

# MIEJSKIE TERENY ZIELONE – ZAGROŻENIA





# **PROBLEMY OCHRONY ROŚLIN NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH**

**MIEJSKIE TERENY ZIELONE – ZAGROŻENIA**

**1**

Pod redakcją  
**ELŻBIETY PŁASKOWSKIEJ**



**WROCLAW 2010**

*Autorzy:*

Przemysław Bąbalewski, Adam Błochowiak, Włodzimierz Breś, Piotr Chohura, Dolores Ciepiewska, Zygmunt Dajdok, Marta Damszel, Mariola Hadryś, Anita Hryncewicz-Gwóźdź, Michał Hurej, Anna Jakubska-Busse, Edyta Jaźwińska, Agata Kaczmarek, Katarzyna Kalinowska, Justyna Kiersnowska, Włodzimierz Kita, Zdzisław Klukowski, Piotr Klukowski, Marek Kopacki, Agnieszka Kosewska, Tomasz P. Kurowski, Agnieszka Laszczak-Dawid, Maciej Łobczowski, Agnieszka Markowska, Krzysztof Matkowski, Janusz Mazurek, Ewa Moszczyńska, Mariusz Nietupski, Katarzyna Nowik, Rafał Ogórek, Leszek B. Orlikowski, Elżbieta Płaskowska, Magdalena Ptaszek, Wojciech Pusz, Mariusz Szmagara, Marzena Suchocka, Michał Śliwiński, Anna Tratwał, Tomasz Trelka, Jacek Twardowski, Felicja Walczak

*Opiniodawcy:*

prof. dr hab. Małgorzata Narkiewicz-Jodko, prof. dr hab. Stanisław Ignatowicz,  
prof. dr hab. Zofia Spiak, dr hab. Karol Wolski, prof. nadzw.,  
dr hab. Ryszard Weber, prof. nadzw., dr hab. Dariusz Piesik, prof. nadzw.,  
dr hab. Marek Dąbski, prof. nadzw., dr hab. Bożena Matysiak, prof. nadzw.

*Redaktor merytoryczny*

dr hab. Elżbieta Płaskowska

*Opracowanie redakcyjne*

mgr Anna Piskor

*Korekta:*

Janina Szydłowska  
mgr Elżbieta Winiarska-Grabosz

*Lamanie*

Teresa Alicja Chmura

*Projekt okładki:*

Halina Sebzda  
dr Włodzimierz Kita – zdjęcie

Monografie CV



Monografia dofinansowana przez Urząd Miejski Wrocławia, [www.wroclaw.pl](http://www.wroclaw.pl)

© Copyright by Uniwersytet Przyrodniczy we Wrocławiu, Wrocław 2010

ISSN 1898-1151

ISBN 978-83-7717-030-4

**WYDAWNICTWO UNIWERSYTETU PRZYRODNICZEGO WE WROCŁAWIU**

**Redaktor Naczelny – prof. dr hab. Andrzej Kotecki**

**ul. Sopocka 23, 50-344 Wrocław, tel. 71 328-12-77**

**e-mail: [wyd@up.wroc.pl](mailto:wyd@up.wroc.pl)**

---

Nakład 150 + 16 egz. Ark. wyd. 10,6. Ark. druk. 10,5

Druk i oprawa: F.P.H. „ELMA”

## Słowo wstępne

W aglomeracjach miejskich pomiędzy zabudową mieszkalną i przemysłową poprzeczną infrastrukturą komunikacyjną znajdują się mniej lub bardziej rozległe tereny pokryte roślinnością. Obecne tam drzewa, krzewy oraz roślinność zielna oczyszczają powietrze, poprawiają warunki wilgotnościowe i termiczne, wpływają na komfort życia mieszkańców. Szczególnie cenna dla mieszkańców jest roślinność wysoka, trwała i wieloletnia, często pomnikowa, objęta ochroną konserwatorską. Znajdujące się w miejskich parkach i ogrodach rośliny powinny być właściwie pielęgnowane.

O stanie zdrowotnym, a tym samym o estetyce terenów zielonych decyduje wiele czynników – między innymi dobór gatunków przystosowanych do specyficznego mikroklimatu miasta, oparty nie tylko na walorach krajobrazowych, ale również uwzględniający wymagania siedliska.

Uprawiane rośliny powinny być mało wrażliwe na zanieczyszczenie powietrza i zasolenie podłoża, szczególnie te, które rosną przy ciągach komunikacyjnych. Corocznie na roślinach ozdobnych notuje się nowe patogeny, między innymi gatunki rodzaju *Phytophthora* docierające do miast z sadzonkami. Organizmy szkodliwe zmieniają zasięg geograficzny, jak ma to miejsce w przypadku szkodliwej kasztanowcowiaczka. Dlatego szczególnie ważna dla stanu fitosanitarnego miasta jest odporność roślin na choroby i szkodniki. Niezbędne są właściwa diagnoza i ocena poziomu zagrożenia oraz optymalnie dobrane metody przeciwdziałania, uwzględniające ograniczenia prawne i bezpieczeństwo mieszkańców. Konieczne jest tworzenie lub korzystanie z istniejącego zaplecza diagnostycznego oraz wdrażanie systemów i standardów monitorujących zagrożenia powodowane przez czynniki biotyczne. Wszystkie wymienione działania mają na celu zachowanie w niepogorszonym stanie istniejącej struktury parków i ogrodów miejskich oraz minimalizację kosztów opieki.

Niektóre zabiegi ochrony roślin to proste czynności pielęgnacyjne, takie jak wygrabianie liści. Niekiedy konieczne jest wycinanie całych drzew lub ich rozległych części bądź stosowanie zabiegów chemicznych na dużych obszarach. W każdym przypadku decyzja o podjętych działaniach powinna być poparta wiedzą o biologii uszkodzonej rośliny oraz biologii czynników sprawczych. Konieczne są poznanie i analiza efektywności możliwych do zastosowania metod ochrony, bilans kosztów i oczekiwanych korzyści związanych z podjętymi działaniami. Autorzy monografii mają nadzieję, że treści przedstawione w niniejszej publikacji będą przydatne zarówno pracownikom administracji, służbom zajmującym się pielęgnacją zieleni, jak również studentom i pracownikom naukowym zajmującym się ochroną roślin.

*dr hab. Elżbieta Płaskowska*



# 1. GRZYBY CHOROBOTWÓRCZE I ICH WPŁYW NA STAN ZDROWOTNY ROŚLINNOŚCI W MIASTACH

## 1.1. Grzyby rzędu *Uredinales* na terenie Wrocławia

### Wstęp

Grzyby rdzawnikowe powodują liczne choroby roślin naczyniowych, niekiedy o epidemicznym zasięgu [Szweykowska, Szweykowski 2007]. *Uredinales* mogą być przyczyną zmiany zabarwienia liści, nekroz, deformacji lub zamierania części bądź całych roślin [Majewski 1977]. Na porażonych tkankach obok zmian patofizjologicznych zawsze widoczne są oznaki etiologiczne w postaci skupień zarodników. Ich rodzaj zależy od gatunku grzyba i żywiciela oraz fazy rozwojowej. Reakcja tkanek żywiciela jest znacznie silniejsza na grzybnię haploidalną niż na dikariotyczną, co przejawia się silną deformacją łodyg lub liści [Brzezicka-Szymczyk 1992].

Ze względu na powszechność występowania oraz wysoki stopień specjalizacji pokarmowej grzyby rdzawnikowe jako biotrofy odgrywają istotną rolę w ekosystemach naturalnych i antropomorficznych. W uprawach leśnych i rolniczych *Uredinales* powodują duże straty gospodarcze. W miastach liczne gatunki porażają rośliny ozdobne oraz chwasty, wpływając na estetykę terenów zielonych. Sprzyja temu szeroka gama roślin gospodarzy często introdukowanych, dotąd niespotykanych w naszej strefie klimatycznej. Niekiedy introdukcja roślin może wpływać na zmianę biologii ich rozwoju, np. na polimorfizm zarodników. Innym istotnym czynnikiem mającym wpływ na występowanie grzybów pasożytniczych, zwłaszcza na terenie miast, jest zanieczyszczenie powietrza, szczególnie dwutlenkiem siarki, który wpływa na obniżenie porażenia roślin przez omawiane patogeny [Pruszyńska-Gondek 1989].

Dotychczasowe opracowania dotyczące *Uredinales* w kraju pochodzą w większości z lat 60. i 70. Największe zbiory roślin porażonych przez grzyby rdzawnikowe, dotyczące terenów Śląska, zgromadzone są w zielnikach Instytutu Botanicznego Uniwersytetu Wrocławskiego, opracowanych przez Gerhardta, Schneidera, Hellwiga, Schroetera i innych [Majewski 1978]. Ponieważ od wielu lat nie prowadzi się badań nad występowaniem rdzawnikowych na terenie Wrocławia i innych dużych aglomeracji, podjęto próbę oceny występowania tych grzybów na obszarze silnie zmodyfikowanym przez człowieka, bogatym we florę pochodzącą z różnorodnych stref klimatycznych.

### Materiał i metody badań

W latach 2007–2009 na terenie Wrocławia poszukiwano roślin porażonych przez grzyby rdzawnikowe. Ze względu na wielopostaciowość rdzy zarejestrowane stanowiska

były lustrowane wielokrotnie podczas sezonu wegetacyjnego. Starano się zebrać materiał z możliwie wszystkich stadiów rozwojowych danego gatunku. Wiosną szukano stadiów ecjalnych, w miarę upływu czasu uredinialnych, a jesienią form telialnych. Obserwacje były prowadzone na łąkach, polach, przydrożach, ogródkach działkowych, nieużytkach, stanowiskach ruderalnych, w parkach oraz w ogrodzie botanicznym. Gatunki grzybów zidentyfikowano na podstawie monografii Majewskiego [1977, 1979].

## Wyniki

Na terenie miasta zanotowano obecność 59 gatunków grzybów należących do 12 rodzajów pięciu rodzin: *Pucciniaceae*, *Pucciniastraceae*, *Melampsoraceae*, *Coleosporiaceae*, *Cronartiaceae*. Dominowały gatunki z rodziny *Pucciniaceae*, mniej liczne były taksony należące do *Melampsoraceae*, pozostałe rodziny reprezentowane były sporadycznie. Grzyby rodzaju *Puccinia* znaleziono na 44 gatunkach roślin żywicielskich, *Melampsora* na 17, *Phragmidium* i *Uromyces* — równie licznie na 12 żywicielach, *Gymnosporangium* na 3 roślinach gospodarzach (tab. 1).

Zebrano 25 gatunków rdzy jednodomowych i 34 dwudomowych, z czego 43 gatunki należały do pełnocyklicznych, a 16 do niepełnocyklicznych. Najliczniej na roślinach pasożytowały rdze pełnocykliczne dwudomowe – 25 gatunków, mniej licznie pełnocykliczne jednodomowe – 18 gatunków. Rdzy niepełnocyklicznych jednodomowych było 11, niepełnocyklicznych dwudomowych – 3 gatunki.

Oznaki etiologiczne świadczące o obecności *Uredinales* stwierdzono na 99 gatunkach roślin należących do 22 rodzin. Najliczniej porażane były rośliny z rodzin: *Rosaceae* – 21 gatunków, *Salicaceae* – 14 gatunków, *Poaceae* i *Asteraceae* – po 13 gatunków, inne sporadycznie. Rdze najliczniej występowały w ogrodzie botanicznym, gdzie znaleziono je na 27 gatunkach roślin żywicielskich. *Uredinales* bardzo licznie występowały na roślinach ruderalnych – 16 gatunków.

Najwięcej rdzawnikowych zebrano w lipcu i sierpniu, łącznie na 50 gatunkach roślin. Najczęściej znajdowanymi zarodnikami były urediniospory, ich obecność stwierdzono na 71 roślinach. Teliospory zaobserwowano na tkankach 47 żywicieli. Najmniej zebrano ecjospor – znajdowały się na 15 żywicielach. Tylko na *Trifolium repens* występowały 3 typy zarodników jednocześnie: ecjospory, urediniospory i teliospory *Uromyces trifolii-repentis*. Spermogonia i ecja *Gymnosporangium sabiniae* wystąpiły równocześnie na roślinach rodzaju *Pyrus*. Ecja wraz z urediniami *Phragmidium rubi-idaei* obserwowano na *Rubus idaeus*. Na 32 gatunkach roślin występowały razem teliospory i urediniospory. Na 37 gatunkach zaobserwowano tylko uredinia, na 14 wyłącznie telia. Na 8 gatunkach żywicieli znaleziono tylko ecja.



Tabela 1  
Table 1

Gatunki grzybów rzędu *Uredinales* oraz rośliny żywicielskie  
Fungi of the order *Uredinales* and host plants

Lp. No.	Gatunek grzyba Species of fungus	Żywiciel – Host plant	
		Gatunek rośliny – Species of plant	Rodzina Family
1	2	3	4
1.	<i>Chrysomyxa ledi</i> var. <i>rhododendri</i>	<i>Rhododendron</i> ‘Gristede’	<i>Ericaceae</i>
2.	<i>Coleosporium tussilaginis</i>	<i>Tussilago farfara</i> , <i>Petasites hybridus</i> , <i>Sonchus arvensis</i>	<i>Asteraceae</i>
3.	<i>Cronartium flaccidum</i>	<i>Vincetoxicum nigrum</i>	<i>Apocynaceae</i>
4.	<i>C. ribicola</i>	<i>Ribes nigrum</i>	<i>Saxifragaceae</i>
5.	<i>Cuminisiella mirabilissima</i>	<i>Mahonia aquifolium</i>	<i>Berberidaceae</i>
6.	<i>Endophyllum sempervivi</i>	<i>Sempervivum tectorum</i>	<i>Saxifragaceae</i>
7.	<i>Frommea obtusa</i>	<i>Potentilla chrysantha</i>	<i>Rosaceae</i>
8.	<i>Gymnosporangium sabiniae</i>	<i>Pyrus comunis</i> , <i>P. ussurensis</i> , <i>P. salicifolia</i>	<i>Rosaceae</i>
9.	<i>Melampsora allii-fragilis</i>	<i>Salix fragilis</i>	<i>Salicaceae</i>
10.	<i>M. allii-populina</i>	<i>Populus nigra</i>	<i>Salicaceae</i>
11.	<i>M. caprearum</i>	<i>Salix alpina</i> , <i>S. caprea</i> , <i>S. cinerea</i> ‘Tricolor’, <i>S. aurita</i>	<i>Salicaceae</i>
12.	<i>M. epitea</i>	<i>Salix daphnoides</i> , <i>S. viminalis</i> ,	<i>Salicaceae</i>
13.	<i>M. euphorbiae</i>	<i>Euphorbia peplus</i> , <i>E. cyparissias</i> , <i>E. helioscopia</i>	<i>Euphorbiaceae</i>
14.	<i>M. lapponum</i>	<i>Salix lapponum</i>	<i>Salicaceae</i>
15.	<i>M. larici-populina</i>	<i>Populus balsamifera</i> , <i>P. x canadensis</i>	<i>Salicaceae</i>
16.	<i>M. populnea</i>	<i>Populus alba</i> , <i>P. tremula</i>	<i>Salicaceae</i>
17.	<i>Phragmidium bulbosum</i>	<i>Rubus nessensis</i> , <i>R. caesius</i>	<i>Rosaceae</i>
18.	<i>P. fragariae</i>	<i>Potentilla alba</i>	<i>Rosaceae</i>
19.	<i>P. fusiforme</i>	<i>Rosa multiflora</i>	<i>Rosaceae</i>
20.	<i>P. mucronatum</i>	<i>Rosa canina</i>	<i>Rosaceae</i>
21.	<i>P. potentillae</i>	<i>Potentilla recta</i> , <i>P. argentea</i> , <i>P. rupestris</i>	<i>Rosaceae</i>
22.	<i>P. rubi-idaei</i>	<i>Rubus idaeus</i>	<i>Rosaceae</i>
23.	<i>P. tuberculatum</i>	<i>Rosa canina</i> , <i>R. dumetorum</i> , <i>R. ‘Sympathie’</i>	<i>Rosaceae</i>
24.	<i>Puccinia arenariae</i>	<i>Dianthus barbatus</i>	<i>Caryophyllaceae</i>
25.	<i>P. bromina</i>	<i>Bromus hordeaceus</i>	<i>Poaceae</i>
26.	<i>P. calcitrapae</i>	<i>Carduus crispus</i>	<i>Asteraceae</i>
27.	<i>P. calcitrapae</i>	<i>Arctium minus</i>	<i>Rosaceae</i>
28.	<i>P. caricina</i>	<i>Urtica dioica</i>	<i>Urticaceae</i>
29.	<i>P. cnici-oleracei</i>	<i>Artemisia vulgaris</i>	<i>Asteraceae</i>
30.	<i>P. convolvuli</i>	<i>Calystegia sepium</i>	<i>Convolvulaceae</i>

Tabela 1 cd.  
Table 1 cont.

1	2	3	4
31.	<i>P. coronata</i>	<i>Rhamnus frangula</i> , <i>R. cathartica</i>	<i>Rhamnaceae</i>
32.	<i>P. coronata</i>	<i>Arrhenatherum elatius</i> , <i>Lolium temulentum</i> , <i>Avena fatua</i> , <i>Phalaris arundinacea</i> , <i>Triticum aestivum</i>	<i>Poaceae</i>
33.	<i>P. glechomatis</i>	<i>Glechoma hederacea</i>	<i>Lamiaceae</i>
34.	<i>P. graminis</i>	<i>Lolium perenne</i> , <i>Agropyron caninum</i> , <i>A. repens</i> , <i>Phleum pretense</i>	<i>Poaceae</i>
35.	<i>P. helianthi</i>	<i>Helianthus annuus</i>	<i>Asteraceae</i>
36.	<i>P. hieracii</i>	<i>Taraxacum officinale</i> , <i>Centaurea jacea</i> , <i>Doronicum orientale</i>	<i>Asteraceae</i>
37.	<i>P. hordei</i>	<i>Hordeum vulgare</i>	<i>Poaceae</i>
38.	<i>P. malvacearum</i>	<i>Malva sylvestris</i> , <i>M. neglecta</i> , <i>Althaea officinalis</i> , <i>A. rosea</i>	<i>Malvaceae</i>
39.	<i>P. nigrescens</i>	<i>Salvia verticillata</i>	<i>Lamiaceae</i>
40.	<i>P. obscura</i>	<i>Bellis perennis</i>	<i>Asteraceae</i>
41.	<i>P. phragmitis</i>	<i>Phragmites communis</i>	<i>Poaceae</i>
42.	<i>P. pulverulenta</i>	<i>Epilobium montanum</i> , <i>E. roseum</i>	<i>Onagraceae</i>
43.	<i>P. punctata</i>	<i>Galium mollugo</i>	<i>Rubiaceae</i>
44.	<i>P. punctiformis</i>	<i>Cirsium arvense</i>	<i>Rosaceae</i>
45.	<i>P. recondita</i>	<i>Anchusa officinalis</i>	<i>Boraginaceae</i>
46.	<i>P. tanacetii</i>	<i>Artemisia campestris</i> , <i>A. absinthium</i> , <i>Tanacetum vulgare</i>	<i>Asteraceae</i>
47.	<i>P. violae</i>	<i>Viola canina</i> , <i>V. elatior</i> , <i>V. hirta</i> , <i>V. riviniana</i> , <i>V. odorata</i> ,	<i>Violaceae</i>
48.	<i>Pucciniastrum agrimoniae</i>	<i>Agrimoniae eupatoria</i>	<i>Rosaceae</i>
49.	<i>Triphragmidium ulmarie</i>	<i>Agrimoniae eupatoria</i>	<i>Rosaceae</i>
50.	<i>U. acetosae</i>	<i>Rumex acetosa</i>	<i>Polygonaceae</i>
51.	<i>U. dactylidis</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Poaceae</i>
52.	<i>U. fallens</i>	<i>Trifolium pratense</i>	<i>Fabaceae</i>
53.	<i>U. geranii</i>	<i>Geranium pratense</i>	<i>Geraniaceae</i>
54.	<i>U. limoni</i>	<i>Limonium latifolium</i>	<i>Plumbaginaceae</i>
55.	<i>U. polygona-aviculariae</i>	<i>Polygonum aequale</i> , <i>P. convolvulus</i> , <i>P. hydropiper</i> , <i>P. persicaria</i>	<i>Polygonaceae</i>
56.	<i>U. rumicis</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>	<i>Polygonaceae</i>
57.	<i>U. striatus</i>	<i>Medicago sativa</i>	<i>Fabaceae</i>
58.	<i>U. trifolii-repentis</i>	<i>Trifolium repens</i>	<i>Fabaceae</i>
59.	<i>U. viciae-craccae</i>	<i>Pisum sativum</i>	<i>Fabaceae</i>

## Dyskusja

Spośród blisko tysiąca gatunków roślin żywicielskich w Polsce należących do 58 rodzin botanicznych i 473 rodzajów porażanych przez grzyby z rzędu *Uredinales* najwięcej wywodzi się z rodzin *Compositae*, *Poaceae* oraz *Rosaceae* [Majewski 1978]. Na terenie, a także w okolicach Wrocławia zebrano i oznaczono 49 gatunków rdzawnikowych pasożytujących na 99 roślinach żywicielskich z 22 rodzin botanicznych. Najwięcej gatunków występowało na przedstawicielach: *Rosaceae*, *Asteraceae* oraz *Salicaceae*.

Większość znalezionych na terenie miasta rdzy to gatunki kosmopolityczne, mogące występować na stanowiskach o odmiennych warunkach siedliskowych i klimatycznych. Adamska i Czerniawska [2007] w parkach Szczecina znalazły *Cumminsella mirabilissima*, a Ruszkiewicz-Michalska [2006] na Wyżynie Częstochowskiej: *Coleosporium tussilaginis*, *Cronarium flaccidum*, *C. ribicola*, *Melampsora caprearum*, *M. euphorbiae*, *M. populnea*, *Puccinia calcitrapae*, *P. caricina*, *P. coronata*, *P. graminis*, *P. hieracii*, *P. malvacearum*, *P. obscura*, *P. punctata*, *P. tanacetii*, *P. violae*, *U. fallens*, *U. geranii*. Znalezione na terenie Wrocławia *Melampsora larici-populina* i *M. caprearum* Dłużniewska [2007] obserwowała koło Wadowic. Remlein-Starosta [2007] i Oein i in. [1999] wymieniają *M. caprearum* jako zagrożenie dla *Salix* sp. Majewski [1970] na Pomorzu Zachodnim opisał: *C. tussilaginis*, *C. ribicola*, *M. euphorbiaceae*, *P. graminis*, *P. coronata*, *P. violae*, *P. hieracii*, *P. phragmitis*, *P. punctata*, *P. tanacetii*. W Polanicy spotykane były: *M. euphorbia*, *P. violae*, *P. hieracii* [Starmachowa 1964], a na terenie Ojcowskiego Parku Narodowego w Bydgoszczy powszechnie występowały: *C. ribicola*, *M. euphorbia*, *Triphragmium ulmariae*, *P. graminis*, *P. punctata*, *P. hieraci*, *P. violae* [Kućmierz 1965]. W okolicach Bydgoszczy Michalski [1965] odnalazł: *C. ribicola*, *Gymnosporangium sabine*, *M. Euphorbia*, *M. larici-populina*, *P. coronata*, *P. graminis*, *P. malvacearum*, *P. violae*, *Pucciniastrum agrimoniae*. Występowanie tak wielu gatunków rdzawnikowych świadczy o największym wśród pasożytów obligatoryjnych stopniu tolerancji na warunki siedliskowe [Kućmierz 1977, Mułenko 1998].

Wszystkie grzyby rdzawnikowe są ściśle powiązane ze swoimi roślinami żywicielami. Majewski [1978] przyjmując klasyfikację wprowadzoną przez Durrieu, podzielił *Uredinales*, stosując kryterium zasięgu geograficznego na homotopowe i meiotopowe. Z pierwszej grupy na terenie Wrocławia znaleziono:

- gatunki występujące na jednym lub kilku żywicielach oraz dwudomowe – *C. ribicola*, *M. allii-fragilis*, *M. populnea*, *M. caprearum*, *P. recondita*; jednodomowe – *P. agrimoniae*, *T. ulmariae*, *U. fallens*, *U. polygoni-aviculariae*;
- gatunki występujące rzadziej niż ich żywiele; dwudomowe: *G. sabine* oraz jednodomowe: *U. acetosae*;
- gatunki pasożytujące na wielu żywicielach o różnych wymaganiach – dwudomowe: *C. tussilaginis*, *M. larici-populina*, *P. caricina*, *P. coronata*, *P. graminis* oraz jednodomowe: *M. euphorbiae*, *Ph. Potentillae*, *P. calcitrapae*, *P. cnicoleracei*, *P. hieraci*, *P. malvacearum*, *P. punctata*, *P. tanacetii*, *P. violae*, *U. geranii*. Przedstawicielem grupy drugiej jest gatunek jednodomowy *P. convolvuli*.

*Puccinia malvacearum*, pasożyt roślin z rodziny *Malvaceae*, rozpowszechniła się na hodowlanych roślinach w drugiej połowie XIX w. Jest gatunkiem jednodomowym niepełnocyklowym wytwarzającym tylko jeden typ zarodników – teliospory (fot. 1). Majewski [1979] podaje, że grzyb ten wytwarza zarodniki dwukomórkowe oraz rzadko spotykane trzykomórkowe. Na znalezionych gatunkach roślin *Alcea rosea* ‘Nigra’ występowały zarodniki trzykomórkowe. Na *Alcea officinalis* oprócz trzykomórkowych została znaleziona czterekomórkowa teliospora. Być może tworzenie zarodników o liczbie komórek większej niż powszechnie spotykana jest uzależnione od warunków atmosferycznych, zwłaszcza od temperatury [Gäumann 1959]. Zimy 2007–2008 należały do łagodnych, co mogło wpłynąć na późniejsze wejście w okres zimowania oraz wcześniejszą wegetację.



Fot. 1. *Puccinia malvacearum* na *Malva silvestris*  
Phot. 1. *Puccinia malvacearum* on *Malva silvestris*

Na Klecinie i Psim Polu na *Melandrium album* znaleziono urediniospory. Jednak z powodu braku teliospor nie można było jednoznacznie określić gatunku grzyba. Na *Melandrium album* (*Silene alba*) może pasożytować jeden z dwóch gatunków rdzawnikowych: *Uromyces verruculosus* oraz *Puccinia behenis*. Obydwa gatunki mogą być mylone, gdyż zarówno uredinia, jak i urediniospory są takie same. Różnice występują tylko w budowie teliospor. W przypadku *P. behenis* teliospory są dwukomórkowe, a *U. verruculosus* jednokomórkowe. W przypadku obydwu gatunków telia tworzą się bardzo rzadko. Jedyne *P. behenis* z teliami zostały zebrane w Zaborówku w Puszczy Kampinoskiej, Studzienicznej k. Augustowa oraz Wąwolnicy k. Puław. Natomiast okazy z teliami *U. verruculosus* znane są tylko z jednego stanowiska na Śląsku – Kleciny we Wrocławiu [Majewski 1977, 1979]. Ruszkiewicz-Michalska [2006] w swojej pracy badawczej napisała, że odnalazła na *Silene vulgaris* – *P. behenis* oraz na *Melandrium album* – *U. verruculosus*. W obu przypadkach występowały tylko urediniospory. Jak przypuszczał Majewski, mogła popełnić błąd w oznaczeniu.

Grzyby rdzawnikowe mają wyjątkowo duże znaczenie jako pasożyty roślin uprawnych i wykorzystywanych przez człowieka [Majewski 1977]. Na terenie Wrocławia i w jego okolicach odnaleziono najczęściej występujące gatunki grzybów mogące porażać rośliny uprawne: *P. graminis*, *P. coronata*, *C. ribicola* oraz *G. sabiniae*, a także pasożytujące na roślinach ozdobnych: *Ph. tuberculatum*. Działalność człowieka odgrywa dużą rolę w rozprzestrzenianiu się *Uredinales* na terenie Polski. Introdukcja nowych gatunków roślin wiąże się z prowadzaniem także nowych patogenów, które dzięki zdolnościom adaptacyjnym potrafią porażać nowych żywicieli [Majewski 1978]. We Wrocławiu odnaleziono następujące introdukowane gatunki: *Chrysomyxa ledi* (fot. 2), *Cronartium ribicola*, *Cuminsiella mirabilissima*, *G. sabiniae*, *P. recondita*, *P. malvacearum*, *P. tanacetii* oraz *U. polygoni-aviculariae*.



Fot. 2. *Chrysomyxa ledi* na rododendronie  
Phot. 2. *Chrysomyxa ledi* on rhododendrons

*Melampsora* sp. jest gatunkiem zbiorowym, pasożytującym na wielu żywicielach i rozpadającym się na liczne rasy lub grupy ras biologicznych [Majewski 1977]. Na terenie Wrocławia odnaleziono siedem gatunków drzew porażonych grzybami z tego rodzaju. Na *Salix* występowały *M. allii-fragili* oraz *M. caprearum*, natomiast na *Populus* – *M. larici-populina* oraz *M. populnea*. W przypadku *M. populnea* u *Populus alba* uredinia tworzyły się po obu stronach blaszki liściowej, czego Majewski nie sygnalizuje.

Na terenie Wrocławia i w okolicach miasta najwięcej grzybów znaleziono na przełomie sierpnia i września, a najmniej na przełomie maja i czerwca. Według Majewskiego [1971] największa liczba występujących gatunków *Uredinales* przypada na wrzesień, a według Mułenki [1998] na lipiec. Prawdopodobnie wynika to ze ścisłej zależności od fenologii żywiciela i z odmiennych rytmów biologicznych poszczególnych gatunków, zwłaszcza grzybów heteroecjalnych [Ruszkiewicz-Michalska 2006].

## Wnioski

1. Różnorodność gatunkowa flory świadczy o sprzyjających warunkach do rozwoju grzybów rdzawnikowych oraz szybszego i większego rozprzestrzeniania się tych grzybów, czego przykładem jest znaczna liczba znalezionych *Uredinales* w ogrodzie botanicznym – miejscu o dużym bogactwie gatunkowym roślin.

2. W przypadku braku któregoś z typów zarodnikowania trudno jest określić rodzaj pasożytującego gatunku. Przykładem jest *Melandium album* porażone przez *Uromyces verruculosus* lub *Puccinia behenis*.

3. Sprowadzanie roślin z innych regionów geograficznych świata wpływa na rozprzestrzenianie się *Uredinales*, co może przyczynić się do pojawiania nowych gatunków grzybów w naszej strefie klimatycznej.

4. Grzyby z rodzaju *Melampsora* na roślinach z rodziny *Salicaceae* najliczniej porażały drzewostan miasta.

5. Grzyby rdzawnikowe wykazują duży stopień tolerancji na warunki siedliskowe. Pospolicie porażają rośliny występujące na różnych rodzajach siedlisk: w lasach lub dużych skupiskach drzew liściastych i iglastych, w zbiorowiskach podmokłych, bagiennych, łąkowych oraz suchych, a także spokojnych lub wietrznych.

## Piśmiennictwo

- Adamska I., Czerniawska B., 2007. Choroby grzybowe drzew i krzewów Szczecina. Postępy w Ochronie Roślin., 47(2), 33–36.
- Brzezicka-Szymczyk K., 1992. Grzyby rdzawnikowe (*Uredinales*) – pasożyty roślin. Kosmos, 41, (2/3), PWN, Warszawa, 223–233.
- Dłużniewska J., 2007. Podatność wybranych klonów wierzby energetycznej (*Salix* sp.) na choroby grzybowe. Postępy w Ochronie Roślin., 47(4), 334–338.
- Gäumann E., 1959. Nauka o infekcyjnych chorobach roślin. PWRiL, Warszawa.
- Kućmierz J., 1965. Grzyby pasożytnicze Ojcowskiego Parku Narodowego. Cz. I Rdze (*Uredinales*). *Floristica Geobotanica*, 11, 89–96.
- Kućmierz J., 1977. Studia nad grzybami fitopatogenicznymi z Pienin. Zesz. Nauk. AR Kraków, Rozprawy, 52, 1–142.
- Majewski T., 1970. Przyczynek do flory grzybów pasożytniczych Zachodniego Pomorza. *Acta Mycologica.*, VI, 1, 77–94.
- Majewski T., 1971. Grzyby pasożytnicze Białawieskiego Parku Narodowego na tle mikoflory Polski (*Peronosporales*, *Erysiphaceae*, *Uredinales*, *Ustilaginales*). *Acta Mycol.*, 7, 2, 299–388.
- Majewski T., 1977. Grzyby (*Mycota*). Tom IX Podstawczaki (*Basidiomycetes*) Rdzawnikowe (*Uredinales*) I. PWN, Warszawa – Kraków.
- Majewski T., 1978. Analiza geograficzna flory *Uredinales* Polski. *Acta Mycologica.*, XIV (1.2), 13–107.
- Majewski T., 1979. Grzyby (*Mycota*). Tom XI Podstawczaki (*Basidiomycetes*) Rdzawnikowe (*Uredinales*) II. PWN, Warszawa – Kraków.
- Muńlenko W., 1998. Mikroskopowe grzyby fitopatogeniczne w strukturze naturalnych zbiorowisk leśnych. Wyd. UMCS, Lublin, 65.
- Oein M.H., Hunter T., Ruiz C., 1999. Occurrence of *Melampsora* rust in biomass willow plantations for renewable energy in the United Kingdom. *Biomass and Bioenergy*, 17 (2), 153–163.

- Pruszyńska-Gondek M., 1989. Wpływ zanieczyszczeń powietrza na porażenie roślin ozdobnych przez grzyby rdzawnikowe. *Phytopathologia Polonica X. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 374, PWN, Warszawa, 339–349.
- Pruszyńska-Gondek M., 1973. *Puccinia coronata* Corda żywicielem muchówek z rodziny Cecidomyidae. *Acta Mycologica.*, IX (2), 131.
- Remlein-Starosta D., 2007. Choroby roślin energetycznych. *Postępy w Ochronie Roślin.*, 47(4), 353–357.
- Ruszkiewicz-Michalska M., 2006. Phytoparasitic Micromycetes in Plant Communities of the Wyżyna Częstochowska Upland. *Monographiae Botanicae*, vol. 96.
- Starmachowa B., 1964. Grzyby pasożytnicze zebrane w Polanicy Zdroju, Dusznikach i innych miejscowościach Ziemi Kłodzkiej (Dolny Śląsk). *Floristica Geobotanica.*, Vol. 10, 89–96.
- Szweykowska A., Szweykowski J., 2007. *Botanika. T. 2, Systematyka*. PWN, Warszawa.

## 1.2. Zagrożenie krzewów i drzew przez gatunki rodzaju *Phytophthora*

### Wstęp

*Phytophthora* (czynnik destrukcyjny roślin) to rodzaj obejmujący około 160 gatunków, w tym tak groźnych i powszechnie znanych jak *P. infestans* (Mont.) de Bary, *P. cinnamomi* Rands, *P. citricola* Sawada, *P. cactorum* (Lebert et Cohn) J. Schrot., *P. citrophthora* (R.E. Sm. et E.H. Sm.) Leonian oraz *P. cryptogea* Pethybr. et Laff. Pierwszy z wymienionych gatunków jest najgroźniejszym patogenem ziemniaków i kilku innych roślin z rodziny Psiankowate, podczas gdy drugi – to sprawca zgnilizny korzeni i podstawy pędu co najmniej 3 tysięcy gatunków drzew, krzewów i bylin. Na I Międzynarodowej Konferencji poświęconej nowym gatunkom inwazyjnym zorganizowanej w Jedlni koło Radomia w 2006 r. najwięcej uwagi poświęcono patogenom rodzaju *Phytophthora*. Powołano wówczas zespół badawczy ds. *Phytophthora*, w skład którego weszli przedstawiciele 20 krajów z całego świata. W 1974 r. zorganizowano w Paryżu pierwszą konferencję naukową poświęconą problemom w szkółkach roślin ozdobnych. Wśród poruszanych zagadnień Van Steekelenburg [1974] wskazał na zagrożenie roślin iglastych przez *Phytophthora cinnamomi*. W uprawie cyprysika Lawsona gatunek ten powodował w tym czasie nawet 100% straty. W następnych latach stwierdzono *Phytophthora* spp. na innych gatunkach roślin, w tym na różnych odmianach cyprysików oraz wrzosów, a także na niektórych drzewach [Vegh i Le Berre 1982, Vegh 1987]. We Francji podsumowaniem badań nad chorobami drzew i krzewów ozdobnych, w tym fytoftorozami, była monografia Vegha [1987] „Grzyby chorobotwórcze dla drzew i krzewów”. W Polsce już w 1967 roku Borecki i in. [1978] stwierdzili występowanie *P. cactorum* na jabłoni jako przyczynę zgnilizny pierścieniowej podstawy pnia. Celem niniejszego opracowania jest zaprezentowanie dotychczasowych wyników badań nad występowaniem i szkodliwością *Phytophthora* spp. dla niektórych roślin drzewiastych.

### Material i metody badań

Badania nad występowaniem *Phytophthora* spp. prowadzono w szkółkach ozdobnych i leśnych oraz w lasach. Dwukrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego lustrowano szkółki, pobierając do badań rośliny wykazujące objawy zgnilizny podstawy pędu i korzeni. Określano również liczbę porażonych roślin w zależności od ich wieku i miejsca uprawy. Analizę mikologiczną porażonych tkanek roślin prowadzono, stosując metodykę opisaną przez Orlikowskiego i in. [2002]. Chorobotwórczość uzyskanych gatunków *Phytophthora* określano w testach laboratoryjnych [Orlikowski i in. 2004] oraz w doświadczeniach szklarniowych, gdzie siewki lub sadzonki uprawiano na podłożu zakażonym przez określony czynnik chorobotwórczy. Doświadczenia prowadzono w układzie bloków kompletnie losowanych w 4 powtórzeniach po 5–10 roślin lub ich części. Doświadczenia powtarzano 2–3-krotnie w odstępach kilkutygodniowych.



## Wyniki badań i dyskusja

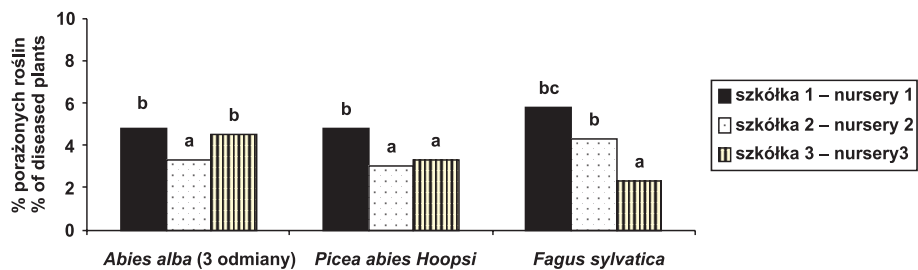
### Występowanie *Phytophthora* spp. w szkółkach leśnych i naturalnym środowisku

Do końca XX w. brakowało danych dotyczących występowania *Phytophthora* spp. w polskich lasach. Uwzględniając fakt rozprzestrzeniania się przedstawicieli tego rodzaju z Europy Zachodniej na wschód, w pierwszych latach XXI w. przeprowadzono badania nad stanem zdrowotnym siewek produkowanych w szkółkach leśnych, głównie pod kątem występowania i szkodliwości *Phytophthora* spp. Lustracja szkółek wykazała występowanie *P. cactorum* na jarządzie zwyczajnym i klonie, *P. plurivora* na buku, jesionie, jodle i modrzewiu oraz *P. cinnamomi* na siewkach sosny [Duda i in. 2004, Orlikowski i in. 2004a, b].

Następne lata wskazały na występowanie *P. plurivora* T. Jung et T.I. Burges sp. nov. i *P. cactorum* na większości gatunków drzew w szkółkach. Badania prowadzone w lasach wykazały częste występowanie fytoftorazy na bukach i jesionie (głównie *P. plurivora*), dębie (*P. cinnamomi*), świerku (*P. citrophthora*) i sośnie (*P. cactorum*) – na drzewach kilkunasto- do ponad 100-letnich [Oszako i Orlikowski 2004, 2005, Orlikowski i in. 2006]. Stwierdzono również występowanie *P. alni* na olszy [Orlikowski i in. 2003]. Dokumentacja fotograficzna objawów chorobowych występujących na porażonych siewkach i drzewach oraz zidentyfikowane gatunki *Phytophthora* wykorzystano do przygotowania monografii „Fytoftorazy w szkółkach i drzewostanach leśnych” [Orlikowski i Oszako 2009].

### Występowanie *Phytophthora* spp. w szkółkach roślin ozdobnych

Do roku 1990 w polskich szkółkach nie stwierdzano występowania fytoftorazy. Otwarcie granic, głównie na kraje Europy Zachodniej i potrzeba rozszerzenia asortymentu uprawianych roślin oraz uzupełnienie niedoboru siewek i sadzonek spowodowały, że do kraju zawleczono nowe dla naszych warunków gatunki *Phytophthora*. Zdaniem Brasiera [2008] szybko rosnący, międzynarodowy obrót materiałem roślinnym, w którym około 70% stanowią rośliny ozdobne [Jones i Baker 2007], dotyczy nie tylko Polski, ale również innych krajów europejskich. W Polsce już w 1993 r. na cyprysiku Lawsona, jodle, sośnie kosodrzewinie oraz różanecznikach uprawianych w 2 szkółkach stwierdzono występowanie *P. cinnamomi*, *P. citricola* i *P. cryptogea* [Orlikowski i in. 1995]. Obok importowanych siewek, z pewnością, źródłem *Phytophthora* na nabywanym materiale do nasadzeń były, i są nadal, również rośliny kupowane w szkółkach leśnych głównie jako podkładki do szczepienia i okulizacji. Za przykład niech posłużą informacje przedstawione na wykresie 1. W 3 szkółkach, gdzie podkładkami do szczepienia były siewki zakupione w szkółkach leśnych, objawy fytoftorazy notowano na 2–6% roślin iglastych i buka, a przyczyną choroby okazały się *P. plurivora* i *P. citrophthora*.



Średnie w słupkach, oznaczone tą samą literą, nie różnią się istotnie (5%) wg testu Duncana  
 Means in columns, followed by the same letter, do not differ at 5% of significance (Duncan's multiple range test)

Wykres 1. Straty wynikające z występowania fytoftorazy w 3 szkółkach na niektórych roślinach iglastych szczepionych na siewkach ze szkółek leśnych w 2008 r.

Graph 1. Dieback of some ornamental trees caused by *Phytophthora* spp. produced on the base of seedlings from forest nurseries in 2008

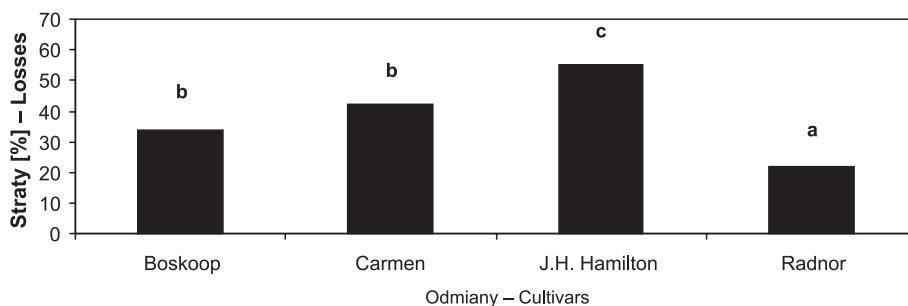
Analiza strat powodowanych przez gatunki *Phytophthora*, w tym głównie *P. cinnamomi*, w uprawie roślin w szkółkach pojemnikowych wykazała, że mogą one dochodzić nawet do 80%, przy czym wrzosy (fot. 1) i cyprysik Lawsona (fot. 2) są najbardziej wrażliwe [Orlikowski i Ptaszek 2010] na ten patogen (wykr. 2).



Fot. 1. Zamieranie wrzosów powodowane przez *Phytophthora cinnamomi*  
 Phot. 1. Heather decay caused by *Phytophthora cinnamomi*



Fot. 2. Zgnilizna podstawy pędu cyprysika Lawsona (*P. cinnamomi*)  
 Fot. 2. Foot rot of Lawson cypress (*P. cinnamomi*)



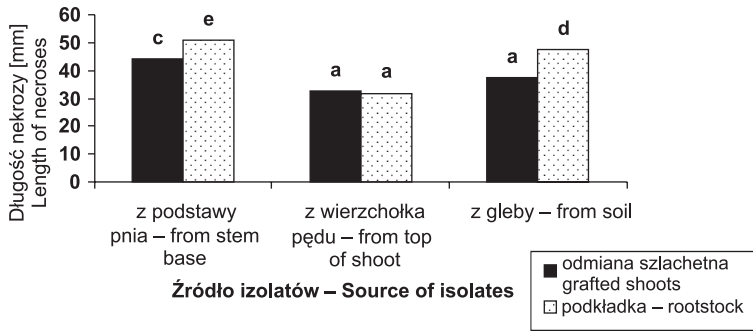
Średnie w słupkach, oznaczone tą samą literą, nie różnią się istotnie (5%) wg testu Duncana  
 Means in columns, followed by the same letter, do not differ at 5% of significance (Duncan's multiple range test)

Wykres 2. Straty [%] w uprawie pojemnikowej wrzosów (*Calluna vulgaris*) spowodowane przez *Phytophthora cinnamomi*  
 Graph 2. Losses [%] in heather (*Calluna vulgaris*) production caused by *Phytophthora cinnamomi*

W uprawie kontenerowej bardzo dużą rolę w rozwoju fytoftorazy i rozprzestrzenianiu zarodników pływakowych odgrywa woda używana do podlewania w formie zraszania [Orlikowski 2006].

Obok już wymienionych roślin iglastych i wrzosowatych *Phytophthora* spp. wykryto również na krzewach i drzewach liściastych. Na kilkuletnich drzewach klonu pensylwańskiego z objawami brązowienia liści i zamierania drzew stwierdzono występowanie *P. cambivora* [Orlikowski i in. 2002]. Gatunek ten jest przyczyną pojawiania się u nasady pnia, po jednej jego stronie, początkowo niewielkiej, brązowej, a następnie brunatnej plamy. W ciągu następnych kilku tygodni nekroza rozszerza się ku górze oraz często na około  $\frac{3}{4}$  jego obwodu, drastycznie ograniczając przewodzenie wody i soli mineralnych do korony.

Wzrost zainteresowania uprawą lilaków w ogrodach doprowadził do intensyfikacji uprawy tej rośliny w szkółkach i import nowych odmian. Spowodowało to zawleczenie do kraju *P. citrophthora*, gatunku znanego głównie jako przyczyna zrakowaceń pni i gumoży roślin cytrusowych. Na roślinach będących przedmiotem analizy mikologicznej gatunek ten wywoływał zarazę wierzchołków pędów [Orlikowski i Szkuta 2005]. Latem 2009 roku na lilakach uprawianych w polu stwierdzono objawy żółknięcia, a następnie brązowienia liści wierzchołkowych i stopniową zmianę zabarwienia blaszek w dolnej części pędów. Choroba występowała niewielkimi placami w różnych miejscach szkółki. Po wykopaniu roślin z opisanymi symptomami choroby stwierdzono, że przyczyną zmian w zabarwieniu liści i stopniowego zamierania roślin była zgnilizna podstawy pędów, występująca na większości roślin na prawie całym ich obwodzie. Z porażonych tkanek wyizolowano *P. citrophthora*. Inokulacja części pędów odmiany szlachetnej i podkładki *S. vulgaris* spowodowała rozwój nekrozy. Zgnilizna rozszerzała się szybciej na podkładce. Istotnie bardziej wirulentny okazał się izolat uzyskany z podstawy porażonego pnia lilaka (wykr. 3).



Wykres 3. Kolonizacja części pędów *Syringa vulgaris* przez izolaty *Phytophthora citrophthora* po 7 dniach od inokulacji

Graph 3. Colonisation of *Syringa vulgaris* leaf blades by *Phytophthora citrophthora* isolates 7 days after inoculation

Po raz pierwszy w 2008 r. na forsycji stwierdzono symptomy żółknięcia wierzchołków pędów i stopniowe rozszerzanie się tych objawów ku podstawie. Następnie liście czerwieniały, brązowiały i w końcu zamierały. Choroba występowała punktowo i stopniowo rozszerzała się na sąsiadujące rośliny. Po wyjęciu chorych roślin z pojemników i otrząśnięciu podłoża stwierdzono zgniliznę podstawy pędu rozszerzającą się na korzenie. Z tkanek podstawy pędu z pierwszymi objawami zgnilizny wyizolowano *P. cryptogea*, a z podłoża pobranego spod chorych roślin – *P. citrophthora*. Oba gatunki użyte do inokulacji części łodygi i liści forsycji powodowały ich zgniliznę [Orlikowski, Ptaszek 2008]. Dalsze badania wykazały, że oba gatunki kolonizowały tkanki innych gatunków roślin należących do rodziny oliwkowate, przy czym zgnilizna rozszerzała się istotnie szybciej na forsycji i bzie czarnym (tab. 1).

Tabela 1

Table 1

Kolonizacja różnych gatunków roślin przez *P. cryptogea* z *Forsythia intermedia*  
Colonisation of plants species by *Phytophthora cryptogea*, isolated from *Forsythia intermedia*

Gatunki roślin i odmiany Plant species and cultivars	Średnica/długość nekrozy [mm] po dniach Diam/length [mm] of necrosis after days			
	3		5	
	Liście Leaves	Części łodyg Stem parts	Liście Leaves	Części łodyg Stem parts
<i>Forsythia intermedia</i> Vahl. Minigold	14.6 f	7.1 d	26.7 e	15.6 c
<i>F. intermedia</i> Spectabilis	11.3 e	9.0 e	21.1 d	20.5 d
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	0 a	0 a	3.1 a	3.1 a
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	2.8 b	4.0 c	4.2 b	8.1 b
<i>Sambucus nigra</i> L.	7.2 d	10.3 f	40.0 f	23.5 e
<i>Syringa vulgaris</i> L.	4.9 c	2.2 b	12.3 c	3.8 a

Średnie w kolumnach, oznaczone tą samą literą, nie różnią się istotnie wg testu Duncana

Means in columns, followed by the same letter, do not differ at 5% of significance acc. to Duncan' multiple range test

W 2009 r. po raz pierwszy fytoftorozę stwierdzono na berberysie, głogu, jabłoni ozdobnej, kasztanowcu, ligustrze, złotej porzecze. Trwają prace nad identyfikacją gatunków zasiedlających porażone tkanki oraz ich chorobotwórczością dla roślin.

## Wnioski

1. Minione dwudziestolecie to zawleczenie do kraju nowych czynników chorobotwórczych, a szczególnie gatunków rodzaju *Phytophthora*.

2. Dotychczas wykryto i zidentyfikowano na materiale roślinnym 17 gatunków tego rodzaju z dominacją *P. cinnamomi*, *P. plurivora*, *P. citrophthora* i *P. cactorum*.

3. Straty powodowane przez gatunki rodzaju *Phytophthora* w uprawie roślin iglastych, liściastych i wrzosowatych wahają się od kilku do nawet 80%.

4. W uprawie drzew i krzewów w szkółkach ozdobnych występowanie gatunków *Phytophthora* stwierdzono dotychczas na gatunkach rodzajów *Abies*, *Acer*, *Aesculus*, *Buxus*, *Calluna*, *Chamaecyparis*, *Crateagus*, *Fagus*, *Fraxinus*, *Forsythia*, *Ilex*, *Juniperus*, *Kalmia*, *Malus*, *Microbiota*, *Picea*, *Pieris*, *Pinus*, *Podocarpus*, *Quercus*, *Rhododendron*, *Sorbus*, *Syringa*, *Taxus*, *Thuja* i *Tilia*.

5. Najczęstszymi objawami występującymi na porażonych roślinach są zgnilizna podstawy pędu oraz zaraza wierzchołków pędów.

## Piśmiennictwo

- Borecki Z., Czynczyk A., Milikan D.F., 1978. Susceptibility of several cultivars of apple to bark canker fungi. *Plant Dis. Repr.*, 62, 817–819.
- Brasier C.M., 2008. The biosecurity threat to the UK and global environment from international trade in plants. *Pl. Pathol.*, 57, 792–808.
- Duda, B., Orlikowski L.B., Szkuta G., 2004. Zasiadanie siewek sosny przez *Phytophthora cinnamomi* w szkółkach leśnych. *Post. w Ochr. Roślin/Progress in Pl. Prot.*, 44(1), 59–62.
- Jones D.R., Baker R.H.A., 2007. Introduction of non-native pathogens into Great Britain, 1970–2004. *Plant Pathol.*, 56, 891–910.
- Orlikowski L.B., 2006. Relationship between source of water used for plant sprinkling and occurrence of *Phytophthora* shoot rot and tip blight in container-ornamental nurseries. *J. Pl. Prot. Res.*, 46, 163–168.
- Orlikowski L.B., Duda B., Oszako T., 2004a. Występowanie *Phytophthora cactorum* na jarzabie zwyczajnym (*Sorbus aucuparia*). *Sylvan*, 10, 67–72.
- Orlikowski L.B., Duda B., Szkuta G., 2004b. *Phytophthora citricola* on European beech and silver fir in Polish forest nurseries. *J. Pl. Prot. Res.*, 44(1), 57–64.
- Orlikowski L.B., Gabarkiewicz R., Skrzypczak C., 1995. *Phytophthora* species in Polish ornamental nurseries. I. Isolation and identification of *Phytophthora* species. *Phytopath. Pol.*, 9, 72–79.
- Orlikowski L.B., Oszako T., 2009. Fytoftorozy w szkółkach i drzewostanach leśnych. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych, Warszawa, 1–67.
- Orlikowski L.B., Oszako T., Szkuta G., 2003. Alder *Phytophthora* in Poland: occurrence and plant colonisation. *Comm. in Agric. Appl. Biol. Sci.*, 68(4b), 705–709.
- Orlikowski L.B., Oszako T., Szkuta G., 2006. First record of *Phytophthora* spp. associated with the decline of European beech stand in south-west Poland. *Phytopathol. Pol.*, 42, 37–46.

- Orlikowski L.B., Ptaszek M., 2008. *Phytophthora cryptogea* and *P. citrophthora*; new pathogens of *Forsythia intermedia* in Polish ornamental hardy nursery stocks. J. Plant Prot. Res., 48(4), 511–517.
- Orlikowski L.B., Ptaszek M., 2010. Narastające problemy chorobowe w pojemnikowej produkcji roślin iglastych. Post. w Ochr. Roślin/Progress in Pl. Prot. (w druku).
- Orlikowski L.B., Szkuta G., Jaworska-Marosz A., 2002. Maple stem rot induced by *Phytophthora cambivora*. Phytopathol. Pol., 24, 17–26.
- Orlikowski L.B., Szkuta G., 2005. Occurrence of *Phytophthora citrophthora* on *Syringa vulgaris* in Poland. Acta Mycol., 40(2), 175–180.
- Oszako T., Orlikowski L.B., 2004. The first noting of *Phytophthora citrophthora* on *Picea abies* in a forest stand. Phytopathol. Pol., 34, 81–85.
- Oszako T., Orlikowski L.B., 2005. Pierwsze dane o występowaniu *Phytophthora cinnamomi* na dębie szypułkowym w Polsce. Sylwan XX, 1–7.
- Van Steekelenburg N.A.M., 1974. La amaldie a *Phytophthora* des conifers. Les problemes sanitaires actuels en pepiniere. J. d'etude de l'Hortic. Des Pepinieres, Paris, 85–94.
- Vegh I., 1987. Chamignons des arbres et arbustes d'ornament. INRA, Paris, 1987, 1–121.
- Vegh I., Le Berre A., 1982. Etude experimentale de la sensibilitte de quelques cultivars de bruyeres et de coniferes d'ornament vis-à-vis du *Phytophthora cinnamomi* Rands. Phytopath. Z., 103, 301–305.

### 1.3. Badania nad występowaniem *Verticillium dahliae* na wybranych gatunkach drzew we Wrocławiu

#### Wstęp

Grzyby z rodzaju *Verticillium* to powszechnie występujące organizmy glebowe, zdolne do infekowania roślin żywicielskich w bardzo szerokim zakresie zarówno pod względem rodzajów, jak i gatunków [Rausher i in. 1973, Morehart i in. 1980, Hall i in. 1986, Bhat, Subbarao 1999, Goud 2003, Lopes-Escudero i in. 2006, Neubauer i in. 2009]. W wielu regionach świata powodują one chorobę określaną jako wercycilioza – *Verticillium* wilt (angielski), fletrussure verticillienne (francuski), tragueco verticilliosis (hiszpański), tracheoverticilliosi (włoski), *Verticillium* tracheomykosen (niemiecki), verwelking-sziekte (holenderski), kransskimmel (duński) i vissnesjuka (szwedzki) [Harris 1998].

Stadium doskonale tych grzybów zostało zaklasyfikowane na podstawie analizy fragmentów DNA do typu *Ascomycota*, klasy *Sordariomycetes*, podklasy *Hypocreomycetidae*, rzędu *Incertae sedes* (nieokreślonego) i rodziny *Plectosphaerellaceae*. W stadium niedoskonałym grzyby te tworzą delikatną grzybnię vegetatywną oraz zarodniki konidialne, powstające na szczytach i odgałęzieniach trzonków konidialnych, w wilgotnych kropelkach na końcach fialid [Harris 1998, Rataj-Guranowska, Drapikowska 2001, Johansson 2006]. Fialidy rozmieszczone są w okółkach na pionowych konidioforach, co jest cechą diagnostyczną rodzaju *Verticillium* [Harris 1998].

Najczęściej występujące gatunki z rodzaju *Verticillium* to: *V. albo-atrum* Reinke & Berth. (1879), *V. dahliae* Kleb. (1913), *V. longisporum* (C. Stark) Karapapa, Bainbridge & Heale (1997), *V. nigrescens* Pethybr. (1919), *V. nubilum* Pethybr. (1919), *V. tricorpus* I. Isaac (1953) i *V. theobromae* (Turconi) E.W. Mason & S. Hughes (1951) [Johansson 2006]. W 2007 r. dwa z wyżej wymienionych gatunków: *V. nigrescens* i *V. theobromae* zmieniły nazwę odpowiednio na *Gibellulopsis nigrescens* (Pethybr.) Zare, W. Gams & Summerb. i *Musicillium theobromae* (Turconi) Zare & W. Gams.

*Verticillium dahliae*, *V. albo-atrum* i *V. longisporum* to znane gatunki chorobotwórcze dla roślin, o słabych zdolnościach saprotroficznych. *Verticillium nubilum* i *V. nigrescens* występują w glebie wyłącznie jako saprotrofy, natomiast *V. tricorpus* to gatunek o dość dużej zdolności saprotroficznej, rzadko kiedy patogeniczny i to w stosunku do dość wąskiej grupy roślin [Goud i in. 2003]. Stosunkowo mało polifagiczny charakter ma również *V. longisporum*. W Szwecji jest on podstawowym gatunkiem z rodzaju *Verticillium* infekującym rośliny oleiste [Johansson 2006].

Identyfikacja gatunków z rodzaju *Verticillium* zdolnych do wywoływania wercyciliozy drzew i krzewów jest często kwestią sporną, ponieważ grzybami najczęściej izolowanymi z porażonych organów są dwa blisko ze sobą spokrewnione gatunki – *V. dahliae* i *V. albo-atrum* [Harris 1998, Bhat, Subbarao 1999, Stankieviciene i in. 2008]. Do połowy lat 70. tożsamość obydwu gatunków była często mylona przez wielu badaczy. *Verticillium dahliae* był uważany wyłącznie za jedną z form *V. albo-atrum* [Rausher i in. 1973, Harris 1998, Horst 2008]. W świetle najnowszych badań przyjmuje się jednak, że podstawowym gatunkiem powodującym występowanie wercyciliozy u drzew i krzewów

jest *V. dahliae*. *Verticillium albo-atrum* najczęściej izoluje się z gałęzi jako gatunek towarzyszący [Harris 1998].

Lista gatunków drzew i krzewów wrażliwych na infekcję dokonywaną przez *V. dahliae* jest bardzo obszerna. Taka lista została opublikowana dla Ameryki Północnej przez Engelharda [1957], Himelicka [1969], Cartera [1975] oraz Sinclaira i Hudlera [1984], dla Wielkiej Brytanii przez Piearca i Gibbsa [1981]. Z uwagi na brak badań – w Polsce jednolita lista gatunków wrażliwych nie została jak dotąd przedstawiona, a mogłaby stanowić doskonałe źródło wiedzy dla wielu jednostek zajmujących się szeroko rozumianą zielenią miejską. Stąd wszystkie udokumentowane badania dotyczące występowania *V. dahliae* na poszczególnych gatunkach drzew i krzewów mogą być bardzo przydatne.

Klony, które stanowią istotny komponent nasadzeń w parkach i ogrodach, są uznawane za jedne z najbardziej wrażliwych roślin na wercicilliozę. Z uwagi na rozpiętość naczyniowy typ budowy ksylemu gatunków z rodzaju *Acer* – naczynia w każdym przyroście drzewa mogą pozostawać w pełni funkcjonalne przez kilka lat i zainfekowanie chociażby jednego z nich na długi okres czasu przyczynia się do silnych zaburzeń w efektywnym przepływie wody od korzeni do liści [Shigo 1984]. Wielosezonowa funkcjonalność naczyń klonów jest efektem wielu zaburzeń w ich gospodarce wodnej [Shigo 1984].

W ostatnich latach na terenie Wrocławia obserwowane jest znaczne pogorszenie kondycji klonów, szczególnie klonu zwyczajnego (*Acer platanooides* L.). Zasadnym więc wydaje się próba ustalenia, jaki jest udział grzyba *V. dahliae* w procesie zamierania klonów. Ponadto obserwacjami objęto sumaka octowca (*Rhus typhina* L.), na którym w ostatnich latach odnotowano gwałtowne wędnięcie pojedynczych pędów.

Celem podjętych badań było ustalenie przyczyny pogorszenia się zdrowotności klonu zwyczajnego i sumaka octowego na terenie Wrocławia.

## Material i metody badań

Obserwacje nad zdrowotnością klonu zwyczajnego i sumaka octowca na terenie Wrocławia prowadzono w latach 2009–2010. Materiał do badań pobierano w miejscach, gdzie klony i sumaki rosły w bliskiej odległości od siebie.

W pięciu lokalizacjach w różnych rejonach miasta (Osobowice, Zgorzelisko, Zakrzów, Różanka i Polanka), na dziesięciu losowo wybranych drzewach, osobno dla klonów i sumaków, pobierano w latach 2009–2010 po trzy gałęzie z widocznymi objawami chorobowymi. W przypadku klonów wybierano zarówno pędy z objawami wędnięcia, jak i zasychania od brzegów, natomiast w przypadku sumaka wycinano pędy z wyraźnymi objawami wędnięcia. Fragmenty pędów (10 cm) odkażano przez 1 minutę w 0,5% podchlorynie sodu. Po odkorowaniu pocięto je na inokula (0,5 cm), które następnie po 3 wykładano na szalki ze standardową pożywką PDA, w trzech powtórzeniach. Kolonie *V. dahliae* identyfikowano do gatunku na podstawie dostępnych monografii.

W 2010 r., dodatkowo w kilku kolejnych lokalizacjach w północnej części Wrocławia (podanych w rozdziale wyniki badań i dyskusja, tab. 2), dokonano szacunkowego liczenia udziału roślin sumaka octowca z objawami wędnięcia pędów w stosunku do ogólnej



liczby badanych drzew. W wybranych miejscach, na pierwszych 10 przypadkowo napotkanych drzewach określano liczbę roślin z wyraźnymi objawami wędnięcia pędów. Wykonana została również wyrywkowa izolacja *V. dahliae* z porażonych pędów.

## Wyniki badań i dyskusja

Spośród wszystkich gatunków klonów klon zwyczajny jest najbardziej podatny na werciliozę i chociaż zdarzają się wypadki wyzdrowienia, to choroba z reguły prowadzi do śmierci drzewa. Objawy chorobowe mogą występować bądź w postaci ostrej – jako gwałtowne wędnięcie liści, które brązowieją i w takiej formie pozostają na drzewie, bądź w postaci chronicznej [Harris 1998] – dochodzi do postępującego odbarwiania się liści od ich brzegów. Postać chroniczna jest szczególnie trudna do rozpoznania, ponieważ typowe dla niej objawy mogą towarzyszyć wielu czynnikom abiotycznym.

Z przeprowadzonych obserwacji i badań wynika, że porażone drzewa klonu pospolitego wykazywały charakterystyczne objawy wskazujące na werciliozę (wędnięcie pędów i zasychanie brzegów liści) (fot. 1). Jednak na przekroju poprzecznym i podłużnym porażonych pędów nie stwierdzano zmian chorobowych w obrębie wiązek przewodzących. Analiza mikologiczna również nie wykazała obecności *V. dahliae* w żadnym z analizowanych pędów, bez względu na charakter objawów, jak i ich lokalizację. Uzyskany wynik potwierdza przypuszczenia, że *V. dahliae* może stanowić mniejsze zagrożenie dla klonów w Europie, a częstsze infekcje obserwowane są na kontynencie północnoamerykańskim [Harris 1998]. W takiej sytuacji należy szukać innych przyczyn pogarszającego się stanu klonów pospolitych we Wrocławiu. Prawdopodobnie ich zamieranie było spowodowane przez czynniki abiotyczne – zbyt ubite podłoże i związane z tym znaczne niedobory wody w glebie, które doprowadziły do wędnięcia gałęzi i brunatnienia brzegów liści.

Sumak octowiec rosnący w niedalekiej odległości od klonu pospolitego wykazywał objawy chorobowe w postaci gwałtownego wędnięcia pędów (fot. 2). Na przekroju porażonych pędów widoczne było zbrunatnienie wiązek przewodzących. Z porażonych pędów z wyraźnymi objawami wędnięcia, niezależnie od lokalizacji, najczęściej wyosabniano *V. dahliae*. Procentowy udział kolonii tego grzyba w ogólnej liczbie izolatów uzyskanych z zamierających pędów był wysoki i przekraczał 70%. Najwięcej kolonii tego grzyba uzyskanych z pędów sumaków rosnących na osiedlu Zakrzów, będącego częścią dzielnicy Psie Pole, wynosił prawie 99% (tab. 1). Na podstawie uzyskanych wyników można stwierdzić, że wędnięcie pędów sumaka octowca we Wrocławiu w latach 2009–2010 spowodował *V. dahliae*. Uzyskane wyniki stanowiły podstawę do przeprowadzenia dalszych badań nad udziałem tego gatunku w procesie wędnięcia pędów drzew sumaka octowca rosnących w różnych lokalizacjach we Wrocławiu



Fot. 1. Objawy wędnięcia na *Acer platanoides*  
Phot. 1. Wilt symptoms on *Acer platanoides*



Fot. 2. *Verticillium dahliae* na *Rhus typhina*  
Phot. 2. *Verticillium dahliae* on *Rhus typhina*

Udział kolonii *V. dahliae* wyizolowanych z zamierających pędów sumaka octowego (średnia z lat 2009–2010)  
 Recentage proportion of *V. dahlia* colonies isolated from dying shoots of the staghorn sumac (average of the years 2009–2010)

Lokalizacja (osiedle/dzielnica) Location (housing estate/quarter)	Całkowita liczba kolonii <i>V. dahliae</i> Total number of <i>V. dahliae</i> colonies	% kolonii <i>V. dahliae</i> % <i>V. dahliae</i> colonies
Osobowice (Psie Pole)	64	71,1
Zgorzelisko (Psie Pole)	68	75,5
Zakrzów (Psie Pole)	89	98,9
Różanka (Karłowice)	74	82,2
Polanka (Karłowice)	75	83,3

*Verticillium dahliae* jest silnym polifagiem i może wywoływać choroby u wielu gatunków roślin drzewiastych [Grunden i in. 2001, Rataj-Guranowska, Drapikowska 2001, Goud, Termoschuizen 2003]. Jest szeroko rozprzestrzeniony w strefach subtropikalnych i w rejonach o klimacie umiarkowanym, natomiast niezmiernie rzadko spotyka się go w tropikach [Harris 1998, Goud, Termoschuizen 2003]. Optymalna temperatura dla infekcji mieści się zakresie od 23 do 25°C [Rataj-Guranowska, Drapikowska 2001]. Choroba wywoływana przez *V. dahliae* występuje w różnych typach i rodzajach gleb, choć prawdopodobnie jej szkodliwość jest większa na tych glebach, które umożliwiają utrzymywanie się temperatury ziemi sprzyjającej infekcji (lekkie ziemie w chłodnych obszarach klimatycznych i ciężkie ziemie w obszarach cieplejszych). W umiarkowanej strefie klimatycznej, przy dużej zmienności warunków atmosferyczno-glebowych, wercicillioza powodowana przez *V. dahliae* ma tendencję do częstszego występowania w latach suchych i gorących [Harris 1998].

*Verticillium dahliae*, podobnie jak inne gatunki z rodzaju *Verticillium*, wytwarza mikrosklerocja, czyli organy przetrwalnikowe. Mogą one zalegać w glebie na głębokości do 1 m przez okres 12–15 lat, nie tracąc przy tym zdolności do wywoływania infekcji pomimo braku obecności roślin żywicielskich [Harris 1998, Rataj-Guranowska, Drapikowska 2001, Goud, Termoschuizen 2003, Horst 2008]. W sprzyjających warunkach mikrosklerocja pod wpływem wydzielin korzeniowych kiełkują w strzępkę grzybni. Przenika ona przez korę młodych korzeni i grzyb wrasta do naczyń. W naczyniach ksylemu czynnik chorobotwórczy rozprzestrzenia się poprzez sukcesywne rozrastanie się grzybni oraz przez zarodniki konidialne, które są łatwo transportowane w strumieniu transpiracyjnym. Najistotniejszym skutkiem choroby jest zatykanie naczyń zarówno przez rozrastającą się grzybnię, jak również w wyniku tworzenia się zatycek tylozowych i okluzji powstających w wyniku reakcji obronnych rośliny na infekcję [Harris 1998]. W oddaleniu od systemu korzeniowego zdolność mikrosklerocjów do kiełkowania i infekcji jest hamowana przez wiele mikroorganizmów antagonistycznych [Goud i in.

2004]. Ponieważ kiełkowanie mikrosklerocjów jest ściśle ograniczone do warstwy ryzo-sfery, stąd zarówno samo wystąpienie choroby, jak i jej intensywność zależą od potencjału inokulum w glebie, wyrażonego liczbą mikrosklerocjów na gram gleby. W ten sposób pośrednio można określić prawdopodobieństwo bezpośredniego kontaktu mikrosklerocjów z systemem korzeniowym wrażliwych roślin [Goud, Termoschuizen 2003]. Liczenie potencjału inokulacyjnego w glebie przeprowadza się najczęściej metodą platerowania na sucho lub na mokro, a wykonywanie tej analizy jest szczególnie istotne przed produkcją materiału szkółkarskiego klonów przeznaczonych do nasadzeń miejskich [Harris 1998, Goud, Termoschuizen 2003]. Przyjmuje się bowiem, że to właśnie zainfekowany materiał tych roślin jest najczęstszą przyczyną wprowadzania choroby do nasadzeń miejskich [Harris 1998].

Grzybnia *V. dahliae* ma ograniczoną zdolność do przerastania pomiędzy naczyniami powstającymi w kolejnych latach. Jej rozrastanie się w świetle naczyń corocznie produkowanego ksylemu jest z reguły wynikiem nowych infekcji korzeni dokonywanych w każdym roku przez grzybnię z kiełkujących w glebie mikrosklerocjów [Shigo 1984]. Organy te dostają się do podłoża w momencie ich rozwijania się na obumierających i opadających częściach roślin, a w szczególności na ogonkach liściowych. W kolejnych latach potencjał inokulacyjny grzyba w podłożu pod drzewem rośnie, więc prawdopodobieństwo kolejnych infekcji korzeni jest coraz większe [Harris 1998].

W wyniku obserwacji przeprowadzonych w 2010 r., w 12 lokalizacjach w północnej i północno-wschodniej części Wrocławia, tylko w 2 przypadkach na 10 analizowanych drzewach nie stwierdzono żadnego okazu z objawami wędnięcia pędów (tab. 2). W pozostałych przypadkach udział zainfekowanych drzew sumaka octowca wahał się od 10 do 70%. Wysoka liczba roślin zainfekowanych w przypadku drzew rosnących na Karłowicach, na skwerze rozlokowanym przy zbiegu ulic Obornickiej i Bałtyckiej oraz wzdłuż ul. Litewskiej na Psim Polu, zbiegał się z dużym zagęszczeniem drzew na jednostce powierzchni. W pozostałych przypadkach, z wyjątkiem skweru na rogu ulic Obornickiej i Żmigrodzkiej oraz sumaków zlokalizowanych na Stadionie Olimpijskim, charakter nasadzeń był zdecydowanie bardziej rozproszony, a udział roślin zainfekowanych mniejszy. Wyrwykowa analiza mikologiczna potwierdziła, że główną przyczyną wędnięcia gałęzi badanych sumaków był *V. dahliae*.

Sumak octowiec nie należy do gatunków o szczególnym znaczeniu dla nasadzeń w miastach. Czasami jest uważany wręcz za gatunek niepożądany. Jeżeli jego podatność na infekcję dokonywaną przez *V. dahliae* zostanie wykazana w następnych latach, będzie można przypuszczać, że ten gatunek przyczynia się do kontaminacji podłoża przez formujące się na jego zamierających pędach mikrosklerocja. W takiej sytuacji drzewa sumaka mogą stanowić istotne źródło infekcji roślin o większym znaczeniu dla nasadzeń miejskich. Porażone pędy i liście zainfekowanych drzew mogą być z łatwością rozwiewane, chociażby przez wiatr, na sąsiednie tereny [Harris 1998].

Jednakże wiadomo, że w obrębie gatunku *V. dahliae* istnieją liczne rasy różniące się od siebie tak zjadliwością, jak i możliwością infekowania różnych roślin żywicielskich [Harris 1998, Goud, Termoschuizen 2002, Rataj-Guranowska 2006]. Stwierdzenie, czy rasa atakująca sumaka jest w stanie zainfekować system korzeniowy innych

gatunków drzew, np. różnych gatunków klonów, wymaga przeprowadzenia dodatkowych badań. Dopiero na ich podstawie można będzie określić rolę sumaka octowca jako potencjalnego źródła infekcji dla pozostałych gatunków drzew rosnących na terenach zurbanizowanych.

Tabela 2  
Table 2

Udział drzew sumaka octowca zlokalizowanych z objawami zamierania pędów spowodowanymi przez *V. dahliae* w 2010 r. w różnych częściach Wrocławia  
The percentage proportion of staghorn sumac located in different parts of Wrocław with symptoms of shoot dieback caused by *V. dahliae* in 2010

Lokalizacja Location	Liczba drzew z objawami więdnięcia pędów Number of trees showing symptoms of wilted shoots	% porażonych drzew Percentage of infected trees
1	2	3
Karłowice – skwer na rogu ul. Obornickiej i Bałtyckiej Karłowice – square at the crossroads: Obornicka St. and Bałtycka St.	6	60
Psie Pole – wzdłuż ul. Litewskiej Psie Pole – along the Litewska St.	7	70
Karłowice – Skwer na rogu ul. Obornickiej i Żmigrodzkiej Karłowice – square at the crossroads: Obornicka St. and Żmigrodzka St.	0	0
Karłowice – wzdłuż ul. Bończyka Karłowice – along Bończyka St.	0	0
Zgorzelisko (Psie Pole) – skwer pomiędzy ul. Kielczowską, Litewską, Inflancką i Żmudzka (cz. I) Zgorzelisko (Psie Pole) – quarter between Kielczowska St., Litewska St., Inflancka St. and Żmudzka St. (part I)	2	10
Zgorzelisko (Psie Pole) – skwer pomiędzy ul. Kielczowską, Litewską, Inflancką i Żmudzka (cz. II) Zgorzelisko (Psie Pole) – quarter between Kielczowska St., Litewska St., Inflancka St. and Żmudzka Str. (part II)	3	20
wzdłuż ul. B. Krzywoustego do zbiegu z al. Jana III Sobieskiego along B. Krzywoustego St. to the junction of Jana III Sobieskiego Alleys	1	10
wzdłuż ul. Redyckiej along Redycka St.	2	20

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

1	2	3
na obszarze wydzielonym przez zbieg ulic M. Romanowskiego, W. Pola i H. Kamińskiego an area designated by the junction of M. Romanowskiego St., W. Pola St. and H. Kamińskiego St.	2	20
wzdłuż al. J. Kasprowicza along J. Kasprowicza St.	2	20
wzdłuż ul. M. Konopnickiej along M. Konopnickiej St.	2	20
Stadion Olimpijski – obszar przylegający do ul. A. Mickiewicza Olympic Stadium – an area adjacent to A. Mickiewicza St.	1	10

## Wnioski

1. Klon zwyczajny rosnący we Wrocławiu (w warunkach miejskich) jest rośliną bardzo podatną na uszkodzenia przez czynniki abiotyczne.
2. Główną przyczyną wędnięcia pędów sumaka octowca we Wrocławiu był *Verticillium dahliae*.
3. Sumak octowiec prawdopodobnie może być źródłem infekcji klonów, ale wymaga to jeszcze dalszych badań.

## Piśmiennictwo

- Bhat R.G., Subbarao K.V., 1999. Host range specificity in *Verticillium dahliae*. *Phytopathology*, 89, 1218–1225.
- Carter J.C., 1975. Diseases of Midwest trees. Special Publication 35, University of Illinois at Urbana – Champaign College of Agriculture in Cooperation with Illinois Natural History Survey, 168.
- Engelhard A.W., 1957. Host index of *Verticillium albo-atrum* Reinke & Berthold (including *Verticillium dahliae* Kleb.). *Pl. Dis. Repr. Supplement*, 244, 23–49.
- Goud J.C., Termoschuijzen, 2002. Pathogenicity and virulence of the Dutch VCGs of *Verticillium dahliae* to woody ornamentals. *European Journal of Plant Pathology*, 108, 771–782.
- Goud J.C., Termoschuijzen A.J., 2003. Quality of methods to quantify mikrosklerocja of *Verticillium dahliae* in soil. *European Journal of Plant Pathology*, 109, 523–534.
- Goud J.C., Termoschuijzen A.J., Gams W., 2003. Morphology of *Verticillium dahliae* and *V. tricorpus* on Semi-Selective Media used for the Detection of *V. dahliae* in Soil. *Mycological Research*, 101, 822–830.
- Goud J.C., 2003. *Verticillium* wilt in trees. Detection, prediction and disease anagement. PhD Thesis Wageningen Universiteit, Wageningen, The Netherlands With references. With summary in English and Dutch. 98.

- Goud J.C., Termoschuijzen A.J., Blok W.J., van Bruggen A.H.C., 2004. Long-term effect of biological soil disinfestations on *Verticillium* wilt. *Plant. Dis.*, 88, 688–694.
- Grunden E., Weidong Ch., Leland Crane J., 2001. Fungi colonizing microsclerotia of *Verticillium dahliae* in urban environments. *Fungal Diversity*, 8, 129–141.
- Hall T.J., Schreiber L.R., Leben C., 1986. Effects of xylem-colonizing *Bacillus* spp. on *Verticillium* wilt in maples. *Plant Diseases*, 70, 521–524.
- Harris D.C., 1998. [in:] J.A. Hiemstra, D.C. Harris (eds.). *A Compendium of Verticillium Wilts in Tree Species*, CPRO-DLO, Wageningen, The Netherlands/HRI-East Malling, West Malling, UK, 1–4.
- Hiemlick E.B., 1969. Trees and shrubs hosts of *Verticillium albo-atrum*. *Biological Notes*, Illinois Natural History Survey, Urbana Illinois, 66, 8.
- Horst R.K., 2008. *Westcott's Plant Diseases Handbook*. XIV. Springer. 1318 p. Hardcover.
- Johansson A., 2006. *Verticillium longisporum*, infection, host range, prevalence and plant defence responses. Licentiate thesis.
- Lopes-Escudero F.J., Mwanza C., Blanco-Lopez M.A., 2006. Production of Homogenous and Viable *Verticillium dahliae* Microsclerotia Effective for *Verticillium* Wilt Studies. *Biotechnology*, 5(4), 421–428.
- Morehart A.L., Donohue III F.M., Melchior G.L., 1980. *Verticillium* wilt of yellow poplar. *Phytopathology*, 70, 756–770.
- Neubauer C., Heitmann B., Vogel C., 2009. Morphology, vegetative compatibility and pathogenicity of *Verticillium dahliae* isolates from woody ornamentals in Germany. *Journal of Plant Diseases and Protection*, 116(3), 109–114.
- Pearce G.D., Gibbs J.N., 1981. *Verticillium* wilt of trees and shrubs. *Arboricultural leaflet 9*. Dept. of the Environment, Forrestry Commission, HMSO, London, 8.
- Rataj-Guranowska M., Drapikowska M., 2001. *Verticillium dahliae* Kleban, [w:] *Kompendium symptomów i chorób roślin oraz morfologii sprawców* (red. Maria Rataj-Guranowska). Wyd. IOR Poznań, 1, 9–12.
- Rataj-Guranowska M., 2006. Vegetative Compatibility in *Verticillium dahliae* from Several European Countries. *Phytopatol. Pol.*, 42, 5–12.
- Rauscher K.J., Lester D.T., Smalley E.B., 1973. Response of Elm species and clones to inoculation with *Verticillium albo-atrum*. *Phytopathology*, 64, 702–705.
- Shigo A.T., 1984. Compartmentalization: a conceptual framework for understanding how trees grow and defend themselves. *Annual Review of Phytopathology*, 22, 189–214.
- Sinclair W.A., Hudler G.W., 1984. *Verticillium* wilt. *Corner Tree Pest Leaflet A-3* (revised), 8.
- Stankieviciene A., Lagauskas A., Snieskiene V., Juronis V., Varkuleviciene J., 2008. *Verticillium* spp. in the rhizosphere of pot plants. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 529, 201–205.

## 1.4. Zagrożenia spowodowane przez *Colletotrichum* spp. i inne grzyby występujące na roślinach z rodziny *Magnoliaceae*

### Wstęp

Na terenach zieleni w Polsce bardzo liczną grupę drzew stanowią przedstawiciele rodziny *Magnoliaceae*. Wśród nich najczęściej występują rośliny z rodzajów *Magnolia* spp. oraz *Liriodendron* sp. Są to gatunki dawno introdukowane, pojawiające się w nasadzeniach w coraz to nowych odmianach. Do czynników chorobotwórczych często notowanych w ostatnich latach należy zaliczyć grzyby z rodzaju *Colletotrichum* [Jeske 2006]. Szczególnie w latach ciepłych i wilgotnych grzyby te są sprawcami chorób roślin sadowniczych [Yoshida, Tsukiboshi 2002], warzywnych [Jamiołkowska, Wagner 2007] oraz ozdobnych [Farr i in. 1989]. Grzyby te w sprzyjających warunkach powodują bardzo szybkie zamieranie części nadziemnej roślin [Stirling i in. 2001]. Również do często wymienianych gatunków chorobotwórczych należą: *Phomopsis magnoliicola*, *Phyllosticta magnoliae*, *Cylindrocladium scoparium* oraz *Botrytis cinerea* [Alfieri i Graham 1971, Alfieri i Mcrithie 1976, Uecker 1988, Hagan 2001, Przybył 2002]. Grzyby te obniżają znacząco zdrowotność magnolii w nasadzeniach [Stompor-Chrzan 2006]. W ostatnich latach coraz większego znaczenia nabierają gatunki z rodzaju *Phytophthora*. Dla magnolii szczególnie groźne są *P. citricola* i *P. nicotianae* [Schwingle in. 2007]. Wspomnieć też należy o chorobach powodowanych przez fitoplazmy. W ostatnich latach niejednokrotnie proliferacja magnolii staje się coraz groźniejszą chorobą [Kamińska, Śliwa 2008].

Wobec problemu, który się pojawił w ostatnich latach w Polsce i w związku z częstymi błędami w ocenie czynników sprawczych chorób magnolii mylonych niejednokrotnie z objawami fizjologicznymi, podjęto badania z tego zakresu. Problem jest szczególnie trudny, ponieważ brakuje środków ochrony roślin zarejestrowanych do stosowania w warunkach miejskich, co wymusza poszukiwanie alternatywnych metod ochrony.

### Materiał i metody badań

Badaniami w latach 2007–2009 objęto wybrane nasadzenia drzew należących do rodzajów *Magnolia* oraz *Liriodendron* rosnące w Lublinie i jego okolicach.

Na poszczególnych stanowiskach wytypowano do badań: *Magnolia liliiflora* Desr. odmiany ‘Nigra’, *Magnolia acuminata* L., *Magnolia x soulangeana* Soul., odmiany ‘Alexandrina’, *Magnolia kobus* DC, *Magnolia stellata* (Siebold et Zucc.) Maxim, *Magnolia tripetala* L., *Magnolia brooklynensis* Kalmb., odmiany ‘Yellow Bird’, *Magnolia* ‘Susan’ oraz *Liriodendron tulipifera* z widocznymi objawami chorobowymi. Ocenę zdrowotności roślin przeprowadzano w dwóch terminach: wiosną w czasie rozwijania się pąków i kwiatów oraz jesienią pod koniec okresu wegetacji. Pędy z objawami chorobowymi, po 10 dla każdego stanowiska, odmiany i terminu, pobierano do makroskopowych i mikroskopowych badań laboratoryjnych.

Obecność grzybów określano na podstawie oznak etiologicznych, występujących na porażonych pędach i liściach, a następnie organy te poddawano analizie mikologicznej według opisu Kopackiego i Wagner [2003].



## Wyniki

Na chorych roślinach najczęściej występującym objawem były plamistości liści, ich zasychanie oraz nekrozy pędów (fot. 1–4). U części roślin występowały na liściach żółte plamy otoczone ciemniejszymi obwódkami. W każdym roku badań stwierdzano nekrozy i plamistości na wszystkich badanych roślinach zarówno w terminie wiosennym, jak i jesiennym (fot. 1–4).



Fot. 1. Nekroza wierzchołków powodowana przez *Botrytis cinerea*  
Phot. 1. Necrosis of the tops of stems caused by *Botrytis cinerea*



Fot. 2. Zamieranie pędów i liści magnolii  
Phot. 2. Decaying of magnolia stems and leaves



Fot. 3. Objawy plamistości liści  
Phot. 3. Necrotic spots on leaves



Fot. 4. Objawy antraknozy na liściu  
Phot. 4. Symptoms of anthracnose on leaves

W wyniku analizy mikologicznej pędów i liści z objawami chorobowymi, w ciągu trzech lat badań, uzyskano 6252 izolaty grzybów należących do 14 rodzajów (tab. 1). Wyosobniono liczne kolonie *Alternaria alternata* (Fr.) Keissl., *Colletotrichum gloeosporioides* (Fres.) de Vries. i *Botrytis cinerea* Pers. Występowały również, choć rzadziej, grzyby z rodzaju *Fusarium*. W okresie tym licznie wystąpił gatunek groźny dla magnolii *Sclerotinia sclerotiorum* (Lib.) de Bary oraz *Phyllosticta magnoliae* Shreem. Rzadziej uzyskiwano *Epicoccum nigrum* Link oraz grzyby z rodzaju *Penicillium* (tab. 1).

Tabela 1  
Table 1

Grzyby wyizolowane z nadziemnych organów roślin z rodziny *Magnoliaceae* w latach 2007–2009 (liczba izolatów)  
Fungi isolated from stems and leaves of plants from family *Magnoliaceae* in 2007–2009 (number of isolates)

Gatunek grzyba Fungus species	Pęd – Stem									Liście – Leaves										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Razem Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Razem Total
<i>A. alternata</i> (Fr.) Keissl.	97	89	142	92	120	133	68	165	96	1002	103	96	116	76	118	99	74	198	88	968
<i>A. niger</i> van Tiegh.			10				3		6	19							10			10
<i>Botrytis cinerea</i> Pers.	65	76	71	60	39	22	29	76	59	497	23		27	19	15	21	22	55	25	207
<i>Cercospora</i> magnoliae Ell. & Harkn.		3			2					5	11	5	8	10			4	6		44
<i>Ch. cochlioides</i> Pall.	1		2			3				6			7		5		6			18
<i>C. gloeosporioides</i> (Fres.) de Vries	4		80	12			8	81	6	191	22		93		51		15	78		259
<i>Epicoccum</i> <i>nigrum</i> Link.	10	12	13	5	18	29	7	7	16	117	19	9	13	11	52	17	28	23	21	193
<i>Fusarium</i> spp.	91	25	86	61	92	37	28	61	31	512	18	22	14	18	44	19	21	37	24	217
<i>Penicillium</i> spp.	18	46	41	59	41	37	55	53	60	410	7	19	18	9	30	8	37	41	38	207
<i>P. magnolicola</i> Died.			15				6	2		23			7				16	5		28
<i>P. magnoliae</i> Shreem.	6		19		11		4	14		54	15		42		7		22	12		98
<i>S. sclerotiorum</i> (Lib.) de Bary	15	9	14	16	22	14	50	48	12	200	10	6	12	8	30	16	12	33	14	141
<i>Trichoderma</i> spp.	52	17	24	44	15	9	50	40	26	277	41	23	34	19	33	19	56	22	31	278
<i>V. dahliae</i> Kleb.	5		16		7			5	3	36	34		93	12			15	78	3	235
Razem – Total	364	277	533	349	367	284	308	552	315	3350	303	180	484	182	385	199	338	588	244	6252

1. *M. liliiflora* 'Nigra', 2. *M. acuminata*, 3. *M.x soulangeana* 'Alexandrina', 4. *M. kobus*, 5. *M. stellata*, 6. *M. tripetala*, 7. *Magnolia* 'Susan', 8. *M. brooklynensis* 'Yellow Bird', 9. *Litodendron tulipifera*

Szczególnie dużo izolatów *A. alternata* wyosobniano z liści i pędów *Magnolia brooklynensis* ‘Yellow Bird’, *Magnolia x soulangeana* ‘Alexandrina’ oraz *Magnolia stellata*. Również na tych samych roślinach niejednokrotnie występował *Colletotrichum gloeosporioides* w okresie prowadzonych badań. Patogeniczny gatunek *Botrytis cinerea* izolowany był często z *Magnolia brooklynensis* ‘Yellow Bird’ i *Magnolia acuminata* (tab. 1).

Na uwagę zasługuje fakt, że w roku 2007, przy wysokich temperaturach i opadach wystąpiły sprzyjające warunki do rozwoju grzybów patogenicznych. W czasie wilgotnej pogody, co miało miejsce głównie w okresie wiosennym i jesiennym, na obumarłych szczytach pędów można było zauważyć rozwijającą się grzybnię wraz z zarodnikami konidialnymi *B. cinerea*. Obumarłe części pędów kolonizowały inne gatunki grzybów, m.in. *A. alternata* i grzyby z rodzaju *Fusarium*, tworząc na takich pędach skupiska zarodników. W okresie prowadzonych badań na krzewach obserwowano zamieranie wierzchołków pędów na długości 5–10 cm. Wierzchołki takich pędów były brązowe i łatwo się łamały.

## Dyskusja

Opierając się na przeprowadzonych badaniach oraz analizując prace innych autorów, można uzyskać wiele informacji na temat występowania na nadziemnych organach magnolii i tulipanowca chorób infekcyjnych [Hagan 2001, Przybył 2002, Stompor-Chrzan 2006, Takamatsu i in. 2008]. Analiza mikologiczna wykazała, że pędy i liście zasiedlane były przez kompleks różnych gatunków grzybów. Wydaje się, że spośród nich największe znaczenie należy przypisać gatunkom porażającym aparat asymilacyjny. Zarówno magnolie, jak i tulipanowce mogą być porażane przez mączniaka prawdziwego [Kiss i in. 2002], ale w okresie przeprowadzonych badań nie stwierdzono jego obecności. Od wielu lat obserwuje się problemy z grzybami takimi jak: *Alternaria alternata*, *Cercospora magnoliae* czy *Phyllosticta magnoliae*, które są odpowiedzialne za powstawanie objawów chorobowych na liściach w postaci brązowych, okrągłych lub owalnych plam. Na plamach może wystąpić oznaka etiologiczna w postaci konidialnej formy zarodnikowania [Alfieri i Mcrithie 1976, Hagan 2001, Lesisz 2005]. Grzyby z rodzaju *Alternaria* od lat stanowią problem, zwłaszcza dla roślin osłabionych [Rotem 1994, Wagner i Jamiołkowska 2004, Szmagara 2009].

Na szczególną uwagę zasługuje częste zasiedlanie liści i pędów przez *Colletotrichum gloeosporioides*, który jest wymieniany jako sprawca antraknozy magnolii. Według doniesień innych autorów na magnolii i tulipanowcu może występować też *Colletotrichum acutatum*, który jednak nie był notowany w przeprowadzonych badaniach [Talhinhas i in. 2002]. Silnie porażone liście ulegają deformacji, z czasem zamierają i opadają. Również na pędach, na różnej ich wysokości grzyb powoduje powstawanie plam nekrotycznych, które po objęciu swoim zasięgiem całego obwodu pędu, przyczyniają się do zamierania części znajdującej się powyżej tego miejsca [Madej 1975, Przybył 2002]. Ostatnio grzyby z rodzaju *Colletotrichum* zaczynają mieć coraz większe znaczenie w uprawie wielu gatunków roślin [Jeske 2006, Jamiołkowska 2009]. Grzyby te w wyższych temperaturach i przy wysokiej wilgotności znajdują odpowiednie warunki do rozwoju [Madej 1975,

Przybył 2002]. Na podstawie przeprowadzonych badań można zauważyć, że w ciepłym i wilgotnym sezonie wegetacyjnym 2007 r. grzybów tych wystąpiło najwięcej.

Należy też zwrócić uwagę na znane od dawna patogeny magnolii jak *Phyllosticta magnoliae* czy *Cercospora magnoliae*, a także *Botrytis cinerea*, które w sprzyjających warunkach, bez wystarczającej ochrony mogą poczynić znaczne straty zarówno w starszych, jak i młodszych nasadzeniach [Lesisz 2005].

Częste izolowanie z organów nadziemnych magnolii *B. cinerea* sugeruje, że ten polifagiczny gatunek może również zagrażać i tej roślinie. Znana jest szczególnie wysoka szkodliwość tego grzyba dla różnych gatunków roślin uprawnych [Machowicz-Stefaniak 1998, Szmagara 2009]. W świetle obecnych badań za niebezpieczne należy uznać porażanie przez ten patogen pędów i ich wierzchołków, co potwierdziły wyniki przeprowadzonej analizy mikologicznej. *Botrytis cinerea* wymieniany jest jako sprawca zamierania pędów magnolii oraz porażania jej pąków i kwiatów [Lesisz 2005]. Ze znaczną szkodliwością *B. cinerea* dla wierzchołków młodych pędów magnolii należy się liczyć przy częstych opadach deszczu oraz po wystąpieniu późnowiosennych przymrozków, ze względu na fakultatywny charakter tego patogenu.

W przeprowadzonych badaniach izolowano również znany ze swej szkodliwości dla przedstawicieli *Magnoliaceae* patogeniczny gatunek *Verticillium dahliae*. Jego występowanie może się nasilić, kiedy opadłe liście nie są usuwane oraz przy niewłaściwym nawożeniu azotowym z dominacją formy azotanowej [Morehart i in. 1980, Kodsueb i in. 2008].

Przeprowadzone badania wykazały, że na liściach i pędach magnolii często występują też *Fusarium* spp., *Sclerotinia sclerotiorum*, *Epicoccum nigrum* oraz *Trichoderma* spp. i *Penicillium* spp.

## Wnioski

1. Wśród badanych odmian magnolii najbardziej wrażliwa na porażenie przez patogeny pochodzenia grzybowego wydaje się być 'Yellow Bird' oraz 'Alexandrina'.

2. Magnolię i tulipanowca najczęściej zasiedlały: *Alternaria alternata*, *Colletotrichum gloeosporioides*, *Botrytis cinerea* oraz grzyby z rodzaju *Fusarium*.

3. W przeprowadzonych badaniach *Alternaria alternata*, *Colletotrichum gloeosporioides*, *Botrytis cinerea*, *Phyllosticta magnoliae* oraz *Cercospora magnoliae*, znane ze swej patogeniczności dla *Magnoliaceae*, mogły być przyczyną zmian chorobowych na liściach i pędach tych roślin.

4. Nasilenie występowania objawów chorobowych może być związane z przedłużającymi się opadami deszczu.

5. Stosowane środki ochrony roślin powinny być używane zgodnie z zaleceniami, a przy braku dopuszczonych preparatów do stosowania na terenach zurbanizowanych należałoby zwrócić uwagę na usuwanie opadłych liści i porażonych pędów.

## Piśmiennictwo

- Alfieri S.A., Graham A.E., 1971. *Cylindrocladium* leaf spot of *Magnolia grandiflora* in Florida. Proc. Fla. State Hort. Soc., 307, 354–356.
- Alfieri S.A., Mcrithie J.J., 1976. *Phyllosticta* leaf spot of southern magnolia. Plant Pathology Circular, 167.
- Farr D.C., Bills G.F., Chamuris G.P., Rossman A.Y., 1989. Fungi on plants and plant products in the United States. APS Press, St. Paul., MN, 1–1252.
- Hagan A.K., 2001. Magnolia diseases, [in:] Jones R.K., Benson D.M., 2001. Diseases of Woody Ornamentals and Trees in Nurseries. APS Press, St. Paul, MN, 1–482.
- Jamiółkowska A., Wagner A., 2007. Próby zastosowania olejku tymiankowego do ochrony papryki uprawianej w polu przed grzybami chorobotwórczymi. Prog. in Plant Prot., 47(4), 149–153.
- Jamiółkowska A., 2009. The influence of bio-preparation Biosept 33 SL on fungi colonizing of sweet pepper plants (*Capsicum annum* L.) cultivated in the field. EJPAU, 12(3), 13.
- Jeske M., 2006. Biologiczna ochrona łubinu przed *Colletotrichum gloeosporioides* Penz. Prog. in Plant Prot., 46(2), 556–560.
- Kamińska M., Śliwa H., 2002. The influence of antibiotics on the appearance of magnolia stunting symptoms. Acta Agrobot., 55(1), 107–117.
- Kamińska M., Śliwa H., 2008. Choroby roślin powodowane przez fitoplazmy opisane w ostatnim dziesięcioleciu. Materiały Konf. „Nowe Patogeny Roślin”, Skierniewice 15–16 kwietnia 2008, 13.
- Kiss L., Bolay A., Takamatsu S., Cook R.T.A., Limkaisang S., Ale-Agha N., Szentivanyi O., Boal R.J., Jeffries P., 2002. Spread of the North American snowberry powdery mildew fungi, *Erysiphe symphoricarpi* (syn. *Microsphaera symphoricarpi*), to Europe. Mycol. Res., 106(9), 1086–1092.
- Kodsueb R., McKenzie E.H.C., Loumyong S., Hyde K.D., 2008. Diversity of saprobic fungi on *Magnoliaceae*. Fungal Diversity, 30, 37–53.
- Kopacki M., Wagner A., 2003. Health status of garden mums (*Dendranthema grandiflora* Tzvelev) in Lublin region. Sodininkyste ir Darzinikyste (Horticulture and Vegetable Growing), 22(3), 89–90.
- Lesisz J., 2005. Ważniejsze choroby grzybowe występujące na drzewach i krzewach w Ogrodzie Botanicznym w Łodzi. Biul. Ogr. Bot., 14, 93–100.
- Machowicz-Stefaniak Z., 1998. Studies on *Botrytis cinerea* Pers. occurring on Hazel. Ann. Agric. Sci. – Ser.E., 27 (1/2), 5–12.
- Madej T., 1975. Plamistość zgorzelowa (antraknoza) drzew liściastych. Roczn. Nauk Rol., Ser. E (4), 109–119.
- Morehart A.L., Donohue III F.M., Melchior G.I., 1980. *Verticillium* Wilt of Yellow Poplar. Phytopathology, 70, 756–760.
- Przybył K., 2002. Ważniejsze choroby grzybowe i bakteryjne niektórych drzew i krzewów parkowych. Biul. Ogr. Bot., 11, 9–20.
- Rotem J., 1994. The genus *Alternaria*. APS Press, St. Paul, MN, 91–103.
- Schwingle B.W., Smith J.A., Blanchette R.A., 2007. *Phytophthora* species associated with diseased woody ornamentals in Minnesota Nurseries. Plant Dis., 91, 97–102.
- Stirling A.M., Hayward A.C., Pegg K.G., 2001. Interaction of *Colletotrichum gloeosporioides*, epiphytic microorganisms and nutrients on avocado leaves and fruits. Australian Plant Pathology, 27(3), 169–179.

- Stompor-Chrzan E., 2006. Ogrody i parki – elementy krajobrazu i bioróżnorodności. Cz. I. Ogrody działkowe Rzeszowa. Zesz. Nauk. Płd.-Wsch. Oddz. PTIE i PTG Oddz. w Rzeszowie, 7, 92–96.
- Szmagara M., 2009. Biodiversity of fungi inhabiting the highbush blueberry stems. Acta Sci. Pol., Hortorum Cultus, 8(1), 37–50.
- Takamatsu S., Inagaki M., Ninomi S., Khodaparast S.A., Shin H.D., Grigaliunaite B., Havrylenko M., 2008. Comprehensive molecular phylogenetic analysis and evolution of the genus *Phyllactinia* (Ascomycota: Erysiphales) and its allied genera. Mycol Reses., 112, 299–315.
- Talhinhas P., Sreenivasaprasad S., Neves-Martins J., Oliveira H., 2000. Genetic and morphological characterization of *Colletotrichum acutatum* causing anthracnose of lupinus. Phytopathology, 92, 986–996.
- Uecker F.A., 1988. A world list of *Phomopsis* names with notes on nomenclature, morphology and biology. Mycologia Memoir, 13, 40–65.
- Wagner A., Jamiołkowska A., 2004. First report of *Alternaria alternata* causing stem blight of compass plant (*Silphium laciniatum*) in Poland. Plant Dis., 88, 1045.
- Yoshida S., Tsukiboshi T., 2002. Shoot blight leaf spot of blueberry anthracnose caused by *Colletotrichum acutatum*. Journal of General Plant Pathology, 68(3), 246–248.

## 1.5. Możliwości wykorzystania biostymulatorów w ochronie roślin na terenach zurbanizowanych

### Wstęp

Z badań prowadzonych przez demografów wynika, że więcej ludzi zamieszkuje tereny miejskie i zurbanizowane niż tereny wiejskie [Bach, Frazik-Adamska 2006]. Dlatego częściej niż to było w latach ubiegłych, traktuje się zieleni miejską jako element miasta wpływający na odpoczynek psychofizyczny jego mieszkańców. Rośliny rosnące na terenach miejskich narażone są na działanie wielu niekorzystnych czynników, które mogą negatywnie odbijać się na zdrowotności roślin [Bach, Frazik-Adamska 2006, Bach i in. 2007]. Są to zarówno czynniki abiotyczne, jak i biotyczne, które prowadzą do ograniczenia rozwoju i wzrostu drzew, krzewów i innych roślin w miastach [Wysocki, Zimny 1983]. Dlatego też coraz częściej poszukuje się nowych, skuteczniejszych metod zmniejszania ryzyka uszkodzeń, a tym samym zamierania roślin w miastach. Jedną z takich metod może być stosowanie biostymulatorów jako jednego z elementów pielęgnacji roślinności na terenach zurbanizowanych.

Biostymulatory oraz regulatory wzrostu ze względu na sposób działania są praktycznie nieszkodliwe dla środowiska naturalnego [Kozak 2009]. Mogą one w przyszłości zastępować inne chemiczne środki ochrony roślin, których w praktyce nie można wykorzystywać na terenach miejskich i zurbanizowanych. Terminologia dotycząca nazewnictwa biostymulatorów oraz substancji aktywnych wchodzących w skład tych preparatów nie jest do końca sprecyzowana. Substancje te są traktowane jako środki ochrony roślin zgodnie z § 14 art. 2 ustawy o ochronie roślin z dnia 18 grudnia 2003 r. Ustęp ten mówi, iż do środków ochrony roślin zalicza się „substancje aktywne wpływające na procesy życiowe rośliny w inny sposób niż składniki pokarmowe oraz które nie mają związku ze zwalczaniem organizmów szkodliwych, w tym regulatory wzrostu” [Basak 2008]. Ponieważ działanie substancji aktywnych biostymulatorów niewątpliwie wpływa na procesy związane z rozwojem roślin, zalicza się je do środków ochrony roślin ze wszystkimi tego konsekwencjami. Preparatów tych teoretycznie nie powinno się stosować na terenach zurbanizowanych.

Regulatory rozwoju roślin to preparaty, w skład których wchodzi fitohormony (auksyny, gibereliny, cytokininy, kwas abscysynowy, etylen) oraz inne specyficzne substancje pochodzenia roślinnego, takie jak: fenole, kwas salicylowy i brassinosteroidy, które uczestnicząc w procesach fizjologicznych i biochemicznych, wpływają na rozwój roślin [Michalski i in. 2008, Kozak 2009]. Natomiast stymulatory odporności roślin, inaczej zwane biostymulatorami lub fitostymulatorami, są najczęściej preparatami syntetycznymi. Biostymulatory oddziałując na metabolizm, wspomagają i stymulują procesy życiowe [Pruszyński 2008, Michalski i in. 2008]. Preparaty te wykorzystuje się zwykle do zabiegów profilaktycznych lub interwencyjnych. Opryskiwanie wykonuje się w fazie rozwoju roślin najistotniejszej ze względu na efekt dekoracyjny [Gawrońska 2008].

Jednym z głównych zadań regulatorów rozwoju i biostymulatorów jest więc ułatwianie roślinom regeneracji oraz odzyskania wigoru po oddziaływaniu niekorzystnych



czynników stresowych. Działanie to polega na stymulacji rozwoju liści, łodyg i korzeni poprzez prawdopodobny wpływ na podstawowe procesy życiowe roślin. Najczęściej stosowanym w rolnictwie i ogrodnictwie biostymulatorem jest preparat Asahi SL [Pusz, Płaskowska 2008]. Jego działanie polega na wspomaganiu roślin w szybkim reagowaniu na czynniki stresowe. Asahi SL zawiera w swoim składzie związki fenolowe naturalnie występujące w komórkach roślinnych i uczestniczące w szeregu procesów biochemicznych oraz fizjologicznych roślin. Asahi SL jest typowym preparatem przeciws stresowym służącym poprawie kondycji roślin, a efekty jego działania na roślinach są tym lepsze, im stres jest większy. Rośliny potrafią same przystosować się do niekorzystnych warunków, ale dzięki dostarczeniu związków fenolowych w postaci oprysku zachodzi to dużo szybciej [Kozak 2009].

Oprócz preparatu Asahi SL na polskim rynku są również dostępne inne biostymulatory. Jednym z nich jest preparat Kelpak SL. Jest on przeznaczony do zwiększania plonowania i poprawy jakości plonów oraz do stymulacji wzrostu początkowego po przesadzeniu roślin. Zawiera ekstrakt z alg *Ecklonia maxima* oraz hormony roślinne, takie jak auksyny i cytokininy. Jest polecany do stosowania w momencie oddziaływania różnego rodzaju stresów na rośliny. Obecnie jednak jest zarejestrowany tylko do stosowania w uprawach rolniczych.

Celem przeprowadzonych badań było określenie ewentualnego wpływu biostymulatora Asahi SL na wzrost grzybni kilkunastu izolatów grzybów patogenicznych i saprotroficznych, które są sprawcami chorób roślin ozdobnych rosnących w miastach.

## Materiał i metody badań

W celu określenia wpływu biostymulatora Asahi SL na wzrost wybranych gatunków grzybów przebadano łącznie 18 izolatów, w tym 8 izolatów *Fusarium oxysporum* oraz 9 innych gatunków grzybów patogenicznych i 1 gatunek saprotroficzny. *F. oxysporum* został wyizolowany z podstawy źdźbła pszenżyta (izolaty nr 3 i 4) i pszenicy (5 i 6) oraz siewek buraka cukrowego (7 i 8). Pozostałe gatunki grzybów (*F. poae*, *F. culmorum*, *F. avenaceum*, *Alternaria alternata*, *Rhizoctonia solani* i *Sclerotinia sclerotiorum*) zostały wyosobnione z podstawy łodygi rzepaku. Grzyby te pochodziły z kolekcji Zakładu Fitopatologii i Mikologii Katedry Ochrony Roślin Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu.

Czyste kultury wybranych izolatów uzyskano metodą kultur jednozarodnikowych. Zarodniki przeniesiono na zestaloną i zakwaszoną pożywkę PDA. Po 7 dniach uzyskano grzybnię, z której pobrano 4 mm krążek grzybni, który następnie umieszczono na szalkach z dodatkiem biostymulatora Asahi SL. Doświadczenie przeprowadzono w temperaturze pokojowej (22 °C), w trzech powtórzeniach oraz sześciu stężeniach biostymulatorów: 0 l·ha<sup>-1</sup> (kontrola), 0,2 l·ha<sup>-1</sup> (0,066 g preparatu na 100 ml pożywki), 0,5 l·ha<sup>-1</sup> (0,166 g preparatu na 100 ml pożywki), 0,6 l·ha<sup>-1</sup> (0,2 g preparatu na 100 ml pożywki – dawka zalecana dla Asahi SL), 0,8 l·ha<sup>-1</sup> (0,266 g preparatu na 100 ml pożywki) oraz 1,0 l·ha<sup>-1</sup> (0,33 g preparatu na 100 ml pożywki). Następnie zmierzono średnicę grzybni po 7 i 14 dniach od wyłożenia krążków grzybni na pożywkę.

Uzyskane wyniki opracowano statystycznie analizą wariancji (ANOVA, pakiet „Statistica 9.0”). Średnie porównano za pomocą testu Fishera na poziomie istotności  $\alpha$  0,01.

## Wyniki badań i dyskusja

Na podstawie przeprowadzonych badań stwierdzono, że biostymulator Asahi SL hamuje wzrost grzybni niektórych izolatów grzybów uzyskanych z podstawy źdźbła pszenicy, pszenicy oraz łądyg rzepaku (tab. 1–2 i rys. 1–2).

Wraz ze zwiększaniem stężenia preparatu Asahi SL po 7 dniach następowało ograniczanie wzrostu kolonii grzybów, takich gatunków jak *F. oxysporum* (izolaty numer 3–5, 7), *F. poae* (1), *F. graminearum* i *S. sclerotiorum*. Różnice w oddziaływaniu poszczególnych dawek preparatu na wzrost izolatów *F. oxysporum* i *F. graminearum* były istotne (tab. 1, wyk. 1). Grzyby z gatunku *Fusarium* są ważnymi patogenami roślin oraz ludzi [Guarro, Gené 1995]. Produkują m.in. mikotoksyny, które są termostabilne i przenikają do żywności [Bai, Shaner 2004, Frandsen i in. 2006]. Optymalne warunki do ich rozwoju to temperatura około 20–23°C i wysoka wilgotność powietrza. *Fusarium graminearum* jest sprawcą chorób różnych organów zbóż oraz gatunków traw gazonowych [Parry i in. 1995, Rosewich i in. 2002]. Występujące w glebie szczepy *F. oxysporum* w większości przypadków są saprotrofami, jednak niektóre mogą powodować choroby roślin [Steinkellner i in. 2005]. *Sclerotinia sclerotiorum* jest polifagiem, który powoduje zgniliznę twardzikową na wielu gatunkach roślin uprawnych i ozdobnych. Wyniki uzyskane z przeprowadzonego doświadczenia wskazują, że biostymulator Asahi SL ma działanie inhibicyjne w stosunku do tego patogenu. Potwierdzają to badania Pusza i Płaskowskiej [2008]. Wykazano, że zabieg z wykorzystaniem preparatu Asahi SL ograniczył porażenie łądyg rzepaku przez ten patogen. Pusz i Płaskowska [2008] stwierdzili podobną sytuację w przypadku porażenia łuszczyn rzepaku przez *A. alternata*. W przeprowadzonym doświadczeniu nie wykazano jednak istotnego wpływu Asahi SL na *A. alternata*, co może być związane z niewielką liczbą badanych izolatów tego grzyba.

Po 14 dniach od momentu wyłożenia na pożywkę krążków grzybni zanotowano, że dodatek do pożywki preparatu Asahi SL ograniczał wzrost: *F. poae* (izolat nr 1), *F. oxysporum* (2–5, 7, 8), *F. culmorum* (2), *A. alternata* oraz *F. graminearum* (tab. 2, wyk. 2). Również i w tym przypadku nie zanotowano istotnych różnic w oddziaływaniu poszczególnych dawek preparatu Asahi SL na wzrost grzybni *A. alternata* i *R. solani*.

Tabela 1

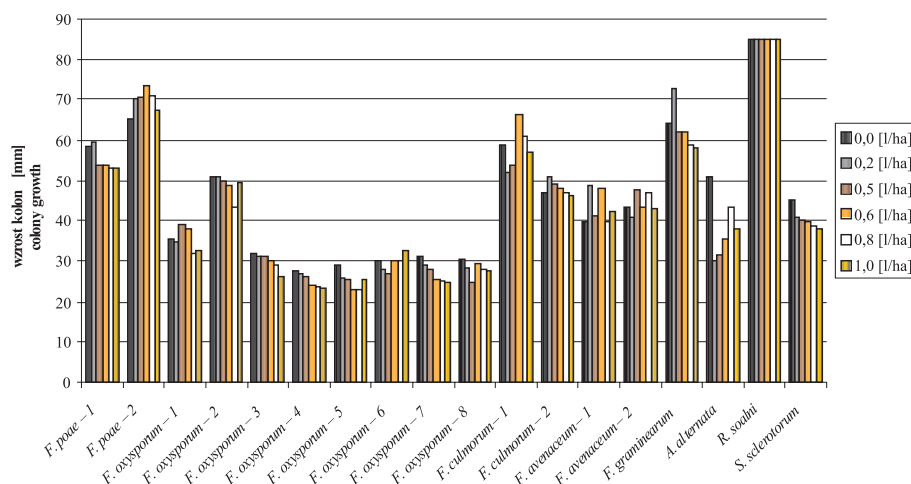
Table 1

Wyniki z oddziaływania dawek preparatu Asahi SL na wzrost grzybów po 7 dniach  
Results from the impact of the doses of Asahi SL on the growth fungi after 7 days

Izolaty Isolate	Wzrost kolonii po 7 dniach [mm] – Growth of colonies after 7 days					
	Dawka Asahi SL [ $l \cdot ha^{-1}$ ] – Dose of Asahi SL					
	0,0	0,2	0,5	0,6	0,8	1,0
<i>F. poae</i> – 1	58,3 a*	59,3 a	53,7 a	53,6 a	53,0 a	52,9 a
<i>F. poae</i> – 2	65,3 b	70,0 ab	70,7 ab	73,7 a	71,0 ab	67,7 ab
<i>F. oxysporum</i> – 1	35,5 a	34,8 a	39,3 a	38,0 a	32,0 a	33,0 a
<i>F. oxysporum</i> – 2	51,0 a	50,7 a	50,0 ab	49,0 ab	43,7 b	49,7 ab
<i>F. oxysporum</i> – 3	32,0 a	31,3 ab	31,3 ab	30,0 bc	29,0 c	26,3 d
<i>F. oxysporum</i> – 4	27,6 a	27,0 a	26,3 a	24,0 b	23,8 b	23,3 b
<i>F. oxysporum</i> – 5	29,0 a	26,0 b	25,6 b	23,2 ab	23,1 ab	25,6 a
<i>F. oxysporum</i> – 6	30,0 ab	28,0 b	27,0 b	30,0 ab	30,0 ab	33,0 a
<i>F. oxysporum</i> – 7	31,3 a	29,0 b	28,0 b	25,6 c	25,4 c	25,0 c
<i>F. oxysporum</i> – 8	30,6 a	28,4 bc	25,0 d	29,3 ab	28,0 bc	27,6 b
<i>F. culmorum</i> – 1	58,7 a	52,0 a	53,7 a	66,3 a	61,0 a	56,7 a
<i>F. culmorum</i> – 2	47,0 a	50,7 a	49,3 a	48,0 a	47,0 a	46,0 a
<i>F. avenaceum</i> – 1	39,7 a	48,7 a	41,3 a	48,0 a	39,7 a	42,3 a
<i>F. avenaceum</i> – 2	43,7 a	41,0 a	47,7 a	43,3 a	47,0 a	43,0 a
<i>F. graminearum</i>	64,0 b	72,7 a	62,0 bc	62,0 bc	58,7 c	58,0 c
<i>A. alternata</i>	51,0 a	30,0 c	31,7 c	35,7 bc	43,3 ab	38,0 bc
<i>R. solani</i>	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a
<i>S. sclerotiorum</i>	45,3 a	41,0 a	40,0 a	39,8 a	38,7 a	38,0 a

\* Wartości w wierszach oznaczone tą samą literą nie są istotne statystycznie. Wpływ dawki na wzrost grzybnicy – wzdłuż wiersza. Test Fishera – poziom istotności (LSD)  $\alpha \leq 0,01$

\* Values in rows marked with the same letter are not statistically significant. Effect of doses on the growth of fungus – along the rows. Fisher's test level of significance (LSD)  $\alpha \leq 0,01$



Wykres 1. Wyniki z oddziaływania dawek preparatu Asahi SL na wzrost grzybów po 7 dniach inkubacji

Graph 1. Results from the impact of doses of Asahi SL on the growth fungi after 7 days of incubation

Tabela 2

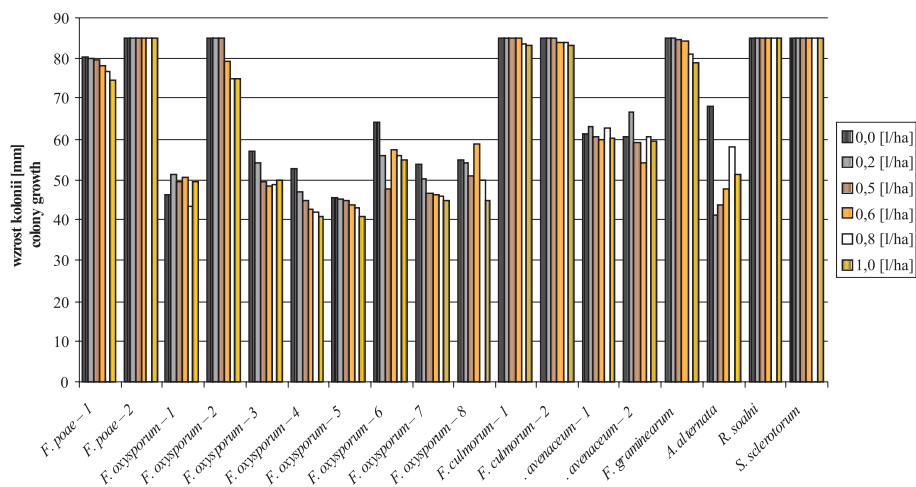
Table 2

Wyniki z oddziaływania dawek preparatu Asahi SL na wzrost grzybów po 14 dniach  
Results from the impact of doses Asahi SL on the growth fungi after 14 days

Izolat Isolate	Wzrost kolonii po 14 dniach [mm] – Growth of colonies after 14 days					
	Dawka Asahi SL [ $l \cdot ha^{-1}$ ] – Dose of Asahi SL					
	0,0	0,2	0,5	0,6	0,8	1,0
<i>F. poae</i> – 1	80,2 a*	80,0 a	79,6 a	78,3 a	76,83 a	74,5 a
<i>F. poae</i> – 2	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a
<i>F. oxysporum</i> – 1	46,3 a	51,2 a	49,5 a	50,6 a	43,5 a	49,7 a
<i>F. oxysporum</i> – 2	85,0 a	85,0 a	85,0 a	79,2 ab	75,0 b	74,8 b
<i>F. oxysporum</i> – 3	56,7 a	54,0 b	49,6 c	48,3 c	49,0 c	50,0 c
<i>F. oxysporum</i> – 4	52,6 a	47,0 b	45,0 b	42,5 c	42,0 c	41,0 c
<i>F. oxysporum</i> – 5	45,6 a	45,1 a	45,0 ab	44,0 ab	43,0 bc	41,0 c
<i>F. oxysporum</i> – 6	64,0 a	56,0 bc	47,6 d	57,6 b	56,0 ab	55,0 b
<i>F. oxysporum</i> – 7	53,6 a	50,1 b	46,6 c	46,0 c	45,8 c	45,0 c
<i>F. oxysporum</i> – 8	55,0 b	54,0 b	51,0 c	58,6 a	50,0 c	45,0 d
<i>F. culmorum</i> – 1	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	83,3 a	83,0 a
<i>F. culmorum</i> – 2	85,0 a	85,0 a	85,0 a	84,0 a	84,0 a	83,0 a
<i>F. avenaceum</i> – 1	61,3 a	63,1 a	60,5 a	59,9 a	62,7 a	60,3 a
<i>F. avenaceum</i> – 2	60,5 a	66,5 a	59,0 a	54,3 a	60,7 a	59,5 a
<i>F. graminearum</i>	85,0 a	85,0 a	84,6 a	84,3 a	81,2 ab	79,0 b
<i>A. alternata</i>	68,3 a	41,3 c	43,9 c	47,6 bc	58,2 bc	51,3 bc
<i>R. solani</i>	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a
<i>S. sclerotiorum</i>	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a	85,0 a

\* Wartości w wierszach oznaczone tą samą literą nie są istotne statystycznie. Wpływ dawki na wzrost grzybnii – wzdułuż wiersza. Test Fishera – poziom istotności (LSD)  $\alpha \leq 0,01$

\* Values in rows marked with the same letter are not statistically significant. Effect of doses on the growth of fungus – along the rows. Fisher's test level of significance (LSD)  $\alpha \leq 0,01$



Wykres 2. Wyniki z oddziaływania dawek preparatu Asahi SL na wzrost grzybów po 14 dniach  
Graph 2. Results from the impact of doses of Asahi SL on the growth fungi after 14 days

Biostymulator Asahi SL jest zarejestrowany do stosowania w przypadku wystąpienia warunków stresowych roślin ozdobnych. Nie jest to fungicyd, jednak w pewnym stopniu może chronić rośliny również przed chorobami powodowanymi przez grzyby. Potwierdzają to badania Saniewskiej [2000], która stwierdziła, że stosowanie biostymulatora Atonik SL (opartego na tej samej substancji aktywnej co Asahi SL) korzystnie wpływa na zdrowotność roślin ozdobnych. Podobne rezultaty uzyskał Wojdyła [2004], analizując wpływ tego preparatu na ograniczanie występowania chorób na róży. Stwierdzono wpływ biostymulatora na ograniczenie występowania chorób powodowanych przez grzyby, po co najmniej 4 zabiegach w odstępie 7 dni. Natomiast Kołodziej [2004] w swoich badaniach nad żeń-szeniem nie zaobserwowała wpływu stosowanego biostymulatora na zdrowotność badanych roślin.

Biostymulatory oddziałują także korzystnie na aktywność fizjologiczną roślin ozdobnych uprawianych w niekorzystnych warunkach siedliskowych. Wróbel i Woźniak [2008] wykazali, że stosowanie preparatu Atonik SL jest bardzo korzystne dla wierzy wiciowej, która rosła na glebie z dodatkiem osadu ściekowego. Wrochna i in. 2008 stwierdzili, że biostymulatory wpływają pozytywnie na rośliny rosnące na terenach miejskich, ale korzystne działanie tego preparatu jest uzależnione w tym konkretnym przypadku od stężenia soli używanej do odładzania jezdni, czasu trwania stresu oraz od gatunku i odmiany rośliny. Na efekt ich działania składa się wiele czynników, w tym agrotechniczne oraz środowiskowe. Należy pamiętać, że biostymulatory nie zastępują prawidłowych zabiegów pielęgnacyjnych na terenach zielonych oraz ochrony przed agrofagami. Mogą jedynie pomóc w lepszym wykorzystaniu warunków przyrodniczych.

## Wnioski

1. Biostymulator Asahi SL w zależności od zastosowanej dawki ogranicza wzrost grzybni niektórych izolatów *Fusarium oxysporum*, *Fusarium graminearum* i *Sclerotinia sclerotiorum*.
2. Hamujący wpływ preparatu Asahi SL na wzrost grzybów użytych w doświadczeniu, uzależniony był od dawki zastosowanego preparatu.
3. Preparat Asahi SL może mieć zastosowanie w ochronie roślin na terenach zurbanizowanych.

## Piśmiennictwo

- Bach A., Frazik-Adamczyk M., 2006. Charakterystyka zagrożeń zieleni miejskiej ze szczególnym uwzględnieniem zieleni w ciągach komunikacyjnych. Opracowanie wykonane dla Urzędu Miasta Krakowa, Kraków, 1–33.
- Bach A., Frazik-Adamczyk M., Pawłowska B., Pniak M., 2007. Wpływ warunków miejskich na zdrowotność lip (*Tilia x europaea*) 'Pallida' w Alei Najświętszej Marii Panny w Częstochowie. Roczn. AR Poznań 378, Ogrod., 41, 11–16.
- Bai G.H., Shaner G., 2004. Management and resistance in wheat and barley to *Fusarium* head blight. Annual Review of Phytopathology, 42, 135–161.
- Basak A., 2008. Klasyfikacja biostymulatorów na podstawie opinii badaczy oraz firm chemicznych krajowych i zagranicznych. Wyd. Wieś Jutra, 5(118), 31–34.

- Frandsen R.J., Nielsen N.J., Maolanon N., Sorensen J.C., Olsson S., Nielsen J., Giese H., 2006. The biosynthetic pathway for aurofusarin in *Fusarium graminearum* reveals a close link between the naphthoquinones and naphthopyrones. *Mol. Microbiol.*, 61(4), 1069–1080.
- Gawrońska H., 2008. Mechanizm działania biostymulatorów. *Wiś Jutra*, 5(118), 26–28.
- Guarro J, Gené J., 1995. Opportunistic fusarial infections in humans. *Eur. J. Clin. Microbiol. Infect. Dis.*, 14, 741–754.
- Kołodziej B., 2004. Wpływ Atoniku oraz nawożenia dolistnego na plonowanie i jakość surowca żeń-szenia amerykańskiego (*Panax quinquefolium* L.). *Ann. UMCS, Ser. E*, 59, 1, 157–162.
- Kozak M., 2009. Biostymulator, dobry wybór. *Agrotechnika*, 3, 61–62.
- Lewak S., Kopcewicz J., 2009. Fizjologia roślin – wprowadzenie. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa.
- Michalski T., Goroszkiewicz-Janka J., Bartos-Spychała, 2008. Skuteczność Asahi SL w ochronie mieszanki jęczmienia z pszenicą w porównaniu do siewów czystych. Biostymulatory w nowoczesnej uprawie. Warszawa, 7–8.02.2008.
- Parry D.W., Jenkinson P., McLeod L., 1995. *Fusarium* ear blight (scab) in small grain cereals – A review. *Plant Pathol.*, 44, 207–238.
- Pruszyński S., 2008. Miejsce biostymulatorów roślin w ochronie roślin i nawożeniu. *Wiś Jutra*, 5(118), 23–25.
- Pusz W., Płaskowska E., 2008. Wpływ stosowania preparatu Asahi SL na zdrowotność rzepaku ozimego. *Zesz. Probl. Post. Nauk Rol.*, 531, 185–191.
- Rosewich G.L., Chen L.F., Hernick C.A., Takamura K., Kistler H.C., 2002. Population analysis of *Fusarium graminearum* from Wheat Fields in Eastern China. *Phytopathology*, 12(92), 1315–1322.
- Saniewska A., 2000. Wpływ preparatu Atonik SL na hamowanie wzrostu i rozwoju niektórych gatunków grzybów chorobotwórczych dla roślin ozdobnych. *Zesz. Nauk Inst. Sadown. i Kwiac.*, 7, 145–153.
- Steinkellner S., Mammerler R., Vierheiling H., 2005. Microconidia germination of the tomato pathogen *Fusarium oxysporum* in the presence of root exudates. *Journal of Plant Interactions*, 1(1), 23–30.
- Wojdyła A.T., 2004. Effectiveness of Atonik SL in the control of powdery mildew, black spot and rust. *Folia Hortic.*, 16/1, 175–181.
- Wrochna M., Łata B., Borkowska B., Gawrońska H., 2008. Effect of Asahi SL biostimulator on ornamental amaranth (*Amaranthus* spp.) plants exposed to salinity in growing medium. *Biostimulators in Modern Agriculture "Ornamental and special plants"*. Warsaw, 15–31.
- Wróbel J., Woźniak A., 2008. The effect of Atonic plant growth stimulator on physiological indicators of the basket willow (*Salix viminalis* L.) cultivated in anthropogenic soil. *Biostimulators in Modern Agriculture "Ornamental and special plants"*. Warsaw, 40–54.
- Wysocki Cz., Zimny H., 1983. Biomass production on Urban laws. *Pol. Ecol. Stud.*, 9, 1–2, 193–206.

## 2. ENTOMOFAUNA ZWIĄZANA Z ROŚLINNOŚCIĄ TERENÓW MIEJSKICH

### 2.1. Szkodliwość szrotówka kasztanowcowiaczka *Cameraria ohridella* (Deschka & Dimič) na różnych gatunkach kasztanowców

#### Wstęp

Szrotówek kasztanowcowiaczek (*Gracillariidae: Lepidoptera*) zaliczany jest w Europie do obcych gatunków inwazyjnych. Po raz pierwszy został zaobserwowany w 1984 r. w Macedonii [Deschka, Dimic 1986], w Polsce zaś w 1998 r. na Dolnym Śląsku [Łabanowski, Sojka 1998]. Od tej pory pojawia się corocznie w dużej liczbie, uszkadzając w znacznym stopniu liście kasztanowca białego *Aesculus hippocastanum* L. [Tomiczek, Krehan 1998, Kukuła-Młynarczyk, Hurej 2004]. Żerowanie larw w liściach kasztanowców może przyczynić się do obniżenia walorów estetycznych tych drzew, zwłaszcza na terenach zurbanizowanych. *Cameraria ohridella* powoduje znaczne zmniejszenie powierzchni asymilacyjnej rośliny, co może prowadzić do osłabienia drzewa. *A. hippocastanum* jest powszechnie występującym w naszym kraju gatunkiem kasztanowców. Nasadzenia tego gatunku można spotkać w miastach i na wsi wzdłuż dróg, w parkach oraz w innych zadrzewieniach różnego rodzaju. Pozostałe gatunki kasztanowców, poza czerwonym (*Aesculus x carnea* Hayne), takie jak: krwisty *A. pavie* L., żółty *A. flava* Sol. i gładki *A. glabra* Wild., występują rzadko. Nasilenie, biologia i szkodliwość szrotówka kasztanowcowiaczka badane były głównie na kasztanowcu białym [Tomiczek, Krehan 1998, Wiech i in. 2001, Kukuła i in. 2002, Kosibowicz 2005, Kukuła-Młynarczyk, Hurej 2007]. Nieliczne doświadczenia prowadzono na kasztanowcu czerwonym [Baranowski i in. 2002, Kukuła-Młynarczyk i in. 2006, Dzięgielewska, Kaup 2007].

Celem prowadzonych badań było określenie oraz porównanie biologii i szkodliwości szrotówka kasztanowcowiaczka występującego na różnych gatunkach kasztanowców, tj. białym, czerwonym, żółtym i gładkim.

#### Materiał i metody badań

Badania prowadzono w Parku Południowym we Wrocławiu przez cały okres wegetacji kasztanowców w latach 2006–2008. Do obserwacji wykorzystano cztery gatunki kasztanowców: biały *Aesculus hippocastanum*, czerwony *Aesculus x carnea*, żółty *A. flava*, oraz gładki *A. glabra*. Należy wyjaśnić, że w parku tym, opadłe liście były jesienną grabioną i usuwane.

Motyle szrotówka kasztanowcowiaczka liczono na pniach drzew, w dwóch kwadratach o powierzchni 400 cm<sup>2</sup> (20 x 20 cm), na wysokości 150 cm nad ziemią. Gdy gatunek reprezentowało tylko jedno drzewo (kasztanowiec żółty i gładki), ramki te rysowano z dwóch stron pnia. W przypadku kasztanowca białego i czerwonego obserwacje prowadzono na dwóch drzewach, na których rysowano po jednym kwadracie. Liczbę motyli sumowano i przeliczano na jedno drzewo każdego gatunku.

Liczbę jaj złożonych na górnej stronie liścia oraz liczbę larw i poczwarek wewnątrz min określano pod binokulem na 10 pojedynczych liściach pobieranych z każdego kasztanowca. W przypadku jaj oraz larw liczono również stadia martwe. Określano również wizualnie procent całkowitej powierzchni liścia pokrytej minami. Obserwacje prowadzono raz w tygodniu.

Obliczenia statystyczne (ANOVA, test RIR Tukey'a,  $p \leq 0,05$ ) wykonano w programie Statistica 8.0.

## Wyniki

**Liczebność motyli.** Łącznie, w czasie trzyletnich badań, na pniach kasztanowców zaobserwowano 372 motyle szrotówka kasztanowcowiaczka (tab. 1). Najwięcej osobników było na kasztanowcu białym, tj. łącznie 306 we wszystkich latach badań. Mniej, bo 57 sztuk stwierdzono na pniach kasztanowca czerwonego. W przypadku kasztanowców żółtego i gładkiego motyle notowano sporadycznie. We wszystkich latach badań liczebność motyli obserwowanych na kasztanowcu białym była istotnie większa niż na pozostałych gatunkach drzew. W 2006 r. osobniki dorosłe szrotówka były znacznie liczniejsze na kasztanowcu białym tylko w porównaniu do kasztanowca żółtego.

**Dynamika pojawu motyli.** Ze względu na duże podobieństwo dynamiki występowania szrotówka kasztanowcowiaczka w każdym z trzech lat badań – prezentowane są tylko wyniki uzyskane w 2008 r. (rys. 1). Niemal w każdym terminie więcej motyli obserwowano na pniach kasztanowca białego, natomiast szrotówek mniej licznie występował na kasztanowcu czerwonym. Na żółtym i gładkim gatunku kasztanowca omawiany owad notowany był sporadycznie. W ciągu całego okresu wegetacji *Cameraria ohridella* wytworzył trzy pełne pokolenia, szczególnie widoczne w przypadku *Aesculus hippocastanum*.

Tabela 1

Table 1

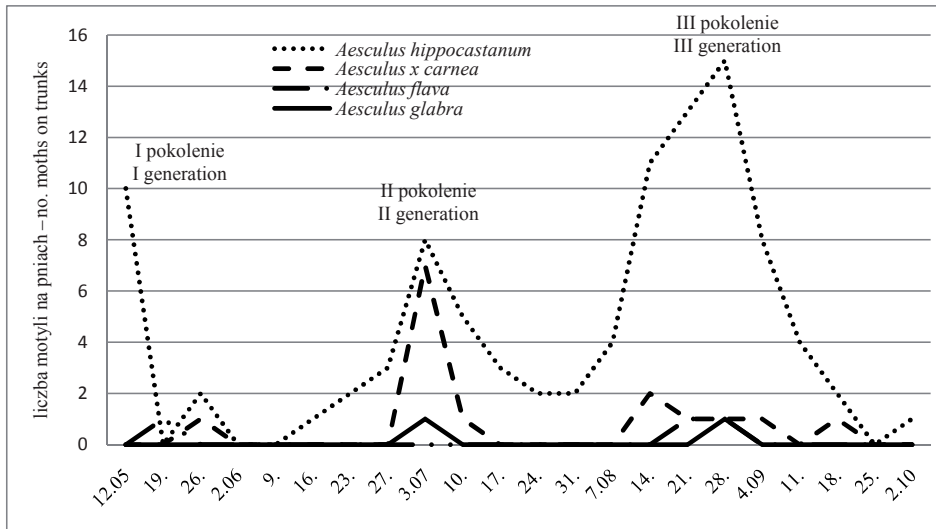
Liczebność motyli na pniach różnych gatunkach kasztanowców  
The number of moths on tree trunks of horse chestnut different species

Gatunek Species	<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Aesculus x carnea</i>	<i>Aesculus flava</i>	<i>Aesculus glabra</i>	Razem Total
2006	61 a*	36 ab	0 b	1 ab	98
2007	150 a	6 b	2 b	1 b	159
2008	95 a	15 b	3 b	2 b	115
Razem – Total	306	57	5	4	372

\* wartości w latach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie (ANOVA;  $p \leq 0,05$ ; test Tukeya)

\* means in years followed by the different letters differ significantly (ANOVA;  $p \leq 0.05$ ; Tukey's test)





Rys. 1. Liczebność motyli na pniach różnych gatunków kasztanowców w 2008 r.  
 Fig. 1. The number of moths on trunks of different horse chestnut species in 2008

**Liczebność jaj.** Łącznie w trzech latach badań na liściach kasztanowca białego stwierdzono 4249 jaj żywych oraz 1791 martwych (tab. 2). Mniej jaj wykazano na liściach kasztanowca czerwonego, tj. 918 żywych i aż 1436 martwych. W przypadku kasztanowca żółtego odnotowano 238 jaj żywych i 202 martwe, natomiast najmniejszą liczbę jaj obserwowano na kasztanowcu gładkim, tj. odpowiednio 100 i 139. W każdym roku badań liczebność jaj złożonych przez samice szrotówka na liściach kasztanowca białego była istotnie większa w stosunku do wszystkich bądź wybranych kombinacji. W przypadku jaj żywych, w 2006 r., ich liczba była istotnie większa na kasztanowcu białym w porównaniu do kasztanowców żółtego i gładkiego. W latach 2007–2008 stwierdzono istotnie więcej jaj żywych na *A. hippocastanum* w stosunku do trzech pozostałych gatunków kasztanowców. Podobne zależności wykazano dla jaj martwych. W 2006 i 2007 r., znacznie więcej jaj martwych notowano na kasztanowcu białym niż na żółtym i gładkim, natomiast w 2008 r. jaj martwych było najwięcej ze wszystkich gatunków drzew na kasztanowcu białym.

**Liczebność larw.** Najwięcej żywych larw szrotówka obserwowano na liściach kasztanowca białego (5139 osobników) (tab. 3). Mniej larw stwierdzono na kasztanowcu czerwonym, tj. 874 osobniki, na żółtym 268, natomiast na gładkim najmniej – 70. W przypadku larw martwych najwięcej tego stadium rozwojowego szrotówka notowano na liściach kasztanowca czerwonego, tj. 2045. Na kasztanowcu białym było ich 987, na żółtym 149 i najmniej ponownie na gładkim, tj. 111 larw. Jeśli chodzi o żywe larwy, to w każdym roku badań znacznie więcej notowano ich na kasztanowcu białym w stosunku do wszystkich pozostałych gatunków kasztanowców. W pierwszym roku badań (2006) większą liczbę larw martwych wykazano na kasztanowcu czerwonym niż na trzech pozostałych kasztanowcach. W kolejnych latach jednak liczebność martwych larw była istotnie większa na *A. hippocastanum* aniżeli na innych badanych gatunkach drzew.

Tabela 2  
Table 2

Liczebność jaj na liściach różnych gatunków kasztanowców  
The number of eggs on leaves of horse chestnut different species

Gatunek Species	<i>Aesculus hippocastanum</i>		<i>Aesculus x carnea</i>		<i>Aesculus flava</i>		<i>Aesculus glabra</i>	
	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead
2006	1130 a*	745 a	512 ab	866 a	40 b	66 b	8 b	55 b
2007	972 a	346 a	149 b	256 a	42 b	36 b	23 b	16 b
2008	2147 a	700 a	257 b	314 b	156 b	100 b	69 b	68 b
Razem Total	4249	1791	918	1436	238	202	100	139

\* wartości w poszczególnych latach – podane oddzielnie dla jaj żywych i martwych – oznaczone różnymi literami różnią się istotnie (ANOVA;  $p \leq 0,05$ ; test Tukeya)

\* means in years, separately for live and dead eggs, followed by the different letters differ significantly (ANOVA;  $p \leq 0.05$ ; Tukey's test)

Tabela 3  
Table 3

Liczebność larw w liściach różnych gatunków kasztanowców  
The number of larvae in leaves of horse chestnut different species

Gatunek Species	<i>Aesculus hippocastanum</i>		<i>Aesculus x carnea</i>		<i>Aesculus flava</i>		<i>Aesculus glabra</i>	
	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead	żywe living	martwe dead
2006	1676 a*	217 b	748 b	1895 a	79 b	71 b	24 b	71 b
2007	820 a	238 a	24 b	67 b	53 b	31 b	5 b	14 b
2008	2643 a	532 a	102 b	83 b	136 b	47 b	41 b	26 b
Razem Total	5139	987	874	2045	268	149	70	111

\* wartości w poszczególnych latach – podane oddzielnie dla larw żywych i martwych – oznaczone różnymi literami różnią się istotnie (ANOVA;  $p \leq 0,05$ ; test Tukeya)

\* means in years, separately for live and dead eggs, followed by the different letters differ significantly (ANOVA;  $p \leq 0.05$ ; Tukey's test)

**Liczebność poczwarek.** Poczwarki obserwowano wyłącznie na kasztanowcach białym oraz żółtym (tab. 4). Ich liczebność na *A. hippocastanum*, łącznie w trzech latach badań, była znacznie większa (873), niż na *A. flava* (28). Z uwagi na brak poczwarek w liściach kasztanowców czerwonego i gładkiego należy stwierdzić, że szrotówek kasztanowcowiaczek nie odbywa pełnego rozwoju na podanych gatunkach kasztanowców.

**Uszkodzenia blaszek liściowych.** We wszystkich latach badań stwierdzano znacznie większy stopień uszkodzenia blaszek liściowych kasztanowca białego aniżeli pozostałych gatunków drzew. Ze względu na powtarzalność wyników przedstawiono uszkodzenia liści czterech gatunków kasztanowców powodowane przez larwy szrotówka w 2008 r.

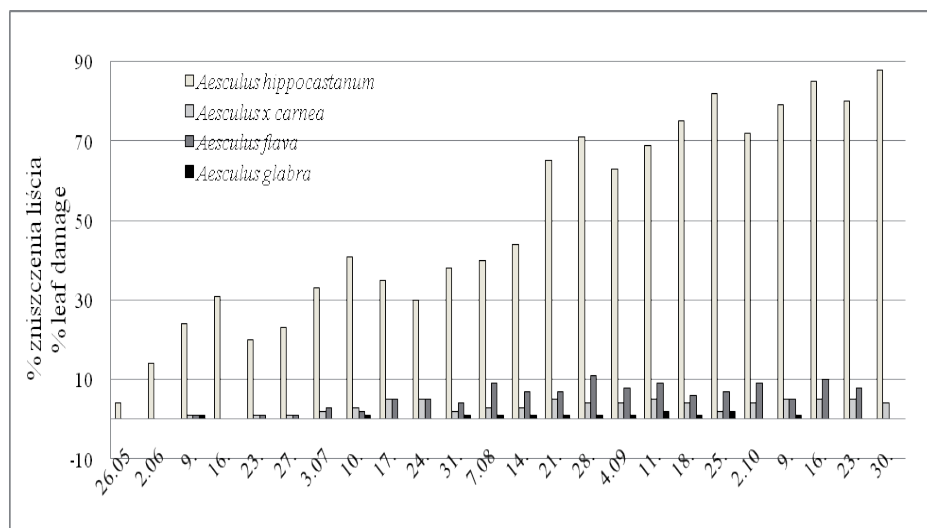
(rys. 2). W każdym terminie badań procent uszkodzenia blaszki liściowej kasztanowca białego był wyraźnie większy w porównaniu do pozostałych badanych drzew. Pierwsze miny powstałe pod wpływem żerowania larw szrotówka na omawianym gatunku kasztanowca stwierdzono 26 maja (4% zniszczeń). Od tego momentu obserwowano sukcesywne powiększanie się uszkodzeń blaszki liściowej, aż do ostatniego terminu obserwacji, w którym odnotowano 88% uszkodzeń. W przypadku kasztanowca czerwonego notowano niewielkie miny na liściach. Pierwsze uszkodzenia na tym gatunku drzewa stwierdzono 9 czerwca. W żadnym z terminów obserwacji uszkodzenia blaszki liściowej nie przekroczyły 5%. Nieco rozleglejsze szkody odnotowano na kasztanowcu żółtym. W okresie od pierwszej dekady czerwca do końca lipca notowano do 5% uszkodzeń, natomiast od pierwszej dekady sierpnia do trzeciej dekady października od 5 do 10%. W najmniejszym stopniu larwy szrotówka niszczyły liście kasztanowca gładkiego. Przez cały sezon wegetacyjny tylko sporadycznie notowano miny, a stopień uszkodzenia liści nie przekraczał 2%.

Tabela 4  
Table 4

Liczebność poczwerek w liściach różnych gatunków kasztanowców  
The number of pupae in leaves of horse chestnut different species

Gatunek Species	<i>Aesculus hippocastanum</i>	<i>Aesculus x carnea</i>	<i>Aesculus flava</i>	<i>Aesculus glabra</i>
2006	192 a*	0 b	12 b	0 b
2007	207 a	0 b	7 b	0 b
2008	474 a	0 b	9 b	0 b
Razem – Total	873	0	28	0

\* wartości w poszczególnych latach oznaczone różnymi literami różnią się istotnie (ANOVA;  $p \leq 0,05$ ; test Tukeya)  
\* means in years followed by the different letters differ significantly (ANOVA;  $p \leq 0,05$ ; Tukey's test)



Rys. 2. Uszkodzenia blaszek liściowych kasztanowców przez larwy szrotówka w 2008 r.  
Fig. 2. Horse chestnut leaf damage caused by larvae in 2008

## Dyskusja

Szrotówek kasztanowcowiaczek to oligofag związany przede wszystkim z kasztanowcem białym. Wszystkie stadia rozwojowe *Cameraria ohridella* najliczniej występowały na tym właśnie kasztanowcu. Na kasztanowcu białym stwierdzono występowanie trzech pełnych pokoleń szkodnika. W efekcie zniszczenie blaszki liściowej kasztanowca białego (do 90%) również było największe w porównaniu do pozostałych gatunków drzew. Szrotówek kasztanowcowiaczek przechodził pełny cykl rozwojowy również na kasztanowcu żółtym. Jednak poszczególne stadia rozwojowe fitofaga odznaczały się zdecydowanie mniejszą liczebnością aniżeli na kasztanowcu białym, a uszkodzenie liści na tym gatunku było niewielkie i nie przekraczało 5%. Na kasztanowcach gładkim i czerwonym szrotówek nie przechodził pełnego rozwoju. Gąsienice w liściach tych kasztanowców przedwcześnie zamierały. Potwierdzają to wyniki uzyskane przez Milevoy [2004]. Zniszczenia blaszki liściowej *Aesculus x carnea* były niewielkie i nie przekraczały 5%. W innych badaniach Kukuła-Młynarczyk i Hurej [2004] oraz Kukuła-Młynarczyk i in. [2006] ocenili stopień uszkodzenia liści tego gatunku drzewa na od 0,5 do 10%. Liście kasztanowca czerwonego odznaczają się sztywniejszą oraz bardziej pomarszczoną skórką, co może stanowić utrudnienie dla larw podczas penetrowania miększu. Badania Szumnego i in. [2005] wykazały, iż kasztanowiec czerwony zawiera więcej eugenolu i  $\alpha$ -terpineolu, a także 3,5 razy więcej saponin niż wykryto w liściach kasztanowca białego. Związki te charakteryzują się właściwościami owadobójczymi. Również czescy badacze próbowali wyjaśnić zróżnicowanie atrakcyjności kasztanowca białego i czerwonego jako miejsce żerowania szkodnika. Stwierdzono, że kasztanowiec biały zawiera znacznie więcej ocimenów i estrów kwasu tłuszczowego niż *Aesculus x carnea* [Łabanowski 2004].

Na liściach kasztanowca chińskiego (*A. chinensis*) rozwój omawianego fitofaga kończy się zanim dojdzie do przeobrażenia w postać dorosłą. Na kasztanowcach indyjskim (*A. indica*), kalifornijskim (*A. californica*), drobnokwiatowym (*A. parviflora*), gładkim (*A. glabra*) oraz czerwonym (*A. carnea*) rozwój szrotówka zatrzymuje się już w pierwszym (L1) lub drugim (L2) stadium larwy [Kukuła-Młynarczyk, Hurej 2004, Kosibowicz 2005]. W przypadku silnej gradacji owada na podstawowej roślinie żywicielskiej, szrotówek przechodzi do żerowania na liściach jaworu (*Acer pseudoplatanus*) i klonu zwyczajnego (*Acer platanoides*). Częściej zasiedlany jest jawor, na którym mogą rozwijać się dwa pokolenia rocznie. Rozwój na tym gatunku przebiega analogicznie jak na kasztanowcu. Wylatujące z min motyle nie różnią się morfologicznie od postaci dorosłych, których larwy żerowały na liściach kasztanowca [Kosibowicz 2005]. Rozwój form młodocianych w liściach *A. pseudoplatanus* zaobserwowano także w Austrii i Czechach [Skuhravy 1999].

## Wnioski

1. Motyle szrotówka kasztanowcowiaczka przez cały sezon wegetacyjny najliczniej występowały na pniach kasztanowca białego. Na tym gatunku drzewa stwierdzono rozwój trzech pokoleń szkodnika.

2. Jaja, larwy i poczwarki szrotówka kasztanowcowiaczka w największej liczbie obserwowano na kasztanowcu białym. W konsekwencji zniszczenie blaszki liściowej przez larwy również było największe na tym gatunku drzewa.
3. Szrotówek kasztanowcowiaczek pełny cykl rozwojowy przechodził także na kasztanowcu żółtym. Jednak poszczególne stadia rozwojowe fitofaga odznaczały się zdecydowanie mniejszą liczebnością aniżeli na kasztanowcu białym.
4. Pomimo stosunkowo dużej liczby jaj składanych na liściach kasztanowca czerwonego stwierdzono, iż ponad połowa z nich była martwa. Larwy, żerując w miększu blaszki liściowej, zamierały we wczesnym stadium rozwojowym (L1 lub L2). Uszkodzenie liści na tym kasztanowcu było niewielkie, nie przekroczyło 5%.
5. Szrotówek nie przechodzi pełnego rozwoju na kasztanowcu gładkim. Larwy w liściach tego kasztanowca zamierały przedwcześnie, podobnie jak w przypadku kasztanowca czerwonego.
6. Kasztanowce czerwony oraz gładki były najbardziej odporne na żerowanie larw *Cameraria ohridella*. Sadzenie częściej uprawianego w naszym kraju kasztanowca czerwonego może ograniczyć rozwój szrotówka kasztanowcowiaczka na danym terenie.

## Piśmiennictwo

- Baranowski T., Parus A., Fajfer B., 2002. Występowanie szrotówka kasztanowcowiaczka na kasztanowcach. Prog. in Plant Prot./Postępy w Ochr. Roślin, 42, 654–657.
- Deschka, G., Dimic N., 1986. *Cameraria ohridella* sp. n. (Lep., *Lithocolletidae*) aus Mazedonien, Jugoslawien. Acta Entomologica Jugoslavica, 22, 11–23.
- Dzięgielewska M., Kaup G., 2007. Występowanie szrotówka kasztanowcowiaczka na kasztanowcu czerwonym w Szczecinie. Prog. in Plant Prot./Post. w Ochr. Roślin, 47, 218–221.
- Kosibowicz M., 2005. Szrotówek kasztanowcowiaczek *Cameraria ohridella* Deschka & Dimič (*Lepidoptera: Gracillariidae*), nowy inwazyjny szkodnik kasztanowca białego *Aesculus hippocastanum* L., w Polsce – biologia i metody zwalczania. Leśne Prace Badawcze, 2, 121–132.
- Kukuła A., Hurej M., Mazurek J., 2002. Rozwój szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimič) na terenie miasta Wrocławia i próby ograniczania jego liczebności. Prog. in Plant Prot./Post. w Ochr. Roślin, 42, 658–661.
- Kukuła-Młynarczyk A., Hurej M., 2004. Infestation of white (*Aesculus hippocatanum* L.) and red horse chestnut (*Aesculus carnea* H.) by the horse chestnut leafminer in Lower Silesia (Poland). 1<sup>st</sup> International *Cameraria* Symposium *Cameraria ohridella* and other invasive leafminer in Europe. IOCB Prague March 24–27, 21.
- Kukuła-Młynarczyk A., Hurej M., 2007. Incidence, harmfulness and some element of the horse chestnut leafminer (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimič) control on white horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). Journal of Plant Prot. Research, 47, 53–64.
- Kukuła-Młynarczyk A., Hurej M., Jackowski J., 2006. Development of horse chestnut leafminer (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimič) on red horse chestnut. Journal of Plant Prot. Research, 46, 41–48.
- Łabanowski G., Soika G., 1998. Szrotówek kasztanowcowiaczek zagraża kasztanowcom w Polsce. Ochr. Rośl., 12, 12.
- Łabanowski G., 2004. I Międzynarodowe Sympozjum *Cameraria*. Ochr. Rośl., 4, 38–40.
- Milevoy L., 2004. The occurrence of some pest and diseases on horse chestnut, plane tree and indian bean tree in urban areas of Slovenia. Acta Agricolta Slovenica, 83: 299.

- SkuhraV V., 1999. An overview of knowledge about the horse chestnut miner *Cameraria ohridella* Deschka & Dimič (*Lepidoptera: Gracillariidae*). *Anz. Schadlingsk.*, 72, 95–99.
- Szumny A., Wińska K., Kukuła-Młynarczyk A., Hurej M., Wawrzeńczyk C., 2005. Chemical composition of extracts from the *Aesculus hippocastanum* and *Aesculus x carnea*. 36<sup>th</sup> Int. Symposium on Essential Oils 4–7 September, 2005, Budapest, Hungary, 25.
- Tomiczek, C., Krehan H., 1998. The horse chestnut leaf mining moth (*Cameraria ohridella*): A new pest in central Europe. *Journal of Arboriculture*, 24, 144–148.
- Wiech K., Górská A., Cichoń S., 2001. Obserwacje występowania szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimič). *Prog. in Plant Prot./Post. w Ochr. Roślin*, 41, 446–449.

## 2.2. Występowanie i próba zwalczania szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella*) na terenie województwa wielkopolskiego

Opracowano na podstawie wyników obserwacji przeprowadzonych przez pracowników Oddziałów Terenowych Wojewódzkiego Inspektoratu Ochrony Roślin i Nasiennictwa w Poznaniu (WIORiN).

### Wstęp

Szrotówek kasztanowcowiaczek – *Cameraria ohridella* (Deschka i Dimič) to motyl z rodziny kubitnikowatych (*Gracillariidae*), który rozprzestrzenił się niemal w całej Europie. Jego inwazję stymuluje zjawisko anemochorii – przenoszenie motyli oraz zasiedlonych przez larwy i poczwarki liści przez środki transportu powietrznego, kolejowego i samochodowego. Wskazuje na to fakt, że jako pierwsze zasiedlane są kasztanowce rosnące przy drogach szybkiego ruchu. Dalej szrotówek przenoszony jest przez ludzi, zwierzęta, wiatr, pojazdy na inne drzewa. Silnie uszkodzone przez fitofaga kasztanowce tracą swoje walory dekoracyjne (fot. 1, 2).



Fot. 1. Efekt silnego żerowania szrotówka kasztanowcowiaczka

Phot. 1. The effect of horse chestnut leaf miner feeding

Typowymi objawami żerowania gąsienic szrotówka kasztanowcowiaczka są widoczne na liściach miny znajdujące się między nerwami liścia. Liczba min na jednym liściu może przekraczać 200. W wyniku żerowania gąsienic liście brązowieją i przedwcześnie opadają. Drzewa pozbawione liści, próbując odzyskać utraconą równowagę, często jesienią kwitną ponownie. W warunkach klimatycznych Polski kwiaty te nie wydają owoców, a powtórne kwitnienie osłabia drzewa, co często przyczynia się do ich przemarzania i dodatkowo redukuje przyrost drewna [Kukuła-Młynarczyk 2005].



Fot. 2. Liść kasztanowca białego (*Aesculus hippocastanum*) zaatakowany przez szrotówkę kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella*)

Phot. 2. Horse chestnut (*Aesculus hippocastanum*) leaf with mines of the horse-chestnut leaf miner (*Cameraria ohridella*)

W praktyce mogą być stosowane następujące metody ograniczania populacji fitofaga:

1. Iniekcja preparatu chemicznego do pni kasztanowców lub wprowadzenie preparatu pod ciśnieniem bezpośrednio do gleby albo też w formie zawiesiny do podlewania.

2. Zawieszenie barwnych opasek i tablic lepowych z dyspenserem feromonowym wabiącym motyle na pniach drzew. Zastosowanie w tym celu opasek i tablic bez feromonu nie jest zalecane – w badaniach [Baranowski in. 2008] przeprowadzonych z zastosowaniem opasek bez feromonu wyłapywano ponad 90% innych organizmów niż motyle szrotówka.

3. Użycie pułapek feromonowych (trójkątnych lub kominowych), co w nieznacznym stopniu ogranicza liczebność szkodnika, ale umożliwia monitorowanie lotu motyli. Wskazane jest stosowanie pułapek kominowych wraz z odpowiednio dobranym preparatem owadobójczym. W zależności od wielkości drzewa umieszcza się 1–4 pułapki feromonowe z preparatem owadobójczym.

4. Niszczenie w okresie jesiennym zimujących stadiów owada w opadłych liściach poprzez grabienie i palenie lub kompostowanie liści. Metoda ta jest skuteczna tylko wtedy, gdy prowadzi się ją systematycznie i dokładnie.

Obecnie prowadzonych jest wiele badań nad chemicznym zwalczaniem szrotówki kasztanowcowiaczka poprzez opryskiwanie koron drzew insektycydami. Jednak ze względów technicznych i na skutek ograniczeń formalno-prawnych dotyczących zastosowania insektycydów w miastach stosowanie tej metody nie jest tam zalecane.

## Metodyka – ocena szkodliwości

Aby ocenić nasilenie występowania szkodnika na drzewach kasztanowca białego oraz stwierdzić stopień uszkodzenia liści w okresie od pojawienia się motyli zimującego



pokolenia, rozpoczęto obserwacje, których celem było oszacowanie liczebności tych owadów i wielkości uszkodzeń powodowanych przez ich larwy. Badania przeprowadzono w 2007 r. na terenie każdego z 30 oddziałów terenowych WIORiN Poznań na wytypowanych 3–4 stanowiskach. Stanowiska do obserwacji wybierano losowo, a głównym kryterium były zastosowane metody mające na celu ograniczanie liczebności szkodnika (poddanie drzew iniekcji, poddanie iniekcji i dodatkowo wygrabienie liści, tylko wygrabienie liści itp.). Oddzielnych ocen dokonano w odniesieniu do drzew „zaszczepionych” (z zastosowaniem iniekcji) i „niezaszczepionych” oraz dodatkowo z grabieniem liści, stosowaniem pułapek lepowych lub bez ograniczania liczebności szkodnika. Na wytypowanych stanowiskach znajdowały się zwykle drzewa pojedyncze bądź ich małe skupiska, w niektórych lokalizacjach były to całe aleje drzew (np. miejscowość Grabonóg na terenie Oddziału Terenowego Gostyń – 71 drzew).

Ocena wielkości populacji postaci dorosłych szkodnika polegała na policzeniu motyli przebywających na wycinku pnia o wymiarach 20 x 20 cm, którego dolna krawędź znajdowała się na wysokości pierśnicy (około 1,3 m od podstawy pnia), a następnie przeliczeniu i odnotowaniu liczby motyli przypadających na 1 m<sup>2</sup>. Obserwacje prowadzono w trzech terminach, tj. w pierwszych połowach czerwca, lipca i sierpnia.

Oceny szkodliwości dokonano na podstawie obserwacji liści, które zrywano losowo bezpośrednio z dolnej partii koron drzew – 10 liści złożonych z 1 drzewa. Następnie ustalano wizualnie procentowy ubytek powierzchni asymilacyjnej liści kasztanowców, spowodowany żerowaniem larw (minowaniem).

Wyniki obserwacji przeprowadzonych na poszczególnych stanowiskach naniesiono na specjalnie przygotowane arkusze stosowane we wszystkich Oddziałach Terenowych PIORiN w województwie.

## Wyniki badań i dyskusja

Wyniki obserwacji dotyczących liczebności motyli i procentu uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści kasztanowca białego na terenie województwa wielkopolskiego, które przeprowadzone zostały w trzech terminach z podziałem na drzewa „zaszczepione” i „niezaszczepione”, przedstawiono w tabeli 1. Ogółem na terenie województwa wielkopolskiego w 2007 r. ocenie poddano 360 drzew, z czego 118 było „zaszczepionych”. Zdecydowanie mniejszą liczebność motyli szrotówka kasztanowcowiaczka stwierdzono na drzewach kasztanowca białego poddanych iniekcji.

Na podstawie wyników obserwacji przeprowadzonych w III terminie w Oddziałach Terenowych WIORiN w Poznaniu przedstawiono średni dla delegatur procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści w zależności od zastosowanej metody zwalczania szrotówka. Na stanowiskach, na których porównywano drzewa „zaszczepione” i „niezaszczepione”, znacznie mniejsze zniszczenie stwierdzono na tych, które zostały potraktowane środkiem ochrony roślin (rys. 1–2). Na drzewach poddanych iniekcji średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści kasztanowca białego wahał się od 6,2 (Piła) do 21,3 (Leszno). Na stanowiskach z drzewami „niezaszczepionymi” wartość ta była nawet czterokrotnie większa – wynosiła od 44,9 do 60,9% uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej.

Tabela 1

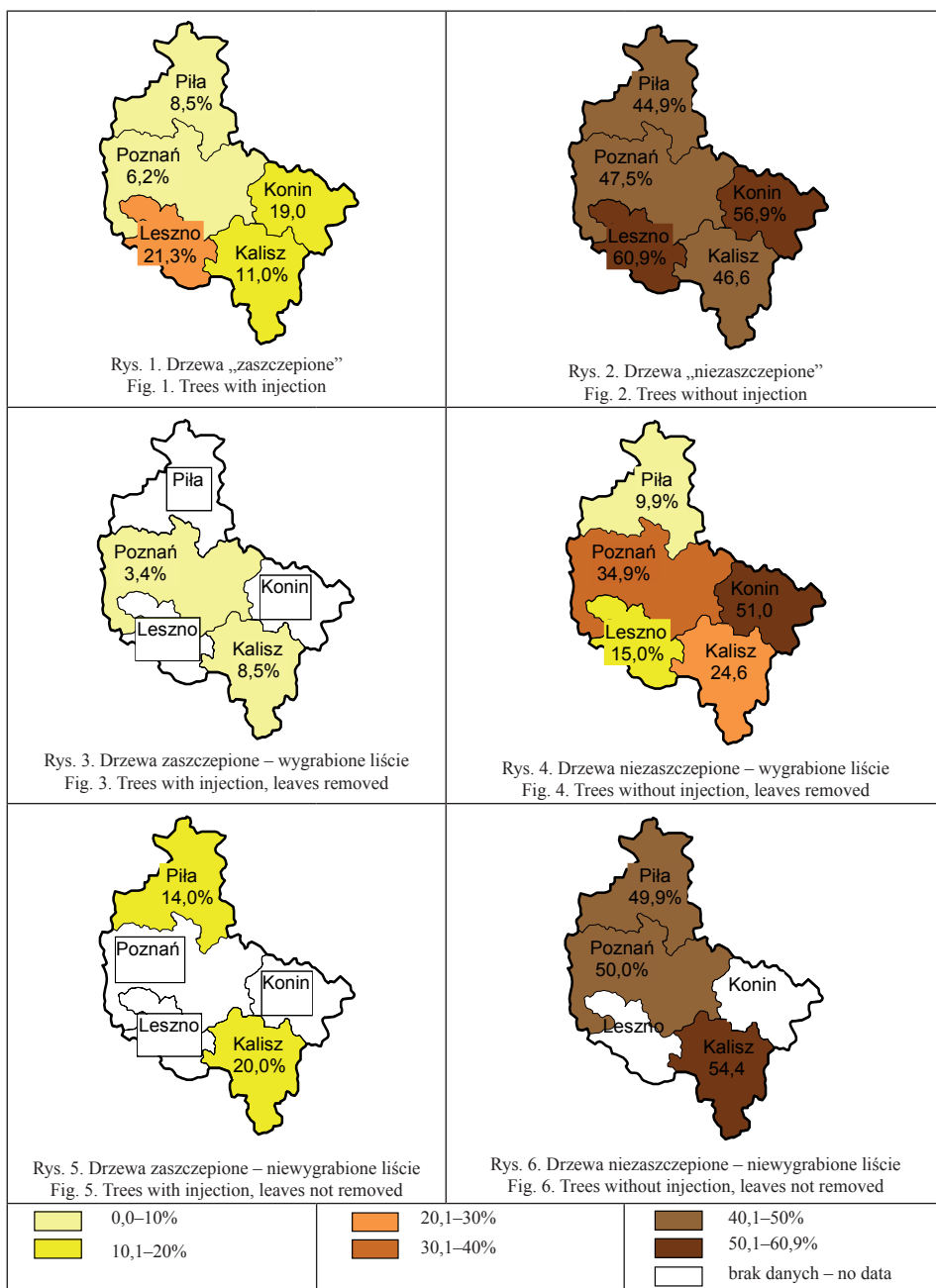
Table 1

Średnia liczba motyli oraz średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści przez szrotówka kasztanowcowiaczka na terenie województwa wielkopolskiego  
Average number of horse-chestnut leaf miner moths and average percentage of damaged leaves assimilation area at Wielkopolska province

Rok obserwacji 2007 – Year of the observations							
WIORiN w Poznaniu Plant Protection and Seed Inspection Service in Poznań	Liczba drzew Number of the trees		Liczba motyli pierwszego pokolenia na 1 m <sup>2</sup> pnia Number of first generation moths/trunk 1 m <sup>2</sup>		Średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści Average percentage of damaged leaves assimilation area		
	ogółem altogether	„zaszczepionych” with injection	drzewa „zaszczepione” trees with injection	drzewa „niezaszczepione” trees without injection	termin time	drzewa „zaszczepione” trees with injection	drzewa „niezaszczepione” trees without injection
Suma/średnia z arkuszy The sum/ average from report sheet	360	118	3,77	23,12	<b>I</b>	<b>4,44</b>	<b>21,19</b>
					<b>II</b>	<b>7,86</b>	<b>34,86</b>
					<b>III</b>	<b>11,27</b>	<b>47,95</b>

Dodatkowo, wykorzystując informacje dotyczące wygrabiania liści spod drzew w celu zniszczenia zimujących form szrotówka kasztanowcowiaczka, przedstawiono wyniki uzyskane dla delegatur, oddzielnie odnoszące się do drzew „zaszczepionych” i „niezaszczepionych” z wygrabianiem liści (rys. 3–4) oraz „zaszczepionych” i „niezaszczepionych” bez wygrabiania liści (rys. 5–6). W przypadku stanowisk, gdzie wygrabiano liście, przy dodatkowo „zaszczepionych” drzewach, średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści wahał się od 3,5 do 8,5, podczas gdy na drzewach „niezaszczepionych” wartości te osiągnęły 51% (Konin). W miejscach, gdzie opadłe liście nie były wygrabiane, średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści kasztanowca białego wahał się od 14 do 20 (Piła i Kalisz) na drzewach „zaszczepionych” oraz około 50 (Kalisz, Piła, Poznań) na drzewach „niezaszczepionych”.

Badania dotyczące wpływu grabienia liści na liczebność motyli szrotówka i uszkodzenia liści kasztanowców prowadzono również w innych częściach naszego kraju. Wyniki badań przeprowadzonych we Wrocławiu wykazują, że grabienie i usuwanie opadłych liści z zimującymi poczwarkami fitofaga ograniczają w znacznym stopniu liczebność wszystkich stadiów rozwojowych szrotówka w roku następnym. W konsekwencji prowadzi to do mniejszego zniszczenia liści oraz opóźnienia ich opadania [Kukuła-Młynarczyk 2005, Kukuła-Młynarczyk i Hurej 2007]. Zabieg ten polecany jest zwłaszcza w miejscach, w których regularnie można usuwać opadłe liście. Jeszcze większą skuteczność zwalczania szrotówka uzyskano poprzez iniekcję insektycydu do pni kasztanowców [Bichta 2005, Łabanowski 2004]. Obecnie panuje powszechne przekonanie, że szrotówek kasztanowcowiaczek powinien być zwalczany przy użyciu metody integrowanej [Bichta 2005, Kukuła-Młynarczyk 2005].



Rys. 1. Średni procent uszkodzonej powierzchni asymilacyjnej liści przez szrotówka kasztanowcowiaczka na terenie delegatur województwa wielkopolskiego w roku 2007

Fig. 1. Average percentage of damaged leaves assimilation area at Wielkopolska province in 2007

## Wnioski

1. Wprowadzenie insektycydu do pni drzew kasztanowca białego wpłynęło na zmniejszenie liczebności motyli szrotówka kasztanowcowiaczka oraz ograniczenie uszkodzenia liści przez larwy tego fitofaga.

2. Największy procent uszkodzonej powierzchni liści kasztanowca odnotowano w trzecim terminie oceny szkodliwości – w połowie sierpnia.

3. Wygrabianie liści, nawet w przypadku drzew niepoddanych iniekcji, ogranicza liczebność szkodnika na danym stanowisku.

4. Najlepsze efekty zwalczania szrotówka uzyskano po połączeniu obu metod, tj. po wprowadzeniu środka do pni drzew (iniekcja) przy jednoczesnym systematycznym wygrabianiu i niszczeniu opadłych liści.

## Piśmiennictwo

- Baranowski T., Borowicz A., Czapiewska K., 2008. Wpływ barwnych tablic i feromonów na liczebność wylapywanych motyli szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella*). Progress in Plant Protection/Postępy w Ochronie Roślin, 48 (2), 697–700.
- Bichta P., 2005. Możliwości integracji różnych metod w ograniczeniu liczebności populacji szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka et Dimic, 1986) w warunkach miejskich. Praca doktorska, SGGW Warszawa, 158.
- Kukuła-Młynarczyk A., 2005. Rozwój szrotówka kasztanowcowiaczka (*Cameraria ohridella* Deschka i Dimič) na terenie miasta Wrocławia i próby ograniczenia liczebności jego populacji. Praca doktorska, AR Wrocław, 139.
- Kukuła-Młynarczyk A., Hurej M., 2007. Incidence, harmfulness and some element of the horse chestnut leafminer (*Cameraria ohridella* Deschka & Dimic), control on white horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.). Journal of Plant Protection Research, 47 (1), 53–64.
- Łabanowski G., 2004. Wyniki badań zwalczania szrotówka kasztanowcowiaczka metodą mikroiniekcji przy użyciu polskiego preparatu. Przegląd Ekologiczny Pomorza i Kujaw, 1, 20–21.

## 2.3. Zgrupowania *Carabidae* zarośli śródpolnych rosnących w różnej odległości od ciągów komunikacyjnych

### Wstęp

Miasta i tereny podmiejskie stanowią bardzo ważny element krajobrazu przyrodniczego. Są one zasiedlone przez większość populacji ludzkiej, muszą zatem zaspokajać wszelkie potrzeby mieszkańców [Magura i in. 2004, Nietupski i in. 2008]. Wymogi urbanistyczno-ekologicznej koncepcji planowania obszarów miejskich zwracają baczną uwagę nie tylko na potrzeby mieszkaniowe, użytkowe i rekreacyjne ludzi, lecz również na ochronę zbiorowisk roślinnych [Niemela 1999]. Tego typu wyspy roślinne stanowią naturalną ostoję dla wielu gatunków zwierząt chroniących się tam przed niekorzystnymi czynnikami wywołanymi głównie działalnością człowieka. Jednym z elementów nieodłącznie związanych z terenami zurbanizowanymi są ciągi komunikacyjne, gdzie duże natężenie ruchu prowadzi do zwiększenia zanieczyszczenia powietrza i gleby oraz powoduje większy hałas, a co za tym idzie, stwarza warunki stresogenne dla zamieszkujących ich sąsiedztwo zwierząt. W agrosystemie cennym źródłem bioróżnorodności, zawierającym wiele mikrosiedlisk i dającym ochronę wielu drobnym zwierzętom, przede wszystkim owadom, są zarośla śródpolne [Bennewicz, Kaczorowski 1999, Barczak i in. 2000]. Do jednych z liczniej występujących w różnych siedliskach owadów należą chrząszcze z rodziny biegaczowatych (*Carabidae*). Są one powszechnie wykorzystywane w badaniach monitoringowych środowiska, gdyż są uznawane za bioindykatory ułatwiające ocenę stanu siedlisk oraz zmian zachodzących na badanych obszarach [Rainio, Niemela 2003, Szyszko 2002, Skłodowski 2002].

Celem pracy było określenie składu gatunkowego i liczebności oraz prześledzenie struktury zgrupowań *Carabidae* zasiedlających zarośla śródpolne narażone na działanie różnych czynników zewnętrznych, zlokalizowanych we wzrastającej odległości od jednej z głównych dróg dojazdowych do Olsztyna.

### Materiał i metody badań

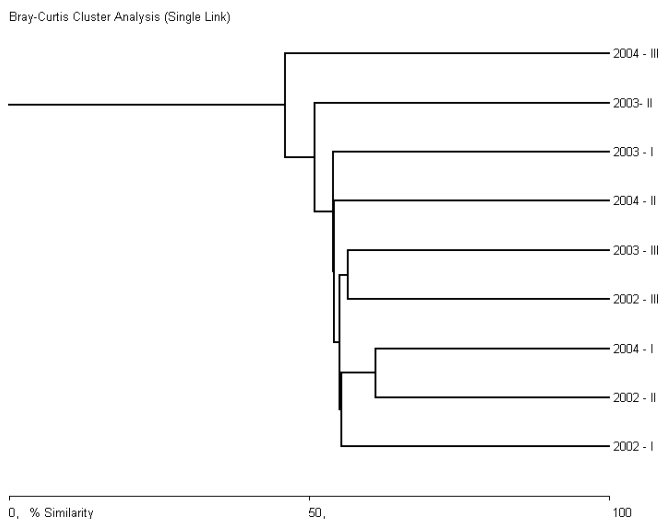
Badania prowadzono na przedmieściach Olsztyna, w Polsce północno-wschodniej (UTM DE65). Jako obiekty badawcze wybrano trzy stanowiska zarośli śródpolnych zlokalizowanych w różnym oddaleniu od ciągów komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu.

Zarośla I – to obszar porośnięty roślinnością trawiastą i zielną o powierzchni 27 m<sup>2</sup>, umiejscowiony około 100 m od drogi krajowej prowadzącej z Warszawy do Olsztyna i 20 m od drogi gruntowej. Sąsiedztwo obiektu stanowiły pola, na których uprawiano zboża, a od strony zachodniej ok. 50-letnie sosnowe zadrzewienie śródpolne.

Zarośla II – o powierzchni 38 m<sup>2</sup>, porośnięte roślinnością zielną i trawiastą, znajdowały się około 300 m od drogi asfaltowej i 50 m od drogi gruntowej. Sąsiadowały z opuszczonym gospodarstwem rolnym, gdzie pomieszczenia gospodarskie były wykorzystywane w okresie letnim jako magazyny na zbiory oraz z 3-hektarowym młodnikiem sosnowym i polem uprawnym.

Zarośla III – to obszar porośnięty roślinnością zielną i trawiastą o powierzchni 20 m<sup>2</sup>, znajdujący się na wzniesieniu, około 1 000 m od drogi krajowej, 300 m od drogi gruntowej i 80 m od terenu bagiennego. Obiekt badawczy sąsiedował głównie z polami uprawnymi, obsiewanymi najczęściej zbożami, od zachodu przylegał on do 0,35 ha zarzewienia śródpolnego z przewagą brzozy.

Badania prowadzono w latach 2002–2004, odławiając chrząszcze do pułapek Barbera, wypełnionych w 1/3 swojej objętości glikolem etylowym. Na każdej powierzchni badawczej zainstalowano po 3 pułapki co 10 metrów. Próby pobierano w odstępach tygodniowych. Zebrany materiał oznaczano według gatunków, korzystając z kluczy Pawłowskiego [1974] i Hürki [1996]. Odłowione *Carabidae* przeanalizowano pod względem składu gatunkowego, liczebności i struktury dominacji. Przyjęto następujące klasy dominacji według Renkonena: dominanty (>5% osobników zgrupowania), subdominanty (3>5%), recedenty (1>3%) i subrecedenty (<1). Zgrupowania biegaczowatych scharakteryzowano pod względem ekologicznym na podstawie wymagań pokarmowych, siedliskowych, wilgotnościowych oraz typu rozwoju, posługując się opracowaniami Larssona [1939], Sharovej [1974], Thiele [1977], Kabacik-Wasylik [1978] i Lindrotha [1985]. Charakterystykę zoogeograficzną opracowano, opierając się na klasyfikacji Leśniaka [1987]. Istotność różnic między średnimi oceniono na podstawie jednoczynnikowej analizy wariancji ANOVA, przy poziomie istotności  $p \leq 0,05$ , używając pakietu Statistica 8.0. Przy opracowaniu wyników posłużono się również wskaźnikami ogólnej różnorodności gatunkowej Shannona-Weavera ( $H'$ ), równomierności rozkładu częstości gatunków Pielou ( $J'$ ) oraz różnorodności gatunkowej Simpsona ( $D$ ). Podobieństwo zgrupowań biegaczowatych badanych siedlisk zilustrowano za pomocą dendrogramu Bray-Curtisa (rys. 1).



Rys. 1. Dendrogram podobieństw zgrupowań *Carabidae* odłowionych w latach 2002–2004 w obiektach badawczych

Fig. 1. The similarity dendrogram of *Carabidae* assemblages captured in 2002–2004 in the analysed groups of shrubs

## Wyniki

W czasie prowadzonych badań w zaroślach śródpolnych w latach 2002–2004 odłowiono łącznie 3 156 osobników należących do 70 gatunków *Carabidae* (tab. 1). Nie stwierdzono istotnych różnic w liczbie gatunków występujących w poszczególnych zaroślach. Znaczne rozbieżności zaobserwowano natomiast w liczebności biegaczowatych badanych zarośli ( $F=7,191$ ;  $p=0,025$ ). Wartości współczynnika Shannona–Weavera, mieszczące się w przedziale 0,89–1,27, wskazują, że badane zarośla wykazują się podobną, pomimo pewnych różnic w ich przestrzennej lokalizacji, niezbyt wysoką różnorodnością gatunkową. Na równocенność badanych siedlisk wskazują natomiast wartości współczynnika Pielou (wartości między 0,595 a 0,827). Współczynnik różnorodności gatunkowej Simpsona (D) osiągnął najwyższe wartości w zaroślach II w latach 2002 i 2004 (odpowiednio: 0,233 i 0,235) (tab. 1). W grupach dominantów i subdominantów badanych zarośli śródpolnych znalazły się głównie gatunki o dużej plastyczności ekologicznej takie jak: *Pterostichus melanarius*, *Pseudoophonus rufipes*, *Amara communis*, *Poecilus versicolor*, *Calathus fuscipes* (tab. 2). W każdym z badanych obiektów dominanty stanowiły ponad połowę zgrupowania. Zarośla I, znajdujące się najbliżej ruchliwej drogi asfaltowej, charakteryzowały się prawie 70-procentowym udziałem grupy dominantów.

Analiza struktury zoogeograficznej ukazuje największy udział szeroko rozpowszechnionych gatunków palearktycznych oraz eurosyberyjskich (tab. 3). Struktura troficzna i preferencje siedliskowe biegaczowatych zasiedlających badane zarośla wskazują na występowanie fauny *Carabidae* charakterystycznej głównie dla pól. Duży procent odłowionych owadów w każdym z badanych obiektów stanowiły hemizoofagi lub zoofagi średnie oraz gatunki terenów otwartych. W aspekcie jakościowym stwierdzono jednak wysoki udział *Carabidae* charakterystycznych dla terenów leśnych (tab. 3). Pod względem wymagań wilgotnościowych najliczniej obserwowano *Carabidae* mezofilne. Analiza fenologiczna wskazuje natomiast, iż zarośla śródpolne są częściej zasiedlane przez biegaczowate o wiosennym typie rozwoju.

Dendrogram podobieństw zgrupowań *Carabidae* badanych zarośli ukazuje podobieństwo zawierające się w przedziale od 45 do ok. 60%.

Tabela 1

Table 1

Skład gatunkowy i udział procentowy *Carabidae* odłowionych w zaroślach śródpolnych w latach 2002–2004

Species composition and share of *Carabidae* among insects captured in field shrubs in 2002–2004

Gatunek Species	Lata badań – Year of study								
	2002			2003			2004		
	Zarośla Field shrubs			Zarośla Field shrubs			Zarośla Field shrubs		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)		0,35		0,14				0,24	0,83
<i>Amara bifrons</i> (Gyllenhal, 1810)	0,67			0,14		0,35	0,24	0,24	0,83
<i>Amara brunnea</i> (Gyllenhal, 1810)	1,67			2,32	0,71	1,04	0,48	0,24	
<i>Amara communis</i> (Panzer, 1797)	6,33		11,34	39,22	12,14	35,07	8,65	3,76	27,27
<i>Amara consularis</i> (Duftschmid, 1812)						0,35			
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828			0,52		1,43	0,35			
<i>Amara curta</i> Dejean, 1828					0,71				
<i>Amara familiaris</i> (Duftschmid, 1812)	0,33		2,06						
<i>Amara littorea</i> Thomson, 1857	0,17								
<i>Amara lunicollis</i> Schiodte, 1837			1,03			0,35		1,18	
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)					0,71		0,24		
<i>Amara plebeja</i> (Gyllenhal, 1810)			1,03	0,29	1,43	0,69		0,24	
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)					1,43			0,24	
<i>Anchomenus dorsalis</i> (Pont. 1763)	1,67	0,35	0,52	0,87		0,35	1,44	8,95	11,57
<i>Anisodactylus binotatus</i> (Fabr. 1787)		0,35							
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)						0,35			
<i>Badister bullatus</i> (Schränk, 1798)			0,52				0,24	0,24	
<i>Badister lacertosus</i> (Sturm, 1815)	0,67				0,71	0,35	0,48		
<i>Badister meridionalis</i> (Puel, 1925)			0,52						
<i>Badister unipustulatus</i> (Bonelli, 1813)				0,14	0,71	0,35			
<i>Bembidion femoratum</i> (Sturm, 1825)							0,24		
<i>Bembidion lampros</i> (Herbst, 1784)			0,52			0,69			0,83
<i>Bembidion tetracolum</i> (Say, 1823)	0,33	0,35	0,52				0,24		0,83
<i>Brosicus cephalotes</i> (Linnaeus, 1758)		0,35		0,14	0,71	0,69			
<i>Calathus erratus</i> (Sahlberg, 1827)	0,17								



Tabela 1 cd.  
Table 1 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	3,83	6,03	0,52	3,33		0,35	8,89	4,71	13,22
<i>Calathus melanocephalus</i> (L., 1758)	0,17		0,52				0,72		2,48
<i>Calathus micropterus</i> (Duftschmid, 1812)	8,50		10,82	0,87	0,71	0,69	2,64	0,24	
<i>Carabus arvensis</i> (Herbst, 1784)					2,14				
<i>Carabus cancellatus</i> (Illiger, 1798)		3,90	1,03	0,14	1,43		0,24	0,24	0,83
<i>Carabus granulatus</i> (Linnaeus, 1758)	1,17	2,13	3,09	0,72		2,08	1,2	1,65	0,83
<i>Carabus hortensis</i> (Linnaeus, 1758)	0,83	1,06	0,52	0,43	2,86	0,69	0,24	0,24	
<i>Carabus nemoralis</i> (O.F. Muller, 1764)	1,67	1,06	1,55	1,59	5,00		3,13	1,18	1,65
<i>Carabus violaceus</i> (Linnaeus, 1758)	0,50	0,35		0,14	6,43	0,35			
<i>Curtonotus aulicus</i> (Panzer, 1797)		0,35		0,14	0,71	0,35		0,24	1,65
<i>Curtonotus gebleri</i> (Dejean, 1831)						1,39			
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	2,17	1,42	1,55	1,74	2,86		5,05	1,18	0,83
<i>Euophilus fuliginosus</i> (Panzer, 1809)	0,33			0,29	0,71		0,24		
<i>Harpalus affinis</i> (Schrank, 1781)					0,71	0,69		0,24	
<i>Harpalus calceatus</i> (Duftschmid, 1812)				0,14					
<i>Harpalus griseus</i> (Duftschmid, 1812)	0,17			0,14	0,71			0,71	
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)				0,87	2,86	2,43	0,48	0,94	
<i>Harpalus quadripunctatus</i> (Dejean, 1829)	1,33	0,71	1,03		0,71		0,72	0,47	0,83
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)				0,14					
<i>Harpalus tardus</i> (Panzer, 1797)	0,17	1,06	1,03	0,14	2,14	3,13	0,24	4,71	4,13
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i> (Schau., 1923)		0,35				0,35			
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	0,17			0,14	0,71		0,24	0,24	0,83
<i>Leistus rufescens</i> (Fabricius, 1775)	0,33								
<i>Leistus rufomarginatus</i> (Duftsch., 1812)					0,71				
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)		0,35					0,24		0,83
<i>Nebria brevicollis</i> (Fabricius, 1792)	0,50	1,77		0,14			0,72	0,24	
<i>Notiophilus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)			0,52				0,24		

Tabela 1 cd.  
Table 1 cont.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Notiophilus biguttatus</i> (Fabricius, 1779)						0,69			
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	0,33		1,55	0,29		1,04	2,4		
<i>Panagaeus bipustulatus</i> (Fabricius, 1775)							0,24	1,18	
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	25,83	0,71	0,52				0,24		
<i>Poecilus cupreus</i> (Linnaeus, 1758)		0,35	2,06	1,74	0,71	5,21	4,09	5,88	2,48
<i>Poecilus lepidus</i> (Leske, 1785)			0,52			0,35			0,83
<i>Poecilus versicolor</i> (Sturm, 1824)	0,33	0,71	1,55	13,46	5,00	6,94	6,97	6,35	5,79
<i>Pseudoophonus rufipes</i> (De Geer, 1774)	4,50	39,72	31,96	17,66	17,14	21,18	17,07	45,65	14,88
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	13,00	25,89	6,70	5,07	14,29	6,94	18,99	7,29	4,13
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	4,17	2,13	2,58	2,17	5,71	0,69	1,92	0,47	0,83
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)				0,14					
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (F., 1787)	13,83	6,03	10,31	4,78	2,86	2,43	7,45	0,24	0,83
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i> (Letz., 1852)							0,48		
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	4,17	0,71	1,03	0,14	1,43	0,69	2,64	0,24	
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)		0,35							
<i>Syntomus truncatellus</i> (Linnaeus, 1761)			0,52						
<i>Synuchus vivalis vivalis</i> (Illiger, 1798)		0,71		0,14	0,71				
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schrank, 1781)		0,35				0,35			
Liczba osobników Number of individuals	600	282	194	691	140	288	416	424	121
Liczba gatunków Number of species	32	29	32	35	34	35	36	32	24
Współczynnik Shannona- -Weavera (H') Shannon-Weaver coefficient (H')	1,102	0,885	1,096	0,918	1,266	1,012	1,171	0,929	1,05
Wskaźnik równomierności Pielou (J') Pielou coefficient (J')	0,732	0,605	0,728	0,595	0,827	0,656	0,753	0,617	0,761
Współczynnik Simpsona (D) Simpsons Diversity (D)	0,121	0,233	0,142	0,21	0,076	0,181	0,097	0,235	0,13

Tabela 2  
Table 2

Podział biegaczowatych badanych zarośli śródpolnych według klas dominacji  
(D [%] – wsp. dominacji wg Renkonena)  
Division of the ground beetles caught in the field coppice sites according to the dominance  
classes (D [%] – dominance coefficient)

Klasa dominacji Dominance classes	Zarośla I Field shrubs I		Zarośla II Field shrubs II		Zarośla III Field shrubs III	
	Gatunek – Species	D [%]	Gatunek – Species	D [%]	Gatunek – Species	D [%]
Dominanty Dominants (< 5%)	<i>Amara communis</i>	20,21	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	39,01	<i>Amara communis</i>	25,87
	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	12,89	<i>Pterostichus melanarius</i>	14,66	<i>Pseudoophonus rufipes</i>	23,38
	<i>Pterostichus melanarius</i>	11,25			<i>Pterostichus melanarius</i>	6,30
	<i>Platynus assimilis</i>	9,14				
	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	8,61				
	<i>Poecilus versicolor</i>	7,26				
		69,36		53,66		55,56
Subdominanty Subdominants (3 > 5%)	<i>Calathus fuscipes</i>	4,86	<i>Anchomenus dorsalis</i>	4,61	<i>Poecilus versicolor</i>	4,98
	<i>Calathus micropterus</i>	3,98	<i>Calathus fuscipes</i>	4,37	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	4,64
			<i>Poecilus versicolor</i>	4,26	<i>Calathus micropterus</i>	3,81
			<i>Amara communis</i>	3,90	<i>Poecilus cupreus</i>	3,65
			<i>Poecilus cupreus</i>	3,19		
			<i>Harpalus tardus</i>	3,07		
	8,85		23,40		17,08	
Recedenty Recedents (1 > 3%)	8 gatunków 8 species	15,29	7 gatunków 7 species	12,17	7 gatunków 7 species	13,93
Subrecedenty Subrecedents (> 1%)	35 gatunków 35 species	6,50	35 gatunków 35 species	10,76	36 gatunków 36 species	13,43

Tabela 3  
Table 3

Charakterystyka ekologiczna naziemnych *Carabidae* odłowionych  
w badanych zaroślach śródpolnych  
Ecological description of the ground beetles caught in the objects

Charakterystyka ekologiczna Ecologic description	Zarośla I Field shrubs I		Zarośla II Field shrubs II		Zarośla III Field shrubs III	
	[%] AJ*	[%] AI**	[%] AJ*	[%] AI**	[%] AJ*	[%] AI**
1	2	3	4	5	6	7
Struktura troficzna – Trophic structure						
Zoofagi duże – Large zoophages	19,6	21,0	22,0	26,5	18,0	12,8
Zoofagi średnie – Medium zoophages	39,2	38,7	34,0	21,5	36,0	26,0
Zoofagi małe – Small zoophages	7,8	2,4	6,0	0,8	14,0	2,5
Hemizoofagi – Hemizoophages	29,4	37,7	32,0	50,2	28,0	57,9
Fitofagi – Phytophages	3,9	0,2	6,0	0,9	4,0	0,8
Ogółem – Total	100	100	100	100	100	100
Preferencje siedliskowe Habitat preferences						
Gatunki leśne – Forest species	33,3	24,3	40,0	12,2	32,0	14,8
Gatunki terenów otwartych Open area species	39,2	50,5	34,0	65,5	42,0	72,1
Gatunki torfowiskowe Peatbog species	5,9	1,2	6,0	1,8	4,0	2,3
Gatunki eurytopowe Eurytopic species	15,7	23,8	16,0	20,3	18,0	10,3
Gatunki nadbrzeżne Ripicolous species	5,9	0,3	4,0	0,2	4,0	0,5
Ogółem – Total	100	100	100	100	100	100
Higropreferencje – Hygropreferences						
Gatunki kserofilne Xerophilic species	8	0	6	1	6	1
Gatunki mezokserofilne Mesoxerophilic species	16	10	18	5	14	4
Gatunki mezofilne – Mesophilic species	55	84	58	86	62	88
Gatunki mezohigrofilne Mesohygrophilic species	12	5	12	7	12	7
Gatunki higrofilne Hygrophilic species	10	1	6	0	6	0
Ogółem – Total	100	100	100	100	100	100
Zoogeografia Zoogeographical elements						
Gatunki holarktyczne – Holarctic	5,9	1,8	4,0	0,4	6,0	0,8

Tabela 3 c.d.  
Table 3 cont.

1	2	3	4	5	6	7
Gatunki eurośródziemnomorskie Euro-Mediterranean	2,0	0,4	4,0	0,8	0,0	0,0
Gatunki europ. prowincji leśnej European Forest Province	5,9	2,9	10,0	3,2	10,0	2,0
Ogółem – Total	100	100	100	100	100	100
Fenologia – Phenology						
Gatunki wiosenne – Spring species	58,8	56,9	60,0	32,2	66,0	56,4
Gatunki jesienne – Autumn species	41,2	43,1	40,0	67,8	34,0	43,6
Ogółem – Total	100	100	100	100	100	100

\* AJ – Aspekt jakościowy – Qualitative aspect

\*\* AI – Aspekt ilościowy – Quantitative aspect

## Dyskusja

Najbardziej zasobnym w odławiane chrząszcze siedliskiem okazały się zarośla I, umiejscowione najbliżej szlaków komunikacyjnych. Wydawać by się mogło, że ze względu na bliskie sąsiedztwo drogi o tak silnym natężeniu ruchu stanowisko I nie będzie miejscem chętnie zasiedlanym przez biegaczowate, jednak okazuje się, że stało się ono dla nich ostoją, gdzie znajdowały miejsce schronienia przed niesprzyjającymi czynnikami, takimi jak ruch uliczny, hałas lub spaliny. Ważnym czynnikiem była również dostępność pokarmu z otaczających zarośli oraz corocznie obsiewanych pól uprawnych. Wartości wskaźnika Shannona-Weavera wskazują na niezbyt wysoką różnorodność gatunkową badanych siedlisk w porównaniu z badaniami innych autorów w podobnych siedliskach [Czechowski 1989, Aleksandrowicz 2008, Nietupski i in. 2008]. Wskaźnik ten wzrasta w zgrupowaniach o bogatym składzie gatunkowym i niewielkiej liczebności, co można zauważyć w zaroślach II w drugim roku badań. Wskaźnik różnorodności gatunkowej Simpsona, który przykłada większą wagę do gatunków pospolitych niż do rzadko występujących, jest wyraźnie większy w zaroślach II, co świadczy o małej stabilności zgrupowania *Carabidae* tego obiektu badawczego.

Istotnym elementem w analizie zgrupowań *Carabidae* jest ich struktura dominacji. Jej zniekształcenie jest wyraźną oznaką zaburzeń antropogenicznych. W środowiskach podlegających silnej presji określonego czynnika antropogenicznego w obrębie występujących tam zgrupowań badanych stawonogów zaznacza się najczęściej wyraźna dysproporcja pomiędzy udziałami poszczególnych gatunków [Czechowski 1981]. W przeprowadzonych badaniach większość zgrupowania stanowią gatunki plastyczne ekologicznie, z łatwością przystosowujące się do niekorzystnych warunków siedliskowych. Szczególnie wyraźnie zaznacza się to w przypadku zarośli znajdujących się najbliżej drogi asfaltowej, gdzie oddziaływanie czynników antropogenicznych wydaje się być najsilniejsze. Czynniki antropogeniczne towarzyszące procesowi urbanizacji powodują przebudowę struktury zoogeograficznej fauny. Główną tendencją, wyraźnie zaznaczającą się

w przypadku biegaczowatych, jest wzrost udziału w faunie elementów o szerokich zasięgach, kosztem ustępowanie elementów o wąskich arealach [Czechowski 1981]. Za jeden z istotnych wskaźników zmian zachodzących w środowisku uznawana jest struktura troficzna. Jest niekorzystna, gdy obserwuje się zjawisko zastępowania zoofagicznej fauny biegaczowatych hemizoofagami pod wpływem wzrastającej presji urbanizacyjnej. W badanych zaroślach struktura troficzna biegaczowatych nie wykazuje wyraźnych zaburzeń. Dużą rolę odgrywają tu wprawdzie hemizoofagi, ale udział pozostałych grup troficznych również jest dość wysoki. Podobnie w kwestii preferencji siedliskowych – pomimo pewnej przewagi biegaczowatych terenów otwartych pozostałe grupy siedliskowe również mają tu swój udział. Szczególnie cenne jest występowanie w zaroślach wielu gatunków leśnych *Carabidae*. Duży wpływ na skład gatunkowy i strukturę zgrupowań biegaczowatych ma wilgotność gleby. W badanych zaroślach większość odłowionych *Carabidae* stanowiły mezofile o umiarkowanych wymaganiach w stosunku do wilgotności. Analiza fenologiczna wykazała przewagę *Carabidae* o wiosennym typie rozwoju nad gatunkami jesiennymi. Podobnie Flis i Skłodowski [1998] stwierdzili, że gatunki wiosennego typu rozwojowego spotyka się najczęściej w fazie kolonizacji nowych terenów, a zarośla można porównywać do obszarów we wczesnym stadium sukcesji.

## Podsumowanie

Urbanizacja często prowadzi do zaniku miejsc ostojowych zwierząt, jakimi są różnego rodzaju nieużytki, zadrzewienia i zarośla. Stanowią one potencjalne źródło różnorodności pożytecznej fauny *Carabidae*, będąc doskonałym schronieniem przed niekorzystnymi dla tych owadów elementami planowanej gospodarki człowieka, takimi jak np. występowanie ciągów komunikacyjnych o dużym natężeniu ruchu. Zarośla, zasiedlane przez różne owady, są również dobrą bazą pokarmową dla *Carabidae*, które w warunkach miejskich często mogą mieć trudności ze znalezieniem pokarmu. Różnego typu zarośla powinny być zatem na stałe wpisane w krajobraz miejski i podmiejski, jako jeden z ważniejszych elementów przyczyniających się do utrzymania lub zwiększenia różnorodności gatunkowej chrząszczy z rodziny biegaczowatych.

## Piśmiennictwo

- Aleksandrowicz O., 2008. Biegaczowate (*Coleoptera*, *Carabidae*) grądu lasu miejskiego w Olsztynie. Słupskie Prace Biologiczne, 5, 5–14.
- Barczak T., Kaczorowski G., Bennewicz J., Krasicka-Korczyńska E., 2000. Znaczenie zarośli śródpolnych jako rezerwuarów naturalnych wrogów mszyc. AT-R Bydgoszcz, 147.
- Bennewicz J., Kaczorowski G., 1999. Mszyce (*Aphidodea*) i biegaczowate (*Carabidae*) zakrzewień śródpolnych. Prog. Plant Protection cz. 2, 603–607.
- Czechowski W., 1981. Biegaczowate (*Carabidae*, *Coleoptera*). Fragm. Faun., 26, 12, 193–216.
- Czechowski W., 1989. Carabid beetles (*Coleoptera*, *Carabidae*) of moist meadows on the Mazovian Lowland. Memorabilia Zool., 43, 141–167.
- Flis L., Skłodowski J., 1998. Rębnia zupełna gniazdowa, a struktura zamieszkujących ją zgrupowań biegaczowatych (*Col. Carabidae*). Sylwan, 3, 57–65.
- Hürka K., 1996. *Carabidae* of the Czech and Slovak Republics. Kabournek – Zlin, 565.

- Kabacik-Wasylik D., 1978. Drapieżne biegaczowate, [w:] Boczek J., Lipa J.J. Biologiczne metody walki ze szkodnikami roślin. PWN, Warszawa, 225–238.
- Larsson S.G., 1939. Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dän Carabiden. Entom. Meddelels, 20, 270–560.
- Leśniak A., 1987. Zoogeographical analysis of the *Carabidae* (*Coleoptera*) of Poland. Fragmenta Faunistica, 30(17), 297–312.
- Lindroth C.H. 1985. The *Carabidae* (*Coleoptera*) of Fennoscandia and Denmark. Fauna Entomol. Scandinavica, 15, 1–225, 230–497.
- Magura T., Tothmeresz B., Molnar T., 2004. Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. Landscape Ecology, 19, 747–759.
- Niemela J., 1999. Ecology and urban planning. Biodiversity and Conservation, 8, 119–131.
- Nietupski M., Ciepielewska D., Kosewska A., 2008. Assemblages of epigeic *Carabidae* (*Col.*) in a peatbog nature reserve situated in an urban area. Pol. J. Natur. Sc., 23 (3), 611–623.
- Pawłowski J., 1974. Chrząszcze – Coleoptera, cz. XIX, zes. 3b, Biegaczowate – *Carabidae*. Podrodziny Bembidinae, Trechinae, [w:] Klucze do oznaczania owadów Polski. Pol. Tow. Ent., 94.
- Rainio J., Niemela J., 2003. Ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators. Biodiversity and Conservation, 12, 487–506.
- Sharova I., 1974. Zhiznennye formy 'imago zhuzhelic' (*Coleoptera, Carabidae*). Zoologicheskij Zhurnal, 53, 5, 692–709.
- Skłodowski J., 2002. System kolonizacji zrębów leśnych przez biegaczowate oraz możliwości jego doskonalenia. Rozprawy naukowe i monografie. SGGW, Warszawa, 1–134.
- Szyszek J., 2002. Carabids as an efficient indicator of the quality and functioning of forest ecosystems useful in forestry management. How to protect or what we know about Carabid Beetles. Warsaw Agricultural University Press, 301–318.
- Thiele H.U., 1977. Carabid beetles in their environments. Springer – Verlag, 329.

## 2.4. Projekt szybkiego monitoringu rozprzestrzeniania agrofagów na terenach zurbanizowanych

### Wstęp

Parki i ogrody, zwłaszcza dużych miast, nie są siedliskiem powstałym w sposób naturalny. Najczęściej stanowią one konglomerat grup roślin rozlokowanych w sposób przez człowieka uporządkowany i kulturowo mu bliski. Areal taki ma jednak znacznie mniejsze możliwości samoregulacji, tym bardziej że poddawany jest stałej presji człowieka, będąc przez niego samego intensywnie „regulowanym”. Jako układ o znacznie mniejszej stabilności biologicznej podlega ciągłej i intensywnej presji agrofagów. Stąd istnieje konieczność opracowania systemu szybkiego nadzoru i reagowania na zagrożenia ze strony agrofagów.

Celem projektu było opracowanie rozwiązań pozwalających w praktyce na szybką graficzną analizę danych o rozprzestrzenieniu agrofagów w obrębie terenów zieleni, a w przypadku powstania zagrożeń zdrowia ludzkiego (np. gradacja kuprówki rudnicy) również pozwalających na szybkie podjęcie czynności zwalczania z jednoczesnym określeniem (techniką GPS) dokładnego położenia ognisk oraz procedury szybkiego szacowania powierzchni zabiegowej.

### Biologiczne podstawy systemu

Działania na rzecz ochrony parków i ogrodów mają długą tradycję. Nie są i nie powinny być one domeną jedynie zabytkowych założeń chronionych ustawowo. Potrzebny jest system umożliwiający szybką analizę rozprzestrzeniania wybranego gatunku szkodliwego w obrębie terenów zieleni. Najszybsze i w obecnych warunkach najdokładniejsze rozwiązania możliwe są z wykorzystaniem technik GIS. System powinien umożliwić bieżące monitorowanie, prace ochroniarskie oraz pielęgnacyjne określonych terenów. Powinien też współpracować z oprogramowaniem lub bazami danych utworzonymi w celu waloryzacji parków i ogrodów zabytkowych typu PARK [Będkowski, Korpetta 1991] oraz wykorzystywać fotografię lotniczą [Olenderek 1991a,b]. Istotna jest także kwestia doboru algorytmu pozwalającego zobrazować rozprzestrzenienie agrofaga w postaci mapy. Do systemu zaimplementowana została metoda kriginu [Cressie 1988, Cressie, Noel 1993]. Ponieważ analizie podlegać mogą zmienne, które nie stanowią funkcji liniowych, a jednocześnie szacuje się warunkowe prawdopodobieństwa w taki sposób, że rzeczywiste wartości gęstości występowania agrofagów mogą być większe niż wartości pochodzące z preselekcji – stosowana jest technika kriginu dysjunktywnego (DK) [Rivoirard 1994, Emery 2006, Webster, Olivier 2007]. Drugim rodzajem kriginu przydatnym w estymacji rozprzestrzenienia jest kriging miękki (soft kriging). W określonych rejonach badanego arealu zachowanie badanej populacji może być znane. W praktyce ze względów biologicznych (np. przestrzeń roślin nieżywielielskich) kriging miękki umożliwia przyjęcie najmniejszej lub największej wartości zmiennej we wskazanej lokalizacji. Wartość tę łatwo można przekształcić na „wskaźnik” a (1,0), uściślając tym samym

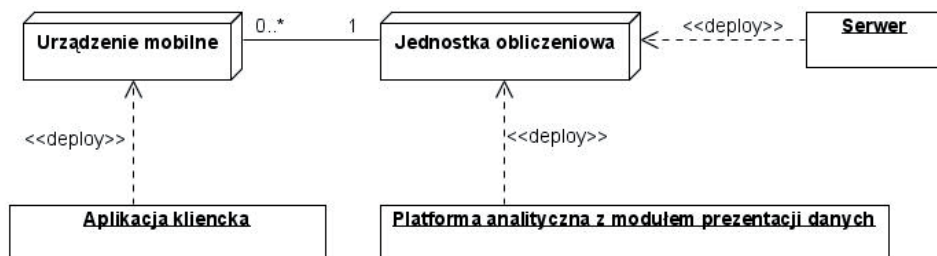


obraz dystrybucji agrofagów [Diamond 1989]. W przypadku gdy większość uzyskanych danych ma charakter jakościowy, należy zastosować procedurę krigingu wskaźnikowego [Case, Fisher 2001, Ovaskainen, Crone 2010]. Najczęściej technikę krigingu stosuje się do analizy zmiennych ciągłych, jednak dla krótkich odcinków czasowych (szybki monitoring) można uznać ten typ analizy rozprzestrzenienia większości agrofagów za właściwy [Burrough 1995]. System uwzględnia również konieczność zobrazowania dystrybucji o innej specyfice za pomocą zmodyfikowanej metody Sheparda (MWLS) [Lancaster, Salkauskas 1981]. Ponadto możliwe jest rozszerzenie zaprojektowanego systemu o bazę danych (MySQL) umożliwiającą założenie i prowadzenie „kartoteki” okazów pomnikowych lub rzadkich. Każda roślina może posiadać indywidualny opis parametrów morfologicznych, stanu zdrowotności, jak również dokumentację wszelkich zabiegów pielęgnacyjnych. Możliwa staje się także wstępna ocena zaatakowanej lub zasiedlonej powierzchni niezbędna przy szacunkowej wycenie nakładów na ochronę (pielęgnację) terenów zielonych. Idea szybkiego monitoringu powinna być oparta na analizie w czasie rzeczywistym danych zbieranych w terenie i przekazywanych wraz z położeniem próby do serwera.

## Aspekty funkcjonalne i architektoniczne systemu

### Architektura systemu

Warstwa sprzętowa systemu opiera się na dwóch klasach urządzeń: jednostkach obliczeniowych oraz urządzeniach przenośnych. Pierwszą z nich są komputery wyposażone w środowisko uruchomieniowe Java JRE 6 oraz łącze internetowe. Drugą charakteryzujemy jako urządzenie przenośne wyposażone w moduł GPS oraz system Windows Mobile 6.1 (lub nowszy).



Rys. 1. Diagram rozmieszczenia systemu

Fig. 1. Deployment diagram of the system

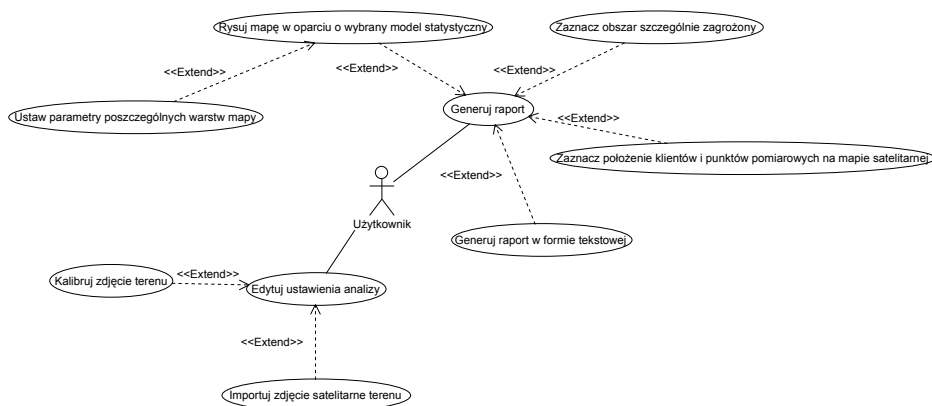
Głównym zadaniem serwera umieszczonego na jednostce obliczeniowej jest stałe utrzymywanie połączenia ze wszystkimi aplikacjami klienckimi oraz odbieranie przesyłanych przez nie danych. Istotną funkcjonalnością oferowaną przez jednostkę obliczeniową jest także jej zdolność do prezentacji zebranych danych za pośrednictwem platformy analitycznej z modułem prezentacji danych. Zastosowanie technologii JAVA przy two-

zeniu oprogramowania jednostki obliczeniowej gwarantuje możliwość uruchomienia go na wielu platformach systemowych (Windows, Linux, Mac OS, Solaris).

Urządzenia przenośne pełnią w systemie funkcję klienta, ich zadaniem jest komunikacja z serwerem oraz informowanie uczestnika sesji pomiarowej o zdarzeniach z nią związanych. Wszystkie urządzenia wykorzystują do komunikacji uniwersalny system zapytań (model ISO-OSI warstwa siódma) przesyłany przy użyciu protokołu TCP/IP. Pomimo pierwotnego założenia, iż urządzenie mobilne będzie funkcjonowało opierając się na systemie Windows Mobile, przyjęte rozwiązania komunikacyjne pozwalają na tworzenie klientów w ramach różnych platform, w zależności od pojawiających się w przyszłości na rynku rozwiązań oraz indywidualnych potrzeb użytkownika.

## Funkcjonalność systemu

Proces zarządzania ochroną terenów zielonych wdrożony w platformie analitycznej ma strukturę hierarchiczną. System pozwala na utworzenie dowolnej liczby „obszarów” i stałe przypisanie każdemu z nich areálu podlegającego ochronie. W obrębie każdego obszaru istnieje możliwość założenia dowolnej liczby sesji pomiarowych, na które składają się zebrane pomiary (np. stopień porażenia rośliny) oraz moduły tworzące analizy i wspomagające proces podejmowania decyzji. Każdy areál niezależnie podlega analizie.



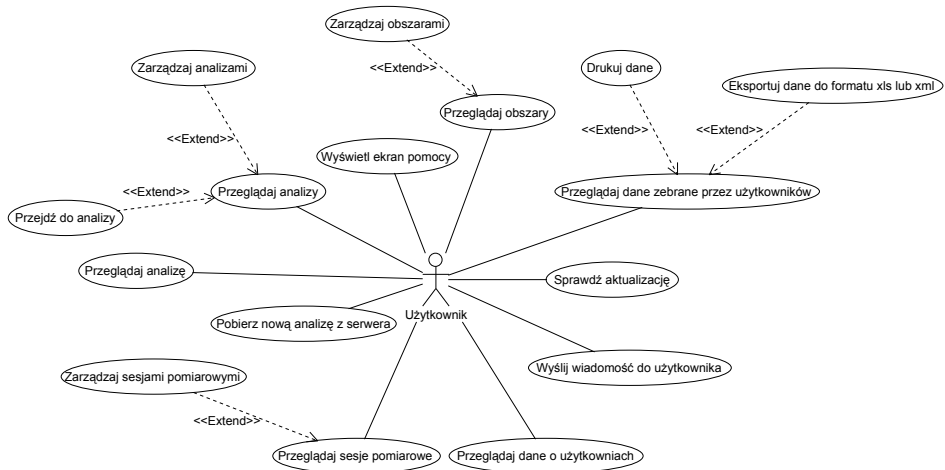
Rys. 2. Uproszczony diagram przypadków użycia aplikacji serwerowej  
 Fig. 2. Simplified use-case diagram of the server's application

Proces zbierania danych rozpoczyna się od założenia „sesji pomiarowej” w kontekście wybranego obszaru na komputerze centralnym. System generuje indywidualny kod charakteryzujący nowo utworzoną sesję (istnieje możliwość równoległego zbierania i analizowania danych z kilku arealów za pomocą kilku sesji pomiarowych). Obserwatorzy wyposażeni w telefony komórkowe udają się na analizowany areál. Aplikacja zainstalowana w urządzeniu pozwala im na wzajemne ustalanie swojej pozycji, a także na

wprowadzenie zebranej próby, która wraz z aktualnym położeniem GPS jest przesyłana na serwer.

Komputer centralny odbiera dane przesłane z telefonów komórkowych. Jego zadaniem jest pokazywanie na mapie aktualnego położenia każdego z obserwatorów, zabranych pomiarów, a także analizowanie danych oraz map i wykresów w czasie rzeczywistym [Preusser 1989].

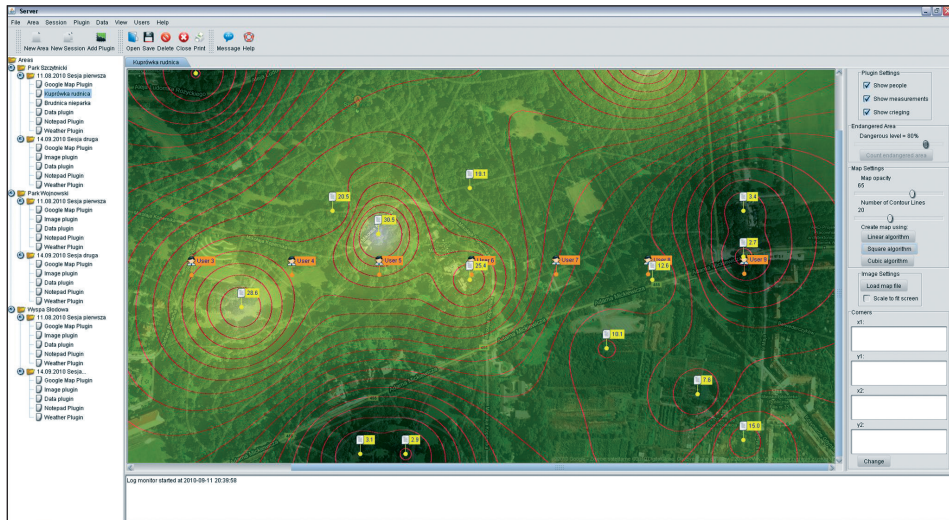
Wraz z przesłaniem każdego pomiaru uaktualnieniu podlegają wszystkie analizy wyświetlane na ekranie komputera centralnego, dzięki czemu można wysnuć wnioski co do stanu arealu, zanim obserwatorzy opuszczą teren zielony. Na tym etapie decyzyjnym wymagana jest od użytkownika jedynie informacja na temat charakterystyk obserwowanego zjawiska, np. stopnia zagrożenia i maksymalnej dopuszczalnej liczności danej cechy. Opierając się na wartościach, system nakreśli na mapie satelitarnej minimalny obszar, który z punktu widzenia analizy statystycznej jest szczególnie zagrożony i powinien zostać poddany zabiegowi [Snyder 1978]. Udostępnione zostają także dane odnośnie do powierzchni obszaru, a także najmniejszego regularnego kształtu, który go ogranicza.



Rys. 3. Diagram przypadków użycia jednej z analiz

Fig. 3. Use-case diagram of particular analyse

Przedstawiony moduł pozwala w szczególności na obserwowanie rozmieszczenia zebranych pomiarów na mapie satelitarnej oraz rysowanie map na podstawie zgromadzonych danych za pomocą wybranego algorytmu (rys. 4).



Rys. 4. Przykładowy obraz (MWLS) gęstości zasiedlenia przestrzeni parkowej przez gąsienice polifagiczne (szt./m br. gałęzi)

Fig. 4. Exemplary density distribution (MWLS) of polyphagous larvae infested park area (ex./ branch running metre)

Chronologicznie ostatnim, wykorzystywanym podczas procedury ochrony terenów zielonych modulem, jest aplikacja naprowadzania na obszar zagrożony. Ma ona za zadanie poinformować osoby uczestniczące w wykonywaniu zabiegu o położeniu wszystkich obszarów szczególnie zagrożonych, a także, opierając się na systemie GPS, nawigować je w celu precyzyjnego wykonania zabiegu.

Dzięki zapewnieniu skalowalności systemu możliwe jest dodanie dodatkowych elementów (tj. analiz biologicznych, procedur statystycznych, dodatkowych algorytmów kreślących mapy ect.) w sposób dowolny, uzależniony od aktualnych potrzeb użytkownika.

## Podsumowanie

Prezentowany projekt systemu jest w całości oryginalnym i pierwszym w Polsce powstającym oprogramowaniem, którego zadaniem jest sprawny nadzór nad całością zabiegów ochronnych na terenach zielonych.

Zaimplementowane procedury statystyczne umożliwiają szybkie graficzne zdefiniowanie miejsc zagrożonych przez agrofagi. Wybór samej procedury powinien zależeć od specyfiki agrofaga. W przypadku występowania czynników chorobotwórczych lub postaci larwalnych szkodników uzyskany obraz (mapa) ulega dezaktualizacji wraz z tempem rozwoju tego agrofaga.

Ponadto możliwe jest wykorzystanie zaimplementowanych procedur do generowania map obrazujących wybrane parametry fizykochemiczne gleby (np. pH, K<sub>2</sub>O, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, ect.).

## Piśmiennictwo

- Będkowski K., Korpetta D., 1991. System informacyjny PARK w dendrologiczno-geodezyjnej inwentaryzacji parków zabytkowych. *Komunikaty Dendrologiczne*, 17.
- Burrough P.A., 1995. Spatial aspects of ecological data, [in:] Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F., van Tongeren O. F. R., *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, 213–251.
- Case T.J., Fisher R.N., 2001. Measuring and predicting Species Presence: Coastal sage scrub cause study, [in:] C.T. Hunsaker, M.F. Goodchild, M.A. Friedl, T.J. Case. *Spatial uncertainty in ecology: implications for remote sensing and GIS application.*, 47–71.
- Cressie N., 1988. Spatial prediction and ordinary kriging. *Mathematical Geology*, 20 (4), 405–421.
- Cressie N., Noel A.C., 1993. *Statistics for Spatial Data*. J. Wiley & Sons. Inc., New York.
- Diamond Ph., 1989. Fuzzy kriging. *Fuzzy Sets and Systems.*, 33 (3), 315–332.
- Emery X., 2006. A disjunctive kriging program for assessing point-support conditional distributions. *Computers & Geosciences* 32 (7), 965–983.
- Lancaster P., Salkauskas K., 1981. Surfaces Generated by Moving Least Squares Methods. *Mathematics of Computation.*, 37, 141–158.
- Olenderek H., 1991a. Doskonalenie metod inwentaryzacji i oceny parków zabytkowych. *Komunikaty dendrologiczne*, 17.
- Olenderek H., 1991b. *Prace geodezyjne w ochronie i rewaloryzacji zabytkowych zespołów pałacowo-ogrodowych*. Wydawnictwo SGGW, Warszawa.
- Ovaskainen O., Crone E.E., 2010. Modeling animal movement with diffusion, [in:] Cantrell S., Costner Ch., Ruan S., (eds.) *Spatial Ecology*. Chapman & Hall/CRC, 63–86.
- Preusser A., 1989. Algorithm 671, FARB-E-2D: Fill Area with Bicubics on Rectangles-A Contour Plot Program, *ACM Trans. Math. Softw.*, 15 (1), 79–89.
- Rivoirard J., 1994. *Introduction to Disjunctive Kriging and Non-Linear Geostatistics*. Clarendon Press, 182.
- Snyder W.V., 1978. Algorithm 531, Contour plotting. *ACM Trans. Math. Softw.*, 4 (3), 290–294.
- Webster R., Olivier M. A., 2007. *Disjunctive kriging in Geostatistics for Environmental Scientists*. J. Wiley & Sonns Ltd., 243–266.

### **3. NIEINFEKCYJNE CZYNNIKI CHOROBTWÓRCZE WPLYWAJĄCE NA STAN ZDROWOTNY ROŚLIN**

#### **3.1. Abiotyczne czynniki stresowe jako przyczyna zaburzeń wzrostu i zamierania drzew na terenach zurbanizowanych**

##### Wstęp

Wzrost i rozwój roślin uwarunkowane są wieloma czynnikami, które oddziałują na nie pośrednio lub bezpośrednio. Na terenach zurbanizowanych są to często czynniki stresowe prowadzące do zaburzeń funkcji gatunków uprawianych w tym specyficznym środowisku. Działanie czynników stresowych może również prowadzić do ograniczenia lub eliminacji całych populacji z siedlisk, czego dowodem jest masowe zamieranie niektórych gatunków drzew sadzonych kiedyś na terenie miast, takich jak świerk pospolity, sosna pospolita, klon, jawor, lipa szerokolistna.

Czynniki stresowe środowiska i ich niektóre powiązania zaprezentował Larcher [1995]. Wśród czynników abiotycznych wyróżnił między innymi niekorzystne właściwości środowiska korzeniowego takie jak niedobór lub nadmiar składników pokarmowych, zachwianie równowagi jonowej, nadmierne stężenie łatwo rozpuszczalnych w wodzie soli, zawartość metali ciężkich, zakwaszenie lub alkalizację gleby czy podłoża. Na terenach zurbanizowanych wyróżnia także czynniki biotyczne pochodzenia antropogenicznego, a w szczególności zanieczyszczenia przemysłowe oraz nadmierne ubicie gleby. Nie wymienia jednak tak istotnego elementu, jakim jest stosowanie soli, zwłaszcza NaCl, do zwalczania pokrywy lodowej lub śnieżnej. W efekcie, w środowisku korzeniowym może ujawniać się stres wywołany zasoleniem (solny), niedoborem wody (wodny) lub brakiem tlenu [Kacperska 1998]. Na podstawie prac dotyczących "*soil sickness*", czyli chorób gleby, można by wyróżnić także stres mechaniczny spowodowany utratą struktury oraz nadmiernym ubiciem gleby [Grodzinsky 1979, Stewart 1990]. Skutki działania omówionych wyżej czynników na terenach zurbanizowanych są widoczne już od wielu lat. Drzewa chorują, a w wielu wypadkach także zamierają. Przykładowo w Poznaniu w 2006 r. wycięto 11 346 drzew, a posadzono 7 764, w 2007 r. zaś wycięto ich 11 240 i posadzono ponad 14 tys. W ostatnich 25 latach wycięto około połowy drzew rosnących przy głównych ulicach Warszawy. Nie jest to więc problem lokalny, lecz dotyczy zarówno dużych, jak i małych miast, nie tylko polskich [Breś 2008, Flückinger, Braun 1981, Supuka 1988].

## Materiał i metody badań

Kwestię wpływu zimowego stosowania soli kamiennej na zdrowotność roślin rosnących na terenach dużych miast podjął jako pierwszy w Warszawie już w latach pięćdziesiątych ubiegłego wieku Musierowicz [1956]. W Poznaniu w latach 1970–1972 Zespół Nawożenia Roślin Ogrodniczych Wyższej Szkoły Rolniczej prowadził badania dotyczące wpływu stosowania NaCl na osłabienie wzrostu lub zamieranie drzew i krzewów rosnących wzdłuż ulic, później także roślin w parkach i zieleńcach. Chociaż prace ponowiono w latach 1978–1980, większość wyników nie została jednak opublikowana.

W roku 1970 na podstawie wyglądu stanu zdrowotnego roślin wytypowano stanowiska w pobliżu zdrowych i zasychających drzew *Platanus acerifolia* oraz *Aesculus hippocastanum* na ulicy Stalingradzkiej (obecnie Alei Niepodległości) i w Alei Wielkopolskiej. Między drzewami, w odległości około 1 m od jezdni, wykopano odkrywki glebowe i z odsłoniętych profili pobierano co 25 cm próby glebowe. Po wysuszeniu prób oznaczono rozkład granulometryczny gleb. Ponadto w wyciągu wodnym (gleba : woda = 1:2,5) oznaczono zawartość jonów Na, K, Ca, Mg, Cl oraz pH w H<sub>2</sub>O, natomiast sumę soli łatwo rozpuszczalnych mierzono przy stosunku wody do gleby 1:2. Obliczono współczynnik zasolenia „Z” określający zależność molarną pomiędzy stężeniem Na<sup>+</sup> a sumą Ca<sup>++</sup> i Mg<sup>++</sup> w roztworze glebowym dla poszczególnych warstw i całego profilu oraz procentową zawartość sodu w stosunku do sumy kationów Ca<sup>++</sup>, Mg<sup>++</sup>, K<sup>+</sup> i Na<sup>+</sup> przyjętej jako 100%.

W roku 2000 w parku Cytadela w Poznaniu (dawny obiekt militarny, po zburzeniu i zasypaniu teren użytkowany jako park) wytypowano 3 trawniki oraz jedno stanowisko drzew parkowych. Wykopano odkrywki glebowe i z każdej warstwy odsłoniętego profilu pobierano próby glebowe. W próbach świeżych metodą uniwersalną stosowaną w stacjach chemiczno-rolniczych (wyciąg 0,03 M CH<sub>3</sub>COOH) oznaczono zawartość łatwo dostępnych dla roślin jonów Ca, Mg, K, Na i Cl. Ponadto oznaczono sumę soli łatwo rozpuszczalnych przy zachowaniu stosunku wody do gleby 1:2 (V/V) [Nowosielski 1988]. Po wysuszeniu oznaczono rozkład granulometryczny gleb.

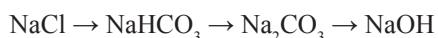
W roku 2004, nawiązując do badań z lat siedemdziesiątych ubiegłego wieku, wytypowano stanowiska w pobliżu zdrowych i zasychających drzew *Aesculus hippocastanum* na ulicy W. Reymonta i w Alei Wielkopolskiej. Wyboru stanowisk dokonano wraz z pracownikami Katedry Metod Ochrony Roślin Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu. Między drzewami w odległości około 1 m od jezdni wykopano odkrywki i z odsłoniętych profili pobierano co 20 cm próby glebowe. Analizy chemiczne oraz oznaczanie rozkładu granulometrycznego wykonano zgodnie z metodyką zastosowaną w roku 2000.

## Wyniki badań i dyskusja

Wyniki badań z 1970 r. dotyczące wybranych stanowisk z drzewami *Platanus acerifolia* (platan klonolistny) oraz *Aesculus hippocastanum* (kasztanowiec zwyczajny) przedstawiono w tabelach 1a i 1b. Najbardziej zwracają uwagę wyniki pomiarów pH (8,0–8,7) wskazujące na silną alkalizację gleb. W poszczególnych warstwach profili glebowych badanych na stanowiskach z drzewami, na których nie wykazywały objawów chorobowych

stwierdzano zwykle największą zawartość wapnia, jednak w glebach pobranych z miejsc, gdzie rośliny zasychały, wyraźnie wzrastała ilość sodu. Ilościową dominację jonów sodu w stosunku do sumy kationów wykazano w 80% prób z profili glebowych pobranych ze stanowisk, na których rośliny wykazywały symptomy chorobowe, a tylko w 10% prób pobranych z profili glebowych zlokalizowanych przy roślinach zdrowych. Zawartość chlorków w glebie przy zamierającym platanie i kasztanowcu mieściła się odpowiednio w zakresie od 4,9 do 27,8 i od 2,1 do 62,8 mg Cl/100 g gleby. Przy roślinach zdrowych zawartość Cl<sup>-</sup> mieściła się w przedziale od 2,3 do 5,4 i od 1,8 do 3,7 mg Cl/100 g gleby. Współczynnik zasolenia gleb, w których rosły rośliny zdrowe, był wyraźnie niższy niż gleb, w których rosły rośliny zasychające. Dla całych profili glebowych średni współczynnik był następujący: platan zasychający 6,3; platan zdrowy 1,02; kasztanowiec zasychający 2,1; kasztanowiec zdrowy 0,4. Według Musierowicza [1956] współczynnik „Z” wyższy od 1,0 pozwala zaliczyć gleby do zasolonych. Z przedstawionych rezultatów badań wynika, iż przy wartościach współczynnika zbliżonych do 2 platanu i kasztanowce zamierają.

Wysoka wartość pH gleb wynika nie tylko z podwyższonej zawartości Ca w glebie, lecz także z alkalizującego działania stosowanego zimą NaCl. Jako pośredniego sprawcę alkalizacji uznać należy sól, zgodnie z poniższym schematem:



W tych warunkach utrudnione jest pobieranie fosforu i większości mikroelementów. Pojawiające się więc przebarwienia liści i nekrozy mogą być wypadkową zasolenia (suma soli), nadmiaru sodu i chlorków oraz niedoborów wspomnianych wyżej składników. Kolejnym problemem jest pogarszanie się struktury gleb pod wpływem sodu. Jon Na<sup>+</sup> powoduje dyspersję koloidów glebowych, co skutkuje zmniejszeniem porowatości gleb, ograniczeniem dostępu tlenu do korzeni, ograniczeniem wymiany powietrza glebowego z atmosferycznym, zmniejszeniem pojemności wodnej oraz wodoprzepuszczalności gleb zasolonych. Zmniejszenie ilości wody prowadzi do wzrostu stężenia roztworu glebowego, a w konsekwencji do suszy fizjologicznej – roślina nie jest w stanie pobierać wody.

Wzrost odczynu gleb w aglomeracjach nie jest spowodowany tylko stosowaniem chlorku sodu. Nigdy nie wapnowane ani nie traktowane NaCl gleby terenów zurbanizowanych wykazują odczyn alkaliczny. Stwierdzono to między innymi w parku Cytadela w Poznaniu. Prace przeprowadzone w 2000 r. wykazały, iż również tam odczyn gleb jest bardzo niekorzystny (pH 8,17 do 8,99). Zawartość wapnia w glebach tych terenów dochodziła do 7 069 mg/dm<sup>3</sup> gleby, natomiast sodu nie przekraczała 17 mg/dm<sup>3</sup> (tab. 2). Ze względu na specyficzne miejsce nie dziwią odnajdywane w głębszych warstwach profilu glebowego domieszki rumoszu ceglanego lub żużlu. Jednak alkalizację powierzchniowych warstw gleb należy wiązać przede wszystkim z popiołami wydostającymi się podczas sezonu grzewczego z kominów domów przez wiele lat. Świeże popioły zawierają: SiO<sub>2</sub>, Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, CaO, MgO, Na<sub>2</sub>O, K<sub>2</sub>O i TiO<sub>2</sub>. Według Ratajczaka i in. [1999] popiół zawiera od 1,1 do 32,6% CaO. W stanie świeżym są to związki silnie alkalizujące. Węgiel jako podstawowy opał stosowany był w Polsce przez kilkadziesiąt lat. Niedoskonałości techniki grzewczej widoczne były zwłaszcza na świeżym śniegu, który w krótkim czasie szarzał pokryty popiołami.



Tabela 1a  
Table 1a

Skład granulometryczny gleb oraz odczyn i zawartość jonów w glebach wzdłuż wybranych ulic w Poznaniu w roku 1970  
Soil textural classes, soil reaction and ions concentration in the soil at the selected streets of Poznań in the year 1970

Ulica Street	Drzewostan Tree stand	Warstwa [cm] Layer	Grupa granulometryczna* Soil textural class*	pH w H <sub>2</sub> O pH in H <sub>2</sub> O	Suma soli (g NaCl/100 g) gleby Sum of salts (g NaCl/100 g) of soil	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup> [%]	Na <sup>+</sup> /Ca <sup>++</sup> + Mg <sup>++</sup>
Aleja Niepodległości (dawnej ulica Stalingradzka) Niepodległości avenu (bevore Stalingradzka St.)	<i>Platanus acerifolia</i> zasychający to wither	0-20	pg	8,05	0,04	3,8	0,1	2,2	16,5	5,2	72,9	5,48
		20-40	gp	8,65	0,03	1,6	0,4	2,3	21,0	4,9	83,1	17,2
		40-60	ps	8,65	0,03	3,8	0,4	0,9	13,5	6,6	72,7	5,4
		60-80	ps	8,20	0,05	7,5	0,7	0,9	11,5	15,0	55,8	2,3
		80-100	pg	8,05	0,05	16,2	1,32	1,2	11,7	27,8	38,5	1,1
	<i>Platanus acerifolia</i> zdrowy healthy	0-20	pg	8,20	0,05	7,0	0,4	3,7	13,0	5,4	53,9	2,9
		20-40	gp	8,15	0,03	5,4	0,9	2,1	4,5	2,6	34,9	1,1
		40-60	pg	8,30	0,02	6,0	0,4	1,3	2,0	2,3	20,6	0,5
		60-80	pg	8,30	0,02	6,4	1,5	1,3	1,5	2,4	14,0	0,3
		80-100	pg	8,20	0,03	10,2	0,9	1,6	1,8	3,1	12,4	0,3

\* Rozkład granulometryczny wg PTG 2008: pl – piasek luźny, ps – piasek słabogliniasty, pg – piasek gliniasty, gp – glina lekka, gpl – glina piaszczysta, gpi – glina piaszczysto-iliasta

\* Soil texture classes according to PTG 2008: pl – sand, ps – sand, pg – loamy sand, gpl – sandy loam, gp – sandy loam, gpi – sandy clay loam

Tabela 1b  
Table 1b

Skład granulometryczny gleb oraz odczyn i zawartość jonów w glebach wzdłuż wybranych ulic w Poznaniu w roku 1970  
Soil textural classes, soil reaction and ions concentration in the soil at the selected streets of Poznań in the year 1970

Ulica Street	Drzewostan Tree stand	Warstwa [cm] Layer	Grupa granulometryczna* Soil textural class*	pH w H <sub>2</sub> O pH in H <sub>2</sub> O	Suma soli (g NaCl/100 g) gleby Sum of salts (g NaCl/100 g) of soil	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	Na <sup>+</sup> [%]	Na <sup>+</sup> /Ca <sup>++</sup> + Mg <sup>++</sup>	
													[mg/100 g gleby] [mg/100 g of soil]
Aleja Wielkopolska Wielkopolska avenu	<i>Aesculus hippocastanum</i> zasychający to wither	0-20	pg	8,20	0,02	5,0	0,6	1,3	2,5	2,1	26,6	0,7	
		20-40	pg	8,20	0,02	5,8	0,5	0,2	9,0	3,5	58,2	2,4	
		40-60	pl	8,70	0,05	6,2	0,7	0,2	12,5	12,5	63,9	3,0	
		60-80	gpi	8,30	0,08	17,1	2,2	0,4	32,5	49,6	62,3	2,7	
		<i>Aesculus hippocastanum</i> zdrowy healthy	80-100	gpi	8,00	0,13	45,9	6,4	0,9	57,5	62,6	52,0	1,8
			0-20	pg	8,00	0,02	4,9	0,7	2,4	1,5	2,8	15,7	0,4
			20-40	gp	8,00	0,03	9,3	0,1	0,3	2,0	1,8	17,1	0,4
			40-60	gpi	8,00	0,03	9,7	0,7	0,3	2,5	2,4	18,9	0,4
		60-80	gpi	8,10	0,03	11,1	2,8	0,5	2,6	3,5	15,4	0,3	
		80-100	gpi	8,15	0,03	9,5	1,1	0,3	2,7	3,7	19,9	0,4	

\* Objasnienia jak w tabeli 1a

\* Explanations as in Table 1a

Tabela 2  
Table 2

Skład granulometryczny gleb oraz odczyn i zawartość jonów w glebach Parku Cytadela w Poznaniu w roku 2000  
Soil textural classes, soil reaction and ions concentration in the soil of Cytadela Park in Poznań in the year 2000

Roślinność Plants	Warstwa [cm] Layer	Grupa granulometryczna* Soil textural class*	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	pH w H <sub>2</sub> O pH in H <sub>2</sub> O	Suma soli gleby Sum of salts (g NaCl/100 g)
			[mg/dm <sup>3</sup> ]						
Trawnik Lawn	0-56	pg	5416	120	26	14	21	8,17	0,15
	56-76	ps	1524	148	51	12	15	8,45	0,09
	76-96	gl	6344	237	154	15	13	8,80	0,19
	>96	ps	751	71	196	12	12	8,61	0,09
Trawnik Lawn	0-18	pg	1059	124	36	12	14	8,21	0,09
	18-50	ps	257	20	34	9	11	8,25	0,09
	>50	pl	99	11	21	9	13	8,27	0,09
Trawnik Lawn	0-17	ps	4335	141	37	12	17	8,29	0,24
	17-97	ps	6962	106	20	13	16	8,98	0,09
	97-120	pl	7069	105	17	12	16	8,99	0,09
	>120	pl	6981	97	12	12	18	8,99	0,09
Drzewostan parkowy Park trees	0-26	pg	2623	181	43	12	20	8,30	0,10
	26-70	pg	3842	154	38	11	15	8,77	0,12
	>70	gpi	6265	418	28	17	28	8,82	0,19

\* Objasnienia jak w tabeli 1a

\* Explanations as in Table 1a

Kolejne badania wykonane w roku 2004 we współpracy z Katedrą Metod Ochrony Roślin Uniwersytetu Przyrodniczego w Poznaniu również wykazały znaczną kumulację  $\text{Ca}^{++}$  w glebach. Zawartość wapnia w próbach gleby z profilu zlokalizowanego w pasie zieleni przy torach tramwajowych na ul. W. Reymonta była lekko podwyższona, natomiast w próbach pobranych z profilu gleby na Al. Wielkopolskiej (także przy torach tramwajowych) stwierdzone zawartości  $\text{Ca}^{++}$  były bardzo wysokie (3 157–3 564  $\text{mg}/\text{dm}^3$ ). Uznając zawartości Na i Cl na poziomie 100  $\text{mg}/\text{dm}^3$  za bezpieczne, o nadmiernych ilościach wspomnianych pierwiastków można mówić wyłącznie w przypadku dwóch warstw profilu zlokalizowanego przy ul. W. Reymonta. Ponieważ zastosowane metody analityczne pozwalają oznaczyć tylko łatwo dostępne dla roślin formy składników, a odczyn gleb, choć niższy niż w latach siedemdziesiątych ubiegłego wieku (tab. 1a i b), w 2004 r. był nadal alkaliczny, można przyjąć, iż część jonów została związana w glebie w postaci nierozpuszczalnych lub trudno rozpuszczalnych w wodzie soli i w przyszłości będzie następował dalszy spadek wartości pH. Wiąże się to także z zastąpieniem węgla opałowego przez gaz ziemny, a w związku z tym – wyraźnym ograniczeniem opadu pyłów zawierających pierwiastki alkaliczne. Ponadto stosowanie soli do odśnieżania torów tramwajowych praktykuje się tylko na rozjazdach oraz wzniesieniach, stąd stan zdrowotny kasztanowców znajdujących się w pobliżu opisywanych odkrywek nie budzi zastrzeżeń. Niestety, stosowanie zimą NaCl nie będzie w najbliższych latach ograniczane. W niektórych miastach wykorzystuje się chlorek wapnia, lecz z powodu wysokich kosztów jego stosowanie nie będzie powszechne. Większość służb odpowiedzialnych za drogi stosuje nadal „sól drogową” (NaCl z dodatkiem antyzbrylacza produkowanego przez kopalnię soli „Kłodawa”) lub roztwór soli, czyli tzw. solankę. Znacznie lepszym środkiem jest mieszanka chlorku sodu i piasku, dzięki czemu uzyskuje się bardziej równomierne rozsypanie materiału oraz szorstkość jezdni. Tym ostatnim, proekologicznym rozwiązaniem nie są jednak zainteresowani wykonawcy prac, ponieważ powoduje to zwiększenie liczby przejazdów do bazy po mieszankę. W latach 2004–2006 podczas zimy do odładzania dróg w Polsce zużywano od 700 do 900 tys. ton soli niszczącej miejski ekosystem [Kamyk 2008]. Zimą 2009/2010 zużycie było z pewnością jeszcze wyższe. Badania Dmuchowskiego i Badurka [2004] wykazały, że stosowanie chlorku sodu wpływa na skład chemiczny liści, jednak reakcja roślin jest zróżnicowana. Przykładowo lipa krymska jest rośliną bardzo wrażliwą na zasolenie, natomiast dąb czerwony wykazuje dużą tolerancję na niekorzystny skład chemiczny gleby (tab. 4). W liściach chorej lipy rosnącej przy jednej z ulic Warszawy stwierdzono 0,23% Na, natomiast w liściach zdrowej 0,01% Na (s.m.). Liście dębu czerwonego bez względu na stan zdrowotny zawierały 0,04–0,08% Na (s.m.). W Poznaniu kasztanowce bez objawów chorobowych zawierały w liściach od 0,18 do 0,55% Na (s.m.). Badania nad przemieszczaniem się w powietrzu soli drogowej wykazały, że ponad 90% odkładanej soli znajduje się w odległości od 15 do 20 metrów od krawędzi drogi [McBean, Al-Nassri. 1987]. Oznacza to, że negatywne skutki zasolenia spowodowanego stosowaniem NaCl mogą być widoczne także na roślinach rosnących poza pasem zieleni przyulicznej.

Poza opisanymi przyczynami zaburzeń wzrostu roślin uprawianych na terenach zurbanizowanych ważną rolę odgrywają wzajemne proporcje między kationami w kompleksie sorpcyjnym. Zwraca uwagę nadmiernie szeroki stosunek  $\text{Ca}^{++}:\text{Mg}^{++}$  oraz  $\text{Ca}^{++}:\text{K}^{+}$ .

Za prawidłowy stosunek wapnia do magnezu uznaje się 4–5:1, natomiast wapnia do potasu 2,5–3:1. Tylko w dwóch próbach glebowych pobranych w roku 1970 stwierdzono właściwy stosunek  $Ca^{++} : Mg^{++}$ , a w kolejnych dwóch próbach właściwy stosunek  $Ca^{++} : K^{+}$ . W żadnej próbie glebowej pobranej w latach 2000 i 2004 (tab. 2–3) takiej prawidłowości nie stwierdzono. Prowadzi to do antagonizmów jonowych, a co za tym idzie – do zaburzeń w pobieraniu i gospodarce jonowej roślin. Brak zewnętrznych objawów na roślinach nie jest jednoznaczny z właściwym stanem ich odżywienia. Nieprawidłowo żywione rośliny są bardziej podatne na biotyczne i abiotyczne czynniki stresowe, w tym na choroby i porażenie przez owady. Przykładowo, właściwe odżywienie potasem sprzyja mrozoodporności roślin, natomiast nadmiar azotu skutkuje przemarzaniem pędów. Brak troski o właściwe nawożenie drzew i krzewów jest słabością służb odpowiedzialnych w Polsce za zieleń na terenach zurbanizowanych.

Zła kondycja drzew może mieć podłoże bardziej złożone. Z jednej strony, w glebie występuje deficyt pierwiastków niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania roślin lub zaburzenie wzajemnej proporcji między kationami w kompleksie sorpcyjnym, z drugiej, następuje kumulacja toksycznie działających związków siarki, fluoru, glinu oraz metali ciężkich. Te pokarmowe zaburzenia wpływają negatywnie na metabolizm roślin poprzez obniżenie wytwarzania chlorofilu, zwiększoną produkcję wtórnych metabolitów, a w przypadku silnego deficytu magnezu następuje proces defoliacji prowadzący do obumierania drzew [Stachurski, Zimka 2004].

Tabela 3

Table 3

Skład granulometryczny gleb oraz odczyn i zawartość jonów w glebach wzdłuż wybranych ulic w Poznaniu w roku 2004

Soil textural classes, soil reaction and ions concentration in the soil at the selected streets of Poznań in the year 2004

Ulica Street	Drzewostan Tree stand	Warstwa [cm] Layer	Grupa granulo- metryczna* Soil textural class*	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	pH w H <sub>2</sub> O	EC mS cm <sup>-1</sup>
				[mg·dm <sup>-3</sup> ]					pH in H <sub>2</sub> O	
W. Reymonta	<i>Aesculus hippocastanum</i> zdrowy healthy	0–20	ps	1 743	85	29	166	97	7,94	0,20
		20–40	ps	1 005	88	17	57	98	8,16	0,16
		40–60	ps	1 664	82	18	36	105	8,15	0,10
		60–80	gl	765	117	6	90	185	8,10	0,24
Aleja Wielkopolska Wielkopolska avenue	<i>Aesculus hippocastanum</i> zdrowy healthy	0–20	ps	3 482	42	17	12	15	7,91	0,12
		20–40	ps	3 564	33	13	10	23	8,00	0,12
		40–60	gp	3 430	59	6	11	17	7,86	0,16
		60–80	gl	3 157	140	6	28	17	8,06	0,35

\* Objasnienia jak w tabeli 1a

\* Explanations as in Table 1a

Tabela 4  
Table 4

Zawartość sodu i chlorków w liściach drzew rosnących przy ulicach w Warszawie  
Concentration of sodium and chlorides in leaves of trees grown at streets in Warsaw  
[Dmuchowski i Badurek 2004]

Drzewo Trees	Stan drzewa Tree stand	Na	Cl
		[% s.m.]	
<i>Tilia x euchlora</i>	Chore – Diseased	0,23	2,15
	Zdrowe – Healthy	0,01	0,94
<i>Quercus rubra</i>	Chore – Diseased	0,08	0,06
	Zdrowe – Healthy	0,06	0,05

## Podsumowanie

Całkowita likwidacja czynników abiotycznych powodujących choroby i zamieranie drzew na terenach zurbanizowanych nie wydaje się być możliwa. Z tego powodu konieczna jest powolna, ale systematyczna wymiana drzewostanu na gatunki bardziej tolerancyjne na omówione wyżej czynniki stresowe. Praktyka wykazuje, iż opracowane dawniej doборы roślin dla terenów zurbanizowanych nie sprawdzają się. Przykładem mogą być niektóre gatunki lip i klonów, które nie wytrzymują specyficznych warunków miejskich, albo topole, które choć tolerancyjne, są usuwane ze względu na łamliwość konarów i alergię ludzi. Poszukiwanie nowych gatunków prowadzone jest na całym świecie. Zestawienia roślin do nasadzeń przy ulicach w trudnych warunkach siedliskowych proponują m.in. Kiermeier [1986] oraz Borowski i Latocha [2006].

## Piśmiennictwo

- Borowski J., Latocha P., 2006. Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski. Roczniki dendrologiczny, 54, 83–93.
- Breś W., 2008. Czynniki antropopresji powodujące zamieranie drzew w krajobrazie miejskim. Nauka Przyr. Technol., 2, 4, 31.
- Dmuchowski W., Badurek M., 2004. Chloride and sodium in the leaves of urban trees in Warsaw in connection to their health condition. Chem. Inż. Ekol., 11, 4–5, 297–303.
- Flückinger, W.; Braun, S., 1981. Perspectives of reducing the deleterious effect of de-icing salt upon vegetation. Plant and Soil, 63, 527–529.
- Grodzinsky, A.M., 1979. Allelopathy in Soil Sickness. Kiev: Naukova Dumka. 247.
- Kacperska A., 1998. Reakcja roślin na abiotyczne czynniki stresowe, [w:] Fizjologia Roślin. Kopcewicz J., Lewak St., Wyd. Naukowe PWN, Warszawa.
- Kamyk J., 2008. Rynek soli w Polsce – stan obecny i tendencje zmian. Gospodarka surowcami mineralnymi, 24, 4/4, 143–153.
- Kiermeier P., 1986. Widerstandsfähige Gehölze für extreme innerstatische Pflanzsituation. Neue Landschaft, 31, 154–161.

- Larcher W., 1995. *Physiological plant ecology*. 3rd Edn.. Springer Verlag Berlin – Heidelberg. 506.
- Mc Bean E., Al-Nassri S., 1987. Migration pattern of de-icing salts from roads. *Journal of Environmental Management* 25, 231–238.
- Musierowicz A., 1956. Zagadnienie odsalania gleb zielenców warszawskich zasolonych w wyniku zgarniania na nie śniegu z ulic posypywanych solą kamienną. *Kosmos*, seria B, R. 2, z. 1.
- Nowosielski O., 1988. *Zasady opracowania zaleceń nawozowych w ogrodnictwie*. PWRiL, Warszawa.
- Ratajczak T., Gawel A., Górnjak K., Muszyńska M., Szydłak T., Wyszomirski P., 1999. Charakterystyka popiołów lotnych ze spalania niektórych węgla kamiennych i brunatnych, [w:] *Masy popiołowo-mineralne i ich wykorzystanie w górnictwie węglowym*. *Pol. Tow. Miner. Pr. Spec.*, 13, 9–34.
- Stachurski A., Zimka J., 2004. Obieg pierwiastków w ekosystemach lądowych. *Kosmos*, 53, 1, 95–205.
- Stewart B.A., 1990. Soil degradation: A global threat. *Advances in Soil Science*, 11, 13–17.
- Supuka J., 1988. Comparative phenology of urban woody species—reflection of changed ecological conditions. *Folia Dendrologica*, 15, 267–285.

## 3.2. Czynniki antropogeniczne jako przyczyna zamierania drzew i krzewów wzdłuż nowo budowanych ciągów komunikacyjnych

### Wstęp

Inwestycje w tereny zielone wzdłuż nowo powstających ciągów komunikacyjnych z uwagi na techniczne możliwości sadzenia dużych drzew są coraz bardziej kosztowne. Błędy popełniane przez projektantów i wykonawców inwestycji drogowych są w związku z tym brzemienne w skutki. Konieczność dosadzania oraz wymiany zamierających szybko drzew obciąża nieuzasadnionymi kosztami firmy dokonujące nasadzeń drzew i krzewów [Bugala, Bojarczuk 1997, Borowski, Latocha 2006]. Częste błędy na etapie projektowania i wykonywania inwestycji drogowej utrudniają utrzymanie zieleni nie tylko w stanie zadowalającym, ale często uniemożliwiają wręcz jej przetrwanie. Ponieważ koszt zagospodarowania terenów zielonych wzdłuż realizowanych inwestycji drogowych jest ułamkiem kosztu głównego drogi, przygotowanie tych terenów przez drogowców jest niedbałe, często niezgodne z zasadami uprawy roślin ogrodniczych. Przyczyną takiego stanu rzeczy jest brak elementarnej wiedzy na temat wpływu warunków środowiska na szeroko rozumianą zdrowotność drzew i krzewów. Zainteresowanie wykonawcy inwestycji drogowej terenami zieleni kończy się wraz z oddaniem inwestycji do użytku. Skutki błędów popełnionych przez wykonawcę ponoszą przez kolejne lata firmy zajmujące się założeniem i utrzymaniem zieleni miejskiej. Niniejsza praca jest próbą zwrócenia uwagi na nieprawidłowości występujące na etapie projektowania inwestycji drogowych wraz z terenami zieleni wokół nich oraz wynikające stąd dalekosiężne ich skutki.

### Material i metody badań

Celem przeprowadzonych obserwacji i badań było określenie przyczyny zamierania drzew i krzewów wzdłuż realizowanych na terenie Wrocławia inwestycji drogowych. Badaniami objęto ciągi zieleni wzdłuż ulic Granicznej, Klecińskiej, Wyścigowej i Lotniczej oraz zieleń wokół nowo budowanego Stadionu na Maślicach. Badania polegały na analizie cech fizycznych podłoża w miejscu zamarych drzew oraz standardowych analizach chemicznych gleby wokół zamarych roślin. Badano również przebieg warunków atmosferycznych w roku zamarcia drzew i w roku poprzedzającym ich zamieranie. Zebrano i przeanalizowano też informacje na temat gatunków drzew i krzewów użytych do nasadzeń oraz ich wymagań siedliskowych, przebiegu inwestycji, sposobu przygotowania podłoża, metod doprowadzania i odprowadzania wody, nawożenia, przewietrzania itp. Badania i obserwacje prowadzono w latach 2008–2010 w okresie wegetacji roślin oraz w czasie zimy. Sporządzono dokumentację fotograficzną.



## Wyniki badań i dyskusja

Stanowisko: ul. Lotnicza, ul. Graniczna

Podstawową przyczyną zamierania drzew przy ulicy Granicznej w 2010 r. i Lotniczej w latach 2008–2010 był nadmiar wody w glebie i związany z tym niedobór powietrza, zwłaszcza tlenu niezbędnego do normalnego funkcjonowania korzeni (tab.1). Warunki te spowodowały znaczne osłabienie czynności życiowych korzeni oraz ograniczyły rozwój pożytecznych mikroorganizmów glebowych. Nadmiar wody w glebie spowodował również wypłukiwanie składników pokarmowych, co doprowadziło do innych, niekorzystnych zjawisk chorobowych, np. przebarwień i zdrobnienia liści.

Tabela 1

Table 1

Zestawienie liczby drzew zamarłych w stosunku do posadzonych na ocenianych ciągach komunikacyjnych

Balance of the trees withered in relation to the trees planted along the assessed traffic routes

Oceniane ulice Streets assessed	Rok posadzenia drzew Planted [year]	Liczba drzew Posadzonych Number of the trees planted	Liczba drzew zamarłych w roku posadzenia Number of the trees withered in the first year after planted	Liczba drzew zamarłych w 2. roku po posadzeniu Number of the trees withered in the second year after planted
ul. Graniczna Graniczna Street	2010	210	62	–
ul. Lotnicza Lotnicza Street	2008	64	41	3

Wysoki poziom wody gruntowej całkowicie uniemożliwia rozwój zatopionych drzew [Czerwiński 1976, Kacperska 1998]. Po wykopaniu zamarłych drzew z błotnistej mazi dołki po nich natychmiast wypełniały się wodą – poziom wody gruntowej w miejscach wypadłych drzew sięgał prawie poziomu gruntu. Większość drzew jeszcze żyjących stała w wodzie, mimo że posadzono je prawidłowo, z odpowiednią bryłą korzeniową, na właściwą głębokość, z prawidłowym nawożeniem organicznym. Woda wypełniająca niecki, w których rosły drzewa, spowodowała ich powolne zamieranie (fot. 1).



Fot. 1. ul. Graniczna – zatopione kolony pospolite (odm. Columnare)  
Phot. 1. Graniczna St. – Flooded maples (var. Columnare)

Projekty modernizacyjne wylotowych ulic Wrocławia powielają schemat z nowo budowanych ciągów komunikacyjnych. Tereny zielone wzdłuż nich zamknięte są ze wszystkich stron głęboko wkopanymi krawężnikami. W efekcie, trawnik z rzędem krzewów, pas z drzewami i dodatkowy trawnik są osobnymi zamkniętymi powierzchniami między jezdnią, ścieżką rowerową i chodnikiem, tworząc wypełnione wodą niecki (fot. 3). Na skarpach przy estakadach na ul. Lotniczej nieprzepuszczalne warstwy gliniastego gruntu powodowały powstawanie zastoisk wodnych. Poziom wody sięgał powierzchni gruntu. Sytuacja pogarszała się po każdym, niewielkim nawet opadach deszczu. W latach badań i obserwacji w miesiącach wiosenno-letnich występowały obfite opady deszczu, przekraczające dwu-, a nawet trzykrotnie średnie opady z wielolecia, dlatego zamieranie drzew i krzewów w takich siedliskach było nieuniknione. Ponadto po krótkim czasie bez opadów następowało zaskorupienie gleby (fot. 2). Gleba występująca na ocenianych stanowiskach należy do najbardziej narażonych na zaskorupianie, ma dużą zawartość części sflawianych i bardzo małą zawartość próchnicy. Wcześniejsze zatopienie, a potem zaskorupienie gleby jest główną przyczyną zamierania drzew i krzewów na ocenianych terenach. Większość roślin rosnących między jezdnią a chodnikiem rośnie w „basenach” bez możliwości odpłynięcia wody opadowej. Również drzewa i krzewy rosnące między chodnikiem a terenem poza jezdnią, jeśli jest on zamknięty krawężnikiem z drugiej strony, są również narażone na zatopienie.



Fot. 2. ul. Graniczna – zaskorupiała gleba  
Phot. 2. Graniczna St. – crusted over soil



Fot. 3. ul. Lotnicza – zatopione dęby  
Phot. 3. Lotnicza St. – Flooded oaks

## Stanowisko: Stadion Maślicki

Część ocenianych drzew posadzono na terenie między nowo budowanym stadionem a obwodnicą Wrocławia, w miejscach, gdzie nie prowadzono już żadnych prac. Po kilku tygodniach od posadzenia ruszyły intensywne prace ziemno-budowlane. Drzewa były zasypywane zwalami ziemi, odkopywane i zasypywane ponownie.

Warunki środowiskowe po posadzeniu dużych drzew zmieniały się prawie z dnia na dzień. W czasie od posadzenia drzew na równym placu, z powodu prac ziemnych i kopania rowów tuż obok posadzonych drzew, odsłonięto całą bryłę korzeniową, powodując jej przesuszenie. Kolejne prace ziemne polegające na zasypaniu drzew zwalami ziemi o wysokości kilku metrów spowodowały, że przesuszony wcześniej system korzeniowy pozbawiony został powietrza. Ziemia na przyzmacz była gliniasta, nie przepuszczała wody i powietrza. Przyczyną zamarcia 4 drzew tam posadzonych było odsłonięcie i przesuszenie bryły korzeniowej w czasie kopania rowów w niedużej odległości od nich oraz późniejsze zasypianie drzew zwalami ciężkiej gliniastej ziemi w kilka miesięcy po posadzeniu (tab. 2).

Tabela 2

Table 2

Zestawienie liczby drzew zamarych w stosunku do posadzonych przy Stadionie Maślickim w 2010 r.

Balance of the trees withered in relation to the trees planted along the Maślice Stadium

Oceniane stanowisko Object assessed	Rok posadzenia drzew Planted [year]	Liczba drzew posadzonych w 2010 roku Number of the trees planted	Liczba drzew zamarych po posadzeniu Number of the trees withered after planted
Stadion Maślicki Maślice Stadium	2010	8	4

## Stanowisko: ul. Klecińska

Analiza chemiczna ocenianego podłoża wykazała, że kolejnym czynnikiem wpływającym na marną kondycję drzew i krzewów był drastyczny niedobór azotu w glebie. Taki niedobór powoduje zagłodzenie roślin. Również bardzo silny niedobór potasu, wysoka zawartość wapnia i wysokie pH badanego podłoża były kolejnymi czynnikami, które negatywnie wpływały na rośliny (tab. 3). Musierowicz [1956] podaje, że drastyczny nadmiar jednych i niedobór innych pierwiastków może blokować pobieranie pozostałych, obecnych w glebie.

Dodatkowo przykrycie drzew i krzewów zwalami zasolonego śniegu w czasie śnieżnych zim w latach 2008 i 2009 wywołało ciąg niekorzystnych zjawisk opisanych wyżej, które działając razem, spowodowały zamieranie drzew, krzewów i trawników wzdłuż ocenianych ciągów komunikacyjnych (tab. 4).

Tabela 3  
Table 3

Przykładowe wyniki analiz gleby, na której zamarły posadzone drzewa\*  
Examples of soil analysis in the points in which the trees were planted \*

Nr próby Test No	pH w H <sub>2</sub> O pH in H <sub>2</sub> O	Zasolenie [g NaCl/dcm <sup>3</sup> ] Salinity	N-NO <sub>3</sub> [mg/dcm <sup>3</sup> ] N-NO <sub>3</sub>	P [mg/dcm <sup>3</sup> ] P	K [mg/dcm <sup>3</sup> ] K	Ca [mg/dcm <sup>3</sup> ] Ca	Mg [mg/dcm <sup>3</sup> ] Mg
1	8,2	0,7	6	43	55	1 444	53
2	8,4	0,6	8	34	41	1 845	53
3	8,5	0,7	9	40	43	1 754	52

\* Analizy wykonano w Okręgowej Stacji Chemiczno- Rolniczej we Wrocławiu, Pl. Św. Macieja 5 (nr akredytacji AB 779)

\* Analyzes were carried out in the District Station for Chemical and Agricultural Analyzes, Wrocław, Pl. Św. Macieja 5 (accreditation no. AB 779)

Tabela 4  
Table 4

Zestawienie drzew zmarłych z powodu zasolenia w stosunku do liczby posadzonych  
Balance of the trees withered due to salinity and the trees planted

Oceniane ulice Streets assessed	Liczba drzew posadzonych Number of the trees planted	Liczba drzew zmarłych w 1 roku po posadzeniu Number of the trees withered in the first year after planted	Liczba drzew zmarłych w 2. roku po posadzeniu Number of the trees withered in the second year after planted
ul. Klecińska Klecińska Street	124	45	21

### Stanowisko: ul. Wyścigowa

Kolejnym przykładem zamierania drzew wzdłuż ciągów komunikacyjnych, które jest wynikiem błędów projektowych bądź nieliczenia się projektantów z zastanymi drzewami, jest *casus* ul. Wyścigowej we Wrocławiu.

Powierzchnia jezdni ul. Wyścigowej po gruntownej przebudowie opada w kierunku ul. Sudeckiej i w stosunku do poprzedniej nawierzchni obniżona jest o około 45 cm. Spowodowało to odkrycie szyjki korzeniowej i korzeni kasztanowców rosnących tam od kilkudziesięciu lat zostało po remoncie nad poziomem gruntu (fot. 4). W trakcie budowy nowej nawierzchni przycięto też drzewom korzenie od strony chodnika. Firma budowlana zmuszona była do ingerencji w system korzeniowy drzew ze względu na projektowe zmiany układu pieszo-jezdnego. Szanse na przeżycie tak okaleczonych drzew są niewielkie. Drzewa chore, suche, ze znacznie odsłoniętym i zredukowanym systemem korzeniowym nie nadają się do przesadzenia oraz zagrażają bezpieczeństwu ruchu drogowego.



Fot. 4. Kasztanowce nad obniżoną jezdnią  
Phot. 4. Chestnuts over the lowered roadway pavement

Nasadzenia drzew i krzewów wzdłuż nowo powstających dróg szybkiego ruchu, obwodnic śródmiejskich i autostradowych zaplanowane są już na etapie projektowania architektonicznego. Projekt drogi zawiera ściśle rozmieszczenie drzew i krzewów, łącznie z określeniem odmian, gatunków oraz ich wielkości. Projektant inwestycji drogowej nie mając najczęściej wiedzy przyrodniczej, kieruje się głównie wyglądem przyszłej drogi. Firma realizująca nasadzenia nie ma żadnej realnej możliwości modyfikacji projektu ze względu na niewłaściwe podłoże, sąsiedztwo roślin czy niekorzystne dla zaplanowanych roślin warunki siedliskowe. Powoduje to masowe zamieranie dużych, drogich drzew oraz innych roślin, co obciąża wykonawcę niezawinionymi, dodatkowymi kosztami ich wymiany [Mańka 1992, Kiermeier 1986, Borecki 1996].

Realizujący inwestycje drogowe kończąc roboty budowlane, przygotowują teren wokół drogi do nasadzeń drzew i krzewów. Z przeprowadzonych obserwacji wynika, że drogowcy w miejsca, gdzie są rowy wzdłuż jezdni, chodników i ścieżek rowerowych, wrzucają wszystkie odpadki z budowy, połamane cegły, bloczki, resztki drewnianych szalunków, glebę wydobytą z podłoża pod inwestycję itp., przykrywając wszystko wyrównaną warstwą tej samej, jałowej gleby. Warstwa podłoża do sadzenia roślinności, zgodnie z projektem, powinna mieć 30 cm miąższości – zwykle ma około 15 cm. Na tak przygotowany teren wkraczają firmy zakładające trawniki, sadzące drzewa i krzewy. Wszystkie przygotowane do nasadzeń stanowiska są zamknięte wokoło krawężnikami, kostką i płytami chodnikowymi. Gleba jest tam ciężka, gliniasta nieprzepuszczalna,

pozyskana bezpośrednio z terenu inwestycji drogowej. Ma ona całkowicie zniszczoną strukturę gruzelkową i zaburzone stosunki powietrzno-wodne [Steward 1990, Szczepanowska 2001]. Po deszczach tworzy się z niej nasiąknięta wodą breja, w której przypadkowy przechodzień i robotnicy zapadają się prawie po kolana. Ślady takich zapadnięć widoczne są przez długi czas, zwłaszcza jeśli po deszczach nastąpią długie okresy bez deszczu. Skutkiem takiego przygotowania stanowisk jest zatopienie większości drzew i krzewów. Część z nich zamiera dość szybko, zamieranie reszty następuje w roku następnym i później [Kochman 1973]. Zniszczona struktura gleby zwiększa parowanie wody, ogranicza wymianę gazową między glebą i atmosferą oraz sprzyja rozwojowi grzybów powodujących zgorzele korzeni.

## Podsumowanie

Drzewa i krzewy rosnące w miastach narażone są na działanie wielu abiotycznych czynników chorobotwórczych. Spaliny, hałas, kurz, zasolenie i niedobory wody są stałymi elementami krajobrazu miejskiego, których wyeliminowanie jest praktycznie niemożliwe [Starck i in. 1995]. W wielu jednak przypadkach przyczyną zamierania drzew i krzewów są ewidentne błędy projektantów i wykonawców inwestycji drogowych. Udział w pierwszych etapach prac projektowych fitopatologów, dendrologów i przedstawicieli firm zakładających tereny zielone pozwoliłby na uniknięcie wielu błędów związanych z niewłaściwym przygotowaniem stanowiska, doбором gatunków roślin do zastanych warunków glebowych i wielu innych wynikających z braku wiedzy przyrodniczej projektantów i wykonawców inwestycji drogowych.

## Piśmiennictwo

- Borowski J., Latocha P., 2006. Dobór drzew i krzewów do warunków przyulicznych Warszawy i miast centralnej Polski. *Rocznik dendrologiczny*, 54, 83–93.
- Bugała W., Bojarczuk T., 1997. Dobór drzew i krzewów do zadrzewień dróg i autostrad płatnych. Agencja Budowy i Eksploatacji Autostrad. Związek Szkółkarzy Polskich. Kórnik.
- Borecki Z., 1996. Nauka o chorobach roślin. PWRiL, Warszawa.
- Czerwiński W., 1976. Fizjologia roślin. PWN, Warszawa.
- Kacperska A., 1998. Reakcje roślin na czynniki stresowe”, [w:] J.Kopcewicz, S. Lewak, Podstawy fizjologii roślin. PWN, Warszawa, 600–611
- Kiermeier P., 1986. Widerstandsfähige Gehölze für extreme innerstatische Pflanzsituation. *Neue Landschaft*, 31, 154–161.
- Kochman J., 1973. Fitopatologia. PWRiL Warszawa.
- Mańka K., 1992. Fitopatologia leśna. PWRiL, Warszawa.
- Musierowicz A., 1956. Zagadnienie odsalania gleb zieleńców warszawskich zasolonych w wyniku zgarniania na nie śniegu z ulic posypywanych solą kamienną. *Kosmos*, seria B, R. 2, z. 1.
- Starck Z., Chołuj D., Niemęska B., 1995. Fizjologiczne reakcje roślin na niekorzystne czynniki środowiska. Wyd. SGGW, Warszawa.
- Stewart B.A., 1990. Soil degradation: A global threat. *Advances in Soil Science*, 11, 13–17.
- Szczepanowska B., 2001. Drzewa w mieście. Hortpress, Warszawa.
- Wałęza W., 2006. Nowe spojrzenie na dobór drzew do sadzenia przy ulicach. *Szkółkarstwo*, 2, 20–24.

### 3.3. Zdrowotność i zasiedlenie przez mikroorganizmy łubinu wąskolistnego (*Lupinus angustifolius*) uprawianego w pobliżu dróg o dużym natężeniu ruchu

#### Wstęp

Ze względu na trwający od kilku lat ogromny przyrost liczby samochodów poruszających się po naszych drogach coraz większym problemem staje się wzrost emisji spalin i kumulacji związków organicznych powstających w wyniku spalania paliw w pobliżu dróg [Wieczorek i in. 2001]. Bardzo groźne dla zdrowia ludzi oraz dla środowiska są wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Związki te są słabo rozpuszczalne w wodzie i mało podatne na biodegradację, w związku z czym kumulują się w glebie w pobliżu dróg i mogą powodować pogorszenie jakości pozyskiwanych stamtąd produktów spożywczych [Bąkowski i Bodzek 1988, Maliszewska-Kordybach, Smreczak 1997].

Celem przeprowadzonych badań było określenie wpływu uprawy łubinu wąskolistnego w pobliżu szosy o dużym nasileniu ruchu na zasiedlenie jego organów przez mikroorganizmy epifityczne i chorobotwórcze.

#### Material i metody badań

W latach 2004–2006 w Zakładzie Dydaktyczno-Doświadczalnym w Tomaszku przeprowadzono ściśle doświadczenie polowe. Wytyczono trzy transekty, które były zlokalizowane w obniżeniu, poniżej poziomu drogi nr 51 Olsztyn – Olsztynek, w odległości 5–10, 15–20 i 25–30 m od skraju jezdni. W obrębie każdego transektu wydzielono po trzy poletka, każde o powierzchni 10 m<sup>2</sup>, na których uprawiano łubin wąskolistny odm. Boruta. W okresie wegetacji przeprowadzono: ocenę zdrowotności roślin [Hinfner, Papp 1964], analizę ilościową mikroorganizmów zasiedlających fyllosferę [Chruściak 1974, Dye 1968, Schollenberger 1984], ryzosferę i ryzoplanę łubinu [Dye 1968, Mańka, Jakowska-Hetmańska 1970, Schollenberger 1984] oraz analizę składu gatunkowego grzybów strzępkowych zasiedlających liście, strefę przykorzeniową i korzenie badanych roślin.

#### Wyniki

Na roślinach łubinu wystąpiły zgorzel siewek oraz fuzaryjne więdnienie (tab. 1). Nasilenie zgorzeli siewek było najwyższe najbliżej szosy i malało w miarę oddalania się od niej, natomiast fuzaryjne więdnienie najsilniej opanowało łubin uprawiany najdalej od szosy, a najsłabiej znajdujący się najbliżej drogi.



Liczebność bakterii oraz grzybów strzępkowych zasiedlających liście łubinu wzrastała w miarę oddalania się od szosy (tab. 2, 3). Wśród grzybów strzępkowych zdecydowanie dominowały grzyby rodzaju *Penicillium*, które stanowiły aż 89,8% wszystkich wyosobnień, podczas gdy grzyby rodzaju *Fusarium* (*F. solani*, *F. culmorum*, *F. avenaceum*, *F. oxysporum*) stanowiły 4,0% izolatów (tab. 4).

Tabela 1

Table 1

Nasilenie chorób łubinu wąskolistnego (% porażonych roślin na poletku)  
Intensity of blue lupine diseases (% of infestation plants from plot)

Odległość od szosy Distance from the road	Zgorzel siewek – Black leg (kompleks grzybów – complex of fungi)				Fuzaryjne wędnięcie Fusarium wilt ( <i>Fusarium oxysporum</i> )			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	6,3	4,7	3,0	4,7	2,0	5,0	1,0	2,7
15–20	3,3	2,3	0,7	2,1	6,0	12,0	5,0	7,7
25–30	2,0	1,7	0,7	1,4	8,0	15,0	8,0	10,3
Średnia – Mean	3,9	2,9	1,4	–	5,3	10,7	4,7	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 0,83			IxII – 1,44	I, II – 0,99			IxII – 1,72

Tabela 2

Table 2

Liczba bakterii wyizolowanych z liści w zależności od zastosowanej pożywki  
The number of bacteria isolated from leaves in depending on used medium

Odległość od szosy Distance from the road	Agar odżywczy – Nutrient agar				Pożywka z ekstraktem drożdżowym Yeast extract dextrose medium			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	200	235	36	157	606	770	38	471
15–20	248	162	236	215	952	798	198	649
25–30	2 142	726	228	1 032	2 133	818	358	1 103
Średnia -Mean	863	374	166	–	1 230	796	198	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 50,0			IxII – 86,6	I, II – 52,6			IxII – 91,0

Tabela 3  
Table 3

Liczba grzybów wyizolowanych z liści łubinu wąskolistnego  
The number of fungi isolated from blue lupine leaves

Odległość od szosy Distance from the road	Grzyby drożdżopodobne Yeast-like fungi				Grzyby strzępkowe Filamentous fungi			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	443	30	1 318	597	35	4	146	62
15–20	872	140	963	658	50	5	190	82
25–30	945	400	502	615	59	15	185	86
Średnia – Mean	753	190	928	–	48	8	174	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 24,7			IxII – 42,9	I, II – 3,9			IxII – 6,8

Tabela 4  
Table 4

Grzyby wyizolowane z liści łubinu wąskolistnego  
Fungi isolated from the leaves of blue lupine

Gatunek grzyba – Species of fungus	Odległość od szosy Distance from the road			Razem Total
	5–10	15–20	25–30	
<i>Acremonium strictum</i> Gams	1			1
<i>Alternaria alternata</i> (Fr.) Keissler	1			1
<i>Botrytis cinerea</i> Persoon ex Fries	1			1
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fresenius) de Vries	1			1
<i>Colletotrichum lupine</i> (Bondar) Nirenberg, Feiler et Hagedorn		2	4	6
<i>Cylindrocarpon destructans</i> (Zins.) Scholt.		1		1
<i>Epicoccum nigrum</i> Link			4	4
<i>Fusarium avenaceum</i> (Fr.) Sacc.		3	2	5
<i>Fusarium culmorum</i> (Smith) Sacc.	1	5		6
<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht. em. Snyder et Hansen	3			3
<i>Fusarium solani</i> (Martius) Sacc.	1		9	10
<i>Monodictys castanea</i> (Wallr.) Hughes		1	2	3
<i>Mortierella izabellina</i> Oud.		4		4
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	3			3
<i>Penicillium</i> spp.	146	190	208	544
<i>Trichoderma viride</i> Pers.et Gray		1		1
Grzybnie niezarodnikujące – Non sporulating fungi	8	2	2	12
Ogółem – Sum	166	209	231	606

Podczas analizy liczebności mikroorganizmów zasiedlających ryzosferę łubinów stwierdzono, że liczebność bakterii oraz grzybów strzępkowych wzrastała w miarę zbliżania się do szosy (tab. 5, 6). Wśród grzybów strzępkowych dominowało *F. oxysporum* (tab. 7), które stanowiło 77,7% izolatów, zdecydowanie mniej było grzybów rodzaju *Penicillium* (12,0%) i *Mucor hiemalis* (8,5%)

Również z ryzoplany łubinu wąskolistnego najwięcej grzybów strzępkowych izolowano ze stanowiska znajdującego się najbliżej szosy, a bakterii o uzdolnieniach patogenicznych na pożywcze YDC ze stanowiska znajdującego się najdalej od szosy (tab. 8, 9). Także w ryzoplaniu łubinu wąskolistnego dominowało *F. oxysporum* (tab. 10), które stanowiło 84,8% wszystkich izolatów. Z odkażonych w sublimacie korzeni łubinu wąskolistnego (tab. 11) najczęściej uzyskiwano grzyby rodzaju *Fusarium* (67,3%), w tym *F. oxysporum* (51,5%) i *F. culmorum* (9,9%). Bardzo licznie wystąpiła również *Rhizoctonia solani* (24,0%).

Najniższy plon nasion łubinu wąskolistnego uzyskano z poletek położonych blisko szosy, a najwyższy z poletek położonych najdalej od szosy (tab. 12).

Tabela 5  
Table 5

Liczba bakterii wyizolowanych z ryzosfery łubinu wąskolistnego  
w zależności od zastosowanej pożywki

The number of bacteria isolated from blue lupine rhizosphere in depending on used medium

Odległość od szosy Distance from the road	Agar odżywczy – Nutrient agar				Pożywka z ekstraktem drożdżowym Yeast extract dextrose medium			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	3 933	4 750	5 400	4 694	2 900	287	5 217	2 801
15–20	2 183	1 533	2 017	1 911	985	1 557	3 713	2 085
25–30	1 660	225	2 010	1 298	583	2 905	5 767	3 085
Średnia – Mean	2 592	2 169	3 142	–	1 489	1 583	4 899	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 139,0			IxII – 240,8	I, II – 109,5			IxII – 189,7

Tabela 6  
Table 6

Liczba grzybów wyizolowanych z ryzosfery łubinu wąskolistnego  
The number of fungi isolated from blue lupine rhizosphere

Odległość od szosy Distance from the road	Grzyby drożdżopodobne Yeast-like fungi				Grzyby strzępkowe Filamentous fungi			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	10	146	1 205	454	0,0	5,0	249,0	84,8
15–20	25	323	568	305	0,3	19,0	164,0	61,1
25–30	942	1 947	3 840	2 243	16,3	75,7	2,0	31,3
Średnia – Mean	326	805	1 871	–	5,6	33,2	138,4	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 73,5			IxII – 127,2	I, II – 2,69			IxII – 4,66

Tabela 7  
Table 7

Grzyby wyizolowane z ryzosfery łubinu wąskolistnego  
Fungi isolated from the rhizosphere of blue lupine

Gatunek grzyba – Species of fungus	Odległość od szosy Distance from the road			Razem Total
	5–10	15–20	25–30	
<i>Fusarium avenaceum</i> (Fr.) Sacc.			1	1
<i>Fusarium culmorum</i> (Smith) Sacc.			1	1
<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht. em. Snyder et Hansen	681	467	129	1 277
<i>Fusarium poae</i> (Peck) Wollen.			1	1
<i>Fusarium tricinctum</i> (Corda) Sacc.			2	2
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer		33	107	140
<i>Penicillium</i> spp.	67	37	93	197
<i>Rhizopus nigricans</i> Ehrenbreg			2	2
<i>Trichoderma hamatum</i> (Bon.) Bain.	22			22
Ogółem – Sum	770	537	336	1 643

Tabela 8  
Table 8

Liczba bakterii wyizolowanych z ryzoplany łubinu wąskolistnego  
w zależności od zastosowanej pożywki

The number of bacteria isolated from blue lupine rhizoplane in depending on used medium

Odległość od szosy Distance from the road	Agar odżywczy – Nutrient agar				Pożywka z ekstraktem drożdżowym Yeast extract dextrose medium			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	2 543	29	6 533	3 035	1 357	31	2 710	1 366
15–20	2 733	60	1 333	1 375	633	73	4 043	1 583
25–30	626	122	5 333	2 036	240	245	4 747	1 744
Średnia -Mean	1976	70	4400	–	743	116	3833	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 112,7		IxII – 195,0		I, II – 31,3		IxII – 54,2	

Tabela 9  
Table 9

Liczba grzybów wyizolowanych z ryzoplany łubinu wąskolistnego  
The number of fungi isolated from blue lupine rhizoplane

Odległość od szosy Distance from the road	Grzyby drożdżopodobne Yeast-like fungi				Grzyby strzępkowe Filamentous fungi			
	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006		2004	2005	2006	
5–10	1	1 464	873	779	0,0	7,0	97,3	34,8
15–20	672	0	1 867	846	1,3	0,0	55,7	19,0
25–30	406	1	956	454	1,3	0,0	16,3	5,9
Średnia – Mean	359	488	1 235	–	0,9	2,3	56,4	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 12,8			IxII – 48,1	I, II – 2,46			IxII – 4,27

Tabela 10  
Table 10

Grzyby wyizolowane z ryzoplany łubinu wąskolistnego  
Fungi isolated from the rhizoplane of blue lupine

Gatunek grzyba – Species of fungus	Odległość od szosy Distance from the road			Razem Total
	5–10	15–20	25–30	
<i>Acremonium strictum</i> W. Gams			1	1
<i>Alternaria alternata</i> (Fr.) Keissler	31			31
<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht. em. Snyder et Hansen	154	105	49	308
<i>Fusarium solani</i> (Martius) Sacc.	1	2	2	5
<i>Mortierella gemmifera</i> Ellis			1	1
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	1		1	2
<i>Penicillium</i> spp.	7	5	2	14
Grzybnie niezarodnikujące Non sporulating fungi			1	1
Ogółem – Sum	194	112	57	363

Tabela 11  
Table 11

Grzyby wyizolowane z korzeni łubinu wąskolistnego  
Fungi isolated from the roots of blue lupine

Gatunek grzyba – Species of fungus	Odległość od szosy Distance from the road			Razem Total
	5–10	15–20	25–30	
<i>Colletotrichum lupine</i> (Bondar) Nirenberg, Feiler et Hagedorn		1		1
<i>Cylindrocarpon destructans</i> (Zins.) Scholt.	3	1	2	3
<i>Fusarium avenaceum</i> (Fr.) Sacc.	1		6	7
<i>Fusarium chlamydosporum</i> Wollenw. et Reinking	1			1
<i>Fusarium culmorum</i> (Smith) Sacc.	14	3		17
<i>Fusarium equiseti</i> (Corda) Sacc.		2		2
<i>Fusarium oxysporum</i> Schlecht. em. Snyder et Hansen	29	32	27	88
<i>Penicillium</i> spp.	2	2	3	7
<i>Rhizoctonia solani</i> Kühn	27	11	3	41
<i>Rhizopus nigricans</i> Ehrenbreg	1			1
Ogółem – Sum	78	52	41	171

Tabela 12  
Table 12

Plon nasion łubinu wąskolistnego (w t z ha)  
Yield of blue lupine seeds (in t from ha)

Odległość od szosy Distance from the road	Rok badań – Year of investigations			Średnia Mean
	2004	2005	2006	
5–10	2,21	2,73	2,17	2,37
15–20	2,79	3,38	2,51	2,89
25–30	3,02	3,18	2,97	3,06
Średnia – Mean	2,67	3,10	2,55	–
NIR 0,05 – LSD 0.05	I, II – 0,069		IxII – 0,120	

## Dyskusja

Wzrastający z roku na rok ruch drogowy i wydzielanie do atmosfery dużych ilości związków chemicznych powstających w wyniku spalania paliwa są tematami wielu badań. Społeczeństwo jest informowane o zagrożeniu, jakie stwarza dla środowiska powstawanie dwutlenku węgla w wyniku procesu spalania. Jednak niemniej groźne dla środowiska i człowieka są tworzące się w tym samym procesie wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne (WWA). Związki te opadają w pobliżu dróg i dostają się zarówno na rośliny, jak i do gleby. Ponieważ są trudno rozpuszczalne w wodzie i słabo rozkładane przez mikroorganizmy glebowe, ich poziom, szczególnie w pobliżu dróg, niepokojąco wzrasta [Bąkowski, Bodzek 1988, Maliszewska-Kordybach, Smreczak 1997, Wieczorek i in. 2001].

Zakład Dydaktyczno-Doświadczalny w Tomaszkanie, w którym w latach 2004–2006 przeprowadzono ścisłe doświadczenie polowe, przylega do drogi krajowej nr 51 Olsztyn – Olsztynek. Według danych Generalnej Dyrekcji Dróg Krajowych i Autostrad, Oddział w Olsztynie średni dobowy ruch na tej drodze w 2005 r. wyniósł ogółem 8 752 pojazdy. Średni dobowy ruch w miesiącach letnich tego roku wyniósł ogółem 9 554 pojazdy, co jest bardzo istotne dla rozwoju roślin.

Spośród izolowanych mikroorganizmów grzyby drożdżopodobne zarówno zasiedlające liście, jak i strefę przykorzeniową łubinu wąskolistnego nie wykazywały jednoznacznych zależności między liczebnością a odległością od szosy. Liczebność pozostałych mikroorganizmów zupełnie inaczej kształtowała się na liściach i w środowisku glebowym łubinu – podczas gdy liczebność bakterii oraz grzybów strzępkowych zasiedlających liście łubinu wzrastała w miarę oddalania się od szosy, to liczebność grzybów strzępkowych zasiedlających ryzosferę i ryzoplanę malała. Można z tego wnioskować, że trwałe i cięższe od powietrza związki chemiczne (głównie WWA) osiadając na liściach łubinu wąskolistnego, tworzyły niesprzyjające środowisko do zasiedlania liści przez ww. mikroorganizmy. Natomiast kumulacja tych samych związków w glebie (najwięcej – najbliżej szosy) stwarzała sprzyjające warunki do rozwoju wokół systemu korzeniowego grzybów strzępkowych. Potwierdzeniem tego byłoby występowanie zgorzeli siewek – najsilniejsze najbliżej szosy i poziom plonowania łubinu wąskolistnego – najniższy najbliżej szosy.

W doświadczeniu szklarniowym Bieniaszewskiego i in. [2007] dolistna aplikacja antracenu istotnie obniżała masę całych roślin, a jego doglebowe wnoszenie zmniejszało masę nadziemną łubinu żółtego i liczbę brodawek korzeniowych. W badaniach Wieczorek i in. [2004] okazało się, że wraz ze wzrostem dawki antracenu spadała masa zarówno części nadziemnej, jak i korzenia sałaty oraz rzodkiewki.

Odnosząc się do składu gatunkowego izolowanych grzybów strzępkowych, zwraca uwagę mała liczba gatunków. Wśród izolatów z liści zdecydowanie dominowały gatunki rodzaju *Penicillium* – prawie 90%, a grzyby rodzaju *Fusarium* (*F. solani*, *F. culmorum*, *F. avenaceum*, *F. oxysporum*) stanowiły 4% wyosobnień. Wśród izolatów z ryzosfery, ryzoplany i korzeni dominantem był gatunek *Fusarium oxysporum*. W mniejszych ilościach uzyskiwano inne gatunki rodzaju *Fusarium*; z ryzosfery także *Mucor hiemalis* i *Penicillium* spp., a z korzeni *Rhizoctonia solani*. To właśnie te dominanty decydowały o liczebności grzybów strzępkowych izolowanych z liści oraz strefy przykorzeniowej i korzeni łubinu w poszczególnych odległościach od szosy. W dostępnej literaturze nie znaleziono danych na ten temat.

## Wnioski

1. Nasilenie zgorzeli siewek malało, natomiast fuzaryjnego wędnięcia wzrastało w miarę zwiększania się odległości od szosy.
2. Liczebność bakterii oraz grzybów strzępkowych zasiedlających liście łubinu wzrastała, natomiast liczebność grzybów strzępkowych zasiedlających ryzosferę i ryzoplanę malała w miarę oddalania się od szosy.

3. Wśród grzybów strzępkowych izolowanych z liści zdecydowanie dominowały grzyby rodzaju *Penicillium*, natomiast wśród izolatów z ryzosfery, ryzoplany i korzeni dominantem był gatunek *Fusarium oxysporum*.

4. Nie stwierdzono jednoznacznych zależności między liczebnością grzybów drożdżopodobnych a odległością od ciągu komunikacyjnego.

5. Najniższy plon nasion łubinu wąskolistnego i żółtego uzyskano z poletek położonych blisko szosy, a najwyższy z poletek położonych najdalej od niej.

## Piśmiennictwo

- Bąkowski W., Bodzek D., 1988. Wielopierścieniowe węglowodory aromatyczne w naturalnym środowisku człowieka – pochodzenie, występowanie, toksyczność, oszacowanie emisji w Polsce. Arch. Ochr. Środ., 3–4, 195–215.
- Bieniaszewski T., Wieczorek J., Kurowski T.P., 2007. Wpływ antracenu na wzrost, rozwój i plonowanie łubinu żółtego. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 522, 147–155.
- Chruściak E., 1974. Mikroflora fylloosfery. Acta Myc., 10 (1), 171–178.
- Dye D.W., 1968. A taxonomic study of genus *Erwinia*. I. The „amylovora” group. N. Z. J. Sci., 11, 590–607.
- Hinfner K., Papp Z.S., 1964. Atlas chorób i szkodników zbóż i kukurydzy. PWRiL, Warszawa.
- Maliszewska-Kordybach B., Smreczak B., 1997. Zawartość wielopierścieniowych węglowodorów aromatycznych w glebach użytkowanych rolniczo na terenie woj. lubelskiego. Roczn. Glebozn., 68 (1/2), 95–110.
- Mańka K., Jakowska-Hetmańska J., 1970. Mikroflora korzeniowa i ryzosferowa sosny zwyczajnej a huba korzeni (*Fomes annosus* (Fr.) CKE) w puszczy noteckiej. Prace Komisji Nauk Rolniczych i Komisji Nauk Leśnych PTPN, 30, 161–167.
- Schollenberger M., 1984. Materiały do zajęć specjalizacyjnych z fitopatologii. Wyd. SGGW-AR Warszawa, 61.
- Wieczorek J., Wieczorek Z., Olszewski J., 2004. Wrażliwość rzodkiewki (*Raphanus sativus*) i sałaty (*Lactuca sativa*) na niskie stężenia antracenu podawanego dolistnie. Zesz. Probl. Post. Nauk Rol., 496, 527–536.
- Wieczorek J., Wieczorek Z., Olszewski J., Bałdyga B., Smoczyńska K., Smoczyński S., 2001. Effect of high anthracene concentration in the soil on its accumulation and growth of pea plants. Natural Sciences, 8, 135–143.



## 4. PROBLEMY Z PIELĘGNACJĄ DRZEW NA TERENACH MIEJSKICH

### 4.1. Ocena zasobności gleb pod drzewami w mieście

#### Wstęp

Nawożenie drzew nie jest standardowym zabiegiem pielęgnacyjnym na terenach zieleni w miastach. Zasadniczym powodem takiego podejścia do tej kwestii jest niska świadomość celowości tego typu zabiegów oraz często brak widocznych objawów niedoboru składników pokarmowych [Chacalo 2000]. System korzeniowy penetruje dużą objętość gleby, a wymagania pokarmowe drzew nie są szczególnie wysokie [Baule, Fricker 1973]. Jednakże coraz częściej spotyka się objawy zredukowanego wzrostu oraz osłabionego wigoru i nawożenie może stać się jedną z szeregu czynności prowadzących do zachowania równowagi pomiędzy drzewem a środowiskiem glebowym.

Gleby miejskie w znacznej mierze są pochodzenia antropogenicznego – niestety, często są silnie zdegradowane i brak w nich dostatecznej ilości składników mineralnych. W szczególności obserwuje się niedostateczną zawartość azotu oraz potasu. Innym problemem jest niewłaściwy odczyn, który jest zazwyczaj zbyt wysoki. Przyczyną jest zanieczyszczenie gleb związkami wapnia pochodzącymi z materiałów budowlanych. Właściwe pH ma podstawowe znaczenie dla dostępności poszczególnych jonów. W odczynie alkalicznym, dominującym na terenach zurbanizowanych, następuje uwstecznianie większości mikroelementów: żelaza, manganu, miedzi i cynku oraz fosforu, które są niedostępne lub trudno dostępne dla roślin. Większość gatunków drzew wymaga odczynu lekko kwaśnego, co odpowiada przedziałowi pH 5,7–6,5. Zapobieganie stresom wywołanym deficytem składników pokarmowych wymaga odpowiedniego ich uzupełnienia, przy czym identyfikacja niedoborów powinna być uzyskana na podstawie analiz. Tutaj występuje pewna trudność, ponieważ nauka nie dysponuje precyzyjnymi liczbami granicznymi dla poszczególnych gatunków drzew – do interpretacji wyników analiz można zastosować metodę porównawczą w stosunku do gleby pobranej spod drzew rosnących w dobrej kondycji lub korzystać z zaleceń dla drzew owocowych jako punktu odniesienia [Komosa, Roszyk 2006]. Prawidłowa interpretacja wyników analiz jest bardzo istotna, ponieważ niewłaściwe nawożenie mineralne, chociażby nawozami o wysokiej zawartości azotu, może zmniejszyć odporność drzew na porażenie przez szkodniki lub choroby co dodatkowo pogłębia stres roślin rosnących w mało sprzyjającym otoczeniu.

Duża ilość azotu mineralnego silnie stymuluje wzrost wegetatywny, prowadząc do nadmiernego zużycia energii na rozwój, zmniejszając tę jej ilość, jaką drzewo może przeznaczyć do obrony. Dodatkowo, tkanki stają się bardziej miękkie, a przez to podatne

na infekcje grzybowe i uszkodzenia przez mróz. Celem nawożenia nie jest uzyskiwanie jak największych przyrostów rocznych drzewa, ale zapewnienie mu optymalnych warunków do wzrostu i rozwoju, tak aby mogło zaprezentować swoje walory dekoracyjne i użytkowe [Chacalo 2000]. W przypadku drzew w starszym wieku przyspieszony wzrost nie ma już większego znaczenia. Nawożenie ma więc głównie na celu utrzymanie przez jak najdłuższy okres walorów dekoracyjnych i użytkowych, uodpornienie na choroby i szkodniki oraz poprawienie odporności na niskie temperatury .

W praktyce można zastosować kilka metod aplikacji nawozów w celu zasilania drzew. Przy wyborze właściwej metody należy uwzględnić takie czynniki jak stan nawożonych drzew, zakres wykonywanych prac czy najbliższe otoczenie. Stosowanie nawozów w postaci oprysku dolistnego charakteryzuje się słabą skutecznością w wypadku drzew wykazujących wyraźne oznaki osłabienia. Iniekcja bezpośrednio do tkanek pozwala wprawdzie na szybkie wprowadzenie składników pokarmowych do drzewa, ale wymaga wykonywania nawiertów, które mogą się stać miejscami infekcji. W przypadku drzew bardzo osłabionych prowadzi to do ograniczenia możliwości przemieszczania się składników w obrębie naczyń. Ponadto drzewa zużywają zbyt dużo energii na zablźnianie ran, co dodatkowo potęguje i tak już ograniczony deficyt energetyczny .

Najłatwieszą metodą jest rozsiewanie nawozów lub podlewanie gleby ich roztworami pod drzewami, zwłaszcza jeżeli gleba jest odsłonięta i nie została zdegradowana mechanicznie. Nawozy można rozsiewać ręcznie lub specjalnymi rozsiewaczami. Należy przy tym pamiętać, że wszystkie nawozy mineralne powodują wzrost zasolenia, dlatego nie można ich stosować w zbyt dużych dawkach. Jednorazowe dopuszczalne dawki nawozu wieloskładnikowego szybko działającego w gramach na metr kwadratowy dla poszczególnych grup roślin powinny wynosić odpowiednio: (w g na m<sup>2</sup>):- grupa wrażliwa do 25, średnio wrażliwa do 50 [Aendekerck 1997]. W przypadku nawozów o kontrolowanym uwalnianiu składników można stosować wyższe dawki bez ryzyka zasolenia gleby. Ta metoda nawożenia będzie nieskuteczna, jeżeli gleba została nadmiernie ubita w wyniku prac budowlanych lub ruchu pieszego, w konsekwencji czego następuje ograniczenie przemieszczania się nawozów w głąb profilu do miejsca, gdzie mogą być skutecznie absorbowane przez system korzeniowy [Swanson, Rosen 190].

Dlatego po uwzględnieniu wielu czynników – często jako najskuteczniejszą formę nawożenia poleca się metodę wprowadzania nawozów pod powierzchnię gleby przez wcześniej nawiercone otwory. Jest to powszechnie polecany sposób nawożenia w przypadku starszych drzew. W ten sposób zapobiega się stratom składników pokarmowych (szczególnie azotu) oraz przeciwdziała zjawisku uwsteczniania niektórych związków, np. fosforu.

Technika takiego nawożenia wymaga wykonania otworów w formie pierścienia, który rozpoczyna się w odległości równej 1/3 promienia rzutu korony i kończy 100–150 cm poza zasięgiem jej rzutu. Otwory o średnicy 5–12 cm wykonuje się za pomocą specjalnego, ręcznego świdra glebowego na głębokość do 50 cm w odstępach co 50–75 cm. W tej metodzie liczba nawierconych otworów nie jest czynnikiem determinującym. Może być dostosowywana w granicach określonych przez przyjętą rozstawę, jak i możliwości wynikające z otoczenia wokół rosnącego drzewa [Watkins 1998]. Czynnikiem o znaczeniu bardziej zasadniczym jest wyliczenie dawki nawozów w określonych proporcjach.

Nawozy miesza się ze specjalnym podłożem składającym się najczęściej z torfu i piasku, a następnie taką mieszaniną wypełnia wcześniej wykonane otwory. Wskazane jest tutaj używanie nawozów o jak najdłuższym okresie uwalniania składników.

## Materiał i metody badań

Próby glebowe do oceny zasobności zostały pobrane w kilku miejscach: we Wrocławiu z Rynku Głównego i Placu Grunwaldzkiego oraz w Sadowicach. Pobierano je łaską glebową z warstwy ornej 0–20 cm i podornej 20–40 cm w Sadowicach, gdzie profil glebowy nie był tak mocno zaburzony przez działalność człowieka. W glebach z Wrocławia o pochodzeniu antropogenicznym próby pobierano z warstwy 0–30 cm. Analizy zawartości składników pokarmowych, pH i zasolenia dokonano metodą uniwersalną według Nowosielskiego [1974]. Ekstrakcji makroskładników dokonano w 0,03 M kwasie octowym. Zasolenie oznaczono metodą konduktometryczną, jako przewodność elektrolityczną gleby (EC), wyrażając ją w milisimensach na centymetr ( $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Zasolenie i pH oznaczono w zawiesinie glebowej, przy stosunku objętościowym gleby do wody równym 1:2 [Breś i in. 2009]. Azot azotanowy oznaczano elektrodą jonoselektywną firmy Orion, fosfor kolorymetrycznie z wanado-molibdenianem amonu, potas i wapń metodą fotometrii płomieniowej, magnez metodą absorpcyjnej spektroskopii atomowej (ASA), bor kolorymetrycznie z kurkumina [IUNG 1983]. Do ekstrakcji mikroelementów metalicznych: żelaza, manganu, cynku, i miedzi zastosowano wyciąg Lindsaya i ich koncentrację oznaczano metodą (ASA).

## Wyniki badań i dyskusja

Wyniki analiz zawartości makro- i mikroelementów oraz chlorków, a także pH i EC w glebach, na których rosły drzewa przedstawiono w tabelach 2–4. Do wyceny zasobności badanych gleb w składniki pokarmowe wykorzystano zawartości wskaźnikowe zaproponowane przez Komosę i Stafecką [2002], opracowane dla gleb mineralnych użytkowanych sadowniczo w uprawie roślin drzewiastych; zamieszczono je w tabeli 1.

Tabela 1  
Table 1

Zawartości wskaźnikowe makro- i mikroelementów, sodu i chlorków w glebach mineralnych użytkowanych sadowniczo dla metody uniwersalnej [Komosa, Stafecka 2002]  
Guide values of macro- and microelements, sodium and chlorides in soils under orchard use, for the universal method [Komosa, Stafecka 2002]

Makroelementy Macroelements [ $\text{mg}\cdot 100\text{ g}^{-1}\text{ s.m. (d.m.)}$ ]	Mikroelementy Microelements [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{ s.m. (d.m.)}$ ]	Zanieczyszczenia Contamination [ $\text{mg}\cdot 100\text{ g}^{-1}\text{ s.m. (d.m.)}$ ]
N 2,0–5,0	Fe 75–120	Cl < 3,0
P 3,0–6,0	Mn 25–40	Na < 3,0
K 5,0–8,0	Zn 3,0–6,0	EC < 0,40 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$
Ca 25–40	Cu 1,0–4,0	
Mg 3,0–6,0	B 0,3–1,5	

Tabela 2  
Table 2

Zawartość makroskładników, chlorków, pH i EC gleby ze stanowiska w Sadowicach  
Content of macroelements, chlorides, pH and EC in soil from Sadowice

Obiekt Object	Głębokość Depth [cm]	N-NO <sub>3</sub>	P	K	Ca	Mg	Cl	pH	mS·cm <sup>-1</sup>
		Zawartość [mg·100 g <sup>-1</sup> s.m.] Content [mg·100 g <sup>-1</sup> d.m.]							
Lipa – Linden	0–20	1,60	5,06	16,4	33,4	7,91	0,57	7,6	0,28
Lipa – Linden	0–20	1,80	5,05	17,1	34,0	8,54	0,63	7,5	0,35
Lipa – Linden	20–40	1,14	4,40	15,2	25,0	6,51	0,89	7,4	0,27
Lipa – Linden	20–40	1,26	4,31	16,4	25,4	6,89	1,49	7,4	0,28
Świerk – Spruce	0–20	0,74	2,26	7,4	20,6	6,00	0,46	7,2	0,22
Świerk – Spruce	0–20	1,17	2,14	8,0	21,5	5,83	0,60	7,1	0,23
Świerk – Spruce	20–40	1,60	2,63	7,9	23,3	5,94	0,69	6,9	0,27
Świerk – Spruce	20–40	1,43	2,69	8,7	24,5	6,29	0,69	6,8	0,28

Wyniki analiz ze wszystkich badanych stanowisk wskazują na zbyt wysokie pH gleby, którego wartości mieściły się w przedziale od 6,8 do 7,9, co odpowiada odczynom obojętnemu i alkalicznemu. Jest to spowodowane na terenach zurbanizowanych w większości przypadków zanieczyszczeniem gleb związkami wapnia pochodzącymi z zapraw budowlanych. Taki odczyn był jedynie odpowiedni dla lipy, a dla pozostałych gatunków był za wysoki. Zasolenie gleby na stanowisku, gdzie rosły lipy i świerki kłujące, było na poziomie dopuszczalnym od 0,22 do 0,35 mS·cm<sup>-1</sup>. Znacznie bardziej zasolona była gleba spod klonów (tab. 3), gdzie stwierdzono wartości od 0,35 do 0,82 mS·cm<sup>-1</sup> spowodowane w znacznym stopniu wysoką koncentracją chlorków.

Tabela 3  
Table 3

Zawartość makroskładników i chlorków oraz pH i zasolenie gleby pod klonami i robinią  
Content of macroelements, chlorides, pH and EC in soil under maples and false acacia

Obiekt Object		N-NO <sub>3</sub>	P	K	Ca	Mg	Cl	pH	mS·cm <sup>-1</sup>
		Zawartość [mg·100 g <sup>-1</sup> s.m.] Content [mg·100 g <sup>-1</sup> (d.m.)]							
Klon Maple	1	Ślady	4,40	7,2	26,8	3,5	3,45	7,0	0,64
	2	Ślady	4,91	6,3	17,9	2,4	4,09	6,9	0,80
	3	Ślady	1,74	1,7	1,2	0,2	3,46	7,2	0,52
	4	2,65	1,40	2,0	2,9	0,7	9,80	6,8	0,82
	5	Ślady	2,11	4,5	43,9	3,8	1,69	7,0	0,35
Robinia False acacia	1	0,89	1,63	6,7	61,1	4,9	0,54	7,8	0,28
	2	0,54	1,31	5,6	61,4	4,6	0,89	7,9	0,27

Tabela 4  
Table 4

Zawartość mikroelementów w glebie pod klonami i robinią  
Content of microelements in soil under maples and false acacia

Obiekt Object	Zawartość [mg·kg <sup>-1</sup> ] Content					
		Fe	Mn	Zn	Cu	B
Klon Maple	1	138,5	29,5	97,9	8,14	0,68
	2	279,9	46,8	69,6	7,86	0,63
	3	326,2	94,6	29,0	14,82	0,54
	4	125,2	29,6	9,3	4,16	1,03
	5	122,9	47,6	80,5	24,11	1,35
Robinia False acacia	1	122,0	10,15	40,0	7,71	1,05
	2	115,8	9,77	33,0	7,89	1,11

Zawartość azotu na stanowisku spod lip w warstwie ornej była większa niż w podornej, w przypadku świerka kłującego sytuacja była odwrotna. Koncentracja azotu azotanowego zawierała się w przedziale 0,74–1,80 mg N-NO<sub>3</sub>·100 g<sup>-1</sup> gleby i była niedostateczna, aby pokryć potrzeby pokarmowe drzew. Podobnie było w przypadku robinii, ale niska koncentracja azotu mineralnego nie stanowi dla tego gatunku problemu – może on asymilować azot z powietrza. Zupełnie inaczej kształtowała się sytuacja w przypadku klonów, gdzie odnotowano śladowe ilości azotu azotanowego z wyjątkiem próby nr 4 – jego koncentracja była dosyć wysoka i wyniosła 2,65 mg N-NO<sub>3</sub>·100 g<sup>-1</sup> gleby. Jest możliwe, że na tym stanowisku mogło dojść do zanieczyszczenia gleby odchodami zwierząt.

Uzyskane wyniki jednoznacznie wskazują, że w większości przypadków badanych stanowisk istnieje deficyt azotu mineralnego co może być przyczyną nieprawidłowości we wzroście i rozwoju drzew.

Koncentracja fosforu była dość mocno zróżnicowana i uzależniona od miejsca pobrania próby, na stanowiskach, na których rosną lipy oraz nr 1 i 2 spod klonów była wysoka i wyniosła 4,40–5,06 mg P·100 g<sup>-1</sup> gleby (tab. 2 i 3). Według Komosy i Stafieckiej [2002] drzewa wymagają od 3,0 do 6,0 P·100 g<sup>-1</sup> gleby. Na pozostałych badanych stanowiskach były to znacznie mniejsze ilości, które zawierały się w przedziale 1,31–2,69 P·100 g<sup>-1</sup> gleby, co w połączeniu z wysokim pH gleby może prowadzić do deficytu tego składnika w roślinach. Podobne tendencje zanotowano w odniesieniu do potasu. W glebie z Sadowic na stanowisku z lipami było zdecydowanie więcej potasu (15,2–17,1 mg K·100 g<sup>-1</sup> gleby) niż na stanowiskach spod świerków, gdzie odnotowano 7,4–8,0 mg K. Tak wysoka koncentracja potasu na stanowisku z lipami może powodować problemy z odżywianiem magnezem, ponieważ optymalny stosunek K:Mg powinien wynosić 1:0,75, a w badanym miejscu było to około 1:0,5. Gleba pochodząca spod klonów i robinii charakteryzowała się wprawdzie zdecydowanie niższą zawartością potasu, która wyniosła 4,5–7,2 mg K·100 g<sup>-1</sup> gleby, ale były to ilości wystarczające dla większości drzew, bo według Komosy i Stafieckiej [2002] optymalny przedział zawartości to 5–8 mg K·100 g<sup>-1</sup> gleby. Jedynie w próbkach nr 3 i 4 spod klonów stwierdzono niedostateczną ilość tego składnika, tj. 1,7 i 2,0 mg K·100 g<sup>-1</sup> gleby. Zawartość wapnia na stanowiskach spod lip i świerków była

właściwa i wynosiła od 20,6 do 34 mg Ca·100 g<sup>-1</sup> gleby, co mieści się w liczbach granicznych (tab. 1). Na stanowiskach z klonami koncentracja wapnia była bardzo silnie zróżnicowana, w próbach nr 3 i 4 było to odpowiednio 1,2 i 2,9 mg Ca, nr 1 i 2 odpowiednio 17,9 i 26,8 mg Ca, a w próbie nr 5 – 43,9 mg Ca·100 g<sup>-1</sup> gleby. Jeszcze wyższe zawartości stwierdzono w glebie spod robinii, gdzie zawartości przekraczały 60 mg Ca·100 g<sup>-1</sup> gleby, czemu towarzyszyło bardzo wysokie pH. Nadmiar wapnia jest wprawdzie dobrze tolerowany przez rośliny, ale zbyt szeroki stosunek Ca:Mg może być przyczyną problemów z odżywieniem magnezem. Optymalna relacja wapnia do magnezu powinna wynosić 6–9:1.

Podobne tendencje zaobserwowano w przypadku magnezu – w glebie pochodzącej z Sadowic było go 5,83–8,34 mg Mg·100 g<sup>-1</sup> gleby. Natomiast na stanowiskach we Wrocławiu sytuacja była bardziej zróżnicowana: w próbach nr 2 i 4 pochodzących spod klonów było bardzo mało magnezu – 0,2 i 0,70 mg Mg·100 g<sup>-1</sup> gleby. W próbach nr 1, 3 i 5 zawartości były znacznie wyższe i wynosiły od 2,4 do 3,5 mg Mg·100 g<sup>-1</sup> gleby. Większe zawartości magnezu stwierdzono w przypadku gleby spod robinii, tj. 4,6 i 4,9 mg Mg·100 g<sup>-1</sup> gleby, ale mając na uwadze koncentrację wapnia na tych stanowiskach, można się spodziewać problemów z prawidłowym odżywieniem roślin magnezem. Gleba pochodząca spod lip i świerków zawierała bardzo małe ilości chlorków – od 0,57 do 1,49 mg Cl·100 g<sup>-1</sup> gleby, co nie stanowi zagrożenia dla roślin. Zdecydowanie gorsza była sytuacja w przypadku klonów, gdzie na większości z badanych stanowisk zawartości te były znacznie wyższe, próba nr 5 była najmniej zanieczyszczona jonami Cl<sup>-</sup>, zawierała 1,69 mg Cl, a nr 5 aż 9,80 mg Cl·100 g<sup>-1</sup> gleby. W pozostałych próbach było od 3,45 do 4,09 mg Cl·100 g<sup>-1</sup> gleby. Przyczyną takiej sytuacji mogło być używanie soli do usuwania śniegu, który następnie był składowany po drzewami. Wysoka koncentracja chlorków w glebie spod klonów była przyczyną wysokiego zasolenia panującego na tych stanowiskach.

W ramach badań zasobności podłoża rzadko wykonuje się analizy mikroelementów, a mogą one mieć istotne znaczenie dla prawidłowego żywienia roślin. W niniejszej pracy podjęto również próbę oceny zawartości mikroelementów w glebie ze stanowiska z klonami i robinią. Na podstawie analiz stwierdzono znaczne różnice w koncentracji mikroskładników. Zawartość żelaza była na bardzo wysokim poziomie i zawierała się w przedziale od 115,8 do 138,5 mg·kg<sup>-1</sup>. Komosa i Stafecka [2002] podają, że rośliny drzewiaste wymagają do prawidłowego rozwoju 75–120 mg Fe·kg<sup>-1</sup>. W glebie spod klonów stwierdzono również duże ilości manganu, tylko dwie próby zawierały go w ilości nieprzekraczającej zalecanych liczb granicznych, tj. 25–40 94,6 mg·kg<sup>-1</sup> gleby (tab. 1). Odmienne kształtowała się zasobność gleby w mangan tam, gdzie rosła robinia, ponieważ było go tam około 10 94,6 mg·kg<sup>-1</sup> gleby. W próbie nr 3 stwierdzono bardzo wysoką zawartość Mn – 94,6 mg·kg<sup>-1</sup>. Na jeszcze wyższym poziomie w stosunku do zaleceń była zawartość cynku, przekraczając wielokrotnie zalecany poziom. W glebach spod klonów w próbie nr 4 stwierdzono 9,3 mg Zn, a w próbie nr 3 – 29,0 mg Zn·kg<sup>-1</sup>. W pozostałych próbkach koncentracja cynku była bardzo wysoka od 69,6 do 97,9 mg Zn·kg<sup>-1</sup>. Na stanowisku z robinią było również dużo cynku. Według zaleceń Komosa i Stafeckiej [2002] drzewom wystarcza 3–6 mg Zn·kg<sup>-1</sup> w kilogramie gleby.

Podobnie jak w przypadku pozostałych mikroskładników zawartość miedzi w badanych glebach była bardzo wysoka. W próbcie nr 4 z najniższą koncentracją Cu odnotowano 4,16 mg Cu·kg<sup>-1</sup>, a w próbach nr 1 i 2 odpowiednio 8,14 i 7,86 mg Cu·kg<sup>-1</sup>, co stanowi prawie dwukrotne przekroczenie górnej granicy dla miedzi. Jeszcze wyższe wartości odnotowano w próbach nr 3 i 5, gdzie było odpowiednio 14,82 i 24,11 mg Cu·kg<sup>-1</sup>. Spośród badanych mikroelementów jedynie koncentracja boru w glebach spod klonów i robinii była na właściwym poziomie, w jednym przypadku – próba nr 5 – nastąpiło nieznaczne przekroczenie zaleceń, które dla tego składnika wynoszą 0,3–1,2 mg B·kg<sup>-1</sup>.

Porównując uzyskane wyniki analiz do informacji przedstawionych przez Komosę i Roszyka [2006], którzy badali zasobność gleby w mikroskładniki pod Dębami Rogalińskimi, można zauważyć, że zawartość mikroelementów w glebie pochodzącej ze stanowisk we Wrocławiu była dużo wyższa niż na stanowisku naturalnym. W Rogalinie zawartość większości mikroelementów była niedostateczna, natomiast gleba miejska miała zasobność graniczącą w niektórych przypadkach z poziomami toksycznymi.

## Wnioski

1. Na większości badanych stanowisk pH gleby, w której rosły drzewa, było zbyt wysokie, odczyn był obojętny lub alkaliczny. Towarzyszyła temu podwyższona koncentracja wapnia i magnezu.

2. Na wszystkich badanych stanowiskach były zbyt małe ilości azotu mineralnego niepokrywające potrzeb pokarmowych drzew.

3. Gleba ze stanowiska z rynku Wrocławia charakteryzowała się wysokim zasoleniem spowodowanym między innymi podwyższoną koncentracją chlorków.

4. Zdecydowana większość przebadanych próbek glebowych charakteryzowała się wysoką zawartością potasu, wapnia i magnezu.

5. W glebie pochodzącej spod klonów stwierdzono wysokie zawartości mikroelementów, a koncentracja żelaza i cynku była bardzo wysoka.

6. Gleba spod klonów charakteryzowała się nadmiernym zagęszczeniem, była zbita, mało przepuszczalna, a jej właściwości fizyczne nie spełniały wymagań drzew, które w nich posadzono.

## Piśmiennictwo

- Aendekerck T., 1997. Fertilization guide for nursery crops. Boomteelpraktijkonderzoek, Boskoop, The Netherlands, 59.
- Baule H., Fricker C., 1973. Nawożenie drzew leśnych. PWRiL, Warszawa, 226.
- Breś W., Golcz A., Komosa A., Kozik E., Tyksiński W., 2003. Diagnostyka potrzeb nawożenia roślin ogrodniczych. Wydawnictwo AR Poznań, 130.
- Chacalo A., 2000. Why fertilize trees in the urban Landscape? Journal of Arboriculture, 26 (4), 230–233.
- IUNG, 1983. Metody badań laboratoryjnych w stacjach chemiczno-rolniczych. Cz. III. Badanie gleb, ziem i podłoży spod warzyw i kwiatów oraz części wskaźnikowych roślin w celach diagnostycznych. IUNG, Puławy, 28–81.

- Komosa A., Roszyk J., 2006. Przyczyny i zapobieganie zamieraniu Dębów Rogalińskich. *Acta Agrophysica*, 7(4), 937–946.
- Komosa A., Stafecka A., 2002. Zawartości wskaźnikowe składników pokarmowych dla gleb sadowniczych analizowanych metodą uniwersalną. *Rocz. AR. Pozn. CCCXLI, Ogród.*, 35, 105–116.
- Nowosielski O., 1974. *Metody oznaczania potrzeb nawożenia*. PWRiL, Warszawa, 721.
- Swanson, B. T., Rosen C., 1990. *Tree fertilization*. University of Minnesota – Minnesota Extension Service AG-FO-2421-B.
- Watkins J.R., 1998. *Fertilization and Woody Plant Nutrition in the Context of the Urban Forest*. Blacksburg, Virginia, 133.



## 4.2. Ogławianie drzew przyczyną ich niszczenia i zamierania na terenach zieleni

### Wstęp

Od wielu lat obserwuje się na obszarze całej Polski bezmyślne ogławianie drzew, czyli cięcie na tzw. główkę. Cięcia takie polega na jednorazowym usunięciu wszystkich konarów i gałęzi, pozostawiając nasady konarów lub tylko sam pień. Drzewa tak potraktowane widzimy wzdłuż dróg, ulic, na cmentarzach, prywatnych posesjach oraz osiedlach mieszkaniowych. Obserwujemy zatrważające zjawisko masowej nieumiejętnej redukcji rozmiarów koron, niejednokrotnie doprowadzającej do całkowitego zmniejszenia korony w dosłownym znaczeniu tego słowa. Konsekwencją takich działań jest oszpecenie, bez zachowania proporcji oraz symetrii w rozmieszczeniu pozostawionych fragmentów konarów i gałęzi. Corocznie tnie się w sposób nieprzemysłany tysiące, a może nawet setki tysięcy drzew. Z okaleczonych drzew pozostają kikuty, które nie mają żadnego pozytywnego wpływu na mikroklimat czy otoczenie, szpecą krajobraz miast, miasteczek i wsi. Mimo narastającej krytyki ogławianie ma miejsce, a wręcz narasta, świadcząc o bardzo niskiej świadomości społecznej związanej z ekologią drzew. Odnosi się wrażenie, że ludzie odpowiedzialni za ten stan rzeczy nie wierzą przestrogom, tak naprawdę sądzą, że nic strasznego się nie dzieje, że zabieg ten jest wprawdzie kłopotliwy, ale w niektórych sytuacjach bezwzględnie konieczny. Drzewa ogławiane są z wielu powodów. Niestety, wszystkie wiążą się z fałszywymi poglądami, nieporozumieniami oraz brakiem wiedzy [Kosmala 2006].

Celem prowadzonych obserwacji była ocena skutków ogławiania drzew na terenie Opola, które zostały przeanalizowane i szczegółowo opisane poniżej.

### Materiał i metody badań

Obserwacje prowadzono w latach 2008–2010 na terenie miasta Opola. Szczegółowe badania wykonano na 60 drzewach topoli kanadyjskiej (*Populus ×canadensis* Moench), 7 lipach szerokolistnych (*Tilia platyphyllos* Scop.), 2 klonach jesionolistnych (*Acer negundo* L.) i 1 wierzbie płaczącej (*Salix sepulcralis* Simonk. 'Chrysocoma'). Drzewa te w latach 2008–2009 ogłowiono, pozostawiając pień i krótkie fragmenty konarów. Wykonano pomiary wysokości ogłowionych drzew oraz zmierzono obwód na wysokości 130 cm. Obserwacje polegały na odnotowywaniu: odrastania gałęzi, pojawiania się posuzu określanego w procentach, zamierania drzew, widocznych objawów wypróchnienia oraz innych symptomów świadczących o uszkodzeniu drzew.

### Wyniki badań i dyskusja

Obserwowane drzewa topoli kanadyjskiej po ogłowieniu były wysokości około 15 m, a obwód kształtował się między 130 a 190 cm na wysokości 130 cm. Drzewa lipy szerokolistnej miały wysokość 8 m, a obwód od 178 do 210 cm, klonu jesionolistnego wysokość 7 m, obwód 180–200 cm, wierzba płacząca po ogłowieniu miało 6 m wysokości i obwód 210 cm. Przeprowadzając wywiad środowiskowy z właścicielami posesji, stwierdzono, że drzewa te ogłowiono, aby poprawić ich stabilność. Błędnie uważa się, że w wyniku ogłowienia poprawia się stabilność statyczna drzew, i że ogławianie redukuje niebezpie-

czeństwo przewrócenia się drzewa, zwłaszcza podczas silnych wiatrów, burzy oraz coraz częstszych huraganów itp. Ogłównienie zwiększa niebezpieczeństwo, ponieważ drzewo ogłowione stanowi większe zagrożenie niż drzewo niecięte. Jest ono bardziej podatne na złamanie przez silny wiatr. Wytlumaczyć można to tym, że mechanizm obronny powoduje, że niektóre drzewa, zwłaszcza z rodziny wierzbowatych i lipowatych, wypuszczają dużą liczbę pędów poniżej miejsca cięcia. Są to pędy przybyszowe (odroślowe), wyprostowane, przypominające „wilki”. Odmienne od normalnych gałęzie te rozwijają się w „gnieździe” leżącym na tkance drzewnej, wyrastając z pąków uspionych w bardzo dużej liczbie, tworząc grupę. Te nowe pędy są przytwierdzone do gałęzi macierzystej tylko w zewnętrznej warstwie, co prowadzi często do powstawania zaburzeń w statyce drzew. Najczęściej związane jest to z przesunięciem środka ciężkości, który może być podniesiony lub przesunięty na bok [Kosmala 2000]. Odrastanie nowych pędów powszechnie obserwowano u 100% drzew topoli kanadyjskiej, lipy szerokolistnej oraz na drzewach klonu jesionolistnego i wierzby nagrobnej w Opolu, gdzie prowadzono obserwacje w latach 2008–2010 (tab. 1). Pędy, gałęzie, a nawet grube konary przybyszowe, które wyrastają po ogłównieniu, łatwiej się rozłamują, ponieważ gęsto (ciasno) rozwijające się pędy przybyszowe, zwłaszcza w pierwszych latach po ogłowieniu, powodują, że drzewo jest mniej odporne na wiatr niż wtedy, gdy rośnie normalnie. Wyłamywanie młodych gałęzi odnotowywano u 90% drzew, na których prowadzono obserwacje. Szczególnie nasilało się to podczas wietrznej pogody na drzewach topoli kanadyjskiej.

Wydatek energii na wytworzenie dużej liczby nowych pędów, aby drzewo mogło wyprodukować związki w postaci asymilatów, jest tak ogromny, że wiele z nich z tego powodu zamiera. Ogłowione w ten sposób drzewa, o ile przeżyją pierwsze kilka lat po cięciu, nigdy nie odzyskują pierwotnego wyglądu charakterystycznego dla danego gatunku. Drzewa te nie stanowią ani ozdoby miasta, ani też miejsca schronienia i wylegu ptactwa. Zdarza się, iż część z nich zamiera z przyczyny nienadążenia z wytworzeniem dostatecznej masy asymilacyjnej służącej odżywieniu całego drzewa. Najczęściej jest to skutek katastrofalnej utraty równowagi biologicznej między częścią nadziemną a systemem korzeniowym oraz porażeniem przez szkodniki i patogeny chorobotwórcze powodujące rozkład drewna [Mielczek 2008 za: Kosmala 2006].

Konflikt polega na tym, że zabieg, który ma ograniczyć wysokość drzewa, aby stało się bezpieczniejsze, stwarza po pewnym czasie jeszcze większe zagrożenie. Bardzo istotny jest fakt, że drzewa ogłowione w razie upadku (złamania lub wykrotu), nie mając bocznych gałęzi, są pozbawione amortyzującej „poduszki”. Dlatego mogą przyczynić się do większych i groźniejszych szkód niż drzewa nieogłowione. Drzewo ogłowione produkuje o wiele mniej asymilatów, co w konsekwencji przyczynia się do zamierania korzeni, gdzie gromadzone są substancje pokarmowe, czego konsekwencją jest zachwianie gospodarki energetycznej. Wszystko to może spowodować osłabienie zakotwiczenia drzewa w podłożu, które staje się bardziej podatne na silne wiatry. Brak asymilatów potrzebnych do normalnego funkcjonowania innych części drzewa skutkuje także obumieraniem (zasychaniem) całych gałęzi, czyli pojawieniem się posuszu. Suche gałęzie stanowią zagrożenie w czasie silnych wiatrów. W latach 2009–2010 stwierdzono na drzewach posusz narastający z roku na rok, który przyczynił się do zamierania pojedynczych obserwowanych drzew topoli kanadyjskiej na terenie Opoli (tab. 1).

Tabela 1  
Table 1

Zestawienie wybranych uszkodzeń na ogławianych drzewach w Opolu w latach 2008–2010  
Description of selected injuries on torped trees in Opole in the years 2008–2010

Lp. No.	Nazwa drzewa Name of a tree	Liczba obserwowanych drzew Number of observed trees	Rodzaje uszkodzeń, % uszkodzonych drzew Types of injuries, Percentage of injured trees													
			Odrastanie gałęzi Regrowth of branches			Występowanie posuszu woody debris			Uszkodzenia pnia i konarów Injuries of tree trunk and thick branches			Zamieranie drzew Trees dying off				
			2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010	2008	2009	2010		
1.	<i>Populus</i> <i>×canadensis</i>	60	100	100	100	10	15	30	100	100	100	10	10	10	10	15
2.	<i>Tilia</i> <i>platyphyllos</i>	7	100	100	100	25	25	30	100	100	100	100	0	0	0	0
3.	<i>Acer negundo</i>	2	100	100	100	50	100	100	100	100	100	100	0	0	0	0
4.	<i>Salix</i> <i>sepulcralis</i> 'Chrysocoma'	1	100	100	100	0	0	0	100	100	100	100	0	0	0	0

U niektórych taksonów, np. topoli kanadyjskiej, wierzby kruchej, lip, nowe pędy przyrastają bardzo szybko. Ogłowione drzewa odzyskują oryginalne rozmiary w ciągu 2–4 lat. Wiele drzew staje się wyższe niż przed ogłowieniem. W miarę wzrostu gałęzie przybierają na wadze, słabe ich osadzenie powoduje, że są bardziej podatne na złamania i wyłamania [Kosmala 2006]. Nieprzemyślana gwałtowna redukcja korony w sposób radykalny przyczynia się do fizjologicznych i patologicznych zmian, prowadzących do nieuchronnej śmierci, będących konsekwencją tego zabiegu. Zastosowana metoda jest określana jako: „wycinka drzew odroczone w czasie” [Siewniak, Kusche 2002]. Co potwierdzają liczne przykłady z obszaru Opola, gdzie z obserwowanych drzew topoli kanadyjskiej w okresie 2 lat od ogłowienia aż 10% w 2009 r. i 15% w 2010 r. zostało wycięte (tab. 1).

Ogławianie wzmacnia drzewo (dodaje mu wigoru) – to jest opinia potocznie przytaczana przez osoby decydujące się na ogławianie drzew. Błędnie podaje się argument, jakoby ogławianie wzmagało żywotność drzewa, czego dowodem miałyby być ogławiane wierzby rosnące na wsiach przy drogach i zbiornikach wodnych. Zabieg ogławiania wierzb w Polsce jest wyjątkowo zakorzeniony, wręcz uważany za tradycję. W świadomości społecznej funkcjonuje pogląd, że ogławianie takich drzew jak wierzby w niczym im nie szkodzi, a nawet pomaga. Uważa się, że wierzby po ogłowieniu silnie się rozrastają, wypuszczają liczne, długie i silne pędy, które dorastają do kilku metrów długości. W większości przypadków ten obraz jest nieprawdziwy. Jeśli przyjrzymy się tym drzewom z bliska, to zauważymy, że ich pnie są całkowicie wypróchniałe, pokrzywione i porośnięte hubami, z licznymi dziuplami, często wewnątrz całkowicie puste. Większość tych drzew żyje krótko, zaledwie kilkadziesiąt lat, choć najczęściej sadzone wierzby (*Salix alba*, *S. fragilis*) mogą żyć 150 i więcej lat pod warunkiem, że nie są okaleczone. Podobne skutki zaobserwowano u wierzby płaczącej, która dość dobrze odrastała, ale niestety na pniu widoczne były liczne wypróchnienia oraz dziuple w miejscu dużych ran po ogłowieniu drzewa. Martwice, uszkodzenia, wypróchnienia zaobserwowano na wszystkich ogłowionych drzewach w Opolu, które badano szczegółowo (tab. 1).

Ogławianie natychmiast obniża zdrowotność drzewa. Usunięcie dużej części aparatu asymilacyjnego skutkuje narastającym deficytem energetycznym, wywołującym zjawisko tzw. „diabelskiego kręgu” lub „spirali śmierci” (Tree Topping), które prowadzi do całkowitego obumarcia i śmierci drzewa. Przede wszystkim ogławianie prowadzi do zagłodzenia drzewa. Liście są „fabryką żywności”, a usunięcie gałęzi przyczynia się do okresowego „zagłodzenie drzewa”. W konsekwencji drzewo broni się, uruchamiając procesy obronne i regeneracyjne. Z pąków śpiących poniżej miejsca cięcia gwałtownie i szybko wybija mnóstwo pędów, tzw. wilków. Drzewo chce zastąpić utracone tkanki i organy asymilujące nowymi pędami i gałęziami. Wymaga to zawsze więcej materiałów energetycznych, co przyczynia się do poważnego osłabienia, a nawet całkowitego ich zamierania. Ogławianie w końcowym efekcie prowadzi do stopniowego, rozłożonego na raty obumierania drzew. Przy dużych, otwartych ranach biel (podkorowa warstwa drewna) i twardziel narażone są na infekcję. Każda rana po usuniętej gałęzi to wrota infekcji patogenów (głównie grzybów). Na pniach i fragmentach konarów obumierających na skutek ogławiania drzew w Opolu zaobserwowano liczne zarodniki i owocniki grzybów powodujących rozkład drewna. Patogeny są powszechnie obecne. Po uszkodzeniu

tkanek ochronnych drzewa – natychmiast osiadają na świeżej ranie liczne patogeny i zaczynają się intensywnie rozwijać, korzystając z zapasów drzewa. Badania jednoznacznie dowiodły [Shigo za: Kosmala 2009], że działający przez krótki czas fungicyd nie chroni drzew przed infekcją. Drzewo może mieć za mało energii, aby obronić się chemicznie przed zainfekowaniem rany. Niektóre szkodniki są przywabiane przez osłabione drzewo, które wydziela chemiczne substancje (oleje, żywice i substancje barwnikowe) chroniące drzewo przed infekcją. Zaczyna się intensywny rozkład drewna. Wprawdzie drzewo jest biologicznie zdolne zalać powstałą po cięciu ranę, jeśli jest ono wystarczająco zdrowe, a rana niezbyt duża. Bardzo źle na cięcie grubych gałęzi reagują: *Carpinus*, *Fagus*, *Gleditsia*, *Aesculus*, *Robinia*, *Acer* (z wyjątkiem *A. negundo*), *Betula*, *Juglans*, *Pterocarya*, *Caria*, *Liriodendron*, *Phellodendron* oraz wszystkie drzewa z gromady nagozalążkowych z wyjątkiem rodzaju *Taxus* [Chachulski 2000].



Fot. 1. Ogłowione drzewa topoli kanadyjskiej (*Populus × canadensis*)  
Phot. 1. Defectiva topping tree of *Populus × canadensis*

W normalnych warunkach drzewo stara się odizolować (odgrodzić) drewnem ochronnym zainfekowaną, chorą tkankę. Warto tu zaznaczyć, że tylko niektóre drzewa są zdolne obronić się przed rozległymi i licznymi ranami spowodowanymi przez ogławianie. Rozkład drewna postępuje w głąb gałęzi, konaru, a później pnia. Rezultatem ogławienia jest skrócenie życia lub śmierć drzewa. Niektóre gatunki drzew jak robinie czy jesion wyniosły nie tolerują tego zabiegu, a w konsekwencji zamierają. U pozostałych, nawet jeśli przeżyją, to ich okres życia znacznie się skraca. W zależności od gatunku, wieku drzewa, warunków siedliskowych, stopnia ogławienia – drzewo po takim zabiegu żyje rok, kilka, kilkanaście lub w najlepszym wypadku kilkadziesiąt lat. Nawet w ostatniej,

najbardziej optymistycznej wersji nie jest to dużo, biorąc pod uwagę fakt, że niektóre gatunki drzew mogą żyć kilkaset lat. Osłabione w ten sposób drzewa stają się łatwym łupem dla rozmaitych szkodników i chorób. Ogławianie może również prowadzić do oparzeń słonecznych. Korona drzewa wytwarza tysiące liści absorbujących światło słoneczne. Kiedy usunie się liście, pozostałe gałęzie i pień zostają odsłonięte i narażone na silne działanie światła i ciepła. Wynikiem może być poparzenie słoneczne tkanki pod korą. Może doprowadzić to do zrakowaceń, podłużnych spękań kory i obumierania niektórych gałęzi. Odsłonięte gałęzie i konary są łatwo nagrzewane przez wiosenne słońce, nocą zaś, w czasie znacznych spadków temperatury, łatwo ulegają pęknięciom mrozowym, które przyczyniają się do powstania kolejnych ran [Szczepanowska 2001]. Podobne uszkodzenia stwierdzono u 50% drzew obserwowanych w Opolu. Najbardziej nasilało się to na drzewach klonu jesionolistnego i lipy szerokolistnej oraz topoli kanadyjskiej. Ogławianie jest zdecydowanie potępiane przez największą i najbardziej renomowaną organizację arborystyczną na świecie: International Society of Arboriculture. Podobną opinię głoszą organizacje krajowe z Wielkiej Brytanii, Irlandii i Niemiec [Kosmala 2006].

Kolejnym nieprzemyślanym argumentem jest uwaga, że ogłowione drzewa są łatwiejsze i tańsze w utrzymaniu oraz pielęgnowaniu. Pielęgnowanie drzew ogłowionych jest bardziej kosztowne niż nieogławianych. Należy tu zaznaczyć, że zabieg ogławiania jest drogi i kłopotliwy, wymaga specjalistycznego sprzętu. Bardzo ważne jest, aby drzewa ogłowione corocznie przycinać, usuwać posusz oraz kontrolować stan bezpieczeństwa. Koszt ogławiania drzewa nie ogranicza się tylko do samego wykonania tego zabiegu. Jeśli drzewo przeżyje, to będzie wymagało cięcia co parę lat. Jeśli zaś obumrze, trzeba będzie je usunąć. Potwierdzają to przykłady z terenu Opolą, gdzie po ogłowieniu drzew wycięto w następnych latach od 10 do 15% obserwowanych drzew topoli kanadyjskiej. Istnieją również pewne ukryte koszty ogławiania. Zdrowe, dobrze utrzymane drzewa mogą [wg danych amerykańskich – za: Kosmala 2006] podnieść wartość posesji o 10–20%, ze względu na wartości estetyczne i przyrodnicze. Natomiast zdeformowane, ogłowione drzewa nie tylko nie podnoszą wartości posesji, ale słusznie uważa się je za niebezpieczne (grozi wykośnięciem lub złamaniem), pociągające za sobą dodatkowe koszty w pielęgnacji i użytkowaniu posesji. Do negatywnych stron ogławiania, które wiążą się z kosztami, można doliczyć jeszcze dwie kwestie, związane z utratą wartości estetycznych i przyrodniczych. Drzewa ogłowione znacznie tracą na atrakcyjności, ponieważ każdy takson ma charakterystyczny pokrój korony. Ogłowienie powoduje oszpecenie drzewa, niszczy jego naturalną formę. Po usunięciu wierzchołków gałęzi często pozostają pniaki, czopy i sęki. Drzewa stają się brzydkie, zwłaszcza w stanie bezlistnym, który w naszym klimacie trwa, w zależności od gatunku, od 5 do 6 miesięcy. Ogłowione drzewo jest okaleczone, nie komponuje się z krajobrazem. Drzewo, które zostało ogłowione, nigdy nie odzyska swoich naturalnych formy i kształtu, jest to proces nieodwracalny. Poza tym traci ono wartości przyrodnicze, co wielokrotnie stwierdzono w wypadku drzew ogłowionych w Opolu. Drzewo, które utraci niemal całą koronę, nie jest już tak wydajne w wiązaniu dwutlenku węgla i innych substancji toksycznych zawartych w powietrzu. Wytwarza o wiele mniej tlenu, a jego nieliczne liście zatrzymują dużo mniej kurzu i pyłu, wyparowują o wiele mniej wody, a więc w dużo mniejszym stopniu obniżają temperaturę powietrza w otoczeniu. W mniejszym stopniu tłumią hałas i dają o wiele mniejszy cień

w dni upalne, a przede wszystkim przestają być siedliskiem wielu dzikich zwierząt. Biolodzy twierdzą, że na naszych drzewach żyje ponad 120 gatunków ptaków, 140 gatunków ssaków oraz 270 gatunków gadów i płazów. Ta karygodna bezmyślność doprowadza do nieodwracalnych szkód w krajobrazie, zmian składu gatunkowego fauny i flory oraz wyglądu i składu drzewostanu [Kosmala 2006].

Prawdziwą przyczyną ogławiania drzew jest brak wyobraźni i wiedzy osób, które odpowiadają za posadzenie określonego drzewa w nieodpowiednim miejscu. Doświadczenie uczy, że najczęściej najbardziej istotnych błędów popełniane jest na etapie doboru drzewa i miejsca jego posadzenia. Złe dobranie drzewa ma konsekwencje na długie lata życia drzewa. Należy pamiętać, że wiele drzew przeżyje nas. Dlatego największą wagę powinno się przykładac do profilaktyki. Bardzo ważny jest właściwy dobór drzewa, które ma być posadzone w określonym miejscu. Amerykanie w takim wypadku radzą "Plant the Right Tree in the Right Place", czyli „posadź odpowiednie drzewo w stosownym dla niego miejscu” [za: Kosmala 2006]. Jedym z najpowszechniejszych błędów popełnianych przez projektantów i właścicieli ogrodów jest zakup i dobór nieodpowiednich roślin, które rozrastają się do rozmiarów znacznie przekraczających wielkość przeznaczoną dla nich przestrzeni. Nieodpowiedni dobór drzew posadzonych przy ul. Krapkowickiej w Opolu przyczynił się do ich ogłowienia, ponieważ topola kanadyjska rosła w bliskiej odległości od osi jezdni.

Wiele różnych czynników może ograniczać przestrzeń przeznaczoną do posadzenia drzewa: instalacje napowietrzne i podziemne, drogi, budynki, inne drzewa, wymagania widoczności itp. Należy upewnić się, że jest dosyć przestrzeni, zarówno nad ziemią, jak i pod nią na jego posadzenie. Decydując się na wybór określonego gatunku, nie należy próbować na siłę sadzić drzewa w nieodpowiednim miejscu, ponieważ konsekwencje mogą być przykre [Kosmala 2006].

## Podsumowanie

Wykonując ogławianie, popełnia się wobec drzewa trzy poważne przestępstwa:

1. Następuje nagłe zahamowanie procesów fizjologicznych. Drzewo broniąc się przed tym, chce za wszelką cenę odtworzyć masę vegetacyjną, co wiąże się ze zużyciem energii. W efekcie następuje zahamowanie przyrostu pnia na grubość, drzewo traci odporność na niekorzystne warunki środowiska, np. zasolenie lub niska temperatura podczas zimy (przemarzanie), jest bardziej podatne na inwazję szkodników i chorób, następuje zahamowanie rozwoju korzeni.
2. Zwiększa się prawdopodobieństwo infekcji na skutek pozostawionych dużych ran.
3. Zmniejsza się stabilność drzewa oraz osłabia się jego konstrukcja. Staje się bardziej podatne na rozłamania.

## Piśmiennictwo

- Chachulski Z., 2000. Poradnik chirurgia i pielęgnacja drzew. Legraf., 244.
- Kosmala M., 2000. Pielęgnowanie drzew i krzewów ozdobnych – Poradnik. PWRiL, Warszawa, 144.
- Kosmala M., 2006. Fakty i mity o ogławianiu drzew. Międzynarodowe Forum Gospodarczo-Ekonomiczne. Materiały konferencyjne, Przemyśl 12.05.2006 r. Wyd. Fundacja Polsko-Japońska 'YAMATA'.
- Szczepanowska B., 2001. Drzewa w mieście. Hortpress Sp. z o.o. 256.
- Siewniak M., Kusche D., 2002. Baumpflege heute. Patzer, Berlin-Hannover.
- Tree Topping: What It Is, Why It's Bad And How To Prevent It, <http://state.il.us/conservation/forestry/Urban/Treetopping.htm>



### 4.3. Przyczynowo-skutkowe aspekty gospodarki drzewostanem na placu budowy

#### Wstęp

Reakcja drzewa na uszkodzenie może być natychmiastowa lub odsunięta w czasie, nawet na wiele lat, co jest uzależnione od różnych czynników – przede wszystkim gatunku drzewa, czasu uszkodzenia i jego fazy rozwojowej. Reakcja drzewa może nastąpić także dopiero po kilkudziesięciu latach, kiedy zamiera ono na skutek wyczerpania sił życiowych [Coder 2000]. Reakcje odsunięte w czasie są najbardziej powszechne i dlatego też najtrudniejsze do udowodnienia w aspekcie przyczynowo-skutkowym.

Wyniki badań przeprowadzonych przez IGPI w latach 1995–1997 wykazały, że z terenu 77 zbadanych miast różnej wielkości zostało usunięte 66 tysięcy drzew. Utrata drzew systematycznie wzrasta. Bardzo duży udział strat w drzewostanach, poza usuwaniem roślin przy budowie dróg i ulic, jest powodowany zniszczeniami drzew na terenach budownictwa mieszkaniowego (około 35–40%) oraz w związku z zakładaniem instalacji podziemnych (około 20–30%) [Szczepanowska i in. 1998].

Działania prowadzące do uszkodzenia drzew podejmowane są w znacznym stopniu na skutek braku wiedzy na temat długoterminowego wpływu na ich żywotność. Dewastacja i powolne obumieranie drzew na terenach miejskich są często nieodwracalne, a nasadzenia są niemożliwe do odtworzenia [Saebo i in. 2005]. Drzewo do osiągnięcia dojrzałości potrzebuje dziesiątek lat, a szanse na prawidłowy rozwój i przetrwanie zmniejszają się wraz z pogarszającymi się warunkami siedliskowymi w miastach.

W naszym kraju brakuje narzędzi pozwalających na odpowiedzialną gospodarkę drzewostanem. Sytuacja ta jest wykorzystywana przez inwestorów, którzy nie prowadzą robót z zastosowaniem technik ochronnych i rozwiązań technicznych przyjaznych drzewom (głównie ich korzeniom), ponieważ w ich opinii zwiększają one koszty inwestycji.

Na podstawie przeprowadzonych badań spróbowano sformułować priorytety i zasady gospodarowania drzewostanem na placu budowy.

#### Materiał i metody badań

Celem badań była ocena wpływu zmiany warunków siedliskowych związanych z procesem budowlanym na żywotność drzew na przykładzie dwóch gatunków: jesionu wyniosłego (*Fraxinus excelsior* L.) i lipy drobnolistnej (*Tilia cordata* Mill.). W pracy zbadano wpływ płytkich uszkodzeń systemu korzeniowego (ułożenie nawierzchni) oraz uszkodzeń głębokich (wykop pod budynek) na kondycję drzew. W celu sprawdzenia, jakie są długotrwałe skutki uszkodzeń, badania dotyczyły dwóch terminów uszkodzeń (uszkodzenia dawne, lata 2000–2003 oraz niedawne, lata 2006–2007). Obserwacje przeprowadzone zostały w ciągu trzech sezonów wegetacyjnych. W sumie do badań zakwalifikowane zostały 103 drzewa w siedmiu lokalizacjach, z tego 57 było uszkodzonych, a 46 stanowiły egzemplarze porównawcze. Drzewa kontrolne to drzewa rosnące w części

szpaleru, których system korzeniowy nie został naruszony przez prace budowlane lub drzewa rosnące po przeciwnej stronie ulicy, czyli w bezpośrednim sąsiedztwie, wszystkie w zbliżonym wieku i stanie zdrowotnym. Obie grupy drzew (uszkodzone i kontrolne) przed inwestycją rosły w tych samych warunkach siedliskowych, co potwierdziły badania wybranych parametrów glebowych. W badaniach poszukiwano zależności między pracami budowlanymi a osłabieniem kondycji drzew i podjęto próbę sprawdzenia, w jakiej mierze czas, typ uszkodzenia oraz uwarunkowania gatunkowe wpływają na żywotność drzew.

Badania przeprowadzone na potrzeby niniejszej pracy polegały na rejestracji wegetatywnych faz fenologicznych za pomocą formularzy uwzględniających specyfikę rozwojową [Mędrzycki 1982, Supłat 1991], oceny zawartości skrobi wybarwionej przy użyciu płynu Lugola w komórkach pędów oraz oceny kondycji ze szczególnym uwzględnieniem „progów krytycznych” uszkodzeń [Kosmala i in. 2009], a także prawidłowych proporcji żyjącej korony [Shigo 1986, Coder 2000]. Jak wynika z analiz literatury przedmiotu, obumarcie i śmierć mogą być skutkami zranienia powyżej 45% korzeni, uszkodzenia więcej niż 50% kory i miazgi lub powyżej 55% utraty korony [Kosmala i in. 2009].

## Wyniki

Zalecane strefy ochronne i progi krytyczne zostały przekroczone w przypadku wszystkich badanych stanowisk – mimo to drzewa reagowały odmiennie. Korzystne dla wegetacji warunki pogodowe w latach badań sprzyjały regeneracji drzew uszkodzonych.

Badania oceny kondycji zdrowotnej drzew, badanie zawartości skrobi w pędach oraz obserwacje fenologiczne i patologiczne drzew pozwoliły na wyodrębnienie trzech faz witalności, w których znajdowały się uszkodzone w trakcie prac budowlanych drzewa – fazy regeneracji, stagnacji lub rezygnacji (tab. 1). Pomimo to, nawet 9 lat od momentu rozpoczęcia prac budowlanych, drzewa uszkodzone reagują pogorszeniem rejestrowanych parametrów, przy czym reakcja u drzew kontrolnych nie występuje lub jest mniej gwałtowna. W tabeli 1 przedstawione zostały zarejestrowane tendencje.

Tabela 1  
Table 1

Zestawienie oznak poprawienia i pogorszenia kondycji drzew uszkodzonych względem kontrolnych dla poszczególnych badanych czynników, ze szczególnym uwzględnieniem skrobi  
Summary of tree vitality increasing and decreasing sights of damaged trees in comparison to control group for all factors with special taking under consideration of starch content

Lokalizacja Location	Gatunek- Species Typ uszkodzenia Type of damage Czas uszkodzenia Time of damage			Fenofazy Phenophases					Kondycja – Vitality	Skrobia Starch content			Ocena Assessment
	A1-A4	A4-A5	A5-A6	A7-A8	A1-A8	2007	2008	2009					
Zajączka ZA	L	P	D	—	—	—	—	—	—	—	●	●	rezygnacja resignation
Meksykańska ML	L	G	D	●	●	●	●	●	—	—	—	●	regeneracja regeneration
SGGW SG	L	P	N	●	—	—	—	—	—	●	●	●	regeneracja regeneration
Abrahama AB	L	G	N	●	●	—	●	●	—	●*	●	—	regeneracja regeneration
Siekierkowski MS	J	P	D	—	—	brak lack	—	—	—	—	—	—	rezygnacja resignation
Meksykańska MJ	J	G	D	●	—	brak lack	●	—	—	—	—	—	stagnacja
Puławska PU	J	P	N	—	—	brak lack	—	—	—	—	●*	—	rezygnacja resignation

OZNACZENIA : J – jesion, L – lipa, P – płytkie korytowanie pod nawierzchnie, G – głęboki wykop pod budynek, D – uszkodzenie w latach 2000–2002, N – uszkodzenie w latach 2005–2006

DESCRIPTION : J – ash, L – lime, P – shallow damage, G – deep damage, D – damage in the period 2000–2002, N – damage in the period 2005–2006

— pogorszenie parametru – decreasing of the factor

● oznaki regeneracji – sights of regeneration

\* wartość *P* bliska poziomowi istotności – *P* value close to confidential level

### Wpływ robót budowlanych na kondycję drzew w zależności od uwarunkowań gatunkowych

Oznaki pogarszania kondycji w trakcie badań wykazywało 77% uszkodzonych jesionów (gatunek wrażliwy), niezależnie od czasu i typu robót. Z tej grupy blisko połowa (45%) obumarała, a 32% przeżyło z objawami gwałtownego pogarszania się kondycji w trzecim roku badań. Na jednym stanowisku jesionów zaobserwowano stan stagnacji (23% badanych uszkodzonych jesionów), ale z widocznym wyczerpaniem skrobi w pędach (MJ). Oznaki regeneracji zaobserwowano u 74% badanych uszkodzonych lip.

Oznaki regeneracji słabły pod wpływem mniej korzystnych czynników zewnętrznych, w tym wypadku gorszej pogody dla wegetacji w jednym roku badań. W jednym przypadku lip uszkodzonych dawno przez korytowanie (ZA) zaobserwowano zły, stabilny stan na granicy zmian nieodwracalnych i dotyczyło to 26% badanych uszkodzonych drzew (fot. 1). Z powyższego zestawienia można wnioskować, że lipa drobnolistna jest gatunkiem bardziej tolerancyjnym w porównaniu do jesionu wyniosłego.



Korona przerzedzona drzewa uszkodzonego  
Thinning crown of damaged tree



Ubytki w koronie drzewa uszkodzonego  
Defects in the crown of the damaged tree



Sylwetka drzewa kontrolnego  
Shape of the crown of undamaged tree



Sylwetka drzewa uszkodzonego  
Shape of the crown of damaged tree

Fot. 1. Porównanie koron drzew rosnących przy ul. G. Zajączka (ZA), sierpień 2008 r.  
Phot. 1. Comparison of tree crowns growing on G. Zajączka Street (ZA), August 2008

## Wpływ robót budowlanych na kondycję drzew uwarunkowany terminem uszkodzenia – uszkodzenia stare i nowe

Co **szóste drzewo uszkodzone** (17,5%) obumarło. Były to osobniki z grupy uszkodzonych w 8. roku po zakończeniu prac. W sumie **cztery drzewa na pięć uszkodzonych dawno** (84%) zakwalifikowano do grupy drzew obumarłych, wykazujących oznaki zamierania lub stagnacji, przy czym w grupie drzew uszkodzonych niedawno co trzecie drzewo wykazywało oznaki rezygnacji, pozostałe zaś rozpoczynały proces regeneracji. We wszystkich lokalizacjach reakcje drzew uszkodzonych były uzależnione w różnym stopniu od pojawienia się nowych, stresowych czynników.

## Wpływ robót budowlanych na kondycję drzewa w zależności od stopnia uszkodzenia

Jak już wspomniano, w przeprowadzonych badaniach obumarło 17,5% drzew uszkodzonych płytko. Jednak 28% (15,8% drzew uszkodzonych płytko oraz 12,2% uszkodzonych głęboko) zakwalifikowane zostało jako wykazujące objawy powstania nieodwracalnych zmian i degradacji kondycji. Kolejne 8,8% drzew z grupy uszkodzeń głębokich, pomimo dobrego stanu, wykazuje symptomy stagnacji, a co za tym idzie, w przypadku pojawienia się dodatkowych stresów (np. bardzo suche i upalne lato) może zareagować pogorszeniem kondycji. Jak wynika z powyższego zestawienia w grupie obumarłych i wykazujących oznaki zamierania zaobserwowano w sumie ponad 1/3 drzew uszkodzonych płytko (33,3%). Natomiast tylko 12,2% drzew uszkodzonych głęboko było w stanie rezygnacji, a 8,8% uznano za pozostające w stanie stagnacji. Badania wskazują na bardziej inwazyjny wpływ uszkodzeń płytkich (korytowanie pod nawierzchnię) niż uszkodzeń głębokich (wykop pod garaż podziemny).

## Możliwości prognozowania wpływu prac budowlanych na szanse przeżycia drzew

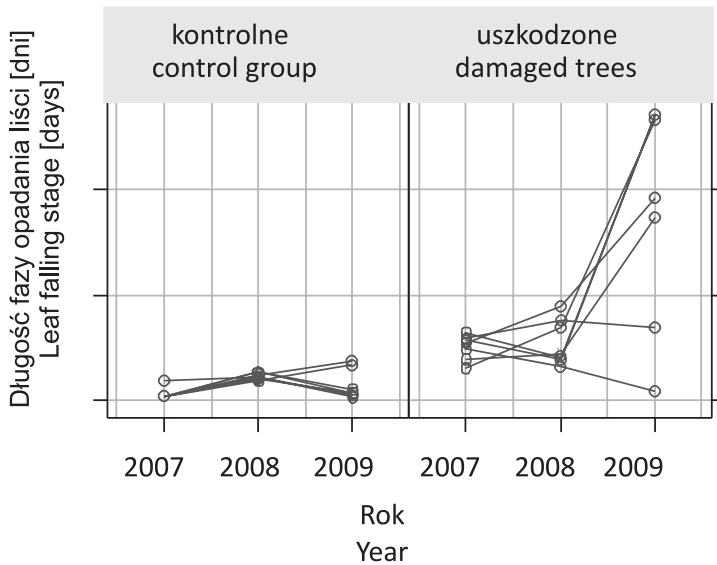
Pomimo oznak regeneracji drzewa uszkodzone wymagają dalszych obserwacji (tab. 2). Przykładowo, jesiony przy Moście Siekierkowskim (MS) obumarły na skutek uszkodzeń powodowanych przez roboty budowlane w 8. roku po uszkodzeniu. Jesiony rosnące przy ul. Meksykańskiej (MJ) zdają się być w stanie stagnacji, ich stan jest dobry i nie zaobserwowano dużej zmienności w grupie. Wykazują jednak niski poziom skrobi w pędach. Drzewa wymagają dalszych obserwacji.

Natomiast żywotność jesionów rosnących przy ul. Puławskiej (PU) uszkodzonych niedawno przez głęboki wykop pod fundament oraz inne badane symptomy wskazują na stan rezygnacji drzew o wyczerpanych rezerwach energetycznych (rys. 1). Widoczne jest tu m.in. gwałtowne pogorszenie długości faz w trzecim roku badań (5 lat po uszkodzeniu). Oznaki wskazują na poważne, prawdopodobnie nieodwracalne zmiany, które prowadzić będą do obumarcia (tzw. spirala śmierci).

Tabela 2  
Table 2

Wpływ robót budowlanych na kondycję drzew w zależności od gatunku, czasu uszkodzenia i jego typu  
Influence of construction works on tree vitality depending on the species, time of the damage and the type of the damage

Zmiany w kondycji drzew Changes in tree vitality	Gatunek Species		Czas Time of damage		Typ uszkodzenia Type of damage	
	Jesiony Ash	Lipy Linden	Stare Old	Nowe New	Głęboki Deep excavation	Płytki Shallow excavation
Regeneracja Regeneration	–	ML, SG, AB	ML	SG, AB	ML, AB	SG
Stagnacja Stagnation	MJ	–	MJ	–	MJ	–
Rezygnacja Resignation	MS, PU	ZA	ZA, MS	PU	PU	ZA, MS



Rys. 1. Faza opadania liści (A7–A8); jesiony rosnące przy ul. Puławskiej (PU) pomimo sprzyjających wegetacji warunków w trzecim roku badań wykazały oznaki degeneracji („spirala śmierci”).

Fig. 1. The leaf falling phase (A7–A8); ashes growing on Puławska Street (PU) despite of growing condition favorable for vegetation showed signs of degeneration ("death spiral")

Nie jest możliwe określenie wpływu robót przed i tuż po ich zakończeniu. Nawet w przypadku gatunków wrażliwych okres trzech lat od zakończenia robót jest minimalnym czasem, kiedy wyraźniej uwidacznia się wpływ prac budowlanych i możliwe jest wnioskowanie w zakresie tendencji zmian. Reakcje drzew są w dużym stopniu zależne od pojawienia się dodatkowych stresów, jednak tuż po zakończeniu robót możliwe jest poprawianie warunków siedliskowych zapobiegające lub opóźniające wejście drzewa w fazę rezygnacji.

Ponadto badania wykazały, że oddzielenie procesu budowlanego od zarządzania nieruchomością po jego zakończeniu jest źródłem poważnych dodatkowych stresów dla drzew. Tak np. konsekwencją zmiany sposobu zagospodarowania terenu jest często mniej lub bardziej uzasadniona potrzeba cięcia koron drzew, czasami przyjmująca formę ogławiania. Dodatkowy czynnik stresowy prowadził w badaniach do poważnego pogarszania się kondycji drzew, które już wykazywały wyczerpane zapasy energii spowodowane pracami budowlanymi i pogorszeniem warunków siedliskowych.

W przeprowadzonych badaniach wpływ robót widoczny był również w 9. roku po rozpoczęciu procesu budowlanego i bardzo uzależniony od presji siedliska (warunki abiotyczne, biotyczne ze szczególnym uwzględnieniem antropogenicznych). Uszkodzone drzewa wykazywały wrażliwość na dodatkowe stresy nawet wiele lat po zakończeniu robót w porównaniu do drzew kontrolnych, które nie wykazywały negatywnych reakcji. Wrażliwość drzew uszkodzonych objawiła się, między innymi, zmianą długości faz lub dużą zmiennością reakcji w grupie.

W pewnym stopniu możliwe jest przewidywanie dalszych reakcji drzew na podstawie przeprowadzonych badań (tab. 3). Bardzo istotny jest monitoring po zakończeniu prac budowlanych, który w polskim prawodawstwie nie jest wymagany. Po wystąpieniu dodatkowego uszkodzenia monitoring umożliwiłby ocenę reakcji drzew i stwierdzenie, czy następuje regeneracja. W Ustawie o ochronie przyrody z 16 kwietnia 2004 r. nie ma obowiązku sprawdzenia stanu drzew istniejących po zakończeniu prac budowlanych.

Tabela 3

Table 3

Zestawienie cech zwiększających lub obniżających prawdopodobieństwo regeneracji drzew  
Summary of features decreasing or increasing probability of tree regeneration

Wskazania Recommendations	Uwarunkowania gatunkowe Tolerance of the species	Typ uszkodzenia Type of damage	Termin uszkodzenia Time of damage
Szanse na regenerację Chance for regeneration	gatunki tolerancyjne tolerant species	uszkodzenie głębokie deep excavation	do 5 lat od momentu uszkodzenia till 5 years from time of damage
Ograniczone szanse na regenerację Limited chance for regeneration	gatunki wrażliwe intolerant species	uszkodzenie płytkie shallow excavation	powyżej 5 lat od momentu uszkodzenia more than 5 years from time of damage

Jak wynika z przeprowadzonych badań, oparcie oceny tylko na jednym czynniku (fenologia, skrobia lub kondycja) może okazać się niewystarczające do oceny reakcji drzewa, natomiast kompleksowa analiza badań minimum trzyletniego okresu czasu umożliwia ocenę fazy witalności (regeneracji, stagnacji lub rezygnacji), a przez to wskazanie drzew bez szans na rozwój (faza rezygnacji) albo określenie wrażliwości reakcji drzew i na tej podstawie ustalenie zaleceń pielęgnacyjnych dla drzew w fazie stagnacji lub regeneracji.

## Dyskusja i wnioski

W 1989 r. średni wiek nowo posadzonych drzew w miastach był szacowany na zaledwie 10–15 lat [Saebo i in. 2005]. Według badań amerykańskich naukowców drzewa w śródmieściu wielkich miast żyją przeciętnie 7 lat. Badacze podają, że średnia przewidywana długość życia drzewa w zależności od warunków, w jakich rośnie wynosi: w przypadku drzew otoczonych przez chodnik – poniżej 10 lat, na trawniku przylegającym do chodnika – 20 lat, w parku – 50 do 100 lat [Bassuk, Throwbridge 2004]. Potwierdzają to badania przeprowadzone w Warszawie, które dowodzą, że drzewa w miastach żyją coraz krócej, rzadko przekraczając w śródmieściu wiek 10 lat [Dmuchański, Badurek, 2001]. Można przypuszczać, że prace budowlane związane ze zwiększającą się antropopresją przyczyniają się również do skrócenia długości życia drzew rosnących w miastach.

Stwierdzono istotny, statystycznie negatywny wpływ uszkodzeń na kondycję we wszystkich badanych grupach drzew, a w przypadku 17% uszkodzenia te spowodowały ich obumarcie. Na podstawie badania faz witalności ustalono, że w sumie co drugie drzewo z grupy uszkodzonych obumarło lub obumrze w najbliższym czasie. Wyniki te świadczą o skali zamierania drzew po zakończeniu prac budowlanych.

Więcej niż cztery drzewa na pięć z grupy uszkodzonych w latach 2000–2002 wykazywały oznaki rezygnacji lub stagnacji. Natomiast w grupie uszkodzonych w latach 2005–2006 u co trzeciego drzewa zaobserwowano oznaki rezygnacji, u pozostałych regeneracji. Nawet dziewięć lat po uszkodzeniu obserwowano pogorszenie badanych parametrów. Wyniki te świadczą o długoterminowym wpływie zmiany warunków siedliskowych na placu budowy na kondycję drzew.

W przeprowadzonych badaniach stwierdzono, że blisko połowa jesionów uszkodzonych obumarła, kolejne 30% wykazywało oznaki rezygnacji, pozostałe są w fazie stagnacji. Natomiast w przypadku lip uznawanych za gatunek tolerancyjny około 75% wykazywało oznaki regeneracji. Potwierdza to duże znaczenie tolerancji gatunkowej w prognozowaniu wpływu uszkodzeń drzew związanych z pracami budowlanymi.

W grupie drzew uszkodzonych płytko oznaki rezygnacji obserwowano u blisko 60% drzew. W tej grupie co trzecie drzewo obumarło. Tylko w przypadku co dziesiątego drzewa uszkodzonego głęboko zarejestrowano oznaki rezygnacji, u pozostałych były to oznaki regeneracji. Badania udowodniły konieczność ochrony w równym stopniu możliwie największej powierzchni systemu korzeniowego przed uszkodzeniami zarówno płytkimi (do 30 cm), jak i głębokimi. Podobne wnioski można wysnuć na podstawie analizy literatury [Miller, Hauer 1995].



Ponadto bardzo problematyczne okazały się uszkodzenia związane z zarządzaniem nieruchomością, prowadzące przede wszystkim do nadmiernych cięć, w tym ogławiania. Pokrywa się to z problemami zgłaszanymi przez innych badaczy. Close i in. [2001] udowodnili, że jako powód ogławiania drzew podawano: „drzewo było za duże”, „chcieliśmy poprawić wygląd drzewa”, „zmniejszyć liczbę dużych gałęzi”. Close i in. [2001] sugerują, że zjawisko ogławiania zostanie zmniejszone lub wyeliminowane tylko w przypadku poprawienia świadomości ludzi zaangażowanych w podejmowanie decyzji dotyczących drzew w zakresie negatywnego wpływu ogławiania na kondycję drzew, ich wygląd, biologię i szanse przeżycia.

Coder [1995] uznał świadomość właściciela w zakresie prawidłowego postępowania z drzewostanem za kluczowy czynnik umożliwiający skuteczną ochronę drzew. Lloyd i Miller [1997] proponują schemat właściwego reagowania ARP (*Appropriate Response Process*) z uwzględnieniem oczekiwania klienta, fitosanitarnego stanu drzewa oraz czynników stresowych. W przypadku kiedy zastosowane zostały zabiegi mające na celu poprawienie kondycji drzewa, wykonywana jest kolejna ocena i proces zaczyna się od nowa. Zdarzenie lub symptomy powodują potrzebę kontaktu ze specjalistą. Najbardziej wartościową formą jest osobiste spotkanie z klientem, gdzie następuje pełny przepływ informacji w obie strony i możliwa jest edukacja właściciela terenu, na którym rośnie drzewo. Następują badanie oraz diagnoza czynnika stresowego lub kompleksu czynników z analizą historii miejsca, praktyk kulturowych, zabiegów pielęgnacyjnych, warunków pogodowych i innych ważnych w tym kontekście czynników. Na podstawie wszystkich dostępnych informacji, oczekiwań klienta, wiedzy praktycznej, doświadczenia i przewidywań podejmowana jest decyzja o dalszym postępowaniu w zakresie zabiegów pielęgnacyjnych lub prewencyjnych (np. przeciw rozprzestrzenianiu się choroby). Kolejnym etapem jest monitoring i ewentualne podjęcie następnego procesu oceny.

Lawson i O'Callaghan [1995], Gilbert [1996] i Szczepanowska [2001] za podstawowy warunek właściwego zarządzania drzewostanem uznają konieczność wejścia arborysty jako pierwszej osoby na teren planowany pod budowę. Dopiero wtedy ma on szansę dostosować plan zarządzania drzewostanem do uwarunkowań lokalnych. Sukces w ochronie drzew może być osiągnięty tylko wtedy, kiedy wpisany jest ściśle w proces projektowy oraz przedstawiony jest w sposób przyjazny dla inwestorów i uczestników procesu budowlanego.

Określenie tendencji długookresowego wpływu robót budowlanych na drzewa umożliwia w pewnym stopniu przewidywanie ich reakcji w przyszłości. Jednak możliwe jest to jedynie po określeniu fazy żywotności i dynamiki zmian pomiędzy latami w tym zakresie. Na podstawie właściwej oceny możliwe jest opracowanie zaleceń pielęgnacyjnych adekwatne do faktycznej kondycji drzew. Dotyczy to w szczególności podejmowania decyzji w zakresie zabiegów standardowych, ponadstandardowych lub usunięcia drzewa ze względu na brak szans rozwojowych.

## Piśmiennictwo

- Bassuk N.L., Trowbridge J., 2004. *Trees in the Urban Landscape. Site Assessment, Design and Installation*. John Wiley & Sons, Hoboken, NY.
- Close D.D., Groninger J.W., Mangum J.C., Roth P.L., 2001. Homeowners opinions on the Practice and Effects of Topping Trees. *Arboriculture & Urban Forestry*, 27 (3), 160–165.
- Coder K. D., 2000. *Tree Root Growth Requirements*. University of Georgia.
- Coder K.D., 1995. Tree Quality BMPs for Developing Wooded Areas and Protecting Residence Trees, [w:] *Trees and Building Sites*, International Society of Arboriculture, Savoy, Illinois, 111–124.
- Dmuchowski W., Badurek M., 2001. Stan zieleni przyulicznej w Warszawie na podstawie wieloletnich obserwacji i doświadczeń Ogrodu Botanicznego – CZRB PAN. Materiały z konferencji „Zieleń Warszawy, problemy i nadzieje – 5 lat później”. Warszawa, 30–55.
- Gilbert O., 1996. Retaining trees on construction side. *Arboricultural Journal*, 20, 39–45.
- Kosmala M., Rosłon-Szeryńska E., Suchocka M., 2009. Influence of Mechanical Damage on the Condition of Trees. *Ann. Warsaw Univ. of Life Sci. – SGGW*.
- Lawson M., O’Callagan D., 1995. A critical look at the potential formation damage caused by roots. *Tree roots foundation*. Liverpool England.
- Lloyd J., Miller M., 1997. *Plant Health Care For Woody Ornaments*. Champaign, Illinois, 190–193.
- Mędrzycki M., 1982. Wpływ warunków siedliskowych na fenologię niektórych gatunków klonów w Warszawie. Praca doktorska, SGGW, Warszawa.
- Miller R.W., Hauer R.J., 1995: Street Reconstruction on Related Tree Decline, [w:] *Trees on the building site*. Champaign Illinois, 12–16.
- Saebo A., 2005. *The Selection of Plant Materials for Street*, [w:] *Trees and Urban Woodland*, Springer.
- Shigo A.L., 1986: *A New Tree Biology and Dictionary*. Shigo and Trees, Associates. LLC, New Hampshire, 552.
- Supłat S., 1991. Wpływ warunków środowiska miejskiego na stan zdrowotny drzew ulicznych śródmieścia Warszawy. Praca doktorska na WOIAK, SGGW-AR, Warszawa.
- Szczepanowska H.B., 2001. *Drzewa w mieście*. Hortpress, Warszawa, 151, 168–169.
- Szczepanowska H.B., Olizar J., Suchocka M., Kosiba E., 1998. Skuteczność opłat i kar za usuwanie drzew i krzewów. Analiza wysokości opłat i kar. IGPIK, Warszawa (maszynopis).

## 4.4. Grzyby dermatofitowe występujące u osób prowadzących zabiegi pielęgnacyjne roślin

### Wstęp

Dermatofity są grzybami keratynofilnymi i keratynolitycznymi, charakteryzują się wysokim powinowactwem do tkanek skeratynizowanych, co czyni je odpowiedzialne za powierzchowne grzybice skóry (*tinea faciei*, *tinea barbae*, *tinea corporis*, *tinea cruris*, *tinea manuum* czy *tinea pedis*), paznokci (*onychomykoza*, *tinea unguium*), włosów (*tinea capitis*) [Kane i in. 1997, Adamski, Batura-Gabryel 2007]. Infekcje te są bardzo częste i występują u osób w różnym wieku [Kane i in. 1997]. Ze względu na różnorodność gatunków grzybów dermatofitowych powodujących grzybice bardzo ważna jest diagnostyka mikologiczna.

W praktyce laboratoryjnej spotyka się dermatofity należące do 3 rodzajów – *Trichophyton*, *Microsporium* oraz *Epidermophyton* [Alkiewicz 1955, Prochacki 1975, Kane i in. 1997, Adamski, Batura-Gabryel 2007].

Ze względu na źródło zakażenia człowieka dermatofity dzieli się na antropofilne (bytuje na ludziach) *Trichophyton concentricum* (R. Blanch. 1895), *Trichophyton interdigitale* (Priestley 1917), *Trichophyton rubrum* (Sabour. 1911), *Trichophyton schoenleinii* (Langeron & Miloch. ex Nann. 1934), *Trichophyton soudanense* (Joeyux 1912), *Trichophyton tonsurans* (Malmsten 1848), *Trichophyton violaceum* (Sabour. ex E. Bodin 1902), *Epidermophyton floccosum* (Langeron & Miloch. 1930), *Microsporium audouinii* (Gruby 1843), *Microsporium ferrugineum* (M. Ota 1921), zoofilne (bytuje na zwierzętach) – *Trichophyton mentagrophytes* (Sabour. 1985), *Trichophyton verrucosum* (E. Bodin 1902), *Trichophyton equinum* (Gedoelst 1902), *Microsporium canis* (E. Bodin ex Guég. 1902), *Microsporium gallinae* (Grigoraki 1929)) oraz geofilne (bytuje w glebie) – *Trichophyton terrestre* (Durie & D. Frey 1957), *Trichophyton ajelloi* (Ajello 1968), *Microsporium gypseum* (Guiartt & Giroaki 1928) [Adamski, Batura-Gabryel 2007].

Osoby prowadzące zabiegi pielęgnacyjne roślin narażone są przede wszystkim na zakażenia geofilnymi gatunkami dermatofitów. Najczęściej są to infekcje wywołane *Microsporium gypseum*, który jest wszechobecny – izoluje się go z gleb na całym świecie [Kane i in. 1997]. U ludzi wywołuje najczęściej grzybicę skóry owłosionej (*tinea capitis*) oraz skóry gładkiej (*tinea corporis*). Ryzyku wystąpienia infekcji grzybiczej sprzyja przede wszystkim nieużywanie rękawic ogrodowych w kontakcie rąk z glebą np. przy przesadzaniu roślin.

### Materiał i metody badań

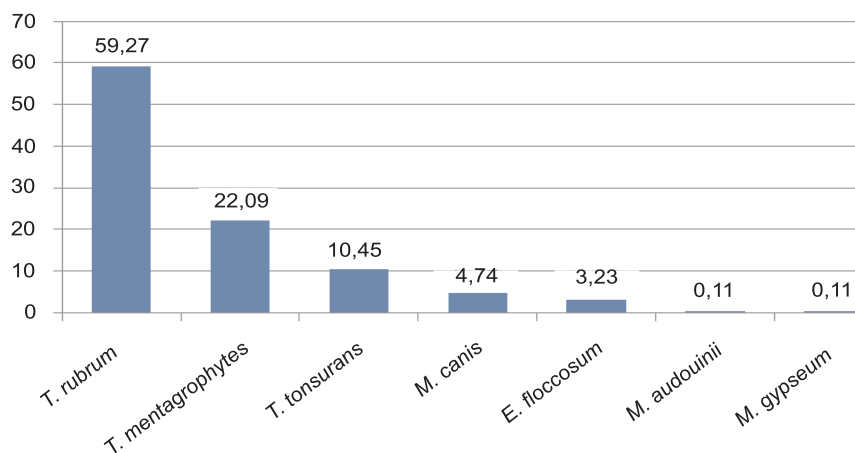
W latach 2004–2008 w Pracowni Mikologicznej Kliniki Dermatologicznej AM we Wrocławiu zbadanych zostało 10 029 pacjentów w wieku 0–90 lat pod kątem zakażeń grzybiczych. Obecność grzybicy oceniano na podstawie obrazu klinicznego oraz dodatkowego badania mikologicznego. Obszar zainfekowany badano w świetle lampy Wooda, sprawdzając występowanie fluorescencji, charakterystycznej dla zakażenia grzybiczego.

Zeskrobiny z chorobowo zmienionych naskórka, paznokci oraz włosy pobierano jałowym skalpelem do szalek Petriego. Z części materiału wykonywano preparat bezpośredni z użyciem roztworu rozjaśniającego (20% wodorotlenek potasu KOH oraz 40% dimetylosulfotlenek DMSO), pozostała część materiału służyła do założenia hodowli na podłożu Sabourauda z dodatkiem aktidionu oraz chloramfenikolu. Po upływie 2–4 tygodni wzrostu patogenu w temperaturze 25°C gatunek grzyba identyfikowano na podstawie morfologii makroskopowej hodowli, obrazu mikroskopowego oraz prób biochemicznych (test ureazowy, test perforacji włosa).

## Wyniki

Spośród 10 029 pacjentów zbadanych w latach 2004–2008 dermatofitozy stwierdzono u 9,25% (876) osób, przy czym u 5 stwierdzono zakażenie dwoma gatunkami grzybów dermatofitowych. W badanej grupie najczęściej stwierdzano infekcję pojedynczej części ciała (830), w 40 przypadkach chorobowo zmienione były dwa obszary, natomiast w 2 przypadkach stwierdzono zakażenie trzech obszarów ciała. Wśród przebadanych osób 435 (49,66%) było mieszkańcami Wrocławia, 262 (29,91%) pochodziły z małych miejscowości, natomiast 179 (20,43%) pochodziło ze wsi.

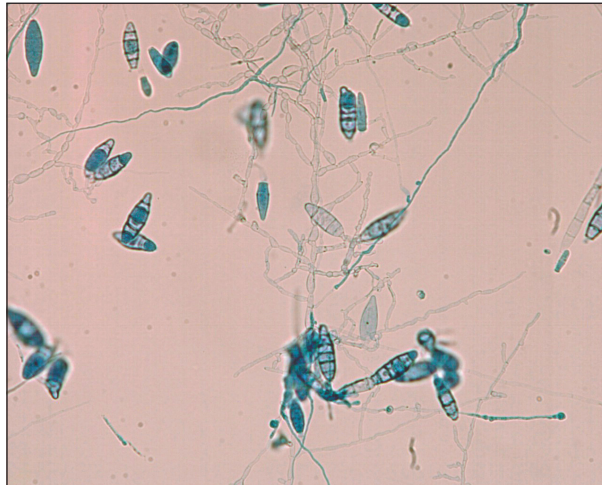
Patogendem izolowanym najczęściej był *Trichophyton rubrum* (59,27%) odpowiedzialny za 550 przypadków zakażeń (wykr. 1). Drugim co do częstości występowania dermatofitem był *Trichophyton mentagrophytes* (22,09% – 205 przypadków), natomiast trzecim, najczęściej izolowanym patogenem był *Trichophyton tonsurans* (10,45% – 97 przypadków). W przypadku pozostałych dermatofitów kolejne miejsca zajmują *Microsporum canis* (4,74% – 44 przypadki), *Epidermophyton floccosum* (3,23% – 30 przypadków), *Microsporum audouinii* (0,11% – 1 przypadek) oraz wspomniany wcześniej, geofilny gatunek *Microsporum gypseum* (0,11% – 1 przypadek).



Wykres 1. Częstość występowania danego gatunku dermatofitu  
Graph 1. Occurrence frequency of dermatophytes species



Fot. 1. 14-dniowa hodowla *Microsporium gypseum* na podłożu Sabourauda  
Phot. 1. 14-day old culture of *Microsporium gypseum* on Sabouraud's agar



Fot. 2. Obraz mikroskopowy hodowli *Microsporium gypseum*  
Phot. 2. Culture of *Microsporium gypseum* – microscopic view

## Dyskusja

*Microsporium gypseum* (fot. 1) jest dermatofitem geofilnym, izolowanym z gleb na całym świecie (najczęściej w Ameryce Południowej, bardzo rzadko w Stanach Zjednoczonych, Wielkiej Brytanii i Niemczech) [Chmel i Buchwald 1970]. Najbardziej podatni na infekcję są ludzie uprawiający ziemię (rolnicy, ogrodnicy), przy czym infekcje przeważają u mężczyzn [Chmel, Buchwald 1970]. Czasami zakażenie może być pochodzenia

odzwierzęcego [Kunstyr 1980]. *Microsporum gypseum* wyizolowano z futer psów, kotów, świnek morskich, szczurów, kóz, koni, królików, małąp, leopardów, wiewiórek, tygrysów, myszy oraz z piór wróbla i papug, jak również z innych zwierząt [Kunstyr 1980]. Opisywano również przypadki transmisji patogenu poprzez muchy [Pinetti i in. 1974]. Zakażenie poprzez bezpośredni kontakt z chora osobą należy również do rzadkości [Kane i in. 1997]. W Polsce grzybice skóry wywołane przez *Microsporum gypseum* nie należą do częstych [Ajello 1960, Baran i in. 1992]. Od 1974 do 2006 r. gatunek ten wyizolowano od dwudziestu trzech pacjentów – u ośmiorga mieszkańców Dolnego Śląska oraz aż od piętnastu pacjentów w województwie łódzkim, przy czym przeważał tu odsetek mężczyzn [Baran i in. 1993, Baran, Szepietowski 1994, Sysa-Jędrzejowska i in. 1995, Erkiert-Polguj i in. 2008]. W latach 2004–2008 w rejonie Dolnego Śląska, w Pracowni Mikologicznej Kliniki Dermatologii Akademii Medycznej we Wrocławiu odnotowano zaledwie jeden przypadek dermatofitozy spowodowanej przez ten patogen.

W Europie *M. gypseum* izolowano w Niemczech w roku 1999 od czterech pacjentów, co stanowiło zaledwie 1% wszystkich przypadków, we Włoszech w roku 1995 patogen został wyizolowany również od czterech pacjentów, co stanowiło 1.9% ogółu [Seebacher i in. 2008]. W USA w latach 1979–1981, 1982–1984, 1985–1987, 1993–1995 dermatofitozy te wynosiły odpowiednio 0,9, 0,7, 0,6 i 0,4%, [Seebacher i in. 2008]. W Azji, w Iraku odnotowany został zaledwie jeden przypadek zakażenia grzybiczego wywołanego przez *M. gypseum* [Seebacher i in. 2008].

## Podsumowanie

Dane epidemiologiczne potwierdzają fakt, iż zakażenia grzybicze wywołane przez geofilny dermatofit *M. gypseum* nie są zbyt częste, a każdy przypadek wskazujący na infekcję wywołaną przez rodzaj *Microsporum* wymaga dokładnej diagnostyki mikologicznej, pozwalającej na jednoznaczną identyfikację patogenu odpowiedzialnego za stan chorobowy. Najbardziej podatni na infekcję są ludzie uprawiający ziemię (rolnicy, ogrodnicy), przy czym przeważa tu procent mężczyzn.

## Piśmiennictwo

- Adamski Z., Batura-Gabryel H., 2007. Mikologia lekarska dla lekarzy i studentów. WNUM, Poznań, wydanie II, 21, 33–66.
- Ajello L., 1960. Geographic distribution and prevalence of the dermatophytes. Ann. N.Y. Acad. Sci., 89, 20–38.
- Alkiewicz J., 1955. Grzybice skóry. PZWL, Warszawa, 125–137.
- Baran E., Szepietowski J., 1994. Rozmieszczenie geograficzne dermatofitów izolowanych ze zmian skórnych na terenie Polski. Mikol. Lek., 1, 11–18.
- Baran E., Szepietowski J., Wałow B., Polakiewicz M., Kierśnicka-Itman I., 1992. Zakażenia grzybicze skóry na Dolnym Śląsku w latach 1974–1991. Część I. Częstość występowania. Przegl. Dermatol., 79, 294–301.
- Baran E., Szepietowski J., Wałow B., Polakiewicz M., Kierśnicka-Itman I., 1993: Zakażenia grzybicze skóry na Dolnym Śląsku w latach 1974–1991. Część II. Lokalizacja zmian skórnych. Przegl. Dermatol., 80, 49–58.

- Chmel L., Buchwald J., 1970. Ecology and transsion of *Microsporium gypseum* from soil to man. *Sabouraudia*, 8, 149–156.
- Erkiert-Polguj A., Burzyńska A., Waszczykowska E., 2008. Zakażenia grzybicze w materiale Kliniki Dermatologii UM w Łodzi w latach 2004–2006. *Mikol. Lek.*, 15 (4), 205–208.
- Kane J., Summmerbell R., Sigler L., Krajden S., Land G., 1997. Laboratory handbook of dermatophytes. Star Publishing Company, Belmont, 5, 19–21, 193–203.
- Kunstyr I., 1980. Laboratory animals as a possible source of dermatophyte infections in human. *Med. Micol.*, 8, 361–367.
- Pinetti P., Lositia A., Tarantino F., 1974. The role played by flies in the transmission of the human and animal dermatophytic infection. *Mycopathol. Mycol. Appl*, 54, 131–134.
- Prochacki H., 1975. Podstawy mikologii lekarskiej. PZWL, Warszawa, 150–155.
- Seebacher C., Bouchara J-P., Mignon B., 2008. Updates on the Epidemiology of Dermatophyte Infections. *Mycopathol*, 166, 335–352.
- Sysa-Jędrzejowska A., Dąbkowski J., Robak E., Łaski E., Woźniacka A., 1995. Rozsiana grzybica drobnozarodnikowa wywołana przez *Microsporium gypseum* u pacjentki z guzem jelita grubego. *Mikol. Lek.*, 2 (4), 239–241.

## 5. DYNAMIKA ZBIOROWISK ROŚLINNYCH NA TERENACH ZURBANIZOWANYCH

### 5.1. Storzycowate (*Orchidaceae*) wokół aglomeracji miejskiej Wrocławia – zagrożenia i ochrona siedlisk

#### Wstęp

Liczne dane literaturowe potwierdzają informacje o występowaniu storczykowatych w siedliskach antropogenicznych w różnych strefach klimatycznych, często poza ich naturalnym zasięgiem [Adamowski 1998, 2006, 2008]. Tendencja ta dotyczy również obszarów aglomeracji przemysłowych i miejskich. Do europejskich gatunków storczyków, które wkraczają na tereny zurbanizowane, należą: kruszczyk szerokolistny (*Epipactis helleborine* (L.) Crantz), stoplamek szerokolistny (*Dactylorhiza majalis* (Rchb.) P.F. Hunt et Summerh.), stoplamek plamisty (*Dactylorhiza maculata* (L.) Soó) oraz listera jajowata (*Listera ovata* (L.) R. Br.) [Szlachetko 2001, Adamowski 2006]. W aglomeracjach miejskich spotyka się również gatunki uznawane za wąsko wyspecjalizowane siedliskowo, m.in. kruszczyka błotnego (*Epipactis palustris* (L.) Crantz) [Wyrzykiewicz-Raszewska i in. 2001, Larocque, Nelson 2007].

Mimo obserwowanej tendencji do ekspansji wśród *Orchidaceae* – nadal niepokoi ustępowanie gatunków z ich naturalnych siedlisk, zwłaszcza jeżeli dotyczy to dużych populacji rzadkich w skali kraju storczyków, trudno adaptujących się do zmian warunków ekologicznych. Badanie mechanizmu tych procesów, tj. ustępowania z naturalnych siedlisk oraz jednoczesnej tendencji do wkraczania na siedliska antropogeniczne, jest dla naukowców trudnym zadaniem. Długoterminowe monitorowanie dynamiki populacji na siedliskach antropogenicznych może być skutecznym narzędziem pozwalającym poznać ewentualne zagrożenia populacji tych rzadkich roślin i im przeciwdziałać.

Badania nad rozmieszczeniem i ekologią populacji storczykowatych rosnących na terenie aglomeracji miejskiej Wrocławia rozpoczęto w roku 1999. Jako źródło wyjściowych danych pozwalających ocenić stan w XIX i na początku XX w. posłużyły prace botaników niemieckich, głównie Fieka (1881) i Schubego (1903, 1906–1930). Wstępne wyniki opublikowano w roku 2003 [Jakubka, Orłowski 2003].

#### Material i metody badań

Przeprowadzono dokładną weryfikację historycznych stanowisk i prowadzono badania terenowe w latach 1999–2010 na obszarze aglomeracji miejskiej i okolic Wrocławia. Określono liczebność istniejących populacji storczykowatych i stopień zagrożenia

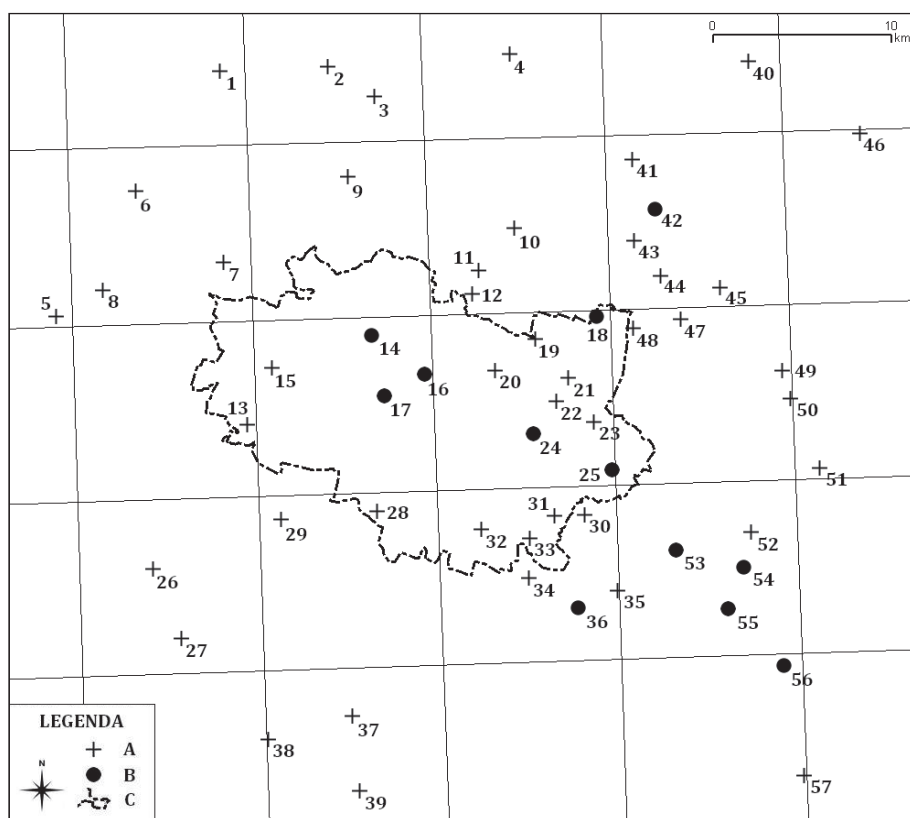


występowania gatunków na poszczególnych stanowiskach. Wszystkie odnalezione populacje objęto od 1999 r. corocznymi szczegółowymi badaniami dotyczącymi m.in. biologii i ekologii populacji z uwzględnieniem zmian liczebności oraz biologii zapylania. Badania mają charakter długoterminowy i będą kontynuowane.

Mapę rozmieszczenia stanowisk wykonano przy użyciu programu Quantum GIS, na tle kwadratów 10 × 10 km siatki ATPOL [Zając 1978].

## Wyniki

Obecnie na terenie Wrocławia występują trzy gatunki storczykowatych – *Epipactis helleborine*, *E. albensis* oraz *Dactylorhiza majalis*. Aktualny stan rozmieszczenia wraz z wykazem stanowisk historycznych przedstawiono na rysunku 1.



Rys. 1. Rozmieszczenie stanowisk storczykowatych *Orchidaceae* wokół aglomeracji Wrocławia: A – stanowiska historyczne, B – stanowiska potwierdzone, C – granice administracyjne Wrocławia

Fig. 1. The distribution of *Orchidaceae* localities round the agglomeration of Wrocław: A – historical localities, B – confirmed localities, C – Wrocław administrative borders

Potwierdzono występowanie *E. helleborine* na terenie Parku Zachodniego, Parku Szczytnickiego, Lasu Rędzińskiego, Lasu Strachocińskiego, Lasu Osobowickiego. Liczebność populacji jest niewielka, waha się w przedziale od kilku do kilkunastu pędów (ramet).

Duże populacje kruszczyka szerokolistnego, liczące kilka tysięcy ramet możemy odnaleźć w okolicach wsi: Siechnice, Zakrzów, Kotowice, Czernica i Siedlce znajdujących się blisko aglomeracji Wrocławia. Najprawdopodobniej mamy tu do czynienia z jedną megapopulacją. Ustalenie dokładnej liczby osobników w tym przypadku jest bardzo trudne z uwagi na klonalność taksonu oraz duże sezonowe fluktuacje pojawu ramet.

Na terenie Parku Zachodniego we Wrocławiu potwierdzono obecność rzadkiego w skali kraju kruszczyka połabskiego (*Epipactis albensis* Nováková er Rydlo). Jest to najprawdopodobniej jeden genet, wytwarzający w zależności od warunków, jakie panują w sezonie wegetacyjnym, od 3 (2005) do 7 (2008 i 2010) ramet. Gatunek ten występuje wzdłuż koryta Odry, również w rejonie wsi Czernica, gdzie obserwowano od 3 (2005) do 12 (2009) ramet.

Ponadto na terenie Wrocławia można spotkać populacje stoplamka szerokolistnego *Dactylorhiza majalis* m.in. w rejonie Zakrzowa. W roku 2003 populacja ta liczyła 25 osobników, w sezonie 2010 odnotowano ich jedynie 15.

Nadal aktualne jest stanowisko *D. majalis* znajdujące się na obrzeżach miasta Wrocławia i gminy Święta Katarzyna, na terenie użytku ekologicznego Bieńkowice, szczegółowo opisane przez Jakubską i Orłowskiego w 2003 r. Populacja ta jest raczej niezagrożona, liczy ok. 40 osobników, choć w trakcie badań obserwowano duże zmiany liczebności w poszczególnych sezonach wegetacyjnych, uwarunkowane prawdopodobnie przebiegiem warunków pogodowych. W roku 2001 odnotowano 40 kwitnących egzemplarzy, w roku 2008 tylko 26, w 2009 aż 41, a w roku 2010 jedynie 14. Pojedyncze osobniki tego gatunku występują także na innych wilgotnych łąkach położonych na terenie gminy Święta Katarzyna.

Potwierdzono występowanie w rejonie Gajkowa (okolice Kamieńca Wrocławskiego) *Orchis mascula* (L.) L. ssp. *signifera* (Vest.) Soó. Stanowisko to odnalazł 3 lata temu Wójcik – populacja jest niewielka, liczy 5 osobników i nie zmieniała swojej liczebności od momentu odnalezienia.

Mimo szczególnych poszukiwań nie potwierdzono występowania populacji *D. majalis* w rejonie Długołęki, obserwowanej jeszcze w 2003 r. [Jakubska, Orłowski 2003]. Populacja ta została opisana w 1993 r. przez Letachowicz i in., obok m.in. innych stanowisk tego gatunku w rejonie Smolca, Oleśniczki, Dobroszyc, Bąkowa i Ludgierzowic. Wszystkie te populacje najprawdopodobniej już nie istnieją.

Godne uwagi jest też liczące kilkadziesiąt osobników stanowisko *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó i *D. majalis* znajdujące się w rejonie Łoziny.

Wykaz stanowisk historycznych i potwierdzonych wokół aglomeracji miejskiej Wrocławia:

**BE27**

1. Rościszewice: *Orchis coriophora* [Fiek 1881], *Dactylorhiza incarnata*, *D. maculata*, *Epipactis palustris*, *Liparis loeselii* [Fiek 1881, Schube 1903], *Cephalanthera longifolia*, *Goodyera repens* [Schube 1903]

**BE28**

2. Oborniki Śląskie: *Dactylorhiza maculata*, *Epipactis helleborine*, *Goodyera repens*, *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903], *Epipactis purpurata* [Schube 1903]
3. Wilczyn: *Epipactis palustris* [Schube 1903]

**BE29**

4. Trzebnica: *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881]

**BE36**

5. Kadłub: *Cephalanthera longifolia* [Schube 1903]

**BE37**

6. Księginice: *Orchis militaris* [Fiek 1881]
7. Brzezinka Średzka: *Dactylorhiza maculata* [Schube 1903]
8. Miękinia: *Epipactis helleborine*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Dactylorhiza maculata*, *Epipactis palustris*, *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903], *D. incarnata*, *Liparis loeselii* [Schube 1903]

**BE38**

9. Pęgów: *Dactylorhiza maculata* [Fiek 1881, Schube 1903]

**BE39**

10. Malin: *Epipactis palustris*, *Orchis coriophora* [Fiek 1881, Schube 1903], *Neottia nidus-avis* [Schube 1903]
11. Kryniczno: *Dactylorhiza incarnata*, *Neottia nidus-avis*, *Orchis coriophora* [Fiek 1881, Schube 1903]
12. Psary: *Dactylorhiza incarnata*, *Orchis coriophora* [Schube 1903]

**BE47**

13. Wrocław Jarnołtów: *Platanthera bifolia*, *Epipactis helleborine* [Fiek 1881], *Neottia nidus-avis*, *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]

**BE48**

14. Wrocław Rędzin: \**Epipactis helleborine*
15. Wrocław Leśnica: *Epipactis helleborine*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Dactylorhiza incarnata*, *D. maculata*, *Goodyera repens*, *Gymnadenia conopsea*, *Listera ovata*, *Neottia nidus-avis*, *Orchis laxiflora*, *O. morio*, *O. sambucina* [Fiek 1881, Schube 1903], *Cephalanthera longifolia* [Schube 1903]
16. Wrocław Osobowice: \**Epipactis helleborine* [Fiek 1881], *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903]
17. Wrocław Pilzycze: \**Epipactis helleborine* [Fiek 1881], \**E. albensis*

**BE49**

18. Wrocław Zakrzów: \**Dactylorhiza majalis*, \**Epipactis helleborine*
19. Biskupice Widawskie: *Epipactis palustris*, *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]
20. Wrocław Karłowice: *Listera ovata*, *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]

21. Wrocław Psie Pole: *Epipactis helleborine* [Fiek 1881]
22. Wrocław Kowale: *Dactylorhiza maculata* [Fiek 1881, Schube 1903]
23. Wrocław Swojczyce: *Epipactis helleborine* [Fiek 1881]
24. Wrocław Szczytniki: \**Epipactis helleborine* [Fiek 1881], *Epipatis purpurata* [Schube 1903]
25. Wrocław Strachocin: \**Epipactis helleborine*, *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903] *Orchis mascula* [Schube 1903]

#### **BE57**

26. Wszemiłowice: *Epipatis purpurata* [Schube 1903]
27. Krobielowice: *Epipactis palustris* [Schube 1903]

#### **BE58**

28. Wrocław Oporów: *Gymnadenia conopsea*, *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]
29. Smolec: *Gymnadenia conopsea*, *Dactylorhiza incarnata* [Fiek 1881, Schube 1903], *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993]

#### **BE59**

30. Wrocław Mokry Dwór: *Orchis mascula* [Schube 1903]
31. Wrocław Księżę Wielkie: *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]
32. Wrocław Wojszyce: *Listera ovata* [Fiek 1881, Schube 1903]
33. Wrocław Brochów: *Listera ovata* [Fiek 1881, Schube 1903]
34. Iwiny: *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]
35. Siechnice: *Corallorhiza trifida* [Fiek 1881, Schube 1903]
36. Święta Katarzyna: \**Dactylorhiza majalis*

#### **BE68**

37. Kobierzyce: *Epipactis helleborine*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Dactylorhiza incarnata*, *Gymnadenia conopsea*, *Orchis coriophora*, *O. militaris*, *O. morio*, *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903]
38. Pustków Żurawski: *Dactylorhiza incarnata* [Fiek 1881, Schube 1903]
39. Szczepankowice: *Neottia nidus-avis*, *Orchis militaris* [Schube 1903]

#### **CE20**

40. Ludgierzowice: *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993]

#### **CE30**

41. Skarszyn: *Dactylorhiza maculata*, *Goodyera repens*, *Orchis coriophora*, *Spiranthes spiralis* [Fiek 1881, Schube 1903]
42. Łozina: \**Dactylorhiza majalis*, \**Dactylorhiza incarnata*
43. Bąków: *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993]
44. Szczodre: *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Orchis morio* [Fiek 1881, Schube 1903]
45. Byków: *Orchis coriophora* [Fiek 1881]

#### **CE31**

46. Dobroszyce: *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993]

#### **CE40**

47. Długołęka: *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993, Jakubska, Orłowski 2003]
48. Mirków: *Epipactis helleborine*, *Epipactis palustris*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881] *Cephalanthera longifolia*, *Dactylorhiza incarnata* [Schube 1903]

49. Oleśniczka: *Dactylorhiza majalis* [Letachowicz i in. 1993]  
50. Kątna: *Epipactis palustris* [Fiek 1881], *Gymnadenia conopsea* [Fiek 1881, Schube 1903]

#### CE41

51. Chrząstawa: *Epipactis helleborine*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881]

#### CE50

52. Wojnowice: *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Neottia nidus-avis* [Schube 1903]  
53. Gajków: \**Orchis mascula*  
54. Czernica: \**Epipactis albensis*, \**Epipactis helleborine*  
55. Kotowice: *Platanthera bifolia* [Fiek 1881], *Corralorhiza trifida*, *Neottia nidus-avis* [Fiek 1881, Schube 1903], \**Epipactis helleborine*

#### CE60

56. Siedlce: \**Epipactis helleborine*  
57. Oława: *Goodyera repens*, *Spiranthes spiralis* [Fiek 1881]

Stanowiska historyczne z okolic Wrocławia o bliżej nieokreślonej lokalizacji:

Burgwitz: *Orchis coriophora* [Schube 1903]; Jäkel: *Epipactis palustris* [Fiek 1881, Schube 1903], *Dactylorhiza maculata* [Schube 1903]; Josefinenberg: *Epipactis helleborine* [Fiek 1881]; Krittern: *Orchis coriophora*, *O. morio* [Fiek 1881, Schube 1903]; Nasselwitz: *Orchis laxiflora* [Fiek 1881, Schube 1903]; Rotkretscham: *Listera ovata* [Fiek 1881, Schube 1903]; Schönellgut: *Orchis ustulata* [Fiek 1881]; Teschen: *Orchis militaris* [Fiek 1881].

## Dyskusja

Nie ulega wątpliwości, iż za zanikiem stanowisk gatunków z rodziny *Orchidaceae* stoi zanik ich siedlisk, potwierdzają to szczegółowe dane Schubego [1903]. Wokół Wrocławia na początku XX w., w lasach grądowych i zaroślach rosły: *Cephalanthera longifolia*, *Corallorhiza trifida*, *Epipactis helleborine*, *E. purpurata*, *Neottia nidus-avis*, *Listera ovata*, *Orchis militaris* i *Dactylorhiza sambucina*, w suchych lasach: *Spiranthes spiralis*, a w wilgotnych, zabagnionych lasach: *Dactylorhiza maculata*. Na łąkach świeżych i trawiastych odłogach występowały: *Gymnadenia conopsea*, *Orchis coriophora*, *O. militaris*, *O. mascula* i *O. morio*. Na wilgotnych i podmokłych łąkach rosły: *Epipactis helleborine*, *Listera ovata*, *D. maculata*, a na łąkach bagiennych i torfowiskach można było odnaleźć: *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris*, a nawet *Liparis loeselii*. Pod koniec XIX w., na położonym niedaleko Wale Trzebnickim znajdowały się liczne stanowiska: *E. helleborine*, *G. conopsea*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881] i *O. morio* [Schube 1903].

Aktualnie, wszystkie z wyżej wymienionych siedlisk wokół Wrocławia należą do rzadkości. Wycinka lasów, zaorywanie łąk pod uprawy oraz wciąż rozszerzająca się zabudowa miejska powodują szybką degenerację siedlisk, a w konsekwencji zanikanie stanowisk storczyków.

---

\* Gatunek potwierdzony

Wśród ciekawych florystycznie wrocławskich obiektów przyrodniczych niewątpliwie wyróżnia się Las Rędziński. Schube [1903] podawał z tego terenu wiele ciekawych gatunków storczyków, m.in. *D. incarnata*, *C. longifolia*, *E. purpurata*, czy *E. palustris*. Obecnie występuje tu jedynie *E. helleborine*.

Niewątpliwą ostoją storczykowatych jest położony w rejonie Siechnic, Zakrzowa, Kotowic, Siedlec i Czernicy kompleks lasów grądowych, miejscami nawiązujący do łąg rozwijających się zwłaszcza wzdłuż Odry, w którym występuje bardzo licznie kruszczyk szerokolistny i rzadki w skali kraju kruszczyk połabski (*Epipactis albensis*). Niestety, tereny te narażone są na zalanie podczas częstych ostatnio powodzi, których efektem jest zamieranie części podziemnych roślin wywołane przez stagnującą wodę. Problem ten dotyczy również populacji *E. helleborine* i *E. albensis* rosnących na terenie Parku Zachodniego w dzielnicy Kozanów.

Zagrożona jest też populacja *O. mascula*, która znajduje się bezpośrednio na wałach przeciwpowodziowych w okolicach Gajkowa, głównie z uwagi na możliwość podtopienia tego terenu oraz ewentualne prace konserwacyjne wału. Co ciekawe, gatunek ten podawany był przez niemieckich florystów [Schube 1903] m.in. z lasu Strachocińskiego, niestety, nie przetrwał do naszych czasów.

Ogromnym niebezpieczeństwem dla istniejących populacji storczykowatych jest postępująca i raczej nieunikniona rozbudowa Wrocławia wraz z prawdopodobnym poszerzeniem granic miasta. Problem ten dotyczy gatunków łąkowych, takich jak stopłamek szerokolistny, bowiem łąki, na których występuje, mogą stać się w niedalekiej przyszłości atrakcyjnym terenem pod zabudowę lub rekreację. Sytuacja ta dotyczy szczególnie populacji *D. majalis* na terenie Zakrzowa. Niepokojąca, mimo regularnego koszenia, jest niekorzystna zmiana liczebności tej populacji w ostatnich trzech sezonach wegetacyjnych. Spadek obserwowanej liczby osobników może być uwarunkowany fluktuacjami pojawu taksonu, choć znacznie bardziej prawdopodobne jest, iż przyczyniły się do tego susza oraz wysoka temperatura panujące w okresie wegetacji.

Zagrożone jest również, głównie z uwagi na rozbudowę pobliskiej drogi, stanowisko *D. incarnata* i *D. majalis* znajdujące się w pobliżu Łoziny. Korzystnym rozwiązaniem dla ochrony tej populacji byłoby przeniesienie roślin na inne miejsce.

Wokół Wrocławia, z 57 znanych do tej pory stanowisk storczyków, przetrwało tylko 16. W przeważającej liczbie są to stanowiska liczące jedynie kilka osobników.

## Wnioski

1. Ochrona istniejących populacji storczykowatych na terenie aglomeracji miejskiej Wrocławia jest pilną potrzebą.
2. Zebrane dane dotyczące stanu zachowania populacji storczyków na terenie aglomeracji Wrocławia stanowią dobrą bazę do planowania działań ochronnych, powinny być jednak aktualizowane w kolejnych latach.
3. Korzystnym rozwiązaniem w przypadku zagrożonych storczyków jest przeniesienie ich w inne miejsce; wybór nowego siedliska musi być jednak przemyślany.

## Piśmiennictwo

- Adamowski W., 1998. Storzycyki jako rośliny synantropijne, [w:] Materiały sympozjum i obrad sekcji 51 Zjazdu PTB Gdańsk, 15–19 września 1998 r., Botanika Polska u progu XXI w. Gdańsk, 7.
- Adamowski W., 2006. Expansion of native orchids in anthropogenous habitats. Pol. Bot. Stud., 22, 35–44.
- Adamowski W., 2008. Storzycyki na emigracji, [w:] E. Brzosko, A. Wróblewska, I. Tałałaj, (red.). Problemy badawcze i perspektywy ochrony storczykowatych w Polsce. Wyd. Uniwersytetu w Białymstoku, 7–16.
- Fiek E., 1881. Flora von Schlesien, preussischen und österreichischen Antheils, enthaltend die wildwachsenden, verwilderten und angebauten Phanerogamen und Gefäss-Cryptogramen. J. U. Kern. Verlag, Breslau, 571.
- Jakubka A., Orłowski G., 2003. Naturalnie występujące gatunki storczyków na terenie Wrocławia i okolic, [w:] Korczyński M. (red.): „Flora Miast”, Kujawsko-Pomorskie Centrum Edukacji Ekologicznej, Bydgoszcz, 87–91.
- Larocque M., Nelson T., 2007. *Epipactis palustris* (L.) Crantz another European visitor New to the North American orchid flora. North American Native Orchid Journal., 13(2), 112.
- Letachowicz B., Prędotka B., Staszewska E., 1993. Ekologiczna organizacja populacji *Dactylorhiza majalis* (Rchb.) Hunt et Summerh. w okolicy Wrocławia. Acta Universitatis Wratislaviensis, No 1515, Prace Botaniczne, 57, 65–81.
- Schube T., 1903. Die Verbreitung der Gefäßpflanzen in Schlesien preussischen und österreichischen Anteils. Breslau, R. Nischkowsky, 361.
- Schube T., 1906–1930. Ergebnisse der schlesischen Gefäßpflanzenwelt in Jahre 1905–1917, 1918, 1919–1929. Jahres-Ber. D.Schles. Ges. f. Vaterl. Cultur.
- Szlachetko D.L., 2001. Flora Polski. Storzycyki. Wyd. Multico, Warszawa, 168.
- Wyrzykiewicz-Raszewska M., Brzeg A., Kuświk H., 2001. Interesujące stanowisko kruszczyka błotnego *Epipactis palustris* (L.) Crantz w Koziegłowach koło Poznania. Roczn. AR Pozn. 334, Bot., 4, 215–220.
- Zajac A., 1978. Założenia metodyczne „Atlasu rozmieszczenia roślin naczyniowych w Polsce”. Wiad. Bot., 22 (3), 145–155.

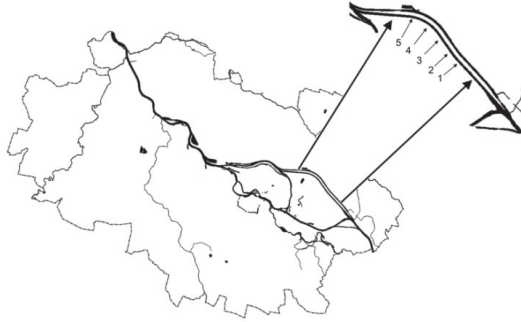
## 5.2. Wpływ modernizacji Kanału Powodziowego Odry we Wrocławiu na stan szaty roślinnej międzywala

### Wstęp

Przedmiotem badań, których wyniki przedstawiono w niniejszym opracowaniu, były przekształcenia szaty roślinnej międzywala Kanału Powodziowego rzeki Odry we Wrocławiu, spowodowane modernizacją wałów przeciwpowodziowych. Kanał Powodziowy wraz z równoległym do niego Kanałem Żeglugowym powstały w latach 1913–1917, w ramach programu modernizacji Wrocławskiego Węzła Wodnego, odrzańskiej drogi wodnej i budowy systemu ochrony przeciwpowodziowej Wrocławia [Roman i in. 1999, Januszewski 2000]. Mimo że oba kanały są wytworem działalności człowieka, to tereny z nimi związane mają obecnie dużą wartość przyrodniczą. Dotyczy to przede wszystkim dna międzywala oraz skarp wałów przeciwpowodziowych, na których, dzięki zabiegom okresowego koszenia, wykształca się roślinność o charakterze łąkowym. O dużych walorach botanicznych międzywala kanału powodziowego we Wrocławiu decydują przede wszystkim znajdujące się tu stanowiska dwóch gatunków zaliczonych do ginących w skali Polski. Są to róża francuska *Rosa gallica* uznawana w Polsce za gatunek narażony na wymarcie [Zieliński 2001] oraz szafirek miękkolistny *Muscari comosum* – gatunek krytycznie zagrożony w skali kraju [Kącki i in. 2001, Brudzińska, Wójcik 2006]. Tereny towarzyszące obu kanałom są chętnie wykorzystywane przez mieszkańców miasta w celach rekreacyjnych. Jednocześnie stanowią też swego rodzaju ostoje wielu gatunków roślin i zwierząt na obszarze Wrocławia. Ponadto są częścią korytarza ekologicznego, jakim jest dolina Odry [Jankowski, Świerkosz 1995]. Stąd też zainteresowanie przyrodników m.in. stanem szaty roślinnej międzywala Odry i jej kanałów oraz dopływów.

Badaniami objęto obszar lewego brzegu kanału powodziowego, na odcinku od Mostów Chrobrego do Mostów Jagiellońskich (rys. 1). Podstawowym celem było poznanie wpływu prac związanych z modernizacją kanału powodziowego na roślinność międzywala, a przede wszystkim dna międzywala i skarpy wału przeciwpowodziowego od strony linii brzegowej oraz wierzchowinowej części wału. Same prace, które polegały głównie na umocnieniu wewnętrznej strony wału, zostały przeprowadzone w 2006 r. Materiał porównawczy stanu roślinności przed podjęciem prac modernizacyjnych stanowiły dane zebrane podczas badań w 2005 r. Natomiast dane po przeprowadzeniu prac zebrano w sezonie wegetacyjnym 2009 r.





Rys. 1. Schemat umiejscowienia transektów, w których zbierano dane dotyczące roślinności międzywala Kanału Powodziowego Odry we Wrocławiu

Fig. 1. Schematic location of transects, used to collect the data about the vegetation of the Flood Canal of the Odra river in Wrocław

## Materiał i metody badań

W badaniach zastosowano metodę transektu liniowego w celu przedstawienia strefowego układu roślinności badanego terenu. Wytoczono 5 transektów o szerokości 10 m, prostopadłych do koryta kanału, odległych od siebie o ok. 430–480 m. W każdym transekcie wyodrębniono 5 powierzchni badawczych, z których każda obejmowała różny typ (strefy) roślinności. W niniejszym opracowaniu wykorzystano dane dotyczące dwóch stref z każdego transektu, tj. dna międzywala i skarpy wału, których roślinność została zmieniona w największym stopniu. Dla każdej powierzchni badawczej sporządzono spis występujących na niej gatunków wraz z ich stopniem pokrycia, według siedmio-stopniowej skali Braun-Blanqueta [Pawłowski 1972]. Nomenklaturę gatunków przyjęto za opracowaniem Mirka i in. [2002], a nomenklaturę jednostek fitosocjologicznych za Matuszkiewiczem [2002]. Poszczególne płaty identyfikowano z zespołami roślinnymi, a w przypadku braku gatunków charakterystycznych – zaliczono do wyższych jednostek syntaksonomicznych.

Po 4 latach w trzech transektach nr 1, 4 i 5 płaty identyfikowano dokładnie w tych samych miejscach i tą samą metodą (tab. 1), natomiast w przypadku transektów nr 2 i 3 (tab. 2) miejsca wykonania zdjęć fitosocjologicznych wykonanych w 2009 r. były przesunięte w stosunku do tych z 2005 r. o ok. 30–35 m w kierunku Mostów Jagiellońskich.

Tabela 1

Table 1

Skład florystyczny płatów roślinności międzywala Kanału Powodziowego sprzed modernizacji (kolumny białe) i po przeprowadzeniu prac ziemnych (kolumny szare) – transekty z 2005 i 2009 r. przebiegające dokładnie w tych samych miejscach

Floristic composition of the vegetation of the Flood Canal inter-embankment before modernization (white columns) and after the earthworks (gray columns) – transect of 2005 and 2009 extending in the same location

Kolejny nr zdjęcia Successive number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Transekt – Transect	1	1	4	4	5	5	1	1	4	4	5	5
Strefa – Zone	C	C	C	C	C	C	D	D	D	D	D	D
Dzień – Day	12	13	12	13	12	13	12	13	12	13	12	13
Data – Date: Miesiąc – Month	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07	07
Rok – Year	05	09	05	09	05	09	05	09	05	09	05	09
Powierzchnia [m <sup>2</sup> ] Area of relevé	15	20	15	20	15	20	20	20	15	20	15	20
Pokrycie warstwy c Cover of c layer	100	100	100	100	100	90	100	90	100	100	100	100
Zwarcie warstwy b Density of b layer			10									
Liczba gatunków w zdjęciu Number of species in the relevé	9	17	14	14	8	12	13	14	14	17	13	13
<b>ChCl. <i>Molinio-Arrhenatheretea</i></b>												
<i>Sanguisorba officinalis</i>	.	+	.	+	.	.	.	+	4	2	3	2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	+	.	+	.	2	.	2	.	3	r	.	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	1	.	.	.	.	.	.	1	.	+	.	.
<i>Lolium multiflorum</i>	.	3	.	2	.	3	.	.	+	2	.	2
<i>Lolium perenne</i>	.	1	.	1	.	2	.	.	.	1	.	1
<i>Rumex acetosa</i>	r	.	.	.	1	1	1	r	r	.	1	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	.	.	.	2	.	.	+	.	.	r	+	.
<i>Achillea millefolium</i>	.	1	1	r	.	1	.	.	.	+	.	+
<i>Symphytum officinale</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	.
<i>Galium boreale</i>	.	.	.	.	.	.	r	r	.	.	1	+
<i>Trisetum flavescens</i>	.	+	2	.	.	.	.	.	2	.	+	.
<i>Taraxacum officinale</i>	.	r	2	.	.	.	.	.	.	+	.	+
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	1	+	1
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	2	1	.	.	.	.	.	.	3	1
<i>Plantago lanceolata</i>	.	+	1	r	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	.	2	3	.	.	.	.	.	2	.
<i>Vicia cracca</i>	2	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	1
<i>Geranium pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Plantago major</i>	.	r	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Filipendula ulmaria</i>	.	.	2	.	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	+	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.
<i>Polygonum aviculare</i>	.	r	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.

Tabela 1 cd.  
Table 1 cont.

Kolejny nr zdjęcia Successive number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Festuca rubra</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Poa pratensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Daucus carota</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Ranunculus acris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>ChCl. Artemisietea vulgaris</b>												
<i>Galium aparine</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Carduus crispus</i>	.	+	.	.	.	+	.	r	.	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.
<i>Geum urbanum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Calystegia sepium</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	+	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<b>ChCl. Stellarietea mediae</b>												
<i>Vicia hirsuta</i>	4	.	3	.	3	+	+	.	.	.	.	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	.	2	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Apera spica-venti</i>	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.
<i>Stellaria media</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
<b>Inne – Others</b>												
<i>Fragaria viridis</i>	.	1	2	.	3	.	1	.	.	.	.	.
<i>Filipendula vulgaris</i>	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	1	1
<i>Carex praecox</i>	3	.	.	.	.	.	1	.	2	.	.	.
<i>Potentilla argentea</i>	.	.	.	1	2	1	.	+	.	.	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.
<i>Elymus repens</i>	.	.	.	.	2	.	.	.	.	.	.	.
<i>Vicia sepium</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	2	+	.	.
<i>Trifolium arvense</i>	r	1	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.
<i>Galium verum</i>	1	.	.	.	.	.	5	.	.	.	.	.
<i>Medicago sativa</i>	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	.	.	+	1	.	.	.	.	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.
<i>Rubus ideus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	r
<i>Polygonum persicaria</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.
<i>Phragmites australis</i>	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Crataegus monogyna</i> b	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Veronica chamaedrys</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Centaurea stoebe</i>	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Euphorbia esula</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Luzula campestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Agrimonia eupatoria</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.

Tabela 2  
Table 2

Skład florystyczny płatów roślinności międzywala Kanału Powodziowego sprzed modernizacji (kolumny białe) i po przeprowadzeniu prac ziemnych (kolumny szare) – transekty z 2009 r. przesunięte w stosunku do tych z 2005 r.

Floristic composition of the vegetation of the Flood Canal inter-embankment before modernization (white columns) and after the earthworks (gray columns) – transect of 2009 shifted relative to those of 2005

Nr kolejny zdjęcia Successive number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8
Transekt – Transect	2	2	3	3	2	2	3	3
Strefa – Zone	C	C	C	C	D	D	D	D
Dzień – Day	12	13	12	13	12	13	12	13
Data – Date: Miesiąc – Month	07	07	07	07	07	07	07	07
Rok – Year	05	09	05	09	05	09	05	09
Powierzchnia [m <sup>2</sup> ] – Area of relevé	20	20	20	20	10	15	15	15
Pokrycie warstwy c – Cover of c layer	100	90	100	100	100	100	100	100
Zwarcie warstwy a – Density of a layer					10			
Liczba gatunków w zdjęciu Number of species in the relevé	7	6	9	12	8	10	9	15
<b>ChCl. <i>Molinio-Arrhenatheretea</i></b>								
<i>Sanguisorba officinalis</i>	5	4	.	r	5	2	4	.
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	1	.	1	1	2	.
<i>Alopecurus pratensis</i>	2	+	2	+	.	+	2	.
<i>Lolium multiflorum</i>	.	.	.	+	.	.	.	+
<i>Lolium perenne</i>	.	.	.	+	.	.	.	+
<i>Rumex acetosa</i>	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	r	.	1	.	.	.	+	.
<i>Symphytum officinale</i>	+	r	.	.	.	r	.	1
<i>Galium boreale</i>	+	+	.	.	.	.	.	.
<i>Trisetum flavescens</i>	.	.	+	.	.	.	2	.
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Plantago lanceolata</i>	.	.	.	+	.	.	.	.
<i>Vicia cracca</i>	.	+	.	.	.	.	.	.
<i>Phleum pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	+
<i>Geranium pratense</i>	.	.	.	1	.	.	.	r
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	2	.	.	.	.	.
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Antoxanthum odoratum</i>	.	.	.	.	.	1	.	.
<i>Galium molugo</i>	.	.	.	.	.	+	.	.

Tabela 2 cd.  
Table 2 cont.

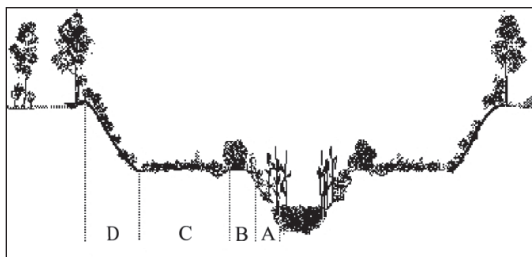
Nr kolejny zdjęcia Successive number of relevé	1	2	3	4	5	6	7	8
<b>ChCI. Artemisietea vulgaris</b>								
<i>Galium aparine</i>	1	.	+	.	1	.	.	.
<i>Carduus crispus</i>	.	.	.	r	.	.	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	.	.	.	r	.	3
<i>Geum urbanum</i>	.	.	.	.	.	r	.	+
<i>Calystegia sepium</i>	.	.	.	.	.	.	.	+
<b>ChCI. Stellarietea mediae</b>								
<i>Vicia hirsuta</i>	.	.	.	.	2	.	1	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	1	.	.	.	2	.
<i>Lathyrus tuberosus</i>	.	.	3	.	.	.	.	.
<i>Echinochloa crus-galli</i>	.	.	.	+	.	.	.	.
<b>Inne – Others</b>								
<i>Fragaria viridis</i>	.	+	3	.	.	+	2	.
<i>Filipendula vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	r
<i>Carex praecox</i>	.	.	.	.	.	.	1	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	.	.	.	3	.	.	.	+
<i>Elymus repens</i>	+	.	.	.	+	.	.	.
<i>Equisetum arvense</i>	.	.	.	.	+	.	.	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	.	.	+	.	.
<i>Rubus ideus</i>	.	.	.	r	.	.	.	.
<i>Polygonum persicaria</i>	.	.	.	r	.	.	.	.
<i>Quercus robur a</i>	.	.	.	.	2	.	.	.
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	.	.	1	.	.	.
<i>Bromus inermis</i>	.	.	.	.	.	.	.	1
<i>Rubus caesius</i>	.	.	.	.	.	.	.	r

## Wyniki badań i dyskusja

### Charakter roślinności międzywala kanału powodziowego przed podjęciem prac modernizacyjnych

Na odcinku wrocławskim Odra płynie szeroką pradoliną, zwaną Pradolina Wrocławską, uformowaną w okresie stadiału Warty około 150 tysięcy lat temu, przez spływające ku zachodowi wody topniejącego na północy lądolodu, którego czoło znajdowało się wówczas na linii dzisiejszych Wzgórz Trzebnickich [Czerwiński i in. 1999]. Średni roczny przepływ Odry we Wrocławiu (wodowskaz w Trestnie) wynosi 147 m<sup>3</sup>/s, ale różnice pomiędzy wysokimi a niskimi przepływami są znaczne. Częste są wezbrania Odry, które powodują powodzie, niekiedy katastrofalne w skutkach [Migoń 2000]. Dno doliny wypełnione jest holocenijskimi osadami rzecznyymi, które mają miąższość do 15 m [Czerwiński i in. 1999]. W dolinie Odry powszechnie występują zasobne w próchnicę mady rzeczne oraz gleby gruntowo-glejowe, które wytworzyły się z różnowiekowych utworów aluwialnych wypełniających dno doliny Odry [Kabała, Chodak 2002].

W dolinach zalewowych ogólny schemat rozmieszczenia zbiorowisk roślinnych w poprzek doliny opisywany jest jako swoista dla tych warunków sekwencja (układ stref równoległych do koryta rzeki): szuwały, traworośla lub ziołorośla – zarośla wierzbowe – las (topolowo-) wierzbowy – las jesionowo-dębowo-wiązowy z pojedynczymi topolami i wierzbami [Faliński 2002]. Na badanym, sztucznie ukształtowanym terenie można się doszukać jedynie nieznacznych analogii w stosunku do strefowości, jaka charakteryzuje naturalne doliny rzeczne. W rozmieszczeniu płatów roślinnych badanego terenu można wyróżnić strefy roślinności przebiegające równoległe do koryt kanałów (rys. 2). Są to: strefa szuwarów (A), strefa zarośli i ziołorośli (B), strefa roślinności łąkowej na dnie międzywala kanału (C), strefa zbiorowisk łąkowych na zboczach wałów przeciwpowodziowych (D) oraz szczytowe partie wałów, które na badanym odcinku porastała głównie roślinność o charakterze zaroślowym.



Rys. 2. Schematyczny przekrój transektu biegnącego poprzecznie do osi międzywala przez różne typy siedlisk: A – strefa szuwarów; B – strefa zarośli i ziołorośli; C – partie łąkowe na dnie międzywala kanałów; D – skarpy wałów przeciwpowodziowych z roślinnością łąkową lub murawową

Fig. 2. Cross section of the transect, perpendicular to the axis of the inter-embankment, running across the different types of habitats: A – rushes zone; B – scrub and tall herbs zone; C – zone of meadow; D – meadow vegetation on a slope

Nad samym brzegiem kanału powodziowego (rys. 2, strefa A) wykształciły się bujne szuwały mozgi trzcinowatej *Phalaridetum arundinaceae* (Koch 1926 n.n.) Lib. 1931, poprzecinane płatami fitocenoz zespołu *Urtico-Calystegietum sepium* Görs Et Müll. 1969. Za pasem szuwarów wyróżniał się pas zarośli i ziołorośli (rys. 2, strefa B). Przy kanale powodziowym, na lewym brzegu były to najczęściej płaty roślinności zaliczane do zespołu *Convolvulo-Rubetum caesii* Pass. 1967, które występowały na przemian z płatami takich zbiorowisk jak: *Chaerophylletum bulbosi* R.Tx. 1937, *Artemisio-Tanacetetum vulgaris* Br.-Bl. 1931 corr. 1949 i wymienionego wyżej zespołu *Urtico-Calystegietum sepium*. Na terenie pomiędzy strefami wymienionych zbiorowisk a skarpią wału przeciwpowodziowego stwierdzono występowanie głównie płatów zbiorowisk łąkowych z rzędu *Molinietalia caeruleae* (klasa *Molinio-Arrhenatheretea*) (rys. 2, strefa C). Płaty te były zwykle raz lub dwa razy do roku koszone, część z nich składem gatunkowym nawiązywała do zespołu *Sanguisorbo-Silaetum* (Klapp 1951) Vollr. 1965. Zajmowały one rozległe powierzchnie dna międzywała, prawie na całym odcinku lewego brzegu od Mostów Chrobrego do Mostów Jagiellońskich. Na zboczach wału (rys. 2, strefa D) również występowały zbiorowiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, o charakterze zbliżonym do tych z dna międzywała, choć zazwyczaj wyróżniał je większy udział *Sanguisorba officinalis*. Ważnym elementem krajobrazu były liniowe układy fitocenotyczne wzdłuż dróg, na wierzchołkach wałów. Szczytowe partie międzywała zajęte były najczęściej przez zadrzewienia z udziałem przede wszystkim stuletnich dębów. W miejscach, gdzie występowały luki w drzewostanie i do runa docierało więcej światła, wykształcały się fitocenozy takich zbiorowisk jak: *Lolio-Polygonetum arenastris* Br.-Bl. 1930 em. Lohm. 1975, przy nielicznym udziale płatów z dominacją *Urtica dioica* (zbliżonych składem do zespołu *Urtico-Calystegietum sepium*), a także zbiorowisk kadłubowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*.

Prace modernizacyjne przeprowadzone w 2006 r. polegały na umocnieniu skarpy wału przeciwpowodziowego. Podczas prac zerwano glebę z występującą tam roślinnością, wał umocniono geosiatką, którą następnie wypełniono zdartą wcześniej ziemią. Bezpośrednio po montażu wykonano obsiew mieszkankami traw. Na koronie wału zbudowano ścieżkę (wał nie jest wyższy, ale mocniejszy), na której w razie zagrożenia powodzią można rozciągnąć specjalny rękaw napełniany wodą. Modernizacją nie zostały objęte strefy szuwarów oraz pas zarośli i ziołorośli, w związku z tym partie te nie były przedmiotem analizy w ramach niniejszego opracowania.

### Zbiorowiska roślinne i ich przekształcenia

Na terenie analizowanych części międzywała opisywanego odcinka kanału powodziowego wyróżniono cztery zbiorowiska roślinne. Wyniki porównania ich składu gatunkowego przed wykonaniem i po wykonaniu prac związanych z modernizacją obwałowania kanału przedstawiają niżej zamieszczone opisy, a w sposób schematyczny tabela 3.

Porównanie zbiorowisk roślinnych rozwijających się na dnie międzywału i wewnętrznej skarpie wału przeciwpowodziowego przed i po przeprowadzonej modernizacji Kanału Powodziowego, w transektach przebiegających dokładnie w tych samych miejscach w 2005 i 2009 r.

Pogrubioną czcionką zaznaczono zbiorowiska uboższe florystycznie niż notowane wcześniej

Comparison of vegetation on the bed of the inter-embankment and the inner slope of the embankment before and after modernization the Flood Canal modernization, transects running the same places in 2005 and 2009. Communities floristically poorer than the previously quoted set in bold type

Nr transektu Number of transect	Zbiorowiska stwierdzone na dnie (C) międzywału kanału wału przeciwpowodziowego Vegetation on the bed (C) of the inter-embankment		Zbiorowiska stwierdzone na zboczach (D) wałów przeciwpowodziowych Vegetation on the slope (D) of the embankment	
	przed modernizacją before modernization	po modernizacji after modernization	przed modernizacją before modernization	po modernizacji after modernization
1	Zbiorowiska z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Communities of the <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> class	Zbiorowisko z <i>Lolium multiflorum</i> Communities with <i>Lolium multiflorum</i>	Zbiorowiska z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Communities of the <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> class	Zbiorowisko z <i>Urtica dioica</i> Communities with <i>Urtica dioica</i>
4	Zbiorowiska z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Communities of the <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> class	Zbiorowisko z <i>Lolium multiflorum</i> Communities with <i>Lolium multiflorum</i>	Zbiorowisko z <i>Sanguisorba officinalis</i> Communities with <i>Sanguisorba officinalis</i>	<b>Zbiorowisko z <i>Sanguisorba officinalis</i> Communities with <i>Sanguisorba officinalis</i></b>
5	Zbiorowiska z klasy <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> Communities of the <i>Molinio-Arrhenatheretea</i> class	Zbiorowisko z <i>Lolium multiflorum</i> Communities with <i>Lolium multiflorum</i>	Zbiorowisko z <i>Sanguisorba officinalis</i> Communities with <i>Sanguisorba officinalis</i>	<b>Zbiorowisko z <i>Sanguisorba officinalis</i> Communities with <i>Sanguisorba officinalis</i></b>

#### 1. Zbiorowisko z *Sanguisorba officinalis*

Płaty roślinności z dużym udziałem *Sanguisorba officinalis* na międzywału Kanału Powodziowego wykształcały się głównie na dnie międzywału i u podstawy skarpy wału przeciwpowodziowego (tab. 1 – zdj. 9–12, tab. 2 – zdj. 1, 2, 5–7). Florystycznie nawiązują one do fitocenoz zespołu *Sanguisorbo-Silaetum* [Klapp 1951] Vollr. 1965 rozwijającego się na średnio żyznych glebach w dolinach rzek niżowych, który z zachodu na wschód kraju jest coraz rzadszy [Matuszkiewicz 2002]. Przed modernizacją kanału powodzio-



wego fitocenozy zaliczane do zbiorowiska z *Sanguisorba officinalis* zajmowały rozległe powierzchnie, prawie na całym odcinku międzywała Kanału Powodziowego od Mostów Chrobrego do Mostów Jagiellońskich [Hadryś 2006], zarówno na dnie międzywała, jak też u podstawy skarpy wału przeciwpowodziowego. W płatach tego zbiorowiska notowano wówczas od 7 do 14 gatunków na kilkunastu m<sup>2</sup> powierzchni. Fitocenozy te zajmowały siedliska odsłonięte, dobrze nasłonecznione, na glebach zasobnych. We wszystkich płatach *Sanguisorba officinalis* miał największe znaczenie pod względem ilościowym. Obecnie krwiściąg lekarski nie wyróżnia się znacząco w analizowanych płatach, choć pozostaje gatunkiem dominującym. Wśród gatunków towarzyszących w 2005 r. można było wyróżnić grupę taksonów reprezentujących klasę *Molinio-Arrhenatheretea* jak: *Alopecurus pratensis*, *Trifolium pratense*, *Arrhenatherum elatius*. Dość licznie występowały tu także takie gatunki jak: *Galium aparine*, *Vicia terasperma*, *Carex praecox*, *Trifolium repens* czy *Trisetum flavescens*. Natomiast w 2009 r. sporadycznie występowały gatunki z innych klas, np. *Artemisietea* i *Stellarietea*. Były to m.in. *Vicia tetrasperma*, *Urtica dioica*, *Vicia hirsuta*. Należy podkreślić, że płaty roślinności z *Sanguisorba officinalis* są cenne przyrodniczo ze względu na rzadkie motyle: modraszka telejusa *Phengaris teleius* i modraszka nausitusa *Phengaris nausithous*, dla których krwiściąg lekarski jest rośliną żywicielską.

## 2. Zbiorowiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*

Grupa ta łączy zbiorowiska łąkowe o nieustalonej przynależności do niższych jednostek syntaksonomicznych w randze zespołu, związku czy rzędu. Zbiorowiska z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* (tab. 1 – fot. 1, 3, 5, 7, tab. 2 – fot. 3, 4) to półnaturalne i antropogeniczne, na ogół darniowe zbiorowiska o charakterze łąkowym. Przed modernizacją na badanym terenie płaty te cechowało prawie zawsze 100% pokrycie roślinności. W 2005 r. w poszczególnych zdjęciach odnotowano od 8 do 14 gatunków. Roślinami decydującymi o fizjonomii poszczególnych płatów były m.in.: *Arrhenatherum elatius*, *Agrostis capillaris*, *Stellaria graminea*. Dość licznie występowały tu także: *Lathyrus tuberosus*, *Fragaria viridis*, *Potentilla argentea* oraz *Elymus repens*, *Galium verum*, *Vicia hirsuta*.

Obecnie na miejscu płatów zbiorowisk kadłubowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* wykształciły się zbiorowiska z udziałem podsiewanych *Lolium perenne* i *Lolium multiflorum* (tab. 1 – fot. 2 i 6) lub też płaty zbiorowiska z *Urtica dioica* (tab. 1 fot. 8). Cechą charakterystyczną tych nowo powstałych fitocenozy jest większa liczba gatunków w stosunku do tej notowanej w 2005 r., a ponadto zanik takich gatunków jak *Arrhenatherum elatius* czy *Vicia hirsuta*. Spośród roślin nienotowanych wcześniej, obok gatunków z rodzaju *Lolium*, w płatach tych zaznacza się udział m.in.: *Medicago sativa* czy *Hypericum perforatum*.

## 3. Zbiorowisko z *Lolium multiflorum*

Zbiorowisko z *Lolium multiflorum* (tab. 1 – fot. 2, 4, 6), której najczęściej towarzyszy też *Lolium perenne*, przed modernizacją wału przeciwpowodziowego nie było notowane na badanym terenie. Sama *Lolium perenne* pojawiała się licznie, jednak w zbiorowiskach o innym charakterze. Gatunek ten występował w płatach zespołu *Lolio-Polygonetum*

*arenastri* Br.-Bl. 1930 em. Lohm. 1975, które wykształcały się w wierzchwinowej części wału wzdłuż ścieżek. Zarówno *Lolium multiflorum*, jak i *Lolium perenne*, a także *Medicago sativa* to gatunki wysiewane w miejscach objętych rekultywacją po przeprowadzonych pracach ziemnych. Obecnie ich duży udział ilościowy decyduje o innej fizjonomii zbiorowisk, niż tych sprzed podjęcia prac renowacyjnych.

#### 4. Zbiorowisko z *Urtica dioica*

Fitocenozy z *Urtica dioica* odnotowane na międzywałach Kanału Powodziowego (tab. 1 – fot. 8, tab. 2 – zdj. 8) nawiązują składem gatunkowym do zespołu *Urtico-Calystegietum sepium* GÖRS et MÜLL. 1969. Według Matuszkiewicza [2002] zespół ten spotyka się najczęściej na skrajach zarośli i zadrzewień wzdłuż niewielkich cieków, niekiedy też na siedliskach synantropijnych. Na obszarze badań płaty nitrofilnych zbiorowisk okrajkowych z dominacją *Urtica dioica* wykształcały się na glebach żyznych, w miejscach wilgotnych. Oprócz pokrzywy rolę gatunków dominujących odgrywały również *Galium aparine* i *Calystegia sepium*.

W 2005 r. fitocenozy tego typu występowały przede wszystkim w strefach brzegowych kanału oraz na samym szczycie wału przeciwpowodziowego. Miały układ jednowarstwowy, a w skład poszczególnych płatów wchodziło 3–10 gatunków roślin naczyniowych. Płaty, które odnotowano w 2009 r., pojawiły się na miejscu dawnych zbiorowisk łąkowych z klasy *Molinio-Arrhenatheretea* na zboczu wału (tab. 1 – fot. 7, tab. 2 – fot. 8). W płatach tych zmniejszył się udział: *Galium verum*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Festuca rubra*, *Rumex acetosa*, *Alopecurus pratensis* czy *Apera spicaventi* – gatunku z klasy *Stellarietea*. Natomiast *Urtica dioica* występuje obecnie licznie i z dużym pokryciem. Wśród towarzyszących jej gatunków odnotowano w 2009 r. pojawienie się *Calystegia sepium* i *Geum urbanum*.

### Podsumowanie

Prace ziemne związane z modernizacją wału przeciwpowodziowego na odcinku Kanału Powodziowego pomiędzy Mostami Chrobrego i Jagiellońskimi, przeprowadzone w 2006 r., wpłynęły zasadniczo na zmianę charakteru wykształcających się tam zbiorowisk roślinnych. Mimo że obecnie nadal największy udział w budowie pokrywy roślinnej mają półnaturalne zbiorowiska łąkowe, to ich charakter jest odmienny od tych, jakie obserwowano tu przed podjęciem prac. Zasadnicza różnica dotyczy zbiorowisk z klasy *Molinio-Arrhenatheretea*, które uległy przekształceniu do kadłubowych zbiorowisk z *Lolium multiflorum* i zbiorowisk z *Urtica dioica*. Częściowemu zniszczeniu uległy też płaty zbiorowiska z *Sanguisorba officinalis*, które przed modernizacją zajmowały znaczne obszary, a obecnie spotykane są w postaci rozproszonych płatów.

Porównując skład gatunkowy płatów roślinności z 2005 i 2009 r., z jednej strony można wyróżnić grupę roślin, których liczebność uległa zasadniczemu zmniejszeniu lub rośliny te zanikły po przeprowadzeniu prac. Po drugie jednak można też wskazać grupę gatunków, które wkroczyły na ten teren lub ich liczebność uległa wzrostowi. Do pierwszej z wymienionych grup należą m.in. *Arrhenatherum elatius*, *Trisetum*

*flavescens*, *Carex praecox*, *Fragaria viridis*, *Vicia hirsuta* oraz *Galium verum*. Natomiast drugą grupę reprezentują: *Lolium multiflorum*, *Lolium perenne*, *Urtica dioica*, *Medicago sativa*, *Plantago major* oraz *Geum urbanum* i *Carduus crispus*. Jeden z najcenniejszych przyrodniczo gatunków łąk międzywała *Sanguisorba officinalis* przeważnie miał mniejszy udział w miejscach, gdzie przeprowadzono prace ziemne, choć w czterech przypadkach odnotowano jego pojawienie się na miejscach, gdzie wcześniej nie był stwierdzony.

Na podstawie wyników uzyskanych przez porównanie składu płatów roślinności przed i po wykonaniu prac ziemnych, należy stwierdzić, że zmiany składu fitocenozy analizowanych części międzywała Kanału Powodziowego są bardzo znaczące. Chcąc zabezpieczyć stanowiska występujących tam cennych elementów flory, podczas ewentualnego kolejnego etapu prac modernizacyjnych, należy bezwzględnie wyznaczyć przynajmniej niewielkie powierzchnie, na których roślinność pozostanie niezmieniona. Takie minirefugia mogą nie tylko zabezpieczyć istniejące stanowiska, ale w przyszłości także posłużyć jako miejsca wytwarzania nasion, co zapewni szybszą regenerację roślinności na terenach objętych pracami ziemnymi.

## Piśmiennictwo

- Brudzińska A., Wójcik G., 2006. Stanowisko szafirka miękkolistnego *Muscari Comosum* (L.) Mill. na łąkach nadodrzańskich we Wrocławiu. *Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 62 (1), 93–97.
- Czerwiński J., Miklaszewska B., Pawlak W., 1999. Dzieje Wrocławia i Odry, [w:] G. Roman, J. Waszkiewicz, M. Miłkowski (red.), Wrocław a Odra, Urząd Miejski Wrocławia, Biuro Rozwoju Wrocławia, Wrocław, 13–32.
- Faliński J., 2002. Wierzby i topole – współtwórcy nadrzecznych krajobrazów i niebezpieczni przesiadłeńcy, [w:] J. Kultuniak (red.), Rzeki. Kultura – cywilizacja – historia, 10, 99–146.
- Hadryś M., 2006. Zróżnicowanie szaty roślinnej międzywała Współczesnego Kanału Żeglugowego i Kanału Powodziowego Odry we Wrocławiu w zależności od warunków siedliskowych. mscr. pracy magisterskiej. Inst. Biol. Rośl. Wyd. Uniwersytetu Wrocławskiego, 93.
- Jankowski W., Świerkosz K. (red.), 1995. Korytarz ekologiczny doliny Odry. Stan – funkcjonowanie – zagrożenia. IUCN Poland, 266.
- Januszewski S., 2000 Kanał powodziowy, [w:] Encyklopedia Wrocławia. Wyd. Dolnośląskie, Wrocław, f-5.
- Kabała C., Chodak T., 2002. Gleby, [w:] Środowisko Wrocławia – Informator 2002, Dolnośląska Fundacja Ekorozwoju, Wrocław, 66–73.
- Kącki Z., Kucharczyk M., Dajdok Z., 2001. *Muscari comosum* (L.) Mill. – Szafirek miękkolistny, [w:] R. Kazimierzczakowa, K. Zarzycki (red.), Polska czerwona księga roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Inst. Botaniki im. W. Szafera PAN, Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków, 419–421.
- Matuszkiewicz W., 2002. Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Wyd. Nauk. PWN, Warszawa, 538.
- Migoń P., 2000. Odra, [w:] Encyklopedia Wrocławia, Wyd. Dolnośląskie, Wrocław, f-5.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M., 2002. Vascular Plants of Poland. A checklist. Polish Bot. Studies. Guidebook Ser., 15, 303.
- Pawłowski B., 1972. Skład i budowa zbiorowisk roślinnych oraz metody ich badania, [w:] W. Szafer, K. Zarzycki (red.), Szata roślinna Polski, T. 1. Warszawa, 614.

Roman G., Waszkiewicz J., Miłkowski M., 1999. Wrocław a Odra. Urząd Miejski Wrocławia, Biuro Rozwoju Wrocławia, 265.

Zieliński J., 2001. *Rosa gallica*, [w:] K. Zarzycki, R. Kaźmierczakowa (red.). Polska Czerwona Księga Roślin. Paprotniki i rośliny kwiatowe. Wyd. Inst. Bot. im. W. Szafera i Inst. Ochr. Przyr. PAN, Kraków, 195–196.

# Contents – Summary

## 1. Pathogenic fungi and their impact on health status of urban vegetation

### 1.1. Fungi of the order *Uredinales* associated with the urbanized areas of Wrocław ..... 7

*Uredinales*, as biotrophic fungi, play an important role in natural and in anthropogenic ecosystems. Within the urbanized areas a number of rust species infect trees and shrubs, negatively affecting the aesthetics of urban recreational landscapes. The incidence of 59 species has been recorded at Wrocław, representing altogether 12 genera belonging to the families of *Puccinia-ceae*, *Pucciniastraceae*, *Melampsoraceae*, *Coleosporiaceae* and *Cronartiaceae*. Species belonging to *Pucciniaceae* predominated in the examined material. The fairly broad spectrum of host plants present within the studied landscape, many of them introduced, favoured the development of the rust fungi. Of all the collected species 25 were autoecious and 34 – heteroecious rusts. At the same time, 43 species in the assemblage were macrocyclic rusts, the remaining 16 being microcyclic ones. The most abundant plant pathogens were the macrocyclic, heteroecious rusts (25 species). The macrocyclic, autoecious rusts were less commonly sampled, as only 18 species have been recorded. There were also 11 microcyclic, autoecious and 3 microcyclic, heteroecious taxa, identified from the sampled material.

### 1.2. The threat for the ornamental bushes and trees by *Phytophthora* species ..... 16

The presence *Phytophthora* species on ornamental plants has been recorded already in 1970s in nurseries in Western Europe, where the domination of *P. cinnamomi* was observed. In Polish nurseries, *P. cinnamomi*, *P. plurivora* and *P. cryptogea* were detected for the first time from *Abies alba*, *Pinus mugho* var. *pumilo* and from *Rhododendron* sp., in the last decade of the XXth century. During the last 15 years, 17 species of *Phytophthora* were discovered from diseased trees, shrubs and plants grown in greenhouse, most of them being the causal agents of stem base and root rot and shoot blight. *Phytophthora* species were also isolated from the plants grown in forest nurseries and trees, as well as from ornamental plants. The loss caused by *Phytophthora* spp. varied from a few to about 80% of diseased plants eliminated from country and international trade.

### 1.3. Observations on the incidence of *Verticillium dahliae* on selected species of trees in Wrocław ..... 23

Observations on the health status of Norway maple and Staghorn sumac in Wrocław were conducted in 2009–2010. The plants showed symptoms typical for *Verticillium* wilt wilting and dieback of shoots. The material was sampled in areas where Norway maples and staghorn sumac grew in close proximity to each other. Norway maple grown in Wrocław has proved very susceptible to damage by abiotic factors. The main cause of wilting of staghorn sumac shoots was *Verticillium dahliae*. This fungus made up 70 to 99% of all the isolated fungi. The trees growing in high density in Karłowice, at the square at the junction of Obornicka St. and Bałtycka St., were most affected, as well as those along Litewska St. at Psie Pole. The Staghorn sumac is likely to be the source of infection for the maple, but it still requires further research.

**1.4. The threat to *Magnoliaceae* by *Colletotrichum* spp. and other fungi..... 32**

The investigations were carried out in 2007–2009 in the vicinity of Lublin. They concerned the plants from the family *Magnoliaceae*, and particularly magnolia (*Magnolia* spp.) and *Liriodendron* sp. The observations were carried out twice in the vegetation period. After the plants' health status was estimated *in situ*, the stems and leaves with disease symptoms were collected for mycological analysis. The isolates of fungi (6252) belonging to 14 genera were obtained from dead parts of plants. The dominant among them were genera known from their pathogenicity toward *Magnoliaceae*: *Alternaria alternata*, *Botrytis cinerea*, *Fusarium* spp., *Sclerotinia sclerotiorum* and *Colletotrichum gloeosporioides*.

**1.5. The potential use of biostimulators in plant protection on urbanized areas ..... 40**

The effect of the application of Asahi SL biostimulator on the growth of pathogenic and saprotrophic fungi from some crop plants is discussed in the paper. The fungi were isolated from stems of wheat and triticale and from young plants of sugar beet. The experiment was conducted in 2010. Asahi SL was applied at four application rates: reference (0 dm<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>), 0.2 dm<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>, 0.5 dm<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>, 0.6 dm<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup> and 0.8 dm<sup>3</sup>·ha<sup>-1</sup>. The results demonstrate that the application of Asahi SL affects the growth of *Fusarium oxysporum*, *Fusarium graminearum* and *Sclerotinia sclerotiorum*. The effect of Asahi SL depends on a pathogen's host plant and on the application rate of the biostimulator.

**2. Insect fauna related to urban vegetation**

**2.1. The harmfulness of horse-chestnut leaf miner, *Cameraria ohridella* (Deschka & Dimič) on different species of chestnut (*Aesculus* sp.) ..... 47**

The aim of the study was to determine the pest status of the horse-chestnut leaf miner, *Cameraria ohridella*, on different species of chestnut, i.e. *Aesculus hippocastanum*, *Aesculus x carnea*, *A. flava* and *A. glabra*. The research was carried out at South Park in Wrocław, Lower Silesia, Poland, through the whole vegetative seasons since 2006 to 2008. The adults were counted directly on the tree trunks, whereas the abundance of eggs, larvae and pupae was analyzed on the collected leaves. The degree of leaf damage was determined visually.

Through the whole vegetative season, the moths of horse chestnut leaf miner were the most numerous on the trunks of the horse chestnut. Three generations of pest were recorded on this host. The eggs, larvae and pupae of *C. ohridella* were observed at the highest number on *A. hippocastanum*. As a consequence, leaf damage caused by the larvae was also the most intensive on the species. The pest completed its development cycle on *A. flava* too, but all its developmental stages were recorded on that plant at significantly lower numbers than on the horse chestnut. Despite the relatively high number of eggs on the leaves of the red horse chestnut, it has been shown that more than half of them were dead. The pest larvae feeding on leaf parenchyma were dying already at the early stages of their development, L1 or L2. The leaf damage on this chestnut tree was low; it did not exceed 5% of the total leaf blade area. *C. ohridella* does not complete its life cycle on *A. glabra*, on which the larvae die prematurely. *Aesculus x carnea* and *A. glabra* proved to be the species of *Aesculus* most resistant to the feeding of *Cameraria ohridella* larvae. Planting them may therefore limit the development of the horse chestnut leaf miner.

**2.2. The abundance and control of the horse chestnut leaf miner  
(*Cameraria ohridella*) in Wielkopolska province ..... 55**

The horse chestnut leaf miner, *Cameraria ohridella*, is a moth of the *Gracillariidae* family. The pest was first observed in Macedonia, northern Greece, in the late 1970s. Its larvae are leaf miners on the common horse-chestnut (*Aesculus hippocastanum*), severely diminishing the aesthetic value of the trees. The larva bores its way into the leaf parenchyma, reducing the assimilation area and stunting the plant's growth.

There are few methods applied in Poland to control the horse chestnut leaf miner and reduce its population. First one is the injection of an insecticide into the tree trunk. The second method is raking and removing the fallen leaves from beneath the trees in autumn, and subsequently composting them at high temperatures, or burning. The third method is the application of sticky tapes, or pheromone traps. The main advantage of the last method is the possibility of monitoring the moth flight.

Based on the obtained results, the authors propose that the joined application of all the three methods is effective in the horse chestnut leaf miner control.

**2.3. Assemblages of *Carabidae* in field thickets growing in variable distances  
from communication routes..... 61**

The study focused on the species composition, abundance and structure of assemblages of *Carabidae*, colonizing groups of midfield thickets that are affected by variety of external factors and situated at increasing distances from major roads leading to Olsztyn, Poland (UMT DE65). The study was carried out in 2002–2004. Three groups of midfield shrubs were chosen, all situated at different distances from heavy traffic roads. The groups were characterized by different floral composition, area size and surroundings. Carabid beetles were captured to Barber traps that were emptied at weekly intervals. No statistically significant differences were found in the number of species present in particular groups of shrubs. However, significant differences were shown in the number of carabid beetles captured between the analyzed shrubs. The faunistic analysis of the collected material justifies the statement that field shrubs are a potential source of biodiversity of the useful fauna of *Carabidae*. Shrubs are an excellent hiding place for the beetles, protecting them from the unavoidable consequences of urbanization, such as the presence of a road network with heavy traffic. Shrubs should therefore become a permanent component of urban and suburban landscapes, being one of the most important elements which maintain and increase the species diversity of animals and plants.

**2.4. Fast monitoring project on distribution of the harmful organisms  
on urbanized areas ..... 72**

The main purpose of the project is to create a system of swift collecting, analyzing and processing biological data, that is scattered around large area. These goals are controlled by two-component platform, that consists of a server (written in JAVA) and any number of mobile device clients (written in C# for Windows Mobile systems). Functional requirements of gathering biological data are fulfilled by mobile device clients (*i.e.* PDA+GPS). They are capable of sending measurements from any part of the analyzed area to the server, where the information is stored and analyzed using wide variety of statistical procedures (soft -, indices & disjunctive kriging, MWLS, other). The described system enables drawing quickly some primary conclusions about the investigated area even before the scientific or technical personal leaves the sampling site.

### **3. Non-infectious pathogens affecting the health status of plants**

#### **3.1. Abiotic stress factors as a cause of growth disturbance and dying of trees on urbanized areas..... 78**

Growth and development of plants depend on many factors that influence them indirectly and directly. Unfortunately, within urbanized areas there frequently occur stress factors. Abiotic factors include, among others, the soil salinity. In the years of 1970–2004, the effect of NaCl, applied in winter, on trees grown in the streets of Poznań, was investigated. Soil alkalization was found to be caused not only by salt but also by volatile coal ash. Concentration of Na, Cl and Ca ions in the soil significantly increased. Also the  $Ca^{++} : Mg^{++}$  and  $Ca^{++} : K^{+}$  relations were improper. In the leaves of the dying trees, there was distinctly more sodium and chlorides. It seems that a complete liquidation of abiotic factors causing diseases and dying of trees on urbanized areas is impossible. Therefore, it is necessary to apply a slow but systematic replacement of tree stands by species more tolerant to the discussed stress factors.

#### **3.2. Anthropogenic factors as the cause of dieback of trees and shrubs along the newly constructed transportation routes..... 88**

Within the period of 2008–2010, considerable numbers of trees were noticed withered along the main traffic routes in Wrocław. The causes were errors in design, which resulted in flooding of many oaks and maples that were planted only after the building operations were finished. Another cause was the improper preparation of the soil before planting, or its excessive salination. The chemical analyses of soil detected traces of nutrients only. Apart from other stress factors, such undernutrition of plants may result in their starving to death. A good example are Graniczna, Lotnicza and Klecińska streets, where in total 159 large trees were found withered. The planting companies were then charged for unwitting costs, whereas the true reason for the plants' poor condition lies elsewhere. Modernization and change of the old route of Wyścigowa street, including the lowering of the roadway pavement by almost 0.5 m, resulted in unsheathing of the roots and lower parts of trunks of old chestnut trees, and this may cause their withering in the predictable future.

#### **3.3. The health status and microbial colonization of blue lupine (*Lupinus angustifolius*) grown on the side of heavy traffic roads..... 96**

The objective of the study conducted in 2004–2006 at the Research and Experimental Station in Tomaszkowo (NE Poland), was to determine the effect of growing blue lupine on the side of heavy traffic roads on plant colonization by epiphytic and pathogenic microorganisms. Experimental plots were located at a distance of 5–10, 15–20 and 25–30 m from the roadway. The health status of lupine plants was estimated, a quantitative analysis of microorganisms colonizing the phyllosphere, rhizosphere and rhizoplane of lupine was performed, and the species composition of filamentous fungi colonizing the leaves, rhizosphere and roots of lupine plants was determined in the study.

The highest severity of blackleg disease was noted in plots located nearest to the road, while the lowest – in plots located farthest from the road. The abundance of filamentous fungi colonizing the rhizosphere and rhizoplane of lupine plants was the highest in plots located nearest to the road. *Fusarium* wilt intensity increased with a growing distance from the roadway. There was no clear correlation between the distance from the traffic route and the counts of bacteria and yeast-like fungi. The lowest blue lupine seed yield was obtained in plots located close to the road, and the highest – in plots located at the farthest distance from the road.



## **4. Problems related to the nursing of trees in urbanized areas**

### **4.1. Evaluation of soil fertility under trees on urban forests ..... 105**

The research involved the assessment of soil richness in macro- and microelements, soil pH and EC of the samples collected from several tree stands in Wrocław and Sadowice. Analysis proved that most of the examined stands featured too high soil pH values (6.9–7.9) in relation to plants requirements, *i.e.* soil reaction was neutral or alkaline and it was accompanied by increased concentration of calcium and magnesium. At all the stands that were subject to examination insufficient content of mineral nitrogen was recorded; therefore the sites did not fulfill the trees nutrition requirements. The soil from tree stand at the Market Place at Wrocław is characterized by high salinity caused, among others, by the elevated values of chloride concentration. The majority of analyzed soil samples featured high content of potassium, calcium and magnesium. In the soil originating from underneath maple trees high contents of microelements were found, while the concentration of iron and zinc was very high. The aforementioned soil sample from maple trees stand is also characterized by excessive density and firmness and poor permeability, therefore its physical properties did not meet the requirements of the trees planted there.

### **4.2. Topping trees as the cause of their deterioration and dying off in urban parks ..... 113**

In the years 2008–2010 in the region of Opole tree shoots regrowth was commonly observed in 100% of the observed Canadian poplars, 100% of large – leaved lindens, as well as in maples of *Acer negundo* species and in weeping willows – trees species subjected to examination. Growing shoots and lateral branches often broke during strong winds. This phenomenon was recorded in 90% of the trees under research and it became intensified on windy days. All the observed trees featured gradually increasing amount of wilt branches, referred to as coarse woody debris, which was especially visible in Canadian poplars. The process of dying off was recorded, particularly in the case of Canadian poplar, reaching 15% of these trees in the region of Opole. Inadequate choice of trees planted along Krapkowicka St in Opole brought about the necessity of their topping, as the trees were growing at a short distance from a road axis.

### **4.3. Cause-and-effect relationship aspects of tree management on construction sites ..... 121**

Tree management at constructions sites in Poland is causing devastation of urban forests. The research, concerning *Tilia cordata* and *Fraxinus excelsior*, was conducted in the years of 2007–2009. The plant individuals under investigation had been damaged in two distinct periods of time preceding the study: in the years 2000–2002 and 2005–2006. The research was provided in seven locations, in which construction activities like utility trenching or the foundation trench (deep and shallow excavation) intruded the trees' root areas. The study included the registration of the plant phenological reaction, tree vitality and starch content assessment. Reactions of the damaged trees were compared to reactions of control group. It is demonstrated that three years of research allow to designate trees showing signs of regeneration, stagnation or dying (resignation phase) and their vulnerability to the construction activities. It was identified that construction works are separated from property management after development has been finished and the function of place – changed. Three years of research showed that 15% of damaged trees died and that more than another 30% will die during the next years. This means that practically every second tree died or will die because of construction works. It was defined that statutory period of tree monitoring after completion of construction works should last minimum three years and that in the case of sensitive

or seriously damaged trees the monitoring should be extended for more years. Conclusions from the accomplished study can be helpful in taking decisions regarding urban forests. Trees death rate is drawing attention to necessity of using tree protection techniques on construction sites.

#### **4.4. Dermatophytes found in plant care specialists patients ..... 131**

Dermatophytes are keratinophilic and keratinolytic fungi with high affinity to keratin-containing tissues. Mycoses caused by dermatophytes are a very important clinical, epidemiological and therapeutic problem. Between the years of 2004-2008, 10029 patients were examined in the Mycological Laboratory of Dermatology Clinic at Wrocław because of suspicion of fungal infection. The presence of mycosis was confirmed by the clinical picture and positive mycological examination. Plant care specialists are exposed to infections of geophilic species of dermatophytes, especially with *Microsporium gypsum*, a cosmopolitan fungus, isolated from soils worldwide.

### **5. Dynamics of plant communities in urbanized areas**

#### **5.1. *Orchidaceae* around the urban agglomeration of Wrocław – habitat threats and conservation..... 136**

Detailed data by Fiek [1881] and Schube [1903] indicate that the following species grew around Wrocław in 19th and at the beginning of 20th century: *Cephalanthera longifolia*, *Corallorhiza trifida*, *Epipactis helleborine*, *E. purpurata*, *Neottia nidus-avis*, *Listera ovata*, *Orchis militaris* and *Dactylorhiza sambucina* in broadleaved forests and underbrushes, *Spiranthes spiralis* in dry forests, and *Dactylorhiza maculata* in moist, marshy forests. In fresh meadows one could find: *Gymnadenia conopsea*, *Orchis coriophora*, *O. militaris*, *O. mascula* and *O. morio*. *Epipactis helleborine*, *Listera ovata*, *Dactylorhiza maculata* grew in wet meadows, while *Dactylorhiza incarnata*, *Epipactis palustris* or even *Liparis loeselii* were to be found in peat bogs. At the end of 19th century numerous localities of: *E. helleborine*, *G. conopsea*, *Platanthera bifolia* [Fiek 1881] and *O. morio* [Schube 1903] were discovered in the Trzebnickie Hills.

At present, all these localities in the environs of Wrocław are a rarity. As a consequence of cutting down trees, ploughing up meadows and the steady expansion of city buildings, orchid localities deteriorate and often disappear.

Out of 57 known orchid localities from around Wrocław, only 16 have survived until now. They include such orchid species as *E. helleborine*, *E. albensis*, *D. majalis*, *D. incarnata*. In many cases the localities contain only several specimens of the species. *E. helleborine* occurs in Wrocław city parks, yet its populations are small.

In the vicinity of Siechnice (Zakrzów, Kotowice, Czernica and Siedlce villages), a megapopulation of *E. helleborine* occurs, which amounts to several thousand ramets. Sparse populations of *E. albensis* have been confirmed in the environs of Czernica village and in Zachodni Park at Wrocław, while a population of *O. mascula* have been proved to exist close to Gajków (in the vicinity of Kamieniec Wrocławski).

#### **5.2. Impact of modernization of the Flood Channel on Odra river at Wrocław on the inter-embankment vegetation..... 144**

The Odra is the main hydrological axis of Wrocław. Field research was conducted in summer of 2005 and 2009, using the Braun–Blanquet method. Presented materials are based on the authors own research. The earthworks associated with the modernization of the Flood Channel

embankment between Chrobrego and Jagiellońskie bridges, carried out in 2006, contributed substantially to the changes in plant communities formed there. Although currently still the largest parts of the vegetation cover are the semi-natural meadows, their properties are different from those observed there before the earthworks of 2006. The main difference concerns the communities of the *Molinio-Arrhenatheretea* class, which have been converted to the truncated communities of *Lolium multiflorum* and *Urtica dioica*. The community of *Sanguisorba officinalis* which occupied large areas before the modernization has been partially destructed. Nowadays it is found in the form of scattered patches.

**Key words:** *Acer platanoides*, anthropogenic factors, Asahi SI, bacteria, biostimulator, blue lupine, *Cameraria ohridella*, Canadian poplar, *Carabidae*, chlorides, construction works, dieback of trees, disease, distribution, endangered species, field shrubs, filamentous fungi, Flood Channel, fungi, geophilic dermatophytes, harmful organisms, health status, horse chestnut leaf miner, host plants, incidence, indices and disjunctive kriging, insects, ions relation, loss, Lower Silesia, magnolia, mechanical damage, *Microsporum gypseum*, mobile device, modernization, monitoring, mycosis, Norway maple, orchids, pathogenicity, phyllosphere, *Phytophthora*, plant protection, process of dying off, rhizoplane, rhizosphere, *Rhus typhina*, roads, rust, salinity, sodium, software for fast monitoring, soil analysis, staghorn, stress factors, Staghorn sumac, threatened species, trees dying, trees fertilization, trees shoots regrowth, truncated community, tuliptree, urban forest, urbanized area, *Uredinales*, *Verticillium dahlia*, Wrocław, yeast-like fungi, yield.



## Spis treści

Słowo wstępne.....	5
<b>1. Grzyby chorobotwórcze i ich wpływ na stan zdrowotny roślinności w miastach .....</b>	<b>7</b>
1.1. Grzyby rzędu <i>Uredinales</i> na terenie Wrocławia.....	7
1.2. Zagrożenie krzewów i drzew przez gatunki rodzaju <i>Phytophthora</i> .....	16
1.3. Badania nad występowaniem <i>Verticillium dahliae</i> na wybranych gatunkach drzew we Wrocławiu .....	23
1.4. Zagrożenia spowodowane przez <i>Colletotrichum</i> spp. i inne grzyby występujące na roślinach z rodziny <i>Magnoliaceae</i> .....	32
1.5. Możliwości wykorzystania biostymulatorów w ochronie roślin na terenach zurbanizowanych .....	40
<b>2. Entomofauna związana z roślinnością terenów miejskich .....</b>	<b>47</b>
2.1. Szkodliwość szrotówka kasztanowcowiaczka <i>Cameraria ohridella</i> (Deschka & Dimič) na różnych gatunkach kasztanowców .....	47
2.2. Występowanie i próba zwalczania szrotówka kasztanowcowiaczka ( <i>Cameraria ohridella</i> ) na terenie województwa wielkopolskiego .....	55
2.3. Zgrupowania <i>Carabidae</i> zarośli śródpolnych rosnących w różnej odległości od ciągów komunikacyjnych .....	61
2.4. Projekt szybkiego monitoringu rozprzestrzeniania agrofagów na terenach zurbanizowanych.....	72
<b>3. Nieinfekcyjne czynniki chorobotwórcze wpływające na stan zdrowotny roślin .....</b>	<b>78</b>
3.1. Abiotyczne czynniki stresowe jako przyczyna zaburzeń wzrostu i zamierania drzew na terenach zurbanizowanych.....	78
3.2. Czynniki antropogeniczne jako przyczyna zamierania drzew i krzewów wzdłuż nowo budowanych ciągów komunikacyjnych.....	88
3.3. Zdrowotność i zasiedlenie przez mikroorganizmy łubinu wąskolistnego ( <i>Lupinus angustifolius</i> ) uprawianego w pobliżu dróg o dużym natężeniu ruchu .....	96
<b>4. Problemy z pielęgnacją drzew na terenach miejskich .....</b>	<b>105</b>
4.1. Ocena zasobności gleb pod drzewami w mieście .....	105
4.2. Ogławianie drzew przyczyną ich niszczenia i zamierania na terenach zieleni .....	113
4.3. Przyczynowo-skutkowe aspekty gospodarki drzewostanem na placu budowy .....	121
4.4. Grzyby dermatofitowe występujące u osób prowadzących zabiegi pielęgnacyjne roślin.....	131
<b>5. Dynamika zbiorowisk roślinnych na terenach zurbanizowanych .....</b>	<b>136</b>
5.1. Storczykowate ( <i>Orchidaceae</i> ) wokół aglomeracji miejskiej Wrocławia – zagrożenia i ochrona siedlisk .....	136
5.2. Wpływ modernizacji Kanału Powodziowego Odry we Wrocławiu na stan szaty roślinnej międzywala .....	144