

Wojciech Grodzki, Piotr Łakomy

NOWE WYZWANIA DLA OCHRONY LASU W WARUNKACH GLOBALNYCH ZMIAN W ŚRODOWISKU

Wstęp

Większość naukowców zajmujących się atmosferą potwierdza, że zmiany klimatyczne spowodują wzrost średniej temperatury w Europie, a także wzrost częstotliwości wystąpienia ekstremalnych zjawisk klimatycznych takich jak susze, powodzie, burze, huragany czy gradobicia. Lasy będą narażone na działanie czynników stresowych, które będą występowały częściej i intensywniej. W takich warunkach wiele chorób drzew może wystąpić z większym nasileniem powodując istotne straty w gospodarce leśnej. Czynniki jakie będą predysponować niektóre grzyby chorobotwórcze do większej aktywności to 1) stres wywołany czynnikami abiotycznymi, 2) temperatura i wilgotność wpływające na zarodnikowanie grzybów i ich rozprzestrzenianie w środowisku, 3) pojawianie się patogenów w nowym środowisku będzie zwiększać częstość występowania chorób i rozszerzy ich zasięg geograficzny także dzięki spotkaniu nowych organizmów będących ich wektorami, 4) pojawienie się nowych zagrożeń w postaci gatunków inwazyjnych (La Porta i in. 2008). Na zmiany klimatu reagują także owady leśne, w tym te uważane – z gospodarczego punktu widzenia – za szkodniki. W opublikowanej przed dwoma laty pracy Pureswaran i in. (2018) dokonali obszernej analizy wpływu zmian klimatycznych na owady leśne i wykazali, że niedawne gradacje owadów, zarówno kambio- jak i foliofagicznych powstały w efekcie zmian klimatycznych, które wywarły znaczący wpływ zarówno na te owady, jak i na całe ekosystemy leśne. Zachodzące zmiany mają oczywiste implikacje dla gospodarki leśnej, w tym dla ochrony lasu, która musi zmierzyć się z nowymi wyzwaniami.

Czynniki abiotyczne

W skali europejskiej odnotowywane od 1850 r. szkody wyrządzone przez wiatr mają tendencję wzrastającą, zarówno w kontekście częstotliwości, jak i wielkości. Szkody w Europie Środkowej, rejestrowane zwłaszcza w ob-

szarach górskich, występowały w tym okresie znacznie częściej niż w strefie północnej, co w większości opracowań przypisywane jest charakterystyce lasów oraz zmianom w sposobie ich zagospodarowania (Schelhaas i in. 2003), jednak nie sposób nie wiązać ich ze wzrostem częstotliwości ekstremalnych zjawisk pogodowych, do jakich należą huraganowe wiatry.

Także w naszym kraju w ostatnich dekadach wzrasta zarówno częstotliwość, jak i wielkość szkód od wiatru. Dane z lasów zarządzanych przez PGL LP wskazują, że w ostatnim dwudziestoleciu miąższość wyrobionego drewna z wywrotów i złomów tylko dwukrotnie nie przekraczała 0,5 mln m³ (lata 2001 i 2005), pięciokrotnie oscylowała wokół 4 mln m³ (lata: 2000, 2002, 2008, 2010, 2011), dwukrotnie – wokół 5 mln m³ (lata 2007 i 2017), a w pamiętnym roku 2018 osiągnęła niemal 9 mln m³, jako skutek katastrofalnej nawałnicy w północnej Polsce (Krótkoterminowa... 2020).

Dobrym przykładem obrazującym tę tendencję są szkody od wiatru w Tatrzańskim Parku Narodowym. Na przestrzeni stulecia 1910–2009 poważniejsze wiatrolomy odnotowano czterokrotnie – w latach: 1911, 1966, 1968 i 2002 (Grodzki, Guzik 2009), podczas gdy w okresie ostatnich 10 lat – już dwukrotnie, w roku 2013 w rejonie Doliny Kościeliskiej i 2017 we wschodniej części TPN (Grodzki, Gaśienica Froniek 2019). Każdorazowo po wiatrolomach dochodziło do gradacji kornika drukarza – ta po ostatnich szkodach trwa do dziś.

Od roku 2015 na znacznym obszarze kraju mamy do czynienia z dotkliwą suszą, której skutki przejawiają się szczególnie wyraźnie w kryzysie zdrowotności drzew i wzroście ich podatności na występowania szkodników i chorób. Warto w tym miejscu wspomnieć o dodatkowym jej efekcie w postaci zwiększonego zagrożenia pożarowego w lasach.

Skutkiem zachodzących zmian klimatycznych jest także wydłużenie sezonu wegetacyjnego, co przejawia się zarówno jako wczesna wiosna (wcześniejsza wegetacja i narażenie na szkody od przymrozków), jak i wydłużoną jesienią, sprzyjającą szkodnikom i chorobom.

Choroby infekcyjne

Zagrożenia ze strony rodzimych patogenów

Obserwuje się wiele chorób roślin, których przebieg jest bardziej ostry po wystąpieniu łagodnych zim lub w warunkach wystąpienia wysokich temperatur co sugeruje, że ocieplenie klimatu zmienia nasilenie przebiegu procesów chorobowych (Harvell i in. 2002).

Ocieplenie klimatu będzie nie tylko wpływać na procesy chorobowe w określonym środowisku, ale sprzyjać pojawieniu się nowych chorób, zarówno

z powodu rozprzestrzeniania się patogenów, ich czasowej aktywności, jak również modyfikacji zbiorowisk grzybów, a także zmian w fenologii drzew (Desprez-Loustau i in. 2007a). Wśród patogenów wywołujących choroby drzew w polskich lasach są te, które powodują najważniejsze pod względem gospodarczym choroby, jak np. grzyby rodzaju *Heterobasidion* (korzeniowce), ale także znajdujemy takie, które powodują choroby o niewielkim znaczeniu, ale mogące zmienić swoje znaczenie pod wpływem zmieniających się warunków klimatycznych np. *Rhizina undulata* Fr. (przyczepka falista).

Przedstawimy kilka przykładów wpływu warunków powstających w wyniku zmian klimatycznych na rozwój chorób drzew. Huba korzeni powodowana przez grzyby rodzaju *Heterobasidion* (korzeniowce) jest najważniejszą chorobą gospodarczą występującą w drzewostanach iglastych półkuli północnej. Straty wynikające z obecności tych patogenów w drzewostanach wspólnoty europejskiej szacowano na 400 milionów euro rocznie (Woodward i in. 1998). Proces wytwarzania zarodników przez te grzyby znacząco wzrasta w temperaturze powyżej 5°C (Otrosina i Cobb 1989), a łagodniejsze zimy przedłużają okres z taką temperaturą, co z wielokrotnia intensywność zarodnikowania i częstość zakażeń. Wydłuża także zagrożenie infekcyjne ze strony zarodników podstawkowych. Wykazano, że wyższe temperatury wpływają znacząco na zwiększenie intensywności zarodnikowania (La Porta i in. 2001, Gonthier i in. 2005) oraz infekcji (Moykkynen i in. 1998; Thor i in. 2005; Mattila, Nuutinen 2007). W północnej Europie skrócenie okresu zalegania pokrywy śnieżnej wpłynęło korzystnie na cykl życiowy patogena, a także na wyrzut i rozprzestrzenianie się zarodników (Mattila, Nuutinen 2007). Zabiegi pielęgnacyjne i pozyskanie drewna w warunkach łagodnych bezśnieżnych zim, a także uszkodzenia mechaniczne korzeni oraz odziomków, szczególnie świerków, sprzyjać będą szerzeniu się huby korzeni. Dodatkowo zabiegi pielęgnacyjne wraz z postępującym zasiedleniem drzewostanów przez korzeniowce będą potęgować ryzyko częstszego występowania szkód powodowanych przez silnie wiejące wiatry (Thomsen 2005). Warunki stresowe, w tym długotrwała susza, predysponują drzewa na zakażenie przez korzeniowce poprzez obniżenie sprawności mechanizmów obronnych drzew (Lindberg, Johansson 1992). Ponadto potwierdzono, że inne warunki stresowe – redukcja systemu korzeniowego, defoliacja, nadmiar azotu, niedobór składników pokarmowych wpływały na wzrost podatności drzew na infekcje ze strony korzeniowca sosnowego *H. annosum* (Fr.) Bref., (Baranowska-Wasilewska, Łakomy 2017, dane niepublikowane). Niedobór składników pokarmowych wpływał na wzrost agresywności *H. annosum* w stosunku do różnych gatunków drzew. Sosna zwyczajna była najbardziej podatna w warunkach niedoboru składników pokarmowych. Pozostałe warunki stresowe

zwiększały ryzyko porażenia sosen przez korzeniowca sosnowego. Z kolei świerk pospolity okazał się najbardziej podatny w warunkach defoliacji. Inne warunki stresowe, oprócz redukcji systemu korzeniowego, mogą osłabiać odporność tego gatunku. Jodła pospolita była najbardziej podatna w warunkach niedoboru składników pokarmowych i nadmiaru azotu. Redukcja systemu korzeniowego i defoliacja nie wpłynęły na zwiększoną wirulencję patogenów w stosunku do jodeł. Jedynie nadmiar azotu może wpływać na zwiększenie podatności modrzewia europejskiego, a w przypadku dębu bezszypułkowego każdy rodzaj stresu wpłynął na zwiększoną podatność, przy czym niedobór składników pokarmowych w sposób istotny obniżał odporność dębów. W przypadku brzozy brodawkowatej tylko nadmiar azotu wpłynął nieznacznie na agresywność patogena. Dęby uważane są za bardziej odporne na infekcję ze strony *H. annosum*, natomiast w warunkach stresu stały się bardziej podatne (Baranowska, Łakomy 2017, dane niepublikowane). Warto tutaj też podkreślić, że w rejonie Morza Śródziemnego susza wpływa na zwiększoną aktywność korzeniowca jodłowego *H. abietinum* Niemelä et Korhonen w drzewostanach jodłowych (Puddu i in. 2003). W Polsce korzeniowiec jodłowy występuje w drzewostanach jodłowych i świerkowych nie wyrządzając szkód gospodarczych, jako słaby patogen lub saprotrof. Jednak jako najlepiej spośród gatunków *Heterobasidion* adaptujący się do warunków podwyższonej temperatury może w przyszłości odgrywać ważną rolę w obniżeniu stanu zdrowotnego drzewostanów jodłowych, ale także świerkowych (La Porta i in. 2005). Wzrost letnich temperatur może również wpłynąć na zwiększenie arealu występowania, w tym powodowania szkód w drzewostanach przez różne gatunki *Heterobasidion*. Z drugiej strony cieplejszy klimat powinien sprzyjać żylicy olbrzymiej *Phlebiopsis gigantea* (Fr.) Jülich, gatunkowi stosowanemu w biologicznej ochronie drzewostanów przed hubą korzeni (Thor i in. 1997). W przyszłości zabiegi ochronne z zastosowaniem biologicznej ochrony na pniaki będą coraz bardziej konieczne, ale większą uwagę trzeba będzie zwrócić na przebudowę drzewostanów i zastąpienie podatnych gatunków iglastych przez gatunki liściaste.

W przypadku opieńkowej zgnilizny korzeni to zmiany klimatyczne i pojawiające się warunki stresowe oddziałujące na drzewa będą sprzyjać przede wszystkim gatunkom będącym patogenami pierwotnymi, czyli opieńce ciemnej *Armillaria ostoyae* (Romagn.) Herink i miodowej *A. mellea* (Vahl) P. Kumm. (Szynkiewicz, Kwaśna 2004). Zjawisko to można było zaobserwować podczas posuchy, której początek wystąpił w 2016 roku, na Dolnym Śląsku w drzewostanach świerkowych, gdzie opieńka ciemna współuczestniczyła razem z kornikiem drukarzem w procesie zamierania drzew. Jeśli zmiany

klimatyczne będą polegały na występowaniu czynników stresowych osłabiających drzewa, to wzrośnie znaczenie opieńek określanych jako patogeny wtórne lub słabości. Takim gatunkiem, na którego znaczenie zwracano już wcześniej (Łakomy, Siwecki 2000), jest opieńka żółtotrzonowa *A. gallica* Marxm. et Romagn, szczególnie częsta w drzewostanach dębowych (Rażny i in. 2018). Grzybnia i ryzomorfy opieńki żółtotrzonowej rosną dobrze w wyższych temperaturach, ale wzrost hamowany jest w temperaturze odpowiednio 35 i 37°C (Jacobs 2005). Ta niewielka różnica między temperaturą hamującą wzrost grzybni i ryzomorf może odgrywać ważną rolę w rozprzestrzenianiu gatunku. W związku z powyższym oraz z faktem, że podczas ciepłych zim, których temperatury nie będą ograniczać wzrostu ryzomorf, należy się spodziewać zwiększonej aktywności opieńek w warunkach zmieniającego się klimatu.

Jeszcze innym przykładem wpływu zmian klimatycznych na aktywność organizmów może być *Sphaeropsis sapinea* (Fr.) Dyko et B. Sutton. Pierwszego opisu grzyba dokonał Fries w 1822 roku w Skandynawii, a kolejne wzmianki w XIX wieku pochodzą z Europy i wschodnich Stanów Zjednoczonych (Desprez-Loustau i in. 2006). Jednak epidemiczne wystąpienie choroby powodowanej przez *S. sapinea* zostało po raz pierwszy stwierdzone w egzotycznych plantacjach sosny w 1910 roku w Afryce Południowej (Swart i in. 1987). Obecnie publikacje naukowe na temat *S. sapinea* dotyczą wszystkich obszarów występowania sosny w zasięgu naturalnym i upraw plantacyjnych na półkuli południowej np. Nowa Zelandia, Chile i Australia) oraz na półkuli północnej (np. północno-wschodnia część USA, wschodnie Chiny i Europa) (Desprez-Loustau i in. 2006). *Sphaeropsis sapinea* do niedawna w Polsce łączony był z chorobą zamierania wierzchołków pędów sosny lub traktowany jako grzyb towarzyszący patogenom *Gremmeniella abietina* (Lagerb.) M. Morelet i *Cenangium ferruginosum* Fr. powodującym zamieranie pędów sosny (Mańka 2005). Od niedawna patogen ten powinniśmy traktować podobnie jak dwa wcześniej wymienione. Może powodować także zamieranie całych pędów, a nawet doprowadzać do zamierania całych drzew (Łakomy i in. 2016). Patogen w warunkach stresu wodnego jest odpowiedzialny za wiele objawów: zamieranie wierzchołków lub całych pędów, zamieranie gałęzi i całych koron, zamieranie szyszek, nekrozy kory, raki drzewne, wycieki żywicy czy siniznę drewna. Patogen ten stwierdzany jest w Europie w drzewostanach sosnowych pozostających pod wpływem suszy (Desprez-Loustau i in. 2006). Natomiast w Estonii *S. sapinea* został określony jako grzyb inwazyjny (La Porta i in. 2008). Patogen ten wykazuje wysoką odporność na działanie temperatury, mianowicie grzybnia przeżywa 6 tygodni w temperaturze 55°C (Jacobs 2005), a ponadto infekcje są także

skorelowane z nasłonecznieniem koron (Maresi i in. 2007). W szczególnie upalne lata patogen może powodować zamieranie drzewostanów i doprowadzać do powstania strat gospodarczych także w Europie Środkowej (Jankovský, Palovėiková 2003; Juhásová i in. 2006; Hanisch i in. 2006), czego jesteśmy świadkami od 2016 roku. Dodatkowo warto podkreślić, że *S. sapinea* może występować endotroficznie, bezobjawowo w drewnie pędów i strzał, aż do wystąpienia warunków stresowych uaktywniających go jako patogena (Stanosz i in. 2001).

Oprócz powyższych, omówionych szerzej, chorób zmiana klimatu i częstsze występowanie zjawisk o charakterze stresowym jak susze, huragany, gradobicia, związane z tym pożary lasów będą stwarzały dogodne warunki dla rozwoju chorób o mniejszym obecnie znaczeniu, a także pojawu nowych gatunków chorobotwórczych. Można podać kilka chorób i patogenów, którym takie zmiany będą sprzyjały. Pierwszym może być przyczepka falista *Rhizina undulata* – gatunek, który w obecnych warunkach powoduje zgniliznę korzeni i zamieranie drzew iglastych w miejscach gdzie wystąpił pożar, ale także w miejscach palonych ognisk. Pojawia się tam, gdzie wystąpiła wysoka temperatura gleby (35–45°C) aktywująca zarodniki do kiełkowania (Booth, Gibson 1998). Większa częstotliwość okresów suszy będzie prowadziła do częstszych pożarów lasów i uaktywniania *R. undulata*, co będzie mogło utrudniać ponowne odnowienia. Co więcej w ostatnich latach obserwowano pojawienie się *R. undulata* w uprawach bez wystąpienia pożaru. Intensywna insolacja i nagrzanie gleby spowodowało uaktywnienie zarodników, rozwój grzybni i infekcję sadzonek sosnowych (Łakomy, dane niepublikowane). Podobnie z innymi chorobami, dla których warunki pojawiające się pod wpływem zmiany klimatu mogą okazać się sprzyjającymi np. Holenderska choroba wiązów (powodowana przez *Ophiostoma ulmi* (Buisman) Nannf. i *O. novo-ulmi* Brasier), zamieranie pędów sosny (*Gremmeniella abietina*, *Cenangium ferruginosum*), czerwona plamistość igieł sosny (*Dothistroma septosporum* (Dorogin) M. Morelet) choroba stwierdzona w Polsce (Kowalski 2004), czy zamieranie drzew liściastych.

Nowe zagrożenia

Należy spodziewać się, że będą pojawiać się nowe patogeny lub zmieniać się będzie biologia i zakres występowania grzybów, które w obecnej chwili nie zwracają naszej uwagi jako organizmy chorobotwórcze. Dla przykładu należy przytoczyć badania Kwaśnej i Łakomego (2006), którzy stwierdzili po raz pierwszy patogen *Rosellinia aquila* (Fr.) Ces. et De Not. w pędach dębów szypułkowych z objawami zamierania. Spośród wielu patogenów izolowanych

z tych pędów na uwagę zasługuje powszechna obecność właśnie tego gatunku. Patogen występował głównie w zamierających pędach, ale także na tych o zdrowym wyglądzie. Zasiedlaniu dębów przez *R. aquila* prawdopodobnie sprzyjała zwiększona wilgotność i wyższe temperatury panujące w drzewostanach dębowych. Innym przykładem może być *Heterobasidion irregulare* Garbel. et Otrosina, amerykański gatunek korzeniowca, zawleczony prawdopodobnie przez wojska amerykańskie podczas II wojny światowej w okolice Rzymu. Patogen ten został zaliczony do gatunków inwazyjnych przez Europejską i Śródziemnomorską Organizację Ochrony Roślin (EPPO). Patogen rozprzestrzenia się i poraża sosnę pińską. Wykazuje lepsze niż rodzime gatunki *Heterobasidion* przystosowanie do zakażenia drzew i rozprzestrzenianie w klimacie śródziemnomorskim, szczególnie w okresach suszy (Gonthier i in. 2007, Garbelotto i in. 2010). Ostatnio EPPO, podchodząc poważnie do problemu występowania tego inwazyjnego gatunku, opracowała system ochrony drzewostanów sosnowych (EPPO PM9 Standard) przed *Heterobasidion irregulare*, obowiązujący dla 51 państw europejskich (Gonthier i in. 2020).

Jemioła

W ostatnim dziesięcioleciu w Europie obserwuje się zwiększenie dynamiki rozprzestrzeniania się jemioły *Viscum* sp. Wyróżniamy trzy podgatunki, związane z gatunkiem gospodarza: jemioła pospolita – *Viscum album* ssp. *album* – zasiedla gatunki drzew liściastych, jemioła jodłowa – *Viscum album* ssp. *abietis* – atakuje jodłę i jemioła rozpierzchła – *Viscum album* ssp. *austriacum* – poraża sosnę. W Polsce najliczniej i najczęściej występuje jemioła pospolita (78,4% stanowisk), następnie jemioła rozpierzchła (15,6%), najrzadziej (6%) jemioła jodłowa (Stypiński 1997). Jemioła jako półpasożyt czerpie od gospodarza wodę z solami mineralnymi i związki azotowe zwiększając transpirację, zwłaszcza w latach deficytu wody, powoduje silne osłabienie drzew. Indukuje degradację korony zwłaszcza na suchych siedliskach, zwiększa śmiertelność w wyniku stresu oksydacyjnego w okresie letnim (Mutlu i in. 2016). Ogranicza wzrost, zmniejsza wydajność zużycia wody oraz zwiększa wrażliwość na suszę (Sanguesa-Barreda i in. 2013). Ułatwia porażenie drzew przez inne patogeny oraz może wywoływać zwiększoną śmiertelność. Stwierdzono także, że wpływa na procesy rozmnażania generatywnego (Jasiczek i in. 2017), a także powoduje obniżenie przyrostów drzew (Bilgili i in. 2017) oraz zmiany anatomiczne drewna i igieł (Öztürk i in. 2018). Do przyczyn rozszerzania arealu przez jemiołę i intensywnego porażania drzew zaliczyć można ocieplenie klimatu (Dobbertin i in. 2005),

wzrost populacji paszkota, jako wektora półpaszyta. Problem z występowaniem jemioli pospolitej, a szczególnie podgatunku występującego na sośnie, staje się w gospodarce leśnej coraz poważniejszy. Przeprowadzona w sierpniu 2019 roku inwentaryzacja drzewostanów iglastych pod kątem ich zasiedlenia przez *V. album ssp. austriacum* wykazała jej obecność na powierzchni ponad 166 tys. ha, a najsilniejsze porażenie stwierdzono w drzewostanach iglastych rdLP we Wrocławiu, Lublinie i Poznaniu (Krótkoterminowa... 2020).

Szkodniki owadzie

Zagrożenia ze strony rodzimych gatunków owadów

„Nowe zagrożenia” ze strony przedstawicieli rodzimej entomofauny mogą wynikać z:

- nagłego wzrostu liczebności (i znaczenia) gatunków znanych, ale uważanych za „nieszkodliwe”,
- liczniejszego pojawienia się gatunków znanych jako rodzime, ale słabo poznanych,
- poszerzania się arealu występowania rodzimych gatunków i ich ekspansji na nowe tereny,
- zmian w biologii gatunków znanych jako „szkodliwe”, będących skutkiem zmieniających się warunków środowiska (Grodzki, Guzik 2016).

W pierwszej kategorii należy wymienić dwa gatunki chrząszczy związanych z sosną: przyplaszczka granatka *Phaenops cyanea* (F.), którego znaczenie jako istotnego szkodnika sosny zaznaczyło się już w latach powojennych, a także kornika ostrozębnego *Ips acuminatus* (Gyll.) – znanego i powszechnie występującego gatunku „bez znaczenia gospodarczego. Tymczasem po katastrofalnej suszy z 2015 r. nastąpił szybki wzrost liczebności obu tych gatunków i ich znaczenia w licznych drzewostanach sosnowych Polski (Grodzki, Guzik 2016).

Nowym zagrożeniem dla lasów jest poszerzanie poziomego i pionowego zasięgu występowania gatunków od dawna znanych jako rodzime, takich jak korniki: zrosłozębny *Ips duplicatus* (Sahlb.) oraz modrzewiowiec *I. cembrae* (Heer). Pierwszy, uważanego jeszcze w II połowie XX wieku za licznie występujący w północno-wschodnim zasięgu świerka, a w zasięgu południowym – rzadko i to co najwyżej na terenach wyżynnych, pod koniec XX wieku wystąpił gradacyjnie na terenie Wyżyny Śląskiej, by następnie pojawiać się w terenach coraz wyżej położonych. Drugi, notowany wprawdzie od dawna w południowej części kraju, uważany za drugorzędny (wręcz „leżaninowy”),

stał się sprawcą nasilonego zamierania modrzewi w górnych partiach Gór Izerskich (Grodzki, Guzik 2016). Przeprowadzone niedawno badania transektowe wykazały, że w Tatrach oba te gatunki, wcześniej tam nie notowane, występują do wysokości 1400 m n.p.m., co jednoznacznie wskazuje na poszerzanie się ich zasięgu pionowego i potencjalne zagrożenie dla świerka i modrzewia w wyższych położeniach górskich (Grodzki 2020).

Wyrynnik dębowiec *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) rozwija się najczęściej w dębie szypułkowym (*Quercus robur* L.), rzadziej można go spotkać na buku zwyczajnym (*Fagus sylvatica* L.), jesionie wyniosłym (*Fraxinus excelsior* L.), kasztanie jadalnym (*Castanea sativa* Mill.) czy wiśni ptasiej (***Prunus avium*** L.). W ostatnich latach z uwagi na ocieplający się klimat (sprzyjające warunki) zwiększa swój areal występowania, a lokalnie przede wszystkim w drzewostanach dębowych wyrządza też szkody gospodarcze.

Warunki termiczne, poza niewątpliwym wpływem na zasięgi występowania owadów, decydują także o możliwościach ich rozrodu oraz o rozwoju stadiów przedimaginalnych. W warunkach wysokich temperatur sezonu wegetacyjnego dochodzi zatem do przyspieszenia rozwoju larwalnego i skrócenia okresu od jaja do imago, co skutkuje zwiększeniem liczby pokoleń wyprowadzanych w ciągu roku (Grodzki, Guzik 2016). W ostatnich latach nierzadko dochodzi więc do rozwoju 3 generacji głównych i 2 siostrzanych, rójki chrząszczy już w I połowie kwietnia czy też zimowania większości populacji w stadium gotowego do wylotu chrząszcza. Powoduje to wzrost ryzyka powstania oraz dynamiki jego gradacji, zwłaszcza w warunkach kryzysu zdrowotności świerka spowodowanego deficytem wilgoci. To samo dotyczy innych gatunków korników żerujących na istotnych dla polskiego leśnictwa gatunkach drzew (sosna, dęby, modrzewie).

Nowe i potencjalne zagrożenia

W kolejnych akapitach zamieszczono opis przykładowych gatunków owadów obcych dla fauny Polski, już u nas stwierdzonych lub mogących się pojawić w wyniku ekspansji i zmian środowiskowych.

Kornik *Gnathotrichus materiarius* (Fitch), żerujący w drewnie drzew iglastych północnoamerykański gatunek uważany za obcy w faunie europejskiej, stwierdzony został we Francji już w 1930 r. W Polsce po raz pierwszy odnotowano go w 2015 r. na 1 stanowisku w Sudetach, natomiast badania z lat 2016–2017 wykazały jego obecność już na 15 stanowiskach w 5 nadleśnictwach RDLP we Wrocławiu oraz 2 sudeckich parkach narodowych, a w 2017 r. znaleziono liczne ślady zasiedlenia leżących kłód sosnowych

(Mazur i in. 2018). Może to świadczyć o szybkim, acz spodziewanym, powiększaniu się zasięgu występowania tego szkodnika technicznego drewna.

Drzewotocz japoński *Xylosandrus germanus* (Bldf.), żerujący w drewnie drzew liściastych, po raz pierwszy został wykazany w Polsce w 1998 roku z Międzyzdrojów. Od tego czasu pojawił się w Puszczy Kozienickiej, Kampinoskim Parku Narodowym, Katowicach, Roztoczańskim Parku Narodowym oraz w Puszczy Białowieskiej, Drawieńskim Parku Narodowym i w Lesie Kabackim. Takie rozmieszczenie stanowisk sugeruje występowanie tego gatunku na terenie prawie całego kraju (Grodzki, Mokrzycki 2014).

Drwalnik *Trypodendron laeve* Eggers, żerujący głównie na świerkach i sosnach, uważany jest za gatunek obcy w Europie, gdzie po raz pierwszy był wykazany w Austrii w 1982 r., jednak jeszcze w 2011 r. informacje o jego występowaniu na terenie Polski dotyczyły jednego stanowiska w Puszczy Knyszyńskiej (Grodzki, Mokrzycki 2014). Pierwsze pewne stanowiska z Polski zostały opublikowane dopiero przez Witkowskiego i in. (2015) ze Świętokrzyskiego Parku Narodowego. Tymczasem przeprowadzone przez Bilańskiego (2019) badania nad występowaniem *T. laeve* w Polsce wykazały jego obecność na 124 spośród 143 badanych lokalizacji w różnych częściach kraju, co świadczy o jego powszechnym występowaniu na obszarze Polski, co z dużym prawdopodobieństwem przypisać można jego szybkiemu rozprzestrzenieniu się w ostatnich dekadach.

Potencjalnym szkodnikiem dębów jest pluskwiak *Corythucha arcuata* (Say). W Europie gatunek ten po raz pierwszy stwierdzono w 2000 r. w północnych Włoszech (Lombardia), po czym obserwowano rozszerzanie się zasięgu jego występowania w kierunku północnym – ostatnio (w 2018 r.) odnotowano go nad Dunajem, w południowej Słowacji (Zúbrik i in. 2019). Jak dotąd brak informacji o stwierdzeniu *C. arcuata* w Polsce – ewentualna ekspansja na północ musiałaby wiązać się z przekroczeniem bariery Karpat. Jednakże pokrewny, żyjący na platanach gatunek *C. ciliata* (Say) został stwierdzony w Polsce już w 2009 roku (Lis 2009). Inny pluskwiak – wtyk amerykański *Leptoglossus occidentalis* Heidemann, żerujący na szyszkach i igłach sosen i innych drzew liściastych, po raz pierwszy stwierdzony w 2007 r. w Miechowie także stopniowo rozszerza swój zasięg w kierunku północnym (Ziaja, Rakowiecka 2013). Stwierdzenia te, choć nie związane z odnotowaniem poważniejszych szkód w lasach, wskazują na możliwość powstania nowych jakościowo zagrożeń dla naszych gatunków lasotwórczych, zwłaszcza w przypadku utrzymania się tendencji zmian środowiskowych w kierunku odpowiadającym tym organizmom.

Warto w tym miejscu zwrócić uwagę na zagrożenia wynikające z importu drewna, z którym związane jest niebezpieczeństwo zawleczenia obcych

gatunków owadów, takich jak barczatka syberyjska *Dendrolimus sibiricus* Tschetverikov, czy chrząszczy z rodziny kózkowatych: *Anoplophora glabripennis* (Motschulsky) i *A. chinensis* (Thomson). Do tej pory nie ma informacji o występowaniu tych gatunków w naturze, jednak niezbędne jest prowadzenie szczegółowych kontroli w celu wykrywania ewentualnych przypadków zawleceń (Solarz 2016).

Dotyczy to także niezwykle groźnego północnoamerykańskiego nicienia węgorka sosnowca *Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle, pasożytującego w drewnie drzew iglastych. W listopadzie 2013 r. wykryto ten gatunek w paletach drewnianych składowanych w jednej z firm na terenie województwa mazowieckiego (Solarz 2016). Czynnikiem determinującym ryzyko występowania tego nicienia są warunki termiczne, jednakże jak wskazują wykonane symulacje w Polsce, a szczególnie w centralnej jej części, już w 2010 r. powstały warunki wskazujące na bardzo wysokie prawdopodobieństwo wystąpienia węgorka sosnowca, dlatego koniecznym jest monitorowanie występowania w lasach żerdzianek, szczególnie żerdzianki sosnowki *Monochamus galloprovincialis* (Oliv.), będącej znanym wektorem tego nicienia (Tomalak 2016).

Podsumowanie

Reasumując, zmiany klimatyczne będą sprzyjały patogenom, a nie sprzyjały drzewom, ich gospodarzom, a skutki tych zmian będą inne dla każdego systemu roślinna -patogen-środowisko, także w wymiarze ich lokalnych uwarunkowań. Nie można więc tworzyć uogólnień w tym zakresie. Modele rozwoju chorób, które zostały opracowane zawierają światowe prognozy zmian klimatu. Dla przykładu model CLIMEX (Desprez-Loustau i in. 2007b) wskazuje, że ocieplenie klimatu będzie sprzyjało patogenom wymienionym w tym opracowaniu do końca XXI wieku. Jednym z największych wyzwań dla fitopatologów będzie zrozumienie potencjalnego wpływu zmian klimatycznych na grzyby w ekosystemach leśnych. Istotnym wydaje się zrozumienie jak patogeny i rośliny będą wpływać na siebie w zmieniającym się środowisku. Zmiany klimatu będą wpływały na ten system na wielu poziomach od poszczególnego osobnika, jego genomu do całych populacji, na zasięgi występowania roślin i patogenów, na większość aspektów epidemicznego występowania chorób, od wigoru roślin gospodarzy ich system odporności i podatności na choroby, a także na wirulencję patogenów i skuteczność infekcji (La Porta i in. 2008). Zmiany klimatyczne wpłyną głęboko na interakcję pomiędzy patogenami i roślinami-gospodarzami, a rozpoznanie tych zależności może okazać się jednym z najważniejszych wyzwań stojących przed nauką, by zachować stabilność lasów w nadchodzącej przyszłości.

W lasach Ameryki Północnej korniki uważane są za najważniejsze źródło naturalnych zaburzeń w ekosystemach, jednakże ostatnie gradacje przekraczają te odnotowane podczas minionych 125 lat pod względem częstotliwości, zasięgu i skutków (Raffa i in. 2008). Kausrud i n. (2012) uważają, że częstotliwość i skala gradacji prowadzących do zamierania drzewostanów wydaje się wzrastać w warunkach stresu klimatycznego, szczególnie zaś łagodnych i wilgotnych zim w kombinacji z suchymi okresami letnimi, co stawia leśnictwo w Europie i Ameryce Północnej przed nowymi wyzwaniami. Dotyczy to w sposób oczywisty także polskiego leśnictwa, które musi reagować na nowe zagrożenia, zarówno poprzez działania ochronne, jak i szeroko pojętą profilaktykę. Stwierdzono bowiem pozytywny wpływ temperatur lata na wielkość strat powstałych podczas gradacji (Marini i in. 2017), a jednocześnie – skuteczność postępowania ochronnego przy odpowiednim nakładzie środków i zachowaniu właściwego reżimu czasowego określonych działań (Wermelinger i in. 2012; Stadelmann i in. 2013; Fettig, Hilszczański 2015). W warunkach ocieplania klimatu należy w sposób zrównoważony realizować działania mające na celu usuwanie materiału lęgowego podczas rozwoju w nim korników przy jednoczesnym dążeniu do podnoszenia różnorodności drzewostanów (gatunki liściaste) promującej rozwój populacji ich wrogów naturalnych (Kausrud i in. 2012).

Wnioski

- Istnieje pilna potrzeba (a w zasadzie konieczność) opracowania modeli rozwoju istotnych szkodników leśnych w zależności od warunków środowiskowych (zwłaszcza termicznych),
- Zasadnym staje się opracowanie systemu wczesnego wykrywania nowych zagrożeń poprzez sygnalizowanie nietypowych symptomów chorobowych czy śladów żerowania owadów, w celu ich szybkiej identyfikacji,
- Niezbędna jest wcześniejsza i sprawniejsza realizacji prac ochroniarskich, zwłaszcza w odniesieniu do kambiofagów – w tym zakresie o powodzeniu działań decyduje terminowość i dokładność,
- Należy uświadomić sobie, że na działania o większym zakresie jest mniej czasu – sezon wegetacyjny rozpoczyna się wcześniej i kończy później, wzrasta tempo rozwoju kolejnych generacji, a także ich liczba w ciągu sezonu,
- Nieodzownym zadaniem jest dostosowanie postępowania ochronnego do coraz większych ograniczeń w zakresie dostępnych/dozwolonych metod i środków, w odniesieniu do organizmów nowych – opracowanie strategii zmniejszania zagrożeń.

Literatura

1. Baranowska-Wasilewska M., Łakomy P. 2017. Wpływ stresu na podatność wybranych gatunków drzew w stosunku do *Heterobasidion annosum* (dane niepublikowane)
2. Bilański P. 2019. *Trypodendron laeve* Eggers w Polsce na tle wybranych aspektów morfologicznych i genetycznych drwalników (*Trypodendron spp.*, Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Rolniczego im. Hugona Kołłątaja w Krakowie, 550. Rozprawy, zeszyt 427, 1–115
3. Bilgili E., Öztürk M., Coskuner K.A., Usta Y., 2017. Quantifying the effect of pine mistletoe on the growth of Scots pine. *Forest Pathology* 48(1) DOI: 10.1111/efp.12435
4. Boczoń A., Jabłoński T., 2019. Występowanie susz na terenach leśnych i zagrożenia przez nie powodowane. Postępy techniki w leśnictwie, 144: Kłęski żywiołowe w lasach – narastające problemy w gospodarce, 57–65.
5. Booth C., Gibson I.A.S., 1998. *Rhizina undulata*. CAB International, Wallingford, UK. IMI Descriptions Fungi Bacteria 33: 324.
6. Candau J-N., Fleming R.A. (2005) Landscape-scale spatial distribution of spruce budworm defoliation in relation to bioclimatic conditions. *Can. J. For. Res.* 35, 2218–2232
7. Desprez-Loustau M. L., Marçais B., Nageleisen, L.-M., Piou, D., Vannini A. 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*, 63: 597–612.
8. Desprez-Loustau M. L., Robin C., Buee M., Courtecuisse R., Garbaye R., Suffert F. i in. 2007a. The fungal dimension of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22: 472–480.
9. Desprez-Loustau M. L., Robin C., Reynaud G., Deque M., Badeau V., Piou D., i in. 2007b. Simulating the effects of a climate-change scenario on the geographical range and activity of forest-pathogenic fungi. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 29: 101–120.
10. Dobbertin M, Hilker N, Rebetez M, Wohlgemuth T, Zimmermann NE, Rigling A (2005) The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album ssp. austriacum*) in Switzerland – a result of climate warming? *Int J Biometeorol* 50:40–47
11. Garbelotto M., Linzer L., Nicolotti G., Gonthier P. 2010. Comparing the influences of ecological and evolutionary factors on the successful invasion of a fungal forest pathogen. *Biological Invasions*, 12: 943–957.
12. Gonthier P., Garbelotto M., Giordano L., Łakomy P., Rigling D. 2020. PM 9/ 28 (1) *Heterobasidion irregulare*: procedures for official control. *Bulletin OEPP/EPPO Bulletin* (2020) 50 (1), 142–147 ISSN 0250–8052.

13. Gonthier P., Garbelotto M.M., Nicolotti G. 2005. Seasonal patterns of spore deposition of *Heterobasidion species* in four forests of the western Alps. *Phytopathology*, 95: 759–767.
14. Gonthier P., Nicolotti G., Linzer R., Guglielmo F., Garbelotto M. 2007. Invasion of European pine stands by a North American forest pathogen and its hybridization with a native interfertile taxon. *Mol. Ecol.* 16: 1389–1400.
15. Grodzki W. 2020. On the vertical distribution of *Ips duplicatus*, *I. cembrae* and some bark- and longhorn beetles (Col.: Curculionidae, Scolytinae; Col.: Cerambycidae) in the Tatra National Park in Poland. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 62 (2): 68–77. DOI: 10.2478/ffp–2020–0008
16. Grodzki W., Gašienica Fronek W. 2019. The European spruce bark beetle *Ips typographus* (L.) in wind-damaged stands of the eastern part of the Tatra National Park – the population dynamics pattern remains constant. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 61 (3), 174–181. DOI: 10.2478/ffp–2019–0017
17. Grodzki W., Guzik G. 2016. Wybrani przedstawiciele rodzimej entomofauny jako źródło nowych zagrożeń dla lasu. [W:] Gil W. (red.) *Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej*. Zimowa Szkoła Leśna przy Instytucie Badawczym Leśnictwa, VIII Sesja, Sękocin Stary, 17–19 marca 2015. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 163–176.
18. Grodzki W., Guzik M. 2009. Wiatro- i śniegołomy oraz gradacje kornika drukarza w Tatrzańskim Parku Narodowym na przestrzeni ostatnich 100 lat. Próba charakterystyki przestrzennej. [W:] Guzik M. (red.), 2009. *Długookresowe zmiany w przyrodzie i użytkowaniu TPN, Wydawnictwa Tatrzańskiego Parku Narodowego, Zakopane*: 33–46.
19. Grodzki W., Mokrzycki T. 2014. Drzewotocz japoński – *Xylosandrus germanus* (Bldf.) i inne nowe gatunki korników w faunie Polski – występowanie i potencjalne zagrożenia dla drzewostanów. *Biblioteczka Leśniczego*, 364. Wydawnictwo Świat, Warszawa
20. Hanisch T., Kehr R., Schubert O. 2006. Black pine on limestone despite *Sphaeropsis blight*? *Allg. Forst Z. Waldwirtsch. Umweltvorsorge*, 61: 227–230.
21. Harvell C.D., Mitchell C.E., Ward J.R., Altizer S., Dobson A.P., Ostfeld R.S., Samuel M.D. 2002. Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science (Washington, D.C.)*, 296: 2158–2162.
22. Jacobs K.A. 2005. The potential of mulch to transmit three tree pathogens. *J. Arboricult.* 31: 235–242.
23. Jankovský L., Palovčáková D. 2003. Dieback of Austrian pine—the epidemic occurrence of *Sphaeropsis sapinea* in southern Moravia. *J. For. Sci.* 49: 389–394.
24. Jasiczek N., Giertych M. J., Suszka J. 2017. Wpływ jemioli (*Viscum album*) na jakość nasion sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris*). *Sylwan* 161 (7): 558?564.

25. Juhásová G., Adaměiková k., Kobza M. 2006. Sphaeropsis tip blight disease of Austrian pine in urban greenery. *Hortic. Sci.* 33: 11–15.
26. Kausrud K., Økland B., Skarpaas O., Grégoire J.-C., Erbilgin N., Stenseth N.C. (2012) Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biol. Rev.* 87, 34–51.
27. Kowalski T. 2007. Czerwona plamistość igieł sosny. *Głos Lasu* 2: 16–17.
28. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2020 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, 2020, 146 str.
29. Kwaśna H., Łakomy P. 2006. *Rosellinia aquila* among fungi on branches of sessile oak with symptoms of decline. *J. Phytopathology* 153: 1–6.
30. La Porta N., Ambrosi P., Grillo R., Korhonen K. 2001. A study on the inoculum potential of *Heterobasidion annosum* in conifer stands of alpine forests. In Proceedings of the 5th Congress European Foundation for Plant Pathology: Biodiversity in Plant Pathology, 18–22 Sept. 2000, Taormina, Italy. Edited by A. Catara, G. Albanese, V. Catara, R. La Rosa, G. Polizzi, and M. Tessitori. Società Italiana di Patologia Vegetale, Pisa, Italy: 289–294.
31. La Porta N., Capretti P., Thomsen I.M., Kasanen R., Hietala A.M., Von Weissenberg K. 2008. Forest pathogens with higher damage potential due to climate change in Europe. *Can. J. Plant Pathol.* 30: 177–195.
32. La Porta N., Pedron L., Capretti P. 2005. *Heterobasidion annosum* (ISG F, P and S) after pathogenity test on *Abies alba* and *Picea abies*, in Italian Alps. In Proceedings of 11th IUFRO International Conference on Root and Butt Rots, 16–22 Aug. 2004, Poznań and Białowieża, Poland. The August Cieszkowski Agricultural University, Poznań, Poland: 346–355.
33. Łakomy P., Cieślak R., Nowik K. 2016. Zamieranie sosen. *Las Polski* 8: 8–10.
34. Łakomy P., Siwecki R. 2000. Gatunki z rodzaju *Armillaria* występujące w Nadleśnictwie Smolarz. *Sylwan* 4: 115–121.
35. Lindberg M., Johansson M. 1992. Resistance of *Picea abies* seedlings to infection by *Heterobasidion annosum* in relation to drought stress. *Eur. J. For Pathol.* 22: 115–124.
36. Lis B. 2009. *Corythucha ciliata* (Say, 1832) (Hemiptera: Heteroptera: Tingidae) – gatunek pluskwiaka nowy dla fauny Polski. *Opol. Sci. Soc. Nat. J.* 42: 119–122.
37. Mańka K. 2005. Fitopatologia leśna. PWRiL, Warszawa.
38. Maresi G., Luchi N., Pinzani P., Pazzagli M., Capretti P. 2007. Detection of *Diplodia pinea* in asymptomatic pine shoots and its relation to the Normalized Insolation index. *For. Path.* 37: 272–280.
39. Marini L., Økland B., Jönsson A.M., Bentz B., Carroll A., Forster B., Grégoire J.-C., Hurling R., Nageleisen L.M., Netherer S., Ravn H.P., Weed A., Schroeder

- M. 2017. Climate drivers of bark beetle outbreak dynamics in Norway spruce forests. *Ecography* 40: 1426–1435, DOI: 10.1111/ecog.02769
40. Mattila U., Nuutinen T. 2007. Assessing the incidence of butt rot in Norway spruce in southern Finland. *Silva Fenn.* 41: 29–43.
41. Mazur A., Witkowski R., Góral J., Rogowski G. 2018. Occurrence of *Gnathotrichus materiarius* (Fitch, 1858) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) in South-Western Poland. *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*, 60 (3): 154–160. DOI: 10.2478/ffp-2018-0015
42. Moykkynen T., Miina J., Pukkala T., Von Weissenberg, K. 1998. Modelling the spread of butt rot in a *Picea abies* stand in Finland to evaluate the profitability of stump protection against *Heterobasidion annosum*. *For. Ecol Manage.* 106: 247–257.
43. Mutlu S., Ilhan V., Turkoglu H. I. 2016. Mistletoe (*Viscum album*) infestation in the Scots pine stimulates drought?dependent oxidative damage in summer. *Tree Physiology* 36 (4): 479?489.
44. Otrosina W.J., Cobb F.W. Jr. 1989. Biology, ecology and epidemiology of *Heterobasidion annosum*. In Proceedings of the Symposium on Research and Management of Annosum Root Disease (*Heterobasidion annosum*) in Western North America, 18–21 Apr. 1989, Monterey, Calif. Edited by W.J. Otrosina and R.F. Scharpf. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-116: 26–33.
45. Öztürk M., Coskuner K.A., Usta Y., Bilgili E. 2018. The effect of mistletoe (*Viscum album*) on branch wood and needle anatomy of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *IAWA journal / International Association of Wood Anatomists*. DOI: 10.1163/22941932-40190219
46. Puddu A., Luisi N., Capretti P., Santini A. 2003. Environmental factors related to damage by *Heterobasidion abietinum* in *Abies alba* forests in southern Italy. *For. Ecol. Manage.* 180: 37–44.
47. Pureswaran D.S, Roques A., Battisti A. 2018. Forest Insects and Climate Change. *Current Forestry Reports* 4(2):1–16, DOI: 10.1007/s40725-018-0075-6
48. Raffa K.F., Aukema B.H, Bentz B.J., Carroll A.L., Hicke J.A., Turner M.G., Romme W.H. 2008. Cross-scale Drivers of Natural Disturbances Prone to Anthropogenic Amplification: The Dynamics of Bark Beetle Eruptions. *BioScience*, 58, 6.: 501–517, DOI: 10.1641/B580607
49. Rażny T., Kwaśna H., Łakomy P. 2018. The assessment of inoculum potential of *Armillaria gallica* in oak stands. LIFE+ ELMIAS Ash and Elm, and IUFRO WP 7.02.01 Root and Stem Rots Conference (LIFE-IUFRO), Uppsala and Visby, Sweden, 26.08–1.09.2018.
50. Sanguesa-Barreda G., Linares J. C., Camarero J.J. 2013. Drought and mistletoe reduce growth and water-use efficiency of Scots pine. *Forest Ecology and Management* 296: 64?73.

51. Solarz W. 2016. Zagrożenie lasów ze strony inwazyjnych obcych gatunków grzybów, roślin i zwierząt. [W:] Gil W. (red.) Zagrożenia lasu oraz jego funkcji – przyczyny, konsekwencje i szanse dla gospodarki leśnej. Zimowa Szkoła Leśna przy Instytucie Badawczym Leśnictwa, VIII Sesja, Sękocin Stary, 17–19 marca 2015. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 177–188.
52. Stadelmann G., Bugmann H., Meier F., Wermelinger B., Bigler C. 2013. Effects of salvage logging and sanitation felling on bark beetle (*Ips typographus* L.) infestations. *Forest Ecology and Management* 305(1): 273–281. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.06.003
53. Stanosz G.R., Blodgett J.T., Smith D.R., Kruger E.L. 2001. Water stress and *Sphaeropsis sapinea* as a latent pathogen of red pine seedlings. *New Phytol.* 149: 531–538.
54. Stypiński P.T. 1997. Biologia i ekologia jemioli pospolitej (*Viscum album*, *Viscaceae*) w Polsce. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, Suppl. 1: 1–117.
55. Swart W.J., Wingfield M.J., Knox-Davis P.S. 1987. Conidial dispersal of *Sphaeropsis sapinea* in three climatic regions of South Africa, *Plant Dis.* 71: 1038–1040.
56. Szynekiewicz A., Kwaśna H. 2004. Podatność drzew leśnych na opieńkową zgniliznę korzeni. *Sylvan*, 148: 25–33.
57. Thor M., Bendz-Hellgren M., Stenlid J. 1997. Sensitivity of root rot antagonist *Phlebiopsis gigantea* spores to high temperature or pressure. *Scand. J. For. Res.* 12: 356–361.
58. Thor M., Stahl G., Stenlid J. 2005. Modelling root rot incidence in Sweden using tree, site and stand variables. *Scand. J. For. Res.* 20: 165–176.
59. Tomalak M. 2016. Czy powinniśmy obawiać się węgorka sosnowca (*Bursaphelenchus xylophilus*) w Polsce? Konferencja „Aktualne problemy ochrony lasu”, Będlewo, 17–20.10.2016. <https://www.ibles.pl/documents/3542899/8609604/Tomalak.pdf> [29.08.2020]
60. Wermelinger B., Epper C., Kenis M., Ghosh S., Holdenrieder O. 2012. Emergence patterns of univoltine and bivoltine *Ips typographus* (L.) populations and associated natural enemies. *Journal of Applied Entomology* 136: 212–224. DOI: 10.1111/j.1439-0418.2011.01629.x.
61. Witkowski R., Załuska M.T., Buchholz L., Mazur A. 2015. Nowe dane o występowaniu *Trypodendron laeve* Eggers, 1939 (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) w Polsce. *Acta Scientiarum Polonorum – Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria*, 14(1), 81–86. DOI: 10.17306/J.AFW.2015.1.8
62. Woodward S., Stenlid J., Karjalainen R., Hüttermann A. (Editors) 1998. *Heterobasidion annosum*: biology, ecology, impact and control. CAB International, Wallingford, UK.

63. Ziaja D.J., Rakowiecka A. 2013. Nowe stanowiska *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Heteroptera: Coreidae) w Polsce. Heteroptera Poloniae – Acta Faunistica, 7: 5–8.
64. Zúbrik M., Gubka A., Rell S., Kunca A., Vakula J., Galko J., Nikolov Ch., Leontovyè R. 2019. First record of *Corythucha arcuata* in Slovakia – Short Communication. Plant Protect. Sci., 55: 129–133.

Prof. dr hab. Wojciech Grodzki
Instytut Badawczy Leśnictwa,
Zakład Lasów Górskich,
ul. Fredry 39, 30–605 Kraków

Prof. dr hab. Piotr Łakomy
Uniwersytet Przyrodniczy w Poznaniu,
Wydział Leśny, Katedra Fitopatologii Leśnej,
ul. Wojska Polskiego 71c, 60–625 Poznań

Referat z sesji naukowej nt.: "Sylwan- dwa wieki historii leśnego czasopisma naukowego" oraz "Wyzwania dla gospodarki leśnej w warunkach globalnych zmian w środowisku" z okazji 120 Zjazdu Delegatów Polskiego Towarzystwa Leśnego w Katowicach, 08-11.09.2021 r.