DOI: 10.48538/lpb-2026-0017
Wersja PDF: www.ibles.pl/wydawnictwa/lesne-prace-badawcze/

Leśne Prace Badawcze / *Forest Research Papers*
2026, Vol. 86: 180–187

ARTYKUŁ PRZEGLĄDOWY / REVIEW ARTICLE

e-ISSN 2082-8926

Gradacja kornika ostrozębnego (*Ips acuminatus* (Gyll.)) na terenie RDLP w Lublinie w latach 2016–2021: przyczyny powstania oraz skala występowania

Outbreak of the pine bark beetle (*Ips acuminatus* (Gyll.)) within the Lublin Regional Directorate of State Forests (2016–2021): causes and extent of occurrence

Katarzyna Masternak[1*], Marek Kamola[2,3]

[1]Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Wydział Agrobioinżynierii, Instytut Genetyki Hodowli i Biotechnologii Roślin, ul. Akademicka 15, 20-950 Lublin

*e-mail: katarzyna.masternak@up.edu.pl, tel. +48 81 445 66 75

[2]Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie, Instytut Gleboznawstwa, Inżynierii i Kształtowania Środowiska ul. Leszczyńskiego 7, 20-069 Lublin

e-mail: marek.kamola@up.edu.pl

Abstract. The pine bark beetle (*Ips acuminatus* Gyll.) is a secondary pest of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). In recent years, an increase in the abundance of this species has been observed in the forests of Central Europe, which has been associated with climate warming, a prolonged growing season, and more frequent droughts and windthrows. The aim of this study was to analyse the occurrence of the pine bark beetle in the area administered by the Regional Directorate of State Forests in Lublin (RDSF Lublin) during 2016–2021, using data obtained from the State Forests Information System (SILP). The analysis included the area of forest stands colonized by the beetle and the volume of harvested timber recorded under the code IPSA.

The outbreak began in 2016. Spatial analysis revealed a gradual spread of the pine bark beetle population from the northern and central parts of RDSF Lublin towards the forest districts located within the Sandomierz Forest complex (Nowa Dęba, Rozwadów, and Rudnik). The outbreak reached its peak in 2018, when the occurence of the pine bark beetle was recorded across 42801,60 ha of forest stands within the RDSF in Lublin, and the volume of harvested timber marked with the IPSA code amounted to 196264,40 m³. In the following years, a systematic decline in outbreak intensity was observed, which was primarily associated with the implementation of effective forest management measures.

Due to the difficulties in detecting *I. acuminatus* during the early stages of colonization and its ability to colonize weakened and, in some cases, apparently healthy trees, this species poses a significant threat to the stability of Scots pine stands, particularly in the context of ongoing climate change. The analysis highlights the critical importance of monitoring, rapid response, and the implementation of preventive and sanitary measures in forest management.

Słowa kluczowe: kornik ostrozębny, sosna zwyczajna, zmiana klimatu, monitoring szkodników wtórnych, ochrona lasu
Keywords: pine bark beetle, Scots pine, climate change, secondary pest monitoring, forest protection, outbreak dynamics

Wpłynęło: 31.08.2026 r., zrecenzowano: 18.09.2026 r., zaakceptowano: 09.10.2026 r., opublikowano 16.11.2026 r.

BY-NC-ND 4.0 © 2026 K. Masternak, M. Kamola

1. Wstęp

Kornik ostrozębny (*Ips acuminatus* Gyll.) jest chrząszczem z rodziny ryjkowcowatych (Curculionidae) podrodziny kornikowatych (Scolytinae), związanym przede wszystkim z sosną zwyczajną (*Pinus sylvestris* L.). Gatunek występuje niemal w całej Europie i charakteryzuje się wyspowym rozmieszczeniem (Michalski, Mazur 1999; Löbl, Smetana 2011). Przez większą część XX wieku jego znaczenie gospodarcze było niewielkie, a zasiedlane były głównie drzewa osłabione lub uszkodzone (Bakke 1968). W ostatnich dekadach obserwuje się jednak wzrost częstotliwości oraz zasięgu gradacji tego gatunku, który obecnie uznawany jest za jednego z najgroźniejszych szkodników wtórnych drzewostanów sosnowych w Europie (Papek i in. 2024; Santos 2024).

Osobniki *I. acuminatus* osiągają długość ciała od 2,2 do 3,9 mm. Rójka rozpoczyna się zwykle w kwietniu i maju, gdy temperatura powietrza osiąga 14–16°C, natomiast masowe loty są obserwowane przy temperaturze przekraczającej 18°C (Bakke 1968; Colombari i in. 2012). W sprzyjających warunkach pogodowych może wystąpić druga rójka w okresie letnim (Plewa, Mokrzycki 2017; Papek i in. 2024). Kornik ostrozębny zasiedla środowisko podkorowe drzew, gdzie drąży chodniki i składa jaja. Larwy, a także świeżo wylęgłe chrząszcze, odżywiają się łykiem, prowadząc do uszkodzenia tkanek przewodzących drzewa (Bakke 1968). Dodatkowo chrząszcze przenoszą grzyby z rodzaju *Ophiostoma*, które przyczyniają się do powstania sinizny drewna, pogorszenia kondycji drzew oraz zwiększenia skuteczności kolonizacji kolejnych żywicieli (Villari i in. 2013; Álvarez i in. 2015).

Kornik ostrozębny zasiedla przede wszystkim osłabione drzewa w drzewostanach średnich i starszych klas wieku. Zasiedleniu sprzyjają czynniki stresowe, takie jak susze, wichury, okiść czy pożary, które osłabiają żywicieli i zwiększają dostępność materiału lęgowego (Papek i in. 2024). Najczęściej kolonizowane są górne partie pni oraz gałęzie o cienkiej korze, zwykle w środkowej i górnej części korony (Colombari i in. 2012). Gatunek może również rozwijać się w drewnie powalonych drzew, pozostałościach zrębowych oraz zdrowych pędach o grubości 1,5–2 cm, których uszkodzenie prowadzi do ich łamania przez wiatr (Plewa, Mokrzycki 2017). Wczesne wykrycie zasiedlenia jest utrudnione, ponieważ przez długi czas zaatakowane drzewa nie wykazują widocznych objawów. Symptomy pojawiają się zwykle dopiero pod koniec czerwca i obejmują czerwienienie igieł oraz pękanie kory w miejscach żeru (Plewa, Mokrzycki 2017). Masowe pojawy kornika mogą prowadzić do znacznych strat gospodarczych. Skutkami gradacji są m.in. obniżenie produkcyjności drzewostanów, spadek jakości i wartości drewna, wzrost kosztów prowadzenia gospodarki leśnej oraz ograniczenie funkcji pozaprodukcyjnych lasu, takich jak sekwestracja węgla czy funkcje rekreacyjne (Schowalter 2012).

Pierwsze udokumentowane przypadki pojawienia się kornika w Polsce pochodzą z lat 1966–1968 i dotyczą pojedynczych nadleśnictw wchodzących w skład obecnych regionalnych dyrekcji Lasów Państwowych w Krośnie, Toruniu i Warszawie (Koehler, Kolk 1974). W latach 1976–1980 obserwowano lokalne gradacje kornika na obszarze Nadleśnictwa Głogów (RDLP w Krośnie) oraz Janów Lubelski (RDLP w Lublinie) w drzewostanach uszkodzonych przez huraganowe wiatry (Plewa, Mokrzycki 2017). W tym okresie o występowaniu tego gatunku donoszono także z obszaru Nadleśnictwa Wymiarki (RDLP w Zielonej Górze) oraz z Góry Chojnik w Karkonoskim Parku Narodowym (Konca 1995). Kolejny wzrost liczebności populacji odnotowano w 1984 roku w Borach Dolnośląskich oraz na Przedgórzu Sudeckim. Przez następne 30 lat kornik ostrozębny nie stanowił istotnego zagrożenia (Plewa 2016; Plewa, Mokrzycki 2017). Sytuacja uległa zmianie w 2015 roku, kiedy na terenie Nadleśnictwa Sobibór (RDLP w Lublinie) pojawiły się symptomy zamierania drzew związane z jego aktywnością. W dalszych latach szkodnik rozprzestrzenił się na kolejne nadleśnictwa, a najbardziej dotknięte gradacją zostało województwo lubelskie (Plewa 2016; Plewa, Mokrzycki 2017).

Celem pracy była analiza występowania kornika ostrozębnego na terenie RDLP w Lublinie w latach 2016–2021, ze szczególnym uwzględnieniem dynamiki jego występowania, przestrzennego rozmieszczenia szkód oraz ich nasilenia w poszczególnych nadleśnictwach. Wybrany okres odpowiada czasowi funkcjonowania w Systemie Informatycznym Lasów Państwowych (SILP) kodu IPSA, służącego do ewidencjonowania szkód powodowanych przez ten gatunek.

2. Metody i materiały

2.1. Obszar badań

Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie (RDLP w Lublinie) obejmuje swoim zasięgiem większość województwa lubelskiego oraz fragmenty województw mazowieckiego i podkarpackiego. RDLP w Lublinie gospodaruje na powierzchni około 408 tys. ha gruntów leśnych, a lesistość osiąga tam 24,9% (RDLP Lublin 2026). Dominującym gatunkiem jest sosna zwyczajna, której średni udział powierzchniowy w drzewostanach w latach 2016–2021 wyniósł 58,2%. Drzewostany sosnowe koncentrują się przede wszystkim w południowej i północno-wschodniej części RDLP w Lublinie (ryc. 1), gdzie dominują siedliska borowe oraz bory mieszane związane z kompleksami Puszczy Solskiej, Lasów Janowskich, Lasów Parczewskich i Sobiborsko-Włodawskich (nadleśnictwa: Józefów, Biłgoraj, Janów Lubelski, Zwierzyniec, Parczew oraz Włodawa). W części centralnej RDLP w Lublinie, zlokalizowanej na Wyżynie Lubelskiej i Wołyńskiej (Nadleśnictwo Strzelce, Mircze, Krasnystaw i częściowo Chełm), udział sosny jest niższy (ryc. 1), a większe znaczenie mają gatunki liściaste, przede wszystkim dąb, grab, buk (lokalnie), brzoza i olsza (BDL 2026).

2.2. Warunki meteorologiczne

Warunki klimatyczne regionu mają charakter przejściowy pomiędzy klimatem oceanicznym i kontynentalnym. W latach 1981–2010 średnia roczna temperatura powietrza na obszarze Lubelszczyzny wynosiła około 8,7°C, natomiast średnia roczna suma opadów atmosferycznych kształtowała się na poziomie około 550–650 mm. Klimat regionu cechuje się stosunkowo ciepłym latem oraz chłodną zimą, a rozkład opadów wykazuje maksimum

przypadające na miesiące letnie (Kaszewski, Bilik 2015). W 2015 r. na obszarze całej Polski, w tym szczególnie na Lubelszczyźnie, występowała intensywna susza, której towarzyszyły ujemne wartości klimatycznego bilansu wodnego (KBW) (Doroszewski, Koza 2023).

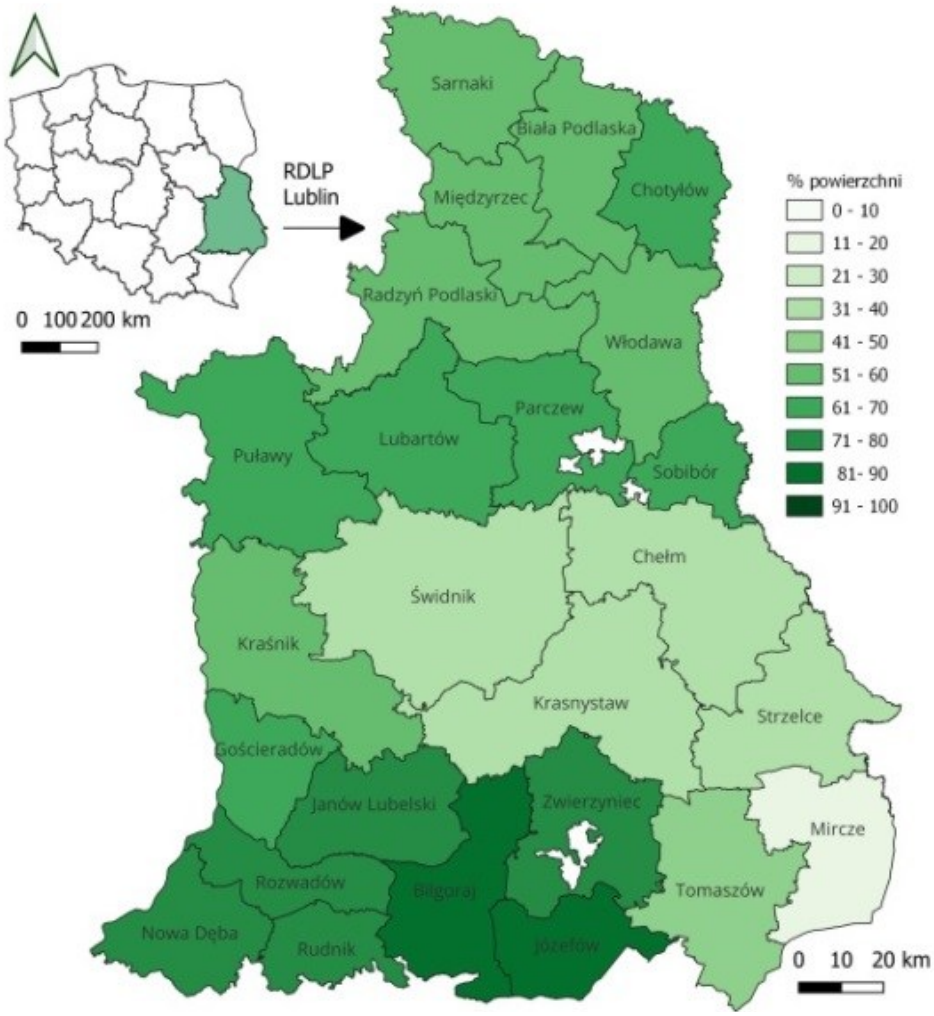
2.3. Analiza danych

Dane wykorzystane w analizie, obejmujące lata 2016–2021, pozyskano z Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) dla Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Lublinie. Zawierały one informacje o całkowitej powierzchni drzewostanów sosnowych ze stwierdzoną obecnością kornika ostrozębnego oraz o miąższości pozyskanego drewna oznaczonego kodem IPSA.

Dane dotyczące powierzchni występowania kornika ostrozębnego były ewidencjonowane w SILP za pomocą karty ewidencyjnej (formularz nr 2), która stanowi źródło danych dla formularza nr 3 Instrukcji Ochrony Lasu (2024) – „Kwestionariusza występowania uszkodzeń spowodowanych przez owady, ssaki, ptaki i wykonanych zabiegów ochronnych". Za powierzchnię występowania uszkodzeń powodowanych przez szkodniki wtórne uznaje się powierzchnię całych wydzieleń, w których posusz zasiedlony i opuszczony przyjął formę gniazdową lub powierzchniową, tj. powstała potencjalna powierzchnia do odnowienia. W przypadku występowania szkód rozproszonych rejestracja jest prowadzona, gdy szacunkowa miąższość pozyskanego posuszu czynnego przekracza 10% zapasu drzewostanu (Instrukcja Ochrony Lasu 2024). Formularz nr 3 jest generowany automatycznie w SILP na podstawie danych z kart ewidencyjnych. Powierzchnię drzewostanów ze stwierdzonym występowaniem kornika ostrozębnego przyjęto jako miarę przestrzennego zasięgu gradacji tego gatunku.

Drugą grupę danych stanowiła miąższość drewna pozyskanego z drzew zasiedlonych przez kornika ostrozębnego. Podczas odbiórki drewna poszczególne sztuki surowca są oznaczane w systemie ewidencyjnym kodem IPSA. Kod ten umożliwiał identyfikację drewna związanego z występowaniem tego szkodnika oraz późniejsze zestawienie danych o pozyskaniu drewna. W analizie wykorzystano dane dotyczące miąższości drewna oznaczonego kodem IPSA, zestawione dla poszczególnych nadleśnictw i lat.

W celu ustalenia nadleśnictw o największym nasileniu gradacji powierzchnię drzewostanów podano w przeliczeniu na udział procentowy drzewostanów sosnowych ze stwierdzonym występowaniem kornika ostrozębnego, natomiast miąższość posuszu w przeliczeniu na jednostkę powierzchni (m^3/ha), zgodnie z Instrukcją Ochrony Lasu (2024).



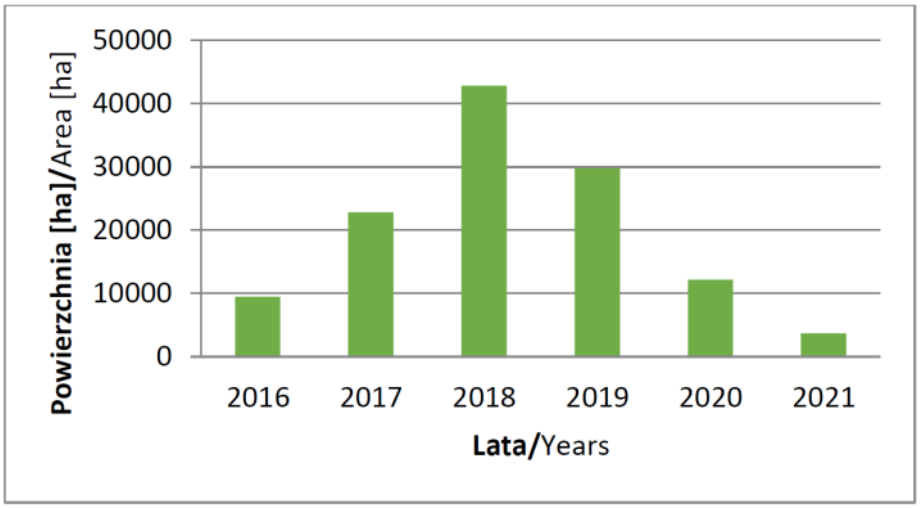
Rycina 1. Udział sosny w nadleśnictwach RDLP w Lublinie w latach 2016–2021
Figure 1. Share of Scots pine in the forest districts of the RDSF in Lublin during 2016–2021

3. Wyniki

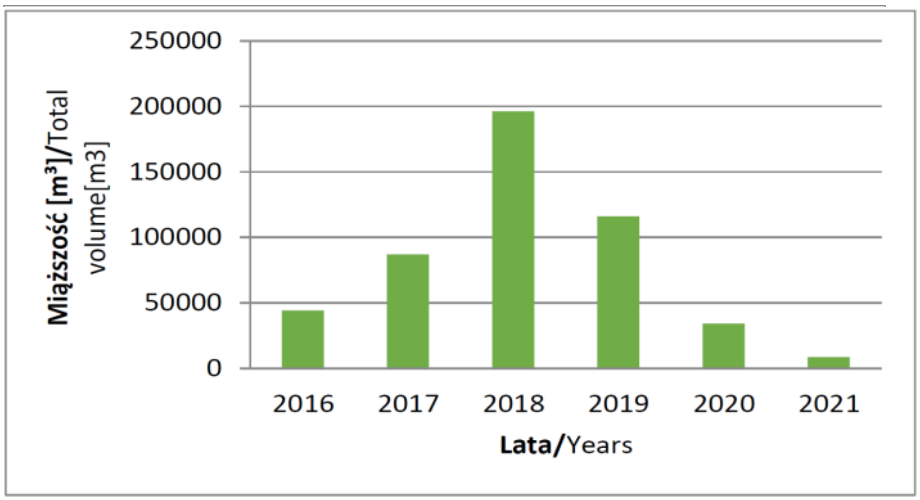
W 2016 roku obecność kornika ostrozębnego na obszarze RDLP Lublin stwierdzono na powierzchni 9472,65 ha. W kolejnym roku odnotowano istotny wzrost zasięgu gradacji, która objęła 22806,81 ha. Maksymalną wartość powierzchni objętej gradacją zaobserwowano w 2018 roku, kiedy wyniosła ona 42801,60 ha. Od 2019 roku zaznaczyła się tendencja spadkowa powierzchni drzewostanów z udokumentowaną obecnością kornika ostrozębnego. Na koniec analizowanego okresu badawczego, czyli w 2021 roku, wartość ta wyniosła 3681,33 ha (ryc. 2).

W 2016 roku pozyskano 44331,85 m^3 drewna oznaczonego kodem IPSA. W kolejnych latach odnotowano wzrost ilości pozyskanego drewna z drzew zasiedlonych przez kornika ostrozębnego, która w 2017 roku wyniosła 87067,97 m^3. Maksymalną wartość pozyskania, wynoszącą 196264,40 m^3, odnotowano w 2018 roku. W kolejnych latach obserwowano stopniowy spadek tej wartości, aż do 8741,66 m^3 w końcowym roku analizowanego okresu (ryc. 3).

W 2016 roku, czyli na początku gradacji, kornik ostrozębny występował głównie w północnej i centralnej części RDLP w Lublinie, w nadleśnictwach Biała Podlaska, Radzyń Podlaski, Lubartów oraz Kraśnik. W tym okresie udział powierzchni drzewostanów sosnowych, w których stwierdzono występowanie kornika, nie przekraczał 30% w większości nadleśnictw, natomiast w Nadleśnictwie Mircze wynosił od 30,1 do 40% powierzchni tych drzewostanów. Następnie gradacja stopniowo rozprzestrzeniała się na sąsiednie nadleśnictwa. W 2017 roku obecność szkodnika odnotowano już na terenie większości RDLP w Lublinie. Szczególnie wyraźny wzrost odnotowano we wschodnich nadleśnictwach, takich jak Chełm, Strzelce i Mircze, gdzie udział powierzchni drzewostanów sosnowych ze stwierdzonym występowaniem kornika wynosił 40–60%. Największy udział powierzchni z obecnością szkodnika odnotowano w 2018 roku w Nadleśnictwie Świdnik, gdzie wyniósł on od 60,1 do 80% powierzchni drzewostanów, oraz w Nadleśnictwie Mircze, gdzie kształtował się w przedziale nawet 80,1–100% powierzchni drzewostanów sosnowych. Od 2019 roku zaobserwowano wyraźny spadek intensywności gradacji. W żadnym z nadleśnictw szkodnik nie wystąpił na więcej niż 50% powierzchni. Nastąpiło również wyraźne wycofanie się kornika ostrozębnego z obszaru RDLP w Lublinie, przy jednoczesnej koncentracji jego występowania głównie w nadleśnictwach Lubartów i Świdnik. W latach 2020–2021 powierzchnia występowania kornika ostrozębnego uległa dalszemu



Rycina 2. Powierzchnia drzewostanów na terenie RDLP Lublin, w których stwierdzono występowanie kornika ostrozębnego w latach 2016–2021
Figure 2. Area of forest stands in the area of RDSF in Lublin affected by the pine bark beetle during 2016–2021



Rycina 3. Miąższość drewna z kodem IPSA pozyskanego na terenie RDLP Lublin w latach 2016–2021
Figure 3. Volume of timber harvested in the area of RDS in Lublin and recorded under the IPSA code during 2016–2021

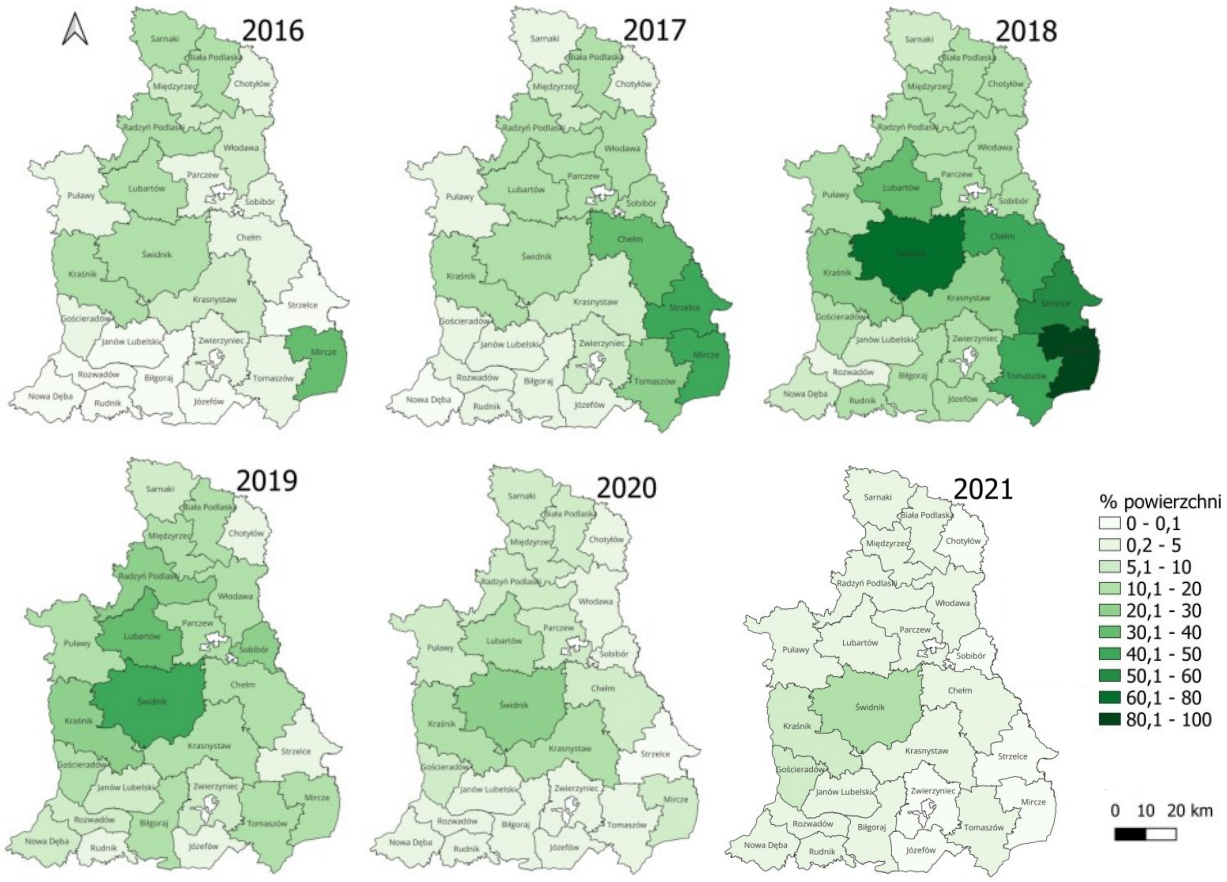
zmniejszeniu. W ostatnim roku objętym analizą (2021), obecność szkodnika odnotowano przede wszystkim w Nadleśnictwie Świdnik, gdzie wystąpił na maksymalnie 30% powierzchni drzewostanów. W nadleśnictwach Kraśnik i Gościeradów jego udział nie przekraczał 10%, a w pozostałych nadleśnictwach zajął mniej niż 5% powierzchni drzewostanów sosnowych (ryc. 4).

W 2016 roku miąższość posuszu pozyskanego z drzewostanów (z przewagą sosny), ze stwierdzoną obecnością kornika ostrozębnego w większości nadleśnictw RDLP w Lublinie, wynosiła od 0,11 do 0,5 m^3/ha. Wyższe wartości odnotowano w nadleśnictwach Biała Podlaska i Chełm, gdzie mieściły się one w przedziale 0,51–1 m^3/ha, natomiast w Nadleśnictwie Mircze osiągnęły poziom 1,1–5, m^3/ha. W 2017 roku zaobserwowano wzrost analizowanego parametru, szczególnie we wschodniej i centralnej części RDLP w Lublinie. Najwyższe nasilenie gradacji wystąpiło w nadleśnictwach Strzelce i Mircze, gdzie miąższość pozyskanego posuszu kształtowała się na poziomie 5,1–10 m^3/ha. W roku 2018 roku tendencja wzrostowa utrzymywała się. Najwyższe wartości odnotowano ponownie w Nadleśnictwie Mircze, gdzie osiągnęły one poziom 10,1–15 m^3/ha. Wzrost obserwowano także w pozostałych częściach RDLP w Lublinie. Od roku 2019 widoczny był stopniowy spadek pozyskania posuszu, zwłaszcza we wschodniej części Dyrekcji. Spośród wszystkich nadleśnictw jedynie w nadleśnictwach Lubartów i Świdnik wartości tego wskaźnika utrzymywały się nadal na stosunkowo wysokim poziomie. W latach 2020–2021 odnotowano dalsze zmniejszanie się miąższości pozyskanego posuszu. W 2021 roku w większości nadleśnictw RDLP w Lublinie wartości te nie przekraczały 0,10 m^3/ha. Jedynie w trzech nadleśnictwach (Świdnik, Kraśnik i Krasnystaw) mieściły się one w przedziale 0,11–0,5 m^3/ha (ryc. 5).

4. Dyskusja

Analiza przestrzenno-czasowa występowania kornika ostrozębnego na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych w Lublinie w latach 2016–2021 dostarczyła informacji na temat dynamiki populacji tego gatunku oraz przebiegu gradacji. Uzyskane wyniki wykazały, że gradacja rozpoczęła się w północnej i centralnej części Dyrekcji, a następnie rozprzestrzeniła się na dalsze obszary. W 2018 roku zjawisko to objęło niemal cały obszar RDLP w Lublinie, osiągając najwyższe natężenie na terenie nadleśnictw Świdnik i Mircze. Taki przebieg jest charakterystyczny dla gradacyjnego wzrostu liczebności korników, w którym intensywny rozwój populacji na ograniczonym obszarze prowadzi do kolonizacji sąsiednich drzewostanów i stopniowego rozszerzania zasięgu występowania (Faccoli 2009).

Najbardziej prawdopodobną przyczyną obserwowanej gradacji była silna susza w 2015 roku, która objęła znaczną część Polski, w tym zwłaszcza teren RDLP w Lublinie (Doroszewski, Koza 2023). Podobne zależności pomiędzy okresami suszy a wzrostem liczebności kornika ostrozębnego odnotowano w wielu regionach Europy, między innymi w Finlandii (Siitonen 2014), Włoszech (Colombari i in. 2013), Szwajcarii (Dobbertin i in. 2007; Wermelinger i in. 2008) czy Ukrainie (Davydenko i in. 2017). Susza i wysokie temperatury prowadzą do osłabienia mechanizmów obronnych drzew. W warunkach niedoboru wody sosny

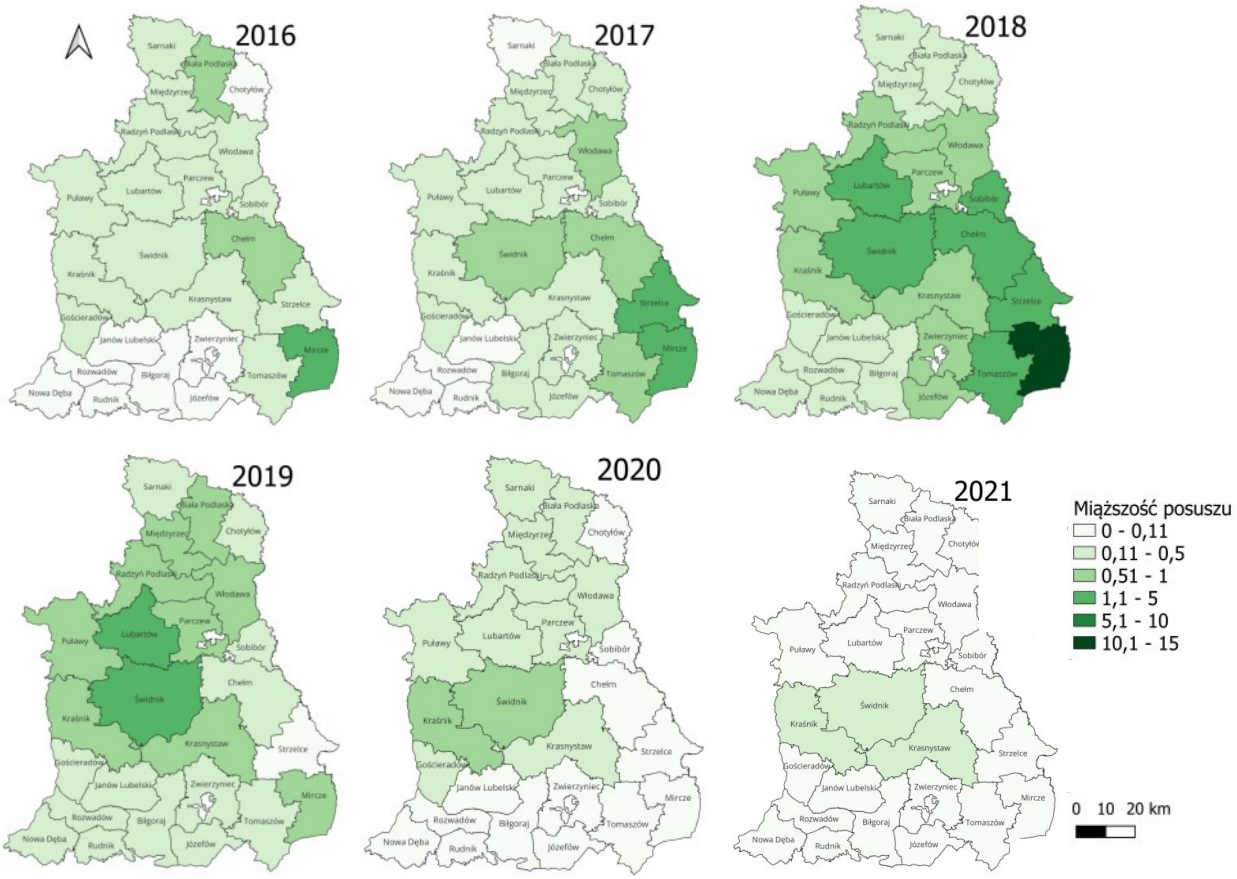


Rycina 4. Udział procentowy powierzchni drzewostanów sosnowych zasiedlonych przez kornika ostrozębnego w latach 2016–2021
Figure 4. Percentage of Scots pine forest stand area infested by the pine bark beetle in 2016–2021

ograniczają transpirację przez zamykanie aparatów szparkowych, często redukują też powierzchnię asymilacyjną przez utratę części igieł. Skutkuje to zmniejszeniem intensywności fotosyntezy i ograniczeniem produkcji węglowodanów niezbędnych do prawidłowego funkcjonowania metabolizmu wtórnego (Christiansen i in. 1987; Dobbertin i in. 2007). W konsekwencji spada produkcja żywicy i innych związków obronnych, które odgrywają kluczową rolę w ochronie przed owadami kambio- i ksylofagicznymi (Annila i in. 1999; Ferrenberg i in. 2014; Siitonen 2014).

Szczególnie podatne na zasiedlenie przez kornika ostrozębnego są drzewa silnie osłabione. Wermelinger i in. (2008), analizując stopień porażenia drzew w zależności od ich wigoru (określony stopniem defoliacji korony) stwierdzili, że większość drzew zaatakowanych przez ten gatunek była umiarkowanie lub znacznie osłabiona, ze średnią defoliacją koron na poziomie 60–80%. Znaczenie suszy jest dodatkowo wzmacniane przez jej długotrwałe skutki. Wzrost śmiertelności drzew wynikający z zaburzeń transportu wody i wyczerpania zasobów węgla wskutek zamykania aparatów szparkowych i ograniczenia aktywności fotosyntetycznej, może utrzymywać się przez wiele lat po zakończeniu okresu niedoboru opadów (Bigler i in. 2006; Bréda i in. 2006). Wysokie temperatury oddziałują również bezpośrednio na owady, przyspieszając ich rozwój, zwiększając tempo rozmnażania oraz skracając czas potrzebny do ukończenia cyklu życiowego (Siitonen 2014). Uzyskane wyniki wskazują, że właśnie taki mechanizm mógł odpowiadać za rozwój gradacji na terenie RDLP w Lublinie. Susza z 2015 roku doprowadziła do osłabienia części drzewostanów sosnowych, co stworzyło korzystne warunki do rozwoju populacji kornika w kolejnych latach. Proces ten mogły dodatkowo nasilać lokalne zaburzenia, takie jak wiatrołomy czy wcześniejsze zasiedlenie drzew przez inne gatunki owadów kambio- i ksylofagicznych (Wermelinger 2004; Grodzki 2026). Jest to zgodne z biologią *I. acuminatus*, który jest uznawany za szkodnika wtórnego, preferującego drzewa o obniżonej kondycji fizjologicznej.

Ochrona lasu opiera się na monitoringu stanu drzewostanów, szybkim wykrywaniu ognisk występowania szkodników oraz terminowym usuwaniu zasiedlonych drzew. Znaczenie takich działań podkreślają badania wskazujące, że brak odpowiednich zabiegów sanitarnych, zwłaszcza pozostawienie zasiedlonych drzew i materiału lęgowego, sprzyja dalszemu rozprzestrzenianiu się kornika ostrozębnego (Liška i in. 2021). Usuwanie opanowanych drzew przed pojawieniem się nowego pokolenia owadów może skutecznie ograniczać rozwój gradacji. Działania z zakresu ochrony lasu skracają czas trwania gradacji, a także ograniczają straty gospodarcze. (Dobbertin i in. 2007; Colombari i in. 2013). Skuteczność cięć sanitarnych jest jednak silnie uzależniona od terminu ich wykonania. Charakterystyczne czerwienienie koron latem pojawia się zwykle około dwóch miesięcy po zasiedleniu drzewa. Zaraz po tym dojrzewa nowe pokolenie owadów. Z tego względu działania powinny być podejmowane możliwie szybko po stwierdzeniu pierwszych objawów zasiedlenia drzew przez kornika ostrozębnego i obejmować przede wszystkim zasiedlone drzewa oraz kontrolę drzew sąsiadujących z miejscem jego występowania. Z kolei cięcia wykonane jesienią i zimą okazują się nieskuteczne, ponieważ prawdopodobnie część osobników dorosłych hibernuje poza korą (Colombari i in. 2012). Ważnym elementem



Rycina 5. Miąższość pozyskanego posuszu z drzewostanów sosnowych zasiedlonych przez kornika ostrozębnego w latach 2016–2021
Figure 5. Volume of harvested timber from Scots pine stands infested by the pine bark beetle in 2016–2021.

profilaktyki jest także usuwanie pozostałości po wyrębie, które mogą stanowić materiał lęgowy dla korników. Badania prowadzone w Czechach wskazały, że *I. acuminatus* należał do najliczniej występujących gatunków zasiedlających pozostałości zrębowe (Foit 2015). Uzupełnieniem działań ochronnych może być także wykorzystanie pułapek feromonowych do monitoringu i kontroli (Knížek i in. 2022).

Do naturalnych mechanizmów ograniczających liczebność populacji kornika ostrozębnego należą konkurencja wewnątrzgatunkowa oraz presja ze strony naturalnych wrogów. Wraz ze wzrostem zagęszczenia populacji zwiększa się bowiem śmiertelność owadów na skutek konkurencji wewnątrzgatunkowej oraz presji ze strony naturalnych wrogów, takich jak drapieżcy, parazytoidy, patogeny i nicienie (Papek i in. 2024). Dodatkowo część materiału lęgowego może być wcześniej zajmowana przez inne gatunki kambiofagów związanych z sosną, takie jak *Tomicus minor* L., który rozpoczyna rójkę wcześniej i w ten sposób wypiera *I. acuminatus* (Puukko 1981).

Przebieg gradacji obserwowany w RDLP w Lublinie wykazał znaczne podobieństwo do zjawisk opisywanych w innych regionach Europy. W Finlandii masowe zamieranie sosen związane z aktywnością kornika ostrozębnego zaobserwowano po wyjątkowo ciepłych i suchych sezonach wegetacyjnych (Siitonen 2014). Kornik zasiedlał tam głównie niewielkie skupiska osłabionych drzew, jednak lokalnie powodował znaczące straty gospodarcze. Zwrócono uwagę, że wzrost temperatur umożliwiał skuteczniejsze przeżywanie zimy oraz zwiększał tempo rozwoju populacji, co sprzyjało występowaniu gradacji również na obszarach położonych stosunkowo daleko na północ. Podobne zależności stwierdzono w szwajcarskich Alpach, gdzie zamieranie sosny było silnie związane z suszami występującymi od połowy lat dziewięćdziesiątych XX wieku (Dobbertin i in. 2007; Wermelinger i in. 2008). W przytoczonych badaniach większość zasiedlonych drzew wykazywała silną defoliację koron, co potwierdza znaczenie wcześniejszego osłabienia drzew żywicielskich dla sukcesu kolonizacyjnego *I. acuminatus.* Autorzy podkreślają, że śmiertelność drzew utrzymywała się przez wiele lat po ustąpieniu samej suszy, wskazując na długotrwałe konsekwencje stresu wodnego.

Szczególnie interesujące są wyniki uzyskane w południowowschodnich Alpach na terenie Włoch (Dolomity), gdzie przebieg gradacji był bardzo zbliżony do obserwowanego na obszarze RDLP w Lublinie (Colombari i in. 2013). Gradacja rozpoczęła się tam po okresie suszy, osiągnęła maksimum po dwóch latach, a następnie uległa gwałtownemu zahamowaniu. Podobnie jak w Polsce, najwyższe zagęszczenie owada obserwowano w drzewostanach wcześniej osłabionych przez czynniki klimatyczne. Autorzy wskazują, że zarówno warunki pogodowe, jak i działania sanitarne prowadzone przez służby leśne mogły przyczynić się do skrócenia czasu trwania gradacji.

Zestawienie wyników z Polski, Finlandii, Szwajcarii i Włoch wskazuje, że niezależnie od położenia geograficznego gradacje *I. acuminatus* przebiegają według podobnego schematu. Czynnikiem inicjującym jest zazwyczaj okres suszy lub innych zaburzeń środowiskowych prowadzących do osłabienia drzewostanów sosnowych, po którym następuje wzrost liczebności populacji kornika. Kulminacja gradacji przypada zwykle po 2–4 latach od wystąpienia czynnika stresowego, natomiast jej wygaszenie jest związane głównie z działaniami ochronnymi.

5. Podsumowanie

Gradacja kornika ostrozębnego w RDLP w Lublinie w latach 2016–2021 była zjawiskiem wieloczynnikowym, uwarunkowanym współdziałaniem czynników klimatycznych, biotycznych i gospodarczych. Jej przebieg odpowiadał typowej dynamice gradacji owadów kambiofagicznych, obejmującej fazę gwałtownego wzrostu liczebności populacji, rozszerzenia zasięgu występowania oraz stopniowego wygasania. Spadek liczebności kornika ostrozębnego był głównie efektem konsekwentnie prowadzonych działań ochronnych. Szczególne znaczenie miało szybkie usuwanie zasiedlonych drzew, ograniczające dostępność materiału lęgowego i zmniejszające możliwości dalszego rozwoju populacji.

Przeprowadzona analiza potwierdza, że *I. acuminatus* może stanowić istotne zagrożenie dla drzewostanów sosnowych w Polsce. W warunkach postępujących zmian klimatu, prowadzących do częstszych i dłużej trwających okresów suszy, można spodziewać się wzrostu ryzyka występowania gradacji oraz rozszerzania zasięgu gatunku. Zmieniające się warunki środowiskowe mogą bowiem sprzyjać dalszej ekspansji tego szkodnika.

Skuteczna ochrona przed gradacjami powinna opierać się nie tylko na działaniach interwencyjnych, ale również na długofalowym zwiększaniu odporności drzewostanów. Szczególnie istotne jest ograniczanie udziału rozległych monokultur sosnowych na rzecz drzewostanów mieszanych i zróżnicowanych wiekowo oraz dostosowanie składu gatunkowego drzewostanów do lokalnych warunków siedliskowych. Zwiększenie różnorodności gatunkowej, kształtowanie zagęszczenia drzewostanów odpowiednio do warunków siedliskowych oraz ograniczanie stresu wodnego mogą przyczyniać się do poprawy kondycji drzew i ograniczenia ich podatności na zasiedlenie przez korniki. W perspektywie długoterminowej działania te mogą zmniejszać ryzyko wystąpienia gradacji.

Wkład autorów

K.M. – Konceptualizacja, metodyka, zbiór i opracowanie danych, wizualizacja wyników, przygotowanie pierwszej wersji manuskryptu oraz przegląd i redakcja manuskryptu. M.K. – Konceptualizacja, metodyka, przegląd i redakcja manuskryptu.

Źródła finansowania badań

Brak finasowania.

Konflikt interesów

Autorzy deklarują brak konfliktu interesów.

Literatura

Álvarez G., Fernández M., Díez J.J. 2015. Ophiostomatoid fungi associated with declined *Pinus pinaster* stands in Spain, *Forest Systems* 24(1): e006. DOI: https://doi.org/10.5424/fs/2015241-05707.

Annila E., Långström B., Varama M., Hiukka R., Niemelä P. 1999. Susceptibility of defoliated Scots pine to spontaneous and induced attack by *Tomicus piniperda* and *Tomicus minor*, *Silva Fennica* 33(2): 93–106. DOI: https://doi.org/10.14214/sf.660.

Bakke A. 1968. Ecological studies on bark beetles (Coleoptera Scolytidae) associated with scots pine (*Pinus sylvestris* L.) in Norway with particular reference to the influence of temperature, *Meddelelser fra Det Norske Skogforsøksvesen* 83(21): 441–602.

BDL 2006. Bank Danych o Lasach. Lasy na mapach. https://www.bdl.lasy.gov.pl/portal/mapy (dostęp 25.08.2026).

Bigler C., Bräker O.U., Bugmann H., Dobbertin M., Rigling A. 2006. Drought as an Inciting Mortality Factor in Scots Pine Stands of the Valais, Switzerland, *Ecosystems* 9(3): 330–343. DOI: https://doi.org/10.1007/s10021-005-0126-2.

Bréda N., Huc R., Granier A., Dreyer E. 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences, *Annals of Forest Science* 63(6): 625–644. DOI: https://doi.org/10.1051/forest:2006042.

Christiansen E., Waring R.H., Berryman A.a. 1987. Resistance of Conifers to Bark Beetle Attack: Searching for General Relationships, *Forest Ecology and Management* 22: 89–106. DOI: https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90098-3.

Colombari F., Battisti A., Schroeder L.M., Faccoli M. 2012. Life history traits promoting outbreaks of the pine bark beetle *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) in the south-eastern Alps, *European Journal of Forest Research* 13(3): 553–561. DOI: https://doi.org/10.1007/s10342-011-0528-y.

Colombari F., Schroeder M. L., Battisti A., Faccoli M. 2013. Spatio-temporal dynamics of an *Ips acuminatus* outbreak and implications for management, *Agricultural and Forest Entomology* 15(1): 34–42. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2012.00589.x.

Davydenko K., Vasaitis R., Menkis A. 2017. Fungi associated with *Ips acuminatus* (Coleoptera: Curculionidae) in Ukraine with a special emphasis on pathogenicity of ophiostomatoid species, *European Journal of Entomology* 114: 77–85. DOI: https://doi.org/10.14411/eje.2017.011.

Dobbertin M., Wermelinger B., Bigler C., Bürgi M., Carron M., Forster B., Gimmi U., Rigling A. 2007. Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations, *The Scientific World Journal* 21 (7 Suppl 1): 231–239. DOI: https://doi.org/10.1100/tsw.2007.58.

Doroszewski A., Koza P. 2023. Występowanie suszy rolniczej w Polsce w latach 2006-2022, w: Gospodarka wodna w rolnictwie jako element adaptacji do zmian klimatu, *Studia i Raporty* IUNG-PIB 71(25): 27–63. DOI: https://doi.org/10.26114/sir.iung.2023.71.02.

Faccoli M. 2009. Effect of weather on *Ips typographus* (Coleoptera Curculionidae) phenology, voltinism, and associated spruce mortality in the Southeastern Alps, *Environmental Entomology* 38(2): 307–316. DOI: https://doi.org/10.1603/022.038.0202.

Ferrenberg S., Kane J.M., Mitton J.B. 2014. Resin duct characteristics associated with tree resistance to bark beetles across lodgepole and limber pines, *Oecologia* 174(4): 1283–1292. DOI: https://doi.org/10.1007/s00442-013-2841-2.

Foit J. 2015. Bark- and wood-boring beetles on Scots pine logging residues from final felling: Effects of felling date, deposition location and diameter of logging residues, *Annals of Forest Research* 58(1): 67–79. DOI: 1 https://doi.org/0.15287/afr.2015.302.

Gan J. 2004. Risk and damage of southern pine beetle outbreaks under global climate change, *Forest Ecology and Management* 191(1): 61–71. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.11.001.

Grodzki W. 2026. Bark beetle outbreaks in Norway spruce stands in mountain areas of southern Poland during last 50 years - causes, patterns, consequences, *Sylwan* 170(2): 129–149. DOI: https://doi.org/10.26202/sylwan.2026019.

Instrukcja Ochrony Lasu 2024. Centrum Informacyjne Lasów Państwowych. https://www.lasy.gov.pl/pl/publikacje/copy_of_gospodarka-lesna/ochrona_lasu/instrukcja-ochrony-lasu-1/instrukcja-ochrony-lasu-23-05-2024.pdf (dostęp 19.10.2026).

Kaszewski B.M., Bilik A.Z. 2015. Zmiany średniej dobowej temperatury powietrza w Lublinie w latach 1951–2010, *Annales UMCS*, Sectio B 70(1): 71–86.

Koehler W., Kolk A. 1974. Badania nad wpływem letniej ścinki na dynamikę populacji szkodników wtórnych w Polsce, *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 463-467: 3–59.

Knížek M., Liška J., Véle A. 2022. Efficacy of synthetic lures for pine bark beetle monitoring, *Journal of Forest Science* 68(1): 19–25. DOI: https://doi.org/10.17221/139/2021-JFS.

Konca B. 1995. Zmiany w występowaniu wybranych gatunków owadów na Dolnym Śląsku, *Sylwan* 139(07): 69–73.

Liška J., Knížek M., Véle A. 2021. Evaluation of insect pest occurrence in areas of calamitous mortality of Scots pine, *Central European Forestry Journal* 67(2): 85–90. DOI: https://doi.org/10.2478/forj-2021-0006.

Löbl I., Smetana A. (red.) 2011. Catalogue of Palearctic Coleoptera. Vol. 7, Curculionoidea. Apollo Books, Stenstrup.

Michalski J., Mazur A. 1999. Korniki. Praktyczny przewodnik dla leśników. Wydawnictwo Świat, Warszawa. ISBN: 8385597832.

Papek E., Ritzer E., Biedermann P.H.W., Cognato A.I., Baier P., Hoch G., Kirisits T., Schebeck M. 2024. The pine bark beetle *Ips acuminatus*: an ecological perspective on life-history traits promoting outbreaks, *Journal of Pest Science* 97(3): 1093–1122. DOI: https://doi.org/10.1007/s10340-024-01765-2.

Plewa R. 2016. Kornik ostrozębny (trójzębny) *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) – ryjkowate, korniki (Coleoptera: Curculionidae, Scolytinae) – realne zagrożenie drzewostanów sosnowych w Polsce. Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2016 roku. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary, Analizy i Raporty 26: 170–174.

Plewa R., Mokrzycki T. 2017. Występowanie, biologia i znaczenie gospodarcze kornika ostrozębnego *Ips acuminatus* (Gyllenhal, 1827) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) w Polsce, *Sylwan* 161(8): 619–629.

Puukko K. 1981. The southern border of the present distribution of *Ips acuminatus* Gyll. In Finland, *Silva Fennica* 15(2): 222–227. DOI: https://doi.org/10.14214/sf.a15060.

RDLP Lublin. 2026. Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Lublinie. Zasoby leśne. https://www.lublin.lasy.gov.pl/pl/zasoby-lesne (dostęp 25.08.2026).

Santos C. 2024. *Ips acuminatus* (bark beetle, sharp-dentated). CABI Compendium, 28814. DOI: https://doi.org/10.1079/cabicompendium.28814.

Schowalter T.D. 2012. Ecology and Management of Bark Beetles (Coleoptera: Curculionidae: Scolytinae) in Southern Pine Forests, *Journal of Integrated Pest Management* 3(2): 1–7. DOI: https://doi.org/10.1603/IPM11025.

Siitonen J. 2014. *Ips acuminatus* kills pines in southern Finland, *Silva Fennica* 48(4): 1-7. DOI: https://doi.org/10.14214/sf.1145.

Villari C., Tomlinson J.A., Battisti A., Boonham N., Capretti P., Faccoli M. 2013. Use of loop-mediated isothermal amplification for detection of *Ophiostoma clavatum*, the primary blue stain fungus associated with *Ips acuminatus*, *Applied and Environmental Microbiology* 79(8): 2527–2533. DOI: https://doi.org/10.1128/AEM.03612-12.

Wermelinger B. 2004. Ecology and management of the spruce bark beetle *Ips typographus*—A review of recent research, *Forest Ecology and Management* 202(1–3): 67–82. DOI: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.018.

Wermelinger B., Rigling A., Schneider Mathis D., Dobbertin M. 2008. Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley, *Ecological Entomology* 33(2): 239–249. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2007.00960.x.