



INSTYTUT BADAWCZY LEŚNICTWA

Zakład Lasów Górskich

Konsekwencje objęcia ochroną ścisłą znacznych obszarów leśnych Polski (wdrożenie jednego z celów unijnej Strategii na rzecz bioróżnorodności do 2030 roku - objęcie ścisłą ochroną 10% obszarów lądowych, w tym wszystkich pozostałych w UE lasów pierwotnych i starodrzewów), z uwzględnieniem następstw zmian klimatycznych, w szczególności w kontekście zagrożenia drzewostanów ze strony owadów (kambiofagów i foliofagów)

Rodzaj sprawozdania: **ekspertyza**

Zleceniodawca: **Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych**

Nr tematu **620502**

Numer umowy: **EZ.271.2.4.2021**

Wykonawca: **prof. dr hab. Wojciech Grodzki**

Współpraca: **mgr inż. Magdalena Ranocha**

Kierownik Zakładu wiodącego: **prof. dr hab. Wojciech Grodzki**

Dyrektor Instytutu: **prof. dr hab. Jacek Hilszczański**

Sękocin Stary, luty 2021 r.

Wprowadzenie

Zmiany klimatyczne oddziałują na ekosystemy leśne, a zatem zarówno na drzewostany, jak i na żyjące w lasach organizmy, w tym także te uznawane za szkodliwe z gospodarczego punktu widzenia. Współczesne opinie i poglądy dotyczące zmian klimatu zakładają jego ocieplenie (IPCC 2007), a w związku z podwojeniem koncentracji dwutlenku węgla średnia temperatura globalna może wzrosnąć o 2,3°C, czyli około 0,3°C na dekadę (Jaworski, Hilszczański 2013). Zmiany klimatu, mające istotne znaczenie dla środowiska naturalnego Ziemi, w tym także dla ekosystemów leśnych, mogą bezpośrednio oddziaływać na poszczególne gatunki drzew, jako skutek zmian w środowiskach ich życia (zmiany zasięgu i dyspersja), ale także poprzez ich reakcje jako roślin żywicielskich. Zmiany te mają wpływ na wszystkie pozostałe żywe komponenty lasu. Będą one miały wiele niekorzystnych skutków dla lasów i ich zdrowotności (Wigley 1993; Battisti 2004; Moore, Allard 2008). Można się spodziewać zmian w poziomych i pionowych zasięgach drzew, a gatunki o wąskim spektrum wymagań siedliskowych (jodła, świerk) mogą być zastępowane przez te o szerokim zakresie wymagań ekologicznych (eurytopowe) (Hilszczański 2014). Wykonane w latach 2009-2011 na 9 stanowiskach w Europie (w tym także w Polsce) badania wykazały zróżnicowaną reakcję gatunków drzew w warunkach podwyższenia średniej temperatury, zaobserwowanego w ciągu ostatnich 30 lat. Stwierdzono bowiem, że jedynie jodła *Abies alba* Mill. wykazywała reakcję zgodną z oczekiwaniami, wyrażającą się większą dynamiką odnowień pojawiających się w wyższych położeniach, podczas gdy u buka *Fagus sylvatica* L., świerka *Picea abies* (L.) Karst. i sosny *Pinus sylvestris* L. obserwowano tendencję odwrotną (Rabasa et al. 2013). Dlatego też w obliczu przewidywanych zmian klimatu trzeba się liczyć ze zmianą warunków funkcjonowania zbiorowisk leśnych i ze zmianami ról tworzących te zbiorowiska gatunków drzew, natomiast przesunięcie granic zasięgowych niekoniecznie będzie miało istotne znaczenie dla naszych lasów w ciągu najbliższego stulecia (Szwagrzyk 2014).

Jednym ze spodziewanych efektów zmian klimatycznych ma być (i już jest) wzrost częstości występowania zjawisk o charakterze ekstremalnym (Schelhaas 2008), obserwowany zarówno w skali europejskiej (Schelhaas et al. 2003), jak i w naszym kraju (Jabłoński, Małecka 2019). Przewiduje się między innymi wzrost ilości zaburzeń związanych z pożarami oraz zjawiskami atmosferycznymi, takimi jak powodzie czy silne wiatry (Hilszczański 2014), a także będące ich efektem wzmożone występowanie czynników biotycznych wpływających na stan zdrowotny lasów (Sierota et al. 2019). Przykładowo, od 2015 r. głównym zjawiskiem kłęskowym o zasięgu krajowym była silna susza powodująca osłabienie zarówno drzewostanów iglastych, jak również liściastych i zwiększenie ich podatności na atak ze strony szkodników i patogenów grzybowych, a katastrofalny huragan z sierpnia 2017 r. spowodował w lasach zarządzanych przez PGL LP całkowite lub częściowe uszkodzenie drzewostanów na terenie niemal 60 nadleśnictw należących do kilku rdLP (Jabłoński, Małecka 2019). W wyniku tych zaburzeń nastąpi wzrost problemów z organizmami wykorzystującymi powstały w ten sposób materiał do rozrodu, czyli owadami kambio- i ksylofagicznymi, tzw. szkodnikami

wtórnymi (Logan i in. 2003, Gilbert et al. 2005). Kolejnym skutkiem zmian klimatu, w tym głębokiego deficytu wodnego, jest nasilające się występowanie jemoły *Viscum* spp. (Lech et al. 2019) i obserwowane w Alpach podnoszenie się granicy jej pionowego zasięgu (Dobbertin et al. 2005).

Klimat wywiera bezpośredni wpływ na populacje owadów poprzez modyfikowanie ich cykli rozwojowych czy zdolności dyspersyjnych, co przekładać się może na zmiany zasięgów występowania poszczególnych gatunków. Należy liczyć się z przesunięciem północnych i górnych granic ich zasięgów (Parmesan 1996; Walther et al. 2002; Battisti 2004; Menéndez 2007), a także rozszerzaniem się obszarów występowania (Battisti, Larsson 2015; Pureswaran et al. 2018). Wśród gatunków wymienianych w tym kontekście pojawiają się także występujące w naszym kraju owady leśne, np. foliofagi: brudnica mniszka *Lymantria monacha* L. (Vanhanen et al. 2007), wskaźnica modrzewianeczka *Zeiraphera griseana* (Hb.), piędzik przedzimek *Operophtera brumata* (L.) i borecznikowiec rudy *Neodiprion sertifer* Geoffr., czy kambiofagi: szeliniak sosnowiec *Hyllobius abietis* L. i cetyniec większy *Tomicus piniperda* (L.). Nie mniej ważny jest także pośredni wpływ klimatu, ujawniający się jako reakcje roślin żywicielskich, np. poprzez zmiany w ich metabolizmie i fizjologii (Ayres, Lombardero 2000; Rouault i in. 2006; Moore, Allard 2008). Wreszcie, pojawiają się w polskich lasach obce gatunki owadów mogących stwarzać zagrożenie, np. korniki *Xylosandrus germanus* (Bldf.) (Grodzki, Mokrzycki 2018), *Gnathotrichus materiarius* (Fitch) (Mazur et al. 2018) czy *Trypodendron laeve* Eggers (Bilański 2019).

Skutki ochrony biernej (czyli odstąpienia od jakiegokolwiek interwencji, w tym zabiegów ochronnych) są najbardziej widoczne w drzewostanach świerkowych uszkodzonych przez wiatr i/lub objętych gradacyjnym występowaniem kornika drukarza *Ips typographus* (L.) (Grodzki 2016). Niezależnie od oceny zachodzących procesów, dokonywanej z różnych punktów widzenia, niekwestionowanym faktem jest wielkopowierzchniowe zamieranie drzewostanów świerkowych objętych gradacjami korników i wyłączonych z zabiegów ochronnych. Istnieją liczne tego przykłady, takie jak Las Bawarski (Müller et al. 2008), Park Narodowy Szumawa (Zyval et al. 2016), „Bannwald Napf” w Szwarzwaldzie (Pontuali et al. 2008), Puszcza Białowieska (Brzeziecki et al. 2018), Górczański Park Narodowy (Grodzki et al. 2006a), Tatrzański Park Narodowy w Polsce (Sproull et al. 2017, Grodzki 2021) i na Słowacji (Grodzki et al. 2010) i inne. Zaniechanie procedur ukierunkowanych na ograniczanie rozrodu kornika drukarza i jego presji na drzewostany w warunkach rozwijającej się gradacji sprzyja szybkiemu narastaniu liczebności populacji korników, podobnie jak ma to miejsce w przypadku pozostawienia w lesie świeżych wywrotów i złomów, będących dla nich doskonałym materiałem lęgowym (Stadelmann et al. 2013; Grodzki et al. 2006b). W uszkodzonych przez wiatr drzewostanach wyłączonych z zabiegów ochronnych liczba drzew zasiedlonych przez korniki była około dwukrotnie wyższa niż w świerczynach objętych takimi działaniami (Forster 1998; Lindelöw, Schroeder 2001). Także skuteczność zabiegów prowadzonych w obszarach objętych ochroną czynną i sąsiadujących z obszarami ochrony

biernej jest ograniczona, co wynika przede wszystkim ze zdolności migracyjnych kornika drukarza (Stadelmann et al. 2013; Mezei et al. 2017; Vanická et al. 2020). Natomiast usuwanie wywrotów i złomów oraz drzew już zasiedlonych przyczynia się do znacznego ograniczania zagrożenia drzewostanów ze strony kornika drukarza (Jönsson et al. 2012). Cięcia sanitarne przyczyniają się do ograniczania tempa powstawania nowych gniazd kornikowych, przy czym usuwanie drzew zasiedlonych jest zadaniem pilniejszym, zwłaszcza po wiatrolomach (Stadelmann et al. 2013).

Podobnego, choć być może mniej gwałtownego, rozwoju sytuacji należałoby oczekiwać w drzewostanach sosnowych, a także jodłowych i modrzewiowych. W przypadku sosny (ale także modrzewia) dotyczy to gatunków owadów, które w pierwszym okresie mogą wykorzystywać do rozrodu materiał leżący (w tym wywroty i złomy), takich jak kornik sześciogłowy *I. sexdentatus* Boern. i cetyniec większy *T. piniperda* (Gilbert et al. 2005) czy kornik modrzewiowiec *I. cembrae* (Heer) (Grodzki 2009b), a następnie z powodzeniem zasiedlają drzewa stojące, powodując ich zamieranie. Istnieje wysokie prawdopodobieństwo dalszego wzrostu liczebności populacji przyptaszczka granatka *Phaenops cyanea* (F.), a także kornika ostrozębnego *I. acuminatus* Gyll., który już obecnie stwarza duże problemy w sosnowych lasach gospodarczych, zwłaszcza osłabionych przez suszę (Plewa, Mokrzycki 2017). W odniesieniu do wszystkich gatunków kambiofagów (także tych niewymienionych z nazwy) niezbędnym warunkiem kontrolowania zagrożenia drzewostanów jest realizowanie zabiegów związanych z ograniczaniem ich bazy lęgowej oraz usuwaniem drzew, pod korą których aktualnie odbywa się rozwój stadiów przedimaginalnych. Ryzyko gradacyjnego występowania tych owadów wzrośnie wobec braku możliwości ingerencji w przypadku powstania szkód pochodzenia abiotycznego – wywrotów i złomów (Gilbert et al. 2005). W warunkach ochrony biernej (ścistej) jest to bowiem niemożliwe.

Populacje najważniejszych foliofagów, zwłaszcza tych żerujących na sośnie zwyczajnej i gatunkach liściastych (głównie dębach) i często współwystępujących, są w naszym kraju przedmiotem praktycznie corocznie wykonywanych zabiegów ograniczających liczebność ich populacji (Skrzecz, Perlińska 2018). Trudno jest oszacować skutki zaniechania tych zabiegów w warunkach ochrony biernej. Wiadomym jest, że sosna zwyczajna posiada duże zdolności do regeneracji igliwia po żerach foliofagów. Przeprowadzone w drzewostanach uszkodzonych przez barczatkę sosnowkę *Dendrolimus pini* L. badania wskazują, że w sprzyjających warunkach atmosferycznych trwa ona 4-5 lat (Śliwa, Cichowski 1975, 1980), natomiast po uszkodzeniach spowodowanych przez strzygonię choinówkę *Panolis flammea* Den. et Schiff. regenerację igliwia stwierdzono na 85% drzew, podczas gdy 15% zamarło (Śliwa 1991). Można również spotkać opinię, że po jednorazowych gołożerach strzygoni młodsze drzewostany giną, a starsze (powyżej 70 lat) przeżywają, jeśli nie zostaną dobite przez kambiofagi. Natomiast w przypadku powtarzających się żerów prawdopodobieństwo zamarcia drzew silnie wzrasta, zwłaszcza w drzewostanach starszych, w tym ponad 120-letnich (Sukovata, Kolk 2000). W przypadku brudnicy mniszki *L. monacha* regeneracja igliwia u sosny zwyczajnej trwa 4-5 lat,

krócej u gatunków liściastych, a najszybciej u modrzewia, nawet po dwukrotnych żerach w ciągu roku (Śliwa 1989). Znacznie gorzej przebiega regeneracja w przypadku żerów dwukrotnych w ciągu jednego sezonu wegetacyjnego (np. gdy na tych samych drzewach żerują dwa różne gatunki owadów, co nie należy do rzadkości) lub też żerów w kolejnych dwóch latach, natomiast dla świerka zabójcze są nawet jednokrotne uszkodzenia (Perz 2011). Gradacje boreczników są krótkotrwałe, jednak wobec biologii gatunków i ich współwystępowania istnieje niebezpieczeństwo więcej niż jednokrotnych uszkodzeń drzew wskutek żerowania larw (Géri 1988, Gawęda 2011). W kontekście świerka należy przypomnieć katastrofalne skutki żerowania wskaźnicy modrzewianeczki *Z. griseana* w Sudetach, w którego następstwie – mimo prowadzonych (choć nie do końca skutecznie) zabiegów chemicznych, doszło do gradacji kornika drukarza i zamierania drzewostanów świerkowych, określanego jako „klęska ekologiczna” (Capecki et al. 1989). Tymczasem w warunkach ochrony ścisłej, przy braku możliwości wykonania zabiegów wzrasta prawdopodobieństwo zaistnienia więcej niż jednokrotnych uszkodzeń spowodowanych żerami, skutkujących ograniczonymi zdolnościami drzew do regeneracji; pojawia się też ryzyko rozrodu owadów kambiofagicznych (także bez możliwości skutecznego przeciwdziałania) i zamierania drzewostanów. W odniesieniu do foliofagów gatunków liściastych, u których zdolności do regeneracji są większe, trudno określić skutki odstępowania od zabiegów w sytuacjach wysokiego poziomu zagrożenia żerami.

Analiza

Struktura wiekowa drzewostanów

Europejska strategia bioróżnorodności do 2030 r., znana pod nazwą „przywracanie przyrody do naszego życia”, jako jeden z celów zakłada objęcie ochroną bierną 10% obszarów lądowych Unii Europejskiej (Draft 2020), co w skali Polski oznaczałoby ok. 2,7 mln ha lasów, w tym ok. 2,5 mln ha na gruntach zarządzanych przez PGL LP. W praktyce należałoby zatem ochroną ścisłą (bierną) objąć wszystkie drzewostany w wieku ponad 80 lat oraz 30% drzewostanów w wieku 60-80 lat (DGLP 2020).

Powierzchnia drzewostanów ponad 100-letnich w Polsce wynosi 1 289 968 ha, co stanowi 19% całkowitej powierzchni leśnej zalesionej. Udział powierzchniowy drzewostanów ponad 100-letnich w przypadku sosny wynosi 14% (690 354 ha), świerka – 30% (98 682 ha), buka – 36% (154 361 ha), a dębów – 29% (167 396 ha). Natomiast powierzchnia drzewostanów w wieku powyżej 80 lat wynosi 2 374 508 ha, co stanowi 34% całkowitej powierzchni leśnej zalesionej, a udział powierzchniowy drzewostanów ponad 80-letnich w przypadku sosny wynosi 32% (1 517 603 ha), świerka – 39% (127 990 ha), buka – 52% (222 689 ha), a dębów – 41% (238 012 ha) (BDL 2021). Gdyby przyjąć, że ochroną bierną miałyby zostać objęte wyłącznie drzewostany ponad 80-letnie, oznacza to wyłączenie z gospodarki leśnej (czyli także zabiegów aktywnej ochrony lasu) ponad 1/3 ogółu drzewostanów, w tym ponad połowy drzewostanów bukowych.

Struktura wiekowa drzewostanów poszczególnych gatunków, rozpatrywana (dla uproszczenia) w skali poszczególnych regionalnych dyrekcji LP, jest na obszarze kraju dość silnie zróżnicowana (tab. 1). Aby określić potencjalne skutki zaniechania zabiegów z zakresu czynnej ochrony lasu porównano dane dotyczące zróżnicowania drzewostanów ponad 80/100-letnich z powierzchniami zabiegów ograniczających liczebność foliofagów oraz nasilenia cięć sanitarnych związanych z usuwaniem drzew zasiedlonych przez kambiofagi w układzie regionalnych dyrekcji LP. Analizy wykonano dla głównych gatunków lasotwórczych: sosny, świerka, buka i dębów.

Tabela 1. Powierzchnia i udział procentowy drzewostanów w wieku ponad 80 i ponad 100 lat w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane wg BDL 2021)

RDLP	Powierzchnia drzewostanów w wieku:				
	ogółem	ponad 80 lat		ponad 100 lat	
		ha	%	ha	%
Białystok	561 266	189 490	34%	96 322	17%
Gdańsk	276 904	110 733	40%	63 218	23%
Katowice	588 220	186 800	32%	106 811	18%
Kraków	167 010	85 935	51%	59 028	35%
Krosno	397 630	217 149	55%	150 566	38%
Lublin	391 659	147 513	38%	65 919	17%
Łódź	278 437	101 760	37%	51 044	18%
Olsztyn	558 494	173 772	31%	97 849	18%
Piła	333 137	92 023	28%	38 994	12%
Poznań	398 674	123 435	31%	59 172	15%
Radom	306 565	120 211	39%	64 660	21%
Szczecin	629 373	187 329	30%	94 473	15%
Szczecinek	558 922	160 234	29%	84 118	15%
Toruń	404 191	142 456	35%	64 512	16%
Warszawa	180 154	54 664	30%	22 356	12%
Wrocław	514 349	183 213	36%	128 480	25%
Zielona Góra	415 500	97 793	24%	42 465	10%
Ogółem LP	6 960 485	2374508	34%	1 289 987	19%

Drzewostany sosnowe

Największe powierzchnie drzewostanów z sosną jako gatunkiem panującym znajdują się na terenie rdLP w Szczecinie, Szczecinku, Katowicach, Olsztynie i Zielonej Górze (czyli w większości w północnej części kraju), przy czym udział drzewostanów ponad 80/100-letnich jest w nich stosunkowo niski (22-35/8-18%). Natomiast najwyższym udziałem drzewostanów 80/100-letnich cechują się rdLP w Gdańsku, Lublinie, Krośnie i Krakowie (41-52/20-34%), gdzie drzewostany z panującą sosną zajmują najmniejsze powierzchnie (tab. 2).

Tabela 2. Powierzchnia i udział procentowy drzewostanów sosnowych w wieku ponad 80 i ponad 100 lat w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane wg BDL 2021)

RDLP	Powierzchnia drzewostanów w wieku:				
	ogółem	ponad 80 lat		ponad 100 lat	
		ha	%	ha	%
Białystok	358 657	122 474	34%	53 272	15%
Gdańsk	189 901	76 981	41%	38 328	20%
Katowice	389 481	120 604	31%	57 306	15%
Kraków	50 083	25 953	52%	17 214	34%
Krosno	146 306	60 451	41%	37 433	26%
Lublin	265 812	107 998	41%	45 293	17%
Łódź	231 320	83 868	36%	38 954	17%
Olsztyn	362 978	127 578	35%	66 095	18%
Piła	290 226	77 865	27%	28 123	10%
Poznań	307 370	89 545	29%	33 796	11%
Radom	216 349	82 145	38%	43 365	20%
Szczecin	481 511	132 341	27%	55 349	11%
Szczecinek	405 936	109 499	27%	48 224	12%
Toruń	346 765	125 396	36%	53 261	15%
Warszawa	142 592	44 000	31%	17 200	12%
Wrocław	235 955	52 455	22%	29 313	12%
Zielona Góra	362 277	78 451	22%	27 829	8%
Ogółem LP	4 783 521	1 517 604	32%	690 355	14%

Drzewostany świerkowe

Największe powierzchnie drzewostanów ze świerkiem jako gatunkiem panującym znajdują się na terenie rdLP we Wrocławiu (połowa wszystkich drzewostanów świerkowych w Polsce), w Białymstoku, Katowicach i Olsztynie (czyli w północno-wschodniej i południowo-zachodniej części kraju), przy czym udział drzewostanów ponad 80/100-letnich jest w nich (z wyjątkiem RDLP w Olsztynie) bardzo wysoki (39-52/27-41%). Najwyższym udziałem drzewostanów 80/100-letnich cechuje się RDLP w Krakowie (55/50%), gdzie drzewostany z panującym świerkiem zajmują – w porównaniu z wymienionymi wcześniej rdLP – stosunkowo niewielkie powierzchnie (tab. 3).

Tabela 3. Powierzchnia i udział procentowy drzewostanów świerkowych w wieku ponad 80 i ponad 100 lat w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane wg BDL 2021)

RDLP	Powierzchnia drzewostanów w wieku:				
	ogółem	ponad 80 lat		ponad 100 lat	
		ha	%	ha	%
Białystok	61 430	23 766	39%	16 293	27%
Gdańsk	5 717	1 842	32%	1 413	25%
Katowice	37 276	15 378	41%	13 573	36%
Kraków	8 069	4 454	55%	3 998	50%
Krosno	13 938	4 995	36%	4 817	35%
Lublin	1 418	86	6%	59	4%
Łódź	511	108	21%	94	18%
Olsztyn	29 871	3 647	12%	2 070	7%
Piła	3 168	454	14%	290	9%
Poznań	2 439	226	9%	112	5%
Radom	1 189	222	19%	180	15%
Szczecin	11 246	2 783	25%	1 914	17%
Szczecinek	18 482	3 818	21%	1 800	10%
Toruń	1 594	217	14%	112	7%
Warszawa	834	162	19%	120	14%
Wrocław	125 807	65 444	52%	51 622	41%
Zielona Góra	2 398	390	16%	216	9%
Ogółem LP	325386	127990	39%	98683	30%

Drzewostany bukowe

Największe powierzchnie drzewostanów z bukiem jako gatunkiem panującym znajdują się na terenie rdLP w Krośnie (niemal ¼ drzewostanów bukowych w Polsce), Szczecinku, Krakowie, Katowicach i Gdańsku (czyli w rejonie Karpat i Pogórza Karpackiego oraz w północno-zachodniej części kraju), przy czym udział drzewostanów ponad 80/100-letnich jest w nich wyraźnie zróżnicowany: bardzo wysoki (75/49%) w rejonie wschodniej części Karpat (RDLP w Krośnie), wysoki (60/42%) w części środkowej (RDLP w Krakowie), a znacznie niższy (36-49/25-37%) w zachodniej części Karpat i w północno-zachodniej Polsce (RDLP w Katowicach, Szczecinku i Gdańsku). Stosunkowo wysokim udziałem drzewostanów 80-letnich cechują się także rdLP w Radomiu i Lublinie (50-53%), gdzie drzewostany z panującym bukiem zajmują stosunkowo niewielkie powierzchnie, a udział ponad 100-letnich nie jest szczególnie wysoki (tab. 4).

Tabela 4. Powierzchnia i udział procentowy drzewostanów bukowych w wieku ponad 80 i ponad 100 lat w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane wg BDL 2021)

RDLP	Powierzchnia drzewostanów w wieku:				
	ogółem	ponad 80 lat		ponad 100 lat	
		ha	%	ha	%
Białystok	60	15	24%	11	18%
Gdańsk	42 604	21 068	49%	15 658	37%
Katowice	46 274	16 783	36%	11 667	25%
Kraków	47 891	28 537	60%	19 940	42%
Krosno	105 038	78 553	75%	51 059	49%
Lublin	8 605	4 531	53%	2 420	28%
Łódź	2 575	742	29%	620	24%
Olsztyn	25 348	9 639	38%	7 189	28%
Piła	6 032	2 534	42%	2 064	34%
Poznań	3 329	1 028	31%	783	24%
Radom	11 870	5 888	50%	2 306	19%
Szczecin	35 617	16 232	46%	13 174	37%
Szczecinek	57 219	22 495	39%	16 920	30%
Toruń	4 797	1 518	32%	1 137	24%
Warszawa	254	14	5%	11	4%
Wrocław	31 153	11 755	38%	8 383	27%
Zielona Góra	3 561	1 360	38%	1 018	29%
Ogółem LP	432 228	222 689	52%	154 361	36%

Drzewostany dębowe

Największe powierzchnie drzewostanów z dębem jako gatunkiem panującym znajdują się na terenie rdLP we Wrocławiu, w Olsztynie, Lublinie, Poznaniu i Katowicach (czyli w różnych częściach kraju), przy czym udział drzewostanów ponad 80/100-letnich jest w nich zróżnicowany: bardzo wysoki (52-57/42-43%) w Polsce południowo-zachodniej (rdLP w Poznaniu i we Wrocławiu), niższy (32-39/12-29%) w rdLP w Katowicach i Lublinie, a jeszcze niższy (27/21%) w RDLP w Olsztynie. Wysokim udziałem drzewostanów 80/100-letnich cechują się także rdLP w Szczecinku i Szczecinie (49-51/41-44%), przy czym udział drzewostanów w tym wieku jest stosunkowo wysoki w niemal wszystkich rdLP (tab. 5).

Tabela 5. Powierzchnia i udział procentowy drzewostanów dębowych w wieku ponad 80 i ponad 100 lat w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane wg BDL 2021)

RDLP	Powierzchnia drzewostanów w wieku:				
	ogółem	ponad 80 lat		ponad 100 lat	
		ha	%	ha	%
Białystok	44 729	11 665	26%	7 940	18%
Gdańsk	16 784	7 025	42%	6 008	36%
Katowice	48 301	19 062	39%	14 110	29%
Kraków	12 018	5 376	45%	2 974	25%
Krosno	23 299	9 934	43%	5 794	25%
Lublin	58 068	18 441	32%	6 912	12%
Łódź	21 720	9 693	45%	5 915	27%
Olsztyn	58 320	15 972	27%	12 432	21%
Piła	15 707	6 769	43%	5 530	35%
Poznań	50 239	25 977	52%	21 128	42%
Radom	22 827	8 703	38%	4 311	19%
Szczecin	38 553	18 333	48%	14 166	37%
Szczecinek	23 394	11 861	51%	10 231	44%
Toruń	26 307	9 750	37%	6 823	26%
Warszawa	17 078	5 236	31%	1 456	9%
Wrocław	75 138	42 743	57%	32 099	43%
Zielona Góra	23 204	11 472	49%	9 567	41%
Ogółem LP	575 685	238 012	41%	167 396	29%

Analiza zagrożenia drzewostanów

Owady foliofagiczne

W ostatnich latach główny ciężar zagrożenia drzewostanów ze strony owadów foliofagicznych w lasach zarządzanych przez PGL LP spoczywa na drzewostanach sosnowych oraz liściastych, zwłaszcza dębowych. Wynika to w znacznej mierze strony ze struktury gatunkowej polskich lasów, zwłaszcza dominacji sosny, stąd też zabiegi związane z ograniczaniem liczebności populacji foliofagów wykonywane są właśnie w tych drzewostanach (tab. 6).

Należy podkreślić, że zabiegi ograniczające liczebność populacji owadów w lasach wykonywane są wyłącznie w sytuacjach bezwzględnie tego wymagających. Zgodnie z zapisami obowiązującej Instrukcji ochrony lasu (2012) „Celem stosowanych zabiegów ochronnych, chroniących przed szkodnikami i patogenami chorobotwórczymi, jest ograniczenie występowania tych organizmów do poziomu niepowodującego szkód gospodarczo istotnych” i dalej „Zabiegi ochronne należy wykonywać tylko w przypadku zagrożeń powodujących

znaczne uszkodzenie lasu i zaburzenie jego różnorodnych funkcji oraz istotnego zagrożenia produkcji drewna”.

Aby określić potencjalny areał drzewostanów zagrożonych przez poszczególne gatunki (grupy gatunków) dokonano analizy danych dotyczących powierzchni ich występowania w poszczególnych rdLP zestawionych w formularzu 3 IOL z lat 2011-2020. Dla każdej rdLP i gatunku określono maksymalną powierzchnię występowania w roku z okresu objętego analizą, przyjmując sumę tych powierzchni jako minimalny areał drzewostanów potencjalnie zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń.

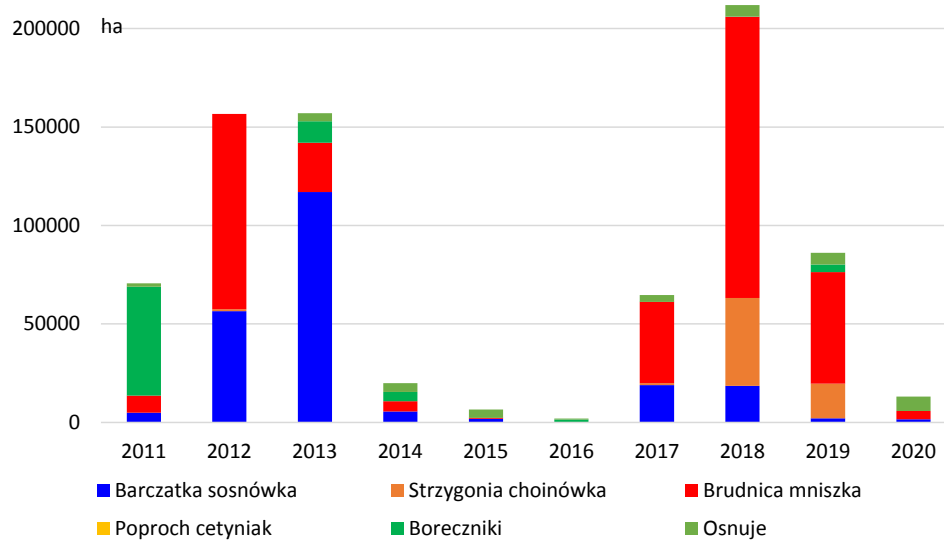
Tabela 6. Sumaryczna powierzchnia i udział procentowy drzewostanów sosnowych i liściastych objętych zabiegami ograniczającymi liczebność foliofagów w latach 2011-2020 w poszczególnych regionalnych dyrekcjach Lasów Państwowych (dane: Krótkoterminowa... 2012-2021)

RDLP	Powierzchnia zabiegów ograniczających w drzewostanach:			
	sosnowych		liściastych	
	ha	udział	ha	udział
Białystok	7 804	1%	10 588	3%
Gdańsk	24 353	3%	1 172	0%
Katowice	8 416	1%	2 737	1%
Kraków	3 650	0%	331	0%
Krosno	1 732	0%	27 909	7%
Lublin	13 748	2%	106 859	28%
Łódź	16 885	2%	31 240	8%
Olsztyn	21 446	3%	4 399	1%
Piła	96 626	12%	6 594	2%
Poznań	84 510	11%	34 105	9%
Radom	245	0%	87 564	23%
Szczecin	79 404	10%	9 535	2%
Szczecinek	38 836	5%	4 171	1%
Toruń	185 066	23%	7 649	2%
Warszawa	3 402	0%	12 435	3%
Wrocław	59 249	8%	32 832	9%
Zielona Góra	143 417	18%	2 176	1%
Ogółem LP	789 216	100%	382 295	100%

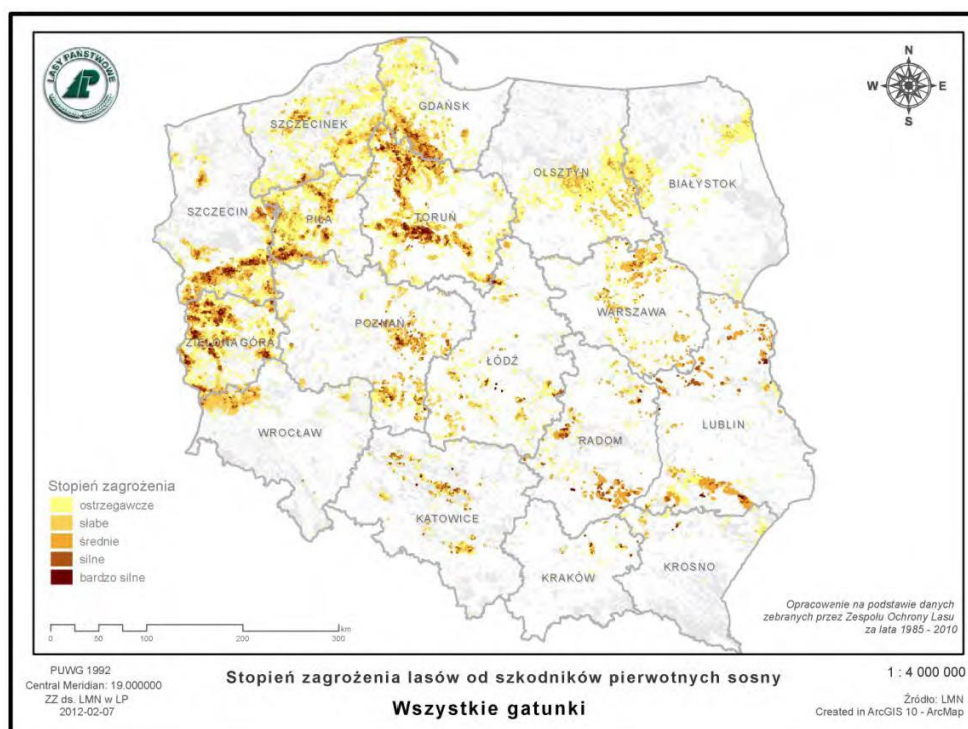
Drzewostany sosnowe

Sosna zwyczajna (*Pinus sylvestris*) jest w Polsce głównym gatunkiem lasotwórczym, a drzewostany sosnowe (z sosną jako gatunkiem panującym) zajmują 68,7% powierzchni leśnej zalesionej na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe (BDL 2021). Do najważniejszych foliofagów sosny zaliczają się motyle: brudnica mniszka (*Lymantria monacha*), strzygonia choinówka (*Panolis flammea*), barczatka sosnowka (*Dendrolimus pini*), poproch cetyniak

(*Bupalus piniaria* L.), a także błonkówki: osnuja gwiaździsta (*Acantholyda posticalis* Mats.) i czerwonołowa (*Acantholyda erythrocephala* L.) oraz boreczniki (Diprionidae). Gradacje tych owadów przeważnie obejmują rozległe powierzchnie drzewostanów (Kolk i in. 2013), zasięg zabiegów ograniczających poszczególne gatunki w kolejnych latach jest zróżnicowany (ryc. 1), a obszary zagrożone przez te gatunki skoncentrowane są głównie w północnej połowie kraju (ryc. 2)



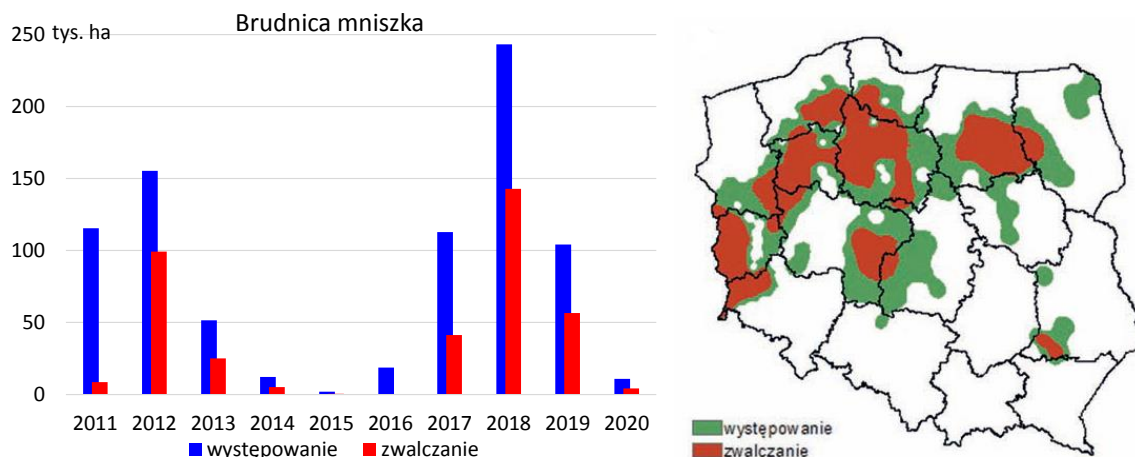
Ryc. 1. Powierzchnia zabiegów ograniczających główne gatunki foliofagów sosny w latach 2011-2020



Ryc. 2. Obszary zagrożenia drzewostanów przez foliofagi sosny w 2011 r. (Krótkoterminowa... 2012)

Brudnica mniszka

Motyl z rodziny Erebidae, gatunek polifagiczny pierwotnie związany ze świerkiem (Bejer 1988), jednak w Polsce występujący w drzewostanach sosnowych, gdzie może żerować także na obecnym w nich świerku, a także na gatunkach liściastych. Obszar występowania w 2018 r., czyli w roku najwyższego zagrożenia w ostatnim dziesięcioleciu, obejmował mniej więcej północno-zachodnią połowę kraju, przy czym na południu sięga do południowych krańców RDLP w Lublinie oraz północnych krańców RDLP w Katowicach (ryc. 3). Podczas największej gradacji, w 1982 r., zabiegi ograniczające jej liczebność wykonano na powierzchni ponad 2,3 mln ha, a w 1994 r. – na ponad 700 tys. ha (Skrzecz, Perlińska 2018). Zdaniem Śliwy (1985) ogniska występowania zlokalizowane są w drzewostanach 20-60 letnich, jednak w literaturze trudno doszukać się precyzyjnych informacji dotyczących preferencji względem wieku drzewostanów. Gradacje na sośnie trwają zwykle 4 lata, podczas gdy na świerku dochodzą do 7 (Bejer 1988). Brudnica mniszka jest uważana za gatunek, który w Skandynawii rozszerza swój zasięg w kierunku północnym (Vanhanen et al. 2007), co w przypadku Polski może oznaczać ryzyko żerowania w drzewostanach świerkowych na południu kraju, jak to już raz miało miejsce w roku 1950 w Beskidzie Śląskim, w ówczesnym Nadl. Istebna (Śliwa 1985).



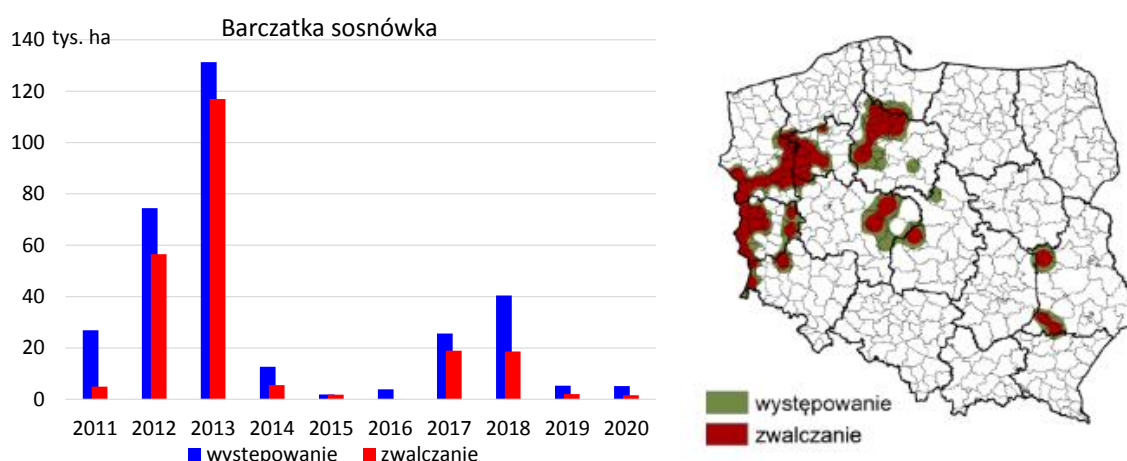
Ryc. 3. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności brudnicy mniszki w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2018 r.

W okresie dziesięciolecia 2011-2020 zabiegi ograniczające prowadzono corocznie, za wyjątkiem roku 2016. Objęły one łączną powierzchnię 379,5 tys. ha, która była największa w 2018 r. (ryc. 3), a zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Toruń (94,7), Zielona Góra (54,3), Piła (52,7) i Wrocław (45,8). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania brudnicy mniszki są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 280-300 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Toruniu, Wrocławiu i Zielonej Górze. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie mogłyby w pierwszej kolejności zostać objęte ochroną ścisłą, jest stosunkowo niski (22-36/8-15%). Biorąc jednak pod uwagę

dane historyczne dotyczące zabiegów ochronnych (Skrzecz, Perlińska 2018) oraz szerokie spektrum wymagań pokarmowych (Bejer 1988) i potencjał gradacyjny brudnicy (Śliwa 1989) można przyjąć, że zagrożenie zamieraniem wskutek żerowania dotyczy drzewostanów sosnowych od III klasy wieku, tj. obszaru 4,57 mln ha, a w wariancie pesymistycznym także sosny w II klasie wieku (kolejne 748 tys. ha) oraz drzewostanów świerkowych (ok. 400 tys. ha).

Barczatka sosnówka

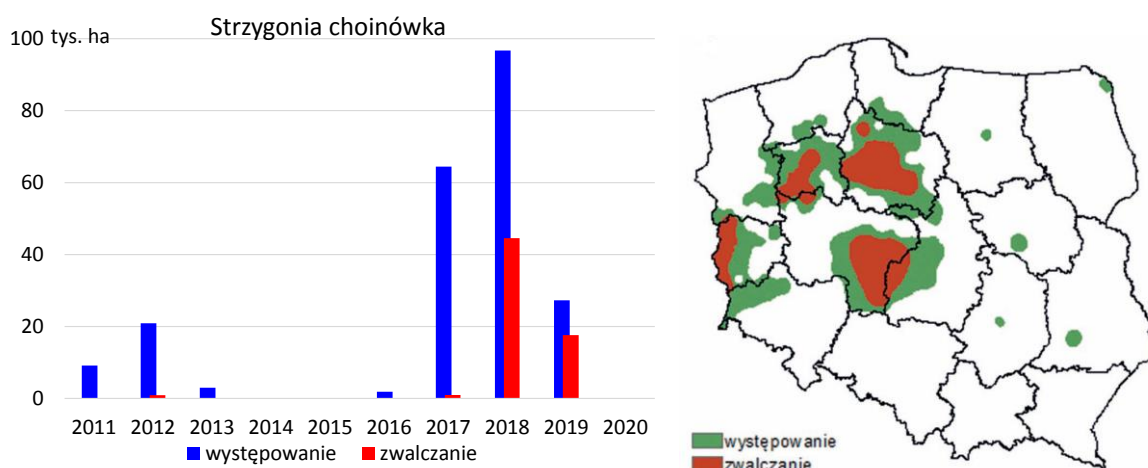
Motyl z rodziny Lasiocampidae, jeden z najgroźniejszych foliofagów sosny – jednorazowy żer zupełny może prowadzić do zamierania drzewostanu. Preferuje drzewostany średnich i starszych klas wieku (Śliwa 1985; Płatek 1998; Sukovata, Jaworski 2010); w ostatnim czasie obserwowany jest wzrost częstotliwości jej gradacyjnych wystąpień z 4-16 lat do 2-3 lat (Skrzecz et al. 2020). W 2013 r., czyli w roku największego zagrożenia w dziesięcioleciu 2011-2020, obszar jej występowania obejmował środkowo-zachodnią część Polski oraz izolowane ogniska w części wschodniej, a na większości tego obszaru prowadzono zabiegi ograniczające jej liczebność (ryc. 4). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi te wykonano corocznie, na łącznej powierzchni 227,0 tys. ha, która była największa w 2013 r. (ryc. 1, 4); zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Szczecin (74,2), Zielona Góra (70,6) i Piła (43,3). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania barczatki są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 140-150 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Szczecinie, Zielonej Górze i Pile. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie mogłyby w pierwszej kolejności zostać objęte ochroną ścisłą, jest niski (22-27/8-11%), jednak z uwagi preferencje gatunku co do wieku drzewostanów, a także wzrost częstotliwości gradacji, ryzyko ich zamierania wskutek żerowania gąsienic jest wysokie.



Ryc. 4. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności barczatki sosnówki w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2013 r.

Strzygonia choinówka

Motyl z rodziny Noctuidae, groźny foliofag sosny – jednorazowy żer zupełny może prowadzić do zamierania drzewostanu. Preferuje drzewostany średnich klas wieku, choć znane są przypadki żerowania w drzewostanach nawet 130-letnich (Śliwa 1985, 1991). W 2018 r., czyli w roku największego zagrożenia w dziesięcioleciu 2011-2020 (ryc. 5), obszar jej występowania obejmował środkowo-zachodnią część Polski oraz izolowane ogniska w części wschodniej (ryc. 5). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi ograniczające jej liczebność wykonano czterokrotnie (w latach 2012 oraz 2017-2019) na łącznej powierzchni 64,1 tys. ha, która była największa w 2018 r. (ryc. 5), a zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Poznań (24,5), Zielona Góra (18,5) i Toruń (17,9). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania strzygoni są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 125 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Toruniu, Poznaniu i Zielonej Górze. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie mogłyby w pierwszej kolejności zostać objęte ochroną ścisłą, jest stosunkowo niski (22-36/8-15%), jednak z uwagi na preferencje gatunku co do wieku drzewostanów ryzyko ich zamierania wskutek żerowania gąsienic jest wysokie.



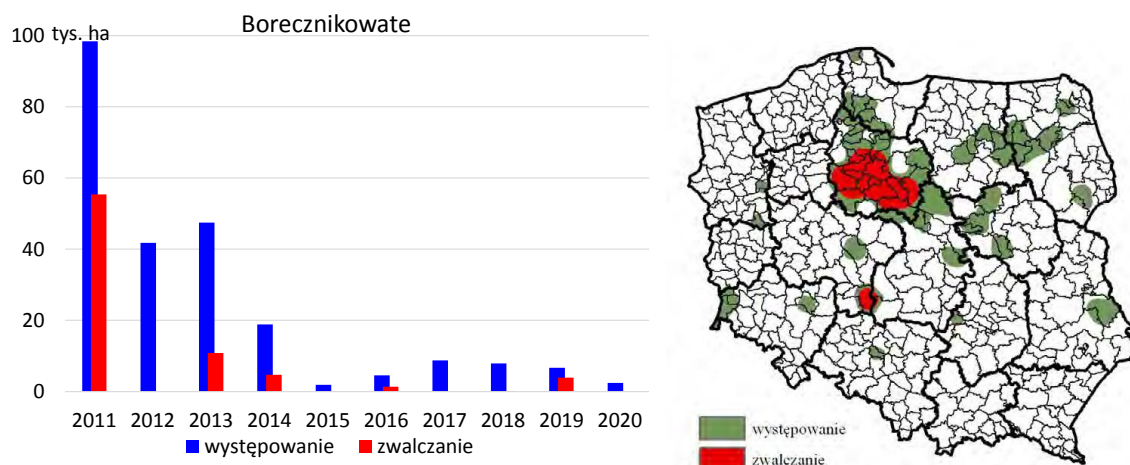
Ryc. 5. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności strzygoni choinówki w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2018 r.

Poproch cetyniak

Motyl z rodziny Geometridae, związany z drzewostanami młodszych (20-60 lat) klas wieku (Śliwa 1985). W dziesięcioleciu 2011-2020 nie prowadzono zabiegów ograniczających liczebność jego populacji. Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania poprocha są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 34 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Szczecinku i Toruniu.

Błonkoskrzydłe – osnuje i boreczniki

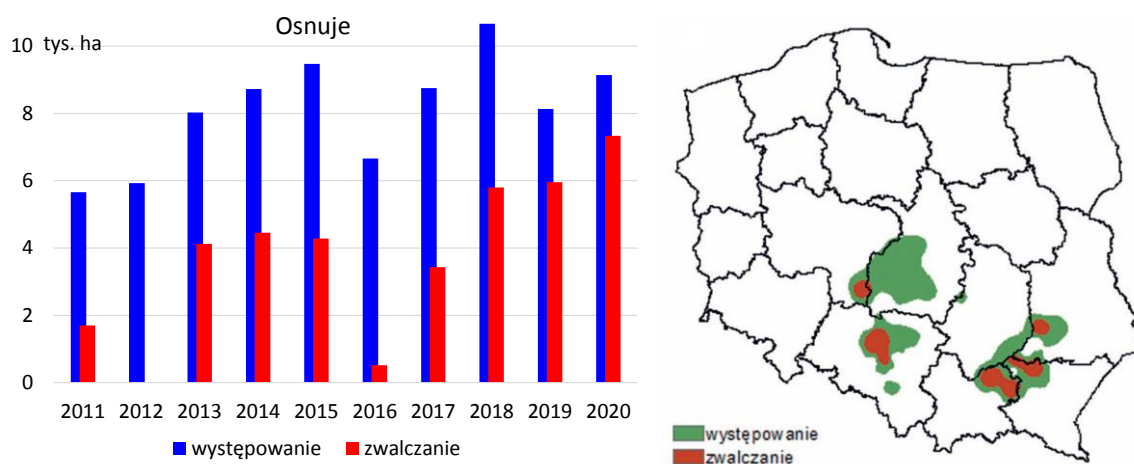
Boreczniki Dyrionidae to kilka gatunków błonkówek o zróżnicowanej biologii i wymaganiach ekologicznych. Borecznik sosnowiec *Diprion pini* L. preferuje drzewa o większych rozmiarach, co wiąże się z ich bardziej zaawansowanym wiekiem (Géri, Goussard 1984; De Somviele et al. 2004; Gawęda, Grodzki 2020). W 2011 r., czyli w roku największego zagrożenia w dziesięcioleciu 2011-2020, obszar ich występowania obejmował w zasadzie teren dwóch rdLP (Gdańsk i Toruń) oraz izolowane ogniska w innych częściach kraju (ryc. 6). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi ograniczające ich liczebność wykonywano niemal corocznie (za wyjątkiem 2012 i 2020 r.) na ogólnej powierzchni 76,7 tys. ha, która była największa w 2011 r. (ryc. 6), a zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Toruń (55,2) i Poznań (16,2). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania boreczników są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 142 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Toruniu i Poznaniu. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie w pierwszej kolejności mogłyby zostać objęte ochroną ścisłą, jest stosunkowo niski (29-36/11-15%). Biorąc pod uwagę charakterystyczne dla boreczników współwystępowanie kilku gatunków, o zróżnicowanych preferencjach w zakresie wieku drzewostanów należy przyjąć, że ryzyko zamierania drzewostanów starszych uszkodzonych przez żerujące larwy jest znaczne, a szacowana ich powierzchnia może być większa.



Ryc. 6. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności boreczników w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2011 r.

Osnuje (gwiaździsta i czerwonogłowa) to błonkówki z rodziny Pamphiliidae związane z drzewostanami różnych klas wieku. W 2019 r., czyli w roku największego zagrożenia w dziesięcioleciu 2011-2020, obszar ich występowania obejmował stosunkowo niewielkie tereny na południu kraju (ryc. 7). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi ograniczające ich liczebność wykonywano niemal corocznie (za wyjątkiem 2012 r.) na łącznej powierzchni 37,6 tys. ha,

która była największa w 2020 r. (ryc. 7), a zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Poznań (12,9) i Katowice (8,4). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania osnują się mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na co najmniej 16 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Łodzi i Poznaniu. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie w pierwszej kolejności mogłyby zostać objęte ochroną ścisłą, wynosi 29-36/11-17%). Wiadomo także, że osnują czerwonogłowa, znana jako gatunek preferujący drzewostany młodszych klas wieku (w przeciwieństwie do osni gwiaździstej), potrafi zmieniać swoje preferencje w kierunku starszych klas wieku (Guzik 1999), co wskazuje na dodatkowe potencjalne zagrożenie w razie zastosowania modelu ochrony ścisłej.



Ryc. 7. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności osnuj w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2018 r.

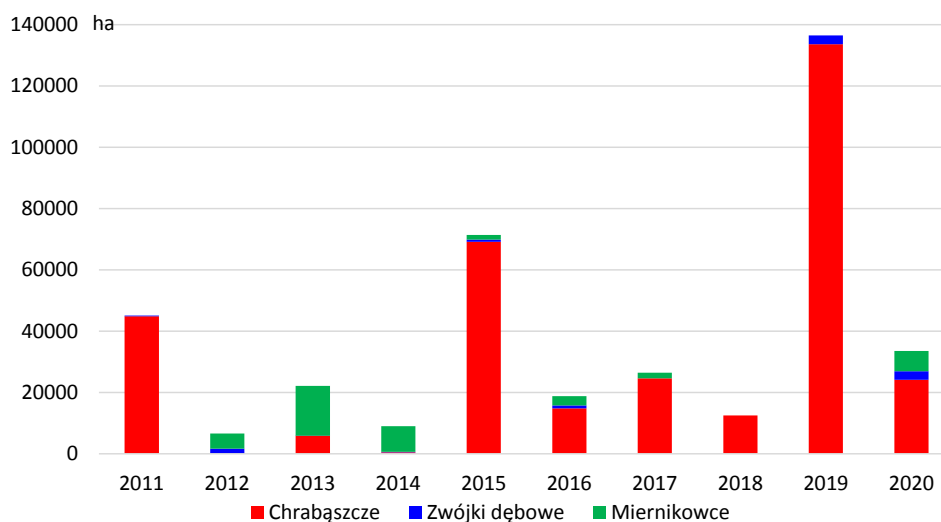
Inne gatunki iglaste

W stosunkowo niedawnej przeszłości występowanie owadów foliofagicznych dotyczyło także drzewostanów **świerkowych**, które zajmują niecałe 5% powierzchni leśnej zalesionej na gruntach zarządzanych przez Lasy Państwowe (BDL 2021). Do najważniejszych foliofagów świerka zalicza się zwójka wskaźnica modrzewianeczka *Zeiraphera griseana*, której jedyna rozległa gradacja w Sudetach i Beskidzie Żywieckim miała miejsce w latach 1977-83 (Capecki et al. 1989), a także rośliniarki z rodzaju zasnuja *Cephalcia*, których wzmożone lub gradacyjne występowanie miało miejsce wielokrotnie w Karpatach, Sudetach i na Pomorzu (Jachym 2003), a ostatnie zabiegi ograniczające ich liczebność wykonano w 1998 r., czy zawodnica świerkowa *Pristiphora abietina* Christ. Możliwy jest ponowny wzrost liczebności populacji tych owadów i powstanie uszkodzeń w drzewostanach świerkowych, jednak wobec istniejących różnorodnych ograniczeń prawdopodobieństwo wykonania zabiegów ograniczających ich liczebność (zwłaszcza w terenach górskich) jest znikome.

Dotyczy to także owadów występujących na **jodle** (zwójki jodłowe) czy **modrzewiu** (krobik modrzewiowiec *Coleophora laricella* Hb., zasnuja modrzewiowa *Cephalcia lariciphila* Wachtl.), które od wielu lat nie były przedmiotem takich zabiegów.

Drzewostany liściaste

Problem występowania i ograniczania liczebności foliofagów dotyczy występujących głównie w drzewostanach dębowych imagines chrabąszczy oraz motyli z rodzin Tortricidae i Geometridae (ryc. 8).

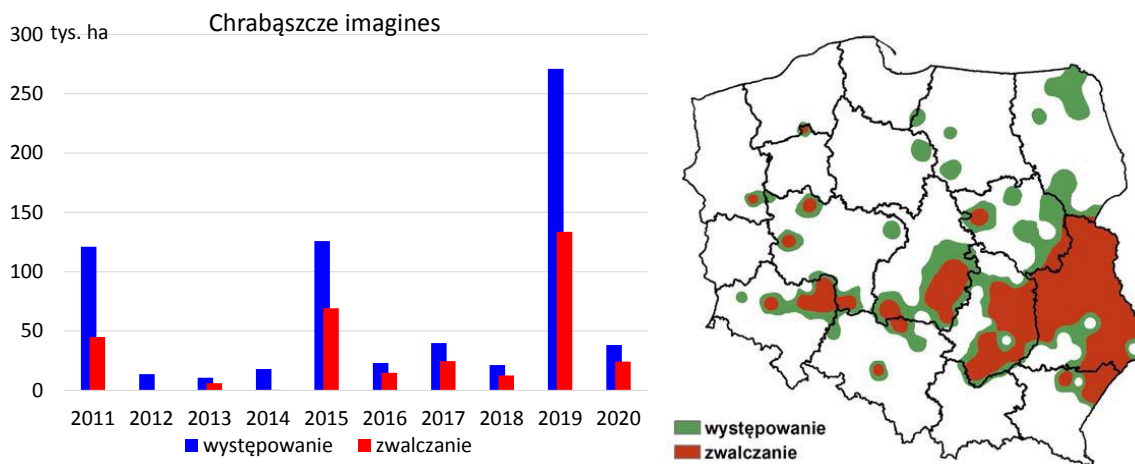


Ryc. 8. Powierzchnia zabiegów ograniczających główne grupy gatunków foliofagów drzew liściastych w latach 2011-2020

Chrabąszcze

Występujące w Polsce chrząszcze z rodziny Scarabaeidae wyrządzają szkody w stadium larwy (pędraka) uszkadzającej korzenie drzew oraz w stadium owada doskonałego (imago) żerującego na aparacie asymilacyjnym drzew liściastych. Z tego względu są przedmiotem zabiegów ograniczających ich liczebność, których powierzchnia gwałtownie wzrasta w roku rójki głównego ich szczeplu, co ma miejsce co 4 lata – w ostatnim dziesięcioleciu były to lata 2011, 2015 i 2019. Występowanie obejmuje klinowaty obszar w pasie środkowo-południowej Polski, rozszerzający się od północnej części RDLP we Wrocławiu po rozległe obszary na wschodzie – w rdLP Łódź, Radom, Lublin i Krosno (ryc. 9). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi ograniczające liczebność imagines chrabąszczy wykonywano niemal corocznie (za wyjątkiem 2012 r.) na łącznej powierzchni 330,2 tys. ha, która była największa w 2019 r. (ryc. 7), a zabiegi miały największy łączny zasięg w rdLP (w tys. ha): Lublin (106,9) i Radom (87,4). Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejon występowania chrabąszczy są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować na

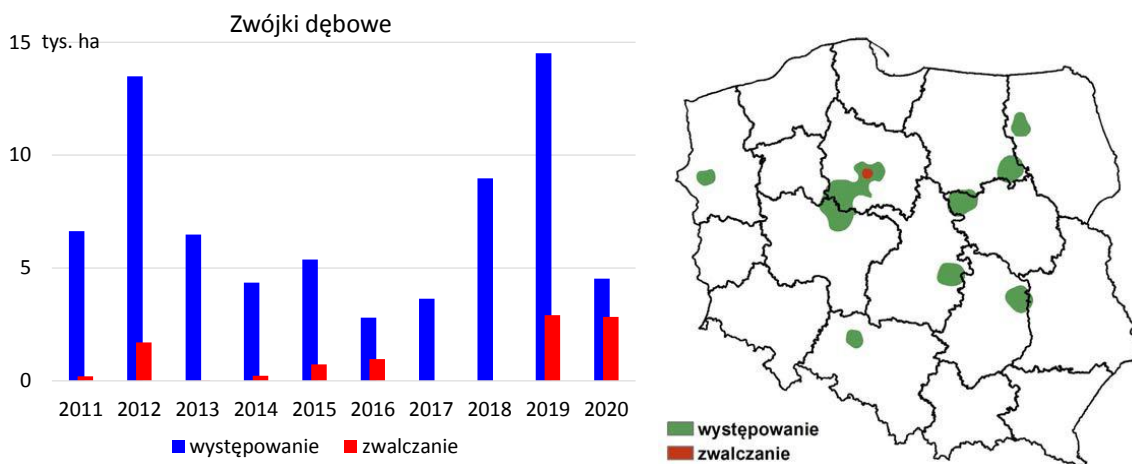
co najmniej 325 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Lublinie, Radomiu, Łodzi i Krośnie. W tych rdLP udział drzewostanów ponad 80/100-letnich, które potencjalnie mogłyby zostać objęte ochroną ścisłą, jest stosunkowo niski, niższy od średniej w całych LP (38-39/15-17%), jednak silne żery chrząszczy stwarzają ryzyko ich zamierania na znacznych powierzchniach.



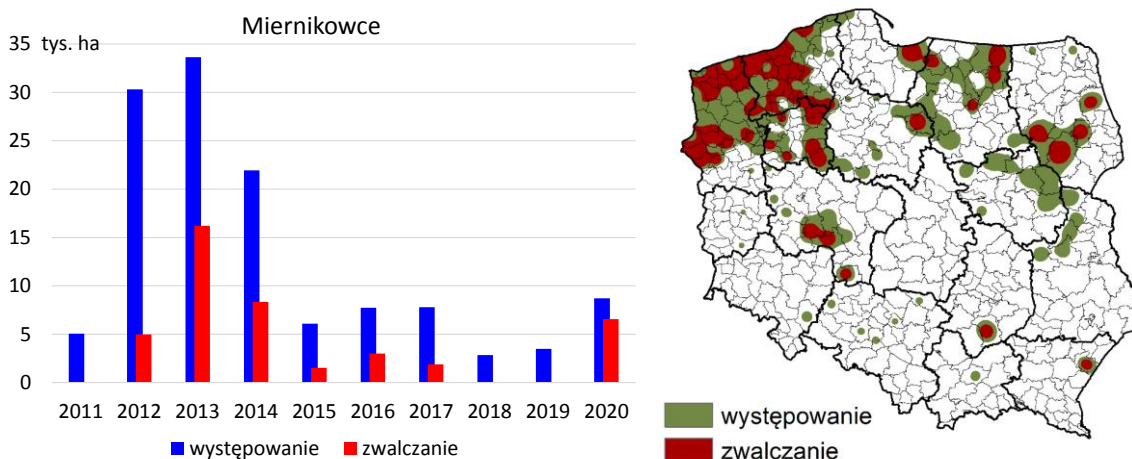
Ryc. 9. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności imagines chrabąszczy w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2019r.

Zwójkowate i miernikowcowate

Występowanie żerujących na dębach motyli z rodzin Tortricidae i Geometridae na terenie Polski ma charakter wyspowy i rozproszony, co związane jest z dostępnością rośliny żywicielskiej (ryc. 10, 11). W dziesięcioleciu 2011-2020 zabiegi ograniczające liczebność zwójek wykonywano ośmiokrotnie (za wyjątkiem 2017 i 2018 r.) na łącznej powierzchni 7,7 tys. ha, która była największa w 2019 r. (ryc. 10), natomiast ograniczanie miernikowców prowadzono sześciokrotnie (2012-2017) na łącznej powierzchni 35,9 tys. ha, która była największa w 2013 r. (ryc. 11). Obszary występowania i zabiegów są rozproszone na terenie kraju, trudno jednoznacznie odnieść ich lokalizację do rozmieszczenia starych drzewostanów na poziomie rdLP. We Francji, Szwajcarii, Czechach i Szwecji zaobserwowano jednak, że ciepła wiosna może sprzyjać wzrostowi liczebności populacji piędzika przedzimka i zwójki zieloneczki (Rouault et al. 2006), co może dotyczyć także drzewostanów dębowych w Polsce. Przyjmując opisane wcześniej kryteria oraz zakładając, że rejony występowania zwójek i miernikowców żerujących na dębach są mniej więcej stałe, obszar drzewostanów zagrożonych wystąpieniem uszkodzeń należy szacować odpowiednio na co najmniej 25,5 i 48,7 tys. ha, głównie na terenie rdLP w Poznaniu (obie rodziny), a także Katowicach i Wrocławiu (zwójki) oraz Szczecinie i Szczecinku (miernikowce).



Ryc. 10. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności zwójek dębowych w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2019 r.



Ryc. 11. Wielkość obszarów występowania i ograniczania liczebności miernikowców w latach 2011-2020 oraz ich lokalizacja w 2013 r.

Owady kambio- i ksylofagiczne

Występowanie tych grup owadów wpisane jest w naturalną dynamikę rozwoju ekosystemów leśnych, w których pierwotnie pełnią głównie rolę czynnika selekcyjnego (gatunki powodujące zamieranie drzew) i/lub uczestniczą w procesach obiegu materii. W tej grupie istotne znaczenie dla leśnictwa mają chrząszcze z podrodziny korników Scolytinae, a zwłaszcza kilka gatunków o skłonnościach gradacyjnych, powodujących zamieranie drzew.

Korniki w warunkach Ameryki Północnej 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 et al. 2008). Kausrud i in. (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.

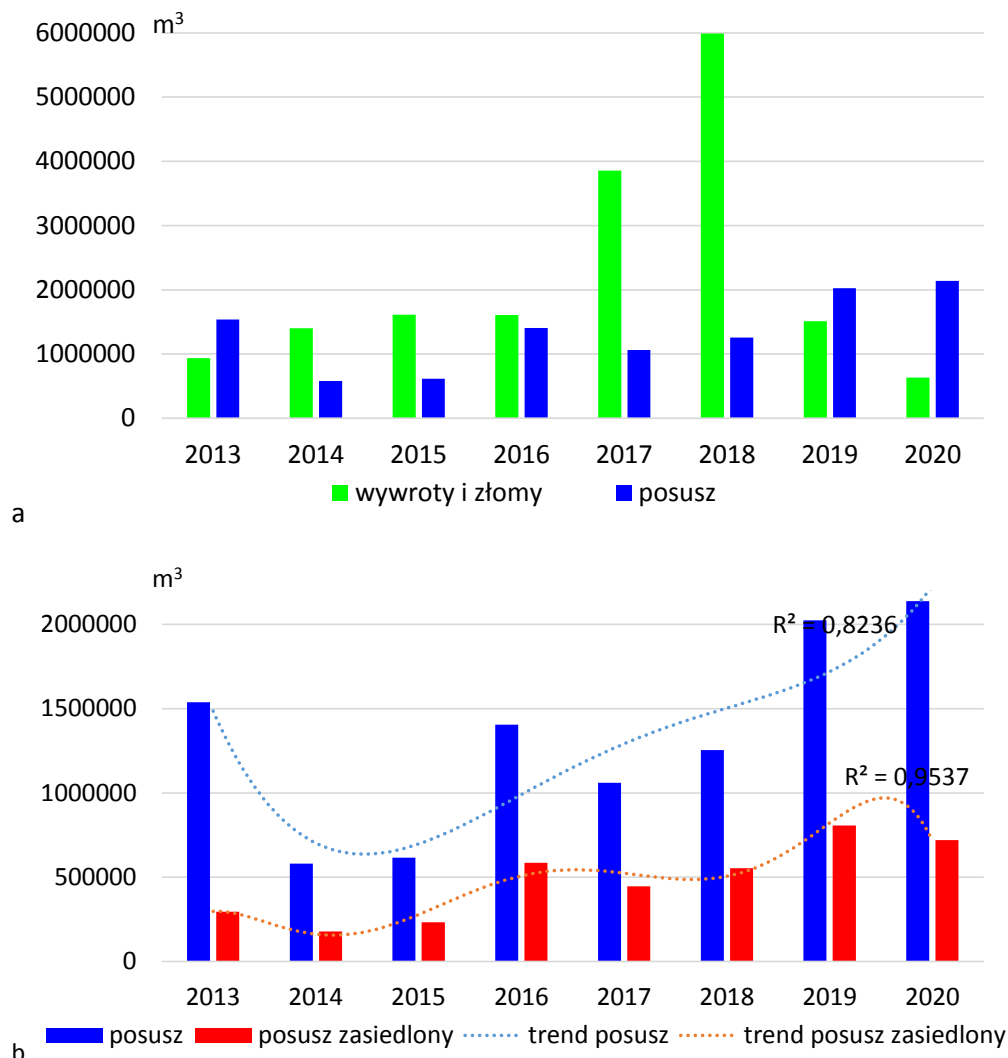
W warunkach Polski wzmożone lub masowe występowanie owadów kambiofagicznych, głównie korników, związane jest przede wszystkim z drzewostanami iglastymi, zwłaszcza świerkowymi i sosnowymi, a także z drzewostanami dębowymi, w których w ostatnich dziesięcioleciach rola owadów kambio- i ksylofagicznych wzrasta (Hilszczański et al. 2019). Od 2015 roku w Polsce obserwowany jest ciągły wzrost pozyskania posuszu o niespotykanej dynamice, który dotyczy wszystkich gatunków lasotwórczych, a w szczególności sosny, świerka i dębów (ryc. 12, 14, 15).

Podatność drzewostanów na występowanie tych owadów pierwotnie kształtowana jest przez monotony skład gatunkowy, co w sposób szczególny odnosi się do jednogatunkowych drzewostanów sosnowych i świerkowych, w większości sztucznego pochodzenia (Netherer, Nopp-Mayr 2005). Wiadomo także, że podatność ta zwiększa się wraz z wiekiem drzewostanów, gwałtownie wzrastając po osiągnięciu 80 lat (Grodzki et al. 2014). W miarę wyczerpywania się bazy lęgowej w postaci drzewostanów starszych gradacje kambiofagów obejmują także drzewostany młodszych i najmłodszych klas wieku, w których wzrasta rola gatunków uważanych za drugorzędne, a jednocześnie trudnych do utrzymania na akceptowalnym poziomie liczebności (Grodzki 2009a). Istotnym i nieprzewidywalnym czynnikiem niewątpliwie wpływającym na dynamikę liczebności populacji kambiofagów są szkody pochodzenia abiotycznego, skutkujące poprawą możliwości ich rozrodu w warunkach obfitej bazy lęgowej w postaci drzew powalonych i złamanych (Louis et al. 2014; Mezei et al. 2014). Rozród owadów kambiofagicznych sprzyja także stan osłabienia drzew (z różnych przyczyn), wpływający na obniżenie ich zdolności obronnych i zwiększenie szans owadów na udane zasiedlenie drzew (Christiansen et al. 1987). Czynniki te pozostają w układzie dynamicznym, a każda zmiana w kierunku sprzyjającym owadom kambiofagicznym prowadzi do ich mniej lub bardziej gwałtownego rozrodu, przyjmującego często postać gradacji i skutkującego zamieraniem drzewostanów (Grégoire, Evans 2004; Fettig, Hilszczański 2015).

Drzewostany sosnowe

Jak wcześniej wspomniano, działalność owadów kambiofagicznych skutkuje zamieraniem drzew, przyjmującym zwykle postać gwałtownego procesu obejmującego znaczne obszary. W ciągu ostatnich lat proces taki, związany ze skutkami suszy z 2015 r. oraz huraganu z 2017 r. (Jabłoński, Małecka 2019) dotyczy drzewostanów sosnowych na terenie Polski (ryc. 12) i krajów sąsiednich. Począwszy od 2016 r. tempo wydzielania się drzew posuszowych, w tym zasiedlonych przez owady kambiofagiczne, ma stałe tendencję rosnącą (ryc. 12b), łagodzoną stosowanymi zgodnie z regułami zabiegami ochronnymi, polegającymi głównie na terminowym (przed wylotem nowego pokolenia chrząszczy) usuwaniu posuszu zasiedlonego. Postępowanie takie jest skuteczne o ile zapewniona jest terminowość zarówno

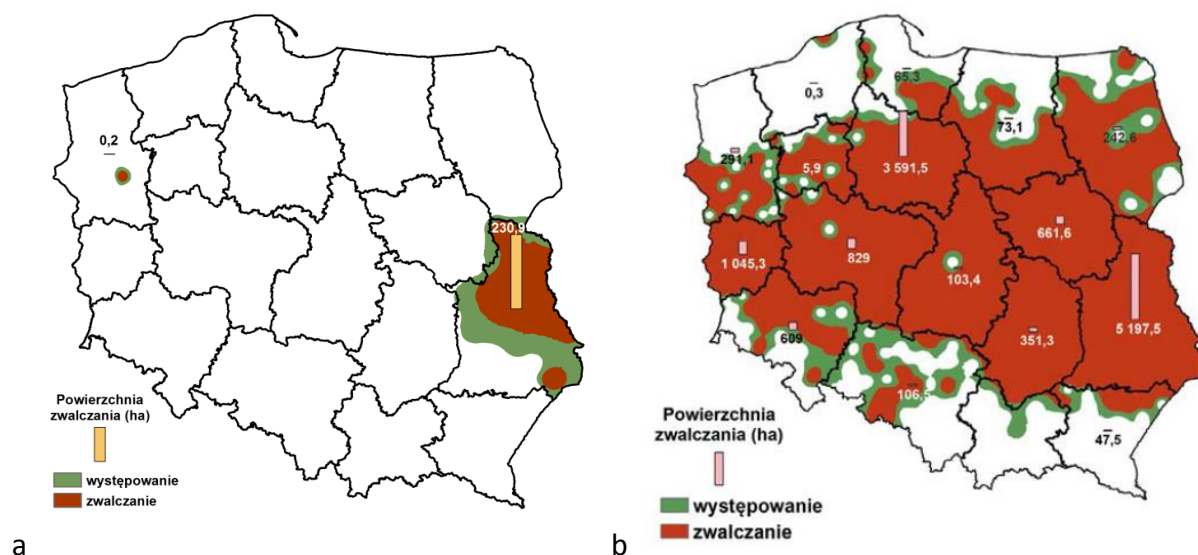
prac związanych z pozyskaniem i zrywką drzew, jak i wywozem wyrobionego surowca z lasu. Konieczne jest także ograniczanie potencjalnej bazy lęgowej owadów kambio- i ksylofagicznych, które z powodzeniem wykorzystują w tym celu świeży materiał z wywrotów i złomów (Gilbert et al. 2005).



Ryc. 12. Miąższość drewna pozyskanego z posuszu, wywrotów i złomów (a) oraz posuszu i drzew zasiedlonych (b) w drzewostanach sosnowych zarządzanych przez PGL LP w latach 2013-2020

Zespół kambiofagów sosny obejmuje kilka gatunków – należą do niego przyptaszczek granatek, kornik sześciózębny, smolik sosnowiec, cetyniec mniejszy, jednak w ostatnich latach szczególnego znaczenia nabral kornik ostrozębny – gatunek, który w starszych opracowaniach wymieniany jest jako „na terenie Polski rzadki” oraz „rozproszony na sośnie”, bez znaczenia gospodarczego (Karpiński, Strawiński 1948), jednak w późniejszym opracowaniu Bilczyński (1966) zwraca uwagę na jego szkodliwość w drzewostanach starszych, osłabionych z różnych przyczyn – np. suszy (Lieutier et al. 1988; Rouault et al. 2006), a także ocieplenia klimatu (Colombari et al. 2012). Kolk i Starzyk (2009) określają go jako jednego z najgroźniejszych

szkodników wtórnych sosny o znaczeniu lokalnym, a Michalski i Mazur (1998) akcentują jego przywiązanie do wierzchołkowych części sosen, utrudniające wczesną identyfikację drzew zaatakowanych. W następstwie katastrofalnej suszy z 2015 r. rola tego gatunku jako sprawcy zamierania drzew gwałtownie wzrosła (ryc. 13). Podobnie jak w odniesieniu do innych gatunków kambiofagów, najskuteczniejszą metodą ograniczania liczebności jego populacji jest wyszukiwanie (trudne!) i usuwanie drzew zasiedlonych przed wylotem nowego pokolenia chrząszczy oraz minimalizacja bazy lęgowej poprzez użycie pozostałości pozrębowych (Plewa, Mokrzycki 2017). Z uwagi na rozmieszczenie drzewostanów sosnowych problem wzmożonego wydzielania się posuszu, implikujący potrzebę prowadzenia aktywnej ochrony lasu przed kambiofagami, może z różną intensywnością dotyczyć obszaru niemal całego kraju (4,8 mln ha drzewostanów sosnowych o zapasie 1 329,5 mln m³), w tym – z racji zwiększonej podatności – drzewostanów starszych (80+) i najstarszych (100+) klas wieku (1,5 lub 0,7 mln ha, odpowiednio 537,7 i 230,6 mln m³).



Ryc. 13. Zasięg występowania kornika ostrożnego (wg form. 5 Instrukcji ochrony lasu, 2012) w lasach zarządzanych przez PGL LP w roku 2016 (a) i 2019 (b)

Drzewostany świerkowe

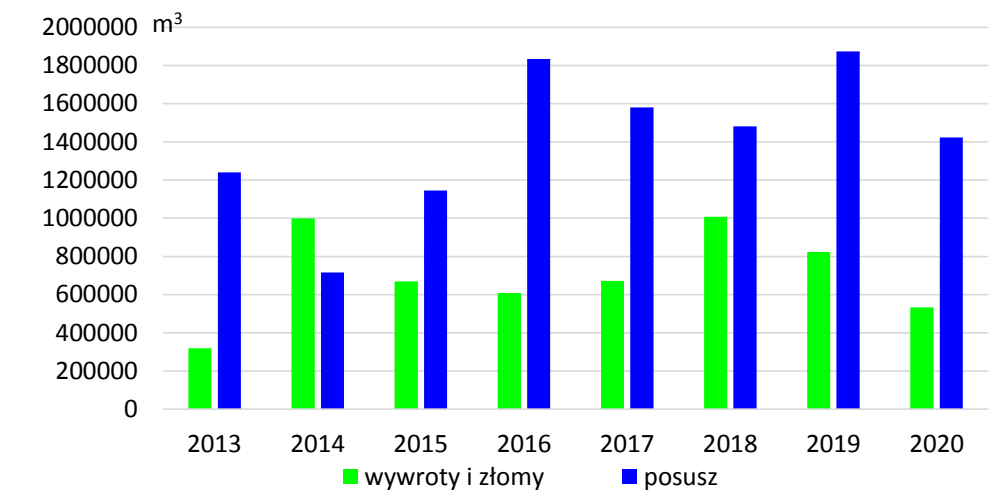
Rozmieszczenie drzewostanów ze świerkiem jako gatunkiem panującym jest w Polsce niejednolite – 50% znajduje się na obszarze rdLP Wrocław i Katowice, a kolejne 28% na obszarze rdLP Białostok i Olsztyn (por. tab. 3). W pierwszym obszarze udział drzewostanów 80/100-letnich jest wysoki (43/34%), w drugim – znacznie niższy (17/15%). Biorąc pod uwagę kwestię wzrastającej wraz z wiekiem drzew predyspozycji drzewostanów na gradacyjne występowanie najważniejszego spośród kambiofagów świerka – kornika drukarza (Netherer, Nopp-Mayr 2004; Grodzki et al. 2014) należy stwierdzić, że zagrożenie drzewostanów w południowym obszarze występowania świerka jest obecnie ekstremalnie wysokie, przy

znacznym zagrożeniu pozostałych drzewostanów świerkowych w Polsce (ryc. 14a). W obszarze południowo-zachodnim doszło do zwiększenia dynamiki wydzielania się drzew zasiedlonych po suszy z 2015 r. (ryc. 14b), w północno-wschodnim – po wiatrołomach z 2017 r. (ryc. 14c). Tempo zamierania zasiedlonych świerków w większości drzewostanów wykazuje od kilku lat tendencję wzrostową.

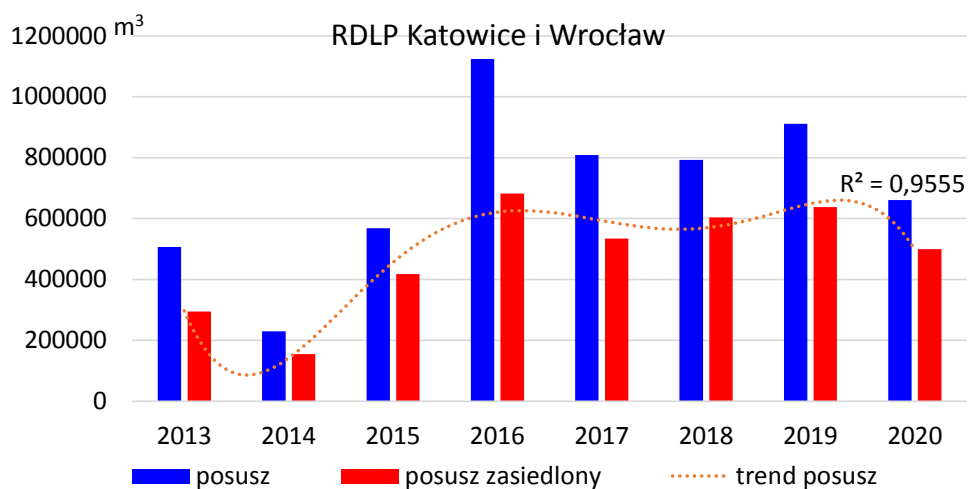
Na wzrost intensywności zamierania świerków, oprócz osłabienia mechanizmów obronnych drzew w następstwie suszy (Christiansen et al. 1987), istotny wpływ wywierają warunki termiczne, zwłaszcza podczas sezonu wegetacyjnego. W warunkach wysokich temperatur dochodzi bowiem do przyspieszenia rozwoju larwalnego i skrócenia okresu od jaja do imago (Grodzki, Guzik 2016), co skutkuje zwiększeniem liczby pokoleń wyprowadzanych w ciągu roku i determinuje wielkość strat powstałych podczas gradacji (Marini i in. 2017). W warunkach skandynawskich, gdzie kornik drukarz wyprowadza z reguły jedną generację w roku, wcześniejsza rójka oraz szybszy rozwój od jaja do chrząszcza zwiększają prawdopodobieństwo rójki drugiej generacji w okresie lata, co może mieć miejsce w przypadku zaistnienia korzystnych warunków termicznych (Jönsson i in. 2007). Podobne zjawisko, polegające na zwiększeniu liczby generacji, już obecnie obserwowane jest w wyższych położeniach Tatr polskich (Grodzki, dane niepublikowane) i Słowackich (Fleischer i in. 2016). Skutkiem wydłużenia i ocieplenia sezonu wegetacyjnego w odniesieniu do korników może zatem być (i ostatnio często jest) skrócenie tempa rozwoju stadiów przedimaginalnych i wynikające z tego zwiększenie liczby generacji w roku (Annala 1969; Jönsson i in. 2007; Jaworski, Hilszczański 2013), co z kolei skutkuje zwiększeniem zdolności rozrodczych i intensywności atakowania drzew, a w konsekwencji stanowi siłę napędową gradacji.

Należy także zwrócić uwagę, że w następstwie suszy zwykle dochodzi do aktywizacji kambiofagów, zwłaszcza kornika drukarza i rytownika pospolitego. Wpływ ten jest raczej pośredni – poprzez roślinę-żywicielela i jej gorszy stan fizjologiczny (Christiansen, Bakke 1996), ale efekt ten obserwowano m.in. we Francji (Rouault et al. 2006) i w Polsce po 2015 (Grodzki et al. 2019; Jabłoński, Matecka 2019).

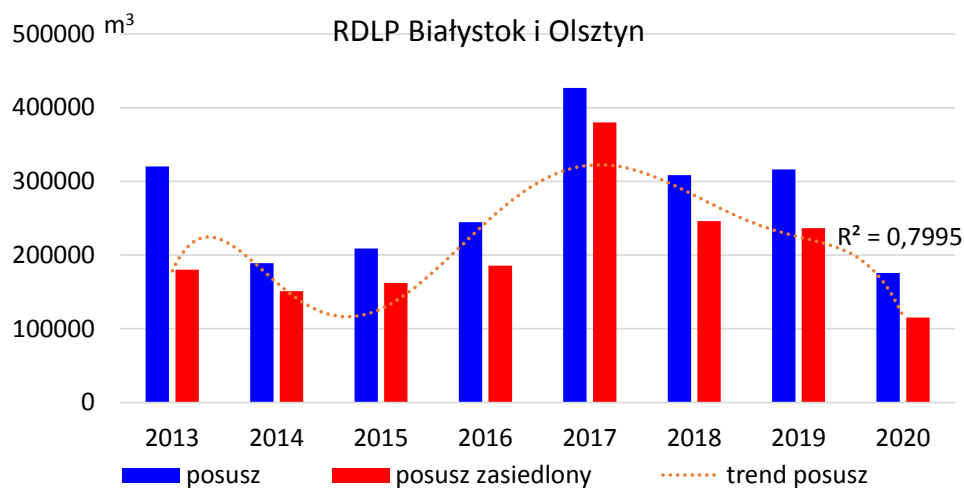
Efektom ocieplania klimatu jest – jak wcześniej wspomniano – poszerzanie się zasięgów występowania owadów, czego dobrym przykładem jest kornik zrosłozębny, przesuwany się w kierunku południowym (Grodzki 2003), ale także zajmujący coraz wyższe położenia górskie (Grodzki 2020, Wermelinger et al. 2020). Gatunek ten stwarzać może dodatkowe zagrożenie dla świerczyn, a ograniczanie jego liczebności w drzewostanach jest trudne.



a



b



c

Ryc. 14. Miąższość drewna pozyskanego z posuszu, wywrotów i złomów (a) w drzewostanach świerkowych zarządzanych przez PGL LP w latach 2013-2020 w Polsce (a), oraz posuszu i drzew zasiedlonych przez kambiofagi w południowo-zachodnim (b) i północno-wschodnim (c) obszarze występowania świerka

W świerczynach konieczne jest stosowanie zabiegów ochrony czynnej ograniczających rozród korników i tempo zamierania drzewostanów. Postępowanie ochronne nie zatrzyma gradacji, ale pozwoli na spowalnianie tempa rozpadu sztucznych, jednogatunkowych drzewostanów, umożliwiając ich przebudowę. Jest ono skuteczne przy odpowiednim nakładzie środków i zachowaniu właściwego reżimu czasowego określonych działań (Wermelinger et al. 2012; Stadelmann et al. 2013; Fettig, Hilszczański 2015). Zaniechanie tych zabiegów zagraża dalszym rozwojem gradacji korników i rozszerzaniem się procesu powierzchniowego zamierania drzewostanów (Marini et al. 2012; Sproull et al. 2017; Grodzki, Gąsienica Fronek 2018), które objąć może wszystkie drzewostany świerkowe tak w południowo-zachodnim (o wysokich walorach krajobrazowych), jak i północno-wschodnim areale występowania świerka.

Wobec powyższego, biorąc pod uwagę aktualne nasilenie wydzielania się posuszu świerkowego, wysoki udział drewna z drzew zasiedlonych w zrealizowanych cięciach sanitarnych, a także dynamikę rozrodu kornika drukarza można uważać, że w przypadku zaniechania postępowania ochronnego potencjalnie zagrożone rozpadem są wszystkie drzewostany świerkowe co najmniej od II klasy wieku (ok. 400 tys. ha) o zapasie 95,7 mln m³ drewna, a w przypadku niekontrolowanego rozrodu innych gatunków (rytownika pospolitego, kornika drukarczyka) także drzewostany w I klasie wieku (dalsze ok. 30 tys. ha i 250 tys. m³). Z uwagi na rozmieszczenie świerka w Polsce dotyczy to głównie rdLP we Wrocławiu (121,2 + 4,6 tys. ha; 42,5-42,8 mln m³), Białymstoku (54,6 + 6,8 tys. ha; 18,8-19,0 mln m³), Katowicach (31,2 + 6,1 tys. ha; 7,5-7,6 mln m³) i Olsztynie (26,8 + 3,1 tys. ha; 7,6-7,8 mln m³).

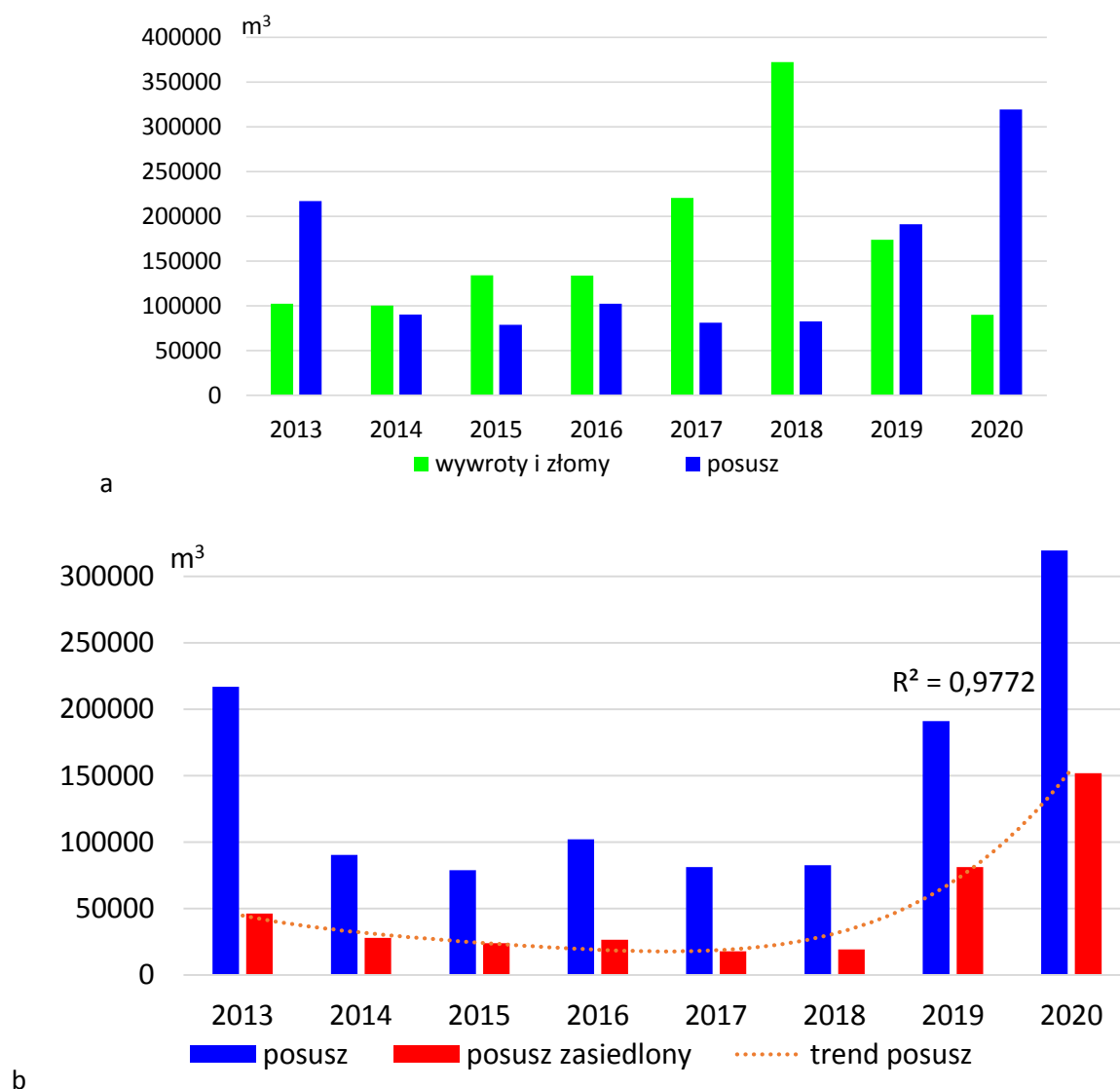
Drzewostany dębowe

W ostatnich dekadach obserwuje się na terenie całej Europy pogorszenie stanu zdrowotnego wielu gatunków drzew liściastych, a szczególnie dębów, jesionów i olsz. Wydzielanie się posuszu dębowego zasiedlonego przez owady kambiofagiczne, które w ostatnim dziesięcioleciu utrzymywało się na stosunkowo niskim poziomie, w 2019 r. gwałtownie wzrosło, najprawdopodobniej w następstwie szkód z 2018 r. (ryc. 15), co może także wskazywać na pogorszenie się stanu zdrowotnego dębów.

W procesie zamierania dębów uczestniczą owady kambiofagiczne, zwłaszcza opiótki *Agilus* spp., (Moraal, Hilszczański 2006; Hilszczański et al. 2019), niektóre gatunki kózkowatych Cerambycidae, a także owady ambrozcyjne: drwalnik *Trypodendron domesticum* oraz rozwiertki *Xyleborus monographus* (Fabr.) i *Xyleborinus saxesonii* (Ratz.) (Hilszczański et al. 2019). W ostatnich latach, z uwagi na ocieplający się klimat (sprzyjające warunki), znaczenia nabiera także wyrzynnik dębowiec *Platypus cylindrus* (F) (Sallé et al. 2014), który zwiększa swój areal występowania w Europie (i w Polsce), a lokalnie wyrządza też szkody gospodarcze (Grodzki, Łakomy 2020). Gatunek ten, do niedawna rzadko w Polsce spotykany (Hilszczański et al. 2019), rozwija się najczęściej w dębie szypułkowym (*Quercus robur* L.), rzadziej można

go spotkać na buku zwyczajnym (*Fagus sylvatica*), 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 areał występowania, a lokalnie wyrządza też szkody gospodarcze, przede wszystkim w drzewostanach dębowych (Jakoniuk 2020, Plewa 2020).

Dynamika wydzielania się posuszu dębowego, w tym także drzew zasiedlonych przez owady kambio- i ksylofagiczne, wykazuje w ostatnich latach silną tendencję wzrostową, wskazującą na wzrastające ich zagrożenie zamieraniem. W przypadku zaniechania zabiegów ochronnych zagrożenie to może dotyczyć drzewostanów wszystkich klas wieku (Hilszczański et al. 2019), które w Polsce zajmują powierzchnię ok. 700 tys. ha z zapasem 140,5 mln m³.



Ryc. 15. Miąższość drewna pozyskanego z posuszu, wywrotów i złomów (a) oraz posuszu i drzew zasiedlonych (b) w drzewostanach dębowych zarządzanych przez PGL LP w latach 2013-2020

Nowe zagrożenia

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” lub „o małym znaczeniu” (np. kornik ostrozębny),
- liczniejszego pojawienia się gatunków znanych jako rodzime, ale słabo poznanych (np. wyrzynnik dębowiec, kornik modrzewiowiec),
- poszerzania się areału występowania rodzimych gatunków i ich ekspansji na nowe tereny (np. kornik zrosłozębny),
- zmian w biologii gatunków znanych jako „szkodliwe”, będących skutkiem zmieniających się warunków środowiska (np. kornik drukarz) (Grodzki, Guzik 2016).

Zagrożenia ze strony gatunków obcych

Istnieje także grupa gatunków owadów obcych dla fauny Polski, już u nas stwierdzonych lub mogących się pojawić w wyniku ekspansji i zmian środowiskowych, związanych np. ze zmianami klimatu.

Kornik *Gnathotrichus materiarius*, 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*, rozwijający się w drewnie drzew liściastych, po raz pierwszy został wykazany w Polsce w 1998 r. z Międzyzdrojów. Od tego czasu pojawił się w Puszczy Kozienskiej, 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 (Mokrzycki, Grodzki 2014).

Drwalnik *Trypodendron laeve*, 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 jakościowo nowych 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 z Polski 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 Buhrer) 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).

Wobec braku wypracowanych strategii i metod postępowania ochronnego w odniesieniu do tych organizmów istnieje ryzyko wzrostu ich liczebności, zasięgu i roli w drzewostanach, a w konsekwencji do powstania zagrożeń dla równowagi w ekosystemach i zaburzenia ich stabilności. Wprowadzenie ochrony ścisłej wyklucza możliwość prowadzenia czynnej ochrony przed rozprzestrzenianiem się gatunków nowych i obcych, o potencjalnym znaczeniu dla zdrowotności drzewostanów i poziomu ryzyka ich zamierania.

Podsumowanie

Aktualny stan zdrowotny lasów w Polsce jest pochodną wielu synergistycznie działających okoliczności i czynników. Spośród nich bardzo duże znaczenie mają skład gatunkowy, pochodzenie i struktura wiekowa drzewostanów, będące efektem gospodarki leśnej w przeszłości, jednak stanowiące istotny czynnik pierwotnie kształtujący odporność drzew i drzewostanów na działanie czynników abiotycznych i biotycznych. Natomiast istotnymi czynnikami biotycznymi kształtującymi zdrowotność i odporność drzewostanów są niewątpliwie powszechnie występujące choroby infekcyjne, zwłaszcza choroby systemów korzeniowych (opieńkowa zgnilizna korzeni, huba korzeni), a ostatnio także jemioła *Viscum* sp., której występowanie dotyczy w szczególności drzewostanów sosnowych

Obserwowane już obecnie i prognozowane zmiany klimatu mają i będą mieć istotny wpływ na kształtowanie się zdrowotności i zagrożenia drzewostanów. Dotyczy to zwłaszcza drzewostanów iglastych – sosnowych, których udział w lasach Polski jest bardzo wysoki, a także świerkowych, występujących wprawdzie w niewielkim udziale powierzchniowym, ale zajmujących obszary o szczególnym znaczeniu. Należy mieć na względzie, że zdecydowana większość drzewostanów Polski nosi piętno działań gospodarczych, skutkujących odkształceniami mechanizmów regulujących zachodzące w nich procesy. Najbardziej wyraźnie jest to widoczne w drzewostanach jednogatunkowych, sztucznego pochodzenia, założonych na nieodpowiednich dla nich siedliskach i wymagających aktywnych działań zmierzających do przywracania stanu możliwie bliskiego naturze. Wobec znacznego udziału takich drzewostanów istnieje pilna potrzeba ich przebudowy dostosowującej do warunków siedliskowych, a równocześnie sprzyjającej podnoszeniu odporności na działanie abiotycznych i biotycznych czynników szkodliwych. W tym leży jeden z najistotniejszych celów prowadzenia wielofunkcyjnej, zrównoważonej i proekologicznej gospodarki leśnej.

Jak zaznaczono w części wstępnej opracowania, oddziaływanie zmian klimatu na ekosystemy leśne przejawia się w różny sposób. Oczekuje się (a czasem już obserwuje) zmiany w zasięgach gatunków drzewiastych lub składzie i strukturze tworzonych przez nie zbiorowisk leśnych. Zmiana warunków środowiskowych często przyjmuje kierunek niekorzystny dla pewnych gatunków drzew, będąc przyczyną kryzysu ich kondycji fizjologicznej i obniżenia odporności. Procesy takie będą nasilać się w lasach Polski, dotycząc zwłaszcza gatunków o wąskich wymaganiach ekologicznych. Utrzymanie tych gatunków „na siłę” w dotychczasowych areałach występowania jest nie tylko pozbawione sensu, ale niewykonalne zwłaszcza tam, gdzie ich obecność wynika z działań prowadzonych w przeszłości przez człowieka. Jasnym jest, że w owych sztucznie powstałych ekosystemach leśnych musi dojść do zmian adaptujących je do nowej rzeczywistości. Zmiany te wymagają jednak podejmowania w okresie przejściowym działań wspomagających, co jest zadaniem odpowiednio realizowanej gospodarki leśnej. Służą

temu m.in. przedsięwzięcia i zabiegi mające na celu spowalnianie tempa zamierania i rozpadu drzewostanów, warunkującego realizację odpowiednio sformułowanych celów hodowlanych.

Jak wynika z przedstawionej analizy, najbardziej zagrożone zamieraniem są drzewostany iglaste – sosnowe (głównie ze względu na ich zasięg powierzchniowy) i świerkowe (z uwagi na aktualną i przewidywaną gwałtowność zachodzących procesów oraz szczególne walory przyrodnicze). Z sosną zwyczajną związany jest szereg gatunków owadów liściożernych, których rozrody wymagają stosowania zabiegów ograniczających liczebność populacji i zmniejszających ryzyko zamierania drzew. W warunkach zmian klimatu istnieje wszakże możliwość powstania zmian zarówno w składzie gatunkowym tych owadów, jak i w ich biologii i ekologii (poszerzanie zasięgu, zmiana behawioru itp.), których skutki są obecnie trudne do przewidzenia. Z drugiej strony w ostatnich latach ma miejsce proces stopniowego ale silnego ograniczania możliwości czynnej ochrony lasu przed owadami liściożernymi, dotyczący zarówno gamy dopuszczonych do stosowania substancji i preparatów, jak i środków ich aplikacji (np. zabiegi agrolotnicze). Trudno zatem wyrokować czy i w jakim stopniu stosowanie zabiegów ograniczających foliofagi będzie w przyszłości możliwe – nadzieje pokładane są w metodach integrowanej ochrony lasu uwzględniających szersze wykorzystanie preparatów biologicznych (Skrzecz, Perlińska 2018). Trudno jest także obecnie przewidywać skutki całkowitego zaniechania zabiegów – biorąc pod uwagę ograniczone mimo wszystko zdolności regeneracyjne drzew oraz ryzyko kilkakrotnego powstania uszkodzeń aparatu asymilacyjnego wskutek żerowania foliofagów, należy poważnie liczyć się z ich wzmożonym zamieraniem, zarówno w sposób samoistny, jak i w wyniku zasiedlenia przez owady kambiofagiczne.

Analiza danych dotyczących występowania foliofagów sosny w ostatnim dziesięcioleciu wskazuje, że ryzyko uruchomienia procesów zamierania drzewostanów, w których wskutek zaniechania zabiegów ochronnych doszło do powstania więcej niż jednokrotnych uszkodzeń aparatu asymilacyjnego, może dotyczyć obszaru co najmniej ok. 600 tys. ha. Podobne ryzyko dotyczy może drzewostanów liściastych uszkodzanych przez foliofagi, dla których – w przypadku zaniechania zabiegów ograniczających ich liczebność – powierzchnia drzewostanów zagrożonych zamieraniem szacowana jest na 360-400 tys. ha. Na chwilę obecną nie ma realnego zagrożenia ze strony foliofagów w drzewostanach świerkowych, jednak potencjalnie zagrożenie takie istnieje, zarówno ze strony znanych gatunków będących w fazie latencji, jak i w wyniku ekspansji innych gatunków spowodowanej zmianami klimatu (np. brudnicy mniszki, będącej polifagiem i znanej z występowania na świerku). Należy zatem stwierdzić, że ryzyko związane z zaniechaniem zabiegów ograniczających liczebność foliofagów jest umiarkowane, jednak odstąpienie od wykonywania tych zabiegów może grozić uruchomieniem procesu zamierania drzewostanów na znacznych powierzchniach w następstwie silnej defoliacji drzew przez foliofagi i następującego po niej ataku owadów kambiofagicznych. Należy także zwrócić uwagę, że nawet w rdLP o niskim udziale drzewostanów starych i najstarszych istnieje ryzyko obejmowania ochroną bierną

drzewostanów młodszych w obiektach leśnych określanych np. mianem „Puszcza”, o wysokim zagrożeniu ze strony foliofagów (np. Puszcza Notecka – zespół gatunków, Puszcza Bydgoska – boreczniki, Puszcza Niepołomska – osnuja gwiaździsta).

Odmienne przedstawia się sytuacja w odniesieniu do owadów kambiofagicznych, których populacje w ostatnich latach wykazują silną tendencję wzrostu liczebności. Dotyczy to zwłaszcza świerka, sosny i dębów, przy czym skala problemu jest większa w odniesieniu do gatunków iglastych. Zmiany klimatu sprzyjają rozrodowi kambiofagów, zarówno pośrednio poprzez wpływ na kondycję drzew żywicielskich, jak i bezpośrednio – poprzez wpływ na tempo rozwoju owadów. Należy liczyć się z dalszym rozwojem gradacji kambiofagów, zwłaszcza świerka i sosny, czemu sprzyja wysoka podatność drzewostanów (znaczne powierzchnie monokultur, zaawansowany wiek, stres fizjologiczny). Zaniechanie zabiegów ochronnych w stosunku do kambiofagów stwarza realną groźbę wielkopowierzchniowego zamierania drzewostanów iglastych, szczególnie starszych klas wieku, czego przykłady już obecnie można zobaczyć w lasach objętych ścisłą/bierną ochroną (Puszcza Białowieska, Tatry, Gorce...). Obserwowany w ostatnich latach dramatyczny wzrost miąższości drzew posuszowych pozyskanych w ramach cięć sanitarnych zapoczątkowany został efektami suszy z roku 2015, a następnie z lat 2018-2019. Korzystniejsze warunki wilgotnościowo-termiczne 2020 r., których skutkiem było nieznaczne zahamowanie tempa rozrodu owadów kambiofagicznych w drzewostanach sosnowych i świerkowych, nie przyniosły jednak efektu w postaci obniżenia tempa wydzielania się drzew posuszowych, mimo prowadzenia przez służby Lasów Państwowych intensywnych działań z zakresu aktywnej ochrony lasu. W przypadku zaniechania działań ochronnych w warunkach ochrony biernej tempo i zasięg przestrzenny tych zjawisk byłoby z pewnością znacznie większe, o czym świadczy dynamiczny przebieg podobnych procesów we wspomnianych wcześniej obiektach leśnych już objętych taką formą ochrony. Natomiast zamieranie drzewostanów w rozległych terenach górskich i podgórskich będzie wiązało się z dodatkowymi skutkami, zarówno przyrodniczymi (retencja, wpływ powierzchniowy, erozja), jak i społecznymi (tereny o istotnych walorach rekreacyjnych i krajobrazowych).

Należy także mieć na względzie znaną prawidłowość wskazującą na wzrastającą wraz z wiekiem podatność drzewostanów, zwłaszcza iglastych, na atak ze strony owadów kambiofagicznych. Celem równoważonej gospodarki leśnej jest zagwarantowanie płynnej wymiany pokoleń oraz zachowanie ciągłości formacji leśnej. Realizacja tych celów wymaga utrzymywania drzewostanów do określonego wieku, a zatem istnienie drzewostanów starszych i najstarszych (czyli przewidywanych w pierwszej kolejności do objęcia ochroną ścisłą) wynika wprost z prowadzenia w nich gospodarki leśnej. Odstąpienie od realizacji w nich zadań gospodarczych (w tym zabiegów aktywnej ochrony lasu) będzie skutkowało postępującym wzrostem stopnia ich zagrożenia ze strony owadów kambiofagicznych (a także niektórych gatunków foliofagów) wskutek zwiększania się udziału drzewostanów starszych i najstarszych. To właśnie te drzewostany, najbardziej predestynowane do gradacyjnego

występowania owadów kambiofagicznych, będą stanowić ogniska ich rozrodu, który stopniowo obejmować będzie drzewostany młodszych klas wieku. Sytuację taką obserwowano już np. w Sudetach Zachodnich po wyczerpaniu się bazy lęgowej w postaci drzewostanów starszych, które zamarły w pierwszej kolejności.

Ryzyko zamierania drzewostanów sosnowych w przypadku dalszego wzrostu ich osłabienia oraz w sytuacji odstąpienia od działań ograniczających występowanie owadów kambio- i ksylofagicznych, może w sytuacji drastycznego wzrostu liczebności ich populacji objąć drzewostany wszystkich klas wieku, zajmujące powierzchnię 4,8 mln ha. W przypadku drzewostanów świerkowych powierzchnię tę szacuje się na ok. 400-430 tys. ha, a w odniesieniu do drzewostanów dębowych – do 700 tys. ha.

W sprzyjających warunkach (których zaistnienia nie można wykluczyć) istnieje także realne niebezpieczeństwo rozprzestrzeniania się owadów foliofagicznych i kambiofagicznych z dużych obszarów leśnych objętych ochroną ścisłą (bierną) i gradacjami tych owadów do sąsiadujących z nimi lasów, w których realizowana jest (będzie?) gospodarka leśna.

Obecnie „najbezpieczniejszym” gatunkiem jest buk, występujący także w drzewostanach w zaawansowanym wieku. Z uwagi na brak istotnych zagrożeń natury biotycznej trudno ocenić ewentualne skutki zaniechania zabiegów ochrony czynnej, których obecnie i tak się w nich nie prowadzi.

Rekomendacje

- Wobec wysokiego zagrożenia drzewostanów Polski ze strony owadów foliofagicznych i kambiofagicznych oraz znacznego ryzyka uruchomienia procesów wielkopowierzchniowego ich zamierania wskutek zaniechania działań ochronnych należy podjąć zdecydowane negocjacje zmierzające do ograniczenia proponowanego zasięgu (udziału procentowego) obszarów leśnych objętych ochroną bierną.
- Konieczne jest dochowanie szczególnej staranności i dokładności przy wyznaczaniu obszarów do objęcia ochroną bierną oraz zastosowanie precyzyjnie określonych kryteriów wydzielania tych obszarów z uwzględnieniem stopnia dokonanych w nich przekształceń oraz rzetelnej i szczegółowej analizy ryzyka powstania zjawisk o charakterze klęskowym w następstwie zaniechania prowadzenia aktywnej ochrony lasu.
- W obiektach leśnych, w których istnieje ryzyko wystąpienia powierzchniowego zamierania drzewostanach nieuzasadnione jest wprowadzanie reżimu ochrony ścisłej, rozumianej jako brak możliwości ingerencji ludzkiej, w tym także wykonywania zabiegów profilaktycznych i/lub ograniczających nadmierną liczebność populacji owadów folio- oraz kambio- i ksylofagicznych oraz łagodzącą skutki ich wzmożonego występowania.

- Drzewostany o składzie gatunkowym niezgodnym z warunkami siedliskowymi (np. świerczyny, sośniny na siedliskach lasowych) powinny być sukcesywnie przebudowywane w kierunku lasów o możliwie zróżnicowanym składzie gatunkowym zbliżonym do naturalnego i dostosowanym do siedliska, co w obliczu zmian klimatycznych pozwoli obniżyć ryzyko zamierania lasu. W warunkach ochrony ścisłej działania takie nie będą możliwe.

Literatura

Annala E. 1969. Influence of temperature upon the development and voltinism of *Ips typographus* L. (Coleoptera, Scolytidae). *Annales Zoologici Fennici*, 6: 161–208.

Ayres M.P., Lombardero M.J. 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment*, 262 (3): 263–286.

Battisti A. 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@* 1(1): 17-24.

Battisti A., Larsson S. 2015. Climate Change and Insect Pest Distribution Range. In: Björkman C., Niemelä P. (eds.) *Climate Change and Insect Pests*. CAB International: 1-15.

BDL 2021. Bank danych o lasach. <https://www.bdl.lasy.gov.pl> [10.02.2021]

Bejer B. 1988. The Nun Moth in European Spruce Forests. In: A.A. Berryman (ed.) *Dynamics of forest insect populations. Patterns, causes, implications*. Plenum Press, New York and London: 211-231

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.

Bilczyński S. 1966. *Szkodniki wtórne drzew iglastych*. Warszawa, PWRiL.

Brzeziecki B., Hilszczański J., Kowalski T., Łakomy P., Małek S., Miścicki S., Modrzyński J., Sowa J., Starzyk J. R. 2018. Problem masowego zamierania drzewostanów świerkowych w Leśnym Kompleksie Promocyjnym „Puszcza Białowieska”. *Sylwan* 162(5): 373–386.

Capecki Z., Grodzki W., Zwoliński A. 1989. Gradacja wskaźnicy modrzewianeczki *Zeiraphera griseana* Hb. (Lepidoptera, Tortricidae) w Polsce w latach 1977-1983. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 689: 95-152.

Christiansen E., Bakke A. 1996. Does drought really enhance *Ips typographus* epidemics? – A Scandinavian perspective. In: J.-C. Gregoire, A.M. Liebhold, F.M. Stephen, K.R. Day, and S.M. Salom (Eds.), *Proceedings of the IUFRO conference, Integrating cultural tactics into the management of bark beetles and reforestation pests*, Vallombrosa 1-4 september 1996. USDA, Forest Service General Technical Report NE-236: 163-171.

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.

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* 131: 553–561.

De Somviele B., Lyytikäinen-Saarenmaa P., Niemelä P. 2004. Sawfly (Hym., Diprionidae) outbreaks on Scots pine: effect of stand structure, site quality and relative tree position on defoliation intensity. *Forest Ecology and Management*, 194: 305-317.

DGLP 2020. Analiza możliwości osiągnięcia zakładanego w europejskiej strategii bioróżnorodności do 2030 r. pod nazwą „przywracanie przyrody do naszego życia” celu polegającego na objęciu ochroną bierną 10% obszarów lądowych Unii Europejskiej. Dyrekcja Generalna Lasów Państwowych, Warszawa, 8.06.2020, maszynopis, 12 str.

Dobbertin M., Hilker N., Rebetez M., Wohlgemuth T., Zimmermann N.E., Rigling A. 2005. The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album ssp. austriacum*) in Switzerland – a result of climate warming? *International Journal of Biometeorology* 50:40–47

Draft 2020. Draft technical note on criteria and guidance for protected areas designations. European Commission, Directorate-General Environment, 18 ss.

Fettig C.J., Hilszczański J. 2015. Management strategies for bark beetles in conifer forests, in: F. Vega, R. Hofstetter (eds) *Bark beetles: Biology and ecology of native and invasive species*. Elsevier: 555–584.

Fleischer P., Fleischer P. ml., Ferencík J. 2016. Koľko generácií môže mať lykožrút smrkový v Tatrách? [W:] Kunca A. (ed.) *Aktuálne problémy v ochrane lesa. Zborník referátov z celoslovenského seminára, Nový Smokovec, 29. 1. – 30. 1. 2015*: 106-111.

Forster B. 1998. Storm damages and bark beetle management: how to set priorities, in: W. Grodzki, M. Knížek, B. Forster B. (eds.) *Methodology of Forest Insect and Disease Survey in Central Europe (Proc. IUFRO WP 7.03.10 Workshop, Ustroń-Jaszowiec (Poland) April 21–24, 1998*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa: 161–168.

Gawęda P. 2011. Boreczniki – sposób postępowania w ochronie lasu. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 116: 38-45.

Gawęda P., Grodzki W. 2020. Wpływ cech drzewostanu i siedliska na występowanie borecznika sosnowca *Diprion pini* L. oraz borecznika zielonożółtego *Gilpinia virens* (Klug) (Hymenoptera, Diprionidae) na wybranych obszarach północnej Polski. *Leśne Prace Badawcze* 81 (3): 99-106.

Géri C. 1988. The pine sawfly in central France. In: A.A. Berryman (ed.) *Dynamics of forest insect populations. Patterns, causes, implications*. Plenum Press, New York and London: 377-405.

Géri C., Goussard, F. 1984. Evolution d'une nouvelle gradation de lophyre du pin (*Diprion pini* L.) dans le sud du Bassin Parisien. I. – Développement de la gradation jusqu'en 1982 et relation avec les facteurs du milieu. *Annales des Sciences Forestières* 41: 376–403.

Gilbert M., Nageleisen L.-M., Franklin A., Grégoire J.-C. 2005. Post-storm surveys reveal large-scale spatial patterns and influences of site factors, forest structure and diversity in endemic bark-beetle populations. *Landscape Ecology* 20: 35–49.

Grégoire, J.-C., Evans, H. 2004. Damage and control of BAWBILT organisms, an overview. In: *Bark and Wood Boring Insects in Living Trees in Europe, a Synthesis*, Lieutier, F., Day, K.R., Battisti, A., Grégoire, J.-C., Evans H., Eds. Kluwer Academic Publishers Dordrecht/Boston/London: 19-37.

Grodzki W. 2003. Zasięg występowania kornika zroszowanego *Ips duplicatus* C.R. Sahlb. (Col.: Scolytidae) w obszarach górskich południowej Polski. *Sylwan* 147(8): 29–36.

Grodzki W. 2009a. Entomofauna of dying young spruces *Picea abies* (L.) Karst. in the area after forest decline in the Izerskie Mountains. *Folia Forestalia Polonica Ser. A Forestry*, 51 (2): 161-170.

- Grodzki W. 2009b. Kornik modrzewiowiec *Ips cembrae* (Heer) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) w młodnikach i starszych drzewostanach modrzewiowych południowej Polski. *Leśne Prace Badawcze* 70(4): 355-361.
- Grodzki W. 2016. Gradacyjne występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) (Col.: Curculionidae, Scolytinae) w aspekcie kontrowersji wokół Puszczy Białowieskiej. *Leśne Prace Badawcze* 77(4): 324–331.
- 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 ser. A Forestry* 62(2): 68-77.
- Grodzki W. 2021. Do pheromone trapping always reflect *Ips typographus* (L.) population level? A study from the Tatra National Park in Poland. *Folia Forestalia Polonica ser. A Forestry* 63(1) (w druku)
- Grodzki W., Gąsienica Fronek W. 2018. Wpływ postępowania ochronnego na występowanie kornika drukarza *Ips typographus* (L.) w Dolinie Kościeliskiej w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Sylwan* 162(8): 628–637.
- Grodzki W., Góral J., Mazur A., Nowik K., Rogowski G., Skątecka K. 2019. Dynamika zamierania drzewostanów na terenie Regionalnej Dyrekcji Lasów Państwowych we Wrocławiu. Konferencja „Aktualne problemy ochrony lasu”, Ameliówka 15-17 października 2019 r. <https://www.ibles.pl/web/konfochr/published/2019> [8.12.2020]
- Grodzki W., Guzik G. 2016. Wybrani przedstawiciele rodzimej entomofauny jako źródło nowych zagrożeń dla lasu. *Zimowa Szkoła Leśna przy IBL, VIII Sesja*: 163-176.
- Grodzki W., Loch J., Armatys P. 2006a. Występowanie kornika drukarza *Ips typographus* L. w uszkodzonych przez wiatr drzewostanach świerkowych masywu Kudłonia w Gorczańskim Parku Narodowym. *Ochrona Beskidów Zachodnich* 1: 125–137.
- Grodzki W., Łakomy P. 2020. Nowe wyzwania dla ochrony lasu w warunkach globalnych zmian w środowisku. Wydawnictwo PTL, Katowice (w druku).
- 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
- Grodzki W., Starzyk J.R., Kosibowicz M. 2006b. Wiatrołomy i owady kambiofagiczne, a problemy ochrony drzewostanów świerkowych w Tatrzańskim Parku Narodowym, w: Z. Mirek, B. Godzik (red.) *Przyroda Tatrzańskiego Parku Narodowego a Człowiek. Tom II – Nauki biologiczne. Tatrzański Park Narodowy – Polskie Towarzystwo Przyjaciół Nauk o Ziemi, Zakopane – Kraków*, 115–124.
- Grodzki W., Starzyk J.R., Kosibowicz M. 2014. Wpływ wybranych elementów charakterystyki drzewostanów na intensywność występowania kornika drukarza *Ips typographus* (L.) w Beskidzie Żywieckim. *Leśne Prace Badawcze* 75 (2): 159–169.
- Grodzki W., Turčáni M., Jakuš R., Hlásny T., Raši R., McManus M.L. 2010. Bark beetles in the Tatra Mountains. *Folia Forestalia Polonica ser. A Forestry* 52 (2): 114–130.
- Guzik G. 1999. Wpływ żyzności siedlisk i wieku drzewostanów na gradacje osnuj czerwonogłowej (*Acantholyda erythrocephala* L.) na Śląsku. *Sylwan*, 6: 61-72.
- Hilszczański J. 2014. Dynamika populacji owadów oraz ocena ich funkcji ekologicznych w ekosystemach leśnych w związku ze zmianami klimatycznymi. W: Rykowski K. (red.) *Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse. Narodowy Program Leśny, Panel I Klimat. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary*: 174-188.

- Hilszczański J., Kolk A., Starzyk J.R. (red.) 2019. Udział i rola owadów kambio i ksylofagicznych w zamieraniu drzewostanów dębowych. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary.
- Jabłoński T., Małecka M. 2019. Występowanie biotycznych i abiotycznych czynników szkodliwych w lasach ze szczególnym uwzględnieniem zjawisk o charakterze klęskowym. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 144: 43-56.
- Jachym M. 2003. Location, Evolution and Importance of *Cephalcia* spp. (Hym: Pamphiliidae) Populations in Polish Carpathian Mountains. In: Mc Manus M., Liebhold A. (eds.): *Ecology, Survey and Management of Forest Insects, Proceedings of the conference, USDA Forest Service, GTR NE-311*: 145-146.
- Jakoniuk H. 2020. Wrogowie dębów *Głos Lasu* 5: 26-27.
- Jaworski T., Hilszczański J. 2013. Wpływ zmian temperatury i wilgotności na cykle rozwojowe i znaczenie owadów w ekosystemach leśnych w związku z prawdopodobnymi zmianami klimatycznymi. *Leśne Prace Badawcze* 74 (4): 345–355.
- Jönsson A.M., Harding S., Barring L., Ravn H.P. 2007. Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology* 146: 70-81.
- Jönsson A.M., Schroeder L.M., Lagergren F., Anderbrant O. Smith B. 2012. Guess the impact of *Ips typographus* – An ecosystem modelling approach for simulating spruce bark beetle outbreaks. *Agricultural and Forest Meteorology* 166-167, 188-200.
- Karpiński J.J., Strawiński K. 1948. Korniki ziem Polski. *Annales Universitatis Mariae Curie-Skłodowska, Lublin, Suppl. IV, Sectio C*.
- 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.
- Kolk A., Starzyk J.R. 2009. Atlas owadów uszkadzających drzewa leśne. Warszawa, MULTICO Oficyna Wydawnicza.
- Kolk A., Sukovata L., Jabłoński T. 2013. Rola foliofagów sosny w ekosystemach leśnych. W: Ząbecki W. (red.) *Rola i udział owadów w funkcjonowaniu ekosystemów leśnych*. Wydawnictwo UR, Kraków: 27-39.
- Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w latach 2011-2020. Instytut Badawczy Leśnictwa, 2011-2013.
- Lech P., Żółciak A., Hildebrand R. 2019. Occurrence of European mistletoe (*Viscum album* L.) on forest trees in Poland and its dynamics of spread in the period 2008–2018. *Forests* 11: 83.
- Lieutier F., Faure T., Garcia J. 1988. Les attaques de scolytes et le dépérissement du pin sylvestre dans la région Provence-Côte d’Azur. *Revue Forestière Française* 40: 224–232.
- Lindelöw, Å., Schroeder, M. 2001. Spruce bark beetle, *Ips typographus* (L.), in Sweden: monitoring and risk assessment. *Journal of Forest Science*, 47, 40–42.
- Lis B. 2009. *Corythucha ciliata* (Say, 1832) (Hemiptera: Heteroptera: Tingidae) – gatunek pluskwiaka nowy dla fauny Polski. *Opole Scientific Society Nature Journal* 42: 119–122.
- Logan J.A., Régnière J., Powell J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1 (3): 130–137.

- Louis M, Grégoire J-C, Pélişson P-F (2014) Exploiting fugitive resources: how long-lived is “fugitive”? Fallen trees are a longlasting reward for *Ips typographus* (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae). *Forest Ecology and Management* 331:129–134.
- Marini L., Ayres M.P., Battisti A., Faccoli M. 2012. Climate affects severity and altitudinal distribution of outbreaks in an eruptive bark beetle. *Climatic Change*, 115(2), 327–341.
- 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
- 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.
- Menéndez R. 2007. How are insects responding to global warming. *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Mezei P., Grodzki W., Blaženec M., Jakuš R. 2014. Factors influencing the wind–bark beetles’ disturbance system in the course of an *Ips typographus* outbreak in the Tatra Mountains. *Forest Ecology and Management* 01/2014; 312: 67–77.
- Mezei P., Blaženec M., Grodzki W., Škvarenina J., Jakuš R. 2017. Influence of different forest protection strategies on spruce tree mortality during a bark beetle outbreak. *Annals of Forest Science*, 74, 4.
- Michalski J., Mazur A. 1998. Korniki. Praktyczny przewodnik dla leśników. Warszawa, Oficyna Wydawnicza „Wydawnictwo Świat”.
- Mokrzycki T., Grodzki W. 2014. Drzewotocz japoński *Xylosandrus germanus* (Bldf.) (Coleoptera, Curculionidae, Scolytinae) w Polsce. *Sylvan* 158(8): 590-594.
- Moore B.A., Allard G.B. 2008. Climate change impacts on forest health. *Forest Health & Biosecurity Working Papers FBS/34E*. Forest Resources Development Service, Forest Management Division, FAO, Rome.
- Moraal L.G., Hilszczański J. 2000. The buprestid beetle, *Agrilus biguttatus* (F.) (Col., Buprestidae), a recent factor in oak decline in Europe. *Journal of Pest Science*, 5: 134–138.
- Müller J., Buřler H., Gořner M., Rettelbach T., Duelli P. 2008. The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation* 17: 2979–3001 .
- Netherer, S., Nopp-Mayr, U. 2005. Predisposition assessment system (PAS) as supportive tools in forest management-rating of site and stand-related hazard of bark beetle infestation in the High Tatra Mountains as an example for system application and verification. *Forest Ecology and Management*. 207: 99–107.
- Parmesan C. 1996. Climate change and species’ range. *Nature*, 382: 765–766.
- Perz S. 2011. Gradacje brudnicy mniszki w północno-zachodniej Polsce na przestrzeni ostatniego półwiecza i pływające z nich wnioski praktyczne. *Postępy Techniki w Leśnictwie* 116: 24-31.
- Plewa R. 2020. Wyrzynnik dębowiec – *Platypus cylindrus* (Fabricius, 1792) – ryjkowcowate (Coleoptera: Curculionidae: Platypodinae). W: *Krótkoterminowa prognoza występowania ważniejszych szkodników i chorób infekcyjnych drzew leśnych w Polsce w 2020 roku*. Instytut Badawczy Leśnictwa, Analicy i Raporty 32: 77.

- 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.
- Płatek K. 1998. Charakterystyka występowania gąsienic barczatki sosnowki (*Dendrolimus pini* L.) w okresie międzygradacyjnym w drzewostanach sosnowych na przykładzie drzewostanów Nadleśnictwa Tuczno. *Sylwan*, 142(9): 55–65.
- Pontuali S., Burzlaff T., Schröter H. 2018. Der Buchdrucker (*Ips typographus* (L.)) im "Bannwald Napf": Rekonstruktion der Populationsdynamik in den Jahren 1990 bis 2006. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung*, Heft 77: 1-50.
- Pureswaran D.S., Roques A., Battisti A. 2018. Forest Insects and Climate Change. *Current Forestry Reports* 4:35–50.
- Rabasa S. G., Granda E., Benavides R. Kunstler G., Espelta J.M., Ogaya R., Peñuelas J., Scherer-Lorenzen M., Gil W., Grodzki W., Ambrozy S., Bergh J., Hódar J.A., Zamora R., Valladares F. 2013. Disparity in elevational shifts of European trees in response to recent climate warming. *Global Change Biology* 19: 2490–2499.
- 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.
- Rouault G., Candau J.-N., Lieutier F., Nageleisen L.-M., Martin J.-C., Warzée N. 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63 (6): 613–624
- Sallé, A., Nageleisen, L.-M. & Lieutier, F. (2014) Bark and wood boring insects involved in oak declines in Europe: current knowledge and future prospects in a context of climate change. *Forest Ecology and Management*, 328: 79– 93.
- Schelhaas M.J. 2008. Impact of natural disturbances on the development of European forest resources. *Alterra*, Wageningen, *Alterra Scientific Contribution* 23.
- Schelhaas M.J., Nabuurs G.J., Schuck A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620–1633.
- Sierota Z., Grodzki W., Szczepkowski A. 2019. Abiotic and biotic disturbances affecting forest health in Poland over the past 30 years: Impacts of climate and forest management. *Forests*, 10, 75.
- Skrzecz I., Perlińska A. 2018. Current problems and tasks of forest protection in Poland. *Folia Forestalia Polonica*, Ser. A *Forestry* 60 (3): 161–172.
- Skrzecz I., Ślusarski S., Tkaczyk M. 2020. Integration of science and practice for *Dendrolimus pini* (L.) management – A review with special reference to Central Europe. *Forest Ecology and Management* 455: 117697.
- 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.
- Sproull G.J., Bukowski M., McNutt N., Zwijacz-Kozica T., Szwagrzyk J. 2017. Landscape-level spruce mortality patterns and topographic forecasters of bark beetle outbreaks in managed and unmanaged forests of the Tatra Mountains. *Polish Journal of Ecology* 65: 24–37.

- 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.
- Sukovata L., Jaworski T. 2010. Liczebność gąsienic brudnicy mniszki i barczatki sosnowki na drzewach o różnej grubości w drzewostanach sosnowych Puszczy Noteckiej. *Leśne Prace Badawcze* 71(3): 231-237.
- Sukovata L., Kolk A. 2000. Wpływ defoliacji drzew i drzewostanów sosnowych spowodowanej przez strzygonie choinówkę (*Panolis flammea* Den. et Schiff.) na ich przeżywalność w krajach Środkowej i Wschodniej Europy. *Sylvan* 144(10): 45-51.
- Szwagrzyk J. 2014. Prawdopodobne zmiany zasięgów występowania gatunków drzewiastych – konsekwencje dla hodowli lasu. W: Rykowski K. (red.) *Lasy i drewno a zmiany klimatyczne: zagrożenia i szanse*. Narodowy Program Leśny, Panel I Klimat. Instytut Badawczy Leśnictwa, Sękocin Stary: 45-54.
- Śliwa E. 1985. Masowe występowanie i zwalczanie w drzewostanach sosnowych owadów liściożernych ze szczególnym uwzględnieniem brudnicy mniszki. *Wiadomości Entomologiczne* 6(1-2): 43-57.
- Śliwa E. 1989. Przebieg masowego pojawu brudnicy mniszki (*Lymantria monacha* L.) i jej zwalczania w Polsce w latach 1978-1985 oraz regeneracja aparatu asymilacyjnego w uszkodzonych drzewostanach. *Prace Instytutu Badawczego Leśnictwa* 710: 1-121.
- Śliwa E. 1991. Strzygonia choinówka. Ministerstwo Ochrony Środowiska, Zasobów Naturalnych i Leśnictwa – Instytut Badawczy Leśnictwa, Warszawa, 157 ss.
- Śliwa E., Cichowski P. 1975. Charakter i rozmiar szkód wyrządzanych przez barczatkę sosnowkę (*Dendrolimus pini* L.) i regeneracja uszkodzonych drzewostanów. *Sylvan* 119(2): 14-29.
- Śliwa E., Cichowski P. 1980. Regeneracja igliwia i straty w drzewostanach sosnowych po żerach szkodliwych owadów leśnych. *Folia Forestalia Polonica ser. A* 24: 167-190.
- 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]
- Vanhanen H., Veteli T.O., Päivinen S., Kellomäki S. Niemelä P. 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica* 41(4): 621–638.
- Vanická H., Holuša J., Resnerová K., Ferencík J., Potterf M., Véle A., Grodzki W. 2020. Interventions have limited effects on the population dynamics of *Ips typographus* and its natural enemies in the Western Carpathians (Central Europe). *Forest Ecology and Management* 470-471: 118209.
- Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C. i in. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- 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.
- Wermelinger B., Schneider Mathis D., Knížek M., Forster B. 2020. Tracking the spread of the northern bark beetle (*Ips duplicatus* [Sahlb.]) in Europe and first records from Switzerland and Liechtenstein. *Alpine Entomology* 4: 179-184.
- Wigley T.M.L. 1993. Climate change and forestry. *Commonwealth Forestry Review*, 72 (4): 256–264.

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.

Ziaja D.J., Rakowiecka A. 2013. Nowe stanowiska *Leptoglossus occidentalis* Heidemann (Hemiptera: Heteroptera: Coreidae) w Polsce. *Heteroptera Poloniae – Acta Faunistica*, 7: 5-8.

Zúbrik M., Gubka A., Rell S., Kunca A., Vakula J., Galko J., Nikolov Ch., Leontovych R. 2019. First record of *Corythucha arcuata* in Slovakia – Short Communication. *Plant Protection Science* 55: 129-133.

Zýval V., Křenová Z., Kindlmann P. 2016. Conservation implications of forest changes caused by bark beetle management in the Šumava National Park. *Biological Conservation* 204: 394–402.