

8. OCHRONA

PIOTR KAROLEWSKI

8.1. WRAŻLIWOŚĆ NA CZYNNIKI ABIOTYCZNE

Od początku ostatniego ćwierćwiecza XX wieku do dzisiaj obserwuje się w Europie masowe usychanie pojedynczych drzew dębu, ich grup, a nawet zamieranie całych drzewostanów dębowych. Duża skala tego zjawiska zainicjowała podjęcie wiele badań mających na celu wyjaśnienie jego przyczyn. Część z wysuwanych hipotez uwzględniała niekorzystny wpływ pojedynczych czynników abiotycznych, interakcje z innymi czynnikami abiotycznymi, a także biotycznymi (DE-LATOUR 1983; DREYER i AUSSENAC 1996; CZECH i in. 1998). Do ich weryfikacji mogą być pomocne przedstawione w tym rozdziale wyniki badań reakcji dębów na wpływ czynników abiotycznych.

Tworzone są specjalne modele mające na celu określenie możliwości egzystencji różnych gatunków drzew w określonych warunkach klimatyczno-siedliskowych. Są one ciągle udoskonalane i konfrontowane z obserwacjami terenowymi. Takim przykładem są badania STEINERA i LEXERA (1998), w których uwzględniony został także dąb szypułkowy. W tym przypadku autorzy bazowali na ocenie wpływu temperatury (sumy temperatur powyżej 5,5°C i minimalnej temperatury w ziemi), dostępności wody i składników mineralnych (pH gleby, stosunku C/N, głębokości i struktury gleby). Nieco inne kryteria (liczba dni z temperaturami powyżej +10°C,

Skróty używane w tekście i tabelach: ABA – kwas abscysynowy, ATP – adenozyntrójfosforan, Chl – chlorofil, CR – cukry rozpuszczalne, DR – oddychanie ciemniowe, GS – syntetaza glutaminowa (glutaminiano-amoniako ligaza), GSH – glutation w formie zredukowanej, GST – transferaza S-glutationu, NIR – reduktaza azotynowa, NR – reduktaza azotanowa, PAS – przewodnictwo aparatów szparkowych, PN – fotosynteza netto, PO – peroksydaza, PWK – potencjał wodny ksylemu, PWL – potencjał wodny liści, RuDPC – karboksylaza 1,5-bisfosforybulozy, RuDPCO – Rubisco (karboksylaza/oksygenaza 1,5-bisfosforybulozy), SOD – dysmutaza ponadtlenkowa, T – transpiracja, TNC – cukry niestrukturalne (total nonstructural carbohydrates), VOC – lotne substancje organiczne (volatile organic compounds), Ψ_k – potencjał wody w komórce.

wielkość opadów w całym sezonie wegetacyjnym itp.) przyjął KAHN (1994) dla oceny przewidywalnego wzrostu na wysokość drzew dębu szypułkowego. KRAMER i in. (1996) uwzględnili w sprawdzaniu tego typu modeli wyniki badań wpływu podwyższonej temperatury, limitowanego dostępu wody i dwukrotnie zwiększonego stężenia dwutlenku węgla w powietrzu na zmiany pierwotnej produkcji netto, natężenia fotosyntezy i oddychania u dębu szypułkowego. W tworzeniu tych modeli pomocne mogą być zarówno konkretne wyniki eksperymentów, jak i cytowane pozycje literaturowe zawarte w tym rozdziale.

8.1.1. WYMAGANIA KLIMATYCZNE I GLEBOWE

Wrażliwość drzew na niekorzystny wpływ czynników abiotycznych zależy w dużym stopniu od ogólnej ich zdrowotności i kondycji. Z tego powodu mikroklimat, typ i właściwości strukturalne gleby oraz zasobność i dostępność niezbędnych składników pokarmowych, chociaż pośrednio, to jednak w znacznym stopniu, determinują wrażliwość drzew na wpływ różnych czynników stresowych. Obydwa gatunki dębów: szypułkowy (*Quercus robur*) i bezszypułkowy (*Q. petraea*) występują niemal w całej Europie. Dąb szypułkowy występuje pospolicie w Polsce, zwłaszcza na niżu, a w górach może rosnąć na wysokościach do 600–700 m n.p.m. (patrz podrozdz. 2.2). Wymaga on wilgotnych oraz żyznych, głębokich gleb, najlepiej gliniastych lub piaszczysto-gliniastych, z dużą zawartością próchnicy. Dąb bezszypułkowy jest jednym z głównych gatunków lasotwórczych Polski (rozdz. 2). Rośnie on na glebach wapiennych, suchych, na łątko nagrzewających się słonecznych zboczach, a nawet na terenach skalistych. Dąb bezszypułkowy jest znacznie wytrzymalszy na suszę i spóźnione wiosenne przymrozki oraz ma skromniejsze wymagania glebowe niż dąb szypułkowy (patrz rozdz. 6).

Jednakże, w porównaniu do innych gatunków drzew liściastych, a jeszcze bardziej iglastych, obydwie gatunki dębów charakteryzują się znacznie większym zapotrzebowaniem na podstawowe składniki pokarmowe, takie jak azot, wapń, magnez i potas (BAULE i FRICKER 1973).

8.1.2. WPŁYW CZYNNIKÓW ABIOTYCZNYCH

Zaklasyfikowanie danego gatunku drzewa pod względem stopnia tolerancji na wpływ abiotycznych czynników stresowych jest bardzo trudne. Badania laboratoryjne dokonywane są najczęściej na siewkach, a ich wyniki zależą od warunków, w jakich przeprowadzono eksperymenty. Natomiast w przypadku badań te-

renowych mamy do czynienia z wieloma jednocześnie działającymi czynnikami zewnętrznymi i wewnętrznymi oraz interakcją pomiędzy nimi (ULRICH 1995). Ponadto, na zróżnicowanie we wrażliwości pomiędzy gatunkami ma wpływ wiek i stan fizjologicznego rozwoju drzew. Dlatego też wnioski wynikające z wielu badań są niejednokrotnie rozbieżne.

Reakcje roślin drzewiastych na wpływ niskich i wysokich temperatur, zasolenia, suszy i zalewania oraz zanieczyszczeń przemysłowych zostały w bardzo przystępny sposób wcześniej opisane między innymi przez RAGHAVENDRA (1991), LARCHERA (1995) i HARBORNEA (1997a, b), BIAŁOBOKA (1988) i HALBWACHSA (1989). Jednakże zawarte tam informacje tylko częściowo dotyczą badań nad dębami. Z tego powodu dane o ważniejszych badaniach, a przede wszystkim nowszych niż w tych opracowaniach, zamieszczono w tabelach 1–4.

8.1.2.1. Niska i wysoka temperatura

Drzewa liściaste są znacznie bardziej wrażliwe na wpływ niskich temperatur od drzew iglastych (LARCHER 1995). Zróżnicowanie wśród gatunków drzew liściastych, a nawet pomiędzy kultywarami tego samego gatunku, jest także znaczne. TOMPA (1953), na podstawie obserwacji widocznych objawów uszkodzeń występujących po późnych, wiosennych przymrozkach (koniec maja) stwierdził, że dąb szypułkowy wykazuje podobną wrażliwość na ten rodzaj przymrozków, jak klon polny (*Acer campestre*), buk zwyczajny (*Fagus sylvatica*) oraz jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*), ale jest mniej wrażliwy niż robinia biała (*Robinia pseudoacacia*). Obserwacje uszkodzeń mrozowych, które przeprowadzili MCEVOY i MCKAY (1997), wskazują, że dąb szypułkowy jest bardziej odporny niż czereśnia ptasia (*Cerasus avium*), klon zwyczajny (*Acer platanoides*), lipa drobnolistna (*Tilia cordata*), jarzębina (*Sorbus aucuparia*) i jesion wyniosły (*Fraxinus excelsior*). Ponadto autorzy ci wskazują, że na stopień zahartowania się drzew większy wpływ ma temperatura gleby niż powietrza. Twierdzą też, że wrażliwość drzew na mróz jest większa w okresie hartowania i rozhartowywania niż w środku zimy. Według KRAMERA (1995) o przeżywalności drzew dębu szypułkowego w znacznym stopniu decyduje wrażliwość na wczesne wiosenne przymrozki nierozwiniętych jeszcze liści. Natomiast OLEKSYN i in. (1993) zwracają uwagę na dużą zależność szerokości przyrostów radialnych drewna dębu szypułkowego od niskich, zimowych temperatur. Do podobnych wniosków doszli LIBBY i in. (1976), analizując wpływ temperatury na przyrost drewna dębu bezszypułkowego. Natomiast na wielkość przyrostów rocznych drewna 4 gatunków dębów (w tym szypułkowego), rosnących w klimacie śródziemnomorskim, szczególnie duży wpływ mają mini-

Tabela 1.

Wpływ niskiej i wysokiej temperatury w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k) na wzrost, procesy fizjologiczne i metabolizm *Quercus robur* i *Q. petraea*

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
Niska temperatura	<i>Q. robur</i>	k	pomiary biometryczne pędów i korzeni, wpływ elektrolitu z korzeni	SARVAŠ 1999
	<i>Q. petraea</i>	t	regeneracja przyrostów pędów	CHAAR i COLIN 1999
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t/k	zawartość azotu (N) i węgla (C), stosunek C/N w liściach i łyku	THOMAS i in. 1996
	<i>Q. robur</i>	k	natężenie PN, DR i T, PAS, biomasa	LYR 1996
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	zaburzenia na granicy bielma i twardzieli (barwa słoju, zawartość związków fenolowych i substancji mineralnych)	CHARRIER i in. 1995
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość węglowodanów i kwasów tłuszczowych w korzeniach	KOROTAEV 1994
	<i>Q. robur</i>	k	aktywność izoenzymów PO i amylazy	EBERMANN i in. 1991
Wysoka temperatura	<i>Q. robur</i>	t	emisja izoprenu i monoterpenu, aktywność syntazy izoprenowej	LEHNING i in. 1999; SCHNITZLER i in. 1997
	<i>Q. robur</i>	k	zawartość N i błonnika w liściach	BUSE i in. 1998
	<i>Q. robur</i>	k	zawartość N, tanin i sumy fenoli w liściach	DURY i in. 1998
	<i>Q. robur</i>	t	natężenie PN	SAMSON i in. 1997
	<i>Q. petraea</i>	t	emisja izoprenu	STEINBRECHER i in. 1997
	<i>Q. robur</i>	k/t	produkcja pierwotna netto, natężenie PN i DR	KRAMER i in. 1996
	<i>Q. petraea</i>	t	emisja izoprenu i monoterpenu, aktywność syntazy izoprenowej	SCHNITZLER i in. 1996
<i>Q. robur</i>	t	gęstość aparatów szparkowych	BEERLING i CHALONER 1993	

malne temperatury w okresach letnich (TESSIER i in. 1994). W przeciwieństwie do powyżej opisanych zależności, BEDNARZ i PTAK (1990), którzy analizowali relacje pomiędzy indeksami przyrostów radialnych drewna dębu szypułkowego i średnimi miesięcznymi temperaturami powietrza (1826–1980) oraz sumami miesięcznych opadów (1881–1985), twierdzą, że wpływ temperatury na wzrost drzew tego gatunku jest mało znaczący. Według tych autorów przyrost zależny jest przede wszystkim od wielkości opadów w okresie letnim. Stwierdzili oni istotną korelację przyrostów drewna i opadów w okresach: czerwiec–lipiec, maj–lipiec i czerwiec–sierpień. Powyższe oceny stopnia wrażliwości drzew i istotności wpływu czynników limitujących przyrosty grubości są niejednoznaczne. Przyczyny tego mogą być różne – na przykład wpływ pochodzenia populacji oraz interakcje pomiędzy temperaturami i wilgotnością, zarówno w odniesieniu do gleby, jak i powietrza.

Obserwacje przeprowadzone przez HAASEMANNA (1996) na kilkudziesięciu powierzchniach w Saksonii w Niemczech, na których rosną ponad 150-letnie dęby, umożliwiły porównanie wrażliwości obydwu gatunków dębów. Autor stwierdził, że dąb szypułkowy jest bardziej odporny na niskie temperatury niż dąb bezszypułkowy. Także większy wzrost i mniejsze uszkodzenia dębu szypułkowego niż bezszypułkowego, drzew o różnych pochodzeniach rosnących w ramach doświadczenia proveniencyjnego w Niemczech, wskazują na większą tolerancję pierwszego z wymienionych gatunków (STEINHOFF 1999). Podobne wyniki uzyskali LEVY i in. (1992), prowadząc obserwacje na powierzchniach w środkowej i północno-zachodniej Francji.

Wrażliwość na mróz zależy także od wpływu innych czynników. THOMAS i BLANK (1996) stwierdzili, że uszkodzenia mrozowe u dębu szypułkowego i bezszypułkowego są większe u drzew rosnących w glebie o podwyższonej zawartości azotu i uprzednio częściowo pozbawionych aparatu asymilacyjnego w wyniku żerowania owadów. Ponadto sugerują oni, że wrażliwość na mróz obu gatunków jest tym większa, im niższy jest stosunek C/N w tkankach łyka pędów.

Istotny wpływ na wzrost i rozwój roślin ma stosunek temperatury powietrza do gleby. LYR i GARBE (1995), badając wpływ temperatury gleby w zakresie od 5°C do 35°C, przy temperaturze powietrza od 18°C do 20°C, na przyrost wysokości, ogólnej biomasy, masy korzeni, łądyg i liści siewek dębu szypułkowego, stwierdzili, że najbardziej optymalną temperaturą gleby dla wzrostu korzeni tego gatunku jest 25°C. Dla porównania określone przez nich optymalne temperatury dla systemów korzeniowych sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*) i buka zwyczajnego (*Fagus sylvatica*) wyniosły odpowiednio 15°C i 20°C. KOROTAEV (1994), badając uszkodzenia tkanki kambialnej korzeni, stwierdził, że następują one u dębu

Tabela 2.

Wpływ suszy w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k) na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm *Quercus robur* i *Q. petraea*

Gatunki	Typ. dośw.	Parametry	Źródło
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	k	PAS, potencjał osmotyczny i punkt utraty turgoru liści, stosunek biomasy liści/korzeni	THOMAS i GAUSLING 2000
<i>Q. robur</i>	k	pomiary biometryczne pędów i korzeni, wpływ elektrolitu z korzeni	SARVAŠ 1999
<i>Q. robur</i>	t	przyrosty radialne drewna	SIWECKI i UFNALSKI 1998; BEDNARZ 1994
<i>Q. robur</i>	k	natężenie PN, PAS	HEATH 1998
<i>Q. petraea</i>	k	zawartość rozpuszczalnych białek i aktywność Rubisco (RuDPCO)	SCHMADEL-HAGEBOLING i in. 1998
<i>Q. petraea</i>	k	PWL, potencjał osmotyczny liści	COLLET i GUEHL 1997
<i>Q. robur</i>	k	PAS, wzrost siewek, zawartość ABA w liściach, łądygach i kszylmie	FORT i in. 1997
<i>Q. robur</i>	k	wzrost i morfologia części nadziemnej i korzeni	HEES 1997
<i>Q. robur</i>	k	zawartość CR i skrobi, natężenie PN, PAS	PICON i in. 1997
<i>Q. robur</i>	k	biomasa pędów i korzeni, stosunek masy korzeni do pędów, alokacja C do korzeni	VIVIN i GUEHL 1997
<i>Q. petraea</i>	k	potencjał osmotyczny soku komórkowego, zawartość wody, punkt utraty turgoru	ARANDA i in. 1996
<i>Q. petraea</i>	k	zawartość skrobi i CR (sacharozy, glukozy, fruktozy) w liściach	EPRON i DREYER 1996
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	zawartość wody w liściach, PWL, PWK, biomasa korzeni	THOMAS i HARTMANN 1996
<i>Q. petraea</i>	t	natężenie T, PWL, PAS, zawartość wody w liściach i łądygach, gęstość drewna	TOGNETTI i in. 1996

<i>Q. robur</i>	k	aktywność w liściach SOD, PO, katalazy, reduktazy dehydroaskorbinianowej i glutationowej, gwajakol peroksydazy	SCHWANZ i in. 1996
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	PWK	LUCOT i in. 1995
<i>Q. petraea</i>	t	wzrost, T, wymiana gazowa, dystrybucja C, zużycie wody/jednostkę masy	GUEHL i in. 1994
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	T, PWL, PAS, przepływ soku w ksylemie	BREDA i in. 1993a, b; COCHARD i in. 1992
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	PN, fluorescencja Chl, PAS, aktywność fotosystemu PS II	EPRON i in. 1992, EPRON i DREYER 1990, 1992, 1993a, b
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t, k	przeżywalność i widoczne uszkodzenia, długość pędów, PWL, napięcie PN i T	VIVIN i in. 1993
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	fluorescencja Chl, aktywność PS II	DREYER i in. 1992
<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	przyrosty radialne i jakość drewna	LEVY i in. 1992

czzerwonego (*Quercus rubra*) i lipy szerokolistnej (*Tilia platyphyllos*) w granicach temperatur od -3 do -8°C , dębu szypułkowego i lipy drobnolistnej (*T. cordata*) pomiędzy -7° i -16°C , a bardziej odpornych gatunków – modrzewia syberyjskiego (*Larix sibirica*), świerka pospolitego (*Picea abies*), sosny zwyczajnej i brzozy brodawkowatej (*Betula pendula*), w granicach od -13° do -29°C . THOMAS i HARTMANN (1992), badając zamieranie dębów w północnej części Niemiec doszli do wniosku, że jedną z istotnych przyczyn tego zjawiska jest duża wrażliwość łyka na wpływ niskich temperatur. Swoją sugestię oparli oni na obserwacji powstawania większych uszkodzeń łyka pobranego z pnia od południowo-wschodniej strony niż od północno-zachodniej, na skutek symulowanego wpływu mrozu, od -5° do -30°C w warunkach kontrolowanych.

Tolerancja drzew na wpływ niskich temperatur zależy od ich pochodzenia. Badając mrozoodporność drzew dębu bezszypułkowego, pochodzących z Francji, Irlandii, Niemiec i Wielkiej Brytanii, na czterech powierzchniach zlokalizowanych w różnych częściach Francji, DUCOUSSO i in. (1996) stwierdzili, że najbardziej tolerancyjne są populacje pochodzące z północy i rejonów przyoceanicznych. DEANS i HARVEY (1995, 1996), którzy badali odporność na mróz dębu bezszypułkowego 16pochodzeń z 6europejskich krajów, stwierdzili, że populacje

Tabela 3.

Wpływ nadmiaru wody oraz zasolenia w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k) na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm *Quercus robur* i *Q. petraea*

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
Nadmiar wody	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	k	PAS, potencjał osmotyczny i punkt utraty turgoru liści, stosunek biomasy liści/korzeni, aktywność NR	SCHMULL i THOMAS 2000
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	biomasa i zagęszczenie korzeni	THOMAS i HARTMANN 1998
	<i>Q. robur</i>	t	przyrosty radialne i jakość drewna	ASTRADE i BEGIN 1997
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	k	przyrost biomasy, natężenie PN, zawartość Chl, aktywność fotosystemu PS II, PAS	WAGNER i DREYER 1997
	<i>Q. robur</i>	t	wysokość drzew i przyrosty radialne drewna	LEVANIC i KOTAR 1996
	<i>Q. robur</i>	k	natężenie PN, DR i T, PAS, regeneracja	LYR 1993
	<i>Q. robur</i>	k	zawartość P, K, Ca i Mg w soku ksylemu oraz N, P, K, Ca, Mg, S i Mn w liściach	COLIN-BELGRAND i in. 1991
Zasolenie	<i>Q. robur</i>	k	biomasa korzeni i pędów, natężenie DR korzeni	EPRON i in. 1999
	<i>Q. robur</i>	k	masa i długość korzeni oraz łodyg, ilość, powierzchnia i nekrozy liści, zawartość skrobi w łodygach, zawartość Na, Cl i K w liściach, łodygach i korzeniach oraz ATP w liściach	ALOUÏ-SOSSE i in. 1998
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cl w liściach	SEHMER i in. 1995
	<i>Q. robur</i>	t	wysokość siewek, średnica pnia, termin pęknięcia pąków liściowych, nekrozy liści	DRAGSTED i KUBIN 1990

Tabela 4.

Wpływ zanieczyszczeń przemysłowych w warunkach terenowych (t) i kontrolowanych (k) na wzrost oraz procesy fizjologiczne i metabolizm *Quercus robur* i *Q. petraea*

Czynnik	Badane gatunki	Typ dośw.	Badane parametry	Źródło
SO ₂	<i>Q. robur</i>	k	natężenie PN, Ψ _k , aktywność PO, stosunek masy części nadziemnej do korzeni	JANSON i SZCZYGIEL 1992a,b
	<i>Q. petraea</i>	k	rozkład ściółki liści dębu, w tym z udziałem grzybów saprotroficznych	NEWSHAM i in. 1992a, c
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	k	rozkład ściółki liści dębu, w tym z udziałem grzybów saprotroficznych	NEWSHAM i in. 1992b
	<i>Q. robur</i>	k	nawożenie azotowe, zawartość kwasów organicznych, stężenie H ⁺ , aktywność NR	THOMAS i RUNGE 1992
	<i>Q. robur</i>	k	zawartość w liściach S, Ca, Mg i K	WÖHLER i THOMAS 1991
O ₃	<i>Q. robur</i>	k	masa i średnica łodyg, widoczne uszkodzenia i opadanie liści	BORTIER i in. 1997
	<i>Q. petraea</i>	k	aktywność NIR i GS	SCHMADEL-HAGEBOLING i in. 1998
	<i>Q. petraea</i>	k	zawartość GSH, askorbinianu i α-tokoferolu	KURZ i in. 1998
	<i>Q. robur</i>	k	wymiana gazowa, PAS, aktywność RuDPC, fluorescencja Chl	FARAGE i LONG 1995
NH ₃ + NH ₄ ⁺	<i>Q. robur</i>	k	aktywność NR i GS, PN, zawartość jabłczanu i cytrynianu amonowego	PEARSON i SOARES 1998
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość w liściach N _{org} oraz jonów NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻	STAMS i SCHIPHOLT 1990
NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	Zawartość w liściach N, P i Mg	THOMAS i BÜTTNER 1998

SO ₂ + NO ₂ + NH ₃	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t, k	zawartość w liściach N, S, Ca, Mg i innych pierwiast- ków, fenoli, terpenów, CR, TNC, skrobi, Chl i ak- tywność NR	KAROLEWSKI i in. 1998, 2000, 2005
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	zawartość w liściach N, S, Ca, Mg i innych pierwiast- ków	BERGER i GLATZEL 1994
	<i>Q. robur</i>	t	przyrosty radialne drewna	OLEKSYN i in. 1993
SO ₂ , NO _x , O ₃	<i>Q. robur</i>	k	struktura wosków epikuty- kularnych	NEINHUIS i in. 1994
H ₂ SO ₄ i Ca(OH) ₂	<i>Q. robur</i>	k	transport auksyn	WODZICKI i in. 1993
F ⁻	<i>Q. robur</i>	t	struktura wosków epikuty- kularnych	ROSA i BACIC 2000
Nadmiar N + ni- skie pH	<i>Q. robur</i>	t	przyrosty pierścieni rocz- nych drewna twardzieli oraz zawartość w nich Al, Ca, K, Mg, N i P	LEVY i in. 1996
H ₂ SO ₄ + niskie pH	<i>Q. petraea</i>	k	zawartość cytokinin i gibe- relin w pędach i korze- niach	CIŽKOVÁ 1990
Al	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Al w ksylemie i korzeniach	OPYDO 1996
Cd	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cd w drewnie bieli i twardzieli, transport radialny Cd w pierście- niach przyrostów rocznych	HAGEMEYER 1995
Cd, Hg	<i>Q. robur</i>	k	zawartość w liściach Chl i GSH oraz aktywność GST	GULLNER i in. 1998
Cd, Pb	<i>Q. robur</i>	t	zawartość i transport Cd i Pb w pierścieniach przyro- stów rocznych drewna	JONSSON i in. 1997
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cd i Pb w pierś- cieniach przyrostów rocz- nych drewna	EKLUND 1995
Al, Cd, Mg, Zn	<i>Q. robur</i>	t	defoliacja, zawartość Al, Cd, Mg i Zn we floemie	SIMON i in. 1998

Cd, Cu, Pb i Zn	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cd, Cu, Pb i Zn w pierścieniach przyrostów rocznych drewna	KARDELL 1995
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cd, Cu, Pb i Zn w korzeniach i pierścieniach przyrostów rocznych drewna	TRUBY 1995
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość Cd, Cu, Pb i Zn w drewnie	OPYDO 1994
	<i>Q. petraea</i>	t	zawartość Cd, Cu, Pb i Zn w pierścieniach przyrostów rocznych drewna oraz pionowy rozkład wzdłuż osi wzrostu	QUEIROLO i in. 1991
	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	zawartość Cd, Cu, Pb i Zn w pierścieniach przyrostów rocznych drewna	QUEIROLO i in. 1990
Toksyczne metale (mieszanka)	<i>Q. robur</i>	t	zawartość w liściach Al, Ca, Cd, Fe, K, Mg, Mn, N, Na P, Pb, S i Zn	SANTAMARIA i in. 1998
	<i>Q. robur</i>	t	zawartość w liściach Ca, Cd, Cu, Hg, Mn i Zn	JIROVEC i DURBAL 1996
Fosfogips (Ca ²⁺ + SO ₄ ²⁻ + PO ₄ ³⁻ + F ⁻ + niskie pH)	<i>Q. robur</i>	t i k	uszkodzenia liści i korzeni, degradacja wosków, kiełkowanie żołędzi, aberracja chromosomowa i mitotyczna	ROSA 1998
Mieszanki różnych zanieczyszczeń (toksycznych gazów, metali i pyłów)	<i>Q. robur</i> i <i>Q. petraea</i>	t	zawartość N, wody, Chl i węglowodanów w liściach typu słonecznego i cieniściego	DIEM i ZIEGLER 1990
	<i>Q. petraea</i>	t	gęstość i mechaniczne właściwości drewna, % drewna bielu, uszkodzenia koron drzew	BUES i SCHULZ 1990

pochodzące z Niemiec, Polski i Danii są bardziej odporne na mróz niż z Francji, Austrii i Anglii. Dęby pochodzące z Francji były wyjątkowo wrażliwe zarówno na przymrozki jesienne, jak i wiosenne. Ponadto wyniki uzyskane przez tych autorów wskazują, że mniej wrażliwe na mróz są te drzewa, u których wcześniej kończy się jesienny wzrost (patrz także rozdz. 7).

Należy zaznaczyć, że wpływ niskich temperatur jest istotną i bardzo częstą pierwotną przyczyną osłabienia drzew dębu, co w konsekwencji czyni je bardziej podatnymi na atak owadów i choroby grzybowe. Na przykład BLANK (1997) oraz HARTMANN i BLANK (1998) stwierdzili, że występujące w Dolnej Saksonii w latach 1985–87 i 1998–97 uszkodzenia spowodowane żerowaniem niektórych gatunków owadów doprowadziło do zamarcia w różnych miejscach tego regionu 10–40% drzew dębu szypułkowego. Atak owadów poprzedzony był osłabieniem drzew na skutek wpływu niskich temperatur – silnych mrozów późną zimą i częstymi, wczesnowiosennymi przymrozkami. Podobnie obserwuje się nasilenie porażania przez grzyby patogeniczne drzew dębu szypułkowego i bezszypułkowego, osłabionych na skutek uszkodzeń mrozowych (HARTMANN i BLANK 1992; MAŃKA 1997). To niekorzystne zjawisko jeszcze bardziej nasila się w przypadku drzew rosnących na terenach objętych imisją toksycznych zanieczyszczeń przemysłowych (DOMAŃSKI 1982).

Dęby są stosunkowo wrażliwe na działanie wysokich temperatur. STOJANOV (1964) za miarę stopnia wrażliwości na wysoką temperaturę przyjął tę, od której następowało zahamowanie natężenia fotosyntezy netto liści. Biorąc pod uwagę gatunki liściaste, uszeregował on je na tej podstawie od najbardziej do najmniej wrażliwych, w następującej kolejności: dąb szypułkowy, jesion amerykański (*Fraxinus americana*), klon jawor (*Acer pseudoplatanus*), klon polny, wiąz szypułkowy (*Ulmus laevis*) (42°C), poprzez mniej wrażliwe: dąb czerwony, bez czarny (*Sambucus nigra*), lipa szerokolistna (*Tilia platyphollos*) (44°C), średnio tolerancyjne: jesion wyniosły, kasztanowiec zwyczajny (*Aesculus hippocastanum*), buk wschodni (*Fagus orientalis*) (około 46°C), do najbardziej tolerancyjnych: robinia biała, gledicja trójcierniowa (*Gleditsia triacanthos*), mieszańce euramerykańskie topól (*Populus × euramericana*), topola czarna (*P. nigra*) odmiana 'Italica' i laurowiśnia wschodnia (*Prunus laurocerasus*) (powyżej 47–48°C). Istotnym mankamentem tego doświadczenia jest jednak to, że wyniki uzyskano w eksperymencie przeprowadzonym na odciętych liściach.

Wzrost i rozwój drzew zależy od wielu czynników stresowych, często działających jednocześnie lub kolejno po sobie w niekorzystnym układzie, na przykład wysokiej temperatury i suszy lub niskiej temperatury i nadmiaru wody. Przeprowadzone przez BECKERA i in. (1994) porównanie przyrostów rocznych

pierścieni drewna dębu szypułkowego i bezszypułkowego z danymi meteorologicznymi (miesięcznymi temperaturami i opadami) wskazało, że w okresach niekorzystnych warunków dla wzrostu dębów szypułkowy reagował w większym stopniu redukcją przyrostów niż dąb bezszypułkowy.

Wpływ wysokiej i niskiej temperatury na wzrost i rozwój roślin oraz zaburzenia procesów fizjologicznych i metabolizmu roślin zostały stosunkowo szeroko opisane przez HÄLLGRENA i in. (1991). Wrażliwość drzew na ekstremalne warunki temperaturowe zależy od ich wieku. Na działanie niskich temperatur bardziej wrażliwe są drzewa młodsze niż drzewa starsze (LOVČIČ 1962), jednak gdy przeżyją, to ich regeneracja następuje znacznie szybciej niż ma to miejsce u starszych osobników. Zaobserwowano również, że znacznie bardziej wrażliwe na mróz są sadzonki otrzymane przez szczepienie niż siewki uzyskane z nasion (BACHTELL i GREEN 1985).

Przytoczone powyżej wyniki badań wskazują, że obydwa omawiane gatunki dębów są stosunkowo wrażliwe na działanie niskich i wysokich temperatur. Dąb szypułkowy jest bardziej odporny na działanie niskich temperatur od dębu bezszypułkowego. Natomiast w przypadku wpływu wysokiej temperatury jest odwrotnie – bardziej wrażliwy jest dąb szypułkowy.

8.1.2.2. Susza i nadmiar wody

Dęby są gatunkami stosunkowo dobrze tolerującymi suszę, szczególnie rozumianą jako niedobór wody w glebie (ABRAMS 1990). Według tego autora, poza dębem czerwonym, większość gatunków dębów jest bardzo dobrze zaadaptowana do suchych terenów. Jest to możliwe dzięki bardzo głębokiemu systemowi korzeniowemu, umożliwiającemu utrzymywanie względnie wysokiego potencjału wodnego w okresie suszy. Według analizy sporządzonej przez ASTHALTERA (1984), na podstawie wyników obserwacji wpływu długotrwałych okresów suszy – tak zwanych suchych lat, na przestrzeni XIX i XX stulecia, przeprowadzonych przez różnych autorów, dąb szypułkowy został uznany za odporny na tego typu stres. Gatunek ten oceniono jako bardziej tolerancyjny niż buk zwyczajny, niektóre gatunki brzozy i olsz, jarząb pospolity, lipa drobnolistna i szerokolistna, a także od świerka pospolitego i sosny zwyczajnej. Stwierdzono, że także inne gatunki dębów (*Q. acutissima*, *Q. serrata* i *Q. aliena*) charakteryzują się bardzo wysokim lub średnio wysokim (*Q. mongolica*) stopniem tolerancji na suszę (HAN 1991). Większość autorów badających obydwa omawiane gatunki dębów uważa, że dąb bezszypułkowy jest bardziej tolerancyjny od dębu szypułkowego. LEVY i in. (1999) twierdzą, że dąb szypułkowy jest bardziej wrażliwy zarówno od dębu

bezszypułkowego, jak i czerwonego. Ponadto autorzy ci sugerują, że dąb szypułkowy rosnący na pseudoglejowych glebach piaszczystych jest bardzo wrażliwy na suszę występującą w okresach letnich, co niejednokrotnie prowadzi nawet do zamierania drzew. Znacznie wytrzymalsze w takich warunkach są według nich dąb bezszypułkowy i czerwony. Wcześniejsze badania przeprowadzone przez LEVY i in. (1992) wskazują, że dąb bezszypułkowy znacznie lepiej znosi suszę na terenach ubogich w składniki mineralne niż dąb szypułkowy. Również ocena zróżnicowania widocznych uszkodzeń liści oraz biomasy korzeni drzew rosnących na terenach dotkniętych suszą, przeprowadzone przez THOMASA i HARTMANN (1996, 1998) pozwoliły tym autorom na stwierdzenie, że bardziej tolerancyjnym jest dąb bezszypułkowy niż szypułkowy. Za szczególnie niekorzystne dla dębu szypułkowego uznali oni gleby z dużą zawartością gliny. Związane to jest z gwałtowną zmianą w dostępności wody dla drzew: przejściem od długotrwałego utrzymywania się wody na powierzchni gleby wiosną do jej braku w okresach suszy występujących latem. COCHARD i in. (1992) oraz HIGGS i WOOD (1995) za przyczynę większej wrażliwości dębu szypułkowego niż bezszypułkowego uznali szybsze zacopowywanie się wiązek naczyniowych ksylemu na skutek suszy. Według pierwszych z wymienionych autorów dąb bezszypułkowy był podobnie tolerancyjny jak dąb omszony (*Q. pubescens*), a szypułkowy niewiele odbiegał wrażliwością od dębu czerwonego. Pod względem stopnia tolerancji wiązek naczyniowych ksylemu na suszę uszeregowali oni gatunki następująco: *Q. pubescens*; *Q. petraea*; *Q. robur*; *Q. rubra*. HIGGS i WOOD (1995) stwierdzili natomiast, że dąb szypułkowy bardzo niekorzystnie odbiega od pozostałych trzech badanych przez nich gatunków dębów (*Q. petraea*, *Q. pubescens* i *Q. cerris*). Przyjmując za miarę stopnia tolerancji potencjał wodny ksylemu określany w ogonku liściowym, uszeregowali oni gatunki dębów od najbardziej wrażliwego w następującej kolejności: dąb szypułkowy, dąb bezszypułkowy, dąb omszony i dąb burgundzki.

Badano również wrażliwość korzeni dębu szypułkowego i bezszypułkowego na wpływ suszy – niedoboru wody w glebie (LUCOT i in. 1995). Mierząc potencjał wodny tkanek ksylemu autorzy ci stwierdzili, że obydwa gatunki reagują podobnie na stres. VIVIN i in. (1993) prowadzili obserwacje terenowe uszkodzeń i zamierania drzew dębu szypułkowego i bezszypułkowego po okresie dotkliwej suszy, która miała miejsce we Francji w 1976 roku. Autorzy przeprowadzili również badania wpływu deficytu wody w glebie, przy zróżnicowanym żywieniu mineralnym, na 5-letnie drzewa tych dwóch gatunków oraz dębu czerwonego. Poczynione przez nich obserwacje i uzyskane wyniki pomiarów (tab. 1) pozwoliły na stwierdzenie, że różnice w przeżywalności pomiędzy gatunkami są wynikiem róż-

nic w tolerancji na stres wodny, a nie wynikające ze zdolności do jego unikania. Istotnym parametrem decydującym o przetrwaniu w warunkach suszy jest zdolność regeneracji roślin po jej ustaniu. Wyniki badań, które uzyskali WIERSUM i HARMANNY (1983) wskazują, że dąb szypułkowy, na równi z wiązem (*Ulmus* 'Groeneveld'), bardzo szybko regeneruje system korzeniowy; regeneracja przebiega znacznie wolniej u wierzby białej (*Salix alba*), a jeszcze wolniej u topoli (*Populus* 'Robusta') i jesionu wyniosłego.

Tolerancja na suszę uzależniona jest od wielu czynników. Między innymi stwierdzono wpływ nawożenia na zmianę stopnia wrażliwości dębów na suszę. W doświadczeniu przeprowadzonym na siewkach dębu szypułkowego rosnących w doniczkach wykazano, że podwyższony poziom potasu i magnezu (K + Mg) opóźnił ich zamieranie w warunkach silnego niedoboru wody w glebie (CHMARA i CHMARA 1991). Takiego efektu autorzy nie obserwowali w przypadku nawożenia samym potasem lub fosforem (P) oraz łącznie K + P. BERKI (1991) sugeruje, że główną przyczyną zamierania drzew dębu bezszypułkowego w niektórych regionach Węgier jest, powodowane przez suszę i jednocześnie wpływ zanieczyszczeń przemysłowych, zakwaszenie gleby, które zmniejsza ilość dostępnego azotu. Stosowanie w takich przypadkach nawożenia azotowego w znacznym stopniu hamowało proces zamierania drzew tego gatunku. Jednakże nadmiar związków azotowych w postaci tlenków azotu w powietrzu powoduje obniżenie stopnia tolerancji dębu bezszypułkowego na wpływ suszy, a także na mróz (NÄVEKE i MEYER 1990). Według tych autorów główną przyczyną zamierania drzew było w tym przypadku uszkodzenie drobnych korzeni. Wrażliwość dębów na suszę zależy również od stężenia atmosferycznego CO₂ (patrz podrozdział 8.1.2.7).

Istnieje wiele prac dotyczących niekorzystnego wpływu suszy na procesy fizjologiczne i metabolizm dębu szypułkowego i bezszypułkowego. Wyniki wielu badań, dotyczących wpływu suszy na zaburzenia procesu fotosyntezy i reakcję aparatów szparkowych oraz morfologiczną adaptację liści, łodyg i korzeni u tych gatunków, zostały bardzo dobrze opisane przez DREYERA i in. (1995) oraz DICKSONA i TOMLINSONA (1996). Jedną z niekorzystnych zmian następujących w wyniku suszy jest obniżenie aktywności enzymów antyoksydacyjnych. Stwierdzili to między innymi SCHWANZ i in. (1996), przeprowadzając badania z siewkami dębu szypułkowego (tab. 1). Autorzy doszli do wniosku, że w warunkach suszy rośliny będą bardziej wrażliwe na działanie toksycznych zanieczyszczeń (dwutlenku siarki – SO₂, ozonu – O₃ i PAN – azotanu nadtlenku acetylu), powodujących powstawanie u nich wolnych rodników.

Oslabione suszą siewki dębu są bardziej podatne na atak grzybów patogenicznych niż rosnące w optymalnych warunkach dostępności wody (OSZAKO 1997).

U dębu szypułkowego dotyczy to porażenia przez *Ophiostoma querci*, *Colpoma quercinum*, *Coryneum* sp., *Fusicoccum quercus*, *Phomopsis quercella* i *Pezizula cinnamomea* (patrz podrozdz. 8.2). Natomiast w przetrwaniu okresów suszy istotną rolę odgrywają grzyby mikoryzowe. GARBAYE i CHURIN (1997) wykazali taką zależność u siewek dębu szypułkowego i bezszypułkowego, zainokulowanych grzybami ektomikoryzowymi (*Paxillus involutus*, *Hebeloma crustuliniforme* lub *Laccaria laccata*) i posadzonymi w terenie, gdzie wystąpiły okresy suszy letniej (patrz podrozdz. 4.5).

W niektórych rejonach istnieje również problem nadmiaru wody. Gdy następuje częste i/lub długotrwałe zalewanie powierzchni gruntu (ang. flooding), mamy do czynienia głównie z dwoma niekorzystnymi zjawiskami – ograniczeniem dostępności tlenu dla korzeni roślin oraz niedoborem składników pokarmowych – na skutek wypłukiwania ich z gleby. Dęby zaliczane są do gatunków drzew średnio wrażliwych i wrażliwych na takie warunki (BLOM 1999). Pierwsze widoczne objawy u dębu szypułkowego, będące następstwem wpływu letnich powodzi w Niemczech, zaobserwował DISTER (1983) w sytuacji, gdy powierzchnia zalana była w ciągu roku średnio przez 97 dni. Według jego obserwacji wierzba biała wytrzymywała bez widocznych objawów 190 dni w roku, jesion wyniosły 40 dni, a na przykład jawor zaledwie 8 dni. Oczywiście drzewa wszystkich tych gatunków są zdolne do przeżycia przy znacznie dłuższych okresach zalania powierzchni gruntów. Obserwacje wzrostu i przeżywalności siewek, które przeprowadzili SIEBEL i BLOM (1998) świadczą o znacznie mniejszej wytrzymałości dębu szypułkowego w takich warunkach niż olszy czarnej (*Alnus glutinosa*) i topoli czarnej. Jednakże badania wpływu nadmiaru wody przeprowadzone na 2-letnich siewkach wykazały, że dąb szypułkowy jest mniej wrażliwy od lipy drobnolistnej, a jeszcze mniej od buka zwyczajnego (LYR 1993). W odróżnieniu od wody płynącej, woda stagnująca charakteryzuje się małą zawartością tlenu. W takich warunkach następuje intensywny przebieg procesów gnilnych i chorobotwórczych korzeni. FARSKÝ (1957) przeprowadził obserwacje skutków wiosennych powodzi w dawnej Czechosłowacji w 1954 roku. Wskazują one na znacznie mniejszą wytrzymałość dębu szypułkowego na wpływ wody stagnującej, w porównaniu do bardzo wytrzymałych na ten stres mieszańca platanu zachodniego (*Platanus occidentalis*), wiązu szypułkowego, wiązu polnego (*Ulmus minor*), śliwy węgierki (*Prunus domestica* var. *domestica*), śliwy lubaszki (*P. domestica* var. *insittia*) i śliwy tarniny (*P. spinosa*). Autor zaznacza, że dąb szypułkowy, obok takich gatunków, jak: jesion wyniosły, klony, robinia biała, wiśnia ptasia, lipa drobnolistna i kasztanowiec zwyczajny, jest gatunkiem szczególnie wrażliwym na wodę stagnującą.

Niewiele jest wyników badań, którymi objęto obydwie opisywane gatunki dębów, co nie pozwala na porównanie ich stopnia wrażliwości na nadmiar wody w glebie. Biorąc jednak pod uwagę ich wymagania siedliskowe, należy się spodziewać, że dąb bezszypułkowy jest bardziej wrażliwy na zalewanie gruntu niż szypułkowy. Potwierdzają to badania przeprowadzone przez HAASEMANNA (1996), wskazujące, że dąb szypułkowy jest bardziej wytrzymały na wysoki poziom wód gruntowych i na długotrwałe zalanie powierzchni gleby od dębu bezszypułkowego. Obserwacje te przeprowadzone zostały na kilkudziesięciu powierzchniach w Saksonii z ponad 150-letnimi dębami. Także LEVY i in. (1999) stwierdzili, że na brak dostatecznej ilości tlenu w glebie, spowodowany długotrwałym utrzymywaniem się bardzo wysokiego poziomu wód gruntowych, względnie tolerancyjny jest dąb szypułkowy, znacznie bardziej wrażliwy od niego jest dąb bezszypułkowy, a jeszcze bardziej czerwony. Identyczne uszeregowanie tych gatunków pod względem stopnia wrażliwości na nadmiar wody stwierdzili WAGNER i DREYER (1997) w badaniach z siewkami dębów w warunkach kontrolowanych. We wcześniejszych badaniach prowadzonych także z udziałem DREYERA stwierdzono, że siewki dębu szypułkowego są bardziej wrażliwe zarówno od dębu czerwonego, jak i błotnego (*Q. palustris*) (COLIN-BELGRAND i in. 1991).

Dotychczas uzyskane wyniki badań dotyczących strategii adaptacyjnej, morfologicznych i fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów obronnych oraz procesów degradacyjnych u drzew rosnących w warunkach nadmiaru wody w glebie, opisane zostały przez BLOMA (1999). Wrażliwość roślin na zalewanie gruntów uzależniona jest w dużym stopniu od temperatury. Drzewa rosnące w warunkach nadmiaru wody w glebie są tym bardziej wrażliwe na ten stan, im wyższa jest temperatura. Zależność tę stwierdził FARSKÝ (1957), badając wiele gatunków drzew liściastych, w tym dąb szypułkowy.

Reakcja drzew na działanie czynników stresowych, w tym suszy i nadmiaru wody w glebie, uzależniona jest od ich wieku. Wyniki badań wpływu suszy, w których uwzględniono dąb szypułkowy, wskazują na większą wytrzymałość młodszych niż drzew starszych (MARTIN 1994). Wśród drzew będących w tym samym wieku większą wrażliwość przejawiały osobniki o większej średnicy pnia. Natomiast obserwacje, które przeprowadził ELIAS (1978) wskazały, że dorosłe drzewa dębu burgundzkiego znacznie lepiej znosiły suszę niż siewki. Ponadto autor ten stwierdził, że przekroczenie deficytu nasycenia wodnego (ang. water saturation deficit) lepiej znoszą liście typu słonecznego niż cienistego. W warunkach nadmiaru wody większą wrażliwością charakteryzują się młodsze drzewa (VLAD 1944; FARSKÝ 1957).

Powyższe dane wskazują, że dęby oceniane są jako stosunkowo tolerancyjne na wpływ suszy. Spośród dwóch omawianych gatunków dębów na wpływ suszy bardziej tolerancyjny jest dąb bezszypułkowy, a mniej szypułkowy. Obydwa te gatunki są klasyfikowane jako średnio wrażliwe i wrażliwe na zalewanie gruntów, a bardzo wrażliwe, gdy jest to woda stagnująca. Większość badań wskazuje, że dąb szypułkowy jest wytrzymalszy na nadmiar wody od dębu bezszypułkowego.

8.1.2.3. Zasolenie

BURGA (1981) sporządził listę ponad stu rodzajów drzew i krzewów, a w ramach nich wielu gatunków i odmian, o różnym stopniu tolerancji na zasolenie. Na podstawie wyników obserwacji terenowych różnych badaczy zaklasyfikował je do poszczególnych grup, stosując trójstopniową skalę wrażliwości. Obejmuje ona oceny reakcji drzew oddzielnie dla czterech najczęściej spotykanych wariantów sytuacyjnych: 1 – wzdłuż autostrad i dróg o dużym nasileniu ruchu, 2 – wzdłuż dróg lokalnych i alei spacerowych w terenach zurbanizowanych, 3 – łącznie w obu wariantach (1 i 2) oraz 4 – w niespecyficznych warunkach oddziaływania soli. Według tego autora, w pierwszym wariacie, mamy do czynienia z działaniem soli zarówno na korzenie, jak i na pnie oraz na pędy, ponieważ osiada ona na skutek unoszenia się w powietrzu, spowodowanego szybkim poruszaniem się pojazdów. W drugim wariacie za główną przyczynę szkodliwego wpływu soli przyjął on jej bezpośrednie działanie na korzenie. Analiza wielu danych pozwala uszeregować dęby rosnące w warunkach pierwszego wariantu, od najbardziej do najmniej tolerancyjnych, następująco: *Q. marilandica* = *Q. velutina* > *Q. alba* = *Q. rubra* > ***Q. robur*** > ***Q. petraea*** > *Q. macrocarpa* > *Q. bicolor* = *Q. cerris* = *Q. heterophylla* = *Q. libani* = *Q. macranthera* = *Q. muehlenbergii* = *Q. palustris* = *Q. pyrenaica*. Wynika z niej, że obydwie gatunki dębów – szypułkowy i bezszypułkowy, należą do średnio wrażliwych w ramach rodzaju *Quercus*, przy czym pierwszy z nich jest nieznacznie bardziej tolerancyjny. Dla mniejszej liczby gatunków przeprowadzono obserwacje wpływu stosowania soli do odładzania w terenach wysoko zurbanizowanych. Z przeprowadzonych badań, zebranych przez BURGA (1981) oraz BURGA i KOPINGA (1981) wynika, że w warunkach miejskich obydwie gatunki dębów oraz dąb czerwony nie różnią się od siebie i należą do grupy bardzo tolerancyjnych na zasolenie. Natomiast do nasadzeń wzdłuż autostrad i dróg szybkiego ruchu, gdzie sól działa zarówno na korzenie, jak i na części nadziemne roślin, nadaje się tylko dąb szypułkowy, jako jedyny gatunek spośród dębów, tolerujący takie warunki. Również zestawienie wyników obserwacji terenowych ponad stu gatunków roślin drzewiastych (SUPUKA 1995), chociaż uboższe co do ilo-

ści analizowanych prac i oparte prawie wyłącznie na badaniach autorów czeskich i słowackich, wskazuje na stosunkowo wysoki stopień tolerancji dębów na działanie soli. Na dużą tolerancję dębu szypułkowego na wpływ NaCl wskazują też wyniki badań SEMORADOVEJ i MATERNY (1982). Gatunki dębów uwzględnione w tej pracy zostały uszeregowane w następującej kolejności, od najbardziej do najmniej tolerancyjnych: *Q. macrocarpa* > *Q. robur* = *Q. rubra* > *Q. petraea*. Tak więc i z tego porównania wynika, że dąb szypułkowy jest mniej wrażliwy na zasolenie od dębu bezszypułkowego. Większość badań wpływu zasolenia dotyczy działania NaCl, a rzadziej innych soli, szczególnie o zasadowym odczynie. W eksperymencie z kontrolowanym wpływem podłoża o silnie alkalicznym odczynie (wysokim pH) stwierdzono następującą kolejność w tolerancji badanych gatunków, według malejącego stopnia tolerancji: *Quercus robur* > *Acer negundo* = *Gleditsia triacanthos* > *Ulmus pumila* > *Robinia pseudoacacia* (KRETININ i DUBOVSKAYA 1984). GUNZL (1999), analizując stopień tolerancji drzew, przy uwzględnieniu stopnia zasolenia roztworu glebowego na obszarach granicznych pomiędzy Czechami i Austrią, stwierdził, że dęby (szypułkowy i bezszypułkowy) są bardziej tolerancyjne od takich gatunków, jak wiąz szypułkowy i polny, jesiony (*Fraxinus angustifolia* i *F. parvifolia*) i topola (*Populus × canescens*), a jeszcze bardziej odróżniają się od wyjątkowo wrażliwych – jak *Pinus nigra* i *Salix*. Obserwacje przeprowadzone przez GUNZLA (1999) wskazują, że spośród drzew dębu szypułkowego i bezszypułkowego, najbardziej tolerancyjne na duże zasolenie roztworu glebowego były osobniki w wieku powyżej 40 lat.

Wyniki wielu fizjologiczno-biochemicznych badań mechanizmów reakcji roślin drzewiastych (w tym dębów) na działanie soli przedstawili w przeglądowych artykułach: GREENWAY i MUNNS (1980), WAISEL (1991) oraz DRAGSTED (1996). Brak jest jednak dostatecznej liczby danych dotyczących szkodliwego wpływu poszczególnych jonów na dęby – stopnia toksyczności zależnie od rodzaju kationu i anionu soli. Wiadomo, że na przykład chlorek wapniowy (CaCl_2) jest znacznie mniej toksyczny niż chlorek sodowy (NaCl) (HOLMES 1961). Wyniki badań, które przeprowadzili BARRICK i DAVIDSON (1980) oraz CRESS i JOHNSON (1987) wskazują, że zaburzenia procesów fizjologicznych i metabolizmu, następujące pod wpływem działania soli, nie są tylko skutkiem wywołania przez nie stresu osmotycznego, ale także toksycznego działania tych soli i/lub jonów powstałych przez ich dysocjację. Sugestię, że szkodliwy wpływ NaCl na dąb szypułkowy jest wynikiem toksycznego działania jonów tej soli, a nie wynikiem „suszy fizjologicznej”, potwierdzają wyniki badań SPRIGA (1981). ALAOU-SOSSE i in. (1998) stwierdzili, że obniżająca się zawartość skrobi w łądych siewek dębu szypułkowego, wraz ze stosowaniem kolejno wyższych dawek NaCl, była bardziej

związana ze wzrostem zawartości w nich jonów sodowych niż chlorkowych. Bardziej kompleksowe fizjologiczno-biochemiczne badania, które przeprowadzili SEHMER i in. (1995) wskazują, że na działanie NaCl wrażliwsze są mitochondria niż chloroplasty liści dębu szypułkowego.

Niewiele jest informacji na temat dawek progowych zasolenia dla omawianych w tej pracy gatunków dębów. Pewną wskazówką jednak mogą być wyniki KYDARA (1980) mówiące, że jednoroczne siewki drzew gatunków liściastych tolerują zasolenie na poziomie 1,2% Cl w glebie (NaCl + KCl, 1 : 1).

LARCHER (1995), analizując wyniki badań innych autorów, stwierdził, że próg toksyczności dla względnie tolerancyjnej grupy gatunków drzew liściastych, do której zaliczono także dęby, wynosi 0,8–1,6% Cl suchej masy liści, podczas gdy dla wrażliwych gatunków zakres ten wynosi 0,3–0,5% Cl. Natomiast BROGOWSKI i in. (1977), przeprowadzając badania w warunkach terenowych i laboratoryjnych, stwierdzili, że widoczne objawy uszkodzeń liści dorosłych drzew występują już, gdy stężenie soli w glebie jest większe od 0,025%.

Skutki negatywnego wpływu NaCl na drzewa można częściowo złagodzić, stosując go do odładzania w mieszaninie z innymi solami, na przykład z chlorkiem wapniowym – CaCl₂ (HOLMES 1961; KOTHEIMER i in. 1967; PAUL i in. 1984). Wymaga to jednakże większych nakładów finansowych i nie eliminuje w pełni negatywnego oddziaływania tego typu soli na rośliny (PAUL i in. 1984). Ponadto, istnieje zróżnicowanie w reakcji gatunków drzew na wpływ innych soli niż NaCl. Na przykład wyniki badań, które przeprowadzili DRAGSTED i KUBIN (1990) wskazują, że dodanie do NaCl azotanu wapniowego – Ca(NO₃)₂, zmniejsza śmiertelność siewek *Betula* sp., *Ulmus hollandica* i *Tilia* sp., ale zwiększa u *Quercus robur*. Zmniejszenie uszkodzeń siewek dębów można uzyskać także, zwiększając wilgotność powietrza (MCCUNE i SILBERMAN 1991) i gleby (DRAGSTED i KUBIN 1990).

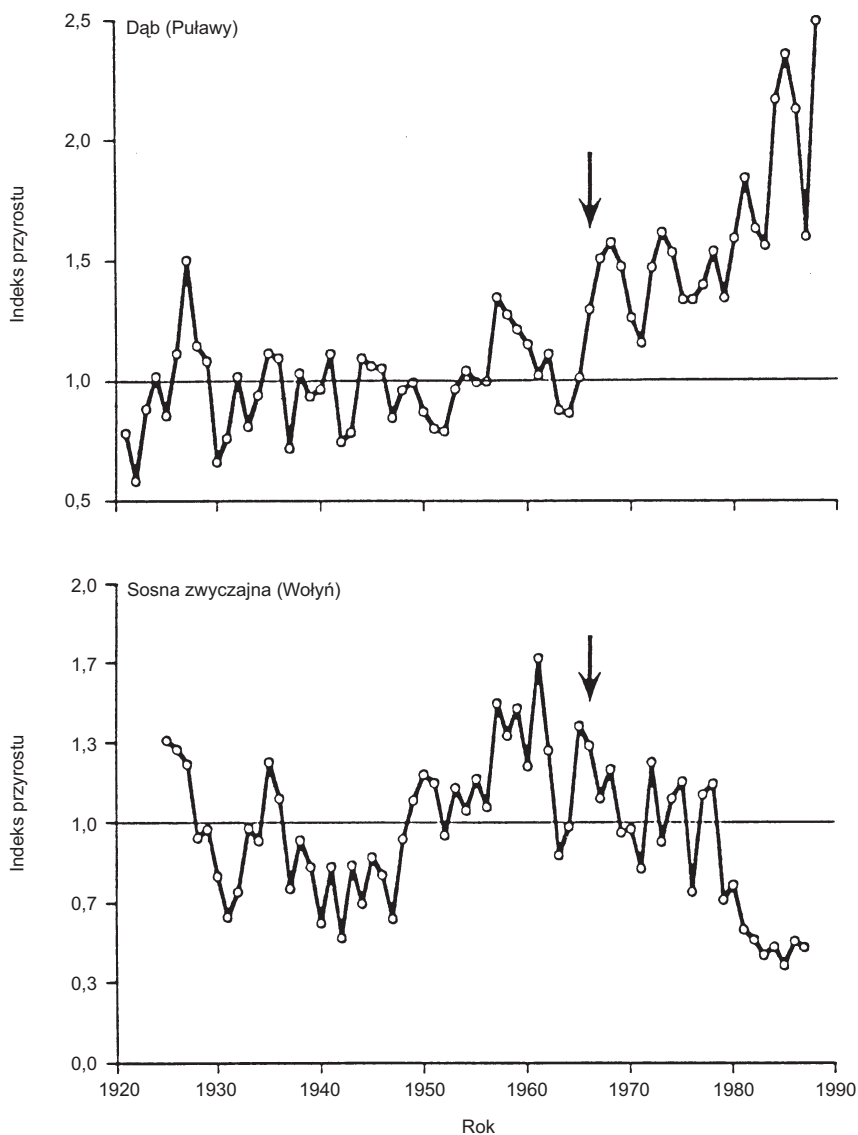
Przytoczone wyniki badań wskazują, że obydwa gatunki dębów charakteryzują się małą wrażliwością na zasolenie, przy czym dąb szypułkowy jest bardziej tolerancyjny od dębu bezszypułkowego.

8.1.2.4. Zanieczyszczenia przemysłowe

Drzewa liściaste, w tym i dęby, uznane zostały powszechnie za bardziej tolerancyjne na wpływ toksycznych zanieczyszczeń od iglastych (BIAŁOBOK 1989; DRAAIJERS i in. 1992). Sporządzono wiele zestawień wyników różnych badań, z których można wnioskować o stopniu wrażliwości gatunków drzew na określony typ lub konkretne zanieczyszczenie.

Wrażliwość drzew na zanieczyszczenia przemysłowe zależy od: rodzaju substancji skażających środowisko, ich stężenia i czasu działania. Istotną rolę odgrywa tu zapotrzebowanie danego gatunku na niektóre pierwiastki, na przykład siarkę (S) i azot (N). Z tego powodu w przypadkach niedoboru S i N w glebie zanieczyszczenia dwutlenkiem siarki (SO_2) i tlenkami azotu (NO_x), mogą stanowić uzupełnienie tych fizjologicznie ważnych makroelementów (KNABE 1976). Na przykład bardzo intensywny przyrost grubości dębów stwierdzono po uruchomieniu Zakładów Nawozów Azotowych w Puławach. OLEKSYN i in. (1993) przeprowadzili analizę przyrostów rocznych drzew z okresów przed i po uruchomieniu PZNA (ryc. 1). Wykazali oni, że w terenie skażonym dąb szypułkowy wykazywał o 60% większą wartość wzrostu średniej grubości pierścieni przyrostów rocznych w porównaniu do oczekiwanej, a sosna zwyczajna mniejszą, zależnie od populacji od 6% nawet do 62%. Jedną z przyczyn tego może być, że dąb szypułkowy, a także inne gatunki z tego rodzaju, charakteryzują się większym zapotrzebowaniem na azot niż sosna zwyczajna.

BERGMANN (1983), badając zawartość azotu w liściach/igłach drzew rosnących w optymalnych warunkach wzrostu, stwierdził około dwukrotnie wyższą zawartość N u dębu szypułkowego, niż sosny zwyczajnej. Również zebrane przez TYSZKIEWICZA i OBMINSKIEGO (1963) wyniki pomiarów przeprowadzonych przez różnych badaczy wskazują, że ilości N pobieranego w ciągu roku w drzewostanach dębowych oraz sosnowych wskazują na kilkukrotnie większe (zależnie od wieku drzew) zapotrzebowanie dębu niż sosny na ten pierwiastek. Nawet bardzo wysokie stężenia azotu w glebie, także w postaci azotanów, nie są przyczyną uszkodzeń drzew dębu szypułkowego i bezszypułkowego (THOMAS i KIEHNE 1995). Według niektórych autorów (LATOCHA i WIDERA 1983), rosnące w warunkach skażonego środowiska dęby (szypułkowy i czerwony), charakteryzują się także około dwukrotnie większą zawartością siarki w liściach niż drzewa iglaste (sosna zwyczajna, czarna, wejmutka oraz modrzew europejski). W terenie uznanym za wolny od wpływu toksycznych zanieczyszczeń stwierdzono, że liście dębu szypułkowego i czerwonego zawierają o ponad 30% siarki więcej (w przeliczeniu na suchą masę) niż igły sosny zwyczajnej (KAROLEWSKI i in. 2005). Także wpływ innego typu zanieczyszczeń niż związków S i N – silnych utleniaczy, w niskich stężeniach nie wpływa ujemnie na zaburzenia procesów fizjologicznych drzew. Na przykład FARAGE (1996) stwierdził, że działanie ozonu o stężeniu 0,008 ppm (4-krotnie wyższym niż tzw. tła – wartości stale występujących w danym terenie) nawet w okresie dłuższym niż jeden sezon wegetacyjny nie powodowało istotnych zmian w natężeniu fotosyntetycznego wiązania CO_2 u siewek dębu szypułkowego.



Ryc. 1. Indeksy radialnych przyrostów drewna przed i po uruchomieniu (1966 r. oznaczony strzałką) Zakładów Nawozów Azotowych w Puławach, dębu szypułkowego lokalnej populacji z Puław oraz populacji sosny zwyczajnej, pochodzącej z Wołyń (wg OLEKSZYNA i in. 1993, zmienione)

Wpływ związków o charakterze utleniającym

Dane o wpływie utleniaczy wskazują, że większość gatunków dębów należy do bardzo tolerancyjnych na działanie ozonu (O_3), azotanu nadtlenu acetylu (PAN) i tlenków azotu (NO_x) (DAVIS i WILLOUR 1976; BIAŁOBOK 1979, 1984; SUCHARA 1980; MOOI 1982; BIAŁOBOK i in. 1984; LARCHER 1995). Oczywiście, gatunki z rodzaju *Quercus* są w pewnym stopniu zróżnicowane w reakcji na działanie poszczególnych utleniaczy. Z opracowań tych wynika, że obydwie omawiane gatunki dębów – szypułkowy i bezszypułkowy, są w podobnym stopniu mało wrażliwe na działanie ozonu oraz azotanu nadtlenu acetylu i bardziej tolerancyjne niż: *Q. rubra*, *Q. alba*, *Q. palustris*, *Q. coccinea* i *Q. imbricaria*. Jedynie MOOI (1982) przytacza dane wskazujące, że także *Q. macrocarpa* nie ustępuje im pod względem tolerancji na tego typu związki, a DAVIS i WILLOUR (1976), że poza tym gatunkiem także *Q. rubra* i *Q. imbricaria*. Wyniki badań nad wpływem związków utleniających różnią się zależności od tego, czy dotyczą obserwacji starszych drzew, czy przeprowadzone zostały na młodych osobnikach. W badaniach z młodymi roślinami uzyskano wyniki świadczące o względnie dużej wrażliwości dębów na wpływ utleniaczy. Na przykład PASUTHOVÁ i in. (1987), przeprowadzając eksperyment w warunkach kontrolowanych z 4-letnimi siewkami poddanymi działaniu ozonu stwierdzili, że dąb szypułkowy, podobnie jak topola kanadyjska i buk zwyczajny, był znacznie bardziej wrażliwy od wielu gatunków iglastych (*Pinus strobus*, *P. mugo*, *P. cembra*, *Picea pungens* i *P. abies*).

BORTIER i in. (1997) podjęli próbę określenia krytycznych dawek ozonu dla trzech gatunków drzew liściastych: dębu szypułkowego, topoli czarnej (cv. Wolterson) i buka zwyczajnego. Badania przeprowadzono na 3-letnich siewkach, poddając je działaniu ozonu w stężeniu 0,04, 0,08 i 0,1 ppm. Niekorzystne efekty (redukcja przyrostu biomasy i średnicy łodyg, uszkodzenia liści i ich opadanie) występowały, gdy stosowano O_3 o stężeniu 0,08 ppm w dawce $10 \text{ ppm} \times \text{h}$ (AOT40 – wartość progowej dawki zakumulowanej – 0,04 ppm) oraz o stężeniu 0,1 ppm tego gazu w dawce $15 \text{ ppm} \times \text{h}$ (AOT40). Wymienione skutki wpływu ozonu na siewki dębu były podobne jak u buka, ale znacznie mniejsze niż u topoli.

Wpływ tlenków azotu

Podobnie jak na działanie O_3 i PAN stopień tolerancji dębów na wpływ tlenków azotu, w porównaniu do drzew innych rodzajów, jest wysoki (BUCHER 1975; HAUT 1975; BIAŁOBOK i in. 1984; LARCHER 1995). Uważa się, że na różnice we wrażliwości roślin na ten typ zanieczyszczeń w znacznym stopniu może mieć wpływ poziom aktywności i/lub zdolność do aktywacji reduktazy azotanowej (NR) – kluczowego enzymu w procesie asymilacji azotu. Aktywność NR, mierzo-

na w optymalnych warunkach, wynosi dla dębu beszypułkowego i szypułkowego odpowiednio 0,5 i 0,7 $\text{mmol}\cdot\text{h}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ s.m. to wartości stosunkowo niskie jak na rośliny drzewiaste (AL GHARBI i HIPKINS 1984), znacznie niższe niż na przykład dla topoli białej (*Populus alba*) (8,0), bzu czarnego (6,5), olszy czarnej (4,8) lub wiązu górskiego (*Ulmus glabra*) (4,3), różnych gatunków klonów (1,4–3,0), brzozy omszonej (*Betula pubescens*) (1,1), porównywalne z uzyskiwanymi dla jesionu wyniosłego (0,8), brzozy brodawkowatej (0,7) i buka zwyczajnego (0,7), a większe tylko akacji białej (0,4), wierzby iwy (*Salix caprea*) (0,4) i wierzby szarej (*S. cinerea*) (0,3) oraz jarzębiny (0,1). Przytoczone powyżej wartości aktywności NR dla dębów są podobne do wyników uzyskanych w ramach naszych własnych badań, dotyczących wyjaśnienia przyczyn małej wrażliwości dębu szypułkowego, a dużej – sosny zwyczajnej, na wpływ związków azotu emitowanych przez Puławskie Zakłady Nawozów Azotowych (KAROLEWSKI i in. 2005). Badania przeprowadzone na drzewach w terenie, a także na siewkach, w warunkach kontrolowanego działania NO_2 , soli azotanowych oraz amonowych wykazały, że w porównaniu do sosny, dąb charakteryzuje się zarówno mniejszą absorpcją, jak i zdolnością metabolizowania azotu – mniejszym wzrostem aktywności NR w liściach. PEARSON i SOARES (1998) stwierdzili, że działanie NH_4^+ (zamglawianie roztworem soli amonowej o stężeniu 3 mM, pH = 5) i NH_3 (gazowy o stężeniu ok. 4,25 ppm przez 1 h) powoduje w liściach siewek kilku gatunków roślin obniżenie aktywności NR. Efekt ten był jednak najmniejszy u gatunków uznawanych za posiadające zdolność do aktywacji tego enzymu – w tym i dębu szypułkowego. Zdolność asymilacji azotu i towarzyszący temu efekt stymulacji procesu fotosyntezy, były bardzo duże i nie zależały od formy związku amonowego. Autorzy sugerują, że inhibicja NR, a jednocześnie stwierdzana przez nich aktywacja syntetazy glutaminowej (glutaminiano-amoniako ligazy; GS), mogą być wykorzystywane jako wskaźniki stopnia skażenia środowiska przez związki amonowe. Tak więc porównanie stopnia wrażliwości dębów na wpływ NO_x z aktywnością NR wskazuje na to, że ten enzym nie odgrywa istotnej roli w podwyższeniu stopnia tolerancji drzew tego gatunku na działanie tlenków azotu oraz dużych ilości innych związków azotu, na przykład w efekcie nadmiernego nawożenia azotowego. Wobec tego muszą istnieć inne mechanizmy decydujące o opisaną powyżej, stosunkowo małej wrażliwości dębów na imisje związków azotu.

Wpływ amoniaku

Spośród badań mających na celu określenie stopnia wrażliwości drzew na związki azotowe, nieliczne z nich dotyczą wpływu amoniaku – NH_3 . Doświadczenia przeprowadzone w warunkach kontrolowanych z wpływem różnych gazów o

tym samym stężeniu wskazują, że dąb szypułkowy jest mało wrażliwy na działanie NH_3 (SEREBRJKOVA i MENŠIKOV 1979). Według tych autorów, pod względem wrażliwości na różne gazy, dąb szypułkowy zachowywał się podobnie jak inne, badane przez nich gatunki drzew liściastych i iglastych. Biorąc pod uwagę wpływ stosowanych w ich doświadczeniach gazów, można je uszeregować następująco, od najbardziej do najmniej toksycznego: Cl_2 , SO_2 , NO_2 , NH_3 . Dęby są bardziej tolerancyjne na wpływ amoniaku od większości gatunków iglastych (NAS 1985). Niestety brak jest takich badań, w których autorzy uwzględniliby obydwie omawiane tutaj gatunki dębów. Wyniki testów, które wykonali TESCHE i SCHNIDSCHEM (1978) oraz EWERT (1979, za SUCHARĄ 1980) wskazują, że dąb szypułkowy, a także czerwony, należą do gatunków tolerancyjnych na działanie tego gazu, także w porównaniu do innych gatunków drzew liściastych. STAMS i SCHIPHOLT (1990) stwierdzili, że mimo emisji dużych ilości siarczanu amonowego, zawartość azotu w liściach drzew dębu szypułkowego, a szczególnie w postaci jonów azotanowych, była bardzo mała (25–160 razy mniejsza niż w liściach czeremchy zwyczajnej i maliny właściwej). BREEMEN i DIJK (1988) uważają, że pośrednią, ale istotną przyczyną zamierania drzew dębu szypułkowego na terenach w Holandii, gdzie występuje duże skażenie amoniakiem, jest wpływ tego gazu na obniżenie ilości grzybów mikoryzowych i wzrost liczby grzybów saprofitycznych. Z 20-letnich obserwacji KOWALKOWSKIEGO (1996), dotyczących przeżywalności różnych gatunków drzew rosnących w terenie skażonym przez różne związki azotu (tlenki azotu, amoniak, pyły azotanowe) wynika, że dąb bezszypułkowy jest bardziej tolerancyjny od dębu czerwonego.

Na wielkość akumulowanego azotu w roślinach mają wpływ inne zanieczyszczenia powietrza. KRAUSE (1988), przeprowadzając eksperyment z wpływem ozonu w kontrolowanych warunkach (0.05, 0.15 i 0.3 ppm, 22 dni), stwierdził istotny wpływ tego gazu na wzrost zawartości w liściach dębu szypułkowego azotu w formie azotanowej – odpowiednio do około: 94, 119 i 199 $\mu\text{g NO}_3^- \text{g}^{-1}$ s.m.

Wpływ dwutlenku siarki

Dąb szypułkowy i bezszypułkowy zaliczane są do gatunków bardzo lub względnie tolerancyjnych na działanie dwutlenku siarki (SO_2). Na podstawie wyników długoterminowych obserwacji prowadzonych głównie w Niemczech, SLOVIK (1996) uszeregował drzewa pod względem wrażliwości na chroniczne działanie dwutlenku siarki w następującej kolejności, zaczynając od najwrażliwszych: *Abies*, *Picea*, *Pinus*, *Fagus*, *Quercus*. Źródnicowanie na wpływ SO_2 w ramach rodzaju *Quercus* jest niewielkie i pozostałe gatunki dębów cechuje także wysoki stopień odporności na działanie tego gazu. Istnieją jednak pewne rozbież-

ności w ich klasyfikacji pod względem stopnia tolerancji. Na przykład DOCHINGER (1971) cytuje prace, w których autorzy stwierdzają, że dąb czerwony (odwrotnie niż w przypadku O_3) jest bardziej tolerancyjny na wpływ dwutlenku siarki od dębu szypułkowego i bezszypułkowego. Natomiast wyniki doświadczeń przeprowadzonych przez RANFTA i DÄSSLERA (1970) w warunkach kontrolowanych na kilkudziesięciu gatunkach drzew wykazały, że dąb czerwony jest bardziej wrażliwy na ten gaz niż dąb bezszypułkowy. Istotne jest porównanie rezultatów badań stopnia wrażliwości obydwu gatunków dębów występujących w Polsce, a te wskazują na nieznacznie większy stopień tolerancji na działanie SO_2 dębu szypułkowego niż bezszypułkowego.

KNABE (1976) przytacza dane dotyczące proponowanych maksymalnych stężeń tego gazu dla nasadzeń drzew różnych rodzajów w Niemczech. Podzielił on je na trzy grupy: najbardziej wrażliwe (dopuszczalne stężenia średnioroczne i średnie w sezonie wegetacyjnym wynoszą $0,06$ i $0,05$ $mg\ SO_2\ m^{-3}$), wrażliwe ($0,09$ i $0,08$ $mg\ SO_2\ m^{-3}$) i mało wrażliwe ($0,13$ i $0,12$ $mg\ SO_2\ m^{-3}$). Gatunki z rodzaju *Quercus* zostały zaklasyfikowane do ostatniej z nich.

Wpływ halogenów (fluoru i chloru)

Analizy wyników kilkudziesięciu prac dotyczących badań terenowych i przeprowadzonych w warunkach kontrolowanych wskazują, że większość gatunków z rodzaju *Quercus* należy do stosunkowo tolerancyjnych na działanie związków fluoru (VOSTAL 1971; WEINSTEIN 1977; BIAŁOBOK 1984). Jednakże na przykład DOCHINGER (1971) oraz SUCHARA (1980) cytują prace, których autorzy twierdzą, że dęby charakteryzują się pośrednim (*Q. robur*), a nawet małym (*Q. alba*, *Q. palustris*, *Q. velutina*) stopniem tolerancji na ten rodzaj zanieczyszczeń. Takie obserwacje poczynił, między innymi, KLUCZYŃSKI (1975), oceniając uszkodzenia liści drzew rosnących w bezpośrednim sąsiedztwie Huty Aluminium „Konin” w warunkach wyjątkowo dużego skażenia przez związki fluoru. W odróżnieniu od wielu innych gatunków drzew, uznanych przez tego autora za odporne, zaliczył on dąb bezszypułkowy do grupy o pośredniej wrażliwości, a szypułkowy i czerwony do gatunków wrażliwych. Także JAMRICH (1973, 1984), na podstawie oceny widocznych objawów uszkodzeń drzew rosnących w warunkach silnego skażenia przez związki fluoru na terenie Słowacji, ocenił dąb bezszypułkowy jako średnio wrażliwy. Według tego autora dąb bezszypułkowy jest bardziej wrażliwy niż robinia biała, olsza czarna i osika, ale bardziej tolerancyjny od grabu pospolitego, buka zwyczajnego, świerka pospolitego i sosny zwyczajnej. Badania, w których autorzy uwzględnili zarówno dąb szypułkowy, jak i bezszypułkowy są nieliczne. Ich autorzy wskazują, że bardziej tolerancyjny na działanie

związków fluoru jest dąb bezszypułkowy (KLUCZYŃSKI 1975; MOOI 1982). Nie wiele jest informacji na temat wrażliwości dębów na pozostałe związki z rodziny fluorowców. Wiadomo jednak, że rośliny drzewiaste są bardziej tolerancyjne na imisje związków chloru – Cl_2 , Cl organicznego oraz chlorowodoru (HCl), od roślin zielnych (SMITH 1976). Na dużą tolerancję dębu szypułkowego na wpływ tego typu związków wskazują wyniki obserwacji, które wykonali RHOADS i BRENNAN (1976) oraz PARPAN i JUKHIMČUK (1984). W przeciwieństwie do nich DÄSSLER i BÖRTITZ (1982) uznali dąb szypułkowy za bardzo wrażliwy na działanie HCl , emitowanego przez zakłady galwanizacyjne.

Bioindykacja fizjologiczno-biochemiczna

Przed pojawieniem się widocznych objawów uszkodzeń roślin, na skutek wpływu toksycznych związków, zachodzą u nich zaburzenia przebiegu procesów fizjologicznych i metabolizmu. Obserwacje te mogą być wykorzystane do oceny stopnia skażenia środowiska na wczesnym etapie jego zagrożenia.

Zanieczyszczenia o charakterze kwasowym powodują istotne zmiany w pH i przewodnictwie elektrolitycznym kory. SANTAMARIA i MARTIN (1997), którzy przeprowadzili pomiary tych parametrów u różnych gatunków drzew, w tym dębów (także dębu szypułkowego), uważają, że mogą one być z powodzeniem wykorzystywane do bioindykacji skażenia środowiska i oceny zdrowotności drzew rosnących na terenach objętych imisją tego typu związków. Już wcześniej GRODZIŃSKA (1971) wskazała na przydatność pomiarów pH i pojemności buforowej kory dębu szypułkowego do oceny stopnia skażenia środowiska przez SO_2 . Brak jest jednoznacznej odpowiedzi dotyczącej przydatności wykorzystywania bezpośredniej zależności pomiędzy zawartością toksycznych substancji w korze i stopniem skażenia środowiska. ASCHE i BEESE (1987) twierdzą, że zawartość siarcznanu w korze dębu szypułkowego dobrze odzwierciedla wielkość imisji związków siarki (łącznie SO_2 i SO_4^{2-}). Natomiast KALAN (1988), badając wpływ kwaśnych opadów w rejonie skażonym przez związki siarki i fluoru na drzewa dębu szypułkowego, stwierdził brak korelacji pomiędzy zawartością S i F w korze a wielkością imisji tych pierwiastków. Do identycznego wniosku doszedł DÉCOURT (1976), określając zawartość tych pierwiastków w liściach drzew tego gatunku. LERARIO i in. (1995) poddali 2-letnie siewki symulowanemu działaniu kwaśnego deszczu przy różnym pH w zakresie 2,0–5,5, uszeregowali badane przez nich gatunki dębów w następującej kolejności: od najbardziej wrażliwych: dąb szypułkowy > dąb burgundzki > dąb omszony. Za miarę wrażliwości przyjęli autorytet występowanie chloroz i nekroz, które u wszystkich gatunków pojawiały się dopiero przy $\text{pH} < 3,5$. Kwaśne opady powodują obniżenie pH gleby i w efekcie

uwalnianie w niej toksycznych jonów glinowych Al^{3+} . Na podstawie wielu badań powszechnie przyjmuje się za punkt krytyczny ten, w którym następuje obniżenie pobierania zasadowych kationów, powodujące, że wartość stosunku $Ca + Mg/Al$ w liściach przyjmuje wartość mniejszą niż 1,0 (FREER-SMITH i READ 1995).

Wpływ mieszaniny toksycznych gazów

Często mamy do czynienia z jednoczesnym wpływem kilku toksycznych gazów. Uzyskiwane wyniki są trudne w interpretacji, a wnioski często rozbieżne. Przyczyną tego jest różny jakościowy i ilościowy skład, stosowanej mieszaniny (w badaniach z kontrolowanym wpływem) lub stwierdzana obecność w atmosferze (w warunkach badań terenowych) zanieczyszczeń i to często o odmiennych właściwościach fizykochemicznych (potencjale oksydacyjno-redukcyjnym, odczynie chemicznym) oraz stopniu toksyczności. Na przykład bardzo wysoki stopień tolerancji na działanie mieszaniny SO_2 i O_3 (0,5 i 1,0 ppm) jednego z kultywarów dębu szypułkowego (cv. Fastigiata) stwierdził KARNOSKY (1981). Natomiast obserwacje poczynione przez tego autora w terenie skażonym przez różne związki, ale wyłącznie o charakterze utleniającym, wskazały na pośrednią wrażliwość drzew tego kultywaru. Na większą tolerancję dębu szypułkowego niż daglezi zielonej i sosny zwyczajnej na skażenie środowiska przez nadmiar jonów SO_4^{2-} , NO_3^- i NH_4^+ wskazują wyniki badań terenowych, które przeprowadzili EK i DRAAIJERS (1994). Według obserwacji stopnia uszkodzenia i śmiertelności drzew rosnących w warunkach skażenia środowiska przez związki fluoru i SO_2 , które poczynił DÉCOURT (1976), dąb szypułkowy jest mniej wrażliwy od sosny zwyczajnej, ale bardziej wrażliwy niż buk zwyczajny.

Jedną z sugerowanych przyczyn zróżnicowania wrażliwości drzew na działanie toksycznych gazów jest różnica w natężeniu wymiany gazowej (OLEKSYN i BIAŁOBOK 1986). Wiąże się to z ilością pochłoniętych gazów w trakcie procesu asymilacji CO_2 . Dęby charakteryzują się stosunkowo niską pojemnością fotosyntetyczną liści (CEULEMANS i SAUGIER 1991). Według danych zebranych przez tych autorów jest ona 2–3-krotnie mniejsza niż u większości gatunków drzew liściastych, a nawet 5–6-krotnie mniejsza w porównaniu z niektórymi klonami topól, wierzb i robiną białą. Wynosi ona dla dębu szypułkowego $4 \text{ mmol } CO_2 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (HOLMGREN i in. 1965), a dla bezszypułkowego $3\text{--}8 \text{ mmol } CO_2 \text{ m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (pojedynczej powierzchni liścia) (WUENSCHER i KOZŁOWSKI 1970; CORNIC i SCHMITT 1971). Porównanie stopnia wrażliwości dębów z innymi gatunkami drzew, a także pomiędzy opisywanymi tutaj gatunkami dębów, na działanie toksycznych gazów, potwierdzają słuszność tej hipotezy, według której gatunki o

mniejszym natężeniu wymiany gazowej są mniej wrażliwe na wpływ gazowych zanieczyszczeń powietrza.

Wpływ toksycznych metali

Analiza wyników uzyskanych przez różnych autorów, którą przeprowadzili GRESZTA i PANEK (1989), wskazuje, że dęby, podobnie jak inne drzewa liściaste, charakteryzują się większą tolerancją na wpływ toksycznych metali niż drzewa iglaste. Akumulacja toksycznych metali w tkankach drzew liściastych i iglastych różni się. KARDELL i LARSSON (1978) oraz KARDELL (1995), porównując zawartość toksycznych metali w drewnie drzew dębu szypułkowego, sosny zwyczajnej, świerka pospolitego i modrzewia europejskiego, rosnących w tych samych warunkach skażenia, stwierdzili większą zawartość kadmu (Cd) i cynku (Zn) u drzew iglastych niż u dębu. Są jednak wyniki wskazujące na potencjalnie większą wrażliwość drzew dębu niż sosny zwyczajnej. Według GODZIKA i in. (1979) spowodowane jest to dużym przenikaniem przez aparaty szparkowe do liści pyłów zawierających toksyczne metale u dębu szypułkowego, a małym do igieł sosny zwyczajnej. Przyczyną tego jest znikome pokrycie przez woski epikutylarne liści dębu i stosunkowo duże igieł sosny.

Inną przyczyną obecności podwyższonych ilości toksycznych metali na liściach dębów jest duża akumulacja tych pierwiastków przez występujące na ich powierzchni grzyby patogeniczne (BEWLEY i CAMPBELL 1978). Badania, które przeprowadził TRUBY (1988) u drzew dębu szypułkowego rosnących w pobliżu autostrad, wykazały małą zawartość Pb w drewnie oraz łyku, natomiast dużą w korowinie. Odwrotną zależność stwierdził autor u gatunków iglastych (świerka pospolitego, jodły pospolitej i daglezi zielonej). HAGEMEYER i BRECKLE (1986) określali zawartość kadmu w drewnie dębu szypułkowego i bezszypułkowego w rejonach Niemiec, gdzie miało miejsce skażenie przez ten metal. Największa ilość Cd występowała w strefie przejściowej pomiędzy bielą i twardzielią, a w ramach pierścieni przyrostów rocznych była ona większa w drewnie wczesnym niż późnym. Stwierdzono, że dęby szypułkowy i bezszypułkowy charakteryzują się znacznie mniejszą akumulacją toksycznych metali w liściach niż inne gatunki z tego rodzaju, na przykład dąb burgundzki i omszony (KOVÁCS i in. 1993). Wyniki badań FISKESJO (1989) wskazują na mniejszą wrażliwość dębu szypułkowego niż świerka pospolitego na wpływ jonów glinowych. Zależność ta określana była na podstawie wzrostu korzeni siewek i przebiegu niekorzystnych procesów w trakcie kiełkowania nasion tych gatunków. Nie zaobserwowano różnic w reakcji pomiędzy dębem i ujętym w tych badaniach bukiem zwyczajnym.

W warunkach skażonego środowiska mamy najczęściej do czynienia z jednoczesnym działaniem wielu toksycznych metali. BRANIEWSKI (1983) badał wpływ pyłów zawierających kationy toksycznych metali (Cd, Cu, Pb i Zn) na sadzonki różnych gatunków drzew leśnych. Stwierdził on, że dąb szypułkowy jest podobnie mało wrażliwy jak olsza czarna i znacznie bardziej tolerancyjny niż buk zwyczajny i jesion wyniosły. Do innych wniosków doszli LEPP i EARDLEY (1979), których wyniki badań wskazują, że dąb szypułkowy jest bardzo wrażliwy na jony toksycznych metali, w odróżnieniu od innych gatunków drzew liściastych. Badana była nie tylko akumulacja metali, lecz również sposób ich wiązania. VASSILEVA i in. (1996) stwierdzili, że toksyczne metale w liściach dębów wiązane są głównie przez białka, ale w dużych ilościach także przez polisacharydy. KONEČNÁ i in. (1989) stwierdzili, że toksyczne metale wpływają na zmiany zawartości białek oraz aktywności karboksylazy 1,5-bisfosforbylozy (RuDPC) w liściach dębu szypułkowego. Autorzy sugerują, że pomiar tych parametrów może być z powodzeniem wykorzystywany jako diagnostyczny wskaźnik niekorzystnego wpływu tego rodzaju stresu na drzewa.

Oprócz pyłów zawierających toksyczne metale negatywny wpływ na drzewa wywierają także pyły emitowane z cementowni. Obserwacje, które przeprowadził KLINCSEK (1977) wskazują, że dąb szypułkowy względnie dobrze znosi tego typu warunki. Generalnie jednak dęby, będące gatunkami wymagającymi kwasowego odczynu gleby, są wrażliwe na wpływ pyłów cementowych (RHOADS 1976). Według tego autora zbyt wysokie pH gleby przyczynia się początkowo do powstawania uszkodzeń liści i usychania gałęzi, a następnie zamierania drzew dębu na skutek niezdolności w takich warunkach do pobierania niezbędnych składników pokarmowych. W odróżnieniu od takich gatunków, jak wierzba iwa, ligustr pospolity (*Ligustrum vulgare*) oraz głóg dwuszyjkowy (*Crataegus laevigata*), które charakteryzują się bardzo dużą pojemnością wychwytywania pyłu (ang. dust-catching capacity), dąb szypułkowy i bezszypułkowy przejawiają względnie pośrednią pojemność zatrzymywania pyłu na powierzchni liści. Są to wyniki, które uzyskał ULLRICH (1980), po przeprowadzeniu badań w terenie oraz eksperymentów z wykorzystaniem tuneli skonstruowanych specjalnie do takich pomiarów.

Wpływ mieszaniny toksycznych zanieczyszczeń

W wysoko uprzemysłowionych aglomeracjach miejskich mamy do czynienia z jednoczesnym wpływem wielu toksycznych gazów oraz różnego typu soli i pyłów. Wyniki badań przeprowadzonych w tego typu rejonach wskazały, że dąb szypułkowy i bezszypułkowy należą do gatunków stosunkowo tolerancyjnych na imisje SO₂ i HF oraz pyłów węglowych i zawierających jony szkodliwych metali

(BIAŁOBOK 1978; RACHWAŁ 1983; HAWRYŚ 1984, 1987). Na podstawie obserwacji przeprowadzonych w latach 70., w kilku miejscach na Górnym Śląsku (wysokie stężenie SO_2 w powietrzu), BIAŁOBOK (1978) oraz RACHWAŁ (1983) stwierdzili, że na pyły zawierające cynk i ołów tolerancyjny jest dąb szypułkowy i czerwony, a na żelazo i pył z koksowni – dąb szypułkowy. Wyniki uzyskane przez wymienionych autorów oraz HAWRYŚIA (1984, 1987) wskazują, że dąb szypułkowy oraz czerwony nadają się do zadrzewień w terenach objętych imisją pyłów zawierających metale ciężkie (głównie Cu, Zn, Pb, Cd) i dwutlenku siarki z hut metali kolorowych. SUPUKA i CHLADNÁ (1995) ocenili stopień widocznych uszkodzeń 40 gatunków roślin drzewiastych, rosnących w wysoko uprzemysłowionym terenie na Słowacji, skażonym przez tlenki siarki i azotu oraz pyły zawierające w dużych ilościach toksyczne metale (As, Cr, Cs, Pb, Rb, Sr, V, Zn i Ni). Dzieliąc je na cztery grupy (odporne, tolerancyjne, wrażliwe i nieodporne), do odpornych zaklasyfikowali oni tylko dąb burgundzki. Dąb szypułkowy i bezszypułkowy został zaklasyfikowany przez nich do drugiej z kolei grupy – gatunków tolerancyjnych.

Istnieją też doniesienia o stosunkowo dużej wrażliwości dębu szypułkowego na wpływ toksycznych zanieczyszczeń (ISAKOV 1987). Autor przeprowadził analizę zmian morfologicznych liści klonu zwyczajnego, lipy drobnolistnej i dębu szypułkowego, drzew rosnących na obszarze wolnym od wpływu zanieczyszczeń na terenie Litwy i skażonym przez różnego typu toksyczne związki emitowane z przemysłowego centrum koło Rygi. W konkluzji autor stwierdził, że dwa pierwsze z wymienionych gatunków charakteryzowały się dobrą adaptacją do warunków skażenia środowiska i mogą być polecane do wykorzystania w regionach przemysłowych, natomiast dąb szypułkowy okazał się gatunkiem wrażliwym.

PETERSEN i ECKSTEIN (1988) porównali wpływ dwutlenku siarki na szereg cech (biomase, formowanie drewna, przyrost radialny drewna itp.) u drzew rosnących na stanowiskach, przy których stosowano odladzanie jezdni, i gdzie nie wykonywano tych zabiegów. Na tej podstawie autorzy stwierdzili, że wrażliwymi na jednoczesne działanie SO_2 i NaCl były gatunki z rodzaju *Acer* oraz kasztanowiec zwyczajny, natomiast tolerancyjnymi – gatunki z rodzaju *Quercus* i *Platanus* oraz robinia biała. Nadmiar azotu przy jednocześnie niskim pH gleby, na skutek kwaśnych opadów i depozycji związków azotu, powodują istotne zmiany zawartości pierwiastków w drewnie twardzieli (LEVY i in. 1996). Autorzy stwierdzili, że w drewnie dębu szypułkowego następuje w takich warunkach wzrost zawartości azotu i glinu, a obniżenie poziomu fosforu, potasu i magnezu. Towarzyszyła temu redukcja przyrostów pierścieni rocznych drewna. Wcześniej poruszany był już problem możliwości wykorzystywania pomiarów zawartości niektórych pierwiastków w korze do oceny stopnia skażenia środowiska. WOLTERBEEK i in.

(1996) twierdzą, że w przypadku występowania wielu różnych związków (w tym także toksycznych) zawartość niektórych z nich (As, Br, Cd, Ce, Co, Fe, La, Na, Sc, Sm, Th, Zn, NH_4 , NO_3 , SO_4 oraz kwasowość) w korze jest podobna lub taka sama u dębów, jak u topól, wiązów i wierzb, natomiast zawartość innych pierwiastków (Rb, Cs, Se, K, Pb i Sb) różni się w zależności gatunku. Zawartości Ca i Hg czasami są zróżnicowane w zależności od ilości kationów H^+ .

Wpływ zanieczyszczeń na procesy fizjologiczne i metabolizm

Przeprowadzono wiele badań nad wpływem toksycznych zanieczyszczeń u drzew na zaburzenia przebiegu procesów fizjologicznych i metabolizmu, transportu metabolitów i alokacji biomasy (tab. 4 oraz LECHOWICZ 1987; SCHULTE-HOSTEDE i in. 1987; KAROLEWSKI 1989; KELLER 1991; LARCHER 1995). Pozwalają one nie tylko lepiej poznać mechanizmy toksycznego oddziaływania zanieczyszczeń na drzewa, ale służą także opracowaniu wczesnych metod oceny stopnia skażenia środowiska – jeszcze przed pojawieniem się widocznych objawów uszkodzeń (bioindykacja fizjologiczno-biochemiczna) (JÄGER 1982; KELLER 1982). W tym kontekście badania na dębach są nieliczne i przeprowadzone zostały głównie na innych gatunkach z tego rodzaju.

Działanie toksycznych gazów na rośliny powoduje u nich objawy charakterystyczne dla suszy fizjologicznej (MANSFIELD 1998). Wykazali to między innymi JANSON i SZCZYGIEL (1992a, b), badając wpływ SO_2 (0,05 i 0,5 ppm, 30 dni, 6 h/d) na siewki dębu szypułkowego, sosny zwyczajnej, świerka pospolitego i modrzewia europejskiego. U wszystkich gatunków, już po 14 dniach, stwierdzono zmniejszenie pobierania wody, spadek natężenia fotosyntezy i potencjału wodnego oraz zwiększoną aktywność peroksydazy (PO). Przy dłuższym okresie ekspozycji następowało niekorzystne zmniejszenie proporcji masy organów asymilacyjnych do korzeni. Siewki dębu pod wpływem SO_2 obniżały pobieranie wody znacznie szybciej niż sosna, świerk i modrzew. GARSÉD i in. (1979) badali długookresowy wpływ dwutlenku siarki w niskim stężeniu na wiele cech biometrycznych i szybkość starzenia się liści siewek kilku gatunków drzew. W konkluzji autorzy stwierdzili, że gatunki drzew liściastych (*Quercus robur*, *Betula pendula*, *B. pubescens* i *Acer pseudoplatanus*) są bardziej tolerancyjne na długotrwałe SO_2 niż sosna zwyczajna. Przedstawione powyżej wyniki badań mechanizmów reakcji drzew uzyskane zostały w większości przypadków w badaniach przeprowadzonych na siewkach, w doświadczeniach laboratoryjnych, zapewniających stabilność innych czynników fizykochemicznych.

Interakcja pomiędzy zanieczyszczeniami przemysłowymi i innymi czynnikami

W naturalnych warunkach wrażliwość roślin na działanie toksycznych związków uzależniona jest od interakcji z wieloma czynnikami zewnętrznymi, abiotycznymi, takimi jak wilgotność i temperatura powietrza oraz gleby, natężenie oświetlenia czy nawożenie (KAROLEWSKI 1989; LARCHER 1995), oraz biotycznymi (HEAGLE 1982; HUGHES i LAURENCE 1984; HUTTUNEN 1984; STERPIŃSKI 1985; SKUHRAVA i SKUHRAVY 1986; KIELCZEWSKI i SIWECKI 1989).

Między innymi większą wrażliwość siewek dębów (w tym szypułkowego) na działanie kwaśnych opadów, wraz ze wzrostem natężenia promieniowania słonecznego, wykazali LERARIO i in. (1995).

Reakcja roślin na działanie toksycznych zanieczyszczeń powietrza zależy też od wilgotności powietrza. Związane jest to nie tylko ze stopniem otwarcia aparatów szparkowych, ale i przenikaniem zanieczyszczeń przez kutykulę. W przypadku łatwo rozpuszczających się gazów (SO_2 , NO_x , O_3 i NH_3) ich ilości zaabsorbowane na powierzchni liści zależą od grubości warstwy wody na powierzchni liści. Potwierdzają to wyniki badań HOVE i ADEMA (1996), którzy określali absorpcję amoniaku na liściach siewek drzew (w tym dębu szypułkowego) przy różnej wilgotności względnej powietrza i stałej temperaturze 20°C. Grubość warstwy wody na liściach przy wilgotności powietrza 20% wynosiła około 10 μm , a przy 95% prawie 100 μm . CARLSON (1979), badając wpływ mieszaniny dwutlenku siarki i ozonu na redukcję natężenia fotosyntezy i powstawanie uszkodzeń u drzew liściastych, stwierdził, że negatywne zmiany następują w tym większym stopniu, im większa jest wilgotność względna powietrza i natężenie światła.

Ważną rolę w tolerancji drzew na zanieczyszczenia zakumulowane w glebie (głównie jony toksycznych metali) odgrywiają grzyby mikoryzowe. Stanowią one bowiem istotną barierę utrudniającą wnikanie toksycznych substancji do korzeni (RUDAWSKA 1993; KIELISZEWSKA-ROKICKA 1998. Na redukcję składu gatunkowego i ilości grzybów ektomikoryzowych żyjących w symbiozie z dębami na terenach objętych imisją zanieczyszczeń przemysłowych wskazują badania FELLNERA i PESKOVEJ (1995). Jednocześnie wyniki badań terenowych i laboratoryjnych, które przeprowadzili HAUG i in. (1992), wykazały, że przy nadmiarze azotu grzyby mikoryzowe dębu szypułkowego mogą stawać się patogenicznymi. Zanieczyszczenia przemysłowe powodują jakościowy i ilościowy wzrost zasiedlenia dębów przez grzyby patogeniczne (DOMAŃSKI i in. 1977). Jednak istnieją doniesienia wskazujące na to, że zanieczyszczenia przemysłowe osłabiają wpływ lub nawet likwidują grzyby patogeniczne. Na przykład KOWALSKI i WRZALIK (1996) wykazali, że częstość występowania uszkodzeń liści dębu powodowanych przez mączniaka prawdziwego dębu (*Microspheera alphitoides*) malała wraz ze wzro-

stem stopnia skażenia powietrza przez toksyczne związki, w różnych rejonach na Górnym Śląsku. Podobną zależność między zmniejszonym występowaniem tego grzyba tego samego gatunku drzew, a wzrostem skażenia środowiska przez zanieczyszczenia typowe dla terenów zurbanizowanych i wzdłuż dróg o dużym natężeniu ruchu samochodowego, stwierdzili FLÜCKIGER i OERTLI (1978) oraz DYNOWSKA (1996). Badania przeprowadzone przez KOWALSKIEGO i in. (1993) wskazują, że wraz ze wzrostem stopnia skażenia gleby (głównie przez toksyczne metale) maleje ilość grzybów ryzosferowych, będących antagonistycznymi względem silnie patogenicznego grzyba huby korzeniowej (*Heterobasidion annosum*), stanowiącego duże zagrożenie, w tym także dla dębu szypułkowego i bezszypułkowego (patrz podrozdz. 8.2). Zanieczyszczenia przemysłowe wpływają też niekorzystnie na niektóre grzyby saprotroficzne, hamując rozkład ściółki liści dębów (NEWSHAM i in. 1992a, b, c).

Wyniki obserwacji przeprowadzonych przez KRÓLA (1982), wskazują na większe występowanie szkodników wtórnych – owadów – na drzewach dębu szypułkowego rosnących w terenach skażonych przez związki fluoru, siarki i toksyczne pyły. Zwiększone występowanie szkodników owadzych z rodziny galasówkowatych, na dębach rosnących w terenach skażonych przez toksyczne substancje emitowane z hut żelaza i miedzi, stwierdzone zostało przez MADZIARĘ-BORUSIEWICZ (1982).

Tolerancja drzew zależna jest od ich wieku. Wyniki większości badań wskazują, że na wpływ imisji przemysłowych (odwrotnie niż to ma miejsce w przypadku wpływu suszy i niskiej temperatury) bardziej tolerancyjne są drzewa młodsze niż starsze (GARBER 1967; WENTZEL 1968; POZNAŃSKI i BANAŚ 1993). KOLB i in. (1997) w przeglądowym artykule dyskutują wpływ różnic morfologicznych, fenologicznych i fizjologicznych w reakcji na działanie ozonu, pomiędzy drzewami w starszym i młodszym wieku oraz siewkami. Jak piszą autorzy, istnieją do dzisiaj rozbieżności, ponieważ w terenie skażonym przez zanieczyszczenia przemysłowe pionowy rozkład stężeń toksycznych substancji jest nierównomierny. Z tego powodu drzewa rosnące na tym samym siedlisku, młodsze – niższe i starsze – wyższe, nie są w jednakowym stopniu narażone na imisje toksycznych zanieczyszczeń. Zagadnienie to poruszają także CZYŻ i in. (1968) w odniesieniu do wpływu toksycznych gazów o charakterze kwasowym.

Stopień uszkodzenia liści zależny jest także od ich stanu fizjologicznego rozwoju. W badaniach z wpływem ozonu w kontrolowanych warunkach stwierdzono, że u dębów najbardziej tolerancyjne są liście najmłodsze, mniej najstarsze, a najbardziej wrażliwe są liście w średnim wieku (WOOD i COPPOLINO 1972). Badaniami autorzy objęli trzy gatunki dębów – błotnego (*Q. palustris*), szkarłatnego

(*Q. coccinea*) i białego (*Q. alba*). Należy się spodziewać, że w przypadku dębu szypułkowego i bezszypułkowego będzie podobnie, ponieważ prawidłowość taką autorzy stwierdzili u wszystkich innych badanych gatunków drzew (jesionów, topól, platana, ambrowca, gledicji). Inne wyniki uzyskano w badaniach przeprowadzonych w warunkach kontrolowanego wpływu HF (GUDERIAN i in. 1969). Autorzy stwierdzili, że gaz ten uszkadzał w największym stopniu najmłodsze liście sadzonek dębu szypułkowego. Natomiast oddziaływaniu zanieczyszczeń glebowych decyduje w znacznej mierze ich wpływ na stopień rozwoju korzeni. W tym przypadku najbardziej wrażliwe na toksyczne substancje skażające glebę są korzenie drobne. Z tego powodu wpływ toksycznych metali i związków fluoru na zmniejszenie się liczby, długości, stopnia rozgałęzienia i biomasy drobnych korzeni stanowi tak duże zagrożenie dla egzystencji drzew (KIELISZEWSKA-ROKICKA 1998).

Efekt wpływu zanieczyszczeń przemysłowych jest zróżnicowany także w zależności od typu liści. Na przykład DIEM i ZIEGLER (1990) stwierdzili u drzew dębu bezszypułkowego, że na działanie całego kompleksu toksycznych zanieczyszczeń w terenach uprzemysłowionych w Niemczech bardziej wrażliwe są liście typu cieniściego niż słonecznego. Dotyczy to intensywniejszych, niekorzystnych zmian na poziomie fizjologiczno-biochemicznym (tab. 4), większych uszkodzeń (chloroz i nekroz) oraz wcześniejszego opadania liści typu cieniściego.

Wpływ zanieczyszczeń na procesy generatywnego rozmnażania drzew

Zanieczyszczenia przemysłowe wpływają niekorzystnie także na procesy generatywnego rozmnażania drzew. Na uwagę zasługują w tym względzie dwa przeglądowe artykuły, w których uwzględniono także badania przeprowadzone na dębach (WOLTERS i MARTENS 1987; COX 1992). Między innymi w badaniach *in vitro*, symulujących wpływ kwaśnych opadów (roztwory $H_2SO_4 + HNO_3$; 2 : 1; pH 5,0–2,5), PAOLETTI (1992) wykazał wpływ toksycznych substancji na zmniejszenie zdolności kiełkowania pyłku i wydłużania się łagiewek pyłkowych. U 13 gatunków drzew liściastych (w tym *Quercus* sp.) autor stwierdził podobnie dużą wrażliwość obu tych procesów. Jednakże autor zaznacza, że inhibicja kiełkowania pyłku, a szczególnie wydłużania łagiewek pyłkowych, w warunkach *in vivo* nie jest aż tak drastyczny. Wpływ niskiego pH (2,6–5,6) na kiełkowanie pyłku dębu szypułkowego *in vitro* badali HOLUB i OSTROLUCKÁ (1988). Autorzy stwierdzili, że próg kiełkowania pyłku dla dębu wynosił 3,0 pH. Pyłek dębu był bardziej wrażliwy na zakwaszenie od sosny zwyczajnej, ale mniej wrażliwy niż jodły pospolitej.

Wrażliwe na działanie toksycznych zanieczyszczeń (związki siarki i fluoru) są także kwiaty żeńskie dębu szypułkowego (OSTROLUCKÁ i MANKOVSKÁ 1986).

Autorki określały zawartość S i F w liściach, żołądźkach, kwiatach żeńskich oraz pyłku i stwierdziły, że organy reproduktywne dębu są mniej wrażliwe na ten rodzaj zanieczyszczeń niż liście. Także toksyczne metale powodują zmniejszenie zdolności kiełkowania pyłku i wydłużania się łagiewek pyłkowych. Zahamowanie tych procesów pod wpływem jonów ołowiu ($0,005\text{--}0,5\text{ mM PbCl}_2$) u dębu szypułkowego obserwowali OSTROLUCKÁ i in. (1985). Badając pyłek drzew rosnących na glebach o różnej całkowitej zawartości ołowiu w glebie (około 20, 500 i 5000 ppm), autorzy stwierdzili, że stopień niekorzystnego wpływu chlorku ołowiu był odwrotnie proporcjonalny do skażenia terenu. Przyczynę takiego zróżnicowania upatrują oni w lepszej adaptacji drzew z terenów zanieczyszczonych do warunków dużego skażenia. Wnioski te potwierdzili autorzy w dalszych badaniach tego typu z kilkoma gatunkami dębów, w tym na dębie szypułkowym i bezszypułkowym (OSTROLUCKÁ i KRIZO 1989). Przeprowadzone przez nich badania laboratoryjne wykazały, że szkodliwość jonów toksycznych metali zależy w dużym stopniu od ich rodzaju. Stężeniem letalnym soli chlorkowej dla pyłku dębu szypułkowego w przypadku kadmu było $15\text{ }\mu\text{M CdCl}_2$, a ołowiu $250\text{ }\mu\text{M PbCl}_2$. GRESZTA i in. (1979) badali wpływ wyciągów wodnych z pyłów emitowanych przez różne huty metali nieżelaznych. Na podstawie tego eksperymentu autorzy stwierdzili, że jony toksycznych metali w niewielkim stopniu wpływały na kiełkowanie żołądźki dębu szypułkowego. Dodatkowo ustalili oni, że największy toksyczny wpływ na ten proces miały kationy kadmu, następnie cynku, a najmniej miedzi.

Ochrona środowiska

Jedną z powszechnie stosowanych biologicznych metod zmniejszania skutków skażenia środowiska przez toksyczne zanieczyszczenia jest tak zwana fitoremediacja – usuwanie zanieczyszczeń za pomocą roślin charakteryzujących się zdolnością do intensywnego pobierania i akumulowania tych substancji. Między innymi taką funkcję pełnią pasy ochronne, zakładane wokół zakładów przemysłowych. Rośliny drzewiaste stanowią istotny element w tego typu działaniach. CORNELIO (1999) stwierdził, że zadrzewienia złożone z drzew liściastych, w tym w przeważającej części z dębu szypułkowego, przyczyniały się do usuwania z gleby w ciągu roku 320 kg ha^{-1} azotanów i 14 kg ha^{-1} fosforanów w terenach skażonych przez te substancje.

Prowadzone są badania, również z udziałem dębów, których celem jest zmniejszenie skutków niekorzystnego oddziaływania toksycznych substancji na drzewa. KÖNIG i in. (1996) stwierdzili między innymi pozytywny wpływ zabiegów regeneracyjnych (rekultywacja gleby, nawożenie, optymalizacja pH) na drzewa

dębu szypułkowego rosnące w terenie skażonym przez emisję HCl, SO₂, Cl₂, popiołu, pyłu i różnych soli. Przeprowadzenie podobnego typu zabiegów w terenach silnie skażonych przez związki azotu i siarki (w pobliżu Puławskich Zakładów Nawozów Azotowych) zmniejszyło śmiertelność i uszkodzenia drzew dębu szypułkowego (KAWECKA 1981). BELKACEM i NYS (1995) uzyskali pewne pozytywne efekty (zależnie od rodzaju substancji i dawki) dodawania do gleby węglanu wapnia, dolomitu i gipsu, w terenach z zamierającymi drzewami dębu bezszypułkowego, na skutek wpływu substancji silnie zakwaszających podłoże. Także BARZDAJN i in. (1992) stwierdzili korzystny efekt nawożenia Ca oraz P, K i Mg, łącznie i oddzielnie, w przypadku drzew dębu szypułkowego rosnących w terenie silnie skażonym przez imisję dużych ilości związków azotu. Nawożenie (NPK) polepszyło wzrost sadzonek dębu szypułkowego w rejonach skażonych głównie przez SO₂ (LATOCHA 1982). Badania przeprowadzone w warunkach kontrolowanych, symulujących wpływ kwaśnych opadów (pH 2,9) wykazały, że stosowanie egzogennych regulatorów wzrostu (auksyny – IBA, gibereliny GA3 i cytokininy – benzyloadeniny) podwyższa odporność siewek (w tym dębu szypułkowego) na ten rodzaj zanieczyszczeń (IŽKOVÁ 1988).

Objawy uszkodzeń drzew

W warunkach dużego skażenia środowiska mamy do czynienia z występowaniem widocznych objawów uszkodzeń liści. Wiele publikacji zawiera opisy widocznych uszkodzeń (nekroz), w tym także u dębów, uwzględniające charakterystyczne objawy uszkodzeń liści przez: HF i fluorki (DOCHINGER 1971; TRESHOW 1971; VOSTAL 1971; KLUCZYŃSKI 1976; WEINSTEIN 1977, JAMRICH 1984), SO₂ (HINDAWI 1970; DOCHINGER 1971; SEREBRJAKOVA i MENŠIKOV 1979; HALBWACHS 1984), O₃ i PAN (HINDAWI 1970; DOCHINGER 1971; WOOD i COPPOLINO 1972; FRIEDLANDER 1977), HCl i Cl₂ (SMITH 1976; SEREBRJAKOVA i MENŠIKOV 1979), NO₂ i NH₃ (KAMIN 1979; SEREBRJAKOVA i MENŠIKOV 1979), jony toksycznych metali: ołowiu (HAMMOND 1972), miedzi (SCHEINBERG 1977) i cynku (HENKIN 1979), oraz wiele różnych zanieczyszczeń (HARTMANN i in. 1988).

Na podstawie przytoczonych powyżej wyników badań można stwierdzić, że w porównaniu do drzew innych rodzajów, dęby szypułkowy i bezszypułkowy są tolerancyjne na wpływ gazów o charakterze utleniającym – O₃, PAN, NO_x, kwasowym – SO₂ i zasadowym – NH₃. Większość z autorów wskazuje, że są one także stosunkowo mało wrażliwe na działanie związków fluoru i jony toksycznych metali. Znaczna część wyników badań wskazuje, że na działanie utleniaczy i dwutlenku siarki bardziej tolerancyjny jest dąb szypułkowy, a na wpływ związków fluoru –

bezszypułkowy. Oczywiście jednoznaczne określenie stopnia tolerancji dębów na jednoczesny wpływ różnych związków nie jest możliwe. Mimo to podjęte próby oceny wpływu emisji toksycznych gazów, metali i pyłów, wskazały na przydatność obydwu tych gatunków do upraw w niektórych, wysoko uprzemysłowionych rejonach.

8.1.2.5. Urbanizacja

Drzewa rosnące na terenach zurbanizowanych podlegają specyficznym warunkom egzystencji (BUGAŁA i in. 1984; BIAŁOBOK 1988; ŁUKASIEWICZ 1989). Mikroklimat miast charakteryzuje się przede wszystkim skróceniem w zimie okresu temperatur minimalnych poniżej zera, nawet o 7–8 tygodni. Natomiast latem mamy do czynienia ze zwiększeniem amplitudy temperatur na skutek intensywnego pochłaniania lub odbijania promieniowania cieplnego. Sztuczny utwór glebowy, w którym rosną drzewa, jest najczęściej pozbawiony naturalnego układu poziomów glebowych, struktury gruzełkowej, dostatecznego dostępu tlenu i charakteryzuje się nienaturalnymi właściwościami fizykochemicznymi. Rzadko kiedy podłoże to jest dostatecznie zaopatrzone w wodę. Bywa też odwrotnie, że jest ono zalewane przez nią na skutek podniesienia poziomu wód gruntowych na długi okres, co powoduje zamieranie systemów korzeniowych. Zarówno gleba, jak i powietrze skażone są przez toksyczne substancje emitowane przez zakłady przemysłowe. Intensywne zabiegi odladzania jezdni w zimie powodują zasolenie gleby, a nawet bezpośrednie oddziaływanie soli na drzewa. Z tego powodu przy sporządzaniu zestawów drzew dla potrzeb zieleni miejskiej nie należy się kierować wyłącznie naturalnymi wymaganiami w stosunku do warunków siedliskowych. Ponadto, duże zróżnicowanie mikrosiedlisk miejskich decyduje o tym, że doborów drzew nie należy traktować jako obowiązujące, ale tylko jako orientacyjne i pomocnicze.

Przeprowadzono wiele obserwacji poświęconych określeniu możliwości egzystencji drzew w warunkach miejskich. Między innymi zestawienie wyników badań pięciu prac, sporządzone przez BIAŁOBOKA (1988), wskazuje na dużą lub co najmniej pośrednią przydatność dębu szypułkowego i bezszypułkowego (także czerwonego) dla potrzeb zieleni miejskiej. Dąb szypułkowy i czerwony sprawdziły się też jako wytrzymałe w bardzo trudnych warunkach środowiska przemysłowego, na zrehabilitowanych terenach, w parku miejskim w Zabrzcu oraz Parku Kultury i Wypoczynku w Chorzowie (BIAŁOBOK 1978). RHOADS i in. (1981) uważają, że dąb szypułkowy jest znacznie bardziej odporny od wielu innych badanych

przez nich gatunków drzew. Charakteryzuje się on w tych warunkach relatywnie większymi przyrostami, większą odpornością na owady i patogeny grzybowe.

Wieloletnie obserwacje ponad 100 gatunków drzew i krzewów na terenie miasta Poznania przeprowadził ŁUKASIEWICZ (1975; 1989; 1993). Podzielił on miejsca ich występowania według stopnia uciążliwości na: strefę peryferyjną, niezabudowaną, z luźną zabudową i śródmieście o warunkach najbardziej niekorzystnych dla życia i rozwoju roślin. Autor wyróżnił trzy grupy gatunków drzew na podstawie zaburzeń w długości okresu wegetacji i występowania poszczególnych faz rozwojowych oraz widocznych objawów uszkodzeń liści i zamierania drzew. Stwierdził on, że dęby szypułkowy i bezszypułkowy znoszą nawet najtrudniejsze warunki śródmiejskie i zachowują się mniej więcej jednakowo we wszystkich siedliskach miejskich. Zaznacza jednakże, że jako drzewa alejowe powinny być sadzone tylko wzdłuż szerokich ulic na pasach naturalnej gleby.

Oczywiście również w przypadku oceny wytrzymałości dębów w środowisku miejskim istnieją rozbieżne zdania. W odróżnieniu od wcześniej podawanych wyników, niektóre prace wskazujące na znacznie mniejszą przydatność dębów do warunków miejskich niż innych gatunków. Między innymi MARTIN (1994), przeprowadzając obserwacje na terenie Monachium, stwierdził, że jawor, kasztanowiec zwyczajny i topola czarna (var. *italica*) znacznie lepiej od dębu szypułkowego znoszą warunki miejskie, niosące za sobą takie uciążliwości, jak zanieczyszczenia przemysłowe i spaliny samochodowe oraz suszę. Według tego autora dąb szypułkowy jest na równi mało przydatny jak jesion wyniosły i buk zwyczajny. NEINHUIS i BARTHLOTT (1998) stwierdzili, że na warunki egzystencji dębu szypułkowego w warunkach miejskich ma wpływ duża ilość opadów pyłu, zarówno opadu naturalnego, jak i powodowanego przez intensywny ruch samochodowy. Adsorpcja pyłu na powierzchni rozwijających się dopiero liści spowodowana jest dużą ilością wosku, o strukturze i charakterze silnie go wiążącym. W przypadku rozwiniętych liści następuje rozkład wosków, ale charakter ich powierzchni powoduje, że ilość akumulowanego pyłu wzrasta wraz z ich wiekiem. Ilość pyłu na powierzchni liści dębu szypułkowego jest znacznie większa niż takich gatunków drzew, jak buk zwyczajny czy miłorząb dwudzielnny (*Ginkgo biloba*).

Lokalne zróżnicowanie temperatur w połączeniu ze strukturą zabudowań, niejednokrotnie w postaci długich, prostoliniowych ciągów, stwarza tak zwane „korytarze powietrzne”, powodujące wzmożenie siły i prędkości wiatrów. Odporność drzew jest uzależniona od gatunku. Brak jest dostatecznych informacji dotyczących porównania wytrzymałości dębu szypułkowego i bezszypułkowego na ten rodzaj stresu z innymi gatunkami. Stwierdzono, że na przykład *Q. virginiana* wykazuje znacznie większą odporność na silne wiatry niż wiele innych gatunków

drzew liściastych (DURYEA i in. 1996). Opis typowych uszkodzeń spowodowanych przez wiatry i zdolność do regeneracji drzew dębu szypułkowego opisał w swej pracy GRUNDMANN (1997).

W ziemie, szczególnie w dużym stopniu w miastach, stosowane są środki chemiczne do odmrażania jezdni (patrz podrozdz. 8.1.2.3.). HOSTER (1979) przeprowadził ocenę wrażliwości różnych gatunków drzew, biorąc pod uwagę wpływ całego kompleksu niekorzystnych warunków środowiska miejskiego, ale głównie nadmiernego zasolenia, spowodowanego stosowaniem środków do odladzania jezdni. Na podstawie oceny śmiertelności drzew, uszkodzeń pni i korzeni, poziomu aktywności kambialnej, struktury ksylemu i zaburzeń transportu wody, zaliczył on dęby, obok platanów i akacji, do względnie tolerancyjnych. Według jego oceny są one znacznie mniej wrażliwe od klonów, kasztanowców i lip. KLINCSEK (1994) przeprowadził ocenę stopnia odporności drzew rosnących w warunkach miejskich (Drezno i Budapeszt) na wpływ NaCl oraz siewek w doświadczeniu z kontrolowanym wpływem jednoczesnego działania NaCl i SO₂. Dąb szypułkowy został oceniony przez niego w obydwu testach jako względnie tolerancyjny obok *Pinus contorta* i *Robinia pseudoacacia*.

W warunkach miejskich mamy do czynienia niejednokrotnie ze zwiększonym zacienieniem (ŁUKASIEWICZ 1989). Dąb bezszypułkowy jest wrażliwy na zacienienie i znacznie mniej tolerancyjny niż buk zwyczajny czy grab pospolity (HEUER 1996). Trudno jednoznacznie określić, który z dębów jest bardziej wrażliwy na zacienienie – szypułkowy czy bezszypułkowy. Część badaczy twierdzi, że dąb szypułkowy jest nieznacznie mniej wrażliwym od dębu bezszypułkowego. Wyniki badań w warunkach kontrolowanych wskazały, że siewki dębu szypułkowego reagują podobnie na zacienienie jak siewki buka zwyczajnego (HEES 1997). W wyniku zacienienia następuje redukcja wzrostu całych roślin i drobnych korzeni, a zwiększa się masa pni i gałęzi oraz powierzchnia liści. WELANDER i OTTOSSON (1998) oraz EVSTIGNEEV (1988) stwierdzili, że dąb szypułkowy należy do gatunków wrażliwych na zacienienie (patrz także podrozdz. 6.1). Ostatni z wymienionych autorów wykazał ponadto, że w odróżnieniu od wielu innych gatunków, w przypadku dębu szypułkowego nie jest to związane z wiekiem i dotyczy zarówno drzew w wieku juwenilnym, jak i dorosłych osobników. Badania przeprowadzone przez SCHÜTZA (1993) wskazały, że dąb szypułkowy jest wrażliwszy na zacienienie niż bezszypułkowy. Jest to zgodne z wynikami badań wpływu stopnia zacienienia (5%, 30% i 50% pełnego oświetlenia słonecznego) na natężenie wymiany gazowej, przewodnictwo aparatów szparkowych, potencjał wodny liści i cechy biometryczne u dębu bezszypułkowego (CUTINI i NOCENTINI 1998). Autorzy stwierdzili, że siewki tego gatunku rozwijały się prawidłowo w warunkach śred-

niego i niskiego natężenia oświetlenia. Silne oświetlenie powodowało niekorzystne obniżenie wymiany gazowej u siewek.

Wiele czynników, które determinują wzrost i rozwój drzew rosnących w warunkach miejskich sprawia, że uzyskane wyniki są trudne do zinterpretowania. Z tego powodu badania fizjologiczno-biochemicznych mechanizmów reakcji drzew są rzadko podejmowane. RENSBURG i in. (1997a, b) porównali reakcje drzew dębu szypułkowego, rosnących w centrum miasta, na jego obrzeżach i w oddaleniu od niego. Autorzy stwierdzili, odpowiednio do kolejności wymienionych siedlisk, malejący stopień zaburzenia w natężeniu fotosyntezy netto i transpiracji, przewodnictwie aparatów szparkowych, stosunku C/N w liściach, zawartości proliny i polifenoli. FROLOV i in. (1984) wykazali u drzew dębu szypułkowego, rosnących w centrum miasta z gęstą zabudową, parku śródmiejskim, terenie podmiejskim oraz w dużym oddaleniu od miasta, odpowiednio do kolejności wymienionych siedlisk: zmniejszenie kseromorfizmu liści, a wzrost zawartości w nich chlorofilu i liczby chloroplastów. Autorzy sugerują, że wraz ze wzrostem stopnia zurbanizowania terenu następuje redukcja pojemności fotosyntetycznej liści.

Podobnie jak w terenach silnie uprzemysłowionych, także w centrach miast i wzdłuż szlaków komunikacyjnych istnieje problem szkodliwego wpływu zanieczyszczeń (głównie spalin i ołowiu) na procesy generatywnego rozmnażania drzew. OSTROLUCKÁ (1989) stwierdziła, że tego typu zanieczyszczenia nie wpływały w istotnym stopniu na kiełkowanie pyłku i wzrost łagiewek pyłkowych dębu szypułkowego oraz jakość żołądździ. Jednocześnie autorka wykazała, że dąb szypułkowy jest bardziej tolerancyjny niż na przykład dąb burgundzki. WICKERN i BRECKLE (1983) określili zawartość ołowiu w pierścieniach przyrostów rocznych drewna dębu szypułkowego, u drzew rosnących w pobliżu szlaków komunikacyjnych. Autorzy stwierdzili istotną, dodatnią korelację pomiędzy zawartością tego pierwiastka i wzrostem natężenia ruchu pojazdów.

8.1.2.6. Efekt cieplarniany

Aktualnym problemem na skalę globalną jest tak zwany efekt cieplarniany (szklarniowy). Skutki tego zjawiska nie pozostaną bez wpływu na reakcję drzew. Z tego powodu prowadzi się szereg badań terenowych i symulacji w warunkach kontrolowanych, aby przewidzieć reakcję drzew na wzrost temperatury i stężenia atmosferycznego CO₂ – głównych czynników efektu cieplarnianego. Ponieważ związane jest to z reakcją drzew na wszystkie omawiane powyżej abiotyczne czynniki stresowe, wpływ efektu cieplarnianego został omówiony oddzielnie w tym rozdziale.

Wpływ wzrostu temperatury

Podjęmowane są coraz częściej próby oceny wpływu ocieplenia klimatu na drzewa, na podstawie wyników pomiarów klimatycznych i obserwacji zmian fenologicznych oraz badań natężenia procesów fizjologicznych i metabolizmu roślin. Na przykład MENZEL (1997), analizując wyniki obserwacji prowadzonych od początku lat 60. w ponad 70 ogrodach botanicznych w Europie, stwierdził, że wzrost temperatury o 1°C powoduje przyspieszenie terminu rozpoczęcia przebarwiania się liści dębu bezszypułkowego o 6dni. D URY i in. (1998) stwierdzili, że wzrost temperatury o 3°C powoduje w liściach dębu szypułkowego drastyczne obniżenie zawartości azotu oraz wzrost poziomu związków fenolowych, w tym szczególnie skondensowanych tanin. Świadczy to o wpływie podwyższonej temperatury na przyspieszenie przemian charakterystycznych dla procesów starzenia się.

Stwierdzono, że w warunkach wysokiej temperatury także rośliny wpływają niekorzystnie na środowisko. Jest to związane z emitowaniem przez liście do atmosfery łatwo lotnych substancji organicznych (VOC – volatile organic compounds), a wśród nich ilościowo dominującego izoprenu (2-metylo-1,3-butadien) i jego pochodnych. Te substancje biorą udział w szeregu reakcji, w których jednymi z produktów są bardzo reaktywne związki o charakterze utleniającym. Zjawisko to dotyczy także dębów. Wpływ wysokiej temperatury oraz intensywnego natężenia światła na wzrost emisji izoprenu i aktywności syntazy izoprenowej w liściach dębu bezszypułkowego stwierdzili SCHNITZLER i in. (1996), a dębu szypułkowego SCHNITZLER i in. (1997) oraz LEHNING i in. (1999). STEINBRECHER i in. (1997) twierdzą, że dąb bezszypułkowy należy do gatunków dębów najsilniej emitujących tego typu związki, w ilościach znacznie większych niż na przykład dąb burgundzki i korkowy. Ponieważ dąb szypułkowy i bezszypułkowy przyczyniają się do emisji do atmosfery izoprenu, prowadzone są badania sezonowych zmian zawartości tego związku. Ich celem jest poszukiwanie modelu pozwalającego prognozować emisję VOC do atmosfery przez dęby (SCHNITZLER i in. 1997). Jednak sugerowana jest również możliwość pełnienia przez izopren i jego pochodne funkcji ochraniającej liście przed krótkookresowym wpływem wysokiej temperatury (SINGSAAS i SHARKEY 1998).

Wpływ podwyższonego stężenia CO₂

Wyniki badań przeprowadzonych przez KERSTIENSA i in. (1995) oraz BEERLINGA i in. (1996) wskazują, że dąb szypułkowy w warunkach podwyższonego stężenia CO₂ charakteryzuje się zdolnością efektywnego wykorzystania wody. Jak wskazują przytoczone przez nich wyniki badań innych autorów, taką zdolność wykazują rośliny bardziej tolerancyjne na suszę. Zdolności tej nie przejawiają na

przykład buk zwyczajny i brzoza omszona. Na tej podstawie autorzy wyciągnęli wniosek, że dąb szypułkowy ma większe potencjalne możliwości przeciwstawienia się negatywnym efektom globalnego ocieplenia niż pozostałe, badane przez nich gatunki. GUEHL i in. (1994) wskazują na bardzo efektywne wykorzystywanie wody w warunkach suszy przez dąb bezszypułkowy. Zaobserwowali oni również obniżenie biomasy liści w stosunku do całkowitej masy rośliny, co jest w tym przypadku pozytywną zmianą. Autorzy stwierdzili, że współczynnik zużycia wody w przeliczeniu na jednostkę uzyskanej biomasy był korzystniejszy przy wyższym stężeniu CO₂. Wyniki badań SCHWANZA i in. (1996) wskazują, że zwiększenie stężenia CO₂ powoduje wzrost aktywności enzymów antyoksydacyjnych w liściach siewek dębu. Dlatego też w warunkach suszy oraz działania toksycznych zanieczyszczeń, którym towarzyszy akumulacja wolnych rodników, podwyższone stężenie CO₂ sprawia, że rośliny są bardziej podatne na tego typu czynniki.

SCHMADEL-HAGEBOLING i in. (1998), badając wpływ ozonu (0,02–0,08 ppm O₃) na 4-letnie siewki dębu bezszypułkowego, wykazali, że gaz ten w warunkach zwiększonego stężenia CO₂ w powietrzu (do 720 ppm) powodował znacznie większe obniżenie aktywności reduktazy azotynowej i syntetazy glutaminowej w liściach, niż przy naturalnym poziomie CO₂ (370 ppm). KURZ i in. (1998) określali wpływ podwyższonego stężenia dwutlenku węgla w atmosferze (720 ppm) na zmiany zawartości związków mających istotny wpływ na „unieszkodliwianie” toksycznych dla roślin wolnych rodników, powstających na skutek działania silnych utleniaczy na przykład ozonu. Autorzy stwierdzili, że podwyższenie stężenia CO₂ niejednakowo wpływało na zmiany poziomu tych związków w liściach siewek dębu szypułkowego – obniżało zawartość glutationu, zwiększało askorbinianu, a nie zmieniało α -tokoferolu.

W miastach, oprócz problemu związanego z obecnością dużych ilości zanieczyszczeń przemysłowych, mamy do czynienia przede wszystkim z podwyższonym stężeniem dwutlenku węgla w powietrzu. Wyniki badań przeprowadzonych przez HEATHA i KERSTIENSA (1997) wskazały, że wzrost stężenia CO₂ o 250 ppm względem naturalnego poziomu powoduje u dębu szypułkowego zwiększenie natężenia fotosyntezy netto o 33% i redukcję przewodnictwa aparatów szparkowych o 34%. Badania przeprowadzone przez VIVIN i in. (1996) u siewek tego gatunku wykazały, że podwyższenie stężenia CO₂ z 350 do 700 ppm przez 22 tygodnie stymuluje wzrost roślin (o 53%), ale powoduje obniżenie stosunku biomasy korzenie : pędy (o 23%) i specyficznej powierzchni liści (o 18% – stosunek powierzchni do masy). Autorzy stwierdzili także wzrost natężenia asymilacji CO₂ o 37% w przeliczeniu na jednostkę suchej masy, a o 71% na jednostkę powierzchni liści, przy jednoczesnym obniżeniu natężenia oddychania części nadziemnej i

podziemnej (odpowiednio o 32% i 26% na jednostkę suchej masy). Podwyższenie stężenia dwutlenku węgla spowodowało również wzrost zawartości azotu w liściach, ale w znacznie mniejszym stopniu niż węgla. W efekcie tego stosunek C : N wzrósł o 13%, a stężenie N obniżyło się o 11%. Nie stwierdzono specyficznego wzrostu pobierania azotu przez drobne korzenie (ilości zakumulowanego N na jednostkę suchej masy korzeni). Świadczy to, że zmiany puli N dotyczą jedynie wzrostu biomasy, a nie funkcji korzeni. Pomiary zawartości azotu w korzeniach oraz w innych intensywnie rosnących tkankach wykazały, że zmiany w zawartości azotu, następujące w wyniku wzrostu biomasy i natężenia fotosyntezy w warunkach podwyższonego stężenia CO₂, wpływają nie tyle na zwiększone pobieranie azotu, co przede wszystkim na jego dystrybucję wewnątrz roślin.

Wyniki badań KERSTIENSA i in. (1995) oraz HEATHA (1998) świadczą, że „wzbogacenie” powietrza w CO₂ zmniejsza wrażliwość dębu szypułkowego na wpływ suszy, rozumianej zarówno jako deficyt pary wodnej w powietrzu, jak i niedostateczną zawartość wody w glebie. Natomiast SCHMADEL-HAGEBOLING i in. (1998) stwierdzili, że zwiększenie stężenia CO₂ w powietrzu (z 370 do 720 ppm), powodowało w młodych liściach siewek dębu szypułkowego, rosnących w warunkach umiarkowanego stresu wodnego, niekorzystne obniżenie zawartości rozpuszczalnych białek i aktywności Rubisco (RuDP5CO).

Wzrost stężenia atmosferycznego CO₂ wpływa na wzrost i rozwój korzeni oraz zachodzące w nich procesy kataboliczne i anaboliczne (CROOKSHANKS i in. 1998). Spośród trzech gatunków (dąb bezszypułkowy, sosna zwyczajna i jesion wyniosły) badanych przez długi okres (20 miesięcy) w warunkach kontrolowanych, zwiększenie stężenia CO₂ do 700 ppm powodowało istotny wzrost długości korzeni. Efekt ten był największy po okresie 6miesiący, przy czym był on najmniejszy w przypadku dębu – wzrost o około 2 razy, a u jesionu o 3,4 razy. Jednocześnie zmniejszała się u wszystkich gatunków specyficzna długość korzeni (stosunek masy/powierzchni). Następowало też zwiększenie poziomu cukrów rozpuszczalnych, z jednoczesnym obniżeniem zawartości skrobi, ale ta cecha była istotnie zależna od gatunku. Redukowane było natomiast natężenie oddychania korzeni u wszystkich tych gatunków.

Przykłady przytoczonych wyników badań wskazują na to, że skutki efektu cieplarnianego – wzrostu temperatury i stężenia atmosferycznego dwutlenku węgla, w znaczącym stopniu wpłyną na wzrost i rozwój drzew. Obydwa gatunki dębów należą do wrażliwych na tego typu zmiany klimatu.

8.1.3. PODSUMOWANIE

Dęby należą do gatunków stosunkowo wrażliwych, zarówno na działanie niskich, jak i wysokich temperatur. Na wpływ wysokiej temperatury szczególnie wrażliwym jest dąb szypułkowy. Dotyczy to porównania z drzewami innych rodzajów oraz z innymi gatunkami dębów, na przykład znacznie mniej wrażliwym dębem czerwonym. Na działanie niskiej temperatury dąb szypułkowy jest bardziej odporny od dębu bezszypułkowego.

Dęby oceniane są jako stosunkowo tolerancyjne na wpływ suszy. Spośród dwóch omawianych gatunków dębów na wpływ suszy bardziej tolerancyjny jest dąb bezszypułkowy, a mniej szypułkowy. Obydwa te gatunki są klasyfikowane jako średnio wrażliwe i wrażliwe na zalewanie gruntów, a bardzo wrażliwe, gdy jest to woda stagnująca. Dąb szypułkowy jest nieznacznie bardziej tolerancyjny na ten rodzaj stresu niż bezszypułkowy.

W porównaniu do innych gatunków drzew liściastych, a także w ramach rodzaju *Quercus*, dęby szypułkowy i bezszypułkowy charakteryzują się małą wrażliwością na działanie chlorku sodowego, używanego powszechnie do odładzania dróg. Dąb szypułkowy oceniany jest jako bardziej tolerancyjny na zasolenie od dębu bezszypułkowego

Obydwa gatunki dębów są tolerancyjne na wpływ gazów o charakterze utleniającym – O_3 , PAN, NO_x , kwasowym – SO_2 i zasadowym – NH_3 oraz stosunkowo mało wrażliwe na działanie związków fluoru i toksycznych metali.

Przez większość badaczy dęby szypułkowy i bezszypułkowy zaliczone zostały do gatunków znoszących nawet najtrudniejsze warunki miejskie. Nie powinny jednak rosnąć w miejscach zbyt zacienionych.

Polska Akademia Nauk,
Instytut Dendrologii
ul. Parkowa 5
62-035 Kórnik

LITERATURA

- ABRAMS M. D. 1990. Adaptations and responses to drought in *Quercus* species of North America. *Tree Physiol.* 7: 227–238.
- ALAOUI-SOSSE B., SEHMER L., BARNOLA P., DIZENGREMEL P. 1998. Effect of NaCl salinity on growth and mineral partitioning in *Quercus robur* L. a rhythmically growing species. *Trees* 12: 424–430.

- AL GHARBI A., HIPKINS C. R. 1984. Studies on nitrate reductase in british angiosperm. I. A comparison of nitrate reductase activity in ruderale, woodland-edge and woody species. *New Phytol.* 97: 629–639.
- ASCHE N., BEESE F. 1987. Schwefeldioxid-Belastung und Sulfat-Deposition in einem emissionsnah gelegenen Waldökosystem. *Allg. Forstsztschr.* 34: 868–870.
- ARANDA I., GIL L., PARDOS J. 1996. Seasonal water relations of three broadleaved species (*Fagus sylvatica* L., *Quercus petraea* (MATTUSCHKA) LIEBL. and *Quercus pyrenaica* WILLD.) in a mixed stand in the centre of the Iberian Peninsula. *For. Ecol. Manage.* 84: 219–229.
- ASTHALTER K. 1984. Trockenperioden und Waldschäden aus forstgeschichtlicher und standortkundlicher Sicht. *Allg. Forstsztschr.* 39: 549–551.
- ASTRADE L., BEGIN Y. 1997. Tree-ring response of *Populus tremula* L. and *Quercus robur* L. to recent spring floods of the Saone River, France. *EcoSci.* 4: 232–239.
- BACHTTELL K. R., GREEN T. L. 1985. Two winters with record cold: why was one a killer and the other not so bad? *American Nurseryman* 162: 53–56, 58–61.
- BARRICK W. E., DAVIDSON H. 1980. Deicing salt spray injury in Norway maple as influenced by temperature and humidity treatments. *HortSc.* 15: 203–205.
- BARZDAJN W., CEITEL J., SIENKIEWICZ A., ZIENTARSKI J. 1992. Wpływ nawożenia kompensacyjnego na wzrost wybranych gatunków drzewiastych na powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Włocławek. PTPN, Prace z Zakresu Nauk Leśnych 74: 3–15.
- BAULE H., FRICKER C. 1973. Nawożenie drzew leśnych. PWRiL, Warszawa: 316 ss.
- BECKER M., NIEMINEN T. M., GEREMIA F. 1994. Short-term variations and long-term changes in oak productivity in northeastern France. The role of climate and atmospheric CO₂. *Ann. Sci. For.* 51: 477–492.
- BEDNARZ Z. 1994. Niedobory wody przyczyną depresji przyrostowych u dębu (*Quercus robur* L.) w Puszczy Niepołomickiej. *Sylwan* 138(10): 29–41.
- BEDNARZ Z., PTAK J. 1990. The influence of temperature and precipitation on ring widths of oak (*Quercus robur* L.) in the Niepołomice Forest near Cracow, southern Poland. *Tree Ring Bull.* 50: 1–10.
- BEERLING D. J., CHALONER W. G. 1993. The impact of atmospheric CO₂ and temperature change on stomatal density: observations from *Quercus robur* lammas leaves. *Ann. Bot.* 71: 231–235.
- BEERLING D. J., HEATH J., WOODWARD F. I., MANSFIELD T. A. 1996. Drought-CO₂ interactions in trees: observations and mechanisms. *New Phytol.* 134: 235–242.
- BELKACEM S., NYS C. 1995. Consequences of liming and gypsum top-dressing on nitrogen and carbon dynamics in acid forest soils with different humus forms. *Plant Soil* 173: 79–88.
- BERGER T. W., GLATZEL G. 1994. Deposition of atmospheric constituents and its impact on nutrient budgets of oak forests (*Quercus petraea* and *Quercus robur*) in Lower Austria. *For. Ecol. Manage.* 70: 183–193.
- BERGMANN W. 1983. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen: Entstehung und Diagnose. Gustav Fischer Verlag, Jena: 614 ss.
- BERKI I. 1991. Eichensterben in Nordungarn: die Rolle des Nährstoffmangels. *Allg. Forstsztschr.* 46: 74–78.
- BEWLEY R. J. F., CAMPBELL R. 1978. Scanning electron microscopy of oak leaves contaminated with heavy metals. *Trans. British Mycol. Soc.* 71: 508–511.

- BIAŁOBOK S. 1978. Ochrona roślin w najbliższym otoczeniu człowieka. W: Ochrona i kształtowanie środowiska przyrodniczego: 255–284. Zakł. Ochr. Przyr. PAN, Kraków.
- BIAŁOBOK S. 1979. Identification of resistant or tolerant strains and artificial selection or production of such strains in order to protect vegetation from air pollution. Symp. on the effects of air-borne pollution on vegetation. UN ECE, Warsaw, 20–24 August 1979: 16 ss.
- BIAŁOBOK S. 1984. Controlling atmospheric pollution. W: TRESHOW M. (red.). Air pollution and plant life. 18: 451–478. John Wiley and Sons. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- BIAŁOBOK S. 1988. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na roślinność. LOP, Warszawa: 76ss.
- BIAŁOBOK S. (red.) 1989. Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne. t. 21. PWN, Poznań: 499 ss.
- BIAŁOBOK S., OLEKSYN J., RACHWAŁ L. 1984. Selection of trees and shrubs for forest restructuring in industrial regions. 8.4. W: GRODZIŃSKI W., WEINER J., MAYCOCK P. F. (red.). Forest ecosystems in industrial regions. Ecological Studies 49: 239–244. Springer-Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo.
- BLANK R. 1997. Ringporigkeit des Holzes und hässige Entlaubung durch Insekten als spezifische Risikofaktoren der Eichen. Forst und Holz 52: 235–242.
- BLOM C. W. P. M. 1999. Adaptations to flooding stress: from plant community to molecule. Plant Biol. 1: 261–273.
- BORTIER K., VANDERMEIREN K., TEMMERMAN L., CEULEMANS R. 1997. Critical tropospheric ozone levels: preliminary results of ozone fumigation of trees. W: MOHREN G. M. J., KRAMER K., SABATE S. (red.) Impacts of global change on tree physiology and forest ecosystems. Proceedings of the international conference on impacts of global change on tree physiology and forest ecosystems, held 26–29 November 1996, Wageningen, the Netherlands. 1997: 135–139.
- BRANIEWSKI S. 1983. Wpływ pyłów zawierających metale ciężkie na rozwój sadzonek drzew leśnych. Sylwan 127(11): 27–39.
- BREDA N., COCHARD H., DREYER E., GRANIER A. 1993a. Field comparison of transpiration, stomatal conductance and vulnerability to cavitation of *Quercus petraea* and *Quercus robur* under water stress. Ann. Sci. For. 50: 571–582.
- BREDA N., COCHARD H., DREYER E., GRANIER A. 1993b. Water transfer in a mature oak stand (*Quercus petraea*): seasonal evolution and effects of a severe drought. Can. J. For. Res. 23: 1136–1143.
- BREEMEN N. VAN., DIJK H. F. G. VAN. 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. Environ. Pollut. 54: 249–274.
- BROGOWSKI Z., CZERWIŃSKI Z., PRACZ J. 1977. Stan równowagi jonowej a odporność drzew i krzewów parkowych na NaCl. Roczn. Nauk Roln. A. 102: 51–64.
- BUCHER J. B. 1975. Zur Phytotoxizität der nitrosen Gases Eine Literaturübersicht. Schweizer. Ztschr. Forstw. 126: 373–391.
- BUES C. T., SCHULZ H. 1990. Festigkeit und Feuchtegehalt von Eichenholz aus Waldschadensgebieten. Holz als Roh- und Werkstoff 48: 85–89.
- BUGAŁA W., CHYLARECKI H., BOJARCZUK T. 1984. Dobór drzew i krzewów do obsadzania ulic i placów w miastach z uwzględnieniem kryteriów rejonizacji. Arbor. Kórnickie 29: 35–62.

- BURG J. VAN DEN. 1981. Tabellarisch overzicht van de gevoeligheid van gevoeligheid van bomen en struiken voor strooizout Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw „De Dorschkamp”, Wageningen, Repport 252: 24 ss.
- BURG J. VAN DEN, KOPINGA J. 1981. De gevoeligheid van bomen voor strooizout. Tuin en Landschap 3: 28–31.
- BUSE A., GOOD J. E. G., DURY S., PERRINS C. M. 1998. Effects of elevated temperature and carbon dioxide on the nutritional quality of leaves of oak (*Quercus robur* L.) as food for the winter moth (*Operophtera brumata* L.). *Funct. Ecol.* 12: 742–749.
- CARLSON R. W. 1979. Reduction in the photosynthetic rate of *Acer*, *Quercus* and *Fraxinus* species caused by sulphur dioxide and ozone. *Environ. Pollut.* 18: 159–170.
- CEULEMANS R., SAUGIER B. 1991. Photosynthesis. W: RAGHAVENDRA A. S. (red.). *Physiology of trees*: 21–50. Wiley-Interscience Publication. New York, Chivhester, Brishane, Toronto, Singapore.
- CHAAR H., COLIN F. 1999. Impact of late frost on height growth in young sessile oak regenerations. *Ann. For. Sci.* 56: 417–429.
- CHARRIER B., JANIN G., HALUK J. P., MOSEDALE J. R. 1995. Colour and chemical characteristics of moon rings in oakwood. *Holzforschung* 49(4): 287–292.
- CHMARA I., CHMARA S. 1991. Topfversuch zur Trockenresistenz der Eiche. *Allg. Forstztzshr.* 46: 230–231.
- CIŽKOVÁ R. 1988. Vliv růstových regulátorů a umělého kyselého deště na semenáčky dubu a buku. *Lesnictví* 34: 147–160.
- CIŽKOVÁ R. 1990. Acidification stress of root environment as related to endogenous cytokinins and gibberelins in oak seedlings. *Biol. Plant.* 32: 97–103.
- COCHARD H., BREDAN., GRANIER A., AUSSENAC G. 1992. Vulnerability to air embolism of three European oak species (*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL., *Q. pubescens* WILLD., *Q. robur* L.). *Ann. Sci. For.* 49: 225–233.
- COLIN-BELGRAND M., DREYER E., BIRON P., BELGRAND M. 1991. Sensitivity of seedlings from different oak species to waterlogging: effects on root growth and mineral nutrition. *Ann. Sci. For.* 48: 193–204.
- COLLET C., GUEHL J. M. 1997. Osmotic adjustment in sessile oak seedlings in response to drought. *Ann. Sci. For.* 54: 389–394.
- CORNELIO P. 1999. Arboreal buffer zones: the Diana farm estate experience (Treviso). *Sherwood Foreste ed Alberi Oggi* 5: 19–23.
- CORNIG., SCHMITT A. 1971. Action de l'ombrage sur le dégagement de CO₂ à la lumière de *Quercus sessiliflora* SALIB. *Physiol. Véget.* 9: 453–460.
- COX R. M. 1992. Air pollution effects on plant reproductive processes and possible consequences to their population biology. W: BARKER J. R., TINGEY D. T. (red.). *Air pollution effects on biodiversity*: 131–158. Van Nostrand Reinhold, New York.
- CRESS W. A., JOHNSON G. V. 1987. The effect of three osmotic agents on free proline and amino acid pools in *Atriplex canescens* and *Hilaria jamesii*. *Can. J. Bot.* 65: 799–801.
- CROOKSHANKS M., TAYLOR G., BROADMEADOW M. 1998. Elevated CO₂ and tree root growth: contrasting responses in *Fraxinus excelsior*, *Quercus petraea* and *Pinus sylvestris*. *New Phytol.* 138: 241–250.
- CUTINI A., NOCENTINI L. 1998. Responses of *Quercus petraea* and *Quercus cerris* seedlings to different light and water conditions. *Monti e Boschi* 49: 34–38.

- CZECH T., HARTMANN G., TOMICZEK C. (red.). 1998. Disease/environment interactions in forest decline. Proc. workshop IUFRO Working Party 7.02.06. Vienna, Austria, March 16–21: 204 ss.
- CZYŻ A., GODZIK S., GRESZTA J., OLSZOWSKI J. 1968. Wpływ przemysłowych zanieczyszczeń powietrza na glebę i lasy w wybranych rejonach województwa katowickiego. Ochr. Przyr. 33: 309–338.
- DAVIS D. D., WILHOUR R. G. 1976. Susceptibility of woody plants to sulfur dioxide and photochemical oxidants. A literature review. Cornwallis Environ. Res. Lab. US Environ. Protect Agency. EPA-660/3–76–102.
- DÄSSLER H. G., BÖRTITZ S. 1982. Untersuchungen zur Wirkung von Exhalaten aus Feuerzinkereien auf die Vegetation. Archiv Naturschutz u. Landschaftsforschung 22: 157–167.
- DEANS J. D., HARVEY F. J. 1995. Phenologies of sixteen European provenances of sessile oak growing in Scotland. Forestry, Oxford 68: 265–273.
- DEANS J. D., HARVEY F. J. 1996. Frost hardiness of 16 European provenances of sessile oak growing in Scotland. Forestry, Oxford 69(1): 5–11.
- DÉCOURT N. 1976. Étude du deperissement des peuplements forestiers de l'agglomération Rouennaise. Rapport sur les travaux effectués pendant la première année d'étude (1975–1976). Documents, Centre de Recherches Forestières d'Orléans 76–17: 34 ss.
- DELATOUR C. 1983. Les dépréssions des chênes en Europe. Rev. For. Franc. 35: 265–282.
- DICKSON R. E., TOMLINSON P. T. 1996. Oak growth, development and carbon metabolism in response to water stress. Ann. Sci. For. 53: 181–196.
- DIEM B., ZIEGLER R. 1990. Wasser-, Chlorophyll-, Kohlehydrat- und Stickstoffgehalt immissionsgeschädigter Eichen. Allg. Forstztschr. 11: 261–262.
- DISTER E. 1983. Zur Hochwassertoleranz von Auenwaldbäumen an lehmigen Standorten. Verhandl. Gesellsch. Ökologie. 10: 325–336.
- DOCHINGER L. S. 1971. The symptoms of air pollution injuries to broad-leaves forest trees. 5th IUFRO Congress, Sec.24. Fume Damage. Gainesville: 30 ss.
- DOMAŃSKI S. 1982. Bjerkandera adusta on young *Quercus rubra* and *Quercus robur* injured by late spring frosts in the Upper Silesia industrial district of Poland. Eur. J. For. Path. 12: 406–413.
- DOMAŃSKI S., KOWALSKI S., KOWALSKI T. 1977. Grzyby występujące w drzewostanach objętych szkodliwym oddziaływaniem emisji przemysłowych w Górnośląskim i Krakowskim Okręgu Przemysłowym. V. Grzyby zasiedlające nadziemne części drzew w przebudowanych drzewostanach w latach 1971–1975. Acta Mycol. 13: 229–243.
- DRAAIJERS G. P. J., EK R. VAN, MEIJERS R. 1992. Research on the impact of forest stand structure on atmospheric deposition. Environ. Pollut. 75: 243–249.
- DRAGSTED J. 1996. Træers forhold til salinitet. En behandling af træers reaktion på salt- og ionstress med vægt på arter fra den tempererede klimazone. Forskningsserien Forskningscentret for Skov and Landskab 17: 51 ss.
- DRAGSTED J., KUBIN E. 1990. Some results from Danish investigations in salt stress on trees. Proceedings of the SNS Seminar "Stress in Nature", Oulanka, Finland, September 11–14, 1989. Aquilo., Ser. Bot. 29: 21–23.
- DREYER E., AUSSÉNAC G. (red.). 1996. Ecology and physiology of oaks in a changing environment. Ann. Sci. For. 53: 161–793.

- DREYER E., EPON D., MATIG O. E. Y. 1992. Photochemical efficiency of photosystem II in rapidly dehydrating leaves of 11 temperate and tropical tree species differing in their tolerance to drought. *Ann. Sci. For.* 49: 615–625.
- DREYER E., TARDIEU F., SCHULZE E.D., STILLER V., DIZENGREMEL P., SEHMER L., LABEL P. 1995. Regulation of photosynthetic activity in forest trees during drought. W: SANDERMANN H. JR., BONNET MASIMBERT M. (red.). *Eurosilva: contribution to forest tree physiology. Results from Eurosilva projects, presented at Dourdan, France, 7–10 November 1994. Les Colloques* 76: 339–368.
- DUCOUSSO A., GUYON J. P., KREMER A. 1996. Latitudinal and altitudinal variation of bud burst in western populations of sessile oak [*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.]. *Ann. Sci. For.* 53: 775–782.
- DURY S. J., GOOD J. E. G., PERRINS C. M., BUSE A., KAYE T. 1998. The effects of increasing CO₂ and temperature on oak leaf palatability and the implications for herbivorous insects. *Global Change Biol.* 4: 55–61.
- DURYEA M. L., BLAKESLEE G. M., HUBBARD W. G., VASQUEZ R. A. 1996. Wind and trees: a survey of homeowners after Hurricane Andrew. *J. Arboricult.* 22: 44–50.
- DYNOWSKA M. 1996. Attempt at application of *Microsphaera alphitoides* GRIFF. et MAUBL. in bioindication. *Phytopathol. Polonica* 11: 93–96.
- EBERMANN R., KORORI S. A. A., LICKL E. 1991. Temperature dependent alterations of peroxidase and amylase isoenzymes in *Quercus robur*. *Phyton Horn* 31: 121–128.
- EK R. VAN., DRAAIJERS G. P. J. 1994. Estimates of atmospheric deposition and canopy exchange for three common tree species in the Netherlands. *Water Air Soil Pollut.* 73: 61–82.
- EKLUND M. 1995. Cadmium and lead deposition around a Swedish battery plant as recorded in oak tree rings. *J. Environ. Quality* 24: 126–131.
- ELIAS P. 1978. Water deficit of plants in an oak-hornbeam forest. *Preslia* 50: 173–188.
- EPON D., DREYER E. 1990. Stomatal and non stomatal limitation of photosynthesis by leaf water deficits in three oak species: a comparison of gas exchange and chlorophyll a fluorescence data. *Ann. Sci. For.* 47: 435–450.
- EPON D., DREYER E. 1992. Effects of severe dehydration on leaf photosynthesis in *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.: photosystem II efficiency, photochemical and nonphotochemical fluorescence quenching and electrolyte leakage. *Tree Physiol.* 10: 273–284.
- EPON D., DREYER E. 1993a. Long-term effects of drought on photosynthesis of adult oak trees [*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. and *Quercus robur* L.] in a natural stand. *New Phytol.* 125: 381–389.
- EPON D., DREYER E. 1993b. Photosynthesis of oak leaves under water stress: maintenance of high photochemical efficiency of photosystem II and occurrence of non-uniform CO₂ assimilation. *Tree Physiol.* 13: 107–117.
- EPON D., DREYER E. 1996. Starch and soluble carbohydrates in leaves of water-stressed oak saplings. *Ann. Sci. For.* 53: 263–268.
- EPON D., DREYER E., BREDA N. 1992. Photosynthesis of oak trees [*Quercus petraea* (MATT.) LIEBL.] during drought under field conditions: diurnal course of net CO₂ assimilation and photochemical efficiency of photosystem II. *Plant Cell Environ.* 15: 809–820.
- EPON D., TOUSSAINT M. L., BADOT P. M. 1999. Effects of sodium chloride salinity on root growth and respiration in oak seedlings. *Ann. For. Sci.* 56: 41–47.

- EVSTIGNEEV O. I. 1988. Osobennosti razvitiya širokolistvennykh derev'ev pod pologom lesa pri razlichnoj osveščenosti. Bot. Zhurn. 73: 1730–1736.
- FARAGE P. K. 1996. The effect of ozone fumigation over one season on photosynthetic processes of *Quercus robur* seedlings. New Phytol. 134(2): 279–285.
- FARAGE P. K., LONG S. P. 1995. An in vivo analysis of photosynthesis during short-term O₃ exposure in three contrasting species. Photosynt. Res. 43: 11–18.
- FARSKÝ O. 1957. Škodlivé následky červcové povodně v lužních lesích na Gabčíkovsku v roce 1954. Lesní Časopis 3: 100–157.
- FELLNER R., PESKOVA V. 1995. Effects of industrial pollutants on ectomycorrhizal relationships in temperate forests. Fifth International Mycological Congress, Vancouver, BC, August 14–21, 1994. Can. J. Bot. 73(Suppl. 1, sect.E-H): 1310–1315.
- FISKESJO G. 1989. Aluminium toxicity in root tips of *Picea abies* L. KARST., *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. Hereditas Landskrona 111: 149–157.
- FLÜCKIGER W., OERTLI J. J. 1978. Der Einfluss verkehrsbedingter Luftverunreinigung auf den Befall der Eiche durch *M. alphioides*. Phytopathol. Ztschr. 93: 363–366.
- FORT C., FAUVEAU M. L., MULLER F., LABEL P., GRANIER A., DREYER E. 1997. Stomatal conductance, growth and root signaling in young oak seedlings subjected to partial soil drying. Tree Physiol. 17: 281–289.
- FREER-SMITH P. H., READ D. B. 1995. The relationship between crown condition and soil solution chemistry in oak and Sitka spruce in England and Wales. For. Ecol. Manage. 79: 185–195.
- FRIEDLANDER S. K. 1977 (red.). Plants and microorganisms. W: Ozone and other phytochemical oxidants: 437–585. NAS, Washington, D.C.
- FROLOV A. K., EKSTEIN D., LIESE W. 1984. Anatomic und Pigmentgehalt der Blätter von Strassenbäumen. Angewandte Bot. 58: 345–358.
- GARBAYE J., CHURIN J. L. 1997. Growth stimulation of young oak plantations inoculated with the ectomycorrhizal fungus *Paxillus involutus* with special reference to summer drought. For. Ecol. Manage. 98: 221–228.
- GARBER K. 1967. Luftverunreinigung und ihre Wirkungen. Borntaeger, Berlin: 279 ss.
- GARSED S. G., FARRAR J. F., RUTTER A. J. 1979. The effects of low concentration of sulphur dioxide on the growth of four broadleaved tree species. J. Appl. Ecol. 16: 217–226.
- GODZIK S., FLORKOWSKI T., PIOREK S., SASSEN M. M. A. 1979. An attempt to determine the tissue contamination of *Quercus robur* L. and *Pinus sylvestris* L. foliage by particulates from zinc and lead smelters. Environ. Pollut., Ser. A 18: 97–106.
- GREENWAY H., MUNNS R. 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. Annu. Rev. Plant Physiol. 31: 149–190.
- GRESZTA J., BITKA R., SUCHANEK R. 1979. Wpływ pyłów hutnictwa metali nieżelaznych na kiełkowanie nasion *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, *P. rigida*, *Picea abies*, *Quercus robur*. Sylwan 123(1): 7–15.
- GRESZTA J., PANEK E. 1989. Wpływ metali ciężkich na drzewa. W: BIAŁOBOK S. (red.). Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne. 21: 195–222. PWN, Poznań–Warszawa.
- GRODZIŃSKA K. 1971. Acidification of tree bark as a measure of air pollution in southern Poland. Bull. Acad. Polon. Sci., Serie Sci. Biol. 19: 189–195.
- GRUNDMANN V. 1997. Verjungung auf Windwurfflächen. Allg. Forst Zeitschrift Waldwirt. U. Umweltvorsorge 52: 974–976.

- GUDERIAN R., HAUT H. VAN, STRATMANN H. 1969. Experiments on HF concentrations harmful to plants. Forschungsberichte des Landes Nordrhein-Westfalen, Koln. 2017. 54 ss.
- GUEHL J. M., PICON C., AUSSENAC G., GROSS P., SCARASCIA-MUGNOZZA G. E. 1994. Interactive effects of elevated CO₂ and soil drought on growth and transpiration efficiency and its determinants in two European forest tree species. *Tree Physiol.* 14: 707–724.
- GULLNER G., UOTILA M., KOMIVES T. 1998. Responses of glutathione and glutathione S-transferase to cadmium and mercury exposure in pedunculate oak (*Quercus robur*) leaf discs. *Bot. Acta* 111: 62–65.
- GUNZL L. 1999. Forest development in the nature reserve Marchauen. *Forderungsdienst* 47: 14–19. [TREECD 1997–2000/1]
- HAASEMANN W. 1996. Vorkommen von Traubeneiche und Stieleiche in Sachsen. *Allg. Forst Zeitschr. Waldwirt. U. Umweltvorsorge* 51: 993–996.
- HAGEMEYER J. 1995. Radial distributions of Cd in stems of oak trees (*Quercus robur* L.) re-analyzed after 10 years. *Trees* 9: 200–203.
- HAGEMEYER J., BRECKLE S. W. 1986. Cadmium in den Jahrringen von Eichen: Untersuchungen zur Aufstellung einer Chronologie der Immissionen. *Angewandte Bot.* 60: 161–174.
- HALBWACHS G. 1984. Organismal responses of higher plants to atmospheric pollutants: Sulphur dioxide and fluoride. W: TRESHOW M. (red.). *Air pollution and plant life: 175–214.* John Wiley and Sons Ltd. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- HALBWACHS G. 1989. Physiological responses to air pollution. *Ann. Sci. For.* 46(Suppl.): 536–542.
- HÄLLGREN J. E., STRAND M., LUNDMARK T. 1991. Temperature stress. W: RAGHAVENDRA A. S. (red.). *Physiology of trees: 301–335.* A Wiley-Interscience Publication. New York, Chivhester, Brishane, Toronto, Singapore.
- HAMMOND P. B. (red.). 1972. Lead and plants. W: Lead: 33–46. NAS, Washington, D.C.
- HAN S. S. 1991. Ecophysiological interpretations on the water relations parameters of trees. (VI). Diagnosis of drought tolerance by the P-V curves of twenty broad-leaved species. *J. Korean For. Sci.* 80: 210–219.
- HARBORNE J. B. 1997a. Biochemiczne podstawy adaptacji do warunków klimatycznych II. W: JURKOWSKA K. (red.). *Ekologia Biochemiczna: 21–35.* PWN, Warszawa.
- HARBORNE J. B. 1997b. Biochemiczna adaptacja do warunków glebowych III. W: JURKOWSKA K. (red.). *Ekologia Biochemiczna: 35–45.* PWN, Warszawa.
- HARTMANN G., BLANK R. 1992. Winter frost, insect defoliation and attack *Agrilus biguttatus* as causal factors in the complex of oak decline in northern Germany. *Forst und Holz* 47(15): 443–452. [TREECD 1997–2000/1]
- HARTMANN G., BLANK R. 1998. Recent outbreak of oak decline in Lower Saxony – cause and prevention. *Forst und Holz* 53: 733–735. [TREECD 1997–2000/1]
- HARTMANN G., NIENHAUS F., BUTIN H. 1988. *Farbatlas Waldschaden: Diagnose von Baumkrankheiten.* Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 256 ss.
- HAUG I., PRITSCH K., OBERWINKLER F. 1992. Der Einfluss von Düngung auf Feinwurzeln Mykorrhizen im Kulturversuch und im Freiland. *Forschungsbericht KfK-PEF 97 Kernforschungszentrum Karlsruhe.*

- HAUT H. VAN 1975. Kurzzeitversuche zur Ermittlung der relativen Phytotoxizität von Stickstoffdioxid. Staub- einhalt Luft 35: 187–193.
- HAWRYŚ Z. 1984. Sensitivity of some deciduous trees to sulfur compounds and heavy metals. Ekol. Polska 32: 103–124.
- HAWRYŚ Z. 1987. Przeżywalność i wzrost drzew i krzewów w warunkach silnego skażenia powietrza związkami siarki i metali ciężkich. W: STWECKI R. (red.) Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. Materiały II Krajowego Sympozjum, Kórnik, 16–19 maja 1984: 247–255. Wydawnictwo Naukowe UAM, Poznań.
- HEAGLE A. S. 1982. Interactions between air pollutants and parasitic plant diseases. W: UNSWORTH M. H., ORMROD D. P. (red.). Effects of gaseous air pollutants in agriculture and horticulture: 333–348. Butterworths, London.
- HEATH J. 1998. Stomata of trees growing in CO₂ enriched air show reduced sensitivity to vapour pressure deficit and drought. Plant Cell Environ. 21: 1077–1088.
- HEATH J. KERSTIENS G. 1997. Effects of elevated CO₂ on leaf gas exchange in beech and oak at two levels of nutrient supply: consequences for sensitivity to drought in beech. Plant Cell Environ. 20: 57–67.
- HEES A. F. M. VAN. 1997. Growth and morphology of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings in relation to shading and drought. Ann. Sci. For. 54: 9–18.
- HENKIN R. I. 1979. Zinc in plants. W: Zinc: 63–86. University Park Press, Baltimore.
- HEUER E. 1996. Begründung von Mischbeständen aus Laub- und Nadelbäumen unter Schirm von Kiefernaltbeständen. Allg. Forst Ztschr. Waldwirt. u. Umweltvorsorge 51: 724–727.
- HIGGS K. H., WOOD V. 1995. Drought susceptibility and xylem dysfunction in seedlings of 4 European oak species. Ann. Sci. For. 52: 507–513.
- HINDAWI L. J. 1970. Air pollution injury to vegetation. U.S. Dept. Health. Education and Welfare. National Air Pollution Control Administration. Raleigh, North Carolina: 44 ss.
- HOLMES F. W. 1961. Salt injury to trees. Phytopathol. 51: 712–718.
- HOLMGREN P., JARVIS P. G., JARVIS M. S. 1965. Resistance to carbon dioxide and water vapor transfer in leaves of different plant species. Physiol. Plant. 18: 557–573.
- HOLUB Z., OSTROLUCKÁ M. G. 1988. To the question of direct influence of acid rain on the function of pollen of forest trees. Ekológia, Bratislava 7: 271–280.
- HOSTER H. R. 1979. Xylem structure of roadside trees in urban environment. W: Abstracts of papers to be presented at the wood anatomy congress of the Afro-European regional group of the International Association of Wood Anatomists, the Wood Quality Subject Group of IUFRO division V, and of the Plant Morphology and Anatomy Section of the Royal Botanical Society of the Netherlands, held at the Royal Tropical Institute, Amsterdam, Aug. 27–30, 1979. IAWA Bulletin 2/3: 37–38.
- HOVE L. W. A. VAN., ADEMA E. H. 1996. The effective thickness of water films on leaves. Atmosph. Environ. 30: 2933–2936.
- HUGHES P. R., LAURENCE J. A. 1984. Relationship of biochemical effects of air pollutants on plants to environmental problems: Insect and microbial interactions. W: KOZIOL M. J., WHATLEY F. R. (red.). Gaseous air pollutants and plant metabolism: 361–377. Butterworths, London.

- HUTTUNEN S. 1984. Interactions of disease and other stress factors with atmospheric pollution. W: TRERSHOW M. (red.). Air pollution and plant life: 321–356. John Wiley and Sons Ltd. Chichester, New York, Brisbane, Toronto, Singapore.
- ISAKOV V. N. 1987. Ecological variability in the leaf morphology of some woody species. Trudy Latviiskoi Sel'skokhozyaistvennoi Akademii 242: 41–47. [FA. 52: 1458 (1991).]
- JAMRICH V. 1973. Fluor-intoxication and proportions in acidity of leaves as photosynthesizing organs. Zbornik Vedeckych Prac Lesnickej Fakulty VŠLD vo Zvolene 15: 35–51.
- JAMRICH V. 1984. Möglichkeiten der Klassifizierung der Widerstandsfähigkeit von Gehölzen unter den Bedingungen der Fluorintoxikation mit Hilfe von Okularsymptomen der Beschädigung. Folia Dendrol. 11: 83–107.
- JANSON L., SZCZYGIEL K. 1992a. Wpływ dwutlenku siarki na niektóre procesy fizjologiczne siewek sosny, świerka, modrzewia i dębu. V Ogólnopolska Konferencja „Mechanizmy regulacji morfogenezy roślin oraz ich funkcjonowanie w warunkach stresowych i zanieczyszczenia środowiska”. Rogów, 15–16 czerwca 1992: 134.
- JANSON L., SZCZYGIEL K. 1992b. Wpływ dwutlenku siarki na fizjologiczne procesy u siewek sosny, świerka, modrzewia i dębu. Prace IBL. 732: 17–29.
- JÄGER H. J. 1982. Biochemical indication of an effect of air pollution on plants. W: STEUBING L., JÄGER H. J. (red.) Monitoring of air pollutants by plants: 99–107. Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- JIROVEC R., DURBAL K. 1996. Transport and accumulation of heavy metals in soil and plants of a wetland ecosystem. Sbornik Jihočeska Univerzita Zemedelska Fakulta, Ceske Budejovice. Fytotechnicka Rada 13: 5–14.
- JONSSON A., EKLUND M., HAKANSSON K. 1997. Heavy metals in the environment. Heavy metals of the 20th century recorded in oak tree rings. J. Environ. Quality 26: 1638–1643.
- KAHN M. 1994. Modellierung der Höhenentwicklung ausgewählter Baumarten in Abhängigkeit vom Standort. Forstliche Forschungsberichte München 141: 204 ss.
- KALAN J. 1988. O ugotavljanju imisij žvepla in fluora v gozdu. Gozdarski Vestnik 46: 271–273.
- KAMIN H. 1979 (red.). 1979. Toxicology. W: Ammonia: 195–264. University Park Press, Baltimore.
- KARDELL L. 1995. The occurrence of various heavy metals in tree rings of oak (*Quercus robur* L.) and pine (*Pinus sylvestris* L.) after traffic-rerouting and mining shutdown. Rapport Institutionen for Skoglig Landskapsvard, Sveriges Lantbruksuniversitet. 1995, No. 62, 40 ss.
- KARDELL L., LARSSON J. 1978. Lead and cadmium in oak tree rings (*Quercus robur* L.). Ambio 7: 117–121.
- KARNOSKY D. F. 1981. Chamber and field evaluation of air pollution tolerances of urban trees. J. Arboricult. 7: 99–105.
- KAROLEWSKI P. 1989. Oddziaływanie zanieczyszczeń przemysłowych na procesy fizjologiczne i metabolizm roślin. W: BIAŁOBOK S. (red.). Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne. 21: 273–339. PWN, Poznań.
- KAROLEWSKI P., GIERTYCH M. J., OLEKSYN J., ŻYTKOWIAK R. 2005. Differential reaction of *Pinus sylvestris*, *Quercus robur* and *Q. petraea* trees to nitrogen and sulfur pollution. Water Air Soil Pollut. 160: 95–108.

- KAROLEWSKI P., GIERTYCH M. J., TEMMERMAN L. O. DE. 1998. Wpływ skażenia związkami azotu i siarki na makro- i mikroelementy oraz fenole u sosny zwyczajnej i dębu szypułkowego i bezszypułkowego. W: GRZESIAK S., SKOCZKOWSKI A., MISZAŁSKI Z. (red.). Ekofizjologiczne aspekty reakcji roślin na działanie abiotycznych czynników stresowych. Int. Sci. Meeting. Kraków, 12–14 June 1997: 199–202.
- KAROLEWSKI P., GIERTYCH M. J., ŻYTKOWIAK R., OLEKSYN J., STOCHMAL A., OLESZEK W. 2000. Zróżnicowanie w reakcji sosny zwyczajnej i dębu szypułkowego na zanieczyszczenie środowiska przez związki azotu i siarki. W: OLESZEK W. (red.). Biochemiczne interakcje w oddziaływaniach środowiskowych. IUNG, Puławy 2–3.10. 2000: 19–20.
- KAWECKA A. 1981. Próby kształtowania fitocenoz w warunkach działania emisji związków azotu. *Sylvan* 125(4): 41–49.
- KELLER T. 1982. Physiological bioindications of an effect of air pollution on plants. W: STEUBING L., JÄGER H. J. (red.) Monitoring of air pollutants by plants: 85–95. Dr W. Junk Publishers, The Hague.
- KELLER T. 1991. Air pollutants. W: RAGHAVENDRA A. S. (red.). Physiology of trees: 337–357. A Wiley-Interscience Publication. New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.
- KERSTIENS G., TOWNEND J., HEATH J., MANSFIELD T. A. 1995. Effects of water and nutrient availability on physiological responses of woody species to elevated CO₂. Forestry Research Coordination Committee Conference “Greenhouse gas balance in forestry” held 9 November 1994. *Forestry*, Oxford 68: 303–315.
- KIELISZEWSKA-ROKICKA B. 1998. Wpływ stresu na mikoryzy. 8.3. W: BORATYŃSKI A., BUGAŁA W. (red.). Biologia świerka pospolitego: 287–302. Bogucki Wyd. Naukowe, Poznań.
- KIELCZEWSKI B., SIWECKI R. 1989. Szkodniki i choroby grzybowe drzewostanów w okręgach przemysłowych. W: BIAŁOBOK S. (red.). Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne. 21: 297–421. PWN, Poznań – Warszawa.
- KLINCSEK P. 1977. Observations on the shelter belt planted around the Danube cement works (near Vac, Hungary). *Acta Agron. Acad. Sci. Hungar.* 26: 191–197.
- KLINCSEK P. 1994. Über den Einfluss von Chloriden und Schwefeldioxid auf Gehölze in Grosstädten. *Gesunde Pflanzen* 46: 137–139.
- KLUCZYŃSKI B. 1975. Wpływ związków fluoru na stan zdrowotny drzew i krzewów przy Hucie Aluminium „Konin”. *Arbor. Kórnickie* 22: 317–343.
- KLUCZYŃSKI B. 1976. Oddziaływanie fluoru i jego związków na rośliny. *Arbor. Kórnickie* 21: 401–418.
- KNABE W. 1976. Effects of sulfur dioxide on terrestrial vegetation. *Ambio* 5: 213–218.
- KOLB T. E., FREDERICKSEN T. S., STEINER K. C., SKELLY J. M. 1997. Issues in scaling tree size and age responses to ozone: a review. *Environ. Pollut.* 98: 195–208.
- KONEČNÁ B., FRIČ F., MASAROVIČOVÁ E. 1989. Ribulose-1,5-biphosphate carboxylase activity and protein content in pollution damaged leaves of three oak species. *Photosynthetica* 23: 566–574.
- KÖNIG J., HEINZE M., FIEDLER H. J. 1996. Auswirkungen landfristiger Immissionen eines Kaliwerkes auf Boden und Vegetation. *Wissensch. Ztschr. Techn. Univ. Dresden* 45: 39–45.

- KOROTAEV A. A. 1994. Untersuchungen zur Frostresistenz von Baumwurzeln. Forstarchiv 65: 93–95.
- KOTHEIMER J. B., RICH A. E., SHORTLE W. C., JR., 1967. The role of ions in the etiology of maple decline. Phytopathol. (Abstr.) 57: 342.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSANYI G., KASZAB L., SZOKE P. 1993. Multielement-Analyse der Arten eines Waldsteppen-Waldes in Ungarn. Phytocoenologia 23: 257–267.
- KOWALKOWSKI A. 1996. Wyniki 20-letnich obserwacji nad względną odpornością wybranych gatunków drzew i krzewów na trwałą imisję azotową. W: SIWECKI R. (red.). Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. III Krajowe Sympozjum, Kórnik, 23–26 maja 1994, Wyd. Sorus, Poznań 1996: 313–324.
- KOWALSKI S., STĘPNIEWSKA H., KRZAN Z., JANUSZEK K. 1993. Zbiorowiska grzybów ryzosferowych jako kryterium oceny zagrożenia chorobowego wybranych gatunków drzew przez hubę korzeni w przebudowywanych drzewostanach sosnowych w Górnośląskim Okręgu Przemysłowym. Zesz. Nauk. AR w Krakowie 36: 137–157.
- KOWALSKI T., WRZALIK T. 1996. *Microsphaera alphetoides* GRIFE et MAUBL. in air polluted areas. I. Disease severity. Phytopathol. Polonica 12: 95–102.
- KRAMER K. 1995. Phenotypic plasticity of the phenology of seven European tree species in relation to climatic warming. Plant Cell Environ. 18: 93–104.
- KRAMER K., MOHREN G. M. J., SMITH T. M. 1996. Sensitivity of FORGRO to climatic change scenarios: a case study on *Betula pubescens*, *Fagus sylvatica* and *Quercus robur* in the Netherlands. The application of patch models of vegetation dynamics to global change issues. Climatic Change 34: 231–237.
- KRAUSE G. H. M. 1988. Ozone-induced nitrate formation in needles and leaves of *Picea abies*, *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*. Environ. Pollut. 52: 117–130.
- KRETININ V. M., DUBOVSKAYA L. V. 1984. Reaction of trees to soil alkalinity and salinity. Soviet Soil Sci. 16: 52–58.
- KRÓL A. 1982. Owady-szkodniki wtórne i techniczne dębu szypułkowego (*Quercus robur* L.) w rejonie eksploatacji siarki w Tarnobrzegu. Acta Agr. Silv., Ser. Silv. 21: 3–13.
- KURZ C., SCHMIEDEN U., STROBEL P., WILD A., PAOLETTI E. 1998. The combined effect of CO₂, ozone, and drought on the radical scavenging system of young oak trees (*Quercus petraea*) – a phytotron study. Chemosphere 36: 783–788.
- KYDAR M. M. 1980. Salt tolerance of some tree and shrub species in urban plantations. Soviet J. Ecol. 11: 344–348.
- LARCHER W. 1995. Physiological plant ecology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Budapest, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: 506 ss.
- LATOCHA E. 1982. Wpływ przygotowania gleby i rełbni na wzrost sadzonek w rejonach przemysłowych. Prace IBL. 602–607: 3–27.
- LATOCHA E., WIDERA S. 1983. Pochłanianie siarki przez kilka gatunków drzew w rejonie przemysłowym w zależności od warunków wzrostowych. Sylwan 127(2): 43–50.
- LECHOWICZ M. J. 1987. Resource allocation by plants under air pollution stress: Implications for plant-pest-pathogen interactions. Bot. Rev. 53: 281–300.
- LEHNING A., ZIMMER I., STEINBRECHER R., BRUGGEMANN N., SCHNITZLER J. P. 1999. Isoprene synthase activity and its relation to isoprene emission in *Quercus robur* L. leaves. Plant Cell Environ. 22: 495–504.
- LEPP N. W., EARDLEY G. T. 1979. Growth of tree seedlings in soil amended with sewage sludge. Arboricult. J. 3: 547–552.

- LERARIO P., LUISI N., GIGLIO A. DE, GIOIA T. DE, 1995. Chemical characteristics of rain water in Apulia and effect of simulated acid rain on oak and pine. W: LORENZINI G. i SOLDATINI G. F. (red.). Responses of plants to air pollution: biological and economic aspects. Proceedings of a conference held in Pisa, Italy, 7–8 April 1994. Agricoltura Mediterranea Special Volume. Pacini Editore, Ospedaletto Pisa, Italy: 372–379.
- LEVANIČ T., KOTAR M. 1996. The effects of hydroamelioration on forest conditions at Crni Log (Prekmurje, Slovenia). W: MATIČIČHACEK B. (red.). Drainage and the environment. Proceedings (supplement) 6th ICID drainage workshop, Ljubljana, Slovenia, 22–24 April 1996: 127–138.
- LEVY G., BECKER M., DUHAMEL D. 1992. A comparison of the ecology of pedunculate and sessile oaks: radial growth in the centre and northwest of France. For. Ecol. Manage. 55: 51–63.
- LEVY G., BRECHET C., BECKER M. 1996. Element analysis of tree rings in pedunculate oak heartwood: an indicator of historical trends in the soil chemistry, related to atmospheric deposition. Ann. Sci. For. 53: 685–696.
- LEVY G., LEFEVRE Y., BECKER M., FROCHOT H., PICARD J. F., WAGNER P. A., AUSSE-NAC G. 1999. Les excès d'eau: influence sur la croissance des chênes. Rev. For. Franc. 51: 151–161.
- LIBBY L. M., PANDOLFI L. J., PAYTON P. H., MARSHALL J. III., BECKER B., GIERTZ-SIEBENLIST V. 1976. Isotopic tree thermometers. Nature 261: 284–288.
- LOVČIČ N. F. 1962. The effect of extremely low temperatures on the increment of trees. Lesn. Zhurn., Arhangels'k 5: 33–6. [FA. 24: 970 (1963).]
- LUCOT E., BADOT P. M., BRUCKERT S. 1995. Influence de l'humidité du sol et de la distribution des racines sur le potentiel hydrique du xylème dans des peuplements de chêne (*Quercus* sp.) de basse altitude. Ann. Sci. For. 52: 173–182.
- LYR H. 1993. Vergleichende Untersuchungen zu physiologischen Reaktionen auf Wurzelanaerobiose bei *Fagus sylvatica*, *Quercus robur* und *Tilia cordata*. Beitr. Forstwirtschaft. U. Landschaftsökologie 27: 18–23.
- LYR H. 1996. Effect of the root temperature on growth parameters of various European tree species. Ann. Sci. For. 53: 317–323.
- LYR H., GARBE V. 1995. Influence of root temperature on growth of *Pinus sylvestris*, *Fagus sylvatica*, *Tilia cordata* and *Quercus robur*. Trees 9: 220–223.
- ŁUKASIEWICZ A. 1975. Wpływ warunków miejskich na rytmikę rozwojową roślin. Wiad. Bot. 19: 85–90.
- ŁUKASIEWICZ A. 1989. Drzewa w środowisku miejsko-przemysłowym. W: BIAŁOBOK S. (red.). Życie drzew w skażonym środowisku. Nasze drzewa leśne 21: 49–85. PWN, Poznań – Warszawa.
- ŁUKASIEWICZ A. 1993. Dobór drzew, krzewów i bylin dla m. Poznania (cz. I – Drzewa). Wiad. Bot. 17: 252–264.
- MADZIARA-BORUSIEWICZ K. 1982. Galasówkowate (Cynipidae Hym.) jako szkodniki dębu (*Quercus* sp.). Sylwan 126(4): 21–30.
- MANSFIELD T. A. 1998. Stomata and plant water relations: does air pollution create problems? Environ. Pollut. 101: 1–11.
- MAŃKA M. 1997. Broadleaved tree transplants dieback in spring '97 in Poland. Phytopathol. Polonica 13: 150–151.

- MARTIN K. 1994. Vitalitätserhebung der Stadtbume in München 1991. Allg. Forst Ztschr. 49: 176–178.
- MCCUNE D. C., SILBERMAN D. H. 1991. Responses of plants to simulated saline drift as affected by species and conditions of exposure. Environ. Pollut. 70: 57–69.
- MCEVOY C. MCKAY H. 1997. Root frost hardiness of amenity broadleaved seedlings. Arboricult. J. 21: 231–244.
- MENZEL A. 1997. Phänologie von Waldbäumen unter sich ändernden Klimabedingungen – Auswertung der Beobachtungen in den Internationalen Phänologischen Gärten und Möglichkeiten der Modellierung von Phänodaten. Forstliche Forschungsberichte München 164: 160 ss.
- MOOI J. 1982. Beschadigingen door luchtverontreiniging. 13. In: Bosbescherming. Pudoc, Wageningen: 350–368.
- NAS R. M. W. J. 1985. Luchtverontreiniging en bos. Nederlands Bosbouw tijdschrift 57: 325–332.
- NÄVEKE P., MEYER F. H. 1990. Feinwurzelsysteme unterschiedlich geschädigter Eichen im Lappwald. Allg. Forstztschr. 16: 382–384.
- NEINHUIS C., BARTHLOTT W. 1998. Seasonal changes of leaf surface contamination in beech, oak, and ginkgo in relation to leaf micromorphology and wettability. New Phytol. 138: 91–98.
- NEINHUIS C., WOLTER M., KÜPPERS K., BARTHLOTT W. 1994. Der Einfluss gasförmiger Luftschadstoffe auf die Epicuticular-Wachse von *Quercus robur*. Eur. J. For. Pathol. 24: 210–216.
- NEWSHAM K. K., BODDY L., FRANKLAND J. C., INESON P. 1992a. Effects of dry-deposited sulphur dioxide on fungal decomposition of angiosperm tree leaf litter. III. Decomposition rates and fungal respiration. New Phytol. 122: 127–140.
- NEWSHAM K. K., FRANKLAND J. C., BODDY L., INESON P. 1992b. Effects of dry-deposited sulphur dioxide on fungal decomposition of angiosperm tree leaf litter I. Changes in communities of fungal saprotrophs. New Phytol. 122: 97–110.
- NEWSHAM K. K., INESON P., BODDY L., FRANKLAND J. C. 1992c. Effects of dry-deposited sulphur dioxide on fungal decomposition of angiosperm tree leaf litter. II. Chemical content of leaf litters. New Phytol. 122: 111–125.
- OLESYŃ 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: 287–302.
- OLESYŃ J., FRITTS H. C., HUGHES M. K. 1993. Tree-ring analysis of different *Pinus sylvestris* provenances, *Quercus robur*, *Larix decidua* and *L. decidua* × *L. kaempferi* affected by air pollution. Arbor. Kórnické 38: 87–111.
- OPYDO J. 1994. Estimation of oak stand pollution with heavy metals on the Krotoszyn Plateau. Acta Soc. Bot. Pol. 63: 83–86.
- OPYDO J. 1996. Estimation of aluminium pollution in oak stands on the Krotoszyn plateau. Acta Soc. Bot. Pol. 65: 345–348.
- OSTROLUCKÁ M. G. 1989. Differentiation of male reproductive organs and oak fertility in urban environment. Biológia, Bratislava 44: 793–799.
- OSTROLUCKÁ M. G., HOLUB Z., ZELENÁKOVÁ E. 1985. Životaschopnosť peľu druhov *Pinus nigra* ARNOLD a *Quercus robur* L. v oblastiach oplyvenených Pb²⁺. Lesnictví, Praha 31: 621–628.

- OSTROLUCKÁ M. G., KRIZO M. 1989. Biológia samèich reprodukèných orgánov druhov rodu *Quercus* L. Acta Dendrobiol. 19: 136 ss.
- OSTROLUCKÁ M. G., MAŇKOVSKÁ B. 1986. Akumulácia síry a fluóru vo vegetatívnych a generatívnych orgánoch duba letného (*Quercus robur* L.). Biológia, Bratislava 41: 487–494.
- OSZAKO T. 1997. Influence of water stress, defoliation and inoculation with *Ophiostoma querci* on pedunculate oak seedlings. Folia For. Pol., Ser. A, Leśnictwo 39: 5–15.
- PAOLETTI E. 1992. Effects of acidity and detergent on in vitro pollen germination and tube growth in forest tree species. Tree Physiol. 10: 357–366.
- PARPAN V. I., JUKHIMČUK G. V. 1984. Chlorine accumulation by leaves of trees and shrubs in the Carpathian foothills. Lesovodstvo i Agrolesomelioratsija 68: 36–38. [FA. 47:1131 (1986).]
- PASUTHOVÁ J., RYŠKOVÁ L., UHLÍŘOVÁ H. 1987. Poškození lesních dřevin ozónem. Práce Výzkumného Ústavu Lesního Hospodářství a Myslivosti 70: 181–201.
- PAUL R., ROCHER M., IMPENS R. 1984. Influence des epandages de CaCl₂ sur le sorbier, l'érable, le tilleul et le platane. Bull. Societe Royale Bot. Belgique 117: 277–284.
- PEARSON J., SOARES A. 1998. Physiological responses of plant leaves to atmospheric ammonia and ammonium. Atmospheric Environ. 32: 533–538.
- PETERSEN A., ECKSTEIN D. 1988. Roadside trees in Hamburg – their present situation of environmental stress and their future chance for recovery. Arboricult. J. 12: 109–117.
- PICON C., FERHI A., GUEHL J. M. 1997. Concentration and delta¹³C of leaf carbohydrates in relation to gas exchange in *Quercus robur* under elevated CO₂ and drought. J. Exp. Bot. 48: 1547–1556.
- POZNAŃSKI R., BANAŚ J. 1993. Wstępne wyniki oceny stopnia żywotności drzew w okręgach przemysłowych. Sylwan 137(7): 61–65.
- QUEIROLO F., VALENTA P., STEGEN S., BRECKLE S. W. 1990. Heavy metal concentrations in oak wood growth rings from the Taunus (Federal Republic of Germany) and the Valdivia (Chile) regions. Trees 4: 81–87.
- QUEIROLO F., VALENTA P., STEGEN S., SANCHEZ A. M., WANG J. 1991. Study of the radial and axial distribution of heavy metals in oak growth rings by stripping voltammetry. ElectroSpainAnalysis. Electroanalysis 3: 325–329.
- RAGHAVENDRA A. S. 1991. (red.). Physiology of trees. A Wiley-Interscience Publication. New York, Chivhester, Brishane, Toronto, Singapore: 509 ss.
- RACHWAŁ L. 1983. Tolerance variability of trees and shrubs to high concentrations of SO₂ an heavy metals. Aquilo, Ser. Bot. 19: 342–353.
- RANFT H., DÄSSLER H. G. 1970. Rauchhärte-test an Gehölzen im SO₂ Kabinenversuch. Flora 159: 573–588.
- RENSBURG L. VAN., KRUGER G. H. J., UBBINK B., SCHOLE S. M. C., PEACOCK J. 1997a. A phytocentric perspective of *Asterolecanium quercicola* BOUCHE infestation on *Quercus robur* L. trees along an urbanization gradient. South African J. Bot. 63: 25–31.
- RENSBURG L. VAN., KRUGER G. H. J., UBBINK B., STASSEN J., HAMBURG H. VAN. 1997b. Seasonal performance of *Quercus robur* L. along an urbanization gradient. South African J. Bot. 63: 32–36.
- RHOADS A. F. 1976. Forest species show a delayed response to cement dust in the soil. J. Arboricult. 2: 197–199.

- RHOADS A. F., BRENNAN E. 1976. Response of ornamental plants to chlorine contamination in the atmosphere. *Plant Disease Rep.* 60: 409–411.
- RHOADS A. F., MEYER P. W., SANFELIPPO R. 1981. Performance of urban street trees evaluated. *J. Arboricult.* 7: 127–132.
- ROSA J. 1998. The influence of phosphogypsum from an industrial dump on the pedunculate oak (*Quercus robur*). *Šumarski List* 122: 491–506. [TREECD 1997–2000/1]
- RUDAWSKA. M. 1993. Mikoryza a skażenie środowiska. W: BIAŁOBOK S., BORATYŃSKI A., BUGAŁA W. (red.). *Biologia sosny zwyczajnej*: 158–173. Sorus, Poznań – Kórnik.
- SAMSON R., FOLLENS S., LEMEUR R. 1997. Scaling leaf photosynthesis to canopy in a mixed deciduous forest. II. A simulation study for two growing seasons. *Silva Gandavensis* 62: 22–35.
- SANTAMARIA J. M., MARTIN A. 1997. Tree bark as a bioindicator of air pollution in Navarra, Spain. *Water Air Soil Pollut.* 98: 381–387.
- SANTAMARIA J. M., MARTIN A., PAOLETTI E. 1998. Influence of air pollution on the nutritional status of Navarra's forests, Spain. *Chemosphere* 36: 943–948.
- SARVAŠ M. 1999. Možnosti použitia merania straty elektrolytu na zistenie kvality sadbového materiálu. *J. For. Sci.* 45: 131–138.
- SCHEINBERG H. (red.). 1977. Copper in plants. W: *Copper*: 6–13. NAS, Washington, D. C.
- SCHMADEL-HAGEBOLING H. E., ENGEL C., SCHMITT V., WILD A., PAOLETTI E. 1998. The combined effects of CO₂, ozone and drought on Rubisco and nitrogen metabolism of young oak trees (*Quercus petraea*): a phytotron study. *Chemosphere* 36: 789–794.
- SCHMULL M., THOMAS F. M. 2000. Morphological and physiological reactions of young trees (*Quercus robur* L., *Q. petraea* [MATT.] LIEBL., *Fagus sylvatica* L.) to waterlogging. *Plant and Soil* 225: 227–242.
- SCHNITZLER J. P., ARENZ R., STEINBRECHER R., LEHNING A. 1996. Characterization of an isoprene synthase from leaves of *Quercus petraea* (MATT.) LIEBL. *Bot. Acta* 109: 216–221.
- SCHNITZLER J. P., LEHNING A., STEINBRECHER R. 1997. Seasonal pattern of isoprene synthase activity in *Quercus robur* leaves and its significance for modeling isoprene emission rates. *Bot. Acta* 110: 240–243.
- SCHULTE-HOSTEDE S., DARRALL N. M., BLANK L. W., WELLBURN A. R. (red.). 1987. Air pollution and plant metabolism. Proceeding of the 2nd International Symposium on Air Pollution and Plant Metabolism, held in Munch, FRG, on 6–9 April 1987. Elsevier Applied Science, London, New York: 381 ss.
- SCHÜTZ J. P. 1993. La sylviculture de haute qualité du chene en Suisse: concepts d'éducation et de traitement dans des conditions écologiquement marginales. *Ann. Sci. For.* 50: 553–562.
- SCHWANZ P., PICON C., VIVIN P., DREYER E., GUEHL J. M., POLLE A. 1996. Response of antioxidative systems to drought stress in pedunculate oak and maritime pine as modulated by elevated CO₂. *Plant Physiol.* 110: 393–402.
- SEHMER L., ALAOUI-SOSSE B., DIZENGREMEL P. 1995. Effect of salt stress on growth and on the detoxifying pathway of pedunculate oak seedlings (*Quercus robur* L.). *J. Plant Physiol.* 147: 144–151.
- SEMORADOVA E., MATERNA J. 1982. Salt treatment of roads in winter: the response of trees and the content of chlorine in their assimilation organs. *Scientia Agriculturae Bohemoslovaca* 14: 241–260.

- SEREBRJKOVA L. K., MENŠIKOV V. I. 1979. Dopustimye koncentracii toksičeskich veščestv v atmosfernom vozduche dlja drevesnoj rastitel'nosti. Ėkonomičeskaja Komissija dla Evropy, Simpozium po vlijaniju zagraznenija vozducha na rastitel'nost', Varšava (Pol'ša), 20–24 avgusta 1979, (TIM/SEM.9/R.17): 1–7.
- SIEBEL H. N., BLOM C. W. P. M. 1998. Effects of irregular flooding on the establishment of tree species. *Acta Bot. Neerlandica* 47: 231–240.
- SIERPIŃSKI Z. 1985. Luftverunreinigungen und Forstschädlinge. *Ztschr. Angewandte Entomologie* 99: 1–6.
- SIMON A., WILD A., PAOLETTI E. 1998. Mineral nutrients in leaves and bast of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) at different states of defoliation. *Chemosphere* 36: 955–959.
- SINGSAAS E. L., SHARKEY T. D. 1998. The regulation of isoprene emission responses to rapid leaf temperature fluctuations. *Plant Cell Environ.* 21: 1181–1188.
- SIWECKI R., UFNALSKI K. 1998. Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. *Eur. J. For. Path.* 28: 99–112.
- SKUHRAVA M., SKUHRAVY V. 1986. Outbreak of two gall midges, *Harrisomyia* n. gen. *vitri-na* (KIEFFER) and *Drisina glutinosa* GIARD (Cecidomyiidae, Diptera) on maple, *Acer pseudoplatanus* L. in Czechoslovakia, with descriptions of the two genera and species. *J. Appl. Entomol.* 101: 256–274.
- SLOVIK S. 1996. Early needle senescence and thinning of the crown structure of *Picea abies* as induced by chronic SO₂ pollution. II. Field data basis, model results and tolerance limits. *Global Change Biology* 2: 459–477.
- SMITH R. G. (red.) 1976. Effects of chlorine and hydrogen chloride on vegetation. W: Chlorine and hydrogen chloride: 145–162. NAS, Washington, D.C.
- SPIRIG A. 1981. Zum Wasserhaushalt verschiedener Strassenbaumarten unter dem Einfluss der winterlichen Streusalzanwendung. *Veröffentl. Geobot. Institutes Eidg. Techn. Hochschule* 74: 68 ss.
- STAMS A. J. M., SCHIPHOLT I. J. L. 1990. Nitrate accumulation in leaves of vegetation of a forested ecosystem receiving high amounts of atmospheric ammonium sulfate. *Plant and Soil* 125: 143–145.
- STEINBRECHER R., HAUFF K., RABONG R., STEINBRECHER J., SEUFERT G. 1997. Isoprenoid emission of oak species typical for the Mediterranean area: source strength and controlling variables. A European Commission project on biogenic emissions in the Mediterranean area. *Atmospheric Environ.* 31: 79–88.
- STEINER C., LEXER M. J. 1998. Ein klimasensitives statisches Modell zur Beurteilung der Baumarteneignung. *Forstarchiv* 69: 92–103.
- STEINHOFF S. 1999. Development of German, French and Scottish provenances of oak. *Forst und Holz* 54: 141–144. [TREECD 1997–2000/1]
- STOJANOV Z. 1964. Prouèvané vlijanieto na visokite temperaturi b'rkú fotosinteza na nja-koi drevesni i hrastovi vidove. *Gorskostop. Nauka, Sofija* 1: 43–53.
- SUCHARA I. 1980. Literární zhodnocení sadovnický použitelných druhu dřevin z hlediska jejich vhodnosti pro území se znečištěným ovzduším. VIII Sympóziium o zeleni Flóra Bratislava '80, duben 1980, Bratislava: 3–33.
- SUPUKA J. 1995. Vplyvy posypových solí na dreviny. *Vedecké a pedagoické aktuality, Vydavateľstvo Technickej univerzity vo Zvolene*, 6: 1–69.

- SUPUKA J., CHLADNÁ A. 1995. Vplyv antropickej aktivity sídelno-priemyselnej aglomerácie Nováky – Zemianske Kostolany – Prievidza na kvalitu drevín sídelnej vegetácie Hornonitrianskeho regiónu. *Rosalia* (Nitra) 10: 35–48.
- TESSIER L., NOLA P., SERRE-BACHET F. 1994. Deciduous *Quercus* in the Mediterranean region: tree-ring/climate relationships. *New Phytol.* 126: 355–367.
- THOMAS F. M., BLANK R., 1996. The effect of excess nitrogen and of insect defoliation on the frost hardiness of bark tissue of adult oaks. *Ann. Sci. For.* 53: 395–406.
- THOMAS F. M., BLANK R., HARTMANN G., PFADENHAUER J. 1996. The effects of stem exposure, nitrogen status and insect defoliation on the frost hardiness of bark tissue of mature oaks. *Verhandl. Gesell. Ökol.* 26: 153–160. [TREECD 1997–2000/1]
- THOMAS F. M., BÜTTNER G. 1998. Nutrient relations in healthy and damaged stands of mature oaks on clayey soils: two case studies in northwestern Germany. *For. Ecol. Manage.* 108: 301–319.
- THOMAS F. M., GAUSLING T. 2000. Morphological and physiological responses of oak seedlings (*Quercus petraea* and *Q. robur*) to moderate drought. *Ann. For. Sci.* 57: 325–333.
- THOMAS F. M., HARTMANN G. 1992. Frost hardiness of the inner bark of adult sessile oaks on sunny and shady sides of the stem. *Forst und Holz* 47(15): 462–464. [TREECD 1997–2000/1]
- THOMAS F. M., HARTMANN G. 1996. Soil and tree water relations in mature oak stands of northern Germany differing in the degree of decline. *Ann. Sci. For.* 53(2–3): 697–720.
- THOMAS F. M., HARTMANN G. 1998. Tree rooting patterns and soil water relations of healthy and damaged stands of mature oak (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* [MATT.] LIEBL.). *Plant and Soil* 203: 145–158.
- THOMAS F. M., KIEHNE U. 1995. The nitrogen status of oak stands in northern Germany and its role in oak decline. W: NILSSON L. O., HUTTL R. F., JOHANSSON U. T. (red.) Nutrient uptake and cycling in forest ecosystems. Proceedings CEC-IUFRO Symposium, Halmstad, Sweden, June 7–10 1993. Kluwer Academic Publishers; Dordrecht; Netherlands: 671–676.
- THOMAS F. M., RUNGE M. 1992. Proton neutralization in the leaves of English oak (*Quercus robur* L.) exposed to sulphur dioxide. *J. Exp. Bot.* 43: 803–809.
- TOGNETTI R., RASCHI A., BERES C., FENYVESI A., RIDDER H. W. 1996. Comparison of sap flow, cavitation and water status of *Quercus petraea* and *Quercus cerris* trees with special reference to computer tomography. *Plant Cell Environ.* 19: 928–938.
- TOMPA K. 1953. Lessons of the May frosts of 1952. *Erdo* 2: 171–181.
- TRESHOW M. 1971. Fluorides as air pollutants affecting plants. *Annu. Rev. Phytopathol.* 9: 21–44.
- TRUBY P. 1988. Bleiverteilung in Waldbäumen unterschiedlich belasteter Standorte. *Angewandte Bot.* 62: 93–104.
- TRUBY P. 1995. Distribution patterns of heavy metals in forest trees on contaminated sites in Germany. *Angewandte Bot.* 69: 135–139.
- TYSZKIEWICZ S., OBMŃSKI Z. 1963. *Hodowla i uprawa lasu*. PWRiL: 812 ss.
- ULLRICH T. 1980. Bestimmung des artspezifischen Staubfangvermögens von Laubgehölzen. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 20: 43–59.
- ULRICH B. 1995. The history and possible causes of forest decline in central Europe, with particular attention to the German situation. *Environ. Rev.* 3: 262–276.

- VASSILEVA E., MARTIN M., ROBIN D., HAERDI W. 1996. Rôle des polysaccharides lors de la fixation des métaux lourds par les feuilles de chêne. Arch. Sci. Geneva 49: 1–10.
- VIVIN P., AUSSENAC G., LEVY G. 1993. Differences in drought resistance among 3 deciduous oak species grown in large boxes. Ann. Sci. For. 50: 221–233.
- VIVIN P., GUEHL J. M. 1997. Changes in carbon uptake and allocation patterns in *Quercus robur* seedlings in response to elevated CO₂ and water stress: an evaluation with ¹³C labelling. Ann. Sci. For. 54: 597–610.
- VIVIN P., MARTIN F., GUEHL J. M. 1996. Acquisition and within-plant allocation of ¹³C and ¹⁵N in CO₂ enriched *Quercus robur* plants. Physiol. Plant. 98: 89–96.
- VLAD I. 1944. Rezistența la inundatii a speciilor forestiere din bazinul inferior al Ialomișei. Revue Pădurilor 56(3/6): 85–93.
- VOSTAL J. J. (red.) 1971. Effects of fluoride on vegetation. W: Biological effects of atmospheric pollutants. Fluorides: 77–132. NAS, Washington, D.C.
- WAGNER P. A., DREYER E. 1997. Interactive effects of waterlogging and irradiance on the photosynthetic performance of seedlings from three oak species displaying different sensitivities (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. rubra*). Ann. Sci. For. 54: 409–429.
- WASEL Y. 1991. Adaptation to salinity. W: RAGHAVENDRA A. S. (red.). Physiology of trees: 359–383. A Wiley-Interscience Publication. New York, Chivhester, Brishane, Toronto, Singapore.
- WEINSTEIN L. H. 1977. Fluoride and plant life. J. Occupational Medicine 19: 49–78.
- WELANDER N. T., OTTOSSON B. 1998. The influence of shading on growth and morphology in seedlings of *Quercus robur* L. and *Fagus sylvatica* L. For. Ecol. Manage. 107: 117–126.
- WENTZEL K. F. 1968. Epfindlichkeit und Resistenzunterschiede der Pflanzen gegenüber Luftverunreinigung. Forstarchiv 39: 189–194.
- WICKERN M., BRECKLE S. W. 1983. Blei im Eichenholz vom Autobahnrand. Ber. Deutsch. Bot. Gesell. 96: 343–350.
- WIERSUM L. K., HARMANNY K. 1983. Changes in the water-permeability of roots of some trees during drought stress and recovery, as related to problems of growth in urban environment. Plant and Soil 75: 443–448.
- WODZICKI T. J., ZAKRZEWSKI J., WODZICKI A. B., ADAMCZYK J. 1993. Auxin transport in the cambial region of tree stem cuttings under conditions simulating soil pollution with sulphuric acid and calcium dihydroxide. Polish Bot. Stud. 5: 133–150.
- WÖHLER I., THOMAS F. M. 1991. Der SO₂ Einfluss auf die Kationengehalte von Eichen- und Buchenblattgeweben. Allg. Forstztschr. 46: 200–202.
- WOLTERBEEK H. T., KUIK P., VERBURG T. G., WAMELINK G. W. W., DOBBEN H. VAN, 1996. Relationships between sulphate, ammonia, nitrate, acidity and trace element concentrations in tree bark in the Netherlands. Environ. Monitor. Assess. 40: 185–201.
- WOLTERS J. H., MARTENS M. J. M. 1987. Effects of air pollutants on pollen. Bot. Rev. 53: 372–414.
- WOOD F. A., COPPOLINO J. B. 1972. The influence of ozone on deciduous forest tree species. Mitteil. Forstl. Bundesversuchsanstalt Wien 92: 233–253.
- WUENSCHER J. E., KOZLOWSKI T. T. 1970. Carbon dioxide transfer resistance as a factor in shade tolerance of tree seedlings. Can. J. Bot. 48: 453–456.

RESISTANCE TO ABIOTIC FACTORS

Summary

The most common oaks in Polish forests and towns are English oak (*Quercus robur*) and durmast oak (*Q. petraea*).

Oaks are relatively susceptible to low and high temperatures. In comparison with other genera and oak species (for example with *Q. rubra*), *Q. robur* is especially susceptible to high temperature. At the same time oaks are relatively drought tolerant. Among two studied oaks *Q. petraea* is more tolerant than *Q. robur*. Both species are moderately susceptible to flooding and standing water.

In comparison with other broad-leaved and *Quercus* species, both oaks are characterized by low susceptibility to NaCl commonly used for road deicing. *Q. robur* is slightly more salt tolerant than *Q. petraea*. Both species are also relatively tolerant of such gases such as O₃, PAN, NO_x, SO₂ and NH₃, and are less susceptible than other species to fluorides and toxic metals.

It was found that in most cases *Q. robur* and *Q. petraea* were suitable for urban environment. These species should be planted only in sunny sites.

In this chapter detailed information is presented regarding oak responses to combinations of different abiotic factors that influence their susceptibility, including physiological and biochemical mechanisms of their reaction to these factors.

KRYSTYNA PRZYBYŁ

8.2. WAŻNIEJSZE CHOROBY INFEKCYJNE

„Choroba organizmu roślinnego jest odpowiednio silnie zakłóconym przez czynniki zewnętrzne procesem fizjologicznym na tyle długotrwałym, że prowadzącym do nieodwracalnych zmian strukturalnych (wyrażających się objawami chorobowymi) tego organizmu, a tym samym do śmierci lub nienormalnego rozwoju całej rośliny bądź jej części” (MAŃKA 1998). Czynniki chorobotwórcze dzieli się na abiotyczne (nieorganiczne) i biotyczne (organiczne). Do najczęściej wymienianych czynników abiotycznych należą: niskie i wysokie temperatury, wymarzenie, deficyt i nadmiar wody, nadmiar i niedostatek substancji odżywczych w glebie oraz emisje trujących substancji (patrz podrozdz. 8.1). Natomiast do chorobotwórczych czynników biotycznych należą grzyby, bakterie, wirusy i fitoplazmy.

Wyboru omówionych w niniejszym rozdziale chorób nasion, liści, pędów i korzeni dębów (*Quercus* spp.) dokonano na podstawie częstotliwości ich występowania