

MARZANNA WIT-RZEPKA, LESŁAW RACHWAŁ

Reakcje brzoź na zanieczyszczenia z hut miedzi Część I. Przegląd literatury*

Abstract

Wit-Rzepka, M., Rachwał, L. 1989. Responses of birches to pollution from a copper smelter. Part I. Literature review. *Arbor. Kórnickie* 34: 171-184.

A brief review is given of recent papers dealing with the effect of soil and air pollution on the growth and development of various species of birches.

Additional key words: air pollution, soil pollution, birch.

Address: Institute of Dendrology, Polish Academy of Sciences, 62-035 Kórnik, Poland.

WSTĘP

Znaczący, niekorzystny wpływ zanieczyszczeń przemysłowych na środowisko przyrodnicze, powoduje zaburzenia podstawowych procesów fizjologicznych roślin, co w konsekwencji prowadzi do obniżenia produkcji masy drewna, a w niektórych rejonach nawet do całkowitego zamierania lasów. W sąsiedztwie zakładów przemysłowych szczególnie uciążliwych dla środowiska powstaje wiele poważnych problemów w zagospodarowaniu ubogich gleb, zwłaszcza piaszczystych. Na podstawie dostępnej literatury omówiono niektóre, dotychczasowe wyniki badań dotyczące wpływu zanieczyszczeń powietrza i gleby (głównie metali toksycznych) na wzrost i rozwój różnych gatunków brzoź, oraz prace zmierzające do znalezienia gatunków, typów lub osobników brzoź przydatnych do zadrzewień terenów szczególnie mocno zdegradowanych działalnością przemysłu.

BRZOZY – GATUNEK PIONIERSKI W ZAGOSPODAROWANIU NIEUŻYTKÓW POPRZEMYSŁOWYCH

Z uwagi na rozległy zasięg geograficzny i warunki występowania brzoź brodawkowatą (*Betula pendula* Roth. = *Betula verrucosa* Ehrh.) i brzoź omszoną (*Betula pubescens* Ehrh.) zalicza się do drzew o małych wymaganiach

*Praca wykonana w ramach problemu RBPB 04.2 koordynowanego przez Instytut Dendrologii PAN w Kórniku.

siedliskowych. Zdolność brzoź do zajmowania różnorodnych stanowisk wynika z dużego zróżnicowania taksonomicznego i ekotypowego oraz dużej plastyczności gatunków tego rodzaju (Zarzycki 1979, Boratyńska 1983). Brzoza brodawkowata charakteryzuje się typowymi cechami drzew pionierskich tj. szybko rośnie w młodości, wcześnie, zazwyczaj obficie i corocznie owocuje, a jej owoce przystosowane są do rozprzestrzeniania się na duże odległości. Jest gatunkiem światłolubnym o szerokiej tolerancji w zakresie klimatu i gleby (Iversen 1973 cyt. za Środón 1979). Brzoza zwykle nie odnawia się w obrębie istniejących drzewostanów (Lines 1987), ale obsiewa się bardzo obficie na terenach pozbawionych lasu z przyczyn klimatycznych, na pożarzyskach, zapuszczonych polach uprawnych, hałdach, żwirowiskach, piaskowniach i innych powierzchniach, na których brak szaty roślinnej (Tyszkiewicz i Obmiński 1963, Białobok 1973, Środón 1979, Zarzycki 1979, Fox 1984). Gatunek ten odgrywa więc dużą rolę we wczesnych stadiach rozwoju sukcesji roślinnych, zarówno pierwotnej, jak i wtórnej (Puchalski i Prusinkiewicz 1975, Zarzycki 1979).

James i Courtin (1985) opisali przejściowe zbiorowisko brzozy na terenach objętych zmianami antropogenicznymi w sąsiedztwie hut miedzi i niklu w Sudbury. W wyniku silnego uprzemysłowienia (górnictwo, hutnictwo metali nieżelaznych) i jego skutków (wycinanie lasów i pożary), obszar ten stał się jednym z najbardziej zniszczonych rejonów przemysłowych w Kanadzie. Na tym obszarze, w wyniku naturalnej sukcesji roślin, występuje obecnie licznie *B. papyrifera*, pojedynczo lub tworząc zagajniki razem z *Acer rubrum*.

Do niedawna brzoza była uważana przez leśników za drzewo zachwaszczające lasy. Obecnie bardziej docenia się jej dodatni wpływ na stan zdrowotny i odporność borów sosnowych rosnących na najuboższych siedliskach. W związku z tym stosuje się ją jako gatunek pomocniczy dla celów biocenotycznych na siedliskach boru suchego i świeżego (Tyszkiewicz i Obmiński 1963). Brzoza nadaje się do zakładania przedplonów, jest stosowana jako gatunek pielęgnacyjny w drzewostanach liściastych, sadi się ją wzdłuż dróg, na pasach przeciwpożarowych itp. Ściółka brzozowa rozkłada się szybko i dodatnio wpływa na glebę.

Ze względu na wymienione, korzystne cechy gatunkowe poleca się stosowanie brzozy w ważnych obecnie pracach nad rekultywacją terenów w różny sposób zniszczonych działalnością przemysłu (Greszta i Morawski 1972).

W lasach Górnego Śląska obok olszy, brzoza jest podstawowym gatunkiem zalecanym do przebudowy drzewostanów iglastych (Hawryś i in. 1977, Hawryś 1984). Wolał (1981) stwierdził, że w obrębie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego lasy brzozowe stały się zespołem klimaksowym, zajmując miejsce borów sosnowych. Nastąpiło to zarówno w wyniku naturalnego obsiewania się, jak i sztucznego nasadzenia domieszki brzozy na powierzchniach odnawianych sosną. W wyniku tych prac powstały lasy brzozowe z sosną w dolnym piętrze lub w podszybie. Według tego autora w wyniku konieczności przebudowy drzewostanów iglastych w GOP, brzoza stanie się głównym

gatunkiem produkcyjnym na siedliskach borowych. Š i n d e l á ř (1980) podkreśla znacznie brzozy, jako gatunku przydatnego do zastępowania świerka i jodły na terenach objętych oddziaływaniem przemysłu, zwłaszcza w Górach Kruszcowych i Górach Izerskich. Obaj autorzy (Š i n d e l á ř 1980 i W o l a k 1981) wskazują na konieczność zakładania plantacji nasiennych brzozy, a następnie testowania ich potomstwa, tak by materiał używany do odnowień, charakteryzował się nie tylko dobrą produktywnością, ale i zwiększoną tolerancją na zanieczyszczenia powietrza i gleby.

REAKCJE BRZÓZ NA ZANIECZYSZCZENIA POWIETRZA

Wiele badań nad wpływem zanieczyszczeń powietrza na rośliny przeprowadzono zarówno w warunkach laboratoryjnych, jak i polowych, na siewkach, w tym również na siewkach brzóz. Reakcje roślin drzewiastych na te zanieczyszczenia były badane na różnym poziomie organizacji roślin, tj. poziomie komórkowym, poszczególnych organów roślin, gatunku, proveniencji i całych zbiorowisk roślinnych.

USZKODZENIA NIEWIDOCZNE (CHRONICZNE)

Długo przed pojawieniem się widocznych uszkodzeń na liściach, poddanych działaniu zanieczyszczeń powietrza, obserwuje się reakcje w formie zmian natężenia podstawowych procesów życiowych roślin (fotosyntezy, oddychania, transpiracji – L o r e n c - P l u c i ń s k a 1982, C z a r n o w s k i 1983, O l e k s y n i B i a ł o b o k 1986) oraz zmian biochemicznych (L o r e n c - P l u c i ń s k a 1982).

B i g g s i D a v i s (1980) stwierdzili, że gatunki brzóz o różnej podatności na SO_2 przejawiały również inną reakcję szparek na różne stężenia zanieczyszczeń. Stężenia 0,9 i 1,2 ppm SO_2 wywoływały szybkie zamykanie szparek u *B. pendula* i *B. populifolia*, przy czym *B. pendula* była uszkodzana po dwóch, a *B. populifolia* po trzech godzinach ekspozycji. Większa tolerancja *B. populifolia* na działanie SO_2 była przypuszczalnie spowodowana większą absorpcją zanieczyszczeń przez liście, przed wystąpieniem widocznych uszkodzeń.

Pewien wpływ na rozwój uszkodzeń może mieć również temperatura powietrza. N o r b y i K o z l o w s k i (1981) stwierdzili, że w wyższej temperaturze powietrza (30°C) następowało szersze otwarcie szparek u *B. papyrifera* i znacznie większe pobranie SO_2 . W temperaturze niższej (12°C) następowało częściowe zamknięcie szparek spowodowane także obecnością SO_2 i mniejsze pobranie tego gazu. Siewki *B. papyrifera* absorbowały znacznie więcej SO_2 w temperaturze 30° niż w temperaturze 12°C, ale wzrost korzeni i pędów był hamowany przez SO_2 w takim samym stopniu, niezależnie od temperatury. Autorzy przypuszczają, że w temperaturze 30°C stopień detoksykacji absorbowanego SO_2 był wyższy niż w temperaturze 12°C.

USZKODZENIA WIDOCZNE

Typowe objawy uszkodzeń widocznych wywołane oddziaływaniem zanieczyszczeń powietrza obserwowane są głównie na liściach. W zależności od stężenia i czasu działania są to chlorozy, depigmentacje lub nekrozy międzynerwowe. Objawy takie spowodowane oddziaływaniem dwutlenku siarki obserwowano w warunkach kontrolowanych na liściach brzoź: *B. nigra*, *B. lenta*, *B. papyrifera*, *B. pubescens* i *B. subcordata* przy różnych stężeniach SO_2 i zróżnicowanym okresie ekspozycji (Biggs i in. 1977, Šokova 1983, Umbach i in. 1983). Wielkość uszkodzeń zależała od gatunku, stopnia rozwoju liści i czasu ekspozycji (Šokova 1983). Pod wpływem działania SO_2 stwierdzono wzrost zawartości siarki w liściach brzoź do $7,7 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ s.m. w porównaniu z $2,3 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ s.m. u roślin kontrolnych (Garsed i in. 1979). Wzrost ten z reguły nie miał związku z powstawaniem widocznych uszkodzeń (Biggs i in. 1977, Biggs i Davis 1981). Podstawowymi objawami uszkodzeń powodowanymi przez SO_2 i mieszaninę dwutlenku siarki z dwutlenkiem azotu u młodych drzew *B. pendula* i *B. pubescens*, były plamy na liściach, ich starzenie i przedwczesne opadanie. Natężenie tego procesu bezpośrednio związane było z obniżeniem przyrostu suchej masy roślin (Freer-Smith 1984). W zasięgu oddziaływania emisji z Zakładów Azotowych w Puławach (amoniaku, tlenków azotu, dwutlenku siarki, pyłów mocznika, saletry amonowej i pyłów dymnicowych) na liściach brzozy *B. pendula* obserwowano chlorozy oraz brunatne, czerwobrunatne i szarobrunatne nekrozy, rozwijające się od wierzchołków i brzegów blaszek liściowych (Kowalkowski 1987). W badaniach tych stwierdzono, że w warunkach polowych spośród 25 badanych gatunków drzew i krzewów największą przeżywalnością i względną odpornością charakteryzowały się drzewa *B. pendula*, które osiągnęły 4 - 6 m wysokości. Pod wpływem zanieczyszczeń brzozy wytwarzały szeroką, gęstą, szcztokowatą koronę, a gałęzie pokrywały strzałę na całej długości. W przypadkach silniejszego i ciągłego oddziaływania zanieczyszczeń, ze strzały wyrastały pęki gęstych odrośli. Z czasem wytwarzała się korona nachylona w kierunku wiejących wiatrów.

Jak wynika z danych bibliograficznych, ocena stopnia wrażliwości (względnej tolerancji) różnych gatunków brzoź na działanie zanieczyszczeń powietrza i gleby nie jest jednoznaczna. W tabeli 1 zestawiono reakcje różnych gatunków brzoź na najczęściej spotykane zanieczyszczenia powietrza i gleby według badań różnych autorów. Na podstawie tych badań można stwierdzić, że brzozy wykazują względną tolerancję na działanie związków fluoru i działanie ozonu, natomiast są średnio wrażliwe lub wrażliwe na działanie dwutlenku siarki. W zależności od warunków klimatycznych, terenowych, stopnia skażenia powietrza i gleby oraz rodzaju zanieczyszczenia oceny cytowanych autorów znacznie różnią się między sobą.

ZABURZENIA WZROSTU DRZEW

Na skutek zaburzeń podstawowych procesów fizjologicznych i biochemicznych zanieczyszczenia środowiska powodują obniżenie przyrostu masy roślin

Tabela 1

Względna odporność różnych gatunków brzoź na związki toksyczne według różnych autorów
Relative resistance of various birch species to toxic substances according to various authors

Gatunek Species	Związki toksyczne – Toxic substances							
	SO ₂	O ₃	NO _x	NH ₃	Fluor i jego związki Fluorine and its compounds	Cl ₂	Mieszanina różnych gazów Mixture of various gases	Reakcja na sól Salt stress (NaCl)
<i>B. alba</i> L.*								T ²⁸
<i>B. alba</i> L. × <i>B. procurva</i> Litw.								T ²⁸
<i>B. alleghaniensis</i> Brit. (= <i>B. lutea</i> Mix.)	S ^{10,21,30}							T ²⁸
<i>B. krylovii</i> G. Kryl.								T ²⁸
<i>B. lenta</i> L.	I ^{6,7}							
<i>B. nigra</i> L.	S ^{6,7}				T ²⁷			
<i>B. occidentalis</i>	I ¹⁰							
<i>B. papyrifera</i> Marsh.	I ^{6,7} S ^{4,10} S ^{20,21}				T ^{20,27}			
<i>B. populifolia</i> Marsh.	S ¹⁰	T ²⁵						
<i>B. procurva</i> Litw.								T ²⁸
<i>B. pubescens</i> Ehrh.	I ^{4,6} I ^{1,4,7}	S ^{19,26} S ^{10,21}		I ²³		I ²³		
<i>B. pendula</i> Roth.	T ³⁰ I ^{19,22,24} I/S ¹⁴	S ^{23,26}	T ^{2,3,10} T ^{11,20,25}	I ^{16,22}	I ²³ S ^{13,17,20}	I ²³	T ^{5,8} S ¹⁵	T ¹² I ²⁹
					T ^{2,3,9} T ^{20,27}			

T – względnie odporny, relative tolerant I – średnio wrażliwy, intermediate sensitivity S – wrażliwy, sensitive

Liczby 1,2,3... oznaczają pozycję cytowanej literatury Numbers 1,2,3 etc. indicate the literature quotations

* *B. alba* L.(= *B. pubescens* Ehrh.) ** *Betula pendula* 'Gracilis' *** *Betula pendula* 'Dalecarlica'

1 – Acatay 1968; 2 – Anonim 1970; 3 – Anonim 1973; 4 – Antipov 1979; 5 – Białobok, Rachwał 1975; 6 – Biggs in. 1977; 7 – Biggs, Davis 1981; 8 – Bytnerowicz in. 1980; 9 – Dässler in. 1972; 10 – Davis, Wilhour 1976; 11 – Davis, Wood 1968; 12 – Dragsted 1979; 13 – Haut van 1975; 14 – Hart 1973; 15 – Huttunen 1975; 16 – Jensen in. 1976; 17 – Kawecka 1978; 18 – Kluczyński 1975; 19 – Kondriatuk in. 1980; 20 – Lacasse, Treshow 1976; 21 – Linzon in. 1973; 22 – Mooi 1976; 23 – Nikolaevskij 1979; 24 – Ränft, Dässler 1970; 25 – Rhoads in. 1980; 26 – Schönbach in. 1968; 27 – Weinstein 1977; 28 – Freiberg 1969; 29 – Migunova 1976; 30 – Lines 1981.
14; i 27 za: Kozłowski i Constantinidou 1986 b. – 14 and 27 quoted after: Kozłowski and Constantinidou 1986 b.

drzewiastych. W skrajnych przypadkach zaburzenia te mogą prowadzić nawet do śmierci drzew (Białobok 1973, Smith 1981). W niskich stężeniach siarka, również w postaci dwutlenku siarki, jest pierwiastkiem niezbędnym do wzrostu roślin (Seidler i in. 1980). Freer-Smith (1984) podaje, że również tlenki azotu (NO_2) w niższych stężeniach początkowo stymulują wzrost pędów *B. pendula*, chociaż efektu tego nie uzyskano dla tych samych roślin w drugim roku ekspozycji. W badaniach nad wpływem długotrwałego oddziaływania SO_2 ($150 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ przez 15 - 24 tygodni) na siewki *B. pendula* i *B. pubescens* Garsed i in. (1979) nie stwierdzili wyraźnego, ujemnego wpływu tego gazu zarówno na wzrost, jak i na przyrost suchej masy badanych roślin. Podobnie Jensen i Masters (1975, cyt. za Kozłowski i Constantinidou 1986a) nie stwierdzili istotnej redukcji wzrostu wysokości *B. alleghaniensis* i *B. papyrifera* w wyniku działania 25 pphm ozonu (O_3) przez 110 dni. Brzozy (*B. pendula* i *B. pubescens*) traktowane mieszaniną $\text{SO}_2 + \text{NO}_2$ w okresie od marca do czerwca miały znacznie obniżony wzrost wysokości (Whitmore i Freer-Smith 1983). Tsukahara i in. (1987) traktując siewki *B. platyphylla* var. *japonica* dwutlenkiem siarki w stężeniu 1,5 ppm przez 60 dni, stwierdzili znaczne obniżenie parametrów wzrostu siewek: wysokości, grubości, zawartości suchej masy oraz względnego wskaźnika wzrostu korzeni, liści i łodyg.

Wilgotność powietrza może być czynnikiem modyfikującym wielkość uszkodzeń. Przeprowadzając doświadczenia w warunkach kontrolowanych wykazano, że siewki *B. papyrifera* były bardziej wrażliwe na działanie SO_2 przy wysokiej wilgotności powietrza (Malhotra i Blaue 1980, Norby i Kozłowski 1982). Było to wynikiem większej absorpcji SO_2 spowodowanej zwiększonym otwarciem szparek. Na siewkach badanej brzozy obserwowano większy stopień uszkodzenia liści w formie nekroz, wzmożone i przyspieszone ich opadanie oraz znaczne zahamowanie wzrostu wysokości pędów w porównaniu z siewkami poddanymi działaniu SO_2 przy niższej wilgotności powietrza.

Zanieczyszczenia powietrza mogą także powodować zmiany struktury drewna i jego jakości technicznej, chociaż opinie na ten temat są sprzeczne. Zanieczyszczenia powodują między innymi skrócenie cewek u gatunków nagonasiennych, oraz skrócenie naczyń, cewek i włókien u gatunków okrytonasiennych. Obniżona jest również ilość naczyń u drzew rozpierzchłonacyniowych (Grill i in. 1979). Ogólnie przyjmuje się, że zanieczyszczenia powietrza redukują przyrost i niekorzystnie wpływają na budowę anatomiczną drewna podstawowych gatunków lasotwórczych, w tym również *B. pendula* (Kozłowski i Constantinidou 1986a).

WPLYW ZANIECZYSZCZEŃ NA PROCESY GENERATYWNE BRZÓZ

Pyłek *B. lenta* i *B. alleghaniensis* traktowany kwaśnymi opadami o pH 3,0 - 2,6 nie kiełkował, a przy pH od 4,2 do 3,4 kiełkowanie było obniżone o ponad 50% w porównaniu z warunkami kontrolnymi (pH 5,0). Ponadto, przy niskim pH opadów następowała znaczna redukcja średniej długości łagiewki pyłkowej (Rynvan i in. 1986).

Rudnicki (1953) stwierdził, że w warunkach naturalnych brzoza (*B. pendula*) nie odnawia się na glebach o pH niższym od 5,0. Wnioski te zostały potwierdzone przez wyniki doświadczenia wazonowego. Na podstawie tego doświadczenia autor ustalił optymalny odczyn gleby dla dobrego kiełkowania nasion brzóz na ok. 6,5. Percy (1986) doświadczalnie stwierdził, że kiełkowanie nasion *B. papyrifera* było znacznie hamowane przez działanie kwaśnego deszczu o pH 2,6. Zależności tej jednak nie stwierdzono w przypadku *B. alleghaniensis*. Kwaśny deszcz o pH 2,6 ograniczał także istotnie przeżywalność siewek *B. papyrifera*.

Inne badania laboratoryjne nad wpływem kwasowości (pH 3, 4, 5) i jonów metali (Cd, Cu, Pb, Zn, Al) na kiełkowanie nasion między innymi *B. alleghaniensis* i *B. papyrifera* wykazały, że kiełkowanie nie było hamowane w żadnej z badanych kombinacji (Scherbatskoy i in. 1987), natomiast *B. alleghaniensis* wykazała istotnie wyższą zdolność kiełkowania przy pH 3 niż przy pH 4 lub 5. Kiełkowanie nasion *B. papyrifera* było istotnie stymulowane przez dodatek kadmu i ołowiu w porównaniu z grupą kontrolną.

Patterson i Olson (1983) badając wpływ różnych stężeń miedzi, niklu i kobaltu (na bibule, podłożu mineralnym i organicznym) na kiełkowanie nasion siedmiu gatunków drzew (w tym *B. papyrifera*) stwierdzili, że zanieczyszczenie gleb leśnych metalami ciężkimi może zredukować prawdopodobieństwo przeżycia siewek. Główną przyczyną jest przypuszczalnie hamowanie wzrostu korzonków już przy stosunkowo niskich stężeniach metali, podczas gdy samo kiełkowanie nasion może być hamowane w mniejszym stopniu. W tym doświadczeniu *B. papyrifera* okazała się najbardziej wrażliwym gatunkiem. Już niewielkie stężenia jonów metali ciężkich na bibule filtracyjnej (1 - 5 ppm) powodowały redukcję wzrostu korzonków o 25 %.

Brown i Wilkins (1986) badali wpływ wzrastających stężeń cynku (od 0,15 mM do 2,25 mM Zn) na kiełkowanie nasion, przeżywalność i wzrost siewek brzóz pochodzących z miejsc o różnym stopniu zanieczyszczenia cynkiem. Wymienieni autorzy stwierdzili obniżenie zdolności kiełkowania nasion w miarę wzrostu stężenia cynku w podłożu, nie znajdując jednak różnic między poszczególnymi pochodzeniami nasion. Pochodzenia różniły się natomiast wyraźnie między sobą procentem przeżywalności i wzrostem siewek. Ponadto stwierdzono, że wzrost korzonka był hamowany w większym stopniu niż wydłużanie się epikotyłu.

Na kiełkowanie nasion brzóz niekorzystnie wpływa również zasolenie gleby. Jak wykazały badania Bicknela i Smitha (1975, cyt. za Suszką 1979) stężenie 0,2% NaCl (2 g soli w 1 kg gleby) powoduje silną redukcję zdolności kiełkowania nasion *B. alleghaniensis*.

REAKCJE BRZÓZ NA ZANIECZYSZCZENIA GLEBY

Substancje toksyczne znajdujące się w glebie mogą niekorzystnie wpływać również na wzrost roślin drzewiastych. Obecność w glebie chlorku kadmu ($100 \mu\text{g CdCl}_2 \cdot \text{g}^{-1}$) powodowało obniżenie wzrostu wysokości jednorocznych

siewek *B. alleghaniensis*. Wraz ze wzrostem stężenia kadmu w glebie (1,5 - 10 ppm) następował spadek suchej masy korzeni i pędów siewek tej brzozy (Kelly i in. 1979, cyt. za Kozłowski i Constantinidou 1986a).

Göransson i Eldhuset (1987) w warunkach laboratoryjnych (pH $3,8 \pm 0,2$ z zastosowaniem różnych poziomów nawożenia) badali wpływ różnych stężeń glinu na wzrost siewek brzozy. Stwierdzili oni istotne obniżenie wzrostu wysokości siewek *B. pendula* przy stężeniu glinu większym niż 3 mM. Stężenie glinu w wysokości 15 mM było śmiertelne dla badanych roślin. Ponieważ obniżenie wzrostu wysokości roślin występowało tylko przy bardzo wysokich stężeniach glinu, autorzy przypuszczają, że podwyższona zawartość tego pierwiastka w glebach kwaśnych nie jest jedynym czynnikiem ograniczającym wzrost brzozy w warunkach naturalnych.

Obserwacje zadrzewień prowadzone na terenie Górnośląskiego Okręgu Przemysłowego wykazały, że brzozy dobrze znoszą obecność w glebie cynku, ołowiu, kadmu, miedzi i innych metali ciężkich pochodzących z opadu pyłów przemysłowych (Białobok i Rachwał 1975, Hawryś i in. 1977, Hawryś 1984). Schebek i in. (1984) stwierdzili, że *B. pendula* może być wykorzystywana jako roślina wskaźnikowa dla określenia stopnia zanieczyszczenia środowiska imisją metali ciężkich. Wykazali oni istotne różnice w stężeniach ołowiu, kadmu i niklu w liściach brzozy rosnącej w warunkach miejskich i leśnych, przy czym zawartość kadmu w liściach była istotnie ujemnie skorelowana z wartością pH gleby. Eriksson i in. (1981) stwierdzili, że widoczne uszkodzenia liści brzozy powoduje pobierany z gleby rozpuszczalny w wodzie bor, już w stężeniu 5 ppm. Podobne uszkodzenia występują przy stężeniu 200 ppm boru w liściach.

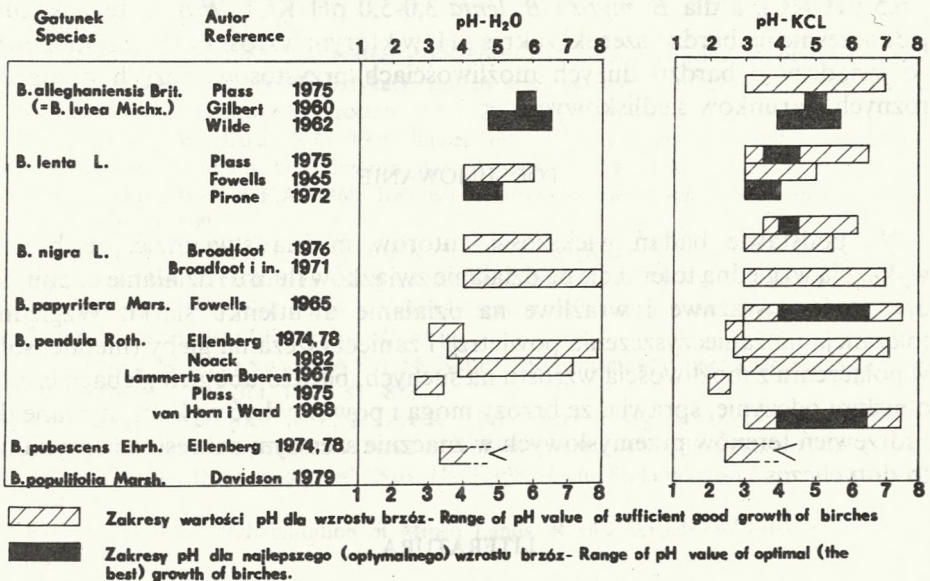
Banásová (1976) stwierdziła występowanie drzew *B. pendula* na starych hałdach rudy miedzi oraz na hałdach rud antymonu na Słowacji. Brzoza była tam jednym z gatunków pionierskich. Zawartość miedzi w górnej warstwie gleby wytworzonej na hałdach rudy miedzi była bardzo wysoka i wynosiła 0,095-1,980%. Zawartość cynku w tym podłożu sięgała miejscami do 0,061%. Na hałdach rud antymonu zawartość miedzi nie była wyższa niż w glebach normalnych, nieskażonych, zawierały one natomiast duże ilości antymonu (0,049-0,858%) i ołowiu (0,007-0,150%). Dykeman i de Sousa (1966) stwierdzili, że miedź jest akumulowana głównie w korzeniach roślin. Autorzy ci znaleźli w korzeniach brzozy trzynastokrotnie (4040 ppm) wyższe stężenia Cu, niż w pędach i liściach badanych drzew (330 ppm). Margus (1973, cyt. za Fox 1984) podaje, że spośród znalezionych pięciu gatunków drzew, rosnących na odkrywcę kopalni fosforytów w Estonii, dwa to brzozy: *B. pendula* i *B. pubescens*. Zawartość fosforu na tych stanowiskach była 20–30 razy wyższa niż w normalnych, nieskażonych glebach. Drzewa te mogą więc rosnąć nie tylko na glebach skrajnie ubogich w składniki pokarmowe, ale także na glebach przenawożonych (Fox 1984), z nadmiarem tych składników. Heinsdorf (1984) podaje, że nawożenie azotem lub azotem i fosforem brzozy (*B. pendula*) rosnącej na piaszczystej glebie po wyrobiskach węgla brunatnego, w dużym stopniu

poprawiło odżywienie i wzrost roślin. Nawożenie to przyniosło dobry wynik nawet wtedy, gdy było przeprowadzane poza okresem wegetacyjnym jesienią lub zimą. Według tego autora zawartość 2,9% N i 0,1% P w liściach brzozy była zawartością minimalną i wskazywała na niedobór azotu i fosforu w glebie.

Pewną rolę w reakcji siewek brzóz na działanie toksycznych metali może mieć mikoryza. Badania wpływu czterech grzybów mikoryzowych (*Laccaria proxima*, *Lactarius hibbardae*, *Lactarius rufus*, *Scleroderma flavidum*) na reakcję siewek *B. papyrifera* poddanych działaniu toksycznych metali (Ni, Cu) wykazały, że grzyb *Scleroderma flavidum* zmniejszał niekorzystny wpływ niklu na badane siewki, ograniczając transport tego pierwiastka do łodyg siewek. Natomiast żaden z badanych grzybów nie powodował obniżenia toksyczności miedzi (Jones i in. 1986).

REAKCJE BRZÓZ NA DZIAŁANIE KWAŚNYCH OPADÓW I ZAKWASZENIE GLEBY

W warunkach kontrolowanych Papparozi i Tukey (1982) badali wpływ kwaśnego deszczu na liście siewek *B. alleghaniensis*. Po dwóch dniach oddziaływania kwaśnego deszczu o pH 2,8 (6 minut deszczu, 6 minut warunki suche na przemian przez 2 godziny dziennie w ciągu 4 dni) stwierdzono na liściach występowanie małych, okrągłych plam z nekrotycznymi brzegami. Silniejsze uszkodzenie powierzchni liści powodowało plazmolizę komórek, rozerwanie chloroplastów oraz zmniejszenie grubości naskórka.



Ryc. 1. Wpływ kwasowości gleby na wzrost brzóz wg różnych autorów (opracowane wg van den Burga (1981) – i uzupełnione

Fig. 1. Influence of soil acidity on the growth of birches, according to various authors (elaborated after van den Burg (1981) – and supplemented)

Poza bezpośrednim, parzącym oddziaływaniem, opady kwaśnego deszczu pośrednio wpływają na rośliny poprzez glebę. W środowisku kwaśnym wiele pierwiastków z grupy tzw. metali ciężkich oraz glin, przechodzi w formy rozpuszczalne, dostępne dla roślin. Z tego powodu m. in. glin pospolicie występujący w glebach, przy średnich wartościach pH jest niedostępny dla roślin. Obserwowane w ostatnich latach w Europie i Ameryce Północnej postępujące w szybkim tempie zakwaszenie gleb powoduje „uruchomienie” tego i innych pierwiastków. W ten sposób glin, dotychczas potencjalnie toksyczny, staje się faktycznie toksycznym dla roślin (Mc Cormick i Amendola 1983).

Brzozy dobrze rosną na glebach o niskich wartościach pH. Często spotyka się je na glebach o bardzo niskim pH dochodzącym nawet do 2,0. Wyniki badań laboratoryjnych i polowych potwierdzają tę właściwość brzoź. Brzozy (*B. pendula*) w doświadczeniach polowych, traktowane sztucznym deszczem o pH od 6,0 do 2,0 z jednoczesnym nawożeniem różnymi dawkami nawozów wapniowych, wykazały znaczne zróżnicowanie we wzroście. Wzrost wysokości *B. pendula* był stymulowany w miarę wzrostu kwasowości deszczu, a z drugiej strony wapnowanie obniżało wzrost drzew. Według tych badań brzozy lepiej rosły przy niższym pH gleby, dochodzącym nawet do 2,0 niż na glebach wapnowanych (Tveite 1980).

Van den Burg (1981) przytacza wyniki badań różnych autorów nad wpływem kwasowości gleby na wzrost brzoź. Dane te przedstawiono na rycinie 1. Większość przytoczonych danych wskazuje, że optymalny zakres pH dla najlepszego wzrostu *B. pendula*, *B. pubescens* i *B. papyrifera* wynosi 4,0 - 6,5 pH KCl, a dla *B. nigra* i *B. lenta* 3,0-5,0 pH KCl. Wyniki te wskazują jednocześnie na bardzo szeroki zakres pH, w którym wzrost brzoź jest możliwy, co świadczy o bardzo dużych możliwościach przystosowawczych brzoź do różnych warunków siedliskowych.

PODSUMOWANIE

Na podstawie badań większości autorów można stwierdzić, że brzozy wykazują względną tolerancję na działanie związków fluoru i działanie ozonu. Są one średnio wrażliwe i wrażliwe na działanie dwutlenku siarki. Względna tolerancja na zanieczyszczenia powietrza i zanieczyszczenia gleby (metale, sól), w połączeniu z możliwością wzrostu na suchych, bardzo ubogich glebach często o niskim odczynie, sprawia, że brzozy mogą i powinny być wykorzystywane do zadrzewień terenów przemysłowych w znacznie szerszym zakresie niż czyniono to dotychczas.

LITERATURA

1. Acatay A. 1968. Rauchschaden der Kupferhütte in Murgul. Istanbul Univ. Orm. Fak. Derg. 18A (1): 1 - 17.
2. Anonim 1970. Air pollution and landscape plants. Nat. Landsc. Assoc. Techn. Notes, (202) 737 - 4040: 1 - 5.

3. Anonim 1973. Trees for Polluted Air. USDA Forest Service. Publ. No. 1230: 12 pp.
4. Antipov V.G. 1979. Ustoјčivost' drevesnych rastenij k promyšlennym gazam. Nauka i Technika, Minsk: 216 str.
5. Banášová V. 1976. Vegetácia medených a antimónových háld. Biologické Práce 22 (1): 1 - 109 str.
6. Białobok S. 1973. Ochrona zadrzewień i roślin w najbliższym otoczeniu człowieka. W: Michajłow Wł. i in. (red.) „Ochrona przyrodniczego środowiska człowieka”. PWN, Warszawa: 223 - 245.
7. Białobok S., Rachwał L. 1975. Tymczasowy dobór drzew i krzewów ozdobnych dla miast szybko rozwijających się i miast przemysłowych. Min. Administr. Gosp. Teren. i Ochrony Środowiska, Depart. Gosp. Komun. Broszura do użytku służbowego. Warszawa: 17 str.
8. Biggs A.R., Davis D.D. 1980. Stomatal Response of Three Birch Species Exposed to Varying Acute Doses of SO₂. J. Amer. Soc. Hort. Sci. 105 (4): 514 - 516.
9. Biggs A.R., Davis D.D. 1981. Sulfur dioxide injury, sulfur content, and stomatal conductance of birch foliage. Can. J. For. Res. 11: 69 - 72.
10. Biggs A.R., Davis D.D., Coppolino J.B. 1977. The influence of SO₂ on 10 forest tree species with reference to relative susceptibility, leaf sulfur content, and stomatal response. Proceed. of the American Phytopath. Society 4: 183.
11. Boratyńska K. 1983. Chorologia i rejonizacja leśna brzożowatych (*Betulaceae*). Cz. II. Rola brzożowatych w poszczególnych regionach geograficznych. Arbor. Kórnickie 28: 69 - 99.
12. Brown M.T., Wilkins D.A. 1986. The effects of zinc on germination, survival and growth of *Betula* seed. Environ. Poll. Ser. A. 41 (1): 53 - 61.
13. Burg van den J. 1981. pH en boomgroei een literatuuronderzoek. Rapport nr. 282. Rijksinstituut voor onderzoek in de Bos - en Landschapsbouw „De Dorschkamp”, Wageningen 1981: 596 pp.
14. Bytnerowicz A., Dmuchowski W., Molski B. 1980. The air pollution accumulation capabilities of some tree species in the vicinity of the chemical plant in Toruń. Rocznik Dendrologiczny 33: 15 - 28.
15. Czarnowski M. 1983. Fotosynteza drzew liściastych skażonych emisjami przemysłowymi. W: Fabiszewski J. (red.) „Bioindykacja skażeń przemysłowych i rolniczych”. PAN, Zakład Narodowy im. Ossolińskich, Wrocław: 119 - 129.
16. Davis D.D., Wilhour R.G. 1976. Susceptibility of woody plants to sulfur dioxide and photochemical oxidants. U.S. Environ. Prot. Agency, Ecol. Res. Ser.: 72 pp.
17. Davis D.D., Wood F.A. 1968. Relative sensitivity of twenty-two tree species to ozone. Phytopath. 58: 399.
18. Dässler H.-G., Ranft H., Rehn K.-H. 1972. Zur Widerstandsfähigkeit von Gehölzen gegenüber Fluorverbindungen und Schwefeldioxid. Flora 161: 289-302.
19. Dragsted J. 1979. Salt stress in Norway spruce, Sitka spruce, and birch. Madselser, Skovbrugsinstituttet, 2 Forskning (7): 53 pp.
20. Dykeman W.R., de Sousa A.S. 1966. Natural mechanisms of copper tolerance in a copper swamp forest. Can.J.Bot. 44(7): 871-878.
21. Eriksson J., Bergholm J., Kvist K. 1981. Injury to vegetation caused by industrial emissions of boron compounds. W: Procc. of the Symposium: „Air pollutants as additional stress factors under northern conditions”. Nov. 11-13, 1980, Oulu, Finland. Silva Fennica 15(4): 459-464.
22. Fox J.E.D. 1984. Rehabilitation of Mined Lands. Review Article. Forestry Abstracts 45 (9):565-600.
23. Freer-Smith P.H. 1984. The response of six broadleaved trees during long-term exposure to SO₂ and NO₂. New. Phytol. 97(1): 49-61.
24. Freiberg J.A. 1969. Solonceustojčivost' berez v lesostepnom Zauralé. Lesovedenie 6: 82-85.

25. Garsed S.G., Farrar J.F., Rutter A.J. 1979. The effects of low concentrations of sulphur dioxide on the growth of four broadleaved tree species. *J. Appl. Ecol.* 16: 217-226.
26. Göransson A., Eldhuset T.D. 1987. Effects of aluminium on growth and nutrient uptake of *Betula pendula* seedlings. *Physiol. Plantarum* 69: 193-199.
27. Greszta J., Morawski S. 1972. Rekultywacja nieużytków przemysłowych. PWRiL, Warszawa: 264 str.
28. Grill D., Liegl E., Windisch E. 1979. Holzanatomische Untersuchungen an abgasbelasteten Bäumen. *Phytopath. Ztschr.* 94: 335-342.
29. Haut van H. 1975. Kurzzeitversuche zur Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Stickstoffdioxid. Staub-Reinhalt. Luft 35(5): 187-193.
30. Hawryś Z. 1984. Sensitivity of some deciduous trees to sulphur compounds and heavy metals. *Ekol. pol.* 32 (1): 103-124.
31. Hawryś Z., Schnaider Z., Widerowa S. 1977. Z doświadczeń nad przydatnością różnych gatunków drzew i krzewów do zadrzewienia strefy bardzo silnego oddziaływania emisji przemysłowych. *Sylwan* 121(6): 1-15.
32. Heinsdorf D. 1984. Wirkung von Mineraldüngung auf Ernährung und Wachstum von Birken (*Betula pendula* Roth.) auf sandigen kippbodenformen ausgekohelter Braunkohlentagebaume. *Arch. für Naturschutz und Landschaftsforsch.* 24(2): 135-152.
33. Huttunen S. 1976. Preliminary monitoring survey on a test field near a chemical processing plant. *Aquilo Ser. Bot.* 13: 23-34.
34. James G.I., Courtin G.M. 1985. Stand structure and growth form of the birch transition community in an industrially damaged ecosystem, Sudbury, Ontario. *Can.J.For.Res.* 15: 809-817.
35. Jensen K.F., Dochinger L.S., Roberts B.R., Townsend A.M. 1976. Pollution Responses. W: Miksche J.P. (ed.) *Modern Methods in Forest Genetics*. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York: 189-216.
36. Jones M.D., Browning M.H.R., Hutchinson T.C. 1986. The influence of mycorrhizal associations on paper birch and jack pine seedlings when exposed to elevated copper, nickel or aluminium. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 441-448.
37. Kawecka A. 1978. Rozwój siewek drzew i krzewów w warunkach silnych zanieczyszczeń powietrza związkami azotu. *Rocznik Dendrologiczny* 31: 163-174.
38. Kluczyński B. 1975. Wpływ związków fluoru na stan zdrowotny drzew i krzewów przy Hucie Aluminium „Konin”. *Arbor. Kórnickie* 20: 317-343.
39. Kondratiuk E.N., Tarabrin W.P., Baklanov W.I., Burda R.I., Charchota A.I. 1980. *Promyślennaja botanika*. Naukova Dumka, Kiev: 260 str.
40. Kowalkowski A. 1987. Reakcje wzrostowe niektórych gatunków drzew i krzewów na skażenie powietrza atmosferycznego i gleb imisją azotową. W: Siwecki R. (red.) *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe*. Materiały II Krajowego Sympozjum, Kórnik 16-19.05.1984. Wyd. Nauk. Uniw. A. Mickiewicza, Poznań: 233-245.
41. Kozłowski T.T., Constantinidou H.A. 1986a. Responses of Woody Plants to Environmental Pollution. Review Article. *Forestry Abstracts* 47(1): 5-51.
42. Kozłowski T.T., Constantinidou H.A. 1986b. Environmental Pollution and Tree Growth. Review Article. *Forestry Abstracts* 47(2): 105-132.
43. Lacasse N.L., Treshow M. (eds). 1976. Diagnosing vegetation injury caused by air pollution. U.S. Environ. Prot. Agency, Research Triangle Parc, N.C.; 21+278 pp.
44. Lines R. 1981. Performance of different species and seed origins in the industrial Pennines of Northern Britain. *Arch. Ochr. Środ.* 2-4: 107-120.
45. Lines R. 1987. Choice of Seed Origins for the Main Forest Species in Britain. *Forestry Commission, Bulletin* 66: 66 pp.
46. Linzon S.N., McIlveen W.D., Temple P.J. 1973. Sulphur dioxide injury to vegetation in the vicinity of a sulphite pulp and paper mill. *Water, Air and Soil Pollution* 2: 129-134.

47. Lorenc-Plucińska G. 1982. Influence of SO₂ and CO₂ assimilation and carbon metabolism in photosynthetic processes in Scots pine. *Arbor. Kórnickie* 27: 285-310.
48. Malhotra S.S., Blauel R.A. 1980. Diagnosis of air pollutant and natural stress symptoms of forest vegetation in Western Canada. *Environ. Can., Can. For. Serv., North. For. Res. Cent. Edmonton, Alberta. Inf. Rep. NOR-X-228*: 84 pp.
49. Mc Cormick L.H., Amendola F.A. 1983. Soil pH, extractable aluminium and tree growth on acid minesoils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 14(3): 249-262.
50. Migunova E.S. 1976. Sravnitel'naja ocenka solevynoslivosti derev'ev i kustarnikov. *Lesovedenie* 3: 50-56.
51. Mooi J. 1976. Verslag van onderzoek naar de invloed van SO₂, O₃ en C₂H₄ op houtige gewassen met behulp van langdurende, kunstmatige begassing gedurende de jaren 1973-1974-1975. *I.P.O. Report R. 157*: 1-43.
52. Nikolaevskij V.S. 1979. *Biologičeskie osnovy gazoustojčivosti rastenij*. Nauka, Novosibirsk: 280 str.
53. Norby R.J., Kozłowski T.T. 1981. Relative Sensitivity of Three Species of Woody Plants to SO₂ at High or Low Exposure Temperature. *Oecologia (Berl.)* 51: 33-36.
54. Norby R.J., Kozłowski T.T. 1982. The Role of Stomata in Sensitivity of *Betula papyrifera* Seedlings to SO₂ at Different Humidities. *Oecologia (Berl.)* 53: 34-39.
55. Oleksyn J., Białobok S. 1986. Net photosynthesis, dark respiration and susceptibility to air pollution of 20 European provenances of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Environ. Pollut. Ser. A* 40 (4): 287-302.
56. Pappozzi E.T., Tukey H.B. (Jr.). 1982. Leaf surface injury by simulated acid precipitation on *Betula alleghaniensis*. W: Program and abstract. *Hort. Science*. (1980)15 (3, II) 334-451. 77th Annual Meeting of the Am. Soc. for Hort. Sci., Colorado State Univ., Fort Collins, July 27-Aug. 1, 1980: 402 pp.
57. Patterson W.A., Olson J.J. 1983. Effects of heavy metals on radicle growth of selected woody species germinated on filter paper, mineral and organic soil substrates. *Can. J. For. Res.* 13(2): 233-238.
58. Percy K. 1986. The effects of simulated acid rain on germinative capacity, growth and morphology of forest tree seedlings. *New Phytol.* 104: 473-484.
59. Puchalski T., Prusinkiewicz Z. 1975. *Ekologiczne podstawy siedliskoznawstwa leśnego*. PWRiL, Warszawa: 463 str.
60. Ranft H., Dässler H.G. 1970. Rauchhärte-test an Gehölzen im SO₂ - Kabinenversuch. *Flora (Jena)*, 159: 573-588.
61. Rhoads A., Harkov R., Brennan E. 1980. Trees and Shrubs Relatively Insensitive to Oxidant Pollution in New Jersey and Southeastern Pennsylvania. *Plant Dis. Rep.* 64(12): 1106-1108.
62. Rudnicki J. 1953. Wyniki siewów brzozy przy różnej kwasowości gleby. *Sylwan* 97 (3): 205-209.
63. Ryn van D.M., Jacobson J.S., Lassoie J.P. 1986. Effects of acidity on in vitro pollen germination and tube elongation in four hardwood species. *Can. J. For. Res.* 16: 397-400.
64. Schebek L., Lieser K.H., Höllwarth M. 1984. Die Birke (*Betula pendula* Roth.) als Bioindikator für Schwermetallimmissionen. *Angew. Botanik* 58: 475-482.
65. Scherbatskoy T., Klein R.M., Badger G.J. 1987. Germination responses of forest tree seed to acidity and metal ions. *Environ. Exp. Botany* 27: 157-164.
66. Schönbach H., Dässler H.G., Polster H., Börtitz S., Enderlein H., Lux H., Ranft H., Stein G., Vogl M. 1968. Die Ertagssicherung in rauchbeeinflussten Waldgebieten. W: Vincent G. (ed.) *Die Produktivitätssteigerung der Wälder. Heutige internationalen wissenschaftlichen Erkenntnisse. Státní zemedělské nakladatelství Praha*: 435-484.
67. Seidler M., Gawliński S., Goźliński H. 1980. Siarka w organizmach roślin wyższych

- (str. 168-194). W: Siuta J., Rejman-Czajkowska M. (red.), Siarka w biosferze. PWRiL, Warszawa: 393 str.
68. Smith W.H. 1981. Air Pollution and Forests. Springer-Verlag, New York, Heidelberg, Berlin: 379 pp.
69. Suszka B. 1979. Rozmnażanie generatywne. W: Białobok S. (red.) Brzozy. PWN, Warszawa – Poznań: 149-198.
70. Šindelář J. 1980. Využití břizy v porostech postižených průmyslovými imisemi. Lesnická práce 59 (9): 355-361.
71. Šokova R.I. 1983. Povrezdaemost' drevesnykh introducentov sernistym gazam. Bjulleten' Glavnogo Botaničeskogo Sada 129: 55-57.
72. Šrodoň A. 1979. Brzozy w minionych czasach. W: Białobok S. (red.) Brzozy. PWN Warszawa – Poznań: 9-23.
73. Tsukahara H., Kozłowski T.T., Shanklin J. 1987. Responses of *Betula platyphylla* var. *japonica* Seedlings to SO₂. J. Yamagata Agr. For. Soc. 44: 5-12.
74. Tveite B. 1980. Tree growth in field experiments. Effects of acid precipitation on soil and forest. W: Drablos D., Tollan A. (eds.). Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of an international conference. Sandefjord, Norway. March 11-14, 1980: 206-207.
75. Tyszkiewicz S., Obmiński Z. 1963. Hodowla i uprawa lasu. PWRiL Warszawa: 812 str.
76. Umbach D.M., Davis D.D., Pennypacker S.P. 1983. A Comparison of Several Dose – Response Models Based on Laboratory Exposure of Tree Seedlings to Sulfur Dioxide. JAP CA 33(11): 1073-1079.
77. Whitmore M.E., Freer-Smith P.H. 1982. Growth effects of SO₂ and/or NO₂ on woody plants and grasses during spring and summer. Nature UK 300 (5887): 55-57.
78. Włoczewski T., Ilmurzyński E. 1957. Hodowla lasu. PWRiL Warszawa: 574 str.
79. Wolak J. 1981. Negatywne oddziaływanie przemysłu na ekosystemy leśne. Postępy techniki w leśnictwie 23: 24-31.
80. Zarzycki K. 1979. Zarys ekologii. W: Białobok S. (red.) Brzozy. PWN Warszawa – Poznań: 265-291.

Реакция берез на загрязнения с медеплавильных заводов.

Часть II. Обзор литературы*

Резюме

Работа включает обзор новейшей литературы по влиянию загрязнений воздуха и почвы на рост и развитие разных видов берез. На основании исследований большинства авторов можно утверждать, что березы проявляют относительную толерантность к действию соединений фтора и к действию озона. Они средневосприимчивы и восприимчивы к действию сернистого газа. Относительная толерантность к загрязнению воздуха и почвы (металлы, соль) в сочетании с возможностью роста на сухих, очень бедных почвах, часто с низким показателем, дает возможность утверждать, что березы могут и должны быть использованы в озеленении промышленных территорий более широко, чем это делалось до сих пор.

*Авторы: М. Вит-Жепка, Л. Рахвал