

INNOWACYJNA ZIELONA GOSPODARKA

Część 6 Klimat i bioróżnorodność

Praca zbiorowa pod redakcją
Beaty Kończak

Główny Instytut Górnictwa –
Państwowy Instytut Badawczy
Katowice 2025



Komitet Kwalifikacyjno-Opiniodawczy: dr hab. inż. Marek Rotkegel, prof. GIG-PIB (przewodniczący), prof. dr hab. inż. Barbara Białecka, dr hab. inż. Stanisław Chałupnik, prof. GIG-PIB, dr hab. inż. Alicja Krzemień, prof. GIG-PIB, prof. dr hab. inż. Grzegorz Mutke, prof. dr hab. inż. Krzysztof Stańczyk

Recenzent
prof. dr hab. inż. Dorota Burchart

Redakcja wydawnicza
Małgorzata Kuśmirek-Zegadło

Korekta
Agnieszka Góralczyk
Kamil Filipowicz

Skład, łamanie
Krzysztof Gralikowski

ISBN 978-83-65503-35-0 (całość)
ISBN 978-83-65503-67-1 (Cz. 6)

© Copyright by Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, Katowice 2025.
Tekst niniejszej publikacji jest dostępny na licencji Creative Commons – Uznanie autorstwa 4.0 Międzynarodowe.
Postanowienia licencji są dostępne pod adresem <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.pl>

Katowice, Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy, 2025. Ark. wyd. 11,5.





AUTORZY

Agnieszka Babczyńska – Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

Małgorzata Białowas – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Marcela Bindzárová Gergel'ová – Uniwersytet Techniczny w Koszycach, Słowacja

Grzegorz Cema – Politechnika Śląska – Katedra Biotechnologii Środowiska

Magdalena Ćwierniewicz-Wojciechowska – Politechnika Śląska – Katedra Biotechnologii Środowiska

Slávka Gałaš – AGH w Krakowie

Radosław Gawryś – Instytut Badawczy Leśnictwa – Zakład Ekologii Lasu

Heorhiy Hrynyk – Uniwersytet Łódzki – Katedra Nauk Leśnych, Filia UŁ w Tomaszowie Mazowieckim

Olena Hrynyk – Instytut Badawczy Leśnictwa – Zakład Ekologii Lasu

Miłosz Huber – Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej – Instytut Nauk o Ziemi i Środowisku

Karolina Jąderko-Skubis – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Daniel Kamiński – Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej – Wydział Chemii – Katedra Chemii Organicznej i Krystalografii

Marek Kowalewski – Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Gdańsku

Anna Kowalska – Akademia Tarnowska

Katarzyna Maj-Zajezińska – Akademia Tarnowska

Małgorzata Markowska – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Natalia Mazurek – Uniwersytet Wrocławski – Ogród Botaniczny

Jagoda Miotlińska – Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

Patrik Nagy – Uniwersytet Techniczny w Koszycach, Słowacja

Łukasz Pierzchała – Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

Jacek Sagan – Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego – Instytut Nauk Drzewnych i Meblarstwa – Katedra Nauk o Drewnie i Ochrony Drewna

Michalina Sagan – Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu – Zakład Taksonomii i Ekologii Zwierząt

Taras Skrobach – Drohobycki Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny im. Iwana Franki – Katedra Nauk Medyczno-Biologicznych, Geografii i Ekologii – Wydział Zdrowia Człowieka i Nauk Przyrodniczych, Ukraina

Ihor Sokolovskyi – Ukraiński Narodowy Uniwersytet Leśno-Techniczny – Instytut Technologii Przetwarzania Drewna i Dizajnu – Katedra Technologii Ochrony Środowiska i Drewna oraz Bezpieczeństwa i Higieny Pracy, Ukraina

Ewa Stefańska-Krzaczek – Uniwersytet Wrocławski – Ogród Botaniczny





Paweł Szymkowiak – Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu – Zakład Taksonomii i Ekologii Zwierząt

Andrzej Talarczyk – Taxus IT – Wydział Badań i Rozwoju

Łukasz Tyburski – Instytut Badawczy Leśnictwa – Laboratorium Ochrony Przeciwpowodzi Lasu

Volodymyr Vitenko – Humański Narodowy Uniwersytet Ogrodnictwa – Katedra Gospodarki Leśnej – Wydział Leśnictwa i Ogrodnictwa, Ukraina

Martina Zeleňáková – Uniwersytet Techniczny w Koszycach, Słowacja

Aleksandra Ziemińska-Buczyńska – Politechnika Śląska – Katedra Biotechnologii Środowiska



Spis treści

Słowo wstępne	6
Małgorzata Markowska, Łukasz Pierzchała Rekultywacja terenów pogórnich w kontekście adaptacji do zmian klimatu i ochrony bioróżnorodności	9
Karolina Jąderko-Skubis, Małgorzata Białowąs Problematyka waloryzacji środowiskowej terenów pogórnich w aspekcie oceny możliwości ich ponownego wykorzystania	25
Jagoda Miotlińska, Michalina Sagan, Paweł Szymkowiak, Agnieszka Babczyńska Aktywność enzymów trawiennych pajaków zamieszkujących tereny pogórnice o różnym stopniu zanieczyszczenia	43
Magdalena Ćwiertniewicz-Wojciechowska, Grzegorz Cema, Aleksandra Ziemińska-Buczyńska Wpływ enzymów celulolitycznych na przebieg fermentacji metanowej osadów ściekowych	56
Martina Zeleňáková, Patrik Nagy, Marcela Bindzárová Gergeľová, Slávka Gaľaš Ocena wpływu zmian użytkowania gruntów na hydrologię i bioróżnorodność zlewni rzeki Hornád w Słowacji	67
Natalia Mazurek, Ewa Stefańska-Krzaczek Zmienność strukturalna i florystyczna zbiorowisk leśnych związana z wiekiem drzewostanów dębowych	81
Łukasz Tyburski Pożary terenów otwartych ze szczególnym uwzględnieniem pożarów lasów	95
Taras Skrobach, Heorhiy Hrynyk, Radosław Gawryś, Olena Hrynyk Różnorodność gatunkowa parku dendrologicznego Studencki Ekopark w Drohobyczu (Ukraina)	110
Heorhiy Hrynyk, Ihor Sokolovskyi, Jacek Sagan, Olena Hrynyk Niektóre właściwości fizyczne drewna daglezji zielonej (<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco) rosnącej w ukraińskiej części Roztocza	124
Jacek Sagan, Heorhiy Hrynyk, Andrzej Talarczyk, Marek Kowalewski Daglezja zielona (<i>Pseudotsuga menziesii</i> Franco) – szansa na zachowanie stabilności lasu w dobie zmian klimatu czy tylko mit? (na przykładzie doświadczeń europejskich)	136
Volodymyr Vitenko, Heorhiy Hrynyk, Olena Hrynyk Podsumowanie badań nad potencjałem adaptacyjnym form ozdobnych <i>Morus alba</i> L. rosnących w Ukrainie	162
Miłosz Huber, Daniel Kamiński Wpływ antropopresji na środowisko w N Skandynawii (Arktyka): wybrane przykłady	175
Katarzyna Maj-Zajezierska, Anna Kowalska Adaptacja Tarnowa do zmian klimatu	193
Podsumowanie	203





Słowo wstępne

Niniejsza monografia stanowi zbiór wyników interdyscyplinarnych badań dotyczących złożonych relacji między zmianami klimatu a bioróżnorodnością. Publikacja skierowana jest do naukowców, decydentów oraz wszystkich zainteresowanych praktycznymi rozwiązaniami w zakresie adaptacji do zmian klimatu w kontekście nowych, globalnych wyzwań środowiskowych.

Zmiany klimatu, w połączeniu z antropopresją, stanowią obecnie główne zagrożenie dla stanu środowiska. Zmiana użytkowania gruntów (np. wylesianie, postępująca urbanizacja czy monokultury), nadmierna eksploatacja zasobów, emisja zanieczyszczeń do wody, powietrza, gruntów, a także wprowadzanie przez człowieka gatunków inwazyjnych wypierających rodzime organizmy, są zaliczane do głównych czynników powodujących zanik bioróżnorodności i wymieranie gatunków. Zjawisko to potęgowane jest przez zmiany klimatu, gdyż wzrost temperatury i ekstremalne zjawiska pogodowe powodują migrację gatunków i wypieranie gatunków wrażliwych. Życie większości gatunków lądowych zależy od stanu zalesienia danego terenu, lasy natomiast są niszczone przez wylesianie, a zmiany klimatu nasilają ten proces, m.in. przez coraz częściej występujące pożary lasów.

Środowisko naukowe, działające na rzecz zrównoważonego środowiska, pragnie mieć swój udział w procesie adaptacji i mitygacji do zmian klimatu, przez opracowywanie rozwiązań, które są przedstawione w prezentowanej publikacji. Monografia zawiera rozdziały opracowane przez zespoły międzynarodowe, co podkreśla uniwersalność problemów związanych z klimatem. Przykłady z Polski, Ukrainy, Słowacji czy Arktyki obrazują globalne wyzwania, ale też prezentują potencjał lokalnych rozwiązań.

W monografii skoncentrowano się na następujących obszarach tematycznych: technologia adaptacyjna w gospodarce ściekowej, rekultywacja terenów pogórnich jako przykład synergii działań z zakresu ochrony przyrody i gospodarki, zrównoważone gospodarowanie wodą w zlewniach, zwiększanie bioróżnorodności florystycznej i dendrologicznej w ekosystemach leśnych oraz zwiększanie bioróżnorodności na terenach zdegradowanych, zrównoważona turystyka, waloryzacja środowiskowa oraz opracowywanie strategii adaptacji do zmian klimatu.





Omawiane zagadnienia pokazują, że nauka może być narzędziem transformacji gospodarczej, zgodnej z zasadami zielonej gospodarki. Monografia stanowi zbiór istotnych, z punktu widzenia praktyki, przykładów technologii środowiskowych, które mogą bezpośrednio wpłynąć na powodzenie procesu adaptacji do zmian klimatu i wzrostu bioróżnorodności.

Beata Kończak



Publikacja jest rezultatem projektu „PPO WSL 2030. Utworzenie Regionalnego Obserwatorium Innowacji” współfinansowanego przez Unię Europejską ze środków Europejskiego Funduszu Rozwoju Regionalnego w ramach Programu Fundusze Europejskie dla Śląskiego 2021–2027 – Priorytet: FESL.01.00 Fundusze Europejskie na inteligentny rozwój, Działanie: FESL.01.03 Ekosystem RIS.





Małgorzata Markowska, Łukasz Pierzchała

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

1. Rekultywacja terenów pogórnicznych w kontekście adaptacji do zmian klimatu i ochrony bioróżnorodności

1.1. WPROWADZENIE

Zmiany klimatu rozumiane są jako długoterminowe zmiany temperatury i wzorców pogodowych, które można obserwować na podstawie różnic średnich wartości lub zmienności parametrów pogodowych, utrzymujących się przez okres co najmniej kilkudziesięciu lat (IPCC, 2014). Na zmiany te mają wpływ nie tylko czynniki naturalne, ale przede wszystkim działalność człowieka (Cook i in., 2016; Trisos i in., 2020; Masson-Delmotte i in., 2021). Od czasu rewolucji przemysłowej w połowie XIX w. naturalne zmiany klimatu znacznie przyspieszyły na skutek narastających zaburzeń równowagi energetycznej Ziemi, a znaczące zmiany stały się widoczne od połowy XX w. (National Research Council, 2001). Globalne ocieplenie postępuje i będzie postępować przynajmniej do końca tego stulecia, co potwierdzają obserwowane wzrosty temperatur w atmosferze i oceanach, powszechne topnienie śniegu i lodu, cofanie się lodowców oraz podnoszenie się poziomu mórz na całym świecie (Karl i in., 2009; Collins i in., 2013; Wuebbles i in., 2017; IPCC, 2019).

Zmiany klimatu od wielu lat są przedmiotem badań na całym świecie, a zjawiska wynikające z tych zmian stanowią problem na skalę międzynarodową. O dużym znaczeniu tego problemu świadczy m.in. powołanie Międzyrządowego Zespołu ds. Zmian Klimatu (IPCC), którego głównym celem jest „dostarczanie naukowych, technicznych i społeczno-ekonomicznych informacji istotnych dla zrozumienia naukowych podstaw ryzyka zmian klimatu spowodowanych przez człowieka, ich potencjalnych skutków oraz opcji adaptacji i łagodzenia” (IPCC, 1998), czy ciągle rosnąca liczba badań naukowych poświęconych temu zagadnieniu.

W najnowszym raporcie IPCC podkreślono, że obecne zmiany klimatu spowodowane działalnością człowieka, są bezprecedensowe w ciągu ostatnich 2000 lat i intensyfikują się na całym świecie, o czym świadczy np. większa częstotliwość ekstremalnych zjawisk pogodowych. Istnieje wiele dowodów naukowych, opartych na wiarygodnych danych, które



jednoznacznie wskazują, że zmiany klimatu zachodzą w wielu regionach świata (IPCC, 1995, 2007, 2014, 2019; Oreskes, 2004; Ackerman i Staunton, 2008; Lemmen, 2008; Doran i Zimmerman, 2009; Cook i in., 2013; Kundzewicz, Hov i Okruszko, 2017; Pecl i in., 2017; Reidmiller i in., 2018; Janson i in., 2020).

Głównym czynnikiem wpływającym na zmiany klimatu jest stały wzrost emisji gazów cieplarnianych, w szczególności dwutlenku węgla (76%), metanu (16%) i, w mniejszym stopniu, podtlenku azotu (2%). Gazy te, wraz z parą wodną, zatrzymują promieniowanie podczerwone w atmosferze, tworząc efekt cieplarniany. Podwyższa on globalną temperaturę. W przeszłości głównymi producentami CO₂ były: USA, Wielka Brytania, UE, Kanada, Australia, Japonia i Rosja, które do 2019 r. odpowiadały za 61% emisji. Obecnie Chiny odpowiadają za 27% globalnej emisji, USA za 11%, a Indie za 6,6% (Shivanna, 2022).

Długoterminowe dane dotyczące poziomu emisji CO₂, globalnych temperatur i wzorców pogodowych, dostarczają dowodów na skutki zmian klimatu. Analizy porównawcze modeli klimatycznych z lat 1970–2007 pokazują, że przewidywania dotyczące globalnego ocieplenia były spójne, co potwierdza ich wiarygodność w prognozowaniu przyszłych skutków zmian klimatu dla bioróżnorodności i dobrostanu ludzi (Shivanna, 2022). Wzrost temperatury w atmosferze niesie poważne konsekwencje dla ekosystemów i zdrowia ludzi. W ostatnich latach zaobserwowano bardziej ekstremalne i nieprzewidywalne zjawiska pogodowe, które znacząco zmieniają wcześniejsze wzorce sezonowe, co prowadzi do znacznych strat, m.in. w rolnictwie (Shivanna, 2022). Gwałtowne zmiany klimatu prowadzą nie tylko do coraz częściej występujących i bardziej intensywnych zjawisk ekstremalnych, ale także do pojawiania się nowych klimatów, których ludzie nigdy wcześniej nie doświadczyli (Williams, Jackson i Kutzbach, 2007; Lotterhos, Láruson i Jiang, 2021).

Cel analiz przedstawionych w niniejszym rozdziale wpisuje się w ogólnościowe prace i kierunki badawcze, zmierzające do minimalizacji skutków zmian klimatu w różnych dziedzinach życia i gospodarki. Z uwagi na dużą liczbę zarówno działających, jak i zamykanych kopalń w Europie, w tym w województwie śląskim, należy reagować na zagrożenia związane ze zmianami klimatu. Mogą one bowiem mieć wpływ nie tylko na działalność kopalni, ale także na działania rekultywacyjne i bezpieczeństwo terenów pogórnich (Janson i in., 2020).



W rozdziale przedstawiono wyniki prac realizowanych przez międzynarodowe konsorcjum w ramach projektu REECOL¹, finansowanego przez Fundusz Badawczy Węgla i Stali (RFCS). Głównym celem projektu jest opracowanie procedury prowadzenia procesów rehabilitacji ekosystemów na terenach poeksploatacyjnych oraz wyznaczania kierunków zagospodarowania gruntów i szacowania kosztów działań naprawczych.

Jako punkt wyjścia prac skoncentrowanych na analizie wpływu zmian klimatu na możliwości i kierunki rekultywacji, dokonano analizy bieżących trendów zmian klimatu w wybranych regionach oraz występowania ekstremalnych zjawisk pogodowych, ze szczególnym uwzględnieniem ekspozycji, wrażliwości i zdolności adaptacji terenów do negatywnych skutków zmian klimatu. Ocenę wrażliwości terenów pogórnich na zmiany klimatu oraz ocenę ryzyka i skutków klimatycznych rozpoczęto od zdefiniowania zjawisk klimatycznych, które mogłyby negatywnie wpłynąć na rekultywację terenów pogórnich i przywracanie ich do obiegu gospodarczego. W kolejnym kroku analizom poddano zmienność występowania ekosystemów oraz wpływ zachodzących zmian na bioróżnorodność. Ze względu na kontekst rekultywacji, jako punkt odniesienia wykorzystano powszechnie używaną w literaturze przedmiotu klasyfikację klimatyczną Köppena-Geigera i jej zmiany (Kottek i in., 2006; Rubel i Kottek, 2010; Beck i in., 2018, 2023). W kolejnym kroku, w ramach projektu, opracowano narzędzie macierzy wpływu, ułatwiające ocenę wpływu danego czynnika klimatycznego i meteorologicznego oraz ich pochodnych na dany aspekt/komponent istotny dla procesu rekultywacji. Uwzględniono również regionalne możliwości adaptacyjne, oparte na indeksie ND-GAIN, dla zapewnienia szerokiego przeglądu warunków lokalnych w różnych krajach i występujących różnic. W oparciu o szczegółową analizę tego, w jaki sposób zmiany klimatu mogą wpłynąć na proces rekultywacji, a w szczególności na rozwiązania techniczne (w tym wybór gatunków) i potencjał do świadczenia usług ekosystemowych, zaproponowano bardziej szczegółowe wytyczne.

W rozdziale zawarto tylko częściowe wnioski z realizowanego zadania, skupiając się na interakcjach między zmianami klimatu, a ochroną bioróżnorodności oraz koniecznością zapewnienia usług ekosystemowych w kontekście adaptacji do zmian klimatu.

¹ Więcej informacji o projekcie: <https://reecol.komag.eu/>



1.2. WPŁYW ZMIAN KLIMATU NA BIORÓŻNORODNOŚĆ

Analiza literatury przedmiotu wykazała, że zmiany klimatu są jednym z kluczowych czynników prowadzących do: masowego wyginięcia gatunków, przesunięcia ich zasięgów w kierunku wyższych szerokości geograficznych i w wyższe partie gór (przesunięcia latitudinalne i altitudinalne), zmian różnorodności i składu gatunkowego, zmian fenologicznych, spadku usług ekosystemowych oraz chorób roślin i zwierząt (Walther i in., 2002; Urban, 2015; Pecl i in., 2017; IPBES, 2019; Wudu i in., 2023), choć czas i charakter ich wpływu na środowisko pozostają nie w pełni zbadane (Trisos i in., 2020; Zabin i in., 2022).

Jak wskazali Wudu i in. (2023) utrata bioróżnorodności jest głównie wynikiem zmian intensywności użytkowania lądów i mórz (34% strat w ostatnim stuleciu) oraz bezpośredniej eksploatacji gatunków (23%), a następnie zmian klimatu i występowania zanieczyszczenia (po 14%). Prognozy wskazują, że zmiany klimatu w XXI w. przewyższą inne zagrożenia, zarówno w bezpośrednich skutkach, jak i w intensyfikacji interakcji z innymi czynnikami. Prognozy wyginięcia z powodu zmian klimatu różnią się znacznie w zależności od założeń badawczych, geografii i grupy taksonomicznej (Shivanna, 2022). Większość prognoz bioróżnorodności dostarcza głównie statycznych modeli zagrożeń klimatycznych dla poszczególnych gatunków, zazwyczaj koncentrując się na prognozach do końca stulecia (Sunday, 2020). W większości ujęć tego tematu pomija się dynamiczny charakter zakłóceń ekologicznych i podkreśla się wpływ na poziomie gatunków, a nie zmian zachodzących w całych układach ekologicznych. Z sytuacją taką mamy do czynienia, gdy wiele współwystępujących gatunków przekracza jednocześnie swoją tolerancję klimatyczną, co może spowodować szybką degradację ekosystemu (Trisos, Merow i Pigot, 2020).

Zanikanie niektórych podtypów klimatu w największym stopniu zwiększa ryzyko wyginięcia gatunków o wąskim zasięgu geograficznym lub klimatycznym oraz prowadzi do zakłóceń w istniejących ekosystemach. W zależności od scenariusza IPCC, zasięg przewidywanych przesunięć stref klimatycznych w XXI w. jest zróżnicowany. Wychodząc od klasyfikacji klimatycznej Köppena-Geigera, grupującej strefy klimatyczne w pięciu głównych klasach i 30 podtypach, opartych na maksymalnych i minimalnych wartościach temperatury oraz zmienności sezonowej miesięcznych opadów i temperatury powietrza (Kottek i in., 2006), zaobserwowano, że niektóre podtypy klimatu zanikają, np. na obszarach górskich położonych w strefie tropikalnej i na obszarach leżących w pobliżu biegunów, inne natomiast zaczynają



się pojawiać, szczególnie na obszarach okołorównikowych. W konsekwencji cała mapa klas i podtypów klimatu Ziemi ulega istotnym zmianom (Williams, Jackson i Kutzbach, 2007). Zgodnie z prognozami, przesunięcia zasięgu głównych stref klimatycznych na obszarach lądowych, sklasyfikowanych według systemu Köppena-Geigera, szacowane są na 2,6–3,4% powierzchni z klimatu polarnego (E) do kontynentalnego (D), 2,2–4,7% powierzchni z klimatu kontynentalnego (D) do umiarkowanego ciepłego (C), 1,3–2,0% powierzchni z klimatu umiarkowanego ciepłego (C) do suchego (B) oraz 2,1–3,2% powierzchni z klimatu umiarkowanego ciepłego (C) do klimatu równikowego (A) (Rubel i Kottek, 2010; Beck i in., 2018). Wyniki najnowszych analiz (Beck i in., 2023) z szóstego etapu projektu Coupled Model Intercomparison Project (CMIP6) wskazują, że w okresie od 1991–2020 do 2071–2099:

- 5% powierzchni lądów przejdzie do innej głównej klasy w ramach scenariusza niskiej emisji SSP1-2.6,
- 8% w ramach scenariusza o średniej emisji SSP2-4.5,
- 13% w ramach scenariusza wysokiej emisji SSP5-8.5.

W sytuacji, gdy warunki środowiskowe stają się nieodpowiednie równocześnie dla kilku współwystępujących, wzajemnie zależnych gatunków, dochodzi do poważnego i gwałtownego zaburzenia funkcjonowania ekosystemu (Wernberg i in., 2016; Hughes i in., 2018).

Co najmniej 40% światowej gospodarki, a w przypadku krajów mniej rozwiniętych – aż 80%, pochodzi bezpośrednio z zasobów przyrodniczych. Niezwykle istotne jest więc identyfikowanie zarówno skutków zmian klimatu dla bioróżnorodności w regionach, jak i możliwych działań naprawczych, opartych na procesach przyrodniczych (ang. *Nature-based Solutions*, NbS). Dla uzyskania możliwości przewidywania, kiedy może wystąpić zjawisko gwałtownego zaburzenia funkcjonowania ekosystemów w poszczególnych częściach świata, Trios, Merow i Pigot (2020) przeprowadzili analizy mające na celu określenie przekroczenia niszy klimatycznej wśród różnych gatunków. Badanie objęło ponad 30 tys. gatunków: ptaków, ssaków, gadów, płazów, ryb i bezkręgowców morskich oraz koralowców i traw morskich, które stanowią siedliska dla wielu organizmów. Jako główny parametr przetrwania autorzy przyjęli średnią roczną temperaturę, uwzględniając również maksymalne średnie miesięczne oraz roczne sumy opadów na lądach. Zastosowali 22 modele klimatyczne, uwzględniając trzy spośród scenariuszy emisji gazów cieplarnianych opracowane przez IPCC (2014): RCP2.6, RCP4.5 i RCP8.5. Scenariusz RCP2.6 zakłada znaczną redukcję wymuszenia



radiacyjnego oraz stabilizację ilości CO₂ na poziomie 400 ppm pod koniec stulecia i utrzymanie wzrostu średniej temperatury o 1,6°C względem epoki przedindustrialnej. Ze względu na obecny poziom wymuszenia radiacyjnego (poziom 400 ppm został już przekroczony), scenariusz ten jest mało realny. RCP8.5 to ścieżka, w której emisja gazów cieplarnianych nadal rośnie bez ograniczeń (tzw. scenariusz „business as usual”), co może prowadzić do wzrostu średniej globalnej temperatury o 4,3°C do 2100 r. Scenariusz RCP4.5 jest jedną ze ścieżek pośrednich i przewiduje umiarkowane ograniczenie emisji oraz wzrost temperatury o ponad 2°C w 2100 r. w porównaniu do okresu przedindustrialnego (van Vuuren i in., 2011; IPCC, 2014). Uzyskane przez Trisosa, Merowa i Pigota (2020) wyniki wskazują, że w pesymistycznym scenariuszu RCP8.5, do 2100 r. w przypadku 81% lądowych i 37% morskich zespołów gatunków, co najmniej jeden z nich będzie doświadczać średnich rocznych temperatur wyższych niż kiedykolwiek w swojej historii. Choć wzrost temperatury będzie najbardziej widoczny w strefach podbiegunowych, to szczególnie narażone będą organizmy zamieszkujące strefę międzyzwrotnikową. Regiony te charakteryzują się bowiem stosunkowo małą zmiennością warunków klimatycznych, a dla wielu gatunków obecne warunki stanowią już granicę ich zdolności adaptacyjnej (Trisos, Merow i Pigot, 2020). W 2100 r., spośród 68% lądowych i 39% morskich międzyzwrotnikowych zespołów gatunków, przynajmniej 20% ich składowych gatunków będzie narażonych na ekstremalne temperatury i opuści swoją historyczną niszę klimatyczną, co doprowadzi do spadku bioróżnorodności (Hooper i in., 2012; Newbold i in., 2016). W pozostałych regionach zmiany te dotkną jedynie 7% zespołów lądowych i 1% morskich (Trisos, Merow i Pigot, 2020).

Analizy przeprowadzone przez Wudu i in. (2023) wskazują natomiast, że w scenariuszu globalnego ocieplenia o 1,5°C – 6% owadów, 8% roślin i 4% kręgowców straci ponad połowę swojego zasięgu geograficznego w wyniku zmian klimatu. Przy ociepleniu o 2°C przewiduje się, że wartości wyniosą odpowiednio 18% owadów, 16% roślin i 8% kręgowców, natomiast w przypadku przyszłego ocieplenia przekraczającego 3°C w stosunku do okresu przedindustrialnego, prognozuje się, że 49% owadów, 44% roślin i 26% kręgowców utraci ponad połowę swojego historycznego zasięgu geograficznego (Wudu i in., 2023).

Co oczywiste, nie można analizować utraty różnorodności biologicznej wyłącznie ze względu na zmiany klimatu, ponieważ inne zmiany środowiskowe spowodowane przez człowieka, takie jak utrata i degradacja siedlisk, nadmierna eksploatacja zasobów biologicznych



i wprowadzanie gatunków obcych, również wpływają na różnorodność biologiczną i ekosystemy (Newbold i in., 2016; Shivanna, 2022). W tym kontekście obszary pogórnice z jednej strony są przykładem negatywnego wpływu działalności człowieka na bioróżnorodność, z drugiej strony stanowią nowo powstały zasób przestrzenny i przyrodniczy, który przez prawidłowo prowadzony proces rekultywacji może znacząco przyczynić się do adaptacji i mitygacji zmian klimatu (Lindenmayer, Thorn i Banks, 2017; Vasiliev, 2022).

1.3. WPŁYW REKULTYWACJI NA BIORÓŻNORODNOŚĆ I ZACHOWANIE EKOSYSTEMÓW

Działania rekultywacyjne mogą odgrywać kluczową rolę we wspieraniu ekosystemów i zagrożonych gatunków w lepszej adaptacji do zmian klimatu przez poprawę jakości siedlisk, zwiększenie bioróżnorodności oraz odporności na negatywne skutki zmian środowiskowych.

Rekultywacja to proces polegający na przywracaniu wartości użytkowych i przyrodniczych terenom zniszczonym przez działalność gospodarczą człowieka lub czynniki naturalne (Siuta, 2000; Manczarski, 2008). Proces rekultywacji terenów i gruntów przemysłowych z założenia powinien zostać przeprowadzony, gdy niemożliwe jest ich dalsze wykorzystywanie do prowadzenia działalności bądź w terminie do czterech lat od momentu zaprzestania działalności przemysłowej. Zgodnie z obowiązującym prawem rekultywacja gruntów obejmuje

nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym lub zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych przez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg (Ustawa, 1995).

Zgodnie z zapisami art. 20 ust. 3 ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych, „rekultywację i zagospodarowanie gruntów planuje się, projektuje i realizuje na wszystkich etapach działalności przemysłowej” (Ustawa, 1995).

Przywoływana Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych oraz norma Górnictwo odkrywkowe. Rekultywacja. Ogólne wytyczne projektowania (PN-G, 2002) zawierają ograniczoną klasyfikację kierunków rekultywacji i zagospodarowania, dając jednocześnie nieograniczone możliwości ukryte w sformułowaniach „inny” lub „specjalny”. Są to odpowiednio kierunki: rolny, leśny i inny według ustawy oraz rolny, leśny, komunalny, wodny i specjalny według normy. W literaturze przedmiotu istnieje natomiast bardzo wiele klasyfikacji kierunków



rekultywacji (Ostręga i Uberman, 2010; Cheng i in., 2011; Frantál i in., 2012; Ostręga, 2021). Jako kierunek rekultywacji należy rozumieć sposób docelowego zagospodarowania terenu wymagającego przeprowadzenia działań naprawczych. Z ustalonego kierunku rekultywacji wynika zakres prac, na który mogą składać się: działania techniczne związane z odpowiednim ukształtowaniem terenu, w tym wyrobisk i zwałowisk, oczyszczanie gleby i ziemi, likwidacja zanieczyszczeń, zabezpieczenie infrastruktury technicznej, budowa systemu komunikacji i odwodnienia, budowa urządzeń hydrotechnicznych dla wspomaganego napełniania wyrobisk wodami z rzek oraz zabiegi biologiczne polegające na tworzeniu warunków sprzyjających rozwojowi docelowego ekosystemu, przez wprowadzenie odpowiednich gatunków roślin i zwierząt (Ostręga i Uberman, 2010). O wyborze odpowiedniego kierunku rekultywacji decyduje wiele czynników: formalnoprawnych (m.in. struktura własności gruntów, zapisy dokumentów planistycznych, wynikające z przepisów prawa formy ochrony przyrody czy zabytków), środowiskowych (uwzględniających wartości siedlisk przyrodniczych i wartości krajobrazowe danego obszaru oraz występujące zagrożenia środowiska), technicznych (geologiczno-inżynierskich), przestrzennych, hydrologicznych, ekonomicznych (związanych z kosztami rekultywacji i kosztami utrzymania zagospodarowanego obszaru lub obiektu oraz opłacalnością inwestycji), kulturowych i społecznych (Ostręga i Uberman, 2010; Siedlecka i Cieślak, 2022).

Na podstawie analizy literatury, za Ostręgą i Ubermanem (2010) w tabeli 1.1 przedstawiono klasyfikację kierunków rekultywacji, z ich podziałem na ogólne i szczegółowe.

Tabela 1.1. Kierunki rekultywacji (Cymerman, 1988; Maciejewska, 2000; Malewski i Kaźmierczak, 2001; Kasztelewicz, 2009; Ostręga i Uberman, 2010)

Kierunki ogólne	Kierunki szczegółowe (funkcje), przykłady
Leśny	Zalesienia o funkcjach: biotycznych, produkcyjnych i reprodukcyjnych (gospodarczych), ochronnych
	Zadrzewienia o charakterze krajobrazowym, parkowym, rekreacyjnym
Rolny	Uprawy, hodowla
Wodny	Rekreacyjny: kąpieliska, sporty wodne
	Gospodarczy, np. zbiorniki retencyjne, zbiorniki wody pitnej i wody przemysłowej
	Rybacki
	Przyrodniczy
Rekreacyjny	Wypoczynkowo-turystyczny, np. plaże, obiekty sportowo-rekreacyjne, bazy noclegowe, bazy gastronomiczne
	Sportowy, np. stoki narciarskie, trasy rowerowe, infrastruktura dla sportów tradycyjnych i ekstremalnych
	Kulturalny, np. teatry i amfiteatry, sceny, ekspozycje, sale wystawowe i koncertowe, galerie
Kulturowy	Kontemplacyjny, np. parki pamięci, miejsca pamięci, miejsca kultu religijnego
Dydaktyczny	Ścieżki tematyczne (edukacyjne), muzea, w tym muzea przemysłu, skanseny, ekomuzea, archiwa dokumentacji związanych z historią przemysłu, ośrodki szkoleniowe, pomniki historii, parki kulturowe





Kierunki ogólne	Kierunki szczegółowe (funkcje), przykłady
Przyrodniczy	Ochronny, np. rezerваты przyrody, użytki ekologiczne, obszary Natura 2000, pomniki przyrody, stanowiska dokumentacyjne, zespoły przyrodniczo-krajobrazowe, ochrona gatunkowa roślin, zwierząt i grzybów
	Zieleń nieurządzona: zadarnienie, zakrzewienie, zadrzewienie
Gospodarczy	Przemysłowy, np. parki przemysłowe
	Usługowy, np. inkubatory przedsiębiorczości, magazyny, sklepy, parkingi
	Komunalny: składowiska odpadów, oczyszczalnie ścieków
Mieszkaniowy	Budownictwo mieszkaniowe, socjalne, letniskowe

Najważniejszym aspektem zrównoważonej rekultywacji obszarów poprzemysłowych, dla większości wskazanych kierunków rekultywacji, jest dobór odpowiednich gatunków roślin do rekultywacji danego obszaru. Nowe ekosystemy, tworzone na zrehabilitowanych terenach, powinny składem i strukturą nawiązywać do lokalnych układów przyrodniczych, które funkcjonują na siedliskach nieprzekształconych (lasy, mokradła, ekosystemy wodne). Rodzime gatunki roślin i zwierząt są niezbędne dla utrzymania równowagi ekologicznej i funkcjonalności zrehabilitowanych ekosystemów. Z punktu widzenia ochrony bioróżnorodności w zmieniających się warunkach klimatycznych, w wyborze kierunku i zakresie działań rekultywacyjnych powinno się uwzględniać nie tylko początkowy stan ekosystemu, ale także konsekwencje prognozowanych zmian klimatu i zwiększenie odporności obszarów zurbanizowanych na ich skutki (Lindenmayer, Thorn i Banks, 2017). Należy także pamiętać, że działalność przemysłowa, związana z odkrywkowym i podziemnym wydobywaniem węgla, prowadzi często do nieodwracalnych zmian w środowisku. Wyjściowy stopień degradacji terenu może uniemożliwiać wytworzenie się zbiorowisk o wysokim stopniu podobieństwa do układów naturalnych. Zmiany klimatu mogą również istotnie oddziaływać na warunki siedliskowe w obrębie rekultywowanego terenu pogórniczego. Rekultywacja takich terenów powinna zatem zakładać wytworzenie funkcjonalnego ekosystemu na zdegradowanych terenach i zapewnienie możliwości świadczenia usług ekosystemowych, a także poprawę jego odporności na zachodzące zmiany klimatu (Wójcik i Krzaklewski, 2019; Vasiliev, 2022). W przeciwieństwie do działań mających na celu odtworzenie różnorodności i funkcjonalności niezakłóconego ekosystemu (rewitalizacja), proces ten można określić terminem rehabilitacji ekosystemu.





1.4. DZIAŁANIA REKULTYWACYJNE W KONTEKŚCIE ADAPTACJI DO ZMIAN KLIMATU

Dobór kierunku rekultywacji terenu jest powiązany ze zmianami klimatu w dwóch aspektach:

- 1) Wynikająca z rekultywacji zmiana roślinności może wpłynąć na zmiany klimatu w skali lokalnej, bowiem pokrycie terenu może zwiększać lub zmniejszać średnie temperatury różnych obszarów nawet o kilka stopni. Na przykład wkraczanie lasów na tereny zajmowane pierwotnie (do początku XVIII w.) przez tundrę, powoduje spadek albedo, w wyniku czego obszary te, które i tak nagrzewają się obecnie najszybciej, nagrzewają się jeszcze bardziej (Lamptey, Barron i Pollard, 2005). Zróżnicowanie wpływu zależy oczywiście od wielu innych czynników – ze względu na fakt, że w miejscu wyciętych lasów, na wielu obszarach powstają pola uprawne, a rolnictwo jest przecież odpowiedzialne za znaczącą część światowej emisji gazów cieplarnianych – całkowity skumulowany udział wylesienia w globalnym ociepleniu od 1850 r. wynosi nawet do 40% (Scott i in., 2018).
- 2) Zmiany klimatu mogą również znacząco wpłynąć na praktykę i wyniki rekultywacji ze względu na zmienione warunki biofizyczne, które będą dominować w przyszłości. Ze względu na – możliwy do zaobserwowania na podstawie analizy scenariuszy klimatycznych – znaczny stopień niepewności co do zakresu zmian klimatu zarówno w skali globalnej, jak i w skali regionalnej (Harris i in., 2006), planowanie działań rekultywacyjnych musi uwzględniać scenariusze zmian klimatu opracowane dla regionu klimatycznego, w którym działania te są prowadzone. W tym celu zaleca się korzystanie z wypróbowanych i przetestowanych lokalnych modeli opracowanych dla scenariuszy zmian klimatu, a w przypadku ich braku, korzystanie z modeli opracowanych dla szerszych obszarów geograficznych. Niepewność co do zmian klimatu może stanowić istotny czynnik utrudniający podjęcie decyzji co do ostatecznego kierunku rekultywacji (Lavendel, 2003).

Wiedza na temat interakcji między czynnikami klimatycznymi, w tym ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi, a uwarunkowaniami środowiskowymi i przestrzennymi, ekosystemami i gospodarką, stanowi zatem podstawę skutecznego planowania oraz realizacji działań rekultywacyjnych i rehabilitacji terenów przemysłowych i poeksploatacyjnych. Działania rekultywacyjne powinny uwzględniać konsekwencje przewidywanych zmian klimatycznych oraz zwiększać odporność obszarów poeksploatacyjnych na ich skutki. Jednocześnie dla prawidłowo zarządzanej rekultywacji terenu nie powinna być rozwijana tylko pokrywa roślinna





dostosowana do zmieniających się warunków pogodowych, ale także wprowadzane gatunki roślin i zwierząt, które będą miały jak największy potencjał do dostarczania usług ekosystemowych, które zapewnią adaptację do zmian klimatu (np. regulacja temperatury i poprawa jakości powietrza, ograniczenie erozji, poprawa retencji i oczyszczania wód, regulacja chorób i szkodników, zapylenie roślin, sekwestracja CO₂).

W wyniku analiz przeprowadzonych w ramach projektu REECOL zidentyfikowano kluczowe czynniki klimatyczne i dokonano analizy ich wpływu na wybrane kierunki rekultywacji – możliwe do realizacji na pilotażowym terenie pogórnym w województwie śląskim. Wpływ czynników klimatycznych przedstawiono w tabeli 1.2.

Tabela 1.2. Wpływ czynników klimatycznych na kierunki rekultywacji

Kierunek rekultywacji	Wpływ kluczowych czynników klimatycznych
Rolny	• Intensywne opady deszczu mogą prowadzić do erozji gleby, wypłukiwania składników odżywczych oraz zalania gruntów rolnych, co obniża żyzność gleby i utrudnia wzrost roślin. • Długotrwałe okresy bez deszczu i susze poważnie obniżają wilgotność gleby i zwiększają ryzyko degradacji gleby oraz jej pustynnienia. • Fale upałów mogą powodować stres cieplny u roślin, zmniejszać plony oraz zwiększać zapotrzebowanie na nawadnianie. Mogą także pogłębiać degradację gleby przez zwiększenie szybkości parowania. • Niespodziewane przymrozki mogą uszkodzić lub zniszczyć rośliny, zwłaszcza te nieprzystosowane do zimowych warunków, co może prowadzić do poważnych strat. Konieczne jest więc dobieranie odpowiednich typów roślinności, zależnie od warunków brzegowych danego obszaru. • Silne wiatry/huragany mogą powodować uszkodzenia fizyczne roślin, zwiększać erozję gleby oraz rozprzestrzeniać szkodniki i choroby.
Leśny	• Nadmierne opady deszczu mogą prowadzić do erozji gleby i osuwisk, destabilizując młode drzewa i zmywając sadzonki. Ma to negatywny wpływ na tworzenie stabilnego ekosystemu leśnego. • Wysokie temperatury i fale upałów mogą prowadzić do zwiększonej śmiertelności drzew, obniżenia tempa ich wzrostu oraz zwiększenia ryzyka pożarów lasów, które mogą zniszczyć nowo posadzone lasy. • Przymrozki mogą uszkodzić młode drzewa, zmniejszając ich wskaźnik przeżywalności, co utrudnia zakładanie stabilnej pokrywy leśnej. • Intensywne (huraganowe) wiatry mogą powodować wiatrolomy i uszkadzać struktury leśne, co jest szczególnie szkodliwe dla młodych, niedawno posadzonych lasów. • Susze mogą prowadzić do usychania drzew oraz zmniejszenia tempa wzrostu i zwiększenia podatności lasów na szkodniki i choroby. Zwiększają także ryzyko pożarów lasów.
Wodny	• Intensywne opady deszczu mogą prowadzić do spływu powierzchniowego, powodując osadzanie się osadów w zbiornikach wodnych oraz pogarszając jakość wody. Mogą również przeciążać systemy odwadniające, prowadząc do powodzi. • Podwyższone temperatury mogą prowadzić do wzrostu tempa parowania, co obniża dostępność wody w zbiornikach i mokradłach. Sprzyjają także rozwojowi zakwitów glonów, które pogarszają jakość wody. • Przymrozki mogą wpłynąć na ekosystemy wodne, zmieniając temperaturę wody oraz powodując tworzenie się lodu, co może wpływać na życie wodne i jakość wody. • Silne wiatry mogą prowadzić do wzrostu osadzania się cząstek w wodzie i zwiększać mętność, co wpływa na jakość wody i siedliska wodne. • Długotrwałe susze zmniejszają poziom wody w zbiornikach, mokradłach i rzekach, co negatywnie wpływa na dostępność i jakość wody. Może to również prowadzić do wzrostu stężenia zanieczyszczeń (ryzyko eutrofizacji).



Kierunek rekultywacji	Wpływ kluczowych czynników klimatycznych
Rekreacyjny	• Powodzie i erozja mogą uszkodzić infrastrukturę, taką jak ścieżki i miejsca piknikowe, oraz obniżyć estetyczną i użytkową wartość tych obszarów. • Długotrwałe upały mogą zarówno spowodować zmniejszenie ruchu turystycznego, jak i wzrost kosztów utrzymania z powodu uszkodzeń infrastruktury spowodowanych przez wysokie temperatury. • Przymrozki mogą powodować uszkodzenia roślinności, a także zwiększać zagrożenie dla odwiedzających dany teren, ze względu na oblodzenie infrastruktury. • Silne wiatry mogą uszkodzić infrastrukturę, taką jak ławki, schronienia i tablice informacyjne oraz stworzyć niebezpieczne warunki dla odwiedzających.

Źródło: opracowanie własne, w ramach prac projektu REECOL².

1.5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Tereny zdegradowane w wyniku działalności górniczej stanowią ważny zasób przestrzenny, który może zostać efektywnie wykorzystany w procesach adaptacyjnych terenów zurbanizowanych do zmian klimatu. W tym kontekście kluczowe jest właściwe określenie docelowego kierunku rekultywacji i sposobu zagospodarowania terenu pogórniczego. W procesie wypracowania założeń rekultywacyjnych należy uwzględnić zarówno wyjściowy stopień degradacji terenu, jak i zapotrzebowanie na konkretne usługi ekosystemowe w kontekście przewidywanych zmian klimatu. Jednocześnie zarówno wybór docelowego sposobu rekultywacji, jak i selekcja gatunków roślin i zwierząt wykorzystywanych w procesach rekultywacji biologicznej, powinny uwzględniać prognozowane lokalne zmiany czynników klimatycznych oraz ich wpływ na przyszłe warunki siedliskowe.

Optymalnie zaprojektowany i przeprowadzony proces rekultywacji terenów pogórnich, na których doszło do nieodwracalnych zmian stanu środowiska, powinien zakładać utworzenie ekosystemów o najwyższym potencjale do świadczenia usług ekosystemowych, a nie bezwzględne przywracanie warunków pierwotnych. Jednocześnie, w celu ochrony bioróżnorodności, należy dążyć do tego, aby kształtowane ekosystemy były w jak największym stopniu podobne do układów naturalnych i seminaturalnych. Ze względu jednak na charakter terenów pogórnich będą to ekosystemy odbiegające składem i strukturą od układów wykształconych na siedliskach nieprzekształconych.

Rozdział powstał w wyniku realizacji projektu pn. *Ecological rehabilitation and long-term monitoring of post-mining areas* (REECOL), współfinansowanego ze środków Funduszu Badawczego Węgla i Stali (101112657-REECOL) oraz ze środków polskiego Ministerstwa Nauki i Szkolnictwa Wyższego w ramach programu pn. Projekty Międzynarodowe Współfinansowane (W100/FBWIS/2023).

² Projekt REECOL – *Ecological rehabilitation and long-term monitoring of post-mining areas*, realizowany w latach 2023–2026 przez międzynarodowe konsorcjum złożone z 12 partnerów reprezentujących instytucje badawcze i partnerów przemysłowych, w tym przedsiębiorców górniczych z pięciu krajów: Polski, Czech, Francji, Grecji i Słowenii. Projekt finansowany jest ze środków Funduszu Badawczego Węgla i Stali.





LITERATURA

- Ackerman F., Staunton E. A. (2008): The cost of climate change: what we'll pay if global warming continues unchecked. Report for Natural Resources Defence Council (NRDC), <https://www.nrdc.org/sites/default/files/cost.pdf> (dostęp: 11.12.2023).
- Beck H. E., McVicar T. R., Vergopolan N., Berg A., Lutsko N. J., Dufour A., Zeng Z., Jiang X., van Dijk A. I. J. M., Miralles D. G. (2023): High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901–2099 based on constrained CMIP6 projections. *Scientific Data*, Vol. 10(1), 724.
- Beck H. E., Zimmermann N. E., McVicar T. R., Vergopolan N., Berg A., Wood E. F. (2018): Present and future Köppen-Geiger climate classification maps at 1 km resolution. *Scientific Data*, Vol. 5(1), 180214.
- Cheng F., Geertman S., Kuffer M., Zhan Q. (2011): An integrative methodology to improve brownfield redevelopment planning in Chinese cities: A case study of Futian, Shenzhen. *Computers, Environment and Urban Systems*, Vol. 35, 388-398.
- Collins M., Knutti R., Arblaster J., Dufresne J.-L., Fichet F., Friedlingstein P., Gao X., Gutowski W. J., Johns T., Krinner G., Shongwe M., Tebaldi C., Weaver A. J., Wehner M. (2013): Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. W: T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, P. M. Midgley (Red.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (s. 1029-1136). New York, Cambridge University Press.
- Cook J., Nuccitelli D., Green S. A., Richardson M., Winkler B., Painting R., Way R., Jacobs P., Skuce A. (2013): Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. *Environmental Research Letters*, Vol. 8(2), 024024.
- Cymerman R. (1988): *Rekultywacja gruntów zdewastowanych*. Skrypty Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie. Olsztyn, Wydawnictwo ART.
- Doran P. T., Zimmerman M. K. (2009): Examining the Scientific Consensus on Climate Change. *Eos Transactions American Geophysical Union*, Vol. 90(3), 22.
- Frantál B., Klusáček P., Kunc J., Martinát S. (2012): Report on results of survey on brownfield regeneration and statistical analysis information. Project acronym: Timbre FP7-ENV-2010.3.1.5-2. Contract no. 265364 (niepublikowana).
- Harris J. A., Hobbs R. J., Higgs E., Aronson J. (2006): Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, Vol. 14(2), 170-176.
- Hooper D. U., Adair E. C., Cardinale B. J., Byrnes J. E. K., Hungate B. A., Matulich K. L., Gonzalez A., Duffy J. E., Gamfeldt L., O'Connor M. I. (2012): A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, Vol. 486(7401), 105-108.
- Hughes T. P., Kerry J. T., Baird A. H., Connolly S. R., Dietzel A., Eakin C. M., Heron S. F., Hoey A. S., Hoogenboom M. O., Liu G., McWilliam M. J., Pears R. J., Pratchett M. S., Skirving W. J., Stella J. S., Torda G. (2018): Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, Vol. 556(7702), 492-496.
- IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Bonn, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services.
- IPCC (1995): *Climate Change 1995: The IPCC Second Assessment Report. Scientific-Technical Analyses of Impacts, Adaptations, and Mitigation of Climate Change*. Geneva, The Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (1998): Principles Governing IPCC Work (Annex 7), <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/09/ipcc-principles.pdf> (dostęp: 22.02.2020).
- IPCC (2007): *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, The Intergovernmental Panel on Climate Change.



IPCC (2014): Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva, The Intergovernmental Panel on Climate Change.

IPCC (2019): Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. Geneva, The Intergovernmental Panel on Climate Change.

Janson E., Markowska M., Łabaj P., Wrana A., Zawartka P. (2020): A preliminary assessment of climate change impacts – implications for mining activity in Polish coal regions. *Archives of Mining Sciences*, Vol. 65(3), 703-717.

Karl T. R., Melillo J. M., Peterson T. C., Red. (2009): *Global Climate Change Impacts in the United States*. New York, Cambridge University Press.

Kasztelawicz Z. (2009): *Rekultywacja i rewitalizacja kopalń węgla brunatnego na przykładzie Kopalni Bełchatów*. Kraków, Wydawnictwa AGH.

Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B., Rubel F. (2006): World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 15(3), 259-263.

Kundzewicz Z. W., Hov Ø., Okruszko T., Red. (2017): *Zmiany klimatu i ich wpływ na wybrane sektory w Polsce (CHASEPL project)*. Poznań, Instytut Środowiska Rolniczego i Leśnego PAN.

Lamprey B. L., Barron E. J., Pollard D. (2005): Simulation of the relative impact of land cover and carbon dioxide to climate change from 1700 to 2100. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Vol. 110(D20).

Lavendel B. (2003): *Ecological Restoration in the Face of Global Climate Change: Obstacles and Initiatives*. Ecological Restoration, Vol. 21(3), 199-203.

Lemmen D. S., Warren F., Lacroix J., Bush E. (2008): *From impacts to adaptation: Canada in a changing climate 2007*. Ottawa, Government of Canada.

Lindenmayer D., Thorn S., Banks S. (2017): Please do not disturb ecosystems further. *Nature Ecology & Evolution*, Vol. 1(2), 1-3.

Lotterhos K. E., Láruson Á. J., Jiang L.-Q. (2021): Novel and disappearing climates in the global surface ocean from 1800 to 2100. *Scientific Reports*, Vol. 11(1), 15535.

Maciejewska A. (2000): *Rekultywacja i ochrona środowiska w górnictwie odkrywkowym*. Warszawa, Politechnika Warszawska.

Malewski J., Kaźmierczak U. (2001): Koncepcja systematyki kierunków rekultywacji. *Kopaliny Pospolite*, nr 7, 9-10.

Manczarski P. (2008): *Wytyczne w zakresie wymagań dla procesów rekultywacji, w tym makroniwelacji, prowadzonych przy użyciu odpadów*. Warszawa, Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej.

Masson-Delmotte V., Zhai P., Pirani A., Connors S. L., Péan C., Berger S., Caud N., Chen Y., Goldfarb L., Gomis M. I., Huang M., Leitzell K., Lonnoy E., Matthews J. B. R., Maycock T. K., Waterfield T., Yelekçi Ö., Yu R., Zhou B., Red. (2021): *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.

National Research Council (2001): *Climate change science: An analysis of some key questions*. Committee on the Science of Climate Change. Washington, D.C., National Academy Press.

Newbold T., Hudson L. N., Arnell A. P., Contu S., De Palma A., Ferrier S., Hill S. L. L., Hoskins A. J., Lysenko I., Phillips H. R. P., Burton V. J., Chang C. W. T., Emerson S., Gao D., Pask-Hale G., Hutton J., Jung M., Sanchez-Ortiz K., Simmons B. I., Purvis A. (2016): Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, Vol. 353(6296), 288-291.

Oreskes N. (2004): Beyond the Ivory Tower: The Scientific Consensus on Climate Change. *Science*, Vol. 306(5702), 1686.

Ostręga A. (2021): Czynniki oraz kierunki rekultywacji i zagospodarowania. *Kruszywa*, nr 4/2021.

Ostręga A., Uberman R. (2010): Kierunki rekultywacji i zagospodarowania – sposób wyboru, klasyfikacja i przykłady. *Górnictwo i Geoinżynieria*, R. 34(4), 445-461.





Pecl G. T., Araújo M. B., Bell J. D., Blanchard J., Bonebrake T. C., Chen I.-C., Clark T. D., Colwell R. K., Danielsen F., Evengård B., Falconi L., Ferrier S., Frusher S., Garcia R. A., Griffis R. B., Hobday A. J., Janion-Scheepers C., Jarzyna M. A., Jennings S., Williams S. E. (2017): Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, Vol. 355(6332), eaai9214.

PN-G (2002): PN-G-07800:2002 Górnictwo odkrywkowe. Rekultywacja. Ogólne wytyczne projektowania.

Reidmiller D. R., Avery C. W., Easterling D. R., Kunkel K. E., Lewis K. L. M., Maycock T. K., Stewart B. C., Red. (2018): Impacts, Risks, and Adaptation in the United States: Fourth National Climate Assessment, Vol. 2. Washington, D.C., U.S. Global Change Research Program.

Rubel F., Kottke M. (2010): Observed and projected climate shifts 1901–2100 depicted by world maps of the Köppen-Geiger climate classification. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 19(2), 135-141.

Scott C. E., Monks S. A., Spracklen D. V., Arnold S. R., Forster P. M., Rap A., Äijälä M., Artaxo P., Carslaw K. S., Chipperfield M. P., Ehn M., Gilardoni S., Heikkinen L., Kulmala M., Petäjä T., Reddington C. L. S., Rizzo L. V., Swietlicki E., Vignati E., Wilson C. (2018): Impact on short-lived climate forcers increases projected warming due to deforestation. *Nature Communications*, Vol. 9(1), 157.

Shivanna K. R. (2022): Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. *Proceedings of the Indian National Science Academy*, Vol. 88(2), 160-171.

Siedlecka E., Cieślak A. (2022): Rozwiązania rekultywacji zdegradowanych terenów pokopalnianych. W: A. Rosińska, B. Karwowska, M. Madeja (Red.), *Inżynieria środowiska i biotechnologia – wyzwania i nowe technologie* (s. 271-293). Częstochowa, Wydawnictwo Politechniki Częstochowskiej.

Siuta J. (2000): *Ochrona i rekultywacja gruntów*. Lublin, Polskie Towarzystwo Inżynierii Ekologicznej.

Sunday J. M. (2020): The pace of biodiversity change in a warming climate. *Nature*, Vol. 580(7804), 460-461.

Trisos C. H., Merow C., Pigot A. L. (2020): The projected timing of abrupt ecological disruption from climate change. *Nature*, Vol. 580(7804), 496-501.

Urban M. C. (2015): Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, Vol. 348(6234), 571-573.

Ustawa (1995): Ustawa z dnia 3 lutego 1995 r. o ochronie gruntów rolnych i leśnych. Dz. U. 1995 nr 16 poz. 78, z późn. zm.

van Vuuren D. P., Edmonds J., Kainuma M., Riahi K., Thomson A., Hibbard K., Hurtt G. C., Kram T., Krey V., Lamarque J.-F., Masui T., Meinshausen M., Nakicenovic N., Smith S. J., Rose S. K. (2011). The representative concentration pathways: An overview. *Climatic Change*, Vol. 109, 5.

Vasiliev D. (2022): The Role of Biodiversity in Ecosystem Resilience. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 1072(1), 012012.

Walther G.-R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J.-M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature*, Vol. 416(6879), 389-395.

Wernberg T., Bennett S., Babcock R. C., de Bettignies T., Cure K., Depczynski M., Dufois F., Fromont J., Fulton C. J., Hovey R. K., Harvey E. S., Holmes T. H., Kendrick G. A., Radford B., Santana-Garcon J., Saunders B. J., Smale D. A., Thomsen M. S., Tuckett C. A., Wilson S. (2016): Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, Vol. 353(6295), 169-172.

Williams J. W., Jackson S. T., Kutzbach J. E. (2007): Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 104(14), 5738-5742.

Wójcik J., Krzaklewski W. (2019): Zalesienia jako metoda rekultywacji terenów bezglebowych w górnictwie węgla brunatnego w Polsce. *Inżynieria Ekologiczna*, Vol. 20(1), 24-37.

Wudu K., Abegaz A., Ayele L., Ybabe M. (2023): The impacts of climate change on biodiversity loss and its remedial measures using nature based conservation approach: A global perspective. *Biodiversity and Conservation*, Vol. 32(12), 3681-3701.





Wuebbles D. J., Fahey D. W., Hibbard K. A., Dokken D. J., Stewart B. C., Maycock T. K., Red. (2017): Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment. Vol. 1. Washington, D.C., U.S. Global Change Research Program.

Zabin C. J., Jurgens L. J., Bible J. M., Patten M. V., Chang A. L., Grosholz E. D., Boyer K. E. (2022): Increasing the resilience of ecological restoration to extreme climatic events. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Vol. 20(5), 310-318.



Karolina Jąderko-Skubis, Małgorzata Białowas

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy – Zakład Ochrony Wód

2. Problematyka waloryzacji środowiskowej terenów pogórnicznych w aspekcie oceny możliwości ich ponownego wykorzystania

2.1. WPROWADZENIE

Tereny przemysłowe, w tym pogórnice, po rewitalizacji mogą zyskać potencjał do ich ponownego wykorzystania. Proces waloryzacji jest jednak skomplikowany i wymaga ujęcia wieloaspektowego (Ravaz i in., 2024), w ramach którego należy także uwzględnić preferencje społeczne związane z planowanym użytkowaniem danego terenu (Huang i in., 2023). Na przestrzeni lat podejmowano liczne próby oceny terenów przemysłowych, zwłaszcza w kontekście ich wartości środowiskowej. Doświadczenia praktyczne wskazują, że z uwagi na konieczność uwzględnienia wielu kryteriów i zmienności czynników wpływających na końcową ocenę terenów, trudno jest przyjąć jednolite podejście do waloryzacji. Szczególnie trudne jest opracowanie spójnego systemu, który umożliwiłby kompleksową ocenę tych obszarów pod kątem ich dalszego wykorzystania. Waloryzacja terenów pogórnicznych w kontekście środowiskowym jest kluczowym procesem. Ma on na celu m.in. ocenę i ochronę wartości przyrodniczych obszarów dotkniętych działalnością górnictw, posiada także szczególne znaczenie w całym procesie przekształcania terenu w celu przywrócenia go do obiegu społeczno-gospodarczego oraz odzyskania zdolności do funkcjonowania w strukturze miasta (Yu, Luo i Ni, 2024). Tereny te, z uwagi na intensywną eksploatację zasobów naturalnych, często podlegają degradacji środowiskowej, co skutkujeubożeniem bioróżnorodności, zmianą struktury gleby, zanieczyszczeniem wód gruntowych i powierzchniowych, a także występowaniem innych negatywnych skutków w lokalnych ekosystemach. W związku z tym waloryzacja takich terenów stanowi narzędzie umożliwiające ocenę stopnia ich degradacji oraz określenia możliwości ich regeneracji i ponownego wykorzystania w sposób zrównoważony.

Istotne jest uwzględnienie wielu kryteriów ekologicznych, co pozwoli na kompleksową ocenę wartości środowiskowej terenów pogórnicznych. Wśród nich można wskazać m.in. jakość gleby, strukturę bioróżnorodności, stan wód gruntowych i powierzchniowych, obecność zanieczyszczeń chemicznych, które mogą mieć długotrwały wpływ na stan ekosystemu oraz na zdrowie okolicznych mieszkańców (Ma i in., 2022). Ważnym elementem procesu wa-



loryzacji jest analiza możliwości przywrócenia terenu do stanu umożliwiającego jego ponowne wykorzystanie jako nowej przestrzeni do celów rekreacyjnych czy leśnych, co może wspierać procesy ekologiczne i poprawiać jakość życia ludzi. Podejście wielopłaszczyznowe jest istotne dla zrozumienia złożoności przemian, jakim podlegają tereny pogórnice, a także dla integracji lokalnej społeczności i zapewnienia partycypacji społecznej w całym procesie, mającym na celu nadanie terenom pogórnicy nowych funkcji (Kozłowska-Woszczycka i Pactwa, 2024), z uwzględnieniem adaptacji do zmian klimatu (Harris i in., 2006).

We współczesnych podejściach do waloryzacji terenów pogórnicy zwraca się szczególną uwagę na zrównoważony rozwój, który łączy aspekt ochrony środowiska z potrzebami gospodarczymi i społecznymi (Kozłowska-Woszczycka i Pactwa, 2024). Wsparciem dla skutecznej waloryzacji mogą być także narzędzia informatyczne, takie jak systemy informacji geograficznej (GIS), które umożliwiają precyzyjne mapowanie, monitorowanie oraz analizowanie zmian struktury środowiska w czasie. Pozwala to na identyfikację najbardziej zagrożonych obszarów i wskazanie efektywnych metod ich rekultywacji, z uwzględnieniem ochrony bioróżnorodności i zachowania równowagi ekologicznej. Należy także wskazać na rosnącą rolę takich działań w kontekście adaptacji do zmian klimatu. Tereny pogórnice, dzięki ich ponownemu zagospodarowaniu, mogą oferować usługi ekosystemowe, takie jak poprawa jakości wód i retencja wody, oczyszczanie powietrza, sekwestracja dwutlenku węgla, ochrona gleb, co zwiększa ich wartość środowiskową (von Döhren i Haase, 2023; Gao i in., 2024).

W rozdziale dokonano przeglądu i analizy istniejących metod waloryzacji terenów pogórnicy ze szczególnym uwzględnieniem kryteriów ekologicznych, a także rozwiązań wspomagających zarządzanie informacjami przestrzennymi o tych terenach. Zrealizowane badania oparto na dwóch głównych ścieżkach: teoretycznej, obejmującej przegląd literatury przedmiotu z zakresu waloryzacji terenów pogórnicy oraz praktycznej, polegającej na analizie wdrożeń systemów informatycznych wspomagających zarządzanie informacjami przestrzennymi o tych terenach – w tym celu przyjrano się przykładowym systemom i aplikacjom, które dotyczą terenów przemysłowych, w tym pogórnicy. Dokonano także analizy zakresu ich funkcjonalności w kontekście ocen środowiskowych. Przegląd literatury i analiza dotychczasowych rozwiązań informatycznych stanowiły podstawę wskazania kierunków rozwoju, które uwzględnią obecne standardy i wiedzę ekspercką w zakresie oceny wartości środowiskowej terenów pogórnicy.



2.2. POTENCJAŁ OBSZARÓW POGÓRNICZYCH

Tereny pogórnice pod względem technicznym, ekonomicznym, ekologicznym i społecznym budzą coraz większe zainteresowanie. Wykorzystanie terenów pogórnich i nadanie im nowych funkcji stwarza szansę na rozwój lokalny i regionalny. Pojawiają się nowe możliwości inwestycyjne, m.in. szansa na nowe inwestycje w odnawialne źródła energii i na zdobycie nowych rynków opartych na zielonej energetyce. Rekultywacja terenów zdegradowanych w wyniku działalności górniczej może także przyczynić się do zmniejszenia negatywnego wpływu działalności przemysłowej zarówno na środowisko, jak i na mieszkańców (Malec, Stańczak i Ricketts, 2023; Measham i in., 2024). Możliwość ponownego wykorzystania terenów pogórnich to zatem jedno z ważniejszych wyzwań, a jego osiągnięcie należy uznać za kluczowe dla zrównoważonego rozwoju, zgodnie z zasadami ładu przestrzennego (Dołzbłasz i Mucha, 2015; Malec, Stańczak i Ricketts, 2023).

Wpływ działalności górniczej jest widoczny na różnych płaszczyznach. Obok skutków w środowisku naturalnym, działalność górnicza doprowadziła także do zmian w stosunkach społecznych i gospodarczych. Obszary, na których była prowadzona działalność górnicza uległy przekształceniom, nastąpiła zmiana ich morfologii i degradacja roślinności, został zahamowany również rozwój osadnictwa. Jedną z możliwości przywrócenia lub nadania tym terenom nowych funkcji, a jednocześnie atrakcyjności środowiskowej, gospodarczej i społecznej, jest ich właściwe, kompleksowe ponowne zagospodarowanie (Białecka i Biały, 2014).

Wpływ górnictwa na elementy środowiska może następować w sposób bezpośredni i/lub pośredni. Wpływ bezpośredni obejmuje głównie zajęcie terenów rolnych, leśnych i rekreacyjnych pod kopalnie i składowiska odpadów. Z kolei oddziaływanie pośrednie rozumiane jest jako wpływy eksploatacji górniczej, w tym przekształcenia geomechaniczne, degradacja gleby, zanieczyszczenie wód i atmosfery (Białek, Mielimąka i Czerwińska-Lubaszczuk, 2014). Należy rozpoznać korzyści, jakie może przynieść ponowne wykorzystanie terenów zdegradowanych. Mogą one bowiem obejmować przestrzenie o cennych wartościach użytkowych, zarówno w kontekście wartości przyrodniczych, jak i kulturowych, a także dla adaptacji do zmian klimatu. Istotne jest przystosowanie terenów poeksploatacyjnych do pełnienia nowych funkcji, przy wykorzystaniu ich naturalnej atrakcyjności oraz elementów antropogenicznych powsta-

tych podczas działalności wydobywczej (Fagiewicz, 2023; von Döhren i Hasse, 2023). Z uwagi na różnicowane cechy i właściwości wynikające z prowadzonej na danym obszarze działalności, wymagają one indywidualnego podejścia do identyfikacji istotnych dla nich usług ekosystemowych.

Podejście do zarządzania terenami pogórnymi ulegało zmianom na przestrzeni lat – od rekultywacji, która uwzględniała nadrzędność celów gospodarczych i przywrócenie produktywności biologicznej gruntów w kierunku rolniczym lub leśnym, po ekologiczną rewitalizację (ang. *ecological restoration*), opartą zarówno na przesłankach ekologicznych, jak i społecznych. Służy ona nie tylko odbudowie ekosystemów czy poprawie ich stanu, ale obejmuje także całokształt działań mających na celu zagospodarowanie terenu z uwzględnieniem uwarunkowań przyrodniczych, społecznych i kulturowych, także oczekiwań i zapotrzebowania lokalnych społeczności na konkretne typy przestrzeni. Fundament takiego podejścia stanowi odejście od postrzegania obszarów pogórnymi jako terenów zdegradowanych o niskiej wartości, na rzecz podejścia, że mogą one stanowić nowe przestrzenie o wysokim potencjale środowiskowym, społecznym i gospodarczym (Fagiewicz, 2023).



Rys. 2.1. Zmiana podejścia do terenów pogórnymi. Oprac. na podst. Fagiewicz (2023)



2.3. PRZYKŁADY WALORYZACJI TERENÓW POGÓRNICZYCH Z UWZGLĘDNIENIEM KRYTERIÓW EKOLOGICZNYCH

Zagadnienia związane z zarządzaniem terenami pogórnictwa oraz ich kompleksową oceną i wielokryterialną analizą, stanowiącą podstawę do opracowania scenariuszy przyszłego zagospodarowania, są kluczowym i aktualnym obszarem badawczym. Potwierdza to znaczna liczba publikacji naukowych oraz opracowań branżowych poświęconych tej tematyce (Sikorska-Maykowska, Walentek i Andrzejewska-Kubrak, 2017; Ros-Tonen, Reed i Sunderland, 2018; Campos i in., 2019). Bogata literatura przedmiotu tworzy szeroką bazę wiedzy, w której można znaleźć kryteria waloryzacji terenów przemysłowych. Przykładem jest opracowanie pt. „A new vision of sustainable management in mining and post-mining landscapes”, przygotowane przez interdyscyplinarny zespół 23 naukowców z Brazylii, Niemiec, Kanady, Chile i Peru (Campos i in., 2019). Praca ta zawiera rekomendacje w ramach czterech obszarów działań w zakresie górnictwa i gospodarki wodnej, skierowanych do szerokiego grona odbiorców. Na uwagę zasługuje jedno z czterech działań zidentyfikowanych dla górnictwa i gospodarki wodnej, tj. zrównoważone zarządzanie krajobrazem. Zaleca się opracowanie zintegrowanej i kompleksowej procedury zarządzania krajobrazem w celu zapewnienia integralności społecznej, gospodarczej i ekologicznej. Ma to na celu m.in. uniknięcie fragmentacji krajobrazu, degradacji gruntów i środowiska, a także przeciwdziałanie wyczerpywaniu zasobów naturalnych. Działaniami wspierającymi powinny być:

- 1) zdefiniowanie granic krajobrazu, który powinien być chroniony,
- 2) identyfikacja kluczowych funkcji i usług ekosystemów przez analizę i wycenę, przy założeniu, że krajobraz górniczy jest przestrzenią wielofunkcyjną,
- 3) zaangażowanie wszystkich zainteresowanych stron do procesu analizy, oceny, a także budowania strategii zarządzania wybranym terenem.

Warto podkreślić znaczenie indywidualnego podejścia do waloryzacji terenu. W literaturze wyróżnia się koncepcję zrównoważonego krajobrazu, która nie tylko wyznacza ramy, lecz stanowi także perspektywę dla kompleksowego i zrównoważonego planowania opartego na zasadach ekorozwoju (Ros-Tonen, Reed i Sunderland, 2018).

Waloryzacja terenów pogórnictwa jest także tematem prac dyplomowych m.in. rozprawy doktorskiej pt. „Uniwersalna metodyka waloryzacji terenu w strategicznym zarządzaniu



makroregionami na przykładzie obszarów krakowskiego i skierniewickiego” (Skrzypczak, 2012).

Kategorie walorów środowiskowych podzielono tam na pięć typów:

- 1) ekologiczny,
- 2) rolno-leśno-produkcyjny,
- 3) wodno-użytkowy,
- 4) krajobrazowy i kulturowe,
- 5) miejsca pobytu człowieka.

Co istotne, waloryzacja terenu w kontekście strategicznym jest oparta na obliczonej skumulowanej wartości kategorii walorów środowiska analizowanego obszaru. W pracy Sikorskiej-Maykowskiej, Walentek i Andrzejewskiej-Kubrak (2017) podjęto również problematykę waloryzacji geośrodowiskowej obszarów perspektywicznych występowania kopalin. W publikacji przywołano opracowane w poprzedniej pracy tych autorek narzędzie – „Kartę uwarunkowań środowiskowych”, która zawiera kluczowe informacje dla analizowanego obszaru, z uwzględnieniem podstawowych informacji ogólnych na temat: położenia (w tym położenia administracyjnego), warunków geologicznych wpływających na sposób eksploatacji złoża (w tym głębokość występowania kopalin) oraz spis elementów systemu przyrodniczo-krajobrazowego (np. przyrodnicze obszary prawnie chronione, kompleksy leśne czy główne zbiorniki wód podziemnych). Zgodnie z założeniami, każdą kartę uzupełnia szkic lokalizacji terenu względem analizowanych form ochrony przyrody i innych elementów systemu przyrodniczego/środowiskowego, które mogą stanowić potencjalne ograniczenie jego przyszłego zagospodarowania (Sikorska-Maykowska, Walentek i Andrzejewska-Kubrak, 2017).

Problematyka ochrony i racjonalnego wykorzystywania złóż kopalin również obejmuje waloryzację środowiskową, co przedstawiono np. w opracowaniu Niecia i Radwanek-Bąk (2014). Kryteria waloryzacji środowiskowej złóż, które znajdują również odzwierciedlenie w ocenie terenów poeksploatacyjnych, obejmują:

- 1) ochronę krajobrazu, przyrody i wód podziemnych,
- 2) ochronę gleb i lasów.

Nieć i Radwanek-Bąk (2014) zwrócili również uwagę na potrzebę zmiany postrzegania terenów pogórnich, nie tylko jako terenów zdegradowanych, ale także jako szansa na tworzenie nowych wartości na tych terenach, np. przyrodniczych – powstawanie nowych ekosystemów czy siedlisk, wartości krajobrazowych, geologiczno-turystycznych (np. obiekty

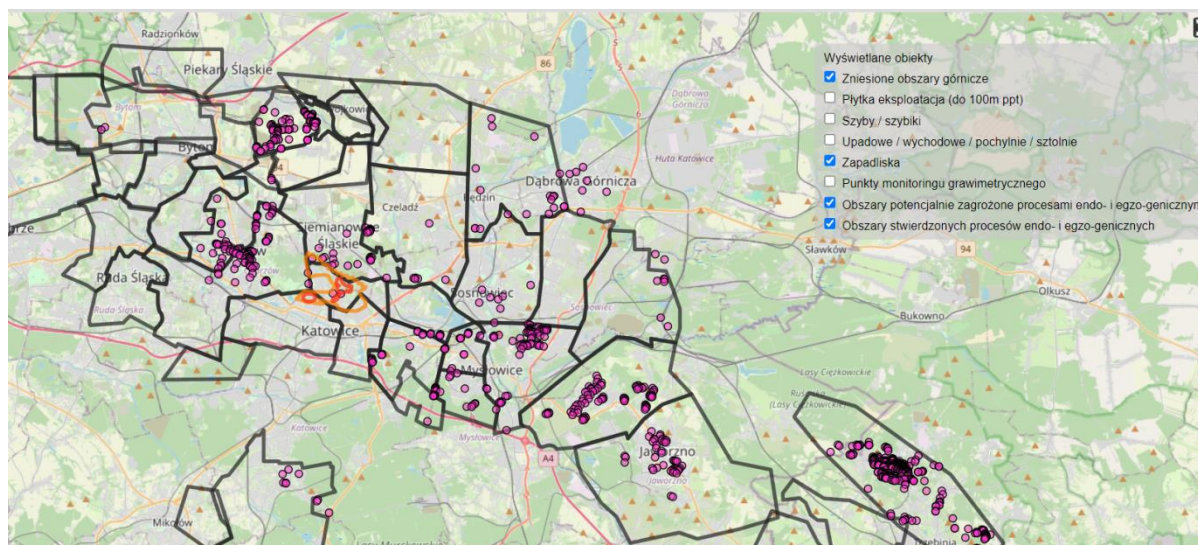


geoturystyczne) czy kulturowo-muzealnych. Istotna jest również możliwość wykorzystania potencjału tych terenów do działań związanych z adaptacją do zmian klimatu. Zwrócono również uwagę na estetykę środowiska, która poza oceną stanu terenu, jest istotnym kryterium w procesie planowania przestrzennego. Potwierdza to teza zawarta w pracy Sas-Bojarskiej i in. (2024), zgodnie z którą jakość krajobrazu powinna być podstawowym kryterium zarządzania przestrzenią i środowiskiem.

Autorskie podejście do waloryzacji można znaleźć również w pracy Kowalskiego i in. (2011), której celem było opracowanie metodyki oceny zagrożeń ze strony wyrobisk górniczych mających połączenie z powierzchnią, usytuowanych na terenach zlikwidowanych podziemnych zakładów górniczych. Kwestie środowiskowe przedstawiono tam w oparciu o podstawowe nieniszczące metody rozpoznawania warunków, tj. kartowanie geologiczne i badania geofizyczne, które obejmują m.in. górnicze przekształcenia terenu, warunki hydrograficzne, czy rozpoznawanie zasięgu przekształcenia środowiska geologicznego (Kowalski i in., 2011).

2.4. WALORYZACJA ŚRODOWISKOWA W SYSTEMACH INFORMATYCZNYCH I SYSTEMACH GEOPRZESTRZENNYCH

Wraz z rozwojem systemów do opisu przestrzeni geograficznej, zwanych systemami informacji przestrzennej, systemami informacji geograficznej (GIS), wzrosło zainteresowanie ich wykorzystaniem do wspomagania zarządzania przestrzenią. Pojawiają się aplikacje o zaawansowanych funkcjach wspomagających wybrane procesy. Jednym z przykładów jest Górnośląski System Informacji o Zagrożeniach Powierzchni na Terenach Zlikwidowanych Kopalń, wdrożony w Głównym Instytucie Górnictwa – Państwowym Instytucie Badawczym (Kotyrbą i in., 2016). System ten umożliwia publiczny dostęp do informacji o terenach pogórnich Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, ze szczególnym uwzględnieniem danych dotyczących deformacji powierzchni oraz charakterystyki pogórnich ruchów górotworu. Zakres udostępnionych informacji dla danego terenu umożliwia określenie jego kategorii geotechnicznej, jednak nie stanowi bezpośredniego wsparcia w procesie oceny ryzyka wystąpienia deformacji, a tym samym nie przesądza o przydatności danego terenu pogórnego do celów budowlanych (Kotyrbą i Siwek, 2019).

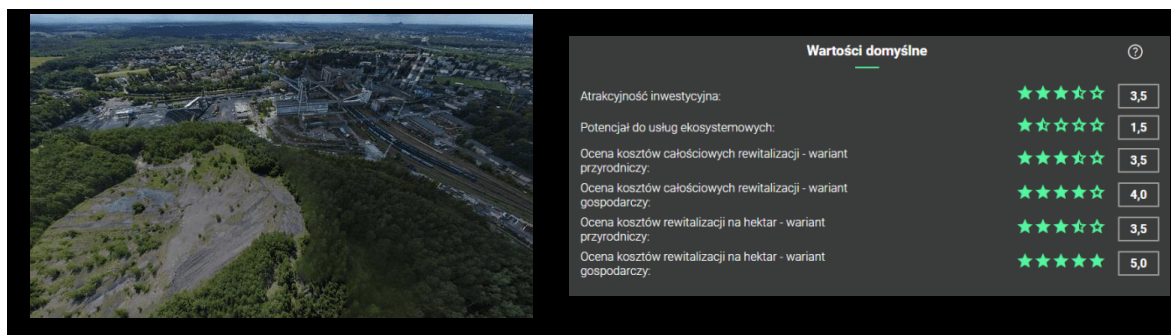


Rys. 2.2. Mapa zagrożeń terenów pogórniczych z lokalizacją zapadlisk oraz obszarami narażonymi na procesy endo- i egzogeniczne (Zapadliska, 2024)

Stworzone przez ekspertów Banku Światowego internetowe narzędzie LURA (2018) (ang. *Land Use Repurposing Application*) ma na celu wspomaganie oceny terenów górniczych pod kątem możliwości ich ponownego, produktywnego i efektywnego wykorzystania. Przy badaniu terenów pogórniczych należy wziąć pod uwagę pięć podstawowych kryteriów: lokalizację i możliwości ponownego zagospodarowania, stabilność i ryzyko geotechniczne, warunki hydrologiczne i topograficzne, warunki i ryzyko środowiskowe, a także możliwości rozwojowe (potencjał). Analiza obszaru według tych kryteriów wpływa na opracowanie scenariuszy zagospodarowania terenów pokopalnianych, wśród których wyróżnia się kierunki (Sprawiedliwa Transformacja, 2022):

- 1) produkcja i magazynowanie energii/produkcja przemysłowa/przetwarzanie odpadów,
- 2) rolnictwo/ogrodnictwo/leśnictwo,
- 3) rekreacja/turystyka,
- 4) parki biurowe/badawcze/technologiczne.

Funkcjonalności narzędzia LURA w polskich warunkach zostały np. wykorzystane w pracach dotyczących hałdy odpadów wydobywczych w Libiążu. Została ona podzielona na siedem stref, w tym na obszary odpowiednie dla parków biznesowych, instalacji fotowoltaicznych, celów rekreacyjnych ze szlakami pieszymi i rowerowymi (World Bank, 2022).



Rys. 2.3. Przykład terenu pogórniczego z oceną potencjału do świadczenia usług ekosystemowych (OPI TPP, 2020)

Dla wsparcia waloryzacji środowiskowej terenów pogórnich województwa śląskiego powstał system OPI TPP 2.0. Jest on rezultatem zrealizowanego projektu pn. „Rozbudowa systemu zarządzania terenami pogórnymi na terenie województwa śląskiego” (OPI TPP, 2020). Narzędzie to może być wykorzystywane do oceny możliwości ponownego wykorzystania terenów pogórnich zlokalizowanych na terenie Śląska. System OPI TPP 2.0 wyposażony jest m.in. w algorytm opracowany przez zespół autorski pn. „Potencjał do świadczenia usług ekosystemowych”, który jest oparty na ocenie stanu środowiska przyrodniczego dokonywanej dla każdego terenu pogórnego położonego w granicach województwa śląskiego. W ocenie tej są wykorzystywane zarówno wyniki inwentaryzacji przyrodniczej połączonej z identyfikacją obecnych elementów przyrody ożywionej i nieożywionej, jak i ich powiązania przestrzenne z sąsiednimi terenami. Algorytm uwzględnia także zapotrzebowanie na danym terenie np. na większą dostępność do zielonej infrastruktury czy zwiększenie atrakcyjności rekreacyjnej danej gminy. Wynik uzyskany przy zastosowaniu tego algorytmu jest poddawany klasyfikacji, a następnie prezentowany w formie pięciogwiazdkowej skali oceny (rys. 2.3).

Na etapie upublicznienia systemu OPI TPP 2.0 baza danych obejmowała 334 tereny pogórnice o łącznej powierzchni 5557 ha i 273 tereny przemysłowe o łącznej powierzchni 3683,3 ha. Możliwości, jakie daje system OPI TPP 2.0 mogą być wykorzystane do rozwiązywania problemów związanych z działalnością administracji samorządowej czy szeroko rozumianym biznesem. System stanowi także źródło danych niezbędnych do przeprowadzania szczegółowych analiz eksperckich czy inwestycyjnych, a także planowania procesów rewitalizacji w województwie śląskim. W ramach projektu pn. „Utworzenie systemu zarządzania terenami przemysłowymi WSL poprzez rozszerzenie istniejącego systemu zarządzania terenami pogórnymi (OPI TPP 3.0)” trwają obecnie prace nad rozbudową systemu OPI TPP



2.0 do wersji 3.0. Zostaną dodane nowe funkcjonalności i narzędzia oparte na zaawansowanych algorytmach przetwarzania danych o procesach środowiskowych i przestrzennych (OPI TPP, 2024).

Wśród rozwiązań zagranicznych można wskazać przeglądarkę Mining Remediation Authority Map Viewer udostępnioną przez brytyjski urząd ds. rekultywacji górnictwa w Wielkiej Brytanii (ang. The Mining Remediation Authority), gdzie przechowywane są dane dotyczące wydobycia (obecnego i przyszłego) węgla. System umożliwia graficzną wizualizację wybranych informacji dotyczących górnictwa węgla za pomocą przeglądarki. Funkcjonalność systemu jest ukierunkowana przede wszystkim na wspieranie procesów decyzyjnych w zakresie m.in. następujących zagadnień:

- identyfikacja czy nieruchomość znajduje się na obszarze dotkniętym działalnością wydobywczą węgla,
- ocena, czy konkretna lokalizacja znajduje się w obszarze wysokiego ryzyka,
- weryfikacja obecności złóż węgla i kopalń na powierzchni lub w jej bezpośrednim sąsiedztwie.

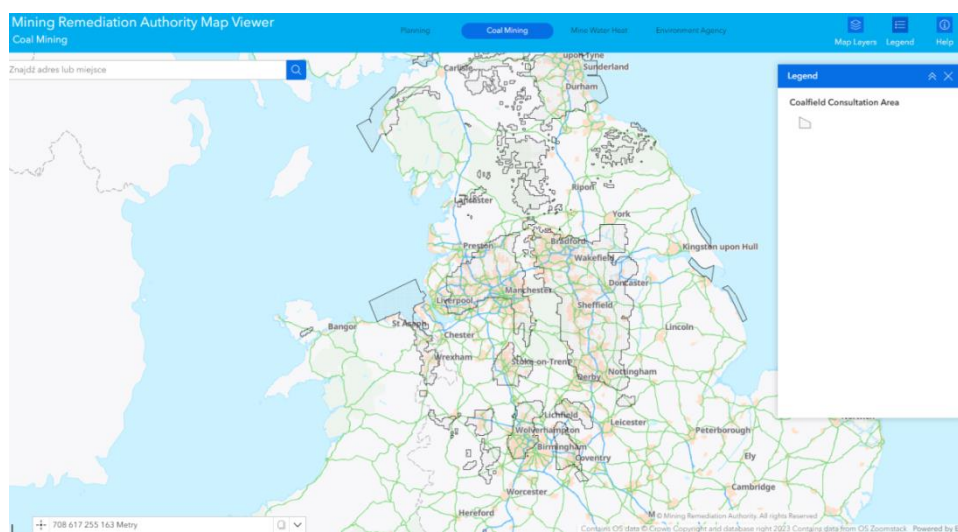
W związku z powyższym system dostarcza informacji obejmujących:

- obszary raportowania wydobycia węgla, tj. tereny, dla których Urząd Remediacji Górnictwa zaleca sporządzanie raportów górniczych,
- lokalizacje wejść do kopalń, wyznaczone na podstawie planów archiwizowanych przez Urząd Remediacji Górnictwa,
- obszary ryzyka rozwojowego oraz zasoby węgla, które stanowią połączenie warstw danych istotnych dla planistów, urzędników ds. polityki przestrzennej oraz zarządców aktywów,
- ryzyk specyficznych (bardziej szczegółowe informacje, które łącznie tworzą dane dotyczące obszarów ryzyka rozwojowego); szczegółowe informacje o ryzykach specyficznych (tj. bardziej szczegółowe informacje, które łącznie tworzą dane dotyczące obszarów ryzyka rozwojowego),
- katalog opuszczonych kopalń, czyli rejestr kartograficzny nieczynnych jednostek wydobywczych, przechowywany przez Urząd Remediacji Górnictwa.

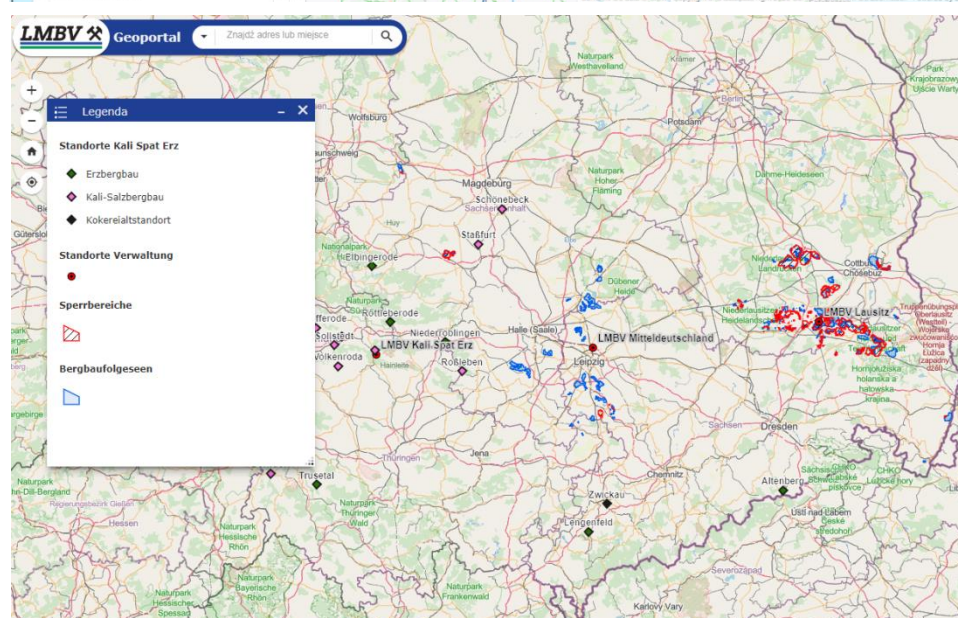
Mapa z zaznaczonymi obszarami analizy terenów górniczych została przedstawiona na rysunku 2.4a.



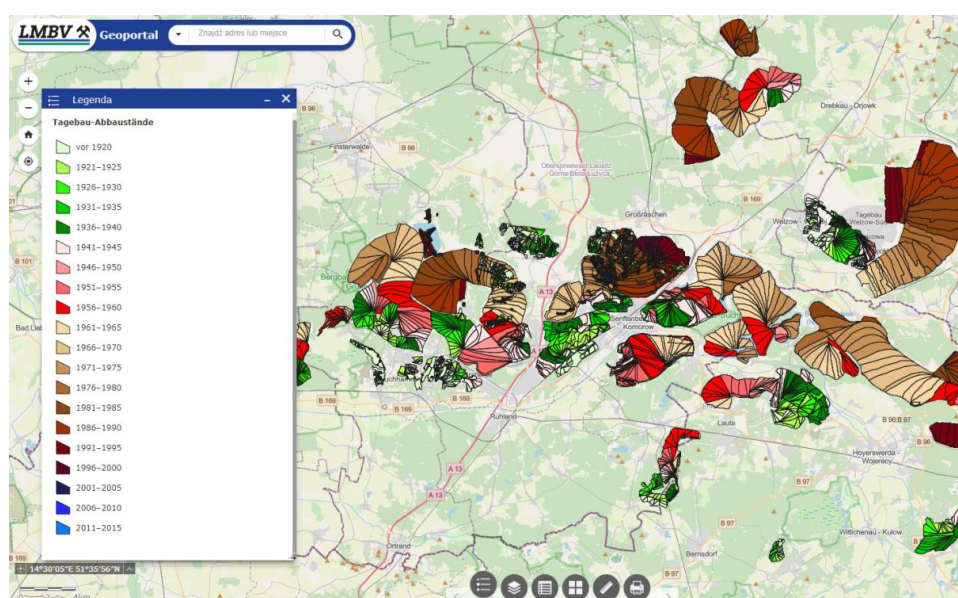
a)



b)

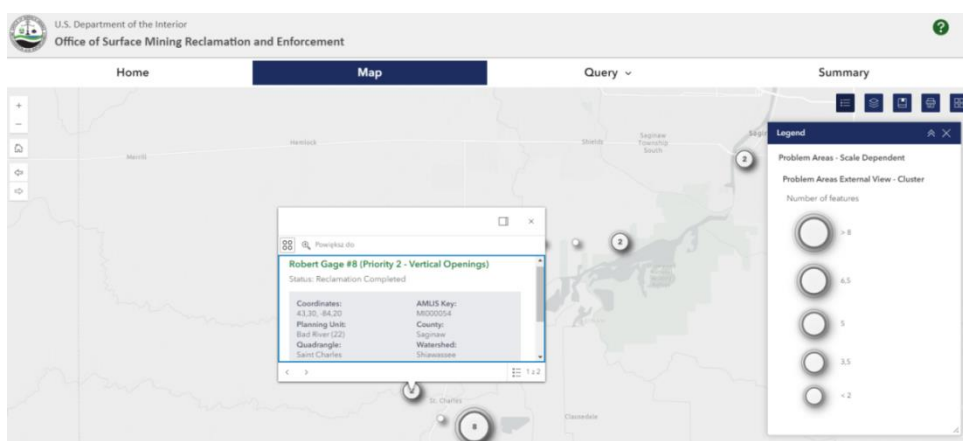


c)





d)



Rys. 2.4. Mapy: a – z wyszukiwarki Mining Remediation Authority Map Viewer (2025),
b, c – z geoportalu LMBV (2025), d – z systemu e-AMLIS (2025b)

LMBV-Mapviewer to system informacyjny dotyczący terenów po dawnych kopalniach węgla brunatnego w Niemczech, który oferuje dane na temat rekultywacji, obecnego zagospodarowania oraz planów przyszłego wykorzystania tych obszarów. Geoportal ten jest prowadzony przez spółkę federalną LMBV (Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH) (rys. 2.4b), odpowiedzialną za rekultywację terenów po wydobywaniu węgla brunatnego (LMBV, 2025). Dane geograficzne i mapy tematyczne stanowią podstawę pracy LMBV, system jest więc na bieżąco wykorzystywany zarówno do tworzenia dokumentacji górniczo-technicznej, takiej jak plany wyrobisk czy plany eksploatacji, jak i do wizualizacji oraz analizy tematycznych danych przestrzennych. LMBV posiada obszerny zbiór map cyfrowych. Dane są na bieżąco aktualizowane dzięki pomiarom wykonywanym z ziemi oraz z wykorzystaniem śmigłowców lub samolotów. Wykonywane corocznie zdjęcia lotnicze dokumentują zmiany w poszczególnych pracach rekultywacyjnych prowadzonych na całym obszarze. Zbiory map muszą być regularnie aktualizowane i przekazywane przez przedsiębiorstwa górnicze odpowiednim organom nadzoru górniczego. Mapy muszą być kompletne i poprawne, a odpowiedzialny za to jest geodeta górniczy. Dane geograficzne dotyczą obszarów rekultywacyjnych LMBV w regionie łuzyc, środkowych Niemiec oraz lokalizacji (rys. 2.4c) złóż potasu, szpatu i rud.

System e-AMLIS (ang. *enhanced Abandoned Mine Land Inventory System*) to elektroniczna baza danych zarządzana przez Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement (OSMRE), służąca do gromadzenia i aktualizacji krajowego rejestru opuszczonych terenów pogórnich – wymagających rekultywacji (ang. *Abandoned Mine Lands*, AML) w Stanach



Zjednoczonych. System ten funkcjonuje na podstawie przepisów ustawy SMCRA (the Surface Mining Control and Reclamation Act) i opiera się na informacjach przekazywanych przez władze stanowe oraz plemienne. Obejmuje zarówno obszary wymagające rekultywacji, jak i te, które zostały już zrehabilitowane. Rola e-AMLIS polega na prowadzeniu inwentaryzacji gruntów i wód, na które miała wpływ eksploatacja węgla. System zawiera informacje dotyczące lokalizacji terenów pokopalnianych, ich charakterystyki typologicznej oraz oddziaływania na otoczenie, a także dane szacunkowe dotyczące kosztów związanych z ich rekultywacją. Inwentaryzacja jest oparta na badaniach terenowych prowadzonych przez urzędników stanowych, przedstawicieli mieszkańców i pracowników OSMRE (e-AMLIS, 2025a). W systemie e-AMLIS tereny pokopalniane są klasyfikowane i nadaje się im odpowiedni priorytet, biorąc pod uwagę ich wpływ na zdrowie i bezpieczeństwo publiczne oraz środowisko. Klasyfikacja jest następująca: Priorytet 1 i Priorytet 2, czyli wysoki priorytet – obejmuje 18 kategorii terenów, które stanowią zagrożenie dla zdrowia, bezpieczeństwa i ogólnego dobrobytu ludzi, Priorytet 3 obejmuje problemy środowiskowe wynikające z prowadzonej działalności górniczej (rys. 2.4d).

2.5. PODSUMOWANIE

Przeprowadzona w niniejszej pracy analiza potwierdziła, że metodyczne podejście do waloryzacji terenów pogórnich z uwzględnieniem kwestii środowiskowych jest perspektywnym kierunkiem w kontekście poszukiwania rozwiązań dla zagospodarowania tych terenów. Proces waloryzacji terenów pogórnich jest kluczowym elementem rewitalizacji obszarów dotkniętych intensywną działalnością górniczą, wymagającym kompleksowego podejścia uwzględniającego zarówno aspekty ekologiczne, jak i społeczne. Z uwagi na współczesne wyzwania związane z degradacją środowiska, postępujące zmiany klimatu oraz potrzebę integracji lokalnych społeczności w procesie transformacji przestrzeni, waloryzacja terenów pogórnich stanowi proces skomplikowany, który nie powinien opierać się wyłącznie na tradycyjnych metodach oceny. Z tego powodu, w celu skutecznego przywrócenia tych terenów do obiegu społeczno-gospodarczego, konieczne jest zastosowanie nowoczesnych narzędzi informatycznych, w tym systemów informacji geograficznej (GIS), technologii zdalnego monitorowania oraz narzędzi analitycznych opartych na *big data*. Nowoczesne technologie umożliwiają precyzyjne monitorowanie stanu środowiska, identyfikowanie zmian



w czasie oraz tworzenie bardziej efektywnych strategii rewitalizacji, które uwzględniają zarówno aspekt ochrony bioróżnorodności, jak i potrzeby tworzenia przestrzeni rekreacyjnych czy nowych obszarów funkcjonalnych w miastach, także w celu adaptacji do zmian klimatu. Wykorzystanie GIS do mapowania i modelowania przestrzennego, w połączeniu z technologiami satelitarnymi oraz zdalnym monitoringiem, pozwala na szczegółową ocenę stopnia degradacji terenów, prognozowanie skutków działań rewitalizacyjnych i wskazanie optymalnych metod rekultywacji. Ponadto wykorzystanie dużych zbiorów danych (ang. *big data*) oraz zaawansowanych narzędzi analitycznych pozwala na przewidywanie przyszłych zmian w strukturze środowiska, a także na opracowywanie scenariuszy rozwoju terenów w kontekście zmieniających się warunków klimatycznych i potrzeb społecznych.

Rozwój narzędzi wspierających waloryzację terenów pogórnich powinien być oparty na doskonaleniu integracji różnych źródeł danych, a także na systemach wspierających partycypację społeczną. Integracja wiedzy eksperckiej z lokalnymi potrzebami i oczekiwaniami społecznymi jest kluczowa dla zapewnienia skuteczności działań rewitalizacyjnych oraz akceptacji planowanych zmian. Współczesne podejścia do rewitalizacji powinny łączyć aspekt ekologiczny i potrzeby gospodarcze z uwzględnieniem zrównoważonego rozwoju, który sprzyja zarówno ochronie środowiska, jak i zaspokajaniu potrzeb społecznych i ekonomicznych. Rozwój systemów wspomagających zarządzanie terenami pogórnymi, które uwzględniają aspekty ekologiczne, przestrzenne, społeczne i gospodarcze, stanowi kluczowy element w procesie przekształcania terenów przemysłowych w obszary, które mogą wnieść nową wartość do struktur miejskich. Docelowe powinno być stworzenie elastycznych, zrównoważonych rozwiązań, które nie tylko umożliwią regenerację terenów pogórnich, ale także zapewnią ich długoterminowe, zrównoważone wykorzystanie na rzecz lokalnych społeczności i przyszłych pokoleń.

W rozdziale dokonano wstępnej analizy metod waloryzacji terenów pogórnich, ze szczególnym uwzględnieniem kryteriów środowiskowych oraz możliwości zastosowania systemów informacyjnych w zarządzaniu informacjami przestrzennymi dotyczącymi tych obszarów. Dokonano także przeglądu literatury i systemów informatycznych służących ocenie środowiskowej terenów przemysłowych. Tereny przemysłowe, zwłaszcza pogórnice, odgrywają kluczową rolę w procesie rewitalizacji miejskiej, jednak ich ocena wymaga uwzględnienia aspektów ekologicznych, społecznych, gospodarczych i przestrzennych. Intensywna





eksploatacja zasobów naturalnych prowadzi do degradacji środowiska, w tym zanieczyszczenia wód i gleby oraz utraty bioróżnorodności. Waloryzacja takich terenów powinna obejmować ocenę stanu ekologicznego i określenie niezbędnych działań rewitalizacyjnych. Nowoczesne technologie informacyjne, zwłaszcza systemy informacji przestrzennej (GIS), stanowią istotne narzędzie w zarządzaniu danymi środowiskowymi, w analizach i planowaniu przestrzennym, wspierając proces decyzyjny dotyczący przyszłego zagospodarowania tych obszarów.

Wyniki niniejszych badań wskazują na istotny potencjał rozwoju narzędzi wspierających waloryzację terenów pogórnich, które powinny integrować aktualne standardy ekologiczne z uwzględnieniem potrzeb społeczno-gospodarczych.

2.6. WNIOSKI

- 1) **Złożoność waloryzacji terenów pogórnich:** proces ten wymaga holistycznego podejścia, które integruje kryteria ekologiczne, społeczne, gospodarcze i przestrzenne. Takie podejście pozwoli na całościową ocenę potencjału rewitalizacyjnego tych obszarów.
- 2) **Kluczowa rola kryteriów środowiskowych:** ocena stanu środowiska, obejmująca analizę jakości gleby, wód oraz bioróżnorodności, jest niezbędna do określenia zakresu działań rewitalizacyjnych. Uwzględnienie tych kryteriów pozwala na minimalizację negatywnego wpływu na ekosystemy oraz zapewnia zrównoważony rozwój terenów pogórnich.
- 3) **Wykorzystanie terenów przemysłowych dla adaptacji do zmian klimatu:** wykorzystanie ich potencjału do pełnienia nowych funkcji.
- 4) **Znaczenie systemów informacji przestrzennej (GIS):** wykorzystanie GIS umożliwia efektywne zarządzanie danymi środowiskowymi oraz wspiera analizy i planowanie przestrzenne. Integracja danych z różnych źródeł w ramach GIS pozwala na kompleksową ocenę stanu środowiska i planowanie działań rewitalizacyjnych.
- 5) **Potrzeba dalszych badań i rozwoju narzędzi:** istnieje konieczność opracowania zaawansowanych narzędzi analitycznych, uwzględniających dynamiczne zmiany w środowisku oraz różnorodne potrzeby społeczno-gospodarcze. Takie narzędzia powinny być elastyczne i dostosowane do specyfiki poszczególnych terenów pogórnich.



Kierunki rozwoju systemów:

- 1) **Integracja wieloźródłowych danych:** rozwój systemów zdolnych do integracji danych pochodzących z różnych źródeł, takich jak dane satelitarne, pomiary terenowe czy informacje społeczno-ekonomiczne, w celu uzyskania pełniejszego obrazu terenów pogórnich.
- 2) **Zastosowanie modeli predykcyjnych:** wdrożenie modeli predykcyjnych opartych na sztucznej inteligencji i uczeniu maszynowym, które pozwolą na prognozowanie zmian w środowisku oraz ocenę skuteczności planowanych działań rewitalizacyjnych.
- 3) **Rozwój interaktywnych platform decyzyjnych:** stworzenie interaktywnych platform umożliwiających współpracę różnych interesariuszy, takich jak władze lokalne, przedsiębiorstwa i społeczności lokalne, w procesie planowania i wdrażania działań rewitalizacyjnych.
- 4) **Personalizacja narzędzi analitycznych:** dostosowanie narzędzi analitycznych do specyficznych potrzeb użytkowników z uwzględnieniem różnorodności terenów pogórnich oraz indywidualnych celów rewitalizacyjnych.

Podsumowując efektywna waloryzacja i rewitalizacja terenów pogórnich wymaga zastosowania zaawansowanych narzędzi informatycznych oraz interdyscyplinarnego podejścia, które zintegruje różne kryteria i potrzeby. Rozwój takich systemów przyczyni się do zrównoważonego zagospodarowania tych obszarów, z korzyścią dla środowiska, z uwzględnieniem postępujących zmian klimatu, a także z korzyścią dla społeczności lokalnych.

LITERATURA

Bialecka B., Biały W., Red. (2015): Tereny pogórnice – szanse, zagrożenia. Analiza przypadku. Gliwice, Wydawnictwo PA NOVA.

Białek J., Mielimąka R., Czerwińska-Lubczyk A. (2014): Górnictwo – perspektywy, zagrożenia. BHP oraz ochrona i rekultywacja powierzchni. Gliwice, Wydawnictwo PA NOVA.

Campos J. A., Barbosa P. M., Brandão L., de Azevedo A. C., Casanova M., Cord A., Gerner N., Giese E. C., Händel F., Jäger N., Jessen G. L., Lepenies R., Marchezini V., Pujoni D., Salma A., Sánchez A. S., Schierz A., Stemke M., Ussath M., Val P., Whaley-Martin K., Yamamoto F. Y., Zorzal-Almeida S. (2019): A new vision of sustainable management in mining and post-mining landscapes. Science Policy Report. Teutschenthal, Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina e.V., Nationale Akademie der Wissenschaften.

Dołzbłasz S., Mucha P. (2015): Wykorzystanie terenów pogórnich na przykładzie Wałbrzycha. Studia Miejskie, T. 17, 105-118.

e-AMLIS (2025a): Abandoned Mine Land Inventory System, <https://www.osmre.gov/programs/e-amlis> (dostęp: 17.02.2025).

e-AMLIS (2025b): Abandoned Mine Land Inventory System, https://experience.arcgis.com/experience/8e499000355c4e31bdd45d4b76499f52/page/Home/#data_s=id%3AdataSource_9-18d4161c61c-layer-18-18d-41617a3c-layer-16%3A21868 (dostęp: 17.02.2025).





- Fagiewicz M. (2023): Usługi ekosystemów zdegradowanych. W: M. Stępniewska, A. Mizgajski (Red.), Usługi ekosystemowe w zarządzaniu układami przyrodniczymi (s. 85-108). Poznań, Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Gao F., Zhou J., Jiang H., Yang W., Wang G. (2024): Assessing the true value of ecological restoration in mining areas: An input-output approach based on ecosystem service valuation. *Ecological Indicators*, Vol. 166, 112591.
- Harris J. A., Hobbs R. J., Higgs E., Aronson J. (2006): Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, Vol. 14(2), 170-176.
- Huang C., Wei F., Qiu S., Cao X., Chen L., Xu J., Gao J., Lin Q. (2023): Interpreting regenerated post-industrial lands as green spaces: Comparing public perceptions of post-industrial landscapes using human factor design framework. *Ecological Indicators*, Vol. 157, 111282.
- Kotyrbka A., Frolik A., Kortas Ł., Siwek S. (2016): Górnośląski System Informacji o zagrożeniach powierzchni na terenach pogórnich. *Zeszyty Naukowe Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią Polskiej Akademii Nauk*, T. 94, 91-104.
- Kotyrbka A., Siwek S. (2019): Górnośląski System Informacji o Zagrożeniach Zapadliskowych i jego wykorzystanie w zwalczaniu procesów egzotermicznych w zlikwidowanych kopalniach węgla kamiennego na terenie Katowic. *Przegląd Górniczy*, T. 75(6), 41-49.
- Kowalski A., Kotyrbka A., Frolik A., Gruchlik P., Kortas Ł., Siwek S. (2011): Metodyka oceny zagrożeń ze strony wyrobisk górniczych mających połączenie z powierzchnią, usytuowanych na terenach zlikwidowanych podziemnych zakładów górniczych. Dokumentacja poprojektowa. Katowice, Główny Instytut Górnictwa, Zakład Ochrony Powierzchni i Obiektów Budowlanych.
- Kozłowska-Woszczycka A., Pactwa K. (2024): Diagnosis of the Walbrzych post-mining area: pilot study using social participation. *The Extractive Industries and Society*, Vol. 17, 101401.
- LMBV (2025): Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, <https://www.lmbv.de/service/geoportal/> (dostęp: 17.02.2025).
- LURA (2024): Land Use Repurposing Application, <https://lurademo.geosysta.com/> (dostęp: 15.11.2024).
- Ma T., Luo H., Huang K., Tao X., Sun J., Lu G. (2022): Hierarchical health risk assessment and influence factors of an ecological post-restoration oil shale mining area based on metal bioavailability. *Science of The Total Environment*, Vol. 821, 153480.
- Malec M., Stańczak L., Ricketts B. (2023): Just transition of post mining areas – technical, economic, environmental and social aspects. *Mining Machines*, Vol. 41(1), 11-24.
- Measham T., Walker J., McKenzie F. H., Kirby J., Williams C., D'Urso J., Littleboy A., Samper A., Rey R., Maybee B., Brereton D., Boggs G. (2024): Beyond closure: A literature review and research agenda for post-mining transitions. *Resources Policy*, Vol. 90, 104859.
- Mining Remediation Authority Map Viewer (2025): <https://datamine-cauk.hub.arcgis.com/> (dostęp: 17.02.2025).
- Nieć M., Radwanek-Bąk B. (2014): Ochrona i racjonalne wykorzystywanie złóż kopalin. Kraków, IGSMiE PAN.
- OPI TPP (2020): System zarządzania terenami pogórnich na terenie województwa śląskiego, <https://www.opi-tpp.pl/home> (dostęp: 15.11.2024).
- OPI TPP (2024): Rozbudowujemy system OPI-TPP2.0 do wersji 3.0, <https://opi-tpp2.pl/rozbudowujemy-system-opi-tpp2-0-do-wersji-3-0/> (dostęp: 15.11.2024).
- Ravaz B., Bombenger P.-H., Capezzali M., Meyer T. (2024): Reviewing 20 years of redevelopment trajectories of industrial sites literature and highlighting new research perspectives. *Land Use Policy*, Vol. 146, 107326.
- Ros-Tonen M. A. F., Reed J., Sunderland T. (2018): From synergy to complexity: The trend toward integrated value chain and landscape governance. *Environmental Management*, Vol. 62(1), 1-14.
- Sas-Bojarska A., Orzechowska-Szajda I., Puzdrakiewicz K., Kiejzik-Głowińska M. (2024): Landscape, EIA and decision-making. A case study of the Vistula Spit Canal, Poland. *Impact Assessment and Project Appraisal*, Vol. 42, 2-29.
- Sikorska-Maykowska M., Walentek I., Andrzejewska-Kubrak K. (2017): Kryteria waloryzacji geośrodowiskowej obszarów perspektywicznych występowania kopalin. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, T. 33(2), 81-96.



Skrzypczak R. (2012): Uniwersalna metodyka waloryzacji terenu w strategicznym zarządzaniu makroregionami na przykładzie obszarów krakowskiego i skierniewickiego. Rozprawa doktorska. Kraków, Akademia Górniczo-Hutnicza im. Stanisława Staszica (niepublikowana).

Sprawiedliwa Transformacja (2022): <https://sprawiedliwa-transformacja.pl/2022/09/21/technologia-ulatwi-planowanie-transformacji-gmin-gorniczych/> (dostęp: 15.11.2024).

von Döhren P., Haase D. (2023): Ecosystem Services for Planning Post-Mining Landscapes Using the DPSIR Framework. *Land*, Vol. 12(5), 1077.

World Bank (2024): <https://blogs.worldbank.org/en/energy/tech-tools-help-map-future-post-coal-communities> (dostęp: 15.11.2024).

Yu H., Luo Ch., Ni J. (2024): Identifying land reuse suitability and transformation strategies towards green development in a post-mining area: A case of Qijiang, Chongqing, China. *Ecological Indicators*, Vol. 159, 111646.

Zapadliska (2024): <https://zapadliska.gig.eu/> (dostęp: 15.11.2024).





Jagoda Miotlińska¹, Michalina Sagan², Paweł Szymkowiak², Agnieszka Babczyńska¹

¹Uniwersytet Śląski – Instytut Biologii, Biotechnologii i Ochrony Środowiska

²Uniwersytet im. Adama Mickiewicza w Poznaniu – Zakład Taksonomii i Ekologii Zwierząt

3. Aktywność enzymów trawiennych pajaków zamieszkujących tereny pogórnice o różnym stopniu zanieczyszczenia

3.1. WPROWADZENIE

Stopień przystosowania się populacji zwierząt do szybko zmieniających się warunków środowiskowych pozostaje kluczową kwestią dla zachowania względnie wysokiej bioróżnorodności siedlisk. Pająki, jako drapieżne bezkręgowce występujące w różnych ekosystemach lądowych, wpływają na przepływ materii i energii w sieciach troficznych i jednocześnie przyczyniają się do utrzymywania równowagi ekosystemu, przez ograniczanie liczebności populacji owadów. W warunkach nasilonej antropopresji, skutkującej w skali globalnej zmianami klimatycznymi, niezwykle istotne jest poznanie warunków stabilności ekosystemów opartej na równowadze zamieszkujących je populacji.

Pająki wykazują zdolność adaptacji zarówno do stresorów naturalnych, jak i tych wywołanych działalnością człowieka, a przystosowanie to zależy od gatunku, cech fizjologicznych, wieku oraz stopnia narażenia na toksyny. Ich mechanizmy obronne, mające na celu utrzymanie homeostazy, pozwalają na adaptację do zmian zachodzących w środowisku, wpływając przy tym na bilans energetyczny i rozdział energii na procesy naprawcze, takie jak detoksykacja, kosztem energii przeznaczonej na wzrost lub reprodukcję (Wilczek i in., 2004). Pająki, jako konsumenci wtórni, zajmują pozycję w łańcuchu troficznym sprzyjającą gromadzeniu metali ciężkich w ich organizmach (Wilczek, 2008). Wysoka zawartość tych pierwiastków w ciałach pajaków wynika ze specyficznych cech biologicznych i fizjologicznych tych zwierząt, w tym niewielkiej wybiórczości pokarmowej i odżywiania się płynnymi, miękkimi tkankami ofiar, trawionymi dzięki enzymom, co umożliwia wysoką przyswajalność (Wilczek, 2008). Zarówno metale toksyczne, jak i biogenne są gromadzone w komórkach i tkankach pajaków w ilościach znacznie przewyższających te, które obserwuje się u innych bezkręgowców (Wilczek, 2008). Badania wykazały, że pająki należą do grupy makrokoncentratorów charakteryzujących się zdolnością do tolerancji dużego stężenia metali w tkankach, co sprawia, że mogą one zamieszkiwać środowiska silnie zanieczyszczone metalami ciężkimi. Unikalna



budowa i sposób funkcjonowania układu trawiennego pajaków, polegający na spożywaniu płynnej treści pokarmowej, uprzednio częściowo strawionej na zewnątrz przy użyciu enzymów, sprzyja efektywnemu wchłanianiu składników odżywczych. Pająki odżywiają się głównie miękkimi tkankami, które mogą zawierać zarówno substancje odżywcze, jak i toksyny, w tym metale ciężkie. Stężenie metali, takich jak kadm, ołów i miedź, pozostaje wysokie w organizmach pajaków zarówno w silnie, jak i mniej zanieczyszczonych środowiskach, co świadczy o ich zdolności do akumulacji metali (Wilczek i in., 2004, 2008).

W naturze powszechnie występują metale biogenne, takie jak: wapń (Ca), żelazo (Fe), magnez (Mg), mangan (Mn), cynk (Zn) czy miedź (Cu), niezbędne dla pajaków oraz metale ksenobiotyczne, jak: arsen (As), kadm (Cd), ołów (Hg), ołów (Pb) i stront (Sr).

W związku z nieustanną antropopresją zwiększa się zapotrzebowanie na biologiczne wskaźniki oceny wartości ekologicznej biotopów, klasyfikacji siedlisk oraz monitorowania wpływu działalności ludzkiej na bioróżnorodność i funkcjonowanie ekosystemów. Pająki, występując licznie we wszystkich biotopach lądowych, potwierdziły w wielu badaniach swój potencjał jako bioindykatory.

Poważnymi zagrożeniami, jakie wynikają z obecności metali ciężkich w środowisku, są zaburzenia metaboliczne, zahamowanie wzrostu i zmiany w cechach życiowych. Obecność metali toksycznych powoduje: spadek dynamiki i gęstości populacji oraz jej przeżywalności i zdolność do reprodukcji (Eraly i in., 2011). U pajaków rozwijają się dwa istotne mechanizmy radzenia sobie z metalami ciężkimi: odporność i tolerancja, dzięki ich plastyczności fenotypowej, morfologicznej, biochemicznej oraz behawioralnej. Obecność metali ciężkich w środowisku powoduje, że przetrwają tylko te populacje, które wykształciły mechanizmy tolerancji na stres, co osiągają przez adaptację fizjologiczną, w tym wytworzenie kompensacyjnych mechanizmów wpływających na ich rozwój (Wilczek i in., 2004).

Wartość bioindykacyjną pajaków można rozpatrywać zarówno na poziomie populacji czy gatunku, jak i na poziomie społeczności. Wiele cech ekologicznych pajaków wzmacnia ich wartość bioindykacyjną. Należą do nich: liczne występowanie od podłoża po wyższe warstwy roślinności, specyficzność ekologiczna względem siedlisk naturalnych, a także możliwość różnicowania zbiorowisk na małych obszarach oraz pozycja strategiczna w łańcuchu pokarmowym, gdzie pełnią rolę drapieżników lub ofiar (Ramirez i in., 2011).



W kontekście monitorowania zanieczyszczenia środowiska, badania nad enzymami trawiennymi u pająków stają się coraz bardziej istotne. Pająki są szczególnie wrażliwe na zmiany w ich środowisku, co czyni je efektywnymi bioindykatorami. Dzięki swojej mobilności i różnorodności ekologicznej mogą dostarczać informacji o stanie zanieczyszczenia danego ekosystemu. Enzymy trawienne są białkami, które katalizują reakcje chemiczne związane z trawieniem pokarmu. Enzymy trawienne, takie jak lipazy, α -amylazy i proteazy azokazeinowe, odgrywają kluczową rolę w procesach metabolicznych organizmów. U pająków enzymy te są istotne dla rozkładu składników odżywczych, takich jak białka, węglowodany i lipidy. Ich działanie jest ściśle związane z warunkami środowiskowymi, a na ich aktywność może mieć wpływ obecność metali ciężkich (Aderemi i in., 2018).

Lipazy są enzymami odpowiedzialnymi za hydrolizę lipidów. W organizmach zwierzęcych, w tym pająków, lipazy biorą udział w trawieniu tłuszczów, co jest kluczowe dla produkowania energii i wchłaniania niezbędnych kwasów tłuszczowych. Metale, tj. miedź (Cu), cynk (Zn), kadm (Cd) i ołów (Pb) wpływają na strukturę i funkcję enzymów, co ogranicza ich zdolność do rozkładu lipidów. Przykłady badań wskazują, że pająki wystawione na działanie tych metali wykazują znaczną redukcję aktywności lipazy, co może wpływać na ich zdolność do trawienia pokarmu oraz metabolizmu energetycznego (Ansaldo i in., 2006).

α -amylazy są enzymami, które katalizują rozkład skrobi i innych węglowodanów. Pełnią kluczową rolę w procesie trawienia, przekształcając skrobię w glukozę. Metale ciężkie mogą negatywnie wpływać na aktywność α -amylaz, co prowadzi do zmniejszenia efektywności trawienia węglowodanów. Zmiany te mogą być wynikiem interakcji metali z grupami funkcyjnymi enzymów, co prowadzi do ich inaktywacji. Obniżona aktywność α -amylazy może skutkować gorszym wchłanianiem składników odżywczych i ogólnym osłabieniem organizmu (Wiśniewska i in., 2023).

Proteazy są enzymami odpowiedzialnymi za rozkład białek, a ich aktywność jest kluczowa dla trawienia białek pochodzenia zwierzęcego i roślinnego. Podobnie jak w przypadku lipaz i α -amylaz, metale ciężkie mogą wpływać na proteazy przez ich denaturację. Zmniejszenie aktywności proteaz prowadzi do nieefektywnego trawienia białek, co ma bezpośredni wpływ na stan odżywienia organizmów. Badania pokazują, że pająki narażone na działanie metali ciężkich wykazują znaczny spadek aktywności proteaz, co potwierdza ich użyteczność jako wskaźników zanieczyszczenia (Byeon i in., 2021).





Metale ciężkie mogą wpływać różnorodnie na organizmy żywe, np. wchodząc w interakcję z enzymami, co może prowadzić do ich inaktywacji. Zmiany w aktywności enzymów trawiennych mogą wskazywać na obecność i stężenie metali ciężkich w środowisku. Metale te mogą również powodować stres oksydacyjny, prowadząc do uszkodzeń komórkowych i zmian w metabolizmie. Badania wykazały, że obecność metali ciężkich wpływa na aktywność enzymów trawiennych u pajaków. Zwiększone stężenie ołowiu może np. prowadzić do zmniejszenia aktywności enzymów proteolitycznych, co z kolei może wpłynąć na zdolność pajaków do trawienia pokarmu (Cho, Jeong i Lee, 2022).

Dla zbadania wpływu metali ciężkich na enzymy trawienne stosowane są różne metody badawcze. Analiza aktywności enzymatycznej może być przeprowadzana przy użyciu spektrofotometrii, a także metod elektroforetycznych. Badania te pozwalają na dokładną ocenę zmian aktywności enzymów w zależności od stężenia metali w środowisku. Wielu badaczy prowadziło badania dotyczące wpływu metali ciężkich na pajaki (np. Wilczek i in., 2004, 2008). Obserwacje potwierdziły, że enzymy trawienne pajaków mogą być dobrymi wskaźnikami zanieczyszczenia powietrza, używanymi w rutynowych analizach środowiskowych, także z uwagi na niskie koszty takich badań i ich nieskomplikowany charakter. To podejście może być szczególnie przydatne w regionach, gdzie tradycyjne metody monitorowania są kosztowne lub trudne do zastosowania (Hossain i in., 2021).

3.2. BADANIA ENZYMÓW TRAWIENNYCH PAJĄKÓW Z RODZAJU *PARDOSA*

Przeprowadzone prace miały na celu zbadanie, czy charakter zanieczyszczenia siedliska różnicuje aktywność enzymów trawiennych pajaków z rodzaju *Pardosa*. Na tej podstawie można wnioskować czy pajaki z rodziny Lycosidae mogą tworzyć stabilne populacje warunkujące bioróżnorodność ekosystemów poddanych antropopresji, w szczególności tych zależnych od regulacyjnej roli drapieżnych bezkręgowców. Efektywne trawienie składników odżywczych jest bowiem warunkiem niezbędnym pozyskiwania zasobów energetycznych oraz odżywczych niezbędnych dla neutralizacji skutków narażenia na toksyny środowiskowe.

3.2.1. Charakterystyka badanych pajaków

Pardosa to rodzaj pajaka z rodziny pogońcowatych (Lycosidae), którego przedstawiciele można spotkać w Polsce i innych krajach Europy oraz w Azji. Są to stosunkowo małe pajaki,



osiągające zazwyczaj od 5 mm do 8 mm długości. Mają one relatywnie długie nogi, które umożliwiają im szybkie przemieszczanie się i skuteczne polowanie. Pająki z tej rodziny są bowiem aktywnymi łowcami, którzy zamiast zastawiać sieci, polują na swoje ofiary, poruszając się szybko i sprawnie po podłożu. Żywią się głównie owadami i innymi drobnymi bezkręgowcami, które znajdują w ściółce leśnej lub w trawie. Samice tego gatunku są znane z charakterystycznego sposobu noszenia jaj – przenoszą kokon jajowy przyczepiony do końca odwłoka, a po wykluciu, młode pająki wspinają się na grzbiet matki i pozostają tam przez jakiś czas, co daje im ochronę przed drapieżnikami.

Pardosa sp. preferują wilgotne i zacienione środowiska leśne, w szczególności lasy liściaste i mieszane, ale można je również spotkać w parkach i ogrodach. Lubią przebywać w miejscach z obfitą ściółką, gdzie mogą się ukryć i polować. Są aktywne głównie wiosną i latem, kiedy można je zobaczyć biegające w poszukiwaniu zdobyczy.

Metale ciężkie w organizmie pająków mogą gromadzić się zarówno wskutek kontaktu z zanieczyszczonym podłożem, jak i drogą pokarmową. Ich obecność w różnych systemach lądowych umożliwia więc monitorowanie jakości środowiska na dużą skalę.

Życie na obszarze długotrwale zanieczyszczonym metalami ciężkimi i akumulacja metali ciężkich, które pająki przyjmują wraz z pożywieniem, może powodować zaburzenia homeostazy zwierząt. Wiąże się to ze zmianami dystrybucji energii ze względu na zwiększony wydatek energetyczny konieczny do przeprowadzania procesów detoksykacyjnych. W takiej sytuacji większa część energii wykorzystywana jest do utrzymywania homeostazy organizmu na najwyższym poziomie, natomiast tylko niewielka jej ilość jest przeznaczana na produkcję biomasy, wzrost i reprodukcję.

3.2.2. Miejsca odławiania pająków do badań

Pająki zostały odłowione metodą „na upatrzonego” bezpośrednio ze środowisk swojego bytowania, którymi były:

- Teren Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka na wschód od Poznania (PZ1),
- otulina Wielkopolskiego Parku Narodowego (PZ2),
- Radojewo (Rad),
- tereny sąsiadujące z Hutą Miedzi Głogów w Rapocinie (GL1),
- tereny sąsiadujące z kopalnią rudy miedzi w Obiszowie (GL2),



- tereny sąsiadujące z Hutą Miedzi Głogów we Wróblinie Głogowskim (GL3),
- tereny hałdy w Katowicach-Wełnowcu (Weł),
- hałda powęglowa w Katowicach-Murckach (Mur),
- teren Zakładów Górniczo-Hutniczych Bolesław (Bol),
- tereny nieczynnej Huty Metali Nieżelaznych w Katowicach-Szopienicach (Szop).

Pierwsze trzy z przedstawionych terenów to tereny referencyjne, w założeniu są więc wolne od metali ciężkich, zlokalizowane w Poznaniu w okolicy Parku Krajobrazowego Puszcza Zielonka, otulinie Wielkopolskiego Parku Narodowego oraz w osiedlu Radojewo. Sąsiadujące z Hutą Miedzi wsie GL1–GL3 zostały wysiedlone wskutek zanieczyszczenia środowiska przez działalność hutniczą. W Katowicach-Wełnowcu materiał pobrano z hałdy powstałej w wyniku składowania odpadów pochodzących z wydobywania i przetwórstwa rud żelaza i cynku, a w Katowicach-Murckach z pokopalnianego zwałowiska powstałego w wyniku nagromadzenia odpadów wydobywczych, głównie skały płonnej z kopalni węgla kamiennego Murcki. Teren oznaczony jako Bol to gmina w powiecie olkuskim, gdzie działała huta żelaza, a teren oznaczony jako Szop jest zlokalizowany w sąsiedztwie nieczynnej Huty Metali Nieżelaznych w Katowicach-Szopienicach.

3.3. METODYKA BADAŃ

Metoda AAS (ang. *atomic absorption spectrometry*) to spektroskopia absorpcji atomowej, dzięki niej oznacza się śladowe ilości metali ciężkich. Technika polega na pomiarze promieniowania elektromagnetycznego, dzięki obecności niezwiązanych atomów powstałych w wyniku działania wysokiej temperatury. Zawartość miedzi, kadmu, cynku i ołowiu w ciele pająków w glebie oznaczono w oparciu o poziom zaabsorbowanego promieniowania (Długaszek, 2014).

W celu oznaczenia próbek sporządzono roztwory kalibracyjne składające się z mieszaniny analizowanych pierwiastków z wodą demineralizowaną dla uzyskania określonego stężenia. Zawartość metali oznaczano w próbkach gleby i w tkankach pająków zebranych ze stanowisk różniących się charakterem antropopresji, związanych z przemysłem wydobywczym i przetwórczym rud metali. Materiał przeznaczony do analiz metali był suszony, a następnie mineralizowany z użyciem stężonego kwasu azotowego. Zmineralizowane próbki analizowano pod względem stężenia metali przy użyciu spektrofotometru absorpcji atomowej Solaar Unicam 939 metodą płomieniową (Zn i Cu) lub kuwetową (Cd i Pb).



Enzymy trawienne w ciele samic pajaków zebranych na wyznaczonych terenach badawczych oznaczono za pomocą technik analizy spektrofotometrycznej w homogenatach uzyskanych z całych osobników. Aktywność enzymatyczna została oznaczona według protokołów:

- lipazy – Lipase Activity Assay Kit, Sigma-Aldrich, MAK046,
- α -amylazy (Nakonieczny, Michalczyk i Kędziorski, 2006),
- proteazy azokazeinowe (Nakonieczny, Michalczyk i Kędziorski, 2007).

Uzyskane wyniki poddano analizie statystycznej za pomocą programów Excel i Statistica. Analizę istotności różnic między grupami, po upewnieniu się co do rozkładu normalnego wartości w obrębie porównywanych grup, sprawdzono przy pomocy testu jednoczynnikowego ANOVA, stosując metodę porównań wielokrotnych, używając do tego testu Tukeya dla poziomu istotności różnic $p \leq 0,05$.

3.4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Stężenie metalu w glebie zostało przedstawione w formie gradientu od najmniejszego do największego stężenia, przy czym stężenie metalu w organizmie pajaków zostało przypisane wtórnie do środowiska, w którym występują (rys. 3.1). Zaobserwowano wzrost ilości metalu w organizmie pająka wraz ze wzrostem stężenia metalu w glebie. Były jednak wyjątki od tej reguły, które wymagają jednak dalszych badań. Na terenach Weł i Szop stężenie cynku w glebie było przekroczone [według norm zawartych w Rozporządzeniu (2016)]. Stężenie ołowiu nie przekraczało dopuszczalnej zawartości, a najwyższe odnotowano również na terenach Weł i Szop.

Miedź jest pierwiastkiem biogennym, pająki wykorzystują ją więc w procesie wiązania tlenu w hemocyjaninie, jest też kofaktorem wielu enzymów biorących udział w procesach metabolicznych. W ciele pająka może występować w wyższym stężeniu niż w glebie. Akumulacja nadmiaru miedzi może okazać się bardziej wydajna energetycznie niż jej aktywne wydalanie (Wilczek, 2008).

Analizując wyniki stężenia kadmu należy wziąć pod uwagę, że jest on ksenobiotykiem i w niewielkich ilościach występuje w środowisku, ma też długi okres półtrwania oraz w większości badanych przypadków jest akumulowany w organizmie pajaków, mimo niskiego stężenia w glebie. Znaczne przekroczenie przyjętej normy stężenia tego pierwiastka w glebie odnotowano w GL1 (Rozporządzenie, 2016).



a) Cynk

gleba	a	a	a	a	a	a	ab	b	c	d
pająk	AB	B	AB	A	B	A	A	AB	B	AB
	PZ2	PZ1	Rad	GL2	GL3	GL1	Mur	Bol	Weł	Szop

Stężenie [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m.}$]

gleba:	pająk:
 <0; 50>	 <330; 900>
 <50; 175>	 <900; 1000>
 <1700; 4300>	 <1000; 1200>

c) Ołów

gleba	a	a	a	a	ab	bc	b	c	d	d
pająk	BC	A	AB	ABC	BC	BC	AB	AB	ABC	ABC
	PZ2	Rad	PZ1	Bol	Mur	GL3	GL2	GL1	Weł	Szop

Stężenie [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m.}$]

gleba:	pająk:
 <0; 50>	 <8; 45>
 <50; 130>	 <85; 155>
 <380; 480>	 <170; 210>

b) Miedź

gleba	a	a	a	a	a	a	a	c	d	d
pająk	B	B	B	C	A	B	B	B	C	B
	Bol	PZ2	Rad	PZ1	Mur	Weł	Szop	GL2	GL3	GL1

Stężenie [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m.}$]

gleba:	pająk:
 <0; 3>	 <30; 45>
 <10; 45>	 <150; 225>
 <110; 195>	 <320; 380>

d) Kadm

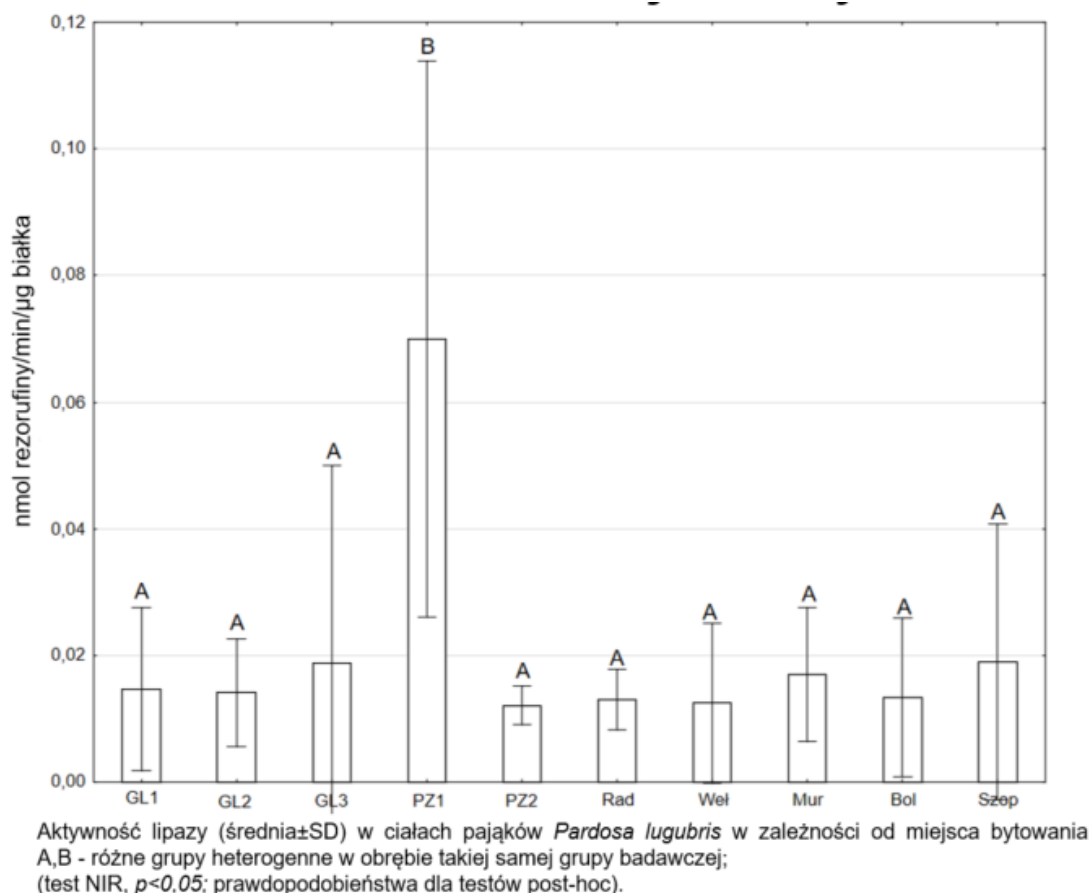
gleba	a	a	a	a	a	a	a	a	a	b
pająk	ABC	A	A	A	B	B	B	BC	A	AB
	Bol	PZ2	Rad	PZ1	Mur	Weł	Szop	GL2	GL3	GL1

Stężenie [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{s.m.}$]

gleba:	pająk:
 <0,05; 1>	 <7; 45>
 <8; 8,5>	 <47; 100>
 <77; 178>	 <100; 125>

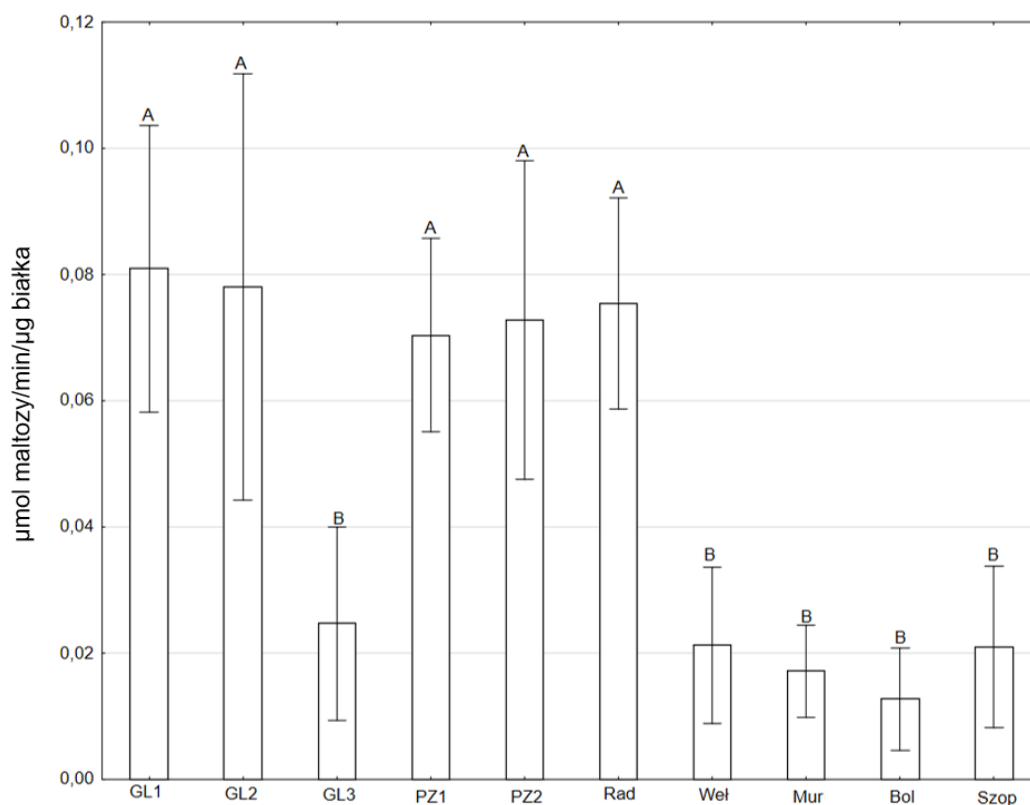
a,b – różne grupy heterogenne w obrębie grup gleb;
A,B- różne grupy heterogenne w obrębie grup pająków;
(test NIR, $p < 0,05$; prawdopodobieństwa dla testów post-hoc).

Rys. 3.1. Stężenie metalu w glebie i ciałach pająków przedstawione w formie gradientu od najmniejszego do największego stężenia



Rys. 3.2. Aktywność lipazy w ciele pająka *Pardosa sp.* w zależności od miejsca bytowania

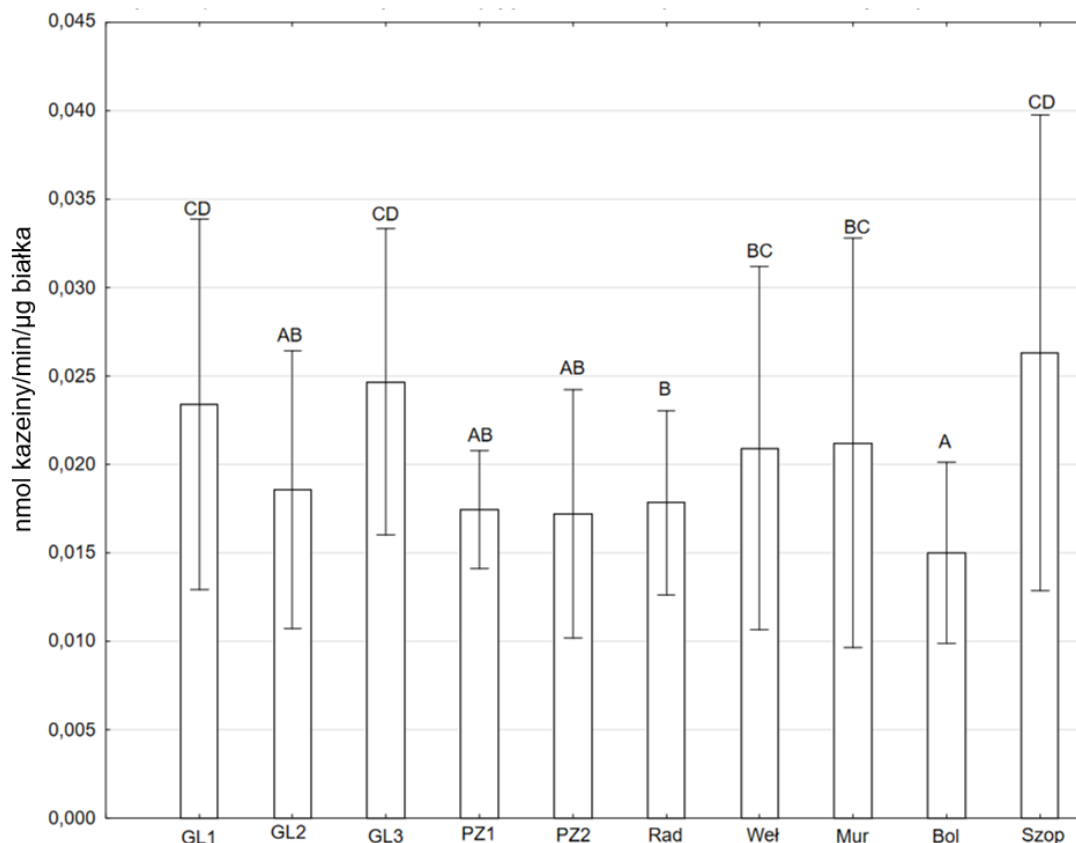
Lipazy katalizują hydrolizę triglicerydów do glicerolu i wolnych kwasów tłuszczowych, dzięki czemu uczestniczą w metabolizmie lipidów i są ważne dla przetrwania w okresie braku pożywienia. Stanowią główne źródło energii u pająków podczas głodówek. Na wykresie można zaobserwować różnice statystyczne tylko dla terenu PZ1 (rys. 3.2), co może być wynikiem wysokiej zmienności wewnątrzgrupowej uzyskanych wartości. W tym środowisku występuje jednak wyższe stężenie miedzi i cynku niż w pozostałych środowiskach, co wpływa na zaburzenia homeostazy terenu. Organizm jest zmuszony do rozkładania zwiększonej ilości tłuszczów niż w warunkach normalnych, dla wytworzenia energii, która zapoczątkuje procesy detoksykacyjne (Wilczek i in., 2004).



Aktywność amylazy (średnia ± SD) w ciałach pajaków *Pardosa lugubris* w zależności od miejsca bytowania
A,B - różne grupy heterogenne w obrębie takiej samej grupy badawczej;
(test NIR, $p < 0,05$; prawdopodobieństwa dla testów post-hoc).

Rys. 3.3. Aktywność amylazy w ciele pająka *Pardosa sp.* w zależności od miejsca bytowania

α -amylaza rozkłada węglowodany, które trafiają do organizmu pajaków wraz z pożywieniem. Zapewniają one dodatkowe źródło energii i wspomagają trawienie. Na rysunku 3.3 można zaobserwować różnice między terenami Śląska a pozostałymi. Tego typu różnice wymagają dalszych analiz w celu uzasadnienia występowania tak dużych różnic między stanowiskami badawczymi, ponieważ nie jest to proporcjonalne do rodzaju i stężenia metalu obecnego w danym środowisku. Przypuszcza się, że wysokie stężenie metali w ciałach pajaków na terenie Śląska spowodowały zaburzenia funkcjonowania układu pokarmowego i w rezultacie obniżoną aktywność amylazy (Eraly i in., 2011).



Aktywność amylazy (średnia ± SD) w ciałach pajaków *Pardosa lugubris* w zależności od miejsca bytowania A,B- różne grupy heterogenne w obrębie takiej samej grupy badawczej; (test NIR, $p < 0,05$; prawdopodobieństwa dla testów post-hoc).

Rys. 3.4. Aktywność proteaz azokazeinowych w ciele pajaka *Pardosa sp.* w zależności od miejsca bytowania

Pająki jako drapieżniki swoją dietę opierają głównie na białkach pochodzących z ciał owadów i innych ofiar, a przez to że trawią zewnątrz, proteazy odgrywają kluczową rolę w rozkładzie białka oraz w procesach regeneracyjnych i adaptacyjnych, co utrzymuje homeostazę procesów metabolicznych. Wzrost stężenia proteazy w ciele pajaków bytujących na terenach GL1, GL3 i Szop (rys. 3.4), gdzie stężenie różnych metali w glebie jest największe, oznacza, że pająki zwiększają podaż energetyczną dla wyrównania deficytu energetycznego wynikającego ze zwiększonego zapotrzebowania metabolicznego (Ramirez i in., 2011).

Długotrwała preekspozycja na czynniki stresowe może prowadzić do selekcji osobników, które lepiej radzą sobie z tym samym czynnikiem lub innymi czynnikami stresogennymi. Jest to zjawisko znane jako „tolerancja krzyżowa” (Yan i in., 2024). Jest to skuteczna strategia przetrwania w wielu antropogenicznie zmienionych środowiskach, ponieważ może zmniejszyć zużycie energii przez organizmy w celu przystosowania się do kolejnych stresorów. Warto podkreślić, że na podstawie badań z użyciem owadów stwierdzono, że długotrwała selekcja



przez chroniczne narażenie na kadm doprowadziła do zwiększonej tolerancji na wysoką temperaturę (Augustyniak i in., 2017). Wykształcenie oporności względem stresorów chemicznych (metali) może zatem sugerować, że preeksponowane populacje mają szansę na sukces adaptacyjny w warunkach globalnego ocieplenia, kiedy zmiany klimatyczne i/lub zmiana sezonowości i cykliczności temperatur stanowią nasilający się czynnik stresowy.

3.5. PODSUMOWANIE

Miejsce bytowania badanych pająków, zdeterminowane zawartością metali w podłożu, różnicuje aktywność enzymów trawiennych, tj. amylazy i proteazy, natomiast nie różnicuje aktywności lipaz. Istotnie niższa aktywność amylazy w organizmach pająków z terenów przemysłowych może świadczyć o jej inhibicji przez nadmiar metali wnikaających do organizmu. Umiarkowane, w porównaniu z amylazą, zróżnicowanie aktywności proteazy może wynikać z konieczności utrzymywania jej na stałym poziomie, ze względu na funkcje budulcowe i regulacyjne, jakie białka pełnią w organizmach żywych. Presja związana z obecnością w środowisku wysokich stężeń metali, w wyniku tolerancji krzyżowej wiążącej niewrażliwość na dany czynnik z potencjalną opornością na inne stresory środowiskowe, może w szerszej perspektywie ułatwiać adaptację do stresorów wynikających z globalnych zmian klimatycznych związanych ze wzrostem temperatury, w szczególności w ekosystemach pozostających pod silną antropopresją.

LITERATURA

Aderemi A. O., Novais S. C., Lemos M. F., Alves L. M., Hunter C., Pahl O. (2018): Oxidative stress responses and cellular energy allocation changes in microalgae following exposure to widely used human antibiotics. *Aquatic Toxicology*, Vol. 203, 130-139.

Ansaldo M., Nahabedian D. E., Holmes-Brown E., Agote M., Ansay C. V., Guerrero N. R. V., Wider E. A. (2006): Potential use of glycogen level as biomarker of chemical stress in *Biomphalaria glabrata*. *Toxicology*, Vol. 224(1-2), 119-127.

Augustyniak M., Tarnawska M., Babczyńska A., Kafel A., Zawisza-Raszka A., Adamek B., Płachetka-Bożek A. (2017): Cross tolerance in beet armyworm: long-term selection by cadmium broadens tolerance to other stressors. *Ecotoxicology*, Vol. 26, 1408-1418.

Byeon E., Kang H.-M., Yoon C., Lee J.-S. (2021): Toxicity mechanisms of arsenic compounds in aquatic organisms. *Aquatic Toxicology*, Vol. 237, 105901.

Cho H., Jeong C. B., Lee Y. M. (2022): Modulation of ecdysteroid and juvenile hormone signaling pathways by bisphenol analogues and polystyrene beads in the brackish water flea *Diaphanosoma celebensis*, *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, Vol. 262, 109462.

Długaszek M. (2014): Zastosowanie spektrometrii absorpcji atomowej w analizie pierwiastkowej próbek klinicznych (krwi). *Prace Instytutu Elektrotechniki*, z. 266, 29-37.





Eraly D., Hendrickx F., Backeljau T., Bervoets L., Lens L. (2011): Direct and indirect effects of metal stress on physiology and life history variation in field populations of a lycosid spider. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 74(6), 1489-1497.

Hossain Z., Hossain M. S., Ema N. S., Omri A. (2021): Heavy metal toxicity in Buriganga river alters the immunology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L). *Heliyon*, Vol. 7(11), e08285.

Nakonieczny M., Michalczyk K., Kędzierski A. (2006): Midgut glycosidases activities in monophagous larvae of Apollo butterfly, *Parnassius apollo* ssp. *frankenbergeri*. *Comptes Rendus Biologies*, Vol. 329(10), 765-774.

Nakonieczny M., Michalczyk K., Kędzierski A. (2007): Midgut protease activities in monophagous larvae of Apollo butterfly, *Parnassius apollo* ssp. *frankenbergeri*. *Comptes Rendus Biologies*, Vol. 330(2), 126-134.

Ramirez M. G., McCallum J. E. B., Landry J. M., Vallin V. A., Fukui S. A., Gergus H. E., Torres J. D., Charisse L., Sy C. L. (2011): Relationships between physiological characteristics and trace metal body burdens of banded garden spiders *Argiope trifasciata* (Araneae, Araneidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 74(4), 1081-1088.

Rozporządzenie (2016): Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 1 września 2016 r. w sprawie sposobu prowadzenia oceny zanieczyszczenia powierzchni ziemi. Dz. U. 2016 poz. 1395.

Wilczek G. (2008): Komórkowe strategie reakcji pająków na stres środowiskowy. Katowice, Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego.

Wilczek G., Babczyńska A., Augustyniak M., Migula P. (2004): Relations between metals (Zn, Pb, Cd and Cu) and glutathione-dependent detoxifying enzymes in spiders from a heavy metal pollution gradient. *Environmental Pollution*, Vol. 132(3), 453-461.

Wilczek G., Babczyńska A., Wilczek P., Doleżych B., Migula P., Młyńska H. (2008): Cellular stress reactions assessed by gender and species in spiders from areas variously polluted with heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 70(1), 127-137.

Wiśniewska K., Siatkowska M., Komorowski P., Napieralska K., Kasperkiewicz K., Surmiak-Stalmach K., Wilczek G. (2023): Effects of chronic exposure to cadmium and copper on the proteome profile of hemolymph in false widow spider *Steatoda grossa* (Theridiidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 249, 114448.

Yan S., Tan M., Zhang A., Jiang, D. (2024): The exposure risk of heavy metals to insect pests and their impact on pests occurrence and cross-tolerance to insecticides: A review. *Science of The Total Environment*, Vol. 916, 170274.



**Magdalena Ćwiertniewicz-Wojciechowska, Grzegorz Cema,
Aleksandra Ziemińska-Buczyńska**

Politechnika Śląska – Katedra Biotechnologii Środowiska

4. Wpływ enzymów celulolitycznych na przebieg fermentacji metanowej osadów ściekowych

4.1. WPROWADZENIE

Fermentacja metanowa jest najczęściej stosowaną metodą obróbki osadów ściekowych, pozwalającą na późniejsze ich zagospodarowanie. Fermentacja metanowa jest cztero-etapowym beztlenowym procesem mikrobiologicznym, w trakcie którego wielkocząsteczkowe związki organiczne rozkładane są do prostych związków organicznych z wydzielaniem metanu. Proces ten umożliwia stabilizację osadów ściekowych i zmniejszenie ich objętości. Dzięki temu możliwe jest ich późniejsze wykorzystanie, m.in. do nawożenia roślin nieprzeznaczonych do spożycia przez ludzi i zwierzęta, do rekultywacji terenów zdegradowanych czy spalania. Jak wspomniano, podczas fermentacji metanowej, oprócz przefermentowanych osadów, powstaje również biogaz, którego dokładny skład procentowy zależy od rodzaju dostępnych osadów, jednak ich głównym składnikiem jest metan i dwutlenek węgla oraz niewielkie ilości innych gazów (Koupaie i in., 2019).

4.2. OBECNOŚĆ CELULOZY I CELULAZ W OSADACH ŚCIEKOWYCH

Celuloza jest składnikiem budulcowym ściany komórkowej roślin, dlatego jest najpowszechniej występującym polisacharydem w środowisku (Butnariu i Ionut-Flavius, 2022). Wykorzystywana jest również w wielu gałęziach przemysłu, w związku z czym występuje m.in. w produktach żywnościowych typu fit, w produktach kosmetycznych, takich jak płatki kosmetyczne, czy w papierze toaletowym. To wpływa bezpośrednio na jej ilości w ściekach i osadach ściekowych. Papier toaletowy jest jednym z głównych składników miejskich ścieków dopływających do oczyszczalni, stanowiąc 25–30% całkowitego ładunku ChZT (chemicznego zapotrzebowania tlenu) w dopływie (Ruiken i in., 2013). Wielkość jego zużycia jest różna w różnych krajach i zależy m.in. od stopnia urbanizacji terenu czy uprzemysłowienia. Największe zużycie odnotowuje się w USA (18 ± 8 kg na osobę/rok), przy czym w Europie to około 11 ± 7 kg na osobę/rok (Palmieri i in., 2019). Ze względu na to, że celuloza jest trudno rozkła-



dalnym polimerem, często jest istotnym składnikiem suchej masy organicznej przefermentowanych osadów. W związku z tym konieczne jest dbanie o prawidłową obróbkę osadów ściekowych pod kątem usunięcia z nich celulozy. Obecne rozwiązania determinują dwa sposoby zarządzania celulozą – odzysk lub degradację. Wykorzystanie pierwszego z nich jest związane z koniecznością rozbudowy instalacji o dodatkowe elementy infrastruktury oczyszczalni ścieków, co generuje koszty inwestycyjne i eksploatacyjne. Podejście to pozwala jednocześnie na późniejsze wykorzystanie odzyskanej celulozy, np. jako składnik wzmacniający materiały (Palmieri i in., 2019). Alternatywą takiego rozwiązania jest drugi wspomniany sposób zarządzania, czyli obróbka osadów ściekowych w taki sposób, aby w jak największym stopniu zdegradować celulozę do prostszych związków organicznych. W fermentacji metanowej rozkład wielkocząsteczkowych związków organicznych odbywa się podczas pierwszej fazy, czyli hydrolizy, etapu najdłuższego i jednocześnie najważniejszego dla całego procesu fermentacji beztlenowej. Dla intensyfikacji efektów hydrolizy stosuje się chemiczne, mechaniczne i biologiczne metody obróbki wstępnej osadów, lub połączenie tych metod. Do metod najczęściej stosowanych samodzielnie zalicza się metody mechaniczne, rzadziej chemiczne. Jednak z ekologicznego punktu widzenia najrozsądniejszym wyborem są metody biologiczne, w których wykorzystuje się mikroorganizmy i produkowane przez nie enzymy. Na szczególną uwagę zasługują mikroorganizmy celulolityczne, zarówno grzyby, jak i bakterie. Produkowane przez nie enzymy mogą wspomagać nie tylko degradację celulozy, ale też wspomagać degradację kompleksu lignocelulozowego obecnego w osadach (Nugraha i in., 2021). Dane literaturowe potwierdzają pozytywny wpływ dodatku enzymów celulolitycznych zarówno na zwiększenie rozpuszczalności osadów i na obniżenie zawartości suchej masy organicznej w osadach ściekowych, jak i na wzrost objętości produkowanego biogazu (Rashed i in., 2010; Agabo-García i in., 2019; Wang i in., 2020). Na skutek zmniejszania się zawartości substancji organicznych w osadach, obserwuje się również obniżenie produkcji lotnych kwasów tłuszczowych. W procesie fermentacji metanowej lotne kwasy tłuszczowe wpływają na ilość produkowanego biogazu, jednak równocześnie ich zbyt duża zawartość (w przypadku osadów mocno obciążonych) może prowadzić do spadku pH, wpływając inhibitująco na bakterie metanogenne (Rashed i in., 2010).

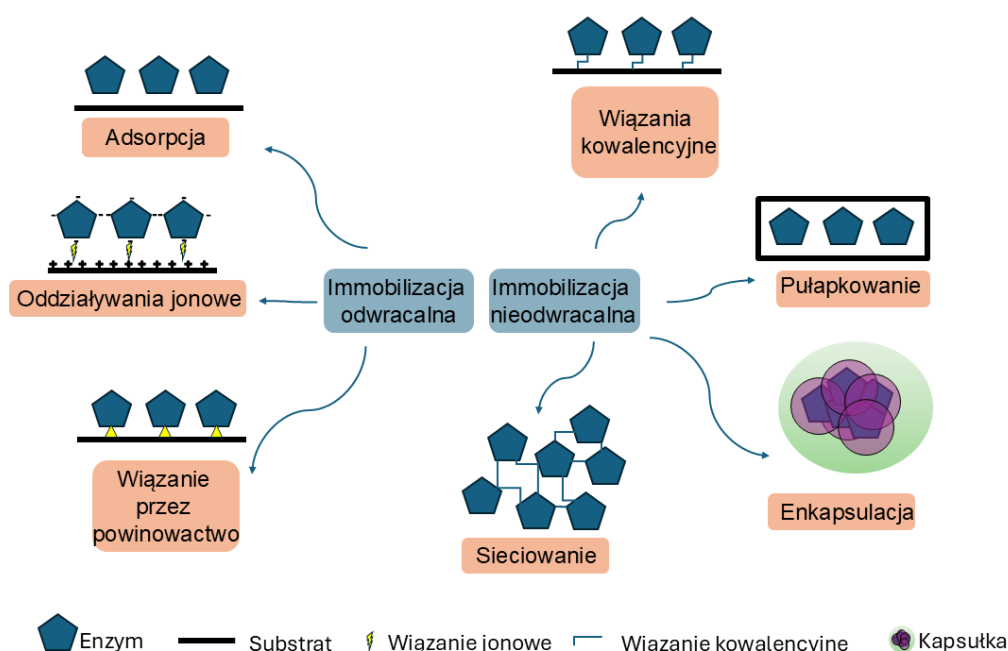


Wykorzystanie celulaz i hemicelulaz w degradacji kompleksów lignocelulozowych związane jest z hydrolizą polisacharydów do cukrów prostych (glukozy i ksylozy) (Guo i in., 2023). Hydroliza enzymatyczna biomasy lignocelulozowej rozpoczyna się od przyłączenia enzymu celulazy do substratu celulozowego. Następnie enzymy ulegają dyfuzji powierzchniowej wzdłuż łańcuchów celulozy i katalizują hydrolizę wiązania β -1,4-glikozydowego. Po hydrolizie powstała celobioza, celo-oligosacharydy lub glukoza są uwalniane z miejsca aktywnego enzymu, a enzymy mogą kontynuować hydrolizę tego samego łańcucha celulozy lub ponownie wiązać się z innym miejscem (Xu i in., 2023). Efektywność hydrolizy enzymatycznej biomasy lignocelulozowej zależy od wielu czynników, m.in. właściwości fizykochemicznych biomasy, inhibującego wpływu produktów ubocznych i końcowych powstających podczas obróbki wstępnej, składu czy właściwości wykorzystywanego enzymu i/lub mieszaniny enzymów (Woo i in., 2024). Izolowana z kompleksu lignina może także negatywnie wpływać na hydrolizę enzymatyczną na skutek niespecyficznego wiązania się z enzymami. To ogranicza dostępność cząstek enzymu, co łączy się z koniecznością dozowania większej ilości celulaz dla uzyskania skuteczniejszej hydrolizy biomasy lignocelulozowej (Agrawal i in., 2021).

Udział celulaz w przemyśle jest ograniczony ze względu na ich zmniejszoną stabilność, krótki okres przechowywania oraz wysoką wrażliwość na różne warunki procesowe (Chapman, Ismail i Dinu, 2018). Czynniki te wpływają na trudność odzysku i ponowne ich wykorzystanie, co generuje wzrost kosztów (Rajnish i in., 2021). Ze względu na trudne środowisko osadów ściekowych i często ściśle określone optima działania enzymów, zachowanie najwyższej aktywności enzymów stanowi wyzwanie i wymaga dodatkowych działań. Jednym ze sposobów zabezpieczenia enzymów przed działaniem środowiska, w którym działają, lub do którego są wprowadzane, jest immobilizacja. Unieruchomione enzymy charakteryzują się wyższą stabilnością i możliwością ich wielokrotnego wykorzystania (Maghraby i in., 2023).

4.2.1. Immobilizacja enzymów

Istnieje kilka rodzajów immobilizacji i w zależności od specyfiki procesu i potrzeb, wykorzystuje się wiązanie lub uwięzienie enzymów w stałych materiałach. Metody immobilizacji przedstawiono na rysunku 4.1.



Rys. 4.1. Odwracalne i nieodwracalne metody immobilizacji enzymów
(oprac. na podst. Maghraby i in., 2023)

Przedstawione na rysunku 4.1 metody różnią się od siebie pod wieloma względami, co umożliwia ich szerokie zastosowanie. W przypadku immobilizacji odwracalnej można mówić o adsorpcji, wiązaniu za pomocą oddziaływań jonowych i wiązaniu na powierzchni. Immobilizacja przez adsorpcję opiera się na adsorpcji fizycznej, wykorzystującej wiązania wodorowe, solne, jonowe i hydrofobowe. Jako nośnik służą zarówno organiczne (agar, celuloza, alginian, skrobia, poliakryloamid, silikon), jak i nieorganiczne materiały, m.in. krzemionka, porowate szkło, tlenki metali, ziemia krzemkowa (Jesionowski, Zdarta i Krajewska, 2014). Adsorpcja to stosunkowo tania i prosta metoda (Mohamad i in., 2015) oparta m.in. na działaniu sił jonowych. W przypadku tego rodzaju unieruchamiania wykorzystywane są interakcje jonowe między enzymami i nośnikiem. Odwracalność immobilizacji jest możliwa dzięki zmianie pH środowiska reakcji, jak również utrzymaniu unieruchomionego enzymu przy stabilizacji pH podczas całej reakcji. W przypadku użycia tej metody, ze względu na wykorzystanie naładowanego nośnika, może dochodzić do zniekształcania struktury enzymu lub zmian w kinetyce jego działania (Maghraby i in., 2023). Możliwe jest też unieruchomienie enzymu na podstawie powinowactwa enzymu do nośnika, dzięki obecności określonych grup aktywnych znajdujących się na nośniku. W przypadku braku interakcji między enzymem i nośnikiem, możliwe jest modyfikowanie nośników w taki sposób, aby umożliwić efektywną immobilizację. W nieodwracalnej immobilizacji z wykorzystaniem wiązań kowalencyjnych, stosuje się np.



porowatą krzemionkę i szkło, agarozę czy poliakryloamid. Wiązanie kowalencyjne enzymu następuje na skutek dodania reaktywnych cząsteczek, powodując zmianę struktury szkieletu polimeru. To zwiększa stabilność enzymów i pozwala na prawie 100-procentową ochronę enzymu. Z drugiej strony, tak silne związanie enzymu z nośnikiem ogranicza jego mobilność, kontakt ze środowiskiem i zmniejsza efektywność jego pracy. Wiązanie enzymów za pomocą oddziaływań kowalencyjnych wymaga dodatkowo kilkugodzinnej inkubacji, a ilość enzymu, zimmobilizowana tą metodą, jest niewielka, przez co jej wykorzystanie w przemyśle jest nieopłacalne (Nguyen i Kim, 2017). Metoda pułapkowania polega na zamknięciu enzymów w sieci włókien, co umożliwia swobodną dyfuzję składników i produktów reakcji, ale uniemożliwia wyciek enzymu do środowiska. Ta metoda jest stosunkowo prosta i pozwala na unieruchomienie dużej ilości enzymu i zwiększenie stabilności mechanicznej uwieczonych enzymów. Enzymy pułapkowane są rozproszone wewnątrz stałej lub półstałej matrycy, która często jest żelem. Wtedy żel składa się ze stałej, usieciowanej matrycy i zamkniętej w niej cieczy, która zapewnia środowisko dla enzymu. Niestety nieodpowiednio przeprowadzona immobilizacja może doprowadzić do zablokowania dyfuzji substratu do miejsc aktywnych enzymu, przez zbyt grubą matrycę nośnika lub wyciekanie enzymu, jeśli rozmiary porów będą za duże. Do pułapkowania wykorzystuje się fotopolimeryzację, metodę zol-żel i elektropolimeryzację (Nguyen i Kim, 2017; Imam, Marr i Marr, 2021). Metoda enkapsulacji zakłada uwiecznienie enzymu w sieci polimerowej. Enzymy unieruchomione są w małych pęcherzykach z porowatymi półprzepuszczalnymi membranami, co pozwala na przemieszczanie się jedynie małych cząsteczek substratu i produktów. W związku z tym dyfuzja enzymu jest ograniczona. Ten rodzaj immobilizacji zachodzi dwuetapowo. Najpierw enzym miesza się z roztworem monomeru, a następnie przeprowadza polimeryzację roztworu monomeru. W ten sposób minimalizuje się ryzyko wymywania enzymu, jednocześnie poprawiając jego stabilność (Nguyen i Kim, 2017; Maghraby i in., 2023). Ostatnim rodzajem immobilizacji nieodwracalnej jest sieciowanie, które polega na budowaniu dużych trójwymiarowych agregatów enzymatycznych za pomocą wiązań kowalencyjnych między cząsteczkami enzymów. Sieciowanie jest procedurą dwuetapową, w której najpierw enzym zostaje wytrącony z roztworu przy użyciu organicznych i nieorganicznych środków strącających (np. glikol, aceton, wodny roztwór siarczanu amonu) w celu stworzenia agregatów lub kryształów. W kolejnym etapie zagregowany lub skryształizowany enzym zostaje usieciowany do agregatu enzymu (ang. *cross-linked enzyme*





aggregates, CLEA) lub usieciowanego agregatu kryształu (ang. *cross-linked enzyme crystals*, CLEC) (Califano i Costantini, 2020; Imam, Marr i Marr, 2021).

4.2.2. Imobilizacja celulaz

Na efektywność imobilizacji celulaz wpływają zarówno właściwości samego enzymu, jak i nośnika oraz warunki procesu. W przypadku celulaz należy pamiętać o ich fizycznych i chemicznych właściwościach, takich jak rozmiar, punkt izoelektryczny czy ładunek powierzchniowy. Rozmiar enzymu wpływa na skuteczność imobilizacji na nośniku i szybkość dyfuzji, przez co większe celobiohydrolazy mogą mieć ograniczony dostęp do wewnętrznej powierzchni porowatych nośników. Endoglukanazy i β -glukanazy, które są mniejsze, mogą być imobilizowane efektywniej. Punkt izoelektryczny i ładunek powierzchniowy determinują oddziaływanie między enzymem i nośnikiem. W przypadku celulaz o wyższym punkcie izoelektrycznym, oddziaływanie elektrostatyczne z ujemnie naładowanymi nośnikami może być silniejsze (Mól i in., 2023; Xu i in., 2023). Niemale znaczenie ma również struktura i konformacja celulazy. Rozmieszczenie składników celulazy, takich jak miejsca aktywne i reszty aminokwasów, mogą wpływać na skuteczność imobilizacji i przez to na aktywność zimmobilizowanego enzymu. Imobilizacja może dodatkowo prowadzić do zmian w konformacji celulazy, wpływając na jej aktywność katalityczną i stabilność (Paul i in., 2021). Czynniki związane z nośnikiem to przede wszystkim: jego powierzchnia i porowatość, rozmiar i kształt oraz skład i właściwości chemiczne. Nośniki o większej powierzchni i porowatości są w stanie pomieścić więcej cząsteczek enzymu, zwiększając potencjalnie wydajność katalityczną (Xu i in., 2023). Na stabilność, możliwość ponownego wykorzystania enzymu i efektywność unieruchamiania w dużym stopniu wpływa również sposób oraz warunki imobilizacji, tj. temperatura, pH, stosunek ilości enzymu do nośnika, siła jonowa środowiska reakcji, obecność dodatków stabilizujących. Nadmiar enzymu może prowadzić do przeszkód sterycznych, zmniejszając dostępność substratu, a tym samym aktywność enzymu (Rajnish i in., 2021).

4.2.3. Wpływ zimmobilizowanych enzymów celulolitycznych na rozkład celulozy i kompleksu lignocelulozowego

Celulazy mogą prowadzić rozkład substratu celulozowego na dwa sposoby. Jednym z nich jest związanie endoglukanazy i celobiohydrolazy z łańcuchem celulozy podczas rozszczepiania wiązań β -1,4-glikozydowych przez mechanizm „tunelowania”, czyli tworzenia ka-



nału łączącego powierzchnię białka z zagłębioną wnęką, umożliwiającego selektywny transfer substratów do miejsca aktywnego, z udziałem określonych reszt aminokwasowych (Kim i in., 2024). Tunelowanie może wpływać na łatwość wiązania substratów i uwalniania produktów. W trakcie tego rodzaju hydrolizy uwalnia się wiele jednostek celobiozy lub glukozy przed odłączeniem enzymu, zwiększając efektywność rozkładu celulozy. Taki rozkład substratu określa się jako procesywny. Drugi sposób rozkładu – nieprocesywny, polega na krótkotrwałym przyleganiu celulaz do celulozy w celu rozszczepienia pojedynczych wiązań glikozydowych (Payne i in., 2015). Nieprocesywne celulazy nie posiadają domen wiążących węglowodany i specyficznych reszt aminokwasowych do tunelowania. Oba sposoby jednak są niezbędne dla prawidłowego całkowitego rozkładu celulozy, jako że nieprocesywne celulazy generują nowe końce łańcuchów, wykorzystywane jako substrat przez celulazy procesywne.

Wpływ immobilizacji różni się w zależności od typu celulazy. Celulazy procesywne, katalizujące hydrolizę celulozy, mimo unieruchomienia, zachowują swoje właściwości i aktywność katalityczną (Lv i in., 2021). Nieprocesywne enzymy, losowo hydrolizujące celulozę, po immobilizacji stają się stabilniejsze (Xu i in., 2023).

Immobilizacja zapewnia nie tylko poprawę stabilności enzymów, ale także wydłużenie okresu eksploatacji, odzysk i ponowne użycie w kilku cyklach reakcji oraz zmniejszenie ogólnego zużycia enzymu, a przez to ograniczenie kosztów (Lv i in., 2021). Nośnikiem dla enzymu mogą być zarówno materiały organiczne, jak i nieorganiczne.

Z punktu widzenia wprowadzania dodatkowego obciążenia dla układu i procesu fermentacji metanowej, najrozsądniejszym rozwiązaniem jest immobilizacja z wykorzystaniem nośnika nieorganicznego. Wśród nieorganicznych materiałów wykorzystywanych do immobilizacji celulaz, szeroko badane ze względu na stabilność, sztywność i wysoką porowatość, są materiały o stosunkowo dużej powierzchni, zapewniające silne interakcje z celulazą przez wiązania wodorowe, oddziaływanie elektrostatyczne lub wiązania kowalencyjne. Do takich nośników można zaliczyć m.in. krzemionkę, nanocząstki magnetyczne, nanocząstki i tlenki metali, materiały na bazie węgla, takie jak grafen, nanorurki węglowe, węgiel aktywny (Xu i in., 2023). Zastosowanie celulaz i ksylanaz immobilizowanych na magnetycznym tlenku grafenu pozwoliło Paz-Cedeno i in. (2021) na utrzymanie wysokiej wydajności enzymów, osiągając 88% i 66% wydajności hydrolizy po 10 cyklach. John, Samuel i Salvarajan (2023) uzyskali poprawę właściwości enzymatycznych w trudnych warunkach produkcji bioetanolu celulozowego.



Z uwagi na minimalizowanie kosztów wykorzystania immobilizowanych enzymów, na szczególne uznanie zasługuje immobilizacja z wykorzystaniem metody adsorpcji z użyciem węgla aktywnego, którego pozytywny wpływ na intensyfikację fermentacji metanowej został już potwierdzony wielokrotnie w literaturze (Satayev i in., 2017; Wu i in., 2022). Węgiel aktywny może być pozyskiwany z odpadów organicznych, w tym osadów ściekowych i przy odpowiedniej obróbce, efektywnie wykorzystywany (Li i in., 2016; Shukla i in., 2020).

Biorąc pod uwagę fakt, że wykorzystanie enzymów do obróbki biomasy lignocelulozowej może być trudne ze względu na długi czas degradacji biomasy oraz czasochłonny i kosztowny proces produkcji samych enzymów, ich immobilizacja może znacząco zwiększyć efektywność i opłacalność tej metody.

4.3. CELULAZY W FERMENTACJI METANOWEJ

Czynnikiem decydującym o efektywnym przebiegu fermentacji metanowej jest rozpuszczalność biomasy i jej podatność na rozkład. W przypadku obecności w osadzie dużych ilości biomasy lignocelulozowej należy wziąć pod uwagę m.in. dostęp mikroorganizmów i enzymów do substratu, krystaliczną strukturę celulozy, ochronną dla celulozy obecność ligniny czy występowanie kompleksów lignocelulozowych (Xu i in., 2019). Podczas fermentacji metanowej rozkład celulozy i hemicelulozy następuje w kolejności, którą przedstawia rysunek 4.2.



Rys. 4.2. Schemat rozkładu celulozy i hemicelulozy w procesie fermentacji metanowej

W literaturze opisuje się wpływ enzymów celulolitycznych na degradację różnego rodzaju biomasy lignocelulozowej. Niezależnie od tego, czy jest to słoma kukurydziana (Wang i in., 2020), łuski ryżu (Nugraha i in., 2021) czy osady ściekowe (Al-Gheethi, 2015; Agabo-Garcia i in., 2019), efekt jest zawsze ten sam – poprawa degradacji celulozy i lignocelulozy przy wykorzystaniu enzymów celulolitycznych. Nie są to jednak na tyle duże efekty dla wykorzystania komercyjnego. Efektywna degradacja celulozy w dużej mierze zależy od efektywnej degradacji ligniny. Dzięki rozkładowi ligniny i hemicelulozy zwiększa się stopień rozkładu celulozy. To determinuje konieczność wspomagania rozkładu ligniny przy użyciu, np. czystych enzy-



mów, takich jak lakaza, peroksydaza manganowa i ligninowa (Wei, 2016), generując koszty związane z użyciem czystych enzymów. Potwierdzają to badania porównujące efektywność działania enzymów celulolitycznych, gdzie substratem jest celuloza mikrokryształiczna i słoma kukurydziana. Wang i in. (2020) zaobserwowali poprawę hydrolizy celulozy krystalicznej i zmniejszenie jej krystaliczności po dodaniu celulazy oraz wzrost produkcji metanu o 33,2%. W przypadku weryfikacji wpływu celulaz na hydrolizę słomy kukurydzianej jako efekt zaobserwowano wzrost produkcji metanu o 11,7%. Widocznym wspomagającym działaniem jest połączenie mielenia biomasy z następującym po nim dodatkiem celulaz. Dzięki mechanicznej metodzie biomasa lignocelulozowa staje się bardziej podatna na działanie enzymów, jednocześnie skraca się czas potrzebny na obróbkę z wykorzystaniem samych enzymów. Brak konieczności wykorzystywania czystych enzymów do rozkładu ligniny zmniejsza również koszty obróbki (Xu i in., 2019). Innym proponowanym rozwiązaniem jest termofilna mikroaerobowa obróbka (z obciążeniem tlenem 5 mL/g lotnych substancji stałych), co może promować wzrost mikroorganizmów tlenowych, wydzielających więcej enzymów hydrolitycznych we wczesnym etapie fermentacji. Taki rodzaj obróbki pozwolił Fu i in. (2015) na uzyskanie zwiększonej o 16,24% produkcji metanu niż w przypadku biomasy niepoddanej wcześniej żadnym dodatkowym procesom.

4.4. PODSUMOWANIE

Wykorzystanie enzymów celulolitycznych wspomaga degradację celulozy i kompleksów lignocelulozowych, co może znacząco przyspieszyć hydrolizę osadów ściekowych bogatych w te składniki. Potencjalne utrudnienia związane z udziałem celulaz w hydrolizie osadów ściekowych i biomasy celulozowej mogą zostać zmniejszone przy zastosowaniu immobilizacji. Kluczowe dla efektywnego działania enzymów celulolitycznych jest dobranie odpowiedniej metody immobilizacji, która zapewni stabilność enzymu oraz umożliwi jego optymalne i wielokrotne wykorzystanie, co może obniżyć koszty operacyjne.

Badania wspierane przez Politechnikę Śląską, Wydział Inżynierii Środowiska SUT 08/070/BKM24/0033 (BKM-715/RIE7/2024) w ramach subwencji na utrzymanie i rozwój potencjału badawczego Młodzi Naukowcy. A. Ziemińska-Buczyńska jest finansowana z projektu Politechniki Śląskiej nr: 08/070/BK_24/0031 (BK-217-/RIE7/2024).





LITERATURA

- Agabo-García C., Pérez M., Rodríguez-Morgado B., Parrado J., Solera R. (2019): Biomethane production improvement by enzymatic pre-treatments and enhancers of sewage sludge anaerobic digestion. *Fuel*, Vol. 255, 115713.
- Agrawal R., Verma A., Singhanian R. R., Varjani S., Dong Ch. D., Parel A. K. (2021): Current understanding of the inhibition factors and their mechanism of action for the lignocellulosic biomass hydrolysis. *Bioresource Technology*, Vol. 332, 125042.
- Al-Gheethi A. A. S. (2015): Recycling of sewage sludge as production medium for cellulase by *Bacillus megaterium* strain. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, Vol. 4, 105-119.
- Butnariu M., Ionut-Flavius A. (2022): General Information about Cellulose. *Journal of Biotechnology and Bioprocessing*, Vol. 3(3), 1-15.
- Califano V., Costantini A. (2020): Immobilization of Cellulolytic Enzymes in Mesostructured Silica Materials. *Catalysts*, Vol. 10(6), 706.
- Chapman J., Ismail A. E., Dinu C. Z. (2018): Industrial applications of enzymes: recent advances, techniques, and outlooks. *Catalyst*, Vol. 8(6), 238.
- Fu S-F., Wang F., Yuan X-Z., Yang Z-M., Luo S-J., Wang C-S., Guo R-B. (2015): The thermophilic (55°C) microaerobic pretreatment of corn straw for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, Vol. 175, 203-208.
- Guo H., Zhao Y., Chang J-S., Lee D-J. (2023): Enzymes and enzymatic mechanisms in enzymatic degradation of lignocellulosic biomass: A mini-review. *Bioresource Technology*, Vol. 367, 128252.
- Imam H. T., Marr P. C., Marr A. C. (2021): Enzyme entrapment, biocatalyst immobilization without covalent attachment. *Green Chemistry*, Vol. 23, 4980-5005.
- Jesionowski T., Zdarta J., Krajewska B. (2014): Enzyme immobilization by adsorption: a review. *Adsorption*, Vol. 20, 801-821.
- John J. A., Samuel M. S., Salvarajan E. (2023): Immobilized cellulase on Fe₃O₄/GO/CS nanocomposite as a magnetically recyclable biocatalyst for biofuel application. *Fuel*, Vol. 333, 126364.
- Kim S. M., Kang S. H., Jeon B. W., Kim Y. H. (2024): Tunnel engineering of gas-converting enzymes for inhibitor retardation and substrate acceleration. *Bioresource Technology*, Vol. 394, 130248.
- Koupaie E. H., Dahadha S., Bazayr Lakeh A. A., Azizi A., Elbeshbishy E. (2019): Enzymatic pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biomethane production – A review. *Journal of Environmental Management*, Vol. 233, 774-784.
- Li Y., Li Y., Li L., Shi X., Wang Z. (2016): Preparation and analysis of activated carbon from sewage sludge and corn stalk. *Advanced Powder Technology*, Vol. 27(2), 684-691.
- Lv K., Yu Z., Pedroso M. M., Wu B., Gao Z., He B., Schenk G. (2021): Metal affinity immobilization of the processive endoglucanase EG5C-1 from *Bacillus subtilis* on a recyclable pH-responsive polymer. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, Vol. 9(23), 7948-7959.
- Maghraby Y. R., El-Shabasy R. M., Ibrahim A. H., El-Said Azzazy H. M. (2023): Enzyme Immobilization Technologies and Industrial Applications. *ACS Omega*, Vol. 8(6), 5184-5196.
- Mohamad N. R., Marzuki N. H. C., Buang N. A., Huyop F., Wahab R. A. (2015): An overview of technologies for immobilization of enzymes and surface analysis techniques for immobilized enzymes. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, Vol. 29(2), 205-220.
- Mól P. C. G., Júnior J. C. Q., Veríssimo L. A. A., Boscolo M., Gomes E., Minim L. A., Da Silva R. (2023): β -glucosidase: An overview on immobilization and some aspects of structure, function, applications and cost. *Process Biochemistry*, Vol. 130, 26-39.
- Nguyen H. H., Kim M. (2017): An Overview of Techniques in Enzyme Immobilization. *Applied Science and Convergence Technology*, Vol. 26(6), 157-163.





Nugraha W. D., Wafiroh H., Syafrudin, Junaidi, Budihardjo M. A., Safitri R. P. (2021): The effect of amylase and cellulase enzymes on biogas production from rice husk waste using solid-state anaerobic digestion (SS-AD) method. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Vol. 623, 012018.

Palmieri S., Cipolletta G., Pastore C., Giosuè C., Akyol Ç., Eusebi A. L., Frison N., Tittarelli F., Fatone F. (2019): Pilot scale cellulose recovery from sewage sludge and reuse in building and construction material. Waste Management, Vol. 100, 208-218.

Paul M., Mohapatra S., Kumar das Mohapatra P., Thatoi H. (2021): Microbial cellulases- An update towards its surface chemistry, genetic engineering and recovery for its biotechnological potential. Bioresource Technology, Vol. 340, 125710.

Payne C. M., Knott B. C., Mayes H. B., Hansson H., Himmel M. E., Sandgren M., Ståhlberg J., Beckham G. T. (2015): Fungal cellulases. Chemical Reviews, Vol. 115(3), 1308-1448.

Paz-Cedeno F. R., Carceller J. M., Iborra S., Donoto R. K., Godoy A. P., de Paula A. V., Monti R., Corma A., Masarin F. (2021): Magnetic graphene oxide as a platform for the immobilization of cellulases and xylanases: Ultrastructural characterization and assessment of lignocellulosic biomass hydrolysis. Renewable Energy, Vol. 164, 491-501.

Rajnish K. N., Samuel M. S., Ashwini J. J., Datta S., Chandrasekar N., Balaji R., Jose S., Selvarajan R. (2021): Immobilization of cellulase enzymes on nano and micro-materials for breakdown of cellulose for biofuel production – a narrative review. International Journal of Biological Macromolecules, Vol. 182, 1793-1802.

Rashed I. G. A.-A., Akunna J., El-Halwany M. M., Atiaa A. F. F. A. (2010): Improvement in efficiency of hydrolysis of anaerobic digestion in sewage sludge by the use of enzymes. Desalination and Water Treatment, Vol. 21(1-3), 280-285.

Ruiken C. J., Breuer G., Klaversma E., Santiago T., van Loosdrecht M. C. M. (2013): Sieving wastewater – Cellulose recovery, economic and energy evaluation. Water Research, Vol. 47(1), 43-48.

Satayev M., Kaipova Z., Janmuldaeva A., Urazbaeva K. (2017): The role of activated carbon in the production of biogas. Scientific Papers Series Management, Engineering in Agriculture and Rural Development, Vol. 17(3), 369-372.

Shukla S. K., Al Mushaiqri N. R. S., Al Subhi H. M., Yoo K., Al Sadeq H. (2020): Low-cost activated carbon production from organic waste and its utilization for wastewater treatment. Applied Water Science, Vol. 10, 62.

Wang X., Cheng S., Li Z., Men Y., Wu J. (2020): Impact of Cellulase and Amylase on Enzymatic Hydrolysis and Methane Production in the Anaerobic Digestion of Corn Straw. Sustainability, Vol. 12(13), 5453.

Wei S. (2016): The application of biotechnology on the enhancing of biogas production from lignocellulosic waste. Applied Microbiology and Biotechnology, Vol. 100, 9821-9836.

Woo W. X., Tan J. P., Wu T. Y., Yeap S. K., Luthfi A. A. I., Manaf S. F. A., Jamali N. S., Hui Y. W. (2024): An overview on the factors affecting enzymatic saccharification on lignocellulosic biomass into fermentable sugars. Reviews in Chemical Engineering, Vol. 40(2), 279-303.

Wu F., Xie J., Xin X., He J. (2022): Effect of activated carbon/graphite on enhancing anaerobic digestion of waste activated sludge. Frontiers in Microbiology, Vol. 13, 999647.

Xu C., Tong S., Sun L., Gu X. (2023): Cellulase immobilization to enhance enzymatic hydrolysis of lignocellulosic biomass: An all-inclusive review. Carbohydrate Polymers, Vol. 321, 121319.

Xu N., Liu S., Xin F., Zhou J., Jia H., Xu J., Jiang M., Dong W. (2019): Biomethane Production from Lignocellulose: Biomass Recalcitrance and Its Impacts on Anaerobic Digestion. Frontiers in Bioengineering and Biotechnology, Vol. 7, 191.





Martina Zeleňáková¹, Patrik Nagy¹, Marcela Bindzárová Gergeľová¹, Slávka Gaľaš²

¹Uniwersytet Techniczny w Koszycach, Słowacja

²AGH w Krakowie, Polska

5. Ocena wpływu zmian użytkowania gruntów na hydrologię i bioróżnorodność zlewni rzeki Hornád w Słowacji

5.1. WPROWADZENIE

Opady i temperatura powietrza to czynniki klimatyczne, które mają silny wpływ na zmiany zachodzące w globalnym cyklu hydrologicznym. Zmienność tych elementów może prowadzić do zmian zasobów wodnych w skali globalnej i regionalnej (Du, Xu i Lee, 2021). Przestrzenne i czasowe zmiany w odpływie rzek obserwowano w wielu regionach Europy (Hlavčová i in., 2016; Kubiak-Wójcicka, 2020). To duże zainteresowanie badaczy zmiennością zasobów wodnych wynika z faktu, że mają one wpływ na jakość środowiska, rozwój gospodarczy i dobrobyt społeczny (Arnell, 1999).

Zmiany intensywności opadów i poziomu wody to kolejne konsekwencje globalnej zmiany klimatu, która będzie się dokonywać w dłuższym czasie niż średni okres eksploatacji większości obecnie budowanych elementów infrastruktury technicznej. Więcej wilgoci w glebie i większe ciśnienie hydrostatyczne zgromadzone w konstrukcjach, takich jak ściany oporowe i pale, mogą powodować konieczność dokonania zmian rodzaju materiałów stosowanych w budownictwie i ich rozmiarów, np. grubości płyty fundamentowej. Konsolidacja nasyconych gleb powinna być również brana pod uwagę w kontekście obszarów utwardzonych. Wyższy poziom wód gruntowych może mieć wpływ na projekt fundamentów kolumnowych dla mostów i innych konstrukcji zależnych od głębokich fundamentów (Hlavčová i in., 2016).

Rosnący poziom opadów będzie miał znaczący wpływ na odpływ wody drenażowej. Zakładane obecnie natężenia przepływu dla systemów przesiąkania i drenażu prawdopodobnie będą musiały zostać zmienione, co będzie skutkowało wprowadzeniem systemów o większej przepustowości. Większe opady deszczu mogą zwiększyć prędkość odpływu przez przepusty, a na projekty przepustów wpływa prędkość wody wpływającej do odpływu (Kubiak-Wójcicka, 2020).



Zakłada się, że w dłuższej perspektywie działalność człowieka będzie miała niewielki trwały wpływ na naturalną zdolność środowiska do regeneracji (Graf, 2001). Pogląd ten dominuje od dawna, mimo że praktyki rolnicze powodują od stuleci nieodwracalne szkody na niektórych obszarach. W ciągu ostatnich kilkudziesięciu lat skutki pewnych zjawisk pokazały, jak ważne jest dbanie o strukturę użytkowania gruntów i ich różnorodność. Mimo skali problemu, co potwierdziły wszystkie badania, postęp w tej dziedzinie jest jednak ograniczony (Kubiak-Wójcicka, 2020). Te kraje uprzemysłowione, które przeznaczyły znaczne środki na tworzenie wielkoskalowych krajowych map oraz utrzymywanie aktualnych inwentarzy i map własności gruntów, nigdy gruntownie nie zajęły się tworzeniem i aktualizacją inwentaryzacji pokrycia terenu. Informacje o pokryciu terenu były więc dostępne tylko dla małych obszarów, na których rozwijały się miasta, rolnictwo czy były realizowane duże projekty infrastrukturalne itp. W tym kontekście projekt pokrycia terenu CORINE Land Cover, uruchomiony przez Komisję Wspólnot Europejskich, ma na celu zaspokojenie nowych potrzeb m.in. w zakresie dostępu do informacji o stanie środowiska. Stanowi też wsparcie dla Komisji w działaniach związanych z zgromadzeniem informacji o środowisku krajów UE i ich harmonizowaniem (Du, Xu i Li, 2021). Świadomość poważnych problemów środowiskowych w ostatnich 10 latach nadała kwestii inwentaryzacji pokrycia terenu nowe znaczenie. Nie można już polegać na informacjach z map topograficznych, które są aktualizowane co 10 lub 15 lat, a tym bardziej nie można dokonywać ocen statystycznych, które są produktami ubocznymi inwentaryzacji oraz badań rolniczych i leśnych, gdy celem jest poradzenie sobie z:

- zanikiem terenów podmokłych,
- niszczeniem lasów przez pożary lub szkodniki,
- intensyfikacją rolnictwa na obszarach wrażliwych,
- rozwojem turystyki,
- pojawieniem się zarośli na gruntach rolnych,
- zanikiem gatunków pozbawionych swojego naturalnego środowiska itp.

Jeżeli celem jest zagospodarowanie dużych obszarów, niezbędna jest racjonalna informacja na temat pokrycia terenu.

Zmiany reżimu odpływu, spowodowane działalnością człowieka, są wynikiem dwóch głównych działań – budowy zapór i zmiany użytkowania gruntów. Rozpoczęcie eksploatacji zapory powoduje zazwyczaj nagłe zmiany w reżimie hydrologicznym cieku wodnego. Najczęst-



szymi zmianami są zmniejszenie wielkości zdarzeń wysokiego przepływu i wzrost przepływu bazowego (Hirsch i in., 1990; Stanford i in., 1996; Le Roy Poff i in., 1997; Graf, 2001).

Obecnie poświęca się wiele uwagi racjonalnemu zarządzaniu zrzutami wód z zapór w celu przywrócenia bardziej naturalnych reżimów przepływu w dolnym biegu rzeki, co wspomaga odtworzenie ekosystemów wodnych (Richter i in., 1996; Stanford i in., 1996; Le Roy Poff i in., 1997; Graf, 2001; Magilligan i Nislow, 2001).

Skutki hydrologiczne cofania się i przywracania bardziej naturalnych reżimów przepływu są stosunkowo łatwe do wykrycia i oszacowania, ponieważ znany jest charakter zmian, zachodzą one w znanych punktach czasowych i są bezpośrednio zarządzane (Kubiak-Wójcicka, 2020).

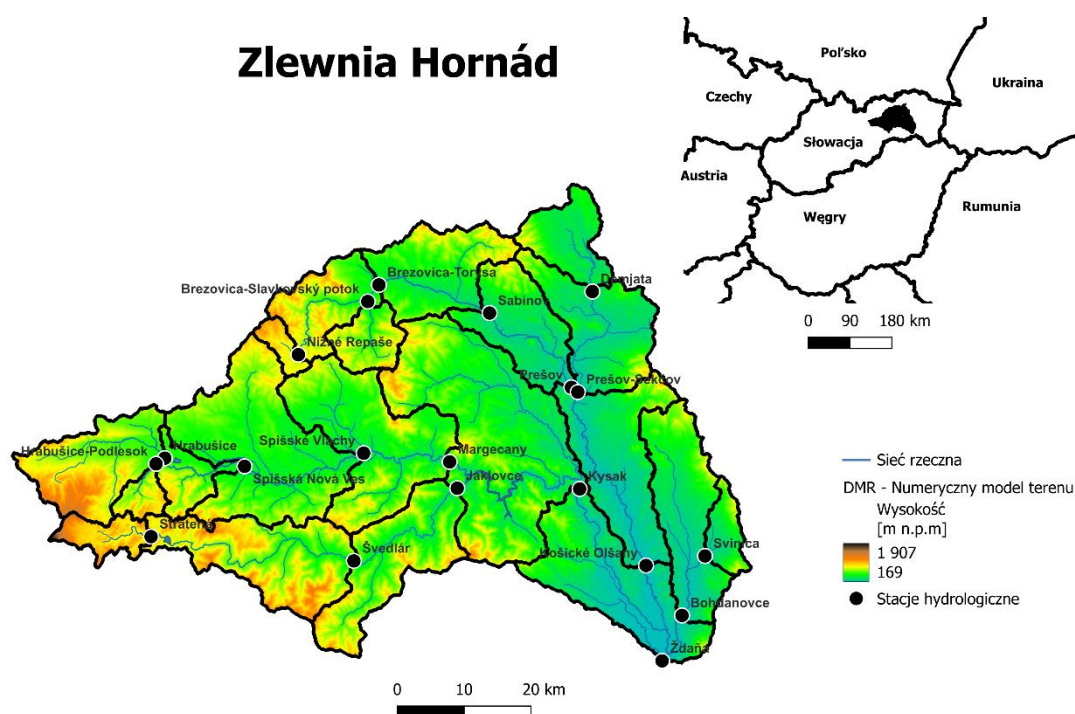
Zmiany w użytkowaniu gruntów, takie jak przekształcanie lasów i terenów podmokłych w grunty orne czy przekształcanie gruntów ornych i leśnych w grunty podmiejskie i miejskie, mogą również zmieniać reżimy spływu. Zmiany w zarządzaniu gruntami, związane z obecnym użytkowaniem gruntów, takie jak ciągła poprawa odwodnienia rolniczego i przyjęcie uprawy konserwującej, mogą także wpływać na reżimy przepływu (Kubiak-Wójcicka, 2020). Wiele takich zmian występuje często jednocześnie w obrębie zlewni. Ich skumulowany wpływ na reżimy przepływu, choć być może znaczący i ważny ekologicznie, może pozostać niezauważony, ponieważ następuje stopniowo. Po zauważeniu wpływu hydrologicznego zwykle trudno jest określić względne znaczenie różnych czynników determinujących. Najczęstszymi skutkami zmian w użytkowaniu gruntów i zarządzaniu gruntami są zmiany spływu powierzchniowego i podziemnego oraz spadki przepływu bazowego (Hirsch i in., 1990; Graf, 2001).

Przywrócenie bardziej naturalnych reżimów przepływu jest trudnym wyzwaniem. Zmienione reżimy są bowiem wynikiem zmienionych algorytmów i praktyk użytkowania gruntów, a zmiany te są rozproszone w całym krajobrazie i powiązane z różnymi grupami interesu. Istnieje jednak wiele praktyk zarządzania gruntami i wodą, które mogłyby przywrócić reżimy przepływu do bardziej naturalnych warunków. Należą do nich wdrażanie terenów podmokłych, zarządzanie gruntami uprawnymi w celu zwiększenia infiltracji i zmniejszenia spływu powierzchniowego, kontrolowany drenaż, stosowanie przepuszczalnych materiałów nawierzchniowych na obszarach miejskich i podmiejskich oraz budowa zbiorników retencyjnych wód opadowych w celu ich przechwytywania.

Celem badań było dokonanie analizy wpływu użytkowania gruntów na spływ powierzchniowy w zlewni rzeki Hornád oraz oceny wpływu zmian parametrów klimatycznych na powstawanie obszarów narażonych na niedobór/nadwyżkę zasobów wodnych. Prace badawcze skupiły się na ocenie zmian użytkowania gruntów oraz analizie miesięcznych, sezonowych i rocznych sum opadów, temperatur, a także wielkości spływu powierzchniowego w kontekście zmian klimatycznych.

5.2. METODYKA BADAŃ

Obszar badań znajduje się we wschodniej części Słowacji, w zlewni rzeki Hornád. Zlewnia wyznacza dopływ grzbietowy rozpoczynający się od szczytu Kráľova hoľa (szczyt w Tatrach Niżnych w Centralnych Karpatach Zachodnich w Słowacji), który biegnie w kierunku południowo-wschodnim przez Słowacki Raj, wzdłuż grzbietów Volovské vrchy i na wzniesieniu Kojšova hoľa (1246 m n.p.m.) przechodzi w Košicku kotlinu (Kotlina Koszycka), gdzie jako dolina dolna, prowadzi przez najwyższe punkty zlewni części pagórkowatej, do granicy państwowej z Węgrami (rys. 5.1). Nazwy częściowych zlewni rzeki Hornád pochodzą od nazw stacji hydrologicznych wykonujących pomiary i obserwacje na danym obszarze (rys. 5.1).



Rys. 5.1. Obszar badań – zlewnia rzeki Hornád z zaznaczonymi stacjami hydrologicznymi



Wszystkie przedstawione dane są wynikiem obliczeń analitycznych. Dane dotyczące zmian użytkowania gruntów opracowano na podstawie danych pokrycia terenu CORINE Land Cover (CLC, 2024), a dane hydrologiczne zostały udostępnione przez Słowacki Instytut Hydrometeorologiczny (SHMÚ, 2024).

5.3. WYNIKI BADAŃ

5.3.1. Wykorzystanie gruntów w zlewni rzeki Hornád

W strukturze użytkowania gruntów w zlewni rzeki Hornád (stacja hydrologiczna Ždaňa) w 1990 r. największy udział miały grunty leśne obejmujące 48,4% powierzchni zlewni, grunty orne stanowiły 26% powierzchni, tereny rolnicze 8,16%, łąki i pastwiska 7,01%, zarośla oraz użytki zielone 3,38%, a tereny zabudowane 4,94% powierzchni zlewni. W 2000 r. grunty leśne miały największy udział w powierzchni zlewni (48,7% – 2068,93 km²), grunty orne stanowiły 26,9% (1142,05 km²), tereny rolnicze 6,52% (276,86 km²), łąki i pastwiska 5,74% (244,01 km²), tereny zabudowane 4,75% (201,77 km²) powierzchni zlewni (tab. 5.1).

Tabela 5.1. Zmiany w strukturze użytkowania gruntów w zlewni rzeki Hornád w latach 1990, 2018, 2000 oraz różnice w przedziałach lat 1990–2018 i 1990–2000

Rodzaj użytkowania gruntu	1990 [km ²]	2018 [km ²]	2000 [km ²]	1990–2018 [km ²]	1990–2000 [km ²]
Grunty leśne	2 057,04	2 115,95	2 068,93	58,91	11,89
Grunty orne	1 123,23	1 042,25	1 142,05	–80,98	18,82
Tereny rolnicze	346,71	322,72	276,86	–23,99	–69,85
Grunty zadrzewione i łąki	143,76	210,37	243,53	66,61	99,77
Łąki i pastwiska	297,90	252,78	244,01	–45,12	–53,89
Tereny z zabudową mieszkaniową	209,82	225,73	201,77	15,91	–8,05
Tereny przemysłowe, usługowe i komunikacyjne	26,77	36,45	29,25	9,68	2,48

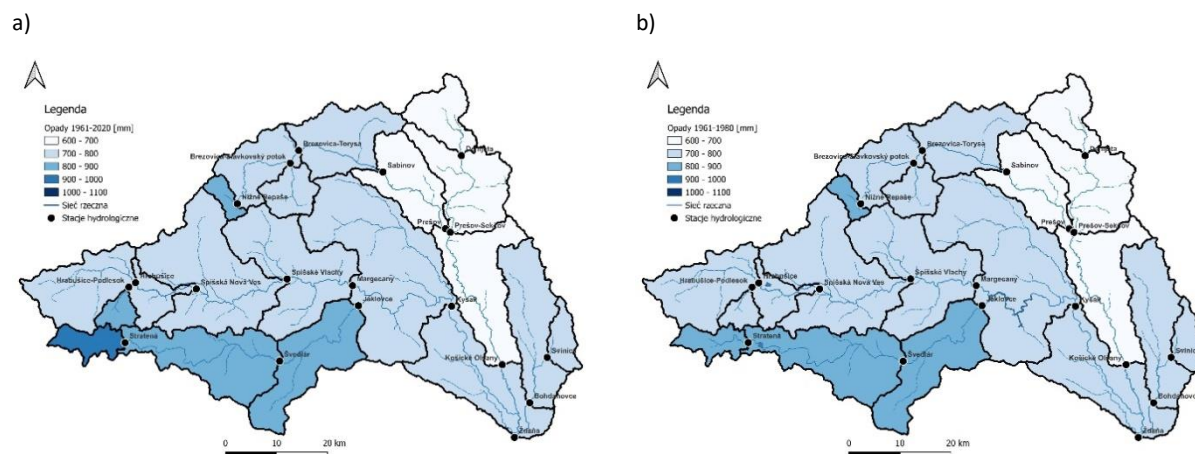
Znaczące zmiany w strukturze użytkowania gruntów można zaobserwować w 2018 r., kiedy powierzchnia terenów przemysłowych, usługowych i komunikacyjnych wzrosła o jedną trzecią w porównaniu do 1990 r., zabudowa mieszkaniowa wzrosła o 15 km² w porównaniu do 1990 r. Co ciekawe, zwiększyła się powierzchnia lasów, prawdopodobnie kosztem gruntów ornych, których powierzchnia się zmniejszyła.

5.3.2. Zmienność opadów w zlewni rzeki Hornád

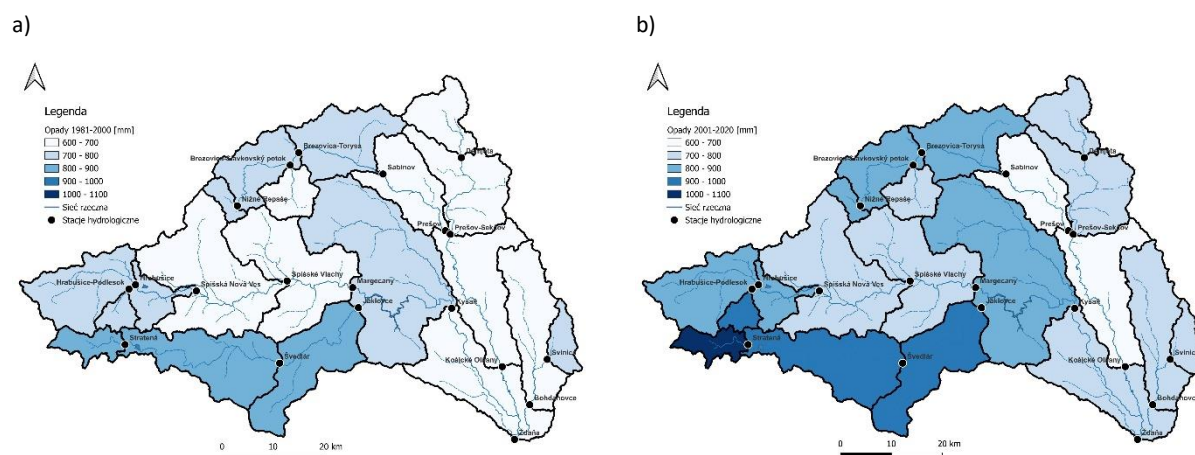
Rozkład średniorocznych opadów z poszczególnych zlewni przeanalizowano dla lat 1961–2020, 1961–1980 (rys. 5.2), 1981–2000 i 2001–2020 (rys. 5.3). Najniższe roczne sumy opadów za cały analizowany wieloletni okres 1961–2020 w zlewni Torysy, konkretnie w zlew-



niach Košické Olšany, Prešov, Prešov-Sekčov i Demjata, wahały się od 600 mm do 700 mm rocznie, natomiast najwyższe roczne sumy opadów (od 900 mm do 1000 mm) odnotowano jedynie w górnym biegu rzeki Hnilec, w zlewni Stratená.



Rys. 5.2. Roczne sumy opadów w latach: a – 1961–2020, b – 1961–1980 w zlewni rzeki Hornád



Rys. 5.3. Roczne sumy opadów w latach: a – 1981–2000, b – 2001–2020 w zlewni rzeki Hornád

W zlewni rzeki Hnilec opady były wyższe niż w innych zlewniach, ze względu na jej położenie na obszarze górzystym. Z analizy wieloletniego okresu 1961–2020 wynika, że opady w analizowanym okresie rosły w całej zlewni rzeki Hornád, zwłaszcza w zlewni rzeki Hnilec. Wzrost opadów może być spowodowany nierównomiernym rozkładem opadów w ciągu roku w innych zlewniach położonych w pobliżu badanego obszaru.



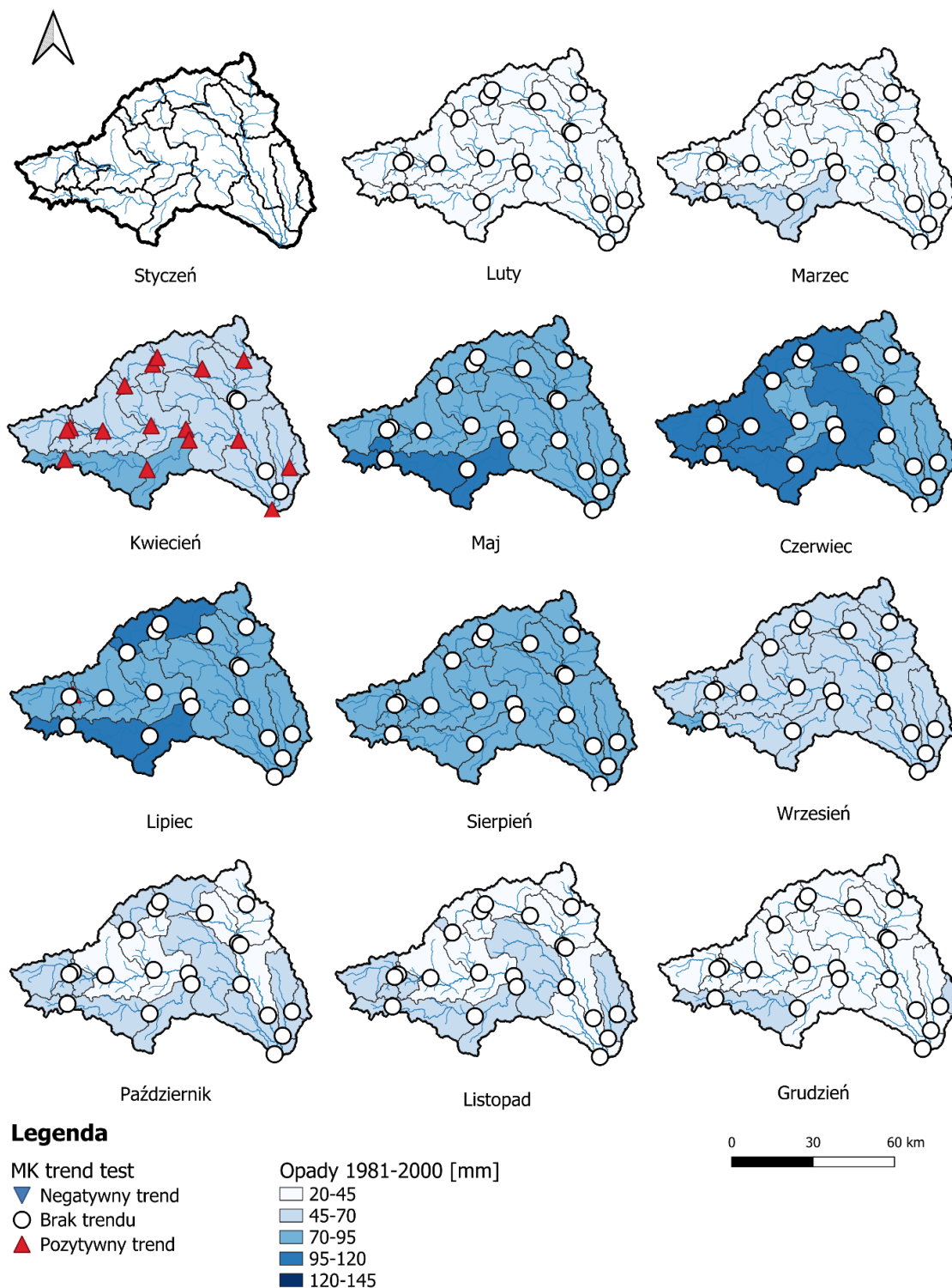
5.3.3. Wahania miesięcznej sumy opadów

Miesięczne sumy opadów badano w okresie 1961–2020, który został podzielony na trzy równe dwudziestoletnie okresy 1961–1980, 1981–2000 i 2001–2020. W latach 1961–2020 największą miesięczną sumę opadów notowano w czerwcu każdego roku w cząstkowej zlewni Stratená, mieściła się ona w przedziale 120–145 mm, nie zauważono wyraźnego trendu zmian sumy opadów. W lutym odnotowano wzrost miesięcznej sumy opadów w zlewni Demjaty, a w lipcu wzrost w zlewniach: Margecany, Hrabušice, Hrabušice-Podlesok i Spišská Nová Ves, w sierpniu wzrost nastąpił jedynie w zlewni Spišská Nová Ves. We wrześniu w zlewni Stratená zaobserwowano tendencję wzrostową. W październiku zaobserwowano wzrost opadów w zlewniach: Ždaňa, Košické Olšany, Kysak, Jaklovce, Švedlár, Prešov, Prešov-Sekčov i Nižné Repaše. W styczniu, lutym, marcu, kwietniu, maju, czerwcu, listopadzie i grudniu nie zaobserwowano trendów wzrostu sum opadów.

W latach 1961–1980 w lutym każdego roku z tego przedziału obserwowano trend spadkowy sumy opadów w zlewni Demjata. W styczniu, marcu, maju, czerwcu, lipcu, sierpniu, październiku, listopadzie i grudniu każdego roku nie występował wyraźny trend miesięcznych sum opadów. Co roku z tego przedziału w kwietniu następował wzrost opadów w zlewni Torysa i Olšava, szczególnie w zlewniach: Ždaňa, Bohdanovce, Svinica, Košické Olšany, Prešov, Prešov-Sekčov, Sabinov, Brezovica, Brezovica-Slavkovský potok i Demjata, gdzie średnie miesięczne sumy opadów wahały się w granicach 45–70 mm. Trend wzrostowy miesięcznej sumy opadów można obserwować każdego roku z analizowanego przedziału we wrześniu: w zlewni Torysy, w cząstkowych zlewniach Košické Olšany, Prešov, Prešov-Sekčov, Sabinov, Brezovica, Brezovica-Slavkovský potok i Demjata. Średnia miesięczna suma opadów wahała się w granicach 45–70 mm.

W latach 1961–1980 średnie miesięczne sumy opadów w zlewni Hnilca w czerwcu i lipcu mieściły się w przedziale 75–120 mm, natomiast już w latach 2001–2020 w przedziale 120–145 mm. W okresie 1981–2000 w kwietniu każdego roku nie obserwowano wyraźnych trendów miesięcznych sum opadów w zlewniach: Bohdanovce, Košické Olšany, Prešov, Prešov-Sekčov. W pozostałych zlewniach odnotowano tendencję wzrostową. W październiku każdego roku z analizowanego przedziału w zlewni Ždaňa i Kysak obserwuje się wzrost miesięcznych sum opadów. Tendencje wzrostowe miesięcznych sum opadów potwierdziły się

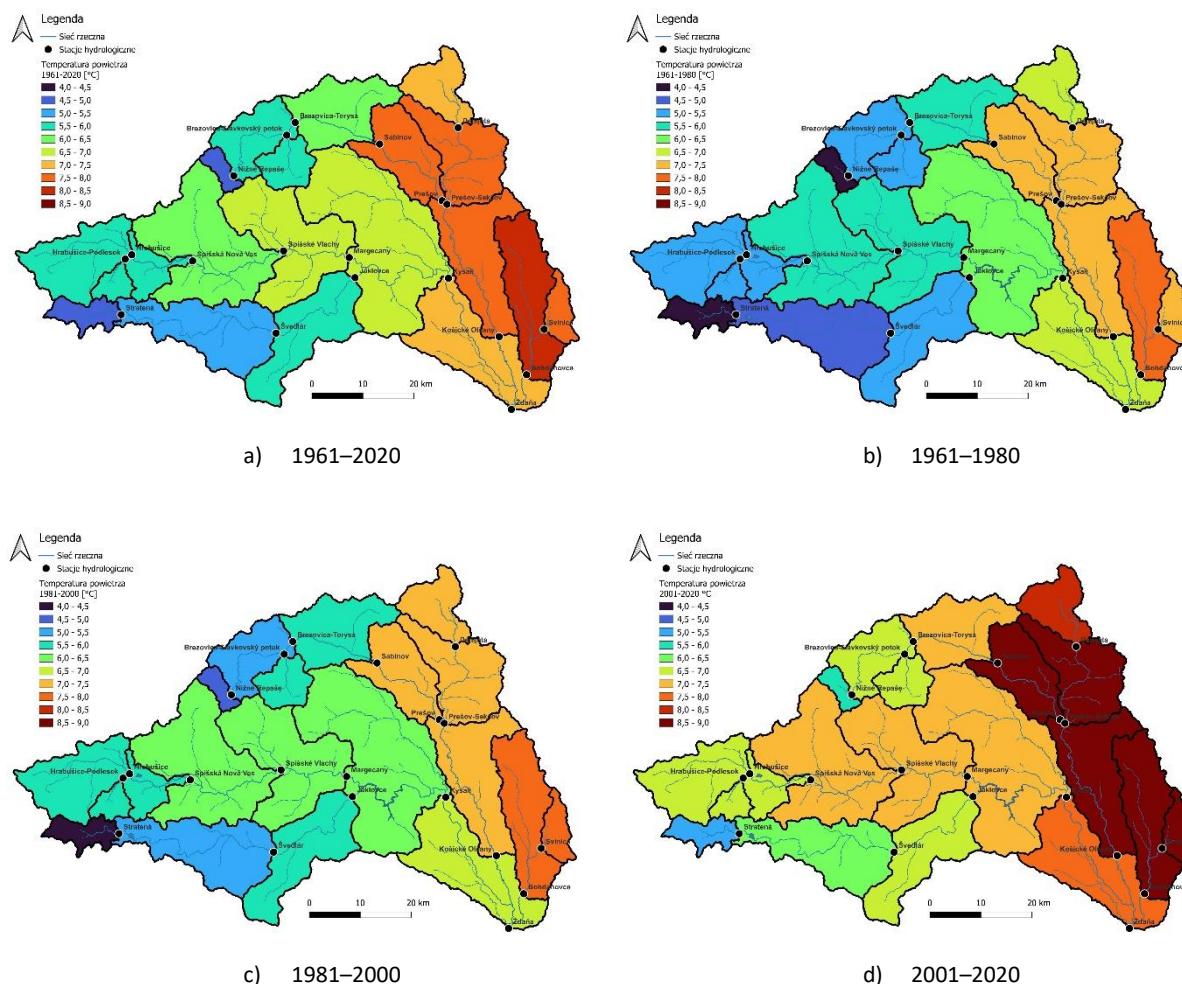
jedynie w niektórych stacjach, bez możliwości bliższego określenia ich lokalnego występowania. Wyniki badania miesięcznych opadów za lata 1981–2000 przedstawiono w formie graficznej (rys. 5.4).



Rys. 5.4. Średnie miesięczne opady i ich trendy w okresie 1981–2000 w zlewni rzeki Hornád

5.3.4. Roczna zmienność temperatury powietrza

Rozkład średniorocznej temperatury powietrza w poszczególnych zlewniach w latach 1961–1980, 1981–2000 i 2001–2020 przedstawiono na rysunku 5.5.



Rys. 5.5. Średnie roczne temperatury powietrza w latach 1961–2020, 1961–1980, 1981–2000 i 2001–2020 w zlewni rzeki Hornáď

Najniższą średnioroczną temperaturę powietrza (4,5–5°C) w analizowanych okresach odnotowano w górnej zlewni Hnilca (Stratená). Najwyższą średnią temperaturę powietrza (7–8°C) odnotowano w zlewni Sekčov i Torysa. Z analizy rocznych wartości temperatury powietrza w poszczególnych okresach wynika, że okres wieloletni 1961–1980 był okresem chłodniejszym niż okresy 1981–2000 i 2001–2020 i zajmował znacznie większy obszar zlewni rzeki Hornáď. Najniższą średnioroczną temperaturę powietrza wynoszącą 4–4,5°C zaobserwowano na stacjach Stratená i Nižné Repaše. Z trzech analizowanych dwudziestoletnich



okresów lata 2001–2020 były zdecydowanie cieplejsze, a lata 1961–1980 najzimniejsze. Największe ocieplenie zaobserwowano w zlewni Nižné Repaše, gdzie średnia roczna temperatura w latach 2001–2020 wzrosła o 2°C w porównaniu z okresem 1961–1980.

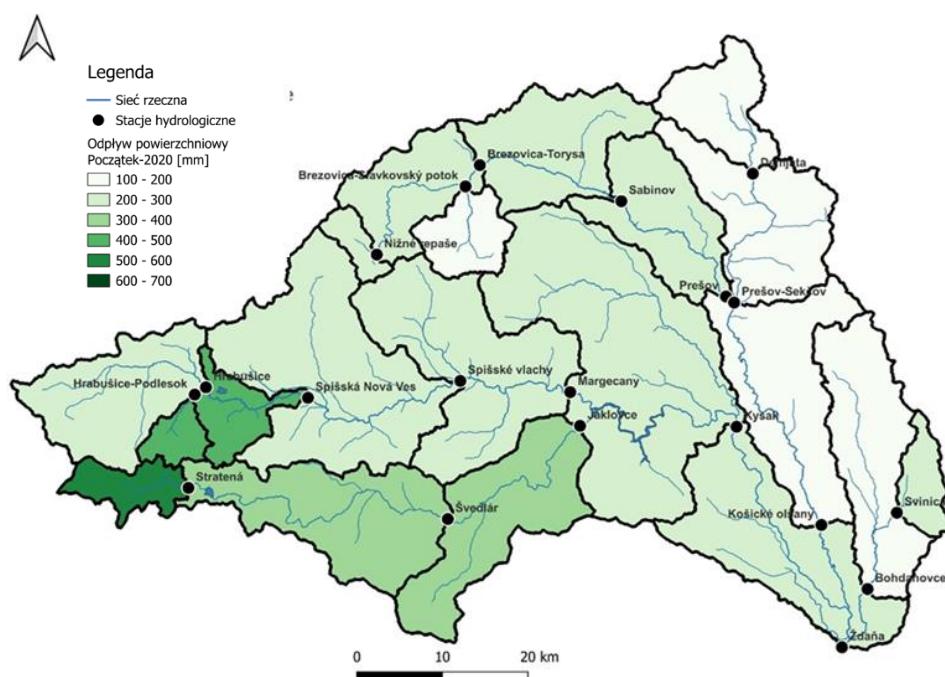
5.3.5. Zmienność miesięczna temperatury powietrza

W okresie 1961–2020 zauważono trend wzrostu średnich miesięcznych temperatur. W styczniu każdego roku z analizowanego przedziału taki trend zaobserwowano na rzece Hnilec, w zlewniach Jaklovce, Švedlár i Stratená, następnie na rzece Hornád w zlewniach Ždaňa i Kysak i na rzece Torysa w zlewniach Košické Olšany i Prešov-Sekčov. W lutym każdego roku można zauważyć miesięczne trendy wzrostu w zlewniach Jaklovce, Švedlár i Nižné Repaše, w marcu w zlewniach: Ždaňa, Košické Olšany, Prešov-Sekčov, Jaklovce i Švedlár. W kwietniu, czerwcu, lipcu, sierpniu i listopadzie każdego roku był widoczny wzrost temperatur we wszystkich zlewniach. W maju tendencje wzrostowe występowały w 10 zlewniach częściowych. W grudniu każdego roku na stacjach Prešov, Hrabušice i Hrabušice Podlesok nie obserwowano wzrostu miesięcznych temperatur. Zmiany temperatury potwierdzono dla monitorowanego okresu 1961–1980. W kwietniu zanotowano tendencję spadkową średnich miesięcznych temperatur we wszystkich zlewniach, z wyjątkiem zlewni Kysak. W listopadzie tendencje spadkowe miesięcznych temperatur występowały we wszystkich zlewniach, z wyjątkiem stacji Hrabušice-Podlesok. W pozostałych miesiącach nie obserwowano żadnych trendów. W okresie 1981–2000 w czerwcu obserwowano trendy wzrostowe miesięcznych temperatur w zlewniach Stratená, Bohdanovce i Svinica, w pozostałych zlewniach częściowych nie stwierdzono wyraźnych trendów w żadnym miesiącu. Analizie poddano również tendencje zmian średnich miesięcznych temperatur w latach 2001–2020. W styczniu, lutym, marcu, kwietniu, maju, październiku i listopadzie każdego roku nie występowały wyraźne tendencje. W czerwcu w częściowych zlewniach Prešov, Košické Olšany a Kysak również nie stwierdzono takich tendencji, w pozostałych częściowych zlewniach występowała tendencja wzrostowa średnich miesięcznych temperatur.

Porównano również średnie miesięczne temperatury w okresie 1961–1980 z okresem 2001–2020. W styczniu średnie miesięczne temperatury w latach 1961–1980 we wszystkich częściowych zlewniach mieściły się w przedziale od –6°C do –3°C (średnia –4,3°C), a w okresie 2001–2020 w zlewni Bohdanovce średnie miesięczne temperatury kształtowały się w przedziale od –3°C do 0°C (średnia –2,83°C).

5.3.6. Zmienność roczna odpływu powierzchniowego

Ze względu na zróżnicowaną powierzchnię zlewni, odpływ ze zlewni przedstawiono w postaci odpływu powierzchniowego dla okresów wieloletnich: początek obserwacji – 2020 r. (rys. 6), początek obserwacji – 1980, 1981–2000 i 2001–2020 (za początek obserwacji uznano rok dostępnych danych uzyskanych dla każdej stacji indywidualnie).



Rys. 5.6. Średnioroczny spływ powierzchniowy w zlewni rzeki Hornád w okresie od początku obserwacji – 2020 r.

Największy odpływ powierzchniowy odnotowano od początku obserwacji do 1980 r., dla zlewni rzeki Hnilec monitorowanej na stacji hydrologicznej Stratená, gdzie wynosił on od 600 mm do 700 mm oraz dla zlewni rzeki Hornád na stacji Spišská Nová Ves w latach 2001–2020, gdzie również kształtował się na tym samym poziomie. Najniższy odpływ powierzchniowy odnotowano we wschodniej części zlewni rzeki Hornád w zlewni Torysy a Olšavy w latach 1981–2000 – spływ powierzchniowy na stacji Košické Olšany i Bohdanovce w zlewni Torysy wahał się tam od 100 mm do 200 mm. Wyniki pokazują, że lata 1981–2000 były okresem najmniejszego odpływu powierzchniowego w całej zlewni rzeki Hornád. Największy odpływ powierzchniowy odnotowano w okresie od stycznia 1980 r., a następnie w latach 2001–2020.



5.3.7. Zmienność miesięczna odpływu powierzchniowego

Miesięczne wahania odpływu powierzchniowego w zlewni rzeki Hornád charakteryzowały się rosnącymi i malejącymi trendami średniego miesięcznego odpływu. W okresie od początku obserwacji na stacjach hydrologicznych do 2020 r. w styczniu była tendencja wzrostowa na stacji Spišská Nová Ves. Wzrost odpływu następował w lutym na stacjach: Ždaňa, Košické Olšany, Spišské Vlasy, Spišská Nová Ves, Nižné Repaše i Brezovica. W marcu obserwowano tendencję spadkową odpływu powierzchniowego na stacji Prešov-Sekčov i pozytywną na stacji Spišská Nová Ves. W kwietniu występowała negatywna tendencja na stacjach: Ždaňa, Košické Olšany, Svinica, Prešov-Sekčov, Demjata, Sabinov, Brezovica-Slavkovský potok, Jaklovce, Švedlár i Stratená. W kwietniu na stacji Spišská Nová Ves można było zaobserwować pozytywną tendencję. W maju tendencje spadkowe obserwowano na stacji Stratená, gdzie spływ powierzchniowy mieścił się w przedziale 80–105 mm. W Demjacie i Brezovicy występowały negatywne tendencje. W czerwcu na stacjach Bohdanovce, Demjata i Stratená wystąpiły negatywne tendencje; na stacji Spišská Nová Ves można było w lipcu zaobserwować pozytywną tendencję. W sierpniu na stacjach Spišská Nová Ves i Hrabušice można było zaobserwować pozytywny trend. Negatywna tendencja wystąpiła we wrześniu na stacji Demjata. We wrześniu na stacjach: Kysak, Margecany, Spišské Vlasy i Spišská Nová Ves zaobserwowano pozytywną tendencję. Pozytywne tendencje notowano w październiku, listopadzie i grudniu.

5.3.8. Okresy suche i objętość deficytowa

Od początku obserwacji do 2020 r. liczba dni w roku, w których spływ powierzchniowy był mniejszy niż Q20, wahała się w całej zlewni w granicach 60–75 dni. W latach 1981–2000 odnotowano największą liczbę dni, kiedy spływ powierzchniowy był mniejszy niż Q20. W zlewni cząstkowej Spišská Nová Ves średnia liczba dni w roku wahała się w granicach 120–145 dni, co stanowi około jedną trzecią roku, w której spływ powierzchniowy jest mniejszy niż Q20. W zlewni Kysak średnia roczna liczba dni kształtowała się w przedziale 60–75 dni, co stanowi średnią dla całego okresu rozpoczynającego się w 2020 r. Zbiornik wodny Ružín oddziaływał na spływy powierzchniowe i przeszacowywał je. W latach 1981–2000 występował deficyt spływu powierzchniowego nad zlewnią rzeki Kysak. W zlewni Torysy, w cząstkowych zlewniach Brezovica-Slavkovský potok i Nižné Repaše, liczba dni, w których spływ powierzchniowy był mniejszy niż wartość kwantyla Q20, wahała się od 105 do 120 dni w roku.



5.4. WNIOSKI

Celem prowadzonych prac była ocena wpływu zmian klimatycznych we wschodniej Słowacji w zlewni rzeki Hornád przy użyciu wskaźników, metod statystycznych, wolumenów deficytowych i nadwyżkowych oraz ocena wpływu zmian klimatycznych na zbiorniki wodne. Prace skupiały się na analizie wpływu użytkowania gruntów na spływ powierzchniowy w zlewni rzeki Hornád i wpływu zmian parametrów klimatycznych na brak/nadwyżkę zasobów wodnych. Uwzględniono także wpływ zmian klimatycznych, takich jak wzrost temperatury i częstsze występowanie gwałtownych powodzi, w projektowaniu obiektów inżynierii lądowej i wodnej. Mimo wielu badań dotyczących zmian klimatu, susza i ryzyko hydrologiczne pozostają zjawiskiem wymagającym nadal dalszych badań. Opracowano wiele metod i zaproponowano wiele metodologii oceny wpływu zmian klimatu, w zależności od rodzaju badanej suszy lub ryzyka powodzi. Uzyskane wyniki potwierdziły, że zmiany klimatyczne często powodowane są działaniami człowieka, takimi jak zmiana użytkowania gruntów w wyniku wzrostu populacji, co wpływa na zużycie i odprowadzanie wody do sieci wód odbiorczych. Zwiększanie obszaru zabudowanego i utwardzonych powierzchni czy prze-grzanie obszaru zwiększają m.in. średnią dzienną temperaturę powietrza, dochodzi też do zwiększonego spływu powierzchniowego wody. Struktura użytkowania gruntów w zlewni rzeki Hornád stopniowo zmieniała się na przestrzeni dziesięcioleci, przy czym obszary leśne niezmiennie miały największy udział, a nawet nieznacznie wzrosły. Z drugiej strony, powierzchnia gruntów ornych zmniejszyła się, co prawdopodobnie przyczyniło się do wzrostu powierzchni obszarów leśnych. Obszary zabudowane również się powiększyły, szczególnie w sektorach przemysłowym, usługowym i komunikacyjnym. Jeśli chodzi o zmiany hydrologiczne, najwyższy odpływ powierzchniowy wystąpił na początku lat 80. XX w. i po-nownie w okresie 2001–2020, a najniższy odpływ w latach 1981–2000. Zmiany te wskazują na dynamiczną współzależność między użytkowaniem gruntów a reakcjami hydrologicznymi w regionie. Powyższe potwierdza występowanie podwyższonych temperatur w ocenianym okresie, co wpływa na wzrost parowania i zmniejszenie spływu powierzchniowego. Zwiększona ilość opadów na niektórych stacjach oznacza większy odpływ powierzchniowy, ale objawia się tylko lokalnie. Wpływ użytkowania gruntów na spływ powierzchniowy, jak również różnice w wartościach parametrów klimatycznych między poszczególnymi częściowymi zlewniami, wymagają



dalszych badań w dłuższej perspektywie czasu, aby była możliwa dokładna identyfikacja wpływu użytkowania gruntów na trendy hydrologiczne i przyczyn ich występowania.

Adaptacja do zmian klimatu wymaga zapewnienia pasywnego chłodzenia budynków i retencji wody, przez m.in.: budowę zbiorników retencyjnych, wykorzystanie wody deszczowej, np. do podlewania terenów zielonych, zwiększenie pojemności zbiorników wodnych i dostosowanie jej bieżącego zużycia oraz zapewnienie wielu innych środków zapobiegawczych dla złagodzenia skutków zmian klimatycznych.

This work was supported by the Slovak Research and Development Agency under the Contract no. SK-PL-23-0060 and by Polish National Agency for Academic Exchange, Faculty of Geology, Geophysics, and Environmental Protection at the AGH University as part of statutory research 16.16.140.315.

LITERATURA

- Arnell N. W. (1999): Climate change and global water resources. *Global Environmental Change*, Vol. 9, 31-49.
- CLC (2024): CORINE Land Cover, <https://land.copernicus.eu/en/products/corine-land-cover> (dostęp: 1.08.2024).
- Du P., Xu M., Li R. (2021): Impacts of climate change on water resources in the major countries along the Belt and Road. *PeerJ – Life and Environment*, Vol. 9, e12201.
- Graf W. L. (2001): Damage Control: Restoring the Physical Integrity of America's Rivers. *Annals of the Association of American Geographers*, Vol. 91(1), 1-27.
- Hirsch R. M., Walker J. F., Day J. C., Kallio R. (1990): The influence of man on hydrologic systems. W: M. G. Wolman, H. C. Riggs (Red.), *Surface Water Hydrology* (s. 329-359). Boulder, Colorado, Geological Society of America.
- Hlavčová K., Kohnová S., Borga M., Horvát O., Šťastný P., Pekárová P., Majerčáková O., Danáčová Z. (2016): Post-event analysis and flash flood hydrology in Slovakia. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, Vol. 64(4), 304-315.
- Kubiak-Wójcicka K. (2020): Zmienność temperatury powietrza, opadów i odpływów w zlewni Wisły (Polska). *Zasoby*, T. 9(9), 103.
- Le Roy Poff N., Allan J. D., Bain M. B., Karr J. R., Prestegard K. L., Richter B. D., Sparks R. E., Stromberg J. C. (1997): The Natural Flow Regime: A paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, Vol. 47, 769-784.
- Magilligan F. J., Nislow K. H. (2001): Long-term changes in regional hydrologic regime following impoundment in a humid-climate watershed. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 37(6), 1551-1569.
- Richter B. D., Baumgartner J. V., Powell J., Braun D. P. (1996): A Method for Assessing Hydrologic Alteration within Ecosystems. *Conservation Biology*, Vol. 10(4), 1163-1174.
- SHMÚ (2024): Slovenský Hydrometeorologický Ústav, <https://www.shmu.sk> (dostęp: 1.08.2024).
- Stanford J. A., Ward J. V., Liss W. J., Frissell C. A., Williams R. N., Lichatowich J. A., Coutant C. C. (1996): A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, Vol. 12(4-5), 391-413.



Natalia Mazurek, Ewa Stefańska-Krzaczek

Uniwersytet Wrocławski – Ogród Botaniczny

6. Zmienność strukturalna i florystyczna zbiorowisk leśnych związana z wiekiem drzewostanów dębowych

6.1. WPROWADZENIE

Najważniejszym czynnikiem kształtującym zbiorowisko leśne jest drzewostan, ponieważ znacząco wpływa na panujące w nim warunki (Barbier, Gosselin i Balandier, 2008). Wraz z wiekiem drzewostanu zmienia się jego struktura, a także mikroklimat występujący pod okapem drzew (Lindenmayer i in., 2022), co silnie oddziałuje na skład gatunkowy (Hilmers i in., 2018). Różnorodność lasów zależy także od składu gatunkowego drzewostanu. Dla utrzymania zasobu gatunków leśnych szczególnie ważne są lasy liściaste, ponieważ występuje w nich większość flory leśnej, w tym gatunków związanych z lasami zwartymi i starymi (Dzwonko i Los-ter, 2001). Najważniejszymi liściastymi gatunkami lasotwórczymi w Polsce są rodzime gatunki dębów – dąb szypułkowy i bezszypułkowy (Andrzejczyk i Sewerniak, 2016). Są to gatunki kluczowe dla struktury drzewostanu różnych typów lasów (Matuszkiewicz i in., 2012; Kącki i in., 2016), a jednocześnie istotne ze względów ekonomicznych.

W dynamice lasu naturalnego wyróżnia się następujące fazy rozwoju drzewostanu: odnowienia (< 15 lat), dorastania (15–70 lat), optymalną wczesną (70–170 lat) i późną (170–270 lat) oraz fazę rozpadu (270–280) (Emborg, Christensen i Heilmann-Clausen, 2000). Najstarsze drzewostany naturalne są bardzo cenne, ponieważ charakteryzuje je złożona struktura pionowa, obecność wiekowych drzew, przerywane zwarcie koron, a także zróżnicowane zasoby rozkładającego się drewna, co sprzyja wysokiej różnorodności biologicznej (Paillet i in., 2015; Thompson i in., 2022). Jednak lasy naturalne, a w szczególności naturalne starodrzewy, czyli drzewostany w fazie rozpadu, zajmują w Europie niewielką powierzchnię (Mikoláš i in., 2019; Barredo i in., 2021). W związku z tym to przede wszystkim lasy gospodarcze dostarczają siedlisk dla gatunków leśnych.

W lasach gospodarczych czas rozwoju drzewostanu jest znacząco skrócony, ponieważ drzewostan jest usuwany w optymalnej fazie formowania zbiorowiska leśnego (Christensen i Emborg, 1996). Z tego względu w hodowli lasu wyróżniane są inne fazy rozwoju drzewostanu. Po zrębie i odnowieniu powstaje uprawa, która po zwarcu się koron drzew, przechodzi



w młodnik (< 20 lat). Następna faza wyróżnia się silnym przyrostem wysokości drzew i określana jest jako tyczkowina (20–35 lat), kolejna, z dominacją przyrostu drzew na grubość, to drągowina (35–50 lat). Faza, w której drzewa zwiększają swoją grubość i zaczynają produkować nasiona, to drzewostan dojrzewający (50–80 lat). Drzewostany, które osiągnęły zakładane w gospodarce leśnej parametry wysokości i grubości określone są jako dojrzałe (80–100 lat), a te które przekroczyły najlepszy wiek do odnowienia, określone są jako starodrzewy (> 100 lat) (Szymański, 2001; Okła, 2018). Zakres wieku w tych fazach rozwojowych jest orientacyjny i zależy od składu drzewostanu i warunków siedliskowych.

W opisanych fazach, ze względu na wzrost i rozwój drzew oraz cięcia pielęgnacyjne, zmieniają się warunki panujące w zbiorowiskach. W najmłodszych drzewostanach, przed zwarciem koron drzew, panują warunki odpowiednie dla rozwoju gatunków nieleśnych. Wraz z rozwojem drzewostanu rośnie ocienienie i wkraczają gatunki leśne (Tonteri i in., 2016; Stefańska-Krzaczek i in., 2019). Na fazę drzewostanów dojrzewających przypada zmniejszenie tempa wzrostu drzew i powrót mikroklimatu leśnego, dlatego w tej fazie mogą występować zarówno zanikające stopniowo rośliny związane z otwartymi i zaburzonymi siedliskami, jak i gatunki typowo leśne (Leuschner i Ellenberg, 2017). Dopiero w najstarszych drzewostanach mogą tworzyć się warunki sprzyjające wyspecjalizowanym gatunkom. Jednak najstarsze drzewostany gospodarcze są przynajmniej o połowę młodsze od naturalnych starodrzewów (Christensen i Emborg, 1996). Może to oznaczać, że nie będą znacząco różniły się od drzewostanów młodszych, ponieważ są w zbyt młodym wieku – rozwijają się wciąż zbyt krótko, aby nabrać cech tzw. starolasów (ang. *old-growth forest*).

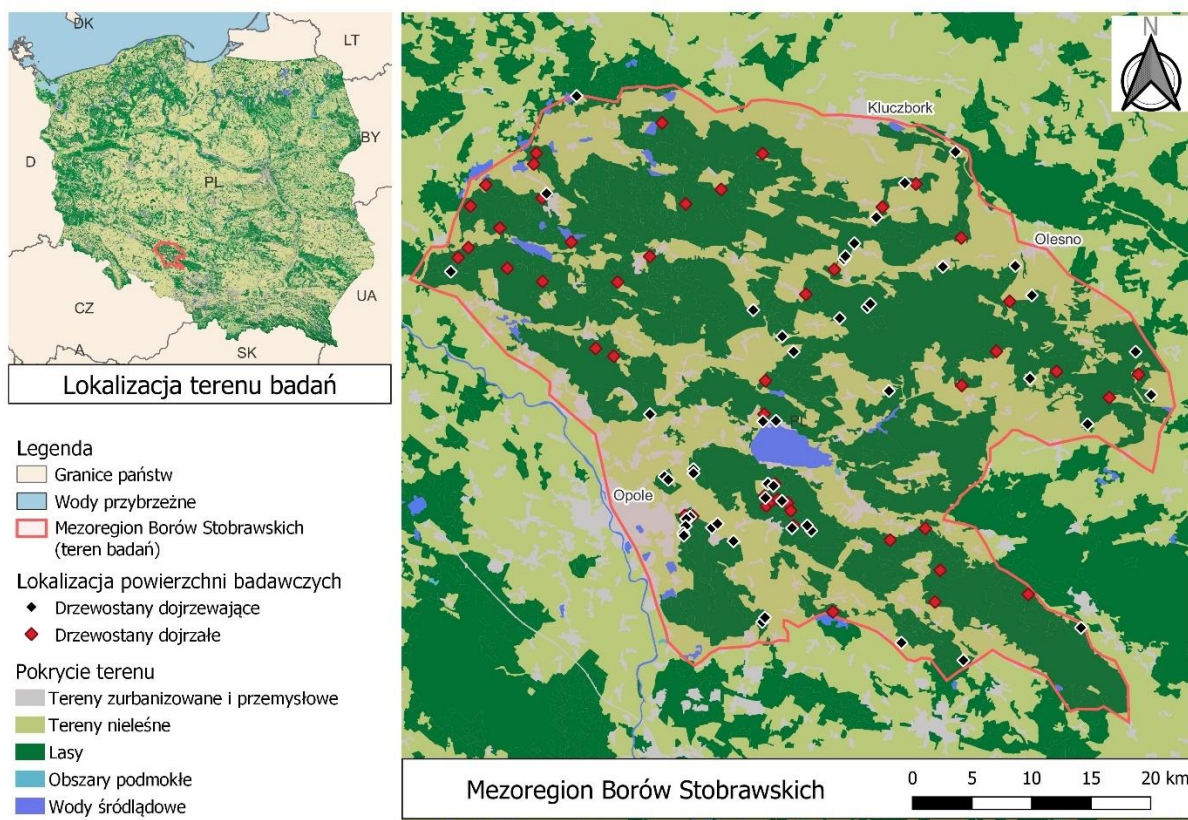
Podejmowanie skutecznych prób ochrony zasobów leśnych wymaga dobrego rozpoznania zasobów najstarszych drzewostanów gospodarczych. Tendencje formowania zbiorowiska leśnego od momentu ukształtowania się drzewostanu i mikroklimatu leśnego mogą być wskazówką dla planowania działań gospodarczych korzystnych dla bioróżnorodności.

W rozdziale porównano zbiorowiska różniące się fazą rozwojową drzewostanu dębowego, z uwzględnieniem cech strukturalnych zbiorowiska (pokrycie warstw, parametry drzewostanu i obiektów rozkładającego się drewna) i cech florystycznych (skład gatunkowy, różnorodność gatunkowa i cechy gatunku).

6.2. OPIS TERENU BADAŃ, ZBIORU DANYCH ORAZ PROWADZONYCH ANALIZ

6.2.1. Teren badań

Badania zostały przeprowadzone w mezoregionie Borów Stobrawskich ($50^{\circ} 31' - 50^{\circ} 59'N$, $17^{\circ} 40' - 18^{\circ} 35'E$) położonym w północnej części województwa opolskiego (rys. 6.1). Duży udział ubogich gleb, głównie piasków i żwirów, przyczynił się do utrzymania wyższej niż średnia krajowa lesistości mezoregionu, wynoszącej 53%, miał też wpływ na skład gatunkowy lasów. W Borach Stobrawskich dominują ubogie lasy iglaste (75%), zdecydowanie mniej jest lasów mieszanych i liściastych (odpowiednio 17% i 8%). Najczęściej występującym gatunkiem lasotwórczym jest sosna zwyczajna, a wśród drzew liściastych: brzoza (brodawkowata i omszona), olsza czarna i dąb (szypułkowy i bezszypułkowy). Najczęściej występującymi typami siedlisk leśnych są: bór mieszany świeży (27%), bór mieszany wilgotny (26%) i las mieszany wilgotny (20%). Większość powierzchni leśnej (95%) podlega zarządowi Państwowego Gospodarstwa Leśnego Lasy Państwowe (Zielony i Kliczkowska, 2012).



Rys. 6.1. Lokalizacja terenu badań i powierzchni badawczych. Oprac. na podst.: Bank Danych o Lasach (2014), Corine Land Cover (2018) i Sevdari i Marmullaku (2023)



6.2.2. Zbiór danych

Zbiór danych objął 100 kołowych powierzchni badawczych ($r = 10\text{ m}$, $P = 300\text{ m}^2$) zlokalizowanych w 50 drzewostanach w wieku 41–80 lat (które określono jako dojrzewające) i w 50 drzewostanach w wieku 100–180 lat (które określono jako dojrzałe). Wybrane do badań drzewostany dojrzewające musiały spełniać następujące kryteria: odpowiedni wiek (41–80 lat), udział dębu (szypułkowego *Quercus robur* i/lub bezszypułkowego *Quercus petraea*) w drzewostanie $> 50\%$, brak bezpośredniego sąsiedztwa z drzewostanem liściastym w wieku 81–100 lat. Kryteria wyboru drzewostanów dojrzałych to: odpowiedni wiek (100–180 lat) i udział dębu $> 50\%$. Wobec drzewostanów starszych nie użyto określenia „starodrzewy”, aby zaznaczyć ich odrębność od naturalnych drzewostanów w fazie rozpadu.

Dla każdej powierzchni badawczej podano: współrzędne środka, odczytane z odbiornika GPS i wiek, wysokość drzewostanu i udział procentowy dębów w drzewostanie, zaczerpnięte z opisu taksacyjnego. Zanotowano liczbę drzew poszczególnych gatunków występujących w najwyższej warstwie drzew (liczono jedynie drzewa, których pnie znajdowały się w obrębie powierzchni badawczej) i zmierzono pierśnice trzech dębów z najwyższej warstwy drzew.

Następnie oszacowano pokrycie procentowe powierzchni przez następujące warstwy lasu: wyższa warstwa drzew (A1; $\geq 15\text{ m}$), niższa warstwa drzew (A2; 8–15 m), wyższa warstwa krzewów (B1; 3–8 m), niższa warstwa krzewów (B2; 0,6–3 m) i warstwa zielna (C).

Oceniono także pokrycie procentowe powierzchni przez drobne rozkładające się drewno (drobna leżanina; DL), policzono pniaki oraz zmierzono średnicę i wysokość największego z nich, policzono kłody i zmierzono długość i średnicę szerszego końca największej kłody.

Następnie spisano wszystkie gatunki roślin naczyniowych i oszacowano ich pokrycie w poszczególnych warstwach lasu.

6.2.3. Analiza danych

Na podstawie danych zgromadzonych dla każdej powierzchni obliczono, dla drzewostanów dojrzewających i dojrzałych, średnie opisujące strukturę zbiorowiska: wieku, wysokości, udziału procentowego dębów w drzewostanie, pierśnicy i liczby drzew oraz liczby dębów w warstwie A1, pokrycia warstw lasu, liczby pniaków i kłód, pokrycia procentowego drobnej leżaniny (DL) oraz średnie wymiary pniaków i kłód (średnica, wysokość/długość).



Dla określenia różnic florystycznych obliczono średnie: ogólnego bogactwa gatunkowego (= liczby gatunków), bogactwa gatunkowego w warstwach lasu, wskaźnika różnorodności Shannona i wskaźnika równomierności Pielou. W przypadku ogólnego bogactwa gatunkowego i wskaźników Shannona i Pielou w obliczeniach nie uwzględniono powtarzania się gatunków w warstwach. Gatunki powtarzające się zostały scalone w programie JUICE (Tichý, 2002; Tichý i Holt, 2006). Istotność różnic między wszystkimi średnimi obliczonymi dla drzewostanów dojrzewających i dojrzałych zbadano z użyciem testu U Manna-Whitneya. Obliczenia wykonano w programie Statistica (TIBCO Software, 2017).

Dla określenia zmienności florystycznej obliczono, w programie JUICE, frekwencję procentową gatunków dla drzewostanów dojrzewających i dojrzałych. Obliczenia prowadzono bez uwzględniania powtarzania się gatunków w warstwach.

Dla porównania cech flory badanych dwóch grup drzewostanów uwzględniono udział procentowy w puli gatunków (= całkowitej florze): gatunków chronionych (Rozporządzenie, 2014) i obcych (Tokarska-Guzik i in., 2012), form życiowych Raunkiaera, strategii życiowych Grimma (Pladias, 2014) oraz kategorii gatunków leśnych (Heinken i in., 2022).

6.3. CHARAKTERYSTYKA STRUKTURY ORAZ FLORY ZBIOROWISK LEŚNYCH BADANYCH DRZEWOSTANÓW

6.3.1. Cechy strukturalne

Średnia liczba drzew, średnia liczba dębów z warstwy A1, pokrycie warstwy B2, a także średnia liczba pniaków, były wyższe w drzewostanach dojrzewających (tab. 6.1). Średnia wysokość i pierśnica drzew z warstwy A1, średni udział procentowy dębów w drzewostanie oraz pokrycie warstwy A2 były wyraźnie wyższe w drzewostanach dojrzałych. Pozostałe cechy strukturalne nie różniły się istotnie.

Tabela 6.1. Porównanie struktury zbiorowisk badanych grup drzewostanów

Cechy strukturalne	Drzewostany dojrzewające				Drzewostany dojrzałe				U M-W
	min.	śr.	maks.	SD	min.	śr.	maks.	SD	P
Wiek drzewostanu [lata]**	43	65	79	9,3	102	125	172	17,1	< 0,001
Wysokość drzewostanu [m]**	15	23	29	2,9	24	28	32	2,1	< 0,001
Średnia pierśnica [cm]**	19	36	56	7,4	32	54	77	11,7	< 0,001
Udział procentowy dębu w drzewostanie [%]**	50	66	100	17,6	50	78	100	20,3	0,003
Liczba drzew w warstwie A1*	5	9	17	3,0	2	6	13	2,4	< 0,001





Cechy strukturalne	Drzewostany dojrzewające				Drzewostany dojrzałe				U M-W
	min.	śr.	maks.	SD	min.	śr.	maks.	SD	P
Liczba dębów w warstwie A1*	1	7	15	2,7	2	6	13	2,4	0,002
Pokrycie warstwy A1 [%]	30	49	70	10	30	46	70	10	0,243
Pokrycie warstwy A2 [%]**	0	15	70	15	0	26	80	25	0,049
Pokrycie warstwy B1 [%]	0	28	80	20	0	24	70	17	0,442
Pokrycie warstwy B2 [%]*	0	26	70	21	0	17	60	15	0,022
Pokrycie warstwy C [%]	5	57	90	24	5	48	90	27	0,123
Liczba pniaków*	1	5	13	2,7	0	3	9	2,2	0,001
Liczba kłód	0	2	11	1,9	0	1	5	1,4	0,684
Pokrycie DL [%]	1	8	20	4,8	1	8	20	5,0	0,745
Pniaki – średnica [cm]	17	35	75	11,4	16	42	85	16,9	0,058
Pniaki – wysokość [cm]	9	21	42	7,7	9	24	50	9,6	0,153
Kłody – średnica [cm]	8	21	40	8,3	8	21	70	14,6	0,218
Kłody – długość [m]	1	9	26	6,1	1	9	27	6,7	0,619

Objaśnienia: parametry oznaczone gwiazdką istotnie różnicują drzewostany dojrzewające i dojrzałe: *średnie wartości istotnie wyższe dla drzewostanów dojrzewających (41–80 lat), **średnie wartości istotnie wyższe dla drzewostanów dojrzałych (100–180 lat); A1 – wyższa warstwa drzew ≥ 15 m, A2 – niższa warstwa drzew 8–15 m, B1 – wyższa warstwa krzewów 3–8 m, B2 – niższa warstwa krzewów 0,6–3 m, C – warstwa zielna $< 0,6$ m, DL – drobna leżanina rozkładającego się drewna; min. – minimum, śr. – średnia, maks. – maksimum, SD – odchylenie standardowe; U M-W – test U Manna-Whitneya: pogrubioną czcionką oznaczono wyniki istotne statystycznie dla poziomu istotności 0,05.

6.3.2. Cechy florystyczne

Na badanych powierzchniach stwierdzono 251 gatunków roślin naczyniowych, 203 w drzewostanach dojrzewających i 210 w drzewostanach dojrzałych (Mazurek, 2024). Zanotowano 162 gatunki wspólne dla obu badanych grup drzewostanów, 41 gatunków wyłącznych dla drzewostanów dojrzewających i 48 gatunków wyłącznych dla drzewostanów dojrzałych.

Średnia liczba gatunków w warstwach A1 i B2 oraz średnia wartość wskaźników Shannona i Pielou była wyższa dla drzewostanów dojrzewających. Ogólne bogactwo gatunkowe i bogactwo gatunkowe warstw A2, B1 i C były zbliżone w obu grupach drzewostanów (tab. 6.2).

W drzewostanach dojrzewających najczęściej występowały: *Quercus robur* (frekwencja 100%), *Sorbus aucuparia* (92%), *Dryopteris carthusiana* (84%) i *Luzula pilosa* (74%). W drzewostanach dojrzałych najczęściej występowały: *Quercus robur* (frekwencja 100%), *Sorbus aucuparia* (78%), *Prunus serotina* (76%) i *Vaccinium myrtillus* (76%). Gatunki wyłączne występowały z małą frekwencją wynoszącą 2–6% w drzewostanach dojrzewających i 2–8% w drzewostanach dojrzałych.

Gatunki chronione były nieliczne (7 gatunków) i miały niewielką frekwencję w badanych drzewostanach (1–4%). W obu grupach drzewostanów zanotowano *Epipactis helleborine* i *Daphne mezereum*. W drzewostanach dojrzewających stwierdzono *Lilium mar-*





tagon, *Neottia nidus-avis* i *Platanthera bifolia*, a w drzewostanach dojrzałych *Aquilegia vulgaris* i *Melittis melissophyllum*.

Zanotowano 19 gatunków obcych, z których 13 występowało w obu grupach drzewostanów, a 3 miały frekwencję powyżej 20%: *Padus serotina*, *Impatiens parviflora*, *Quercus rubra*. Tylko w drzewostanach dojrzewających występowały: *Robinia pseudoacacia* i *Acer negundo*, a tylko w drzewostanach dojrzałych *Bidens frondosa*, *Erigeron annuus*, *Rosa rugosa* i *Solidago graminifolia*.

Tabela 6.2. Różnorodność gatunkowa badanych grup drzewostanów

Cechy florystyczne	Drzewostany dojrzewające				Drzewostany dojrzałe				U M-W
	min.	śr.	maks.	SD	min.	śr.	maks.	SD	P
Liczba gatunków w warstwie A1*	1	2	4	1	1	1	3	1	0,001
Liczba gatunków w warstwie A2	0	1	3	1	0	1	3	1	0,810
Liczba gatunków w warstwie B1	0	3	7	2	0	2	6	1	0,112
Liczba gatunków w warstwie B2*	0	6	13	4	0	4	13	3	0,001
Liczba gatunków w warstwie C	11	34	53	11	9	31	69	14	0,144
Ogólne bogactwo gatunkowe	11	36	58	11,5	10	33	74	13,8	0,077
Wskaźnik Shannona*	1,5	2,8	3,5	0,5	1,2	2,6	3,8	0,5	0,036
Wskaźnik Pielou*	0,63	0,79	0,90	0,06	0,52	0,76	0,89	0,08	0,041

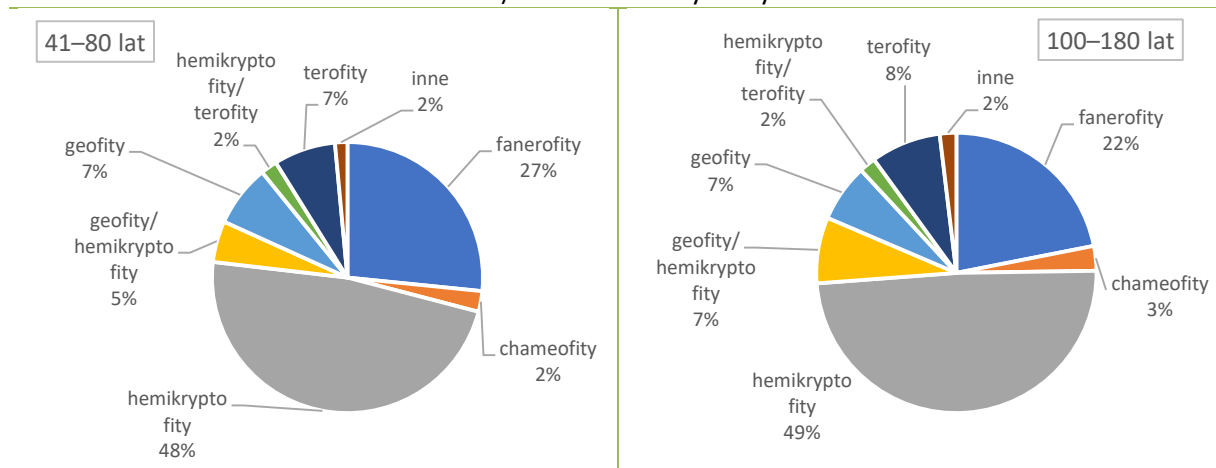
Objaśnienia: parametry oznaczone gwiazdką istotnie różnicują drzewostany dojrzewające i dojrzałe: *średnie wartości istotnie wyższe dla drzewostanów dojrzewających (41–80 lat), **średnie wartości istotnie wyższe dla drzewostanów dojrzałych (100–180 lat); A1 – wyższa warstwa drzew ≥ 15 m, A2 – niższa warstwa drzew 8–15 m, B1 – wyższa warstwa krzewów 3–8 m, B2 – niższa warstwa krzewów 0,6–3 m, C – warstwa zielna $< 0,6$ m, DL – drobna leżanina rozkładającego się drewna; min. – minimum, śr. – średnia, maks. – maksimum, SD – odchylenie standardowe; U M-W – test U Manna-Whitneya: pogrubioną czcionką oznaczono wyniki istotne statystycznie dla poziomu istotności 0,05.

We florze obu grup drzewostanów dominowały hemikryptofity (rys. 6.2a). Licznie występowały także fanerofity, w drzewostanach dojrzewających było ich o 5% więcej. Największy udział we florze miały rośliny przystosowane do konkurencji (strategia C), a ich udział był o 2% wyższy w drzewostanach dojrzewających (rys. 6.2b). Występowały także gatunki siedlisk, w których poziom konkurencji był ograniczony umiarkowanym stresem i zaburzeniami (strategia CRS) oraz gatunki siedlisk słabo zaburzonych i o umiarkowanym stresie (strategia CS). Gatunków o strategii CS było o 2% więcej w drzewostanach dojrzałych. Największy udział we florze miały gatunki związane zarówno z lasami, jak i terenami otwartymi (kategoria 2.1, rys. 6.2) i był on o 3% wyższy w drzewostanach dojrzewających. Znaczny był także udział gatunków zamkniętych lasów (kategoria 1.1, rys. 6.2), który okazał się większy o 4% w drzewostanach dojrzałych.

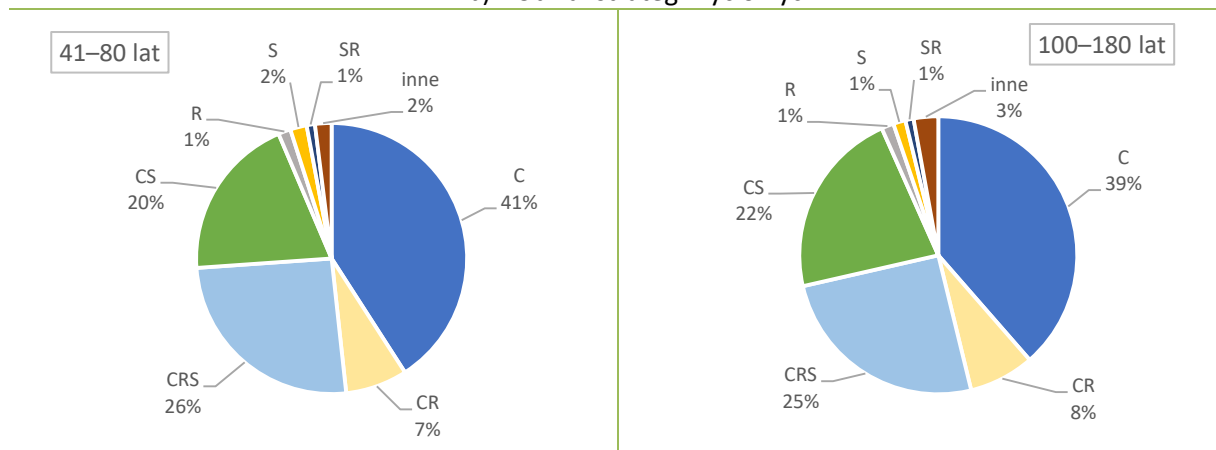




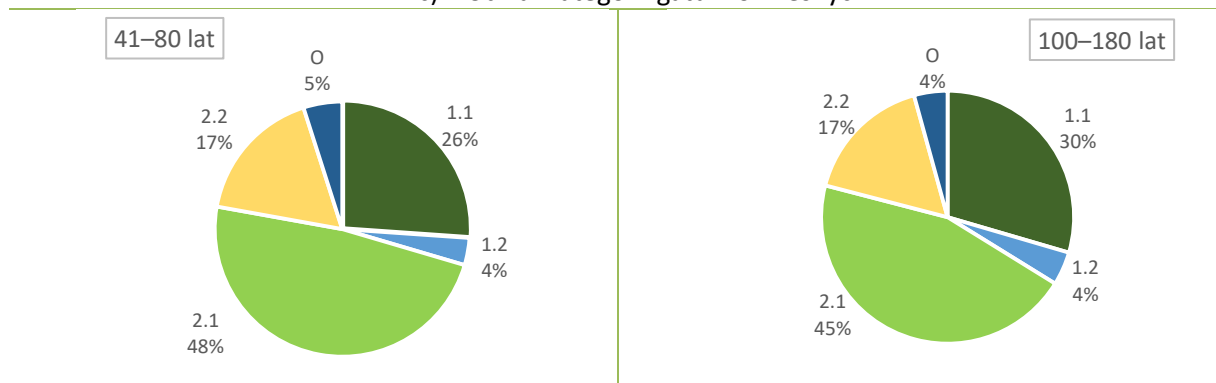
a) Udział form życiowych



b) Udział strategii życiowych



c) Udział kategorii gatunków leśnych



Objaśnienia: Formy życiowe Raunkiaera: **fanerofity** – drzewa lub krzewy (pączki odnawiające powyżej 50 cm), **chameofity** – niskie krzewinki lub rośliny zielne (pączki odnawiające nad ziemią poniżej 50 cm), **hemikryptofity** – rośliny zielne z pączkami odnawiającymi ukrytymi pod warstwą liści lub ściółki, **geofity** – byliny wytwarzające organy przetrwalne w postaci podziemnych kłączy lub cebul, **terofity** – rośliny jednoroczne, zimujące w postaci nasion, inne: hemikryptofity/hydrofity, geofity/terofity, fanerofity/hemikryptofity, chameofity/hemikryptofity (Falińska, 2004); Strategie życiowe Grimma: pierwotne: **C** – gatunki o dużych zdolnościach konkurencji o zasoby, **R** – gatunki tolerujące zaburzenia powstałe w środowisku, **S** – gatunki odporne na stres i warunki ograniczające fotosyntezę, strategie wtórne, uwzględniające równoczesne oddziaływanie konkurencji, stresu i zaburzeń: **CR**, **CRS**, **CS**, **SR**, inne: CR/CSR, CR/R, SR/CSR, CS/CSR lub nieokreślona (Falińska, 2004); Kategorie gatunków leśnych **1.1** – gatunki występujące głównie w zamkniętych lasach, **1.2** – gatunki typowe dla skrajów lasów oraz miejsc zaburzonych, z lukami w drzewostanie, **2.1** – gatunki występujące w lasach oraz zbiorowiskach nieleśnych, **2.2** – gatunki występujące częściowo w lasach, mocniej związane z zbiorowiskami nieleśnymi, **O** – gatunki występujące w zbiorowiskach otwartych (Heinken i in., 2022).

Rys. 6.2. Porównanie cech flory w drzewostanach dojrzewających (41–80 lat) i dojrzałych (100–180 lat)



6.4. OMÓWIENIE ZMIENNOŚCI ZBIOROWISK LEŚNYCH ZWIĄZANEJ Z WIEKIEM DRZEWOSTANÓW

Istotne różnice stwierdzone w strukturze drzewostanów dojrzewających i dojrzałych są konsekwencją naturalnego procesu wzrostu drzew i działań gospodarczych. W drzewostanach dojrzałych znacznie większa była wysokość i pierśnica drzew, co wynika z tego, że drzewa nawet w wieku ponad 80 lat nadal przyrastają na wysokość i zwiększają swoją grubość, mimo że procesy te zaczynają zwalniać na rzecz produkcji nasion (Lucas-Borja i Vacciano, 2018). Procesy wzrostu są wspierane dodatkowo przez cięcia pielęgnacyjne, które eliminują część osobników i pozwalają wybranym drzewom zwiększać biomasę (Ważyński, 2018). Mniejsza liczba drzew w drzewostanach dojrzałych wynika z selekcji naturalnej, w wyniku której drzewa obumierają i wypadają z drzewostanu, tworząc luki oraz z celowej ich eliminacji w czasie trzebieży (Szwagrzyk, 2014; PGL LP, 2023). Zmiany zachodzące w warstwie drzew wpływają na pokrycie niższych warstw lasu (McKenzie, Halpern i Nelson, 2000; Balandier i in., 2022), dlatego w badanych drzewostanach dojrzałych stwierdzono większe pokrycie niższej warstwy drzew A2 i mniejsze pokrycie warstwy krzewów B2. Wyższy udział w drzewostanach dojrzałych rodzimych gatunków dębów wynika z potrzeb gospodarczych. Dęby są gatunkami cenionymi w przemyśle drzewnym, dlatego są dłużej pozostawiane w zbiorowisku leśnym, dla osiągnięcia odpowiednich wymiarów przed wyrębem, co korzystnie wpływa na ich wartość rynkową (Paluch, 2005; Attocchi, 2015). Mniejsza liczba pniaków w drzewostanach dojrzałych jest natomiast konsekwencją zmniejszenia intensywności cięć pielęgnacyjnych w starszych drzewostanach oraz rozkładu pniaków pozostałych po cięciach prowadzonych w młodszych drzewostanach (Lombardi i in., 2008; PGL LP, 2023).

Średnia liczba gatunków w drzewostanach dojrzewających i dojrzałych (odpowiednio 36 i 33) odpowiada bogactwu gatunkowemu lasów liściastych, które oscyluje w granicach 21–35 gatunków, w zależności od jego typu (Czerepko, 2008; Kącki i in., 2016; Mazurek, 2023). We florze obu grup drzewostanów występowały gatunki ogólnoleśne – związane z różnymi typami lasów (Matuszkiewicz i in., 2012; Kącki, Czarniecka i Swacha, 2013). Nieliczne były gatunki chronione, co jest typowe dla lasów, ale mały był też udział gatunków obcych, co świadczy o dobrym stanie zachowania zbiorowisk leśnych (Czerepko, 2008). Różnice florystyczne między badanymi grupami drzewostanów były niewielkie. W drzewostanach dojrzałych bogactwo gatunkowe w warstwie drzew A1 i w warstwie krzewów B2 było niższe. Jest to



bezpośrednio związane ze wspomnianym promowaniem dębu w warstwie A1 i ograniczeniem pokrycia warstwy krzewów pod obfitą warstwą A2. Ponadto w drzewostanach dojrzałych wskaźniki różnorodności Shannona i równomierności Pielou były niższe, co oznacza, że rozkład udziału gatunków był mniej wyrównany w drzewostanach dojrzałych. Można to powiązać z rozrostem populacji części gatunków kosztem innych (Celewicz, Kluza-Wieloch i Pertek, 2021; Pielech i in., 2023). Drzewostany dojrzałe wyróżniały się większą pulą gatunków oraz większą liczbą gatunków wyłącznych, mimo niższego średniego bogactwa gatunkowego. Może to sugerować, że flora poszczególnych powierzchni jest uboga, ale ich skład gatunkowy jest zmienny i to zwiększa pulę gatunków wszystkich drzewostanów dojrzałych. Ta zmienność składu gatunkowego wynika ze zróżnicowania siedlisk, w których występują drzewostany najstarsze (Stefańska-Krzaczek i in., 2024).

We florze badanych drzewostanów dominowały hemikryptofity i fanerofity, co jest typową cechą lasów liściastych (Roo-Zielińska, 2014). Nieco mniej fanerofitów zaobserwowano w drzewostanach dojrzałych, co można powiązać z regulowaniem składu drzewostanu i promowaniem dębów, co ogranicza występowanie innych gatunków drzew. W obu grupach drzewostanów niewielki był udział geofitów, co może wynikać z wrażliwości tej grupy roślin na zaburzenia i świadczyć o zubożeniu badanych lasów (Decocq i in. 2004; Roo-Zielińska, 2014). Jednocześnie udział terofitów w drzewostanach dojrzewających i dojrzałych był niewielki, co wskazuje na to, że badane zbiorowiska nie podlegają silnym zaburzeniom (Roo-Zielińska, 2014).

W drzewostanach dojrzewających i dojrzałych udział gatunków o określonych strategiach życiowych był podobny. Dominowały rośliny przystosowane do konkurencji (strategia C), co jest typowe dla zbiorowisk leśnych (Łuczaj, 2019). Mały udział gatunków pionierskich (strategia R), odpornych na zaburzenia, świadczył o dobrym stanie zbiorowisk obu badanych grup. Znikomy udział gatunków przystosowanych do warunków stresowych (strategia S) był powiązany z brakiem siedlisk o mocno ograniczonych zasobach (Grime, 1977; Pierce i in., 2017). Towarzyszył temu także niewielki udział gatunków skrajów lasów i siedlisk zaburzonych (kategoria leśna 1.2 oraz 2.2) oraz gatunków preferujących tereny otwarte (O).

Drzewostany dojrzewające cechowały się nieco wyższym udziałem gatunków występujących zarówno w lasach, jak i terenach nieleśnych (kategoria 2.1), a drzewostany dojrzałe wyższym udziałem gatunków zamkniętych lasów (kategoria 1.1). Gatunkom o większych pre-



ferencjach wobec światła sprzyjają usuwanie drzewostanu i cięcia pielęgnacyjne w trakcie wzrostu drzewostanu (Heinken i in., 2022). Wraz z kształtowaniem się mikroklimatu leśnego, gatunki światłolubne stopniowo zanikają, ustępując miejsca gatunkom typowym dla lasów zwartych (Lanta i in., 2019; Stefańska-Krzaczek i in., 2019). Tendencje te były jednak słabo widoczne w badanych drzewostanach, co można tłumaczyć tym, że nawet najstarsze drzewostany gospodarcze są wciąż młode w porównaniu z naturalnymi starodrzewami. W związku z tym wyspecjalizowane gatunki leśne nie mają wystarczająco dużo czasu na ich kolonizację (Hilmers i in., 2018).

6.5. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

- 1) Zbiorowiska leśne drzewostanów w wieku 41–80 (dojrzewających) i 100–180 lat (dojrzałych) różniły się przede wszystkim cechami strukturalnymi. Liczba drzew, pokrycie niższej warstwy krzewów i liczba pniaków były większe w drzewostanach dojrzewających, a wysokość i pierśnica drzew, pokrycie niższej warstwy drzew i udział dębów w drzewostanie były większe w drzewostanach dojrzałych.
- 2) Skład gatunkowy badanych zbiorowisk był bardzo podobny i odpowiedni dla lasów liściastych. W drzewostanach dojrzewających stwierdzono większą liczbę gatunków w wyższej warstwie drzew i niższej warstwie krzewów, nieznacznie wyższe wskaźniki różnorodności gatunkowej oraz wyższy udział fanerofitów i gatunków występujących zarówno w lasach, jak i na terenach otwartych. W drzewostanach dojrzałych nieco wyższy był udział gatunków zamkniętych lasów.
- 3) Na kształtowanie się cech leśnego zbiorowiska roślinnego wpływa zarówno wzrost drzewostanu, jak i działania gospodarcze (usuwanie i pielęgnowanie drzewostanu).
- 4) Korzystne dla bioróżnorodności byłoby wydłużenie wieku rębności i pozostawienie fragmentów badanych lasów do naturalnego rozpadu. Gatunki leśne miałyby wówczas więcej czasu na zasiedlanie zbiorowiska leśnego.

LITERATURA

Andrzejczyk T., Sewerniak P. (2016): Gleby i siedliska drzewostanów nasiennych dębu szypułkowego (*Quercus robur*) i dębu bezszypułkowego (*Q. petraea*) w Polsce. *Sylwan*, T. 160(8), 674-683.

Attocchi G. (2015): Silviculture of oak for high-quality wood production. Effects of thinning on crown size, volume growth and stem quality in even-aged stands of pedunculate oak (*Quercus robur* L.) in Northern Europe. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, Vol. 39. Alnarp, Swedish University of Agricultural Sciences.





Balandier P., Mårell A., Prévosto B., Vincenot L. (2022): Tamm review: Forest understorey and overstorey interactions: So much more than just light interception by trees. *Forest Ecology and Management*, Vol. 526, 120584.

Bank Danych o Lasach (2014): <https://www.bdl.lasy.gov.pl/porta/udostepnianie> [dostęp: 8.03.2022].

Barbier S., Gosselin F., Balandier P. (2008): Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, Vol. 254(1), 1-15.

Barredo J. I., Brăilescu C., Teller A., Sabatini F. M., Mauri A., Janouskova K. (2021): Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe. EUR 30661 EN. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

Celewicz S., Kluza-Wieloch M., Pertek A. (2021): Struktura zbiorowisk fitoplanktonu Jeziora Chrzypskiego (Sierakowski Park Krajobrazowy, Wielkopolska). *Steciana*, T. 25(4), 31-43.

Christensen M., Emborg J. (1996): Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, Vol. 85(1-3), 47-51.

Corine Land Cover (2018): <https://clc.gios.gov.pl> [dostęp: 21.08.2024].

Czerepko J., Red. (2008): Stan różnorodności biologicznej lasów w Polsce na podstawie powierzchni obserwacyjnych monitoringu. Synteza wyników uzyskanych w ramach realizacji projektu BioSoil Forest Biodiversity. Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa.

Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., De Foucault B., Delelis-Dusollier A., Bardat J. (2004): Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 41(6), 1065-1079.

Dzwonko Z., Loster S. (2001): Wskaźnikowe gatunki roślin starych lasów i ich znaczenie dla ochrony przyrody i kartografii roślinności. *Prace Geograficzne*, T. 178, 119-132.

Emborg J., Christensen M., Heilmann-Clausen J. (2000): The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management*, Vol. 126(2), 173-189.

Falińska K. (2004): *Ekologia roślinności*. Warszawa, PWN.

Grime J. P. (1977): Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, Vol. 111(982), 1169-1194.

Heinken T., Diekmann M., Liira J., Orczewska A., Schmidt M., Brunet J., Chytrý M., Chabrierie O., Decocq G., De Frenne P., Dřevojan P., Dzwonko Z., Ewald J., Feilberg J., Graae B. J., Grytnes J. A., Hermy M., Kriebitzsch W. U., Laiviņš M., Lenoir J., Lindmo S., Marage D., Marozas V., Niemeyer T., Paal J., Pyšek P., Roosaluste E., Sádlo J., Schaminée J. H. J., Tyler T., Verheyen K., Wulf M., Vanneste T. (2022): The European Forest Plant Species List (EuForPlant): Concept and applications. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 33(3), 13132.

Hilmers T., Friess N., Bässler C., Heurich M., Brandl R., Pretzsch H., Seidl R., Müller J. (2018): Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 55(6), 2756-2766.

Kącki Z., Czarniecka M., Swacha G. (2013): Statistical determination of diagnostics, constant and dominant species of the higher vegetation units of Poland. *Monographiae Botanicae. Journal of the Polish Botanical Society*, Vol. 103. Łódź, Polish Botanical Society.

Kącki Z., Stefańska-Krzaczek E., Czarniecka M., Łapińska K., Łajko R., Meserszmit M., Swacha G. (2016): *Leśne siedliska przyrodnicze Natura 2000 w Polsce – ze szczególnym uwzględnieniem Dolnego Śląska i Opolszczyzny*. Wrocław, Uniwersytet Wrocławski.

Lanta V., Mudrák O., Liancourt P., Bartoš M., Chlumská Z., Dvorský M., Pusztaiová Z., Münzbergová Z., Sebek P., Čížek L., Doležal J. (2019): Active management promotes plant diversity in lowland forests: A landscape-scale experiment with two types of clearings. *Forest Ecology and Management*, Vol. 448, 94-103.

Leuschner C., Ellenberg H. (2017): *Ecology of Central European Forests: Vegetation Ecology of Central Europe*. Vol. 1. Cham, Springer.



Lindenmayer D., Blanchard W., McBurney L., Bowd E., Youngentob K., Marsh K., Taylor C. (2022): Stand age related differences in forest microclimate. *Forest Ecology and Management*, Vol. 510, 120101.

Lombardi F., Cherubini P., Lasserre B., Tognetti R., Marchetti M. (2008): Tree rings used to assess time since death of deadwood of different decay classes in beech and silver fir forests in the central Apennines (Molise, Italy). *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 38(4), 821-833.

Lucas-Borja M. E., Vacchiano G. (2018): Interactions between climate, growth and seed production in Spanish black pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) forests in Cuenca Mountains (Spain). *New Forests*, Vol. 49(3), 399-414.

Łuczaj Ł. (2019): Strategia CRS – u roślin i ludzi. Łukasz Łuczaj i Rośliny. *Dziki Ogród*, <https://lukaszluczaj.pl/strategia-crs-u-roslin-i-ludzi> [dostęp: 22.10.2024].

Matuszkiewicz W., Sikorski P., Szewd W., Wierzbą M. (2012): *Zbiorowiska roślinne Polski. Lasy i zarośla*. Warszawa, PWN.

Mazurek N. (2023): Bogactwo gatunkowe wysp drzewostanów dębowych w monokulturach sosnowych zachodniej części Borów Stobrawskich. W: J. Nyćkowiak, J. Leśny (Red.), *Badania i Rozwój Młodych Naukowców w Polsce. Przegląd Badań* (cz. 2, s. 45-53). Poznań, Wydawnictwo Młodzi Naukowcy.

Mazurek N. (2024): Vascular plant species list of middle-aged and old managed oak stands in the Bory Stobrawskie Forest (SW Poland, Central Europe). Data set. Zenodo, <https://zenodo.org/records/14007293> [dostęp: 29.10.2024].

McKenzie D., Halpern C. B., Nelson C. R. (2000): Overstory influences on herb and shrub communities in mature forests of western Washington, U.S.A. *Canadian Journal of Forest Research*, Vol. 30(10), 1655-1666.

Mikoláš M., Ujházy K., Jasík M., Wieszik M., Gallay I., Polák P., Vysoký J., Čiliak M., Meigs G. W., Svoboda M., Trotsiuk V., Keeton W. S. (2019): Primary forest distribution and representation in a Central European landscape: Results of a large-scale field-based census. *Forest Ecology and Management*, Vol. 449, 117466.

Okła K. (2018): Fazy rozwoju drzewostanu. W: *Encyklopedia Leśna*, <https://www.encyklopedialesna.pl> [dostęp: 1.10.2024].

Paillet Y., Pernot C., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F. (2015): Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*, Vol. 346, 51-64.

Paluch J. (2005): Optymalizacja rozkładu pierśnic w lesie przerębowym. *Sylvan*, nr 2, 12-24.

PGL LP (2023): Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe. Zasady hodowli lasu. Załącznik nr 1 do Zarządzenia DGLP nr 108 z dnia 5 grudnia 2023 r.

Piech R., Foremnik K., Surmacz B., Malicki M., Wysocki A., Maciejewski Z. (2023): Wpływ naturalnych zaburzeń na strukturę drzewostanów na przykładzie Roztoczańskiego Parku Narodowego. *Prądnik. Prace i Materiały Muzeum im. prof. Władysława Szafera*, T. 33, 63-78.

Pierce S., Negreiros D., Cerabolini B. E., Kattge J., Díaz S., Kleyer M., Shipley B., Wright S. J., Soudzilovskaia N. A., Onipchenko V. G., Van Bodegom P. M., Frenette-Dussault C., Weiher E., Pinho B. X., Cornelissen J. H. C., Grime J. P., Thompson K., Hunt R., Wilson P. J., Buffa G., Nyakunga O. C., Reich P. B., Caccianiga M., Mangili F., Ceriani R. M., Luzzaro A., Brusa G., Siefert A., Barbosa N. P. U., Chapin III F. S., Cornwell W. K., Fang J., Fernandes G. W., Garnier E., Le Stradic S., Peñuelas J., Melo F. P. L., Slaviero A., Tabarelli M., Tampucci D. (2017): A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Functional Ecology*, Vol. 31(2), 444-457.

Pladias (2014): Database of the Czech Flora and Vegetation, www.pladias.cz [dostęp: 27.09.2024].

Roo-Zielińska E. (2014): *Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski*. Warszawa, Wydawnictwo Akademickie SEDNO, Instytut Geografii i Przestrzennego Zagospodarowania PAN.

Rozporządzenie (2014): Rozporządzenie Ministra Środowiska z dnia 9 października 2014 r. w sprawie ochrony gatunkowej roślin. *Dz. U.* 2014 poz. 1409.

Sevdari K., Marmullaku D. (2023): Shapefile of European countries, https://data.dtu.dk/articles/dataset/Shapefile_of_European_countries/23686383 [dostęp: 14.07.2024].





- Stefańska-Krzaczek E., Krzaczek R., Mazurek N., Chmura D. (2024): Variability and determinants of vascular plant species composition in patches of old managed oak forest stands dispersed within Scots pine monocultures. *Forest Ecosystems*, Vol. 11, 100235.
- Stefańska-Krzaczek E., Staniaszek-Kik M., Szczepańska K., Szymura T. H. (2019): Species diversity patterns in managed Scots pine stands in ancient forest sites. *PLoS One*, Vol. 14(7), 0219620.
- Szwagrzyk J. (2014): Zamieranie i rozkład drzew jako procesy ekologiczne. *Studia i Materiały Centrum Edukacji Przyrodniczo-Leśnej*, T. 16(41/4), 9-14.
- Szymański S. (2001): *Ekologiczne podstawy hodowli lasu. Poradnik leśniczego*. Warszawa, Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Thompson L., Cateau E., Debaive N., Bray F., Torre A., Vallet P., Paillet Y. (2022): How much does it take to be old? Modelling the time since the last harvesting to infer the distribution of overmature forests in France. *Diversity and Distributions*, Vol. 28(2), 200-213.
- TIBCO Software (2017): *TIBCO Statistica*, v. 13.3. Palo Alto, CA, USA.
- Tichý L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, Vol. 13(3), 451-453.
- Tichý L., Holt J. (2006): *JUICE program for management, analysis and classification of ecological data. Program manual*. Brno, Masaryk University Brno.
- Tokarska-Guzik B., Dajdok Z., Zając M., Zając A., Urbisz A., Danielewicz W., Hołdyński C. (2012): *Rośliny obcego pochodzenia w Polsce ze szczególnym uwzględnieniem gatunków inwazyjnych. Załącznik 1*. Warszawa, Generalna Dyrekcja Ochrony Środowiska.
- Tonteri T., Salemaa M., Rautio P., Hallikainen V., Korpela L., Merilä P. (2016): Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management*, Vol. 381, 115-124.
- Ważyński B., Red. (2018): *Podstawy gospodarki leśnej*. Wyd. 3 rozsz. i uzup. Poznań, Wydawnictwo Uniwersytetu Przyrodniczego.
- Zielony R., Kliczkowska A. (2012): *Regionalizacja przyrodniczo-leśna Polski 2010*. Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.



Łukasz Tyburski

Instytut Badawczy Leśnictwa – Laboratorium Ochrony Przeciwpozarowej Lasu

7. Pożary terenów otwartych ze szczególnym uwzględnieniem pożarów lasów

7.1. WPROWADZENIE

Pożar jest to niekontrolowany proces spalania, w miejscu do tego nieprzeznaczonym. Na otwartych terenach może powstawać w różnych warunkach pod względem struktury przestrzennej, własnościowej czy dostępnego materiału palnego. Pożary mogą także obejmować różne środowiska, np. lasy i tereny rolnicze. Pożary lasu dzielą się na: podpowierzchniowe, pokrywy gleby, całkowite drzewostanu i pojedynczego drzewa (Instrukcja, 2020). Pożar lasu rozumiany jest nie tylko jako pożar drzew, ale również traw, krzewów czy runa znajdującego się w niższych warstwach lasu. W przypadku pożarów rolniczych wyróżnia się: pożary pól, traw na polach uprawnych oraz pożary traw, oprócz pól i lasów. Do pożarów na terenach rolniczych zalicza się również pożary nieużytkowanych powierzchni rolniczych (Zasady, 2023).

Polska każdego roku przekazuje do Wspólnotowego Centrum Badawczego Komisji Europejskiej (ang. European Commission – Joint Research Centre) informacje o pożarach na otwartych terenach, ze szczególnym uwzględnieniem pożarów na terenach leśnych, gdzie wyróżnia się podział na pożary: lasów, innych powierzchni leśnych, innych powierzchni naturalnych nieleśnych. Pożary lasów definiowane są jako teren o powierzchni większej niż 0,5 ha, z drzewami o wysokości ponad 5 m i pokryciem koron drzew większym niż 10%. Nie obejmuje to terenów, które są użytkowane rolniczo lub znajdują się w miastach i są zaliczane do parków miejskich. Inne powierzchnie leśne to: 1) grunt niesklasyfikowany jako las – obejmuje powierzchnię większą niż 0,5 ha; 2) grunt z drzewami o wysokości ponad 5 m i pokryciem powierzchni przez korony drzew wynoszącym 5–10%; lub 3) grunt z łączną pokrywą krzewów, drzew powyżej 10%. Definicje te nie obejmują gruntów, które są głównie użytkowane rolniczo, a w ich sąsiedztwie znajdują się zadrzewienia śródpolne lub znajdują się na terenach miast (np. parki). Inne powierzchnie naturalne nieleśne to: tereny porośnięte roślinnością, która nie jest lasem, ani innym terenem zalesionym i nie jest w większej części użytkowana rolniczo. Są to np. wrzosowiska, torfowiska, naturalne łąki (Camia, Durrant i San-Miguel-Ayanz, 2014).



Pożar jako zjawisko żywiołowe powoduje m.in. straty materialne (niszczenia lasów, plonów, zabudowań) i ekologiczne (Hardesty, Myers i Fulks, 2005; Meier i in., 2022; Parente i in., 2023; Rodrigues i in., 2023). Może wpływać na zubożenie bioróżnorodności przez zagrożenie dla unikatowych siedlisk, takich jak torfowiska, tereny przejściowe między łąkami a lasami. Na niektórych siedliskach, gdzie pożary występują częściej, np. w Australii czy Ameryce Północnej, niektóre grupy drobnych ssaków stosunkowo szybko powracają na zniszczone pożarem tereny (Borowski, 2023). Stopień zniszczenia siedlisk przez pożar wiąże się z jego intensywnością i uporczywością. Im zjawisko zachodzi wolniej, tym większe jest prawdopodobieństwo wzrostu temperatury w glebie, co powoduje większe uszkodzenia korzeni krzewów i drzew, co może doprowadzić do osłabienia drzew lub ich powolnego zamierania (Zaniewski i Otręba, 2017).

Pożar, w zależności od jego powierzchni i dostępności materiału ulegającego spalaniu, wydziela do atmosfery związki chemiczne, które nie tylko mogą wpłynąć na zwiększenie zapylenia w jego sąsiedztwie, co może być niebezpieczne dla osób zaangażowanych w akcję gaśniczą, ale również być uciążliwe dla okolicznych mieszkańców. Szacuje się, że emisja związków chemicznych, wywołana przez pożary w skali świata, może wzrastać i lokalnie osiągać progi powyżej wartości krytycznych dla zdrowia ludzi (Knorr i in., 2017). Emisja związków chemicznych może wpływać na zwiększoną zachorowalność m.in. na choroby układu oddechowego, sercowo-naczyniowego, przewlekłe choroby nerek oraz upośledzać zdolności neuropoznawcze (Sengupta, Aneja i Kravchenko, 2022). Pożary o charakterze katastroficznym, uwalniając znaczne ilości gazów cieplarnianych ze spalania biomasy, mogą powodować dodatkowo krótkotrwałe zmiany pogodowe (Singh, 2022).

W Polsce działania związane z gaszeniem pożarów wykonują jednostki Państwowej i Ochotniczej Straży Pożarnej, do której zgłaszane są informacje o pożarach. Na terenach administrowanych przez Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe (PGL LP) funkcjonuje rozbudowany system wspomagający wykrywanie pożarów. System obserwacji alarmowej tworzą: sieć stałej obserwacji naziemnej, patrole przeciwpożarowe, punkty alarmowo-dyspozycyjne, sieć łączności alarmowo-dyspozycyjnej. Stosowane są także środki organizacyjno-techniczne, które tworzą: dojazdy pożarowe, bazy sprzętu przeciwpożarowego, zaopatrzenie wodne, leśne bazy lotnicze. W każdym nadleśnictwie znajdują się wytyczne „Sposoby postępowania nadleśnictwa na wypadek pożaru lasu” i jest powołany pełnomocnik nadleśni-



czego, który zajmuje się zagadnieniami ochrony przeciwpożarowej, a także uczestniczy w pewnych działaniach podczas akcji gaśniczych (Instrukcja, 2020). Zgodnie z Rozporządzeniem Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji w sprawie ochrony przeciwpożarowej budynków, innych obiektów budowlanych i terenów (Obwieszczenie, 2023) źródłami wody do celów przeciwpożarowych w lasach są:

zbiorniki sztuczne lub naturalne, z zapasem wody co najmniej 50 m^3 , dwa zbiorniki sztuczne z łącznym zapasem wody co najmniej 50 m^3 , jeżeli zapas wody w każdym z tych zbiorników jest nie mniejszy niż 20 m^3 , ciek wodny o stałym przepływie wody nie mniejszym niż $10 \text{ dm}^3/\text{s}$ przy najniższym stanie wód; sieć wodociągowa przeciwpożarowa z hydrantami zewnętrznymi o wydajności nie mniejszej niż $5 \text{ dm}^3/\text{s}$, studnia z pompą i z hydrantem zewnętrznym lub innym punktem poboru wody z nasadą tłoczną typu 75 lub 110, o wydajności nie mniejszej niż $10 \text{ dm}^3/\text{s}$.

Rozmieszczenie źródeł wody do celów przeciwpożarowych powinno być nie większe niż: 3 km – w lasach I kategorii zagrożenia pożarowego, 5 km – w lasach II kategorii zagrożenia pożarowego. Na terenie PGL LP w 2023 r. w skład sieci ochrony przeciwpożarowej wchodziło 715 punktów obserwacyjnych, 11 209 punktów zaopatrzenia wodnego, 324 lekkie pojazdy patrolowe z modułem gaśniczym oraz 30 baz lotniczych dysponujących 43 samolotami, w tym 38 o zdolnościach gaśniczych (Wysocka, 2024).

Przedstawiciele PGL LP i straży pożarnej coraz częściej dyskutują o zagadnieniach związanych z utrzymaniem wymaganego poziomu lustra wody w wyznaczonych zbiornikach otwartych i wymaganego ciśnienia w sieci hydrantowej znajdującej się w sąsiedztwie terenów leśnych. Brak odpowiednich parametrów technicznych utrudnia pobór wody przez pompy pożarnicze lub znacznie wydłuża czas działania jednostek ratunkowych przy punkcie czerpania. Wobec obserwowanych zmian klimatu, można spodziewać się, że dostęp do wody na cele gaśnicze będzie coraz trudniejszy. Tym samym prowadzenie działań gaśniczych, opartych na dotychczasowych metodach związanych z zaopatrzeniem w wodę, może być coraz dłuższe m.in. z powodu większych odległości między punktami czerpania wody a miejscem pożaru. Sieć wodociągowa, w zależności od obciążenia czy wykorzystywanej aparatury sterującej, może również stwarzać problemy z utrzymaniem wymaganego ciśnienia wody (Piechurski, 2014; Iwanek i in., 2015). Ma to znaczenie przy zwiększonym zapotrzebowaniu na wodę w czasie akcji ratowniczo-gaśniczej. Obecne podejście do gaszenia pożarów na tere-



nach otwartych ulega jednak zmianie, m.in. przez wprowadzenie optymalizacji dystrybucji wody i szersze stosowanie sprzętu podręcznego.

Na terenach użytkowanych rolniczo nie ma obowiązku utrzymywania specjalnego systemu związanego z ochroną przeciwpożarową. Działania gaśnicze są oparte głównie na wodzie, którą dowożą samochody gaśnicze i na sieci hydrantowej, która, podobnie jak w sąsiedztwie lasów, nie zawsze ma założoną wydajność. W przywołanym Obwieszczeniu Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji, w rozdziale 10, znajdują się zapisy związane ze zwiększeniem bezpieczeństwa, dotyczące m.in. właściwego użytkowania maszyn i urządzeń, miejsc stawiania stogów i składowania materiałów roślinnych. Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie zaleca dodatkowo, aby w gospodarstwach rolnych, przy zewnętrznej ścianie budynku, zorganizować punkt przeciwpożarowy. Na tablicy pokrytej daszkiem lub na ścianie należy zawiesić: bosak, siekierę, kilof, łom, łopatę, tłumice, a z boku umieścić skrzynie z piaskiem. Sprzęt ten powinien być chroniony przed wilgocią i wysoką temperaturą. W gospodarstwie powinna znajdować się także gaśnica proszkowa min. 2 kg i koc gaśniczy (Metodyka, 2020). Zaproponowane rozwiązanie może okazać się pomocne w trakcie gaszenia pożaru w sąsiedztwie zabudowań gospodarskich lub pożaru samych zabudowań. Złożonym problemem są pożary na terenach położonych dalej od zabudowań. Pożar wówczas może być dostrzeżony w późniejszej fazie jego rozwoju. Warto zwrócić uwagę, że pługi dostępne w gospodarstwach mogą być wykorzystane do oborywania powierzchni pożaru dla przerwania ciągłości materiału palnego. W niektórych gospodarstwach znajdują się beczkowsy, które można skutecznie wykorzystać podczas dowożenia wody na miejsce zdarzenia.

Na podstawie analizy okresów występowania pożarów stwierdzono, że choć najwięcej pożarów wybucha od wiosny do późnego lata, to pożary na terenach otwartych występują w ciągu całego roku, np. na terenach leśnych każdego roku odnotowuje się po kilkadziesiąt pożarów w okresie zimowym (Piwnicki i in., 2023). Zmiany klimatu mogą wpływać na coraz częstsze występowanie bezśnieżnych zim, dłuższych okresów bezopadowych, wysokich temperatur, co stwarza dogodniejsze warunki do powstania i rozwoju pożaru (Thuiller, 2007). Warto jednak zaznaczyć, że nie są to bodźce energetyczne, które są niezbędne do powstania pożaru (Szczygieł, 2024).

Analizy przeprowadzone dla terenów rolniczych i leśnych w Polsce, na których może dojść do pożaru, objęły powierzchnię około 27 mln ha, czyli 87,14% terenu Polski. Są to: ob-



szary rolnicze, zaklasyfikowane jako grunty rolne, sady, łąki, pastwiska, które zajmują powierzchnię około 18 mln ha (GUS, 2023b). Powierzchnia lasów zajmuje około 9 mln ha (GUS, 2023a). Tak duża powierzchnia wymaga odpowiedniej infrastruktury i sprzętu, które można będzie wykorzystać do działań ratowniczo-gaśniczych w przypadku powstania pożaru.

Rozdział jest poświęcony zagadnieniom związanym z pożarami lasów na terenach otwartych, rozumianych jako obszary leśne i rolnicze. W literaturze naukowej brak jest ujęcia tego tematu w sposób kompleksowy.

7.2. METODYKA PRZYJĘTA W BADANIACH

W rozdziale wykorzystano dane o pożarach na terenach leśnych i rolniczych, które miały miejsce w latach 2014–2023. Dane pochodzą z bazy danych Krajowego Systemu Informacji o Pożarach Lasów (KSioPL, 2024). W bazie znajdują się dane o pożarach, pochodzące z Państwowej Straży Pożarnej, PGL LP i parków narodowych. W analizach uwzględniono liczbę i powierzchnię pożarów według:

- klasyfikacji Unii Europejskiej (UE) na grunty: leśne, inne leśne, inne nieleśne naturalne, rolnicze,
- przyczyny pożarów według kategorii: nieznana, naturalna, wypadek, zaniedbania, podpalenie, powtórny zapłon, zgodnej z klasyfikacją UE,
- podziału administracyjnego na województwa,
- miesiąca, w którym odnotowano zdarzenie.

W ramach sześciu kategorii dokonano podziału na osiem grup i 30 klas przyczyn pożarów (tab. 7.1).



Tabela 7.1. Klasyfikacja przyczyn pożarów, z zachowaniem systemu kodowania (Camia, Durrant i San-Miguel-Ayanz, 2014)

Kategoria (6)	Grupa (8)	Klasa (30)
100 Nieznana	100 Nieznana	100 Nieznana
200 Naturalna	200 Naturalna	201 Wyładowania atmosferyczne
		202 Wulkany
		203 Emisja gazu
300 Wypadek	300 Wypadek	301 Energia elektryczna
		302 Linie kolejowe
		303 Transport drogowy
		304 Zakłady produkcyjne i usługowe
		305 Broń
		306 Samozapłon
		307 Inne wypadki
400 Zaniedbanie	410 Używanie ognia	411 Wypalanie roślin
		412 Wypalanie dla celów rolniczych
		413 Spalanie odpadów
		414 Rekreacja
		415 Inne użycie ognia
	420 Obiekty żarzące	421 Fajerwerki, petardy, flary alarmowe
		422 Papierosy
		423 Gorące popioły
		424 Inne obiekty żarzące
500 Podpalenie	510 Osoby pełnoletnie	511 Korzyść
		512 Konflikt
		513 Wandalizm
		514 Wzbudzenie zainteresowania
		515 Zacieranie dowodów przestępstwa
		516 Ekstremista
		517 Motyw nieznan
	520 Niepełnoletni lub niepoczytalny	521 Chory psychicznie
		522 Dzieci
600 Powtórny zapłon	600 Powtórny zapłon	600 Powtórny zapłon

7.3. WYNIKI BADAŃ

W latach 2014–2023 w Polsce doszło do 320 695 pożarów na terenach otwartych. 79,2% pożarów było związane z terenami rolniczymi, pozostałe (20,8%) dotyczyły zdarzeń na terenach leśnych i naturalnych. W tym okresie pożary dotknęły powierzchnię 174 513,08 ha. W analizowanym okresie w 2015 r. odnotowano największą liczbę i powierzchnię pożarów związanych z terenami otwartymi (tab. 7.2, 7.3).





Tabela 7.2. Liczba pożarów na terenach otwartych w Polsce w latach 2014–2023

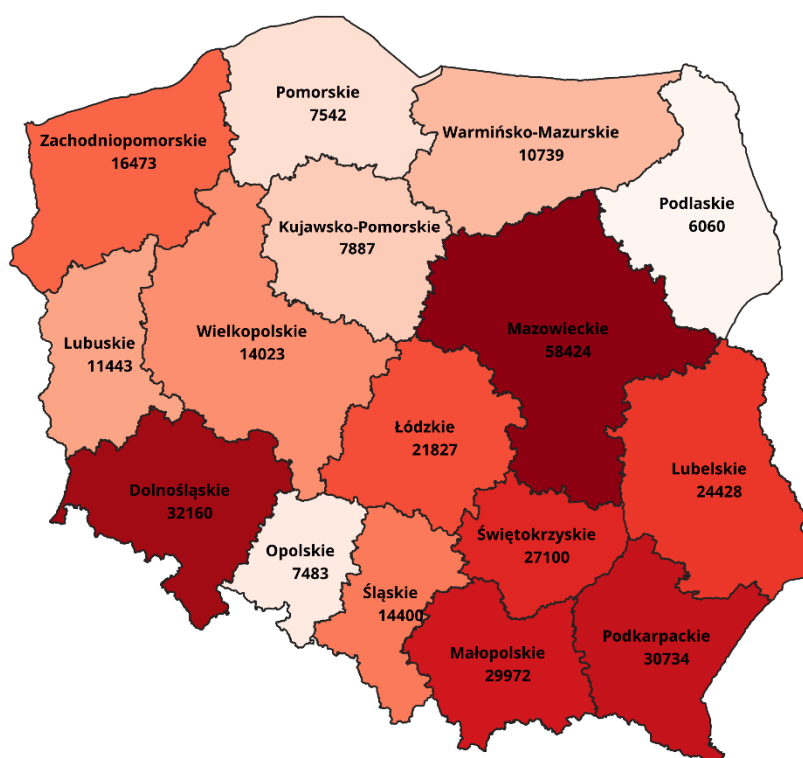
Rok	Leśne	Inne leśne	Inne nieleśne naturalne	Rolnicze	Razem
2014	3 231	372	1 642	32 870	38 115
2015	7 606	686	3 965	47 919	60 176
2016	3 176	369	1 741	20 505	25 791
2017	2 111	223	1 258	21 601	25 193
2018	5 401	545	2 921	24 360	33 227
2019	5 993	539	3 103	31 853	41 488
2020	4 117	341	2 169	24 434	31 061
2021	1 983	260	1 052	12 304	15 599
2022	4 348	458	2 193	26 550	33 549
2023	2 960	318	1 630	11 588	16 496
Suma	40 926	4 111	21 674	253 984	320 695

Tabela 7.3. Powierzchnia pożarów na terenach otwartych w Polsce w latach 2014–2023 [ha]

Rok	Leśne	Inne leśne	Inne nieleśne naturalne	Rolnicze	Razem
2014	1 883,62	73,27	733,55	23 872,66	26 563,10
2015	3 650,98	114,89	1 744,03	32 595,82	38 105,72
2016	842,13	20,24	588,68	9 064,05	10 515,10
2017	675,87	16,86	329,80	10 161,60	11 184,13
2018	1 967,03	80,15	648,95	12 962,65	15 658,78
2019	2 268,54	72,20	1 231,73	18 961,83	22 534,30
2020	1 803,28	39,06	6 574,30	13 093,33	21 509,97
2021	565,22	10,20	318,32	5 096,42	5 990,16
2022	2 141,76	65,89	645,09	13 764,94	16 617,68
2023	743,51	27,70	357,54	4 705,39	5 834,14
Suma	16 541,94	520,46	13 171,99	144 278,69	174 513,08

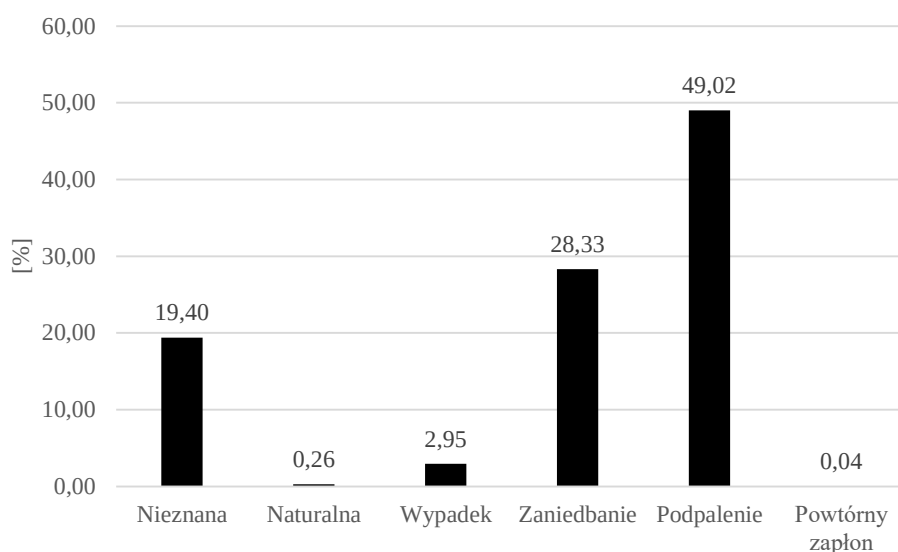
Według podziału administracyjnego województw stwierdzono, że najwięcej pożarów na terenach otwartych było w województwach mazowieckim i dolnośląskim, a najmniej w podlaskim i opolskim (rys. 7.1).





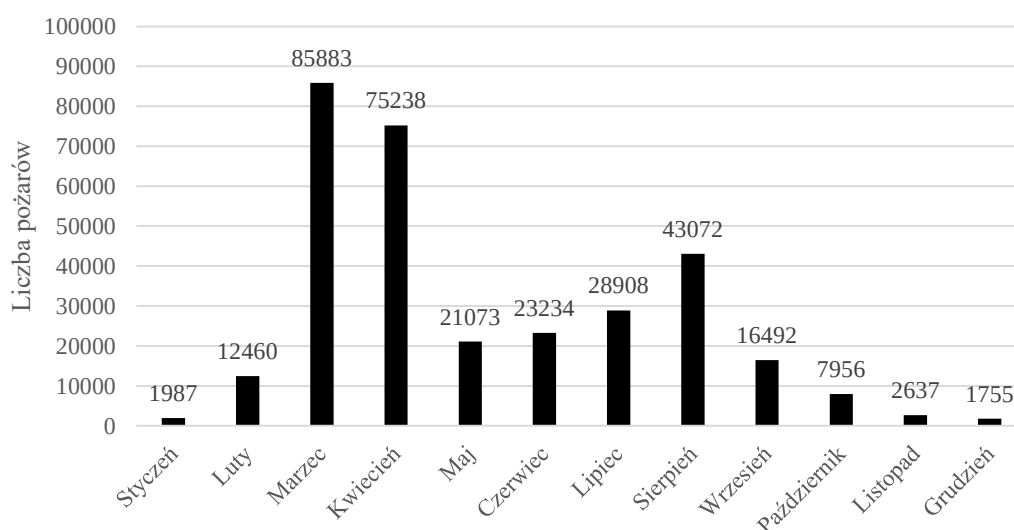
Rys. 7.1. Liczba pożarów na terenach otwartych w latach 2014–2023 w podziale na województwa

Jednym z czynników inicjujących pożar jest bodziec energetyczny najczęściej powstający w wyniku działalności człowieka. Wskutek podpaień, zaniedbań i wypadków w analizowanym okresie powstało 80,3% pożarów na terenach otwartych. Nieliczne zdarzenia były wywoływane przez wyładowania atmosferyczne (0,26%). Najczęściej nie powodowały one jednak dużych pożarów, a ich ugaszenie następowało bez udziału człowieka. W Polsce wyładowaniom atmosferycznym najczęściej towarzyszą opady deszczu, które gaszą powstający pożar w pierwszej fazie jego rozwoju. Dla 19,40% pożarów nie została ustalona ich przyczyna (rys. 7.2).



Rys. 7.2. Pożary na terenach otwartych według przyczyn ich powstania w latach 2014–2023 (udział procentowy)

W analizowanym okresie pożary na terenach otwartych były odnotowywane w każdym miesiącu. Najwięcej zdarzeń (50,24%) miało miejsce w okresie wiosennym (marzec–kwiecień), co jest charakterystyczne dla tych terenów. W tych miesiącach w glebie znajdują się duże ilości obumarłej, przesuszonej biomasy, która powstała w poprzednim okresie wegetacyjnym, częściej niż w okresie jesiennym i zimowym występują też korzystne dla rozwoju pożaru, warunki atmosferyczne. Kolejny wzrost pożarów obserwowany jest pod koniec lata – w sierpniu odnotowano 13,43% pożarów (rys. 7.3). Intensywność występowania pożarów związana jest również z nieodpowiednio prowadzonymi pracami na terenach rolniczych. Pożary, które tam występują charakteryzuje szybkie spalanie i przemieszczanie się frontu.



Rys. 7.3. Liczba pożarów na terenach otwartych w latach 2014–2023, w podziale na miesiące





7.4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Pożar to żywioł, a w sprzyjających warunkach fizyko- i biochemicznych (Dupuy i in., 2020; Szczygieł, 2024), szczególnie na terenach otwartych, może powodować duże straty ekologiczne, gospodarcze, społeczne i wpływać na stan zdrowia czy bezpieczeństwo okolicznych mieszkańców (Bivolarski, 2019; Jaffe i in., 2020; Sengupta, Aneja i Kravchenko, 2022). Rozwój pożaru zależy nie tylko od rodzaju materiału palnego, ale również od warunków atmosferycznych, takich jak długość okresu bezopadowego, temperatura atmosferyczna. Przyjmuje się, że dla terenów leśnych: *wilgotność ściółki wynosząca 30% jest progiem granicznym, powyżej którego powstanie pożaru w lesie od punktowych źródeł ciepła i jego rozprzestrzenianie się jest mało prawdopodobne. Przy wilgotności ściółki mniejszej niż 12% powstaje blisko 70% wszystkich pożarów lasu* (Instrukcja, 2020).

Analiza wykazała, że w latach 2014–2023 najwięcej pożarów (60 176), a tym samym o największej powierzchni (38 105,72 ha), odnotowano w 2015 r. (tab. 7.2, 7.3). Rok ten został zaklasyfikowany jako suchy, a roczne opady w skali kraju wyniosły 80% wartości wieloletniej (1971–2000) (Brodzińska i in., 2016). Najmniej pożarów (15 599) odnotowano w 2021 r., kiedy średnia roczna suma opadów atmosferycznych w Polsce była nieznacznie wyższa od wartości wielolecia 1991–2020 i stanowiła 101% normy (Szokalska, 2022). Na przedstawionym przykładzie można pokazać, jak istotny wpływ na liczbę pożarów, a tym samym na ich sumaryczną powierzchnię ma ilość opadów atmosferycznych w skali jednego roku. Należy jednak wziąć pod uwagę, że duże lub bardzo duże pożary mogą być katastrofalne. W latach 2014–2023 miało miejsce 36 pożarów, których powierzchnia była równa 100 ha lub większa. Największym pożarem był pożar w 2020 r. na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego, kiedy ogień zniszczył powierzchnię około 5526 ha. W tym samym roku miał miejsce również największy pożar na gruntach rolniczych. Płonęła wówczas powierzchnia około 1200 ha.

Najwięcej pożarów odnotowano na terenie województwa mazowieckiego, najmniej w województwie podlaskim. Dokładniejszą interpretację danych przeprowadzono po przeliczeniu, na jaką powierzchnię województwa przypadał jeden pożar (tab. 7.4). Największe zagęszczenie pożarów wykazano dla województwa świętokrzyskiego – 1 pożar przypadał na 43 ha. W województwie mazowieckim 1 pożar przypadał na 61 ha. Dla 4 województw 1 pożar przypadał na powierzchnię przekraczającą 200 ha. Najmniejsze zagęszczenie pożarów – 1 na 333 ha – odnotowano w województwie podlaskim.



Tabela 7.4. Liczba hektarów przypadająca na 1 pożar, w podziale na województwa – pożary terenów otwartych w latach 2013–2024

Województwo	1 pożar przypadający na powierzchnię województwa [ha]
Świętokrzyskie	43
Małopolskie	51
Podkarpackie	58
Mazowieckie	61
Dolnośląskie	62
Łódzkie	83
Śląskie	86
Lubelskie	103
Lubuskie	122
Opolskie	126
Zachodniopomorskie	139
Wielkopolskie	213
Warmińsko-Mazurskie	225
Kujawsko-Pomorskie	228
Pomorskie	259
Podlaskie	333

Sprzyjające warunki atmosferyczne czy obecność podatnego na pożar paliwa, nie przyczyniają się do powstania pożaru. Inicjacja pożaru następuje dopiero wskutek zadziałania bodźca energetycznego, który może być wywołany przez człowieka lub czynniki naturalne. W analizowanym okresie stwierdzono tylko 842 zdarzenia zaistniałe wskutek wyładowania atmosferycznego, co oznacza, że średnio rocznie dochodziło do 84 pożarów spowodowanych czynnikami naturalnymi. Najwięcej (198) odnotowano w 2015 r., a najmniej (16) w 2023 r. Pozostałe przyczyny pożarów były związane z działaniem człowieka – umyślnym lub nieumyślnym. Podobne przyczyny pożarów są odnotowywane również w innych krajach (Kula i Jankovská, 2013; Meddour-Sahar i in., 2013; Haque i in., 2021).

W informacjach o niektórych pożarach jest podana przyczyna „nieznana”. W takich przypadkach można przypuszczać, z dużym prawdopodobieństwem, że większość tych zdarzeń była związana z działalnością człowieka. Sugeruje się, że część pożarów, sklasyfikowanych jako przyczyna nieznana, mogłaby być zaklasyfikowana do kategorii podpalenia, w której znajduje się klasa „podpalenie – motyw nieznany”. Przy takim założeniu liczba pożarów związanych z celowym działaniem mogłaby stanowić około 68% przypadków.

Analiza klas przypisanych do kategorii „wypadków” wykazała, że znajdują się tam m.in. zdarzenia związane z pożarami wywołanymi przez sieć elektryczną, transport kołowy (drogowy, kolejowy), działania prowadzone na poligonach wojskowych (użycie broni), na



których podczas ćwiczeń dochodzi do zapalenia powierzchni. W tej kategorii najwięcej zdarzeń (4463 – 47,18%) zostało zaklasyfikowanych jako inne wypadki. Istotne znaczenie miały także zdarzenia przypisane do przyczyn: „energia elektryczna” (2062 – 21,80%) i „transport drogowy” (1031 – 10,80%).

Kategoria „zaniedbania” dotyczyła takich działań, jak: nieostrożne używanie ognia, wypalanie biomasy czy zaproszenie ognia przez niedopałki papierosów. W tej kategorii, jako przyczyny pożarów, wyróżnia się wypalanie roślin, co ma miejsce głównie na terenach rolniczych, gdzie nielegalnie wypalane są np. trawy czy pozostałości biomasy roślinnej. Takie pożary, ze względu na prędkość przemieszczającego się frontu, mogą być trudne do opanowania. Wypalanie biomasy, zgodnie z przepisami, jest niedozwolone (m.in. Obwieszczenie, 2023). Osoby, które spowodowały pożar, mogą podlegać karze pozbawienia wolności od roku do 10 lat (Ustawa, 1997, art. 163 § 1) lub podlegać karze aresztu, ograniczenia wolności czy grzywny do 30 000 złotych (Ustawa, 2004, art. 130a).

W kategorii „podpalenia”, która była najczęściej stwierdzana (49,02%), wyróżniono m.in. klasy: wandalizm, choroby psychiczne, pożary wywołane przez dzieci czy, często stwierdzany, motyw nieznany. Można przypuszczać, że w tej kategorii mogłaby się znaleźć znaczna część pożarów zaklasyfikowanych do kategorii „nieznana”. Istotny udział przyczyn pożarów z kategorii „podpalenia” wskazuje, że konieczne jest prowadzenie edukacji nie tylko wśród najmłodszej części społeczeństwa, ale również wśród dorosłych. Należy prowadzić kampanie informacyjne, zwracające uwagę nie tylko na aspekt prawny podpalenia, ale również na powstawanie strat gospodarczych, np. wskutek spalenia lasu czy łąki. Trzeba też podkreślić, że pożary na otwartych terenach stanowią potencjalne zagrożenie dla zabudowań sąsiadujących, a tym samym dla życia mieszkańców (Bracmort, 2012; Collins, Penman i Price, 2016).

Na podstawie analizy czasu powstawania można stwierdzić, że w ciągu roku największa liczba pożarów występowała w okresie wiosennym (marzec, kwiecień, maj), bo aż 50,24%. W ciągu 10 lat w marcu odnotowywano 85 883 pożarów na terenach otwartych. Z danych wynika, że średnio każdego roku w marcu, w ciągu doby, dochodziło do jednego pożaru co około 5 min. Z oczywistych względów (m.in. zwiększona wilgotność materiału palnego) najmniej zdarzeń odnotowano zimą (grudzień, styczeń, luty) – 5,06% (16 202 pożarów). W żadnym z analizowanych lat nie odnotowano miesiąca bez pożaru. Najmniej pożarów (75) odno-



owano w styczniu 2019 r. Powstawanie pożarów zimą jest coraz częściej możliwe m.in. ze względu na dłuższe okresy bezśnieżne, a tym samym lepszą dostępność materiału palnego.

7.5. PODSUMOWANIE

Występowanie pożarów na terenach otwartych i ich liczba są zależne od warunków meteorologicznych, które zmieniają się w poszczególnych latach, co pokazują dane dla analizowanego 10-letniego okresu. Najczęściej większa liczba pożarów oznaczała także większą powierzchnię zniszczoną przez pożary. Nie zawsze było to jednak regułą, np. w jednym pożarze, który miał miejsce w 2020 r. na terenie Biebrzańskiego Parku Narodowego spłonęło około 5526 ha. Najwięcej pożarów w analizowanym okresie miało miejsce w województwie mazowieckim. Największe zagęszczenie pożarów na terenach otwartych (liczba hektarów przypadająca na jeden pożar) było w województwie świętokrzyskim.

Główną przyczyną pożaru było umyślne lub nieumyślne działanie człowieka. Najczęściej do zdarzeń tych dochodziło w okresie wiosennym (marzec, kwiecień) i późnym latem (sierpień). Wydaje się, że dla ograniczenia liczby pożarów na terenach otwartych jedynym rozwiązaniem będzie prowadzenie w trybie ciągłym edukacji we wszystkich grupach wiekowych, ze szczególnym uwzględnieniem dorosłych.

Należy zwrócić uwagę, że zachodzące zmiany klimatu, dłuższe okresy bezopadowe czy bezśnieżne zimy, mogą powodować problemy z dostępem do wody dla urządzeń gaśniczych. Należy podejmować działania mające na celu optymalizowanie dostępności wody podczas działań gaśniczych i szerzej wykorzystywać sprzęt podręczny.

LITERATURA

Bivolarski B. (2019): Environmental and social economic consequences of forest fires on the territory of Stara Zagora Region. *Trakia Journal of Sciences*, Vol. 2, 158-164.

Borowski Z. (2023): Wpływ pożaru na populację drobnych ssaków terenów otwartych – przegląd literatury. *Leśne Prace Badawcze*, T. 83, 77-87.

Bracmort K. (2012): Wildfire damages to homes and resources: understanding causes and reducing losses. Congressional Research Service. Washington, Library of Congress.

Brodzińska B., Cebulak E., Czekierda D., Gabrylewicz M., Kowalewski M., Kowalik A., Nowak D., Pawelec W., Pietrzykowska A., Sawicka M., Strzelczak A., Wereski S. (2016): *Biuletyn Państwowej Służby Hydrologiczno-Meteorologicznej*, rok 2015. Warszawa, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy.

Camia A., Durrant T., San-Miguel-Ayaz J. (2014): The European Fire Database Technical specifications and data submission. Executive report. Luxembourg, Publications Office of the European Union.



Collins K. M., Penman T. D., Price O. F. (2016): Some Wildfire Ignition Causes Pose More Risk of Destroying Houses than Others. *PLoS ONE*, Vol. 11(9), e0162083.

Dupuy J., Fargeon H., Martin-StPaul N., Pimont F., Ruffault J., Guijarro M., Hernando C., Madrigal J., Fernandes P. (2020): Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: a review. *Annals of Forest Science*, Vol. 77, 35.

GUS (2023a): *Rocznik Statystyczny Leśnictwa, 2023*. Warszawa, Białystok, Główny Urząd Statystyczny.

GUS (2023b): *Rocznik Statystyczny Rolnictwa, 2023*. Warszawa, Główny Urząd Statystyczny.

Haque Md. K., Azad Md. A. K., Hossain Md. Y., Ahmed T., Uddin M., Hossain Md. M. (2021): Wildfire in Australia during 2019–2020, Its Impact on Health, Biodiversity and Environment with Some Proposals for Risk Management: A Review. *Journal of Environmental Protection*, Vol. 12(6), 391-414.

Hardesty J., Myers R., Fulks W. (2005): Fire, Ecosystems and People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue. *The George Wright Forum*, Vol. 22(4), 78-87.

Instrukcja (2020): *Instrukcja Ochrony Przeciwpożarowej Lasu*. Warszawa, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe.

Iwanek M., Kowalska B., Kowalski D., Kwietniewski M., Miszta-Kruk K., Mikołajuk P. (2015): Wpływ różnych czynników na awaryjność sieci wodociągowej w układzie przestrzennym – studium przypadku. *Czasopismo Inżynierii Łądowej, Środowiska i Architektury*, z. 62(1), 167-183.

Jaffe D. A., O'Neill S. M., Larkin N. K., Holder A. L., Peterson D. L., Halofsky J. E., Rappold A. G. (2020): Wildfire and prescribed burning impacts on air quality in the United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, Vol. 70(6), 583-615.

Knorr W., Dentener F., Lamarque J., Jiang L., Arneth A. (2017): Wildfire air pollution hazard during the 21st century. *Atmospheric Chemistry and Physics*, Vol. 17, 9223-9236.

KSloPL (2024): Krajowy System Informacji o Pożarach Lasów, <https://bazapozarow.ibles.pl/> (dostęp: 30.10.2024).

Kula E., Jankovská Z. (2013): Forest fires and their causes in the Czech Republic (1992–2004). *Journal of Forest Science*, Vol. 59(2), 41-53.

Meddour-Sahar O., Meddour R., Leone V., Lovreglio R., Derridj A. (2013): Analysis of forest fires causes and their motivations in North Algeria: the Delphi method. *iForest*, Vol. 6, 247-254.

Meier S., Strobl E., Elliott R. J. R., Kettridge N. (2023): Cross-country risk quantification of extreme wildfires in Mediterranean Europe. *Risk Analysis*, Vol. 43, 1745-1762.

Metodyka (2020): *Dostosowanie Gospodarstwa Rolnego do wymogów BHP. Metodyka doradzania. Świadczenie usług doradczych w ramach Programu Rozwoju Obszarów Wiejskich 2014–2020*. Brwinów, Centrum Doradztwa Rolniczego w Brwinowie.

Obwieszczenie (2023): Obwieszczenie Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji w sprawie ogłoszenia jednolitego tekstu rozporządzenia Ministra Spraw Wewnętrznych i Administracji w sprawie ochrony przeciwpożarowej budynków, innych obiektów budowlanych i terenów. *Dz. U.* 2023 r. poz. 822.

Parente J., Tonini M., Stamou Z., Koutsias N., Pereira M. (2023): Quantitative Assessment of the Relationship between Land Use/Land Cover Changes and Wildfires in Southern Europe. *Fire*, Vol. 6(5), 198.

Piechurski F. G. (2014): Wpływ wprowadzenia regulacji ciśnienia na straty wody w sieci jej dystrybucji. W: Dyma-czewski Z. (Red.), *Zaopatrzenie w wodę, jakość i ochrona wód* (s. 493-508). Poznań, Toruń, Polskie Zrzeszenie Inżynierów i Techników Sanitarnych. Oddział Wielkopolski.

Piwnicki J., Kaczmarowski J., Tyburski Ł., Kwiatkowski M., Czubak D., Szczygiel R. (2023): Country report for Poland. W: J. San-Miguel-Ayanz, T. Durrant, R. Boca, P. Maianti, G. Liberta', D. Jacome Felix Oom, A. Branco, D. De Rigo, M. Suarez-Moreno, D. Ferrari, E. Roglia, N. Scionti, M. Broglia, M. Onida, A. Tistan, P. Löffler (Red.), *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2022* (s. 62-66). Luxembourg, Publications Office of the European Union.



Rodrigues M., Camprubi A. C., Balaguer-Romano R., Coco Megia C. J., Castañares F., Ruffault J., Fernandes P. M., Resco de Dios V. (2023): Drivers and implications of the extreme 2022 wildfire season in Southwest Europe. *Science of the Total Environment*, Vol. 859, Part 2, 160320.

Sengupta S., Aneja V. P., Kravchenko J. (2022): Wildfire Pollution Exposure and Human Health: A Growing Air Quality and Public Health Issue. *Environmental Sciences Proceeding*, Vol. 19(1), 59.

Singh S. (2022): Forest fire emissions: A contribution to global climate change. *Frontiers in Forests and Global Change*, Vol. 5, 925480.

Szczygieł R. (2024): Podstawy procesu spalania w środowisku leśnym. W: A. Szajewska (Red.), *Ochrona przeciwpożarowa lasu* (s. 71-79). Warszawa, Akademia Pożarnicza.

Szokalska A. (2022): *Rocznik Meteorologiczny 2021*. Warszawa, Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej – Państwowy Instytut Badawczy

Thuiller W. (2007): Climate change and the ecologist. *Nature*, Vol. 448, 550-552.

Ustawa (1997): Ustawa z dnia 6 czerwca 1997 r. Kodeks karny. Dz. U. 1997 nr 88 poz. 553 z późn. zm.

Ustawa (2004): Ustawa z dnia 16 kwietnia 2004 r. o ochronie przyrody. Dz. U. 2004 nr 92 poz. 880.

Wysocka S. (2024): Analiza stanu ochrony przeciwpożarowej w Lasach Państwowych za rok 2023. Warszawa, Dykrecja Generalna Lasów Państwowych, Wydział Ochrony Lasu.

Zaniewski P., Otręba A. (2017): Reakcja roślinności runa na pożar pokrywy gleby w zespole *Peucedano-Pinetum* W. Mat. (1962) 1973 w Kampinoskim Parku Narodowym. *Sylvan*, T. 161(12), 991-1001.

Zasady (2023): Zasady ewidencjonowania zdarzeń w systemie wspomaganie decyzji Państwowej Straży Pożarnej. Warszawa, Komenda Główna Państwowej Straży Pożarnej. Biuro Planowania Operacyjnego.



Taras Skrobach¹, Heorhiy Hrynyk², Radosław Gawryś³, Olena Hrynyk³

¹ Katedra Nauk Medyczno-Biologicznych, Geografii i Ekologii, Wydział Zdrowia Człowieka i Nauk Przyrodniczych, Drohobycki Państwowy Uniwersytet Pedagogiczny im. Iwana Franki, Drohobycz, obwód Lwowski (Ukraina)

² Katedra Nauk Leśnych, Filia UŁ w Tomaszowie Mazowieckim, Uniwersytet Łódzki, Tomaszów Mazowiecki (Polska)

³ Zakład Ekologii Lasu, Instytut Badawczy Leśnictwa, Raszyn (Polska)

8. Różnorodność gatunkowa parku dendrologicznego Studencki Ekopark w Drohobyczu (Ukraina)

8.1. WPROWADZENIE

Willi burmistrza Rajmunda Jarosza, który rządził Drohobyczem od 1909 r. aż do upadku monarchii austro-węgierskiej, jest ozdobą ulicy Szewczenki (dawniej Pańskiej). Dwupiętrowy dom z kamienia w stylu secesji wiedeńskiej, bogato zdobiony sztukaterią, został zbudowany na przełomie XIX i XX wieku przez przedsiębiorców Spitzmanów, lokalnych magnatów naftowych. Kiedy Spitzmanowie opuścili Drohobycz w przededniu I wojny światowej, willę położoną przy najbardziej prestiżowej ulicy miasta, kupił od nich burmistrz Rajmund Jarosz. Był on odnoszącym sukcesy przedsiębiorcą, założycielem i właścicielem słynnego kurortu w Truskawcu. Przy jego pomocy zbudowano linię kolejową Drohobycz-Truskawiec. Był również aktywnie zaangażowany w działalność charytatywną. Oprócz willi w Drohobyczu Jarosz był właścicielem kilku dworów w Truskawcu, w tym willi Goplana (Istoriâ, 1968; Skrobač, 2019).

W latach międzywojennych R. Jarosz nie tylko przyczynił się do wzmocnienia gospodarki Drohobycza, ale także zapoczątkował szybki rozwój uzdrowiska w Truskawcu. Do niedawna willa Jarosza służyła jako pałac miejski „Dom uczniów”. Później mieścił się w niej dziekanat i sale dydaktyczne Wydziału Biologii i Nauk Przyrodniczych Drohobyckiego Państwowego Uniwersytetu Pedagogicznego im. Iwana Franki (DPUP), a obecnie swoją siedzibę ma tam Wydział Filologii Ukraińskiej i Zagranicznej DPUP.



Rys. 8.1. Plan parku dendrologicznego Studencki Ekopark



W 2019 r., decyzją Rady Obwodu Lwowskiego nr 835 z dnia 21.05 na terenie otaczającym willę R. Jarosza, utworzono park dendrologiczny Studencki Ekopark o powierzchni 0,3434 ha (rys. 8.1). Na jego terenie znajdowało się 60 drzew w różnym wieku i stanie sanitarnym. W kolejnych latach większość drzew, ze względu na ich stan sanitarny, została wycięta, z wyjątkiem kilku okazów jesionu, grabu i wiązu, których średnica pnia wynosiła 70–80 cm, a wiek przekraczał 100 lat (Skrobač, 2019).

Celem przeprowadzonych badań było określenie cenności drzewostanu parku dendrologicznego Studencki Ekopark i identyfikacja zadań strategicznych dla rozwoju arboretum.

8.2. METODOLOGIA I MATERIAŁ BADAWCZY

Przed przystąpieniem do prac zdefiniowano zadania badawcze:

- 1) wykonanie analizy składu gatunkowego nasadzeń arboretum w aspekcie rozwoju różnorodności biologicznej,
- 2) ocena struktury wiekowej drzew arboretum w celu określenia optymalnych sposobów jego kształtowania w warunkach zmian klimatycznych,
- 3) ocena stanu fitosanitarnego drzew rosnących w arboretum, w tym starodrzewów.

Inwentaryzację terenów zielonych i ocenę ich jakości przeprowadzono w okresie wiosennym, zgodnie z obowiązującą Instrukcją inwentaryzacji terenów zielonych na obszarach zaludnionych Ukrainy (Nakaz, 2001). Badania starych drzew przeprowadzano od czerwca do lipca 2018 r., a badania nowej kolekcji arboretum – w czerwcu 2024 r. Poszczególne taksony uznawano za gatunki roślin drzewiastych lub krzewiastych w oparciu o opracowanie Dobročaewoja, Kotova i Prokurdina (1999). Skład taksonomiczny dendrocenoz określono z wykorzystaniem metody badania trasowego (Puškar, Kuznêcov i Levon, 2000; Kohno, Gordîenko i Zaharenko, 2001; Kosenko, Grabovij i Muzika, 2014; PWO, 2024).

Do analizy krajobrazów wykorzystano klasyfikację krajobrazów ogrodowo-parkowych autorstwa Kravtsovej (2012). Stan fitosanitarny gatunków roślin drzewiastych i krzewiastych oceniano na podstawie zewnętrznych cech morfologicznych. Do diagnozowania stanu życiowego drzewostanu użyto skali kategorii stanu życiowego oraz wieku, pierśnicy i wysokości drzew (Aleksiejew, 1989). Zastosowano uproszczoną technikę oceny, dzieląc drzewa na trzy kategorie, zgodnie z wymogami zawartymi w Instrukcji (Nakaz, 2001): „dobry”, „zadowolający”, „zły”.



Do produkcji i obróbki materiałów kartograficznych wykorzystano programy komputerowe Photoshop, ArchiCad, Landscaping and Deck Designer 7.0.

8.3. WYNIKI PRZEPROWADZONYCH BADAŃ DRZEWOSTANU STUDENCKIEGO EKOPARKU

Skład gatunkowy i stan sanitarny nasadzeń na terenie arboretum Studencki Ekopark podano w tabeli 8.1. Liczba zinwentaryzowanych drzew wyniosła 60 okazów.

Drzewostan arboretum tworzyło 14 gatunków z dominującym udziałem *Tilia cordata* Mill., *Carpinus betulus* L. i *Ulmus scabra* Mill., które stanowiły 43% ogólnej liczby drzew. Drzewa owocowe stanowiły 37% ogólnej liczby zinwentaryzowanych drzew i były reprezentowane przez: *Prunus divaricata* Ledeb., *Juglans regia* L., *Pyrus communis* L., *Prunus domestica* L., *Malus domestica* Borkh. Drzewa owocowe były przeważnie w złym stanie sanitarnym. Pozostałe gatunki były reprezentowane przez pojedyncze okazy. Nie stwierdzono obecności drzew iglastych, a spośród krzewów iglastych występował tylko jeden okaz *Juniperus communis* L. Z gatunków geograficznie obcych występowała *Aesculus hippocastanum* L. (jeden okaz) i *Robinia pseudoacacia* L. (trzy okazy) (tab. 8.1).

Tabela 8.1. Liczebność i stan sanitarny roślin drzewiastych występujących na terenie arboretum Studencki Ekopark w Drohobyczu w 2018 r.

Lp.	Gatunek	Stan sanitarny			Razem
		dobry	zadowalający	zły	
1	<i>Prunus divaricata</i> Ledeb.	1	–	3	4
2	<i>Betula pendula</i> Roth.	4	–	–	4
3	<i>Ulmus scabra</i> Mill.	6	2	–	8
4	<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	–	–	1	1
5	<i>Juglans regia</i> L.	–	1	–	1
6	<i>Carpinus betulus</i> L.	7	1	1	9
7	<i>Pyrus communis</i> L.	–	1	5	6
8	<i>Tilia cordata</i> Mill.	4	5	–	9
9	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	3	–	–	3
10	<i>Prunus domestica</i> L.	–	–	2	2
11	<i>Cerasus avium</i> (L.) Moench.	1	–	2	3
12	<i>Malus domestica</i> Borkh.	–	–	6	6
13	<i>Juniperus communis</i> L.	1	–	–	1
14	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	3	–	–	3
Razem		30	10	20	60

Drzewa w dobrej kondycji stanowiły w 2018 r. 50% ogólnej liczby okazów (tab. 8.1). Ich rozmieszczenie przedstawia rysunek 8.1.





Tabela 8.2. Najstarsze drzewa arboretum (2024 r.)

Nr inwentarzowy	Gatunek	Wiek	Pierśnica [cm]	Wysokość [m]	Średnica korony [m]	
					N-S	W-E
1	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	90	60	21,7	15,3	16,4
6	<i>Ulmus scabra</i> Mill.	105	90	24	12	15
8	<i>Ulmus scabra</i> Mill.	80	74	23	9	14
10	<i>Tilia cordata</i> Mill.	80	73	22	15	14
12	<i>Carpinus betulus</i> L.	90	64	23	15	16
13	<i>Ulmus scabra</i> Mill.	100	90	24	14	15
15	<i>Carpinus betulus</i> L.	100	74	24	17	18
19	<i>Carpinus betulus</i> L.	90	74	23	16	12
28	<i>Carpinus betulus</i> L.	90	56	22	13	12
41	<i>Tilia cordata</i> Mill.	100	64	23	9	8
48	<i>Fraxinus excelsior</i> L.	110	74	30	24	25

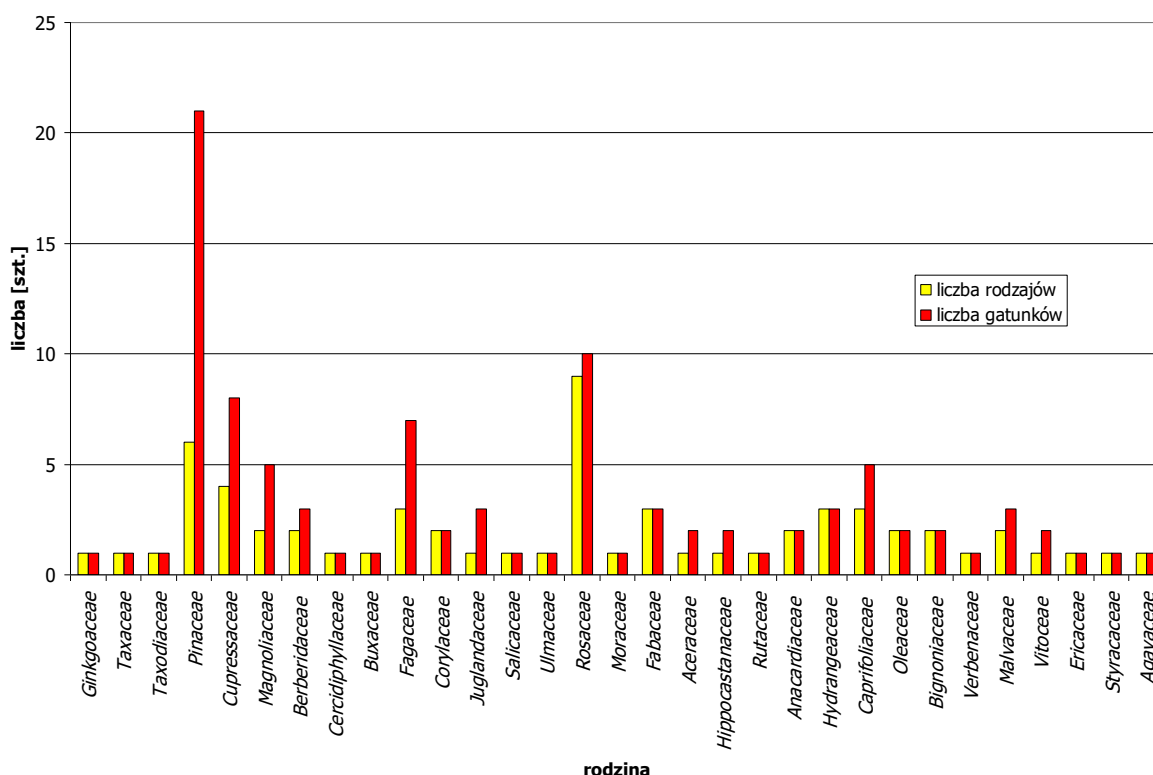
Do najtrwalszych drzew w arboretum zaliczały się *Fraxinus excelsior* L., *Tilia cordata* Mill., *Ulmus scabra* Mill. i *Carpinus betulus* L. Jednakże *Aesculus hippocastanum* L., *Betula pendula* Roth. i inne należą do roślin, które osiągnęły przyzwoity wiek i nie są ujęte w tabeli 8.2. Wszystkie wymienione rośliny drzewiaste były w dobrej lub zadowalającej kondycji, bez widocznych oznak uszkodzeń spowodowanych chorobami czy szkodnikami. Wymagały szczególnej uwagi i ochrony, ponieważ oprócz wartości historycznej i kulturowej świadczyły o różnorodności biologicznej regionu i były wspaniałymi przykładami długowieczności niektórych gatunków roślin (tab. 8.2).

W celu utrzymania statusu zabytku, ale także poszerzenia bazy dydaktycznej, pilną sprawą było stworzenie nowej kolekcji roślin drzewiastych. Nowe taksony roślin zostały wprowadzone do arboretum na własny koszt przez pracowników Wydziału Biologii i Nauk Przyrodniczych oraz studentów. Najczęściej sadzono po kilka okazów tego samego taksonu dla przeprowadzenia badań cech ekologicznych i ich porównywania, a także dla zwiększenia szans na przeżycie sadzonek.

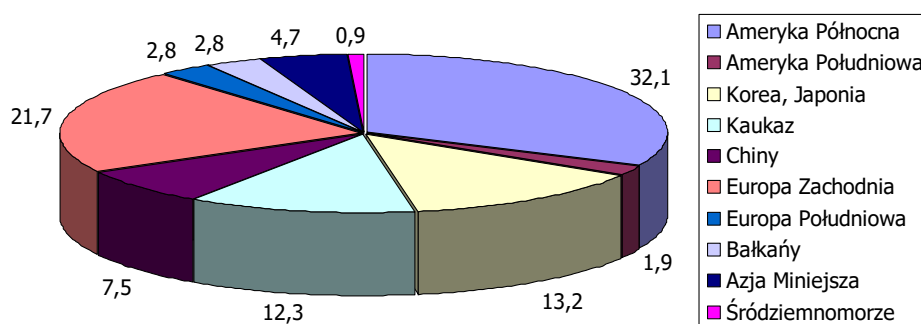
Po inwentaryzacji nowo stworzonego parku (w 2024 r.) zidentyfikowano następujące taksony roślin: *Ginkgo biloba* L., *Taxus baccata* L., *Metasequoia glyptostroboides* Hu & W. C. Cheng, *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, *Abies alba* Mill., *A. nordmanniana* (Steven) Spach, *A. concolor* (Gordon) Lindl. ex Hildebr., *A. balsamea* (L.) Mill., *Picea pungens* Engelm., *P. abies* f. *virgata* (Jacques) Rehder, *P. omorika* (Pancic) Purk., *P. canadensis* (L.) Link, *P. abies* Karst., *Larix decidua* Mill., *Pinus sylvestris* L., *P. rigida* Mill., *P. wallichiana* A.B.Jacks., *P. ponderosa* Dougl. Ex Laws., *P. armandii* Franch., *P. strobus* L., *P. banksiana* Lamb., *P. mugo* Turra, *P. koraiensis* Siebold & Zucc., *P. cembra* L., *Juniperus communis* L., *J. sabina* L., *Sequoiaden-*



dron giganteum (Lindl.) J.Buchholz, *Chamaecyparis lawsoniana* Parl., *Thuja occidentalis* L. *Globosa*, *T. occidentalis* L. 'Brabant', *T. occidentalis* L. 'Smaragd', *T. occidentalis* L. 'Aure-scens', *Magnolia × soulangeana* Soul.-Bod., *M. obovata* Thunb., *M. tripetala* (L.) L., *M. kobus* DC., *M. aquifolium* (Pursh.) Nutt., *Liriodendron tulipifera* L., *Berberis julianae* Schneid., *B. thunbergii* DC., *Cercidiphyllum japonicum* Siebold & Zucc. ex J.J.Hoffm. & J.H.Schult.bis, *Buxus sempervirens* L., *Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., *Q. rubra* L., *Q. robur* var. *fastigiata* (Lam.) Spach, *Q. imbricaria* Michx., *Castanea sativa* Mill., *Corylus colurna* L., *Carpinus betulus* L., *Juglans ailanthifolia* Carrière, *J. regia* L., *J. nigra* L., *Salix matsudana* Koidz., *Ulmus scabra* Mill., *Physocarpus opulifolius* (L.) Maxim., *Spiraea × vanhouttei* (Briot) Zabel, *Spiraea alba* Du Roi, *Pyracantha coccinea* M. Roem., *Crataegus coccinoides* Ashe., *Sorbus aucuparia* L., *Kerria japonica* (L.) DC., *Prunus divaricata* Ledeb. 'Atropurpurea', *Cerasus avium* (L.) Moench, *C. serrulata* G. Don, *Chaenomeles japonica* (Thunb.) Lindl. ex Spach, *Morus alba* L., *Laburnum anagyroides* Medic., *Amorpha fruticosa* L., *Cercis chinensis* Bunge, *Acer dasycarpum* Ehrh., *A. pseudoplatanus* L., *Aesculus hippocastanum* L., *A. pavia* L., *Tetradium daniellii* (Benn.) T.G.Hartley, *Cotinus coggigria* Scop., *Rhus typhina* L., *Deutzia scabra* Thunb., *Hydrangea macrophylla* DC., *Philadelphus coronarius* L., *Weigela florida* (Bge.) A. DC., *Symphoricarpos albus* (L.) S.F.Blake, *Viburnum opulus* L., *V. opulus* 'Boullede-neig', *V. opulus* 'Roseum', *Syringa vulgaris* L., *Ligustrum vulgare* L., *Catalpa bignonioides* Walt., *Campsis radicans* (L.) Seem., *Lavandula spica* L., *Tilia americana* L., *T. cordata* Mill., *Hibiscus rosa-sinensis* L., *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Vitis vinifera* L., *Rhododendron × hybridum* 'Simona', *Halesia caroliniana* L., *Yucca filamentosa* L. W 2024 r. na różnorodność gatunkową utworzonego arboretum składało się ponad 90 gatunków drzew i krzewów należących do dwóch nadklas, czterech klas, 24 rzędów, 30 rodzin i 62 rodzajów. Ogólną liczbę rodzajów i gatunków według rodzin przedstawia rysunek 8.2.

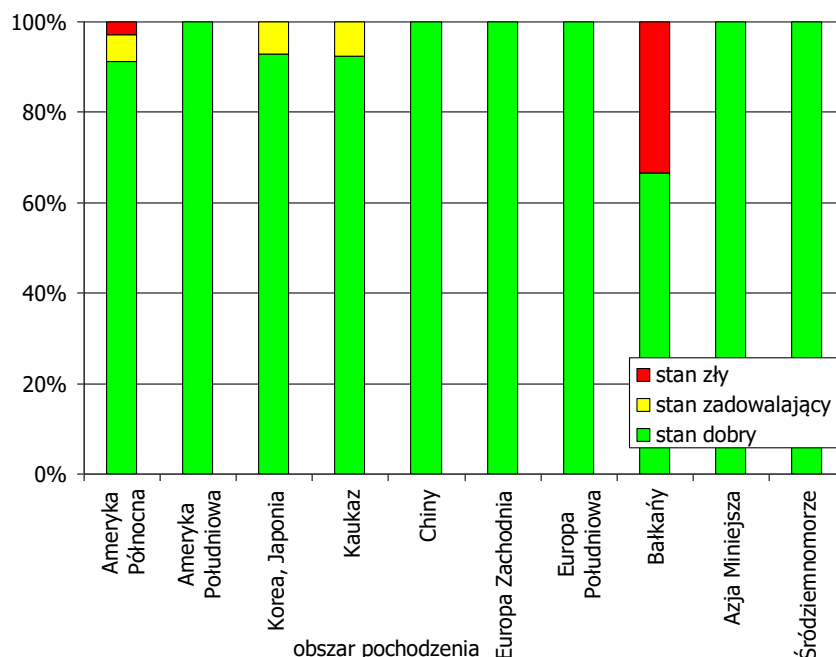


Rys. 8.2. Rodzaje i gatunki według rodzin roślin parku dendrologicznego Studencki Ekopark w Drohobyczu w 2024 r.



Rys. 8.3. Udział procentowy gatunków według obszaru pochodzenia roślin rosnących w parku dendrologicznym Studencki Ekopark w Drohobyczu w 2024 r.

Analiza pochodzenia taksonów dała następujące wyniki: 32,1% taksonów pochodziło z Ameryki Północnej, 1,9% – z Ameryki Południowej, 13,2% – z Korei i Japonii, 12,3% – z Kaukazu, 7,5% – z Chin, 21,7% – z Europy Zachodniej, po 2,8% – z Europy Południowej i Bałkanów, 4,7% – z Azji Mniejszej i 0,9% – z krajów położonych nad Morzem Śródziemnym (rys. 8.3).



Rys. 8.4. Stan zdrowotny gatunków według obszaru pochodzenia roślin z parku dendrologicznego Studencki Ekopark w Drohobyczu w 2024 r.

Analiza stanu sanitarnego roślin ze względu na ich pochodzenie wykazała, że najgorszy stan sanitarny występował u taksonów pochodzących z Bałkanów (rys. 8.4). Wpływ na to mogły mieć zmiany klimatyczne, które doprowadziły do migracji dalej na północ szkodników i chorób charakterystycznych dla naturalnego zasięgu Bałkanów.

Stan sanitarny większości drzew był dobry. Szczególnie pod tym względem trzeba wyróżnić drzewa gatunków takich, jak: *Corylus colurna* L., *Salix matsudana* Koidz., *Larix decidua* Mill., *Weigela florida* (Bge.) A. DC., *Pinus sylvestris* L., które wyróżniały się intensywnym wzrostem. *Cerasus serrulata* G. Don rośnie dobrze, ale ze względu na zacienienie nie wyróżnia się obfitym kwitnieniem. *Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J. Buchholz dobrze przeżył zimą 2023 r., mimo że jest to drzewo dość ciepłolubne i miał przyrost około 70 cm w wysokość. Wszystkie gatunki iglaste rosły dobrze, chociaż nie charakteryzowały się szczególnie intensywnym wzrostem. Drzewa *Liriodendron tulipifera* L. nie miały dobrej udatności, ale po mocnym przycięciu wysuszonych części pędów, zaobserwowano ich dobrą regenerację. Warto zaznaczyć, że jesienią 2023 r. krzewy *Buxus sempervirens* L. zostały porażone przez *Cydalima perspectalis*, podobnie jak wiele roślin tego gatunku na terenie Drohobycza, co doprowadziło do całkowitego zamierania krzewów (słabo rosły nawet po mocnym przycięciu).



8.4. PERSPEKTYWY ROZWOJU I WYKORZYSTANIA ARBORETUM DO BADAŃ DYNAMIKI BIORÓŻNORODNOŚCI Z UWZGLĘDNIENIEM ZMIAN KLIMATU

8.4.1. Rozwój arboretum w perspektywie 10 lat – zadania strategiczne

Zadania strategiczne związane z rozwojem arboretum zostały opracowane w oparciu o zapisy ukraińskich ustaw: „O ochronie środowiska”, „W sprawie narodowego programu utworzenia narodowej sieci ekologicznej Ukrainy na lata 2000–2015”, „O życiu roślinnym”, „O rezerwach przyrody Ukrainy”, „O sieci ekologicznej Ukrainy” (Zakon Ukraini, 2004a, 2004b). Głównym celem powstania arboretum jest stworzenie kolekcji roślinnej i jej ochrona, w tym: ochrona starodrzewów, badania bioróżnorodności, promocja ochrony przyrody i poprawa oferty rekreacyjnej w centralnej części Drohobycza.

Arboretum Studencki Ekopark spełnia następujące zadania:

- zapewnienie trwałości drzewostanów złożonych z gatunków obcych dla rozwoju bioróżnorodności, mimo zachodzących zmian klimatu w rozwiniętym mieście przemysłowym i znacznych obciążeniach rekreacyjnych,
- ochrona wiekowych drzew jako obiektów o wartości kulturowej i historycznej,
- tworzenie warunków do badania wzrostu roślin drzewiastych oraz edukacji studentów kierunków biologicznych i środowiskowych, w tym: badania zmian klimatu i analiza wpływu zachodzących zmian na gatunki obce,
- tworzenie odpowiednich warunków do uprawiania turystyki zorganizowanej, wypoczynku i innych form rekreacji, z zachowaniem określonego reżimu ochrony roślinności,
- tworzenie sprzyjających warunków do rekreacji w środowisku przyrodniczym dla mieszkańców miasta.

W związku z niezadowalającym w przeszłości stanem sanitarnym wielu drzew rosnących na terenie arboretum, zaistniała obiektywna potrzeba opracowania działań mających na celu odbudowę i renaturyzację nasadzeń, a także sieci ścieżek i szlaków oraz małych form architektonicznych (Stojko, Matolič i Šemelinec', 2008; Dudin, 2016, 2019).

8.4.2. Zasady tworzenia nowych nasadzeń arboretum

W oparciu o definicję arboretum, zgodnie z którą jest to obszar, na którym gromadzona jest kolekcja roślin drzewiastych lokalnej flory i introducentów (Popovič, Korin'ko



i Klimenko, 2021), wybrano taki asortyment roślin, który stanowiłby bazę edukacyjną dla studentów kierunków Wydziału Biologii i Nauk Przyrodniczych oraz ważny obiekt ochrony przyrody, badań stabilności bioróżnorodności pod wpływem zmian klimatu, a także miejsce odpoczynku i spacerów dla mieszkańców miasta. Przy wyborze roślin do kolekcji parku dendrologicznego kierowano się następującymi zasadami (Kučerâvij, 2005; Puškar i Kuznêcov, 2005; Kuznecov i Bagac'ka, 2011):

- ekologiczną (typologiczną) – dopasowanie roślin pod względem ich biologii do warunków siedliskowych (żyzność i wilgotność gleby, oświetlenie, temperatura powietrza, zanieczyszczenie powietrza w mieście itp.),
- fitocenotyczną – uwzględnienie możliwości jednoczesnego wzrostu roślin (w tym obcych) w obrębie określonej grupy roślin (fitocenozy); określoną przez szybkość wzrostu, światłolubność i tolerancję cienia, wpływ allelopatyczny, konkurencję systemów korzeniowych itp.,
- systematyczną – dokonanie doboru drzew i krzewów według określonych rang taksonomicznych – rodziny, rodzaju, gatunku, formy, a także z uwzględnieniem rozmieszczenia geograficznego roślin (jest to podstawa do zakładania arboretów i ogrodów botanicznych),
- estetyczną – która polega na budowie grup z uwzględnieniem walorów estetycznych roślin.

Reprodukcję roślinności trawiastej oraz krzewinek i niskich krzewów zaleca się prowadzić, różnicując je pod względem stref naturalnych: podgórskie, las wyżynny, las górny, subalpejski, alpejski.

W trakcie opracowywania planu zagospodarowania arboretum, ze względu na bliskość terenów górskich, wyodrębniono kilka fragmentów, w tym: „Karpatarij”. Ogród skalny zatem to nie tylko klasyczny skalniak, który jesteśmy przyzwyczajeni oglądać na prywatnych działkach lub w architekturze miejskiej (Šlâhta, 2000). Kompozycje nisko rosnących roślin drzewiastych i zielnych, w połączeniu z kamieniem, na równinie lub na urozmaiconym wysokościowo terenie, można tworzyć na wiele różnych sposobów, a zależy to przede wszystkim od warunków środowiskowych (oświetlenie, temperatura, warunki glebowe), oraz od wyobraźni i możliwości materialnych (Hessajon, 2003; Parhisenko i in., 2004).

Kompozycje roślin kwiatowych – rabaty kwiatowe – są ważnym elementem wystroju każdego obiektu ogrodowo-parkowego. Na terenie przyszłego arboretum zaplanowano dwa takie ogrody kwiatowe – z roślinami jednorocznymi i wieloletnimi. Kwietnik jednoroczny



(o pow. 13 m²) i kwietnik bylin zajmują powierzchnię 57 m² (Fodor, Terlec'kij i Gladun, 1982; Ivčenko i in., 2001; Kohno, Trofimenko i Parhomenko, 2005; Iśuk i in., 2014). Asortyment roślin kwiatowych dobierany jest w taki sposób, aby zapewnić jak najdłuższy efekt dekoracyjny, co pozwoli na użytkowanie tych terenów przez cały sezon wegetacyjny.

Oprócz ogrodów kwiatowych na terenie arboretum planuje się utworzenie regularnego trawnika ogrodowo-parkowego. Łączna powierzchnia, której on obejmuje to 2812 m². Trawnik ogrodowy i parkowy stanowią idealne zielone tło dla kompozycji drzewiastych i krzewiastych, a jego odporność na deptanie powoduje, że jest dobrym miejscem do rekreacji dla wielu mieszkańców miasta.

8.4.3. Perspektywy wykorzystania parku

Zadanie Organizacja i realizacja kampanii proekologicznych i edukacyjnych ma kluczowe znaczenie w działalności proekologicznej i edukacyjnej arboretum dla popularyzacji wiedzy ekologicznej wśród ludności, zwłaszcza wśród młodzieży szkolnej. Arboretum jest w stanie przeprowadzić większość działań na własnym terenie i na własnych przykładach, co radykalnie podnosi poziom przyswojenia otrzymanych informacji. Arboretum powinno stać się inicjatorem działań proekologicznych i ich centrum.

Zadanie Informowanie o działalności ekologicznej i edukacyjnej, jako zadanie strategiczne, służy popularyzacji arboretum jako instytucji ochrony przyrody, nauki, rekreacji i edukacji ekologicznej. To zadanie i środki w jego ramach muszą zostać jak najszybciej wykorzystane dla rozpowszechnienia informacji wśród ludności i włączenia jej do zajęć rekreacyjnych i ekologiczno-edukacyjnych.

Zadanie Zapewnienie dostępu do informacji o środowisku, jako zadanie strategiczne, rozwiązuje problem popularyzacji i promocji arboretum jako placówki ochrony przyrody, badań naukowych, rekreacji i edukacji ekologicznej. Reklama umożliwi dotarcie z informacjami o obiekcie, jego działalności i wyjątkowości do większej liczby mieszkańców regionu, głównie za pośrednictwem środków masowego przekazu i światowych sieci elektronicznych, przy mniejszym wysiłku fizycznym.



Zadanie *Organizacja współpracy z placówkami oświatowymi i instytucjami państwowymi*, jako działanie strategiczne, przyczynia się do poszerzania działalności naukowej w arboretum i poza nim przez kadrę profesorsko-dydaktyczną uczelni i naukowców z innych instytucji edukacyjnych i naukowych.

8.5. WNIOSKI

W procesie inwentaryzacji gatunkowej ustalono, że głównym elementem drzewostanu parku są wiekowe lipy, wiązy i dęby, pozostała część to drzewa i krzewy w wieku 3–6 lat, posadzone przez nauczycieli i studentów WZCNP. W 2023 r. różnorodność gatunkową arboretum tworzyło ponad 90 gatunków drzew i krzewów należących do dwóch nadklas, czterech klas, 24 rzędów, 30 rodzin i 62 rodzajów. Nowo powstałe arboretum, oprócz funkcji estetycznych, historycznych, kulturowych i przyrodniczych, pełni także funkcje poznawcze, edukacyjne i badawcze. Znaczna różnorodność gatunkowa umożliwia badania przebiegu adaptacji, wzrostu i rozwoju gatunków zarówno introdukowanych, jak i odmian ozdobnych gatunków rodzimych.

Nasadzenia zielone kompleksu zielonej strefy miasta Drohobycza stanowią ważny element jego pokrywy roślinnej, dzięki czemu mogą pełnić różnorodne funkcje. Wśród najważniejszych (ekologicznych, sanitarno-higienicznych, inżynieryjno-ochronnych, urbanistycznych, etyczno-estetycznych) ważne miejsce zajmuje funkcja społeczno-ekonomiczna, decydująca o wartości konkretnego obiektu ogrodowo-parkowego.

Wartości społeczne arboretum podsumowano w następujący sposób:

- zapewnienie obywatelom miejsca do wypoczynku,
- zapewnienie warunków do komunikacji między różnymi pokoleniami mieszkańców,
- zapewnienie możliwości organizowania wydarzeń edukacyjnych i uświadamiających ekologicznie,
- reprezentowanie istotnych zainteresowań naukowych i zasobów edukacyjnych,
- tworzenie poczucia łączności z naturą w środku miasta.

Funkcje ekonomiczne są następujące:

- wzrost wartości znajdujących się w pobliżu nieruchomości – zarówno komercyjnych, jak i mieszkaniowych,
- promocja napływu inwestycji i rozbudowa bazy materialnej uczelni,



- promocja pozytywnego wizerunku miasta,
- kształtowanie atrakcyjności turystycznej miasta przez włączenie parku do szlaków turystycznych jako ich centralnej części.

Arboretum Studencki Ekopark umożliwia pobliskim mieszkańcom dobrej jakości wypoczynek i dbanie o własne zdrowie, przyczyniając się zarazem do poprawy klimatu inwestycyjnego regionu oraz zwiększając potencjał turystyczny centralnej części miasta.

LITERATURA

- Aleksiejew V. A. (1989): Diagnostika žiznennogo sostoâniâ derev'ev i derevostoâ. Lesovedenie, nr 4, 51-56.
- Dobročaevoy D. N., Kotov M. I., Prokurdin Ŭ. N. (1999): Opredelitel' vysših rastenij Ukrainy. Kiev, Fitosociocentr.
- Dudin R. B. (2016): Konservaciâ, restavraciâ ta rekonstrukciâ sadovo-parkovih ob'ektiv. L'viv, Kompaniâ Manuskript.
- Dudin R. B. (2019): Starovinni parki L'vivšini. L'viv, Novij Svît-2000.
- Fodor S. S., Terlec'kij V. K., Gladun Â. D. (1982): Ekzoti Karpat. UŹgorod, Karpati.
- Hessajon D. G. (2003): Vse o dekorativnyh derev'âh i kustarnikah. Moskva, Kladez'-Buks.
- İstoriâ (1968): İstoriâ mist i sil Ukraİns'koİ RSR. L'vivs'ka oblast'. Kiİv, Golovna redakciâ Ukraİns'koİ radâns'koİ enciklopediİ AN URSR.
- İšuk L. P., Oleško O. G., Černâk V. M., Kozak L. A. (2014): Kvİtnikarstvo. Bila Cerkva, Vidavnyctvo Bilocerktivskogo nacional'nogo agrarnogo universitetu.
- İvčenko A. İ., Mazepa M. J., Mel'nik Ŭ. A., Proskurnic'kij V. M., Mel'nik A. S. (2001): Slovnik taksonomičnih nazv derevnih roslin (ukraİns'koŭ, latins'koŭ, rosİjs'koŭ, anglİjs'koŭ, nİmec'koŭ movami). L'viv, Svît.
- Kohno M. A., Trofimenko N. M., Parhomenko L. İ. (2005): Dendroflora Ukraİni. Dikorosli j kul'tivovani dereva i kuši. Pokritonasinni. Častina İİ: Dovidnik. Kiİv, Fitosociocentr.
- Kohno M.A., Gordiĕnko V.İ., Zaharenko G.S. (2001): Dendroflora Ukraİni. Dikorosli j kul'tivovani dereva i kuši. Golonasinni: Dovidnik. Kyİv, Viša škola.
- Kosenko İ. S., Grabovij V. M., Muzika G. İ. (2014): Metodologični rekomendaciİ šodo İnventarizaciİ, taksaciİ ta monitoringu bagatoričnih nasadŹennâ v İstoričnih parkah. Uman', Vizavi.
- Kravtsova I. V. (2012). Klasifikaciâ sadovo-parkovih landšaftiv. Naukovİ zapiski Vinnic'kogo DerŹavnogo Pedagogičnogo Unİversitetu İm. Mihajla Kocŭbins'kogo, nr 24, 5-12.
- Kučerâvij V. P. (2005): Ozelenennâ naselenih miśc': pİdruč. L'viv, Svît.
- Kuznecov S. İ., Bagac'ka O. M. (2011): Parkoznavstvo. Kyİv, CP Komprint.
- Nakaz (2001): Pro zatverdŹennâ İnstrukciİ z İnventarizaciİ zelenih nasadŹen' u naselenih punktah Ukraİni. Nakaz No. 226 vid 24.12.2001, <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0182-02> (dostĕp: 20.06.2024).
- Parhİsenko L. V., Grebenŭk Ė. M., Gučal O. V., Klimenko Ŭ. O., Medina T. V. (2004): Sklad, zmİst, porâdok rozroblennâ, pogodŹennâ ta zatverdŹennâ proektiv utrimannâ ta rekonstrukciİ parkiv-pam'âtok sadovo-parkovogo mistectva (Metodični rekomendaciİ). Kiİv, Fitosociocentr.
- PWO (2024): Plants of the World Online/Kew Science, <https://powo.science.kew.org/> (dostĕp: 20.06.2024).
- Popovič S. Ŭ., Korin'ko O. M., Klimenko Ŭ. O. (2001): Zapovidne parkoznavstvo. Ternopil', Navčal'na kniga-Bogdan.
- Puškař V. V., Kuznĕcov S. İ., Levon F. M. (2000): Dereva ta kuši Ukraİni: porajonnij asortiment. Kiİv, DerŹbud Ukraİni.





Puškar V. V., Kuzněcov S. Ĺ. (2005): Osnovni principi Ĺ prijomi pobudovi kompozicij z vikoristannâm hvojnih. KiĹv, DAKKKiM.

Skrobač T. B. (2019): Pro docil'niŝt' stvorennâ dendroparku biologo-prirodničogo fakul'tetu DDPU ĹmenĹ Ĺvana Franka u miŝti Drogobič. Sučasnij stan Ĺ perspektivi rozvitku landŝaftnoĹ arhitekturi, sadovo-parkovogo gospodarstva, urboekologii ta fitomelioracii. MateriĹali miŝnarodnoĹ naukovopraktičnoĹ konferencii. Ĺviv, NLTU UkraĹni.

Ŗlâhta Â. M. (2000): Dendroflora m. Drogobiča ta ii zbagačennâ. Naukovij viŝnik UkrDLTU, T. 10(3), 186-191.

Stojko S. M., Matolič B. M., Ŗemelinec' Ĺ. L. (2008): Zapovidni teritorii Ĺvivŝini. Ĺviv: ZUKC.

Zakon UkraĹni (2004a): Pro ohoronu navkoliŝn'ogo prirodnogo seredoviŝa. Zbiŝnik zakonodavčih aktiv UkraĹni pro ohoronu navkoliŝn'ogo prirodnogo seredoviŝa. Černivci, Zelena Bukovina.

Zakon UkraĹni (2004b): Pro prirodnozapovidnij fond UkraĹni. Zbiŝnik zakonodavčih aktiv UkraĹni pro ohoronu navkoliŝn'ogo prirodnogo seredoviŝa. Černivci, Zelena Bukovina.



Heorhiy Hrynyk¹, Ihor Sokolovskyi², Jacek Sagan³, Olena Hrynyk⁴

¹ Uniwersytet Łódzki, Katedra Nauk Leśnych, Filia UŁ w Tomaszowie Mazowieckim

² Ukraiński Narodowy Uniwersytet Leśno-Techniczny, Instytut Technologii Przetwarzania Drewna i Dizajnu, Katedra Technologii Ochrony Środowiska i Drewna oraz Bezpieczeństwa i Higieny Pracy

³ Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Instytut Nauk Drzewnych i Meblarstwa, Katedra Nauk o Drewnie i Ochrony Drewna

⁴ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu

9. Niektóre właściwości fizyczne drewna daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) rosnącej w ukraińskiej części Roztocza

9.1. WPROWADZENIE

9.1.1. Introdukcja daglezi do Europy

Jedlica Douglasa (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco), czyli dagleza zielona, jest znana jako jedno z największych drzew iglastych na świecie. W warunkach Gór Skalistych i zachodniego wybrzeża Ameryki Północnej, wysokość drzew tego gatunku osiąga 100–115 m, a pierśnica pnia wynosi 4,6 m (Pirags, 1979). Nasiona *Pseudotsuga menziesii* sprowadził do Europy D. Douglas w 1827 r. (Elwes i Henry, 1906). Wyhodowane z niej sadzonki posadzono w Dropmore Park (Wielka Brytania), gdzie do dziś rośnie drzewo uważane za najstarszą *Pseudotsuga menziesii* w Europie. W ostatnim czasie gatunek ten jest szeroko stosowany do odnawiania lasów i hodowli plantacyjnej. Około 80% całkowitej powierzchni drzewostanów tego gatunku w Europie znajduje się w trzech krajach: Francji, Niemczech i Wielkiej Brytanii (Bastien, Sanchez i Michaud, 2013; Sagan, 2014). Próby wprowadzenia go do lasów Białorusi (Torčik i Holopuk, 2013) i Ukrainy (Los' i Grigor'ëva, 2008) również przyniosły pozytywne rezultaty.

9.1.2. *Pseudotsuga menziesii* w Ukrainie

Pseudotsuga menziesii została sprowadzona do Ukrainy ponad 100 lat temu (Gunčak, Âcik i Andrušків, 1998). Zdecydowana większość jej drzewostanów (80%) rośnie na Zakarpaciu (Brodovič i in., 1995). Według Matáša (1982) warunki klimatyczne Ukrainy są zbliżone do warunków wzrostu *Pseudotsuga menziesii* w jej naturalnym zasięgu. W strefie lasostepu Ukrainy drzewostany daglezjowe zlokalizowane są głównie na prawym brzegu Dniepra, gdzie



w warunkach typu siedliskowego lasu (TSL), lasu świeżego i lasu wilgotnego charakteryzują się wysoką produktywnością. Są prawie niezniszczalne, odporne na mróz, owocują i dają nasiona dobrej jakości (Hmilevskij, 1987). Ogólnie rzecz ujmując, wyniki oceny adaptacji i produktywności *Pseudotsuga menziesii* w różnych warunkach klimatycznych Ukrainy są dość pozytywne (Gunčak, Âcik i Andruškiv, 1998; Los' i Grigor'ëva, 2008; Debrinûk, 2013). Przykładowo wysokość najwyższego z rosnących na Zakarpaciu drzew *Pseudotsuga menziesii*, w wieku 105 lat, wynosi 61 m, a miąższość nasiennego drzewostanu (plusowego) wynosi $1910 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Štogrin i Âcik, 2013). W obwodzie charkowskim w wieku 30 lat najwyższe drzewo osiąga wysokość 18,5 m, a zapas drewna, jaki można otrzymać z tamtejszego drzewostanu, wynosi $230 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Los', Plotnikova i Samodaj, 2016).

Pochodzenie nasion większości drzewostanów *Pseudotsuga menziesii* w Ukrainie jest nieznane i nadal nie jest możliwe ustalenie miejsc zbioru nasion do zasięgu naturalnego występowania tego gatunku (Packing List, 2012). Aby rozwiązać ten problem, konieczne jest stworzenie upraw geograficznych z nasion zebranych w warunkach naturalnego zasięgu gatunku. Wstępne wyniki badań nasion i sadzonek *Pseudotsuga menziesii* o różnym pochodzeniu geograficznym można znaleźć w publikacjach (np. Hmilevskij, 1987; Los', Plotnikova i Samodaj, 2016; Sbitna i Fučilo, 2016).

W zachodniej Ukrainie *Pseudotsuga menziesii* rośnie głównie w lasach mieszanych oraz lasach świeżych i wilgotnych. Tutaj charakteryzuje się najwyższą produktywnością, wchodząc jednak w okres intensywnego wzrostu znacznie później niż modrzew. Jednak po 40. roku życia *Pseudotsuga menziesii* znacznie zwiększa intensywność wzrostu, a w wieku 70–80 lat zasoby drewna obu gatunków na czystych plantacjach wyrównują się (Debrinûk, 2008a). Dlatego *Pseudotsuga menziesii*, będąc gatunkiem szybko rosnącym drugiego typu wzrostu, jest także gatunkiem, który z powodzeniem może być uprawiany na plantacjach w stosunkowo bogatych siedliskowych typach lasów. Szerokie wprowadzenie tego gatunku do uprawy na plantacjach utrudnia słaba baza leśno-nasienna, niewystarczająca ilość materiału doświadczalnego o cechach wzrostu *Pseudotsuga menziesii* w drzewostanach czystych i mieszanych.

Celowość i perspektywa wprowadzenia *Pseudotsuga menziesii* do drzewostanów poza zasięgiem jej naturalnego występowania, nie budzi wątpliwości (Margus, 1963; Birûkov, 1971; Chylarecki, 1976; Otto, 1987; Gunčak, Âcik i Andruškiv, 1988; Debrinûk, 2007, 2008a,



2011). Wielu badaczy (Kalužskij, 1961; Brodovič, 1969; Brodovič, 1978; Šlâhta, 1982; Logginov, 1988; Zubanûk, 1993; Âsik i Brodovič, 1995) zauważyło, że warunki glebowe i klimatyczne zachodnich obwodów Ukrainy są dość korzystne dla uprawy *Pseudotsuga menziesii*. Wskazali oni korzyści z wprowadzenia jej do drzewostanów leśnych Karpat, Zakarpacia, Przykarpacia, Bukowiny, Wysoczyzny Lwowsko-Berezańskiej, Podola i Polesia Zachodniego. Logginov (1988) uznał *Pseudotsuga menziesii* za gatunek przydatny do szeroko zakrojonych badań hodowlanych w warunkach lasu mieszanego świeżego i lasu mieszanego wilgotnego, zarówno w czystych drzewostanach, jak i w mieszanych z szybko rosnącymi gatunkami liściastymi. Biorąc pod uwagę szybki wzrost, wysoką stabilność biologiczną, cenne drewno i stosunkowo prostą technologię hodowli, można stwierdzić, że gatunek ten ma duży potencjał, szczególnie ze względu na zdolność gromadzenia znacznych ilości drewna na pniu w stosunkowo krótkim czasie (Debrinûk, 2011; Kozakiewicz, 2020).

Celem przeprowadzonych badań było określenie właściwości fizycznych drewna stosowanego w różnych dziedzinach jego obróbki. Do badań wybranych cech fizycznych wybrano drewno *Pseudotsuga menziesii*, która jest obiecującym gatunkiem do rozpowszechnienia na terytorium Ukrainy. Charakteryzuje się cennym drewnem ze znacznym zapasem grubizny (ok. 70%), ma też dobre właściwości fizykomechaniczne, ale obecnie jest słabo zbadana technologicznie.

Z uwagi na fakt, że rozrzut wartości wskaźników fizykomechanicznych (współczynnik zmienności – zmienność) drewna może wynosić 16–24%, a w niektórych przypadkach nawet osiągać 70% (Krzysik, 1975), do uzyskania odpowiednich wyników konieczne jest więc dla każdej partii materiału doświadczalnego przeprowadzenie odrębnych badań głównych wskaźników, takich jak wilgotność, gęstość, presuszenie. Materiał doświadczalny do badań został zebrany na terenie Roztocza w obwodzie lwowskim. Drzewo modelowe zostało pozyskane z terenu Nadleśnictwa Stradcz i wchodziło w skład drzewostanu sosnowo-bukowodaglezjowego w wieku 85 lat, o typie siedliskowym lasu – las mieszny wilgotny.

Badanie właściwości drewna ma ogromne znaczenie dla jego dalszego wykorzystania. Główne właściwości fizyczne drewna to jego wilgotność i gęstość (masa objętościowa). Wilgotność drewna wykorzystywana jest do określania jego gęstości, właściwości termicznych (przewodnictwo cieplne, ciepło właściwe, temperatura przewodnictwa) oraz w badaniach różnych sposobów nagrzewania i suszenia drewna. Gęstość (masa objętościowa) drewna



służy do określenia intensywności procesów wymiany ciepła i masy, do określenia ilości ciepła potrzebnego do ogrzania i suszenia drewna, do określania właściwości mechanicznych i akustycznych drewna itp. Na właściwości fizyczne drewna ma wpływ wiek drzewostanu, obszar jego występowania, w tym położenie drzewostanu nad poziomem morza oraz inne cechy taksacyjne. Wszystko to prowadzi do rozproszenia wartości wskaźników fizycznych i mechanicznych. Istota problemu polega zatem na zbadaniu właściwości fizycznych określonej partii materiałów.

9.2. METODOLOGIA I MATERIAŁ BADAWCZY

Dla porównania badanych właściwości drewna wybrano drzewa rosnące na tej samej leśnej działce ewidencyjnej (z jednego drzewostanu).

Z różnych stref desek stycznych wyciętych z pnia drzew badanego gatunku wycięto 20 próbek doświadczalnych o kierunku ściśle promieniowym i stycznym względem włókien, o wymiarach 20 mm × 20 mm i długości 30 mm. Każdą próbkę ważono na wadze elektronicznej z dokładnością do 0,01 g, wyznaczano masę początkową m_p [g] i mierzono jej wymiary z dokładnością do 0,01 mm za pomocą suwmiarki elektronicznej w kierunku promieniowym, stycznym i wzdłuż włókien oraz oznaczano objętość próbek w stanie nawilżonym V_w [cm³]. Wszystkie próbki doświadczalne suszono następnie do wilgotności 20% metodą konwekcyjną w urządzeniach z wymuszonym obiegiem w środowisku powietrza atmosferycznego podgrzanego do temperatury 20°C, a następnie w temperaturze $t_c = 100^\circ\text{C}$ do stanu całkowicie suchego. Następnie wszystkie próbki zważono, uzyskując wartości masy w stanie całkowicie suchym m_0 [g], zmierzono wymiary liniowe i określono objętości próbek w stanie całkowicie suchym V_0 [cm³]. Dzięki tej procedurze pomiarowej możliwe było określenie początkowej zawartości wilgoci w każdej próbce według wzoru:

$$W_i = \frac{m_p - m_0}{m_0} \cdot 100\% \quad (9.1)$$

i średniej wilgotności początkowej odpowiednich partii materiału doświadczalnego według wzoru (ISO, 1975; ISO, 2019):

$$\bar{W} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n W_i, \% \quad (9.2)$$

Gęstość drewna określono na podstawie masy próbek w stanie nawilżonym m_p [g] i całkowicie suchym m_0 [g] (ISO, 1975; ISO, 2019):





- w stanie całkowicie suchym według wzoru:

$$\rho_0 = \frac{m_0}{V_0}, [\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (9.3)$$

- w stanie nawilżonym według wzoru:

$$\rho_0 = \frac{m_w}{V_w} [\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (9.4)$$

- gęstość podstawowa (bazowa) według wzoru:

$$\rho_0 = \frac{m_0}{V_w} [\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}] \quad (9.5)$$

Na podstawie wymiarów liniowych próbek w stanie nawilżonym i całkowicie suchym określono stopień przesuszenia. Dla drewna badanego gatunku stwierdzono:

- wartość przesuszenia w kierunku promieniowym według wzoru:

$$\beta_r = \frac{a_{\max} - a_{\min}}{a_{\max}} \cdot 100\% \quad (9.6)$$

gdzie $a_{\max}$, $a_{\min}$ to odpowiednio maksymalny i minimalny rozmiar próbki w kierunku promieniowym (ISO, 1975; ISO, 2019);

- wartość przesuszenia w kierunku stycznym według wzoru:

$$\beta_t = \frac{b_{\max} - b_{\min}}{b_{\max}} \cdot 100\% \quad (9.7)$$

gdzie $b_{\max}$, $b_{\min}$ to odpowiednio maksymalny i minimalny rozmiar próbki w kierunku stycznym (ISO, 1975; ISO, 2019);

- wartość przesuszenia liniowego według wzoru:

$$\beta_l = \frac{l_{\max} - l_{\min}}{l_{\max}} \cdot 100\% \quad (9.8)$$

gdzie $l_{\max}$, $l_{\min}$ to odpowiednio maksymalny i minimalny rozmiar próbki wzdłuż włókien (ISO, 1975; ISO, 2019);

- wartość przesuszenia objętościowego zgodnie ze wzorem

$$\beta_V = \frac{V_{\max} - V_{\min}}{V_{\max}} \cdot 100\% \quad (9.9)$$

gdzie $V_{\max}$, $V_{\min}$ to odpowiednio maksymalna i minimalna objętość próbki (ISO, 1975; ISO, 2019).

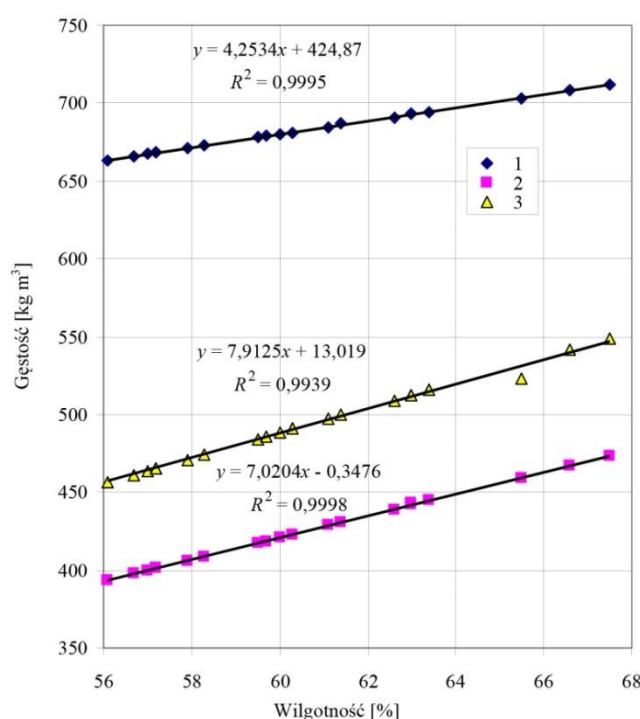
Wyniki uzyskano dzięki udoskonaleniu metodologii badań właściwości fizycznych drewna oraz ich wykorzystaniu we wzorach opisujących procesy wymiany ciepła i masy. Praktyczne znaczenie otrzymanych wyników polega na określeniu wartości wskaźników fizycznych oraz opracowaniu sposobu przetwarzania danych eksperymentalnych, co opisano poniżej.





9.3. UZYSKANE WYNIKI BADAŃ

Uzyskane z wykorzystaniem wzorów (1)–(9) wyniki badań przedstawiono na wykresach (rys. 9.1, 9.2) (Bilej, Adamovs'kij i Hanik, 2003; Bilej i Pavlûst, 2008). Otrzymano: średnią wilgotność drewna *Pseudotsuga menziesii*, gęstość drewna w stanie nawilżonym, gęstość drewna w stanie całkowicie suchym, podstawową gęstość drewna, przesuszenie w kierunku stycznym, współczynnik przesuszenia w kierunku stycznym, przesuszenie w kierunku promieniowym, współczynnik przesuszenia w kierunku promieniowym, przesuszenie objętościowe oraz współczynnik przesuszenia objętościowego.



Rys. 9.1. Zależność wskaźników gęstości drewna *Pseudotsuga menziesii* od jego wilgotności: 1 – ρ_w (gęstość drewna w stanie nawilżonym), 2 – ρ_b [gęstość podstawowa (bazowa)], 3 – ρ_0 (gęstość drewna w stanie całkowicie suchym)

Zależność wielkości wskaźników gęstości drewna daglezi zielonej od jego wilgotności opisano z dość wysokimi wskaźnikami determinacji R^2 :

- gęstość drewna w stanie nawilżonym (ρ_w):

$$y = 4,2534x + 424,8700, R^2 = 0,99 \quad (9.10)$$

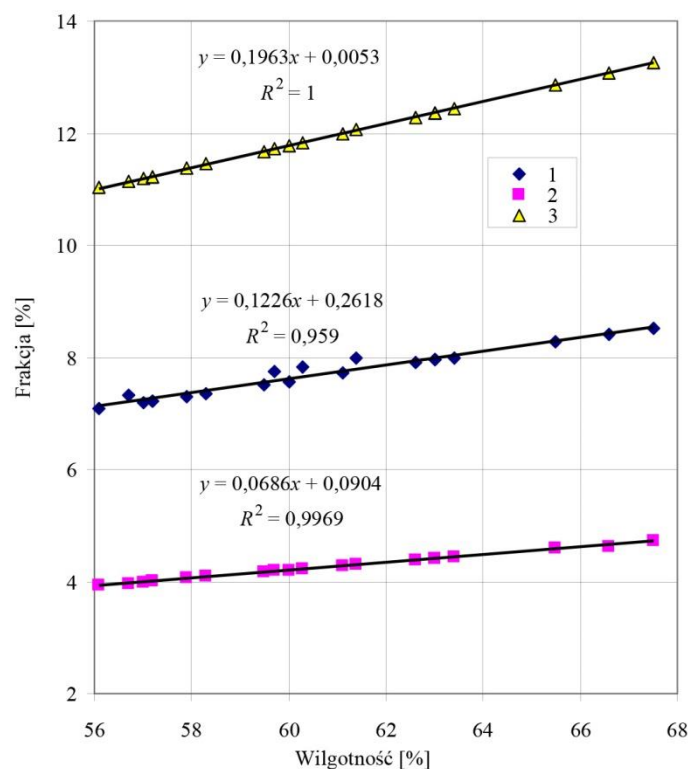
- gęstość podstawowa (bazowa) (ρ_b):

$$y = 7,0204x - 0,3476, R^2 = 0,99 \quad (9.11)$$



- gęstość drewna w stanie całkowicie suchym (ρ_0):

$$y = 7,9125x + 13,0190, R^2 = 0,99 \quad (9.12)$$



Rys. 9.2. Zależność wielkości przesuszenia drewna *Pseudotsuga menziesii* od jego wilgotności: 1 – β_t (przesuszenie w kierunku stycznym), 2 – β_r (przesuszenie w kierunku promieniowym), 3 – β_v (przesuszenie objętościowe)

Zależność wielkości przesuszenia drewna daglezi zielonej od jego wilgotności opisano wzorami z dość wysokimi wskaźnikami determinacji R^2 :

- gęstość drewna w stanie nawilżonym (ρ_w):

$$y = 0,1226x + 0,2618, R^2 = 0,96 \quad (9.13)$$

- gęstość warunkowa (bazowa) (ρ_b):

$$y = 0,0686x - 0,0904, R^2 = 0,99 \quad (9.14)$$

- gęstość drewna w stanie całkowicie suchym (ρ_0):

$$y = 0,1963x + 0,0053, R^2 = 1,00 \quad (9.15)$$

Po przetworzeniu danych doświadczalnych dla daglezi zielonej uzyskano następujące wyniki:

- przeciętna wilgotność drewna $\bar{W} = 60,6\%$,
- gęstość drewna w stanie nawilżonym $\rho_w = 682,9 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$,
- gęstość drewna w stanie całkowicie suchym $\rho_0 = 498,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$,



- gęstość drewna podstawowa (bazowa) $\rho_b = 425,7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$,
- przesuszenie w kierunku stycznym $\beta_t = 7,85\%$,
- współczynnik przesuszenia w kierunku stycznym $K_m = 0,26$,
- przesuszenie w kierunku promieniowym $\beta_r = 4,25\%$,
- współczynnik przesuszenia w kierunku promieniowym $K_r = 0,14$,
- przesuszenie objętościowe drewna $\beta_v = 11,92\%$,
- współczynnik przesuszenia objętościowego $K_v = 0,39$.

9.4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Wskaźniki przesuszenia promieniowego i stycznego w drzewach modelowych wszystkich grup wzrostu były prawie takie same. Przesuszenie promieniowe było mniejsze (o 1,4–1,5 raza). Najmniejsze przesuszenie objętościowe (o 5–6%) obserwowano w modelach średniego wzrostu. Z wyników Debrinûka (2008b) wynika, że w porównaniu do daglezi zielonej przesuszenie objętościowe drewna modrzewiowego jest nieco większe i wskaźnik ten maleje wraz ze spadkiem wzrostu drzew. Przesuszenie objętościowe drewna świerkowego jest podobne do daglezi zielonej pod względem stabilności wskaźnika u drzew wszystkich grup wzrostu, ale jednocześnie skurcz objętościowy świerka jest mniejszy o 4–5% (Debrinûk, 2008b).

Interesujące jest porównanie uzyskanych danych z danymi otrzymanymi przez innych badaczy. Według Brodoviča i Cybika (1969) współczynniki przesuszenia stycznego (0,285), promieniowego (0,19) i objętościowego (0,51) 65-letniego drewna daglezi zielonej są nieco wyższe – odpowiednio o 9%, 26% i 24% od otrzymanych danych oraz wyższe od danych Debrinûka (2008b) – odpowiednio o 13%, 10% i 15%. Obliczone współczynniki przesuszenia drewna w porównaniu do danych podanych przez Ű. M. Debrinûka są na ogół dość zbliżone.

Analiza wskaźników gęstości drewna daglezi zielonej wykazuje wyraźną prawidłowość – wraz ze spadkiem intensywności wzrostu drzew zmniejsza się również gęstość drewna. Według danych przedstawionych przez Debrinûka, dla gęstości drewna świerkowego, jodłowego i modrzewiowego, istnieje odwrotna zależność (Debrinûk, 2008b).

Gęstość drewna daglezi zielonej w stanie nawilżonym (w momencie badań) ρ_w jest bardzo duża – wynosi $682,9 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ i w niektórych przypadkach jest nawet większa niż gęstość modrzewia. W stanie całkowicie suchym ($\rho_0 = 498,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$) jest natomiast nieco niższa



niż modrzewia (średnio o 14%) i większa niż jodły rosnącej w Karpatach (o 30%) i świerka z zachodniej części stepu leśnego (o 10%) (Debrinûk, 2008b). Otrzymane wyniki dotyczące gęstości drewna daglezi różnią się nieznacznie od danych podanych przez Debrinûka (2008b) o 5–7%.

Podobnie jak w przypadku modrzewia wskaźnik ρ_0 drewna daglezi maleje wraz ze wzrostem wysokości. Spadek ten jest dość znaczny. Podobne wyniki uzyskał Debrinûk (2008b): według jego danych drewno daglezi zielonej ma największą gęstość w dolnej części pnia na wysokości 0–5 m, a najwyższe jej wartości charakteryzują osobniki o lepszym wzroście (Debrinûk, 2008b).

Podstawowy wskaźnik gęstości (podstawowej) ρ_b również najczęściej maleje wraz ze wzrostem wysokości pnia, jednak spadek ten, w przeciwieństwie do wskaźnika ρ_0 , jest nieznaczny. Porównując wskaźnik ρ_0 ze znaną skalą gęstości drewna daglezi zielonej w wieku 85 lat rosnącej w warunkach lasu świeżego ukraińskiej części Roztocza, można uznać, że jest to gatunek o dużej gęstości drewna. Można oczekiwać, że drewno o dużej gęstości będzie miało wysoką zawartość celulozy. Okazuje się, że niekoniecznie wszystkie drzewa o największej gęstości drewna mają również najwyższą zawartość celulozy (Veveris, Pirags i Kiploks, 1982). Oczywiście w drzewostanach 60–70-letnich gęstość drewna daglezi zielonej wzrasta w wyniku intensywniejszego niż w młodym wieku przyrostu pierśnicy i w związku z tym intensywniejszej produkcji drewna późnego. Powyższe potwierdzają Veveris, Pirags i Kiploks (1982), podając dane dotyczące gęstości drewna daglezi rosnącej w Estonii (500–592 kg · m⁻³), Šlāhta (1982) – w Zakarpaciu (512–565 kg · m⁻³), Brodovič i Cybik (1969) – również w Zakarpaciu (401–670 kg · m⁻³).

Uzyskane przez Debrinûka (2008b) dane dotyczące gęstości drewna są nieco niższe, co można wytłumaczyć przede wszystkim różnym wiekiem badanych drzewostanów. Gęstość drewna daglezi zielonej zależy także od cech hodowlano-taksacyjnych drzewostanu i indywidualnych cech dendrometrycznych drzew – ich pochodzenia, wieku, klasy bonitacji, wielkości pnia i korony oraz szerokości słoików rocznych (Keller, 1968).

9.5. PODSUMOWANIE

- 1) W wyniku badań eksperymentalnych określono główne parametry fizyczne daglezi zielonej: wilgotność, gęstość i przesuszenie. Uzyskane wartości mogą być wykorzystane w obliczeniach dotyczących nagrzewania i suszenia drewna, do wyznaczania zużycia energii



cieplnej, intensywności przewodzenia ciepła i wilgoci w procesach ogrzewania, suszenia, impregnacji.

- 2) Gęstość drewna daglezji zielonej w stanie nawilżonym wynosi $\rho_w = 682,9 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, w stanie całkowicie suchym $\rho_0 = 498,3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$, a podstawowa (bazowa) $\rho_b = 425,7 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$.
- 3) Zależność wysokości wskaźników gęstości drewna daglezji zielonej od jej wilgotności wyrażają wzory na gęstość i wilgotność z dość wysokimi wskaźnikami determinacji ($R^2 \approx 0,99$).
- 4) Przesuszenie w kierunku stycznym drewna daglezji zielonej wynosi $\beta_t = 7,85\%$, przesuszenie w kierunku promieniowym $\beta_r = 4,25\%$, a przesuszenie objętościowe $\beta_v = 11,92\%$.
- 5) Zależność wielkości przesuszenia drewna daglezji zielonej od jej wilgotności opisuje się wzorami linearnymi odpowiedniego wskaźnika przesuszenia (y) od wilgotności (x) z dość wysokimi wskaźnikami determinacji (R^2 zmienia się od 0,96 do 1,00).
- 6) Współczynnik przesuszenia w kierunku stycznym drewna daglezji zielonej wynosi $K_m = 0,26$, współczynnik przesuszenia w kierunku promieniowym $K_r = 0,14$, a współczynnik przesuszenia objętościowego $K_v = 0,39$.
- 7) Drewno daglezji zielonej ma podobne do drewna sosnowego zastosowanie w gospodarce narodowej Ukrainy. Wykorzystywane jest jako materiał budowlany i konstrukcyjny do produkcji wyrobów stolarskich: okien, drzwi, schodów, podłóg, fasad, balkonów, a także mebli, detali wnętrz. Drewno jest łatwe do obróbki – posiada dobre właściwości fizyczne, mechaniczne i technologiczne.

LITERATURA

- Âcik R. M., Brodovič R. Ĺ. (1995): Dosvid ĩntrodukciĹ cĹnnih derevniĹ porid. Ĺisovij Źurnal, nr 2, 12-13.
- Bastien J.-C., Sanchez L., Michaud D. (2013): Douglas-Fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco). W: L. E. PĹques (Red.), Forest Tree Breeding in Europe (s. 325-369). Cham, Springer.
- Bilej P. V., Adamovs'kij M. G., Hanik Ā. M. (2003): MetodologiĹ naukovih doslidŹen' tehnologiĹnih procesiv. Ĺ'viv, Panorama.
- Bilej P. V., PavlĹst V. M. (2008): SušĹnnĹ ta zahist derevini (PidruĹnik). Ĺ'viv, Kol'orove nebo.
- BirĹkov V. I. (1971): Opyt ĩntrodukciĹ psevdotsugi v central'nyĹ rajonah RSFSR. Lesnoj Źurnal, nr 5, 8-10.
- Brodovič R. Ĺ., Gavrusevič A. M., Ācik R. M., Porada T. M., KacuĹlk Ū. D. (1995): RekomendaciĹ ĩz stvorennĹ cil'ovih nasadŹen' z skoroĹenim obĹgom rubki v Zahidnih oblastĹh. Ĺvano-Frankivs'k.
- Brodovič T. M. (1969): LŹetsuga (duglasiĹ) v lesnyĹ nasaŹdeniĹh USSR. Lesovodstvo i agrolesomelioraciĹ, nr 16, 99-104.
- Brodovič T. M. (1978): AkklimatizaciĹ i adaptaciĹ duglasii tissolistnoj v lesnyĹ nasaŹdeniĹh Zapada USSR. Lesnoj Źurnal, nr 4, s. 33-36.





- Brodovič T. M., Cybik B. N. (1969): Fiziko-mehaničeskie svojstva drevesiny psevdotsugi zelenoj. Lesnoj žurnal, nr 2, 74-76.
- Chylarecki H. (1976): Badania nad daglezą w Polsce w różnych warunkach ekologicznych. Arboretum Kórnickie, R. 21, 15-123.
- Debrinûk Ū. M. (2007): Plantacijni lišovi kul'turi v Zahidnomu Lišostepu Ukraïni: koncepciâ, metodologiâ, resursnij potencjal: avtoref. dis. na stupenâ doktora s.-g. nauk. L'viv, Lišovi kul'turi ta fitomelioraciâ.
- Debrinûk Ū. M. (2008a): Do pitannâ pro produktivnist' Daglezja menziesii Mirb. (Franco) u zv'âzku z formami vidu za koroû. Praci nauk. tov. im. Ševčenka. Ekolog. zbîrnik, T. 23, 163-171.
- Debrinûk Ū. M. (2008b): Fizični vlastivosti derevini Daglezja menziesii Mirb. (Franco). Lišivnictvo i agrolisomelioraciâ, nr 112, 92-99.
- Debrinûk Ū. M. (2011): Tehnologični aspekti stvorennâ i virošuvannâ plantacijnih lišovih kul'tur Daglezja menziesii (Mirb.) Franco u zahidnomu regioni Ukraïni. Lišivnictvo i agrolisomelioraciâ, nr 118, 142-148.
- Debrinûk Ū. M. (2013): Psevdotsuga Menzisa v Ukraïni: rozpovsûdžennâ, lišivničo-taksacijna charakteristika ta perspektivi kul'tivuvannâ. Lišivnictvo i agrolisomelioraciâ, nr 122, 24-31.
- Elwes H. J., Henry A. (1906): The Trees of Great Britain and Ireland. Vol. 4. Edinburgh, Privately printed.
- Gunčak M. S., Âcik R. M., Andrušків Ū. E. (1988): Duglasiâ zelena v Ukraïni. Ivano-Frankivs'k.
- Hmilevskij V. M. (1987): Povyšenie produktivnosti lesov Lesostepi Ukrainy putem introdukcii duglasi zelenoj: avtoref. dis. na kand. s.-h. nauk spec. (niepublikovana).
- ISO (1975): ISO 3131:1975. Wood. Determination of density for physical and mechanical tests.
- ISO (2019): 3129:2019. Wood. Sampling methods and general requirements for physical and mechanical testing of small clear wood specimens.
- Kalužskij N. I. (1961): Osobennosti sozdaniâ lesnyh kul'tur v zapadnyh oblastâh USSR. L'vov, izd-vo L'vov. un-ta, T. 60. L'vov.
- Keller R. (1968): New characteristics for the study of the mechanical properties of wood: density components. Annals of Forest Science, Vol. 25(2), 2-15.
- Kozakiewicz P. (2020): Daglezja zielona, jedlica zielona (Daglezja menziesii (Mirb.) Franco), http://pawel_kozakiewicz.users.sggw.pl (dostęp: 1.09.2020).
- Krzysik F. (1975): Nauka o drewnie. Warszawa, PWN.
- Logginov V. B. (1988): Introdukcionnâ optimizaciâ lesnyh kul'turcenzov. Kiev, Naukova Dumka.
- Los' S. A., Grigor'ëva V. G. (2008): Vidbir kandidatuv u plûsovi dereva psevdotsugi Menzisa u doslidnih kul'turah na pivničnomu shodi Ukraïni. Biologičnij visnik, T. 12(2), 29-30.
- Los' S. A., Plotnikova O. M., Samodaj V. P. (2016): Osoblivosti rostu siâ nciv psevdotsugi rîznogo geografičnogo pohodžennâ v umovah Livoberežnogo Lišostepu Ukraïni. Sučasni tendencii zberezennâ, vidnovlennâ ta zba-gačennâ fitoriznomanittâ botaničnijh sadiv i dendroparkiv: materiali mižnar. nauk. konf. Bila Cerkva, 23-25 trav-nâ 2016.
- Margus M. M. (1963): Lžetsuga v Èstonii. Lesnoe hozâjstvo, nr 9, 24-27.
- Matâš V. V. (1982): Psevdotsuga v ozelenenii i lesnyh kul'turah Ukrainy. Introdukciâ i akklimatizaciâ rastenij na Ukraine, nr 20, 19-23.
- Otto H. J. (1987): Site requirements and silviculture of Douglas fir in North-western Germany. FBVA-Ber., H. 21, 223-233.
- Packing List (2012): Species: Pseudotsuga menziesii. Douglas-Fir Provenances for Testing in the Ukraine. Washington, DC, National Seed Laboratory of Forest Service of United States Department of Agriculture.
- Pirags D. M. (1979): Duglasiâ v Latvijskoj SSR. Razvedenie i selekciâ. Riga, Zinatne.





Sagan J. (2014): Historia, stan i perspektywy hodowli daglezji zielonej (*Daglezja menziesii* (Mirb.) Franco) w Polsce. Rozprawa doktorska. Warszawa, SGGW (niepublikowana).

Sbitna M. V., Fučilo Â. D. (2016): Vpliv pohodžennâ nasinnâ psevdotsugi Menzisa na uspišnist' îi virošuvannâ u Kiïvs'komu Polissi. Naukovî pracî LANU, nr 14, 124-129.

Šlâhta Â. M. (1982): Itogi introdkcii i perspektivy semenovodstva duglasii zelenoj v Zakarpat'e: Avtoref. diss. kand. s.-h. nauk. L'vov. lesotehn. in-t. L'vov.

Štogrin A. S., Âcik R. M. (2013): Poširennâ ta lisivničo-taksacijna harakteristika nasadžen' psevdotsugi tisolistoi v Ukraïns'kih Karpatah. Naukovij višnik NLTU Ukraïni, T. 23(16), 61-68.

Torčik V. I., Holopuk G. A. (2013): Introdukciâ psevdotsugi Menzisa (*Daglezja menziesii* (Mirb.) Franko) v usloviâh Belarusi. Minsk, Belarus. navuka.

Veveris A. L., Pirags D. M., Kiploks Ė. H. (1982): Issledovaniâ svojstv drevesiny duglasii. Lesovedenie, nr 5, 72-75.

Zubanûk M. P. (1993): Efektivnist' lišovirošuvannâ. Lišovij žurnal, nr 3, 7-9.





Jacek Sagan¹, Heorhiy Hrynyk², Andrzej Talarczyk³, Marek Kowalewski⁴

¹Katedra Nauki o Drewnie i Ochrony Drewna, SGGW w Warszawie

²Uniwersytet Łódzki, Filia UŁ w Tomaszowie Mazowieckim, Katedra Nauk Leśnych

³Wydział Badań i Rozwoju, Taxus IT

⁴Regionalna Dyrekcja Lasów Państwowych w Gdańsku

10. Daglezja zielona (*Pseudotsuga menziesii* Franco) – szansa na zachowanie stabilności lasu w dobie zmian klimatu czy tylko mit? (na przykładzie doświadczeń europejskich)

10.1. WPROWADZENIE

Wahania klimatyczne, zwłaszcza zmiany częstotliwości i intensywności ekstremalnie ciepłych i suchych warunków pogodowych, mają coraz wyraźniejszy wpływ na ekosystemy leśne. Dotychczas licznie występujące gatunki, charakteryzowane jako borealne, porastające znaczną część kontynentu europejskiego o klimacie umiarkowanym, są w impasie. Coraz trudniej jest zachować i zabezpieczyć przed obumieraniem, a w konsekwencji rozpadem, drzewostany z dominacją świerka pospolitego czy sosny zwyczajnej. Presja społeczna na zwiększanie bioróżnorodności, z jednoczesnym prowadzeniem zrównoważonej gospodarki leśnej uwzględniającej wypełnianie różnych funkcji przez las, jest coraz bardziej widoczna. Jedną z funkcji, oprócz funkcji ochronnych i socjalnych (społecznych), jest zapewnianie stałego dostępu do surowca drzewnego. W tym celu, w porozumieniu z ośrodkami naukowymi działającymi na rzecz leśnictwa, podejmowane są próby poszukiwania rozwiązań, a w szczególności wykorzystania potencjału wzrostowego gatunków nieinwazyjnych, które mogą przystosować się do warunków europejskich. Jednym z takich gatunków, co potwierdzają liczne badania, jest *Pseudotsuga menziesii* (Sagan, 2014; Henin i in., 2019).

Przyjmuje się, że daglezję do Europy sprowadził na początku XIX w. (a dokładnie w 1827 r.) szkocki leśnik Douglas (Nicolescu i in., 2023). Szczególnie popularny gatunek ten był w Niemczech i we Francji, gdzie szybko rozpowszechnił się jako gatunek o dużym znaczeniu gospodarczym. Warto podkreślić, że już w 1830 r. podjęto próby wprowadzania daglezji w Rosji, rok później w Niemczech, w latach 1828–1842 we Francji, a potem kolejno w: Czechach, Portugalii, Holandii, Irlandii i Luksemburgu. Pod koniec XIX w. daglezja pojawiła się w: Danii, Włoszech, Słowacji, Szwajcarii, Norwegii i Belgii (Van Loo i Dobrowolska, 2019).





Dziś *Pseudotsuga menziesii* uważana jest, przez różnych europejskich interesariuszy związanych z leśnictwem, za cenne źródło przyszłej biomasy, nawet w zmieniających się warunkach klimatycznych (Spiecker i Schuler, 2019).

Do Polski pierwsze okazy daglezji sprowadził Wodzicki w 1833 r. (Szymanowski, 1959). Już w 1966 r. Międzynarodowa Unia Leśnych Organizacji Badawczych (ang. *International Union of Forest Research Organizations*, IUFRO) podjęła inicjatywę sprowadzenia, w ramach badań nad przydatnością *Pseudotsuga menziesii* do hodowli w leśnictwie, nasion 182 proveniencji tego gatunku (Strehlke, 1959). Nasiona te trafiły do 36 krajów europejskich. Już wtedy zauważono, jak ważnym może być ona gatunkiem dla upraw plantacyjnych, zapewniającym dostawę surowca drzewnego dla przemysłu, nie zagrażając przy tym bioróżnorodności oraz stabilności ekologicznej drzewostanów złożonych z rodzimych gatunków drzew (Bellmann i Schönbach, 1964; Kleinschmit i Bastien, 1992). Dziś, w wyniku zmian zasad hodowli lasu wprowadzonych pod koniec 2023 r. (Zasady hodowli lasu, 2023) *Pseudotsuga menziesii* znów odzyskuje swoje znaczenie i coraz częściej jest wprowadzana do składu gatunkowego drzewostanów, jako gatunek domieszkowy. Wcześniej wprowadzanie jej do drzewostanów ograniczało się głównie do wykorzystywania jej potencjału związanego z wzrostem przy zakładaniu upraw plantacyjnych drzew szybkorosnących (Zasady hodowli lasu, 2012), wyłącznie w siedliskach lasu mieszanego świeżego i lasu świeżego. Zgodnie z zapisami przywołanych powyżej Zasad, można ją było wprowadzać do drzewostanów znajdujących się pod silnym wpływem przemysłu (dotychczasowa III strefa uszkodzeń przemysłowych), przy czym była wymagana wyselekcjonowana baza nasienna.

W prognozach nie przewidziano szybkiej ekspansji daglezji ze względu na problemy z odnowieniem naturalnym, które potrzebuje dużo światła, późnego osiągnięcia wieku dojrzałości i obfitego owocowania oraz zgryzania przez jeleniowate (Schmid, Pautasso i Holdenrieder, 2014; Kempf, 2021). W tym zakresie niezbędna jest pomoc człowieka, aby we wczesnych fazach rozwojowych stworzyć odpowiednie warunki do wzrostu daglezji. Wciąż nielicznie reprezentowana *Pseudotsuga menziesii* w składach gatunkowych drzewostanów, chętniej niż w przypadku innych gatunków drzew, jest uszkodzana przez jeleniowate np. przez jej zgryzanie. W efekcie tego w Polsce nie obserwuje się odnowienia naturalnego



Pseudotsuga, a tam gdzie się ono pojawia, jest zwykle zasługą pracy leśników i zabezpieczania odnawianego fragmentu lasu, np. przez gradzenie upraw lub stosowanie środków chemicznych.

10.2. CEL PRACY I OPIS PROWADZONYCH BADAŃ

W oparciu o dendrochronologiczną analizę przyrostów stojów rocznych osobników daglezji rosnącej w Polsce i obserwację jej wzrostu w terenie oraz przeglądu literatury, wykazano wrażliwość i możliwości adaptacyjne *Pseudotsuga menziesii* do warunków europejskich. Zestawiono wyniki badań przeprowadzonych przez Sagana (2014) z badaniami Feliksika i Wilczyńskiego (2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d, 2004e, 2004f, 2008) dotyczącymi stojów przyrostu rocznego omawianego gatunku na klimat.

10.3. MATERIAŁ BADAWCZY I ZASTOSOWANE METODY POMIAROWE

W celu wykazania możliwości wykorzystania potencjału wzrostowego *Pseudotsuga menziesii* dla zachowania stabilności ekosystemów leśnych w dobie zmian klimatu na kontynencie europejskim, dokonano przeglądu literatury (Bruchwald i Dmyterko, 2010; Henin i in., 2019) poświęconej daglezji, w oparciu o własne doświadczenia z hodowli tego gatunku. Wykorzystany materiał uzupełniono o wyniki badań empirycznych przeprowadzonych w 2012 r. na 57 losowo wybranych powierzchniach próbnych w Polsce z dominującym udziałem *Pseudotsuga menziesii*. Przy wyborze drzew do badań przyrostowych posługiwano się strategią EKO, uwzględniającą drzewa o dominującej pozycji biosocjalnej w drzewostanie (górujące i panujące – I i II klasa Krafca), bez zewnętrznych oznak chorobowych i uszkodzeń (Zielski i Krąpiec, 2004; Bronisz i in., 2010). Pozycję biosocjalną drzew ustalono zgodnie z wytycznymi zawartymi w pracach Ertelda i Hengsta (1966), Borowskiego (1974), Szymańskiego (1986) oraz Rymer-Dudzińskiej i in. (1997). Na każdej powierzchni badawczej wytypowano po 16 drzew z najwyższych klas biosocjalnych, z których na wysokości 1,3 m od podłoża pobrano z użyciem świdra Presslera wywierty dordzeniowe. Łącznie w trakcie prowadzonych prac pozyskano 1008 wywiertów daglezjowych.

Jednym z elementów prac terenowych był pomiar pierśnic drzew. Mierzono je (w korze) w dwóch kierunkach (N-S i W-E) z dokładnością do 0,1 cm. Wysokość wszystkich



drzew poddanych pomiarowi mierzono na każdej powierzchni próbnej za pomocą wysokościomierzy w celu utworzenia krzywej wysokości.

Dla każdej powierzchni próbnej określono: przeciętną pierśnicę (*DBH*) i wysokość (*H*), miąższość (*V*), pierśnicowe pole przekroju (*G*), liczbę drzew na 1 ha, zagęszczenie (*SDI*), klasę bonitacji (*B*), wskaźnik bonitacji (*SI*), a także średnią i względną długości korony. Przeciętną pierśnicę drzewostanu określono na podstawie przeciętnego przekroju drzewostanu stanowiącego średnią wartość z pól przekroju drzew pomierzonych na powierzchni badawczej (Bruchwald i Zasada, 1995; Scotti i in. 1995). Dla każdego drzewostanu, w którym założono powierzchnie próbne, oszacowano parametry krzywej wysokości, którą wyrównano przy zastosowaniu równania Nàslunda (Bruchwald i Rymer-Dudzińska, 1981; Socha, 2004). Przyjęto założenie wielkości próby badawczej równej 30 drzew, dla której błąd określania wysokości był nieznaczny. Dla przykładu w warunkach polskich (Wąsik i Michalec, 2010) współczynnik zmienności wysokości drzewostanów daglezjowych wynosi średnio około 15,8%, a średni błąd krzywej wysokości wynosi około 2,8%. Korzystając z doświadczeń innych badaczy (Reineke, 1933; Shaw, 2005; Zeide, 2005; Socha i Zasada, 2014), wyznaczono zagęszczenie drzew na powierzchniach próbnych, wyrażone wskaźnikiem zagęszczenia

$$SDI = N \times (D/25)^{1,605}, \quad (10.1)$$

gdzie: *N* – liczba drzew na 1 ha,

D – przeciętna pierśnica [cm].

Uzyskane wartości wskaźnika *SDI* wykorzystano do określenia stopnia zagęszczenia drzew w drzewo-stanach daglezjowych. Do określenia miąższości drzewostanów wykorzystano pierśnicową liczbę kształtu dla pojedynczych drzew i drzewostanu na podstawie wartości stosowanych do określania miąższości daglezji w Niemczech (Schober, 1956; Vorratsermittlung, 2011). Biorąc pod uwagę, że smukłość jest jedną z miar odporności lasu na szkodliwe działanie wiatru i śniegu, wykorzystano ją do oceny stabilności drzewostanów oraz do oceny perspektyw hodowli daglezji w wybranych regionach Europy. Smukłość drzewostanów daglezjowych określono na podstawie przeciętnej wysokości drzewostanu (*Hg*) i przeciętnej pierśnicy (*DBH*) z wykorzystaniem wzoru:



$$S = Hg / (100 \times DBH), \quad (10.2)$$

gdzie: Hg – przeciętna wysokość [m],

Dg – przeciętna pierśnica [m].

Względną długość korony określono jako wynikową stosunku długości korony (hk) do wysokości drzewa (h). W związku z tym, że korona drzewa odgrywa zasadniczą rolę w jego wzroście i przyroście podjęto próbę wykorzystania uzyskanych danych jako elementu pomocniczego w odpowiedzi na perspektywę hodowli *Pseudotsuga menziesii*. Jedną z istotnych cech charakteryzujących występowanie gatunku, jego rolę oraz znaczenie gospodarcze i perspektywę rozszerzenia hodowli, jest bonitacja, tj. wysokość drzewostanu w określonym wieku bazowym (Hägglund i Lundmark, 1977). Przy określaniu wskaźnika bonitacji wykorzystano wysokość górną drzewostanu, zdefiniowaną jako przeciętna wysokość 100 najgrubszych drzew na hektar (Kenk i Hradetzky, 1984; Elfving i Kiviste, 1997; Klimaszewska, 1998; Bruchwald i in., 1999; Socha i Orzeł, 2013). Za wiek bazowy uznano, podobnie jak w niemieckim modelu wzrostu opracowanym dla daglezi, 100 lat (Kenk i Hradetzky, 1984; Klimaszewska, 1998). Do określenia górnej wysokości drzewostanów dagleziowych zastosowano wzór krzywej wysokości, opracowany na podstawie równania Näslunda (1929)

$$h = (dbh / (\alpha + \beta \times dbh))^2 + 1,3 \quad (10.3)$$

gdzie: h – wysokość drzewa [m],

dbh – pierśnica drzewa [cm],

α, β – współczynniki równania.

W celu zbudowania chronologii dla pojedynczego stanowiska (powierzchni badawczej) założono, że wystarczające jest pobranie z drzew panujących i współpanujących po 16 wywierć (Schweingruber i in. 1990; Zielski i Krąpiec, 2004). Obiektem analiz były sekwencje szerokości słoików (dendroskale) poszczególnych drzew (Feliksik i Wilczyński, 2004c). Miarą kwalifikacji lat wskaźnikowych był procent liczby drzew, które w danym roku wytworzyły odpowiednio: szerszy lub węższy słoik drewna w stosunku do słoika z poprzedniego roku (Feliksik i Wilczyński, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d). Na podstawie różnej szerokości słoików rocznego przyrostu wytypowano dwa rodzaje lat wskaźnikowych: pozytywne i nega-



tywne. Do analiz dendrochronologicznych został wykorzystany m.in. pakiet programu CDendro, dzięki któremu otrzymano wyniki pomiarów w postaci plików tekstowych z danymi zapisanymi z dokładnością do 0,01 mm. Po pomiarze materiału badawczego z wykorzystaniem programu CASE, dane liczbowe przekształcono do formatu wymaganego przez programy z biblioteki Dendrochronology Program Library (DPL) (Holmes, 1999). W celu sprawdzenia poprawności zestawienia chronologii użyto programu COFECHA (Holmes, 1983).

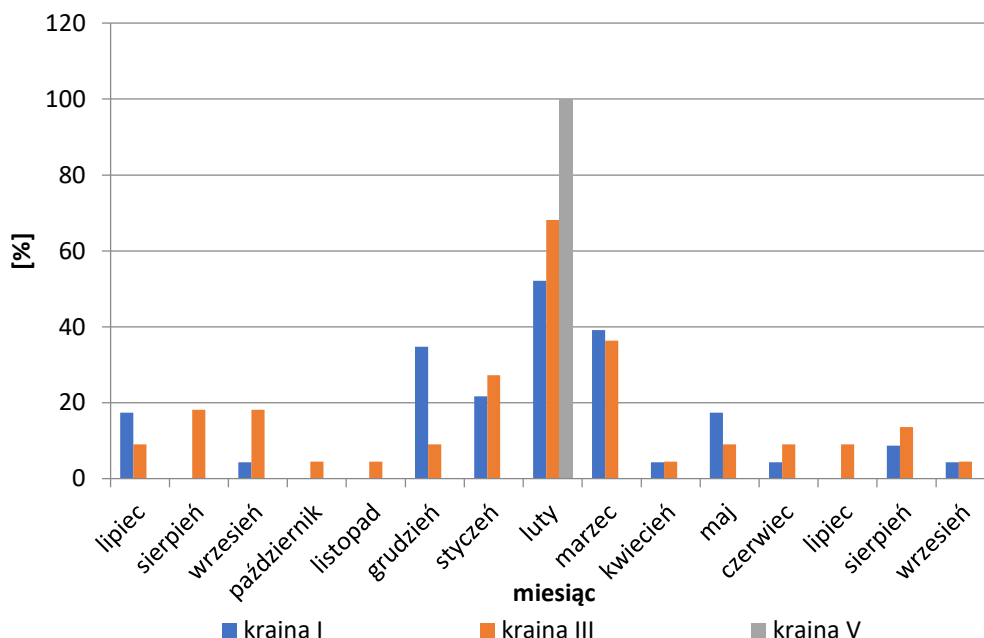
Porównania szerokości słoików rocznych z parametrami klimatycznymi na podstawie modelu regresji i korelacji wielorakiej (Fritts, 1976) dokonano dzięki zastosowaniu programu DendroClim2002 (Biondi i Waikul, 2004). Analizy klimatyczne wykonano z wykorzystaniem danych meteorologicznych z lat 1901–2000, pochodzących z prowadzonej przez Climate Research Unit i Tyndall Centre bazy danych klimatycznych o wysokiej rozdzielczości (Mitchell i Jones, 2005) oraz danych meteorologicznych za lata 2000–2012 udostępnionych przez Instytut Meteorologii i Gospodarki Wodnej. Istotność różnic badanych relacji określono na poziomie $\alpha = 0,05$. Z wykorzystaniem programu WEISER dokonano analizy lat wskaźnikowych pozytywnych i negatywnych (Gonzalez, 2001).

10.4. WYNIKI PRZEPROWADZONYCH BADAŃ

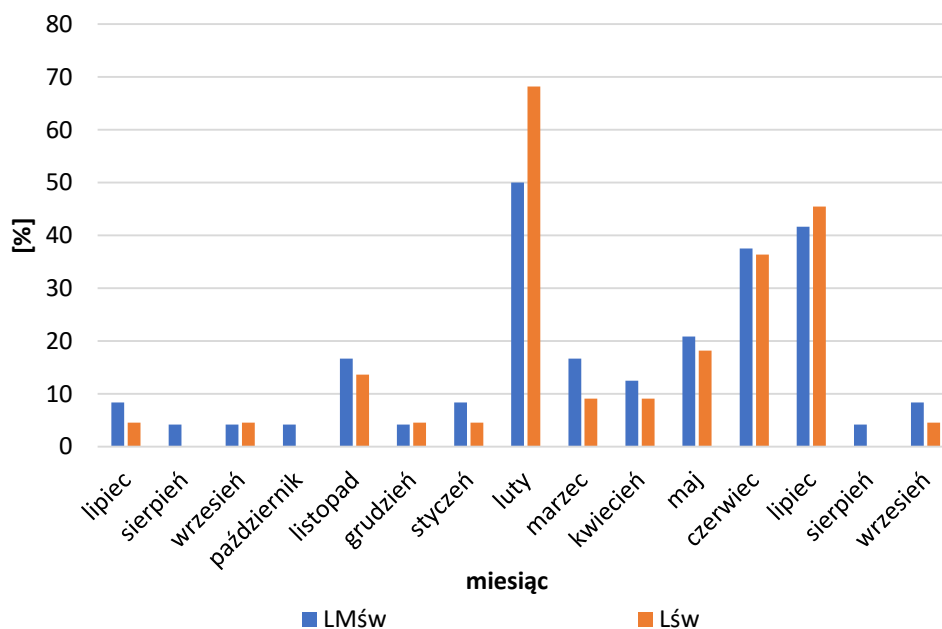
Wyniki przeprowadzonych badań oraz analiza dostępnej literatury wykazały, że *Pseudotsuga menziesii* jest plastycznym gatunkiem, nadającym się do hodowli w panujących w Polsce warunkach klimatycznych (Chylarecki, 1976, 2004; Feliksik, Wiczyński i Durło, 2005). Wpływ temperatury (rys. 10.1, tab. 10.1) na odkładanie się szerokości słoików przyrostu rocznego potwierdziły badania, które wykazały jego zależność od średniej temperatury grudnia i stycznia, a szczególnie silną lutego i marca. Przeprowadzone analizy dowiodły, że w różnych krainach przyrodniczo-leśnych oddziaływanie elementów meteorologicznych (głównie opadów i temperatury) może mieć różne nasilenie. Ograniczający wpływ na przyrosty roczne daglezji w Polsce mają mroźne zimy i suchy początek lata. Dlatego najlepsze warunki do jej wzrostu są w zachodniej części kraju, gdzie przeważają obfite opady latem, a zimy są łagodne (Feliksik i Wilczyński, 2004b). Największy wpływ na kształtowanie się szerokości słoików rocznego przyrostu, a tym samym na przyrost daglezji, ma suma opadów w miesiącach letnich (czerwiec i lipiec) (rys. 10.2, tab. 10.2). Okazało się, że również bardzo



ważna jest ilość opadów odnotowywana w lutym. Nie bez znaczenia pozostają również opady atmosferyczne w listopadzie roku poprzedzającego odkładanie się słoja rocznego.



Rys. 10.1. Udział procentowy drzewostanów wykazujących istotną korelację chronologii rezydualnych ze średnią miesięczną temperaturą powietrza w zależności od krainy przyrodniczo-leśnej (Sagan, 2014)



Rys. 10.2. Udział procentowy drzewostanów wykazujących istotną korelację chronologii rezydualnych z miesięczną sumą opadów w zależności od typu siedliskowego lasu (Sagan, 2014)

Tabela 10.1. Współczynniki korelacji szerokości stojów rocznych ze średnią miesięczną temperaturą powietrza (Sagan, 2014)

Symbol powierzchni badawczej	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	listopad	grudzień	styczeń	luty	marzec	kwiecień	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
1 Babimost 44c	-0,07	-0,08	-0,16	-0,05	0,01	0,08	0,22	0,35	0,22	0,22	-0,08	-0,01	-0,03	0,12	-0,07
2 Babimost 168f	-0,16	0,09	-0,15	0,08	-0,18	0,07	0,07	-0,17	0,09	-0,17	0,09	-0,17	-0,13	-0,17	-0,13
3 Babimost 183f	-0,13	-0,08	-0,22	-0,08	-0,03	0,16	0,16	0,34	0,25	-0,05	0,02	-0,10	-0,02	0,05	-0,16
4 Babimost 196l	-0,12	-0,07	-0,18	0,03	0,05	0,16	0,24	0,43	0,30	-0,06	0,05	-0,17	-0,08	0,28	-0,02
9 Chojna 143c	-0,08	0,02	-0,14	0,06	0,03	0,19	0,26	0,42	0,36	0,11	-0,19	-0,12	0,09	0,12	0,04
10 Chojna 144a	0,11	0,12	0,03	0,08	0,06	0,04	0,08	0,12	0,08	0,04	0,10	-0,11	-0,01	0,38	-0,03
12 Barlinek 165c	-0,32	-0,03	-0,16	-0,01	-0,07	0,17	0,09	0,17	0,10	-0,01	-0,26	-0,10	-0,06	0,16	-0,09
13 Choszczno 198g	-0,01	-0,02	0,17	-0,17	0,10	0,11	0,17	0,13	0,14	-0,11	0,14	-0,29	0,04	-0,01	0,02
14 Choszczno 241b	-0,08	-0,07	-0,03	-0,08	-0,19	0,32	0,25	0,38	0,30	0,06	-0,15	-0,02	0,10	0,08	0,07
15 Choszczno 368b	-0,36	-0,22	-0,15	-0,05	0,18	0,25	0,22	0,23	0,13	-0,03	0,06	-0,40	0,03	0,04	0,11
16 Choszczno 371h – 41 lat	-0,22	-0,18	-0,03	-0,10	0,20	0,09	-0,09	-0,06	-0,03	0,00	-0,09	-0,24	-0,04	-0,21	0,08
17 Choszczno 371h	-0,19	-0,20	-0,09	0,04	0,08	0,28	0,05	-0,12	0,04	0,02	0,02	-0,22	-0,20	-0,28	0,01
18 Czaplinek 149d	-0,15	-0,15	-0,11	-0,05	-0,05	0,32	0,30	0,33	0,23	0,10	-0,11	-0,01	-0,05	-0,11	-0,05
19 Dobrzany 445b	0,07	0,04	0,10	0,04	-0,08	0,23	0,28	0,50	0,38	0,24	-0,05	0,09	0,13	0,04	0,09
20 Gołbki 5j	-0,19	-0,14	-0,16	0,05	-0,02	0,07	0,23	0,32	0,32	0,10	-0,05	-0,05	-0,02	-0,07	-0,05
23 Grodzisk 50f	0,05	-0,15	-0,11	0,09	-0,03	0,21	0,25	0,48	0,31	0,09	-0,08	-0,01	-0,01	0,01	-0,04
24 Grodzisk 55i	-0,07	-0,14	-0,07	0,04	-0,01	0,23	0,30	0,48	0,33	0,16	-0,07	-0,16	0,02	0,02	-0,12
25 Grodzisk 59i	0,00	-0,16	-0,26	-0,04	-0,07	0,08	0,04	0,26	0,13	-0,07	-0,09	-0,05	-0,09	-0,14	-0,09
26 Grodzisk 60l	-0,07	-0,23	-0,15	0,09	-0,02	0,10	0,20	0,36	0,22	-0,07	-0,08	-0,08	-0,02	0,06	-0,05
27 Grodzisk 76f	0,08	-0,03	-0,07	0,03	0,01	0,21	0,26	0,37	0,15	-0,10	-0,21	-0,14	-0,12	-0,03	-0,18
28 Gryfino 355c	-0,13	-0,17	-0,21	0,05	-0,12	0,11	0,01	0,29	0,07	-0,06	-0,10	-0,10	-0,08	0,15	0,03
30 Jarocin 241h	-0,05	-0,15	-0,15	0,15	0,07	0,06	0,09	0,19	0,20	0,00	-0,17	0,04	0,05	0,14	0,03
31 Jarocin 241j	-0,12	-0,22	-0,32	0,04	-0,11	0,09	0,23	0,37	0,21	-0,07	-0,14	-0,13	0,09	0,09	0,09
34 Kaliska 37z	0,00	-0,01	-0,02	-0,08	-0,14	0,00	0,13	0,07	0,21	0,13	0,08	0,07	0,06	0,15	0,03
37 Karczma Borowa 15l	-0,04	-0,25	-0,01	0,02	0,04	0,24	0,37	0,42	0,24	0,10	-0,05	0,00	0,03	0,08	-0,08
38 Karczma Borowa 18f	-0,07	-0,14	-0,07	0,10	0,04	0,11	0,12	0,36	0,17	-0,06	-0,22	-0,03	-0,09	0,05	-0,07
39 Kościan 180l	-0,14	-0,15	-0,12	0,03	-0,09	0,14	0,23	0,23	0,17	0,09	0,01	0,05	0,15	0,19	0,01
41 Łęborg 61c	-0,13	-0,19	-0,24	0,00	0,09	0,15	0,18	0,24	0,29	0,11	0,07	0,06	0,00	0,26	0,20
42 Łęborg 154h	-0,09	-0,13	-0,17	0,07	-0,12	0,21	0,14	0,22	0,19	0,08	-0,12	-0,07	-0,10	0,16	0,13
43 Łęborg 157g	0,03	-0,20	-0,21	0,05	0,04	0,22	0,11	0,17	0,29	0,14	-0,04	0,07	0,06	0,23	0,29
44 Lubichowo 11g	0,16	-0,27	0,09	-0,10	0,14	0,19	-0,16	0,09	0,07	0,06	-0,14	-0,17	-0,07	-0,06	-0,08
45 Mieszkowice 43h	-0,24	-0,12	-0,06	0,03	-0,10	0,31	0,26	0,30	0,30	0,13	-0,20	-0,13	0,12	0,01	-0,11
46 Miradz 71d	-0,39	-0,21	-0,41	0,06	0,19	0,10	0,13	0,04	0,26	-0,11	-0,38	-0,36	-0,22	0,15	-0,03
47 Myślibórz 59b	-0,16	-0,07	-0,11	0,04	-0,09	0,26	0,14	0,47	0,26	0,02	-0,21	-0,19	0,10	0,04	0,03
48 Myślibórz 192c	-0,53	-0,19	-0,17	0,22	0,04	0,14	0,08	0,04	-0,02	-0,19	-0,24	-0,28	0,01	0,08	-0,08
49 Namysłów 36d	-0,11	-0,25	-0,18	0,01	0,09	0,25	0,36	0,42	0,33	0,02	-0,17	-0,20	-0,03	-0,01	0,18
50 Nowogard 136i	-0,03	-0,19	-0,08	-0,16	0,25	0,00	-0,16	0,17	0,10	-0,21	-0,11	-0,07	-0,04	0,00	-0,01
51 Nowogard 301f	-0,17	-0,19	-0,20	-0,18	0,13	0,12	-0,13	0,08	-0,10	-0,27	-0,07	-0,06	-0,08	-0,12	-0,12
52 Nowogard 400h	-0,10	-0,16	-0,14	-0,19	0,06	0,16	0,28	0,47	0,42	0,09	-0,14	-0,10	-0,01	0,29	0,09
54 Pniewy 38g	0,00	-0,11	-0,07	0,04	0,07	0,21	0,19	0,24	0,09	0,01	-0,10	-0,07	0,06	-0,06	-0,07
55 Runowo 134h	-0,15	0,00	0,00	-0,14	0,12	0,11	0,06	0,10	0,18	-0,05	-0,20	0,10	-0,09	0,08	0,20
57 Strzelce Krajeńskie 1f	-0,12	-0,10	-0,12	0,05	-0,06	0,24	0,16	0,21	0,20	0,03	-0,16	-0,16	-0,02	0,05	0,06
58 Strzelce Krajeńskie 230a	0,05	0,02	-0,09	0,03	0,01	0,18	0,14	0,32	0,17	0,11	-0,20	-0,10	-0,10	0,11	-0,01
61 Świebodzin 46d	-0,30	-0,10	-0,39	0,16	0,15	-0,14	-0,20	0,15	-0,13	-0,25	-0,30	-0,43	-0,16	-0,24	-0,24
62 Świebodzin 60k	0,01	0,01	-0,22	0,12	-0,05	-0,08	0,17	0,40	0,24	0,08	-0,11	-0,04	0,09	0,31	-0,11
63 Świerczyna 394g	0,20	0,24	0,17	0,24	0,26	0,04	-0,11	-0,02	-0,22	-0,28	-0,22	-0,12	0,24	0,29	0,26

* Wartości na żółtym tle napisane czcionką pogrubioną oznaczają istotną statystycznie korelację przy poziomie istotności 0,05.

Tabela 10.2. Współczynniki korelacji szerokości stojów rocznych z miesięczną sumą opadów atmosferycznych (Sagan, 2014)

Symbol powierzchni badawczej	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	listopad	grudzień	styczeń	luty	marzec	kwiecień	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
1 Babimost 44c	-0,01	0,10	0,09	0,15	0,35	0,00	0,12	0,27	0,20	0,08	0,03	0,17	0,25	-0,05	0,01
2 Babimost 168f	0,14	-0,10	0,20	-0,14	-0,20	-0,02	0,13	0,32	0,10	0,59	-0,12	0,04	0,08	-0,03	0,12
3 Babimost 183f	-0,06	0,04	-0,04	-0,10	0,24	0,07	-0,12	0,17	0,03	0,10	-0,13	0,21	0,24	0,06	-0,10
4 Babimost 196l	0,05	0,05	0,16	0,05	0,08	0,01	0,01	0,19	0,10	0,12	0,05	0,28	0,16	0,00	0,13
9 Chojna 143c	0,01	0,13	-0,06	-0,05	0,21	0,19	0,15	0,36	0,03	0,00	0,04	0,25	0,23	0,12	-0,02
10 Chojna 144a	0,19	0,00	0,19	-0,01	-0,17	-0,12	0,13	0,32	0,13	0,12	0,13	0,20	0,04	0,03	-0,03
12 Barlinek 165c	0,16	-0,02	0,07	-0,16	0,00	0,12	-0,12	0,04	-0,01	-0,08	-0,05	0,26	0,26	0,01	0,06
13 Choszczno 198g	0,02	0,06	0,15	0,13	-0,07	0,25	0,35	0,36	0,12	0,09	0,03	0,10	0,15	-0,18	0,13
14 Choszczno 241b	0,08	-0,02	-0,18	0,00	0,08	0,13	-0,06	0,28	0,12	0,03	-0,13	-0,03	0,20	0,09	0,05
15 Choszczno 368b	0,33	-0,09	0,16	-0,09	-0,11	0,11	0,20	0,32	0,01	0,03	-0,22	0,05	-0,09	-0,33	0,43
16 Choszczno 371h – 41 lat	0,10	0,29	0,08	0,32	0,15	0,15	0,29	0,23	0,15	-0,18	0,08	0,29	0,11	0,09	0,09
17 Choszczno 371h	0,22	0,22	0,00	-0,02	-0,04	0,30	0,37	0,26	0,09	-0,20	-0,08	0,01	0,18	-0,05	0,15
18 Czaplinek 149d	-0,02	0,06	-0,19	0,15	0,02	0,07	-0,15	0,16	0,03	0,13	0,11	0,04	0,04	0,11	0,04
19 Dobrzany 445b	-0,11	-0,03	-0,12	0,08	0,23	0,19	-0,02	0,22	0,09	0,12	-0,13	0,20	0,19	0,10	0,07

Symbol powierzchni badawczej	lipiec	sierpień	wrzesień	październik	listopad	grudzień	styczeń	luty	marzec	kwiecień	maj	czerwiec	lipiec	sierpień	wrzesień
20 Gołębki 5j	-0,02	-0,03	0,04	0,09	0,10	-0,02	0,05	0,07	0,19	0,17	0,07	0,01	0,09	-0,02	0,07
23 Grodzisk 50f	0,03	-0,03	0,01	0,05	0,14	-0,05	0,02	0,44	0,11	0,09	0,26	0,25	0,32	0,06	-0,10
24 Grodzisk 55i	-0,06	0,07	0,03	0,06	0,17	-0,01	0,06	0,36	0,18	0,09	0,16	0,23	0,28	0,09	-0,03
25 Grodzisk 59i	0,06	0,03	0,12	0,01	0,24	0,05	0,03	0,45	0,08	0,14	0,30	0,22	0,35	0,06	-0,04
26 Grodzisk 60l	0,02	-0,01	0,12	0,08	0,17	-0,07	0,00	0,37	0,10	0,21	0,22	0,18	0,27	0,06	-0,01
27 Grodzisk 76f	0,17	-0,11	-0,02	-0,07	0,10	-0,13	0,08	0,36	0,17	0,15	0,21	0,21	0,31	-0,08	0,04
28 Gryfino 355c	0,18	-0,08	0,06	-0,11	0,23	0,03	-0,10	0,44	0,01	0,15	0,04	0,24	0,16	-0,18	-0,02
30 Jarocin 241h	0,02	0,05	0,18	0,01	0,16	-0,18	-0,07	0,30	0,31	0,13	0,25	0,19	0,29	-0,06	-0,09
31 Jarocin 241j	0,16	-0,01	0,19	0,05	-0,05	-0,06	-0,18	0,41	0,33	0,26	0,05	0,29	0,26	-0,11	-0,03
34 Kaliska 37z	0,01	0,06	0,11	0,11	-0,01	-0,09	0,17	0,02	0,05	0,06	0,07	0,00	0,05	-0,01	-0,08
37 Karczma Borowa 15l	0,00	0,17	0,10	0,04	0,00	-0,01	-0,01	0,26	0,26	0,19	0,10	0,13	0,31	0,07	0,07
38 Karczma Borowa 18f	-0,08	-0,03	0,18	0,10	0,18	-0,15	-0,10	0,38	0,19	0,01	0,27	0,22	0,37	-0,09	0,11
39 Kościan 180l	0,08	0,08	0,19	0,05	0,02	-0,06	0,06	0,29	0,11	0,26	0,15	0,08	0,12	0,00	-0,02
41 Łęborg 61c	0,20	0,14	-0,03	0,06	-0,03	-0,01	0,05	0,16	0,13	0,06	0,08	0,25	-0,12	0,12	0,12
42 Łęborg 154h	0,08	-0,01	-0,14	-0,13	-0,09	-0,03	-0,05	0,27	0,10	0,06	0,22	-0,03	0,16	0,03	0,09
43 Łęborg 157g	-0,02	0,16	-0,15	-0,28	0,03	-0,05	-0,05	0,13	0,14	0,12	0,04	0,05	0,28	-0,07	-0,05
44 Lubichowo 11g	-0,11	0,05	-0,14	-0,07	0,01	0,29	0,08	0,00	-0,01	-0,18	-0,07	0,09	0,06	0,07	0,26
45 Mieszkowice 43h	0,16	-0,05	0,04	0,00	-0,03	0,22	0,16	0,27	0,16	0,10	0,12	0,29	0,11	0,19	0,09
46 Miradz 71d	0,21	0,03	0,27	-0,10	-0,05	-0,27	0,00	0,08	0,23	0,17	0,14	0,38	-0,14	-0,10	0,29
47 Myślibórz 59b	0,16	-0,12	0,03	0,05	0,08	0,13	-0,06	0,47	0,12	0,01	0,06	0,18	0,18	0,19	-0,05
48 Myślibórz 192c	0,27	0,05	0,13	-0,21	0,10	0,00	0,10	0,24	0,02	0,12	0,07	0,16	-0,03	0,01	0,39
49 Namysłów 36d	0,04	0,02	0,17	0,00	0,00	-0,06	-0,03	0,27	0,23	-0,04	-0,43	0,32	0,15	-0,30	0,18
50 Nowogard 136i	0,26	-0,10	0,01	-0,12	-0,11	-0,10	-0,08	0,06	0,04	0,22	0,01	0,02	0,00	0,02	-0,15
51 Nowogard 301f	0,20	-0,03	-0,07	-0,21	-0,15	0,11	0,01	0,04	0,15	0,36	-0,09	-0,16	-0,05	-0,01	-0,09
52 Nowogard 400h	0,34	0,13	-0,09	-0,10	0,29	0,30	-0,05	0,25	-0,01	0,23	-0,28	0,15	0,13	-0,07	0,12
54 Pniewy 38g	0,07	-0,06	0,02	-0,12	0,06	0,05	0,01	0,43	0,18	0,05	0,18	0,17	0,17	0,02	0,06
55 Runowo 134h	0,10	-0,08	-0,11	0,02	-0,21	-0,07	0,08	-0,09	-0,04	0,18	0,12	-0,22	0,10	-0,20	-0,03
57 Strzelce Krajeńskie 1f	0,01	-0,02	-0,01	0,11	0,08	0,07	-0,04	0,33	0,12	0,01	0,25	0,33	0,29	-0,10	-0,17
58 Strzelce Krajeńskie 230a	0,04	-0,05	-0,06	-0,04	0,11	-0,02	0,05	0,46	0,11	-0,07	0,37	0,22	0,32	-0,01	-0,01
61 Świebodzin 46d	0,00	0,26	0,20	0,05	-0,15	-0,16	-0,18	0,31	0,04	0,16	0,23	0,27	0,19	-0,03	0,21
62 Świebodzin 60k	0,00	0,05	0,09	-0,12	-0,04	0,02	0,02	0,34	0,04	0,08	0,10	0,08	0,29	0,12	-0,03
63 Świerczyna 394g	0,14	0,03	0,01	-0,07	0,31	0,02	-0,34	-0,01	0,04	0,06	0,11	0,23	0,12	0,08	0,06

* Wartości na żółtym tle napisane czcionką pogrubioną oznaczają istotną statystycznie korelację przy poziomie istotności 0,05.

Zróznicowany wpływ warunków klimatycznych na przyrost radialny daglezi potwierdziły wyniki badań Feliksika i Wilczyńskiego (2004a, 2004b, 2004c, 2004d, 2004e, 2004f), które objęły trzy regiony dendrologiczne daglezi w Polsce o przebiegu równo-leżnikowym. Badania potwierdziły, że głównym czynnikiem limitującym występowanie *Pseudotsuga menziesii* w Polsce jest wielkość opadów atmosferycznych. Gatunek ten reaguje wzmożonym przyrostem na grubość pod wpływem odpowiedniej ilości opadów atmosferycznych. W trakcie prowadzonych badań, na podstawie zebranego materiału empierycznego i analizy słoików przyrostów rocznych oraz skorelowaniu ich szerokości z warunkami termiczno-pluwialnymi poszczególnych lat, udało się uzupełnić opracowaną przez Feliksika i Wilczyńskiego (2004a, 2004b, 2004d, 2004e, 2004f) charakterystykę lat wskaźnikowych *Pseudotsuga menziesii* o charakterze ponadregionalnym (tab. 10.3 i 10.4). Informacje o latach pozytywnych i negatywnych i ich silnej korelacji z klimatem są pomocne przy wskazywaniu potencjalnych miejsc hodowli *Pseudotsuga menziesii* w kraju i badaniu perspektyw rozwoju tego gatunku.

Tabela 10.3. Charakterystyka pozytywnych lat wskaźnikowych o charakterze ponadregionalnym (Sagan, 2014)

Pozytywne lata wskaźnikowe	Charakterystyka klimatyczna
1910	Dodatnie temperatury w miesiącach zimowych, ciepła wiosna i bardzo ciepły czerwiec
1916	Bardzo ciepła i krótka zima, chłodne i wilgotne lato
1922	Duża ilość opadów w okresie zimowym i letnim (w lipcu i sierpniu)
1923	Rok charakteryzujący się temperaturami powyżej średniej wieloletniej i niewielkimi sumami opadów
1926	Temperatury i opady w trakcie roku powyżej normy, lato bardzo wilgotne
1927	Wyjątkowo ciepła zima, chłodne maj i czerwiec oraz wilgotne wiosna i lato
1936	Rok z ciepłą zimą, suma opadów atmosferycznych mniejsza od przeciętnej, suche lato
1938	Dodatnie temperatury stycznia i lutego, wyjątkowo ciepły marzec i lato, mokra wiosna
1939	Ciepłe i wilgotne miesiące zimowe, wiosna i lato z dużą ilością opadów
1946	Duże opady latem i wysokie temperatury w lipcu
1961	Ciepły koniec zimy (luty), ciepła wiosna (marzec i kwiecień) oraz wilgotne lato
1965	Mroźna i długa zima, chłodne i suche lato
1966	Mokre lato, w tym szczególnie duże opady w lipcu
1967	Duża ilość opadów w okresie zimowym oraz dodatnie temperatury w grudniu i lutym
1972	Ciepła wiosna i lato, bardzo mała ilość opadów zimą
1981	Bardzo duże opady latem, szczególnie w lipcu, ciepły początek wiosny
1997	Krótką zimą, bardzo mokry lipiec, ciepły i suchy czerwiec i sierpień
2002	Dodatnie temperatury w miesiącach zimowych, szczególnie w styczniu i lutym oraz bardzo ciepłe i mokre lato (sierpień)

Tabela 10.4. Charakterystyka negatywnych lat wskaźnikowych o charakterze ponadregionalnym

Negatywne lata wskaźnikowe	Charakterystyka klimatyczna
1909	Mała suma opadów w zimie (styczeń) i na wiosnę (maj-czerwiec), suchy październik
1914	Suchy luty i lato oraz dodatnie temperatury w zimie (grudzień, luty), upalne lato
1915	Łagodna zima, suche lato i chłodna wiosna (szczególnie marzec)
1917	Bardzo mroźna i długa zima, bardzo ciepłe i suche lato
1921	Zimny listopad, chłodna wiosna oraz bardzo suche lato (szczególnie lipiec)
1925	Dodatnie temperatury w miesiącach zimowych (styczeń, luty), suchy początek lata (czerwiec, lipiec), mokry sierpień
1929	Mroźna zima i chłodna wiosna, czerwiec i lipiec suche
1930	Mała suma opadów zimą i suche lato, dodatnie temperatury w miesiącach zimowych
1934	Rok z mroźnym i suchym lutym, wiosna z niewielką ilością opadów
1935	Mała suma opadów zimą i suche lato
1940	Wyjątkowo mroźna zima, bardzo suche i chłodne lato
1947	Bardzo mroźna zima, ciepłe i suche lato
1956	Wyjątkowo mroźny luty i marzec, zimne lato
1963	Rok z bardzo ostrą zimą oraz z niewielką sumą rocznych opadów, szczególnie latem
1964	Mała suma opadów zimą i bardzo suche lato oraz mroźna zima
1969	Mroźna zima i bardzo suche lato (szczególnie lipiec)
1970	Mroźna zima (styczeń, marzec) i bardzo suche lato
1976	Mroźna i długa zima, chłodne i suche lato
1979	Rok z chłodnymi miesiącami zimowymi (styczeń i luty), bardzo chłodnym oraz wilgotnym lipcem
1986	Duże opady w miesiącach zimowych, suche wiosna i lato, ciepły grudzień i mroźny luty oraz upalne lato



Negatywne lata wskaźnikowe	Charakterystyka klimatyczna
	(lipiec)
1992	Szczególnie sucha wiosna, gorące lato (lipiec, sierpień)
1993	Duża ilość opadów zimą i chłodne lato
2003	Mała suma opadów zimą, suchy przełom wiosny i lata, bardzo mokry sierpień
2006	Mroźna zima oraz upalne i suche lato (z wyjątkiem lipca)
2011	Sucha wiosna i bardzo mokry lipiec

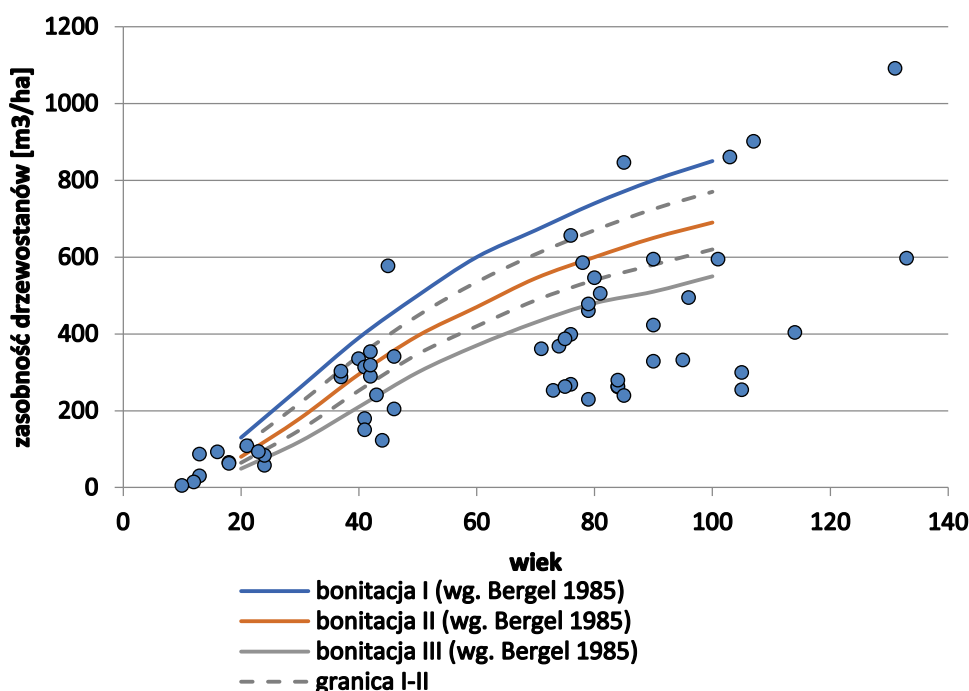
Wartości współczynników korelacji wskazują, że ważnym czynnikiem pozytywnie wpływającym na szerokość słoju przyrostu rocznego jest termika miesięcy zimowych: grudzień, styczeń (ok. 20% badanej powierzchni) oraz miesięcy wczesnowiosennych: luty i marzec (ok. 60% badanej powierzchni). Był to czynnik o charakterze ponadregionalnym, który determinował wielkość przyrostu radialnego daglezi na całym obszarze.

- 1) *Pseudotsuga menziesii* jest gatunkiem niezwykle plastycznym i o szerokim spektrum wymagań. Występuje obecnie na 19 siedliskowych typach lasu, przy czym najliczniej na siedlisku lasu mieszanego świeżego (LMśw) i lasu świeżego (Lśw). Gatunek ten występuje na terenie całego kraju, we wszystkich krainach przyrodniczo-leśnych.
- 2) Szerokość słoju rocznych daglezi w dużym stopniu determinowana jest ilością opadów. W przypadku wpływu temperatury na formowanie się słoja rocznego, znaczenie ma przeciętna temperatura w sierpniu i wrześniu (niższa temperatura jest ujemnie skorelowana z szerokością słoja) oraz lutego i marca (wyższa temperatura jest dodatnio skorelowana z szerokością słoja).
- 3) Wzrost daglezi na grubość w warunkach Polski uwarunkowany jest sumą opadu atmosferycznego w listopadzie poprzedniego roku. Większa ilość opadów niż przeciętna dla miesiąca przekłada się na odłożenie w następnym roku szerszego słoja przyrostu rocznego.
- 4) Pod względem uzyskiwanych przeciętnych wysokości drzewostany daglezjowe w Polsce nie odbiegają od przeciętnych wysokości uzyskiwanych przez ten gatunek w Europie.
- 5) Otrzymane wyniki wskazują, że drzewostany daglezjowe nie wpływają na ograniczenie występowania roślin naczyniowych runa na siedlisku LMśw, natomiast, w porównaniu z modrzewiem, stwierdzono mniej liczne występowanie roślin naczyniowych na terenie siedliska Lśw.



- 6) Wydaje się, że ryzyka ewentualnego eliminowania rodzimych gatunków przez dagleżę można uniknąć przez jej wprowadzanie w roli gatunku domieszkowego. Wymaga to jednak przeprowadzenia szerszych badań.
- 7) Szerokość słoju rocznego przyrostu dagleżi w większym stopniu determinowana jest ilością opadów, głównie w lutym oraz w czerwcu i lipcu, niż temperaturą powietrza. Wpływ temperatury powietrza w lutym i marcu jest dodatnio skorelowany z szerokością słoja. W części drzewostanów stwierdzono ujemne korelacje między szerokością słoja a temperaturą powietrza w sierpniu i wrześniu roku poprzedzającego formowanie się słoja.
- 8) Granice zasięgu występowania *Pseudotsuga menziesii* w Polsce są uwarunkowane wielkością sumy opadów atmosferycznych przypadających na okres wegetacyjny dagleżi. W regionach Polski, w których dotychczas uprawa dagleżi nie była prowadzona lub *Pseudotsuga menziesii* występowała nielicznie (jak na Podlasiu, Lubelszczyźnie czy Podkarpaciu), można wykorzystać potencjał produkcyjny tego gatunku, choć wymaga to przeprowadzenia dodatkowych badań.
- 9) Ze względu na właściwości przyrostowe oraz odporność na choroby i szkodniki, dagleżę zieloną można wykorzystać do zakładania upraw plantacji drzew szybkorosnących z przeznaczeniem na produkcję biomasy drzewnej.
- 10) Największa powierzchnia drzewostanów dagleżi występuje w lasach gospodarczych. Praktycznie wszystkie drzewostany dagleżi są pochodzenia sztucznego, a zdecydowana większość z nich ma mieszany skład gatunkowy.
- 11) Struktura wiekowa drzewostanów jest bardzo nierówna.
- 12) Największa powierzchnia drzewostanów dagleżi w Ukrainie występuje w średnim pasie górskim (501–1000 m n.p.m.), gdzie gatunek ten rośnie zarówno w drzewostanach jednorodnych, jak i mieszanych, charakteryzując się wysoką produktywnością i stabilnością biologiczną.
- 13) Szybki wzrost, znacząca zasobność drewna w stosunkowo krótkim czasie w drzewostanach jednorodnych i mieszanych oraz wysoka odporność biologiczna sprawiają, że *Pseudotsuga menziesii* jest obiecującym gatunkiem drzewa do zalesiania gruntów leśnych (rys. 10.3).





Rys. 10.3. Zasobność grubizny analizowanych drzewostanów daglezjowych na tle krzywych opracowanych dla daglezi w Niemczech przez Bergela (Sagan, 2014; Zasada, Panka i Sagan, 2015).

10.5. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

W Polsce, a także i w Niemczech, powstało dotychczas wiele publikacji naukowych poświęconych wzrostowi daglezi zielonej, jej roli w składzie gatunkowym drzewostanów i m.in. przydatności dla przemysłu drzewnego. Badania nad daglezą w różnym kontekście prowadzili Danckelmann (1884), Eichhorn (1902), Podhorsky (1927), Hengst (1958), Erteld i Hengst (1966), Hermann i Ching (1973), Kenk i Hradetzky (1984), Burzyński (1990), Potapiuk (1994), Klimaszewska (1998), Hessenmöller i in. (2001), Chylarecki (2004), Feliksik i Wilczyński (2003, 2004a, 2004b, 2004c, 2004d, 2004e, 2004f, 2005,), Guericke (2000), Frommhold (2002), Kozakiewicz i Wieruszewski (2005), Spiecker (2010), Panka (2012), Sagan (2014), Bijak (2017), Pötzelsberger i in. (2020), Henin i in. (2019), Giedrowicz, Zastocki, Lachowicz (2021), Kohnle, Klädtke i Chopard (2021), Heinrichs i in. (2022), Prietzel i in. (2023). O znaczeniu daglezi dla gospodarki leśnej i potrzebie zbadania wykorzystania możliwości produkcyjnych tego gatunku w Polsce wspominali Maciejowski (1951), Chylarecki (1976, 2004), Mejnartowicz (1976, 2007), Bruchwald i Dmyterko (2010), Chałupka (2014) oraz Zasada, Panka i Sagan (2015).

Według pierwszej inwentaryzacji tego gatunku w Polsce, przeprowadzonej przez Białoboka i Chylareckiego (1965) na podstawie materiałów ankietowych, stwierdzono, że występowała ona na terenie 366 nadleśnictw w 1169 drzewostanach o łącznej powierzchni



1405,5 ha. Spośród nich 70,42 ha stanowiły drzewostany lite, a 1335,1 ha – drzewostany mieszane z udziałem daglezi. Gatunek ten zajmował w tym czasie około 46% powierzchni wszystkich drzewostanów gatunków egzotycznych w Polsce (Barzdajn, 2013). *Pseudotsuga menziesii* obecnie występuje w Polsce na około 6,4 tys. ha i wchodzi w skład blisko 28 000 wydzieli drzewostanowych. Warto dodać, że uznawana jest za najbardziej rozpowszechniony w europejskim leśnictwie gatunek drzewiasty pochodzenia północnoamerykańskiego. Dość licznie występuje na terenie Wielkiej Brytanii (45 tys. ha), Francji (420 tys. ha) i Niemiec (218 tys. ha), a ostatnio coraz większym zainteresowaniem cieszy się również w Czechach (5800 ha) (Šindelář, 2003; Sturm, 2012; Sychra, Mauer, 2013, Van Loo i Dobrowolska, 2019). Drzewostany mieszane daglezi na wybrzeżu oceanicznym Ameryki Północnej należą do najbardziej produktywnych typów lasów na Ziemi. Według Silletta i in. (2018) największy znany okaz daglezi osiągał wysokość 119,8 m i średnicę 469 cm.

Drzewostany z udziałem daglezi powyżej 50%, które obecnie zajmują w Polsce łączną powierzchnię ponad 3200 ha, posiadają przeciętną pierśnicę przekraczającą 20 cm. Warto dodać, że drzewostany o przeciętnej pierśnicy wynoszącej około 5 cm zajmują prawie 450 ha, czyli aż 25%, co wynika ze znacznego udziału drzewostanów najmłodszych klas wieku. Dla odtworzenia i zachowania zrównoważonej struktury wiekowej (bez zwiększania jej aktualnej powierzchni) konieczne jest utrzymanie tego trendu, co w praktyce przekłada się na konieczność wprowadzania co roku daglezi na powierzchnię co najmniej kilkudziesięciu hektarów. (Sagan, 2014).

Pod względem uzyskiwanych przeciętnych wysokości drzewostany daglejowe w Polsce nie odbiegają od drzewostanów rosnących w innych krajach Europy (Hummel i Christi, 1953; Hengst, 1958; Pardé, 1962; Harrington i Reukema, 1983). Średnio ich wysokość osiąga 45 m (Kusiak i in., 1999; Kozakiewicz i Wieruszewski, 2005), a w niektórych przypadkach nawet więcej. Z przeprowadzonych w trakcie prac terenowych pomiarów okazało się, że w niektórych rejonach (np. nadleśnictwo Bardo, RDLP we Wrocławiu) daglezie dorastają nawet do 59 m wysokości. Są to jednak wysokości znacznie niższe od wysokości odnotowywanych dla daglezi zielonej w USA, gdzie drzewa tego gatunku dorastają nawet do 100 m wysokości (Seneta, 1983; Lipscomb, 1993; Noack, Panka i Wenk, 2009; Chirici, McRoberts i Winter, 2011). Wpływ na to mają zarówno odmienne warunki wzrostu, jak i różnice w sposobie zagospodarowywania daglezi.



Pseudotsuga menziesii, ze względu na dużą intensywność wzrostu i cenne drewno, jest od dawna szeroko uprawiana poza swoim naturalnym zasięgiem. I tak w Europie, w zależności od typów siedliskowych lasu, tworzy drzewostany I–III klasy bonitacji, osiągając w wieku 55 lat produktywność ogólną odpowiednio 924, 696 i 403 m³ · ha⁻¹. Według Eisenreicha (1959) *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis* w Niemczech jest najszybciej rozwijającą się i najbardziej produktywną odmianą. Seibert (1951) badał we Fryburgu dwa drzewostany daglezji (37-letni i 39-letni), które osiągnęły wysokość odpowiednio 29,2 m i 29,3 m, pierśnicę – 33,9 cm i 29,3 cm oraz zapas drewna 560 m³ · ha⁻¹ i 673 m³ · ha⁻¹. Dinkelaker i Hausser (1967) oznaczyli dla podnóża Alp i dla Wielkiej Brytanii poziom produktywności daglezji znacznie wyższy niż wynika to z opracowanych tablic przebiegu wzrostu dla północno-zachodnich Niemiec. Rannert (1972) opisał sztuczną 82-letnią plantację *Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*, z zapasem drewna 1237–1356 m³ · ha⁻¹. Odmiana ta cieszyła się największym zainteresowaniem także we Włoszech (od 1922 r.), a średni jej przyrost, przy obrotach wyrębowych wynoszących 40–45 lat, osiągał 20–23 m³ · ha⁻¹ rocznie. W Rumunii (Transylwania) zapas 48-letnich drzewostanów var. *viridis* w obszarze naturalnego występowania buka osiągał 700 m³ · ha⁻¹ (Ionescu, 1963). Przyrost tej samej formy na Węgrzech osiągał 16–20 m³ · ha⁻¹, a wysokość w wieku 70 lat wynosiła 36–40 m. Zasobność 90-letnich drzewostanów daglezji w Polsce przekraczała 1000 m³ · ha⁻¹ (Głaz, 1984). Według Smaglûka (1976) w Wielkiej Brytanii powstało ponad 15 000 ha upraw tego gatunku. W ciągu 50 lat poszczególne drzewostany tego gatunku zgromadzą ponad 1000 m³ · ha⁻¹ drewna.

Sztuczne drzewostany daglezji były dość produktywne w Ukrainie, zwłaszcza w regionie karpackim. Borins'kij i Gunčak (1990) zauważyli, że drzewostany złożone z *Pseudotsuga menziesii* zachowują się tak samo dobrze w Karpatach, jak i w Niemczech, Austrii, Polsce oraz innych krajach Europy.

Trudnym problemem w introdukcji i hodowli daglezji jest stosowanie odpowiednich form, ekotypów (klimatów) i odmian gatunku. Niektóre istotne aspekty tego zagadnienia poruszane są w pracach naukowych (Romeder i Šenbah, 1962; Hack, 1971, Holubčik, 1976, Behler, 1980, Hmilevskij, 1987; Debrinûk, 1999).

Badania przeprowadzone przez Puchałkę i Płachockiego (2014) wyjaśniały różnice występujące w ilości gatunków i ich frekwencji jako efekt zróżnicowanych warunków świetlnych i termicznych. Stąd np. pod okapem *Pseudotsuga menziesii* i *Fagus sylvatica*, któ-



re silniej zacieniają powierzchnię, odnotowuje się mniejszą liczbę gatunków acidofilnych lasów liściastych, które mają duże wymagania świetlne. Ograniczający wpływ zacienienia na różnorodność gatunkową lasów zauważyli m.in. Kiedrzyński (2008) oraz Krzechowski i in. (2010). Można wyciągnąć wniosek, że nie sam (lub nie tylko) gatunek wpływa na bioróżnorodność środowiskową, ale istotna jest również forma zwarcia utrzymywana w drzewostanie, warunkująca dostęp światła do dna lasu.

Badania i doświadczenia z hodowli daglezi w Czechach i Niemczech wykazują, że możliwe jest uniknięcie ewentualnego negatywnego efektu przez wprowadzanie gatunku do drzewostanów jako domieszki, która znacznie podnosi produktywność drzewostanów, a jednocześnie nie powoduje negatywnych skutków środowiskowych (Baade, 1996; Wall de i in., 1998; Guericke, 2000; Šindelář, 2003; Viewegh i in., 2014).

Z przeprowadzonych analiz bazy Systemu Informatycznego Lasów Państwowych (SILP) wynika, że największa przeciętna pierśnica drzewostanów daglezi zielonej w Polsce osiągała średnio do 85 cm (Nadleśnictwo Choszczno, RDLP w Szczecinie). Na mierzonych powierzchniach próbnych obserwowano przeciętną pierśnicę powyżej 90 cm (Nadleśnictwo Choczewo, RDLP w Gdańsku). W literaturze można znaleźć informacje o jeszcze większych wymiarach drzew. Sagan i in. (2013) za Chylarecki (2004) stwierdzili, że w warunkach Polski daglezie osiągają w wieku 100 lat grubość nawet do 99 cm.

Porównując krzywe określające przebieg klas bonitacji dla daglezi w Niemczech i Stanach Zjednoczonych można stwierdzić, że wzrost daglezi w Polsce kształtował się podobnie, a w wieku powyżej 40 lat przeciętna wysokość drzewostanu daglezi w Polsce, często znajdowała się poniżej III klasy bonitacji. Mimo tego przeciętna wartość bonitacji dla daglezi w Polsce jest wyższa od wartości bonitacji dla rodzimych gatunków drzew. Bonitacja drzewostanów daglezi w Polsce dla młodszych klas wieku pokrywa się z I klasą bonitacji daglezi według Kanzowa-Wiedemanna (Czuraj, 1990), natomiast w wieku około 80 lat spada i osiąga II klasę bonitacyjną. Świadczy to o zbliżonym do warunków niemieckich potencjale wzrostowym daglezi w Polsce (Sagan, 2014).

Mniejsze zagęszczenie drzew w drzewostanach daglezi zielonej w Polsce w porównaniu z liczbą pni w drzewostanach w zachodniej Europie i Ameryce Północnej przekłada się na osiąganą zasobność grubizny. W wieku około 90 lat analizowane drzewostany dagleziowe osiągnęły zasobność grubizny wynoszącą około $850 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$.





W wieku 131 lat badany drzewostan daglezjowy z Nadleśnictwa Kaliska osiągnął zasobność grubizny wynoszącą prawie 1100 m³/ha. Oznacza to, że daglezje w Polsce, przy dużo mniejszej liczbie drzew na powierzchni (200 szt./ha w wieku 90 lat) uzyskują podobną miąższość grubizny jak jodła przy większej liczbie drzew (500 szt. · ha⁻¹) (Sagan, 2014).

Wartość wskaźnika zagęszczenia drzewostanu *SDI* określa intensywność „konkurencji” w drzewostanie, może on być stosowany w planowaniu cięć pielęgnacyjnych (Reineke, 1933; Long, 1985; Zeide, 2005; Vacchiano i in. 2008; Socha i Zasada, 2014). Okazało się, że zaledwie około 30% z badanych drzewostanów daglezjowych wykazało maksymalną wartość *SDI* wynoszącą powyżej 870 (Long, 1985). Przeprowadzone analizy wykazały, że w 68% drzewostanów daglezjowych w Polsce nie ma konieczności prowadzenia cięć pielęgnacyjnych, co może wynikać ze zbyt intensywnego ich przycinania w młodym wieku. Przyjmując za Reineke (1933), Longiem (1985) oraz Vacchiano i in. (2008), że drzewostan uzyskuje maksymalny przyrost, jeśli przeciętna wartość *SDI* zawiera się w przedziale 35–60% maksymalnej wartości dla określonego gatunku drzewa, trzeba uznać sposób prowadzenia drzewostanów daglezjowych w Polsce za nieodpowiedni dla tego gatunku. Już 100 lat temu Biehler (1922) i Miklaszewski (1928) uznali daglezję zieloną za gatunek charakteryzujący się najlepszymi właściwościami wzrostowymi spośród wszystkich obcych gatunków iglastych, co potwierdziły wyniki uzyskane podczas prowadzonych badań. Wykazały one jednak także potrzebę dokonania zmian w prowadzeniu drzewostanów daglezjowych pod względem hodowlanym.

Wielu badaczy stwierdziło znaczną różnicę wartości wskaźników wydajności dla poszczególnych ekotypów (Ėjzenrejh, 1959; Karmazin, 1967; Günzl i Kohl, 1975; Röhrig, 1976; Smagłûk, 1976; Pirags, 1977, 1979; Logginov, 1988).

Logginov (1988) opisał trzy odmiany daglezji – zieloną, szarą i sinozieloną, które z kolei posiadają szereg form przejściowych, różniących się od siebie cechami morfologicznymi i ekologicznymi.

Odmiana daglezji zielonej budzi, stale rosnące, zainteresowanie ze względu na potencjał wzrostowy tego gatunku, ważny dla zachowania stabilności ekosystemów leśnych (stabilności drzewostanów). Współczesne badania genetyczne, przeprowadzone na podstawie pobranego pyłku roślin, ukrytego w pozostałościach z poprzednich epok, świadczą o obecności tego gatunku na tzw. starym lądzie (Hermann i Ching, 1973). Krausel (1926)



i Zalewska (1961), na podstawie szczątków rodzaju *Pseudotsuga*, datują występowanie daglezi zielonej na przykład na terenie Polski na czas powstania utworów miocenich (od 23,03 mln do 5,33 mln lat temu).

Śledząc niektóre scenariusze opracowane przez badaczy zajmujących się dostosowaniem zasięgu występowania gatunków do zmian klimatu, np. w pracy Dyderskiego i in. (2017) można wyciągnąć wniosek, że potencjał zachowawczy, o jakim piszą inni autorzy (np. Bruchwald i Dmyterko, 2010), w zależności od scenariusza klimatycznego, może nie być tak duży. Niemniej jednak w oparciu o aktualną wiedzę opartą na wieloletnich badaniach prowadzonych na terenie całej Europy, można stwierdzić, że *Pseudotsuga menziesii* jest pełnowartościowym składnikiem np. polskich lasów. Może ona efektywnie zwiększać stabilność drzewostanów w warunkach zmieniającego się klimatu, o czym świadczą uzyskane ostatnio wyniki badań dotyczących względnej szybkości wzrostu (ang. *relative growth rate*, RGR) (Sagan, 2014).

Otrzymane wyniki badań wykazały, że drzewostany daglezjowe zalicza się do względnie stabilnych, czyli takich, które posiadają cechy względnie odporne. Należy jednak obserwować, czy ich stabilność, jak podaje Stępień (2014), nie ma tendencji do zmniejszania się. Okazało się, że stabilność drzewostanów daglezjowych w Polsce nie jest powiązana z siedliskiem. Drzewostany daglezjowe w warunkach polskich wykazują ponadto większą stabilność, zgodnie z klasyfikacją Stępnia (2014), niż badane drzewostany modrzewiowe. Większą stabilność drzewostanów daglezjowych nad rodzimymi gatunkami drzewiastymi (świerkiem i sosną) potwierdzili również Bruchwald i in. (2013). Przez swoje cechy wymiarowe, duże zdolności produkcyjne i plastyczność w dostosowaniu się do warunków klimatycznych, *Pseudotsuga menziesii* może stanowić podstawę stabilności polskich drzewostanów. Może jednocześnie przełożyć się to na wzrost naturalnej produktywności polskich lasów, na co niejednokrotnie zwracali uwagę Cieślak (1901), Chrempieńska (1998) i Paschalis-Jakubowicz (2012).

Kozakiewicz i Wieruszewski (2005) podkreślali, że *Pseudotsuga menziesii* jest obecnie najważniejszym obcym gatunkiem drzewa w europejskim leśnictwie. Biorąc pod uwagę uzyskane wyniki, skonfrontowane z dostępną literaturą na temat daglezi w Polsce, można pokusić się o stwierdzenie, że jej hodowla ma obiecujące perspektywy.



10.6. WNIOSKI

- 1) Przeprowadzona analiza materiałów dotyczących obecności daglezi zielonej na terenie Polski wykazała, że do naszego kraju została sprowadzona już w 1826 r.
- 2) Powierzchnia zajmowana obecnie przez daglezie zieloną (7066,97 ha w 33 396 wydzieleniach) jest większa niż raportowana podczas ostatniej oficjalnej inwentaryzacji tego gatunku na terenie Polski, przeprowadzonej w 1965 r., o 4969,85 ha.
- 3) *Pseudotsuga menziesii* jest gatunkiem niezwykle plastycznym i o szerokim spektrum wymagań. Występuje obecnie na 19 siedliskowych typach lasu, przy czym najliczniej na siedlisku lasu mieszanego świeżego i lasu świeżego. Gatunek ten występuje na terenie całego kraju, we wszystkich krainach przyrodniczo-leśnych.
- 4) Potencjał wzrostowy *Pseudotsuga menziesii* nie jest w pełni wykorzystywany z uwagi na zbyt silne trzebieże prowadzone w młodszym wieku drzew (zbyt małą liczbę drzew pozostających w drzewostanach o starszych klasach wieku). Mimo to uzyskiwana przez *Pseudotsuga menziesii* zasobność drewna przewyższa zasobność uzyskiwaną w Polsce przez inne gatunki; z rodzimych gatunków pod tym względem dorównuje jej wyłącznie jodła.
- 5) Szerokość rocznego przyrostu słoju daglezi w większym stopniu determinowana jest ilością opadów. W przypadku wpływu temperatury na formowanie się słoja rocznego, znaczenie ma przeciętna temperatura w sierpniu i wrześniu (niższa temperatura jest ujemnie skorelowana z szerokością słoja) oraz lutego i marca (wyższa temperatura jest dodatnio skorelowana z szerokością słoja).
- 6) Wzrost daglezi na grubość w warunkach polskich uwarunkowany jest opadami przypadającymi na listopad poprzedniego roku. Większy opad niż przeciętny dla miesiąca przekłada się na odłożenie szerszego słoja w roku następnym.
- 7) Zasięg występowania daglezi zielonej w Polsce jest uwarunkowany wielkością sumy opadów atmosferycznych przypadających na okres wegetacyjny daglezi. W regionach Polski, w których dotychczas uprawa daglezi nie była prowadzona lub *Pseudotsuga menziesii* występowała nielicznie (np. na Podlasiu, Lubelszczyźnie czy Podkarpaciu), można wykorzystać potencjał produkcyjny tego gatunku, choć wymaga to przeprowadzenia dodatkowych badań.





- 8) *Pseudotsuga menziesii* jest pełnowartościowym składnikiem polskich lasów, mogącym efektywnie zwiększać stabilność drzewostanów w warunkach zmieniającego się klimatu, o czym świadczą uzyskane wyniki współczynnika GC% w ostatnich latach.

LITERATURA

- Baade U. (1996.): Anlage und Auswertung einer Douglasien-Buchen-Wuchsreihe im Wuchsbezirk Geest-Mitte. Diplomarbeit am Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde der Universität Göttingen, Göttingen, Georg-August-Universität.
- Barzdajn W. (2013): Porównanie rodów daglezi (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w doświadczeniu w Nadleśnictwie Manowo. Sylwan, T. 157(3), 204-212.
- Behler H. (1980): Über die Zukunft der Douglasie aus forstwirtschaftlicher Sicht. Allgemeine Forstzeitschrift, H. 9-10, 222-224.
- Bellmann E., Schönbach H. (1964): Erfolgsaussichten der Auslesezüchtung auf Forstresistenz bei der grünen Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Archiv für Forstwissenschaft, H. 13, 307-331.
- Bergel D. (1985): Douglasien-ertragstafel für Nordwestdeutschland. W: R. Schober (Red.), Ertragstafeln wichtiger Baumarten. Dritte, neubearbeitete und erweiterte Auflage. Frankfurt am Main, J. D. Sauerländer's Verlag.
- Białobok S., Chylarecki H (1965): Badania nad uprawą drzew obcego pochodzenia w Polsce w warunkach środowiska leśnego. Arboretum Kórnickie, nr 10, 211-275.
- Biehler R. (1922): Hodowla lasu: Część ogólna z dodatkiem wykazującym normy wydajności pracy przy robotach wchodzących w zakres hodowli lasu. Warszawa, Księgarnia Wydawnicza Trzaska, Evert i Michalski.
- Bijak S. (2017): Różnicowanie bonitacji wzrostowej drzewostanów dagleziowych w Polsce. Sylwan, T. 161(3), 208-217.
- Biondi F., Waikul K. (2004): DendroClim2002: AC++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. Computers and Geosciences, Vol. 30, 303-311.
- Borins'kij M. M., Gunčak M. S. (1990): Produktivnist' i osnovi vedennâ gospodarstva v derevostanah duglasii Karpat. Tez. dop. Resp. nauk.-tehn. konf. "Sistemi vedennâ lisovogo gospodarstva v girs'kih umovah Karpat" (s. 56-57). Ivano-Frankivs'k, In-t girs'k. I-va.
- Borowski M. (1974): Przyrost drzew i drzewostanów. Warszawa, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Bronisz A., Bronisz K., Bijak S., Tomusiak R., Wojtan R., Zasada M. (2010): Dendroclimatological investigation on radial growth of silverfir from inside and outside distribution range in Poland. W: T. Levanić (Red.), TRACE-Tree Rings in Archeology, Climatology and Ecology, Vol. 8. Potsdam, Telegrafenberg.
- Bruchwald A., Dmyterko E. (2010): Metoda określania ryzyka uszkodzenia drzewostanu przez wiatr. Leśne Prace Badawcze, T. 71(2), 165-173.
- Bruchwald A., Dmyterko E., Korzybski D., Mionskowski M. (2013): Opracowanie symulacji zagrożeń od czynników abiotycznych ekosystemów leśnych. Sprawozdanie końcowe wykonane na zlecenie DGLP. Sękocin Stary, Instytut Badawczy Leśnictwa.
- Bruchwald A., Dudek A., Michalak K., Rymer-Dudzińska T., Wróblewski L., Zasada M. (1999): Model wzrostu dla drzewostanów świerkowych. Sylwan, T. 143(1), 19-31.
- Bruchwald A., Rymer-Dudzińska T. (1981): Zastosowanie funkcji Naslund'a do budowy stałych krzywych wysokości dla świerka. Sylwan, T. 125(6), 21-29.
- Bruchwald A., Zasada M. (1995): Kształtowanie się struktury drzewostanów sosnowych na stałych powierzchniach doświadczalnych w Nadleśnictwie Maskulińskie. Sylwan, T. 139(3), 67-76.
- Burzyński G. (1990): Wrażliwość jedlicy na mrozy zimowe w latach 1975–1980 na powierzchniach proveniencyjnych Instytutu Badawczego Leśnictwa. Sylwan, T. 124(4), 37-49.





- Chałupka W. (2014): Zasoby genowe i potencjał hodowlany daglezi (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w lasach niektórych krajów europejskich. Sylwan, T. 158(5), 331-339.
- Chirici G., McRoberts R. E., Winter S. (2011): National Inventories: Contribution to Forest Biodiversity Assessments. New York, Springer.
- Chrempińska Z. (1998): Organizacyjne i prawne uwarunkowania zrównoważonego rozwoju leśnictwa. Kongres Leśników Polskich. T. 2. Warszawa, Agencja Reklamowo-Wydawnicza A. Grzegorzcyk.
- Chylarecki H. (1976): Badania nad daglezią w Polsce w różnych warunkach ekologicznych. Arboretum Kórnickie, nr 21, 15-123.
- Chylarecki H. (2004): *Pseudotsuga menziesii* w lasach Polski. Poznań, Bogucki Wydawnictwo Naukowe.
- Cieślak A. (1901): Über Anbauversuche mit fremdländischen Holzarten in Österreich.
- Czuraj M. (1990): Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów opracowane na podstawie wyników pomiarów badań polskich, niemieckich, radzieckich i holenderskich dla gatunków drzew leśnych naszej strefy geograficznej. Warszawa, PWRiL.
- Danckelmann B. (1884): Anbauversuche mit ausländischen Holzarten in den preussischen Staatsforsten. Bonn, ZfFJ.
- Debrinûk Ū. M. (1999): Deâki aspekti întrodukciî *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco v zahîdnomu Lisostepu Ukraîni. Naukovij Visnik, T 9(9), 81-88.
- Dinkelaker H., Hausser K. (1967): Height, volume, and value performance of Douglas Fir, Japanese Larch, and Norway Spruce on comparable sites. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, Vol. 138(2/3), 25-43.
- Dyderski M. K., Paż S., Frelich L. E., Jagodziński A. (2017): How much does climate change threaten European forest tree species distributions? Global Change Biology, Vol. 24(3), 1150-1163.
- Eichhorn F. (1902): Ertragstafeln für die Weistanne. Berlin, Verlag von Julius Springer.
- Eisenreich H. (1959): Schnellwachsende Holzarten (Fast-growing timber species). Berlin, Deutscher Bauernverlag.
- Ëjzenrej H. (1959): Bystrorastušie drevesnye porody: Per. s nem. Moskva, Izd-vo inostr. litry.
- Elfving B., Kiviste A. (1997): Construction of site index equations for *Pinus sylvestris* L. using permanent plot data in Sweden. Forest Ecology and Management, Vol. 98(2), 125-134.
- Erteld W., Hengst E. (1966): Waldertragslehre. Radebeul, Neumann Verlag.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2003): Tree rings as indicators of environmental change. Electronic Journal of Polish Agricultural Universities, Vol. 6(2), 03.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004a): Dendroclimatic regions of Douglas fir *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco in western and northern Poland. Dendrobiology, nr 52, 9-15.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004b): Dendroclimatological regions of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) in western Poland. European Journal of Forest Research, Vol. 123(1), 39-43.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004c): Klimatyczne uwarunkowania przyrostu radialnego daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) rosnącej na obszarze Polski. Sylwan, T. 148(12), 31-38.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004d): Lata wskaźnikowe daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) na obszarze Polski. Sylwan, T. 148(12), 39-47.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004e): Lokalne wzorce przyrostowe daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w Polsce. Sylwan, T. 148(12), 3-13.
- Feliksik E., Wilczyński S. (2004f): Telekoneksja chronologii przyrostów radialnych daglezi (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). Ogólnopolski oraz regionalne wzorce przyrostowe. Sylwan, T. 148(12), 14-22.
- Feliksik E., Wilczyński S., Durlo G. (2005): Dendroklimatologiczna charakterystyka daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) występującej w Karpatach Polskich. Acta Scientiarum Polonorum Seria Silvarum Colendarum Ratio et Industria Lignaria, Vol. 1(4), 11-21.





- Fritts H. C. (1976): Tree-rings and climate. London, Academic Press.
- Frommhold H. (2002): Technologische Eigenschaften und Verwendung des Holzes. Eberswalde, Potsdam, Ausländische Baumarten in Brandenburgs Wäldern.
- Giedrowicz A., Zastocki D., Lachowicz H. (2020): Pozyskanie drewna daglezji zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w Lasach Państwowych w latach 2006–2018 oraz znaczenie drewna tego gatunku w Polsce i Europie. Sylwan, T. 164(11), 920-934.
- Głaz J. (1984): Występowanie i stan drzewostanów jedlicy (*Pseudotsuga douglasii* Lindl.) w lasach Państwowych Polski. Sylwan, T. 128(6), 9-22.
- Gonzalez I. G. (2001): Weiser: a computer program to identify event and pointer years in dendrochronological series. Dendrochronologia, Vol. 19(2), 239-244.
- Guericke M. (2000): Waldwachstumskundliche Untersuchungen in gleichartigen Buchen-Douglasienmischbeständen im Westniedersächsischen Tiefland. Forst und Holz, H. 55, 719-722.
- Günzl L., Kohl A. (1975): Erfolgreicher Douglasienanbau – eine Frage der richtiger Herkunftsfindung. Allgemeine Forstz, H. 3, 78-79.
- Hack W. (1971): Douglasien-Herkünfte und Douglasien-Anbau in rauhen Lagen. Allgemeine Forstzeitschrift, H. 45, 924-926.
- Hägglund B., Lundmark J. E. (1977): Site index estimation by means of site properties of Scots pine and Norway spruce in Sweden. Studia Forestalia Suecica, nr 138, 5-38.
- Harrington C. A., Reukema D. L. (1983): Initial Shock and Long-Term Stand Development Following Thinning in a Douglas-fir Plantation. Forest Science, Vol. 29(1), 33-46.
- Heinrichs S., Dölle M., Vor T., Balcar P., Schmidt W. (2022): Understory vegetation dynamics in non-native Douglas fir forests after management abandonment – a case study in two strict forest reserves in southwest Germany. Diversity, Vol. 14, 795.
- Hengst E. (1958): Ertragskundliche Untersuchungen der Douglasie. W: K. Göhre, Die Douglasie und ihr Holz (s. 19-226). Berlin, Walter de Gruyter GmbH & Co.
- Henin J. M., Pollet C., Schmitt U., Blohm J. H., Koch G., Melcher E., Welling J., Brüchert F., Kohnle U., Sauter U. H. (2019): Technological properties of Douglas-fir wood. W: H. Spiecker, M. Lindner, J. Schuler (Red.), Douglas-fir – an option for Europe (s. 89-97). Joensuu, Finland, European Forest Institute.
- Hermann R. K., Ching K. K. (1973): Paleohistory of the genus *Pseudotsuga*. Göttingen, IUFRO.
- Hessenmöller D., Lüdemann G., Nagel J., Gadow K. (2001): Untersuchungen zum potentiellen Wachstum der Douglasie in Nordwestdeutschland. Forst & Holz, H. 56(12), 366-369.
- Hmilevskij V. M. (1987): Povyšenie produktivnosti lesov Lesostepi Ukrainy putem introdukcii duglasii zelenoj: Avtoref. dis. kand. s.-h. nauk. Har'kov, UkrNIILHA.
- Holmes R. L. (1983): Computer assisted quality control In tree-ring dating and mearesurement. Tree-Ring Bulletin, Vol. 43, 69-78.
- Holmes R. L. (1999): Dendrochronology Program Library (DPL) Users Manual. Tucson, University of Arizona.
- Holubčík M. (1976): Prvé výsledky medzinárodného provenienčného pokusu s douglaskou na Slovensku. Lesné Časopismo, nr 3, 213-236.
- Hummel F. C., Christie J. (1953): Revised Yield Tables for Conifers in Great Britain. London, Forestry Commission.
- Ionescu A. (1963): Aspekte privind cultura duglasului verde si a pinului strob. Revista Pădurilor, Vol. 78(8), 434-437.
- Karmazin R. V. (1967): Introducirovannye hvoynye drevesnye porody Prikarpat'â i vozmožnosti ih ispol'zovaniâ v lesokul'turnoj praktike. Tez. dokl. naučn.-proizvodstv. konf. "Lesonasaždeniâ i povyšenie proizvoditel'nosti lesa" (s. 30-32). Drogobyč, Drogobyčskij pedagogičeskij institut.



- Kempf P. (2021): Obce gatunki drzew w lasach miejskich Krakowa, ich kondycja zdrowotna oraz wpływ na właściwości gleb. Rozprawa doktorska. Kraków, Uniwersytet Rolniczy im. Hugona Kołłątaja, Wydział Leśny (niepublikowana).
- Kenk G., Hradetzky J. (1984): Behandlung Und Wachstum der Douglasien in Baden-Wurttemberg. Baden-Wurttemberg, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg.
- Kiedrzyński M. (2008): The impact of forest management on the flora and vegetation of old oak-stands (An example from The Spała Forest, central Poland). *Nature Conservation*, Vol 65, 51-62.
- Kleinschmit J., Bastien J. C. (1992): IUFRO's role in Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) tree improvement. *Silvae Genetica*, Vol. 41(3), 161-173.
- Klimaszewska J. (1998): Ocena modelu wzrostu dla daglezji. Praca magisterska. Warszawa, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego (niepublikowana).
- Kohnle U., Klädtke J., Chopard B. (2021): Waldbau mit Douglasie in Deutschland und in Frankreich. Schweiz. Z. Fur Forstwes, H. 172, 66-75.
- Kozakiewicz P., Wieruszewski M. (2005): *Pseudotsuga menziesii* zielona (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) – drewno egzotyczne z Ameryki Północnej. *Przemysł Drzewny*, nr 2, 15-20.
- Krausel R. (1926): Fossile Coniferenhoelzer in Engler-Prant 1. Die Natuerlichen Pflanzenfamilien. T. 13. Leipzig, Wilhelm Engelmann.
- Krzeczowski J., Piórek K., Falkowski M. (2010): Stan zachowania flory rezerwatu Biele (Nadleśnictwo Sokołów Podlaski) po 20 latach ochrony. *Sylvan*, T. 154(6), 429-436.
- Kusiak W., Klimko M., Chylarecki H., Król S., Kuświk H., Szychowiak W., Urbański P., Janyszek S. (1999): Przyrodnicze warunki występowania i uprawy daglezji (*Pseudotsuga* Carr.) w Polsce. Opracowanie na zlecenie PGL LP. Poznań, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe.
- Vorratsermittlung (2011): Landesverwaltungsamt Referat Forst- und Jagdhoheit. Leitfanden zur Vorratsermittlung von Waldbeständen und zur Bewetung forstrechtlicher Sachverhalte. Redaktionsschluss: 21 Oktober 2011. Bezug: Waldgesetz für das Land Sachsen-Anhalt (WaldG LSA) vom 13.04.1994 (GVBl.LSA Nr. 17/1994, S. 520).
- Lipscomb B. (1993): *Flora of North America*. T. 2. Pteridophytes and Gymnosperms. Oxford, Oxford University Press.
- Logginov V. B. (1988): Introdukcijonaâ optimizaciâ lesnyh kul'turcenzov. Kiïv, Nauk. dumka.
- Long J. N. (1985): A practical approach to density management. *Forest Chronicle*, Vol. 61, 23-37.
- Maciejowski K. (1951): *Egzoty naszych lasów*. Warszawa, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Mejnartowicz L. (1976): Genetic investigation on Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) populations. *Arboretum Kórnickie*, nr 21, 125-187.
- Mejnartowicz L. (2007): Productivity of Douglas fir populations in the IUFRO provenance experiment at age 39. Raport dla Instytutu Dendrologii PAN (niepublikowana).
- Miklaszewski J. (1928): *Lasy i leśnictwo w Polsce*. T. 1. Warszawa, Zakłady Graficzne „Nasza Drukarnia”.
- Mitchell T. D., Jones P. (2005): An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology*, Vol. 25, 693-712.
- Näslund M. (1929): Antalet provträäd och höjdkurvans noggrannhet. *Meddelanden från statens shogsförsöksanstalt*, Vol. 25, 93.
- Niculescu V. N., Mason W. L., Bastien J. Ch., Vor T., Petkova K., Podrázský V., Dodan M., Perić S., La Porta N., Brus R., Andrašev S., Slávik M., Modranský J., Pástor M., Rédei K., Cvjetkovic B., Sivacioğlu A., Lavnyy V., Buzatu Goanță C., Mihăilescu G. (2023): Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) in Europe: an overview of management practices. *Journal of Forestry Research*, Vol. 34, 871-888.





Noack M., Panka S., Wenk S. (2009): Die Douglasie im nordostdeutschen Tiefland. Chancen und Risiken im Klimawandel Beitrag zur standortökologischen Leistungsfähigkeit der Grünen Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* var. *viridis*) im Nordostdeutschen Tiefland. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band, H. 43, 33-41.

Panka S. (2012): Gatunki drzew obcego pochodzenia na leśnych powierzchniach doświadczalnych Brandenburgii. Rocznik Polskiego Towarzystwa Dendrologicznego, T. 60, 21-42.

Pardé J. (1962): Un record impressionnant les du Hochwald. Revue Forestière Française, 8/9, 733-737.

Paschalis-Jakubowicz P. (2012): Uwarunkowania strategii rozwoju Lasów Państwowych. Warszawa, Centrum Informacyjne Lasów Państwowych.

Pirags D. M. (1977): Naučnye osnovy razvedeniâ i selekcii duglasii *Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco v Latvijskoj SSR: Avtoref. dis. d-ra s.-h. nauk. Moskva, Moskov. lesotehn. in-t.

Pirags D. M. (1979): Duglasiâ v Latvijskoj SSR. Razvedenie i selekcii. Riga, Zinatne.

Podhorsky J. (1927): Neues über die Douglasie in Europa. Forst und Jagd Zeitung. Frankfurt a. M., J. D. Gauerlânders Verlag.

Potapiuk M. (1994): Kształtowanie się struktury drzewostanu daglezjowego na stałej powierzchni doświadczalnej w Nadleśnictwie Bystrzyca Kłodzka. Praca magisterska. Warszawa, SGGW (niepublikowana).

Pötzelsberger E., Spiecker H., Neophytou Ch., Mohren G. M. J. (2020): Growing Non-native Trees in European Forests Brings Benefits and Opportunities but Also Has Its Risks and Limits. Current Forestry Reports, Vol. 6, 339-353.

Prietz J., Weis W., Bachmann S., Kern M. (2023): Effects of Douglas fir cultivation in German forests on soil seepage water quantity and quality. Forest Ecology and Management. Vol. 546(6), 121379.

Puchałka R., Płachocki D. (2014): Roślinność naturalna acidofilnej dąbrowy oraz plantacji sosny, daglezji i buka w rezerwacie Dąbrowa Krzymowska (Puszcza Piaskowa). Sylwan, T. 158(3), 212-220.

Rannert H. (1972): Leistung der Douglasie auf Kreideflisch. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, H. 83(9), 249-250.

Reineke L. H. (1933): Perfecting a stand-density index for even-aged forest. Journal of Agricultural Research, Vol. 46, 627-638.

Röhrig E. (1976): Anzucht und Pflanzung von Douglasien. Der Forst- und Holzwirt, H. 15. 295-296.

Romeder Ě., Šenbah G. (1962): Genetika i selekcii lesnyh porod: Per. s nem. Moskva, Sel'hozizdat.

Rymer-Dudzińska T., Dudek A., Michalak K., Wróblewski L., Siekierski K., Bosiak P., Zasada M. (1997): Wzrost wysokości i grubości drzew różnych klas Krafta w drzewostanach sosnowych sąsiadujących z Elektrownią Kozienice. Sylwan, T. 141(1), 5-23.

Sagan J. (2014): Historia, stan i perspektywy hodowli daglezji zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w Polsce. Rozprawa doktorska. Warszawa, Szkoła Główna Gospodarstwa Wiejskiego, Wydział Leśny (niepublikowana).

Sagan J., Wilczyński S., Tomusiak R., Potocki M., Zasada M. (2013): Do daglezji trzeba przekonać. Las Polski, nr 6, 16-17.

Schmid M., Pautasso M., Holdenrieder, O. (2014): Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. European Journal of Forest Research, Vol. 133, 13-29.

Schober R. (1956): Ergebnisse von Anbauversuchen mit ausländischen Holzarten. Nederlands Bosbouw Tijdschrift, Vol. 28, 187-202.

Schweingruber F. H., Eckstein D., Serre-Bachet F., Bräker O. U. (1990): Identification, presentation and interpretation of event years and pointer years in dendrochronology. Dendrochronologia, Vol. 8, 9-39.

Scotti R., Corona P., la Marca O., Marziliano P., Tarchiani N., Tomaiuolo M. (1995): Growth model for Italian Douglas fir plantation. W: J. P. Skovsgaard, H. E. Burkhart (Red.), Recent Advances in Forest Mensuration and Growth and Yield Research. Proceedings from 3 sessions of Subject Group S4.01 Mensuration, Growth and Yield at the 20th World Congress of IUFRO. Risskov, Danish Forest and Landscape Research Institute.





- Seibert P. (1951): Die Douglasie im Stadtwald Freiburg. Allg. Forst- und Jagt-Zeitung., nr 1950/1951, 158.
- Seneta W. (1983): Dendrologia. Warszawa, Wydawnictwo Naukowe PWN.
- Shaw J. D. (2005): Reineke's Stand Density Index: Where Are We and Where Do We Go From Here? Proceedings: Society of American Foresters 2005 National Convention. October 19-23, 2005. Bethesda, MD, Society of American Foresters.
- Sillett S. C., Van Pelt R., Freund J. A., Campbell-Spickler J., Carroll A. L., Kramer R. D. (2018): Development and dominance of Douglas-fir in North American rainforests. Forest Ecology and Management, Vol. 429, 93-114.
- Šindelář J. (2003): Aktuální problémy a možnosti pěstování douglasky tisolisté. Lesnická práce, nr 81, 14-16.
- Smaglík K. K. (1976): Įntrodukovani hvojnį lisoutvorųvači. Karpati, Užgorod.
- Socha J. (2004): Ocena dokładności stałych krzywych wysokości dla drzewostanów świerkowych. Sylwan, T. 148(6), 3-9.
- Socha J., Orzeł S. (2013): Dynamiczne krzywe bonitacyjne dla sosny zwyczajnej (*Pinus sylvestris* L.) z południowej Polski. Sylwan, T. 157(1), 26-38.
- Socha J., Zasada M. (2014): Zagęszczenie i dynamika procesu wydzielania drzew w młodocianych drzewostanach brzozowych na gruntach porolnych. Sylwan, T. 158(5), 340-351.
- Spiecker H. (2010): Opportunities and risks for Douglas fir in a changing climate. Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg.
- Spiecker H., Schuler J. (2019): Introduction. W: H. Spiecker, M. Lindner, J. Schuler (Red.), Douglas-fir – an option for Europe (s. 17-20). Joensuu, Finland, European Forest Institute.
- Stępień E. (2014): Stabilność lasu i drzewostanów, metody szacowania oraz znaczenie w gospodarowaniu zasobami leśnymi. Studia i materiały CEPL w Rogowie. R. 16. Z. 39/2A, 70-79.
- Strehlke E. G. (1959): Auf die Herkunft kommt es an! Zum Anbau der Douglasie in Deutschland. Der Forst- und Holzwirt, H. 14, 289-295.
- Sturm K. (2012): Naturschutzfachliche Bewertung der Pflanzung und Einbringung von nichtheimischen Nadelbäumen am Beispiel der Douglasie in europäische Schutzgebiete (FFH) mit dem Erhaltungsziel bodensaurer Buchenwald (LRT 9110). Kochendorf, Greenpeace Deutschland.
- Sychra D., Mauer O. (2013): Prosperity of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) plantations in relation to the shelter. Journal of Forest Science, Vol. 59(9), 352-358.
- Szymanowski T. (1959): Zagadnienie aklimatyzacji obcych drzew w Polsce. Ochrona Przyrody, nr 26, 261-319.
- Szymański S. (1986): Ekologiczne podstawy hodowli lasu. Podręcznik dla studentów wydziałów leśnych. Warszawa, Powszechne Wydawnictwo Rolnicze i Leśne.
- Vacchiano G., Motta R., Long J., Shaw J. (2008): A density management diagram for Scots pine (*Pinus sylvestris* L.): A tool for assessing the forest's protective effect. Forest Ecology and Management, Vol. 255, 2542-2554.
- Van Loo M., Dobrowolska D. (2019): History of introducing Douglas fir to Europe. W: H. Spiecker, M. Lindner, J. Schuler (Red.), Douglas-fir – an option for Europe (s. 22-27). Joensuu, Finland, European Forest Institute.
- Viewegh J., Podrázský V., Matějka K. (2014): Charakterystika roślinności runa kształtującej się pod drzewostanami daglezwymi (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco.) w lasach gospodarczych Czech. Sylwan, T. 158(4), 227-284.
- Wall de K., Dreher G., Spellmann H., Pretzsch H. (1998): Struktur und Dynamik von Buchen-Douglasien-Mischbeständen in Niedersachsen. Forstarchiv, H. 69, 179-191.
- Wąsik R., Michalec K. (2010): Zmienność wybranych cech morfologicznej budowy drzew daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* var. *Viridis* Franco) w Polsce. Acta Agraria et Silvicultura, T. 48, 71-81.
- Zalewska Z. (1961): Coniferae: Taxaceae, Podocarpaceae, Pinaceae, Taxodiaceae, Cupressaceae. Flora kopalna Turowa Kolo Bogatyni. Prace Muzeum Ziemi, Prace Paleobotaniczne, nr 4, 19-49.





Zasada M., Panka S., Sagan J. (2015): Ocena możliwości zastosowania tablic Bergela dla daglezi zielonej (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) w Polsce. Sylwan, T. 159(8), 619-631.

Zasady hodowli lasu (2012): Warszawa, Państwowe Gospodarstwo Leśne Lasy Państwowe.

Zasady hodowli lasu (2023): Zarządzenie nr 108 Dyrektora Generalnego Lasów Państwowych z dnia 5 grudnia 2023 r. w sprawie wprowadzenia „Zasad hodowli lasu” w Państwowym Gospodarstwie Leśnym Lasy Państwowe. Załącznik nr 1. ZG.7002.2.2023.

Zeide B. (2005): How to measure stand density. Trees, Vol. 19, 1-14.

Zielski A., Krąpiec M. (2004): Dendrochronologia. Warszawa, PWN.





Volodymyr Vitenko¹, Heorhiy Hrynyk², Olena Hrynyk³

¹ Humański Narodowy Uniwersytet Ogrodnictwa, Katedra Gospodarki Leśnej,
Wydział Leśnictwa i Ogrodnictwa (Ukraina)

² Uniwersytet Łódzki, Katedra Nauk Leśnych, Filia UŁ w Tomaszowie Mazowieckim

³ Instytut Badawczy Leśnictwa, Zakład Ekologii Lasu

11. Podsumowanie badań nad potencjałem adaptacyjnym form ozdobnych *Morus alba* L. rosnących w Ukrainie

11.1. WPROWADZENIE

W ostatnich latach we wszystkich zakątkach naszej planety, łącznie z Ukrainą, zachodzi gwałtowny proces zmian klimatycznych, spowodowany aktywną działalnością człowieka. Należy również pamiętać o naturalnej zmiennej cyklicznych okresów ocieplenia i ochłodzenia. Czynniki zarówno antropogeniczne, jak i naturalne mają negatywny wpływ na środowisko, mogą też spowodować zagrożenie częściowego lub całkowitego zniszczenia przedstawicieli flory i fauny.

Dla stałej ochrony i utrzymywania różnorodności biologicznej na naszej planecie, ludzkość musi podjąć odpowiednie działania, aby jak najszybciej ograniczyć szkodliwy wpływ człowieka na środowisko. Jednym ze sposobów poprawy zdrowotności planety Ziemi jest szybkie zwiększanie różnorodności biologicznej roślin, dzięki wprowadzaniu gatunków drzewiastych, krzewiastych i zielnych, które mają wysoki potencjał adaptacyjny i mogą przeciwdziałać naturalnym kataklizmom (Zajceva, 2015).

Obecnie obserwuje się gwałtowny wzrost zapotrzebowania na ozdobne rośliny drzewiaste, które można wykorzystać do kształtowania krajobrazu miast i miasteczek. Największą uwagę poświęca się tym roślinom, których uprawa nie tylko uzupełnia różnorodność biologiczną flory, ale ma jednocześnie istotne znaczenie gospodarcze. Taką rośliną jest morwa biała (*Morus alba* L.) i jej formy ozdobne, które łączą w sobie walory estetyczne i cenne właściwości lecznicze, a zarazem owocują i mogą być z powodzeniem stosowane w leśnictwie i ogrodnictwie (Vitenko, 2008b; Vitenko, Ślapak i Muzika, 2011). Biorąc to pod uwagę, istnieje potrzeba przeprowadzenia podstawowych, kompleksowych badań nad potencjałem adaptacyjnym form ozdobnych *Morus alba* L.



11.2. METODOLOGIA I MATERIAŁ BADAWCZY

Obiektem badań były formy ozdobne *M. alba* rosnące w różnych regionach Ukrainy o różnych warunkach glebowych i klimatycznych. Były to: *Morus alba* L., *M. a.* 'Pendula', *M. a.* 'Globosa', *M. a.* 'Pyramidalis', *M. a.* 'Contorta', *M. a.* 'Macrophylla', *M. a.* 'Tatarica' (rys. 11.1). Badania zostały przeprowadzone w latach 2019–2023.

Celem przeprowadzonych prac było wskazanie głównych kryteriów potencjału adaptacyjnego form ozdobnych *M. alba*, rosnących w różnych regionach glebowo-klimatycznych Ukrainy.

Dla osiągnięcia postawionego celu badań określono główne zadania, którymi były: badanie sezonowego rytmu wzrostu i rozwoju, ocena mrozoodporności, zimowyrwałości i odporności na suszę, tolerancja na światło i tolerancja cienia, badanie sposobów rozmnażania wegetatywnego, stosunek do żyzności i wilgotności gleby form ozdobnych *M. alba*.

Podczas prowadzenia badań stosowano ogólnie przyjęte metody: bioekologiczne, fizjologiczne, analizę dyspersyjną.

Długość okresu spoczynku określano z wykorzystaniem metody kiełkowania ciętych pędów. Okresy przejścia pąków w stan spoczynku wyznaczono z użyciem metody Nesterova (1962). Do określenia zimowyrwałości roślin zastosowano ujednoliconą (5-punktową) skalę zimowyrwałości Vitenki (2011c). Oznaczenie mrozoodporności przeprowadzono według 5-stopniowej skali mrozoodporności Sokolova (1957). Wilgotność gleby oznaczano z wykorzystaniem metody organoleptycznej Dospheva (1985). Oznaczenie stopnia dojrzałości pędów przeprowadzono według zmodyfikowanej 5-punktowej skali Vitenki (2011b).

Kompleksową ocenę mrozoodporności i zimowyrwałości *M. alba* przeprowadzono na podstawie wskaźników wilgotności gleby, stopnia dojrzałości pędów bieżącego roku oraz kompleksowej (punktowej) oceny mrozoodporności i zimowyrwałości *M. alba* według metody Vitenki (2011c), z zastosowaniem wzoru (Vitenko, 2011c):

$$KOMZ = M + Z + W_g + Z_p \quad (11.1)$$

gdzie:

KOMZ – kompleksowa ocena mrozoodporności i zimowyrwałości,

M – mrozoodporność,

Z – zimowyrwałość,





W_g – wilgotność gleby we wrześniu–październiku,

Z_p – zdrewniałość pędów bieżącego roku.

Na podstawie KOMZ stopień mrozoodporności i zimowytrwałości określa się za pomocą punktów: dobra mrozoodporność i zimowytrwałość: 5–7 punktów, wystarczająca odporność na mróz i zimę: 8–12 punktów, niska odporność na mróz i zimę: 13–16 punktów, niewystarczająca odporność na mróz i zimę: 17–20 punktów.

Badanie odporności na suszę przeprowadzono według metody Kormilicyna (1964). Badanie reżimu wodnego roślin w związku z odpornością na suszę *M. alba* i jej form ozdobnych przeprowadzono za pomocą laboratoryjnej metody wędnięcia Kušnirenki, Gončarovej i Bondary (1970). W badaniach własnych, mających na celu ocenę odporności roślin na suszę, trzykrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego oznaczano całkowitą zawartość wody w liściach, stosując laboratoryjną metodę wędnięcia (Kušnirenko, Gončarova i Bondar, 1970). Doświadczenia przeprowadzono na liściach, które właśnie zerwano z drzew i umieszczono na 1,5 godziny w termostacie, gdzie nastawiono odpowiednią temperaturę (+35°C). Zastosowanie laboratoryjnej metody wędnięcia do określenia średniej (na przestrzeni lat badań) zawartości wody w liściach *M. alba* L. i jej formach ozdobnych przeprowadzono w dniach 22 maja, 16 lipca i 24 sierpnia w latach 2019–2023.

Wilgotność gleby oznaczano z wykorzystaniem metody organoleptycznej.

Obserwacje fenologiczne wzrostu i rozwoju *M. alba* L. i jego form ozdobnych w warunkach LPU (Lasostepu Prawobrzeżnego Ukrainy) w Humaniu, w obwodzie czerkaskim, prowadzono w oparciu o cztery główne fazy: wegetacja, wzrost pędów, kwitnienie i masowe dojrzewanie owoców. Do badań fenologicznych rytmu wzrostu i rozwoju form ozdobnych *M. alba* L. wykorzystano metodę obserwacji fenologicznych (Metodyka, 1975). Zgodnie z wybraną metodą początek, czas trwania i koniec poszczególnych faz badanych roślin przeprowadzano co 2–3 dni.



Fot. 11.1. Formy ozdobne *Morus alba* L.: a – *M. a.* 'Pendula', b – *M. a.* 'Globosa', c – *M. a.* 'Pyramidalis', d – *M. a.* 'Macrophylla', e – *M. a.* 'Tatarica', f – *M. a.* 'Contorta'





Badania czasu spoczynku *M. alba* i jej form ozdobnych prowadzono w określonej kolejności: co dziesięć dni, począwszy od trzeciej dekady listopada, z wybranych roślin wycinano jednoroczne sadzonki i umieszczano w wodzie w pomieszczeniu, gdzie utrzymywano temperaturę w granicach 18–20°C (Nesterov, 1962). Długość okresu spoczynku określano z użyciem metody kiełkowania ściętych pędów (zrzesów). Okresy przejścia pąków do stanu spoczynku wyznaczono z użyciem metody Nesterova (1962). Pędy do oznaczania zbierano co 10 dni i rejestrowano na nich początek pęcznienia pąków. Jeśli przez pewien okres (do 30 dni) nie obserwowano rozwoju pąków na pędach, rośliny nadal znajdowały się w stanie spoczynku głębokiego (Nesterov, 1962).

Pomiar natężenia światła w różnych częściach korony *M. alba* przeprowadzono z zastosowaniem luksomierza w pogodne, słoneczne dni, w latach 2019–2023 (trzykrotnie o godz. 8:30, 12:30 i 17:30) w warunkach Narodowego Parku Dendrologicznego Sofijówka Narodowej Akademii Nauk Ukrainy.

Doświadczenia z rozmnażaniem wegetatywnym przeprowadzono według metod Bilyka (1993).

11.3. WYNIKI BADAŃ

Zauważono, że biologiczny rytm wzrostu i rozwoju jest charakterystyczny dla wszystkich bez wyjątku organizmów żywych. Stale zmieniające się warunki środowiska zewnętrznego mogą prowadzić do zmiany faz wzrostu i rytmu rozwoju.

Odnotowano istotne wahania wskaźników temperatury i ilości opadów w okresach wiosennych lat 2019–2023. Początek fazy wegetacji form ozdobnych, z różnicą 10 dni, przypadał na 10.04–20.04. Wahania sum temperatur efektywnych (powyżej 10°C) na przestrzeni lat badań mieściły się w granicach 106–168°C. Okres wegetacji roślin, które badano w latach 2019–2023 kończył się od 20.10 do 26.10 dla sum aktywnych temperatur 1694–1997°C. Początek wzrostu pędów przypadał na 10.05–19.05 dla sumy temperatur aktywnych w zakresie 353–421°C. Zakończenie wzrostu pędów odnotowywano w różnych latach od 29.07 do 6.08 dla sum temperatur aktywnych od 1797°C do 1977°C. Początek kwitnienia przypadał na 16.05–23.05, a koniec na 26.05–2.06 dla sumy aktywnych temperatur od 569°C do 648°C. Masowe dojrzewanie owoców rozpoczynało się w dniach 15.07–26.07 przy sumie temperatur aktywnych od 1257°C do 1455°C. A więc w badanych



warunkach glebowo-klimatycznych rośliny wpisywały się w rytm fenologiczny obszaru wprowadzenia; istniała jednak niewielka różnica między początkiem a końcem poszczególnych faz (± 10 dni), co wskazywałoby na ich wspólny zasięg naturalny.

Stwierdzono, że faza pęcznienia pąków *M. alba* i jej form ozdobnych zachodzi niemal jednocześnie, z niewielkimi wahaniami w odstępach czasu. W razie potrzeby dodawano niezbędną ilość wody destylowanej i wówczas obserwowano początek pęcznienia pąków. Brak pęcznienia pąków po upływie 30 dni oświetlania roślin w warunkach laboratoryjnych interpretuje się jako stan spoczynku głębokiego rośliny. Wyniki badań czasu spoczynku organicznego (stan spoczynku organicznego wiąże się ze zmianami w metabolizmie nukleinowym i białkowym, wyjście z takiego spoczynku warunkuje prawidłowy wzrost roślin i nasion na wiosnę) *M. alba* i jej form ozdobnych wykazują, że w Ukrainie rośliny te charakteryzują się krótkim okresem spoczynku wymuszonego, który pod wpływem czynników zewnętrznych zamienia się w spoczynek wymuszony długi.

Odporność na niekorzystne czynniki w okresie jesienno-zimowym, a zwłaszcza na ekstremalnie niskie, ujemne temperatury, jest jednym z głównych wskaźników określających, czy udało się wprowadzić rośliny do środowiska naturalnego. Przy wykonywaniu badań mających na celu określenie mrozoodporności pędów na początek i koniec zimy, skupiono się na określeniu odporności roślin na zimowanie, czyli odporności sytuacyjnej (Sobčenko, 2009).

W stosowanych obecnie metodach i technikach określania stopnia mrozoodporności roślin i zimowytrwałości nie uwzględnia się stopnia dojrzewania pędów roślin drzewiastych oraz uwilgotnienia gleby w strefie ich systemu korzeniowego przed początkiem okresu zimowego. Czynniki te są jednak ważne przy określaniu stopnia mrozoodporności roślin wprowadzonych i rodzimych, umożliwiając bowiem uzyskanie wiarygodnych danych.

Badając fazy rozwojowe *M. alba* L. i jej form ozdobnych na terenie LPU, stwierdzono, że znaczna liczba pędów pierwszego roku wegetacji wkracza na zimę nie w pełni dojrzała, a na wiosnę błędnie interpretuje się, że stopień ich mrozoodporności i zimowytrwałości jest niewystarczający.

Na większości terytorium Ukrainy, przed stabilnym przejściem średnich dziennych temperatur poniżej 0°C (koniec trzeciej dekady listopada), *M. alba* i jej formy ozdobne (*M. a.* 'Pendula', *M. a.* 'Globosa', *M. a.* 'Pyramidalis', *M. a.* 'Contorta', *M. a.* 'Macrophylla' i *M. a.* 'Tatarica') kończą wegetację i zrzucają liście.





Ustalono, że najbardziej kompletne dojrzewanie pędów bieżącego roku jest charakterystyczne dla *M. alba* i *M. a. 'Tatarica'* – 2 punkty. Stopień dojrzewania był nieco niższy w pędach bieżącego roku dla *M. a. 'Pendula'* – 2–3 punkty. W badanym okresie (2019–2023) dla *M. a. 'Globosa'*, *M. a. 'Pyramidalis'*, *M. a. 'Contorta'* i *M. a. 'Macrophylla'* dojrzewanie pędów bieżącego roku oceniono na 3 punkty.

Według stopnia mrozoodporności *M. alba* L. i jej form ozdobnych: *M. a. 'Pendula'* i *M. a. 'Tatarica'* należy zaliczyć do mrozoodpornych (2 pkt.), a *M. a. 'Globosa'*, *M. a. 'Pyramidalis'*, *M. a. 'Contorta'* i *M. a. 'Macrophylla'* – do grupy średnio mrozoodpornej (3 pkt.).

Do badania zimowytrwałości *M. alba* L. i jej form ozdobnych wykorzystano zmodyfikowaną skalę 5-punktową. Zgodnie z uzyskanymi wynikami *M. alba* i jej formy ozdobne: *M. a. 'Pendula'* i *M. a. 'Tatarica'* należy zaliczyć do zimowytrwałych, a *M. a. 'Globosa'*, *M. a. 'Pyramidalis'*, *M. a. 'Contorta'* i *M. a. 'Macrophylla'* do grupy średnio zimowytrwałych (3 pkt.).

Kompleksowa ocena mrozoodporności i zimowytrwałości (tab. 11.1) pozwala na ustalenie optymalnych parametrów dalszej uprawy form ozdobnych *M. alba* L. w Ukrainie.

Tabela 11.1. Kompleksowa ocena [pkt.] mrozoodporności i zimowytrwałości *M. alba* L. oraz jej form ozdobnych rosnących w Narodowym Parku Dendrologicznym Sofijówka (średnia z lat 2019–2023)

Rok	Nazwa rośliny						
	<i>M. alba</i> L.	<i>M. a. 'Pendula'</i>	<i>M. a. 'Globosa'</i>	<i>M. a. 'Pyramidalis'</i>	<i>M. a. 'Contorta'</i>	<i>M. a. 'Macrophylla'</i>	<i>M. a. 'Tatarica'</i>
2019	9	11	12	12	12	12	9
2020	9	9	12	12	12	12	9
2021	9	9	10	11	11	11	9
2022	9	9	10	11	11	11	9
2023	9	11	12	12	12	12	9

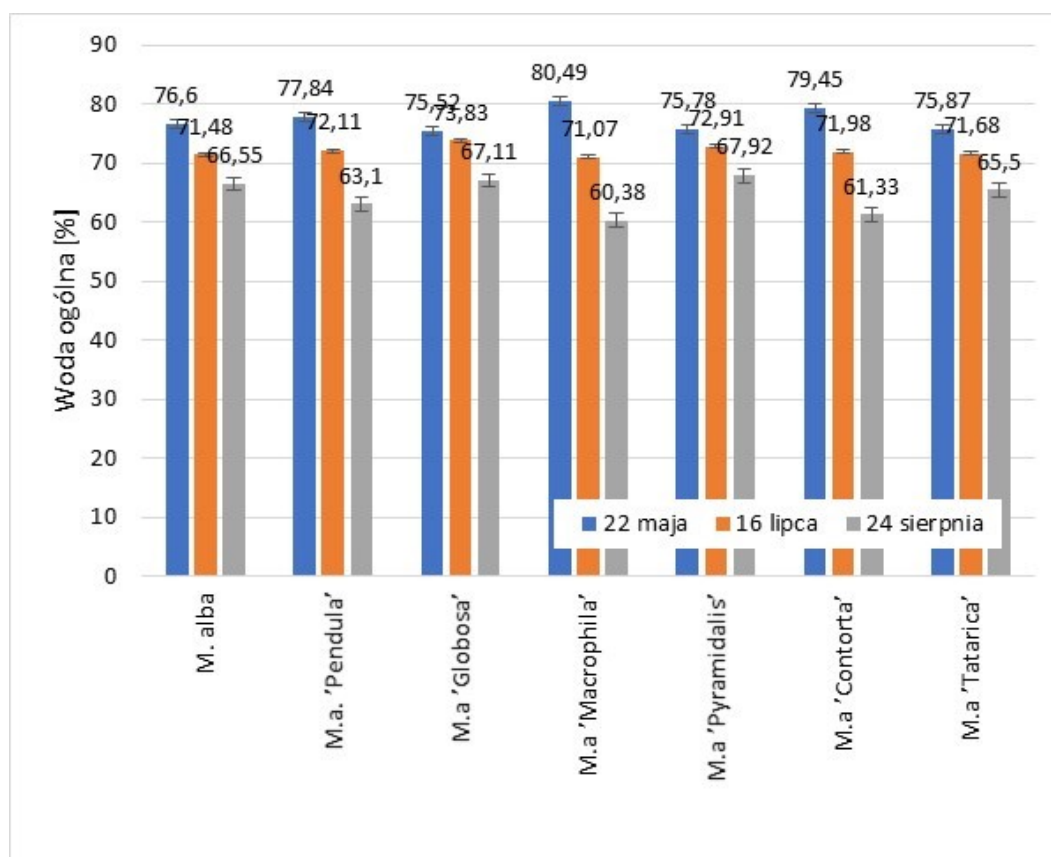
Dla określania wodochłonności roślin ogromne znaczenie ma diagnostyka poszczególnych organów (w tym przypadku – liści). Sposób ten ma wiele zalet w porównaniu z innymi metodami, które są czasochłonne i wymagają wielu lat obserwacji. Kušnirenko, Gončarova i Bondar (1970) wykazali w swoich badaniach, że największą różnicę stopnia odporności na suszę między roślinami obserwuje się w warunkach niedostatecznej wilgotności w sierpniu, a praktycznie nie występuje ona w maju, kiedy po stopieniu się śniegu duża ilość wilgoci jest nadal magazynowana w glebie.





Badania przeprowadzone przez Kušnirenko, Gončarovą i Bondar (1970) wykazały, że u roślin mniej odpornych na suszę, w warunkach małej dostępności wilgoci, obserwuje się większy spadek całkowitej zawartości wody w liściach. W normalnych warunkach życia roślin w ciągu dnia obserwuje się nieznaczny spadek zawartości wody w liściach – tzw. deficyt popołudniowy. Stwierdzono, że przy stosunkowo małym (niewystarczającym) nasyceniu komórek, fotosynteza i wszystkie procesy wzrostu przebiegają najszybciej, natomiast gwałtowny wzrost deficytu wody w liściach może być nieodwracalny (Kušnirenko, Gončarova i Bondar, 1970).

Wyniki oznaczania całkowitej zawartości wody w liściach *M. alba* L. i jej form ozdobnych (średnia dla lat 2019–2023), które przeprowadzono w Humańskim Narodowym Uniwersytecie Ogrodniczym (rys. 1), pokazują, że zawartość wilgoci całkowitej stopniowo malała aż do końca sezonu wegetacyjnego, co potwierdzało naturalną zdolność tolerowania niekorzystnych okresów suszy (Kušnirenko, Gončarova i Bondar, 1970).



Rys. 11.1. Całkowita zawartość wody w liściach *M. alba* L. i jej form ozdobnych (średnia dla lat 2019–2023) [% suchej masy]





Ustalono, że najbardziej odporne na suszę były: *M. alba* L., *M. a.* 'Globosa' i *M. a.* 'Pyramidalis'. Zastosowane metody laboratoryjne wędnięcia wykazały znaczny wzrost deficytu wody po wędnięciu.

Natężenie światła *M. alba* mierzono w latach 2019–2023, także w warunkach Narodowego Parku Dendrologicznego Sofijówka Narodowej Akademii Nauk Ukrainy (tab. 11.2).

Tabela 11.2. Wpływ natężenia światła na kwitnienie i owocowanie form ozdobnych *M. alba* (średnia z lat 2019–2023)

Miejsce pomiaru	Czas badania	Światło [lx]	Kwitnienie	Owocowanie
Pod koroną	8.30	8100	+	+
Pośrodku korony		12 000	+	+
Szczyt korony		21 500	++	++
Między drzewami		12 500	+	+
Pod koroną	12.30	20 200	+	+
Pośrodku korony		25 400	+	+
Szczyt korony		60 000	++	++
Między drzewami		28 200		
Pod koroną	17.30	12 200	+	+
Pośrodku korony		12 600	+	+
Szczyt korony		31 500	++	++
Między drzewami		18 100	+	+

Objaśnienia: + słabe kwitnienie i owocowanie; ++ obfite kwitnienie i owocowanie.

Na podstawie badań (tab. 2) stwierdzono, że formy ozdobne *M. alba* należą do roślin światłoządnych. Obserwując jednak wzrost i rozwój tych roślin w różnych regionach Ukrainy, zauważono ich zdolność do dużego wzrostu w warunkach półcienistych.

Rozmnażanie ozdobnych form *M. alba* odbywa się przez szczepienie lub okulizację na podszczepie wegetatywnej lub nasiennej, nie przywiązuje się natomiast uwagi do ukorzenia zrzezów zielonych i zdrewniałych. Wyniki badań ukorzenia się zielonych i zdrewniałych zrzezów niektórych form ozdobnych zestawiono w tabeli 11.3.

Tabela 11.3. Wskaźniki porównawcze metod masowego rozmnażania podszczeptu *M. alba* L. (średnia z lat 2019–2023)

Forma <i>M alba.</i> L	Rozmnażanie wegetatywne [%]					
	zrzezy zielone			zdrewniałe zrzezy młodych roślin, które nie osiągnęły fazy generatywnej		
	min.	mediana	maks.	min.	mediana	maks.
'Macrophylla'	68,5	71,75	75,0	64,3	67,9	71,5
'Pyramidalis'	62,5	65,5	68,5	55,5	59,3	63,4
'Tatarica'	66,5	72,5	79,0	65,2	69,6	74,0

Stwierdzono, że najlepsze zdolności regeneracyjne wykazują zrzezy zielone *M. a.* 'Tatarica', a *M. a.* 'Macrophylla' i *M. a.* 'Pyramidalis' mają niższe wskaźniki (tab. 11.3). Podobnie kształtuje się ukorzenie ich zdrewniałych zrzezów.



11.4. OMÓWIENIE WYNIKÓW BADAŃ

Kočetov (1855) wskazał, że od połowy XVIII wieku rozpoczyna się migracja *M. alba* z fitocenozy uprawnych do naturalnej flory, a następnie jej naturalizacja i uprawianie przez ludność Ukrainy jako rośliny owocowej. Jak podali Gluhov, Kostirko i Mitina (2003), Šajtan, Moroz i Klimenko (1983), Molčanov i Rubcov (1986) w 1812 r. założono Nikitski Ogród Botaniczny (Krym, Ukraina). Według Mul'ova (1956), lata 20–30. XX wieku uważa się za okres intensywnego zakładania ogrodów botanicznych. Tkanina jedwabna miała wówczas znaczenie strategiczne, dlatego na całym terytorium, na którym mogła rosnąć *M. alba* L., utworzono szkółki jej uprawy.

Spśród prac ukraińskich naukowców zajmujących się selekcją i badaniem odmian *M. alba* L. w Ukrainie należy zwrócić uwagę na prace Mul'ova (1956, 1969, 1974). Hodowla *M. alba* L. była i jest prowadzona przez Nazarovą (1978, 1984, 1990), Kozikową (1978, 1982, 1986), Oleksijčenko (1996, 2003) i Oleksijčenko i Galanovą (2008). Mitina (1988, 1996) była głównie zaangażowana do wprowadzania *M. alba* L. na południowym wschodzie Ukrainy. W tym rejonie (wieś Merefa, obwód charkowski) utworzono Instytut Badawczy, którego głównym kierunkiem jest prowadzenie badań polegających na stworzeniu wysokowydajnych odmian *M. alba* L. do karmienia jedwabnika morwowego (*Bombyx mori*) (Oleksijčenko i Galanova, 2008). Badania różnorodności form i odmian *M. alba* L. w Ukrainie przeprowadzili Klimenko (1993), Klimenko i Šajtan (1994) oraz Vitenko (2008a; 2011b).

W wielu krajach badania nad *M. alba* L. prowadzili: Nade i in. (2009), zwracając uwagę na duże zdolności adaptacyjne gatunku, Mahmood i in. (2011), badając wykorzystanie *M. alba* L. w Pakistanie, Uprety, Boon i Poudel (2008), Duhamel (1758), Everett (1960) oraz Orwa i in. (2009), badając jej występowanie w Nepalu. Gwałtowna zmiana warunków klimatycznych stwarza potrzebę prowadzenia dalszych kompleksowych badań nad potencjałem adaptacyjnym roślin drzewiastych wprowadzonych do środowiska naturalnego Ukrainy. Horêlov i Horêlov (2017) zwrócili uwagę na brak jednej definicji żywotności roślin. Jednym ze wskaźników zdolności adaptacyjnych roślin drzewiastych jest ich zdolność do odbudowy korony po przypadkowym uszkodzeniu mechanicznym lub celowym przycięciu, niektórzy przedstawiciele dendroflory umierają bowiem po takich uszkodzeniach.

Zdolność *M. alba* L. do szybkiego odtworzenia korony wykorzystuje się do tworzenia wysokowydajnych plantacji dla żerowania *Bombyx mori* (Zlotin, Iščenko i Babaêva, 2014). *M.*



alba L. i jej formy dekoracyjne należą do roślin, które bardzo aktywnie reagują na przycinanie, w wyniku czego dalsze formowanie korony staje się utrudnione. Zjawisko to spowodowane jest reakcją rośliny na naruszenie równowagi między częścią nadziemną i podziemną oraz chęcią jej szybkiego przywrócenia. Dlatego najlepszym sposobem na zachowanie kształtu korony takich roślin jest ich formowanie na juvenilnym etapie rozwoju (Vitenko, 2011a).

11.5. WNIOSKI

W podsumowaniu przedstawiono wyniki wieloletnich badań nad potencjałem adaptacyjnym form ozdobnych *Morus alba* L. rosnących w Ukrainie. Ustalono, że:

- 1) W warunkach glebowo-klimatycznych Ukrainy badane rośliny wpisują się w rytm fenologiczny obszaru wprowadzenia.
- 2) Stopień mrozoodporności i zimowytrzymałości form ozdobnych *M. alba* L. jest wystarczający do ich dalszego wprowadzania do uprawy.
- 3) Zawartość wilgoci całkowitej w liściach stopniowo maleje aż do końca sezonu wegetacyjnego, co potwierdza, że te formy ozdobne należą do kategorii roślin odpornych na suszę.
- 4) Formy ozdobne *M. alba* L. należą do światłolubnych roślin drzewiastych i stwierdzono zdolność tych roślin do zadowalającego wzrostu w warunkach półcienistych.
- 5) Najlepsze zdolności regeneracyjne wykazują zrzesy zielone *M. a.* 'Tatarica' i *M. a.* 'Macrophylla', a *M. a.* 'Pyramidalis' mają niższe wskaźniki. Podobnie kształtuje się ukorzenianie ich zdrewniałych rzezów.
- 6) W różnych warunkach glebowych i klimatycznych Ukrainy formy ozdobne *M. alba* L. wykazują wysoki potencjał adaptacyjny i mogą być szeroko wykorzystywane do kształtowania krajobrazu.

LITERATURA

- Bilyk E. V. (1993): Razmnoženie drevestnyh rastenij odrevesnelymi čerenkami i privivkoj. Kiïv, Nauk. dumka.
- Dospheov B. A. (1985): Metodika polevogo opyta. Moskva, Agropromizdat.
- Duhamel M. (1758): La physique des arbres, où il est traité de l'anatomie des plantes. Paris, d l'Academie Royale des Sciences.
- Everett T. H. (1960): New Illustrated Encyclopedia of Gardening. Vancouver, Greystone Press.
- Gluhov O. Z., Kostirko D. R., Mitina L. V. (2003): Plodova šovkovicâ *Morus alba* L. na pïvdennomu shodï Ukraïni (introdukciâ, biomorfologiâ, vikoristannâ). Donec'k. botan. sad NAN Ukraïni. Donec'k, Lebîd'.



Horêlov O. M., Horêlov O. O. (2017): Žittêzdatnist' derevnih roslin (viznačennâ, kriteriï, ocînki). Visnik Lvivs'kogo universitetu. Seriâ Biologiâ, nr 76, 105-111.

Klimenko S. V. (1993): Šovkovicâ korisna i smačna. Dîm, sad, gorod, nr. 3, 10-13.

Klimenko S. V., Šajtan I. M. (1994): Vysokovitaminnye rasteniâ na priusadebnom učastke. Kiev, Urožaj.

Kočetov V. (1855): Otčet po šelkovodstvu professora Kočetova predstavlenyj gospodinu upravljâušemu Har'kovskim učebnym okrugom. Sel'skoe hozâjstvo. Žurn. Moskovskogo ob-va s/h., nr 3, 37-62.

Kozikova R. K. (1978): Viâvlennâ mutacijnoï minlivosti u šovkivnictvî F1. Šovkivnictvo, nr 12, 11-16.

Kozikova R. K. (1982): Izučenie cennyh form šelkovicy, inducirovannyh himičeskih mutagenov. Šelkovodstvo, nr 14, 3-5.

Kozikova R. K. (1986): Izučenie cennyh form šelkovicy, inducirovannyh himičeskih mutagenov. Šelkovodstvo, nr 16, 3-6.

Kušnirenko M. D., Gončarova E. A., Bondar' E. M. (1970): Metody izučeniâ vodoobmena i zasuhoustojčivosti plodovyh rastenij. Kišinev, Štiinica.

Mahmood A., Malik R., Shinwari Z., Mahmood A. (2011): Ethnobotanical survey of plants from Neelum, Azad Jammu & Kashmir, Pakistan. Pakistan Journal of Botany, Vol. 43, 105-110.

Metodyka (1975): Metodyka fenologičeskih nablûdenij v botaničeskich sadah SSSR. Moskva, Nauka.

Mitina L. V. (1988): Vivčennâ žittêzdatnosti pilku Morus alba L. Tez. dop. konf. molodih včenih (s. 82-83). Herson, Oldi plus.

Mitina L. V. (1996): Pro zastosuvannâ šovkovicî biloï v parkovyh nasadžennâh. Tezi dop. 2-go miž nar. cimpoziumu. Uman', Vidavnictvo Uman'skoho sils'kohospodars'koho ìnstitutu.

Molčanov E. F., Rubcov N. I. (1986): Nikitskij botaničeskij sad. Kiev, Nauk. dumka.

Mul'ov G. B. (1969): Rezul'tati vivčennâ kolekcii sortiv šovkovicî v umovah Ukraïni. Šovkivnictvo, nr 5, 25-29.

Mul'ov G. B. (1974): Gibridi šovkovicî dlâ Ukraïns'koï RSR. Kiïv, Urožaj.

Mul'ov T. V. (1956): Sorti šovkovicî dlâ Ukraïns'koï RSR. Praci Ukraïns'koï nauk.-dosl. Stancii šovkivnictva, T. 1, 5-12.

Nade V. S., Kawale L. A., Naik R. A., Yadav A. V. (2009): Adaptogenic effect of Morus alba on chronic footshock-induced stress in rats. Indian Journal of Pharmacology, Vol. 41(6), 246-251.

Nazarova L. N. (1978): Porivnâl'na harakteristika introdukovanih sortiv šovkovicî. Šovkivnictvo, nr 12, 7-11.

Nazarova L. N. (1984): Perspektivnye gibridnye šelkovicy dlâ kormovyh plantacij Ukrainy. Šelkovodstvo, nr 15, 5-7.

Nazarova L. N. (1990): Sorta šelkovicy selekcii Ukraïnskoj opytnoj stancii šelkovodstva. Šelkovodstvo, nr 18, 3-5.

Nesterov S. Â. (1962): Period pokoâ plodovyh kul'tur. Moskva, Izd-vo s.-h. pisem, žurnalov i plakatov.

Oleksijčenko N. O. (1996): Problemi viltu šovkovicî v Ukraïni. Šovkivnictvo, nr 21, 13-16.

Oleksijčenko N. O. (2003): Pro sučasnij rozvitok šovkivnictva v Kitaï ta rezul'tati introdukcii kitajs'kih porid šovkovičnogo šovkoprâda i gibridiv šovkovicî v Ukraïni. Šovkivnictvo, nr 24, 3-8.

Oleksijčenko N. O., Galanova O. V. (2008): Genofond šovkovicî v Ukraïni ta perspektivi jogo vikoristannâ. Kiïv, NNC ÌAE.

Orwa C., Mutua A., Kindt R., Jamnadass R., Anthony S. (2009): Agroforestry Database: A Tree Reference and Selection Guide Version 4.0. Nairobi, World Agroforestry Centre.

Šajtan I. M., Moroz P. A., Klimenko S. V. (1983): Introdukciâ i selekcii ũžnyh i novih plodovyh rastenij. Kiev, Nauk. dumka.

Sobčenko V. F. (2009): Morozostijkist' i zimostijkist' deâkih derevnih roslin. Naukovij Visnik Naціонального Університету Біоїсурсів і Природокористування Українi, nr 135, 16-20.





Sokolov S. Ā. (1957): Sovremennoe sostoānie teorii akklimatizacii i introdukcii rastenij. Trudy Botaničeskogo Instituta AN SSSR, nr 6, 34-42.

Upreti Y., Boon E. K., Poudel R. C. (2008): Traditional Use of Plant Resources by Bankariya Ethnic Group in Makawanpur District, Central Nepal. Grin Verlag.

Vitenko V., Shlapak V., Kozachenko I., Kulbitskyi V., Maslovata S., Koval S., Lazarev O. (2019): Results of grafting of *Morus alba* L. ornamental forms. Forestry Ideas, Vol. 25(2), 413-424.

Vitenko V. A. (2008a). Įntrodukciā rodu *Morus* L. v Ukraїnī. Materiali 3-ї Mižnarodnoї naukovoї konferencii prisivāčenoї 215-rīččū parku Oleksandriā (s. 57-59). Bila Cerkva, TOV „Bilocerkivdruk”.

Vitenko V. A. (2008b): Šovkovicā bila (*Morus alba* L.) – cīnna plodova, dekorativna ĩ likars’ka roslina. Naukovij visnik NLTU, T. 18(1), 17-22.

Vitenko V. A. (2011a): Įstorīā vvedennā v kul’turu ta vikoristannā *Morus alba* L. Įntrodukciā roslin, nr 1, 103-106.

Vitenko V. A. (2011b): Formuvanna krony *Morus alba* L. ta jogo dekorativnyh form. Naukovij visnik NLTU, T. 21(6), 21-25.

Vitenko V. A. (2011c): Viznačennā morozo ta zimostijkosti *Morus alba* L. ta jogo dekorativnih form v umovah Pravoberežnogo Līsostepu Ukraїni. Naukovij visnik NLTU Ukraїni, T. 21(3), 11-20.

Vitenko V. A., Šlapak V. P., Muzika G. ĩ. (2011): Plastičnist’ kroni *Morus alba* L. ta osoblivosti ĩi formuvannā v dekorativnomu sadivnictvī. Materiali mižnarodnoї naukovoї konferencii, prisivāčenoї 200-rīččū Nikits’kogo botaničnogo sadu (s. 142-145). Simferopol’, Krimskij naukovij centr NAN Ukraїni ĩ MON Ukraїni.

Vitenko V. A., Manzij O. M., Koval’ S. A., Baūra O. M., Adamenko S. A. (2023): Adaptivnij potencial *Morus alba* L. v umovah Nacional’nogo dendroparku Sofiivka NAN Ukraїni. Naukovij visnik NLTU Ukraїni, T. 33(1), 13-20.

Zajceva ĩ. O. (2015): Analiz fenoritmiki ta adaptacijnih vlastivostej kleniv āvoriv za umov ĩntrodukciї v stepu Dnipra. Visnik Dnipropetrovs’kogo agrarno-ekonomičnogo universitetu, T. 2(36), 6-12.

Zlotin O. Z., ĩsīcenko N. V., Babaēva G. I. (2014): Ekspres-metod vyznačennia kormovoї ākosci sortiv šovkovyci za trivalistū žittā gusenyc’-murasok tutovogo sovkoprada pislā prypynennā živlennā. Visnyk Harkivs’kogo nacionalnogo agrarnogo universytetu. Seria Fitopatologiā ĩ entomologiā, nr 1–2, 102-107.



Miłosz Huber¹, Daniel Kamiński²

¹Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Instytut Nauk o Ziemi i Środowisku

²Uniwersytet Marii Curie-Skłodowskiej, Wydział Chemii, Katedra Chemii Organicznej i Krystalografii

12. Wpływ antropopresji na środowisko w N Skandynawii (Arktyka): wybrane przykłady

12.1. WPROWADZENIE

N Skandynawia to obszar szczególny ze względu na swoje położenie w Arktyce i Europie (fot. 12.1). Jest to obszar o charakterystycznym krajobrazie z licznymi wzgórzami, bagiennymi równinami, licznymi wyspami przybrzeżnymi i głęboko wciętymi fiordami (rys. 12.1). Region ten posiada walory kulturowe, historyczne i przyrodnicze (Ushakov, 1972; Huber i in., 2022; Huber, Alenga i Iakovleva, 2023). Jest więc chętnie odwiedzany przez turystów z całego świata. N Skandynawia znajduje się w obrębie tarczy bałtyckiej, która obfituje w liczne złoża m.in. metali ziem rzadkich, alkaliów i surowców energetycznych, co czyni ją niezwykle atrakcyjną pod względem eksploracji. Znajdują się tam bowiem liczne złoża surowców strategicznych. Można spodziewać się wzrostu industrializacji i urbanizacji na tym obszarze (Popova i Vicentiy, 2019; Bærulfsen i in., 2022). Zmiany klimatyczne w ostatnim stuleciu, wpływające na ocieplanie się klimatu, sprzyjają rozwojowi urbanizacji tego miejsca, przyczyniając się do częstszego występowania ekstremalnych zjawisk. Nadmierna eksploatacja zasobów naturalnych (odnawialnych i nieodnawialnych) może spowodować poważne problemy ekologiczne, które mogą przynieść nieodwracalne skutki. Z drugiej strony N Skandynawia to obszar z krótkim okresem wegetacji roślin, co może mieć wpływ na niski bufor samoregeneracji przyrody.

Badania przeprowadzone na tym obszarze miały na celu zwrócenie uwagi na problem niekontrolowanego rozwoju turystyki, intensywnej urbanizacji i procesów industrializacji w środowisku naturalnym.





Fot. 12.1. Przykładowy krajobraz północnej Skandynawii (region Nordkapp – A) zimowy krajobraz w pobliżu Hammerfest (B) i pokryte śniegiem doliny górskie w północnej Skandynawii (C), (B, C – zdjęcia wykonane w marcu 2023 r.)



12.2. PRZYJĘTA METODYKA BADAŃ

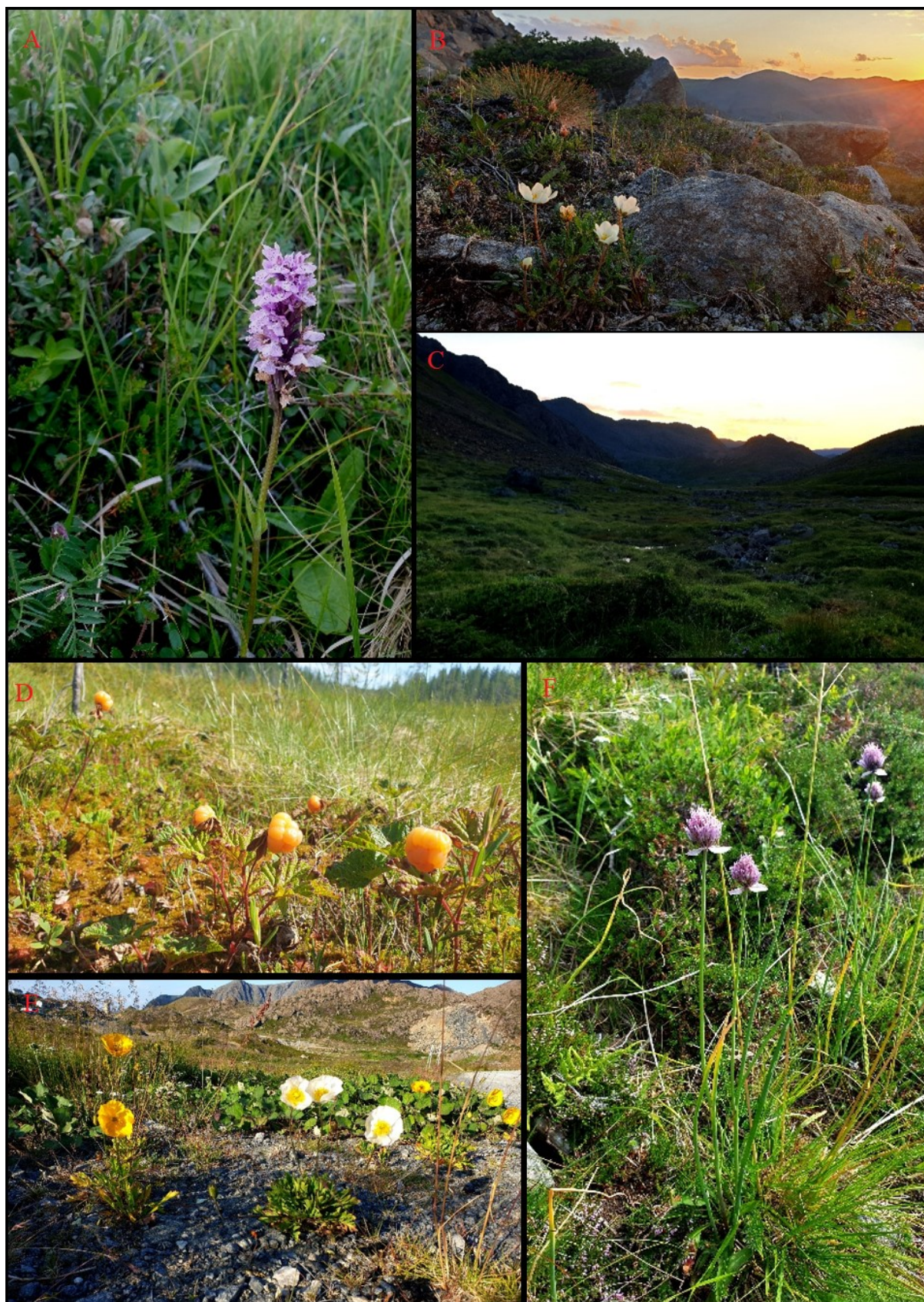
W trakcie prowadzonych w latach 1999–2024 badań terenowych monitorowano obszar środowiska N Skandynawii, tworząc dokumentację dla wybranych terenów. Przeprowadzono wiele obserwacji terenowych, a także badania zanieczyszczenia wody, gleby i porostów, które zostały częściowo opublikowane (Huber i in., 2018, 2023; Huber, 2021; Huber, Chmiel i Iakovleva, 2022; Huber, Alenga i Iakovleva, 2023). Badania były oparte na analizie mikroobszarów (identyfikacja zanieczyszczenia pyłem) i analizie ICP-MS (zanieczyszczenie metalami ciężkimi). Badania laboratoryjne przeprowadzono w Katedrze Geologii, Gleboznawstwa i Geoinformacji Instytutu Nauk o Ziemi i Środowisku Uniwersytetu Marii Curie-Skłodowskiej w Lublinie. Badanymi obszarami były: Kvalsund (Norwegia), Kiruna (Szwecja), Vajukoski (Finlandia) i Monczegorsk (Półwysep Kolski, Rosja). Wyniki tych analiz przedstawiono poniżej.

12.3. CHARAKTERYSTYKA ŚRODOWISKOWA N SKANDYNAWII

12.3.1. Przyroda

W N Skandynawii występuje około 450 gatunków roślin naczyniowych, a także 400 gatunków mchów i 350 gatunków porostów (fot. 12.2). Wśród roślin 51% stanowią gatunki arktyczne i subarktyczne oraz arktyczno-alpejskie, pozostałe borealne gatunki stanowią około 40%.

W miastach antropopresja spowodowała występowanie licznych gatunków zawleczonych, kosmopolitycznych i sztucznych nasadzeń. W grupie arktycznych gatunków można wymienić: *Arctagrostis latifolia*, *Arenaria pseudofrigida*, *Carex glacialis*, *Draba fladnizensis*, *Eriogon uniflorus*, *Luzula wahlenbergii*, *Potentilla chamissonis*, *Ranunculus sulphureus*, *Taraxacum croceum* (*T. lapponicum*) (Belkin, Konstantinova i Kostina, 1991; Aamild i Veen, 1993; Konstantinova, 2001; Karpiński i Huber, 2003). W strefach odsłoniętych i tam, gdzie klimat jest cieplejszy występują drzewa, takie jak: *Pinus friesiana* i *Picea obovata*. W runie leśnym można spotkać: *Chamaepericlymenum suecicum*, *Empetrum hermaphroditum*, *Ledum palustre*, *Phyllodoce coerulea*, *Vaccinium uliginosum*, *V. vitis-idaea*, *V. myrtillus* (fot. 12.2).



Fot. 12.2. Przykłady typowych roślin występujących w rejonie N Skandynawii: A – storczyk (*Dactylorhiza* sp.), B – dębik ośmiopłatkowy (*Dryas octopetala*), C – brzoza karłowata (*Betula nana*), D – malina moroszka (*Rubus chamaemorus* L.), E – mak lapoński (*Papaver lapponica*), F – dziki czosnek (*Allium* L.)



Wśród mchów znajdują się: *Brachythecium starkei*, *B. reflexum*, *Genus dicranum.*, *Hylacomium splendens*, *Plagiothecium denticulatum*, *P. juniperinum*, *P. laetum*, *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune*. W strefie tundry rosną brzoza karłowata (*Betula nana*) i wierzba (*Salix glauca*, *S. phylicifolia*, *S. myrsinites*), a także: *Phyllodoce coerulea*, *Loiseleuria procumbens*, *Huperzia selago*, *Dryas octopetala*, *Cassiope hypnoides*, *Papaver lapponicum* oraz jagody (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *V. uliginosum*). Wśród roślin, które można spotkać w N Skandynawii są także mchy *Aulacomnium palustre*, *Paludella squarrosa* and *Sphagnum* oraz liczne porosty, takie jak *Alectoria ochroleuca* i *Thamnotia vermicularis*. W strefach mocno narażonych na niekorzystne warunki klimatyczne rosną: *Juncus trifidus*, *Luzula confusa*, *Polytrichastrum alpinum*, *Rhacomitrium lanuginosum*, *Sanionia uncinata* (Belkin, Konstantinova i Kostina, 1991; Konstantinova, 1999, 2001; Karpiński i Huber, 2003). Warto wspomnieć, że z uwagi na wilgotny charakter omawianych obszarów, często spotyka się tam licznie występujące grzyby.

12.3.2. Klimat

Północna Skandynawia jest obszarem o stosunkowo łagodnym klimacie z uwagi na oddziaływanie Golfstrumu, ciepłego prądu morskiego, który powoduje, że Morze Północne i zachodnia część Morza Barentsa nie zamarzają zimą. Taki klimat sprzyja dużej wilgotności powietrza i częstym opadom atmosferycznym. Średnio wynoszą one 450–900 mm i mogą znacznie wzrastać w strefach górskich. Na tych obszarach średnia roczna temperatura oscyluje w granicach 1°C, podczas gdy w górach może ona wynosić –3°C, co sprzyja gromadzeniu się lodowczyków i tworzeniu się wieloletnich płatów śniegu (w N Norwegii znajdują się także lodowce górskie) (Christensen i in., 1998). Śnieg w wielu miejscach zalega co najmniej do maja, a pierwsze regularne opady mogą wystąpić już w październiku (fot. 12.1). Opady śniegu w arktycznej części Skandynawii mogą występować praktycznie przez cały rok. Średnia temperatura stycznia waha się w granicach od –2°C do –8°C, a średnia temperatura lipca wynosi około 10°C (Huntley i in., 2013; Elena i Galina, 2019). Analiza temperatury z ostatnich lat pokazuje jednak, że zimowe dni z mroźną temperaturą sięgającą –30°C występowały coraz rzadziej i były coraz krótsze, latem natomiast odnotowywano coraz częściej okresy z temperaturą zbliżającą się do 30°C, a czasem nawet przekraczającą ten próg. Na przykład latem 2018 r. temperatura odnotowana w N Skandynawii została uznana za jedną z najwyższych w XXI w.,



a w latach 2022 i 2024 były także dni z ekstremalnie wysoką temperaturą. Zjawiska burz letnich, dotychczas rzadkie, w XXI wieku są odnotowywane coraz częściej. Ekstremalne temperatury i długie okresy ciepłej pogody (utrzymującej się ponad dwa tygodnie) powodują przesuszenie tundry i lasotundry, co w konsekwencji może prowadzić do pożarów (Romashkin i in., 2024).

12.3.3. Budowa geologiczna

Północna Skandynawia jest położona w regionie tarczy bałtyckiej, która stanowi północną część Fennoskandii oraz kaledońskich Gór Skandynawskich (w obrębie których występują okna tektoniczne z utworami prekambryjskimi). W tym rejonie na zachodzie znajdują się Góry Skandynawskie, klasyfikowane jako kaledonidy, tworzące liczne płaszczowiny, między którymi znajdują się okna tektoniczne zawierające starsze skały (Robins i in., 1998; Roberts i in., 2010; Corfu, Andersen i Gasser, 2015). Na pozostałym obszarze północnej Skandynawii występują liczne skały magmowe i metamorficzne, tworzące struktury wczesnokratonicznych mikrokontynentów otoczonych pasami łupków zielonych i pasami granulitów (Kozlov, Ivanov i Nyerovich, 1990; Bingen i in., 2015; Huber, 2021; Huber, Alenga i Iakovleva, 2023). Ich wiek określa się na 3,75–2,50 Ga, są to więc jedne z najstarszych skał w Europie (Bayanova, 2002; Lahtinen, Garde i Melezhik, 2008; Bozhko, 2009, 2010; Bayanova i in., 2018, 2019; Halla, 2020). Oprócz tych formacji występują liczne masywy skalne o różnym wieku, złożone ze skał magmowych. Są to skały ultrazasadowe, zasadowe, kwaśne i zasadowe. Towarzyszą im różnego rodzaju osady metaosadowe i metawulkaniczne (Sandstad i Sverre, 2008; Moen, 2014; Nasuti i in., 2015). Najmłodsze z nich tworzą prowincję skał alkalicznych o wieku 450–350 mln lat (Kramm i in., 1993; Arzamastsev, 1994; Kogarko i in., 1995; Arzamastsev i in., 2008; Bøe, Fossen i Smelror, 2010). Skały te są w różnym stopniu wypiętrzone, tworząc oddzielne bloki przecięte licznymi uskokami (Krill, 1987; Melezhik i in., 2015; Grigoryev i in., 2019). Na tym podłożu znajdują się zwietrzałe osady i produkty plejstocenijskiej aktywności lodowcowej (Møer i in., 2001). Ten zwietrzały materiał ma charakter regolitu, niekiedy w pewnym stopniu przetworzonego w wyniku działania roślinności tworzącej różne skupiska, w tym ekosystemy licznych torfowisk i bagien. Grubość tego zwietrzałego materiału może osiągać maksymalnie kilkadziesiąt metrów, ale zazwyczaj nie przekracza kilku metrów. Ze względu na charakter występujących tam skał, obszar ten jest obecnie intensywnie badany pod kątem występowania



nia pierwiastków alkalicznych, metali nieżelaznych, metali ziem rzadkich i złóż energetycznych. Badania te są prowadzone przez służby geologiczne wszystkich krajów położonych w arktycznej części Skandynawii.

12.4. WYNIKI BADAŃ ŚRODOWISKA PROWADZONYCH NA OBSZARZE PÓŁNOCNEJ SKANDYNAWII

12.4.1. Tereny górnicze

12.4.1.1. *Monczegorsk*

Rejon znajdującego się na Półwyspie Kolskim Monczegorską charakteryzuje występowanie intruzji skał ultrazasadowych i zasadowych, zawierającej mineralizację siarczkową (niklu, żelaza i miedzi) oraz tlenkową (żelaza, chromu, tytanu). W siarczkach znajdują się ponadto inkluzje platynowców (platyny i palladu). Ta intruzja jest zaliczana do kolsko-laplandzkiego pasa mobilnego i datowana na około 2,5 Ga (Huber, 2021). W XX w. prowadzono tam intensywne prace poszukiwawcze, a w połowie stulecia utworzono liczne kamieniołomy i kopalnie. Masyw ten tworzy kilka wzgórz otaczających miasto: Traviannaya, Nittis, Kumuzhia (od zachodu) oraz Sopcha, Nyud, Poaz, Vurechuaivench (od południa). W centrum znajduje się huta metali kolorowych, w której pierwotnie prowadzono wytop rud siarczkowych. W XXI w., po zamknięciu górnictwa w omawianym regionie, przetapiano tam rudę z rejonu Norylska. Wzniesienia dochodzą do 850 m n.p.m., w dolinach znajdują się miększe utwory fluwioglacjalne (eksploatowane obecnie na potrzeby budownictwa). Cały obszar jest zdegradowany, skażony kwaśnymi deszczami, pozbawiony drzew, które zostały wycięte jeszcze w XX w. dla zaspokojenia potrzeb mieszkańców tych terenów. Wiele jezior i strumieni jest mocno zakwaszonych na skutek kontaktu z rudami siarczkowymi. W wielu miejscach widoczne są elementy infrastruktury górniczej: ruiny budynków, ramp, głębokie dziury w ziemi, zawalone szybiki, sztolnie (fot. 12.3A-C). Mimo likwidacji górnictwa w latach 70. XX w. obszar ten nadal stanowi teren trudny do rekultywacji z uwagi na wysoki stopień przekształcenia środowiska i charakter mineralizacji gleby. Po renowacji zakładów hutniczych i założeniu filtrów roślinność na tym terenie powoli powraca, można też zaobserwować niewielkie drzewka, o wysokości do 2 m. Jest ich jednak nadal niewiele. Na stokach gór nadal są widoczne ślady prac poszukiwawczych w formie wkopów, szurfów, czap wietrzennych nad



strefami złożowymi. Powolna rekultywacja terenu jest prowadzona od wschodu, gdzie w rejonie masywu Nyud rośnie znacznie gęstszy las, a na stokach góry zbudowano nartostradę i wyciąg krzesełkowy.

12.4.1.2. Kvalsund

W rejonie Kvalsund znajdują się piaskowce, w których widoczna jest mineralizacja siarczkowa. Są tam siarczkowe rudy miedzi i żelaza, eksploatowane metodą odkrywkową bezpośrednio w sąsiedztwie drogi łączącej Hammerfest z Alta i Nordkapp. W tym miejscu jest obecnie głębiona kopalnia, która ma zwiększyć eksploatację tych złóż (Nilsen, 2019). W pobliżu kopalni nie ma zakładów przeróbczych, po wstępnym rozdrobnieniu skały, urobek ładowany jest na statki cumujące przy tymczasowym pirsie, a skała płonna wyrzucana jest do morza (fot. 3D-F). Analiza wody morskiej pobranej z zatoki wykazuje zwiększanie się zawartości metali i zasiarczenia (Mun i in., 2020). Kopalnia ma funkcjonować w oparciu o zasady ekologii i używać maszyn napędzanych elektrycznie. Prąd jest natomiast dostarczany... z generatorów dieslowskich, które oficjalnie nie są wykazane w zasobach kopalni (taką informację uzyskano w trakcie rozmowy z pracownikiem kopalni w 2024 r.).

W omawianym rejonie nie odnotowuje się występowania kwaśnych deszczy (brak zakładów metalurgicznych), jednak zmiany krajobrazowe i środowiskowe w tym rejonie mogą być widoczne jeszcze przez wiele lat po zamknięciu kopalni. Warto dodać, że w rejonie N Norwegii znajduje się kilka kopalń, które zajmują się eksploatacją rud metali kolorowych, a skałę płoną zrzucają do morza.



Fot. 12.3. Tereny o charakterze industrialnym: huta metali nieżelaznych, w tle masywy wokół Monczegorska (A), szkody górnicze (B) i niezabezpieczona infrastruktura górnicza na zboczach Nyud (C), teren prac górniczych prowadzonych w rejonie Kunes (D), odkrywkowe kopalnie rud metali w rejonie Kvalsund (E, F), krajobraz okolic Kiruny z widocznymi starymi odkrywkami (G) i hałdami dominującymi nad miastem (H, I), hałda w rejonie Vajukoski (J)



12.4.1.3. Kiruna

W rejonie Kiruny występują obszary chronione położone zaledwie kilkanaście kilometrów od miasta i kopalni. Park Narodowy Abisko, znajdujący się u podnóża Gór Skandynawskich, zamieszkują liczne gatunki fauny arktycznej, a porasta go roślinność lasotundry i tundry. W Kirunie natomiast znajdują się skarny zawierające mineralizację tlenkową żelaza i tytanu, którym towarzyszą domieszki rud uranu; ostatnio w pobliżu odkryto także złoża metali ziem rzadkich powiązane z alkalicznymi intruzjami (odpowiedzialnymi za powstanie skarnów). Znajdująca się w okolicy miasta kopalnia od przełomu XIX w. i XX w. prowadzi eksploatację złóż, początkowo metodą odkrywkową, a obecnie podziemną. W sąsiedztwie przenoszonego obecnie miasta znajdują się liczne hałdy, których wysokość dochodzi do 30 m, a długość do kilku kilometrów (fot. 12.3G-I). Z uwagi na charakter złoża w sąsiedztwie zakładów górniczych nie notuje się przekroczenia norm kwasowości wód, a zawartość metali ciężkich w glebach nie jest zbyt wysoka. Widoczną negatywną zmianą krajobrazu powiązaną z działalnością kopalni na tym obszarze, są zalegające tam różnowiekowe hałdy. W ich pobliżu można także dostrzec wiele elementów infrastruktury górniczej (fragmenty starych ramp, torowisk kolejowych, budynków). Nieco dalej na południe znajduje się duża rozbudowująca się kopalnia odkrywkowa Aitik, wydobywająca rudy miedzi i złoto. Hałdy osiągają tam wysokość 40 m i są dobrze widoczne z daleka, stanowiąc charakterystyczny punkt widokowy, a w odległości kilku kilometrów od głównej kopalni, znajdują się liczne kamieniołomy związane z prowadzonymi pracami poszukiwawczymi i z bieżącą eksploatacją tłuczni drogowego.

12.4.1.4. Vajukoski

W północnej Finlandii działa duży zakład górniczy w pobliżu miejscowości Vajukoski (fot. 12.3J). Znajduje się tam masyw skał ultrazasadowych i zasadowych zawierających mineralizację polimetaliczną, podobnie jak w Monczegorsku. Na potrzeby zakładu zbudowano dużą zapórę wodną mającą na celu pozyskiwanie energii z wód płynących. W rejonie zakładu prowadzona jest eksploatacja odkrywkowa, a towarzyszące jej hałdy osiągają wysokość dochodzącą do 100 m. Bardzo podobnie sytuacja wygląda w rejonie położonego na południe Kemi, gdzie także, oprócz kamieniołomu, znajduje się kopalnia eksploatująca rudę metodą podziemną, a teren zakładu jest otoczony przez wysokie 40-metrowe liczne hałdy. Zarówno zakład górniczy, jak i towarzysząca mu infrastruktura, stanowią charakterystyczny element



krajobrazu. Są one znacznie oddalone od większych skupisk ludzkich i otoczone lasami. Rekultywacja, która będzie prowadzona po zakończeniu eksploatacji, powinna obejmować niwelację dużego terenu i neutralizację występujących w skałach minerałów rudnych.

12.4.2. Tereny turystyczne

12.4.2.1. Nordkapp

Rejon Nordkapp stanowi cel podróży turystów odwiedzających północną Norwegię. Do wyspy Magerøya prowadzi 5-kilometrowy tunel podmorski. Droga od miejscowości Lakselv do Nordkapp jest dwujezdniowa, z asfaltową nawierzchnią i licznymi tunelami wybudowanymi w miejscach klifów i ścian skalnych. Podróżując w kierunku Nordkapp można obserwować piękny krajobraz z niewysokimi wzniesieniami, licznymi półwyspami i wyspami wcinającymi się w morze, ze zmieniającą się roślinnością, która z lasotundry przechodzi w tundrę. W pobliżu drogi w miesiącach letnich prowadzony jest wypas stad reniferów. Drogę tę przemierzają liczni turyści. Miejsce to jest bardzo popularne, w ciągu roku odwiedza je około 200 tys. turystów. Przemierzają oni 100-kilometrowy odcinek autokarami, samochodami osobowymi, kamperami, motocyklami, rowerami, mijając się z tirami wiozącymi zaopatrzenie (fot. 12.4A-D). Droga, szczególnie jej odcinek biegnący w tunelu, jest niebezpieczna. Jest ona mało oświetlona, nachylona około 10%, brakuje też pobocza dla turystów podróżujących jednoślādami. Takie warunki sprzyjają występowaniu niebezpiecznych sytuacji. Około 20-kilometrowy ostatni odcinek przed Nordkapp wymaga pokonania licznych wzniesień terenu porośniętego tundrą przy mocno wiejącym wietrze. Przy tak dużym natężeniu ruchu turystycznego droga jest szczególnie obciążona. Wielu turystów w trakcie wędrówki ku północy nocuje często w namiotach, nie zawsze pozostawiając po sobie porządek. Władze lokalne zadbały, aby przy większych parkingach znajdowały się śmietniki przystosowane do segregacji śmieci, mimo to leżą one wzdłuż drogi i są roznoszone przez nadmorskie ptaki.

12.4.2.2. Lasotundra – miejsce biwakowania

W krajach skandynawskich można spędzać wolny czas w środowisku naturalnym. Wielu turystów podróżuje kamperami, które umożliwiają nocleg w samochodzie, podczas postoju na wyznaczonych parkingach. Przy drogach krajowych tworzone są niewielkie zatoczki umożliwiające zatrzymanie się, budowane co 200 m. Co kilka kilometrów lub w miejscach o szcze-



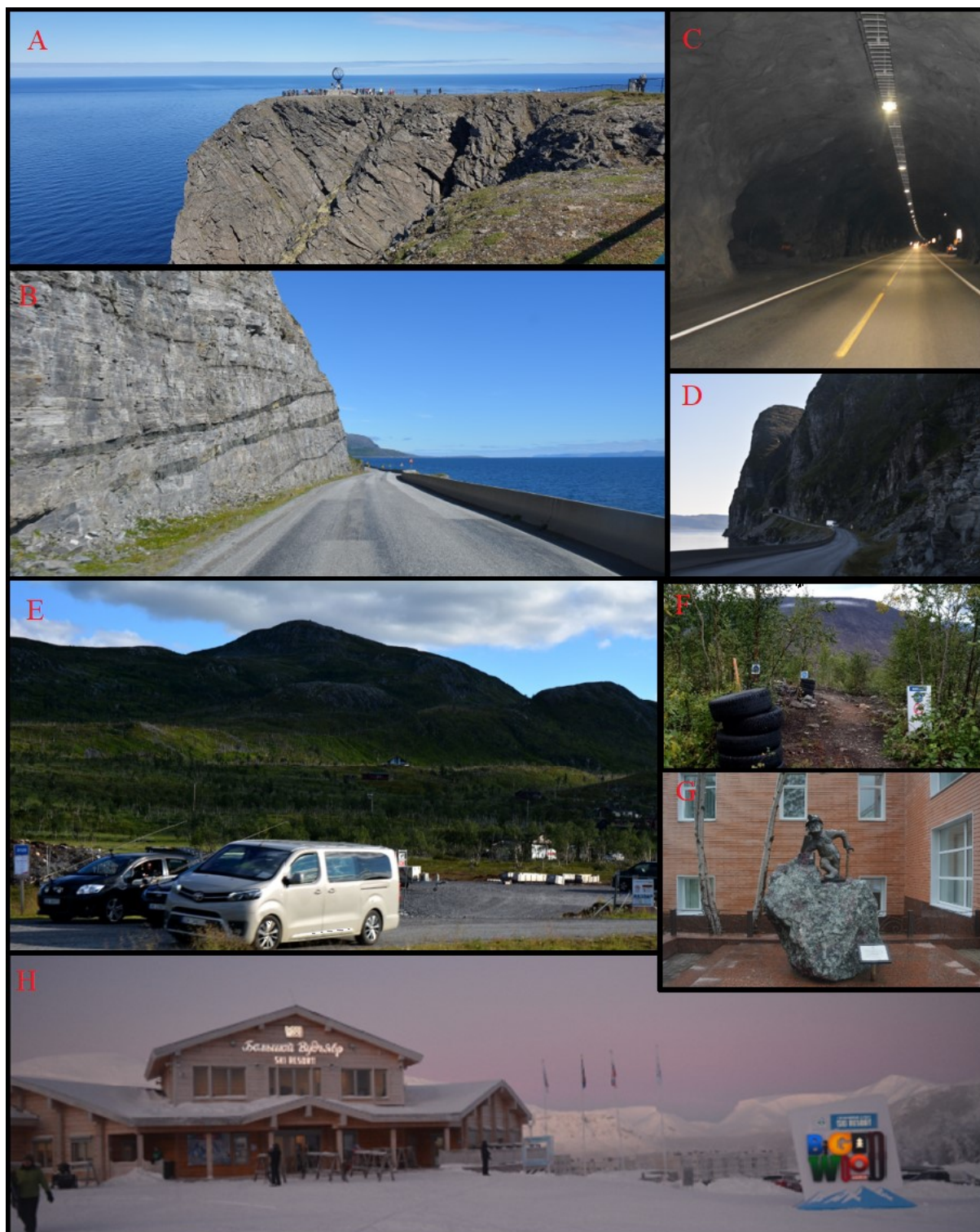
gólnych walorach krajobrazowych znajdują się także parkingi. Z tych miejsc chętnie korzystają turyści, którzy niestety często pozostawiają tam śmieci, roznoszone potem przez zwierzęta. Liczne rzeki i jeziora oraz wybrzeże (w Norwegii) stwarzają możliwość łowienia ryb, z czego turyści i mieszkańcy chętnie korzystają (fot. 4E). Okoliczni mieszkańcy także często zaśmiecają tundrę. W rejonie Alta czy Hammerfest można np. natknąć się na porzucone skutery śnieżne, które latem korodują, zanieczyszczając teren wokół. Zagrożenie dla arktycznej przyrody z tym związane nie jest jeszcze zbyt duże, ale w miarę wzrostu populacji ludności w tym regionie (jako skutek prowadzonych już i planowanych prac urbanizacyjnych i industrialnych), a także w wyniku zwiększania się zainteresowania turystycznego tym regionem, może wzrosnąć (np. zagrożenie pożarowe, dewastacja i zaśmiecenie obiektów przyrodniczych).

12.4.2.3. Monczegorsk i Chibiny

W rejonie Monczegorska znajdują się nartostrady i wyciągi krzesełkowe, zostały też wytyczone szlaki do jazdy rowerami górskimi, a także motocyklami terenowymi. Oznacza się je zwykle przez znaki malowane farbą na skałach, przez zawieszanie taśmy foliowej na drzewach czy przez ustawianie opon. Mimo tej infrastruktury miejscowa ludność „wytycza” własne szlaki piesze i szlaki dla sportów wyczynowych. Ich użytkowanie może przyczynić się do niszczenia terenu (fot. 12.4F). W miejscach intensywnie odwiedzanych, w kałużach wody można napotkać także kożuchy produktów ropopochodnych.

W paśmie górskim Chibiny, w rejonie miasta Kirowsk, znajduje się centrum sportów zimowych, w którym zostały wybudowane: liczne nartostrady, wyciągi, restauracje, hotele oraz muzeum. Zimą znajduje się tam także wioska lodowa, gdzie można zatrzymać się na nocleg i obejrzeć rzeźby przedstawiające postaci z bajek i obiekty przyrody (fot. 12.4G, H).

Przedstawiciele zakładów górniczych i władze miasta Monchegorska, dążąc do zrównoważonego rozwoju, połączyli siły, aby zbudować nowoczesną infrastrukturę turystyczną, kontrastującą z zaniedbaną częścią tego miasta.



Fot. 12.4. Miejsca turystyczne: rejon Nordkapp – skała odwiedzana przez turystów (A), wąska droga przy klifach skalnych (B, D), jeden z wielu tuneli (C), samochody z przymocowanymi wędkami podczas połowu ryb, w tle letnie domki w górach (E), trasy rowerowe z przewodnikiem w obwodzie monczegorskim (F), muzeum mineralogiczne (G), ośrodek narciarski w Kirowsku w paśmie górskim Chibiny (H)





12.5. PODSUMOWANIE PROBLEMATYKI ŚRODOWISKOWEJ N SKANDYNAWII NA PODSTAWIE WYBRANYCH PRZYKŁADÓW

Badanie środowiska N Skandynawii w XXI w. wykazało istnienie dwóch przeciwstawnych trendów w jego rozwoju – jednego opartego na promocji turystyki i drugiego opartego na prowadzeniu eksploatacji złóż w tym regionie. W efekcie tego powstają niekiedy trudne wybory między prowadzeniem prac górniczych a ich zaniechaniem na rzecz zysków z turystyki (Tuulentie i Heimtun, 2014; Ward, 2020; Huber i Iakovleva, 2021; Huber i in., 2021a, b, c). Oba te przejawy działalności człowieka skierowane są na eksploatację zasobów przyrodniczych, które w Arktyce są ograniczone. Oprócz tego na środowisko mają wpływ: hodowla reniferów, fermy łososia i krabów morskich, zbieranie runa leśnego, a w cieplejszych regionach także produkcja drewna, która wiąże się z wycinką lasu. Wzrost zainteresowania turystów północnymi obszarami spowodowany jest ich popularyzacją w telewizji i Internecie. Ważny jest też czynnik klimatyczny (niektórzy turyści wolą wybierać bardziej przyjemne warunki w N Europie niż zbyt gorące w krajach śródziemnomorskich). Może to jednak prowadzić do zbyt dużego nasycenia turystami tego obszaru. Dodatkowym problemem są prowadzone tam prace poszukiwawcze, mające na celu szacowanie i eksploatację licznych złóż. Działania górnicze prowadzone w omawianym regionie mogą zachwiać stabilnością ekosystemów, a także wpłynąć na prowadzoną tam hodowlę zwierząt. Rekultywacja prowadzona w warunkach arktycznych jest natomiast długa i kosztowna, co najlepiej zilustrowano na przykładzie Monczegorska. Obfitość mineralogicznych wystąpień wskazuje raczej na zwiększenie zainteresowania eksploatacją górniczą, zwłaszcza przy optymalizacji warunków zewnętrznych wskutek ocieplenia się klimatu. Podobny trend można zauważyć także w turystyce, która wiąże się z chęcią zobaczenia czegoś innego, odmiennego od znanych już kurortów. Można przewidywać, że antropopresja na środowisko N Skandynawii będzie tylko rostała. Trudno ocenić jednoznacznie konsekwencje tych działań, można jednak stwierdzić, że będą one miały znaczący wpływ na środowisko naturalne. Istotna jest minimalizacja oddziaływania negatywnych czynników. Rzesze turystów mogą podlegać kontroli przez wprowadzenie odpowiednich regulacji i dostosowanie infrastruktury do wzrastających potrzeb (np. poszerzenie drogi prowadzącej w kierunku Nordkapp o pasy dla jednośladow). Eksploatacja złóż mineralnych może odbywać się z udziałem maszyn elektrycznych, przy zapewnieniu odpowiednio wydajnych źródeł energii. Istotnym czynnikiem łagodzącym antropopresję jest zagospodarowywanie koncentratu



rudy poza obszarem arktycznym (jak ma to miejsce w Norwegii), a także skał płonnych tak, aby zanieczyszczenia związane z wietrzeniem minerałów rudnych nie były wprowadzane do wód płynących i oceanicznych. W warunkach wilgotnego klimatu z częstymi opadami, jaki panuje w arktycznej części Skandynawii, jest to duże wyzwanie.

W zakładach górniczych, w których powstały już hałdy, warto zwracać uwagę na ich wysokość i wielkość, aby zbytnio nie oddziaływały na otaczający krajobraz i w jak najmniejszym stopniu wpływały na otoczenie. Mimo wielu podejmowanych działań mających na celu minimalizację szkód w środowisku naturalnym odnosi się jednak wrażenie nieuchronności procesu jego degradacji.

12.6. WNIOSKI

W oparciu o prowadzone obserwacje można stwierdzić, że zmiany klimatyczne w N Skandynawii stają się widoczne. Ilość dni z ekstremalnymi zjawiskami pogodowymi w arktycznej części Skandynawii wzrosła w latach 1999–2024. Odnotowano wzrost zainteresowania tymi obszarami w celach zarówno rekreacyjnych, jak i prowadzenia eksploatacji złóż tam zalegających. Zwiększa się więc antropopresja na środowisko naturalne. Niekontrolowany wzrost turystyki może przyczynić się do zniszczenia środowiska w miejscach szczególnie narażonych na natłok turystów. Tylko zdecydowane działania, mające na celu ochronę cennych obszarów i dostosowanie infrastruktury do ruchu turystycznego, mogą uchronić te miejsca przed degradacją. Poszukiwania geologiczne prowadzone na omawianym obszarze przyczyniają się do ożywienia prac górniczych i eksploatacji kopalin. Istotnym czynnikiem, który może oddziaływać na środowisko, jest sposób eksploatacji. Powinien on być dostosowany nie tylko do rodzaju wydobywanej kopaliny ale przede wszystkim do charakteru przyrody arktycznej. Należy także podejmować zdecydowane działania mające na celu minimalizację uszczerbku przyrody w trakcie eksploatacji tych terenów. Niewłaściwie prowadzona eksploatacja może prowadzić do skażenia środowiska i długotrwałych jego niekorzystnych zmian, a prace rekultywacyjne w omawianym regionie mogą trwać nawet kilkadziesiąt lat.

LITERATURA

- Aamlid D., Venn K. (1993): Methods of monitoring the effects of air pollution on forest and vegetation of eastern Finnmark, Norway. *Norwegian Journal of Agricultural Science*, Vol. 7, 71-87.
- Arzamastsev A. A. (1994): Unique Paleozoic Intrusions of the Kola Peninsula. *Apatity*, Kola Scientific Centre.



Arzamastsev A., Yakovenchuk V., Pakhomovsky Y., Ivanyuk G. (2008): The Khibina and Lovozero alkaline massifs: Geology and unique mineralization. W: 33 IGC Excursion, no 47. Apatit, Geological Institute of the Russian Academy of Science.

Bærulfsen E., Ulleberg C., Grønning M., Kubberød E. (2022): Sustainable destination development: an action research study on Nordkapp. Master's thesis. Ås, Norwegian University of Life Sciences.

Bayanova T. B. (2002): Age of the geological complexes of the Kola region and magmatism processes. Moscow, Autofair.

Bayanova T. B., Kunakkuzin E. L., Serov P. A., Fedotov D. A., Borisenko E. S., Elizarov D. V., Larionov A. V. (2018): Precise U-Pb (ID-TIMS) and SHRIMP-II ages on single zircon and Nd-Sr signatures from Achaean TTG and high aluminum gneisses on the Fennoscandian Shield. W: S. Staboulis, T. Karvonen, A. Kujanpää (Red.), Proceedings of the 32nd Nordic Geological Winter Meeting, Helsinki, Finland, 13–15 January 2016 (s. 172). Helsinki, Geological Society of Finland.

Bayanova T., Korchagin A., Mitrofanov A., Serov P., Ekimova N., Nitkina E., Kamensky I., Elizarov D., Huber M. (2019): Long-Lived Mantle Plume and Polyphase Evolution of Palaeoproterozoic PGE Intrusions in the Fennoscandian Shield. *Minerals*, Vol. 9(1), 59.

Belkin O. A., Konstantinova N. A., Kostina V. A. (1991): Flora of higher plants of Lovozero Mountains (vascular plants and bryophytes). Sankt-Petersburg, Nauka.

Bingen B., Solli A., Viola G., Torgersen E., Sandstad J., Whitehouse M., Røhr T., Ganerød M., Nasuti A. (2015): Geochronology of the Palaeoproterozoic Kautokeino Greenstone Belt, Finnmark, Norway: Tectonic implications in a Fennoscandia context. *Norsk Geografisk Tidsskrift*, Vol. 95, 365-396.

Bøe R., Fossen H., Smelror M. (2010): Mesozoic sediments and structures onshore Norway and in the coastal zone. *Norges Geologiske Undersøkelse Bulletin*, Vol. 450, 15-32.

Bozhko N. A. (2009): Supercontinental Cyclicity in the Earth's Evolution. *Moscow University Geology Bulletin*, Vol. 64(2), 75-91.

Bozhko N. A. (2010): Intraplate Basic-Ultrabasic Magmatism Through Time in Terms of Supercontinental Cyclicity. *Moscow University Geology Bulletin*, Vol. 65(3), 161-176.

Christensen O. B., Christensen J. H., Machenhauer B., Botzet M. (1998): Very high-resolution regional climate simulations over Scandinavia – Present climate. *Journal of Climate*, Vol. 11(12), 3204-3229.

Corfu F., Andersen T. B., Gasser D. (2015): The Scandinavian Caledonides: main features, conceptual advances and critical questions. *Geological Society, London, Special Publications*, Vol. 390, 9-43.

Elena V. N., Galina V. Z. (2019): Features of local identity of single-industry town residents (the case of the Murmansk Oblast). *Arctic*, Vol. 37, 98.

Grigoryev A. A., Gladkiy Yu. N., Sevastyanov D. V., Shastina G. N. (2019): Stone objects of Russian Fennoscandia: potential for recreational use. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 302, 012148.

Halla J. (2020): The TTG-Amphibolite Terrains of Arctic Fennoscandia: Infinite Networks of Amphibolite Metatexite-Diatexite Transitions. *Frontiers in Earth Science*, Vol. 8, 252.

Huber M. (2021): Ewolucja kolsko-laplandzkiego pasa mobilnego w platynonośnej paleoproterozoicznej intruzji warstwowanej moncheplutonu. Lublin, Wydawnictwo UMCS.

Huber M., Alenga D., Iakovleva O. (2023): Geodziejstwo regionu Alta (północna Norwegia). *Przegląd Geologiczny*, T. 71(5), 2286-2291.

Huber M., Alenga D., Kamiński D., Maciołek U., Iakovleva O. (2023): Górnictwo w Arktyce, problemy środowiskowe i ekologiczne na przykładzie N Skandynawii (Kvalsund, Norwegia, Monchegorsk, Rosja). *Przegląd Geologiczny*, Vol. 71(5), 279-285.

Huber M., Chmiel S., Iakovleva O. (2022): Environmental Characteristics of the Mining Area of Ni-Cu-Fe Paleoproterozoic PGE Monchepluton Intrusion (NE Scandinavia). *Mining*, Vol. 2(4), 683-698.



Huber M., Iakovleva O. (2021): Tourism, Scientific, and Didactic Potential of the Ultrabasic-Alkaline Intrusion in Afrikanda with Perovskite Mineral (Kola Peninsula, N Russia) and of the Related Built Heritage. *Heritage*, Vol. 4, 3892-3907.

Huber M., Iakovleva O., Zhigunova G., Menshakova M. Y., Gainanova R. I., Moroniak M. (2021a): Geoheritage of the Western Khibiny ingenious alkaline rocks intrusion (Kola Peninsula, Arctic Russia): Evaluation, and geotourism opportunities. *Geoheritage*, Vol. 13, 72.

Huber M., Iakovleva O., Zhigunova G., Menshakova M., Gainanova R. (2021b): Can the Arctic be saved for the next generations? Study of examples and internships in Murmansk District. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 678, 01203.

Huber M., Menshakova M. Y., Chmiel S., Zhigunova G. V., Dębicki R., Iakovleva O. (2018): Heavy metal composition in the *Plantago major* L. from center of the Murmansk City, Kola Peninsula, Russia. *European Journal of Biological Research*, Vol. 8(4), 214-223.

Huber M., Zhigunova G., Menshakova M., Gainanova R., Iakovleva O. (2022): Geoheritage of the Kandalaksha region (Kola Peninsula, White Sea, Arctic Russia), Evaluation, and Geotourism Opportunities. *Geoheritage*, Vol. 14, 112.

Huber M., Zhigunova G., Menshakova M., Iakovleva O., Karimova M. (2021c): Geoheritage of the Monchegorsk Igneous Layered Paleoproterozoic Intrusion (Kola Peninsula, Arctic Russia): Evaluation and Geotourism Opportunities. *Heritage*, Vol. 4, 3583-3610.

Huntley B., Long A. J., Allen J. R. (2013): Spatio-temporal patterns in Lateglacial and Holocene vegetation and climate of Finnmark, northernmost Europe. *Quaternary Science Reviews*, Vol. 70, 158-175.

Karpiński T. M., Huber M. (2003): Polar Garden, Kola Peninsula, What blooms on the tundra. *Poznaj Świat*, nr 1, 82-86.

Kogarko L. N., Kononova V. A., Orlova M. P., Woolley A. R. (1995): *Alkaline Rocks and Carbonatites of the World. Part 2*. London, Chapman & Hall.

Konstantinova N. A. (1999): *Flora and vegetation of Murmansk Region*. Apatity, Kola Science Centre.

Konstantinova N. A. (2001): Bryophytes and vascular plants of the territory of Polar Alpine Botanical Garden (Khibiny Mountains, Kola Peninsula). Apatity, Kola Science Centre.

Kozlov N. E., Ivanov A. A., Nyerovich L. I. (1990): *Lapland Granulite Belt, the primitive nature and development*. Moscow, Russian Academy of Science.

Kramm U., Kogarko L. N., Kononova V. A., Vartiainen H. (1993): The Kola alkaline province of the CIS and Finland: precise Rb-Sr ages define 380-360 Ma age range for all magmatism. *Lithos*, Vol. 30, 33-44.

Krill A. (1987): Reinterpretation of Finnmarkian deformation on western Soroy, northern Norway. *Norsk Geologisk Tidsskrift*, Vol. 67(1), 3-13.

Lahtinen R., Garde A. A., Melezhik V. A. (2008): Paleoproterozoic evolution of Fennoscandia and Greenland. *Episodes*, Vol. 31(1), 20-28.

Melezhik V. A., Bingen B., Sandstad J. S., Pokrovsky B. G., Solli A., Fallick A. E. (2015): Sedimentary-volcanic successions of the Alta-Kvænangen Tectonic Window in the northern Norwegian Caledonides: Multiple constraints on deposition and correlation with complexes on the Fennoscandian Shield. *Norwegian Journal of Geology*, Vol. 95, 245-284.

Moen K. (2014): *Geological and Mineralogical Investigation of The Western Part of The Nussir Copper Deposit*. Trondheim, Norwegian University of Science and Technology.

Mør, J. J., Yevzerov V. Y., Kolka V. V., Corner G. D. (2001): Holocene raised-beach ridges and sea-ice-pushed boulders on the Kola Peninsula, northwest Russia: indicators of climatic change. *The Holocene*, Vol. 12(2), 169-176.

Mun Y., Strmić Palinkaš S., Forwick M., Junttila J., Pedersen K. B., Sternal B., Neufeld K., Tibljaš D., Kullerud K. (2020): Stability of Cu-Sulfides in Submarine Tailing Disposals: A Case Study from Repparfjorden, Northern Norway. *Minerals*, Vol. 10(2), 169.





Nasuti A., Roberts D., Dumais M. A., Ofstad F., Hyvönen E., Stampolidis A. (2015): New high-resolution aeromagnetic and radiometric surveys in Finnmark nad North Troms: linking anomaly patterns to bedrock geology and structure. *Norwegian Journal of Geology*, Vol. 95, 217-244.

Nilsen T. (2019) Social protests in Kvalsund. *The Barents Observer*, <https://thebarentsobserver.com/en/industry-and-energy/2019/02/tailings-be-dumped-sea-copper-mine-gets-approval> (dostęp: 20.04.2024).

Popova O. N., Vicentiy I. V. (2019): Migration situation in the Russian Arctic (on the example of the Murmansk region). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 302, 012086.

Roberts R. J., Corfu F., Torsvik C. J., Hetherington T. H., Ashwal L. D. (2010): Age of alkaline rocks in the Seiland Igneous Province, Northern Norway. *Journal of the Geological Society*, Vol. 167, 71-81.

Robins B. (1998): The mode of emplacement of the Honningsvåg Intrusive Suite, Magerøya, northern Norway. *Geological Magazine*, 135(2), 231-244.

Romashkin I. V., Genikova N. V., Kryshen A. M., Moshnikov S. A., Polikarpova N. V. (2024): Dependence of *Pinus sylvestris* (Pinaceae) Radial Growth on Meteorological Conditions and Anthropogenic Air Pollution: Data from Northwestern Part of Murmansk Oblast. *Doklady Biological Sciences*, 518(1), 205-217.

Sandstad J., Sverre J. (2008): Geochemistry of drill cores from the Nussir copper deposit, Kvalsund, Finnmark, Northern Norway. *NGU Report 055: 1- 50*. Utgivelsesår, NGU.

Tuulentie S., Heitunt B. (2014): New Rural Residents or Working Tourists? Place Attachment of Mobile Tourism Workers in Finnish Lapland and Northern Norway. *Scandinavian Journal of Hospitality and Tourism*, Vol. 14(4), 367-384.

Ushakov I. F. (1972) Kola land. Murmansk, History Book. Murmansk, Murmansk Publishing House of the Commercial Sea Port.

Ward R. D. (2020): Carbon sequestration and storage in Norwegian Arctic coastal wetlands: Impacts of climate change. *Science of the Total Environment*, Vol. 748, 141343.



Katarzyna Maj-Zajezierska, Anna Kowalska

Akademia Tarnowska

13. Adaptacja Tarnowa do zmian klimatu

13.1. WPROWADZENIE

Zmiany klimatyczne coraz częściej wywołują intensywne zjawiska pogodowe, takie jak ulewne deszcze, powodzie, burze czy susze, co skutkuje wzrostem liczby katastrof hydrologicznych i stwarza wiele problemów zdrowotnych. Ekstremalne warunki pogodowe prowadzą do wzrostu liczby zgonów i chorób fizycznych, a także do poważnych problemów psychicznych, takich jak stres pourazowy, lęki czy depresja. Zmiany klimatu wpływają na warunki bytowania nie tylko ludzi, ale także zwierząt. Przyczyniają się do przemieszczania gatunków inwazyjnych. Pokazuje to, że zmiany klimatu dotyczą wielu aspektów naszego życia (Legutko-Kobus, 2017; Siwiec, 2022).

Adaptacja do zmian klimatu jest szeroko pojętym przystosowaniem się do zmian, jakie występują, przez podnoszenie świadomości społeczeństwa, racjonalne planowanie przestrzenne i w miarę możliwości łagodzenie negatywnych skutków w przypadku wystąpienia zjawisk ekstremalnych (Klimada 2.0; Legutko-Kobus, 2017; Siwiec, 2022). W ramach działań ograniczających negatywne skutki zmian klimatycznych Ministerstwo Środowiska zleciło opracowanie, dla 44 największych miast w Polsce, liczących powyżej 100 tys. mieszkańców, „Planów adaptacji miasta do zmian klimatu do roku 2030” w ramach Programu Operacyjnego Infrastruktura i Środowisko 2014–2020. Miejskie plany adaptacji (MPA) powstały na podstawie ujednoliconej metodyki opracowanej przez polskich specjalistów. Wytyczają one kierunki działań zmierzających do łagodzenia negatywnych skutków zmian klimatycznych. Dokumenty te stanowią również podstawę efektywnego pozyskiwania funduszy na projekty miejskie (Raport, 2024). Drugim dużym projektem dla klimatu jest Klimada 2.0, czyli „Baza wiedzy o zmianach klimatu i adaptacji do ich skutków oraz kanałów jej upowszechniania w kontekście zwiększenia odporności gospodarki, środowiska i społeczeństwa na zmiany klimatu oraz przeciwdziałania i minimalizowania skutków nadzwyczajnych zagrożeń”.

Do 2023 r. MPA zostały opracowane w ponad stu miastach. Po nowelizacji Prawa ochrony środowiska (Ustawa, 2001), od 1 lipca 2025 r. miasta powyżej 20 tys. mieszkańców





będą zobligowane do opracowywania MPA. Zmiany te również uwzględniają zagadnienia oceny ryzyka klimatycznego i adaptacji do zmian klimatu w procesie oceny oddziaływania przedsięwzięć na środowisko, a także w miejskich planach zagospodarowania przestrzennego (Hajto, 2015; Klimada 2.0; Majewski, 2024; Wierzbowska-Kujda, 2024).

Miasto Tarnów od 2021 r. bierze udział w projekcie LIFE-IP EKOMAŁOPOLSKA „Wdrażanie Regionalnego Planu Działań dla Klimatu i Energii dla województwa małopolskiego”, którego zadaniem jest ochrona klimatu, promocja odnawialnych źródeł energii (OZE) oraz poprawa efektywności energetycznej w mieście (Raport, 2024).

W rozdziale dokonano analizy zmian klimatycznych, jakie zachodzą w Tarnowie i porównano je z założeniami przyjętymi w „Planie adaptacji Miasta Tarnowa do zmian klimatu do roku 2030”.

13.2. METODYKA BADAŃ

Dokument „Plan adaptacji Miasta Tarnowa do zmian klimatu do roku 2030” został opracowany na podstawie historycznych danych meteorologiczno-hydrologicznych z okresu 1981–2015 (Uchwała, 2019). Przeprowadzono analizę głównych problemów wynikających ze zmian klimatu przedstawionych w MPA oraz danych meteorologicznych pochodzących ze stacji meteorologicznej zlokalizowanej w Mościcach – dzielnicy Tarnowa. Dane meteorologiczne analizowano od stycznia 2016 r. do września 2024 r. włącznie.

Po przyjrzeniu się problemom określonym w MPA do dalszej analizy wybrano cele szczegółowe i podjęte w Tarnowie w związku z nimi działania:

- zwiększenie odporności miasta na występowanie wyższych maksymalnych temperatur,
- zwiększenie odporności miasta na występowanie fali upałów (Uchwała, 2019).

W analizie danych meteorologicznych wzięto pod uwagę dni charakterystyczne, tj. liczbę dni upalnych (maksymalna temperatura $< 30^{\circ}\text{C}$) i mroźne (maksymalna temperatura $< 0^{\circ}\text{C}$), fale upałów i fale chłodu. Wyniki analizy porównywano z prognozami przedstawionymi w MPA.

13.3. ANALIZA ZAŁOŻEŃ ADAPTACJI DO ZMIAN KLIMATU

W MPA dla każdego z 44 miast wskazano najważniejsze zagrożenia klimatyczne, jakie występują obecnie lub mogą wystąpić. Są to m.in. upały, mrozy, ulewne deszcze i burze, po-



wodzie, powodzie przybrzeżne, susze, wichury, osuwiska i podnoszenie się poziomu morza. Identyfikacja zagrożeń różni się w poszczególnych częściach kraju, np. w rejonach nadmorskich występuje zagrożenie podnoszenia się poziomu mórz czy podtopień od morza, co nie wystąpi na terenach nizinnych. Zachodzące zmiany wymagają odpowiedniego przygotowania miast. Dla wszystkich miast został zdiagnozowany problem występowania wyższych maksymalnych temperatur w miesiącach letnich i spadek minimalnej temperatury powietrza (Hajto, 2015; Kalbarczyk i Kalbarczyk, 2020; Siwiec, 2022).

Dla Tarnowa zostały zdefiniowane główne problemy, które są podobne do tych określonych dla innych miast w Polsce. W tabeli 1 zestawiono główne problemy określone dla Tarnowa i pokrywające się z nimi problemy dla Rzeszowa i Krakowa, jako miast znajdujących się najbliżej Tarnowa, dla których są opracowywane MPA.

Tabela 13.1. Porównanie głównych zagrożeń określonych w planach adaptacji miast do zmian klimatu dla wybranych miast (Uchwała, 2019; Kalbarczyk i Kalbarczyk, 2020)

Główny cel	Tarnów	Rzeszów	Kraków
Wzrost maksymalnej temperatury powietrza	+	+	
Spadek minimalnej temperatury powietrza		+	
Występowanie fal gorąca i dni upalnych	+	+	+
Występowanie długotrwałych okresów bezopadowych w połączeniu z maksymalną temperaturą powyżej 25°C	+	+	+
Występowanie lokalnych, nagłych powodzi miejskich powodujących zalanie lub podtopienie terenu w wyniku wystąpienia silnego, krótkotrwałego opadu deszczu o dużej wydajności	+	+	+
Powodzie od strony rzek	+		
Wzrost koncentracji zanieczyszczeń powietrza i występowanie smogu	+	+	

Wzrost temperatury powietrza wpływa niekorzystnie na środowisko naturalne i zdrowie ludzi. Często z wysoką temperaturą powietrza jest związane zanieczyszczenie powietrza. Długo utrzymujące się wysokie temperatury przyczyniają się do wystąpienia suszy hydrologicznej, spadku plonów i problemów z dostępem do wody. Takie warunki nie sprzyjają też osobom z chorobami przewlekłymi i osobom starszym (Hajto, 2015; Uchwała, 2019).

Tarnów z uwagi na swoje położenie geograficzne charakteryzuje się najwyższymi temperaturami powietrza w ciągu roku, stąd określenie polski biegun ciepła. Potwierdzeniem tego jest rekord ciepła odnotowany w marcu 2024 r. w Tarnowie – temperatura osiągnęła 26,4°C. W Tarnowie występuje zjawisko miejskiej wyspy ciepła, które można obserwować w centrum miast i na terenach przemysłowych, gdzie występują najwyższe temperatury powierzchni, osiągające średnio 33°C. Jest to aż o 8°C więcej niż na terenach zielonych. Zabudowa mieszkaniowa i jednorodzinna mają niższe temperatury, wynoszące od około 27°C do





29°C, natomiast najchłodniejsze są obszary zielone z temperaturą około 25°C. Różnice te wynikają z nasilenia procesów urbanizacyjnych, stosowanych materiałów budowlanych i zagęszczenia infrastruktury miejskiej, dlatego miasto Tarnów jest szczególnie zagrożone wzrostem maksymalnej temperatury powietrza (Uchwała, 2019; Siwiec, 2022; UM Tarnowa, 2024).

Obszarami wrażliwymi zdefiniowanymi w MPA dla Tarnowa są: sektor zdrowia publicznego, gospodarka wodna i turystyka. W sektorze zdrowia publicznego wskazano, że w dobie starzejącego się społeczeństwa Tarnowa zmiany klimatyczne związane z występowaniem wysokiej temperatury będą bardzo uciążliwe dla ludzi starszych i małych dzieci do piątego roku życia. Mieszkańcy z grupy wiekowej 65 plus mieszkają często w osiedlach, gdzie tworzą się wyspy ciepła. Kolejny wrażliwy sektor to gospodarka wodna, gdzie zagrożenie wynikające z wyższej temperatury polega na wzroście zapotrzebowania mieszkańców na wodę pitną, co może stanowić w przyszłości problem z uwagi na to, że około 65% wody pitnej w Tarnowie zużywa przemysł. Ostatnim sektorem wrażliwym jest turystyka, tutaj uwagę skupia się na zwiększeniu miejsc ze strefą wypoczynkowo-rekreacyjną w celu podniesienia atrakcyjności miasta (Uchwała, 2019).

13.4. ANALIZA ZMIAN KLIMATU ZWIĄZANYCH Z TEMPERATURĄ

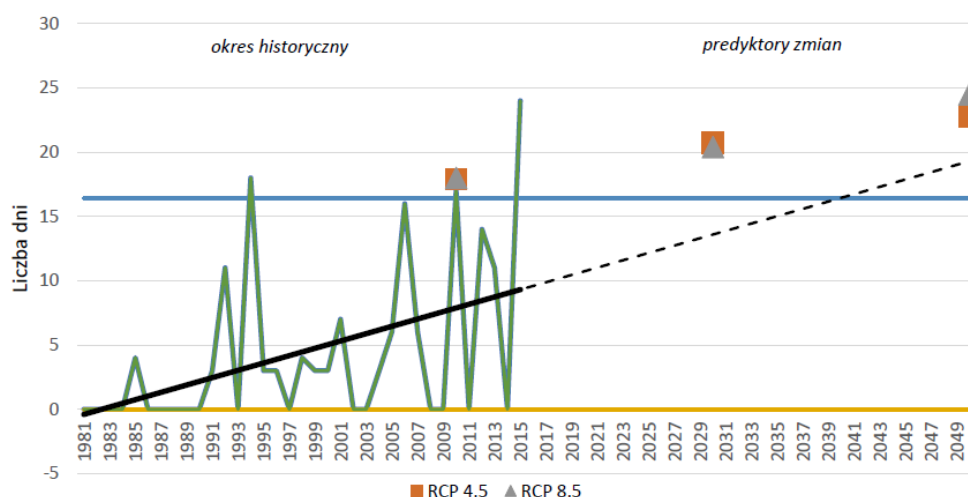
Jednym z głównych zagrożeń związanych ze zmianami klimatu prognozowanym dla miasta Tarnowa, jest wzrost liczby dni upalnych w ciągu roku i dni z falami upałów do 2050 r. o minimum 3, z temperaturą powyżej 30°C (Uchwała, 2019). W tabeli 13.2 przedstawiono zmianę liczby dni upalnych w latach 2016–2024. Temperaturę powyżej 30°C odnotowywano od maja do września, najczęściej w sierpniu. Nie zaobserwowano widocznego trendu wzrostowego temperatury. W analizowanym okresie fale upałów występowały maksymalnie sześć razy w 2024 r., również nie zaobserwowano trendu wzrostowego.

Tabela 13.2. Liczba dni upalnych w poszczególnych miesiącach w Tarnowie-Mościcach w okresie od 01.2016 r. do 09.2024 r.

Miesiąc	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Maj	0	1	3	0	0	0	0	0	0
Czerwiec	7	3	5	13	4	7	8	3	7
Lipiec	8	5	5	6	6	11	8	5	10
Sierpień	7	12	15	12	11	3	10	11	12
Wrzesień	2	0	1	1	1	0	0	2	5



MPA są oparte na danych przedstawionych w raportach RCP (ang. *Representative Concentration Pathways*) uwzględniających cztery grupy scenariuszy emisyjnych (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0, RCP 8.5) zakładających dalszy wzrost emisji CO₂ oraz osiągnięcie wymuszenia radiacyjnego na określonym przez dany scenariusz poziomie (Uchwała, 2019). Zaobserwowane zmiany ilości dni z temperaturą powyżej 30°C w okresie 2016–2024 są wyższe niż prognozy raportu RCP dla scenariusza RCP 4.5 i RCP 8.5 przedstawione na rysunku 13.1. Minimalna i maksymalna liczba dni upalnych w latach 2016–2024 wynosiła odpowiednio 21 i 34, średnio 25,6 dnia. Zgodnie z prognozami minimalna liczba dni upalnych z lat 2016–2024 powinna wystąpić po 2030 r., a średnia i maksymalna po 2050 r. Potwierdziła się prognoza wzrostu temperatury w okresie letnim.



Rys. 13.1. Liczba dni z temperaturą maksymalną > 30°C w roku w okresie historycznym (zielona linia) i w okresie prognozowanym do 2050 r., dla scenariusza umiarkowanej (RCP 4.5 – pomarańczowy kwadrat) i wysokiej emisji gazów cieplarnianych (RCP 8.5 – szary trójkąt) (Uchwała, 2019)

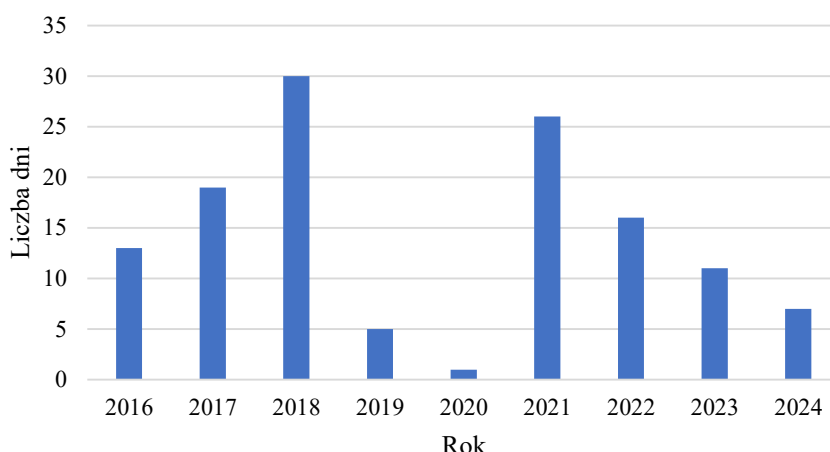
Dla fali upałów – liczby przynajmniej trzydniowych okresów z maksymalną temperaturą > 30°C w roku, prognozy przewidują trzy warianty. Pierwszy wariant zakłada wzrost liczby fal upałów w latach 2006–2015 – średnio o 3,7, drugi w latach 2026–2035 – średnio o 4,1, zaś trzeci wariant zakłada wzrost średnio o 4,7 w latach 2046–2055. W latach 2016–2024 liczba przynajmniej trzydniowych okresów z temperaturą maksymalną > 30°C w roku wynosiła średnio 3,1, co jest poniżej liczby zakładanej w wariantach. Najwięcej takich okresów odnotowano w 2024 r. – sześć i w 2018 r. – pięć, w 2017 r. natomiast nie odnotowano takiego okresu.

Ze zmianami klimatu związany jest wzrost temperatur w okresie zarówno letnim, jak i zimowym. Dlatego przeprowadzono także analizę występowania dni chłodnych i mroźnych.



Analiza temperatur i prognoza ich zmian, prowadzona dla wykonania MPA, zakładała zmniejszenie liczby dni mroźnych występujących w ciągu roku i zmniejszenie liczby fal chłodu, przy wzroście temperatury minimalnej okresu zimowego do 2050 r.

Zmianom uległa również liczba dni mroźnych, czyli dni z maksymalną temperaturą poniżej 0°C. W latach 2016–2024 liczba dni z temperaturą poniżej 0°C była zróżnicowana w poszczególnych latach, średnio wynosiła 14 dni (rys. 13.2). W 2020 r. odnotowano zaledwie jeden taki dzień, a już rok później było ich 26.



Rys. 13.2. Liczba dni mroźnych w Tarnowie-Mościcach w okresie od 01.2016 r. do 09.2024 r.

W analizowanym okresie 2016–2024 zaobserwowano również zróżnicowane występowanie dni z minimalną temperaturą $\leq -10^{\circ}\text{C}$ (fale chłodu). Średnio liczba dni z minimalną temperaturą $\leq -10^{\circ}\text{C}$ w roku wynosiła 5,4 dnia, przy czym w 2020 r. i 2023 r. w stacji meteorologicznej Tarnów-Mościce nie odnotowano ani jednego dnia z tak niską temperaturą powietrza. Prognoza zakładała zmniejszenie liczby dni z falami chłodu w roku w dwóch etapach: w latach 2026–2035 średnio o 14,2 dni i w latach 2046–2055 średnio o 11,3 dni. Odnotowana wartość dla stacji meteorologicznej Tarnów-Mościce była znacznie niższa od prognozowanych wartości.

Kolejne prognozy dotyczyły liczby co najmniej trzydniowych okresów z temperaturą minimalną $< 10^{\circ}\text{C}$ w roku (fale chłodu). Zakładały ona spadek liczby fal chłodu średnio o 2,1 w latach 2026–2035 i o 1,6 w latach 2046–2055. W analizowanym przedziale czasowym 2016–2024 fale chłodu występowały maksymalnie dwa razy w 2018 r. W pozostałych latach wystąpiły raz lub nie odnotowano przynajmniej trzydniowych okresów z temperaturą mini-





malną $< 10^{\circ}\text{C}$. W latach 2016–2024 średnia liczba dni z falami chłodu wynosiła 0,6 dnia w roku. Było to znacznie poniżej założeń. W prognozach wystąpienie takiej sytuacji przewidziano dopiero po 2050 r. Potwierdził to trend spadkowy okresów chłodu.

13.5. ANALIZA DZIAŁAŃ W RAMACH MIEJSKIEGO PLANU ADAPTACJI TARNOWA

W ramach MPA zdefiniowano działania, które pomogą przeciwdziałać negatywnym skutkom zmian klimatycznych lub mają na celu ich złagodzenie. W tabeli 13.3 zestawiono działania mające na celu zwiększenie odporności na wystąpienie zjawisk klimatycznych związanych z wysoką temperaturą powietrza, zgodnie z wyznaczonym horyzontem czasowym. Część z zaplanowanych działań została już zakończona, część znajduje się w trakcie realizacji. Na stronie Urzędu Miasta Tarnowa brakuje niestety raportów rocznych z wdrażania działań adaptacyjnych, co uniemożliwia jednoznaczne wskazanie działań zakończonych.

Tabela 13.3. Adaptacja Tarnowa do zmian klimatu – wybrane działania związane ze zwiększeniem odporności miasta na wysokie temperatury powietrza (Uchwała, 2019)

Lp.	Działanie	Horyzont czasowy
1	„Kantoria” Centrum Wypoczynku i Rekreacji wraz z funkcją retencyjną zbiornika wodnego	2020
2	Budowa Park & Ride przy stacji kolejowej w Tarnowie-Mościcach – Poprawa i wzmocnienie na obszarze miasta Tarnowa oraz gmin ościennych systemu Transportu publicznego	2020
3	Integracja transportu publicznego w Tarnowie – Polepszenie warunków komunikacyjnych na terenie miasta Tarnowa	2022
4	Budowa/Rewitalizacja/Przebudowa i rozwój parków miejskich w przestrzeni miasta Tarnowa z uwzględnieniem niewielkich zbiorników retencyjnych służących innym celom. Integracja rozproszonej struktury terenów zieleni w system ciągły poprzez wyznaczenie szlaków turystycznych oraz ścieżek przyrodniczych.	2025
5	Zazielenienie i wykorzystanie nawierzchni przepuszczalnych przy budowie i modernizacji baz sportowo-rekreacyjnych terenów gminnych	2025
6	Wymiana niskoemisyjnego taboru przez jednostki i spółki miejskie (MPK, MPGK) – pojazdy zasilane gazem ziemnym CNG	2025

Dla osiągnięcia celów związanych z ochroną powietrza atmosferycznego i klimatu zaplanowano działania w głównej mierze zwiększające udział terenów zielonych w mieście. Ma to pomóc złagodzić skutki zmian klimatycznych przez obniżenie temperatury powierzchni i poprawę komfortu termicznego dla ludzi w centrum miasta, szczególnie w okresach intensywnych upałów. Działania te przyczynią się do utworzenia błękitno-zielonej infrastruktury.





Będą miały pozytywny wpływ na poprawę jakości powietrza w mieście (Program, 2024; Raport, 2024; UM Tarnowa, 2024).

Budowa/rewitalizacja/przebudowa i rozwój parków miejskich w Tarnowie to inwestycja, która jest w trakcie realizacji. W 2021 r. zakończono rewitalizację Parku Strzeleckiego, będącego jedną z Zielonych Pereł Tarnowa. W parku posadzono ponad 1200 drzew i krzewów oraz około 150 tysięcy bylin, zadbane o istniejący drzewostan i małą infrastrukturę parkową. W planach jest odnowienie parku Planty im. Józefa Jakubowskiego, który znajduje się niedaleko dworca głównego PKP w Tarnowie. Dodatkowo w Parku Sanguszków dokonano nasadzeń w ogrodzie włoskim, a w innych parkach corocznie są dosadzane nowe rośliny. Zwiększenie udziału terenów zielonych i zazielenienie baz sportowo-rekreacyjnych przyczyni się do spowolnienia spływu powierzchniowego i zwiększenia retencji, zwłaszcza w centralnej części miasta. Pozostałe działania związane z terenami zielonymi obejmują pielęgnację roślin już posadzonych (Program, 2024; Dotacje, 2024; Raport, 2024; UM Tarnowa, 2024).

Jednym z ważniejszych dla mieszkańców Tarnowa działań była z pewnością rewitalizacja terenu wokół stawu Kantoria, gdzie stworzono miejsce do wypoczynku i rekreacji. Teren Kantorii jest często wykorzystywany do organizacji pikników i różnych wydarzeń społeczno-edukacyjnych. Sam zbiornik Kantoria pełni funkcję retencyjną (Program, 2024; Raport, 2024; UM Tarnowa, 2024).

Stworzenie zintegrowanego transportu publicznego ma za zadanie zachęcenie mieszkańców Tarnowa i okolic do korzystania z transportu zbiorowego, co ograniczy liczbę samochodów w mieście oraz przyczyni się do redukcji zanieczyszczenia powietrza. Nastąpi rozbudowa dynamicznego systemu informacji pasażerskiej i zostaną utworzone zintegrowane węzły przesiadkowe, a także system roweru miejskiego.

Dla ograniczenia zanieczyszczeń w mieście zdecydowano też o wymianie taboru na niskoemisyjny, zasilany skroplonym gazem ziemnym i wyposażonym w klimatyzację (Załącznik, 2022; Dotacje, 2024; Raport, 2024; UM Tarnowa, 2024). Do tej pory nie udało się zrealizować Park & Ride przy stacji kolejowej w Tarnowie-Mościcach, z powodu wysokich kosztów inwestycyjnych. Miasto ponawia starania o zrealizowanie tego działania, być może uda się to wspólnymi siłami wraz ze spółką PKP (Załącznik, 2022; UM Tarnowa, 2024).

Poza działaniami adaptacyjnymi ujętymi w MPA dla Tarnowa, szeroko jest prowadzona akcja informacyjno-edukacyjna dotycząca zmian klimatu. W urzędzie miasta utworzono



w 2021 r. stanowisko Doradcy ds. Klimatu i Środowiska w Wydziale Ochrony Środowiska w ramach projektu LIFE MAŁOPOLSKA. Zadaniem jego jest wdrażanie działań zgodnych z Regionalnym Planem Działań dla Klimatu i Energii oraz Małopolskim Programem Ochrony Powietrza. W jego obowiązkach znajduje się m.in. podnoszenie świadomości ekologicznej mieszkańców Tarnowa przez tworzenie kampanii społeczno-edukacyjnych (Dotacje, 2024; Raport, 2024; UM Tarnowa, 2024).

13.6. PODSUMOWANIE I WNIOSKI

Miasto Tarnów, określane jako polski biegun ciepła, doświadcza wyraźnych skutków zmian klimatycznych, przede wszystkim wzrostu maksymalnych temperatur i liczby dni upalnych. Podjęte działania adaptacyjne, w tym wdrażanie „Planu adaptacji miasta Tarnowa do zmian klimatu do roku 2030”, koncentrują się na zwiększeniu odporności miasta na ekstremalne temperatury oraz na poprawie jakości życia mieszkańców, przez rozwój terenów zielonych, modernizację infrastruktury oraz działania edukacyjne. Zwiększenie udziału terenów zielonych przyniesie również inne korzyści dla Tarnowa, jak przewietrzanie miasta w gorące dni oraz ułatwi retencję wody i jej infiltrację do gruntu.

Wyniki analizy wykazują zróżnicowaną intensywność zmian klimatycznych w latach 2016–2024, jednak bez wyraźnego trendu stałego wzrostu temperatur. Skuteczność podjętych działań adaptacyjnych wymaga dalszych regularnych analiz prowadzonych w celu dostosowania polityki miejskiej do zmieniających się warunków klimatycznych i wzmocnienia „odporności” Tarnowa na przyszłe zmiany środowiskowe.

Wzrost temperatury powietrza i zwiększenie liczby dni upalnych mogą też być rozpatrywane w kontekście pozytywnym dla Tarnowa. Występowanie wysokich temperatur w okresie wiosny, lata i jesieni wydłuża sezon rekreacyjno-sportowy i turystyczny, co może być korzystne w promowaniu miasta. Może przyczynić się również do zwiększenia liczby obiektów rekreacyjno-sportowych, takich jak baseny otwarte i kąpieliska, ścieżek pieszych i rowerowych. Pod względem ekonomicznym natomiast przyczyni się do obniżenia kosztów ogrzewania mieszkań wskutek skrócenia sezonu grzewczego. Zmniejszą się koszty utrzymania dróg w zimie, odśnieżania ulic i utrzymania taboru autobusowego (Hajto, 2015; Uchwała, 2019).



Na podstawie przeprowadzonej analizy wyciągnięto następujące wnioski:

- 1) Wzrost temperatury powietrza w miastach jest odczuwalny i uciążliwy dla mieszkańców. Działania adaptacyjne polegają na zwiększaniu terenów zielonych, które mogą służyć jako tereny wypoczynkowo-rekreacyjne spełniające kilka funkcji.
- 2) Liczba dni upalnych i mroźnych w Tarnowie-Mościcach była zróżnicowana w latach 2016–2024. Nie zaobserwowano jednak stałego trendu wzrostowego.
- 3) Zaobserwowane zmiany klimatyczne mają zmienną intensywność w poszczególnych latach.
- 4) Podjęte działania adaptacyjne, określone w MPA dla wzrostu temperatury powietrza, są możliwe do zrealizowania. Na pewno przyczynią się do polepszenia komfortu życia mieszkańców.

LITERATURA

Dotacje (2024): Mapa Dotacji UE, <https://mapadotacji.gov.pl/> (dostęp: 2.09.2024).

Hajto M., Red. (2015): Podręcznik adaptacji dla miast. Wytyczne do przygotowania Miejskiego Planu Adaptacji do zmian klimatu, https://klimada2.ios.gov.pl/wp-content/uploads/2023/09/Podrecznik-adaptacji-dla-miast_aktualizacja-2023_compressed.pdf (dostęp: 2.09.2024).

Kalbarczyk E., Kalbarczyk R. (2020): Typology of climate change adaptation measures in Polish cities up to 2030. Land, Vol. 9(10), 351.

Klimada 2.0: Baza wiedzy o zmianach klimatu, <https://klimada2.ios.gov.pl> (dostęp: 2.09.2024).

Legutko-Kobus P. (2017): Adaptacja do zmian klimatu jako wyzwanie polityki rozwoju miast w kontekście krajowym i europejskim. Biuletyn Komitetu Przestrzennego Zagospodarowania Kraju PAN, z. 268, 83-97.

Program (2024): Gminny Program Rewitalizacji dla Miasta Tarnowa na lata 2017–2030. Aktualizacja w roku 2024. Projekt, <https://dialog.tarnow.pl/uploads/site/media/Gminny-Program-Rewitalizacji-dla-Miasta-Tarnowa-aktualizacja-2024-66bca29cd46c8.pdf> (dostęp: 2.09.2024).

Raport (2024): Raport o stanie miasta 2023. Tarnów, Urząd Miasta Tarnowa.

Siwiec E., Red. (2022): Atlas skutków zjawisk ekstremalnych w Polsce. Warszawa, Instytut Ochrony Środowiska – Państwowy Instytut Badawczy, https://klimada2.ios.gov.pl/files/2023/Atlas_skutkow_zjawisk_ekstremalnych_w_Polsce.pdf (dostęp: 2.09.2024).

Majewski S. (2024): Miejskie plany adaptacji od najbliższego lipca. Nowelizacja ustawy opublikowana. Teraz Środowisko, <https://www.teraz-srodowisko.pl/aktualnosci/miejskie-plany-adaptacji-ustawa-o-zmianie-ustawy-prawo-ochrony-srodowiska-dziennik-ustaw-rp-16101.html> (dostęp: 22.03.2025).

Uchwała (2019): Uchwała nr XVI/175/2019 Rady Miejskiej w Tarnowie z dnia 12 września 2019 r. Plan adaptacji Miasta Tarnowa do zmian klimatu do roku 2030.

UM Tarnowa (2024): Urząd Miasta Tarnowa, <https://tarnow.pl/> (dostęp: 2.09.2024).

Wierzbowska-Kujda M. (2024): Miejskie plany adaptacji obowiązkowe dla mniejszych miast. Projekt ustawy w RCL. TerazŚrodowisko.pl, <https://www.teraz-srodowisko.pl/aktualnosci/miejskie-plany-adaptacji-obowiazkowe-dla-mniejszych-miast-projekt-ustawy-w-rcl-15110.html> (dostęp: 2.09.2024).

Załącznik (2022): Załącznik do uchwały Nr LXII/620/2022 Rady Miejskiej w Tarnowie z dnia 31 marca 2022 r.. Projekt Planu. Plan Zrównoważonej Mobilności Miejskiej dla Gminy Miasta Tarnowa.

Ustawa (2001): Ustawa z dnia 27 kwietnia 2001 r. Prawo ochrony środowiska. Dz. U. 2001 nr 62 poz. 627, z późn. zm.





Podsumowanie

W monografii przedstawiono złożoność relacji między zmianami klimatu a bioróżnorodnością. Podkreślono, że kluczową kwestią dla zachowania wysokiej bioróżnorodności siedlisk w warunkach nasilonej antropopresji i postępujących zmian klimatycznych, jest poznanie uwarunkowań zachowania stabilności ekosystemów.

Wyzwaniem dla środowiska naukowego jest opracowanie metod i wskaźników, które będą wykorzystywane do ciągłego monitorowania wpływu działalności ludzkiej na bioróżnorodność i funkcjonowanie ekosystemów.

Autorzy publikacji wskazali, że degradacja siedlisk (np. przez pożary czy urbanizację) wymaga pilnych działań ochronnych, takich jak ograniczenie intensywności turystyki czy wydłużenie wieku rębności lasów oraz pozostawienie fragmentów lasów do naturalnego rozpadu. Wprowadzanie gatunków o wysokim potencjale adaptacyjnym może przeciwdziałać negatywnym skutkom zmian klimatu.

Zmiany klimatu (wzrost temperatury, intensywne opady) należy uwzględniać w projektowaniu obiektów inżynierii lądowej i wodnej tak, aby zwiększyć odporność ekosystemów. W procesach technologicznych natomiast należy uwzględniać zasady gospodarki obiegu zamkniętego, w tym intensyfikację procesów z wykorzystaniem metod biotechnologicznych oraz zrównoważone zarządzanie odpadami.

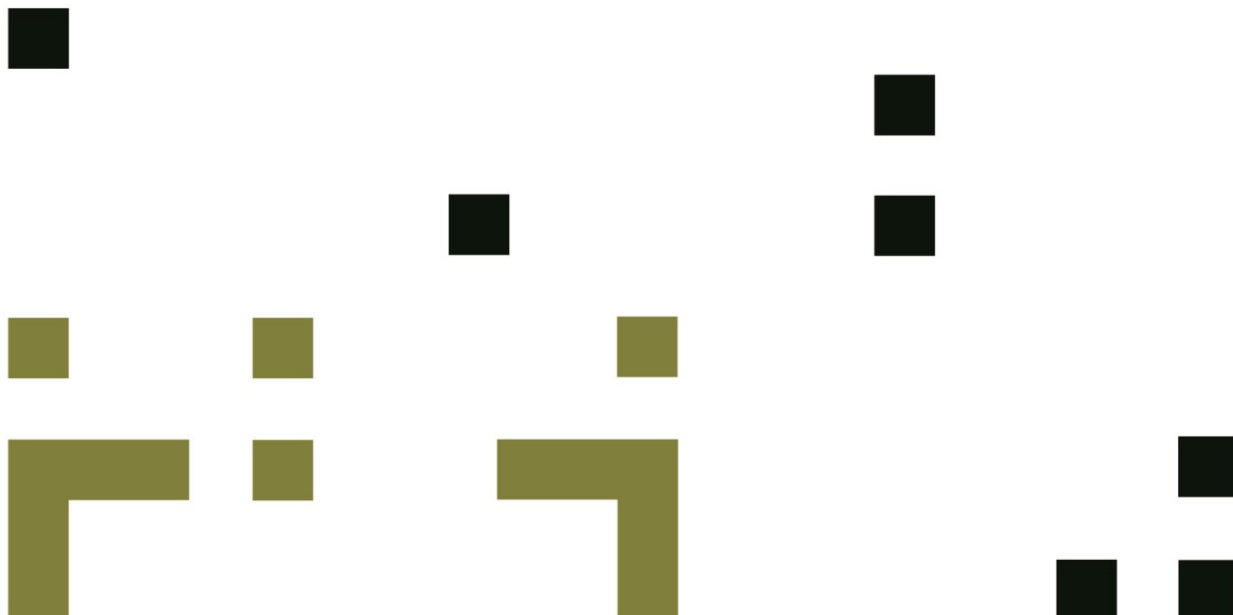
Zachowanie bioróżnorodności wymaga holistycznego podejścia, łączącego naukę z praktycznymi rozwiązaniami. Dalsze prace powinny koncentrować się na integracji lokalnych rozwiązań z globalnymi strategiami, a dla osiągnięcia wymiernych korzyści w tym zakresie, kluczowa jest współpraca międzynarodowa w zakresie ochrony przyrody.



Dane adresowe

Główny Instytut Górnictwa – Państwowy Instytut Badawczy
Obserwatorium Technologie dla Ochrony Środowiska
Plac Gwarków 1
40-166 Katowice

www.gig.eu
<https://obserwatorium.gig.eu/>



Fundusze Europejskie
dla Śląskiego



Rzeczpospolita
Polska

Dofinansowane przez
Unię Europejską



Województwo
Śląskie