

Krzysztof Świerkosz

**OCHRONA EKOSYSTEMÓW LEŚNYCH  
POPRAZ ICH WYŁĄCZANIE Z UŻYTKOWANIA**

**WSTĘP**

Wyłączanie gruntów leśnych z użytkowania jest jednym z szeroko dyskutowanych problemów ochrony ekosystemów leśnych zarówno w Polsce, jak i w całej Europie, często stając się przedmiotem gorącej debaty (Bobiec 2016; Wesołowski i in. 2016; Brzeziecki i in. 2017; Jaroszewicz i in. 2017; Szwagrzyk 2017; Żmihorski i in. 2018; Blicharska i in. 2020; Brzeziecki 2021; Pawlaczyk 2021). W debacie tej ścierają się dwa przeciwstawne punkty widzenia. Zgodnie z pierwszym, ochrona bierna prowadzi nieuchronnie do ubożenia różnorodności biologicznej ekosystemów leśnych, a dla jej utrzymania konieczne jest aktywne zarządzanie gatunkami – szczególnie drzew – pełniącymi kluczową rolę w kształtowaniu lasu (Brzeziecki i in. 2018; Brzeziecki 2021). Dodatkowym zagrożeniem jest fakt, że w obszarach poddanych ochronie ścisłej może dojść do niekontrolowanego procesu zamierania drzew (Poznański 2014). Zwolennicy tej grupy poglądów wskazują także na znaczne przekształcenia lasów w stosunku do ich stanu pierwotnego oraz ich rozdrobnienie uniemożliwiające osiągnięcie stanu zbliżonego do naturalnego. Aktywne uczestnictwo w kształtowaniu procesów przyrodniczych jest według nich nie tylko pożądane, ale wręcz konieczne (Brzeziecki 2021).

Przeciwnie poglądy reprezentują badacze zajmujący się dynamiką ekosystemów, dla których procesy naturalne uwzględniające całą złożoność gatunkową i funkcjonalną zbiorowiska leśnego w czasie i przestrzeni stanowią wartość nadrzędną, nawet jeśli wiążą się ze zjawiskami przejściowego ubożenia poszczególnych grup taksonomicznych lub zmniejszenia zwarcia pokrywy leśnej, a nawet jej rozpadu.

Różnice w obu podejściach polegają na odmiennym rozumieniu pojęć takich jak różnorodność biologiczna czy dynamika lasu, mając przez to charakter fundamentalny. Oba podejścia różni także przewidywana skala czasowa, w której możliwa jest obserwacja efektów naszych działań. Pierwsze da się zawrzeć w skali jednego (choć fakt, że długiego) życia ludzkiego; drugie rozciąga perspektywę na stulecia.

## RÓŻNORODNOŚĆ BIOLOGICZNA TO NIE TYLKO LICZBA GATUNKÓW...

Zgodnie z ogólnie przyjętą w międzynarodowych dokumentach definicją bioróżnorodność to całkowita zmienność życia biologicznego, wyrażana na różnych poziomach: genetycznym, gatunkowym i ekosystemowym („Convention on Biological Diversity” 1992) i w odniesieniu do dowolnego regionu kuli ziemskiej, niezależnie od jego skali przestrzennej. Możemy więc mówić o różnorodności biologicznej określonego rezerwatu przyrody podobnie jak o różnorodności biologicznej w skali kontynentu. Ujęcia te są równoprawne, o ile jasno określimy, do jakiego obszaru i jakiej części bioróżnorodności się odnoszą (Reczyńska, Świerkosz 2022). Zaletą tej szerokiej definicji jest, że wydaje się opisywać większość zmiennych i przedstawia ujednoczony obraz tradycyjnych pojęć, które zostały wcześniej zidentyfikowane jako:

- ◆ różnorodność genetyczna wynikająca ze zróżnicowania genetycznego populacji i zróżnicowania molekularnego poszczególnych organizmów (Campbell 2003);
- ◆ różnorodność taksonomiczna mierzona liczbą gatunków lub szerzej pojętych taksonów (Sahney i in. 2010), co jednak napotyka na trudności związane z definiowaniem samych gatunków (Agapow i in. 2004);
- ◆ różnorodność funkcjonalna, która jest miarą liczby gatunków spełniających w ekosystemie określone funkcje i zajmujących specyficzne dla siebie nisze (Petchey, Gaston 2006; Cadotte i in. 2011);
- ◆ Różnorodność ekologiczna postrzegana z perspektywy różnorodności ekosystemów (wraz z ich immanentną zmiennością na niższych poziomach) w krajobrazie [Franklin 1993].

Częste pojmowanie różnorodności biologicznej jako sumy gatunków i utożsamianie jej z tą właśnie liczbą, jest uproszczeniem i nie jest uzasadnione z punktu widzenia ochrony przyrody (Lelli i in. 2019). Równie ważne są pozostałe poziomy różnorodności, a szczególnie różnorodność na poziomie krajobrazowym, którą opisać można jako dodatnią korelację pomiędzy zróżnicowaniem struktur krajobrazu (zbiorowisk roślinnych, siedlisk przyrodniczych etc.), a liczbą i zróżnicowaniem występujących w nich gatunków lub grup funkcjonalnych (Świerkosz 2009; Velázquez i in. 2019).

## CELE RÓŻNYCH FORM OCHRONY W ODNIESIENIU DO POZIOMÓW RÓŻNORODNOŚCI BIOLOGICZNEJ

W świetle powyższych definicji wyraźne stają się różnice pomiędzy czynną a bierną ochroną zasobów przyrodniczych. W przypadku ochrony czynnej pierwszoplanowym celem są dwa z wyżej wspomnianych poziomów różnorodności – czyli genetyczna i taksonomiczna. Utrzymanie w krajobrazie zanikających, izolowanych genetycznie populacji roślin, zwierząt lub grzybów, lub szerzej – zagrożonych wymarciem gatunków – wymaga często ich aktywnego wspomagania za pomocą odpowiednio ukierunkowanych zabiegów. Często – nie znaczy jednak zawsze. Wielu gatunkom wnętrza lasu najpierw należy stworzyć, poprzez ochronę bierną, warunki, w których będą mogły się one rozwijać. Możemy zatem wywnioskować, że prawidłowo zaplanowana ochrona przyrody musi odbywać się w skalach krajobrazowych, z uwzględnieniem wszystkich jej form odpowiednich do podlegających ochronie zasobów przyrodniczych [Velázquez i in. 2003; Kleijn i in. 2020]. Dyskusja na temat wyższości jednej formy ochrony nad drugą staje się więc bezzasadna, gdyż w skali krajobrazu są one komplementarne.

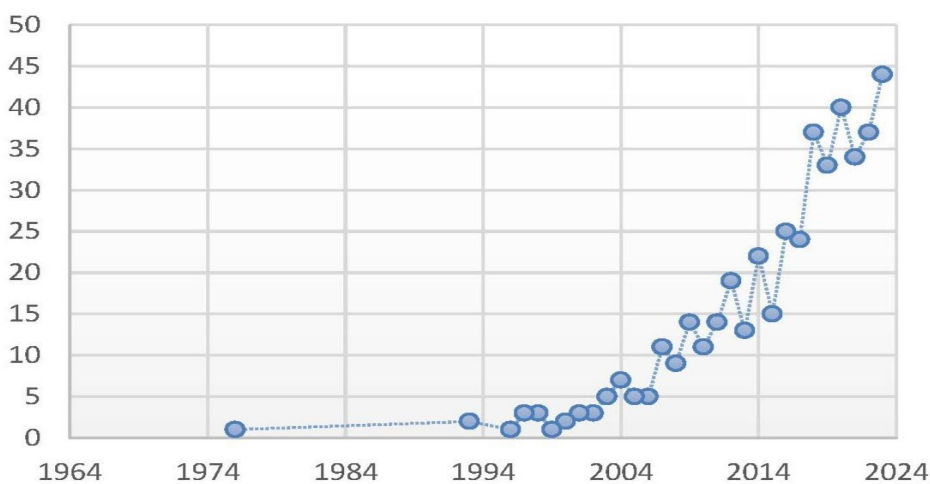
### LAS JAKO EKOSYSTEM DYNAMICZNY

Zasadniczym celem ochrony biernej w lasach jest więc ochrona procesów lasotwórczych ukierunkowana na przywrócenie, w dalszej lub bliższej przyszłości, zróżnicowanej struktury i funkcji ekosystemu, bliskiej lasom naturalnym [Rykowski 2016]. Ważnym argumentem przeciwko takiej ochronie jest fakt, że przejściowo może w trakcie tego procesu dojść do zamierania drzew. Zgodnie z podejściem niektórych badaczy z zakresu nauk leśnych zjawisko takie jest określane jako „zagłada lasu”. Klasycznym przykładem jest zdanie wyrażone przez Poznańskiego (2014): „[...] w przypadku trwałej utraty zwartej warstwy drzew następuje też trwała zagłada lasu, tj. utrata jego trwałości. Natomiast w przypadku trwałej utraty jakiegokolwiek innego składnika biocenozy leśnej las, choć niepełny – ubogi, trwa nadal i nie utraci trwałości istnienia.” Pogląd ten jest jednak sprzeczny z ujęciem lasu w aspekcie dynamicznym. Szczegółowe badania prowadzone nad zmiennością w czasie biomów na terenie Ameryki Północnej wykazały, że pod koniec plejstocenu, kiedy to jeszcze człowiek nie odgrywał znaczącej roli w kształtowaniu krajobrazu, mediana czasu trwania lasu liściastego jako formacji wynosiła około 1000 lat (od 326 do 2524 lat), zaś lasu iglastego niecałe 750 lat (od

274 do 1997 lat) (Wang i in. 2020). W skali krajobrazu i w dłuższych skalach czasowych biomy leśne płynnie przechodziły w otwarte lub parkowe formacje roślinne, po czym w wielu miejscach lasy ulegały ponownej regeneracji z medianą 270–560 lat (maksymalnie nawet do 1470 lat). Trudno więc uznać ten naturalny proces za zagładę, chyba że ograniczamy się do perspektywy życia ludzkiego. Nawet jednak w tym przypadku procesy regeneracji lasu mogą zachodzić bardzo szybko (Szwagrzyk i in. 2018) i pomimo mniejszej liczby siewek drzew na jednostkę powierzchni, takie fragmenty są bardziej zróżnicowane gatunkowo niż uprawy leśne (Dobrowolska 2007; Szmyt, Dobrowolska 2016; Szwagrzyk i in. 2018). Stosunkowo szybko regeneruje się w nich także roślinność zielna runa (Sławski 2014), które często jest bogatsze w gatunki niż w sąsiadujących lasach poddanych zabiegom (Szwagrzyk i in. 2019).

Równie trudno zgodzić się z twierdzeniem, że las pozostaje lasem mimo utraty innych czynników biocenozy – w rozumieniu nauk przyrodniczych przestaje być ekosystemem, a staje się po prostu drzewostanem. Podejście dynamiczne wskazuje wręcz na zależność odwrotną – stałym elementem lasu są właśnie tereny przejściowo niezalesione – polany, luki, wiatrołomy czy pożarzyska, które także powinny podlegać ochronie (Szwagrzyk 2017; Aszalós i in. 2022).

### ZAINTERESOWANIE ŚCISŁĄ OCHRONĄ LASÓW NA ŚWIECIE I W EUROPIE



Rycina 1. Liczba publikacji zaindeksuowanych na Web of Science Core Collection, wyszukana przy użyciu frazy *forest strict protection*, w latach 2017–2023. W roku 2024 ukazało się kolejnych osiem prac związanych z tą tematyką [stan na 3.06.2024]

Liczba publikacji odnoszących się do lasów obejmowanych ochroną ścisłą jest z roku na rok coraz większa. Nawet proste wyszukiwanie na Web of Science z frazą *forest strict protection* przynosi informację o 451 publikacjach z lat 1976–2024, a zainteresowanie tą formą ochrony lasu rośnie (Ryc. 1).

Nawet ograniczenie do badań europejskich (frazą *Forest AND strict protection AND Europe*), daje 51 publikacji z lat 2000–2023, a ich liczba również wykazuje trend rosnący. Pozwala to sądzić, że problematyka ścisłej ochrony lasów jest poruszana coraz częściej nie tylko w Polsce, ale także w literaturze światowej.

### WYŁĄCZANIE LASÓW Z UŻYTKOWANIA JAKO FORMA OCHRONY PRZYRODY

Lasy wyłączone z użytkowania mogą należeć do różnych siedlisk czy zbiorowisk leśnych, a dla każdego z nich możemy rozpatrywać wiele scenariuszy, zależnych od czynników abiotycznych i biotycznych, które będą prowadziły do różnych efektów takiego podejścia. Prognozowanie tych efektów jest możliwe tylko w najwyższym stopniu ogólności, jednak generalnie – w zależności od typu siedliska i stanowiska – możemy zakładać najbardziej możliwy przebieg wypadków, tym bardziej że były one badane zarówno w skali krajowej, jak i europejskiej. Na terenie Polski prowadzone są badania porównawcze na powierzchniach stałych (ang. permanent plots) lub „półstałych” (ang. semi-permanent plots), których lokalizację ustala się na podstawie archiwalnych opisów danego terenu, z reguły niewielkiego rezerwatu, a następnie stabilizuje pomiarem GPS. Pierwsze z nich badane są od lat na terenie Puszczy Białowieskiej (np. Bernadzki i in. 1998; Ciurzycki i in. 2016; Brzeziecki i in. 2018) oraz niektórych parków narodowych, choć dane na ich temat są rozproszone i nie zawsze publikowane, a część założono dopiero w XXI wieku (np. Brzeziecki i in. 2011; Pielech i in. 2021). Badania na powierzchniach półstałych prowadzone są ostatnio bardzo intensywnie, z uwagi na coraz szybsze tempo zmian zachodzących w zbiorowiskach leśnych w XXI wieku. Począwszy od monumentalnego, wieloautorskiego opracowania pod redakcją Matuszkiewicza (2008), przez publikacje porównujące zmiany w udziale procentowym lub pokryciu gatunków runa (np. Jakubowska-Gabara 1996; Świerkosz 2003; Kozłowska 2009; Waldon 2011; Puchałka, Cyzman 2015), aż po sięgające po złożone metody ordynacyjne i testy statyczne (np. Kiedrzyński i in. 2011; Świerkosz i in. 2014; Reczyńska, Świerkosz 2015, 2017; Pielech, Malicki 2018;

Reczyńska i in. 2022). Ponieważ metody badań na powierzchniach półstałych są podatne na błędy w lokalizacji płatów oraz tzw. efekt obserwatora, były one wielokrotnie testowane pod względem swojej przydatności w ocenie takich zmian. Najbardziej rygorystyczne badanie z udziałem 50 naukowców z całej Europy wykazało jednak, że oba typy błędów są niwelowane przez okres czasu upływający między badaniami (Verheyen i in. 2018). Inne zaś wykazało, że w tym samym obiekcie, różnice między składem gatunkowym runa na powierzchniach stałych i półstałych, nie są istotne statystycznie (Kopecký, Macek 2015). Podstawowym problemem tego typu badań jest jednak fakt, że z uwagi na uwarunkowania lokalne, mogą one dawać różne – czasem nawet sprzeczne – wyniki. O ile w niektórych obiektach nie stwierdza się zmian w analizowanym okresie czasu, to w innych obserwuje się nawet zmianę typu zbiorowiska, np. przejście buczyny w grąd lub świetlistej dąbrowy w dąbrowę trzcinikową. Dlatego też zaleca się, aby w badaniach nad zmianami szaty roślinnej wykorzystywać jak najbardziej zróżnicowane dane, obejmujące jak największe obszary – najlepiej w skali kontynentu (Verheyen i in. 2017). Drugą metodą badań jest bezpośrednie porównywanie ze sobą lasów zagospodarowanych i niezagospodarowanych, rosnących na określonym terenie i w podobnych warunkach siedliskowych (np. Halpern, Spies 1995; Schmidt 2005; Paillet i in. 2010; Mölder i in. 2014; Lelli i in. 2019; Strubelt i in. 2019).

#### WNIOSKI WYPŁYWAJĄCE Z DOTYCHCZASOWYCH BADAŃ

Zatem jakie wnioski, które dotyczą bezpośrednio lasów strefy umiarkowanej, możemy wysnuć z tego zróżnicowanego zestawu badań?

W praktyce nie rozważa się, poza skrajnymi przypadkami, wyłączenia z użytkowania drzewostanów gospodarczych, silnie zmienionych pod względem składu gatunkowego, sztucznie odnawianych lub z gatunkami drzew obcymi ekologicznie czy geograficznie. A takie drzewostany – głównie iglaste – stanowią w Polsce zdecydowaną większość powierzchni leśnej. Wyjątkiem mogą być powierzchnie pokłeskowe, pozostawiane w stanie ochrony biernej w celu obserwowania naturalnych procesów sukcesyjnych (Dobrowolska 2007; Szmyt, Dobrowolska 2016; Szwarzgryk i in. 2018).

Na powierzchniach lasów liściastych objętych ochroną bierną w pierwszej fazie (szczególnie w ciągu pierwszej dekady od objęcia ochroną) najczęściej obserwuje się spadek dostępności światła do dna lasu, wywołany zarówno rosnącym zwarcie koron, jak i rozwojem

krzewów i podrostu. Najczęściej powoduje to zmniejszenie zróżnicowania gatunkowego oraz pokrycia roślinności runa, a także spadek udziału w drzewostanie gatunków pionierskich (Mölder i in. 2014; Brzeziecki i in. 2018). Skutkuje to ujednoceniem warunków siedliskowych dla zwierząt występujących wcześniej w warunkach umiarkowanego użytkowania, na przykład ptaków, które najwyższą różnorodność gatunkową uzyskują w strefach ekotonowych (Terraube i in. 2016). Liczba gatunków światłożądnych ponownie rośnie w efekcie wystąpienia naturalnych zaburzeń, związanych z pojawianiem się luk lub rozpadem części drzewostanu (Bobiec i in. 2000; Bobiec, Bobiec 2012). Jednak rośliny naczyniowe oraz nieleśne bezkręgowce to jedyne grupy, których różnorodność gatunkowa początkowo spada w lasach wyłączonych z użytkowania. Różnorodność organizmów zależnych od takich elementów ekosystemu leśnego jak jego ciągłość w czasie, obecność martwych oraz zamierających drzew, a także drzew sędziwych – czyli grzybów, porostów, mszaków, mechowców (Oribatida), chrząszczy saproksylicznych czy biegaczowatych, rośnie wraz z długością czasu ochrony (Paillet i in. 2010; Janssen i in. 2019; Kozák i in. 2023), nawet jeśli zmiany te są modyfikowane przez inne czynniki – jak ciągłość lasu czy panujące gatunki drzew (Lassauce i in. 2011). Wartość martwego drewna w ekosystemie leśnym rośnie, kiedy bierzemy pod uwagę gatunki zagrożone wymarciem (Müller, Bütler 2010). Zmiany liczebności ptaków są zmienne w czasie, ponieważ zależą od większej liczby elementów krajobrazu (Paillet i in. 2010; Schall i in. 2018; Bowler i in. 2019), jednak w warunkach zbliżonych do lasu pierwotnego charakteryzują się wysoką stabilnością w czasie (Wesołowski i in. 2002).

Nie bez znaczenia jest powierzchnia siedliska, jaką należy wyłączyć z użytkowania, by docelowo uzyskać w jego obrębie warunki typowe dla wnętrza lasu. Minimalna powierzchnia umożliwiająca pojawianie się typowo leśnych gatunków ptaków została określona na 50 ha (Cieslak, Dombrowski 1992). Analiza uwzględniająca zaś dynamikę lasu jako ekosystemu, z uwzględnieniem możliwości tworzenia się luk i występowania wszystkich faz rozwojowych lasu wykazała, dla różnych typów zbiorowisk leśnych, minimalną powierzchnię między 42 ha a 100 ha (Holeksa 1997). Oczywiście, dla utrzymania stabilnych populacji wielu gatunków zwierząt powierzchnia chroniona powinna być wielokrotnie większa. Należy jednak obejmować ochroną bierną także wybrane młode drzewostany, złożone z gatunków pionierskich, szczególnie z udziałem *Populus tremula* (Spînu i in. 2023; Kusbach i in. 2024) lub powierzchnie pokłękowe (także w drzewostanach iglastych), dla umożliwienia ich naturalnej regeneracji, ponieważ zachodzi ona obecnie z udziałem gatun-

ków drzew spontanicznie dostosowujących się do zmieniających się warunków klimatycznych (Caron i in. 2021; Cacciatori i in. 2022; Cerioni i in. 2024).

Nie znaczy to jednak, że wyłączenie z użytkowania jest jedynym pożądanym sposobem ochrony ekosystemów leśnych. Z uwagi na swoją długą historię oraz różne sposoby ich kształtowania przez wymarłą już megafaunę roślinożerną (Pearce i in. 2023; Svenning i in. 2024), a potem człowieka (np. Jamrichová i in. 2013; Szabó, Hédl 2013; Kolář i in. 2016), w lasach wykształciło się wiele zbiorowisk nie mieszczących się w modelu „puszczy pierwotnej”. Znaczną część różnorodności dawnych lasów – w tym wiele gatunków uważanych za nieleśne – znajdujemy w lasach odroślowych lub wypasowych czy w podlegających niegdyś regularnym pożarom borach sosnowych. Zaprzestanie tradycyjnych, ekstensywnych metod gospodarowania, prowadzi do ich ubożenia i homogenizacji (Jakubowska-Gabara 1996; Van Calster i in. 2007; Reinecke i in. 2014; Müllerová i in. 2015). Takie lasy mogą być poddane ochronie biernej gdy występują naturalne czynniki sprzyjające zachowaniu ich obecnej różnorodności – jak podatne na wysychanie płytkie i skaliste gleby, czy duże populacje roślinożerców hamujących sukcesję (Reczyńska, Świerkosz 2017; Segar i in. 2022). W pozostałych przypadkach takie lasy powinny być objęte zabiegami ochrony czynnej, także polegającymi na prześwietlaniu drzewostanu czy wręcz przywróceniu użytkowania przerębowego (Jamrichová i in. 2013).

### PODSUMOWANIE

W świetle powyższych rozważań należy stwierdzić, że wyłączenie lasów z użytkowania jest efektywnym sposobem ochrony części zasobów przyrodniczych, kluczowym dla gatunków flory, fauny i mykobioty związanych z mikrosiedliskami typowymi dla lasów naturalnych (drzewa sędziwe, wielkowymiarowe martwe pnie, rozkładające się kłody, wykroty etc.), będących wskaźnikami lasów pierwotnych, często zagrożonych wymarciem z uwagi na małą, w skali kontynentu, powierzchnię dostępnych siedlisk (Sabatini i in. 2018, 2021). Ochrona ta powinna odbywać się w obszarach nie mniejszych niż 50 ha (Cieslak, Dombrowski 1992; Holeska 1997), stanowiących co najmniej 10% danego kompleksu leśnego (Schall i in. 2018). Do ochrony takiej predystynowane powinny być jednak specyficzne typy ekosystemów leśnych: stare lasy liściaste o zbliżonym do naturalnego składzie drzewostanu oraz zachowanej historycznej ciągłości siedliska („ancient forest”), niektóre spontanicznie powstałe



zbiorowiska z udziałem gatunków lekkonasiennych oraz wybrane powierzchnie pokłeskowe, dla obserwacji naturalnych procesów sukcesji ekosystemu leśnego.

#### LITERATURA

- Agapow P.-M., Bininda-Emonds O. R., Crandall K. A., Gittleman J. L., Mace G. M., Marshall J. C., Purvis A. 2004. The impact of species concept on biodiversity studies. *The Quarterly Review of Biology*, 79 (2), 161–179.
- Aszalós R., Thom D., Aakala T., Angelstam P., Brūmelis G., Gálhidy L., Gratzer G., Hlásny T., Katzensteiner K., Kovács B., Knoke T., Larrieu L., Motta R., Müller J., Ódor P., Roženberger D., Paillet Y., Pitar D., Standovár T., Svoboda M., Szwagrzyk J., Toscani P., Keeton W. S. 2022. Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 32 (5), e2596.
- Bernadzki E., Bolibok L., Brzeziecki B., Zajączkowski J., Żybura H. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science*, 9 (2), 229–238.
- Blicharska M., Angelstam P., Giessen L., Hilszczański J., Hermanowicz E., Holeska J., Jacobsen J. B., Jaroszewicz B., Konczal A., Konieczny A., Mikusiński G., Mirek Z., Mohren F., Muys B., Niedziałkowski K., Sotirov M., Stereńczak K., Szwagrzyk J., Winder G. M., Witkowski Z., Zapłata R., Winkel G. 2020. Between biodiversity conservation and sustainable forest management – A multidisciplinary assessment of the emblematic Białowieża Forest case. *Biological Conservation*, 248, 108614.
- Bobiec A., van der Burgt H., Meijer K. 2000. Rich deciduous forests in Białowieża as a dynamic mosaic of developmental phases: premises for nature conservation and restoration management. *Forest Ecology and Management*. Retrieved from <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112799001814>
- Bobiec A. 2016. Do czego służą badania na stałych powierzchniach w Białowieżskim Parku Narodowym? *Leśne Prace Badawcze*, 77 (4), 296–301.
- Bobiec A., Bobiec M. 2012. Wpływ masowego zamierania świerka w drzewostanach Białowieżskiego Parku Narodowego na odnowienie naturalne dębu. *Sylwan*, 56 (4), 243–251.
- Bowler D. E., Heldbjerg H., Fox A. D., de Jong M., Böhning-Gaese K. 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 33 (5), 1120–1130.
- Brzeziecki B., Janicki S., Wiech M. 2011. Wieloletnia dynamika drzewostanów na dawnym zrębie kulisowym w warunkach ochrony ścisłej (Łysica, Góry Świętokrzyskie). *Sylwan*, 155 (8), 518–529.
- Brzeziecki B. 2021. Konsekwencje objęcia ochroną ścisłą znacznych obszarów leśnych Polski (wdrożenie jednego z celów unijnej Strategii na rzecz Bioróżnorodności do 2030 roku – objęcie ścisłą ochroną 10% obszarów lądowych, w tym wszystkich pozostałych w UE lasów pierwotnych i starodrzewów), ze szczególnym uwzględnieniem zagrożenia spowodowanego zmianami klimatycznymi oraz niekorzystnymi zmianami sukcesyjnymi zbiorowisk leśnych. *Lasy Państwowe*.

- Brzeziecki B., Bielak K., Bolibok L., Drozdowski S., Zajączkowski J., Żybura H. 2018. Structural and compositional dynamics of strictly protected woodland communities with silvicultural implications, using Białowieża Forest as an example. *Annals of Forest Science*, 75 (3), 89.
- Brzeziecki B., Drozdowski S., Żybura H., Bolibok L., Bielak K., Zajączkowski J. 2017. Managing for naturalness alone is not an effective way to preserve all the valuable natural features of the Białowieża Forest - a reply to Jaroszewicz i in. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science*, 28 (1), 223–231.
- Cacciatori C., Bacaro G., Chećko E., Zaremba J., Szwaagrzyk J. 2022. Windstorm effects on herbaceous vegetation in temperate forest ecosystems: Changes in plant functional diversity and species trait values along a disturbance severity gradient. *Forest Ecology and Management*, 505, 119799.
- Cadotte M. W., Carscadden K., Mirotchnick N. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *The Journal of Applied Ecology*, 48 (5), 1079–1087.
- Campbell A. K. 2003. Save those molecules! Molecular biodiversity and life. *The Journal of Applied Ecology*, 40 (2), 193–203.
- Caron M. M., Zellweger F., Verheyen K., Baeten L., Hédli R., Bernhardt-Römermann M., Berki I., Brunet J., Decocq G., Díaz S., Dirnböck T., Durak T., Heinken T., Jaroszewicz B., Kopecký M., Lenoir J., Macek M., Malicki M., Máliš F., Nagel T. A., Perring M. P., Petřík P., Reczyńska K., Pielech R., Schmidt W., Świerkosz K., Teleki B., Wulf M., De Frenne P. 2021. Thermal differences between juveniles and adults increased over time in European forest trees. *The Journal of Ecology*, 109 (11), 3944–3957.
- Cerioni M., Brabec M., Bače R., Bādgers E. 2024. Recovery and resilience of European temperate forests after large and severe disturbances. *Global Change Biology*. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.17159>
- Cieslak M., Dombrowski A. 1992. The effect of forest size on breeding bird communities. *Acta Ornithologica*, 2 (27), 97–111.
- Ciurzycki W., Brzeziecki B., Zaniewski P., Keczyński A. S. 2016. Zmiany leśnych zbiorowisk roślinnych w latach 1959–2016 na stałej powierzchni badawczej w oddziale 319 Białowieskiego Parku Narodowego. *Sylvan*, 162 (11), 907–914.
- Convention on Biological Diversity. 1992. Secretariat for the Convention on Biological Diversity. Retrieved from <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>
- Dobrowolska D. 2007. Forest natural regeneration in stands damaged by wind in north-eastern Poland. *Leśne Prace Badawcze*, 2, 45–60.
- Franklin J. F. 1993. Preserving Biodiversity: Species, Ecosystems, or Landscapes? *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 3 (2), 202–205.
- Halpern C. B., Spies T. A. 1995. Plant Species Diversity in Natural and Managed Forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 5 (4), 913–934.
- Holeksa J. 1997. Wielkość rezerwatów a możliwość ochrony naturalnych ekosystemów leśnych. *Ochrona Przyrody*, R. 54, 3–13.
- Jakubowska-Gabara J. 1996. Decline of *Potentillo albae*-*Quercetum* Libb. 1933 phytocoenoses in Poland. *Vegetatio*, 124 (1), 45–59.

- Jamrichová E., Szabó P., Hédl R., Kuneš P., Bobek P., Pelánková B. 2013. Continuity and change in the vegetation of a Central European oakwood. *Holocene*, 23 (1), 46–56.
- Janssen P., Bergès L., Fuhr M., Paillet Y. 2019. Do not drop OLD for NEW: conservation needs both forest continuity and stand maturity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17 (7), 370–371.
- Jaroszewicz B., Bobiec A., Eycott A. E. 2017. Lack of demographic equilibrium indicates natural, large-scale forest dynamics, not a problematic forest conservation policy – a reply to Brzeziecki i in. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science*, 28 (1), 218–222.
- Kiedrzyński M., Zielińska K., Grzelak P. 2011. Transformation of Forest Vegetation After 40 Years of Protection in the Tomczyce Nature Reserve (Central Poland). *Acta Universitatis Lodzianis Folia Biologica et Oecologica*, 7, 207–227.
- Kleijn D., Biesmeijer K. J. C., Klaassen R. H. G., Oerlemans N., Raemakers I., Scheper J., Vet L. E. M. 2020. Integrating biodiversity conservation in wider landscape management: Necessity, implementation and evaluation. *Advances in Ecological Research*, 63, 127–159.
- Kolář J., Kuneš P., Szabó P., Hajnalová M., Svitavská Svobodová H., Macek M., Tkáč P. 2016. Population and forest dynamics during the Central European Eneolithic (4500–2000 BC). *Archaeological and Anthropological Sciences*, 10 (5), 1153–1164.
- Kopecký M., Macek M. 2015. Vegetation resurvey is robust to plot location uncertainty. *Diversity & Distributions*, 21 (3), 322–330.
- Kozák D., Svitok M., Zemlerová V., Mikoláš M., Lachat T., Larrieu L., Paillet Y., Buechling A., Bače R., Keeton W. S., Vítková L., Begovič K., Čada V., Dušátko M., Ferencík M., Frankovič M., Gloor R., Hofmeister J., Janda P., Kameniar O., Kníř T., Majdanová L., Mejstřík M., Pavlin J., Ralhan D., Rodrigo R., Roibu C.-C., Synek M., Vostarek O., Svoboda M. 2023. Importance of conserving large and old trees to continuity of tree-related microhabitats. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 37 (3), e14066.
- Kozłowska A. 2009. Changes in the spruce forests of the Polish Tatra Mts. during the last 80 years. *Landform Analysis*, 10, 64–69.
- Kusbach A., Šebesta J., Hruban R., Peška P., Rogers P. C. 2024. Eurasian aspen (*Populus tremula* L.): Central Europe's keystone species "hiding in plain sight." *PLoS One*, 19 (3), e0301109.
- Lassauce A., Paillet Y., Jactel H., Bouget C. 2011. Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11 (5), 1027–1039.
- Lelli C., Bruun H. H., Chiarucci A., Donati D., Frascaroli F., Fritz Ö., Goldberg I., Nascimbene J., Tøttrup A. P., Rahbek C., Heilmann-Clausen J. 2019. Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation. *Forest Ecology and Management*, 432, 707–717.
- Mölder A., Streit M., Schmidt W. 2014. When beech strikes back: How strict nature conservation reduces herb-layer diversity and productivity in Central European deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, 319, 51–61.
- Müller J., Büttler R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129 (6), 981–992.

- Müllerová J., Hédl R., Szabó P. 2015. Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343 (C). DOI: 10.1016/j.foreco.2015.02.003
- Paillet Y., Bergès L., Hjältén J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Römermann M., Bijlsma R.-J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Mészáros I., Sebastià M.-T., Schmidt W., Standovár T., Tóthmérész B., Uotila A., Valladares F., Vellak K., Virtanen R. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24 (1), 101–112.
- Pawlaczyk P. 2021. O leśnictwie, ochronie przyrody, ochronie ścisłej i unijnej Strategii Bioróżnorodności, czyli polemika z wizją prof. B. Brzezieckiego. Klub Przyrodników [online <https://kp.org.pl/pl/inna-dzialalnosc/wystapienia-i-stanowiska-kp/inne-2/3112-ppawlaczyk-polemika-z-bbrzezieckim>].
- Pearce E. A., Mazier F., Normand S., Fyfe R., Andrieu V., Bakels C., Balwierz Z., Bińka K., Boreham S., Borisova O. K., Brostrom A., de Beaulieu J.-L., Gao C., González-Sampérez P., Granoszewski W., Hrynowiecka A., Kołaczek P., Kuneš P., Margri D., Malkiewicz M., Mighall T., Milner A. M., Möller P., Nita M., Noryśkiewicz B., Pidek I. A., Reille M., Robertsson A.-M., Salonen J. S., Schläfli P., Schokker J., Scussolini P., Šeirienė V., Strahl J., Urban B., Winter H., Svenning J.-C. 2023. Substantial light woodland and open vegetation characterized the temperate forest biome before Homo sapiens. *Science Advances*, 9 (45), eadi9135.
- Petchey O. L., Gaston K. J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters*, 9 (6), 741–758.
- Pielech R., Malicki M. 2018. Changes in Species Composition in Alder Swamp Forest Following Forest Dieback. *Forests, Trees and Livelihoods*, 9 (6), 316.
- Pielech R., Różański W., Zięba A., Zwijacz-Kozica T., Kauzal P., Foremnik K., Bodziarczyk J., Szwagrzyk J. 2021. Forest communities of the Tatra Mountains: A classification based on a permanent plot inventory in the Tatra National Park (Poland). *Tuexenia*. DOI: 10.14471/2021.41.008
- Poznański R. 2014. Trwałość lasu i regulacja a ochrona przyrody w lasach. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 39 (2a), 55–58.
- Puchałka R., Cyzman W. 2015. Zmiany w runie żywej buczyny niżowej Galio odorati–Fagetum w rezerwacie Wronie w latach 1967–2005. *Sylwan*, 159 (6), 443–451.
- Reczyńska K., Orczewska A., Yurchenko V., Wójcicka-Rosińska A., Świerkosz K. 2022. Changes in species and functional diversity of the herb layer of riparian forest despite six decades of strict protection. *Forests, Trees and Livelihoods*, 13 (5), 747.
- Reczyńska K., Świerkosz K. 2015. Temporal changes of thermophilous oak forest communities against the background of their conservation status. In: 58th Annual Symposium of the International Association for Vegetation Science. Abstracts, M. Chytrý, D. Zelený, E. Hetterbergova (eds.) (p. 313). Masaryk University, Brno.
- Reczyńska K., Świerkosz K. 2017. Compositional changes in thermophilous oak forests in Poland over time: do they correspond to European trends? *Applied Vegetation Science*, 20 (2), 293–303.
- Reczyńska K., Świerkosz K. 2022. Różnorodność biologiczna zagrożona dziś być może bardziej niż kiedykolwiek w historii Ziemi. *Zielona Planeta*, 164, 6–11.
- Reinecke J., Klemm G., Heinken T. 2014. Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr. *Journal of Vegetation Science*, 25, 113–121.

- Rykowski K. 2016. Ochrona lasu czy ochrona ekosystemów leśnych? Z prac nad Narodowym Programem Leśnym. *Studia i Materiały CEPL w Rogowie*, 18 (46 (1)), 7–21.
- Sabatini F. M., Bluhm H., Kun Z., Aksenov D., Atauri J. A., Buchwald E., Burrascano S., Cateau E., Diku A., Duarte I. M., Fernández López A. B., Garbarino M., Grigoriadis N., Horváth F., Keren S., Kitenberga M., Kiš A., Kraut A., Ibsch P. L., Larrieu L., Lombardi F., Matovic B., Melu R. N., Meyer P., Midteng R., Mikac S., Mikoláš M., Mozgeris G., Panayotov M., Pisek R., Nunes L., Ruete A., Schickhofer M., Simovski B., Stillhard J., Stojanovic D., Szwagrzyk J., Tikkanen O.-P., Toromani E., Volosyanchuk R., Vrška T., Waldherr M., Yermokhin M., Zlatanov T., Zagidullina A., Kuemmerle T. 2021. European primary forest database v2.0. *Scientific Data*, 8 (1), 220.
- Sabatini F. M., Burrascano S., Keeton W. S., Levers C., Lindner M., Pötzschner F., Verkerk P. J., Bauhus J., Buchwald E., Chaskovsky O., Debaive N., Horváth F., Garbarino M., Grigoriadis N., Lombardi F., Marques Duarte I., Meyer P., Midteng R., Mikac S., Mikoláš M., Motta R., Mozgeris G., Nunes L., Panayotov M., Ódor P., Ruete A., Simovski B., Stillhard J., Svoboda M., Szwagrzyk J., Tikkanen O.-P., Volosyanchuk R., Vrška T., Zlatanov T., Kuemmerle T. 2018. Where are Europe's last primary forests? *Diversity & Distributions*, 24 (10), 1426–1439.
- Sahney S., Benton M. J., Ferry P. A. 2010. Links between global taxonomic diversity, ecological diversity and the expansion of vertebrates on land. *Biology Letters*, 6 (4), 544–547.
- Schall P., Gossner M. M., Heinrichs S., Fischer M., Boch S., Prati D., Jung K., Baumgartner V., Blaser S., Böhm S., Buscot F., Daniel R., Goldmann K., Kaiser K., Kahl T., Lange M., Müller J., Overmann J., Renner S. C., Schulze E.-D., Sikorski J., Tschapka M., Türke M., Weisser W. W., Wemheuer B., Wubet T., Ammer C. 2018. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *The Journal of Applied Ecology*, 55 (1), 267–278.
- Schmidt W. 2005. Herb layer species as indicators of biodiversity of managed and unmanaged beech forests. *For. Snow Landsc. Res.*, 79 (1/2), 111–125.
- Segar J., Pereira H. M., Baeten L., Bernhardt-Römermann M., De Frenne P., Fernández N., Gilliam F. S., Lenoir J., Ortman-Ajkai A., Verheyen K., Waller D., Teleki B., Brunet J., Chudomelová M., Decocq G., Dirnböck T., Hédli R., Heinken T., Jaroszewicz B., Kopecký M., Macek M., Máliš F., Naaf T., Orczewska A., Reczynska K., Schmidt W., Šebesta J., Stachurska-Swakoń A., Standovár T., Świerkosz K., Vild O., Wulf M., Staude I. R. 2022. Divergent roles of herbivory in eutrophying forests. *Nature Communications*, 13 (1), 7837.
- Sławski M. 2014. Zmiany składu gatunkowego i stopnia pokrycia przez rośliny na powierzchniach zaburzonych przez huragan na terenie Puszczy Piskiej w 2002 roku. *Sylwan*, 158 (9), 661–668.
- Spînu A. P., Mysiak W., Bauhus J., Bielak K., Niklasson M. 2023. Pioneer tree species accelerate restoration of tree-related microhabitats in 50-year-old reserves of Białowieża Forest, Poland. *Ecology and Evolution*, 13 (7), e10238.
- Strubelt I., Diekmann M., Pepler-Lisbach C., Gerken A., Zacharias D. 2019. Vegetation changes in the Hasbruch forest nature reserve (NW Germany) depend on management and habitat type. *Forest Ecology and Management*, 444, 78–88.
- Svenning J.-C., Lemoine R. T., Bergman J., Buitenwerf R., Le Roux E., Lundgren E., Mungi N., Pedersen R. Ø. 2024. The late-Quaternary megafauna extinctions: Pat-

- terns, causes, ecological consequences and implications for ecosystem management in the Anthropocene. *Cambridge Prisms: Extinction*, 2, e5.
- Świerkosz K. 2003. Zmiany we florze zbiorowisk lesnych rezerwatu „Uroczysko Obiszów” (Wzgórze Dalkowskie) w latach 1973–1998. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*, 10, 1–12.
- Świerkosz K. 2009. Species-area relationships of plant communities and the possibility of predicting plant species diversity – a case study in South-Western Poland (Vol. 5). Wydawnictwo Uniwersytetu Wrocławskiego, Wrocław pp. 214.
- Świerkosz K., Reczyńska K., Pech P. 2014. Is the plant species composition of Silver fir mixed forest in the Polish highlands affected by air pollution and climate warming? *Phytocoenologia*, 44 (1–2), 45–53.
- Szabó P., Hédl R. 2013. Socio-Economic Demands, Ecological Conditions and the Power of Tradition: Past Woodland Management Decisions in a Central European Landscape. *Landscape Research*, 38 (2), 243–261.
- Szmyt J., Dobrowolska D. 2016. Spatial diversity of forest regeneration after catastrophic wind in northeastern Poland. *IForest - Biogeosciences and Forestry*, 9 (3), 414.
- Szwagrzyk J., Gazda A., Dobrowolska D., Chečko E., Zaremba J., Tomski A. 2018. Natural regeneration following wind disturbance increases the diversity of managed lowland forests in NE Poland. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science*. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/jvs.12672>
- Szwagrzyk J., 2017. Ochrona struktur czy ochrona procesów; co naprawdę chronimy w strefach ochrony ścisłej w parkach narodowych? *Roczniki Bieszczadzkie*, 25, 57– 59.
- Szwagrzyk J., Bodziarczyk J., Pielech R., Zięba A., Zwijacz-Kozica T. 2019. Wpływ wiatrowałów i gradacji kornika drukarza oraz zabiegów ochronnych na szatę roślinną borów świerkowych w Tatrzańskim Parku Narodowym. *Parki Narodowe i Rezerwaty Przyrody*, 38 (3–4), 57–68.
- Szwagrzyk J., Maciejewski Z., Maciejewska E., Tomski A., Gazda A. 2018. Forest recovery in set-aside windthrow is facilitated by fast growth of advance regeneration. *Annals of Forest Science*, 75 (3), 1–12.
- Terraube J., Archaux F., Deconchat M., van Halder I., Jactel H., Barbaro L. 2016. Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. *Ecology and Evolution*, 6 (15), 5178–5189.
- Van Calster H., Baeten L., De Schrijver A., De Keersmaecker L., Rogister J. E., Verheyen K., Hermy M. 2007. Management driven changes (1967–2005) in soil acidity and the understorey plant community following conversion of a coppice-with-standards forest. *Forest Ecology and Management*, 241 (1–3), 258–271.
- Velázquez A., Bocco G., Romero F. J., Vega A. P. 2003. A Landscape Perspective on Biodiversity Conservation. *Mountain Research and Development*, 23 (3), 240–246.
- Velázquez J., Gutiérrez J., García-Abril A., Hernando A., Aparicio M., Sánchez B. 2019. Structural connectivity as an indicator of species richness and landscape diversity in Castilla y León (Spain). *Forest Ecology and Management*, 432, 286–297.
- Verheyen K., Bažány M., Chečko E., Chudomelová M., Closset-Kopp D., Czortek P., Decocq G., De Frenne P., De Keersmaecker L., Enríquez García C., Fabšičová M., Grytnes J.-A., Hederová L., Hédl R., Heinken T., Schei F. H., Horváth S., Jaroszewicz B., Jermakowicz E., Klinerová T., Kolk J., Kopecký M., Kuras I., Lenoir J., Macek M., Máliš F., Martinussen T. C., Naaf T., Papp L., Papp-Szakály A., Pech P.,

- Petřík P., Prach J., Reczyńska K., Sætersdal M., Spicher F., Standovár T., Świerkosz K., Szczeniak E., Tóth Z., Ujházy K., Ujházyová M., Vangansbeke P., Vild O., Wołkowycki D., Wulf M., Baeten L. 2018. Observer and relocation errors matter in resurveys of historical vegetation plots. *Journal of Vegetation Science: Official Organ of the International Association for Vegetation Science*, 29 (5), 812–823.
- Verheyen K., De Frenne P., Baeten L., Waller D. M., Hédli R., Perring M. P., Blondeel H., Brunet J., Chudomelova M., Decocq G., De Lombaerde E., Depauw L., Dirnböck T., Durak T., Eriksson O., Gilliam F. S., Heinken T., Heinrichs S., Hermy M., Jaroszewicz B., Jenkins M. A., Johnson S. E., Kirby K. J., Kopecný M., Landuyt D., Lenoir J., Li D., Macek M., Maes S., Máliš F., Mitchell F. J. G., Naaf T., Peterken G., Petřík P., Reczyńska K., Rogers D. A., Schei F. H., Schmidt W., Standovár T., Świerkosz K., Ujházy K., Van Calster H., Vellend M., Vild O., Woods K., Wulf M., Bernhard-Römermann M. 2017. Combining community resurvey data to advance global change research. *Bioscience*, 67 (1), 73–83.
- Waldon B. 2011. Zmiany we florze i roślinności rezerwatu leśnego “Las Mariański” (okolice Bydgoszczy). *Acta Botanica Silesiaca*, 7, 17–36.
- Wang Y., Shipley B. R., Lauer D. A., Pineau R. M., McGuire J. L. 2020. Plant biomes demonstrate that landscape resilience today is the lowest it has been since end-Pleistocene megafaunal extinctions. *Global Change Biology*, 26 (10), 5914–5927.
- Wesołowski T., Kujawa A., Bobiec A., Bohdan A., Buchholz L., Chylarecki P., Engel J., Falkowski M., Gutowski J. M., Jaroszewicz B., Nowak S., Orczewska A., Mysłajek R. W., Walankiewicz W. 2016. Spór o przeszłość Puszczy Białowieskiej: mity i fakty. *Głos w dyskusji. Chrońmy Przyr. Ojcz.*, 72 (2), 83–99.
- Wesołowski T., Tomiałojć L., Mitrus C., Rowiński P., Czeszczewik D. 2002. The Breeding Bird Community of a Primaeval Temperate Forest (Białowieża National Park, Poland) at the End of the 20th Century. *AORN Journal*, 37 (1), 27–45.
- Żmihorski M., Chylarecki P., Orczewska A., Wesołowski T. 2018. Białowieża Forest: A new threat. *Science*, 361 (6399), 238.

Dr hab. Krzysztof Świerkosz, prof. UWR

Muzeum Przyrodnicze Uniwersytetu Wrocławskiego  
ul. Sienkiewicza 21  
50-335 Wrocław

krzysztof.swierkosz@uwr.edu.pl

*Referat z sesji naukowej nt.: ”Aktualne dylematy rozwojowe polskiego leśnictwa” z okazji 123 Zjazdu Delegatów Polskiego Towarzystwa Leśnego w Nałęczowie, 04-07.09.2024 r.*