stuttgart, Stuttgart, s. 155.
- Kostrzewski A. 1995 : Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego–cele, założenia i zadania. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Propozycje programowe. A. Kostrzewski (red. . Biblioteka Monitoringu Środowiska, s. 7–22.
- Kotarba A. 1970 : Charakterystyka rzeźby okolic Szymbarku. W: Badania fizyczno -geograficzne otoczenia Stacji Naukowo-Badawczej Instytutu Geografii PAN w Szymbarku. Pr. zb. pod red. L. Starkla. Dokumentacja Geogr., z. 3.
- Kowalkowski A., Józwiak M., Kozłowski R. 2002 : Zmiany jakości wód opadowych w ekosystemie leśnym w Świętokrzyskim Parku Narodowym. Czasopismo Techniczne Inżynieria Środowiska, Zeszyt 4-Ś/2002 w druku .
- Niedźwiedz red.) 2003 : Słownik meteorologiczny. t. Atlasy i Monografie IMGW.
- Niemirowska J. 1970 : Charakterystyka hydrograficzna zlewni Bystrzanki i Bielanki. Dokum. Geogr., z. 3.
- Obrębska-Starkłowa B. 1973 : Stosunki mezo- i mikroklimatyczne Szymbarku. Dokum. Geogr., z. 5, ss. 123.
- Pazdro Z., Kozerski B, 1990 : Hydrogeologia ogólna. Wyd. Geologiczne.

- Romer E. 1949 : Okresy gospodarcze w Polsce. Prace Wrocł. Tow. Nauk., ser. B, nr 20.
- Sawicka–Kapusta K., Zakrzewska M. 2003 : Ocena zanieczyszczenia powietrza na Stacjach Bazowych Zintegrowanego Monitoringu Środowiska Przyrodniczego w 2001 roku. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska 2003, s. 20–29.
- Sawicka–Kapusta K., Zakrzewska M., Idzi G., Jasińska K., Budka D., Damek M., Gdula-Argasińska J. 1999 : Ocena zanieczyszczenia polskich parków narodowych metalami ciężkimi, przy pomocy porostu *Hypogymnia physodes*, jako biowskaźnika. Ekspertyza ZMŚ, INoŚ, Uniwersytet Jagielloński. Kraków.
- Sebesta L. red.) 2005 : Raport o stanie środowiska w województwie małopolskim w 2004 roku. Biblioteka Monitoringu Środowiska 2005.
- Soja R. 1981 : Analiza odpływu z fliszowych zlewni Bystrzanki i Ropy (Beskid Niski). Dokumentacja Geogr., z. 1.
- Soja R., Prokop P. 1996 : Drogi jako element antropogenicznego przekształcania środowiska. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Monitoring geoeosystemów górskich. Biblioteka Monitoringu Środowiska.
- Starkel L. 1972 : Charakterystyka rzeźby Polskich Karpat (i jej znaczenie dla gospodarki ludzkiej). Problemy Zagospodarowania Ziemi Górskich, z. 10, s. 75 – 91.
- Starkel L. 2003 : Rola ekstremalnych opadów i ich częstotliwości w przekształcaniu stoków i den dolin. W: Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Funkcjonowanie i monitoring geoeosystemów ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk ekstremalnych. Biblioteka Monitoringu Środowiska 2003, s. 13–19.
- Starkel L., Gil E. (red.) 1994 : Zintegrowany Monitoring Środowiska Przyrodniczego. Stacja Bazowa Szymbark (Karpaty Fliszowe), Biblioteka Monitoringu Środowiska.
- Staszkiewicz J. 1973 : Zbiorowiska leśne okolic Szymbarku (Beskid Niski). W: Gleby i zbiorowiska leśne okolic Szymbarku. Dokumentacja Geogr., z. 1.
- Welc A. 1985 : Zmienność denudacji chemicznej w Karpatach fliszowych (na przykładzie zlewni potoku Bystrzanka). Dokumentacja Geogr., z. 5.
- Wójcik Z. 1977 : Charakterystyka siedlisk polnych na pogórzu Beskidu Niskiego metodami biologicznymi. Prace Geograficzne, z. 121, ss. 111.