

Stanisław NIEMTUR
Instytut Badawczy Leśnictwa
Zakład Gospodarki Leśnej Regionów Górskich
ul. Fredry 39, 30-605 Kraków

SKAŻENIE ANTROPOGENICZNE EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH W GORCZAŃSKIM PARKU NARODOWYM

ANTROPOGENIC POLLUTION OF FOREST ECOSYSTEMS
IN THE GORCE NATIONAL PARK

Abstract: *The current study presents the results of chemical analyses of the organic horizon of the forest soil, tested for pH and concentrations of Ca, Mg, Al, Pb, S, and Mn in samples collected from 351 study plots located in a grid (400 m x 400 m) in one of six national parks in the Polish part of the Carpathians. Samples were collected from each plot from the O_{1+f} and O_h horizon. Additionally were made investigations for concentration above-mentioned elements in spruce, fir and beech seedlings, into wood of these species and fallen organic matter. The results demonstrate the negative effect of atmospheric pollution on chemical composition of the organic horizon of the soil and other analyzed samples from the Gorce National Park. In addition, the organic horizon appears to be useful while evaluating the impact of atmospheric pollution on forest ecosystems.*

Key words: *Air pollution, mountain forests, organic horizon of soil, wood of spruce, fir and beech, fallen organic matter, seedlings of spruce, fir and beech.*

1. WSTĘP

1.1. Wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych na ekosystemy leśne

Wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych na rośliny drzewiaste i las opisywany był już w ubiegłym stuleciu (STÖCKHARDT 1853, BIAŁOBOK 1989, 1989a). Były to jednak informacje o występujących lokalnie zmianach zabarwienia koron lub uszkodzeniach przyrastających pędów drzew. Najczęstszą przyczyną tych uszkodzeń było oddziaływanie emisji z jednego emitora bądź grupy emitatorów na sąsiadujące bezpośrednio z nimi obszary leśne (ŁUCZKIEWICZ 1922).

Od kilku dziesięcioleci, kiedy antropogeniczne skażenie atmosfery stało się zjawiskiem globalnym, oddziaływanie zanieczyszczeń atmosferycznych na ekosystemy leśne było i jest przedmiotem kompleksowych badań we wszystkich większych ośrodkach naukowych w Polsce (BIAŁOBOK, KAROLEWSKI 1978, CIEPAŁ 1992, CZUCHAJOWSKA, PRZYBYLSKI 1978, DOMAŃSKI i in. 1981, DMYTERKO 1995, GODZIK 1989, 1994, GRESZTA 1975, 1983, 1996, GRESZTA i in. 1990, GRODZIŃSKA 1971, 1980, GRODZIŃSKA i in. 1995, GRODZIŃSKI i in. 1984, GRZYWACZ 1971, HAWRYŚ i in. 1977, KISZKA 1990, KOWALKOWSKI, SZCZUBIAŁKA 1981, LATOCHA 1983, 1985, LATOCHA i in. 1990, LOREK 1993, OLEKSYN, PRZYBYLSKI 1994, PALUCH, KARWETA 1970, PRUSINKIEWICZ, POKOJSKA 1989, SCHNAIDER 1975, 1978, SIUTA 1983, STRZYSZCZ 1983, WOLAK 1970, ZWOLIŃSKI 1995) i za granicą (m. in.: ANDERSON, KELLY 1984, BUBLINEC 1992, DÄSSLER 1962, DAVIS 1973, DOCHINGER, SELISKAR 1970, FARMER 1993, GRILL, HÄRTEL 1972, HEINRICHS, MAYER 1980, HUTTUNNEN i in. 1983, ILKUN 1971, JORDAN 1975, KELLER, SCHWAGER 1971, MAJERNIK, MANSFIELD 1970, MATERNA 1984, SCHOLZ i in. 1993, TZSCHACKSCH, WEISS 1972, ULRICH 1981, 1993, VINS, POLLANSÜCHTZ 1977, WEIHS 1993, WENTZEL 1985).

JONSSON i SUNDBERG w tytule swojej pracy z 1972 roku jeszcze pytają czy zwiększone przez zanieczyszczenia atmosferyczne zakwaszenie gleby może spowodować redukcję przyrostu w szwedzkich lasach. Trzy lata później, w dniach 12-15 maja 1975 roku odbyło się pierwsze międzynarodowe sympozjum na temat wpływu kwaśnych opadów na ekosystemy leśne, zorganizowane przez Ohio State University, na którym prezentowane były prace autorów europejskich, głównie skandynawskich (ABRAHAMSEN i in. 1975, OVERREIN, ABRAHAMSEN 1975). Od tego czasu ukazało się setki opracowań naukowych dotyczących oddziaływania kwaśnych deszczów, w których wykazano niekorzystny wpływ tego czynnika nie tylko na przyrost drzewostanów, ale na prawie wszystkie składniki ekosystemów leśnych (ADAMCZEWSKA i in. 1993, ADAMS, EAGAR 1992, ALCAMO i in. 1990, ALEWELL, MATZNER 1993, GRESZTA 1975, 1983, 1996, JOHNSON, SICCAMA 1983, LOCHMAN, 1993, MIHALIK, SLAVIK 1988, STEINNES i in. 1993, MODZELEWSKI, HREHORUK 1993, RAMPAZZO, BLUM 1992, SMITH 1981,

SOARES i in. 1995, SVERDRUP i in. 1994, 1995, TAMM, HALLBÄCKEN 1988). Przyjmuje się, że szkodliwy wpływ kwaśnych opadów na ekosystemy leśne zaznaczał się 20-40 lat wcześniej zanim rozpoznano problem tzw kwaśnych deszczów (SHORTLE, BONDIETTI 1992, KANDLER, INNES 1995). Jak bardzo aktualny jest problem zanieczyszczeń atmosferycznych, świadczy również sygnalizowana ostatnio w sieci Internet praca, która ma być opublikowana przez Oxford University Press, pt: Atmospheric Chemistry and Global Change, opracowana przez zespół autorów składający się z 32 osób.

Od wczesnych lat osiemdziesiątych mówi się już o obumieraniu lasu (Waldsterben, forest decline) w środkowej Europie w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych. Na szczęście okazało się, że o obumieraniu lasu można mówić jedynie na obszarach o szczególnie dużym zagrożeniu, jak np. Góry Izerskie, Karkonosze, obszary leśne przylegające do większych zakładów przemysłowych (SCHULTZE 1989, KANDLER, INNES 1995). Oddziaływanie zanieczyszczeń atmosferycznych w pozostałych ekosystemach leśnych wywołuje, w zależności od natężenia, mniej lub bardziej groźne dla ich funkcjonowania zmiany.

W warunkach terenowych praktycznie niemożliwe jest ilościowe określenie wpływu wszystkich, powstałych w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych, zmian chemicznych powietrza, wody i gleby na stan biocenoz leśnych. Tym bardziej, że oddziaływanie antropogenicznych zanieczyszczeń powietrza na ekosystemy leśne jest zawsze połączone z kompleksowym oddziaływaniem czynników ekologicznych charakterystycznych dla danego obszaru, a skutki tego oddziaływania są zależne nie tylko od ilości napływających zanieczyszczeń, ale także od aktualnego stanu lasu (SMITH 1981, BERNADZKI 1983, PRZYBYLSKI 1989, PRZYBYLSKI, SPOREK 1991, SZYMAŃSKI 1989, 1992, KANDLER 1992, JAWORSKI 1994, CAPECKI 1983, 1994, 1996, NIEMTUR 1977, 1993).

Według SZYMAŃSKIEGO (1992) najpoważniejsze zagrożenia w polskich lasach wynikają z występowania:

- ok. 50 gatunków szkodliwych owadów,
- ponad 25 uciążliwych patogenów grzybowych,
- niekorzystnych czynników meteorologicznych (w tym obniżenie poziomu wód gruntowych),
- szkód od zwierzyny,
- zanieczyszczeń atmosferycznych.

CAPECKI (1994) pisze, że na stan zdrowotny lasów górskich zachodniej części Karpat negatywny wpływ mają głównie:

- czynniki meteorologiczne
- zanieczyszczenia przemysłowe
- epifitoza opieńki

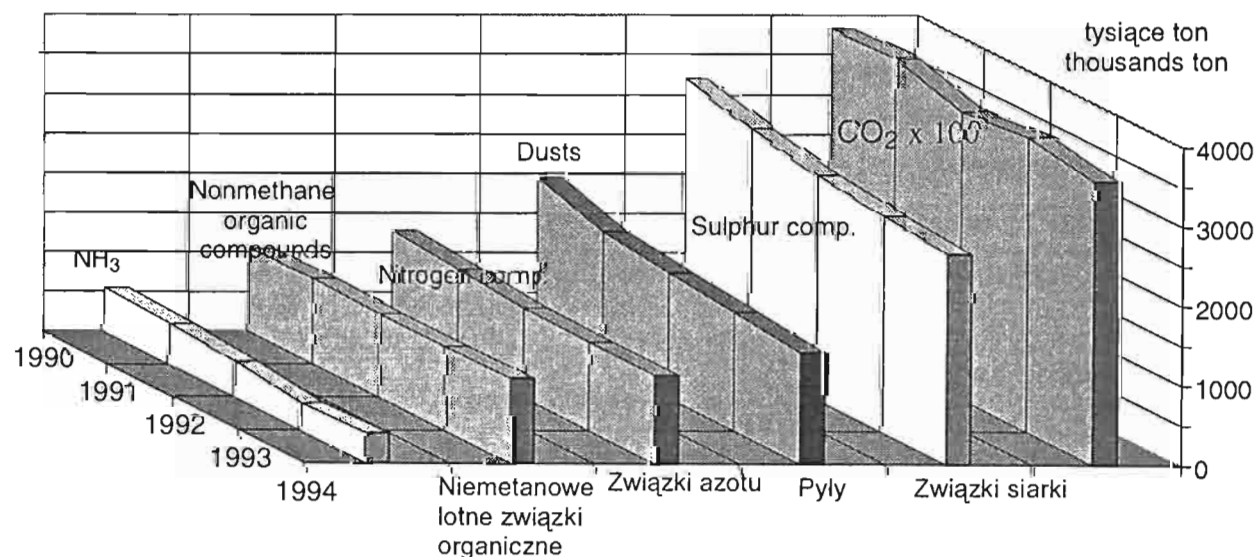
— błędy i zaniedbania w gospodarce leśnej

Jak więc w sytuacji jednoczesnego oddziaływania zanieczyszczeń powietrza, skutków zmian klimatycznych czy też błędów w postępowaniu hodowlanym, można jednoznacznie ustalić udział poszczególnych czynników synergistycznie oddziałujących na obniżanie się żywotności lasów górskich?

Od końca lat osiemdziesiątych stosowaną często metodą jest opisywana w wielu pracach wieloczynnikowa analiza stanu ekosystemów leśnych, która swymi podstawami sięga początków ekologii (ODUM 1982, RYKOWSKI 1990, 1995, SIEROTA 1988, SIEROTA, MAŁECKA 1993). W analizie tej uwzględniane są najistotniejsze czynniki wpływające niekorzystnie na stan ekosystemów leśnych z podziałem na czynniki predyspozycyjne, inicjujące i współuczestniczące. Nie jest to więc prosty model wynikający z prawa Liebiga czy nawet Shelforda (ODUM 1982), ale próba określenia stanu ciągle zmieniającego się środowiska i funkcjonującej w nim biocenozy leśnej, na tle występujących zagrożeń. Metodę tę stosowano wielokrotnie do oceny występujących zagrożeń ekosystemów leśnych w Polsce w odniesieniu do większych obszarów (LECH 1995).

Oddziaływanie cywilizacji na otaczające nas środowisko będzie niemożliwe do wyeliminowania nawet w odległej przyszłości (DE VRIES i in. 1994). Można spodziewać się natomiast, że ilość emitowanych do środowiska najbardziej szkodliwych substancji zanieczyszczających będzie zmniejszać się szybciej niż dotychczas (ryc. 1). Przypuszczenia te znajdują potwierdzenie w coraz większym zainteresowaniu szeroko rozumianą problematyką ekologiczną, a także w coraz bardziej aktywnej działalności różnych organizacji naukowych, ekologicznych i politycznych na rzecz ochrony środowiska.

W ogólnościatowych działaniach zmierzających do poprawy stanu środowiska lub zachowania jego niezniszczonych dotąd fragmentów nie bez



Ryc. 1. Całkowita emisja głównych zanieczyszczeń powietrza na obszarze Polski w latach 1990–1994 (GUS 1995).

Fig. 1. Total emission of main air pollutants in Poland in the years 1990–1994 (GUS 1995).

znaczenia jest też zaangażowanie leśników, którzy w zdecydowanej większości od dawna dostrzegają konieczność harmonijnej współpracy z przyrodą, dzięki której las mógłby w sposób ciągły spełniać możliwie najlepiej wszystkie, tak liczne funkcje dla dobra obecnych i przyszłych pokoleń.

1.2. Biotyczne i abiotyczne zagrożenia lasów górskich

1.2.1. Zagrożenie przez owady

Najbardziej szkodliwe gatunki owadów w warunkach lasów górskich przedstawiono w tabeli nr 1. CAPECKI (1994) uważa, że przy aktualnym stanie lasów górskich w Polsce zagrożenie ze strony wymienionych w tabeli szkodników ma charakter stały. Najbardziej zagrożony jest świerk, mniej jodła i modrzew, najmniej buk i pozostałe drzewa liściaste, zaś w uprawach i młodnikach jodła, brzoza i świerk.

Tabela 1
Table 1

Gatunki owadów najbardziej uciążliwych dla lasów górskich (Capecki 1994)
Speciec of most troublesome insects in mountain forests (Capecki 1994)

Gatunki drzew Tree species	Elementy uszkodzane lub niszczone		Elements being damaged
	łyko i drewno phloem and xylem	liście leaves	nasiona i siewki seeds and seedlings
<i>Picea abies</i>	<i>Ips typographus</i> <i>Ips amirinus</i> <i>Polygraphus poligraphus</i> <i>Pityogenes chalcographus</i> <i>Tetropium sp.</i> <i>Trypodendron lineatum</i>	<i>Cephalcia sp.</i> <i>Lymantria monacha</i> <i>Pristiphora abietina</i> <i>Zeiraphera diniana</i>	<i>Hylobius abietis</i> <i>Hylastes sp.</i> <i>Laspeyresia strobilella</i> <i>Prioryctria abietella</i>
<i>Abies alba</i>	<i>Ips curvidens</i> <i>Pissodes piceae</i> <i>Sirex sp.</i>	<i>Choristoneura murinana</i> <i>Epinofia nigricana</i>	<i>Dreyfusia nüsslini</i>
<i>Larix decidua</i>	<i>Ips cembrae</i> <i>Tetropium gabrieli</i>	<i>Coleophora laricella</i> <i>Taeniothrips laricivorus</i>	
<i>Fagus silvatica</i>	<i>Agrilus viridis</i> <i>Hylecoetus dermestoides</i> <i>Taphrorychus bicolor</i>	<i>Cryptococcus fagi</i> <i>Phyllaphis fagi</i>	
<i>Betula verrucosa</i>	<i>Scolytus ratzeburgi</i>	<i>Lochmaea capreae</i>	

1.2.2. Zagrożenie przez grzyby

Najbardziej szkodliwe gatunki patogenów grzybowych w lasach górskich to przede wszystkim *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref. i *Armillaria sp.* Nadal

zwiększa się powierzchnia drzewostanów świerkowych zagrożonych występowaniem opieńki, która początkowo występowała w świerczynach Beskidu Małego i w ciągu 60 lat objęła 45000 hektarów lasu w polskiej części Karpat (CAPECKI 1994). Wzmagają swą działalność grzyby z grupy tzw. patogenów słabości (SIEROTA 1995). Od wielu lat występują niekorzystne zmiany w składzie gatunkowym grzybów mikoryzowych (KOWALSKI 1994). Nasila się również występowanie chorób powodowanych przez grzyby w drzewostanach dębowych, a nawet w górskich drzewostanach bukowych (OSZAKO 1993, SIWECKI 1994, PRZYBYŁ 1995).

1.2.3. Zagrożenie przez czynniki meteorologiczne

Czynniki meteorologiczne, które stanowią zagrożenie dla lasów, można podzielić na czynniki o działaniu mechanicznym, takie jak wiatr, śnieg i sadz, oraz o działaniu fizjologicznym (pośrednim), np. szerokie amplitudy temperatury i opadów oraz obniżanie się poziomu wód gruntowych. W rzeczywistości najczęściej mamy do czynienia z jednoczesnym oddziaływaniem omawianych czynników. Przykładem mogą być wiatrołomy i wiatrowały oraz wysuszające oddziaływanie wiatru na organy asymilacyjne i glebę; obrywanie drobnych korzeni przy przesuszeniu lub przemarznięciu gleby oraz wiosenna susza fizjologiczna na nasłonecznionych stokach górskich przy zamarzonej glebie. Uszkodzenia powstałe w wyniku zaburzeń procesów fizjologicznych nie mają charakteru klęskowego, przyczyniają się jednak do osłabienia naturalnych mechanizmów obronnych (FOWLER i in. 1989) i zwiększają podatność biocenozy leśnej na działanie innych czynników niekorzystnych. Potwierdza to doniesienie ADAMCZYKA (1986), który w Gorcach we wrześniu 1984 zaobserwował większe skupienia obumarłych świerczyn powstałe w wyniku żerowania zasnujki wysokogórskiej wzdłuż drogi stokowej, spełniającej ubocznie rolę odwadniającego drenu stokowego oraz BARCELLO'ego i POSCHENRIEDER'a (1990), którzy opisują zaburzenia w gospodarce wodnej roślin wywołane wysokimi stężeniami metali ciężkich (Pb, Cu, Zn i Cd).

Podobnie jak w wypadku innych zagrożeń, również czynniki meteorologiczne stanowią szczególne zagrożenie na tych obszarach leśnych, gdzie w wyniku niewłaściwej gospodarki zakłócone zostały naturalne układy ekologiczne oraz w reglu górnym, gdzie zagrożenia wynikające z niewłaściwej gospodarki łączą się ze skrajnie trudnymi dla roślinności drzewiastej warunkami wzrostu i rozwoju.

Ocena zmian jakie zachodzą w ekosystemach lasów górskich pod wpływem zmian klimatycznych wymagać będzie dłuższego okresu obserwacji (KRÄUCHI 1993, ZAJĄCZKOWSKI 1993, GALIŃSKI 1995). Obecnie obserwowana jest jednak, przede wszystkim w Europie środkowej i wschodniej, wyraźna ekspansja gatunków liściastych grabu, dębu, lipy i buka (BERNADZKI 1994). Ekspansja tych

gatunków może być pewną przesłanką do korekty składów gatunkowych upraw i odnowień w wyższych położeniach górskich.

1.2.4. Uszkodzenia powodowane przez zwierzynę

Uszkodzenia powodowane w lesie przez zwierzynę są szczególnie uciążliwe w warunkach górskich, ponieważ dotyczą głównie odnowień, zarówno sztucznych jak i naturalnych, a więc tego etapu rozwoju drzewostanów, który decyduje o zachowaniu trwałości ekosystemów leśnych. Dlatego w lasach górskich, przy ustalaniu pojemności łowisk, częściej zwraca się uwagę przede wszystkim na ilość uszkodzeń w odnowieniach i młodnikach, w mniejszym zaś stopniu na liczebność zwierzyny (SZUKIEL 1994, MIŚCICKI 1993, MIŚCICKI, ŻUREK 1995). Proponowanym rozwiązaniem problemu szkód powodowanych przez zwierzynę w odnowieniach i młodnikach jest stosowanie zabezpieczeń mechanicznych i chemicznych oraz utrzymanie na odpowiednim poziomie liczby jeleni, saren, zajęcy poprzez odstrzał i odpowiednią liczbę drapieżników (SZUKIEL 1996).

1.2.5. Zanieczyszczenia atmosferyczne a lasy górskie

Zanieczyszczenia atmosferyczne są jednym z wielu czynników odpowiedzialnych za aktualny stan lasów. Zagrożenia wynikające z ich oddziaływania na ekosystemy leśne są szczególnie groźne, ponieważ gospodarka leśna nie ma możliwości ich eliminowania czy nawet ograniczania. Szczególne zagrożenie wynika również z faktu jego niepełnego rozpoznania (BERNADZKI 1994).

Na obszarze lasów górskich nieznane są nawet zmiany w chemizmie gleb i roślin, spowodowane przez zanieczyszczenia atmosferyczne, a tym bardziej nieznane są mechanizmy oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych na obieg materii i przepływ energii, czyli na przebieg podstawowych procesów warunkujących normalne funkcjonowanie ekosystemów leśnych.

Wytworzone w ciągu tysięcy lat homeostatyczne układy górskich ekosystemów leśnych umożliwiły zajęcie skrajnie trudnych siedlisk nielicznym gatunkom drzew, które znalazły się na granicy swoich pionowych zasięgów, czyli na granicy swoich możliwości adaptacyjnych. Wkroczenie w tę subtelną sieć mechanizmów ekologicznych lasów górskich dodatkowego czynnika — zanieczyszczeń atmosferycznych, wywołuje w skrajnych warunkach proces sukcesji wtórnej zgodnie z prawem tolerancji Shelforda, mówiącym że kiedy warunki środowiskowe nie są optymalne dla gatunku, wtedy granice tolerancji w odniesieniu do innych czynników są zawężone.

Dla świerka warunki panujące przy górnej granicy lasu są dalekie od optymalnych. Dlatego, w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych, drzewostany świerkowe obumierają tam jako pierwsze, zwłaszcza drzewostany obcych proveniencji. Możemy tu mówić o antropogenicznym obniżaniu się

górną granicę lasu lub powstawaniu formacji przypominających piętra bezleśne (NIEMTUR 1992).

Dalekie od optymalnych są również warunki rozwoju świerczyn na siedliskach lasowych, gdzie wymagają one odpowiedniej pielęgnacji, a najczęściej przebudowy. Pozostawione samym sobie bądź zaniedbane, z nieodpowiednią strukturą wiekową, gatunkową i przestrzenną, nie stworzą ekosystemów zapewniających tym gatunkom drzew, które w nich występują, optymalnych warunków rozwoju. Dlatego też stan sanitarny lasów górskich jest znacznie gorszy niż pozostałych lasów w Polsce (GŁAZ 1992).

Górskie ekosystemy leśne są najczęściej oddalone od źródeł emisji, dlatego znajdują się pod wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych o niższych stężeniach z przewagą zanieczyszczeń gazowych (tlenków siarki, azotu i ich pochodnych). W przeciwieństwie do zanieczyszczeń pochodzących od jednego emitora lub grupy emitatorów lokalnych, zanieczyszczenia atmosferyczne dalekiego zasięgu nie wykazują wyraźnego gradientu skażenia i uszkodzenia drzew czy też innych elementów ekosystemów leśnych, a zmiany wywołane w organizmach biocenozy należą najczęściej do uszkodzeń fizjologicznych (chronicznych), często trudnych do wykrycia, zwłaszcza we wstępnej fazie ich rozwoju, i jeszcze trudniejszych do ujęcia ilościowego. Testy fizjologiczne i biochemiczne wskazują na występowanie zaburzeń w rozwoju, ale nie wyjaśniają, jakie czynniki są ich bezpośrednią przyczyną (KELLER, SCHWAGER 1971, GODBOLD i in. 1993).

Uszkodzenia fizjologiczne, pomimo że są trudne do stwierdzenia metodami makroskopowymi, przyczyniają się do obniżenia odporności organizmów. Mechanizmy fizjologiczne związane z uszkodzeniami drzew przez znajdujące się w atmosferze substancje toksyczne o niskich stężeniach zostały opisane przez licznych autorów, najczęściej na podstawie badań prowadzonych w warunkach laboratoryjnych (BIAŁOBOK, KAROLEWSKI 1978, KELLER 1976, LORENC-PLUCIŃSKA i in. 1990, NEIGHBOUR i in. 1988, NOACK i in. 1989, RÖDER, BRECKLE 1989).

Stosowane najczęściej metody oceniania uszkodzeń w lasach oparte są głównie na dwóch wskaźnikach: na ocenie zmian w zewnętrznej budowie korony i na ocenie stopnia przebarwienia liści. Jak stwierdza INNES (1993), żaden z tych wskaźników nie jest wystarczająco dokładny przy ocenie żywotności drzewostanów, żaden nie jest też wskaźnikiem specyficznym (wybiórczym) dla zanieczyszczeń atmosferycznych.

Inne wskaźniki wykorzystywane przy ocenie stopnia uszkodzeń drzew to zmiany strukturalne w budowie liści (KARHU, HUTTUNNEN 1986), stężenie barwników w liściach (CZUCHAJOWSKA, PRZYBYLSKI 1978, GRILL, POLZ, ESTERBAUER 1981), zmiany strukturalne w budowie komórki (FINK 1988, cyt. za INNES 1993), zmiany w budowie systemów korzeniowych (JÓZEFACIUKOWA i in. 1993), zmiany w fizjologii i biochemizmie (GRILL, HÄRTEL 1972, HÄRTEL, GRILL,

1972, NIEMTUR 1978, JÄGER i in. 1986, KAROLEWSKI 1989, LORENC-PLUCIŃSKA 1978, LORENC-PLUCIŃSKA i in. 1990, SOARES i in. 1995). BEIER-KUHNLEIN, DURKA (1993) proponują analizy chemiczne wody z leśnych źródeł. Zdaniem autorów wyniki analiz mogą być wykorzystane jako wskaźnik zmian w ekosystemach leśnych przed wystąpieniem widocznych uszkodzeń w drzewostanach. Najczęściej wymienione wyżej wskaźniki wykazują małą przydatność do oceny szkodliwego oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych w warunkach terenowych ze względu na szeroki zakres zmienności i jednoczesne reagowanie na działanie licznych czynników.

Jedną z powszechnie stosowanych metod oceny zmian wywoływanych przez zanieczyszczenia powietrza w ekosystemach leśnych są analizy chemiczne aparatu asymilacyjnego, jednak wielu autorów stwierdza, że skład chemiczny liści zależy również od wielu czynników, z których INNES (1993) wymienia jako najważniejsze: skład chemiczny gleby, wiek liści, wiek drzewa, położenie liści w koronie, czas zbioru materiału, warunki pogodowe, metodyka analiz chemicznych.

Na podstawie dotychczasowych badań i obserwacji można stwierdzić, że zanieczyszczenia atmosferyczne uszkadzają drzewa wszystkich gatunków, jednak w największym stopniu sosnę, jodłę, świerka i buka (BERNADZKI 1986, 1994), czyli podstawowe gatunki lasotwórcze w górach.

Według KULIGA (1967), JAWORSKIEGO (1982, 1994) i DUNIKOWSKIEGO (1992) najwrażliwsza jest jodła, której udział masowy w Lasach Państwowych wynosił 5,4% w roku 1956 i zmniejszył się do 1,0% w roku 1984 przy prawie niezmiennym udziale powierzchniowym ok. 2,5% (KAMIŃSKI 1988). Również w raporcie o stanie lasów w 1994 r.* stwierdza się na podstawie wskaźnika defoliacji, że najbardziej uszkodzonym gatunkiem była jodła, a następnie świerk. Zamieranie świerka zmusza do ograniczenia jego udziału w drzewostanach regla górnego do 60–70%, a regla dolnego do 20–40%. Ograniczenie udziału świerka w reglu dolnym zgodne jest z naturalizacją składów gatunkowych (SZYMAŃSKI i in. 1993). W rezultacie udział iglastych z 82,5% w 1956 roku zmniejszył się do 73,5% w 1984.

Drzewa liściaste uważane są powszechnie za mniej wrażliwe na działanie niekorzystnych czynników biotycznych i abiotycznych. Jako przyczynę wymienia się najczęściej wyższą pozycję w rozwoju filogenetycznym, a więc wykształcenie naczyń i wysoce zorganizowanego floemu, a także coroczną wymianę aparatu asymilacyjnego, mniejszą podatność na choroby grzybowe i uszkodzenia przez owady (NIEMTUR 1994a). Potwierdzeniem większej wrażli-

* Raport o stanie lasów w Polsce — 1994 r. Państwowe Gospodarstwo Leśne "Lasy Państwowe" — Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa 1995.

wości drzew gatunków iglastych jest obumieranie drzewostanów jodłowych i świerkowych w wielu krajach oraz silne uszkodzenia drzewostanów sosnowych przez emisje przemysłowe opisywane od wielu dziesiątków lat.

W ostatnich latach pojawiają się informacje o obniżaniu się żywotności również drzew liściastych, a nawet o zamieraniu drzewostanów dębowych i bukowych na skutek kompleksowego oddziaływania wielu niekorzystnych czynników, w tym również zanieczyszczeń atmosferycznych (OSZAKO 1992, 1993, SIWECKI 1994, PRZYBYŁ 1995).

Powierzchniowy udział buka w lasach Polski wynosi 4,2%, a miąższościowy 6,0% (KOPRYK 1993). Jednak w regionach górskich spotyka się nadleśnictwa, gdzie buk zajmuje ponad 70% powierzchni.

Niską żywotność drzewostanów bukowych w Bieszczadach stwierdzono już podczas przeprowadzonej w 1987 roku oceny zagrożenia lasów górskich (GRESZTA i in. 1990). Również w pracy FABIJANOWSKIEGO (1986) znajduje się informacja, że buk należy do gatunków wrażliwych na imisje. Pod wpływem imisji częściej pojawia się u buka zgorzel kory z wyciekami śluzu, jak też inne choroby. W skali całego kraju nadal utrzymuje się tendencja do pogarszania się stanu zdrowotnego drzewostanów (OPALIŃSKI 1993, ZAJĄCZKOWSKI 1995).

Do określenia ilościowego i jakościowego imisji oddziałujących na ekosystemy lasów górskich wykorzystuje się metody analiz chemicznych w ramach monitoringu technicznego i biologicznego (DUNIKOWSKI, OLSZOWSKI, 1984, MAŁACHOWSKA, WAWRZONIAK 1994, WAWRZONIAK i in. 1994). Siatka punktów pomiarowych monitoringu technicznego pokrywała do roku 1994 również obszar Polski południowej. Jednak w warunkach górskich, gdzie prędkość przepływu dolnych warstw powietrza zależy od złożonej konfiguracji terenu, pomiary w nielicznych punktach monitoringu technicznego mogą być traktowane jedynie jako informacje przybliżone i ogólne. Dlatego FABIJANOWSKI (1986) od wielu lat apelował o wprowadzenie w szerokim zakresie obok monitoringu technicznego skutecznych metod monitoringu biologicznego.

Wśród wyników badań monitoringowych na obszarze lasów górskich w Polsce należy wymienić przede wszystkim prace takich autorów jak: GRESZTA i in. (1989, 1990), BARSZCZ (1990), SAWICKA (1987), PANEK (1987), SIENKIEWICZ i in. (1991), a także KOWALKOWSKI, SZCZUBIAŁKA (1981), MACIASZEK (1983, 1985), MOLSKI, DMUCHOWSKI (1984), SPOREK i in. (1993), STRZYSZCZ (1983), SZCZUBIAŁKA (1974), JAWORSKI, SKRZYSZEWSKI (1988), ZAWADA, MATUSZYK (1985), NIEMTUR (1994b, 1995). W pracach tych określano stopień skażenia ekosystemów leśnych przez imisje przemysłowe poprzez oznaczanie zawartości siarki, azotu, ołowiu, cynku, kadmu i innych pierwiastków w materiale roślinnym i glebowym.

Ze względu na dużą zmienność warunków siedliskowych w ekosystemach lasów górskich ocena zmian wywołanych przez imisje przemysłowe w składzie

chemicznym gleby i roślinności jest znacznie trudniejsza w porównaniu z lasami na niżu. Jednak często przy określaniu stopnia skażenia lasów górskich oznaczane jest stężenie różnych pierwiastków w próbkach materiału roślinnego i gleby, pochodzących z kilku lub kilkunastu powierzchni w danym masywie. Wyniki tych prac odnosi się z konieczności do dużych, silnie zróżnicowanych obszarów lasów górskich. Otrzymane w ten sposób informacje, cenne z bioindykacyjnego punktu widzenia, zwłaszcza jeżeli podana została dokładna lokalizacja i czas zbioru próbek, nie mogą jednak oddać rzeczywistego obrazu skażeń i nie pozwalają, ze względu na małą liczbę punktów (powierzchni) pomiarowych, na analizę przestrzennego zróżnicowania stopnia skażenia górskich ekosystemów leśnych.

Nadal podkreśla się, że dla skuteczniejszego przeciwdziałania procesowi obumierania lasów wymagany jest stały dopływ wiarygodnych informacji o zmianach stanu zdrowotnego lasu w przestrzeni i w czasie (BERNADZKI 1986, 1994a, FABIJANOWSKI, JAWORSKI 1996).

2. CEL PRACY

Dla pełniejszego poznania zmian zachodzących w górskich ekosystemach leśnych pod wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych podjęto badania w Gorczańskim Parku Narodowym. Park ten wyróżnia się spośród innych parków występowaniem wyraźnych pięter leśnych położonych na stokach o różnej ekspozycji oraz występowaniem typowych dla górskich lasów zbiorowisk roślinnych i siedlisk leśnych. Również występujące tu biotyczne i abiotyczne zagrożenia obszarów leśnych, użytkowanych do niedawna gospodarczo, można uznać za typowe dla znacznej części lasów karpaccich.

Celem podjętych badań było:

— określenie stopnia skażenia obszaru Gorczańskiego Parku Narodowego przez związki siarki, azotu i ołowiu na początku okresu obniżania się poziomu zanieczyszczeń atmosferycznych w Polsce;

— analiza przestrzennego rozkładu zanieczyszczeń atmosferycznych na obszarach lasów górskich, zwłaszcza w odniesieniu do wysokości nad poziomem morza, poprzez określenie stężenia wybranych pierwiastków w poziomie organicznym gleby na 351 stałych powierzchniach rozmieszczonych równomiernie w siatce kwadratów na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego;

— określenie różnic w stężeniu badanych pierwiastków w poziomie organicznym gleby między głównymi typami siedliskowymi lasu i zbiorowiskami roślinnymi występującymi na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego. Uwzględniano następujące typy siedliskowe lasu: bór wysokogórski, bór mieszany górski, las mieszany górski i las górski, oraz następujące zbiorowiska roślinne:

Plagiothecio–Piceetum tatricum, *Dentario glandulosae–Fagetum* i *Abieti–Piceetum montanum*;

— ustalenie zależności między stężeniem wybranych pierwiastków w poziomie organicznym gleby ze szczególnym uwzględnieniem głównych składników zanieczyszczeń atmosferycznych (związków siarki, azotu i ołowiu);

— określenie różnic w stężeniu wybranych pierwiastków w biomase jodły, świerka i buka, podstawowych gatunków lasotwórczych w górach;

— charakterystyka dynamiki przyrostu pierśnicy świerka, jodły i buka z drzewostanów w reglu dolnym, środkowym i górnym w latach 1940–1994, a więc w okresie maksymalnego wzrostu zanieczyszczeń atmosferycznych;

— porównanie stężenia wybranych pierwiastków w poziomie organicznym gleby z ich zawartością w opadzie materii organicznej;

— określenie przydatności wybranych analiz do biomonitoringu ekosystemów leśnych w regionach górskich.

3. OGÓLNA CHARAKTERYSTYKA WARUNKÓW PRZYRODNI-CZOLEŚNYCH GORCZAŃSKIEGO PARKU NARODOWEGO

3.1. Położenie

Gorczański Park Narodowy obejmuje centralną część masywu Gorców, które są wyodrębnioną grupą górską o powierzchni ok 550 km² w paśmie Beskidów Zachodnich, między Beskidem Wyspowym i Kotliną Nowotarską oraz między Beskidem Sądeckim, Pieninami i Pasmem Policy.

W roku 1979 utworzono najpierw rezerwat Gorce, a następnie, 1 stycznia 1981 roku Gorczański Park Narodowy, między innymi dla ochrony pozostałości dawnej puszczy karpackiej, ochrony typowego beskidzkiego krajobrazu, w którym obszary leśne przeplatają się z licznymi polanami, a także dla ochrony rzadkich gatunków roślin i zwierząt. Aktualna powierzchnia Parku wynosi 7018 ha w tym lasy zajmują 6568 ha, co stanowi ok. 95% powierzchni Parku. Ścisłą ochroną rezerwatową objęte jest obecnie 2850 ha — 41% powierzchni Parku (przy planowanej docelowo ochronie rezerwatowej 3306 ha); są to obszary Parku położone przeważnie najwyżej nad poziomem morza.

Według MATUSZKIEWICZA i in. (1995) Gorczański Park Narodowy położony jest w Prowincji Karpackiej, w Dziale Zachodniokarpackim (H), w Krainie Karpat Zachodnich (H.1), w Podkrajnie Zachodniobeskidzkiej (H.1a), w Okręgu Beskidzkim Gorczańsko-Sądeckim (H.1a.6.). Według TRAMPLERA i in. (1990) lasy Parku położone są w dzielnicy Gorców i Beskidu Sądeckiego (VIII.6), która obejmuje mezoregiony Gorców (a), Pienin (b) oraz Beskidu Sądeckiego (c).

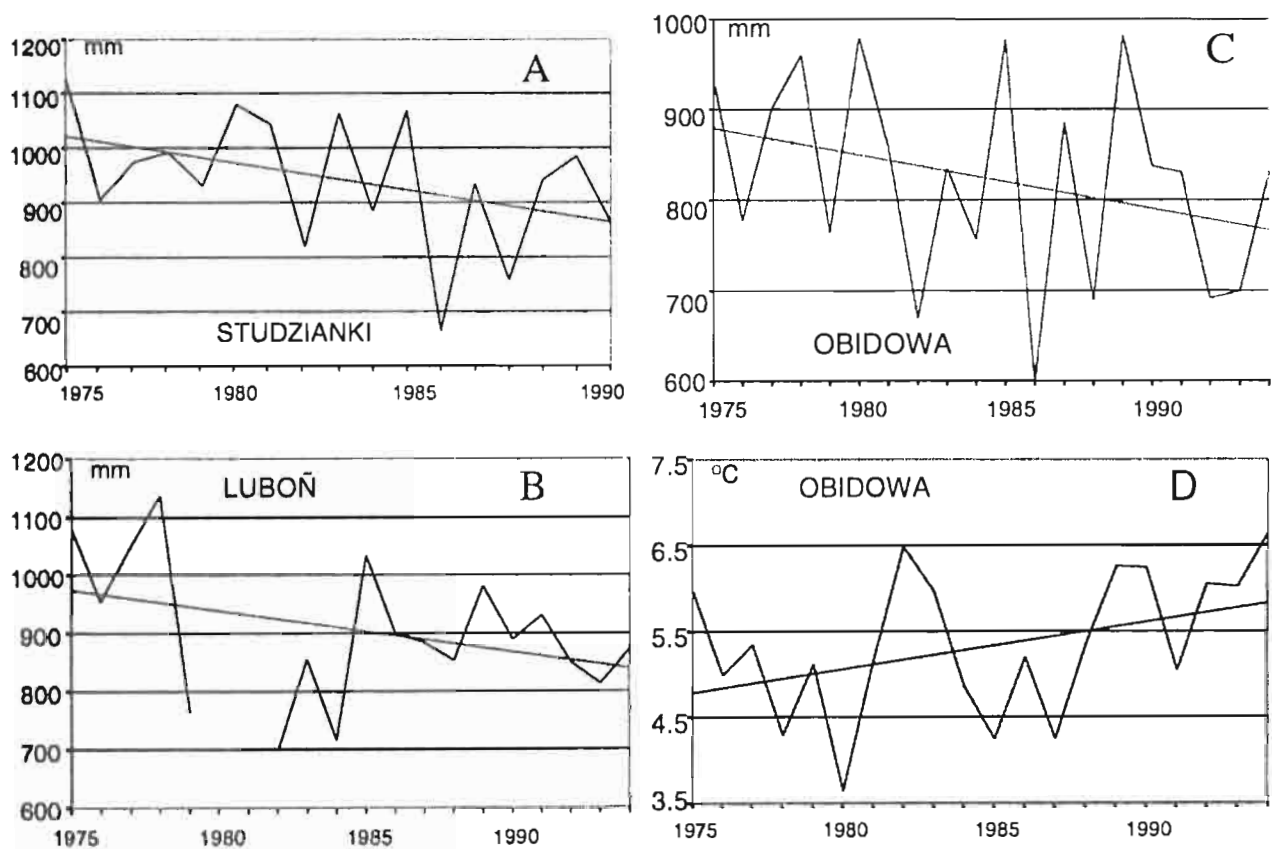
3.2. Klimat

3.2.1. Opady atmosferyczne

Na podstawie danych Instytutu Meteorologii i Gospodarki Wodnej wykonano klimadiagram wg schematu Waltera (PODBIELKOWSKI 1975) oraz wykresy rocznych sum opadów i średnich rocznych temperatur z ostatniego dwudziestolecia (ryc. 2, 3).

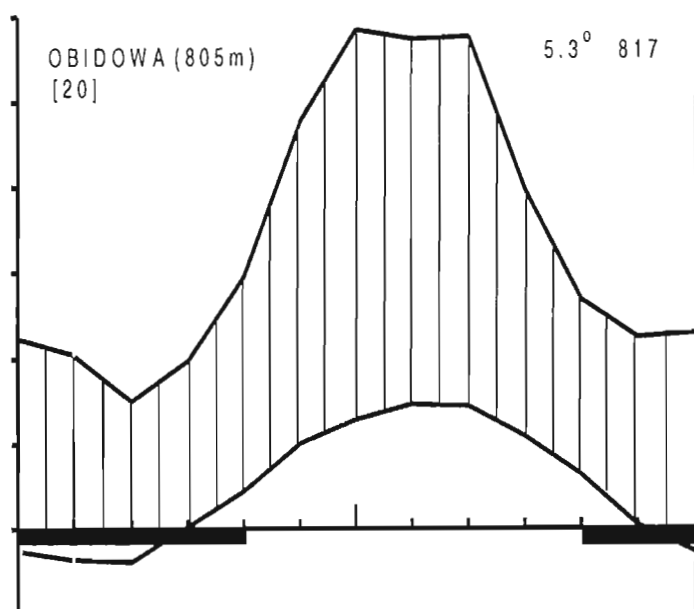
Opady w rejonie Gorczańskiego Parku Narodowego w okresie 1975-1994, charakteryzują się dużą zmiennością. Na punkcie pomiarowym w Studziankach wahały się od 1126 mm w roku 1975 do 664 mm w roku 1986; na Luboniu od 1131 mm w roku 1978 do 716 mm w roku 1984; na Obidowej od 982 mm w 1989 r. do 598 mm w roku 1986. W przedstawionym na wykresie dwudziestoleciu (ryc. 2) ilość opadów ma oprócz szerokiej amplitudy wyraźną tendencję spadkową na wszystkich trzech punktach pomiarowych.

Według LEWIŃSKIEJ i BARTOSIK (1984) roczne sumy opadów wynosiły od 733 mm w Kamienicy do 1266 mm na Turbaczu. Najwyższe sumy opadów wystąpiły w lipcu od 130 mm w Kamienicy do 210 mm na Turbaczu. Liczba dni



Ryc. 2. Roczne sumy opadów (A,B,C) i średnie roczne temperatury powietrza (D) ze stacji meteorologicznych położonych najbliżej Gorczańskiego Parku Narodowego (wykonano na podstawie danych IMGW w Krakowie; linia trendu wg programu Excel 7.0)

Fig. 2. Annual precipitation (A, B, C) and average annual temperature of the air (D) taken from meteorological stations situated in the vicinity of the Gorce National Park (elaborated on the basis of data taken from IMGW in Cracow; line of trend according to Exel 7,0 software).



Ryc. 3. Klimadiagram dla rejonu Gorczańskiego Parku Narodowego (wykonano wg schematu Waltera na podstawie danych IMGW w Krakowie z dwudziestoletniego okresu obserwacji).

Fig. 3. Diagram of climate for the region of the Gorce National Park (prepared according to the Walter's scheme based on the Cracow IMGW data covering the last 20 years of observations).

z opadem wahała się od 163 w Kamienicy do 182 na Turbaczu, liczba dni z pokrywą śnieżną wynosi od 90 na przedpolu Gorców do ponad 150 na szczycie Turbacza.

3.2.2. Temperatura

MICHALIK (1989) wyróżnia na obszarze Gorców trzy piętra klimatyczne, które określa jako:

— miarkowanie ciepłe, do wysokości ok. 750 m n.p.m.; średnia roczna temperatura powietrza od 6 do 8 °C;

— umiarkowanie chłodne, położone na wysokości 750-1100 m n.p.m.; średnia roczna temperatura powietrza od 4 do 6 °C;

— chłodne, powyżej wysokości 1100 m n.p.m.; średnia roczna temperatura powietrza od 2 do 4 °C.

W ostatnich piętnastu latach temperatura powietrza pomierzona w bezpośrednim sąsiedztwie Parku (Obidowa) wykazuje, w przeciwieństwie do opadów, wyraźną tendencję wzrostową (ryc. 2).

3.2.3. Wiatry

Na Turbaczu przeważają wiatry z kierunku północnego i zachodniego, w Mszanie Dolnej przeważają wiatry od południowo-wschodnich do północno-zachodnich, w Kamienicy dominują wiatry północno-zachodnie i zachodnie, w

Nowym Targu — zgodnie z osią kotliny Nowotarsko-Orawskiej, przeważają wiatry wschodnie i zachodnie.

W obszarach górskich kierunek i prędkość wiatru są modyfikowane przez procesy termiczno-dynamiczne inne w obszarach wyniesionych i inne w dolinach górskich. Oznacza to, że prądy powietrza przystosowują się do konfiguracji terenu. Powoduje to opływanie wyniosłych form, tworzenie tzw. cienia aerodynamicznego i zawirowań; w konsekwencji na obszarze lasów górskich występuje duża zmienność prędkości przepływu powietrza, np. na stoku występuje zmniejszenie prędkości wiatru o około 30% w stosunku do szczytu. LEWIŃSKA, BARTOSIK (1984) podają średnie prędkości wiatru dla masywu Lubonia od 1 m/sek u podnóża do 5 m/sek na wys. 1000 m n.p.m., przy czym dla Turbacza (1310 m n.p.m.) podają średnią prędkość wiatru 3 m/sek, a mniejszą wartość średniej prędkości tłumaczą lokalnymi zakłóceniami przepływu prądów powietrza.

3.3. Roślinność

3.3.1. Charakterystyka fitosocjologiczna

Do najważniejszych leśnych zbiorowisk roślinnych na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego MICHALIK i in. (1986) zaliczają:

— bór świerkowy regla górnego (acidofilna zachodniokarpacka świerczyna górnoreglowa) — (*Plagiothecio-*) *Piceetum tatricum* (Szaf., Pawł. et Kulcz. 1932) Br.-Bl., Vlieg. et Siss. 1939 em J. Mat. 1978., występujący powyżej 1100 m n.p.m. (w dolinie Kamienicy schodzi do ok. 1000 m n.p.m.);

— bór jodłowo-świerkowy regla dolnego i środkowego — *Abieti-Piceetum montanum* Szaf., Pawł. et Kulcz. 1923 em. J. Mat. 1978; występuje od niskich położeń (ok. 600-700 m) po ok. 1100 m;

— żyzną buczynę karpacką — *Dentario glandulosae-Fagetum* Klika 1927 em. Mat. 1964:

» *Dentario glandulosae-Fagetum alietosum*: buczyna karpacka, podzespół czosnkowy, najżyźniejszy typ lasu bukowego; ograniczony jest w zasadzie do niewielkich płątów przy górnej granicy regla środkowego;

» *Dentario glandulosae-Fagetum typicum*: buczyna karpacka, podzespół typowy, warianty typowe; występuje na żyzniejszych i wilgotnych glebach brunatnych;

» *Dentario glandulosae-Fagetum typicum* z *Asperula* i *Oxalis*: buczyna karpacka, podzespół typowy, warianty ubogie; zajmuje uboższe i suchsze partie gleb brunatnych, najczęściej na grzbietach, lokalnych wyniesieniach i stromych stokach słabo uwodnionych.

Buczyna karpacka ma w Gorcach optymalne warunki rozwoju i jest zbiorowiskiem dominującym w reglu dolnym i środkowym. Najmniej przekształcone buczyny zachowały się przeważnie w źródliskowych częściach dolin.

Zbiorowisko to zajmuje największą powierzchnię leśną Parku — ok. 60% całego obszaru leśnego.

Drugim co do wielkości zbiorowiskiem są górnoreglowe świerczyny zajmujące ok. 22% powierzchni leśnej Parku. Około 13% powierzchni Parku zajmuje zbiorowisko jedlin *Abieti-Piceetum montanum*, które występuje na obszarze regla dolnego i środkowego (MICHALIK i in. 1986).

3.3.2. Charakterystyka typologiczna

ADAMCZYK (1986) uważa, że w warunkach klimatycznych naszego kraju o ukształtowaniu się określonego zbiorowiska roślinnego w strefie klimatycznej do wysokości ok. 1100–1150 m n.p.m. decyduje głównie uwarunkowana litologicznie pokrywa glebowa. Siedliskowa supremacja czynnika klimatycznego dla gatunków drzewiastych i krzewiastych zaznacza się wyraźnie dopiero powyżej wymienionej wysokości. Na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego granica tej strefy pokrywa się z najczęściej przyjmowaną granicą regla górnego. Podział pięter roślinnych na obszarze Parku przyjęto wg ALEKSANDROWICZA (1972) z uwzględnieniem regla środkowego w przedziale wysokości od 900 m n.p.m. do 1150 m n.p.m.

Udział poszczególnych typów siedliskowych na 351 powierzchniach siatki z obszaru Parku przedstawia się następująco: bór wysokogórski na 13 powierzchniach (4%), bór mieszany górski na 81 powierzchniach (22%), las mieszany górski na 118 powierzchniach (34%), las górski na 139 powierzchniach (40%). Procentowy udział poszczególnych siedlisk wynikający z liczby powierzchni siatki jest zgodny z faktycznym udziałem powierzchniowym.

Najbardziej zagrożone oddziaływaniem czynników antropogenicznych są obszary leśne wyższych położeń górskich, dlatego w tabeli 2 podano udział typów siedliskowych lasów Gorczańskiego Parku Narodowego położonych powyżej 1000 m n.p.m. na tle lasów karpackich położonych w tej strefie wysokościowej (tab. 3). Są to obszary w większości objęte ochroną ścisłą w ramach parków narodowych i rezerwatów. Jak wynika z danych przedstawionych w tabelach 2 i 3, siedliska lasowe (las górski i las mieszany górski) zajmują ponad 50% powierzchni tej strefy wysokościowej w polskiej części Karpat, a w Gorczańskim Parku Narodowym prawie 60%. Pomimo tak dużego udziału siedlisk lasowych w drzewostanach położonych powyżej 1000 m n.p.m. dominuje zdecydowanie świerk który jako gatunek główny występuje na 84% powierzchni tej strefy wysokościowej w polskiej części Karpat i na 65% w Gorczańskim Parku Narodowym. Warto również zaznaczyć, że około 11% powierzchni polskich lasów położonych powyżej 1000 m n.p.m. znajduje się w granicach Gorczańskiego Parku Narodowego.

Tabela 2
Table 2

Powierzchnia lasów położonych powyżej 1000 m n.p.m. w Gorczańskim Parku Narodowym według typów siedliskowych i gatunków głównych
Area of site types and main species situated higher than 1000 m above sea level in Gorce National Park.

Typ siedliskowy Site type	Powierzchnia Area		Gatunek główny Main species	Powierzchnia Area	
	ha	%		ha	%
BWG	221	6,3	Świerk Spruce	2288	84
BG	0	0	Buk Beech	1003	12
BMG	1181	33,8	Jodła Fir	204	2,5
LMG	1593	45,6	Modrzew Larch	0	0,5
LG	500	14,3	Inne Others	0	1
Razem Total	3495	100	Razem Total	3495	100

Tabela 3
Table 3

Powierzchnia lasów położonych powyżej 1000 m n.p.m. w polskiej części Karpat według typów siedliskowych i gatunków głównych.
Forest area situated higher than 1000 m above sea level in Polish part of Carpathians according to site type and dominante tree species.

Typ siedliskowy Site type	Powierzchnia Area		Gatunek główny Main species	Powierzchnia Area	
	ha	%		ha	%
BWG	5870	19	Świerk Spruce	26027	84
BG (TPN)	1060	3	Buk Beech	3674	12
BMG	6437	21	Jodła Fir	783	2,5
LMG	12450	40	Modrzew Larch	145	0,5
LG	5155	17	Inne Others	343	1
Razem Total	30972	100	Razem Total	30972	100

3.3.3. Charakterystyka drzewostanów

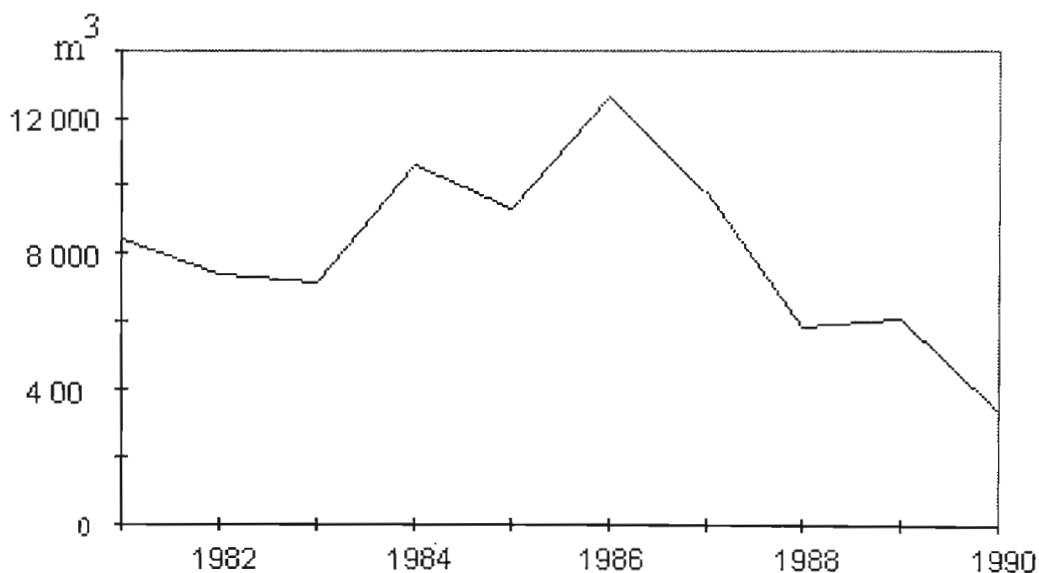
W wyniku rabunkowej gospodarki prowadzonej na obszarze Gorców od ubiegłego stulecia drzewostany zostały silnie przerzedzone i zmieniony został ich skład gatunkowy (JAROSZ 1935, DZIEWOLSKI, MICHALIK 1982, DZIEWOLSKI 1989). Ponadto, na całym terenie Parku stwierdzono niekorzystne zmiany w strukturze wiekowej drzewostanów. Rozkład klas wieku najbardziej zbliżony do

lasów naturalnych mają drzewostany zespołu *Abieti-Piceetum montanum*, natomiast największe zniekształcenie wykazują drzewostany buczyny karpackiej *Dentario glandulosae-Fagetum* (MICHALIK i in. 1986).

Znaczny udział drzewostanów świerkowych sztucznego pochodzenia zwiększa ich podatność na zagrożenia ze strony szkodników pierwotnych i wtórnych.

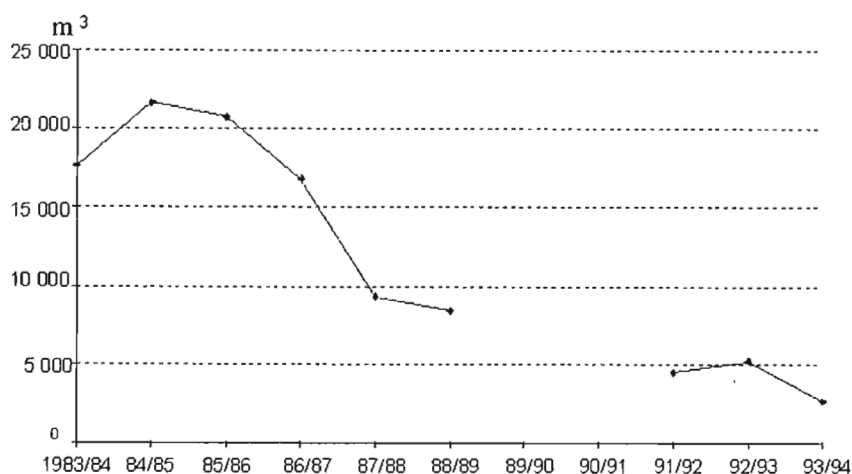
Na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego największe szkody w drzewostanach świerkowych spowodowane zostały gradacją zasnuj wysokogórskiej *Cephalcia falleni* (Dalm.) w latach 1979-1983 (ryc. 4, 5). Zaatakowane zostały drzewostany świerkowe przede wszystkim sztucznego pochodzenia, położone w reglu środkowym i górnym na wysokościach 900 do 1200 m n.p.m. w rejonie Kudłonia, Mostownicy i Jaworzyny o łącznej powierzchni ponad 2000 ha (CAPECKI 1982). Obszary pozasnujowe z silnymi uszkodzeniami zostały wyłączone z rezerwatu ścisłego. Ponieważ gniazda te poszerzały się zwiększano również obszar ochrony częściowej. W sumie w ciągu 15 lat istnienia Parku granice rezerwatów ścisłych były korygowane pięciokrotnie.

W ostatnich latach drzewostany świerkowe sztucznego pochodzenia zagrożone są gradacją kornika, co według niektórych specjalistów powinno skłaniać do intensywnej ochrony zagrożonych drzewostanów, a tym samym do dalszego zmniejszania powierzchni rezerwatów ścisłych. Według koncepcji Rady Naukowej Gorczańskiego Parku Narodowego powinny być przywrócone pierwotne granice rezerwatów ścisłych z dopuszczeniem wystawiania pułapek feromonowych i z ochroną wprowadzonych wcześniej odnowień oraz odnowień naturalnych przed zgryzaniem. Niektórzy autorzy zalecają pozostawienie wyłączonych leśnych rezerwatów ścisłych bez jakiegokolwiek ingerencji człowieka dla stworzenia szansy obserwacji naturalnych procesów zachodzących w tych ekosystemach.



Ryc. 4. Wielkość cięć sanitarnych w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 4. Amount of sanitary felling in the Gorce National Park.



Ryc. 5. Wysokość użytków przygodnych w drzewostanach świerkowych w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 5. Amount of incidental felling in spruce stands in the Gorce National Park

Wnioski z tych obserwacji mogą być bezcenne zarówno dla nauki jak i dla gospodarki leśnej (SOKOŁOWSKI 1993, SZWAGRZYK 1991). W reglu dolnym największą powierzchnię zajmują wielogatunkowe drzewostany z bukiem, jako gatunkiem panującym, w terminalnej fazie rozwoju (CHWISTEK 1995). W reglu środkowym najczęściej wykształcają się drzewostany bukowo-świerkowe z niewielką domieszką jawora i jodły. DZIEWOLSKI i RUTKOWSKI (1991) na podstawie badań prowadzonych w okresie 1968–1986 na obszarze rezerwatu im. Orkana stwierdzili szczególnie dużą intensywność procesu ubytku jodły, kilkakrotnie większą niż, niewielki zresztą, przyrost miąższości tego gatunku. W reglu górnym największą powierzchnię zajmują drzewostany świerkowe 80–100-letnie w terminalnej fazie rozwoju.

3.3.4. Przyrost grubości świerka, jodły i buka w okresie maksymalnego wzrostu zanieczyszczeń atmosferycznych

Dla scharakteryzowania dynamiki przyrostu grubości trzech najważniejszych gatunków lasotwórczych w reglu dolnym i środkowym na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego nawiercono świdrem Preslera na wysokości 1,30 m 66 świerków, 62 jodły oraz 62 buki.

Do pomiaru przyrostu grubości wybrano drzewa na 14 powierzchniach, na których wymienione gatunki występowały jednocześnie. Wybrane drzewa należały do IV i wyższych klas wieku oraz do pierwszej lub drugiej klasy Krafca. Charakterystykę powierzchni oraz wiek i pierśnicę nawierconych drzew podano w tabeli 4 i 5. Każde drzewo zostało nawiercone dwukrotnie, a jako końcową wielkość przyrostu grubości w poszczególnych latach przyjęto średnią z dwóch pomiarów po sprawdzeniu zgodności liczby lat.

Tabela 4
Table 4**Charakterystyka stałych powierzchni badawczych, na których pobrano wywierty świerka, jodły i buka.**

Characteristics of permanent observation plots in which spruce, fir and beech trees were drilled.

Numer powierzchni Number of plot	Rezerwat Reserve	Oddział Section	Wysokość Height	Typ Type	Zbiorowisko Plan community	Zwarcie Stand density	Pokrywa Vegetal cover
25	sc*	72a	810	LG	Fc	4	40
268	cz**	150b	850	LG	Fc	4	20
276	sc	101a	905	LG	Fc	4	70
283	cz	79d	960	LG	Apm	2	40
290	sc	122a	830	LG	Fc	2	50
322	cz	116d	780	LG	Fc	2	15
329	cz	114c	880	LG	Fc	2	100
196	sc	135a	1140	BWG	Pt	2	40
201	cz	9f	1020	BMG	Fc	2	80
223	sc	134b	1145	BWG	Pt	2	50
238	cz	124d	1080	LMG	Fc	4	40
278	cz	132a	1070	LMG	Fc	4	40
288	sc	89b	1090	LMG	Fc	2	80
293	cz	131h	1150	BWG	Pt	3	75

* rezerwat ścisły reserve in strict protection

** rezerwat częściowy reserve in partial protection

Wyniki pomiarów przyrostu grubości czterech powierzchni położonych w reglu dolnym przedstawiono na ryc. 6–9, z czterech powierzchni położonych w reglu środkowym na ryc. 10–13, z trzech powierzchni położonych w reglu górnym na ryc. 16. Wyniki pomiarów drzew z pozostałych powierzchni, przedstawionych w tabeli 4, były zbliżone.

FELIKSIK (1990) informuje, że w latach 1962–1963 wystąpił, podobnie jak w latach dwudziestych, szczególnie niekorzystny dla jodeł układ warunków meteorologicznych, który w połączeniu z oddziaływaniem zanieczyszczeń przemysłowych był jedną z istotnych przyczyn wzmożonego po 1963 roku procesu obumierania jodeł na całym obszarze jej występowania. W warunkach gorczańskich ten niekorzystny układ warunków meteorologicznych zaznacza się silniejszym obniżeniem rocznego przyrostu grubości drzew jodły i świerka, szczególnie na powierzchniach położonych na wysokości od 1020 m do 1150 m n.p.m.

W ramach trzech porównywanych gatunków najbardziej stabilne roczne przyrosty grubości na większości powierzchni w reglu dolnym i środkowym stwierdzono u buka zwyczajnego (ryc. 14 i 15). Wraz ze spadkiem rocznego

Tabela 5

Table 5

Średni wiek oraz średnia pierśnica nawierconych drzew z wybranych powierzchni siatki.

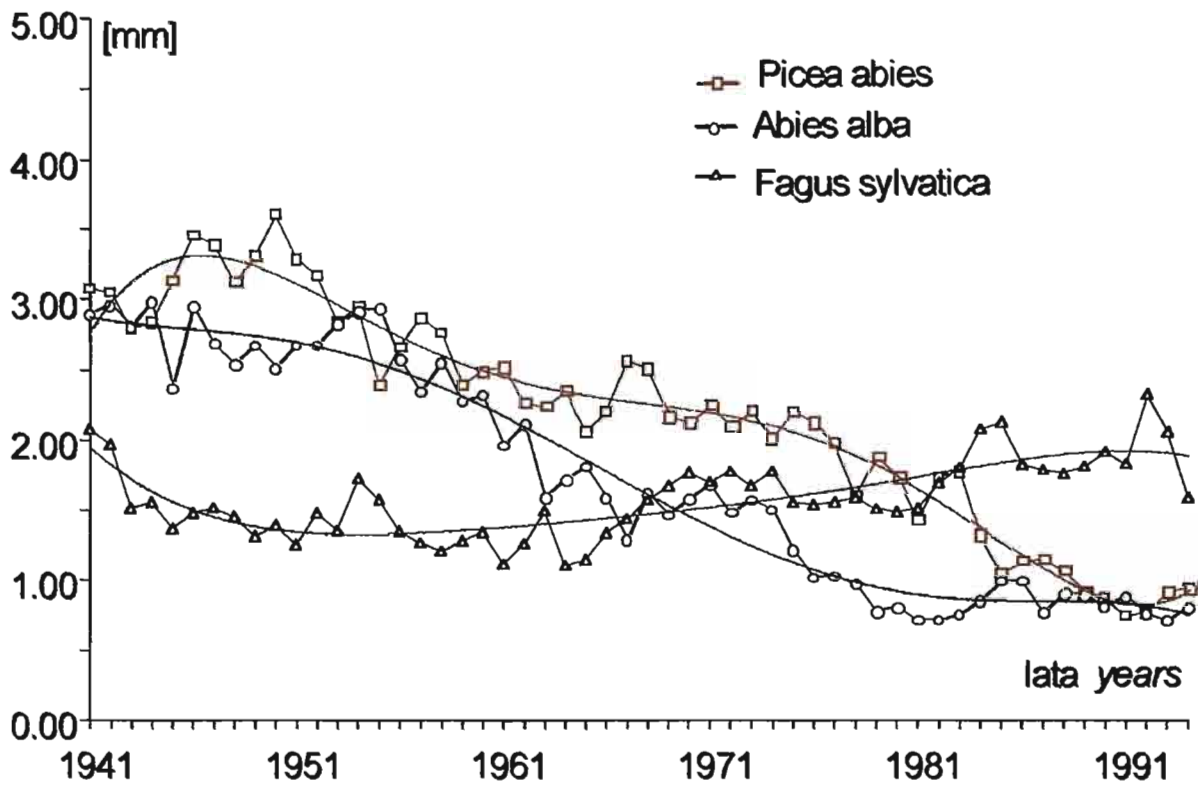
Mean age and average diameter breast high of drilled trees chosen from the net area.

Nr pow. siatki Number of plot	Świerk Spruce			Jodła Fir			Buk Beech		
	liczba drzew number of trees	średni wiek average age	średnia pierśnica average diameter	liczba drzew number of trees	średni wiek average age	średnia pierśnica average diameter	liczba drzew number of trees	średni wiek average age	średnia pierśnica average diameter
25	5	85	48,7	5	86	43,0	5	84	37,1
268	5	72	36,5	5	86	38,0	5	90	39,8
276	5	100	46,3	5	103	48,0	5	127	47,8
283	5	70	40,3	5	119	56,9	5	101	44,6
290	5	90	47,1	5	88	42,2	5	121	38,7
322	5	81	38,6	5	84	36,6	5	79	31,8
329	5	72	34,7	5	90	34,2	5	79	36,5
196	5	65	41,6	brak	-	-	brak	-	-
201	5	93	33,4	5	90	44,3	5	83	36,9
223	5	125	58,7	5	121	51,4	5	125	41,6
238	5	87	48,1	5	85	47,2	5	125	42,9
278	5	71	49,3	5	68	44,4	5	104	42,4
288	5	93	39,4	5	92	41,9	5	103	45,4
293	1	71	39,3	2	91	31,0	2	85	37,1

przyrostu grubości świerka i jodły zwiększa się jego zmienność w poszczególnych latach, co przedstawiono za pomocą współczynnika zmienności na ryc. 14 i 15. Widoczny jest również wyraźny dla tych gatunków wzrost zmienności rocznego przyrostu grubości od lat sześćdziesiątych.

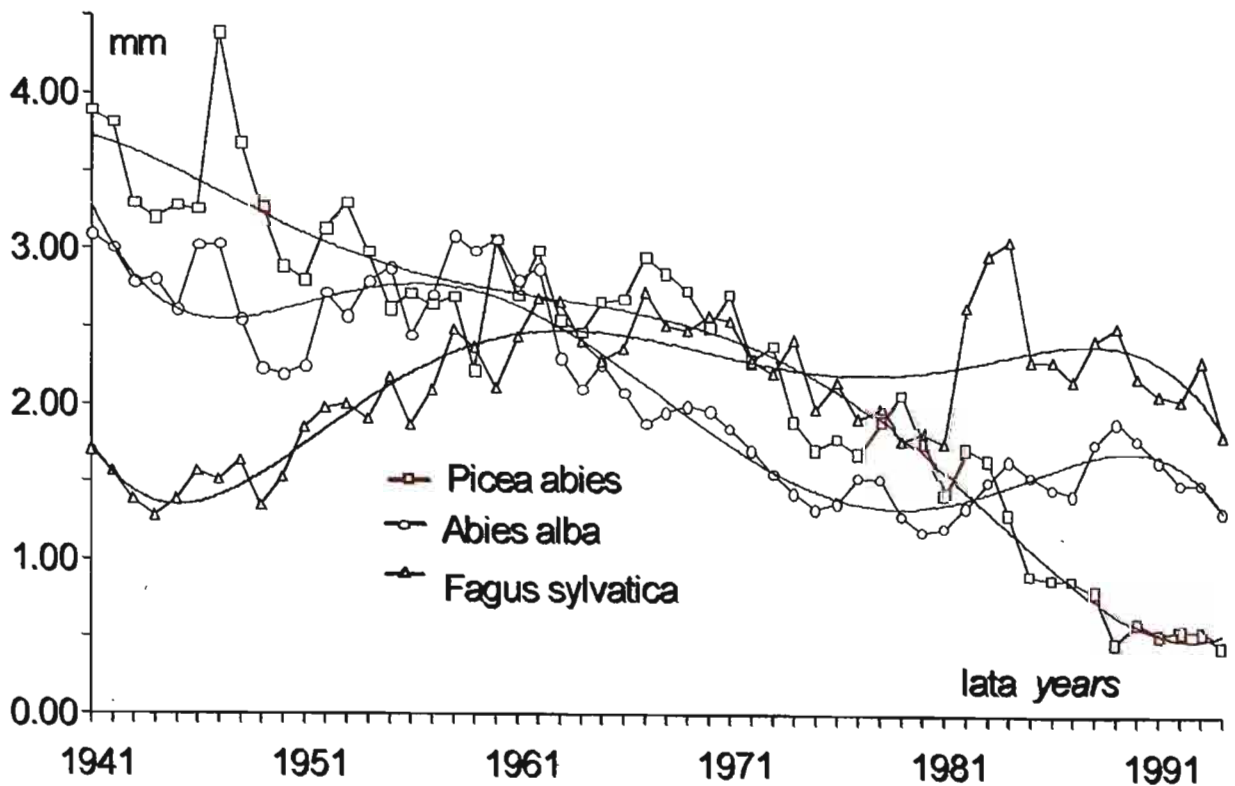
Dla buka roczne przyrosty grubości kształtują się podobnie na powierzchniach w reglu dolnym i środkowym. Tendencja spadkowa tego przyrostu w latach 1940–1994 jest wyraźnie słabsza w porównaniu z jodłą i świerkiem, niższe są też współczynniki zmienności rocznego przyrostu grubości buka (ryc. 7–15).

Dla określenia dynamiki rocznego przyrostu grubości świerka w górno-reglowych drzewostanach IV klasy wieku (pow. 1 i 2, ryc. 16) oraz w drzewostanie V klasy wieku (pow. 3, ryc. 16) nawiercono 60 drzew (20 x 3). Na wykresach przedstawionych na ryc. 16 stwierdzono wyraźne zmniejszenie rocznego przyrostu grubości w okresie wystąpienia gradacji zasnuży wysokogórskiej na obszarze regła górnego w Gorcach. W okresie tym (lata 1979–1985) wartości współczynnika zmienności rocznego przyrostu grubości są również wyraźnie większe (ryc. 16). O wzroście wariancji wielkości przyrostów, zwłaszcza u jodły i świerka, w ostatnich dziesięcioleciach pisze również FELIKSIK (1991).



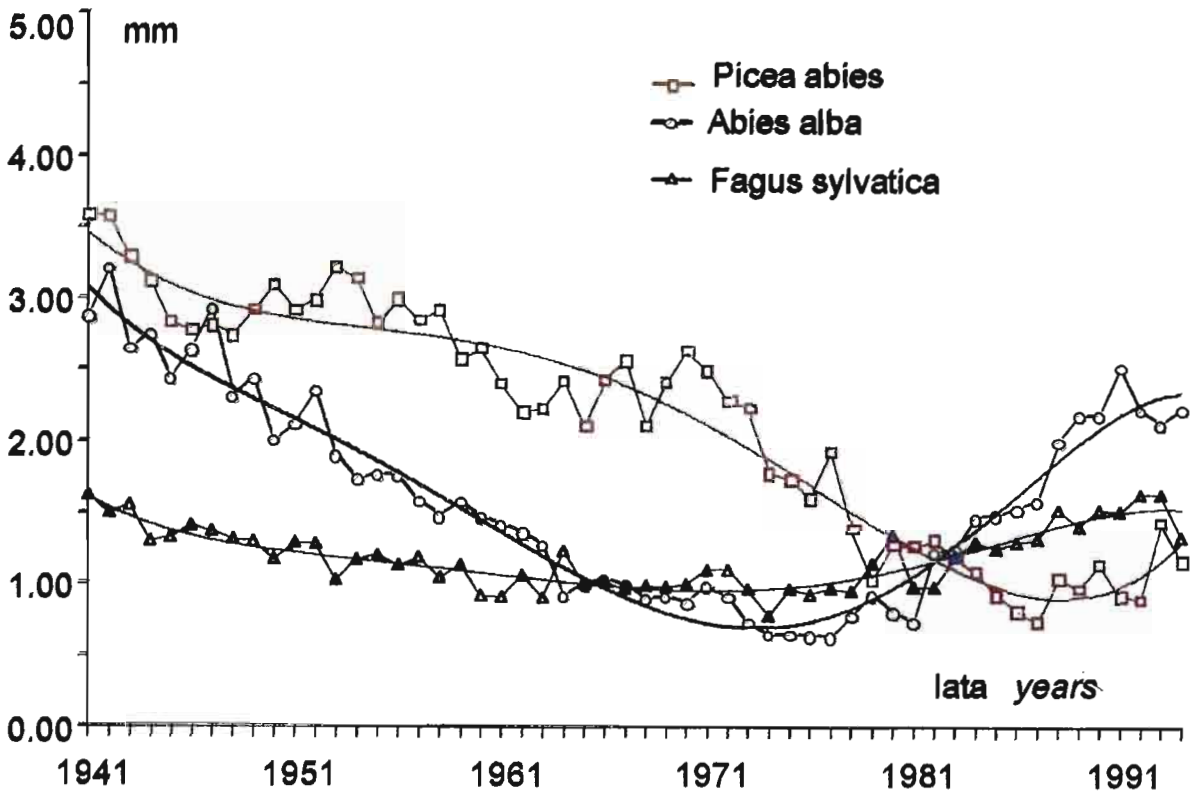
Ryc. 6. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu dolnym na powierzchni nr 276 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 6. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 276) in the Gorce National Park.



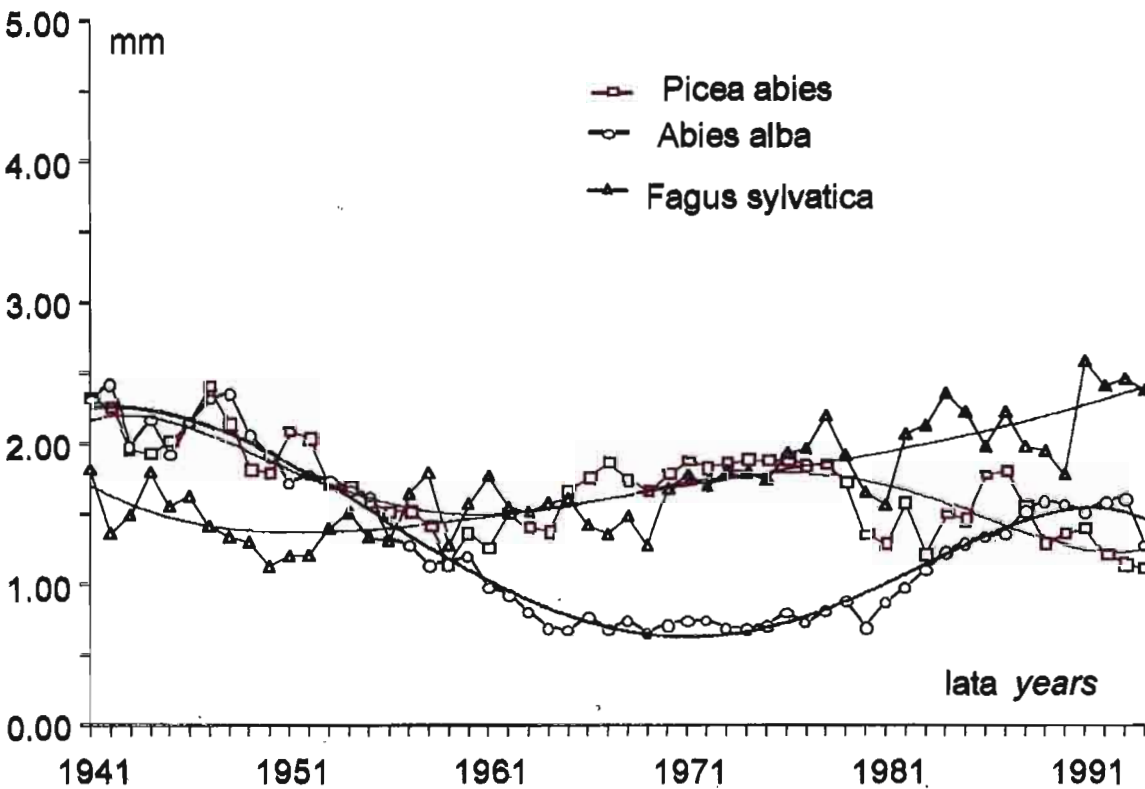
Ryc. 7. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu dolnym na powierzchni nr 25 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 7. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 25) in the Gorce National Park.



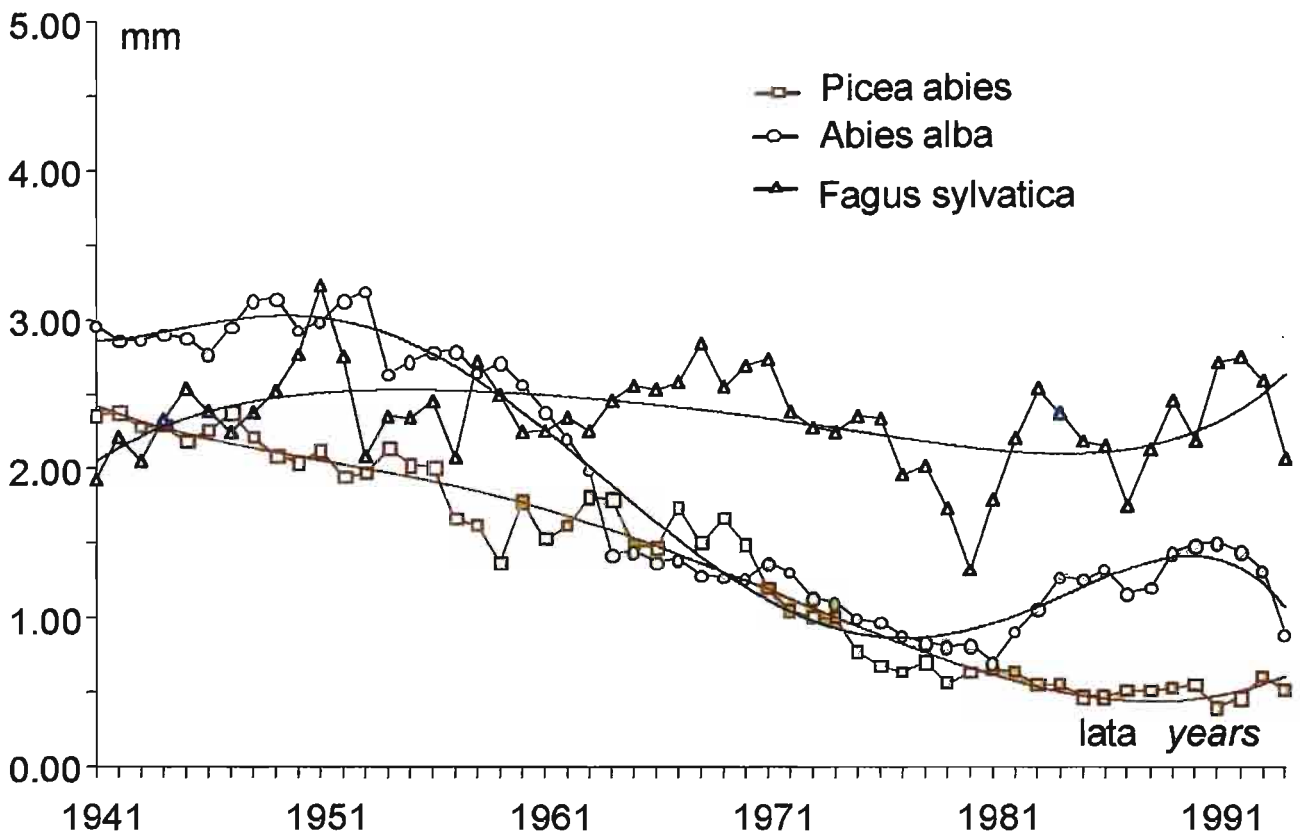
Ryc. 8. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu dolnym na powierzchni 290 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig.8. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 290) in the Gorce National Park.



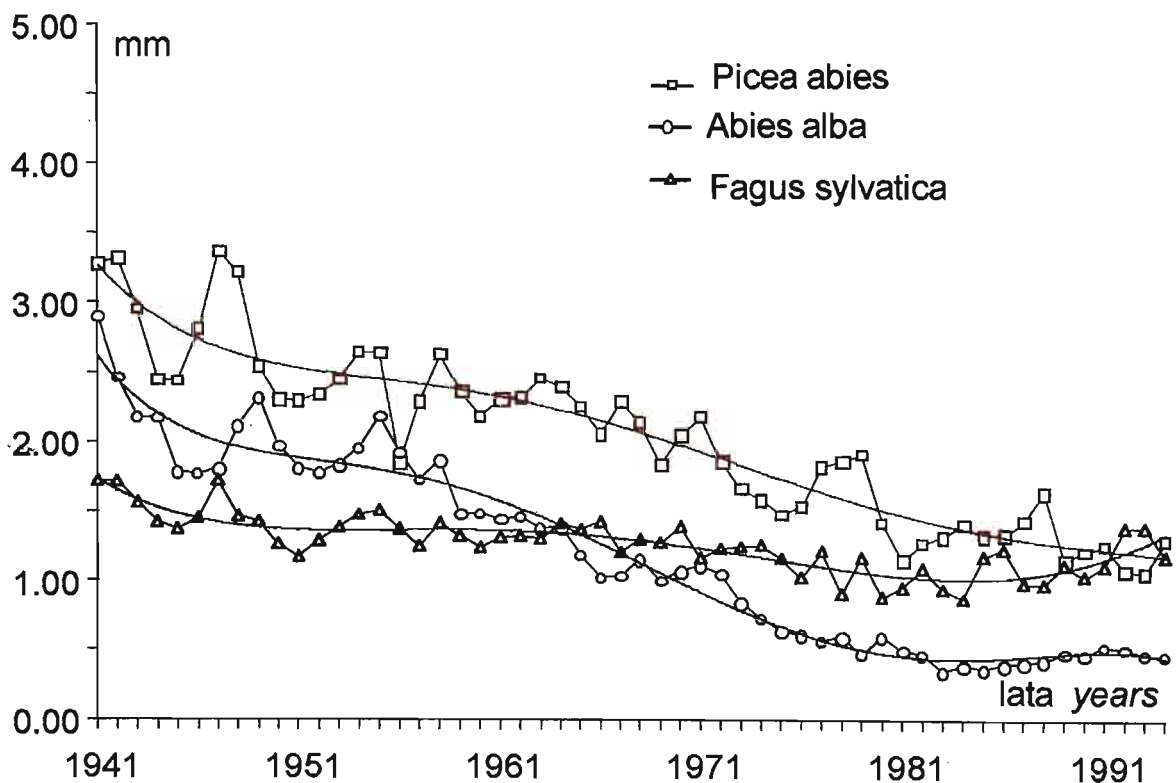
Ryc. 9. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu dolnym na powierzchni nr 322 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig.9. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 322) in the Gorce National Park.



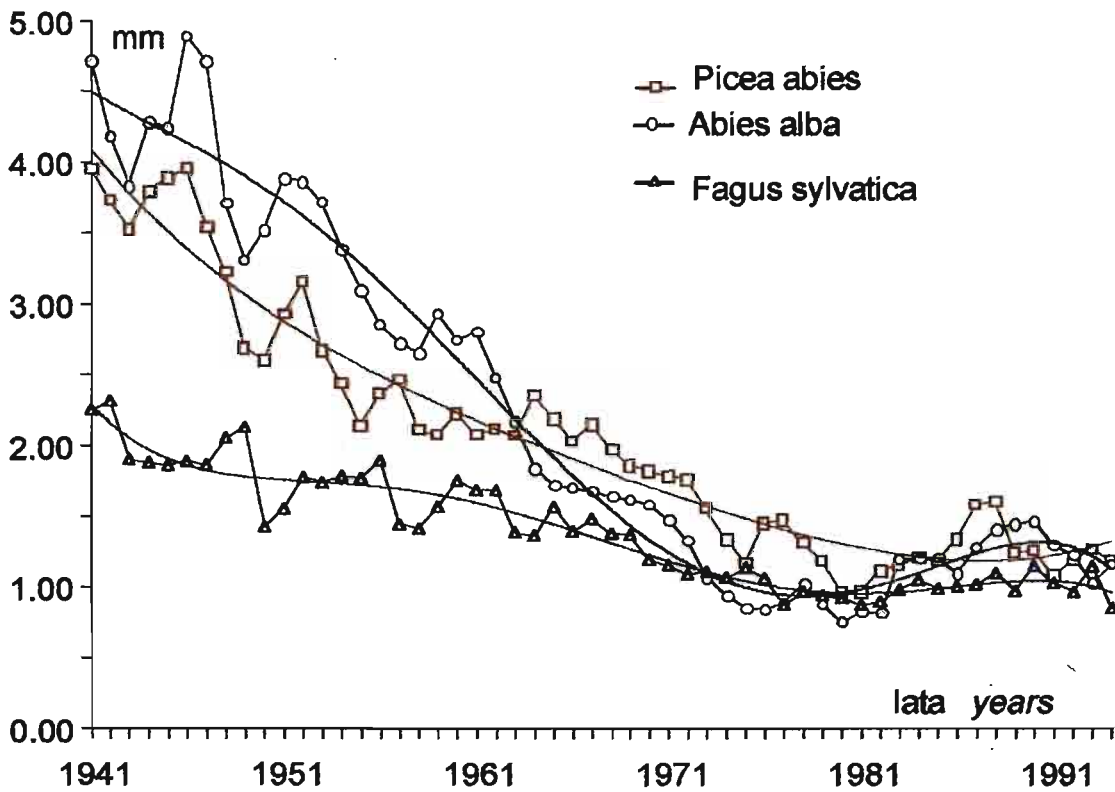
Ryc. 10. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu środkowym na powierzchni 201 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig.10. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 201) in the Gorce National Park.



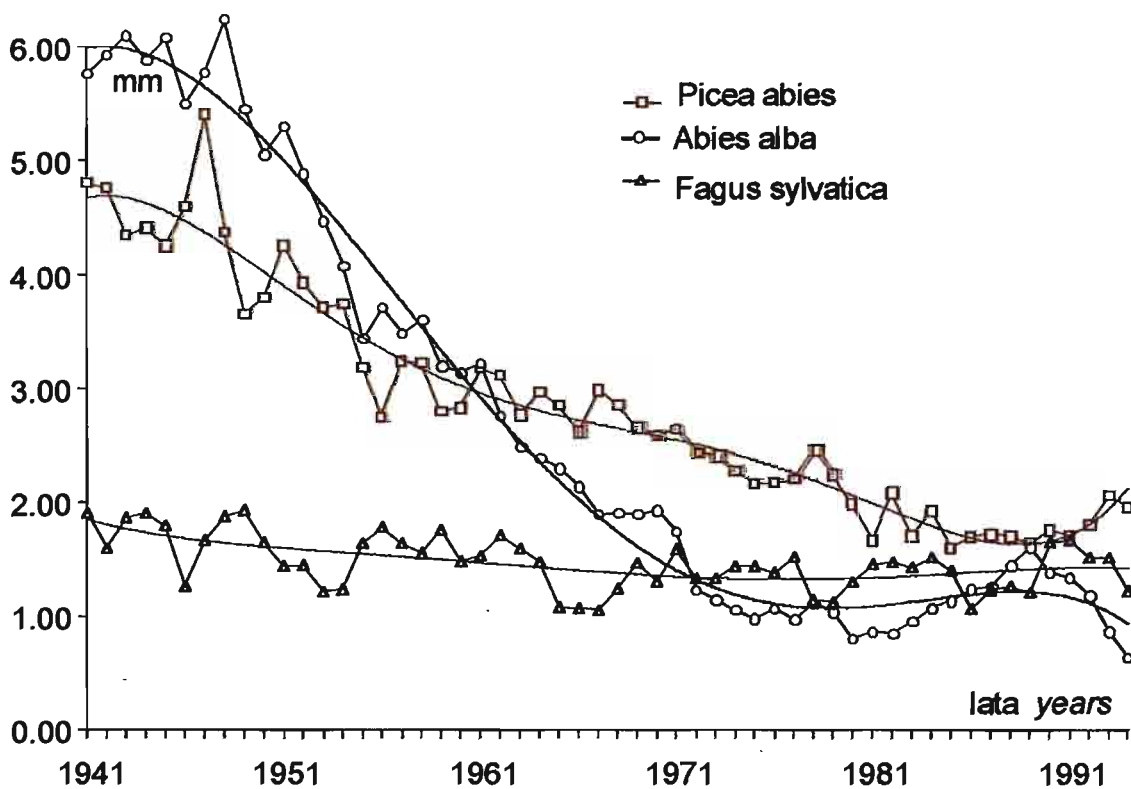
Ryc. 11. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu środkowym na powierzchni 223 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig.11. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 223) in the Gorce National Park.



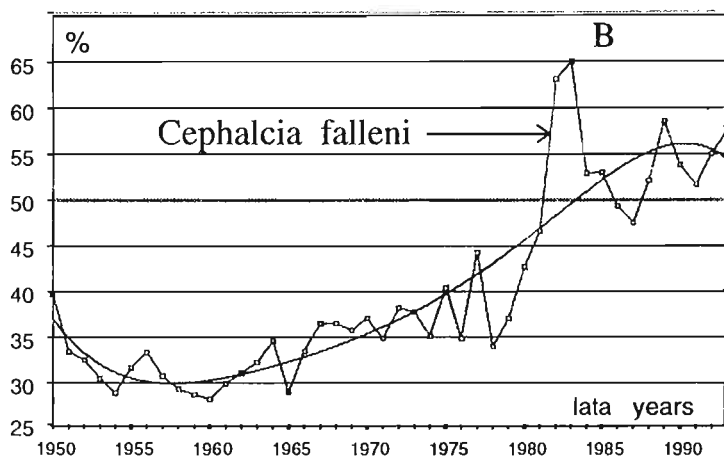
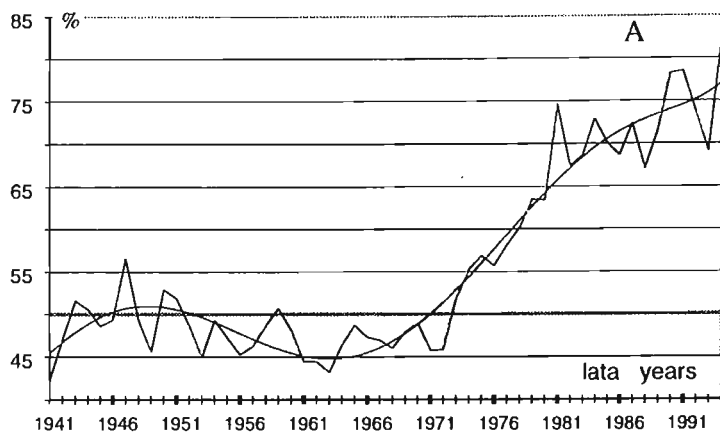
Ryc. 12. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu środkowym na powierzchni 238 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 12. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 238) in the Gorce National Park.



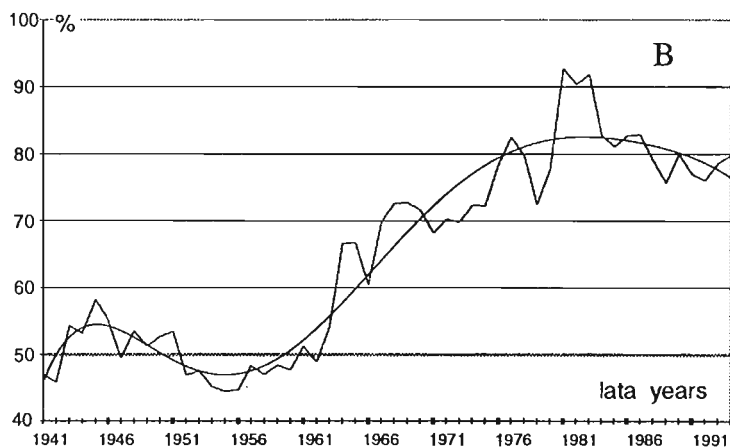
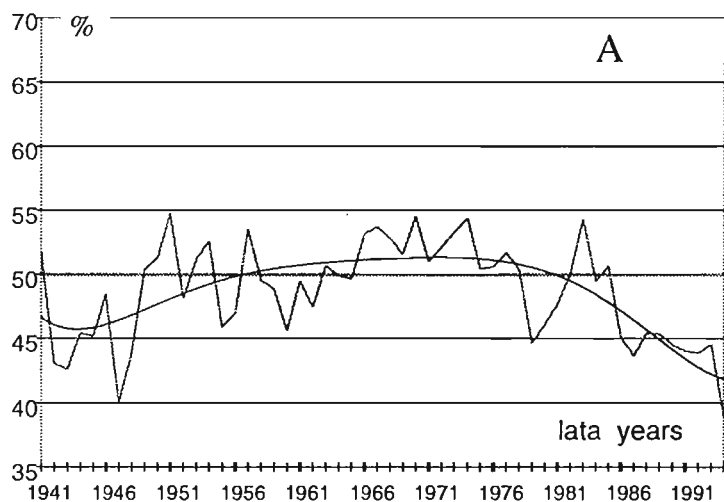
Ryc. 13. Przyrost grubości (na wys. 1,3 m) trzech gatunków lasotwórczych w latach 1941–1991 w reglu środkowym na powierzchni 278 w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 13. Diameter increment (at the height of 1,3 m.) of 3 forest tree species in the years 1941-1991 in the lower mountain zone (plot No 278) in the Gorce National Park.



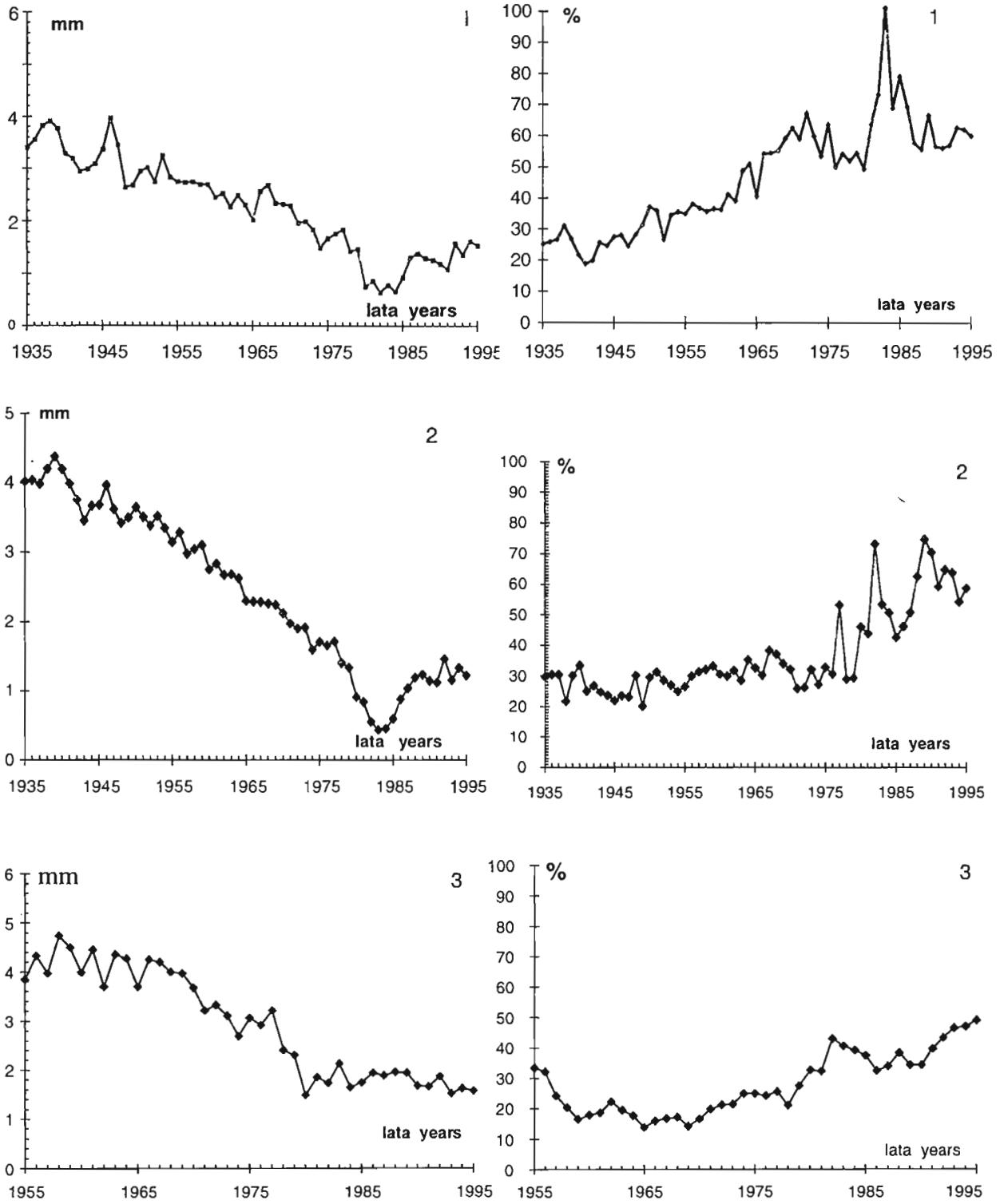
Ryc. 14. Współczynnik zmienności rocznego przyrostu grubości świerka na 14 powierzchniach w reglu dolnym i środkowym — A, oraz na trzech powierzchniach w reglu górnym— B, w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 14. Variability coefficient of annual diameter increment of spruce in 14 plots situated in lower, middle mountain zones — A, and in 3 plots located in the upper mountain zone — B, in the Gorce National Park.



Ryc. 15. Współczynnik zmienności rocznego przyrostu grubości buka — A, i jodły — B, na 14 powierzchniach w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 15. Variability coefficient of annual diameter increment of beech — A and fir — B, in the Gorce National Park.



Ryc. 16. Przyrost grubości świerka (na wysokości 1,3 m) oraz jego współczynnik zmienności na trzech powierzchniach w reglu górnym w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 16. Diameter increment of spruce (at the height of 1,3 m.) and its variability coefficient in 3 plots in the upper mountain zone of the Gorce National Park.

3.4. Podłoże geologiczne i gleby

Masyw gorczański zbudowany jest z utworów fliszowych płaszczowiny magurskiej. Powstałe z nich skały można zaliczyć do dwóch zasadniczych serii:

— marglisto-krzemianowej, obejmującej mniej lub bardziej zasobne w węglan wapnia drobnoziarniste piaskowce i łupki ilaste; utwory tej serii dają zwietrzelinę gliniasto-pylastą lub gliniasto-ilastą i są substratem dla gleb brunatnych;

— kwarcowo-krzemianowej, do której należą zlepieńce i gruboziarniste odmiany piaskowców magurskich, istebniańskich, ciężkowickich, a częściowo także krośnieńskich i godulskich; seria ta dostarcza zwietrzeliny piaszczystej lub piaszczysto-gliniastej, kwaśnej, sprzyjającej kształtowaniu się gleb bielcowych, skrytobielcowych i brunatnych kwaśnych (NIEMTUR 1984).

W reglu dolnym i środkowym przeważają gleby gliniaste, silnie szkieletowe w głębszych poziomach, średnio głębokie i umiarkowanie wilgotne (ADAMCZYK 1966). Powyżej 1150 m n.p.m. (w reglu górnym) gleby stają się płytsze, wzrasta ich szkieletowość, wyraźniej zaznacza się proces bielcowania.

Próchnicę leśną poniżej regła górnego stanowią formy mull i moder, które są związane z glebami wytworzonymi z utworów serii marglisto-krzemianowej. W reglu górnym występuje próchnica butwinowa formy mor. Ta forma próchnicy występuje również w dolnoreglowych drzewostanach na kwaśnych utworach serii kwarcowo-krzemianowej. Powstawanie butwinowego poziomu próchnicznego również można zauważyć w sztucznych świerczynach wprowadzonych na żyzniejszych siedliskach z glebą brunatną.

Ważniejsze jednostki glebowe spotykane na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego (MICHALIK 1989):

— gleby brunatne — dominujące w Gorcach, silnie zróżnicowane pod względem żyzności, wilgotności i odczynu, rozwijają się na nich liczne warianty buczyny karpackiej (*Dentario glandulosae-Fagetum*);

— gleby skrytobielicowe (pseudobrunatne) — kwaśne, stanowią siedlisko naturalnych buczyn acidofilnych (*Luzulo-Fagetum*);

— gleby bielcowe — powstałe z silnie kwaśnej zwietrzeliny kwarcowo-krzemianowej. Na glebach tych występują dolnoreglowe bory jodłowo-świerkowe (*Abieti-Piceetum montanum*) i górnoreglowe bory świerkowe (*Piceetum excelsae carpaticum*);

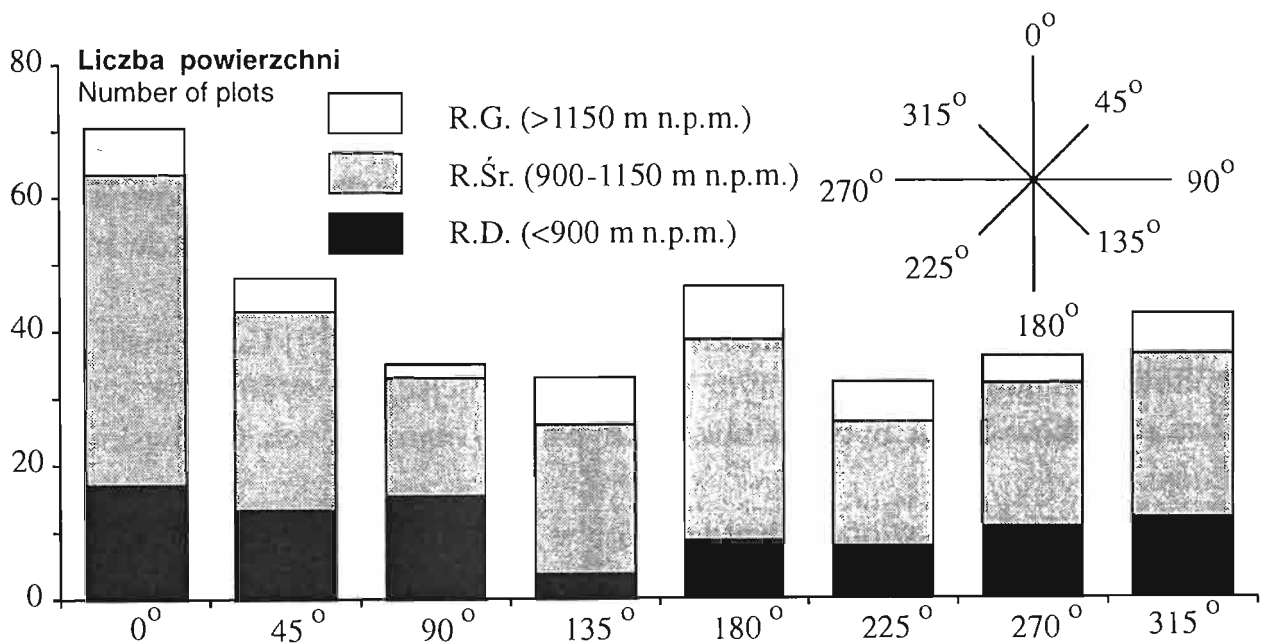
— mady — od inicjalnych do głęboko próchnicznych, silnie szkieletowych. występowanie ich jest związane z ciekami wodnymi;

— gleby bagienne — z głębokim poziomem próchniczno mułowym, tworzące śródleśne mokradła porośnięte olszyną górską (*Caltho-Alnetum*).

3.5. Siatka stałych powierzchni badawczych

Siatka stałych powierzchni badawczych (ryc. 17) została założona w Gorczańskim Parku Narodowym przez pracowników naukowych Parku w roku 1992 (LOCH 1992). Bazą, na której oparto rozmieszczenie stałych powierzchni badawczych, była siatka ATPOL-u, o boku 10 km, służąca do badań nad rozmieszczeniem roślin naczyniowych w Polsce (ZAJĄC 1978). Boki kwadratów ATPOL-u odpowiadających obszarowi Gorczańskiego Parku Narodowego podzielono na 25 odcinków, tworząc w ten sposób siatkę kwadratów o boku 400 m. Punkty węzłowe siatki są oznakowane i utrwalone w terenie.

Dla każdej powierzchni, na podstawie aktualnych map gospodarczych, glebowych, fitosocjologicznych i operatów urzędziowych (LOCH i in. 1994), zebrane zostały informacje, które w postaci komputerowej bazy danych (w programie Microsoft FoxPro) umożliwiają przypisywanie wyników analiz chemicznych określonym zbiorom powierzchni, wybranym na podstawie następujących kryteriów: położenie nad poziomem morza, ekspozycja, typ siedliskowy lasu i zbiorowisko roślinne.



Ryc. 17. Rozmieszczenie stałych powierzchni badawczych w Gorczańskim Parku Narodowym w poszczególnych piętrach wysokościowych i ekspozycjach: R.G. — regiel górny, R.Śr. — regiel środkowy, R.D. — regiel dolny.

Fig. 17. Distribution of permanent research plots in the Gorczyński National Park in particular height floors in upper (R.G.), middle (R.Śr., and lower (R.D.) mountain zones.

3.6. Zanieczyszczenie powietrza

Zanieczyszczenie powietrza związkami siarki i azotu na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego zostało określane w ramach monitoringu technicznego przez WAWRZONIAKA i in. (1995) metodą kontaktową przy użyciu K_2CO_3 jako substancji chłonnej, którą nasycano próbnik, czyli bibułę filtracyjną o powierzchni 100 cm^2 . Okres ekspozycji wynosił 1 miesiąc, a wyniki wyrażano w $\text{mg/m}^2/\text{dobę}$. Metoda ta umożliwia pomiar jedynie depozytu suchego, czyli tych skażeń, które docierają do ekosystemów leśnych bez udziału opadów atmosferycznych. Wyniki uzyskane tą metodą w warunkach górskich przy wysokich opadach, dużej zmienności prędkości wiatru i wilgotności powietrza, przy dużej zmienności rzeźby terenu mogą być przydatne jedynie do ogólnych porównań w dłuższych okresach czasu.

Na podstawie przedstawionych na rycinach 18–22 wyników monitoringu technicznego z pomiarów w latach 1987–1994 na obszarze górskich parków narodowych można stwierdzić, że zmniejszają się wartości stężeń związków siarki i azotu w atmosferze.

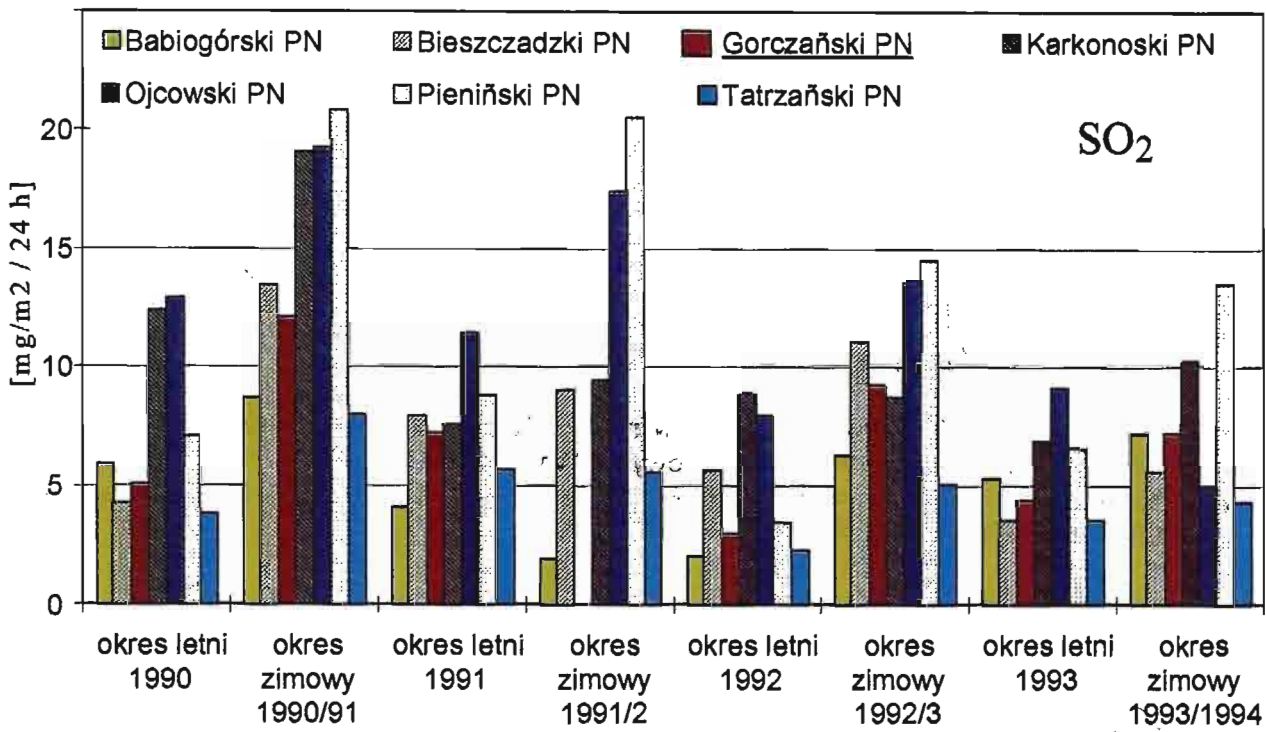
Pod względem wysokości stężeń związków siarki (ryc. 18) Gorczański Park Narodowy wśród górskich parków zajmuje środkowe miejsce z Bieszczadzkim i Babiogórskim Parkiem Narodowym, za takimi parkami jak Karkonoski i Pieniński, w których stężenia związków siarki są najwyższe, a w okresie zimowym dorównują lub przewyższają wartości stężeń z obszaru Ojcowskiego Parku Narodowego, który jest jednym z najbardziej zanieczyszczonych parków narodowych w Polsce (GRODZIŃSKA 1980, 1985, GRODZIŃSKA i in. 1990). W porównaniu z Gorczańskim nieco niższe wartości stężeń związków siarki były notowane na obszarze Tatrzańskiego Parku Narodowego.

Pod względem wysokości stężeń związków azotu (ryc. 19) Gorczański Park Narodowy znajduje się na jednym z ostatnich miejsc, zdecydowanie wyższe stężenia tlenków azotu były na obszarach parków narodowych Ojcowskiego i Pienińskiego.

Zawartość ołowiu w opadzie pyłu, którą w ramach monitoringu technicznego oznaczano metodą spektrofotometrii atomowej, przedstawiono dla wybranych parków na ryc. 20. Na podstawie wykresu można zauważyć, że Gorczański Park Narodowy jest jednym z parków silniej skażonych związkami ołowiu.

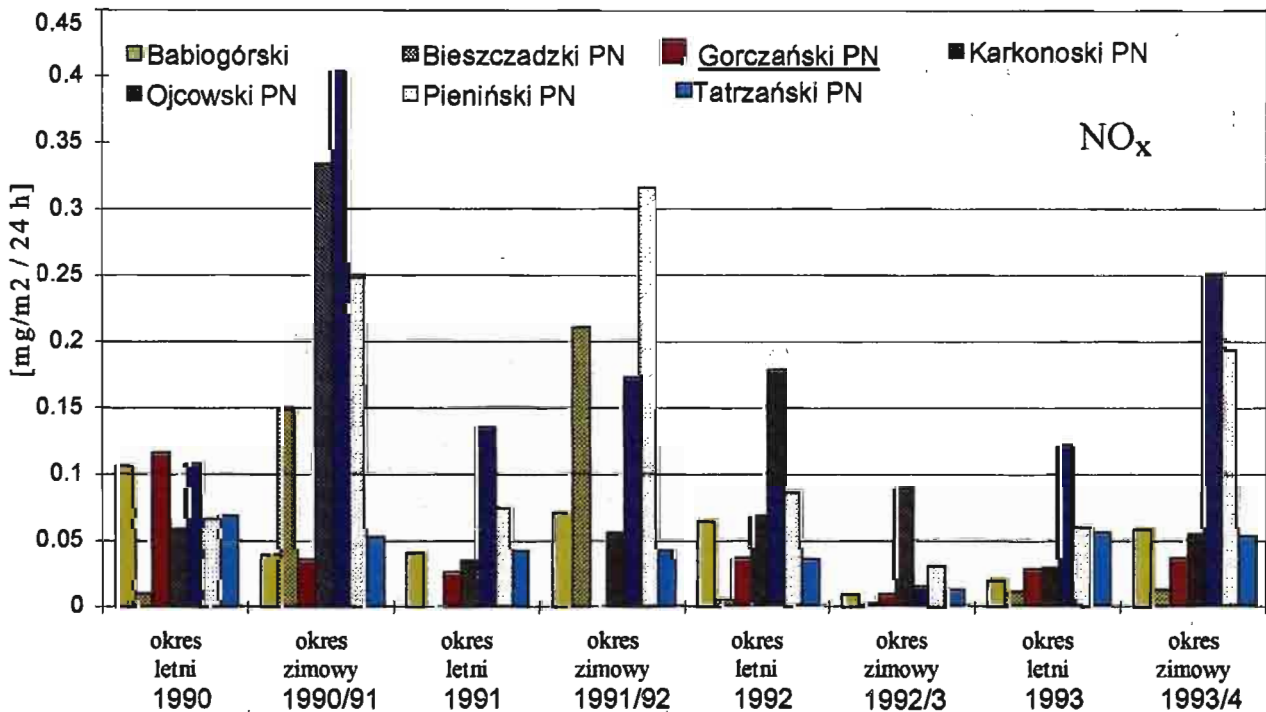
Zanieczyszczenie powietrza na obszarze Parku określane było w monitoringu technicznym w 19 punktach poprzez pomiary metodą kontaktową stężeń tlenków siarki i azotu w okresie jednego miesiąca.

Współczynnik korelacji między wartościami stężeń tlenków siarki w lecie i w zimie w 19 punktach pomiarowych wynosił 0,7978, co wskazuje na podobną dynamikę zmian wartości stężeń w poszczególnych punktach w różnych porach roku, pomimo znacznie wyższych wartości stężeń w okresie zimy.



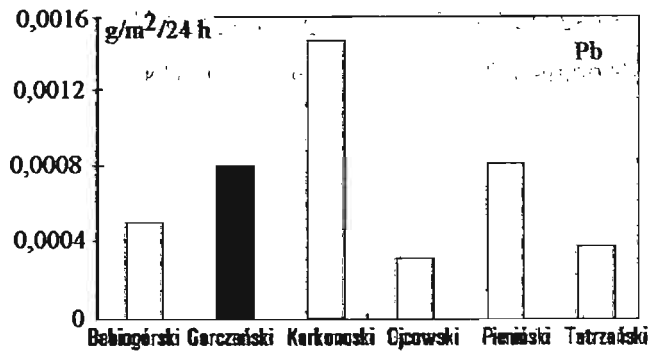
Ryc. 18. Stężenie dwutlenku siarki w Gorczańskim Parku Narodowym na tle innych parków narodowych górskich (Wawrzoniak i in. 1995).

Fig. 18. Concentration of sulfur dioxide determined on the basis of technical monitoring carried out in the Gorce National Park compared to other National Parks in the mountains (Wawrzoniak et al., 1995).



Ryc. 19. Stężenie tlenków azotu w Gorczańskim Parku Narodowym na tle innych parków narodowych górskich (Wawrzoniak i in. 1995).

Fig. 19 Concentration of nitrogen oxides in the Gorce National Park compared to other National Parks in the mountains (Wawrzoniak et al., 1995).

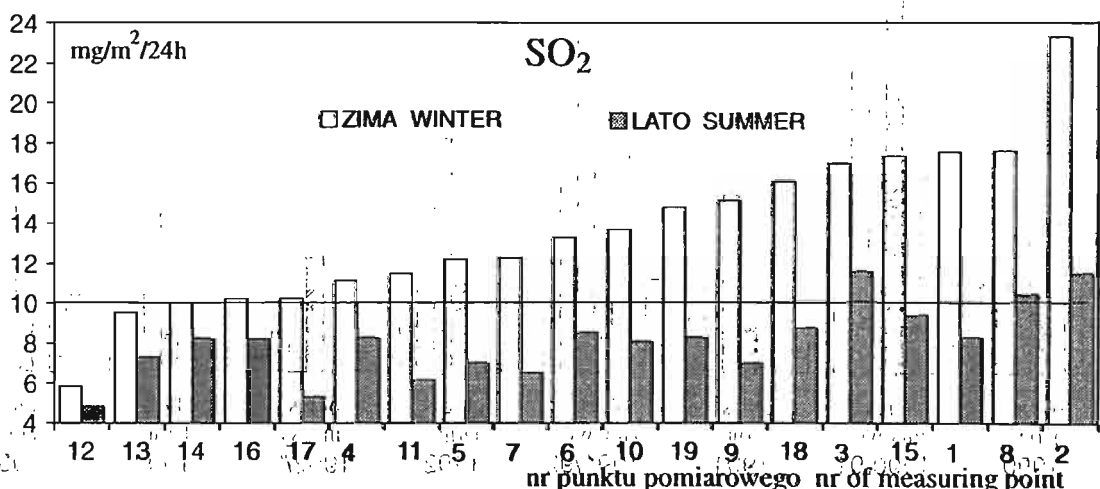


Ryc. 20. Wartości średnie depozycji ołowiu w roku 1993 na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego na tle wybranych parków narodowych (Wawrzoniak i in. 1995).

Fig. 20. Average values of lead deposition in 1993 in the area of the Gorce National Park compared to the chosen National Parks in Poland (Wawrzoniak et al., 1995).

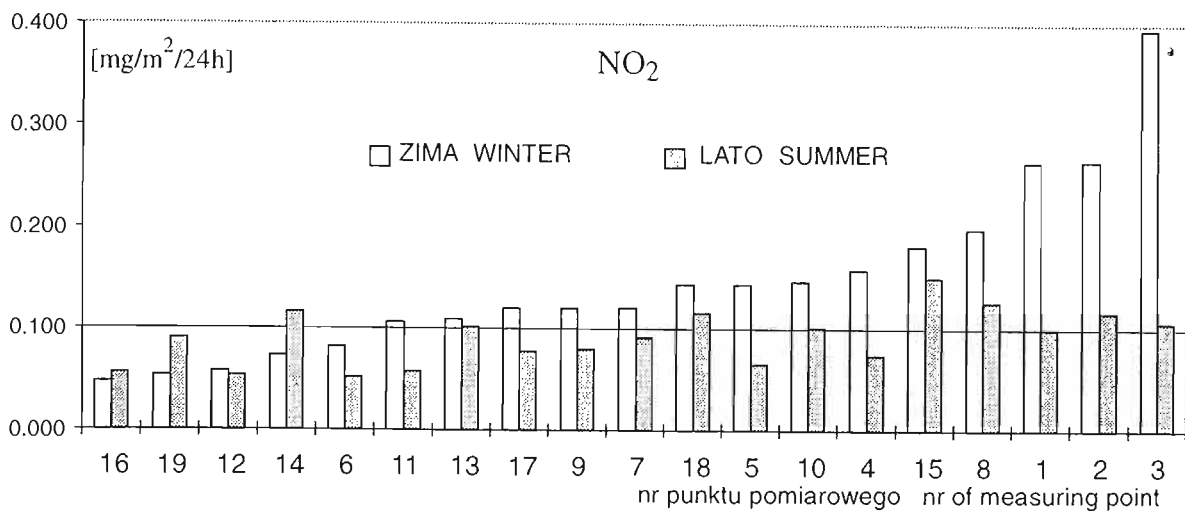
Rozmieszczenie punktów pomiarowych monitoringu technicznego, niewielka ich liczba, a także stopień dokładności metody pomiaru nie pozwalają jednak na dokładniejszą analizę oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych na ekosystemy leśne Parku.

Przedstawione wyżej wyniki monitoringu technicznego potwierdzają badania przeprowadzone przez TURZYŃSKIEGO i BIKĄ (1994) oraz MICZYŃSKIEGO i ZAWORĘ (1994) w rejonie zbiornika wody pitnej w Dobczycach, gdzie mierzono stężenia pyłu za pomocą pojemników plastikowych i dwutlenku siarki metodą aspiracyjną, aparatami AKZA-1. Najwyższe wartości mierzonych zanieczyszczeń występowały w okresie zimowym, zwłaszcza w styczniu, kiedy stężenie pyłu drobnego wynosiło powyżej $60 \mu\text{g m}^{-3}$, najmniejsze zaś w lecie, szczególnie w



Ryc. 21. Wyniki monitoringu technicznego dla tlenków siarki na obszarze Gorczańskiego PN w latach 1987-1990 (Wawrzoniak i in. 1995).

Fig. 21. Results of the technical monitoring for sulphur oxides in the area of the Gorce National Park in the years 1987-1990 (Wawrzoniak et al., 1995).



Ryc. 22. Wyniki monitoringu technicznego dla tlenków azotu na obszarze Gorczańskiego PN w latach 1987-1990 (Wawrzoniak i in. 1995).

Fig. 22. Results of the technical monitoring for nitrogen oxides in the area of the Gorcze National Park in the years 1987-1990 (Wawrzoniak et al., 1995).

sierpniu — $5 \mu\text{g m}^{-3}$. Stężenie dwutlenku siarki wynosiło odpowiednio $70 \mu\text{g m}^{-3}$ i $4 \mu\text{g m}^{-3}$. W badaniach tych stwierdzono również, że powietrze w lesie zawierało kilkanaście procent mniej pyłu i prawie dwukrotnie mniej dwutlenku siarki.

4. STĘŻENIE WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W POZIOMIE ORGANICZNYM GLEBY

4.1. Metodyka badań

Próbki gleby zebrano w lipcu i sierpniu 1993 roku z 351 stałych powierzchni badawczych w Gorczańskim Parku Narodowym. Termin zbioru materiału jest w warunkach górskich szczególnie ważny ze względu na duże różnice w długości sezonu wegetacyjnego na różnej wysokości nad poziomem morza. Najodpowiedniejszym terminem, ze względu na porównywalność wyników, jest środek sezonu wegetacyjnego, kiedy drzewa znajdują się na podobnym etapie rozwoju sezonowego bez względu na wysokość nad poziomem morza.

Do badań wybrano poziom organiczny gleby, pełniący szczególnie ważną rolę w obiegu materii w ekosystemach leśnych. Poziom ten jest źródłem wielu pierwiastków pochodzących z rozkładu materii organicznej, która nieustannie opada na dno lasu, jest też filtrem dla zanieczyszczeń atmosferycznych. W poziomie organicznym gleby kumulowane są w większości metale ciężkie (GRESZTA, 1983a, JORDAN 1975, MARCZAK, BIEDROŃ 1976, 1978). Dużą przydatność mate-

riału z tego poziomu gleby w monitoringu biologicznym potwierdzają badania GRESZTY i in. (1989, 1990) i ZWOLIŃSKIEGO (1995).

Oddzielnie zebrano materiał pochodzący z zewnętrznej warstwy poziomu organicznego, a więc z podpoziomu surowinowego i detrytusowego, czyli materiał organiczny z dobrze rozpoznawalnymi strukturami tkankowymi (podpoziomy O_{1+f}) oraz z najniższej warstwy poziomu organicznego zbudowanej z silnie zhumifikowanych, zabarwionych ciemnobrunatno lub czarnych substancji organicznych, zalegających bezpośrednio na powierzchni mineralnej części gleby (podpoziom O_h ; Systematyka gleb Polski, 1989).

Na każdej powierzchni zbierano materiał w trzech punktach, a następnie łączono w jedną próbę dla warstwy zewnętrznej O_{1+f} i w jedną dla podpoziomu O_h .

Łącznie do analiz zebrano materiał z 351 powierzchni, czyli 702 próby poziomu organicznego, w których oznaczano kwasowość (pH) w H_2O i w KCl, stężenie azotu ogólnego metodą Kjeldahla, stężenie węgla i siarki ogólnej na analizatorze Leco, stężenie glinu wymiennego metodą Sokołowa w przeliczeniu na Al_2O_3 oraz stężenie potasu, wapnia, magnezu, manganu i ołowiu metodą ASA.

Dla manganu i ołowiu oznaczano oddzielnie stężenie form łatwo przyswajalnych (rozpuszczalnych w 0,1n HCl) i stężenie całkowite (w stężonym $HClO_4$). Oznaczano również kwasowość wymienną (H_w) i hydrolityczną (H_h). Analizy chemiczne zostały wykonane w Zakładzie Gleboznawstwa i Nawożenia IBL w Sękocinie pod Warszawą.

Wyniki analiz zebrane w komputerowej bazie danych opracowano za pomocą programów FoxPro, Excel, oraz Statistica. W ramach statystycznej charakterystyki otrzymanych wyników analiz z 351 powierzchni obliczono dla poszczególnych cech współczynniki zmienności, współczynniki asymetrii (Pearsona, skośności, skewness) oraz współczynniki koncentracji (skupienia), nazywane również kurtozą (kurtosis).

Współczynnik koncentracji rzędu 2,0 świadczy już z dużym prawdopodobieństwem o istotnym odchyleniu rozkładu empirycznego od rozkładu normalnego. Współczynnik asymetrii dla rozkładu normalnego równy jest zero (WÓJCIK, LAUDAŃSKI 1989).

Na podstawie wyliczonych współczynników ustalono, że rozkład niektórych spośród badanych cech znacznie odbiega od rozkładu normalnego (tab. 21), toteż nie można było przeprowadzić wnioskowania na podstawie przedziałów ufności, które w odniesieniu do tych cech nie spełniają przyjętego 95% poziomu ufności.

Dla cech o rozkładzie zbliżonym do normalnego przeprowadzono analizę wariancji.

Zależności między poszczególnymi cechami określano za pomocą współczynnika korelacji Spearmana oraz współczynnika korelacji wielorakiej (KRYSICKI i in. 1994).

4.2. Wyniki

4.2.1. Informacje ogólne

Tabela 6 zawiera wyniki analiz chemicznych wszystkich próbek zebranych z 351 powierzchni oraz obliczone dla tych wyników wskaźniki statystyczne. Dla próbek z podpoziomów O_{l+f} i O_h przedstawiono wartości średnie: pH w KCl i w H_2O , kwasowości wymiennej i hydrolitycznej oraz stężenia węgla, azotu i siarki (% suchej masy), potasu, wapnia i magnezu i glinu wymiennego (mg/100g gleby), a także manganu i ołowiu (ppm), oddzielnie dla form łatwo przyswajalnych.

Wyniki uśrednione z 351 powierzchni muszą być interpretowane w kontekście dużej zmienności warunków siedliskowych, jaka ma miejsce na obszarze Parku. Duża zmienność warunków siedliskowych połączona jest z dużą zmiennością niektórych badanych cech. Najmniejszą zmienność wykazują wartości pH badanych próbek, nieco większą stężenie związków siarki i azotu, a znacznie większą zmiennością charakteryzuje się stężenie glinu, manganu i ołowiu. Charakterystyczna jest blisko dwukrotnie wyższa zmienność stężenia ołowiu w podpoziomie O_{l+f} aniżeli w O_h . Odwrotnie przedstawia się zmienność stężenia siarki, które jest blisko dwukrotnie wyższe w podpoziomie O_h .

Otrzymane wyniki pozwalają na charakterystykę chemiczną poziomu organicznego na obszarze całego Parku w ściśle określonym czasie. Stanowią więc dokumentację stanu środowiska, wykonaną poprzez analizy próbek zebranych ze stałych powierzchni, co umożliwia powtórzenie badań po upływie określonego czasu dla stwierdzenia zachodzących zmian.

Zbiór materiału glebowego do analiz z regularnej siatki stałych powierzchni umożliwia charakterystykę poziomu organicznego w różnych ekosystemach leśnych Gorczańskiego Parku Narodowego, pogrupowanych według określonych kryteriów.

Na podstawie przyjętych kryteriów zestawiono wyniki analiz z poszczególnych 351 powierzchni oddzielnie dla:

- pięter wysokościowych z podziałem na regiel dolny (<900 m n.p.m.), regiel środkowy (900-1150 m n.p.m.) oraz regiel górny (>1150 m n.p.m.) — tab. 7,
- typów siedliskowych lasu (BWG — bór wysokogórski, BMG — bór mieszany górski, LMG — las mieszany górski, LG — las górski) — tab. 8–9,
- głównych zbiorowisk roślinnych — tab. 10,
- czterech podstawowych ekspozycji — tab. 11,
- gleb brunatnych i bielicowych — tab. 12.

Tabela 6

Table 6

Statystyczna charakterystyka wyników analiz chemicznych próbek z poziomu organicznego gleby z 351 powierzchni w Gorczańskim Parku Narodowym (\bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności).

Statistical characteristics of results of chemical analysis of samples taken from soil organic horizon of 351 areas in Gorce National Park (\bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval).

Charakterystyka Characteristic	Podpoziom Sub-horizon	\bar{x}	$\pm D$	Współczynnik Coefficient			Odchylenie standardowe Standard deviation	Zakres Range	Minimum Minimum	Maksimum Maximum
				asy-metrii skew-ness	koncen-tracji kurtosis	zmien-ności varia-tion				
pH (H ₂ O)	O _{l+f}	4.3	0.03	0.02	-0.07	7.6	0.3280	2	3.4	5.4
	O _h	3.5	0.03	0.91	1.46	7.6	0.2672	1.1	3	4.5
pH (KCl)	O _{l+f}	3.7	0.04	0.02	-0.18	10.1	0.3719	2.1	2.8	4.9
	O _h	2.9	0.03	0.90	1.94	9.1	0.2626	1.6	2.4	4
C (% sm)	O _{l+f}	48.2	0.20	-0.64	4.49	4.2	2.0081	18.7	38.3	57
	O _h	26.9	0.90	0.16	-0.92	33.2	8.9356	37	8.8	45.8
N (% sm)	O _{l+f}	1.73	0.019	0.74	2.82	10.2	0.1771	1.43	1.29	2.72
	O _h	1.27	0.035	0.07	-0.70	26.9	0.3416	1.67	0.53	2.20
C:N	O _{l+f}	28	0.3	0.38	0.67	9.7	2.7444	18	20	38
	O _h	21	1.1	16.64	29.94	13.8	2.8995	17.5	12.5	30
K (mg/100g)	O _{l+f}	178	4.7	0.59	1.04	25.5	45.4322	316	34	350
	O _h	54	2.5	2.08	7.39	45.3	24.3715	195	17	212
Ca (mg/100g)	O _{l+f}	186	10.2	0.63	-0.14	52.6	97.5521	590.5	17.5	608
	O _h	87	5.1	3.27	14.99	56.8	49.1585	413.7	17.5	431.2
Mg (mg/100g)	O _{l+f}	53	2.2	1.41	5.08	39.8	21.0842	170.5	5.5	178
	O _h	29	1.2	2.12	8.71	38.6	11.1045	94	13	107
Al ₂ O ₃ (mg/100g)	O _{l+f}	33	2.7	2.14	6.09	109.5	36.0741	286	0,94	286
	O _h	241	11.0	1.01	1.05	50.9	122.5619	650	2,3	652
Hw	O _{l+f}	9.3	0.33	1.39	4.42	33.8	3.1580	24,7	0	24,7
	O _h	18.7	0.89	0.77	0.49	45.6	8.5429	48,9	2,6	51,5
Hh	O _{l+f}	50.4	1.28	1.70	10.20	24.4	12.2693	137.4	6.6	144
	O _h	68.6	2.87	0.96	0.81	39.8	27.3557	141.5	21.7	163.2
S _{ogólna} total (% sm)	O _{l+f}	0.100	0.002	0.84	1.59	18.9	0.0190	0.139	0.051	0.190
	O _h	0.130	0.005	0.17	-0.61	35.2	0.0457	0.221	0.029	0.256
Mn (ppm) w HClO ₄	O _{l+f}	29.8	508	1.10	2.21	56.0	284.5203	1850	40	1890
	O _h	200	14.7	2.34	8.84	70.3	140.5443	1125	25	1150
Pb (ppm) w HClO ₄	O _{l+f}	50	3.5	3.22	20.03	67.5	33.4379	345	5	350
	O _h	195	7.5	1.06	2.38	36.8	71.7864	480	40	520
Mn (ppm) w HCl	O _{l+f}	474	28.8	0.99	1.77	58.1	275.5741	1760	40	1800
	O _h	119	12.6	2.66	10.32	101.3	120.1168	902	10	912
Pb (ppm) w HCl	O _{l+f}	14	1.6	2.59	7.64	105.4	15.0304	95	1	96
	O _h	81	4.3	0.82	0.92	51.0	41.3577	230	2	232

Tabela 7

Table 7

Wyniki analiz chemicznych próbek z poziomu organicznego gleby z powierzchni położonych w różnych reglach (jednostki jak w tab. 6, poziom ufności 95%, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności).

Results of chemical analysis of samples taken from organic horizon coming from different mountain zones (units as in the table 6: confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval).

Podpoziom Sub-horizon	O _{1+t}						O _h					
	<900		900-1150		>1150		<900		900-1150		>1150	
	x	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	x	$\pm D$	x	$\pm D$	x	$\pm D$	x	$\pm D$
Wyokość n.p.m. Altitude												
pH (H ₂ O)	4.5	0.05	4.3	0.04	3.9	0.09	3.7	0.05	3.5	0.03	3.3	0.03
pH (KCl)	3.9	0.05	3.7	0.04	3.3	0.09	3.0	0.04	2.9	0.03	2.6	0.04
C	47.5	0.43	48.4	0.24	49.0	0.59	24.0	1.50	27.0	1.20	33.3	2.59
N	1.64	0.02	1.75	0.02	1.82	0.067	1.16	0.060	1.29	0.04	1.44	0.09
C:N	29.2	0.46	27.9	0.36	27.3	0.99	21	0.56	22	1.77	23	0.73
K	185	7.37	182	6.40	136	7.88	53	4.90	54	3.27	55	7.40
Ca	239	18.0	178	12.54	103	17.15	97	11.34	86	6.45	66	4.46
Mg	59	3.28	53	2.92	41	6.94	31	2.20	28	1.55	27	2.29
Al ₂ O ₃	23	4.07	33	3.75	56	7.43	190	118.33	236	14.23	388	25.97
Hw	8.4	0.53	9.4	0.41	11.0	1.19	14.7	1.22	18.5	1.06	29.9	2.17
Hh	46.4	1.70	49.7	1.57	63.9	4.28	54.9	3.45	68.6	3.37	101.1	9.80
S _{orgoimn} S _{total}	0.095	0.0030	0.099	0.0025	0.119	0.0062	0.111	0.0074	0.130	0.0059	0.174	0.0127
Mn (HClO ₄)	581	47.75	520	39.57	267	57.95	248	34.49	201	16.45	84	9.31
Pb (HClO ₄)	42	3.46	47	4.57	81	13.16	168	8.70	197	9.35	246	31.81
Mn (HCl)	543	46.81	485	38.24	247	57.92	161	31.53	116	13.42	33	5.79
Pb (HCl)	9	1.47	13	1.58	36	7.40	63	5.024	81	5.30	126	14.92
Nachylenie terenu Slope	22		19		14							
Zwarcie Stand density	3.0		2.8		2.0							
Pokrywa runa Vegetal cover	51		61		77							
Liczba pow. Number of area	92		220		39		92		220		39	

Tabela 8
Table 8

Wyniki analiz chemicznych próbek gleby z podpoziomów O_{l+f} z powierzchni położonych w różnych typach siedliskowych lasu (jednostki jak w tab. 6, poziom ufności 95 %, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności)

Results of chemical analysis of soil samples from O_{l+f} sub-horizons coming from different forest site types (units as in table 6, confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval)

Podpoziom Sub-horizon	O _{l+f}							
	bór wysokogórski alpine coniferous		bór mieszany górski mountainous mixed coniferous		las mieszany górski mountainous mixed forest		las górski mountainous forest	
Typ siedliskowy Site type	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$
pH (H ₂ O)	3.9	0.20	4.1	0.05	4.3	0.05	4.5	0.04
pH (KCl)	3.2	0.19	3.4	0.05	3.8	0.06	3.9	0.05
C	50	1.22	49	0.42	48	0.29	48	0.35
N	1.88	0.132	1.77	0.046	1.74	0.028	1.68	0.02
C:N	26.6	1.65	28.1	0.67	27.9	0.48	28.6	0.41
K	130	12.13	154	8.02	191	8.51	185	6.97
Ca	92	12.28	111	13.05	194	17.25	231	14.90
Mg	32	4.25	41	3.76	54	3.66	61	3.39
Al ₂ O ₃	63	13.75	42	5.97	31	4.95	26	3.79
Hw	11.5	2.51	10.2	0.70	9.3	0.53	8.6	0.48
Hh	68.2	7.57	57.5	3.38	48.1	1.68	46.5	1.41
S _{ogólna} S _{total}	0.125	0.014	0.111	0.005	0.097	0.003	0.095	0.002
Mn (HClO ₄)	222	80.77	301	40.51	581	53.064	593	42.45
Pb (HClO ₄)	92	20.77	66	8.77	44	6.17	41	2.99
Mn (HCl)	197	80.72	273	39.93	552	51.96	551	40.29
Pb (HCl)		14.96	25	4.39	10	1.60	9	1.06
Nach. terenu Slope	12		17		19		19	
Zwarcie Stand density	1.9		2.4		2.9		2.9	
Pokr. runa Vegetal cover	1210		1119		1005		867	
Liczba pow. Number of area	13		81		118		139	

4.2.2. Stężenie jonów wodorowych (pH) w poziomie organicznym

Jak można zauważyć (ryc. 23 oraz tab. 7) między reglem górnym, środkowym i dolnym zaznaczyły się wyraźne różnice wartości pH poziomu organicznego. Średnia wartość pH w reglu górnym była niższa w porównaniu z reglem dolnym o 0,6 dla O_{l+f} oraz o 0,4 dla O_h. Różnice między wartościami pH w różnych reglach są istotne statystycznie (tab. 13).

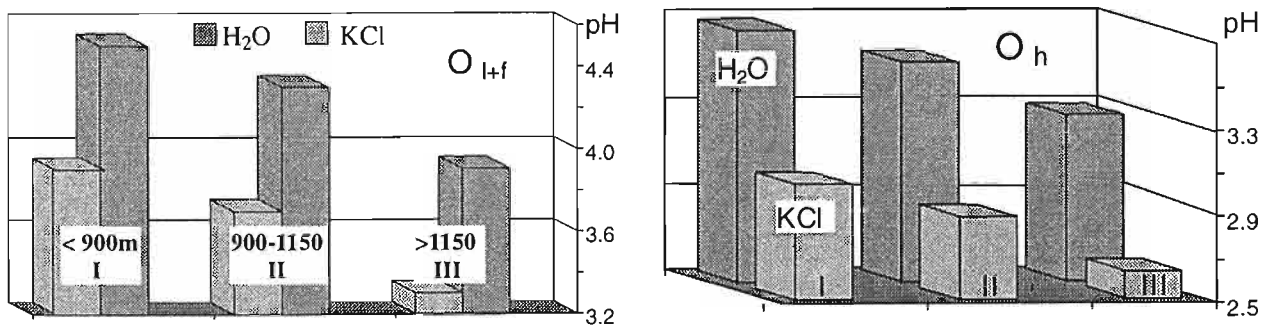
Podobne różnice średnich wartości pH zaznaczają się między typami siedliskowymi lasu i zbiorowiskami roślinnymi (tab. 8–10).

Tabela 9
Table 9

Wyniki analiz chemicznych próbek gleby z podpoziomu O_h z powierzchni położonych w różnych typach siedliskowych lasu (jednostki jak w tab. 6, poziom ufności 95%, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności)

Results of chemical analysis of soil samples taken from the sub-horizon O_h coming from different forest site types (units as in table 6, confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval)

Podpoziom Sub-horizon	O _h							
	bór wysokogórski alpine coniferous		bór mieszany górski mountainous mixed coniferous		las mieszany górski mountainous mixed forest		las górski mountainous forest	
Typ siedliskowy Site type	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$
pH (H ₂ O)	3.3	0.07	3.3	0.03	3.5	0.04	3.7	0.04
pH (KCl)	2.6	0.06	2.7	0.03	2.9	0.04	3.0	0.03
C	36.8	4.92	31.5	1.74	26.2	1.64	24.0	1.25
N	1.57	0.19	1.41	0.06	1.27	0.06	1.17	0.05
C:N	23	1.33	22	0.62	20	0.52	20	2.72
K	56	8.73	52	4.23	56	5.12	53	3.98
Ca	65	8.05	67	3.80	89	9.69	97	9.25
Mg	26	4.44	25	1.50	29	2.29	31	1.90
Al ₂ O ₃	350	52.67	349	22.52	212	17.08	192	14.18
Hw	28.0	2.60	26.8	1.75	16.8	1.29	14.8	1.01
Hh	110.8	19.91	89.7	5.47	63.3	4.15	56.9	3.24
S _{ogólna} S _{total}	0.188	0.024	0.159	0.008	0.125	0.008	0.111	0.006
Mn (HClO ₄)	78	12.83	115	14.63	209	20.15	253	28.00
Pb (HClO ₄)	300	70.54	233	15.85	188	10.85	169	8.81
Mn (HCl)	33	9.92	50	9.27	128	18.18	158	24.55
Pb (HCl)	123	33.58	110	9.41	75	5.99	65	5.43
Nach. terenu Slope	12		17		19		21	
Zwarcie Stand density	1.9		2.4		2.9		2.9	
Wysokość n.p.m. Altitude	1210		1119		1005		867	
Liczba pow. Number of area	13		81		118		139	



Ryc. 23. Odczyn poziomu organicznego na 351 powierzchniach położonych w różnych reglach (I — dolny, II — środkowy, III - górny) w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 23. Ph of organic horizon in 351 plots situated in different mountain zones (I - lower, II - middle, III - upper) in the Gorce National Park.

Tabela 10
Table 10

Wyniki analiz chemicznych próbek z poziomu organicznego gleby z powierzchni położonych w różnych zbiorowiskach (jednostki jak w tab. 6, poziom ufności 95%, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności): Pt — *Piceetum tatricum*, Apm — *Abieti-Piceetum montanum*, Fc — *Dentario glandulosae-Fagetum* + pozostałe zbiorowiska bukowe.

Results of chemical analysis of samples taken from organic soil horizon coming from plots situated in different plant communities (units as in table 6, confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval): Pt — *Piceetum tatricum*, Apm — *Abieti-Piceetum montanum*, Fc — *Dentario glandulosae-Fagetum* + other beech communities.

Podpoziom Sub-horizon	O _{l+f}						O _h					
	Pt		Apm		Fc		Pt		Apm		Fc	
Zbiorowisko Plant community	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$
pH (H ₂ O)	4.0	0.06	4.3	0.08	4.4	0.04	3.3	0.03	3.5	0.05	3.6	0.03
pH (KCl)	3.3	0.07	3.7	0.08	3.8	0.04	2.6	0.03	2.9	0.05	3.0	0.03
C	49.3	0.41	48.2	0.41	47.9	0.26	32.8	1.95	25.8	2.56	25.3	1.07
N	1.81	0.051	1.68	0.049	1.71	0.024	1.43	0.073	1.24	0.090	1.23	0.043
C:N	28	0.77	29	0.78	28	0.32	23	0.60	21	7.51	20	0.34
K	144	6.92	171	11.04	190	5.81	49	3.48	52	6.34	56	3.46
Ca	106	15.42	177	25.27	212	12.07	65	3.52	80	11.17	95	7.16
Mg	39	4.14	52	5.28	58	2.65	25	1.56	28	2.49	30	1.59
Al ₂ O ₃	52	6.37	35	7.34	27	3.19	376	23.59	250	28.35	196	10.96
Hw	10.9	0.83	9.5	1.00	8.8	0.35	29.0	1.73	18.4	2.00	15.6	0.82
Hh	61.6	3.72	47.8	2.41	47.4	1.18	96.6	6.93	66.5	6.02	60.3	2.75
S _{ogólna} S _{total}	0.116	0.005	0.098	0.005	0.096	0.002	0.167	0.009	0.131	0.013	0.118	0.005
Mn (HClO ₄)	239	33.02	550	80.78	583	34.46	96	10.92	186	22.39	236	19.85
Pb (HClO ₄)	75	8.95	42	6.26	43	3.83	247	20.65	190	15.15	180	7.87
Mn (HCl)	220	32.45	512	76.70	545	33.81	36	4.69	106	18.31	148	17.39
Pb (HCl)	30	5.21	13	3.29	9	0.93	113	11.77	77	8.45	72	4.48
Pokrycie runa Vegetal cover	73		60		57							
Zwarcie Stand density	2.2		2.8		2.9							
Wysokość n.p.m. Altitude	1147		908		950							
Liczba pow. Number of area	72		50		229		72		50		229	

Różnice pH podpoziomów O_{l+f} między BWG, BMG, LMG i LG są równe i wynoszą 0,2. Podpoziom O_h ma średnią wartość pH w BWG taką samą jak w BMG (tab. 8–9).

Wśród zbiorowisk roślinnych najsilniejszym zakwaszeniem poziomu organicznego wyróżnia się zdecydowanie *Piceetum tatricum* — pH=4,0 dla O_{l+f} i 3,3 dla O_h (tab. 25). Podobne wartości pH stwierdzono dla zbiorowiska *Abieti-Piceetum montanum* i dla zbiorowisk bukowych (Δ pH=0,1; tab. 10).

Tabela 11
Table 11

Wyniki analiz chemicznych próbek z poziomu organicznego gleby z powierzchni położonych na stokach o różnych ekspozycjach (jednostki jak w tab. 21, poziom ufności 95%, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności)

Results of chemical analysis of samples taken from organic soil level coming from plots situated on slopes with different exposure (units as in table 6, confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval)

Podpoziom Sub-horizon	O _{l+f}								O _h			
	0°		90°		180°		270°		0°	90°	180°	270°
Ekspozycja Exposure of slope	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}	\bar{x}
pH (H ₂ O)	4.3	0.06	4.3	0.07	4.3	0.08	4.3	0.07	3.5	3.6	3.5	3.6
pH (KCl)	3.7	0.07	3.7	0.08	3.7	0.09	3.7	0.08	2.9	2.9	2.9	2.9
C	48	0.42	48	0.45	48	0.33	48	0.44	27.1	25.7	28.2	26.5
N	1.76	0.033	1.72	0.031	1.71	0.039	1.72	0.043	1.27	1.26	1.3	1.26
C:N	28	0.5	28	0.5	29	0.07	28	0.59	21	20	21	21
K	175	8.6	179	10.6	176	9.3	183	9.8	53	55	51	56
Ca	176	17.2	201	22.1	177	21.1	196	22.4	80	96	87	88
Mg	51	3.6	55	4	52	4.8	55	5.3	26.69	31	28	31
Al ₂ O ₃	37	7.6	28	6.3	35	7.5	30	7.4	243	215	246	254
Hw	9.5	0.55	9	0.69	9.7	0.74	9	0.69	18.9	17.1	19.8	18.7
Hh	51.7	2.04	48.5	2.11	49.9	2.74	50.5	3.3	66.8	65.4	75	67.4
S _{ogólna} S _{total}	0.104	0.0038	0.094	0.004	0.101	0.004	0.099	0.0037	0.134	0.121	0.135	0.127
Mn (HClO ₄)	500	56.7	565	67.4	515	59.8	464	51.7	173	239	198	210
Pb (HClO ₄)	57	7.4	40	5.1	44	5.6	53	7.3	211	176	180	203
Mn (HCl)	461	54.1	531	66.7	477	58.4	441	50.2	93	137	129	130
Pb (HCl)	17	3.1	10	1.6	13	3	16	3.6	86	75	72	89
Pokrycie runa Vegetal cover	64		51.9		62.7		59.1					
Zwarcie Stand density	2.7		3		2.7		2.7					
Nach. terenu Slope	18.3		19.9		18.1		20.9					
Wysokość n.p.m. Altitude	987		965		1019		960					
Liczba pow. Number of plots	118		68		84		81					

Na 54 powierzchniach z glebą bielicową średnia wartość pH była niższa o 0,3 w porównaniu ze średnią dla 297 powierzchni położonych na glebie brunatnej. Należy dodać, że średnia wysokość nad poziomem morza powierzchni z glebą bielicową była o ok. 160 m wyższa i wynosiła 1125 m.

Przy uwzględnieniu wyników pomiarów próbek z wszystkich 351 powierzchni nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic wartości pH poziomu organicznego między czterema podstawowymi ekspozycjami (tab. 12).

Tabela 12
Table 12

Wyniki analiz chemicznych próbek z poziomu organicznego gleb brunatnych i bielcowych (jednostki jak w tab. 6, poziom ufności 95%, \bar{x} — wartość średnia, $\pm D$ — granice przedziału ufności)

Results of chemical analysis of samples taken from organic horizon of brown and podzol soils (units as in table 6, confidence level 95%, \bar{x} — mean value, $\pm D$ — borders of confidence interval)

Podpoziom Sub-horizon	O _{l+f}				O _h			
	brunatna brown		bielcowa podzol		brunatna brown		bielcowa podzol	
Gleba Soil	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$	\bar{x}	$\pm D$
pH (H ₂ O)	4.4	0.04	4.1	0.08	3.6	0.03	3.3	0.05
pH (KCl)	3.8	0.04	3.4	0.09	2.9	0.03	2.7	0.05
C	48.1	0.22	49.3	0.54	25.9	0.99	32.7	2.23
N	1.72	0.020	1.76	0.051	1.24	0.039	1.45	0.080
C:N	28	0.3	28	0.8	21	1.3	22	0.7
K	183	5.2	151	8.4	54	2.9	51	3.9
Ca	198	10.9	116	20.3	88	5.5	76	14.4
Mg	55	2.3	42	5.4	29	1.3	26	2.1
Al ₂ O ₃	31	4.1	43	9.4	222	13.2	347	27.4
Hw	9.2	0.35	10.3	0.93	17.2	0.87	27.5	2.14
Hh	48.8	1.17	59.3	4.69	63.7	2.68	95.6	8.31
S _{ogólna} S _{total}	0.099	0.002	0.111	0.0065	0.123	0.0049	0.167	0.0113
Mn (HClO ₄)	546	32.3	300	50.1	217	16.5	105	13.9
Pb (HClO ₄)	47	3.6	63	10.1	187	7.4	235	24.2
Mn (HCl)	510	31.3	277	51.0	132	14.2	43	8.2
Pb (HCl)	13	1.5	23	5.3	77	4.5	101	12.3
Wysokość n.p.m. Altitude	297		54					
Liczba pow. Number of plots	959		1125					

Tabela 13
Table 13

Analiza wariancji dla wartości pH w podpoziomie O_h w różnych reglach

Analysis of variance for pH value in O_h sub-horizon in different mountain region

Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat Mean square	F	p	F _{0,05}
Między reglami Between mountain zones	4,37906	2	2,18953	36,97	2,75E-15	3,02
W reglach Within mountain zones	20,6072	348	0,05922			
Ogółem pH Total pH	24,9862	350				

Tabela 14
Table 14

Współczynniki korelacji Spearmena między badanymi cechami w ramach podpoziomów O_{l+f} i O_h oraz między tymi podpoziomami z 351 powierzchni; $p = 0.01$, $N = 351$, $R_S = 0.1380$

Spearman's correlation coefficient between investigated features of sub-horizons O_{l+f} and O_h . Data coming from 351 areas; $p = 0.01$, $N = 351$, $R_S = 0.1380$

Podpoziom Sub-horizon O_{l+f} O_h → ↓	Wysokość ć Altitude	pH (KCl)	C	N	K	Ca	Mg	Al ₂ O ₃	Hw	Hh	S _{Sogólna} S _{Total}	Mn (HClO ₄)	Pb (HClO ₄)	Mn (HCl)	Pb (HCl)
Wys. Altitude	1	-0.6030	0.3332	0.2947	0.0385	-0.2748	-0.1795	0.4701	0.5253	0.5029	0.4133	-0.4724	0.3616	-0.4684	0.4281
pH (KCl)	-0.5141	0.6858	-0.2166	-0.1502	0.1549	0.4610	0.2944	-0.5681	-0.5872	-0.4256	-0.3314	0.6026	-0.3287	0.5949	-0.4044
C	0.2686	-0.3330	0.2956	0.2470	0.0771	-0.1038	-0.0707	0.1913	0.2244	0.3008	0.3300	-0.2862	0.3111	-0.2586	0.1079
N	0.3077	-0.1271	0.0827	0.1264	0.0675	-0.0788	-0.0238	0.1081	0.1348	0.1055	0.1344	-0.0958	0.1843	-0.1311	0.2105
K	-0.3332	0.4530	-0.1681	-0.0910	0.2024	0.2297	0.1162	-0.4438	-0.4995	-0.3790	-0.2634	0.4058	-0.1975	0.3540	-0.1703
Ca	-0.5418	0.6473	-0.2605	-0.2172	0.1265	0.5364	0.2671	-0.5617	-0.6188	-0.4423	-0.4061	0.5146	-0.3897	0.5124	-0.3982
Mg	-0.4305	0.6039	-0.2180	-0.1569	0.1529	0.3989	0.4204	-0.3809	-0.4177	-0.3559	-0.2952	0.4742	-0.3624	0.4529	-0.2865
Al ₂ O ₃	0.2480	-0.1917	0.1697	0.1050	-0.0370	-0.0432	0.1073	0.3673	0.3862	0.2599	0.2183	-0.1737	0.0230	-0.1305	0.1315
Hw	0.2772	-0.2850	0.1194	0.0738	-0.0688	-0.1779	-0.0449	0.3645	0.4188	0.2388	0.1735	-0.2262	0.1197	-0.2027	0.1026
Hh	0.3917	-0.4621	0.2037	0.1656	-0.0254	-0.3071	-0.1486	0.4084	0.4324	0.3739	0.2896	-0.4180	0.2831	-0.4234	0.3844
S _{Sogólna} S _{Total}	0.2850	-0.3249	0.2015	0.1718	0.0092	-0.2519	-0.1213	0.2809	0.3355	0.2593	0.2908	-0.3010	0.2978	-0.2722	0.2436
Mn (HClO ₄)	-0.3848	0.4822	-0.2019	-0.1037	0.1506	0.2534	0.2356	-0.4818	-0.4751	-0.3748	-0.2785	0.6266	-0.2783	0.6129	-0.2385
Pb (HClO ₄)	0.2561	-0.2866	0.0850	0.0634	-0.0470	-0.2889	-0.2204	0.2486	0.2468	0.1727	0.1597	-0.3124	0.3763	-0.3594	0.3052
Mn (HCl)	-0.3734	0.4760	-0.2004	-0.1061	0.1605	0.2452	0.2401	-0.4660	-0.4637	-0.3708	-0.2753	0.6109	-0.2633	0.6047	-0.2105
Pb (HCl)	0.4155	-0.4763	0.0353	0.0107	-0.1572	-0.3896	-0.2051	0.5223	0.5208	0.2442	0.1811	-0.4496	0.2600	-0.4987	0.4680

Na podstawie otrzymanych współczynników korelacji (tab. 14) można stwierdzić, że pH poziomu organicznego pozostaje w ścisłym związku ze stężeniem wszystkich oznaczanych pierwiastków.

4.2.3. Stężenie azotu

Średnie stężenie azotu w poziomie organicznym na 351 powierzchniach wynosiło od 1,29 do 2,72 — średnio 1,73% sm w podpoziomach O_{l+f} i od 0,53 do 2,20 — średnio 1,27% sm w podpoziomie O_h . Zmienność stężenia azotu w O_h była dwukrotnie wyższa niż w O_{l+f} (tab. 6). Pomimo wysokiej zmienności różnice stężenia azotu w O_h pomiędzy regłami są istotne statystycznie (tab. 15).

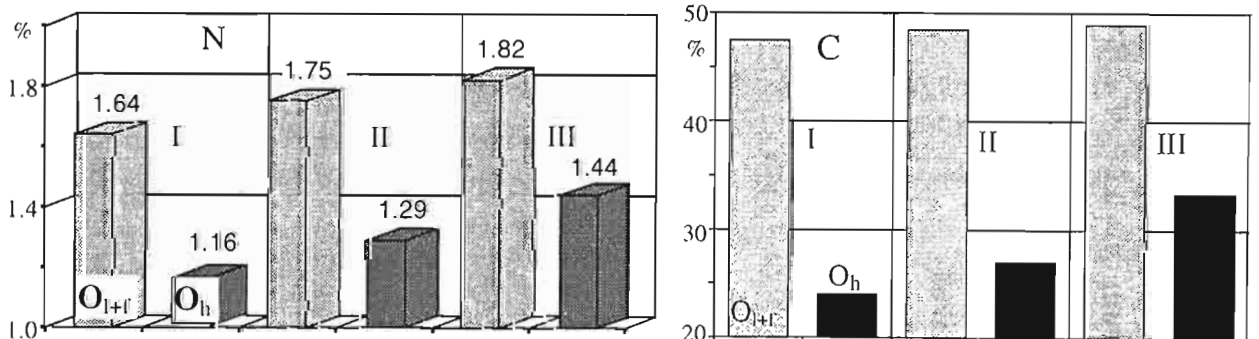
Najwyższe stężenie azotu stwierdzono w próbach poziomu organicznego z regła górnego. W podpoziomach O_{l+f} wynosiło ono 1,82% sm, a w O_h 1,44% sm (tab. 7, ryc. 24). Podobnie stężenie azotu było wyższe w poziomie organicznym siedliskowych typów lasu położonych wyżej. Dla BWG najwyższe stężenie azotu

Tabela 15
Table 15

Analiza wariancji dla stężenia azotu w podpoziomie O_h w różnych regłach

Analysis of variance for nitrogen concentration in the sub-horizon O_h in different mountain zones

Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat Mean square	F	p	$F_{0,05}$
Między regłami Between mountain zones	2,318211	2	1,159106	10,42	3,83E-05	3,02
W regłach Within mountain zones	38,51335	348	0,110671			
Ogółem pH Total pH	40,83156	350				



Ryc. 24. Średnie stężenie azotu i węgla w poziomie organicznym gleby z 351 powierzchni położonych w różnych regłach w Gorczańskim Parku Narodowym (I — regiel dolny, II — regiel środkowy, III — regiel górny).

Fig. 24. Average concentrations of nitrogen and carbon in the organic soil horizon in 351 plots located in different mountain regions of the Gorce National Park (I — lower, II — middle, III — upper).

było na powierzchniach położonych w reglu górnym i wynosiło średnio 1,88% sm w O_{l+f} oraz 1,57% sm w O_h . Różnica stężenia azotu na powierzchniach położonych w BWG i w LG była dwukrotnie wyższa w O_h niż w O_{l+f} . Jeszcze bardziej zależność ta widoczna jest dla gleb brunatnych i bielcowych. W podpoziomach O_{l+f} różnica stężenia azotu jest nieznaczna ($\Delta=0,04$), a w O_h wynosi już 0,21% sm.

Różnice stężenia azotu w poziomie organicznym na powierzchniach położonych na stokach o różnej ekspozycji są niewielkie i nie przekraczają 0,04% sm (tab. 11).

4.2.4. Stężenie węgla

Stężenie węgla w poziomie organicznym wynosiło średnio 48% sm w podpoziomach O_{l+f} i 27% sm w O_h (tab. 21). Wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza stężenie węgla zwiększało się nieznacznie w O_{l+f} i znacznie wyraźniej (ponad 30%) w O_h (tab. 7, 16). Również wyraźniej zaznaczają się różnice stężenia węgla w O_h między siedliskami borowymi i lasowymi (tab. 8-9), a także między glebami brunatnymi i bielcowymi (tab. 12). Biorąc pod uwagę zbiorowiska, brak takiej różnicy między *Abieti-Piceetum montanum* a *Dentario glandulose-Fagetum*. Różnica średniego stężenia węgla w O_h występuje między wymienionymi zbiorowiskami a *Piceetum tatricum* położonym na znacznie wyższej wysokości nad poziomem morza.

Tabela 16
Table 16

Analiza wariancji dla stężenia węgla w podpoziomie O_h w różnych reglach
Analysis of variance for carbon concentration in the sub-horizon O_h in different mountain zones

Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat Mean square	F	p	$F_{0,05}$
Między reglami Between mountain zones	2364,778	2	1182,389	16,08	2,08E-07	3,02
W reglach Within mountain zones	25581,15	348	73,50905			
Ogółem pH Total pH	27945,93	350				

4.2.5. Stosunek węgla do azotu

Stosunek węgla do azotu jest znacznie bardziej wyrównany w poszczególnych grupach powierzchni (regle, typy siedliskowe lasu, zbiorowiska, ekspozycje, gleby) niż średnie stężenie tych pierwiastków (tab. 7-12). Wynika to z równoczesnego wzrostu stężenia węgla i azotu wraz z wysokością nad poziomem morza.

Nieco wyraźniejsze różnice zaznaczyły się między typami siedliskowymi i zbiorowiskami biorąc pod uwagę podpoziom O_h (tab. 8–10).

4.2.6. Stężenie potasu

Stężenie potasu było ponad trzykrotnie wyższe w podpoziomach O_{l+f} niż w O_h i wynosiło 178 mg/100g gleby (tab. 6). Stężenie potasu w O_{l+f} na powierzchniach w reglu górnym było niższe o 49 mg/100g (tab. 7). Jeszcze wyraźniejszą różnicę w stężeniu potasu w O_h stwierdzono między próbkami z boru wysokogórskiego, lasu mieszanego górskiego i lasu górskiego (odpowiednio 61 i 55 mg/100g; tab. 8). Stężenie potasu w podpoziomie O_h było wyrównane dla poszczególnych regli, typów siedliskowych, gleb i zbiorowisk roślinnych i średnio wynosiło 54 mg/100g.

W odniesieniu do podpoziomu O_h stwierdzono silną ujemną korelację między stężeniem potasu a stężeniem glinu wymiennego ($r_s = -0,4438$, tab. 14).

4.2.7. Stężenie wapnia

Stężenie wapnia w poziomie organicznym jest ponad dwukrotnie wyższe w warstwie O_{l+f} niż w O_h i charakteryzuje się dużą zmiennością między poszczególnymi powierzchniami (współczynnik zmienności powyżej 50%, tab. 6). Wyraźnie różni się stężenie wapnia w poziomie organicznym z powierzchni w wyróżnionych grupach. Najwyższe stężenie wapnia stwierdzono w reglu dolnym (tab. 7), w położonych niżej typach siedliskowych lasu (tab. 8–10) i w glebach brunatnych (tab. 12). Dla zbiorowisk roślinnych najwyższe stężenie wapnia stwierdzono w zbiorowiskach bukowych, pomimo, że zajmują one obszar położony nieco wyżej nad poziomem morza niż *Abieti-Piceetum montanum* (tab. 10). Podobnie jak w przypadku potasu, wszystkie wymienione różnice są znacznie wyraźniejsze dla górnych warstw poziomu organicznego O_{l+f} . Ujemny współczynnik korelacji między stężeniem wapnia i oznaczanego glinu w podpoziomie O_h jest bardzo wysoki i wynosi: $r_s = -0,5617$ (tab. 14).

4.2.8. Stężenie magnezu

Stężenia magnezu i wapnia w poziomie organicznym wykazują bardzo podobne zależności z innymi pierwiastkami, pomimo że stężenie magnezu jest kilkakrotnie niższe niż wapnia (tab. 6). Wysokie są również współczynniki dodatniej korelacji między stężeniem wapnia i magnezu (tab. 14). Do bardziej istotnych różnic należy znacznie wyższy współczynnik korelacji między stężeniem glinu wymiennego i stężeniem wapnia w podpoziomie O_h ($r_s = -0,5617$) niż stężeniem magnezu ($r_s = -0,3809$, tab. 14). Również wszystkie pozostałe wartości współczynników korelacji przedstawione w tabeli 14 są wyższe dla wapnia w porównaniu z magnezem.

4.2.9. Stężenie glinu wymiennego

Stężenie glinu wymiennego w podpoziomie O_h jest dwukrotnie wyższe w reglu górnym niż w reglu dolnym. Między regłem górnym i środkowym różnica ta jest trzykrotnie większa niż między regłem dolnym i środkowym (tab. 7). Statystyczną istotność tych różnic potwierdza analiza wariancji (tab. 17). Równie duża różnica zaznacza się między siedliskami borowymi i lasowymi oraz między glebami brunatnymi i bielcowymi (tab. 8–9, 12).

Stężenie glinu wymiennego w podpoziomie O_h na powierzchniach z *Abieti–Piceetum montanum* wynosiło 250 mg/100g, a więc o 54 mg więcej niż w zbiorowiskach bukowych. Zdecydowanie najwięcej glinu wymiennego stwierdzono w zbiorowisku *Piceetum tatricum* (376 mg/100g; tab. 10). Najwyższe współczynniki korelacji występują między stężeniem glinu wymiennego w O_h a pH ($r_s = -0,5681$), a także stężeniem wapnia (tab. 14).

Tabela 17
Table 17

Analiza wariancji dla stężenia glinu wymiennego w podpoziomie O_h w różnych reglach

Analysis of variance for aluminium concentration in the sub-horizon O_h in different mountain zones

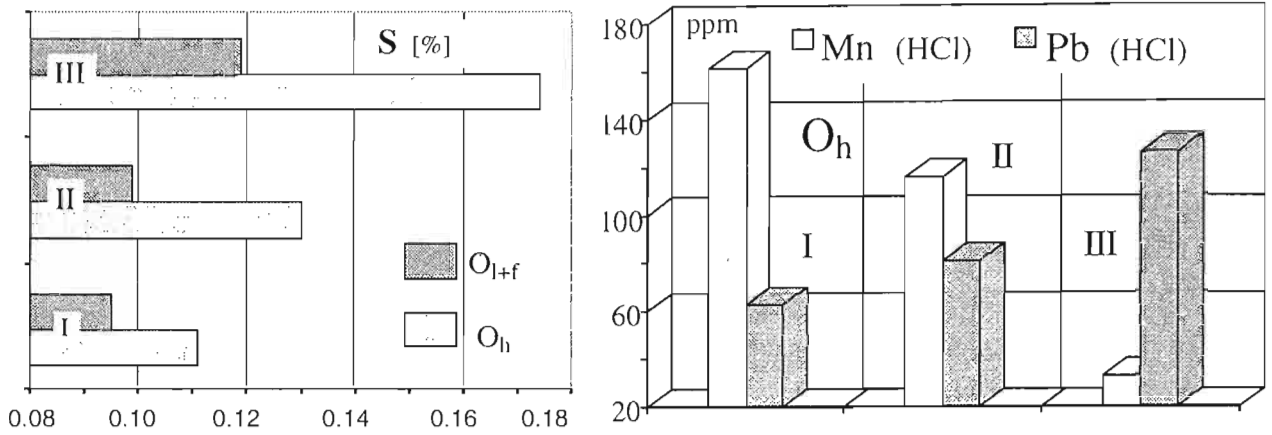
Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat Mean square	F	p	$F_{0,05}$
Między reglami Between mountain zones	1091884	2	545942	45,60	2,56E-18	3,02
W reglach Within mountain zones	4165613	348	11970,15			
Ogółem pH Total pH	5257497	350				

4.2.10. Kwasowość wymienna i hydrolityczna

Kwasowość wymienna i hydrolityczna osiąga najwyższe wartości w reglu górnym, na siedliskach borowych, w zbiorowisku *Piceetum tatricum* oraz na glebach bielcowych. Mniejsze różnice występują między regłem dolnym i środkowym, między LMG i LG oraz między zbiorowiskami bukowymi a *Abieti–Piceetum montanum*. W podpoziomie O_h najwyższe współczynniki korelacji stwierdzono między kwasowością a stężeniem siarki i ołowiu (tab. 14).

4.2.11. Stężenie siarki

Stężenie siarki w poziomie organicznym wahało się od 0,190 do 0,051% sm w O_{j+f} oraz od 0,256 do 0,029% sm w O_h (tab. 6, ryc. 25). Najwyższe wartości



Ryc. 25. Stężenie siarki w poziomie organicznym oraz form łatwo rozpuszczalnych manganu i ołowiu w podpoziemie O_h w różnych reglach w Gorczańskim Parku Narodowym (I — regiel dolny, II — regiel środkowy, III — regiel górny).

Fig. 25. Concentrations of sulfur in the organic horizon and easily soluble manganese and lead in the O_h horizon in different mountain zones of the Gorce National Park (I — lower, II — middle, III — upper).

Tabela 18
Table 18

Analiza wariancji dla stężenia siarki w podpoziemie O_h w różnych reglach

Analysis of variance for sulphur concentration in O_h layer in different mountain zones

Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat mean square	F	p	$F_{0,05}$
Między reglami Between mountain zones	0,108875	2	0,054438	30,46	6,42E-13	3,02
W reglach Within mountain zones	0,621817	348	0,001787			
Ogółem pH Total pH	0,730693	350				

stwierdzono w reglu górnym, odpowiednio 0,119 i 0,174% sm. W tabeli 18 przedstawiono wyniki analizy wariancji dla stężenia siarki w O_h w różnych reglach. Wyniki te dowodzą statystycznej istotności różnic. Różnice średnich wartości stężenia siarki pomiędzy reglem górnym i dolnym są ponad dwukrotnie mniejsze dla O_{I+f} niż dla O_h , odpowiednio 0,024 i 0,063% sm. Również współczynnik zmienności stężenia siarki dla O_h jest prawie dwukrotnie niższy dla O_{I+f} (tab. 6, 7).

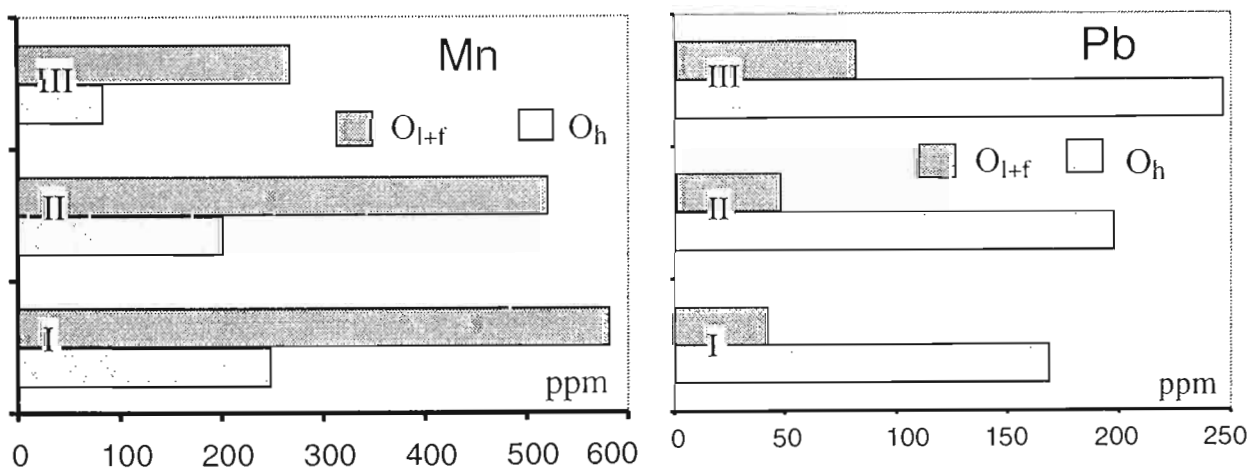
Stężenie siarki było wyższe w poziomie organicznym w typach siedliskowych lasu i zbiorowiskach roślinnych występujących wyżej nad poziomem morza (tab. 8–10), przy czym różnice stężeń w podpoziemie O_h , podobnie jak dla powierzchni z różnych regli, były zdecydowanie większe niż w podpoziomach O_{I+f} . Wyjątkiem jest zespół *Abieti-Piceetum montanum*. Pomimo niższego poło-

żenia nad poziomem morza 50 powierzchni, na których występuje ten zespół w Gorczańskim Parku Narodowym, stężenie siarki w poziomie organicznym tego zespołu było większe niż w zespole buczyn. Dla podpoziomu O_h różnica ta jest istotna statystycznie. Stężenie siarki w poziomie organicznym gleb bielcowych było wyższe niż gleb brunatnych (tab. 12). Współczynniki korelacji między stężeniem siarki w poziomie organicznym i wartością pH były wysokie ujemne, podobnie jak dla wapnia i manganu, a dodatnie między zawartością siarki i ołowiu (tab. 14).

4.2.12. Stężenie manganu

Całkowite stężenie manganu (po rozpuszczeniu prób w stężonym $HClO_4$) było ponad dwukrotnie wyższe w górnych warstwach poziomu organicznego i wynosiło średnio 508 ppm w O_{l+f} , podczas gdy w podpoziomie O_h tylko 200 ppm.

Jeszcze większe różnice stężeń stwierdzono w przypadku łatwo przyswajalnych form manganu (po rozpuszczeniu w 0,1n HCl). Wynosiło ono 474 ppm w O_{l+f} i 119 ppm w O_h (tab. 21, ryc. 26). Stężenie tego pierwiastka zmniejszało się wraz z wysokością nad poziomem morza i było najniższe w reglu górnym. Podobnie jak dla większości oznaczanych pierwiastków różnice stężenia manganu między reglem górnym i środkowym były kilkakrotnie wyższe niż między reglem dolnym i środkowym (tab. 7). Mniejsze stężenie manganu stwierdzono w poziomie organicznym na siedlisku boru wysokogórskiego, w glebach bielcowych i w zbiorowisku górnoreglowych świerczyn, przy czym stężenie form łatwo przyswajalnych osiągało najmniejsze wartości w podpoziomie O_h . Stwierdzono wysokie współczynniki korelacji między stężeniem manganu w poziomie organicznym a wartościami pH, stężeniem wapnia i magnezu. Istotne statystycznie są również ujemne współczynniki korelacji między stężeniem manganu i ołowiu oraz man-



Ryc. 26. Stężenie manganu i ołowiu (całkowite) w poziomie organicznym w różnych reglach w Gorczańskim Parku Narodowym: I — regiel dolny, II — regiel środkowy, III — regiel górny.

Fig. 26. Total manganese and lead concentration in organic horizon in different mountain zones of the Gorce National Park (I — lower, II — middle, III — upper).

ganu i siarki, brak natomiast takich korelacji między stężeniem manganu i azotu (tab. 14).

4.2.13. Stężenie ołowiu

Stężenie ołowiu w poziomie organicznym, podobnie jak manganu, oznaczano po rozpuszczeniu prób w roztworach HClO_4 i HCl . W obydwu roztworach stężenie ołowiu było ok. czterokrotnie wyższe w dolnej warstwie poziomu organicznego O_h , w której średnio dla 351 powierzchni wynosiło 195 ppm w HClO_4 i 81 ppm w HCl . Również stwierdzone zależności między stężeniem ołowiu w poziomie organicznym a pozostałymi elementami były odwrotnie proporcjonalne do zależności między manganem a tymi samymi elementami.

Stężenie ołowiu na 351 powierzchniach zwiększało się wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza. Zależność ta dotyczy szczególnie górnych warstw poziomu organicznego O_{l+f} . W konsekwencji na powierzchniach położonych w reglu górnym stężenie ołowiu w poziomie organicznym było znacznie wyższe niż na powierzchniach położonych w niższych piętrach. Statystyczną istotność tych różnic dla podpoziomu O_h potwierdza analiza wariancji, której wyniki przedstawiono w tabeli 19. Również, występujące wyżej siedliska borowe oraz gleby bielcowe charakteryzowały się znacznie większym stężeniem ołowiu w badanym poziomie. Wśród trzech najważniejszych w Gorczańskim Parku Narodowym zbiorowisk roślinnych podobne było stężenie ołowiu w zbiorowiskach jedlin i buczyn, a znacznie większe w świerczynach górno-reglowych (tab. 10).

Stężenie ołowiu w poziomie organicznym (O_{l+f} oraz O_h) wykazuje korelację ujemną z wartościami pH oraz ze stężeniem wapnia, a dodatnią ze stężeniem siarki. W podpoziomie O_h stężenie ołowiu wykazuje korelację dodatnią istotną statystycznie ze stężeniem azotu i węgla (tab. 14).

Tabela 19

Table 19

Analiza wariancji dla stężenia łatwo rozpuszczalnych związków ołowiu w podpoziomie O_h w różnych reglach

Analysis of variance for concentration of easilly soluble lead compounds in O_h in different mountain zones

Źródło zmienności Source of variation	Suma kwadratów Sum of squares	Stopnie swobody d.f.	Średni kwadrat Mean square	F	p	$F_{0,05}$
Między reglami Between mountain zones	110943,9	2	55471,97	39,58	3,25E-16	3,02
W reglach Within mountain zones	487717,9	348	1401,488			
Ogółem pH Total pH	598661,8	350				

4.2.14. Podsumowanie

Stężenie oznaczanych pierwiastków w poziomie organicznym gleby jest zależne przede wszystkim od położenia nad poziomem morza powierzchni, z których zostały pobrane próby. Wysokość nad poziomem morza w głównej mierze determinuje typ siedliskowy, zbiorowisko roślinne oraz rodzaj gleby, dlatego różnice stężeń oznaczanych pierwiastków w poziomie organicznym gleby między tymi jednostkami podziału powierzchni Parku mają podobne trendy. W mozaice siedlisk górskich można spotkać na tej samej wysokości różne typy siedliskowe, różne zbiorowiska roślinne jak też różne rodzaje gleb, jednak przy wielkoobszarowej analizie stopnia skażenia górskich ekosystemów leśnych nie zakłóca to zasadniczych trendów wynikających z położenia nad poziomem morza.

Analizując wartość stężenia S wybranych pierwiastków w poziomie organicznym gleby w reglu dolnym S_d , środkowym S_{sr} i górnym S_g , a także różnicę stężeń ΔS między wyróżnionymi warstwami poziomu organicznego ($\Delta S = S_{O_{1+f}} - S_{O_h}$) można wyodrębnić trzy grupy pierwiastków (tab. 20).

W grupie nr 1 (S, Pb, Al) stężenie pierwiastków w poziomie organicznym gleby zwiększa się wraz z wysokością nad poziomem morza, zwiększa się również bezwzględna wartość różnicy stężeń między wyróżnionymi warstwami poziomu organicznego gleby, przy czym stężenie w warstwie dolnej O_h jest zawsze większe, można więc mówić o kumulacji danego pierwiastka.

Tabela 20

Table 20

Charakterystyka stężeń oznaczanych pierwiastków w poziomie organicznym gleby w różnych reglach Gorczańskiego Parku Narodowego

Characterization of element concentration in organic soil horizon in different mountain regions in Gorce National Park

Nr grupy No of group	Oznaczone pierwiastki Determined elements	Stężenie danego pierwiastka Concentration of chosen element	Różnica stężeń danego pierwiastka Difference in concentration of chosen element
1	S, Pb, Al	$S_g > S_{sr} > S_d$	$ \Delta S_g > \Delta S_{sr} > \Delta S_d $ $S_{O_{1+f}} < S_{O_h}$
2	N, C	$S_g > S_{sr} > S_d$	$\Delta S_g < \Delta S_{sr} < \Delta S_d$ $S_{O_{1+f}} > S_{O_h}$
3	K, Ca, Mg, Mn	$S_g < S_{sr} < S_d$	$\Delta S_g < \Delta S_{sr} < \Delta S_d$ $S_{O_{1+f}} > S_{O_h}$

W grupie nr 2 dla N i C omawiane stężenie również zwiększa się wraz z wysokością nad poziomem morza, ale w wyniku wolniejszej mineralizacji zmniejsza się różnica stężeń tych podstawowych składników związków organicznych między dolną i górną warstwą poziomu organicznego. W związku z postępującą mineralizacją stężenie N i C w warstwie dolnej poziomu organicznego jest zawsze mniejsze.

W grupie nr 3 (K, Ca, Mg, Mn) stężenie w poziomie organicznym gleby pierwiastków należących do podstawowych składników pokarmowych, zmniejsza się wraz z wysokością nad poziomem morza i również zmniejsza się różnica stężeń między wyróżnionymi warstwami poziomu organicznego gleby, występuje więc przechodzenie pierwiastków w głębsze warstwy gleby.

Przedstawiony w tabeli 20 schemat umożliwia syntetyczny przegląd otrzymanych wyników, jednocześnie określa dynamikę ich zmian w zależności od położenia nad poziomem morza miejsca zbioru próbek oraz warstwy poziomu organicznego gleby.

Z analizy przedstawionych w tabeli 21 współczynników korelacji wielorakiej wynikają dwie zasadnicze informacje:

– wpływ związków siarki na właściwości chemiczne poziomu organicznego w warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego jest wyraźnie silniejszy niż związków azotu; wyjątkiem jest potas, którego związek z pH i ze stężeniem glinu jest pod nieco silniejszym wpływem związków azotu niż siarki;

Tabela 21

Table 21

Współczynniki korelacji wielorakiej R_w między stężeniem siarki i azotu w poziomie organicznym a wartościami pH i stężeniem wybranych pierwiastków: dla $R_w = 0,1966$ $p = 0,001$; dla $R_w = 0,1423$ $p = 0,03$; dla $R_w = 0,1037$ $p = 0,051$.

Correlation coefficient R_w between sulphur or nitrogen concentrations in organic horizon and pH values and concentrations of chosen elements: for $R_w = 0,1966$ $p = 0,001$; dla $R_w = 0,1423$ $p = 0,03$; dla $R_w = 0,1037$ $p = 0,051$.

Składniki korelacji wielorakiej		$R_{I, II}$		Składniki korelacji wielorakiej		$R_{I, II}$	
Correlation components				Correlation components			
Grupa I	Grupa II	O _{I+f}	O _h	Grupa I	Grupa II	O _{I+f}	O _h
S	pH, Ca	0,3208	0,5969	N	pH, Ca	0,1037	0,5733
S	pH, Mn	0,3207	0,5003	N	pH, Mn	0,1703	0,4149
S	pH, Al	0,3269	0,4930	N	pH, Al	0,0724	0,3508
S	pH, Mg	0,3196	0,6406	N	pH, Mg	0,1571	0,5802
S	pH, K	0,3270	0,7197	N	pH, K	0,0816	0,7729
S	Al, K	0,2379	0,6011	N	Al, K	0,1668	0,6723
S	Al, Mg	0,2408	0,3979	N	Al, Mg	0,1511	0,3437
S	Al, Ca	0,2768	0,3280	N	Al, Ca	0,0595	0,2682
S	Al, Mn	0,1966	0,3298	N	Al, Mn	0,1743	0,1201
S	Al, Pb	0,3484	0,5867	N	Al, Pb	0,1423	0,5484

— wyraźniej zaznaczony jest wpływ związków siarki i azotu (wyższe współczynniki korelacji wielorakiej) na właściwości chemiczne dolnej warstwy poziomu organicznego O_h w porównaniu z warstwą O_{l+f} .

Jak wynika z przedstawionych w tabeli 22 współczynników korelacji wielorakiej, w warunkach gorczańskich wpływ wartości pH na wzajemne zależności między stężeniem oznaczanych pierwiastków w poziomie organicznym jest silniejszy niż wpływ wysokości nad poziomem morza. Zależność ta jest szczególnie wyraźna dla stężenia potasu, wapnia i magnezu w O_{l+f} . W podpoziomie O_h pH najsilniej wpływa na zależności występujące między stężeniem pierwiastków, których ilość jest ściśle związana z antropogenicznymi zmianami środowiska glebowego.

Współczynniki korelacji wielorakiej wskazują na wyraźniejszy wpływ związków siarki, azotu i ołowiu na poziom glinu, manganu i węgla, i nieco mniejszy na stężenie potasu, wapnia i magnezu (tab. 23).

Tabela 22

Table 22

Współczynniki korelacji wielorakiej R_w między wybranymi cechami poziomu organicznego

Correlation coefficient R_w between chosen features of organic layer

Składniki korelacji wielorakiej Correlation components		$R_{I, II}$	
Grupa I	Grupa II	O_{l+f}	O_h
Wysokość n.p.m. Altitude	S, N Pb	0,4448	0,4773
pH	S, N Pb	0,4869	0,6012
Wysokość n.p.m. Altitude	Al, Mn, C	0,4229	0,4837
pH	Al, Mn, C	0,6163	0,7748
Wysokość n.p.m. Altitude	K, Ca, Mg	0,4896	0,2869
pH	K, Ca, Mg	0,8392	0,5863

Tabela 23

Table 23

Współczynniki korelacji wielorakiej między stężeniem dwóch grup pierwiastków w podpoziomie O_h

Correlation coefficient between concentrations of 2 groups of elements in O_h layer

Składniki korelacji wielorakiej Correlation components		$R_{I, II}$
Grupa I	Grupa II	
K, Ca, Mg	S, N Pb	0,6776
Al, Mn, C	S, N Pb	0,9279
K, Ca, Mg	Al, Mn, C	0,7337

5. STĘŻENIE WYBRANYCH MAKRO- I MIKROELEMENTÓW W SIEWKACH ŚWIERKA, JODŁY I BUKA

5.1. Metodyka

Siewki świerka, jodły i buka o wysokości od 20 do 50 cm zebrano w sierpniu 1994 r. z 20 stałych powierzchni, wybranych spośród 351 powierzchni siatki. Wybrane powierzchnie położone były na stokach północnych w reglu dolnym (<900 m n.p.m.) i środkowym (900–1150 m n.p.m.). Do badań wybrano te powierzchnie, na których jednocześnie występowały siewki świerka, jodły i buka. Z każdej powierzchni zebrano co najmniej po 30 siewek każdego gatunku.

Charakterystykę wybranych powierzchni przedstawiono w tabelach 24 i 25. Warunki siedliskowe na wybranych powierzchniach były podobne w ramach wyróżnionych grup powierzchni położonych na różnej wysokości nad poziomem morza.

Po przywiezieniu do laboratorium z każdej siewki buka zebrano do analiz wszystkie liście, z siewek jodły i świerka zebrano igły z przedostatniego rocznika. W laboratorium przemywano korzenie wodą destylowaną w celu usunięcia resztek gleby, a następnie z każdej siewki pobrano korzenie o średnicy do 1 mm. W tak przygotowanym materiale roślinnym oznaczano azot metodą Kjeldahla, stężenie siarki na aparacie Leco, a stężenie pozostałych pierwiastków (K, Ca, Mg, Al, Mn, B, Pb, Zn, Fe) metodą ASA. Wyniki przedstawiono w tabelach 26 i 27 oraz na ryc. 27-32.

5.2. Wyniki

W tabeli 26 przedstawiono średnie stężenia oznaczanych pierwiastków w organach asymilacyjnych i korzeniach siewek świerka, jodły i buka. W tabeli 27 oddzielnie podano wartości dla powierzchni położonych niżej (średnio 825 m n.p.m.) oraz na wysokości powyżej 1000 m n.p.m. (średnio 1055 m).

W tabeli 29 przedstawiono istotnie statystycznie ($p=0,01$) współczynniki korelacji Spearmana pomiędzy stężeniem oznaczanych pierwiastków w organach asymilacyjnych i korzeniach siewek świerka, jodły i buka.

Najwyższe stężenie azotu stwierdzono w liściach siewek buka, również korzenie siewek tego gatunku zawierały najwięcej azotu. Siewki z powierzchni położonych wyżej zawierały nieznacznie więcej azotu; dotyczy to szczególnie korzeni buka i świerka (tab. 27).

Pod względem zawartości potasu wyróżniały się liście siewek buka oraz korzenie siewek jodły, przy czym najwyższe stężenie potasu w korzeniach siewek jodły występowało jednocześnie z najniższym stężeniem tego pierwiastka w igłach jodły i odwrotnie — najniższe stężenie potasu w korzeniach siewek buka

Tabela 24

Table 24

Charakterystyka 20 powierzchni w Gorczańskim Parku Narodowym, z których zebrano siewki świerka, jodły i buka do analiz chemicznych: zespół *Fagetum carpaticum* — Fc, *Piceetum tatricum* — Pt; gleba brunatna — BR, kwaśna — kw, właściwa — wl, wylugowana — wy, biellicowa — b; typ siedliskowy las górski — LG, las mieszany górski — LMG, bór mieszany górski — BMG.

Characteristics of 20 areas in Gorce National Park from which seedlings of spruce, fir and beech were collected for chemical analysis: community *Fagetum carpaticum* — Fc, *Piceetum tatricum* — Pt; brown soil — BR, acid — kw, typical — wl, leached — wy, podsol — b; site type mountainous forest — LG, mountainous mixed forest — LMG, mountainous mixed coniferous — BMG.

Lp No	Nr po- wierzchni No of plot	Wysokość Altitude (m)	Nachy- lenie Slope (°)	Gleba Soil	Typ sied- liskowy Site type	Zespół Community	Zwarcie Density	Pokrycie runa Vegetal cover (%)
1	31	770	20	BRkw	LG	Fc	1	95
2	322	780	15	BRwy	LG	Fc	2	15
3	175	800	30	BRwl	LG	Fc	3	50
4	25	810	25	BRwy	LG	Fc	4	40
5	145	810	24	BRkw	LG	Fc	3	40
6	290	830	35	BRwl	LG	Fc	2	50
7	2	850	15	BRwl	LG	Fc	2	90
8	131	860	15	BRkw	LG	Fc	3	15
9	109	870	18	BRkw	LMG	Fc	4	20
10	331	870	42	BRkw	LMG	Fc	3	60
11	201	1020	22	BRkw	LMG	Fc	2	80
12	190	1030	35	BRkw	LMG	Pt/Fc	1	60
13	222	1030	11	BRkw	LMG	Pt/Fc	4	60
14	3	1040	20	BRkw	BMG	Fc	2	40
15	287	1060	13	BRkw	LMG	Fc	3	100
16	304	1065	17	BRb	BMG	Fc	3	60
17	245	1070	18	BRkw	LMG	Pt/Fc	3	30
18	278	1070	20	BRb	LMG	Fc	4	40
19	70	1080	10	BRkw	BMG	Fc	3	50
20	238	1080	23	BRkw	LMG	Fc	4	40

odpowiadało najwyższemu stężeniu potasu w liściach. Jako normę stężenia potasu w liściach buka przyjmuje się ok. 1%, a poziom krytyczny — 0,75–0,8% (WITKOWSKI 1994). Stężenie potasu w liściach buka było niższe nawet od poziomu krytycznego, zwłaszcza w wyższych położeniach (ryc. 27). Na powierzchniach położonych wyżej stężenie potasu w liściach siewek jest niższe, różnica wynosi ok. 20% i jest istotna statystycznie, podobnie jak współczynnik korelacji między stężeniem potasu w liściach siewek buka i wysokością nad poziomem morza $r_s = -0,501^*$.

Tabela 27
Table 27

Zawartość wybranych pierwiastków w organach asymilacyjnych i korzeniach siewek świerka, jodły i buka z różnych wysokości nad poziomem morza.

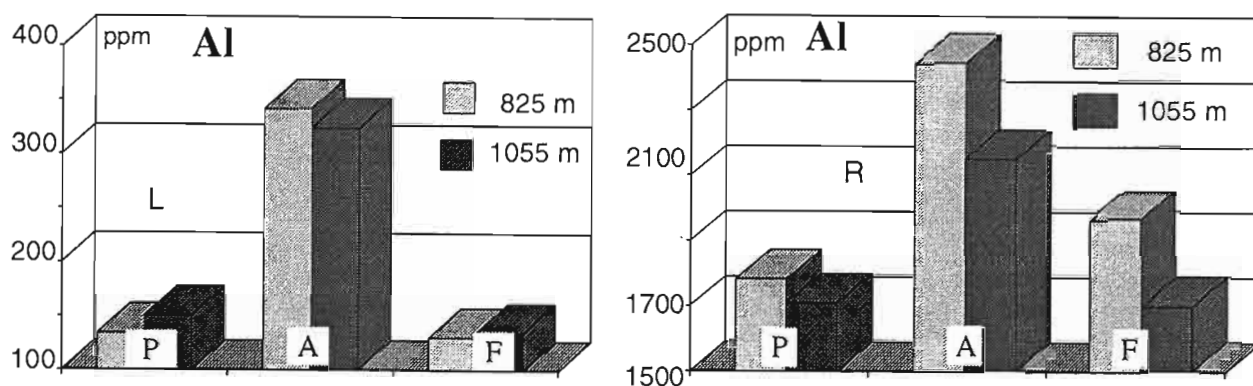
Contents of chosen elements in assimilation organs and roots of spruce, fir and beech seedlings taken from different altitudes.

Pierwiastek Element	Wysokość n.p.m. Altitude (m)	Igły Needles		Liście leaves	Korzenie Roots		
		świerk spruce	jodła fir	buk beech	świerk spruce	jodła fir	buk beech
N % sm	825	1.31	1.39	2.35	1.12	1.23	1.27
	1055	1.38	1.41	2.38	1.25	1.27	1.48
K ppm	825	5804	5494	7245	2616	3269	2111
	1055	5634	5244	5972	3040	3636	2228
Ca ppm	825	3705	6172	4324	3798	3258	2185
	1055	3569	4965	4057	3588	3040	1948
Mg ppm	825	563	585	931	720	776	564
	1055	495	559	910	728	751	566
Al ppm	825	134	342	130	1782	2443	1965
	1055	150	324	135	1710	2147	1699
S % sm	825	0.055	0.039	0.118	0.047	0.067	0.072
	1055	0.055	0.046	0.088	0.055	0.074	0.066
Mn ppm	825	926	929	857	389	207	186
	1055	917	834	813	328	172	157
Pb ppm	825	-	-	-	90	103	49
	1055	-	-	-	115	138	71
Zn ppm	825	48	57	49	187	186	170
	1055	41	51	52	193	185	167
B ppm	825	29	20	22	12	9	8
	1055	29	20	21	11	8	10
Fe ppm	825	111	134	215	1126	1434	1198
	1055	133	137	234	1084	1402	1227

Pomimo że siewki trzech gatunków występowały w podobnych warunkach siedliskowych, stężenie wapnia i glinu w korzeniach występuje w odmiennych proporcjach. Stosunek Ca:Al w korzeniach jest najmniej korzystny dla siewek buka a następnie jodły (ryc. 30).

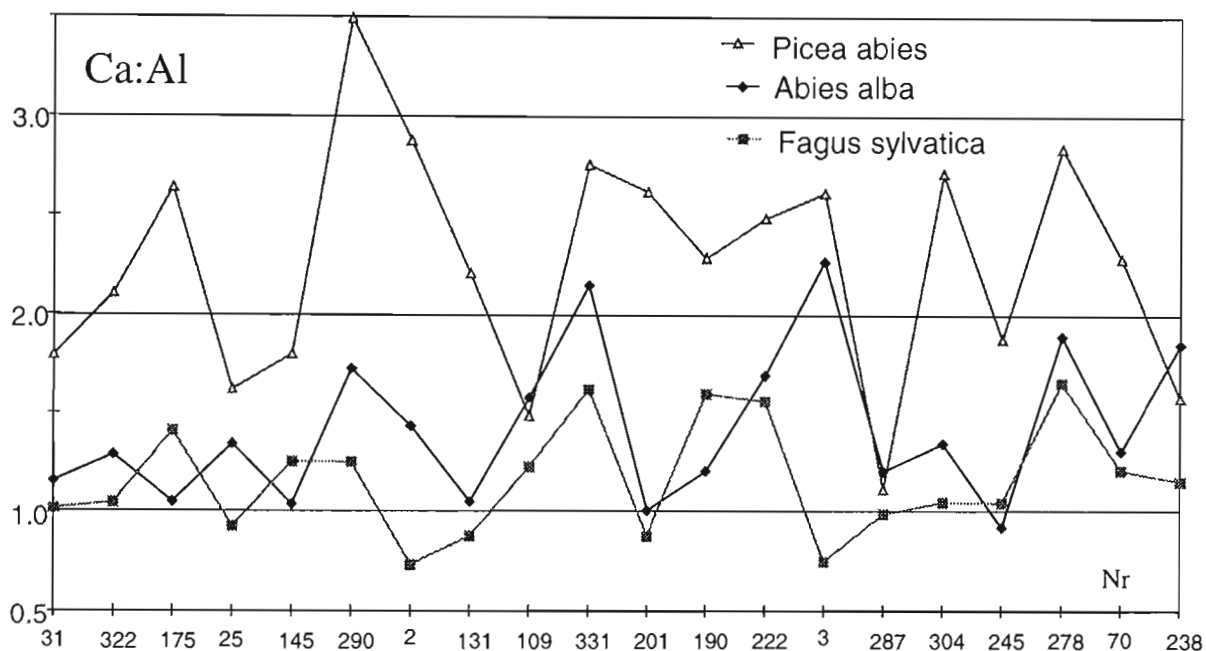
Stosunek Ca:Al w aparacie asymilacyjnym siewek przedstawia się odmiennie niż w korzeniach (tab. 28). W liściach buka na ponad 30 części wapnia przypada jedna część glinu.

W igłach jodły, pomimo najwyższej spośród trzech badanych gatunków zawartości wapnia, blisko dwukrotnie mniej tego pierwiastka przypada na jedną część glinu, a przyczyną jest jednocześnie wysokie stężenie glinu.



Ryc. 29. Stężenie glinu w liściach (L) i korzeniach (R) siewek buka (F), jodły (A) i świerka (P) z 20 powierzchni położonych na różnych wysokościach nad poziomem morza

Fig. 29. Aluminium concentration in leaves (L) and roots (R) of beech (F), fir (A) and spruce (P) seedlings in areas situated at different altitudes.



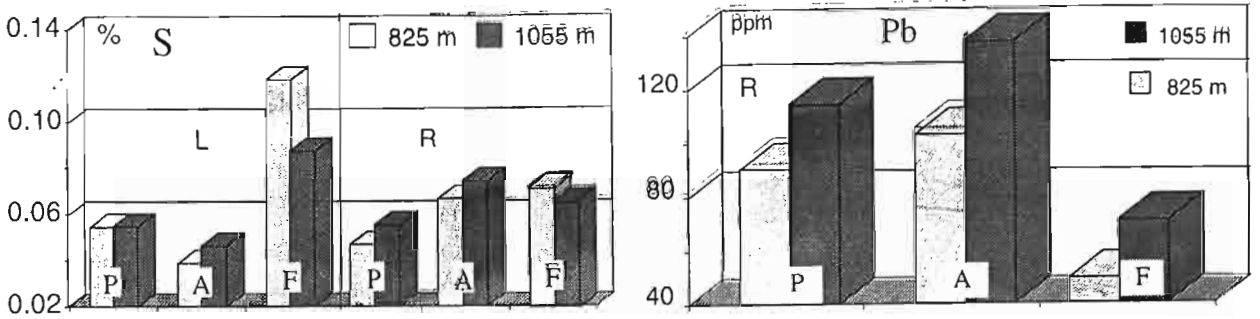
Ryc. 30. Stosunek Ca:Al w korzeniach jodły, buka i świerka na 20 powierzchniach siatki w Gorczańskim Parku Narodowym

Fig. 30. Ca :Al ratio in roots of fir, beech and spruce in 20 grid plots in the Gorce National Park.

Stężenie magnezu w liściach buka w porównaniu z igłami świerka i jodły było wyraźnie wyższe (ryc. 28), pomimo że nie osiągało wartości 0,15%, przyjmowanej za normę dla stężenia tego pierwiastka (WITKOWSKI 1994).

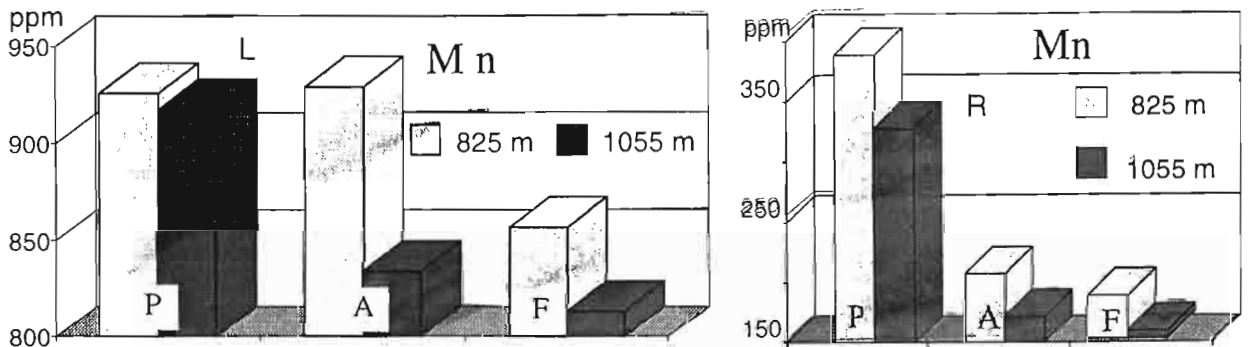
Jeszcze wyraźniejsza jest różnica stężeń siarki w organach asymilacyjnych między bukiem a pozostałymi gatunkami, przy czym stężenie siarki w liściach buka było wyraźnie mniejsze na powierzchniach położonych wyżej (tab. 26, 27).

W korzeniach buka stwierdzono znacznie mniejsze stężenia ołowiu niż w korzeniach świerka i dwukrotnie mniejsze niż w korzeniach jodły. Dla trzech



Ryc. 31. Stężenie siarki w liściach (L) i korzeniach (R) oraz ołowiu w korzeniach (R) siewek buka (F), jodły (A) i świerka (P) z 20 powierzchni położonych na różnych wysokościach nad poziomem morza.

Fig. 31. Concentration of sulfur in leaves (L) or roots (R) of beech (F), fir (A) and spruce (P) seedlings from 20 plots situated at different altitudes.



Ryc. 32. Stężenie manganu w liściach (L) i korzeniach (R) siewkach buka (F), jodły (A) i świerka (P) z 20 powierzchni położonych na różnych wysokościach nad poziomem morza.

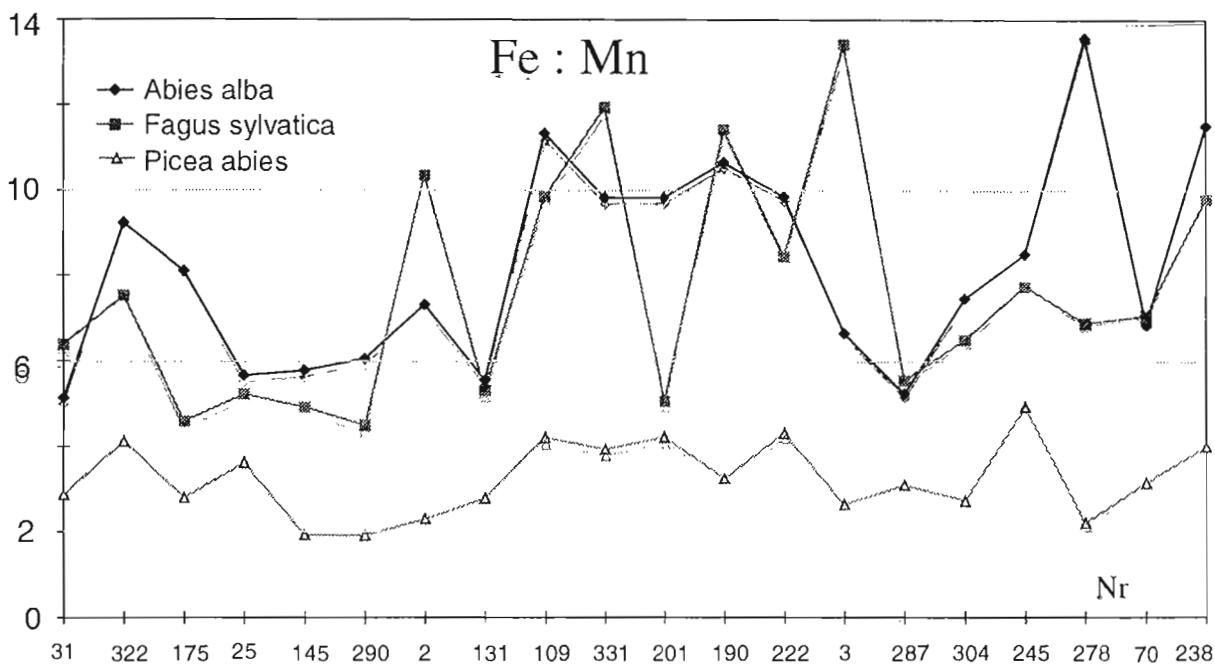
Fig. 32. Concentration of manganese in leaves (L) and roots (R) of beech (F), fir (A) and spruce (P) seedlings from 20 plots situated at different altitudes.

Tabela 28
Table 28

Stosunek zawartości Ca:Al w siewkach
Contents ratio of Ca : Al in seedlings

Gatunek Species	Korzenie Roots		Liście Leaves	
	Regiel dolny Lower mountain zone	Regiel środkowy Middle mountain zone	Regiel dolny Lower mountain zone	Regiel środkowy Middle mountain zone
Świerk Spruce	2,13	2,10	27,6	23,8
Jodła Fir	1,33	1,42	18,0	15,3
Buk Beech	1,11	1,15	33,3	30,1

badanych gatunków stężenie ołowiu w korzeniach zwiększało się wraz z wysokością, a dla jodły stwierdzono nawet istotną statystycznie ujemną korelację między stężeniem ołowiu w korzeniach a wysokością nad poziomem morza ($r_s = -0,505$).



Ryc. 33. Stosunek Fe : Mn w korzeniach jodły, buka i świerka na 20 powierzchniach siatki w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 33. Fe:Mn ratio in roots of fir, beech and spruce in 20 grid plots in the Gorce National Park.

Tabela 29

Table 29

Współczynniki korelacji Spearmana ($p < 0.01$) pomiędzy zawartością wybranych pierwiastków w organach asymilacyjnych i korzeniach siewek świerka, jodły i buka z 20 powierzchni w Gorczańskim Parku Narodowym

Spearman's correlation coefficient ($p > 0.01$) between contents of chosen elements in assimilation organs and roots of spruce, fir and beech coming from 20 plots situated in Gorce national Park

Gatunek Species	Składnik korelacji X Component of correlation X		Składnik korelacji Y Component of correlation Y		Współczynnik korelacji Correlation coefficient
	Materiał	Pierwiastek	Materiał	Pierwiastek	
Świerk Spruce	igły needles	Al	igły needles	Fe	0.8586
	igły needles	Mn	korzenie roots	Mn	0.8601
	igły needles	N	korzenie roots	S	0.5602
	igły needles	N	korzenie roots	Pb	0.5509
	korzenie roots	N	korzenie roots	S	0.7769
	korzenie roots	Al	korzenie roots	Fe	0.8808
Jodła Fir	igły needles	Al	korzenie roots	Mn	0.7657
	igły needles	Mn	korzenie roots	Mn	0.8075
	korzenie roots	N	korzenie roots	S	0.7942
	korzenie roots	Al	korzenie roots	Fe	0.8537
Buk Beech	liście leaves	Al	liście leaves	Fe	0.8656
	liście leaves	Ca	liście leaves	Mg	0.8484
	liście leaves	S	korzenie roots	S	0.5973
	liście leaves	Mn	korzenie roots	Mn	0.7905
	korzenie roots	Al	korzenie roots	Fe	0.7427

Stężenie manganu w igłach siewek świerka i jodły było wyższe niż w liściach buka. W igłach jodły stężenie manganu najsilniej zmniejszało się wraz z wysokością nad poziomem morza. Pod względem stężenia manganu w korzeniach wyróżniały się siewki świerka, dla których stężenie tego pierwiastka było blisko dwukrotnie większe niż w drobnych korzeniach siewek buka i jodły (ryc. 32).

Obliczone wartości Fe:Mn dla korzeni siewek z Gorczańskiego Parku Narodowego są wysokie, szczególnie dla jodły i buka (ryc. 33), pomimo że stężenie manganu w igłach świerka i jodły oraz liściach buka było wysokie i wynosiło od ok. 800 do 900 ppm.

Analiza współczynników korelacji (tab. 29) wskazuje na występowanie istotnych statystycznie powiązań między stężeniem niektórych spośród oznaczanych pierwiastków w siewkach badanych gatunków. Do takich pierwiastków należy glin i żelazo, dla stężeń których otrzymano najwyższe dodatnie współczynniki korelacji, zarówno w organach asymilacyjnych jak i w korzeniach. Istotne statystycznie współczynniki korelacji występują również między stężeniem azotu i innych pierwiastków. Dotyczy to głównie siewek świerka, w których wyższe stężenie azotu połączone było z wyższym stężeniem siarki i ołowiu (tab. 29).

Powiązania między składem chemicznym siewek badanych gatunków drzew, a składem zanieczyszczeń atmosferycznych w rejonie Gorczańskiego Parku Narodowego dowodzą istotnego wpływu tych zanieczyszczeń na rozwój drzew w pierwszych etapach ontogenezy.

6. STĘŻENIE WYBRANYCH MAKRO- I MIKROELEMENTÓW W DREWIE ŚWIERKA, JODŁY I BUKA

6.1. Metodyka

Wykorzystane do pomiaru rocznego przyrostu grubości wywierty drewna świerka, jodły i buka (rozdz. 3.2.4.) podzielono według poszczególnych dziesięcioleci od 1940 roku. Drewno sprzed roku 1940 traktowano łącznie. Tak uzyskane próby łączono dziesięcioleciami w ramach poszczególnych gatunków i spalano w trzech powtórzeniach w stężonym HClO_4 dla oznaczenia wybranych pierwiastków metodą ASA.

Za główny cel analiz chemicznych drewna przyjęto określenie różnic gatunkowych w stężeniu wybranych pierwiastków w drewnie świerka, jodły i buka występujących jednocześnie na 14 powierzchniach w reglu dolnym i środkowym w Gorczańskim Parku Narodowym (rozdz. 3.2.4) oraz w drewnie świerka na 3 powierzchniach w reglu górnym. Zbiór materiału do analiz z tak dużej liczby drzew w każdym gatunku zapewniał porównywalność wyników na poziomie populacyjnym. Do badań nad udziałem wybranych pierwiastków w drewnie wy-

brane zostały drzewa I i II klasy Krafta (górujące i panujące), powyżej IV klasy wieku. Analizy zostały wykonane w Samodzielnej Pracowni Analiz Fizykochemicznych Instytutu Badawczego Leśnictwa. Wyniki tych badań mogą okazać się przydatne zarówno w monitoringu biologicznym jak też w gospodarce leśnej przy określaniu zapotrzebowania badanych gatunków drzew na składniki pokarmowe.

Celem wtórnym było uzyskanie informacji o dynamice zmian w chemizmie drewna w poszczególnych dziesięcioleciach oraz skonfrontowanie ich z badaniami licznych autorów, którzy wskazują, że odkładanie się pierwiastków w pierścieniach przyrostu rocznego nie jest trwałe. Pierwiastki te mogą przemieszczać się w roztworach wodnych również w obrębie przekroju poprzecznego (ŁUKASZEWSKI i in. 1988, JAWORSKI, SKRZYSZEWSKI 1989, KAŹMIERCZAKOWA i in. 1984), a wyraźniejsze różnice w stężeniu niektórych pierwiastków w słojach drewna z różnych dziesięcioleci zaznaczają się w warunkach skrajnego skażenia atmosfery (CIEPAŁ, NIEMTUR 1984).

6.2. Wyniki i dyskusja

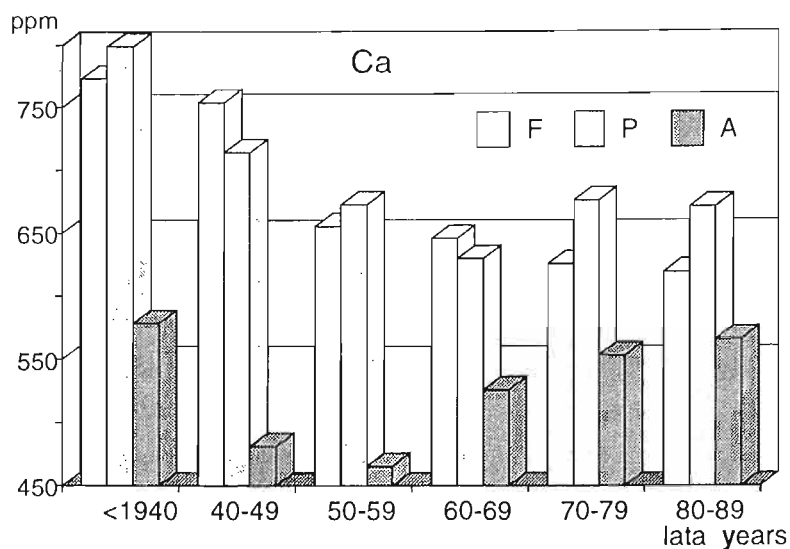
6.2.1. Stężenie wapnia, magnezu i potasu

Tendencję do zwiększania się stężenia wapnia można dostrzec jedynie w drewnie jodły w okresie od lat pięćdziesiątych do osiemdziesiątych (ryc. 34). Stężenie wapnia w drewnie jodły jest niższe niż w drewnie buka i świerka, w przeciwieństwie do stężenia w igłach, które w igłach jodły było znacznie wyższe niż w igłach świerka i liściach buka (rozd. 5.2).

W przypadku stężenia magnezu w drewnie można zauważyć podobne proporcje między badanymi gatunkami jak w przypadku stężenia wapnia (ryc. 35). Jednak stężenie magnezu w drewnie buka w porównaniu ze świerkiem i jodłą jest wyraźnie wyższe niż w przypadku wapnia.

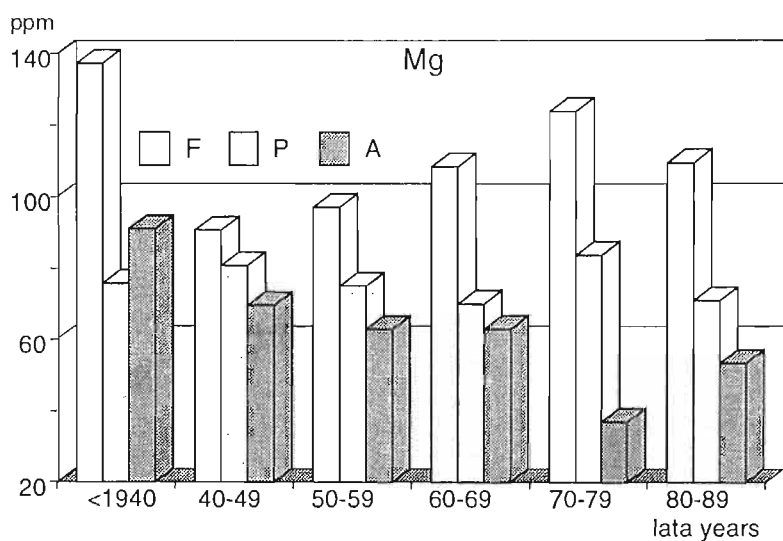
W organach asymilacyjnych trzech badanych gatunków najwyższe stężenie potasu było w liściach buka (rozdział 5.2), natomiast w drewnie stężenie potasu u buka, podobnie jak u świerka, było znacznie niższe niż w drewnie jodły (ryc. 36). Obieg potasu w drzewostanach bukowych i świerkowych jest więc słabiej zakłócany poprzez pozyskanie drewna z niską kumulacją potasu aniżeli w drzewostanach z dużym udziałem jodły. Dotyczy to drzewostanów gospodarczych, z których zasobne w potas drewno jodły usuwane jest w ramach użytkowania rębego. W rezerwatach ścisłych, w wyniku powolnego rozkładu drewna, potas wraz z innymi elementami wraca do obiegu.

Wysokie stężenie potasu w drewnie związane jest z dużym zapotrzebowaniem jodły na ten pierwiastek, a właśnie potas jest pierwiastkiem, który jest najszybciej wymywany w glebach leśnych (rozd. 6.4). Dlatego w drzewostanach jodłowych wskazany jest udział buka, którego liście zawierają znacznie więcej



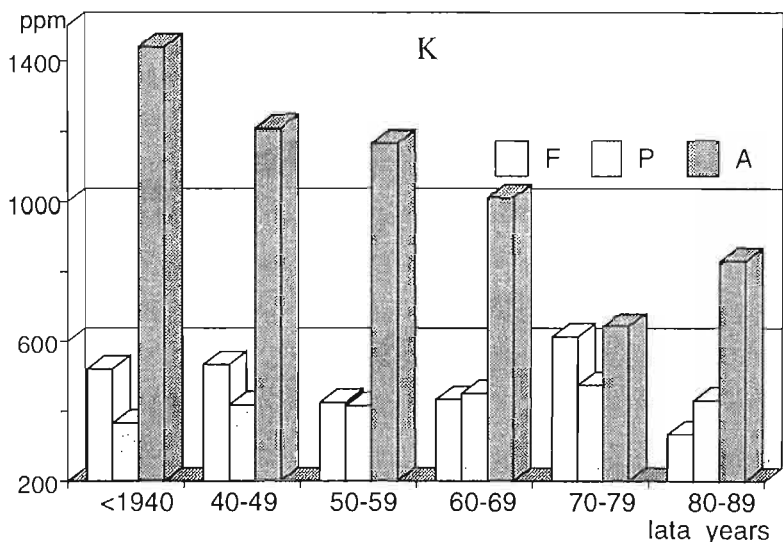
Ryc. 34. Stężenie wapnia w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 34 Concentration of calcium in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorce National Park.



Ryc. 35. Stężenie magnezu w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 35. Concentration of magnesium in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorce National Park.



Ryc. 36. Stężenie potasu w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 36. Concentration of potassium in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorce National Park.

potasu w porównaniu z igłami jodły, a obfity opad ściółki bukowej wzbogaca glebę w niezbędne składniki pokarmowe.

Niektórzy autorzy uważają, że istnieje związek między żywotnością drzew a stężeniem potasu w drewnie. Nie potwierdzają tego badania JAWORSKIEGO i SKRZYSZEWSKIEGO (1989), którzy stwierdzili wprawdzie, że więcej było potasu w drewnie jodły z dziesięciolecia 41-50 niż 71-80, ale wartości były podobne zarówno dla drzew osłabionych jak i żywotnych. Zależność ta w warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego została potwierdzona tylko dla jodły (ryc. 36). W drewnie buka i świerka nie stwierdzono podobnych tendencji.

6.2.2. Stężenie związków glinu

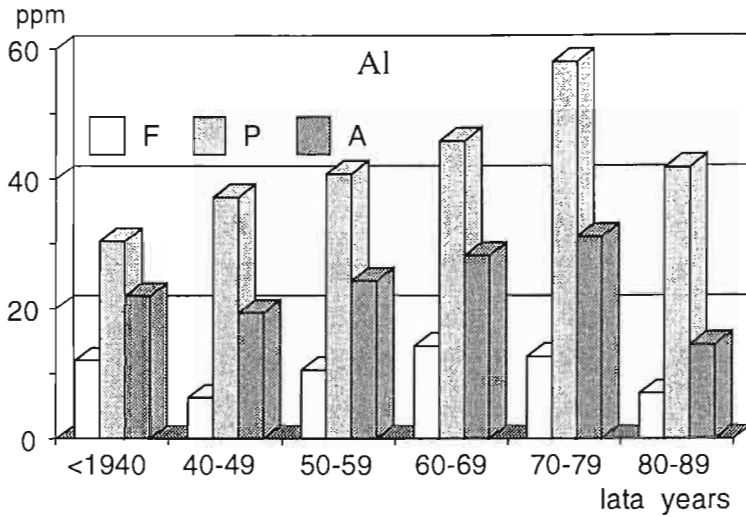
Stężenie glinu w drewnie buka, świerka i jodły zachowuje te same proporcje w poszczególnych dziesięcioleciach: największe jest w drewnie świerka, mniejsze w drewnie jodły i najmniejsze w drewnie buka (ryc. 37). Stwierdzone proporcje stężeniu glinu w drewnie między badanymi gatunkami nie pokrywają się z proporcjami stężenia tego pierwiastka w korzeniach i liściach siewek.

6.2.3. Stężenie manganu i ołowiu

W drewnie drzew osłabionych stwierdzono (JAWORSKI, SKRZYSZEWSKI 1989) większe zróżnicowanie stężenia ołowiu: od 13 ppm (Zwierzyniec) do wartości śladowych (Zagnańsk, Ustroń; ryc. 38). Ogólnie zaznacza się pewien wzrost stężenia ołowiu w próbkach z lat 1971–80, co zdaniem autorów może być związane ze zwiększaniem się udziału tego metalu w środowisku. Wyższe stężenie ołowiu w słojach drzew w ostatnich latach stwierdziła także KAŻMIERCZAKOWA i in. (1984). Wzrost stężenia metali ciężkich w drewnie jest wyraźny w warunkach silnego skażenia środowiska, np. przy hutach cynku i ołowiu (CIEPAŁ, NIEMTUR 1984, ŁUKASZEWSKI i in. 1988).

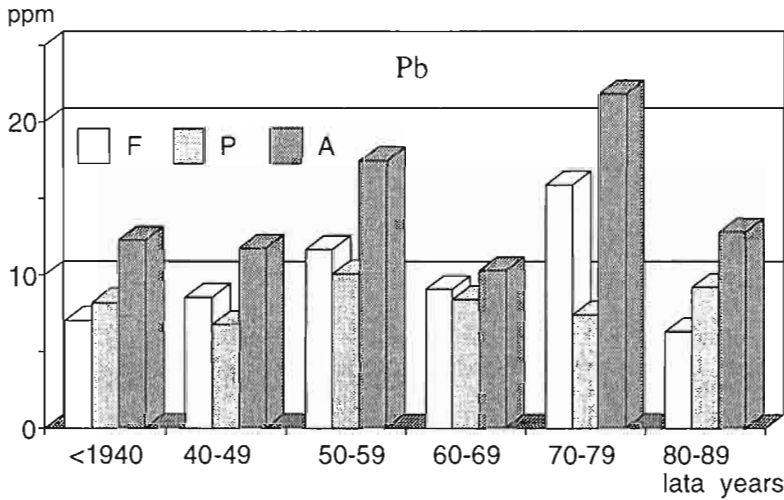
W badaniach nad stężeniem ołowiu w drewnie jodeł o różnej żywotności JAWORSKI i SKRZYSZEWSKI (1989) stwierdzili wyższe stężenia ołowiu w drewnie drzew żywotnych w porównaniu z osłabionymi. Oznacza to, że osłabione z różnych powodów drzewostany kumulują mniej ołowiu w drewnie, wytwarzając jednocześnie mniej biomasy; w sumie w mniejszym stopniu przyczyniają się do eliminowania tego pierwiastka z obiegu.

Wyniki analiz drewna jodły z powierzchni w Gorczańskim Parku Narodowym wykazują we wszystkich dziesięcioleciach wyraźnie wyższe stężenia ołowiu w drewnie w porównaniu z wynikami przedstawionymi w pracy JAWORSKIEGO i SKRZYSZEWSKIEGO (1989). Przyczyną może być, silniejsze skażenia związkami ołowiu obszaru Gorczańskiego Parku Narodowego lub zwiększona akumulacja ołowiu w ostatnich 15 latach na całym przekroju poprzecznym pnia. W Gorczańskim Parku Narodowym drewno świerka, jodły i buka pobrano z drzew rosnących w podobnych warunkach siedliskowych i na podobnej wysokości nad



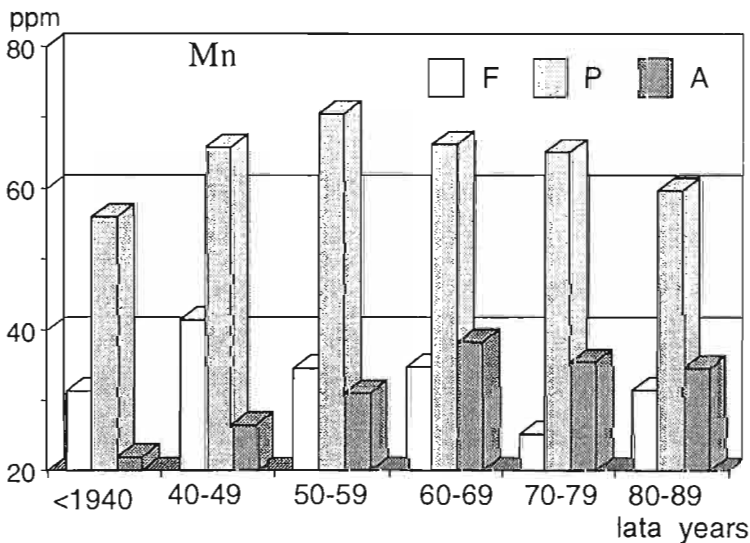
Ryc. 37. Stężenie glinu w drewnie buka (1), świerka (2) i jodły (3) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 37. Concentration of aluminium in wood of beech (1), spruce (2) and fir (3) in the Gorcze National Park.



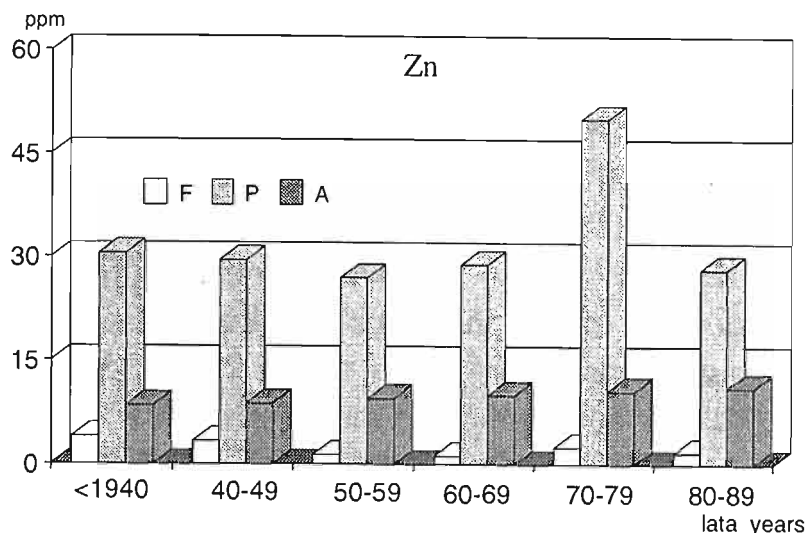
Ryc. 38. Stężenie ołowiu w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 38. Concentration of lead in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorcze National Park.



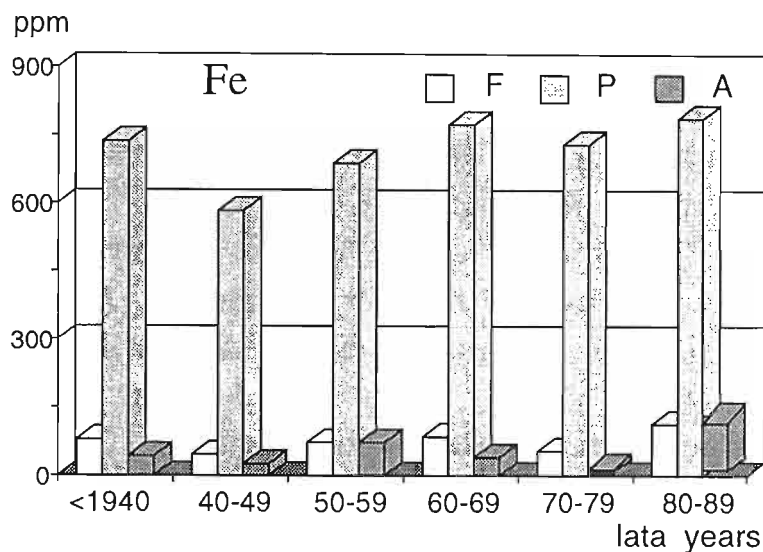
Ryc. 39. Stężenie manganu w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 39. Concentration of manganese in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorcze National Park.



Ryc. 40. Stężenie cynku w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 40. Concentration of zinc in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorce National Park.



Ryc. 41. Stężenie żelaza w drewnie buka (F), świerka (P) i jodły (A) w Gorczańskim Parku Narodowym.

Fig. 41. Concentration of iron in wood of beech (F), fir (A) and spruce (P) in the Gorce National Park.

poziomem morza. Z porównania stężeń ołowiu w drewnie trzech gatunków wynika, że więcej ołowiu akumuluje drewno jodły, szczególnie w porównaniu z drewnem świerka. Stężenie manganu było wyraźnie wyższe w drewnie świerka (ryc. 39), potwierdza się więc również w tym przypadku antagonizm między manganem i ołowiem.

Stężenie manganu w drewnie świerka wykazuje nieznaczną tendencję spadkową w latach 1950–90. Może to wynikać z wypłukiwania tego pierwiastka przez kwaśne deszcze z górnych warstw gleby w wyższych położeniach nad poziomem morza, zwłaszcza w borze wysokogórskim. Jak stwierdzono w rozdziale 4.2.1. na siedlisku boru wysokogórskiego poziom organiczny gleby wykazywał najniższe stężenie manganu, szczególnie form łatwo przyswajalnych w podpoziomiu O_h . Związek zanieczyszczeń atmosferycznych z obniżaniem się ilości manganu w poziomie organicznym regła górnego potwierdzają wysokie współczynniki korelacji między stężeniem manganu oraz wartościami pH, a także między stężeniem manganu i ołowiu oraz manganu i siarki. O przydatności oznaczeń stężenia man-

ganu w słojach przyrostu rocznego do celów bioindykacyjnych piszą również GUYETTE i in. (1992).

Zdaniem Nemeca (za: JAWORSKI, SKRZYSZEWSKI, 1989) wysokie stężenie manganu w drewnie części wierzchołkowej cechuje drzewa obumierające. Według tego autora na wysokości 1 m nad ziemią stężenie manganu w drewnie jodeł zdrowych wynosiło 71 ppm, a w drewnie obumierających 60 ppm. W drewnie jodeł z Gorczańskiego Parku Narodowego (próby pobrane z wysokości 1,3 m nad ziemią) stężenie manganu było znacznie niższe i wahało się od 22 do 35 ppm w suchej masie. Wartości te są zbliżone do wyników przedstawionych w pracy JAWORSKIEGO i SKRZYSZEWSKIEGO (1989) dla drewna jodeł żywotnych z LZD Krynica, natomiast różnią się znacznie od takich stanowisk jak Brzozów czy też Bystrzyca Kłodzka. Dokładna interpretacja zawartości manganu w drewnie jodły z różnych stanowisk wymaga więc dalszych badań.

Jak wynika z wykresu przedstawionego na rycinie 40, stężenie cynku jest kilkakrotnie większe w drewnie świerka, pomimo pobrania próbek z drzew występujących na tych samych stanowiskach. Jeszcze większą różnicę stwierdzono w stężeniu żelaza w drewnie świerka i pozostałych gatunków (ryc. 41).

Próbki drewna pobrano tylko z jednej wysokości (1,30 m), w wyższych partiach drzewa stężenia oznaczanych pierwiastków mogą być odmienne (JAWORSKI, SKRZYSZEWSKI, 1989). Stężenia glinu, manganu, cynku i żelaza w drewnie świerka są zdecydowanie wyższe niż u jodły i buka, można więc przypuszczać, że jest to właściwość charakterystyczna dla drewna tego gatunku, być może związana z powierzchniowym systemem korzeniowym i kumulacją niektórych jonów w roztworach glebowych występujących w górnych warstwach gleby. Kumulacja ta jest szczególnie wyraźna dla żelaza i glinu (DZIADOWIEC i in. 1994), tab. 12, 21.

7. ZAWARTOŚĆ WYBRANYCH PIERWIASTKÓW W OPADZIE MATERII ORGANICZNEJ

7.1. Metodyka

Chwytniki opadu materii organicznej rozmieszczono na 6 stałych powierzchniach badawczych (50 x 50 m), których charakterystykę przedstawiono w tabeli 30. Powierzchnia w drzewostanie jodłowym położona była na obszarze lasów prywatnych, tuż przy granicy z Gorczańskim Parku Narodowym, ponieważ w Parku nie udało się znaleźć odpowiedniego drzewostanu jodłowego.

Na każdej powierzchni rozmieszczono równomiernie 16 chwytników, każdy o powierzchni 0,17 m². Materiał zbierano od 20.07.95 do 21.10.95, a więc w okresie lata i jesieni, do pierwszego większego opadu śniegu. W drzewostanie na

Tabela 30

Table 30

Charakterystyka powierzchni badawczych (50x50 m) w Gorczańskim Parku Narodowym, na których prowadzono badania opadu materii organicznej
Characteristics of research area (50x50 m) in Gorce National Park in which organic litter fall was investigated.

Nr pow. No of area	Oddział Compartment	Wysokość n.p.m. Altitude	Skład gatunkowy Species composition	Wiek Age	Zadrzewienie Degree of crop density	Masa Stand volume m ³ /ha	Liczba drzew szt./ha Number of trees	Zbiorowisko Plant community
1	138b	1250	świerk spruce	75	0,8	266	520	<i>Plagiothecio-Piceetum</i>
2	143c	1200	świerk spruce	75	0,8	317	540	<i>Plagiothecio-Piceetum</i>
3	144c	1200	świerk spruce	75	0,9	391	756	<i>Plagiothecio-Piceetum</i>
4	46c	900	świerk spruce	65	0,7	201	492	<i>Abieti-Piceetum</i>
5	las pryw. priv. for.	800	90% Jodła fir 10% świerk spruce	80 80	0,6	439	288	<i>Abieti-Piceetum</i>
6	58d	900	buk beech	100	1,0	451	308	<i>Fagetum carpaticum</i>

powierzchni nr 6 obserwowano jesienią 1995 roku wyjątkowo obfite obradanie buka, dzięki czemu można było określić i porównać wagę i skład chemiczny opadających nasion, miseczek nasiennych i liści.

Zebrany w chwytниках materiał przywożono do laboratorium, sortowano, ustalano suchą masę igieł, liści, gałęzi, itp. (tab. 31–33), a następnie przeznaczano do analiz chemicznych. Analizy wykonano według metodyki przedstawionej w rozdziale 4.1.

7.2. Wyniki i dyskusja

Wielkość opadu organicznego zależy od żyzności gleby, składu gatunkowego, bonitacji, wieku i zwarcia drzewostanów. Inne czynniki wpływające na wielkość opadu organicznego to warunki atmosferyczne, orografia terenu, struktura zbiorowiska roślinnego oraz jego stan zdrowotny (MAŁEK, WĘZYK 1995).

Spośród sześciu powierzchni, na których rozmieszczono chwytники opadu materii organicznej, trzy położone były w górnoreglowych świerczynach *Plagiothecio-Piceetum tatricum* (tab. 30). W okresie badań ilość opadu organicznego na tych powierzchniach była wyraźnie mniejsza, pomimo większej liczby drzew i większego zadrzewienia (dla drzewostanów iglastych), dlatego też mniejszy był dopływ większości oznaczanych pierwiastków z opadem materii organicznej. Dotyczy to szczególnie potasu, wapnia i magnezu, których dopływ na powierz-

Tabela 31

Table 31

Opad materii organicznej oraz stężenie wybranych pierwiastków na 6 powierzchniach w Gorczańskim Parku Narodowym (g/ha)

Organic litter fall and concentration of chosen elements in 6 areas in Gorce National Park (g/ha)

Okres zbioru materiału Sample collecting time	Opad Fall	K	Ca	Mg	S	Fe	Mn	Zn	Pb
20.07—23.08.95	127 450	334	245	34	185	69	39	4.14	1.85
23.08—20.09.95	37 920	50	69	9	56	16	10	1.16	0.93
20.09—21.10.95	214 700	435	760	50	280	52	114	4.13	2.78
Razem pow. 1 Together area 1	380 060	819	1075	93	521	137	164	9.43	5.56
20.07—23.08.95	152 500	340	240	53	258	142	50	5.21	3.21
23.08—20.09.95	63 360	78	84	15	111	42	15	1.90	2.42
20.09—21.10.95	317 540	4619	933	74	423	70	193	5.09	3.30
Razem pow. 2 Together area 2	533 390	1037	1258	142	793	254	259	12.20	8.93
20.07—23.08.95	217 030	401	623	91	347	208	78	11.01	5.37
23.08—20.09.95	27 980	36	72	8	444	11	8	1.03	0.78
20.09—21.10.95	223 480	430	1077	73	299	61	131	5.47	2.39
Razem pow. 3 Together area 3	468 500	867	1773	172	4691	280	219	17.51	8.55
20.07—23.08.95	76 180	281	427	45	106	39	81	4.02	1.31
23.08—20.09.95	60 130	189	317	31	82	21	58	2.54	1.17
20.09—21.10.95	565 260	2628	4638	375	684	80	1015	24.47	4.58
Razem pow. 4 Together area 4	701 570	3098	5382	451	872	140	1154	31.03	7.06
20.07—23.08.95	135 520	605	1243	112	208	24	123	7.43	0.98
23.08—20.09.95	225 650	749	2225	1964	300	50	160	12.98	1.78
20.09—21.10.95	301 310	1746	1320	238	317	45	138	10.77	1.53
Razem pow. 5 Together area 5	662 480	43100	4788	546	825	119	421	31.18	4.29
20.07—23.08.95	99 140	408	493	714	131	28	37	6.35	1.29
23.08—20.09.95	303 050	1274	2635	405	349	40	239	18.72	1.84
20.09—05.10.95	545 020	3513	3240	652	672	63	326	26.36	3.07
05.10—21.10.95	2 672 470	20658	18549	4061	3520	258	1812	72.51	9.58
Razem pow. 6 Together area 6	3 619 680	25853	24917	5189	4672	389	2414	123.94	15.784

chniach w reglu górnym można określić jako kilkakrotnie mniejszy niż na powierzchniach położonych niżej nad poziomem morza. Podobne zależności wykazują oznaczane mikroelementy: mangan i cynk.

Dopływ siarki, żelaza i ołowiu, czyli pierwiastków, których związki są jednymi z głównych składników zanieczyszczeń atmosferycznych w rejonie Gor-

Tabela 32

Table 32

Wielkość opadu materii organicznej oraz siarki na powierzchni nr 6 w drzewostanie bukowym w Gorczańskim Parku Narodowym w okresie od 20.07 do 21.10.95.

Quantity of organic matter fall and sulphur in 6 areas in beech stand in Gorce National Park during the period from 20.07. to 21.10.95.

Okres zbioru Time of collection	Materiał Material	S (g/ha)	Opad (g/ha)
20.07–23.08.95	liście buka leaves of beech	11.33	15860
	nasiona buka seed of beech	8.70	6350
	miseczki nasienne buka seed cupule of beech	28.93	19670
	kwiaty męskie buka male flowers of beech	8.03	22080
	igliwie needles	15.47	17640
	kwiaty męskie iglaków male flowers of conifers	1.16	1350
	gałęzie branches	9.28	8260
	reszta remainder	16.23	41710
	razem together	99.14	132920
23.08–20.09.95	liście buka leaves of beech	202.69	233090
	nasiona buka seed of beech	26.53	34760
	miseczki nasienne buka seed cupule of beech	34.76	17730
	kwiaty męskie buka male flowers of beech	3.36	8770
	igliwie needles	15.28	17880
	kwiaty męskie iglaków male flowers of conifers	0.84	1060
	gałęzie branches	4.81	4230
	reszta remainder	14.79	32970
	razem together	303.05	350490
20.07–05.10.95	liście buka leaves of beech	217.92	283300
	nasiona buka seed of beech	120.70	243820
	miseczki nasienne buka seed cupule of beech	149.25	68650
	kwiaty męskie buka male flowers of beech	2.35	5880
	igliwie needles	6.24	69220
	kwiaty męskie iglaków male flowers of conifers	1.61	2310
	reszta remainder	15.32	30030
	razem together	545.02	668750
	05.10–21.10.95	liście buka leaves of beech	1292.35
nasiona buka seed of beech		973.71	171320
miseczki nasienne buka seed cupule of beech		385.74	162010
kwiaty męskie buka male flowers of beech		1.33	3420
igliwie needles		5.82	5820
kwiaty męskie iglaków male flowers of conifers		0.23	0290
nasiona jodły seed of fir		2.05	3160
gałęzie branches		4.08	3590
reszta remainder		7.12	13310
razem together		2672.44	3520770
20.07–21.10.95	OGÓŁEM TOTAL	3619.65	470590

Tabela 33

Table 33

Wielkość opadu materii organicznej oraz siarki na 5 powierzchniach w Gorczańskim Parku Narodowym w okresie od 20.07 do 21.10.95. (kg/ha)

Quantity of organic matter fall and sulphur in 5 areas located in the Gorce National Park in the period of 20.07 to 21.10.95 (kg/ha)

Okres zbioru Time of collection	Numer powierzchni Number of area										
	1		2		3		4		5		
	S	opad fall	S	opad fall	S	opad fall	S	opad fall	S	opad fall	
20.07-23.08.95											
iglowie needles	0.159	115.0	0.191	120.73	0.283	185.87	0.072	60.00	0.190	125.82	
gałęzie branches	0.006	4.91	0.010	7.06	0.013	10.62	0.005	4.63	0.005	0.56	
kwiaty męskie male flowers	0.015	5.76	0.028	13.46	0.023	9.62	0.002	1.14	0.007	5.36	
reszta remainder	0.005	1.77	0.030	11.23	0.029	10.91	0.028	10.41	0.006	3.78	
Razem Together	0.185	127.4	0.259	152.48	0.348	217.02	0.107	76.18	0.208	135.52	
23.08-20.09.95											
iglowie needles	0.043	31.30	0.076	47.47	0.034	24.08	0.056	44.01	0.283	212.48	
gałęzie branches	0.004	2.72	0.005	3.63	0.001	0.51	0.005	3.76	0.002	2.44	
kwiaty męskie male flowers	0.008	3.12	0.024	10.04	0.009	3.07	0.002	1.16	0.011	7.91	
reszta remainder	0.002	0.77	0.006	2.21	0.001	0.33	0.019	11.19	0.004	2.83	
Razem Together	0.057	37.91	0.111	63.35	0.045	27.99	0.082	60.12	0.300	225.66	
20.10-21.10.95											
iglowie needles	0.256	203.50	0.387	297.59	0.283	215.84	0.617	489.51	0.140	111.32	
gałęzie branches	0.005	4.36	0.014	10.69	0.003	2.61	0.039	55.16	0.005	3.97	
kwiaty męskie male flowers	0.005	1.84	0.015	5.82	0.006	1.97	0.002	1.28	0.012	8.76	
nasiona Św seedl of spruce	0.001	0.71	0.001	0.69	0.0002	0.18	0.000	0.08	0.087	54.56	
reszta remainder	0.013	4.28	0.006	2.74	0.008	2.88	0.030	19.23	0.71	122.70	
Razem Together	0.280	214.69	0.423	317.53	0.300	223.48	0.688	565.26	0.315	301.31	

czańskiego Parku Narodowego, kształtował się podobnie na 5 powierzchniach położonych w drzewostanach iglastych pomimo mniejszego opadu materii organicznej w reglu górnym. Oznacza to, że w opadzie materii organicznej w drzewostanach górnoreglowych siarka, ołów i żelazo mają większe stężenie, są więc silniej kumulowane, zwłaszcza przez igły świerka, które stanowią główną część tego opadu (ok. 80-95%). Zależności te potwierdzają wyniki analiz che-

micznych próbek poziomu organicznego w których również stwierdzono większe stężenia siarki i ołowiu na powierzchniach położonych w reglu górnym (tab. 6).

LASKOWSKI i in. (1994, 1995) stwierdzili, że w mieszanym drzewostanie bukowo-sosnowym w rejonie zbiornika wodnego w Dobczycach (k. Krakowa) oznaczane pierwiastki pod względem wielkości dopływu z opadem materii organicznej można uszeregować następująco: N>Ca>S>K>Mg>Mn>Pb. Na powierzchniach w Gorczańskim Parku Narodowym dopływ siarki jest mniejszy od dopływu zarówno wapnia jak i potasu. Prawdopodobnie związane jest to z większym oddaleniem Parku od krakowskiej aglomeracji oraz z czasem badań, ponieważ w ostatnich latach obserwuje się zmniejszanie się emisji związków siarki do atmosfery. W Gorczańskim Parku na powierzchniach założonych w drzewostanach iglastych w reglu górnym zwraca również uwagę niski dopływ magnezu; są to ilości mniejsze nawet od dopływu manganu. Na powierzchni w drzewostanie bukowym (nr 6) ilość magnezu dopływającego z opadem materii organicznej jest ponad dwukrotnie wyższa niż manganu, a kolejność pierwiastków jest podobna jak w badaniach LASKOWSKIEGO i in. (1994): Ca>K>S>Mg>Mn>Pb.

Na podstawie wyników przedstawionych w tabeli 31 można przypuszczać, że wyższy w porównaniu z siarką dopływ wapnia powinien neutralizować oddziaływanie związków siarki, nawet pomimo mniejszego gramorównoważnika (siarki w porównaniu z wapniem). Jednak dopływające z opadem materii organicznej związki siarki stanowią tylko część ogólnego depozytu związków zakwaszających, które w wyniku skomplikowanych reakcji chemicznych i biochemicznych określają pH poziomu organicznego gleby. Ilość potasu, wapnia, magnezu oraz manganu w opadzie materii organicznej na powierzchniach w reglu górnym jest kilkakrotnie mniejsza w porównaniu z wynikami na powierzchniach położonych niżej. Może to być wynikiem niskiego stężenia tych podstawowych składników pokarmowych w glebie, a tym samym w fitocenozie, może też występować zjawisko bezpośredniego wymywania przez kwaśne deszcze składników pokarmowych z igieł, jak również może mieć miejsce oszczędniejsza gospodarka roślin składnikami pokarmowymi w warunkach ich deficytu, tzn. wycofanie potrzebnych pierwiastków z organów asymilacyjnych przed ich zrzuceniem.

W tabelach 31-33 przedstawiono wielkość opadu materii organicznej oraz zawartość siarki na poszczególnych powierzchniach z wyróżnieniem poszczególnych frakcji (igliwie, gałęzie, itp). Jak można zauważyć na podstawie danych przedstawionych w tabeli 33 w drzewostanach iglastych zarówno w reglu górnym jak i dolnym, główną część opadu organicznego stanowi igliwie. W drzewostanie bukowym, w którym położona jest powierzchnia nr 6, procentowy udział liści jest mniejszy ze względu na obfity rok nasienny buka. Na powierzchni tej w opadzie materii organicznej, we wrześniu i październiku dominują owoce buka, czyli miseczki nasienne i nasiona. Zwraca uwagę zdecydowanie mniejsze stężenie siarki w miseczkach nasiennych (0,042-0,068% sm) w porównaniu z bogatymi w

białko nasionami buka (0,131-0,202% s.m.). Nasiona buka wykazują wyższe stężenia siarki niż opadające liście tego gatunku, w których stwierdzono od 0,120 do 0,140% siarki w suchej masie. Ogólnie można stwierdzić, że w czasie lat nasiennych w drzewostanach bukowych dopływ siarki do podłoża jest znacznie większy. Oprócz większego stężenia siarki w nasionach buka stwierdzono większe stężenia potasu, wapnia, magnezu i manganu, a znacznie mniejsze ołowiu w porównaniu ze stężeniem tych pierwiastków w chroniących nasiona miseczkach nasiennych. Zapotrzebowanie na potas, wapń, magnez i mangan w owocujących drzewostanach bukowych wyraźnie wzrasta.

Jednak najważniejsza różnica między drzewostanami iglastymi i liściastymi w dopływie pierwiastków z opadem materii organicznej wynika z odmiennego cyklu wymiany aparatu asymilacyjnego, a także z odmiennego cyklu generatywnego, w wyniku czego w drzewostanach liściastych mamy do czynienia z dopływem znacznych ilości pierwiastków w stosunkowo krótkim okresie jesiennym, czyli w okresie mniejszej aktywności fizjologicznej roślin (tab. 31). W okresie zimy procesy rozkładu są wstrzymane lub znacznie spowolnione. W okresie wiosenno-letnim, a więc w okresie silnego wzrostu drzew, powstają korzystne warunki do intensywnego rozkładu materii organicznej nagromadzonej z ubiegłego roku.

W niżej położonych drzewostanach liściastych szybsze tempo rozkładu nagromadzonej w krótkim czasie materii organicznej dostarcza składników pokarmowych i sprzyja lepszemu wzrostowi, zwłaszcza nalotów i podrostów, sprzyja również uwalnianiu związków siarki, azotu i ołowiu z poziomu organicznego gleby i jednocześnie sprzyja migracji tych pierwiastków w głębsze warstwy gleby i przedostawaniu się ich do wód gruntowych. Pomimo większego dopływu, szybsza migracja pierwiastków z poziomu organicznego gleby w reglu dolnym (tab. 20) jest jedną z istotnych przyczyn niższego stężenia siarki, ołowiu i innych pierwiastków pochodzących z zanieczyszczeń atmosferycznych w tym poziomie w porównaniu z reglem górnym. Na podstawie analiz opadu organicznego można więc stwierdzić, że w reglu górnym oprócz wymienionych w rozdziale 6.1 przyczyn wyższego stężenia w poziomie organicznym pierwiastków pochodzących z zanieczyszczeń atmosferycznych, istotne znaczenie ma tempo rozkładu materii organicznej, które decyduje o ilości pierwiastków będących w obiegu jak też o ilości pierwiastków wymywanych z ekosystemu. Dokładny, ilościowy bilans pierwiastków na większych obszarach górskich ekosystemów leśnych wymaga jednak dokładniejszych badań zespołowych z zastosowaniem nowoczesnych technik analitycznych i informatycznych (GIS). Wyniki tych badań mogą okazać się niezbędne nie tylko dla lepszego zrozumienia antropogenicznych zmian zachodzących w ekosystemach lasów górskich, ale również dla określenia metod zagospodarowania z uwzględnieniem założeń nowoczesnej hodowli lasu opartej na ekologicznych zasadach.

8. DYSKUSJA

8.1. Wstęp

Gorczański Park Narodowy wyróżnia się, nawet wśród leśnych obszarów górskich, dużym zróżnicowaniem siedlisk. Wynika ono przede wszystkim ze szczególnych warunków fizjograficznych panujących na obszarze Parku opisanych w literaturze (JAROSZ 1935, KORNAŚ 1955, KORNAŚ, MEDWECKA-KORNAŚ 1957, ADAMCZYK 1966, MICHALIK i in. 1986). Znany jest również zmienny (na różnych wysokościach nad poziomem morza) przebieg granic między piętrami wysokościowymi. Amplituda granicy między regłem środkowym i górnym przekracza 200 m. Stąd przyjęcie stałej wysokości nad poziomem morza (1150 m), powyżej której występowałby regiel górny, byłoby dużym uproszczeniem.

Dlatego przy opracowaniu i interpretacji wyników analiz chemicznych poziomu organicznego gleb z 351 powierzchni położonych na terenie Parku, łączono powierzchnie nie tylko według kryterium wysokości nad poziomem morza (tab. 7), ale również według siedlisk (tab. 8, 9), zbiorowisk roślinnych (tab. 10), typów gleby (tab. 12) oraz ekspozycji stoków (tab. 11). Wyniki analiz chemicznych poziomu organicznego gleby oraz siewek świerka, jodły i buka wskazują na pogarszanie się istniejących warunków rozwoju tych gatunków w wyższych położeniach górskich. Oprócz zanieczyszczeń powietrza przyczyną tego pogarszania są również zmiany klimatyczne, a szczególnie zmniejszanie się ilości opadów przy wolnym wzroście temperatury (ryc. 2).

Już w roku 1987 BORATYŃSKI i in. informowali, że zespół *Plagiothecio-Piceetum hercynicum* jest najbardziej zniszczonym zbiorowiskiem leśnym w Polsce, a w Sudetach Zachodnich wręcz zagrożonym w swym istnieniu. Problem świerczyn górnoreglowych, szczególnie sudeckich, ciągle znajduje się w centrum uwagi (BERNADZKI 1993, BAŁAZY 1993, BARZDAJN, SARZYŃSKI 1993, ZAWILA-NIEDŹWIECKI i in. 1993, PRZYBYLSKI 1994, GORZELAK 1995), tym bardziej, że w podobnej sytuacji znajdują się bory świerkowe regla górnego w Beskidach i Tatrach. Jednak stan zespołu górnoreglowych świerczyn tatrzańskich *Plagiothecio-Piceetum tatricum*, wobec znacznie mniejszych stężeń zanieczyszczeń powietrza w Karpatach, jest w porównaniu ze świerczynami sudeckimi o wiele lepszy, a zagrożenie nieco mniejsze.

Można dodać, że mniejsze zagrożenie lasów regla górnego w Karpatach w porównaniu z lasami wyższych położen w Sudetach wynika również z zasobniejszych siedlisk karpaccich, co w połączeniu z niższymi stężeniami zanieczyszczeń atmosferycznych sprawia, że obumieranie drzew i drzewostanów jest rozłożone w czasie, co pozwala na pewne złagodzenie skutków katastrofy ekologicznej. Wyjątkiem są występujące często w osłabionych drzewostanach gór-

noreglowych szkody klęskowe wynikające z gradacji owadów lub niszczącego działania wiatru.

Drzewostany rosnące na siedliskach ubogich są wrażliwsze niż występujące na siedliskach żyznych. Z tych względów niektórzy autorzy proponują uznać takie skrajne ekosystemy za mierniki służące do ustalania dopuszczalnych obciążeń emisjami (FABIJANOWSKI 1986). W warunkach górskich takimi miernikami są drzewostany regla górnego. TROLL (1995) na podstawie badań nad przestrzennym rozkładem wylesień w Beskidzie Śląskim (z wykorzystaniem techniki Systemów Informacji Geograficznej) informuje, że zasięg wysokościowy wylesień wynosi od 920 do 1257 m n.p.m. Aż 80% powierzchni wylesionej położone jest powyżej 1050 m n.p.m., a w partiach pomiędzy 1150–1257 m n.p.m. wylesieniu uległo prawie 27% powierzchni leśnej. Autor ten stwierdza również, że cechą charakterystyczną rozkładu wylesień względem wysokości bezwzględnych jest wzrost powierzchni wylesień wraz ze wzrostem wysokości bezwzględnej.

Stężenie określonego pierwiastka w poziomie organicznym gleby stanowi różnicę pomiędzy ilością związków danego pierwiastka, które dopływają z opadem materii organicznej oraz bezpośrednio z atmosfery a ilością związków, które zostają wypłukane do głębszych warstw gleby. Niektóre pierwiastki (jak np. azot) mogą ulatniać się bezpośrednio do atmosfery w formie lotnych związków. Natężenie tych procesów, związanych z obiegiem pierwiastków w ekosystemach leśnych, zależne jest od wielu czynników, między innymi od czynników klimatycznych, które przyczyniają do sezonowej zmienności dopływu materii organicznej oraz zmiany warunków fizyko-chemicznych gleby w ciągu roku. Dlatego w naszych warunkach klimatycznych zaznacza się również duża zmienność sezonowa wartości pH oraz zawartości wielu pierwiastków zarówno w glebie (WŁOCZEWSKI 1928,) jak i w roślinach (NIEMTUR, CZUCHAJOWSKA 1978, NIEMTUR i in. 1979).

Zmienność sezonowa składu chemicznego roślin i gleb może wpływać zasadniczo na wyniki monitoringu biologicznego. W warunkach leśnych ekosystemów górskich wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza skraca się okres wegetacyjny, a więc w tym samym terminie zbioru materiału do analiz, poszczególne osobniki biocenozy roślinnej będą na różnym etapie rozwoju (np. wiosenny rozwój liści, przyrost pędów, jesienne przebarwienia i opadanie liści). Również różny będzie w poszczególnych miesiącach stopień rozkładu materii w poziomie organicznym gleby. Z punktu widzenia porównywalności wyników najkorzystniejszym okresem zbioru materiału do analiz chemicznych w ramach monitoringu biologicznego jest okres między całkowitym wykształceniem organów asymilacyjnych i zakończeniem przyrostu wysokości (długości gałęzi) a pierwszymi zmianami związanymi z przygotowywaniem się roślin do okresu jesienno-zimowego. W warunkach górskich jest to okres zaledwie kilku tygodni na przełomie lipca i sierpnia. W tym też okresie pobierano wszystkie próby gleby

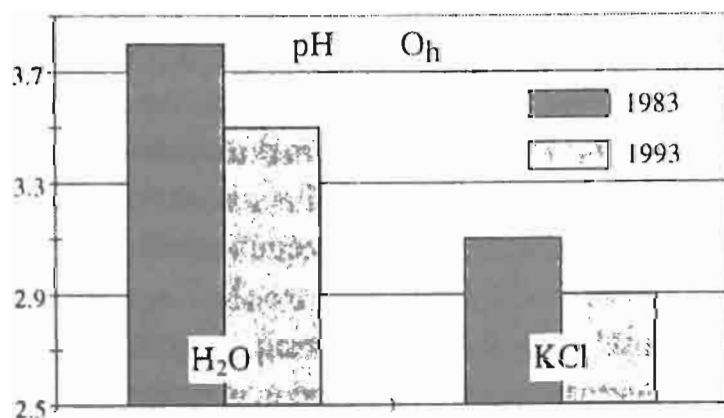
i materiału roślinnego do analiz chemicznych z obszaru Gorczańskiego Parku Narodowego, których wyniki przedstawiono w niniejszej pracy.

8.2. Odczyn poziomu organicznego gleby

Zmniejszanie się wartości pH poziomu organicznego wraz ze zmniejszaniem się wysokości nad poziomem morza jest tendencją występującą w większości górskich ekosystemów leśnych. W warunkach naturalnych w wyniku rozkładu substancji organicznej powstają w poziomie organicznym gleby kwasy nieorganiczne, przede wszystkim H_2CO_3 (oraz śladowe ilości H_2SO_4 i HNO_3), a także silne kwasy organiczne odpowiedzialne za proces bielcowania.

Jak silny jest naprawdę wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych na zmiany odczynu poziomu organicznego można będzie dokładniej ustalić poprzez okresowe (np. co dziesięć lat) pomiary pH na tych samych powierzchniach i o tej samej porze roku, w celu ustalenia dynamiki zmian w dłuższych okresach czasu (FALKENGREN-GRERUP i in. 1987, ZATEK 1994).

W Gorczańskim Parku Narodowym z pewnym zastrzeżeniem można porównać wartości pH próbek podpoziomu O_h z 351 powierzchni, które przedstawiono w niniejszej pracy, z wynikami pomiarów pH tego podpoziomu jakie wykonano w roku 1983 na 167 powierzchniach równomiernie rozmieszczonych na obszarze całego Parku (ryc. 42). Z zastrzeżeniem, ponieważ pH należy do wskaźników o wyjątkowo dużej zmienności zarówno w czasie (zmienność sezonowa) jak i w przestrzeni. Zmiany sezonowe wartości pH zewnętrznych warstw gleby to ciągły wzrost w czasie jesieni i zimy, z maksimum w kwietniu, a następnie silny spadek — z minimum w czerwcu (SKYLLBERG 1990, 1991). W roku 1983 próby zostały pobrane w okresie od maja do października przez Pracownię Siedliskoznawstwa Biura Urządzania lasu i Geodezji Leśnej w Krakowie. Z porównania tego wynika, że w okresie ostatnich dziesięciu lat wartość pH podpoziomu O_h wyraźnie zmniejszyła się. Różnica ta jest istotna statystycznie i wynosi 0,2 dla pH



Ryc. 42. Wartości średnie pH dolnej warstwy poziomu organicznego O_h próbek ze 167 powierzchni w roku 1983 (BULiGL) oraz z 351 powierzchni w roku 1993 z Gorczańskiego Parku Narodowego.

Fig. 42. Average values of pH in the Gorce National Park in the lower part of organic layer (O_h) from 167 plots in 1983 (The Forest Management and Forest Geodesy Bureau - BULiGL) and from 351 plots in 1993 in the Gorce National Park.

w KCl oraz 0,3 w H₂O. Wartości te są niewielkie liczbowo, jednak biorąc pod uwagę, że jest to ujemny logarytm ze stężenia jonów H⁺ można mówić o postępującym zakwaszaniu poziomu organicznego w Gorczańskim Parku Narodowym w ostatnich dziesięciu latach, a tym samym o niekorzystnych dla biocenozy leśnej zmianach w środowisku glebowym.

W przeciwieństwie do zmniejszania się całkowitej depozycji wraz ze zmniejszaniem się emisji naturalna neutralizacja związków zakwaszających w glebie jest procesem bardzo powolnym i długotrwałym. Na zauważalne pozytywne zmiany w środowisku naturalnym musimy czekać kilka, a w skrajnych przypadkach nawet kilkanaście lat (MODZELEWSKI, HREHORUK 1993, ANDERSSON, HANNEBERG 1996).

Stwierdzony na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego ścisły związek wartości pH poziomu organicznego z wysokością nad poziomem morza (p. rozdz. 4.2.2.) można dodatkowo interpretować następująco (NIEMTUR 1995a):

— oddziaływanie związków siarki i azotu, występujących między innymi w kwaśnych deszczach, wpływa zasadniczo na obniżanie wartości pH gleb (ANEJA i in. 1992, BACK i in. 1995, GRESZTA 1996, MORRISON 1984); dotyczy to szczególnie gleb położonych najwyżej nad poziomem morza, gdzie ilość opadów jest również najwyższa.

— udział opadów poziomych wzrasta wraz z wysokością nad poziomem morza; na wysokości 550 m stanowią one przeciętnie 1%, na 800 m mogą osiągnąć 21%, a na 1050 m ok. 45% (FABIJANOWSKI 1986); woda znajdująca się w chmurach ma niższe pH (3,5) niż opady atmosferyczne (4.2; ADAMS i EAGAR 1992, CAPE 1993);

— padający śnieg ma jeszcze niższe pH niż kwaśne deszcze, a im wyżej nad poziomem morza tym niższe są wartości pH śniegu (MIHALIK, SLAVIK, 1988); udział śniegu w ogólnym opadzie zwiększa się wraz z wysokością i na wysokości 500 m wynosi 20%, a na 1500 m już 45% (FABIJANOWSKI 1986);

— na powierzchniowy rozkład zanieczyszczeń gleby wpływa rozmieszczenie drzewostanów liściastych (bukowych) i iglastych (świerk, jodła); korony drzew iglastych wzbogacają wodę opadową w protony i jony różnych pierwiastków znacznie silniej niż drzewostany liściaste, nawet w sezonie wegetacyjnym (LOCHMAN 1993, HANSEN 1995).

Wpływ wysokiej koncentracji protonów w glebie na pobieranie składników pokarmowych i wzrost roślin może zaznaczać się bezpośrednio lub pośrednio poprzez zmianę przyswajalności składników i toksyczności niektórych jonów. Najczęściej skutki pośrednie mają większe znaczenie dla roślin niż skutki bezpośrednie (GLIŃSKI 1995), są też trudniejsze do jednoznacznego określenia w badaniach terenowych.

Na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego odczyn poziomu organicznego jest silnie kwaśny (tab. 6-12), wartości pH są jeszcze niższe w bez-

pośrednim sąsiedztwie drzew (WERNER i in. 1987, FALKENGREN-GRERUP, BJÖRK 1991, NIEMTUR 1994a). W tych warunkach można mówić o silnym wymywaniu składników pokarmowych (Ca, Mg, K). Potwierdzają to wysokie dodatnie współczynniki korelacji między wartościami pH i stężeniem wymienionych pierwiastków w poziomie organicznym (tab. 14). Zmiany w zawartości składników pokarmowych w glebie wywołują również zmiany zawartości różnych pierwiastków w tkankach roślin. Zmiany te są znacznie większe w korzeniach niż w organach asymilacyjnych (tab. 26, 27).

Wykazano, że zakwaszenie gleby, może przy niskiej próchniczności spowodować znaczny wzrost kumulacji żelaza w korzeniach, przekraczający kumulację glinu (PRUSINKIEWICZ i in. 1991). W warunkach Parku nie stwierdzono takiego zjawiska, a stosunek zawartości żelaza do glinu (Fe:Al) w korzeniach świerka, jodły i buka wynosił odpowiednio: 0,63, 0,62, 0,66.

O destabilizacji drzewostanów bukowych na silnie zakwaszanych glebach piszą również SAH i MEIWES (1993). Za główną przyczynę tej destabilizacji uważają nadmierne uwalnianie jonów glinu Al^{+++} . Zjawiska tego autorzy nie stwierdzili na glebach bogatych w jony wapnia.

GRESZTA (1983) informuje, że przy pH 3,4–4,6 występuje znaczne zmniejszenie przyrostu masy jodły, a przy pH 3,2–3,3 uszkodzeniu ulega nawet system korzeniowy świerków przy równoczesnej redukcji masy drobnych korzeni.

Na podstawie otrzymanych wyników analiz poziomu organicznego w Gorczańskim Parku Narodowym można stwierdzić, że wszystkie wymienione wyżej zagrożenia, wynikające przede wszystkim ze zwiększania kwasowości gleb leśnych przez zanieczyszczenia atmosferyczne, dotyczą głównie powierzchni położonych w reglu górnym, na siedlisku boru wysokogórskiego.

W niższych położeniach — w reglu środkowym i dolnym, gdzie gleby leśne wykazują dużą pojemność sorpcyjną i stabilność w zakresie chemizmu (ADAMCZYK 1986), zmiany w ich kwasowości mogą mieć mniejsze bezpośrednie znaczenie dla wzrostu drzewostanów, jednak niemożliwe jest określenie skutków pośrednich, jakie wynikają z oddziaływania tego czynnika na pozostałe składniki ekosystemów leśnych i zachodzące w nich procesy. Przykładem może być praca LJUNGSTRÖM'a i STJERNQUIST'a (1993), w której autorzy, na podstawie przeprowadzonych badań, uważają wysokie stężenie jonów wodorowych za najbardziej istotny czynnik wpływający niekorzystnie na rozwój siewek buka. W uzasadnieniu podają również, że już wiele lat przed pojawieniem się emisji przemysłowych, istotnego dla ekosystemów leśnych czynnika ekologicznego, znany był fakt, że uzyskanie odnowienia naturalnego w buczynach występujących na kwaśnych glebach jest niezwykle trudne. Można się również spodziewać, że wpływ zwiększonej kwasowości gleby na rozwój odnowień bukowych, szczególnie w wyższych położeniach górskich, będzie łagodzony przez korzystne dla tego

gatunku zmiany klimatyczne, opisywane w ostatnich latach przez wielu autorów (GALIŃSKI 1995, KRAUCHI 1993, PRUSINKIEWICZ 1994, SIWECKI 1994).

8.3. Związki azotu

Przyjmuje się szacunkowo, że na obszarach leśnych środkowej Europy opad związków azotowych wynosi ok. 60 kg/ha. Depozycja związków azotowych prowadzi najczęściej do zaburzenia bilansu pokarmowego i braku między innymi takich składników jak wapń i magnez (GALIŃSKI 1995). Największe zmiany zaobserwowano w przypadku potasu, magnezu i siarki, przy czym regułą jest wzrost ich udziału w stosunku do ilości zawartego w ściółce azotu (TARABUŁA-SZMYGA, 1992). DISE, WRIGHT (1995), WRIGHT, BREEMEN (1995), WRIGHT i in. (1995) podkreślają, że już przy depozycji azotu powyżej 10 kg /ha /rok zaznaczają się niekorzystne zmiany w ekosystemach leśnych.

Wyniki badań w Gorczańskim Parku Narodowym wskazują na istnienie bezpośredniej zależności między stężeniem azotu, wapnia i magnezu w zewnętrznych warstwach poziomu organicznego O_{l+f} i brak takiej zależności w podpoziomie O_h (tab. 28). Stwierdzono natomiast korelację ujemną między stężeniem w poziomie organicznym azotu a wartościami pH oraz między pH a stężeniem wapnia i magnezu (tab. 28). Można więc przyjąć, że pH poziomu organicznego jest głównym czynnikiem kształtującym dostępność składników pokarmowych występujących w tym poziomie i odpowiedzialnym za tempo rozkładu materii organicznej. Wskazują na to wysokie współczynniki korelacji wartości pH ze stężeniem potasu, wapnia, magnezu i manganu. Z drugiej strony należy podkreślić, że wartość pH poziomu organicznego zależy od wielu czynników, w tym również od zanieczyszczeń atmosferycznych, tzn. od łącznego oddziaływania różnych elementów składowych tych zanieczyszczeń. Dotyczy to przede wszystkim tlenków siarki i azotu. W warunkach Parku wyższe stężenie siarki w poziomie organicznym połączone jest z wyższym stężeniem związków azotu (tab. 14), co wskazuje, że o ilości tych pierwiastków w poziomie organicznym gleby decyduje depozycja z zanieczyszczeń atmosferycznych. PREGITZER i in. (1992) stwierdzają, że występuje ścisła zależność między stężeniem azotu w ściółce a wielkością depozytu, zaznaczają również, że stosunek siarki do azotu jest znacznie wyższy w ściółce niż w liściach zbieranych w połowie lipca. Otrzymane wyniki potwierdzają zwiększanie się w procesie rozkładu liści wartości stosunku S:N, ponieważ wynosi on dla O_{l+f} = 0,058, a dla O_h = 0,102.

Duże zagrożenie dla ekosystemów leśnych stanowią wysokie stężenia tlenków azotu w atmosferze, pomimo niedużej toksyczności tych związków. Według KAROLEWSKIEGO (1989) wynika to z następujących powodów:

- występowania lokalnie bardzo wysokich stężeń,
- działania na rośliny w połączeniu z innymi gazami,

- możliwości wchodzenia tlenków azotu w reakcje z węglowodorami, w wyniku czego powstają znacznie bardziej toksyczne azotany nadtlenu oraz ozon,
- zdolności wymywania z gleby niektórych kationów, głównie K^+ , Ca^{+2} i Mg^{+2} .

Hipoteza nadmiaru azotu jest jedną z hipotez, które usiłują wyjaśnić przyczyny obumierania lasów na podstawie zmian chemicznych gleby. Występują bowiem liczne mechanizmy, poprzez które depozycja nieorganicznego azotu może wywoływać niedobór składników pokarmowych, charakterystyczny dla uszkodzonych drzew. Niektórzy autorzy piszą także o antagonizmie między azotem a składnikami pokarmowymi pobieranymi przez korzenie. Hipoteza nadmiaru azotu powstała w Holandii i opierała się na prostej zależności między depozycją NH_4^+ , a obumieraniem lasów w tym kraju. Jednak w Holandii sytuacja jest inna niż w centralnej Europie i w Niemczech ze względu na intensywną hodowlę zwierząt i skład jonowy związków azotu. W Holandii dominuje NH_4^+ , a w centralnej Europie ok. 50% depozycji stanowi mniej szkodliwy NO_3^- (NIHLGARD 1985, LAMERSDORF, MEYER 1993, LOCHMAN 1993, TIETEMA i in. 1993, WILSON, SKEFFINGTON 1994).

Najwyższa depozycja związków azotu występuje w wysokich położeniach nad poziomem morza przy zwiększonej depozycji mokrej i depozycji bezpośredniej z chmur. Depozycja bezpośrednia z chmur, która może być dwukrotnie wyższa niż z opadów (ADAMS i EAGAR 1992). W wyższych położeniach górskich przy niskim zapotrzebowaniu na azot i wysokiej depozycji pobieranie azotu przez korony drzew jest już ilością istotną, pomimo że w niższych położeniach pokrywa niewielką część zapotrzebowania drzew na ten pierwiastek (LOVETT, LINDBERG 1993). Podobnie STACHURSKI i ZIMKA (1987) stwierdzają, że im większe ilości pierwiastka wchodzą w strefę koron, tym większe jego ilości są absorbowane. Wymienieni autorzy piszą, że konsekwencją dużego dopływu jonów amonowych z atmosfery jest wymuszenie na roślinności leśnej przekazywania dodatkowych ilości sodu, potasu i cynku, włączanych do obiegu ekosystemalnego obok ilości zwracanych w opadzie ściółki.

Depozycja azotu atmosferycznego ma duże znaczenie dla wzrostu drzewostanów w czasie wiosny i lata i stanowi ok. 35% ilości tego pierwiastka jaka pobierana jest w ciągu sezonu wegetacyjnego. W okresie spoczynku nie tylko większość azotu pochodzącego z atmosfery, ale również znaczna część azotu mineralnego z poziomu organicznego jest stracona przez wymywanie (BONNEAU, NYS 1993). Wymywanie azotanów z gleby jest silniejsze przy wyższej temperaturze, jednak nasilone są wtedy również procesy rozkładu materii organicznej oraz procesy nityfikacyjne (JOSLIN, WOLFE 1992, 1993). W Gorczańskim Parku Narodowym na powierzchniach położonych na stokach południowych

stwierdzono wyższe stężenie azotanów w podpoziomie O_h niż na powierzchniach na stokach północnych (NIEMTUR 1996).

Wraz z wysokością nad poziomem morza zwiększa się stopień skażenia związkami siarki i azotu poziomu organicznego gleby. Większe ilości związków azotu w wyższych położeniach mogą wynikać również z większej depozycji bezpośredniej z chmur, która może być dwukrotnie większa niż z opadów (ADAMS i EAGAR 1992). Autorzy ci stwierdzili także, że ogólna dawka związków siarki i azotu była większa w wyższych położeniach. Zwiększona dawka azotu może przyczyniać się do obniżania naturalnej odporności świerka na wczesne przymrozki, susze, itp.

Średnie stężenie azotu w igłach siewek świerka i jodły oraz w liściach siewek buka było wyższe niż w drobnych korzeniach wymienionych gatunków. Wyniki te są zgodne z wynikami badań Brożka (1992, 1992a); odmiennie natomiast kształtują się różnice stężeń makroelementów między gatunkami. Może to wynikać z odmiennego sposobu pobierania materiału do analiz, ponieważ w badaniach Brożka, ze względu na inny cel, mielono cały system korzeniowy, a nie tylko najbardziej aktywne fizjologicznie drobne korzenie, oraz wszystkie igły, a nie tylko z drugiego rocznika.

Średnie stężenie azotu w liściach siewek buka w Gorczańskim Parku Narodowym wynosiło 2,37% sm i było znacznie wyższe niż w igłach świerka i jodły, wskazuje to na większe zapotrzebowanie buka na ten pierwiastek (tab. 26). Wartość ta jest zbliżona do wartości maksymalnych z przedziału, jaki wymienia FOBER (1990) dla stężenia azotu w liściach buka późnym latem (1,76–2,60% sm). Również stężenie azotu w igłach jodły (1,39–1,41% sm) i świerka (1,31–1,38% sm; por. tab. 27) jest zbliżone do danych cytowanych przez FOBER'a (1977, 1983) odpowiednio: 1,14–1,59% sm i 1,52,3% sm. Autor ten przestrzega jednak przed mechanicznym porównywaniem stężeń pierwiastków w igłach ze względu na dużą rozpiętość wartości dla różnych gleb czy siedlisk. Przypomina również o sezonowych zmianach pobierania i stężenia pierwiastków w drzewach oraz o zmienności wewnątrz- i międzyosobniczej. Pomimo tych uwag wydaje się możliwe stwierdzenie, że otrzymane wyniki analiz (tab. 26, 27) nie wskazują na występowanie zakłóceń w gospodarce azotem w siewkach świerka, jodły i buka.

8.4. Stężenie węgla

Wzrost stężenia CO_2 w atmosferze powoduje w subborealnych ekosystemach leśnych zwiększenie produkcji biomasy, lecz równocześnie przyspiesza procesy mineralizacji ściółki i próchnicy leśnej. GALIŃSKI (1995) informuje, że gleby do głębokości 100 cm zawierają trzykrotnie więcej węgla niż cała nadziemna fitomasa oraz dwukrotnie więcej niż atmosfera.

Przyjmuje się, że stężenie świeżej lub częściowo rozłożonej substancji organicznej w poziomie organicznym (O) wynosi ponad 20% (Systematyka gleb Polski, 1989).

Substancję organiczną dzieli się na nieswoistą (białka, tłuszcze, węglowodany i inne związki zdefiniowane w chemii organicznej) oraz swoistą, zawierającą właściwe substancje próchnicowe (kwas huminowy, fulwokwasy, huminy). Nieswoista część substancji organicznej to ok. 10–15% ogólnej ilości substancji organicznych gleb, pozostała część to substancja swoista (KOWDA, 1984, KOWALIŃSKI 1995).

Przeciętne stężenie węgla w świeżej masie roślin wynosi ok. 18% (ZURZYCKI, MICHNIEWICZ 1985). Ogólnie można przyjąć, że węgiel stanowi ok. 50% sm substancji organicznej w zależności od jej składu. W Gorczańskim Parku Narodowym stężenie węgla w poziomie organicznym wynosiło średnio 48% w O_{l+f} oraz 27% w O_h .

Jedną z konsekwencji globalnego wzrostu temperatury jest przyspieszenie rozkładu materii organicznej oraz procesów nityfikacyjnych (JOSLIN, WOLFE 1992, HARRIS 1993, HART 1994). Większość energii zużytkowywanej przez faunę i florę glebową pochodzi z utleniania węgla. W wyniku tego powstaje w glebie nieprzerwanie i w dużych ilościach dwutlenek węgla. Podczas rozkładu ściółki stosunek C:N staje się stopniowo coraz węższy. Ulatnia się bowiem dwutlenek węgla, a związki azotowe gromadzą się w organizmach glebowych.

W poszczególnych warstwach próchnicznych profilu glebowego w Gorczańskim Parku Narodowym stosunek C:N maleje w miarę wzrostu stopnia humifikacji próbek (w badanych próbkach C:N wynosił 28 w O_{l+f} oraz 21 w O_h , tab. 6, 20). Dzieje się tak wskutek szybszego ubywania węgla niż azotu w rozkładających się szczątkach. W miarę wzrostu stopnia humifikacji materii organicznej tworzącej ektopróchnicę rośnie liczba kwasowych grup funkcyjnych przypadających na jednostkę masy, a tym samym zwiększa się zdolność do wymiennej adsorpcji kationów (POKOJSKA 1992).

Dostępność azotu w poziomie organicznym gleby zależy między innymi od stosunku węgla do azotu (C:N). Gdy stosunek ten jest duży (powyżej 33:1), szybkość mineralizacji substancji organicznej jest osłabiona, zmniejsza się również dostępność azotu przyswajalnego dla roślin przez mikroorganizmy. Gdy wartość C:N wynosi poniżej 17:1, wtedy nadmiar uwalnianego przez mikroorganizmy azotu nie jest w pełni wykorzystany przez rośliny (GLIŃSKI 1995). W Gorczańskim Parku Narodowym stosunek C:N wahał się w granicach 20–38 (na 16 powierzchniach powyżej 33) dla podpoziomów O_{l+f} oraz w granicach 12,4–30 dla podpoziomu O_h .

8.5. Stężenie wapnia, magnezu i potasu

Zawartość form wymiennych wapnia jest w glebach przeciętnie ok. 10 razy większa niż potasu, oraz ok. 5 razy większa niż wymiennego magnezu (BUCKMAN, BRADY 1971).

W procesie wymywania pierwiastków z poziomu organicznego gleby najszybciej wymywany jest potas, a następnie wapń i magnez. Tym m.in. można tłumaczyć duże różnice stężenia wymienionych pierwiastków w poziomie organicznym między podpoziomami O_{l+f} i O_h . Przy czym największe różnice w zawartości wapnia, magnezu i potasu między górną i dolną częścią poziomu organicznego występują nie w reglu górnym, przy niskich wartościach pH i wysokiej ilości opadów, a w reglu dolnym i środkowym, gdzie stężenie wymienionych pierwiastków w poziomie organicznym jest znacznie wyższe (tab. 6, 20). A więc, w niższych położeniach znacznie większe ilości składników pokarmowych przechodzą z poziomu organicznego w głębsze warstwy gleby, co jest zjawiskiem pozytywnym, o ile składniki te zostaną wykorzystane przez systemy korzeniowe we właściwie funkcjonujących ekosystemach, w przeciwnym wypadku następuje zubażanie siedlisk leśnych w wyniku wymywania. O zmniejszaniu się stężenia wapnia w roztworach glebowych w lasach iglastych Szwecji informuje RING (1993).

Pomimo, że obecnie objawy braku odpowiedniej ilości składników pokarmowych stwierdza się w reglu górnym, mogą one zaznaczać się w niższych położeniach w zależności od podłoża, jakości drzewostanu i jego pochodzenia (NIEMTUR 1981) oraz natężenia oddziaływania zanieczyszczeń atmosferycznych. Informacja o silnym wymywaniu składników pokarmowych w głębsze warstwy gleby jest też dodatkowym argumentem dla zachowania ciągłości ekosystemów leśnych zgodnie z zasadą produkcji drewna przy maksymalnym zapasie drzewostanu.

Oprócz procesów wymywania, jak już wspomniano, na stężenie danego pierwiastka w poziomie organicznym wpływa opad materii organicznej i tempo jej rozkładu. Głównym źródłem opadu materii organicznej w reglu górnym są igły świerka (tab. 33). Stężenie wapnia i magnezu jest niższe w igłach świerka niż w igłach jodły i w liściach buka, podobnie stężenie potasu jest najwyższe w liściach buka (tab. 26). Wraz z wysokością nad poziomem morza zmniejsza się również stężenie wapnia, magnezu i potasu w organach asymilacyjnych (tab. 27). Jednocześnie wraz z wymywaniem wapnia, a w mniejszym stopniu magnezu i potasu wzrasta stężenie jonów glinu i wodoru, które zwiększają zakwaszenie gleby (tab. 7). Wymienione procesy przyczyniają się do nasilania niekorzystnych zmian w środowisku glebowym górnoreglowych ekosystemów leśnych, a obniżone stężenie magnezu w organach asymilacyjnych może prowadzić w konsek-

wencji do chloroz, spadku zawartości chlorofilu, silnego wzrostu zawartości skrobi i obniżenia asymilacji CO_2 (NOWOSIELSKI 1974).

W procesie rozkładu ściółki stężenie potasu zmniejsza się bardzo szybko. Średnie stężenie potasu w podpoziomie O_h było ponad trzykrotnie niższe niż w górnych warstwach poziomu organicznego. Średnie stężenie potasu w O_h osiąga stały poziom (ok. 54 mg/100g) bez względu na wysokość nad poziomem morza (tab. 7).

Potas pełni w roślinach ważną rolę w procesie oddychania, fotosyntezy, a przede wszystkim regulacji pracy aparatów szparkowych, a tym samym uwodnienia tkanek. Pobieranie potasu przez rośliny ograniczone jest przez większe stężenie w roztworze glebowym jonów wodoru, wapnia i magnezu (GLIŃSKI 1995). W warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego zależność taką stwierdzono tylko dla jonów wodoru (pH), niższym wartościom pH odpowiadało również niższe stężenie potasu w poziomie organicznym gleby (tab. 14).

Charakterystyczna jest również ujemna korelacja między stężeniem potasu w liściach buka a położeniem powierzchni nad poziomem morza ($r_s = -0,5009^*$). Buk jest gatunkiem znanym z wysokiego zapotrzebowania na potas (FOBER 1990), dlatego niedobór tego pierwiastka w wyższych położeniach górskich może przyczyniać się do obniżenia żywotności drzewostanów bukowych, a tym samym zwiększać podatność na uszkodzenia mrozowe, zmniejszać odporność na suszę, choroby wywoływane przez grzyby oraz uszkodzenia przez owady. Potwierdzeniem dużego zapotrzebowania buka na potas jest najwyższe stężenie tego pierwiastka w liściach w porównaniu ze stężeniem w igłach świerka i jodły (tab. 27). Według FOBER'a (1990) stężenie potasu w liściach buka wynosi 0,63–1,23% sm, otrzymane wartości stężenia (0,66% sm) znajdują się tuż przy dolnej granicy tego przedziału, a na powierzchniach powyżej 1000 m n.p.m. nawet poniżej (0,60% sm). Podobnie jak dla potasu stwierdzono w liściach buka niskie stężenia wapnia i magnezu, poniżej norm cytowanych przez WITKOWSKIEGO (1994).

Według JAWORSKIEGO i SKRZYSZEWSKIEGO (1989) u jodły wyższym stężeniem wapnia w drewnie cechują się drzewa osłabione. W niniejszej pracy materiał do analiz pobierano jedynie z najżywotniejszych drzew, jednak informacja ta może mieć związek ze stwierdzonym wzrostem stężenia wapnia w drewnie jodły w okresie od lat pięćdziesiątych do osiemdziesiątych (ryc. 34), kiedy gatunek ten wykazywał największy spadek żywotności.

8.6. Stężenie związków glinu

Na większości spośród 351 badanych powierzchni (203 powierzchnie) pH w H_2O podpoziomu O_h było niższe lub równe 3,5. Przy tych wartościach pH jony H_3O^+ powodują uwolnienie jonów glinowych ze struktur mineralnych i przechodzenie glinu w kompleks heksaakwoglinowy $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$. Kompleks ten

może oddysocjowywać jony H^+ i prowadzić, w miarę wzrostu zakwaszenia, do powstawania ruchomych form glinu, które kształtują podstawowe właściwości środowiska glebowego (KONARSKI i RADOMSKA 1992). A więc wzrost wartości pH może być spowodowany również przez uwolnione jony glinu. W warunkach gorczańskich potwierdzeniem tezy o zakwaszającym działaniu jonów glinu jest wysoka wartość współczynnika korelacji ($r_s = -0,4701^{***}$) między stężeniem glinu wymiennego w podpoziomie O_h i wartościami pH tej warstwy poziomu organicznego (tab. 14).

Istotne statystycznie współczynniki korelacji między stężeniem glinu wymiennego oraz stężeniem związków siarki w poziomie organicznym dowodzą ścisłej zależności między stopniem skażenia związkami siarki a chemicznymi właściwościami gorczańskich gleb.

Szkodliwość glinu dla systemu korzeniowego drzew związana jest z niedostatkami wapnia w glebie (KAZDA, ZVACEK 1989). Spadek stężenia wapnia w pędach i korzeniach powoduje wzrost stężenia glinu (HENRIKSEN i in. 1992). Dlatego też wartość stosunku Ca:Al w drobnych korzeniach ($\phi < 1$ mm) może być bardzo przydatna dla oceny zagrożenia przez kwaśne opady atmosferyczne (SHORTLE, BONDIETTI 1992, BOUDOT i in. 1994, RYKOWSKI 1995, SMITH i in. 1995). SHORTLE i SMITH (1988) stwierdzili, że jeżeli stosunek Ca:Al w drobnych korzeniach świerka czerwonego wynosił mniej niż 1, to żywotność drzew była obniżona. Dla świerka pospolitego i buka zwyczajnego toksyczność glinu zaznacza się przy wartościach Ca:Al poniżej 1. Silne obumieranie korzeni obserwowano przy wartościach 0,2 (BOUDOT i in. 1994).

W warunkach gorczańskich stosunek zawartości Ca:Al w korzeniach jest najmniej korzystny dla siewek buka, a następnie jodły (tab. 28). Wydaje się to nieco zaskakujące w świetle wrażliwości tych gatunków na zanieczyszczenia atmosferyczne. Jednak wysoką wartość stosunku Ca:Al w drobnych korzeniach świerka, można uznać za cechę charakterystyczną dla tego gatunku, który wysokie zakwaszenie gleby znosił setki lat przed wystąpieniem zanieczyszczeń atmosferycznych. Badania przeprowadzono na siewkach, nie wiadomo więc, czy wyniki zostaną potwierdzone w młodnikach, a tym bardziej w starszych drzewostanach. Świerk w młodszych klasach wieku wykazuje znacznie większą odporność na zanieczyszczenia atmosferyczne, a uzasadnieniem stosunkowo dobrego wzrostu odnowień świerkowych w warunkach zanieczyszczeń atmosferycznych w Sudetach może być między innymi zdolność wybiórczego pobierania jonów wapnia które zmniejszają szkodliwe oddziaływanie jonów glinu. Podobnie jak Ca:Al układały się proporcje między stężeniem magnezu i glinu w drobnych korzeniach siewek świerka, jodły i buka (tab. 27).

Przeprowadzone w warunkach kontrolowanych badania GÖRANSSONA i ELDHUSET (1991) nie potwierdzają hipotezy o decydującym wpływie związków toksycznych glinu na obumieranie leśnych gatunków drzew, jednak autorzy zgadzają

się z tym, że dla drobnych korzeni istotne znaczenie może mieć antagonistyczny wpływ glinu na stężenie wapnia i magnezu. Równie niejednoznaczne wyniki przedstawiają JOHNSON i in. (1994) na podstawie badań przeprowadzonych w górskich świerczynach z *Picea rubens*.

FALKENGREN-GRERUP i TYLER (1993) piszą, że niskie pH spowodowane wysokimi stężeniami jonów Al^{3+} powoduje zakłócenia w pobieraniu składników pokarmowych. Sądzą, że niekorzystny wpływ glinu ma związek z wywołanym przez ten pierwiastek słabszym pobieraniem wapnia.

W warunkach Parku wartości Ca:Al zbliżone do 1,0 otrzymano jedynie dla siewek buka (św – 0,5; jd – 0,7). Warto zwrócić uwagę, że przy dużym zapotrzebowaniu jodły na wapń, w związku z wysokim stężeniem wapnia w igłach, jodła może reagować obniżoną żywotnością na każde utrudnienie w pobieraniu tego pierwiastka. SCHLEGEL i GODBOLD (1991) piszą, że glin osłabia pobieranie magnezu i wapnia przez korzenie siewek świerka pospolitego, a 89% ogólnej zawartości glinu znajdowało się w korzeniach, podczas gdy tylko niewielka część przedostawała się do igieł, dlatego wielu autorów uważa, że na działanie glinu bardziej narażone są korzenie niż liście roślin. W badaniach KAROLEWSKIEGO i GIERTYCHA (1995) nad zawartością fenoli w dwuletnich siewkach sosny poddanych działaniu glinu stwierdzono podobne zmiany w igłach i w korzeniach. W siewkach z Gorczańskiego Parku Narodowego stwierdzono wielokrotnie wyższe stężenie glinu w korzeniach niż w organach asymilacyjnych, jednak KAROLEWSKI i GIERTYCH (1995) przywołują wyniki badań BOUDOTA i in. (1994), z których wynika, że w zależności od stosunku stężenia glinu do stężenia anionów mogą powstawać nietoksyczne polimery Al-SO_4^{-2} i AlPO_4^{-3} , przez co nie zaznacza się niekorzystny wpływ soli glinowych w postaci siarczanów i fosforanów, a ogólna zawartość glinu może być nieadekwatna w stosunku do rzeczywistej toksyczności tego pierwiastka.

Gleby górskie, zwłaszcza wytworzone z fliszu karpackiego, odznaczają się na ogół stabilnością w zakresie chemizmu gleby. Mają zwykle wysoką pojemność sorpcyjną i nawet przy stosunkowo dużej zawartości np. toksycznego glinu ruchomego nie stwierdza się jego ujemnego wpływu na stan zdrowotny roślin zasiedlających takie gleby (ADAMCZYK 1986). Dotyczy to szczególnie poziomu organicznego, gdzie charakterystyczny jest bardzo mały udział glinu w tworzeniu kwasowości wymiennej.

W glebach silnie kwaśnych poziom organiczny stwarza najbardziej korzystne warunki dla rozwoju drobnych korzeni, które są najbardziej wrażliwe na działanie toksycznego glinu, a niebezpieczeństwo toksycznego działania glinu na korzenie roślin jest w poziomach organicznych zniwelowane do minimum. Jednak wszystkie czynniki, które przyspieszają mineralizację próchnicy i sprzyjają wzrostowi zakwaszenia obniżają skuteczność ochrony przed toksycznymi formami glinu (POKOJSKA 1992).

W literaturze można spotkać hipotezę, że w warunkach naturalnych mikrozy ochraniają drzewa przed toksycznością glinu. Jednak liczne sprzeczne doniesienia dowodzą, że nie można tej hipotezy uogólniać (BOUDOT i in. 1994).

Niektóre nieorganiczne i organiczne aniony zmniejszają toksyczność glinu poprzez tworzenie kompleksów o niższej toksyczności lub kompleksów nietoksycznych. Organiczne kompleksy glinu występują częściej w glebach kwaśnych. Korzenie roślin nie pobierają glinu w kompleksach z koloidalnymi kwasami organicznymi (kwasy fulwic i humic) w przeciwieństwie do niekoloidalnych kwasów organicznych, jednak zarówno absorbowane kompleksy organiczne glinu jak i nieabsorbowane uważane są za nietoksyczne (BOUDOT i in. 1994). Dlatego włączanie glinu w organiczne kompleksy jest uważane za mechanizm zmniejszający toksyczność tego pierwiastka.

Niektóre kationy mogą łagodzić toksyczność glinu przez efekt konkurencji, a także zmniejszać aktywność chemiczną glinu, przy czym kationy dwuwartościowe są bardziej skuteczne niż jednowartościowe, np. efekt konkurencji wapnia jest 200 razy silniejszy niż potasu czy sodu (BOUDOT i in. 1994).

Stężenie glinu w liściach, a nawet w korzeniach, nie może być praktycznym narzędziem do oceny toksyczności glinu. JOSLIN i WOLFE (1992) uważają, że między stężeniem glinu w igłach różnych gatunków świerka i w roztworach glebowych nie ma żadnej zależności. Co więcej świerk pospolity może zakumulować w igłach nawet 1350 ppm glinu bez widocznych uszkodzeń. Wielu autorów stwierdza również, że większość zakumulowanego glinu w korzeniach zlokalizowana jest w zewnętrznych tkankach i nie przenika do środka i nie jest toksyczna. Natomiast glin oddziałujący w obszarze tkanek merystematycznych jest dla korzeni silnie toksyczny (BOUDOT i in. 1994).

SCHAEDLE i in. (1989) do najmniej wrażliwych gatunków na toksyczne oddziaływanie glinu zaliczają sosnę zwyczajną, do średnio wrażliwych buka zwyczajnego, a do grupy gatunków najbardziej wrażliwych świerka pospolitego. Autorzy zaznaczają jednak, że wrażliwość świerka na działanie jonów Al jest uzależniona przede wszystkim od stężenia w roztworach glebowych kationów wapnia i magnezu. Ustalenie jednoznacznej listy gatunków drzew według ich wrażliwości na działanie jonów glinu jest więc niemożliwe. Można jednak stwierdzić, że w warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego gatunkiem najbardziej narażonym na toksyczne działanie jonów glinu jest świerk w wyższych położeniach, gdzie przy najniższych wartościach pH zawartość związków wapnia i magnezu jest również najniższa.

8.7. Stężenie siarki

W lasach bukowych występujących na glebach bogatych w wapń po określeniu ilości dopływającej i wymywanej siarki nie stwierdzono akumulacji tego

pierwiastka. W przypadku kwaśnych buczyn ok. 25% siarki dopływającej było kumulowane w glebie przypuszczalnie jako AlOHSO_4 (SAH, MEIWES 1993).

Stężenie siarki ogólnej na badanych 351 powierzchniach wahało się od 0,051 do 0,190% sm w O_{l+f} , oraz od 0,029 do 0,256% sm w O_h . Dla porównania na 9 powierzchniach w bieszczadzkich drzewostanach bukowych stężenie siarki w O_l wynosiło 0,100–0,185% sm, średnio 0,136% sm, a w rezerwacie bukowym w Nadleśnictwie Katowice 0,172% (NIEMTUR 1994b). Można więc stwierdzić, że w niektórych drzewostanach Gorczańskiego Parku Narodowego skażenie poziomu organicznego związkami siarki jest podobne do skażenia w Nadleśnictwie Katowice.

Dla bioindykacji istotne jest stwierdzenie, że stężenie siarki w liściach buka jest dwa razy większe niż w igłach świerka i jodły (tab. 26), pomimo występowania siewek wymienionych gatunków w zbliżonych warunkach. Dodatkowo stężenie siarki w liściach buka zmniejsza się wraz z wysokością nad poziomem morza (tab. 27) w przeciwieństwie do zawartości siarki w poziomie organicznym, wyraźnie wzrastającej wraz z wysokością.

Wy tłumaczeniem niższej zawartości siarki w liściach buka ze stanowisk położonych wyżej może być krótszy okres wegetacji, wolniejsze tempo rozkładu substancji organicznej oraz mniejsza aktywność fizjologiczna buka związana z trudniejszymi warunkami, np. z niższymi temperaturami w wyższych położeniach nad poziomem morza. Wskazuje na to również niższe stężenie siarki w korzeniach buka (tab. 27).

W literaturze najczęściej spotkać można informacje o zawartości siarki w liściach buka. Wynosi ona 0,10% sm w Karpatach Zachodnich (BUBLINEC 1992), 0,15% w Pienińskim Parku Narodowym (SAWICKA 1991), 0,20% w Beskidzie Śląskim (BARSZCZ 1990), 0,140% w drzewostanach bieszczadzkich (NIEMTUR 1994b) czy też 0,26% w regionach silnie zanieczyszczonych związkami siarki (KARKANIS 1976).

Zawartość siarki w liściach siewek buka z 20 powierzchni w Gorczańskim Parku Narodowym wynosiła średnio 0,103% sm (0,059–0,169), co wskazuje na nieco niższy poziom skażenia, jednak na trzech powierzchniach w reglu dolnym stężenie siarki w liściach siewek buka znacznie przekraczało wartość średnią (0,167; 0,139; 0,138) i było zbliżone do wartości z parków narodowych Pienińskiego i Bieszczadzkiego.

Wszystkie wymienione wyżej stężenia siarki w liściach buka z obszaru lasów górskich są znacznie wyższe od przedstawionego przez FOBERA (1990) stężenia charakterystycznego dla zdrowych liści buka (0,056%), które jak pisze ten autor, można wykorzystywać przy określaniu skażenia środowiska. Wyższe stężenia siarki w liściach buka z Gorczańskiego Parku Narodowego również wskazują na silny wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych. W przeciwieństwie do azotu ga-

zowe związki siarki są pasywnie pobierane przez liście i akumulowane bez wykorzystania w procesie wzrostu (GEBAUER i in. 1994).

W warunkach gorceńskich związki siarki silniej wpływają na właściwości chemiczne poziomu organicznego niż związki azotu (tab. 21). Wyjątkiem jest potas, którego związek z pH i ze stężeniem glinu jest pod silniejszym wpływem związków azotu niż siarki (tab. 21). Informacja ta może mieć znaczenie praktyczne, ponieważ w prognozach przewiduje się wzrost depozycji związków azotu (ULRICH 1993), co może przyczynić się do szybszego wypłukiwania z gleb potasu, a tym samym do pogarszania warunków wzrostu drzew, a szczególnie buka, którego wymagania wobec potasu są znacznie większe niż innych gatunków.

Wyraźniej zaznaczony wpływ związków siarki i azotu (tab. 21) na właściwości chemiczne dolnej warstwy poziomu organicznego (O_h) w porównaniu z warstwą O_{l+f} może prowadzić do spadku intensywności rozkładu substancji organicznej, a tym samym do niekorzystnych zmian w obiegu materii (LASKOWSKI, Berg 1993, ZWOLIŃSKI 1995). W podpoziomie O_h przebiega faza mikrobiologicznego rozkładu. Pod wpływem m.in. grzybów, promieniowców i bakterii ulegają rozkładowi również trudno rozpadające się związki, takie jak lignina i celuloza, w wyniku czego, oprócz CO_2 , H_2O i nieorganicznych związków azotu, uwalnia się wiele substancji mineralnych między innymi S, K, Ca, Mg oraz mikroelementy, jako jony wolne lub związane. Zakłócenie procesów zachodzących w podpoziomie O_h to zakłócenie cykli krążenia w ekosystemach leśnych, obniżenie produktywności lasu, a także pogorszenie czystości wód. Ekosystemy leśne stanowią bowiem ważne ogniwo procesów zapobiegających eutrofizacji wód (STACHURSKI, ZIMKA 1987).

SCHÄTZLE i in. (1990) stwierdzili, że oddziaływanie SO_2 prowadzi do wzrostu w roztworach glebowych stężenia takich kationów jak K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} i Mn^{2+} , a także zwiększa stężenie protonów. W dalszej perspektywie prowadzi to do wyłączenia z obiegu wymienionych pierwiastków i zubożenia siedlisk leśnych. Zależności te znajdują potwierdzenie w wynikach otrzymanych na obszarze Gorceńskiego Parku Narodowego. Wraz ze wzrostem stężenia siarki w poziomie organicznym zmniejszało się stężenie wapnia, magnezu i manganu, zmniejszały się również wartości pH (tab. 14). Niższe zawartości wymienionych pierwiastków w poziomie organicznym odpowiadały niższej ich zawartości w organach asymilacyjnych siewek świerka, jodły i buka (tab. 26, 27). A więc skutki zmian właściwości chemicznych poziomu organicznego wywołane przez zanieczyszczenia atmosferyczne uwidaczniały się również w zmianach składu chemicznego aparatu asymilacyjnego i korzeni świerka, jodły i buka. Według niektórych autorów (ALEWELL, MATZNER 1993) likwidacja skutków obecnego skażenia gleb leśnych związkami siarki będzie wymagać ponad 50 lat, nawet gdyby zawartość tych związków w zanieczyszczeniach atmosferycznych spadła do zera.

8.8. Stężenie manganu

Stężenie manganu w glebach waha się w szerokich granicach od 10 do 4000 ppm (GLIŃSKI 1995). BUCKMAN i BRADY (1971), BAULE, FRICKER (1971) piszą, że przy niskich wartościach pH duże ilości manganu, podobnie jak glinu i wapnia, przechodzą do roztworu glebowego i mogą stać się toksyczne dla niektórych roślin. Podobne informacje można znaleźć w pracy NOWOSIELSKIEGO (1974), który pisze, że mangan występuje w glebach w wielu formach i wzajemny stosunek tych form, nawet w jednej i tej samej glebie, zmienia się w zależności od pH, temperatury, wilgotności i wielu innych czynników.

KOWDA (1984) zalicza mangan do mikroelementów wysokiej kontrastowości migracji, których ruchliwość jest zmienna w zależności od warunków zewnętrznych. Również GLIŃSKI (1995) informuje, że zredukowane związki manganu, ze względu na ich większą rozpuszczalność niż form utlenionych, mogą wywierać na rośliny działanie toksyczne. Wysoka koncentracja manganu przyswajalnego w leśnych glebach może, zdaniem JANUSZKA (1990), wywierać bezpośredni wpływ na stan zdrowotny jodeł.

Stężenie wolnych form glinu w poziomie organicznym zwiększało się wyraźnie wraz z kwasowością, przy jednoczesnym zmniejszaniu się stężenia wapnia, magnezu i potasu, co potwierdza wcześniejsze doniesienia. Natomiast w odniesieniu do manganu otrzymane wyniki nie są tak jednoznaczne. Stężenie manganu w poziomie organicznym w warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego wyraźnie zmniejszało się wraz ze spadkiem wartości pH i było najniższe na powierzchniach w reglu górnym. Stwierdzono wyraźną korelację dodatnią między wartościami pH a stężeniem manganu w podpoziomach O_{l+f} i O_h , zarówno dla form łatwo przyswajalnych jak też dla zawartości całkowitej (tab. 14). Wyniki te są zgodne z informacją GRESZTY (1996), że w warunkach silnego zakwaszenia może dojść do wymycia manganu z górnych warstw profilu glebowego w stosunkowo krótkim czasie. Stwierdzono również ujemne współczynniki korelacji między stężeniem manganu i glinu w podpoziomie O_h .

MACIASZEK (1983) w próbkach z rezerwatu Gorce (obecnie w granicach Parku), ze zbiorowiska *Piceetum abietetosum* (6Św, 3Jd, 1Bk) na wysokości 1080 m n.p.m., stwierdził następujące ilości manganu: w warstwie A_{oL} (0–2 cm) 240 ppm, A_{oF} (2–4 cm) — 105 ppm, A_{oH} (4–6 cm) — 62 ppm. Wartości te są blisko dwukrotnie niższe od wartości średnich dla regła środkowego, mieszczą się jednak w przedziale wartości minimalnych i maksymalnych dla zawartości manganu. Podobnie jak w pracy Maciaszka stwierdzono spadek zawartości manganu w niższych warstwach poziomu organicznego. MACIASZEK (1983) stwierdził również, że stężenie manganu w warstwach wierzchnich zależy przede wszystkim od typu próchnicy. Przy czym największe ilości manganu zawiera próchnica mulowa. Jest to zgodne z otrzymanymi wynikami, ponieważ próchnica tego typu

występuje w niższych położeniach nad poziomem morza, na najbardziej żyznych siedliskach lasu górskiego, gdzie stwierdzono najwyższe stężenie manganu (tab. 24).

Opublikowane przez LASKOWSKIEGO i BERGA (1993) wyniki wskazują, że stężenie metali ciężkich w poziomie organicznym wzrasta. Wyjątkiem był mangan, którego ilość zmniejszała się wraz ze stopniem rozkładu ściółki. Również w Gorczańskim Parku Narodowym w poziomie organicznym, w bardziej rozłożonej warstwie O_h stężenie ołowiu było znacznie wyższe niż w warstwie O_{l+f} , natomiast stężenie manganu, podobnie jak w pracy Laskowskiego i Berga, znacznie niższe. Nie ma jednak ogólnego wzoru dla zmian stężenia manganu w procesie rozkładu. Notowano wzrost jego koncentracji w procesie rozkładu ściółki powstałej po opadzie liści brzozy żółtej, zmniejszanie się w ściółce z liści klonu cukrowego i brak zmian w ściółce bukowej, a zmiany te nie zależały od stężenia manganu w ściółce przed rozpoczęciem procesu jej rozkładu. Według Laskowskiego i Berga dynamika zmian stężenia manganu zależy od właściwości układu gleba–ściółka (np. od wartości pH).

MACIASZEK (1985) stwierdził, że największym udziałem formy przyswajalnej w całkowitej zawartości mikroelementu odznaczają się poziomy wierzchnie, zawierające znaczne ilości substancji organicznej. Zależność ta potwierdza się nawet w ramach poziomu organicznego, gdzie niższa warstwa O_h zawierała blisko dwukrotnie mniej łatwo przyswajalnego manganu, podczas gdy w warstwie zewnętrznej O_{l+f} stężenie całkowite manganu i stężenie form łatwo przyswajalnych były zbliżone.

Mangan gromadzi się w starzejących się igłach, a więc zachowuje się podobnie jak wapń. Według SIENKIEWICZA i in. (1989) stężenie manganu wynosiło od 164 ppm w rocznych igłach sosny do 986 ppm w igłach trzyletnich, a różnica między igłami rocznymi i trzyletnimi była tym większa im większy był stopień skażenia atmosfery.

JAWORSKI i SKRZYSZEWSKI (1988) piszą, że igły jodły z natury zawierają bardzo dużo manganu. Potwierdzeniem może być wysokie stężenie manganu w igłach siewek z Gorczańskiego Parku Narodowego, szczególnie z regła dolnego (tab. 27, 28). Wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza stężenie manganu w igłach siewek jodły ulega wyraźnemu zmniejszeniu, a różnica ta jest istotna statystycznie. Jaworski i Skrzyszewski podkreślają, że jodły lepiej przyrastające zawierały więcej manganu.

Zawartość manganu przekraczająca 350–500 ppm w suchej masie u roślin warzywnych może wskazywać na toksyczne stężenie manganu dostępnego w podłożu. Rośliny z objawami głodu manganowego zawierają poniżej 20 ppm tego pierwiastka w suchej masie liści, rośliny normalnie odżywione 25–80 ppm, rośliny zatrute powyżej 500 ppm. Przy granicznych zawartościach manganu w roślinie objawy jego głodu mogą występować lub nie, w zależności od stosunku

Fe:Mn. Jeśli stosunek ten jest wyższy niż 2,5, to objawy głodu są bardziej prawdopodobne ze względu na antagonizm żelazowy (NOWOSIELSKI 1974). Dla prawidłowego rozwoju roślin istotny jest stosunek aktywnych form Fe:Mn, którego wartość mieści się w granicach 1,5–2,5 (LOREK 1993).

Wartości Fe:Mn dla korzeni siewek z Gorczańskiego Parku Narodowego są znacznie wyższe, szczególnie dla jodły i buka (ryc. 33), pomimo to stężenie manganu w igłach świerka i jodły oraz liściach buka było wysokie i wynosiło od ok. 800 do 900 ppm. Wskazuje to na odmienną gospodarkę manganem roślin drzewiastych. Objawy niedoboru manganu u świerka zaczynają występować przy jego zawartości w igłach poniżej 20 ppm (FOBER 1977).

Według LOREK (1993) ołów skutecznie blokuje przewodzenie manganu z korzeni do wyższych partii roślin, tj. łodyg i liści. Pierwiastek ten (podobnie jak cynk i kadm) gromadzi się w zanieczyszczonych glebach, a następnie w korzeniach roślin uniemożliwia przemieszczanie się manganu do innych tkanek roślin. Wraz ze wzrostem stężenia ołowiu w glebie na powierzchniach położonych wyżej zmniejsza się stężenie manganu zarówno w korzeniach jak i w organach asymilacyjnych (tab. 27). Największy spadek stężenia manganu wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza stwierdzono w igłach siewek jodły. Dlatego w pierwszej kolejności powinno się określić znaczenie dostępności manganu w drzewostanach jodłowych występujących w wyższych położeniach górskich (regiel środkowy), tym bardziej, że korzenie jodły wykazują najwyższe stężenie ołowiu w porównaniu z bukiem i świerkiem.

KALETA (1988) informuje, że przy wysokiej depozycji manganu z zanieczyszczeń atmosferycznych zaznacza się silny antagonistyczny wpływ tego pierwiastka na zawartość wapnia w liściach drzew. W warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego wraz ze wzrostem wysokości nad poziomem morza niższym stężeniom manganu w organach asymilacyjnych siewek świerka, jodły i buka odpowiadały niższe stężenia wapnia.

Pełne wyjaśnienie znaczenia manganu dla rozwoju świerka, jodły i buka w górskich ekosystemach leśnych będących pod wpływem zanieczyszczeń atmosferycznych wymagać będzie wieloletnich badań. Dotyczy to zwłaszcza regła górnego, gdzie ilość manganu jest zdecydowanie niższa, podobnie jak udział form łatwo przyswajalnych, co przy wysokim stosunku Fe:Mn może wpływać na obniżenie żywotności nawet drzewostanów świerkowych, zwłaszcza obcych proveniencji.

8.9. Stężenie ołowiu

Głównym źródłem emisji związków ołowiu jest spalanie benzyny i produktów ropopochodnych, które w ujęciu globalnym daje w przybliżeniu 98% cał-

kowej ilości ołowiu emitowanego do powietrza atmosferycznego (GRESZTA, PANEK 1989).

Niektórzy autorzy uważają, że ołów raz wprowadzony do ekosystemów leśnych pozostaje tam na stałe, ponieważ nawet usunięcie masy drzewnej wraz z skumulowanym w niej ołowiem zmniejsza skażenie ekosystemu w stopniu tak małym, że praktycznie bez znaczenia. Jednak wyniki badań FRIEDLAND'a i in. (1992) nie potwierdzają tego poglądu. W latach 1960–1980 w północno-wschodnich stanach USA stwierdzano w glebach leśnych wzrost zawartości związków ołowiu. Pomimo, że od roku 1974 zmniejszało się tam zużycie benzyny ołowiowej, nie oczekiwano spadku stężeń ołowiu, ponieważ przypuszczano, że pierwiastek ten może przebywać 150 do 500 lat w organicznych poziomach gleby. Okazało się jednak, że w roku 1990 (po dziesięciu latach) w glebie, z której pobierano próby, stężenie ołowiu spadło o 17%. FRIEDLAND i in. (1992) uważają więc, że dopływ związków ołowiu z atmosfery jest obecnie znacznie niższy niż ich odpływ z górnych poziomów glebowych, przy czym do wód przepływających przez te poziomy przedostaje się tylko ok. 23% uwalnianych związków ołowiu. Może to być skutkiem ochronnej roli ektopróchnicy wobec metali ciężkich, które trafiają do gleby, ponieważ w warunkach silnego zakwaszenia, gdy metale ciężkie łatwo przechodzą w formy jonowe, najbardziej skutecznym czynnikiem ograniczającym stężenia tych metali w roztworach perkolujących przez glebę są stabilne kompleksy z próchnicą (POKOJSKA 1992).

Również ULRICH (1993) stwierdził wyraźny spadek depozycji związków ołowiu po wprowadzeniu benzyny bezołowiowej i katalizatorów na obszarze Solling. Z obszaru Gorczańskiego Parku Narodowego brak szczegółowych danych do przeprowadzenia tego typu analiz, możliwe to będzie przy powtórnym oznaczeniu ołowiu w poziomie organicznym gleby na tych samych 351 powierzchniach siatki po upływie np. dziesięciu lat. Badania zmian właściwości chemicznych gleby po dziesięciu latach przeprowadzono w masywie Pilska. Stwierdzone tam zmiany dotyczyły głównie ilości materii organicznej i stosunku C:N; zwiększyło się zakwaszenie gleby i zawartość ruchomych form glinu, znacznie zmniejszyło się wysycenie glebowego kompleksu sorpcyjnego kationami zasadowymi oraz nasiliło się zjawisko migracji łatwo dostępnych dla roślin składników pokarmowych (SIENKIEWICZ i in. 1991).

Średnie naturalne stężenie ołowiu w glebach Polski wynosi 18 ppm, a w glebach Alaski 12 ppm (SPOREK 1994). W Gorczańskim Parku Narodowym maksymalne zawartości ołowiu wynosiły: 350 ppm w podpoziomach O_{l+f} oraz 520 ppm w O_h . Według GRESZTY i in. (1989) maksymalna dla całego obszaru gór polskich zawartość ołowiu w poziomie próchnicznym wynosiła 485 i 388 ppm dla prób z Beskidu Śląskiego. Dla prób z poziomów organicznych Babiej Góry NIEMYSKA-ŁUKASZUK (1992) podaje wartości 181–420 ppm. LASKOWSKI i in. (1994, 1995) oraz TURZAŃSKI i BIK (1994) zwracają uwagę na wysokie tempo

kumulacji metali ciężkich w ściółce w rejonie zbiornika wodnego w Dobczycach, pomimo braku bezpośredniego oddziaływania przemysłu, autorzy podkreślają również, że nawet niska depozycja w ciągu wielu lat prowadzi do wzrostu stężenia metali do poziomu, który może powodować zmiany w funkcjonowaniu ekosystemu. Ekologiczne zagrożenie związane z koncentracją ołowiu w górnych poziomach gleb wiąże również się z przyswajaniem tego metalu przez mikroorganizmy oraz przez mezofaunę (BERG i in. 1995).

LAMERSDORF i in. (1991) podają, że stężenie ołowiu w drzewostanach świerkowych w Dolnej Saksonii w podpoziomie O_{1+f} wynosiło 150–270 ppm, a w O_h 100–290 ppm, przy czym autor zauważa, że może ono niekorzystnie wpływać na żywotność drzew. SPOREK (1994) podaje za Reinersem, że stężenie ołowiu w ściółce leśnej wzrasta z wysokością nad poziomem morza i waha się od 35 do 336 ppm.

Zmiany chemiczne zewnętrznych poziomów glebowych mogą przede wszystkim wpływać niekorzystnie na rozwój siewek we wczesnych etapach ontogenezy. NOACK i in. (1989) w badaniach nad siewkami buka stwierdzili redukcję rozwoju włośników i zaburzenia wzrostu korzeni w glebie zawierającej 3, 10, 24 i 44 ppm ołowiu. Na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego w poziomie próchnicznym stwierdzono prawie dziesięciokrotnie wyższe stężenia ołowiu, które wywierają zapewne wpływ na rozwój naturalnych odnowień. Według JANUSZKA (1990) obecność w glebach górskich ruchliwych form cynku, miedzi i ołowiu nie jest czynnikiem powodującym bezpośrednio pogarszanie kondycji wzrostowej drzewostanów jodły pospolitej.

Wraz z wysokością nad poziomem morza zwiększa się wyraźnie stężenie ołowiu w poziomie organicznym oraz w korzeniach siewek (tab. 7 i 27), a więc wpływ ołowiu na rozwój siewek świerka może zaznaczać się przede wszystkim w reglu górnym, gdzie silniejsze zmiany chemicznych właściwości gleb połączone są ze zmianami klimatycznymi i trudniejszymi dla rozwoju pojawiających się nalotów i siewek warunkami wyższych położen górskich. Procesy te opóźniają pojawianie się odnowień naturalnych w reglu górnym, co w połączeniu z przyspieszonym rozpadem drzewostanów prowadzi do zachwaszczenia i zaniku drzewostanów świerkowych. Już obecnie możemy obserwować brak odnowień naturalnych świerka na znacznych obszarach regła górnego w Gorcach w przeciwieństwie do dobrej jakości odnowień naturalnych w niższych położeniach. Skrajnym przykładem zahamowania procesów naturalnego odnawiania lasu w reglu górnym przy jednoczesnym przyspieszeniu rozpadu drzewostanów są Góry Izerskie (NIEMTUR 1994).

WERNER i CHOJNACKI (1994) informują, że mechanizm hamowania wzrostu drzew przez metale ciężkie nie został jeszcze dokładnie poznany, a większość doświadczeń nad wpływem metali ciężkich na rośliny przeprowadzono w warunkach laboratoryjnych. Autorzy podkreślają, że w warunkach naturalnych reak-

cje roślin są odmienne przede wszystkim ze względu na obecność mikroorganizmów.

Badania GRESZTY (1983) wskazują, że nie tylko bezwzględna ilość ołowiu decyduje o stopniu jego toksyczności dla danego gatunku drzewa, ale cały zespół chemicznych właściwości gleby oraz forma związku, w postaci którego występuje dany pierwiastek. Przykładem może być jodła, która była najmniej odporna spośród 9 badanych gatunków na działanie pyłów ołowiowo-miedziowych, a stosunkowo odporna na pyły kadmowo-ołowiowo-cynkowe. Wyniki badań GRESZTY (1983) wskazują również na duże zróżnicowanie w pobieraniu metali ciężkich z gleby przez poszczególne gatunki drzew, zarówno w ujęciu sumarycznym jak i dla każdego pierwiastka z osobna. Zróżnicowanie to potwierdza się w warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego dla świerka, jodły i buka. Najwyższe stężenie ołowiu stwierdzono w korzeniach jodły, zarówno na powierzchniach w reglu górnym jak i środkowym.

9. WNIOSKI

1. Wyniki analiz poziomu organicznego gleb z obszaru Gorczańskiego Parku Narodowego pozwalają stwierdzić wyraźny wpływ znajdujących się w zanieczyszczeniach atmosferycznych związków siarki, azotu i ołowiu na kształtowanie się właściwości chemicznych tego poziomu gleby;

2. W warunkach Gorczańskiego Parku Narodowego najistotniejszą rolę spośród badanych składników zanieczyszczeń atmosferycznych odgrywają związki siarki;

3. W ostatnim dziesięcioleciu wartość pH poziomu organicznego gleb na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego znacznie zmniejszyła się.

4. Regiel górny w porównaniu z reglem środkowym i dolnym wyróżnia się niskimi wartościami pH poziomu organicznego gleb, wyższym stężeniem w poziomie organicznym takich pierwiastków jak azot, glin (wymieny), siarka i ołów, a niższym stężeniem przede wszystkim wapnia, magnezu i manganu;

5. Różnice między reglem górnym i środkowym są znacznie większe niż między reglem dolnym i środkowym; dotyczy to szczególnie stężenia takich pierwiastków jak mangan, ołów i siarka w górnych warstwach poziomu organicznego;

6. Analizy stopnia skażenia poziomu organicznego gleby na większym obszarze wykazują różnice świadczące o wyższej depozycji związków azotu, siarki i ołowiu na stokach północnych i zachodnich, jednak ze względu na dużą zmienność analiza wariancji nie potwierdza statystycznej istotności tych różnic;

7. Górne warstwy poziomu organicznego O_{1+f} w porównaniu z warstwą O_h miały większe wartości pH, większe stężenie azotu, potasu, wapnia, magnezu

i manganu, mniejsze natomiast siarki i ołowiu. Można więc mówić o kumulacji siarki i ołowiu i wymywaniu azotu, potasu, wapnia, magnezu i manganu.

8. Zwiększone przez zanieczyszczenia atmosferyczne wymywanie składników pokarmowych w głębsze warstwy gleby jest dodatkowym argumentem dla stosowania w gospodarce leśnej w górach zasady produkcji drewna przy maksymalnym zapasie drzewostanu w celu niedopuszczenia do zubażania siedlisk leśnych.

9. Obszarem Parku najbardziej zagrożonym przez bezpośrednie i pośrednie oddziaływanie zanieczyszczeń atmosferycznych są górnoreglowe świerczyny na siedlisku boru wysokogórskiego. Wniosek ten można odnieść do górnoreglowych świerczyn w pozostałej części polskich Karpat. Zagrożenie to jest zwiększane przez czynniki klimatyczne (np. zmniejszanie się opadów przy wzroście temperatury) oraz czynniki biotyczne (owadzie szkodniki pierwotne i wtórne).

10. Przy bioindykacji obszarów leśnych w regionach górskich do różnego rodzaju porównań w analizach wielkoobszarowych najbardziej przydatnym kryterium podziału na mniejsze jednostki powierzchniowe są siedliskowe typy lasu, które w przeciwieństwie do mechanicznego podziału na piętra wysokościowe — regle, dokładniej charakteryzują warunki panujące na wyróżnionym obszarze. Podział powierzchni leśnej Gorczańskiego Parku Narodowego według typów siedliskowych lasu zapewnia również najbardziej równomierny rozkład liczebności 351 powierzchni siatki w poszczególnych klasach (typach) w porównaniu z takimi kryteriami jak: wysokość nad poziomem morza, zbiorowisko roślinne czy typ gleb.

11. Badania prowadzone w ramach bioindykacji lasów górskich wymagają dokładnej lokalizacji miejsca zbioru próbek, jak też odpowiedniego czasu ich pobierania. Warunkiem poprawności metody jest też odpowiednia liczba prób, adekwatna do miejscowego zróżnicowania warunków fizjograficznych, siedlisk leśnych i pokrywających je biocenoz. Konieczne jest również uwzględnianie zmienności stężenia, charakterystycznej dla oznaczanego pierwiastka.

12. Stężenie w poziomie organicznym ołowiu i glinu, a także manganu i wapnia należało do najbardziej zmiennych spośród badanych cech.

13. Wyniki analiz chemicznych poziomu organicznego gleb leśnych powinny być wykorzystywane przy ocenie stopnia skażenia górskich ekosystemów leśnych pod warunkiem zachowania zasad metodycznych przy zbiorze prób do analiz. Przy ocenie tej wartościowe były również wyniki analiz chemicznych drobnych korzeni siewek świerka, jodły i buka.

14. Regularna siatka powierzchni stałych okazała się szczególnie przydatna w analizie przestrzennej zmian wywołanych przez zanieczyszczenia atmosferyczne w górskich ekosystemach leśnych. Umożliwiła poprawne pod względem statystycznym pobranie materiału do badań w warunkach mozaiki siedlisk,

a także charakterystykę pięter roślinnych, typów siedliskowych lasu, zbiorowisk roślinnych, itp. za pomocą jednego zbioru danych.

15. Różnice w reakcji siewek świerka, jodły i buka na podobne zmiany warunków glebowych wskazują na konieczność jednoczesnego wykorzystywania do celów bioindykacyjnych gatunków o różnych wymaganiach siedliskowych i różnej biologii rozwoju.

16. Skutki zmian właściwości chemicznych poziomu organicznego w Gorczańskim Parku Narodowym wywołanych przez zanieczyszczenia atmosferyczne uwidaczniają się również w zmianach składu chemicznego aparatu asymilacyjnego i korzeni świerka, jodły i buka.

17. Stężenie siarki w liściach buka jest dwa razy większe niż w igłach świerka i jodły, pomimo zbliżonych warunków wzrostu. Wyższe jest również stężenie azotu i potasu. Stężenie potasu w liściach siewek buka zmniejsza się wraz z wysokością nad poziomem morza.

18. W igłach siewek jodły stężenie wapnia jest znacznie wyższe niż w igłach siewek świerka i w liściach siewek buka. W związku z wysokim stężeniem tego pierwiastka w igłach jodły reaguje silniej na deficyt wapnia spowodowany wypłukiwaniem go przez kwaśne deszcze.

19. Siewki świerka charakteryzują się odmienną fizjologią pobierania składników pokarmowych z gleby w porównaniu z siewkami jodły i buka, inna jest też reakcja świerka na zmiany chemizmu gleb w wyniku oddziaływania zanieczyszczeń powietrza. Świadczy o tym najwyższe stężenie wapnia w drobnych korzeniach, wyższy stosunek Ca:Al i znacznie niższy Fe:Al oraz Fe:Mn w porównaniu z analogicznymi cechami korzeni jodły i buka. Właściwości te wskazują na lepsze dostosowanie się tego gatunku do fizykochemicznych warunków wzrostu w wyższych położeniach górskich. Potwierdza to opinię, że w wyższych położeniach górskich świerk powinien pozostać gatunkiem głównym, pomimo zmieniającego się klimatu i zagrożenia ze strony zanieczyszczeń atmosferycznych.

20. Stężenia glinu, manganu, cynku i żelaza w drewnie świerka są zdecydowanie wyższe niż w drewnie jodły i buka, można zatem przypuszczać, że jest to cecha gatunkowa, być może związana z powierzchniowym systemem korzeniowym i odniennymi stężeniami jonów w roztworach glebowych występujących w górnych warstwach gleby.

21. Ilość potasu, wapnia, magnezu oraz manganu w opadzie materii organicznej na powierzchniach w reglu górnym jest kilkakrotnie mniejsza w porównaniu z ilością tych pierwiastków na powierzchniach położonych w reglu dolnym.

Dziękuję serdecznie wszystkim za pomoc w przygotowaniu tej pracy do druku. Szczególnie gorąco dziękuję Panu prof. dr hab. Tadeuszowi Przybylskiemu i Panu dr inż. Krzysztofowi Rakowskiemu za trud przeczytania maszynopisu i uwagi, które w dużym stopniu przyczyniły się do poprawienia

jakości tej pracy. Pani dr Grażynie Szoltyk, Panu dr inż. Rudolfowi Walendzikowi i Panu dr inż. Józefowi Wójcikowi dziękuję za wykonanie analiz chemicznych licznych próbek materiału glebowego i roślinnego. Panu mgr inż. Markowi Gaździe dziękuję za wykonanie pomiarów przyrostów grubości drzew. Dyrekcji i pracownikom naukowym Gorczańskiego Parku Narodowego dziękuję za pomoc przy zbieraniu próbek glebowych oraz w prowadzeniu wieloletnich badań.

Praca została przyjęta przez Komitet Redakcyjny 20 stycznia 1997 r.

ANTROPOGENIC POLLUTION OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE GORCE NATIONAL PARK

Summary

Atmospheric pollution coming from miscellaneous emissions from numerous industrial works located in Bohemia, Germany, Poland, Slovakia, and Ukraine have decisive effects upon mountain forests in Poland. At the same time, sulfur compounds together with nitrogen compounds are the most threatening components of pollution there.

Zones of damage to mountain forests caused by industrial emissions are as follows:

1. Eastern part of the Polish Carpathians - zone of unnoticeable damage (physiological) in which weakened stands are directly damaged by meteorological factors, insects, and fungi;

2. Western part of the Carpathian Mountains including the Gorce National Park and the Eastern part of the Sudeten Mountains - zone of noticeable damage with some areas of marked damage evidenced by progressive degradation of the coniferous stand accompanied by other biotic and abiotic factors. Changes in the soil and plant chemistry can be determined;

3. Western Sudeten - deforestation zone with areas heavily damaged mainly by industrial pollution and accelerated by biotic and other abiotic factors. The pH of the soil solution is decreased, the amounts of aluminum, sulfur, and nitrogen compounds in the soil and in plant tissues are higher. Management of forest areas in this zone requires special methods and significant and often long-term financial investment.

In the Polish Sudeten and Carpathian mountains there are eight national parks, together covering nearly 100 000 ha. The Gorce National Park was established on January 1, 1981, to protect the remnants of the primeval forests and landscape typical of this area in which forests are dotted with numerous clearings, and to preserve rare species of plants and animals. The present area of the Park covers 6763 ha; 95% of this area is forested. The Gorce National Park is typical of the majority of forest ecosystems in the Polish Carpathians. The elevation zones and forests associations of greatest significance in the Gorce National Park may be distinguished as follows:

— lower mountain zone (LMZ) at 600-950 m altitude (vegetation mainly *Dentario-glandulosae-Fagetum* and *Abieteti Picetum montanum*; 26% of the Park area;

— middle mountain zone (MMZ) at 950-1150 m altitude (vegetation mainly *Dentario glandulosae-Fagetum* and *Abieteti Picetum montanum*; 59% of the Park area;

— upper mountain zone (UMZ) at 1150-1310 m altitude (vegetation mainly *Plagiothecio-Piceetum tatricum*; 15% of the Park area.

Aim of study

The present study aimed at increasing the understanding of changes in mountain forest ecosystems affected by atmospheric pollution. In the course of study, the degree of pollution with sulfur, nitrogen, and lead compounds was measured, and the interdependence between concentrations of K, Ca, Mg, Mn, Al in the organic horizon of the soil and major components of atmospheric pollution were assessed for the Gorce National Park. In addition, investigations were carried out into concentration of the above-mentioned elements in wood of spruce, fir and beech in seedlings of these species, and fallen organic matter.

Methods

Soil samples were collected in July and August 1993 from 351 permanent plots located in a grid (400 m x 400 m) in Gorce National Park, one of six national parks located in the Polish Carpathians. Samples were collected from each plot from the O_{1+f} and O_h layers of organic horizon.

The soil horizon selected for the study plays a very important role in the matter cycle of the forest ecosystem. This horizon is the source of many elements originating from organic matter decomposition which continuously accumulates on the forest floor; it is also a filter for atmospheric pollution.

Samples from O_{1+f} and from the lowest layer of organic horizon O_h were collected separately and sampled for acidity measurements (pH) in H_2O and KCl; total nitrogen concentration using the Kjeldahl method; total sulfur concentration measured by the Leco analyzer; exchangeable aluminum forms in Al_2O_3 using the Sokolov method; and for concentrations of K, Ca, Mg, Mn, Pb using the ASA method. The same method was used for measuring concentration given above elements in spruce, fir and beech seedlings, into wood of these species and fallen organic matter.

Results

The results of analyses have been presented in figures, and tables. The concentration of elements in the organic horizon of the soil depends, above all, on the altitude at which the soil samples were collected. Altitude is a major factor in distinguishing the site type, the plant community, and the soil type. It is for this reason that the concentrations of the sampled elements in the organic matter of the soil show similar trends among these units of the divided area of the Park. Different sites, plant communities, and soil types may be found in a mosaic at mountain sites of the same altitude; however, in the macroarea analysis of mountain forest ecosystem pollution, these variations do not interfere with the main trends resulting from the altitudinal location.

The decrease in the pH of the organic horizon accompanied by a decrease in altitude occurs in the majority of the mountain forest ecosystems. In natural conditions, compounds responsible for podzolization e.g. H_2CO_3 , trace values of H_2SO_4 , HNO_3 and strong organic acids are found in the organic soil horizon as a result of organic matter decomposition.

The pH values of the O_h sub-horizon for 351 plots in the Gorce National Park given in the present study may be approximately compared with pH values for the same layer measured in 1983 in 167 plots distributed evenly across the entire area of the Park. Comparison can be only approximate as pH is an exceptionally variable value both in time (i.e. seasonal variability) and in space.

Based on this comparison it is evident that the pH of the O_h layer has decreased considerably over the past ten years. The statistically significant difference is 0.2 in pH in KCl and 0.3 in H_2O which indicates that the acidity of the organic horizon in the Gorce

National Park has increased in the past 10 years; it is also indicative of changes in the soil environment unfavorable to forest biocenosis. While the total deposit is decreasing with the decrease in emissions, natural neutralization of acidifying compounds in the soil is a fairly slow and lengthy process.

As seen in the multiple correlation coefficients listed in table 21, the effect of pH on the correlations between concentrations of elements sampled in the organic horizon in the Gorce National Park is stronger than the effect of altitude in spite of the strong correlation between these factors. This relationship is especially noticeable for K, C, and Mn at O_{l+f} . In O_h , the greatest impact on pH concerns elements, the concentrations of which are directly related to anthropogenic changes in the soil environment (Al, Mn, C).

In the Gorce National Park, the degree of contamination of the organic horizon with sulfur and nitrogen compounds increases with altitude.

As elements are rinsed from the organic horizon of the soil, K, followed by Ca and Mg, are rinsed out first. This, *inter alia*, explains the great differences in the concentrations of the above-mentioned elements between O_{l+f} and O_h in the organic horizon.

Moreover, the greatest differences in the concentrations of Ca, Mg, and K between the upper and bottom layers of the organic horizon do not occur in the higher mountain zone with low pH and a high amount of rainfall, but rather in the lower and middle mountain zones where the concentrations of the given elements in the organic horizon are markedly higher. Thus, at lower altitudes marked amounts of nutrients move from the organic horizon into deeper soil horizons, which is positive provided that these components are utilized by root systems of trees. Otherwise, forest sites would be depleted as a result of rinsing.

The concentration of K decreases fairly rapidly during the process of litter decomposition. The mean concentration of K at O_h was more than three times lower than that in the higher layers of the organic horizon. The mean concentration of K in O_h maintains at a stable level (ca 54mg/100g) regardless of altitude.

When analyzing the concentrations (C) of selected elements in the organic horizon of the soil at the lower (C_L), middle (C_M), and upper (C_U) mountain zones and the differences in concentrations (ΔC) between given layers of the organic horizon ($\Delta C = C_{O_{l+f}} - C_{O_h}$), elements may be divided into three groups, as presented in table 12.

In the first group the cumulation of elements is included. In the second group the concentrations of N and C in the bottom layer of the organic horizon are always smaller because of the progressing mineralization. In the third group the rinsing of elements into deeper soil layers is seen.

Table 12 presents an overall review of the results and, at the same time, demonstrates the dynamics of the changes at the altitudes at which samples were collected and the layer of the organic horizon.

The results of chemical analyses of the organic horizon of the soil indicate that the present condition of the forest ecosystem in the upper mountain zones is deteriorating. In addition to air pollution, climatic changes, especially decreasing amounts of rainfall and a slow increase in temperature are the primary causes of this deterioration (fig. 2).

The results of analyses presented in the current study also indicate that:

- in pollution of the Gorce National Park sulfur compounds play the most important role,
- in the organic horizon of soil the concentrations of lead, aluminum and also manganese and calcium were the most changenable among investigated features,
- rinsing of nutrition substances into deeper soil horizons enhanced by air pollution is an additional argument for forest management in the mountains to produce wood with the maximum growing stock in order to avoid degradation of forest site types,

— in the upper mountain zone the amounts of K, Ca, Mg and Mn in organic matter fall are a few times smaller than in the lower mountain zone,

— the regular grid of permanent plots appeared particularly useful for the spatial analysis of changes caused by air pollution in the mountainous forest ecosystems. Such a solution not only allows correct sampling of material from the statistical point of view but also gives the possibility to describe the mosaic of forest site types, plant communities and their stratification on the basis of only one file of data.

— Effects of air pollution in the Gorce National Park reflect changes of chemical properties in the organic horizon which are also noticeable in the chemical composition of the assimilation apparatus and roots of spruce, fir and beech.

— The differences in reactions of spruce, fir and beech seedlings to similar changes in the soil conditions indicate that for bioindication purposes it is necessary to simultaneously apply species demanding different site conditions for their biological development.

— The sulfur concentration in beech leaves is 2 times bigger in spruce and fir needles in spite of their similar growth condition. Analogically, the concentrations of nitrogen and potassium are also higher. The concentration of potassium in leaves of beech seedlings is decreasing with altitude.

— The calcium concentration in needles of fir is higher than in spruce needles and beech leaves. Because of its high concentration in the needles the fir first react to deficiency of this element when is rinsed by acid rain.

— Spruce seedlings are characterised by different physiology of nutrient compounds uptake from the soil, compared to fir and beech seedlings. It confirms the biggest concentration of calcium in fine roots, higher Ca:Al ratio and significantly lower Fe:Al. or Fe:Mn compared to fir and beech roots. These features indicate better adjustment of this species to development conditions dominating in upper mountain zones. It does confirm the opinion that spruce should stay the dominant species in upper mountain zones in spite of the climatic changes and menaces from the side of air pollution.

— The concentrations of aluminium, zinc and iron in wood of spruce are fairly higher compared to fir and beech wood. It is probable that this feature of species is connected with the superficial root system and different concentration of ions in soil solutions occurring in upper soil horizons.

10. PIŚMIENICTWO

- ABRAHAMSEN G., HORNTVEDT R., TVEITRE B. 1975. Impacts of acid precipitation on coniferous forest ecosystems. Research report of Norwegian Forest Research Institute, 2: 1-15.
- ADAMCZEWSKA M., SIEPAK J., WALNA B. 1993. Skład chemiczny wód opadowych. *Aura* 7: 14-15.
- ADAMCZYK B. 1966. Studia nad kształtowaniem się związków pomiędzy podłożem skalnym i glebą. Cz. II. Gleby leśne wytworzone z utworów fliszowych płaszczowiny magurskiej w Gorcach. *Acta Agr. Silv., Ser. Silv.*, 6: 1-48.
- ADAMCZYK B. 1986. Gleboznawcze aspekty obumierania lasów górskich. *Sylvan*, 130, 2-3: 25-35.
- ADAMS M. B., EAGAR C. 1992. Impacts of acidic deposition on high-elevation spruce-fir forests: results from the Spruce-Fir Research Cooperative. *For. Ecol. Manag.* 51: 195-205.
- ALCAMO J., SHAW R., HORDIJK L. 1990. The RAINS model of acidification. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- ALEWELL C., MATZNER E. 1993. Reversibility of soil solution acidity and of sulfate retention in acid forest soils. *Water, Air, Soil Poll.*, 71, 1/2: 155-165.
- ALEXANDROWICZ B. W. 1972. Typologiczna analiza lasu. PWN Warszawa: 1-286.
- ANDERSON F., KELLY J. M. 1984. Aluminium toxicity in trees. Swedish Univ. Agric. Sciences, Uppsala.
- ANDERSSON G., HANNEBERG P. 1996. Words biggest umbrella keeps acid rain away. *Enviro* 21: 12.
- ANEJA V. P., ROBARGE W. P., CLAIBORN C. S., MURTHY A. 1992. Chemical climatology of high elevation spruce-fir forests in the southern Appalachian mountains. *Environ. Poll.*, 75: 89-96.
- BÄCK J. S. HUTTUNEN, M. TMSURUNEN, J. LAMPPU. 1995. Effects of acid rain on growth and nutrient concentrations in Scots pine and Norway spruce seedlings grown in nutrient-rich soil. *Environ. Poll.*, 89, 2: 177-187.
- BALAŻY K. 1993. Działania hodowlane i ochronne w warunkach szkodliwego wpływu przemysłu na lasy. *Prz. Leś.* 9: 11-13.
- BARCELO J., POSCHENRIEDER Ch. 1990. Plant-water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J. Plant Nutr.*, 13, 1: 1-37.
- BARSZCZ J., 1990. Siarka i metale ciężkie w glebach i roślinach lasów Beskidu Śląskiego. W: Ocena zasobów leśnych w ekosystemach zagrożonych. SGGW-AR, Warszawa: 36-48.
- BARZDAJN W., SARZYŃSKI M., 1993. Znaczenie naturalnego odnowienia świerka na obszarach zamierania lasu w Sudetach Zachodnich. *Las Pol.*, 9: 18-20.
- BAULE H., FRICKER C. 1971. Nawożenie drzew leśnych. PWRiL, Warszawa: 1-315.
- BEIERKUNHNLEIN C., DURKA W., 1993. Beurteilung von Stoffaustragen immissionsbelasteter Wald-ökosysteme Nordostbayerns durch Quellwasseranalysen. *Forstw. Cbl.* 112: 225-239.
- BERG B., MC LAUGHERTY C., VIRZO DE SANTO A., JOHANSSON M. B., EKBOHM G. 1992. Decomposition of litter and soil organic matter. Can we distinguish a mechanism for soil organic matter build up? *Scand. J. For. Res.* 10, 2: 108-119.

- BERNADZKI E., 1983. Zamieranie jodły w granicach naturalnego zasięgu. W: Jodła pospolita *Abies alba* Mill. (red. S. Białobok). PWN, Warszawa–Poznań: 483-502.
- BERNADZKI E., 1986. Refleksje na temat obumierania lasów. Sylwan, 130, 5: 21-27.
- BERNADZKI E., 1993. Zalesienia wysokogórskie. Las Pol., 7: 4-5.
- BERNADZKI E., 1994. Półnaturalna hodowla lasu jest nadal aktualna. Las Pol., 4: 7-10.
- BERNADZKI E., 1994a. Die Forstwirtschaft Polens wenig Grund zu Optimismus. Österreichische Forstzeitung 4: 47-50.
- BIAŁOBOK S. 1989. Zagrożenie lasów w Polsce przez zanieczyszczenia powietrza. Życie drzew w skażonym środowisku. Inst. Dendr. PAN – PWN, Warszawa – Poznań: 9-48.
- BIAŁOBOK S., 1989a. Wpływ kwaśnych opadów atmosferycznych na drzewa i lasy. Życie drzew w skażonym środowisku. Instytut Dendrologii PAN – PWN, Warszawa – Poznań: 169-193.
- BIAŁOBOK S., KAROLEWSKI P. 1978. Ocena stopnia odporności drzew matecznych sosny zwyczajnej i ich potomstwa na działanie SO₂ i O₃ oraz mieszaniny tych gazów. Arb. Kórn., 23, 299-310.
- BONNEAU M., NYS C., 1993. A nitrogen cycle model for calculating the reduction of N-input necessary to reduce soil acidification and nitrate leaching and the consequences of this for wood production. Water, Air, Soil Poll., 69: 1/2: 1-20.
- BORATYŃSKI A., KONCA B., ZIENTARSKI J. 1987. Sudeckie bory górnoreglowe, *Plagioteccio-Piceetum hercynicum* warunki występowania, struktura, zagrożenie przez zanieczyszczenia środowiska. Arb. Kórn., 32: 163-205.
- BOUDOT J. P., BECQUER T., MERLET D., ROUILLER J. 1994. Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). Ann. Sci. For., 51: 27-51.
- BROŻEK S., 1992. Wpływ właściwości gleb na biomasę i skład chemiczny nalotów buka, jodły i świerka w Beskidach Zachodnich. Zesz. Nauk. AR Krak., Leś., 269, 22: 45-64.
- BROŻEK S., 1992. Wykorzystanie naturalnej zasobności górskich gleb leśnych przez naloty buka, jodły i świerka. Zesz. Nauk AR Krak., Leś., 269, 22: 65-80.
- BUBLINEC E., 1992. The content of biogenic elements in forest tree species. Les. Čas., 38, 4: 365-375.
- BUCKMAN H. C., Brady N. C., 1971. Gleba i jej właściwości. PWRiL, Warszawa: 1-530.
- CAPE J. N., 1993. Direct damage to vegetation caused by acid rain and polluted cloud, definition of critical levels for forest trees. Environ. Poll., 82: 167-180.
- CAPECKI Z., 1982. Masowe wystąpienie zasnui wysokogórskiej *Cephalcia falleni* (Dalm.), *Pamphillidae*, *Hymenoptera* w Gorcach. Sylwan 126, 4: 41-50.
- CAPECKI Z., 1983. Charakterystyka zdrowotności i zagrożenia lasów karpackich w Polsce. Pr. Inst. Bad. Leśn., 617: 27-54.
- CAPECKI Z., 1994. Rejony zdrowotności lasów zachodniej części Karpat. Pr. Inst. Bad. Leśn., 781, 61-125.
- CAPECKI Z., 1996. Zdrowotność lasów karpackich a zagrożenie przez szkodniki. Sylwan, 140, 2: 81-86.
- CHWISTEK K. 1995. Wielkość, budowa i struktura zasobów leśnych Gorczańskiego Parku Narodowego. Poster nr 21. Wykaz posterów z Sesji Naukowej PTL, Szczawnica, 28-29 XI 1995.
- CIEPAŁ R., 1992. Przenikanie S, Pb, Cd, Zn, Cu i Fe do biomasy oraz gleby ekosystemu leśnego (na przykładzie wschodniej części województwa katowickiego). Pr. Nauk. Uniw. Śląskiego, 1319: 1-106.

- CIEPAŁ R., NIEMTUR S., 1984. Accumulation of zinc, lead and magnesium in the wood of Scots pine from an industrial region (Miasteczko Śląskie). *Acta Biol. (University of Silesia)*, 16: 199-207.
- CZUCHAJOWSKA Z., PRZYBYLSKI T. 1978. The seasonal changes of chlorophylls and carotenoids in unpolluted and polluted needles of *Pinus silvestris*. *Bull. Acad. Polon. Sci., Ser. Sci. Biol.*, 26, 6: 369-376.
- DÄSSLER H. G. 1962. Die Einwirkung von Schwefeldioxid auf verschiedene Pflanzeninhaltsstoffe. *Wiss. Z. Tech. Hochsch. (Dresden)*, 11: 567-569.
- DAVIS D. 1973. Air Pollution Damages Trees. Dep. of Plant Path of The Pennsylvania State Univ.: 1-32.
- DE VRIES W., REINDS G. J., POSCH M., KÄMÄRA J. 1994. Simulation of soil response to acidic deposition scenarios in Europe. *Water, Air, Soil Poll.*, 78: 3/4: 215-246.
- DISE N. B., WRIGHT R. F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen leaching from Europeas in relation to nitrogen deposition *For. Ecol. Manag.*, 71, 1/2: 153-161.
- DMYTERKO E. 1993. Strefy uszkodzenia lasu a planowanie hodowlane. *Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B*, 15: 141-151.
- DOCHINGER L. S., SELISKARR C. E. 1970. Air pollution and chlorotic dwarf disease of eastern white pine. *For. Sci.*, 16: 46-55.
- DOMAŃSKI S., KOWALSKI S., KOWALSKI T. 1981. Grzyby nadrzewne występujące w przebudowywanych drzewostanach objętych szkodliwym oddziaływaniem emisji przemysłowych w Górnos Śląskim Okręgu Przemysłowym. *Sylvan*, 125, 5: 21-35.
- DUNIKOWSKI S.: 1992. Zagrożenie obszarów leśnych przez zanieczyszczenia powietrza. *Post. Techn. Leśn.*, 52: 7-12.
- DUNIKOWSKI S., OLSZOWSKI J. 1984. Pomiar zanieczyszczeń powietrza w lasach. *Monitoring techniczny. Inst. Bad. Leśn., Warszawa*.
- DZIADOWIEC H., KWIATKOWSKA A., ZAGAJEWSKI Ł. 1994. Effect of acid precipitation on the composition of forest litter. *Pol. J. Soil Sci.*, 27, 1: 19-28.
- DZIEWOLSKI J. 1989. Charakterystyka drzewostanów Gorczańskiego Parku Narodowego na tle zbiorowisk leśnych. *Sylvan*, 3: 15-24.
- DZIEWOLSKI J., MICHALIK S. 1982. Walory przyrodnicze i koncepcja rezerwatów ścisłych Gorczańskiego Parku Narodowego. *Ochr. Przyr.*, 44: 183-215.
- DZIEWOLSKI J., RUTKOWSKI B. 1991. Tree mortality: recruitment and increment during the period 1969-1986 in a reserve at Turbacz in the Gorce Mountains. *Fol. For. Pol., Ser. A*, 31: 37-48.
- FABIJANOWSKI J. 1986. Znaczenie lasów górskich. *Sylvan*, 130: 2-3: 1-12.
- FABIJANOWSKI J. 1986. Hodowla lasu wobec zagrożenia imisjami drzewostanów w górach. *Sylvan*, 130, 2-3: 53-66.
- FABIJANOWSKI J., JAWORSKI A. 1996. Kierunki postępowania hodowlanego w lasach karpaccich wobec zmieniających się warunków środowiska. *Sylvan*, 140, 4: 5-28.
- FALKENGREN-GRERUP U., LINNEMARK N., TYLER G. 1987. Changes in acidity and cation pools of south Swedish soils between 1949 and 1985. *Chemosphere* 16: 2239-2248.
- FALKENGREN-GRERUP U., BJÖRK L. 1991. Reversibility of stemflow-induced soil acidification in Swedish beech forest. *Environ. Poll.* 74, 1: 31-37.
- FALKENGREN-GRERUP V., TYLER G. 1993. Soil chemical properties exchiding field-layer species from beech forest mor. *Plant a. Soil* 148, 2: 185-191.
- FARMER A. M. 1993. The effects of dust on vegetation. A review. *Environ. Poll.*, 79, 1: 63-75:

- FELIKSIK E. 1990. Badania dendroklimatologiczne dotyczące jodły (*Abies alba* Mill.) występującej na obszarze Polski. Zesz. Nauk. AR Krak. Rozpr. habilit. 151: 1-106.
- FELIKSIK E. 1991. Ocena wrażliwości różnych gatunków drzew leśnych występujących na terenie Karpat na oddziaływanie zanieczyszczeń przemysłowych. Zesz. Nauk. AR Krak., Leśn., 20: 353-374.
- FOBER H. 1977. Żywienie mineralne. W: Świerk pospolity: *Picea abies* (L.) Karst. (red. S. Białobok). PWN Warszawa – Poznań: 262-286.
- FOBER H.: 1983. Mineralne żywienie. W: Jodła pospolita: *Abies alba* Mill. (red. S. Białobok). PWN Warszawa – Poznań: 169-174.
- FOBER H.: 1990. Mineralne żywienie. W: Buk zwyczajny: *Fagus sylvatica* L. (red. S. Białobok). PWN Warszawa – Poznań: 143-157.
- FOWLER D. J., CAPE N., DEANS J. D., LEITH I. D., MURRAY M. B., SMITH R. I., SHEPPARD L. J., UNSWORTH M. H. 1989. Effects of acid mist on the frost hardiness of red spruce seedlings. *New Phytol.* 113: 321-335.
- FRIEDLAND A. J., CRAIF B. W., MILLER E. K., HERRICK G. T., SICCAMA T. G., JOHNSON A. H. 1992. Decreasing lead levels in the forest floor of the northeastern USA. *Ambio* 21, 6: 400-403.
- GALIŃSKI W. 1995. Wpływ globalnego ocieplenia klimatu Ziemi i efektu cieplarnianego na lasy strefy klimatu umiarkowanego. *Las Pol.*, 9: 4-8.
- GEBAUER G., GIESEMANN A., SCHULE E. D., JÄGER H. J. 1994. Isotope ratios and concentrations of sulfur and nitrogen in needles and soils of *Picea abies* stands as influenced by atmospheric deposition of sulfur and nitrogen compounds. *Plant a. Soil* 164, 2: 267-281.
- GLIŃSKI J. 1995. Chemiczne i fizykochemiczne właściwości gleb. W: Gleboznawstwo (red. B. Dobrzański, S. Zawadzki). PWRiL Warszawa: 157-209.
- GLĄZ J. 1992. Charakterystyka zasobów lasów górskich i lasów województwa katowickiego. Dok. Inst. Bad. Leśn. Warszawa: 5-14.
- Główny Urząd Statystyczny. 1995. Ochrona Środowiska. Warszawa: 490.
- GODBOLD D. L., FEIG R., CREMER-HERMS A., HUTTERMANN A.S. 1993. Determination of stress bioindicators in three Norway spruce stands in northern Germany. *Water, Air, Soil Poll.*, 66: 231-237.
- GODZIK B. 1994. Ozon troposferyczny — nowy problem Polski południowej? *Aura* 8: 9-10.
- GODZIK B., SZAREK G. 1995. Heavy metals in mosses from the Niepołomice Forest: southern Poland changes in 1975-1992. *Fragm. Flor. Geobot.*, 38, 1: 199-208.
- GODZIK S. 1989. Oddziaływanie tlenków siarki na rośliny drzewiaste. *Życie drzew w skażonym środowisku*. PWN Warszawa: 87-103.
- GÖRANSSON A., ELDHUSET T. D. 1991. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of small *Picea abies* and *Pinus sylvestris* plants. *Trees*, 5: 136-142.
- GORZELAK A. 1995. Lasy i gospodarka leśna w Sudetach. Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B, 25: 7-36.
- GRESZTA J. 1975. Wpływ imisji na siedliska borowe i drzewostany sosnowe w śląsko-krakowskim okręgu przemysłowym. *Studia Naturae*, Ser. A, 10: 1-183.
- GRESZTA J. 1983. Correlation between the content of copper, zinc, lead, and cadmium in the soil and the content of these metals in the seedlings of selected forest tree species. *Fragm. Flor. Geobot.*, 28, 1: 29-52.
- GRESZTA J. 1983a. The effects of dusts from copper and zinc works introduced into the soil on the growth of the seedlings of selected tree species. *Fragm. Flor. Geobot.*, 28, 1: 3-28.

- GRESZTA J. 1996. Wpływ kwaśnych deszczów na lasy górskie. *Sylwan*, 140, 2: 49-58.
- GRESZTA J., BRANIEWSKI S., NOSEK A. 1983. The sensitivity of the seedlings of *Pinus sylvestris*: *P. nigra*: *Picea abies*: *Larix decidua* and *Alnus glutinosa* to the dusts from 10 industrial works introduced into the soil. *Fragm. Flor. Geobot.*, 28, 1: 53-66.
- GRESZTA J., BRANIEWSKI S., NOSEK A. 1983a. The effect of dusts from different emitters of the height increment of the seedlings of selected tree species. *Fragm. Flor. Geobot.*, 28, 1: 67-76.
- GRESZTA J., PANEK E. 1989. Wpływ metali ciężkich na drzewa. *Życie drzew w skażonym środowisku*. PWN Warszawa – Poznań: 195-222.
- GRESZTA J., BARSZCZ J., NIEMTUR S. 1989. Evaluation of damage to montane forests in southern Poland. IUFRO P2.05, Interlaken, Switzerland, Oct. 2-8, 1988. Birmensdorf: 41-50.
- GRESZTA J., NIEMTUR S., KISZKA J., GRUSZCZYŃSKA M., STRUŚ L. 1990. Ocena stopnia zagrożenia lasów górskich testami biologicznymi i chemicznymi. *Centr. Probl. Bad. Podst.* 04.10.07.24, SGGW-AR, Warszawa.
- GRESZTA J., GRUSZKA A., WACHALEWSKI T. 1990. Humus degradation under the influence of simulated acid rains. IUFRO, Montreal: 419-443.
- GRILL D., HÄRTEL O. 1972. Zellphysiologische und biochemische Untersuchungen an SO₂ begasten Fichtennadel. *Mitt. For. Bundes-Versuchanst.*, 97, 2: 367-386.
- GRILL D., POLZ I., ESTERBAUER H. 1981. Notes of the chlorophyll content in fumigated spruce needles. *Arch. Ochr. Środ.*, 2-4: 59-62.
- GRODZIŃSKA K. 1971. Acidification of tree bark as Measure of Air Pollution in Southern Poland. *Bull. Acad. Pol. Sci.*, 19, 3: 189-195.
- GRODZIŃSKA K. 1980. Zanieczyszczenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi. *Ochr. Przyr.*, 43: 9-27.
- GRODZIŃSKA K. 1985. Zanieczyszczenie parków narodowych Polski metalami ciężkimi. W: *Zagrożenie parków narodowych w Polsce*. PWN Warszawa: 23-35.
- GRODZIŃSKA K., SZAREK G., GODZIK B. 1990. Heavy metal deposition in polish national parks changes during ten years. *Water, Air, Soil Poll.* 49: 409-419.
- GRODZIŃSKA K., SZAREK G. 1995. Skażenie środowiska Polski na tle Europy. *Wiad. Bot.*, 39, 1-2: 31-38.
- GRODZIŃSKI W., WEINER J., MAYCOCK P. F. 1984. *Forest ecosystems in industrial regions*. Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York-Tokyo.
- GRZYWACZ A. 1971. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na grzyby chorobotwórcze drzew leśnych. *Sylwan*, 115, 6: 55-62.
- GUYETTE R. P., HENDERSON G. S., CUTTER B. E. 1992. Reconstructing soil pH from manganese concentrations in tree-rings. *For. Sci.*, 38, 4: 727-737.
- HANSEN K. 1995. In-canopy throughfall measurements in Norway spruce: water flow and consequences for ion fluxes. *Water, Air, Soil Poll.*, 85, 4: 2259-2264.
- HARRIS E. 1993. What role do forests play as a carbon sink? *Q. J. For.*, 87, 2: 140-142.
- HART S. C. 1994. Dynamics of gross nitrogen transformations in an old-growth forest. The carbon connection. *Ecology*, 75, 4: 880-891.
- HÄRTEL O., GRILL D. 1972. Die Leitfähigkeit von Fichtenborken Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. *Eur. J. For. Path.*, 2/4: 205-215.
- HAWRYŚ Z., SCHNAIDER Z., WIDEROWA S. 1977. Z doświadczeń nad przydatnością różnych gatunków drzew i krzewów do zadrzewień strefy bardzo silnego oddziaływania emisji przemysłowych. *Sylwan*, 121, 6: 1-16.

- HEINRICHS H., MAYER R. 1980. The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 9: 111-118.
- HENRIKSEN T. M., ELDHUSET T. D., STUANES A. O., LANGERUD B. R. 1992. Effects of aluminium and calcium on *Picea abies* seedlings. *Scand. J. For. Res.*, 7: 63-70.
- HUTTUNNEN S., KARHU M., Laine K. 1983. Air pollution induced stress and its effects on the photosynthesis on *Pinus sylvestris* L. in Oulu. *Aquilo, Ser. Bot.*, 19: 275-282.
- ILKUN G. M. 1971. *Gazoustojčivost rastenij*. Naukova Dumka, Kiev: 1-164.
- INNES J. L. 1993. Methods to estimate forest health. *Silva Fenn.*, 27, 2: 145-157.
- JÄGER H. J., WEIGEL H. J., GRÜNHAGE L. 1986. Physiologische und biochemische Aspekte der Wirkung von Immissionen auf Waldbäume. *Europ. J. For. Pathol.* 16: 98-109.
- JANUSZEK K. 1990. Niektóre właściwości chemiczne gleb wybranych stanowisk jodły (*Abies alba* Mill.) o różnej kondycji wzrostowej w południowej Polsce. *Acta Agr. Silv., Ser. Silv.*, 29: 3-16.
- JAROSZ S. 1935. Badania geograficzno-leśne w Gorcach. *Prace Rolno-leśne PAU*, 16: 1-125.
- JAWORSKI A. 1982. Fir regression in Polish mountain areas. *Europ. J. For. Pathol.*, 12, 3: 143-149.
- JAWORSKI J. 1994. Charakterystyka hodowlana drzew leśnych. Wyd. Gutenberg, Kraków: 237.
- JAWORSKI A., SKRZYSZEWSKI J. 1988. Zawartość siarki, niektórych metali ciężkich i makroskładników w aparacie asymilacyjnym oraz ich wpływ na żywotność jodeł. *Acta Agr. Silv., Ser. Silv.*, 27: 85-96.
- JAWORSKI A., SKRZYSZEWSKI J. 1989. Zawartość siarki, niektórych metali ciężkich i makroskładników w drewnie oraz ich wpływ na żywotność jodeł. *Acta Agr. Silv., Ser. Silv.*, 28: 33-43.
- JOHNSON A. H., SICCAMI T. S. 1983. Acid deposition and forest decline. *Environ. Sci. Techn.*, 17: 294-305.
- JOHNSON A. H., MILLER R., MILLER E. K., FRIEDLAND A. J., VANN D. R. 1994. Acid rain and soils of the Adirondacks. II. Evaluation of calcium and aluminium as causes of red spruce decline at Whiteface Mountain. *Can. J. For.* 24, 4: 654-669.
- JONSSON B., SUNDBERG R. 1972. Has the acidification by atmospheric pollution caused a growth reduction in Swedish forests? A comparison between regions with different soil properties. *Skogshögskolan, Inst. för skogsproduktion. Rapport och Uppsatser*, Nr 20: 48.
- JORDAN M. J. 1975. Effects of zinc smelter emissions and fire on a chestnut-oak woodland. *Ecology* 56, 1: 78-91.
- JOSLIN J. D., WOLFE M. H. 1992. Red spruce soil solution chemistry and root distribution across a cloud water deposition gradient. *Can. J. For.* 22, 6: 893-904.
- JOSLIN J. D., WOLFE M. H. 1993. Temperature increase accelerates nitrate release from high-elevation red spruce soils. *Can. J. For.* 23, 4: 756-759.
- JÓZEFACIUKOWA W., DOBROWOLSKA D., FARFAL D. 1993. Wybrane charakterystyki systemów korzeniowych drzew jako bioindykatory stanu lasu. *Prace Inst. Bad. Leśn., Ser. B*, 18: 104-105.
- KALETA M. 1988. Influence of immissions from iron-mines on forest ecosystems. *Ekologia* 7, 2: 213-224.
- KAMIŃSKI E. 1988. *Lasy Państwowe w okresie 40 lat PRL (1944-1984)*. Roczn. Nauk Rol. PWN, Warszawa.

- KANDLER O. 1992. No relationship between fir decline and air pollution in the Bavarian Forest. *For. Sci.*, 38, 4: 866-869.
- KANDLER O., L. INNES J. 1995. Air pollution and forest decline in central Europe. *Environ. Poll.*, 90, 2: 171-180.
- KARHU M., HUTTUNNEN S. 1986. Erosion effects of air pollution on needle surfaces. *Water, Air, Soil Poll.*, 31: 417-423.
- KARKANIS M., 1976. Obieg siarki w ekosystemie leśnym *Tilio-Carpinetum* (grądu niskiego) w północnej części Puszczy Niepołomickiej koło Ispiny. *Frag. Flor. Geobot.*, 22, 3: 351-363.
- KAROLEWSKI P. 1989. Oddziaływanie tlenków azotu na rośliny drzewiaste. *Życie drzew w skażonym środowisku*. PWN Warszawa: 129-142.
- KAROLEWSKI P., GIERTYCH M. J. 1995. Wpływ nawożenia wapniowego na poziom fenoli u sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) w warunkach skażenia związkami glinu, siarki i fluoru. *Arb. Kór.*, 40: 169-184.
- KAZDA M., ZVACEK L. 1989. Aluminium and manganese and their relation to calcium in soil solution and needles in three Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] stands in Upper Austria. *Plant Soil*, 114: 257-267.
- KĄZMIERCZAKOWA R., GRODZIŃSKA K., BEDNARZ Z. 1984. Content of heavy metals in xylem of 100-year old beech (*Fagus sylvatica* L.) in southern Poland. *Bull. Pol. Acad. Sci., Ser. Biol.*, 32, 9-10: 3-29.
- KELLER T., 1976: Der Einfluss von Schwefeldioxid als Luftverunreinigung auf die Assimilation der Fichte. *Schweiz. Z. Forstv.*, 57: 48-53:
- KELLER T., SCHWAGER H. 1971. Der nachweis unsichtbarer (physiologischer) Fluor-Immissionschädigungen an Waldbäumen durch eine einfache kolorimetrische Bestimmung der Peroxidase-Aktivität. *Europ. J. For. Pathol.*, 7: 338-350.
- KISZKA J. 1990. Lichenoindykacja obszaru województwa krakowskiego. *Studia Ośr. Dok. Fizjograficznej*, 28: 201-212.
- KONARSKI J., RADOMSKA K. 1992. Glin — nowa trucizna środowiska. *Ofic. Wydaw. OIKOS*, Warszawa: 87:
- KOPRYK W. 1993: Inicjowanie odnowienia naturalnego buka. *Las Pol.*, 13: 8-10:
- KORNAŚ J. 1955: Charakterystyka geobotaniczna Gorców. *Monogr. Bot.*, 3: 1-216:
- KORNAŚ J., MEDWECKA-KORNAŚ A. 1957: Ochrona szaty roślinnej na obszarze Gorczańskiego Parku Narodowego: *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 2: 8-17:
- KOWALIŃSKI S. MS 1995. Substancja organiczna gleb i jej przeobrażenia. W: *Gleboznawstwo* (red. B., Dobrzański S. Zawadzki), PWRiL Warszawa: 211-241.
- KOWALKOWSKI A., SZCZUBIAŁKA Z. 1981: Związek między stężeniem Mn, Cu, Pb i Zn w igłach sosny zwyczajnej *Pinus sylvestris* L. a ich zawartością w poziomach próchnicznych gleb skażonych emisją przemysłową. *Rocz. Glebozn.*, 32: 55-68.
- KOWALSKI S. 1994: Mikrobiologiczne uwarunkowania samosiewnego odnawiania się drzew. *Las Pol.*, 22: 4.
- KOWDA W. A. 1984. *Podstawy nauki o glebach*. PWRiL, Warszawa: 1-895.
- KRÄUCHI N. 1993. Potential impacts of a climate change on forest ecosystems Europ. *J. For. Pathol.*, 23: 28-50.
- KRYSICKI W., BARTOS J., DYCZKA W., KRÓLIKOWSKA K., WASILEWSKI M. 1994. *Rachunek prawdopodobieństwa i statystyka matematyczna w zadaniach*. PWN Warszawa: 1-328.
- KULIG L. 1967: Straty gospodarcze w produkcji lasu na skutek zanieczyszczeń powietrza *Zesz. Nauk. AGH*, 155, 12: 199-212.

- LAMERSDORF N. P., GODBOLD D. L., KNOCH D. 1991: Risk assessment of some heavy metals for the growth of norway spruce: Water, Air Soil Poll., 57-58: 535-543.
- LAMERSDORF N. P., MEYER M. 1993. Nutrient cycling and acidification of a northwest German forest site with high atmospheric nitrogen deposition. For. Ecol. Manag., 62: 323-354.
- LASKOWSKI R., BERG B. 1993. Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. Scand. J. For. Res., 8, 4: 446-456.
- LASKOWSKI R., MARYAŃSKI M., NIKLIŃSKA M. 1994. Nutrient and heavy metal dynamics in decomposing beech Pine litter. Ekol. Pol., 41, 3-4: 393-406.
- LASKOWSKI R., MARYAŃSKI M., NIKLIŃSKA M., SZAREK G. 1994. Nutrient and heavy metal balance for litter in the mixed beech Pine forest. Ekol. Pol., 41, 3-4: 407-426.
- LASKOWSKI R., NIKLIŃSKA M., MARYŃSKI H., 1995. The dynamics of chemical elements in forest litter. Ecology, 76: 5: 393-406.
- LATOCHA E. 1983. Próby ustalenia prognozy toksyczności SO₂ dla drzewostanów iglastych. Sylwan 127, 9: 30-41.
- LATOCHA E. 1985. Zagrożenie świerczyn górskich w Europie Środkowej przez emisje przemysłowe. Sylwan 129, 1: 17-26.
- LATOCHA E., HAWRYŚ Z., WOLAK J., JURCZAK-LATOCHA I. 1990. Wpływ przemysłu na ekosystemy lasów iglastych. Pr. Inst. Bad. Leśn., 613: 50.
- LECH P. 1995. Forest decline threat assessment for 1992 remarks on the methods accuracy. Fol. For. Pol., Ser. A, 37: 49-59.
- LEWIŃSKA J., BARTOSIK J. 1984. Charakterystyka warunków klimatycznych i zanieczyszczenia powietrza Gorczańskiego Parku Narodowego i jego otoczenia w aspekcie planu zagospodarowania przestrzennego Parku i otuliny. Inst. Kształt. Środowiska, Kraków: 1-26.
- LEŚNIAK A. 1995. Monitoring i bioindykacja stanu lasów Polski. Las Pol., 7: 4-6.
- LJUNGSTRÖM M., STJERNQUIST I. 1993. Factors toxic to beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings in acid soils. Plant a. Soil, 157: 19-29.
- LOCH J. 1992. Stałe powierzchnie badawcze w Gorczańskim Parku Narodowym. Parki Nar. Rezer. Przynr., 4: 87-98.
- LOCH J., CZARNOTA P., CHWISTEK K., BŁOSZYK J. 1994. Przewodnik po stałych powierzchniach monitoringowych Gorczańskiego Parku Narodowego. Wydawnictwo Acarus, Poznań: 1-48.
- LOCHMAN V. 1993. Pollutant fall-out into forest ecosystems as related to changes in forest soils. Lesnictvi, 39, 2: 58-72.
- LOREK E. 1993. Kierunek i dynamika zmian procesów degradacji środowiska pod wpływem antropopresji w rejonie Górnego Śląska. Pr. Nauk. Akad. Ekon. (Katowice): 1-106.
- LORENC-PLUCIŃSKA G. 1978. The effect of SO₂ on the photosynthesis and dark respiration of larch and pine differing in resistance to this gas. Arb. Kórn., 23: 121-132.
- LORENC-PLUCIŃSKA G., BIAŁOBOK S., KAROLEWSKI P., WERNER A., SIWECKI R. 1990. Direct effects of sulphur dioxide on Scots pine. Bull. of the Finnish Forest Research Institute, 360: 203-208.
- LOVETT G. M., LINDBERG S. E. 1993. Atmospheric deposition and canopy interactions of nitrogen in forests. Can. J. For., 23, 8: 1603-1616.
- ŁUCZKIEWICZ W. 1922. Kilka słów o szkodach dymowych w okolicy Katowic. Sylwan, 40: 195-198.

- ŁUKASZEWSKI Z., SIWECKI R., OPYDO J., ZEMBRZUSKI W. 1988. The effect of industrial on zinc, cadmium and copper concentration in the xylem rings of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and in the soil. *Trees*, 2: 1-6.
- MACIASZEK W. 1983. Mikroelementy (Mn, Zn, Cu, B i Mo) w glebach leśnych wytworzonych ze skał fliszu karpackiego. *Rocz. Glebozn.*, 34, 3: 75-94.
- MACIĄSZEK W. 1985. Przyswajalne mikroskładniki (Mn, Zn, Cu, B i Mo). *Rocz. Glebozn.*, 36, 4: 17-32.
- MAJERNIK O., MANSFIELD T. A. 1970. Direct effect of SO₂ pollution on the degree of opening of stomata. *Nature*, 227: 377-378.
- MAŁACHOWSKA J., WAWRZONIAK J. 1994. Ocena uszkodzenia lasu na stałych powierzchniach obserwacyjnych monitoringu biologicznego w 1993 r. *Dok. Inst. Bad. Leśn.*, Warszawa: 1-35.
- MARCZAK M., BIEDROŃ J. 1976. Badania nad zawartością cynku w poziomie akumulacji biologicznej gleb leśnych. *Sylwan*, 120, 10: 34-40.
- MARCZAK M., BIEDROŃ J. 1978. Ołów, kadm i miedź w glebach leśnych pozostających pod wpływem emisji przenosłowych. *Sylwan*, 122, 2: 39-47.
- MATERNA J. 1984. Harmful impacts of air pollution on mountainous spruce stands. *Lesnictví*, 30: 568-585.
- MATUSZKIEWICZ W., FALIŃSKI J. B., KOSTROWICKI A. S., MATUSZKIEWICZ J. M., OLACZEK R., WOJTERSKI T. 1995. Potencjalna roślinność naturalna Polski. Mapa przeglądowa 1: 300 000. *Inst. Geogr. i Zagosp. Przestrzennego PAN*, Warszawa.
- MAŁEK S., WĘŻYK P. 1995. Ocena stopnia uszkodzenia oraz określenie zmian zachodzących w drzewostanie bukowym w Ojcowskim Parku Narodowym. *Masz. w Kat. Ekologii Lasu*, Wydz. Leśny AR w Krakowie: 1-24.
- MICHALIK S. 1989. *Gorce*. Wiedza Powszechna, Warszawa: 1-210.
- MICHALIK S., DENISIUŁ Z., DUBIEL E., DZIEWOLSKI J. 1986. Charakterystyka fitosocjologiczna Gorczańskiego Parku Narodowego wraz z mapą zbiorowisk roślinnych w skali 1: 10000. *Masz. w arch. Gorczańskiego Parku Narodowego*: 1-124.
- MICZYŃSKI Z., ZAWORA T. 1994. Variation in time and spatial distribution of air pollutants and dust fall in the vicinity of potable water reservoir in Dobczyce. *Ekol. Pol.*, 41, 3-4: 307-317.
- MIHALIK A., SLAVIK D. 1988. Precipitation acidity and quality changes after passing through the crown of forest stands in the Polana protected territory. *Ochrana Prirody* 9: 169-185.
- MIŚCICKI S. 1993. Metoda oceny uszkodzeń powodowanych przez zwierzynę w młodych drzewostanach i odnowieniach. *Las Pol.*, 19: 12-13.
- MIŚCICKI S., ŻUREK Z. 1995. Inwentaryzacja odnowienia lasu i jego uszkodzeń przez jeleniowate w Gorczańskim Parku Narodowym. *Sylwan*, 139, 10: 53-70.
- MODZELEWSKI H., HREHORUK J. 1993. Zintegrowany model kwaśnych deszczy RAINS. Zastosowania. Cz. I. Analiza skażenia środowiska naturalnego Polski związkami siarki. *Arch. Ochr. Środ.*, 1-2: 41-62.
- MOLSKI B., DMUCHOWSKI W. 1984. Ocena zagrożenia terenów rolniczo-leśnych zanieczyszczeniami atmosfery na podstawie akumulacji siarki, fluoru i wybranych metali przez igły sosny. W: *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe* (red. R. Siwecki). PWN, Warszawa – Poznań: 57-71.
- MORRISON I. K. 1984. Acid rain: A Review of Literature on Acid Deposition Effects in Forest Ecosystems. *Forestry Abstracts*, 45: 483-506.

- NEIGHBOUR E. A., COTTAM D. A., MANSFIELD T. A. 1988. Effects of sulphur dioxide and nitrogen dioxide on the control of water loss by birch (*Betula sp.*). *New Phytol.*, 108: 149-157.
- NIEMTUR S. 1977. Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na drzewa. *Wiad. Bot.*, 21, 2: 123-136.
- NIEMTUR S. 1978. Influence of zinc smelter emissions on peroxidase activity in Scots pine needles of various families. *Europ. J. For. Pathol.*, 9, 3-4: 142-147.
- NIEMTUR S. 1981. The content of Zn, Pb, Cd, Fe, Mg, Ca and K in the needles of Scots pine various families grown in the experimental areas near the zinc smelter. *Arch. Ochr. Środ.*, 2-4: 17-28.
- NIEMTUR S. 1984. Charakterystyka gleb Gorczańskiego Parku Narodowego. Plan przestrzennego zagospodarowania GPN. Inst. Kształtow. Środowiska, Kraków.
- NIEMTUR S. 1992. Analiza stanu lasów górskich i Górnooląskiego Okręgu Przemysłowego na tle występujących zagrożeń. *Dok. Inst. Bad. Leśn.*, Warszawa: 1-4.
- NIEMTUR S. 1994. The main problems of forest in mountains regions in Poland. W: *Ecological Stability, Diversity and Productivity of Forest Ecosystems* (red. E. Bublinc, J. Kontris, O. Kontriso). *Inst. For. Ecol. Slovak Acad. Sci.*, Zwolen: 33-43.
- NIEMTUR S. 1994a. Spływ pniowy a skażenie gleby w górskich drzewostanach bukowych. *Pr. Inst. Bad. Leśn.*, Ser. A, 771: 25-31.
- NIEMTUR S. 1994b. Chemiczna charakterystyka gleby i siewek buka (*Fagus sylvatica L.*) z drzewostanów bieszczadzkich. *Pr. Inst. Bad. Leśn.*, Ser. A, 772: 33-44.
- NIEMTUR S. 1995. Zawartość ołowiu i manganu w poziomie organicznym gleb w Gorczańskim Parku Narodowym. *Parki Nar. Rezer. Przyr.*, 14, 3: 89-96.
- NIEMTUR S. 1995a. Ekologiczne uwarunkowania rozwoju odnowień naturalnych świerka pospolitego, jodły pospolitej i buka zwyczajnego w Gorczańskim Parku Narodowym. *Post. Techn. Leśn.*, 57: 23-26.
- NIEMTUR S. 1996. Skażenie Gorczańskiego Parku Narodowego związkami siarki, azotu i ołowiu na podstawie analizy poziomu organicznego gleby. W: *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe* (red. R. Siwecki). *Wyd. Sorus, Poznań*: 133-147.
- NIEMTUR S., BOROWSKA D., BIEDROŃ J. 1979. Zawartość niektórych metali ciężkich w igłach trzech gatunków sosen z powierzchni przy hucie cynku. *Acta Biol. (Katowice)*, 7: 129-138.
- NIEMTUR S., CZUCHAJOWSKA Z. 1978. Sezonowa zmienność pH i pojemności buforowej ekstraktów wodnych igieł trzech gatunków sosen narażonych na emisję huty cynku. *Arch. Ochr. Środ.*, 1:123-130.
- NIEMYSKA-ŁUKASZUK J. 1992. Skład frakcyjny próchnicy i zawartość metali ciężkich w górnoreglowych bielicach boru świerkowego Babiej Góry. *Acta Agr. Silv., Ser. Silv.*, 30: 53-61.
- NIHLGARD B. 1985. The ammonium hypothesis an additional explanation to the forest dieback in Europe. *Ambio*, 14: 2-8.
- NOACK G., BRECKLE S. W. 1989. Der Einfluss von Blei auf die Wurzelentwicklung von Buchen-keimlingen im Rhizotron. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie* 17: 563-566.
- NOWOSIELSKI O. 1974. *Metody oznaczania potrzeb nawożenia*. PWRiL, Warszawa: 1-721.
- NUORTEVA P. 1990. Metal distribution patterns and forest decline. *Publ. Dep. Environ. Conservation, Helsinki Univ.* 11: 1-77.
- Ochrona środowiska. 1995. Główny Urząd Statystyczny, Warszawa: 1-490.

- ODUM E. P. 1982. Podstawy ekologii. PWRiL, Warszawa: 1-661.
- OLEKSYN J., PRZYBYLSKI T. 1994. Wpływ presji przemysłowej na procesy życiowe ekosystemów leśnych. W: Lasy legnicko-głogowskiego okręgu przemysłowego. Stan aktualny — zagrożenia — przyszłość (red. H. Kurzydło). Oficyna Wyd. Legnica: 21-36.
- OPALIŃSKI C. 1993. Stan lasów oceną środowiska naturalnego. *Aura*, 8: 8-11.
- OSZAKO T. 1992. Zamieranie drzewostanów liściastych w Polsce. *Post. Techn. Leśn.* 52: 50-59.
- OSZAKO T. 1993. Kondycja zdrowotna buków w Polsce. *Las Pol.*, 2: 4-7.
- OVERREIN L. N., ABRAHAMSEN G. 1975. A presentation of Norwegian project „Acid precipitation — effects on forests and fish”. The first international symposium on acid precipitation and the forest ecosystem. May 12-15, 1975. The Ohio State University, Columbus.
- PALUCH J., KARWETA S. 1970. Imisja cynku i ołowiu w otoczeniu kombinatu hutniczego i jego oddziaływanie na rośliny i gleby. *Ochr. Powietrza*, 6.
- PANEK E. 1987. Metale ciężkie w glebach Babiogórskiego Parku Narodowego (praca doktorska). Masz. w Babiogórskim Parku Narodowym.
- PODBIELKOWSKI Z. 1975. Roślinność kuli ziemskiej. Wyd. Szkolne i Pedagogiczne, Warszawa: 1-342.
- POKOJSKA U. 1992. Adsorbcja i wymiana kationów w próchnicach leśnych. *Rozprawy Uniw. M. Kopernika, Toruń*: 1-100.
- PREGITZER K. S. BURTON A. J., MROZ G. D., LIECHTY H. O., MACDONALD N. W. 1992. Foliar sulfur and nitrogen along an 800 km pollution gradient. *Can. J. For.* 22, 11: 1761-1769.
- PRUSINKIEWICZ Z. 1994. Przypuszczalne reakcje gleb na przewidywane zmiany klimatu. *Sylvan*, 138, 12: 107-113.
- PRUSINKIEWICZ Z., POKOJSKA U. 1989. Wpływ imisji przemysłowych na gleby. W: *Życie drzew w środowisku skażonym*. PWN Warszawa: 223-244.
- PRUSINKIEWICZ Z., KWIATKOWSKA A., POKOJSKA U. 1991. Soil Organic Matter as a Factor Reducing the Harmful Effects of Acid Rain. *Fol. For. Pol., Ser. A*, 33: 71-84.
- PRZYBYLSKI T. 1989. Wpływ emisji na ekosystemy leśne. W: *Życie drzew w środowisku skażonym*. PWN Warszawa: 423-441.
- PRZYBYLSKI T. 1994. Zagrożenia dla występowania świerka w Sudetach powodowane przez skażenie środowiska. *Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B*, 21: 185-194.
- PRZYBYLSKI T., SPOREK K. 1991. Nie tylko zanieczyszczenia. *Las Pol.*, 12: 5-6.
- PRZYBYŁ K. 1995. Zamieranie dębów w Polsce. *Idee Ekol.*, 8, 4: 1-85.
- RAMPAZZO N., BLUM W. E. H. 1992. Changes in chemistry and mineralogy of forest soils by acid rain. *Water, Air, Soil Poll.* 61: 209-220.
- RING E. 1993. Soil water chemistry in six swedish coniferous forests 1987-92. *Skog. Forsk Report*, 6: 1-32.
- RYKOWSKI K. 1990. Diagnoza i prognoza stanu zdrowotnego lasów w Polsce. *Dok. Inst. Bad. Leśn., Warszawa*.
- RYKOWSKI K. 1995. Ekorozwój w lesie. Proces zmian polskiej, europejskiej i światowej polityki leśnej. *Ekopartner*, 1(39): 28.
- RÖDER U., BRECKLE S. W. 1989. Der Einfluss von Blei und Cadmium auf das Wachstum und den Kationengehalt von Buchenkeimlingen auf Waldboden. *Verhandlungen Gesellschaft für Ökologie* 17: 557-562.

- SAH S. P., MEIWES K. J. 1993. Sulfur inputs and outputs for two European beech forests growing on different soil substrates. *Can. J. For.*, 23, 8: 1626-1630.
- SAWICKA E. 1987. Accumulation of chosen heavy metals and sulphur and nitrogen in the assimilation apparatus of some trees in the Babia Góra National Park. *Ecol. Pol.*, 35: 449-463.
- SAWICKA E. 1991. Total sulphur content in assimilative organs of some plant species in the Pieniny National Park. *Ochrona Przyrody* 49, 1: 101-109.
- SCHAEDLE M., THORNTON F. C., RAYNAL D. J., TEPPER H. B. 1989. Response of tree seedlings to aluminium. *Tree Physiol.*, 5: 337-356.
- SCHÄTZLE H., SEUFERT G., BANDER J., GROSS G., ARNDT U., JÄGER H. J. 1990. Mineral content in the soil and tree foliage. *Environ. Poll.*, 68: 253-273.
- SCHLEGEL H., GODBOLD D. L. 1991. The influence of Al on the metabolism of spruce needles. *Water, Air, Soil Poll.*, 57-58: 131-138.
- SCHNAIDER Z. 1975. Uwagi dotyczące doświadczeń i badań leśnych w rejonach przemysłowych. *Sylvan*, 119, 7: 73-78.
- SCHNAIDER Z. 1978. Kształtowanie się procesu zamierania drzewostanów sosnowych w zależności od stopnia skażenia atmosfery tlenkami siarki. *Mat. na kursokonf. kadry kierown. Lasów Państw. Inst. Bad. Leśn., Warszawa*: 17-21.
- SCHOLZ F., ZIEGENHAGEN B., BRAUN H., LLAMAS L., BERGMANN F. 1993. Untersuchungen über Ökologische-genetische Anpassungsvorgänge bei der Tanne in unterschiedlich immissionsbelasteten Regionen unter besonderer Berücksichtigung der Erzgebirges. *Mitt. Bundes. For.*, 172: 275-276.
- SCHULTZE E. D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science*, 244: 776-783.
- SHORTLE C. W., BONDIETTI E. A. 1992. Timing, magnitude, and impact of acidic deposition on sensitive forest sites. *Water, Air, Soil Poll.*, 61: 221-230.
- SHORTLE W. C., SMITH K. T. 1988. Aluminum-induced calcium deficiency syndrome in declining red spruce. *Science*, 240: 239-240.
- SIENKIEWICZ A., GAŁAZKA S., NOWIŃSKI M. 1989. Wpływ emisji przemysłowych na zawartość niektórych metali ciężkich w wybranych gatunkach drzew i krzewów leśnych. *Prace z Zakresu Nauk Leśnych. Pozn. Tow. Przyjaciół Nauk*, 68: 91-96.
- SIENKIEWICZ A., CICHOCKA I., GAŁAZKA S., NOWIŃSKI M. 1991. Kształtowanie się właściwości gleb biellicowych górnoregłowych borów świerkowych Pilska po upływie dziesięciu lat. *Pr. Kom. Nauk Roln. i Kom. Nauk Leśn. Pozn. Tow. Przyjaciół Nauk*, 72: 65-73.
- SIEROTA Z. 1988. Hipotezy dotyczące antropogenicznych przyczyn zamierania lasów w Europie. *Sylvan*, 132, 10: 9-17.
- SIEROTA Z. 1995. Rola grzyba *Phlebiopsis gigantea* (Fr. : Fr.) Jülich w ograniczeniu huby korzeni w drzewostanach sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) na gruntach porolnych. *Pr. Inst. Bad. Leśn.*, 810: 1-180.
- SIEROTA Z., MAŁECKA M. 1993. Próba wieloczynnikowej oceny zagrożenia środowiska leśnego w 1992 r. *Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B*, 18: 106-117.
- Strefy ochronne. 1983. J. Siuta – red., *Inst. Kształt. Środ.*: Warszawa: 1-158.
- SIWECKI R. 1994. Globalne zmiany klimatyczne a zamieranie dębów. *Sylvan* 138, 10: 43-59.
- SKYLLBERG U. 1990. Correlation between pH and depth in the mor layer of a Norway spruce stand on till soils in northern Sweden. *Scan. J. For. Res.* 5: 143-153.

- SKYLLBERG U. 1991. Seasonal variation of pH H₂O and pH CaCl₂ in centimeter-layers of Mor Humus in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. Scan. J. For. Res., 6: 13-18.
- SMITH K. T., SHORTLE W. C., OSTROWSKY W. D. 1995. Aluminum and calcium in fine root tips of red spruce collected from the forest floor. Can. J. For. Res., 25: 1237-1242.
- SMITH W. H. 1981. Air pollution and forest, interactions between air contaminants and forest ecosystems. Springer Verlag, New York: 1-362.
- SOARES A., MING J. Y., PEARSON J. 1995. Physiological indicators and susceptibility of plants to acidifying atmospheric pollution: a multivariate approach. Environ. Poll., 87, 2: 159-166
- SOKOŁOWSKI A. W. 1993. Celowość ochrony ścisłej w warunkach zagrożenia przyrodniczego środowiska. Parki Nar. Rezer. Przyr. 2, 12: 99-101.
- SPOREK K. 1994. Ołów w ekosystemie. Las Pol., 5: 10-11.
- SPOREK K., LASKOWSKI L., ŁOPUSIEWICZ R. 1993. Odczyn śniegu w Sudetach Zachodnich. Las Pol. 22: 14-16.
- STACHURSKI A., ZIMKA J. R. 1987. Niektóre konsekwencje dużych dopływów pierwiastków z atmosfery dla ekosystemów leśnych. II krajowe sympozjum. Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Kórnik, 16-19, 05. 1984. Wyd. Nauk. Uniw. A. Mickiewicza, Poznań: 85-109.
- STEINNES E., FLATEN T. P., VARSKOG P., LAG J. 1993. Acidification status of norwegian forest soils as evident from large scale studies of humus samples. Scan. J. For. Res., 8: 291-304.
- STÖCKHARDT A., 1853. Untersuchung junger Fichten und Kiefern, welche durch den Rauch der Antonshutte krank geworden. Jb. König. Sachs. Akad. Forst- Landwirte Tharandt 9: 169-172.
- STRZYSZCZ Z. 1983. Anteil der H-ionen an der Bodenversaerung in Polen. Aquilo, Ser. Bot., 19: 71-79.
- SVERDRUP H., WARFVINGE P., ROSEN K. 1995. Critical loads acidity and nitrogen, based on multiple criteria for different Swedish ecosystems. Water, Air, Soil Poll., 85, 4: 2375-2380.
- SVERDRUP H., DE VRIES W. 1994. Calculating critical loads for acidity with the simply mass balance method. Water, Air, Soil Poll. 72: 143-162.
- SVERDRUP H., WARFVINGE P., NIHLGARD B. 1994. Assessment of soil acidification effects on forest growth in Sweden. Water, Air, Soil Poll., 78, 1-2: 1-36.
- Systematyka gleb Polski. 1989. Red. W. Trzcziński. Roczn. Glebozn., 40, 3-4: 1-150.
- SZCZUBIAŁKA Z. 1974. Badania zawartości mikroelementów i niektórych metali ciężkich w glebach terenów górzystych przy użyciu analizy spektralnej. Probl. Agrofiz., 12, 28.
- SZUKIEL E. 1994. Szkody łowieckie w lasach oraz problemy ochrony odnowień. Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B, 19: 73-80.
- SZUKIEL E. 1996. Ochrona odnowień lasu przed zwierzyną (wyniki badań nowych środków ochrony). Sylwan, 140, 3: 99-111.
- SZWAGRZYK J. 1991. Dynamika lasów naturalnych a koncepcja ochrony rezerwatowej: źródła konfliktu i propozycje rozwiązań. Prace Muz. Szafera, 4: 153-159.
- SZYMAŃSKI S. 1989. Problemy ekologiczne doskonalenia i odtwarzania środowiska leśnego. Sylwan, 133, 1-2: 45-56.
- SZYMAŃSKI S. 1992. Aktuelle Waldgefährdungen in Polen und eine Prognose für die nächste Zukunft. Forst- u. Holz, 47, 22: 729-731.
- SZYMAŃSKI S., CEITEL J., ZIENTARSKI J. 1993. Kierunek przebudowy litych świerczyn zagrożonych emisjami przemysłowymi w świetle badań transektowych w Karkono-

- szach. Materiały z sesji naukowej w Karpaczu 11-13. X. 1991. Wyd. Uniw. Wrocław. Wrocław: 361-368.
- TAMM, C. O., HALLBÄCKEN L. 1988. Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. *Ambio*, 17: 56-61.
- TARABUŁAŁA-SZMYGA T. 1992. The influence of chemical soil treatment on nutrient economy of Scots pine (*Pinus silvestris* L.). *Ekol. Pol.*, 40, 1: 3-24.
- TIETEMA A., RIEMER L., VERSTRATEN J. M., van der MAAS M. P., van WIJK A. J., van VOORTHUYZEN I. 1993. Nitrogen cycling in acid forest soils subject to increased atmospheric nitrogen input. *For. Ecol. Manag.*, 57, 1/4: 29-44.
- TRAMPLER T., MAKOSA K., GIRZDA A., BAKOWSKI J., DMYTERKO E. 1990. Siedliskowe podstawy hodowli lasu. PWRiL, Warszawa: 1-197.
- TROLL M. 1995. Degradacja lasów masywu Skrzycznego (Beskid Śląski) i jej związek z orografią terenu. *Sylwan*, 139, 7: 87-92.
- TURZAŃSKI K. P., BIK A. 1994. Pollution of atmospheric precipitation in the area of the water reservoir in Dobczyce. *Ekol. Pol.*, 41, 3-4: 319-330.
- TZSCHACKSCH O., WEISS M. 1972. Die Variation der SO₂ Resistenz von Provenienzen der Baumart Fichte [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Beitrage. f. Forstw.*, 3: 21-23.
- ULRICH B. 1981. Eine ökosystemare Hypothese ber die Ursache des Tannensterbens (*Abies alba*). *Forstwiss. Centralbl.*, 100: 3-4.
- ULRICH B. 1993. 25 Jahre Ökosystem- und Waldschädensforschung im Solling. Stand und Ausblick. *Forstarchiv*, 64: 147-152.
- VINS B., POLLANSÜCHTZ J. 1977. Erkennung und Beurteilung immisionsgeschädigter Wälder an Hand von Jahrringanalysen. *Allgem. Forstz.*, 6: 146-148.
- WAWRZONIAK J., LIWIŃSKA A., CHWOJKA M. 1995. Zanieczyszczenia powietrza w lasach. Dok. Inst. Bad. Leśn., Warszawa.
- WEIHS U. 1993. Waldschaden-Walderneuerung. Versuchsergebnisse aus dem niedersächsischen Harz. *AFZ Waldwirts. Umweltvor.* 48, 25: 1304-1306, 1307-1309, 1311-1312.
- WENTZEL K. 1985. Hypothesen und Theorien zum Waltsterben. *Forstarchiv*, 56, 2.
- WERNER A., CHOJNACKI B. 1994. Wpływ skażonych gleb na wzrost siewek sosny, typ i stopień infekcji mikoryzowej. *Arb. Kórn.*, 39: 179-206.
- WERNER W., VENANZONI R., WITTIG R. 1987. Trunk base phenomena in Italian beech forests. A comparison with Central European conditions. *Ekol. Plant.*, 8, 22, 4: 359-374.
- WILSON E. J., SKEFFINGTON R. A. 1994. The effects of excess nitrogen deposition on young Norway spruce trees. Part I and II. *Environ. Poll.*, 86: 141-160.
- WITKOWSKI Z. 1994. Stężenie pierwiastków i charakterystyka zdrowotna liści buka (*Fagus sylvatica* L.) z Beskidu Małego i Bieszczadzkiego Parku Narodowego. *Prace Muz. Szafera*, 7-8: 87-95.
- WŁOCZEWSKI T. 1928. Zmiany odczynu gleb leśnych w okresie rocznym. *Pol. Tow. Leśn.*, Lwów: 1-11.
- WOLAK J. 1970. Powstawanie nowych układów ekologicznych pod wpływem emisji przemysłowych. *Sylwan*, 8-9: 35-37.
- WÓJCIK A. R., LAUDAŃSKI Z. 1989. Planowanie i wnioskowanie statystyczne w doświadczalnictwie. PWN Warszawa: 318.
- WRIGHT R. F., ROELOFS J. G. M., BREDEMEIER M., BLANCK K., BOXMAN A. W., EMMETT B. A., GUNDERSEN P., HULTBERG H., KIØNAAS O. J., MOLODAN F., TIETEMA A., van BREEMEN N., van DIJK H. F. G. 1995. NITREX: responses of coniferous forest

- ecosystems to experimentally changed deposition of nitrogen. *For. Ecol. Manag.*, 71, 1/2, 163-169.
- WRIGHT R. F., van BREEMEN N. 1995. The NITREX project: an introduction. *For. Ecol. Manag.* 71, 1-2, 1-5.
- Wytyczne w sprawie doskonalenia gospodarki leśnej na podstawach ekologicznych, 1995. Zarządzenie nr 11 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych.
- ZAJĄC A. 1978. Atlas of distribution of vascular plants in Poland (ATPOL). *Taxon* 27, 5-6: 481-484.
- ZAJĄCZKOWSKI J. 1991. Odporność lasu na szkodliwe działanie wiatru i śniegu. *Wyd. Świat, Warszawa*: 1-221.
- ZAJĄCZKOWSKI J. 1993. Kierunki działań hodowlano-leśnych w warunkach zagrożenia środowiska. *Las Pol.*, 15: 6-7.
- ZAJĄCZKOWSKI S. 1995. Wykorzystanie wyników ze stałych powierzchni obserwacyjnych. *Las Pol.*, 13: 6-8.
- ZAWADA J., MATUSZYK I. 1985. Zawartość siarki w igłach jodły w górach jako wskaźnik jej zdrowotności. *Sylvan*, 129, 7: 45-49.
- ZAWIŁA-NIEDŹWIECKI T., MIERZWIŃSKI G., STRZELECKI P. 1993. Zastosowanie zintegrowanych danych terenowych i teledetekcyjnych w monitorowaniu lasu. *Pr. Inst. Bad. Leśn., Ser. B*, 18: 79-88.
- ZĄTEK W. 1994. O potrzebie biomonitoringu w parkach narodowych czyli o gromadzeniu danych na temat faktów i zjawisk w przyrodzie. *Prz. Przyr.*, 5, 3/4: 77-82.
- ZURZYCKI J., MICHNIEWICZ M. 1985. *Fizjologia roślin*. PWRiL, Warszawa: 727.
- ZWOLIŃSKI J. 1995. Wpływ emisji zakładów przemysłu metali nieżelaznych na środowisko leśne rola metali ciężkich w degradacji lasów. *Pr. Inst. Bad. Leśn.*, 809: 1-86.

Spis treści

1. Wstęp	4
1.1. Wpływ zanieczyszczeń atmosferycznych na ekosystemy leśne	4
1.2. Biotyczne i abiotyczne zagrożenia lasów górskich	7
1.2.1. Zagrożenie przez owady	7
1.2.2. Zagrożenie przez grzyby	8
1.2.3. Zagrożenie przez czynniki meteorologiczne	8
1.2.4. Uszkodzenia powodowane przez zwierzyne	9
1.2.5. Zanieczyszczenia atmosferyczne a lasy górskie	9
2. Cel pracy	13
3. Ogólna charakterystyka warunków przyrodniczo-leśnych Gorczańskiego Parku Narodowego	14
3.1. Położenie	14
3.2. Klimat	15
3.2.1. Opady atmosferyczne	15
3.2.2. Temperatura	16
3.2.3. Wiatry	16
3.3. Roślinność	17
3.3.1. Charakterystyka fitosocjologiczna	17
3.3.2. Charakterystyka typologiczna	18
3.3.3. Charakterystyka drzewostanów	20
3.3.4. Przyrost grubości świerka, jodły i buka w okresie maksymalnego wzrostu zanieczyszczeń atmosferycznych	21
3.4. Podłoże geologiczne i gleby	30
3.5. Siatka stałych powierzchni badawczych	31
3.6. Zanieczyszczenie powietrza	32
4. Stężenie wybranych pierwiastków w poziomie organicznym gleby	35
4.1. Metodyka badań	35
4.2. Wyniki	37
4.2.1. Informacje ogólne	37
4.2.2. Stężenie jonów wodorowych (pH) w poziomie organicznym	40
4.2.3. Stężenie azotu	46
4.2.4. Stężenie węgla	47
4.2.5. Stosunek węgla do azotu	47
4.2.6. Stężenie potasu	48
4.2.7. Stężenie wapnia	48
4.2.8. Stężenie magnezu	48
4.2.9. Stężenie glinu wymiennego	49
4.2.10. Kwasowość wymienna i hydrolityczna	49

4.2.11. Stężenie siarki	49
4.2.12. Stężenie manganu	51
4.2.13. Stężenie ołowiu	52
4.2.14. Podsumowanie	53
5. Stężenie wybranych makro- i mikroelementów w siewkach świerka, jodły i buka	56
5.1. Metodyka	56
5.2. Wyniki	56
6. Stężenie wybranych makro- i mikroelementów w drewnie świerka, jodły i buka	64
6.1. Metodyka	64
6.2. Wyniki i dyskusja	65
6.2.1. Stężenie wapnia, magnezu i potasu	65
6.2.2. Stężenie związków glinu	67
6.2.3. Stężenie manganu i ołowiu	67
7. Zawartość wybranych pierwiastków w opadzie materii or- ganicznej	70
7.1. Metodyka	70
7.2. Wyniki i dyskusja	71
8. Dyskusja	77
8.1. Wstęp	77
8.2. Odczyn poziomu organicznego gleby	79
8.3. Związki azotu	82
8.4. Stężenie węgla	84
8.5. Stężenie wapnia, magnezu i potasu	86
8.6. Stężenie związków glinu	87
8.7. Stężenie siarki	90
8.8. Stężenie manganu	93
8.9. Stężenie ołowiu	95
9. Wnioski	98
Summary	101
10. Piśmiennictwo	105