

Jarosław Socha

ZMIANY PRODUKCYJNOŚCI LASÓW I ICH KONSEKWENCJE DLA GOSPODARKI LEŚNEJ

Wprowadzenie

Zrównoważone zarządzanie lasami wymaga oceny i uwzględniania szeregu czynników ekologicznych, ekonomicznych i społecznych. Podstawą zarządzania i planowania są informacje o obecnym i przewidywanym stanie lasu. W opisie obecnego i prognozowanego stanu ekosystemów leśnych kluczowe jest dysponowanie wskaźnikami pozwalającymi na ocenę konsekwencji różnych działań gospodarczych. Zasadniczym z punktu widzenia gospodarki leśnej wskaźnikiem stanu ekosystemów jest produktywność siedliska.

Produktywność siedliska jest oceną możliwości wzrostu danego gatunku w określonych warunkach glebowych, topograficznych i klimatycznych obejmującą dwie koncepcje: 1 – aktualną produktywność siedliska – ujmującą dotychczasową dynamikę wzrostu obserwowaną w danym drzewostanie, która jest najczęściej wyrażana ilością metrów sześciennych drewna lub biomasy wyprodukowanych przez drzewostan w określonym czasie; 2 – potencjalną produktywność siedliska – wskazującą na wynikający z warunków siedliskowych potencjał do wzrostu na rozpatrywanym obszarze drzew określonego gatunku. Produktywność wyrażana jest najczęściej przyrostem miąższości lub wskaźnikiem bonitacji. Informacje dotyczące produktywności siedliska dla danego gatunku stanowią podstawę do formułowania strategicznych celów gospodarki leśnej i powinny być podstawowym kryterium uwzględnianym przy podejmowaniu specyficznych dla danych siedlisk i gatunków decyzji gospodarczych z zakresu:

- Planowania urzędzeniowego, w tym w szczególności przewidywania przyrostu i zapasu drzewostanów
- Ustalania docelowego składu gatunkowego drzewostanów
- Ustalania wieku rębności oraz intensywności cięć pielęgnacyjnych
- Oceny pilności przebudowy drzewostanów
- Określenia możliwości produkcji biomasy i sekwestracji węgla
- Analizy wpływu zmian warunków klimatycznych na ekosystemy leśne
- Prognozowania zagrożenia trwałości ekosystemów i zamierania drzewostanów powodowanych czynnikami biotycznymi i abiotycznymi.

Produkcyjność siedliska leśnego narzuca rodzaje najważniejszych działań gospodarczych i determinuje końcowe efekty o wymiarze ekonomicznym i ekologicznym. W kontekście średnio- i długoterminowego zarządzania zasobami leśnymi kluczowe jest jednak to, że produktywność siedlisk leśnych nie jest stała. Liczne badania wykazały, że w ciągu ostatnich dziesięcioleci produktywność siedlisk istotnie wzrosła, co wpłynęło na znaczne przyspieszenie dynamiki wzrostu lasów w strefie umiarkowanej i borealnej (BOISVENUE and RUNNING, 2006; Lopatin et al., 2008; Metslaid et al., 2011; Pretzsch et al., 2013; Sharma et al., 2012; Spiecker et al., 1996). Za najważniejsze czynniki przyspieszające wzrost lasów uznaje się nasilającą się depozycję azotu i związane ze zmianą klimatu wydłużanie się okresu wegetacyjnego oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla (Etzold et al., 2020; Gutsch et al., 2015; Pretzsch et al., 2014). Jednak obserwowane tendencje wzrostowe i zwiększona dynamika przyrostu drzewostanów mogą być również efektem gospodarki leśnej (BOISVENUE and RUNNING, 2006) oraz stosowaniem selekcyjnej hodowli lasu (Skovsgaard and Vanclay, 2008). Promowanie szybko rozwijających się proveniencji – praktykowane w wielu krajach, w tym w Polsce w ciągu ostatniego stulecia – najprawdopodobniej również przyczyniło się do zwiększenia przyrostu drzewostanów (Skovsgaard and Vanclay, 2008). Zwiększona dynamika przyrostu może mieć jednak różne, również przeciwstawne konsekwencje. Z jednej strony przyspieszony przyrost przyczynia się do zwiększenia możliwości produkcji drewna wpływając pozytywnie na ekonomiczne efekty gospodarki leśnej. Wzrost produktywności siedlisk i przyspieszenie wzrostu mogą mieć jednak również negatywne konsekwencje. W wyniku wzmożonego przyrostu szybciej zwiększa się zasobność i idące w ślad za nią zagęszczenie drzewostanów. Zmienione warunki wzrostu zmieniają również alokację biomasy. Zaobserwowano, że alokacja do części nadziemnej wzrasta kosztem redukcji systemów korzeniowych, szczególnie na siedliskach bogatych w azot (Bettinger, 2011; López-Serrano et al., 2005; Poorter et al., 2012; Yan et al., 2019). Obserwowane tendencje są zatem przeciwne do naturalnych przystosowań drzew do suszy polegających na ograniczeniu wzrostu biomasy nadziemnej i rozbudowie systemów korzeniowych (Brunner et al., 2015). Depozycja azotu wpływa na dostępność fosforu powodując brak równowagi, w wyniku którego odżywianie jest poza optymalnym zakresem na obszarze 30% lasów europejskich (Krüger et al., 2020). Obserwowany brak równowagi składników odżywczych może mieć szczególne znaczenie w kontekście odporności lasów europejskich na zmieniający się klimat. Przyspieszony wzrost i większe zagęszczenie drzewostanów powoduje większe zapotrzebowanie na wodę, co przy ograniczonym wzroście korzeni może skutkować zwiększoną podatnością

drzewostanów na suszę. Paradoksalnie, najbardziej zagrożone suszą mogą być drzewa i drzewostany rosnące na żyzniejszych siedliskach i osiągające największe rozmiary, w tym szczególnie wysokość. Zarówno Stoval i wsp. (Stovall et al., 2019) oraz Benett (Bennett et al., 2015a) stwierdzili, że susze zwiększają wskaźniki śmiertelności większych drzew, a większe drzewa bardziej cierpią z powodu suszy, co może wskazywać na słuszność takiej hipotezy. Również Pretzsch i in. (Pretzsch, 2018) w badaniach przeprowadzonych na dojrzałych drzewostanach świerkowo-bukowych stwierdzili, że w drzewostanie susza może względnie mniej zakłócać rozwój drzew o mniejszych wymiarach w stosunku do drzew wysokich. Co może się wydać zaskakujące bardziej podatne na zamieranie w wyniku suszy są również drzewa o większym wskaźniku powierzchni liści/igieł na jednostkę powierzchni oraz drzewa o mniejszej gęstości drewna (Greenwood et al., 2017).

Większa wysokość drzew oraz niekorzystny współczynnik smukłości związane ze zmienioną alokacją biomasy powoduje ponadto, że drzewostany są bardziej narażone na uszkodzenia spowodowane wiatrem (Peltola et al., 2009). Z kolei drzewostany osłabione przez suszę i wiatr mogą być mniej odporne na czynniki biotyczne i abiotyczne. Ponadto szybciej rosnące drzewostany mają krótszą żywotność (Bigler, 2016). Może to być kolejny efekt uboczny zwiększonego wzrostu drzew. Dlatego istnieje poważna obawa, że w niedalekiej przyszłości, negatywne konsekwencje zmian produktywności siedlisk i przyspieszonego wzrostu mogą znacznie przeważać pozytywne. Zmiany produktywności siedlisk i przyspieszony przyrost drzewostanów stanowią w tym sensie zagrożenie i mogą mieć w najbliższej przyszłości kluczowe znaczenie dla zachowania wielofunkcyjnej roli lasów polegającej na: ochronie różnorodności biologicznej i zaspokajaniu oczekiwań społeczeństwa, a w tym: korzyści gospodarczych, środowiskowych, społecznych, oraz łagodzeniu skutków zmian klimatu.

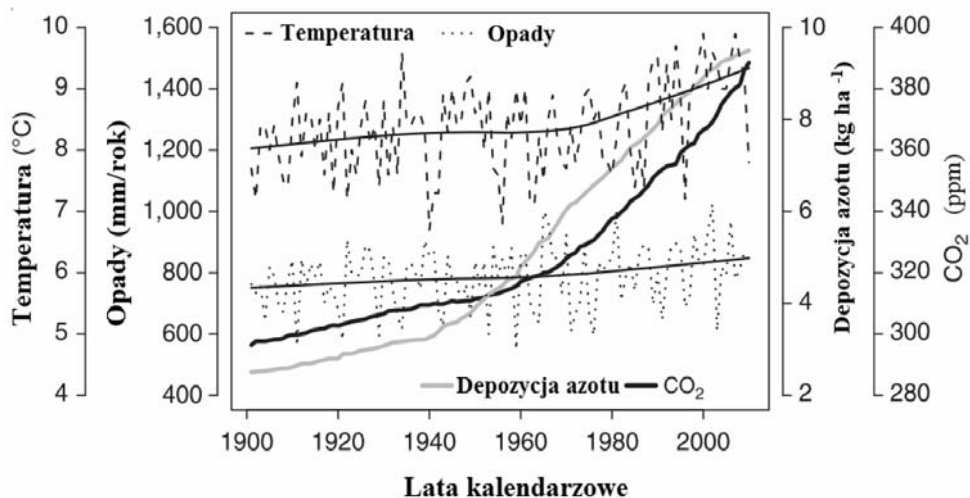
Dlatego wpływ długoterminowych zmian produktywności siedlisk i przyspieszonego wzrostu drzew na ryzyko zakłócenia trwałość ekosystemów leśnych, staje się kluczową kwestią. Przy zmieniających się warunkach priorytetem działalności leśników powinno być zapewnienie trwałości ekosystemów leśnych rozumianej przede wszystkim jako utrzymanie stałego pokrycia obszarów leśnych drzewostanami.

Główne czynniki modyfikujące warunki wzrostu lasów

Depozycja atmosferyczna azotu

Rosnąca depozycja azotu jest zaliczana do głównych przyczyn zmian produktywności siedlisk i wzmożonego przyrostu drzewostanów w Europie

(Etzold et al., 2020). Dostępność azotu determinuje bowiem w przeważającej mierze zdolności produkcyjne siedlisk i wpływa pośrednio na cały szereg cech ekosystemów (Gholz et al., 1990). Szczególnie duży wzrost depozycji azotu jest obserwowany od lat 50-tych ubiegłego wieku (ryc. 1) i w drugiej połowie XX wieku była ona nawet 2–3-krotnie większa w porównaniu z pierwszą połową (Pretzsch et al., 2014). Aktualnie depozycja N w strefie umiarkowanej i borealnej wynosi od 1 do 100 kg ha⁻¹ rok⁻¹ (Hyvönen et al., 2007). Najwyższe wartości występują na uprzemysłowionych obszarach Europy Środkowej, natomiast mniejsze w lasach bardziej oddalonych, szczególnie na obszarach wiejskich położonych na dużych szerokościach geograficznych. Depozycja N jest głównym powodem eutrofizacji siedlisk jest uznawana za jedną z przyczyn zwiększania produktywności siedlisk leśnych (Bontemps and Bouriaud, 2014; Pretzsch et al., 2014).



Ryc. 1. Zmiany temperatury, opadów i depozycji azotu w centralnej Europie od roku 1900. Źródło: [Pretzsch i in. 2014], zmienione.

Wydłużenie okresu wegetacyjnego

Kolejnym czynnikiem wpływającym na dynamikę wzrostu lasów jest wydłużanie okresu wegetacyjnego poprzez wzrost średniej temperatury. Według Pretzscha (2014) w Europie Środkowej sezon wegetacyjny wydłużył się o 22 dni w ciągu ostatnich 110 lat. Wydłużenie sezonu wegetacyjnego w ostatnim stuleciu wykazali również (Menzel and Fabian, 1999), Linderholm (2006), Vega i wsp. 2019. Wydłużenie sezonu wegetacyjnego było wykazane jako główny powód wię-

kszej pierwotnej produktywności netto na półkuli północnej – NPP (Lopatin, 2007; Lopatin et al., 2008; Sharma et al., 2012; Solberg et al., 2009). Negatywnym aspektem wzrostu temperatury oraz wydłużenia sezonu wegetacyjnego jest coraz częstsze występowanie bezśnieżnych zim, z którym związane jest zagrożenie przemarzaniem korzeni znajdujących się w wierzchnich warstwach gleby. Lasy umiarkowane mogą być najbardziej narażone na uszkodzenia związane z zanikiem pokrywy śnieżnej. Przewiduje się, że ilość dni z pokrywą śnieżną będzie się w Europie systematycznie zmniejszać, nawet o 40–80% do końca tego wieku (Jylhä et al., 2008). Brak pokrywy śnieżnej może bardzo negatywnie oddziaływać na drzewa. Przykładem może być zamieranie gatunku drzewa (*Chamaecyparis nootkatensis*), które zostało powiązane ze zmianami w pokrywie śnieżnej. Brak izolacji termicznej w postaci pokrywy śnieżnej doprowadził do kompletnego zniszczenia systemu drobnych korzeni na skutek mrozu. W miejscach gdzie występowała pokrywa śnieżna odnotowano tylko 10% uszkodzeń.

Zwiększenie stężenia CO₂

Jako przyczynę zmian produktywności oraz zwiększenia dynamiki przyrostu wskazuje się również wzrost stężenia atmosferycznego CO₂ (Wamelink et al., 2009), które zwiększa tempo fotosyntezy. Głównymi źródłami emisji CO₂ do atmosfery są spalanie paliw kopalnych i produkcja cementu (75%), użytkowanie i zmiany użytkowania gruntów (25%) (IPCC, 2007). Rosnące stężenia CO₂ w atmosferze zwiększają tempo fotosyntezy, co skutkuje wyższym tempem wzrostu, które jak z kolei wykazują badania obniża stan odżywienia mineralnego lasów w Europie (Jonard et al., 2015).

Wzrost zmienności warunków klimatycznych i ekstremalne zjawiska pogodowe, w tym susze

W przypadku parametrów pogodowych dla ekosystemów leśnych szczególne znaczenie mają wahania ilości opadów atmosferycznych. Zdarzenia ekstremalne, takie jak susze, mogą bowiem mieć najbardziej drastyczne konsekwencje dla wzrostu i trwałości ekosystemów leśnych niż stopniowe zmiany średnich warunków klimatycznych (Lindner et al., 2010). Niedobór wody prowadzi do stresu i uszkodzania drzew co skutkuje zwiększoną śmiertelnością drzew (Bennett et al., 2015a; Pretzsch et al., 2014, 2013). W ostatniej dekadzie częstość występowania silnych susz była największa w ostatnim stuleciu (Spinoni et al., 2018). Symulacje zmian klimatu sugerują dalszy wzrost częstotliwości i dotkliwości susz (Ding et al Siedliska stref umiarkowanych i borealnych są szczególnie wrażliwe na zmiany klimatu, ponieważ zmiany te są bardziej intensywne w Europie półno-

nej i środkowej niż w Europie południowej (Klein Tank A and Konnen G, 2016). Według Siedla (Siedl 2017) cieplejsze i bardziej suche niż przeciętne warunki przyspieszą zakłócenia w całym biomie borealnym i umiarkowanym. Dostępność wody będzie niezwykle istotna dla dynamiki i trwałości ekosystemów leśnych w przyszłości (Nathalie Breda, Roland Huc, André Granier, 2006; Von H. RENNENBERG, W. SEILER, R. MATYSSEK, A. GESSLER, 2004). Dlatego wśród wskaźników pozwalających na ocenę konsekwencji różnych działań gospodarczych należy uwzględnić te, które pozwalają na ocenę ryzyka zaburzenia trwałości ekosystemów leśnych w wyniku suszy i okresowych braków wody.

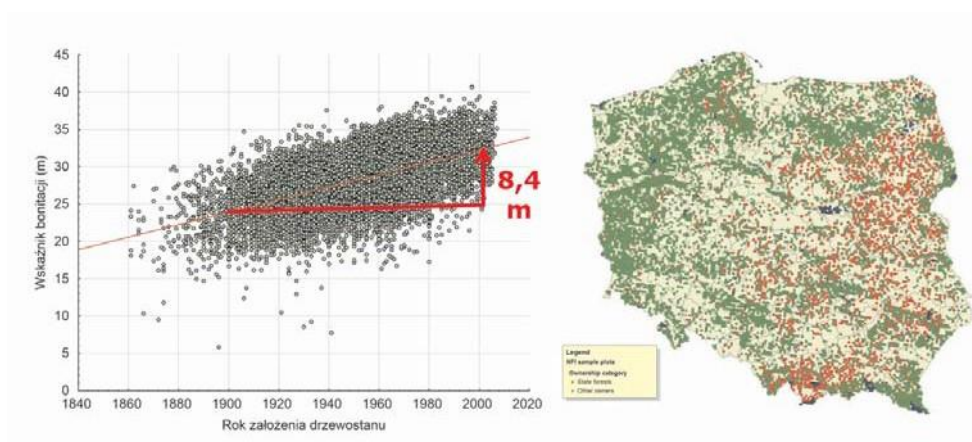
W tym kontekście kluczowe znaczenie zaczyna odgrywać takie prowadzenie drzewostanów, które jest w największej zgodności z ich naturalną adaptacją do zagrożenia suszą. W przypadku wielu gatunków podstawową reakcją na niedobór wody jest zamknięcie aparatu szparkowego, które ogranicza przepływ wody kosztem zmniejszonej asymilacji CO₂. W oparciu o stopień zamknięcia aparatów szparkowych w odpowiedzi na suszę strategii gatunki podzielono na dwie grupy (Martínez-Sancho et al., 2017). Gatunki izohydryczne np. Sosna zwyczajna, zmniejszają zużycie wody i wzrost we wczesnych stadiach stresu suszy poprzez zamykanie aparatów szparkowych, przez co, zwłaszcza w krótkich okresach suszy, mogą uniknąć uszkodzeń spowodowanych stresem (utrata liści i małych korzeni), a tym samym bardzo szybko regenerować się (Hartmann 2010). Gatunki anizohydryczne, takie jak na przykład buk i dąb, rosną pomimo stresu suszy, aż do wyczerpania się wody. W związku z tym ryzykują zmiany morfologiczne – utratę drobnych korzeni i liści, co oznacza wolniejszą regenerację po stresie suszy, ponieważ ponowne przyspieszenie wzrostu może nastąpić dopiero po regeneracji tkanek i narządów ksylemu (Pretzsch et al., 2013) Te dwie różne strategie obejmują kilka kompromisów między poziomem napięcia ksylemu a wychwytem węgla w procesie fotosyntezy. Zatem strategia stosowana przez dany gatunek drzew oraz intensywność i czas trwania okresów suszy są kluczowe dla określenia wydajności i przetrwania drzewa (Martínez-Sancho et al., 2017). Gatunki izohydryczne źle znoszą długotrwałe susze, natomiast gatunki anizohydryczne są słabiej przystosowane do bardzo silnego braku wody.

Zmiany cech drzew i drzewostanów wynikające ze zmienionych warunków wzrostu i ich wpływ na odporność i zagrożenie zamieraniem drzewostanów

Wyższe bonitacje i zwiększony przyrost drzewostanów

Zmiana produktywności siedlisk może być obserwowana w postaci ujemnej korelacji między wskaźnikiem bonitacji siedliska a wiekiem drzewostanu,

taki trend wiekowy interpretowany jest jako powodowany zmianami warunków siedliskowych (Bravo-Oviedo et al., 2010; Socha et al., 2016; Yue et al., 2014). Skala tego zjawiska może być zaskakująca. Szacuje się, że w Europie Centralnej zmiana bonitacji sosny wynosi około 30% w ciągu 100 lat (ryc. 2).

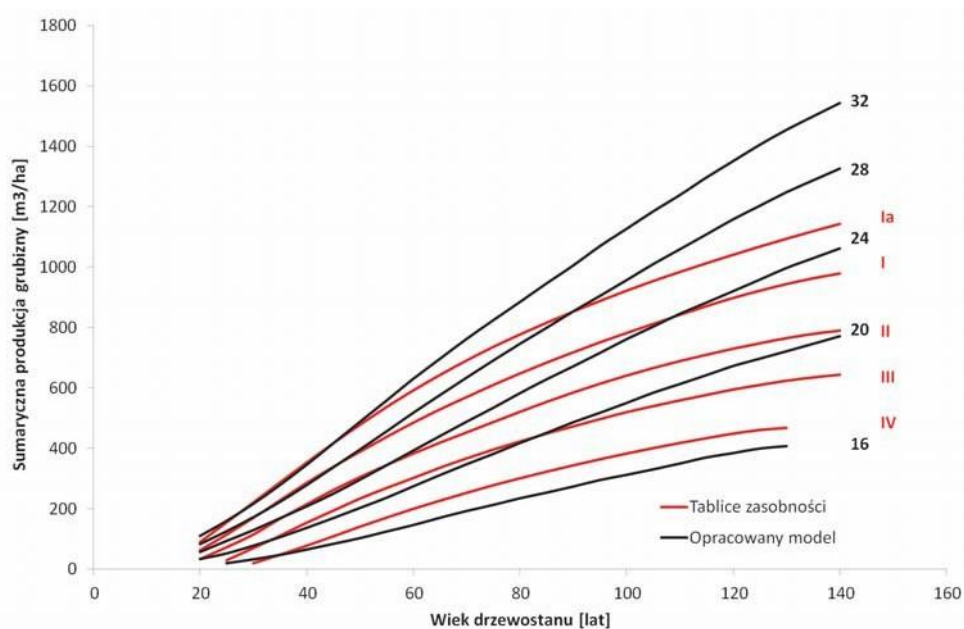


Ryc. 2. Zależność wskaźnika bonitacji od roku założenia drzewostanu dla sosny zwyczajnej w Polsce (opracowanie własne) i rozmieszczenie powierzchni WISL.

Wynikiem zmiany produktywności siedlisk jest również szybszy przyrost miąższości drzewostanów. Wbrew znanym z podręczników zakresu hodowli, urządzania i produktywności lasu, w drzewostanach nie obserwuje się kulminacji bieżącego przyrostu miąższości drzewostanów. W efekcie znane z literatury, czy z tablic zasobności i przyrostu drzewostanów krzywe wzrostu sumarycznej produkcji bardziej przypominają proste wzrostu sumarycznej produkcji (ryc. 3). Niemal stały poziom bieżącego przyrostu miąższości obserwuje się również w drzewostanach drzewostany najstarszych klas wieku, w których wartość przyrostu znacznie przekracza wartość oczekiwaną, ustaloną na podstawie tablic zasobności i przyrostu drzewostanów.

Zwiększona produktywność skutkująca zwiększonym przyrostem powoduje akumulację zapasu (Bettinger, 2011). Wymaga to odpowiedniego dostosowania cięć w celu uniknięcia drzewostanów ze zbyt dużymi zagęszczeniami i niestabilną strukturą związaną ze wskaźnikiem smukłości. Szybciej przyrastające drzewa osiągają określone wymiary w krótszym okresie, co powinno mieć również wyraz w przyjmowanym wieku rębności drzewostanów gospodarczych (Bettinger, 2011). W tym względzie adekwatne informacje o wzroście i produktywności pochodzące z tablic mają kluczowe

znaczenie dla planowania mającego na celu zapewnienie stabilnej struktury oraz zapobieganie rozpadom drzewostanów przez wyprzedzanie przebiegu zdarzeń.



Ryc. 3. Porównanie obserwowanej aktualnie sumarycznej produkcji grubizny w drzewostanach sosnowych Polski (model opracowany na danych WISL) z wartościami tablicowymi (Szymkiewicz, 2001).

Zwiększona produktywność siedlisk oraz związana z nią zwiększone tempo wzrostu wysokości drzewostanów sprawia, że drzewa mogą wcześniej osiągać określone wysokości, przez co zwiększa się ich podatność na uszkodzenia spowodowane wiatrem (Blennow i in. 2010a, 2010b). Zagrożenie od wiatrów jest silnie związane z wysokością, która jest zależna od dynamiki wzrostu drzew i jest jeszcze zwiększane przez zmianę alokacji biomasy.

Niekorzystne zmiany w systemach korzeniowych w zmieniających się warunkach siedliskowych i dużej dostępności N

Szacuje się, że systemy korzeni drzew stanowią 20–40% całkowitej biomasy drzew i odgrywają kluczową rolę w ekosystemach leśnych. (Brunner et al., 2015). Ostateczna struktura korzeni drzew zależy od: rodzaju gleby,

gatunku drzew, wieku, stanu zdrowotnego, stresów środowiskowych, gęstości sadzenia i sposobu prowadzenia zabiegów hodowlanych. Badania korzeni pokazują znaczący postęp w ostatnich dziesięcioleciach i pokazują wpływ zmian klimatu i środowiska na ich strukturę. Wzrost temperatury gleby poprawia wzrost korzeni ze względu na wzrost aktywności metabolicznej komórek korzeni i rozwój korzeni bocznych (Agren et al., 2008). Van Oijen i in., 2008 w swoich badaniach wskazał, że podwyższony poziom CO₂ i większa dostępność węgla doprowadzą do wzrostu produkcji drobnych korzeni i rozkładu materii organicznej gleby oraz adaptacji w przyswajaniu alokacji i morfologii korzeni, co dostatecznie zwiększy dostęp do składników odżywczych (Agren et al., 2008). Jednak wyniki szwedzkich badań nad ociepleniem gleby (Institutet, 2004) Majdi i Öhrvik (2004) sugerują, że produkcja drobnych korzeni była funkcją długości sezonu wegetacyjnego, a śmiertelność korzeni wzrastała wraz ze wzrostem temperatury gleby.



Ryc. 4. Płaski system korzeniowy buka zwyczajnego (Nadleśnictwo Barlinek) fot. J Socha.

Ponadto przewidywany wzrost temperatury może bardziej zwiększyć śmiertelność korzeni na glebach bogatych w azot w lasach umiarkowanych niż na glebach ubogich w azot w lasach borealnych. Wysokie osadzanie się

azotu może spowodować, że drzewa, zwłaszcza na nieuwapnionych stanowiskach, nie będą inwestować w ekstensywny system korzeniowy ze względu na wysoką dostępność azotu organicznego. Dlatego szczególnie na stanowiskach wilgotnych i bogatych w azot struktura korzeni drzew może być płytka i pobieżna (Novotný et al., 2018). W kontekście zmian żyzności i wilgotności siedlisk bardzo dużego znaczenia nabiera plastyczność systemów korzeniowych, która zależy od wieku drzew. Starsze drzewa, które wyrosły w wilgotniejszych niż aktualnie obserwowanych warunkach siedliskowych nie są w stanie dostosować systemu korzeniowego do nowych warunków wzrostu i są szczególnie narażone na problem suszy (ryc. 4).

Wymiary drzew a ryzyko śmiertelności

W ostatnich dziesięcioleciach śmiertelność lasów przyspiesza z powodu zmian klimatycznych (Allen et al., 2010; Stovall et al., 2019). Wiele przypadków śmiertelności było powiązanych z ekstremalnymi suszami i falami upałów, które prawdopodobnie staną się bardziej powszechne, długotrwałe i ekstremalne w przyszłości (Spinoni et al., 2018; Team et al., 2012). Przytaczane ustalenia dotyczące przyspieszonego wzrostu wysokości i modyfikacji cech drzew i ekosystemów leśnych są sprzeczne z naturalną adaptacją drzew do suszy; stąd rola obecnego klimatu i zmian środowiskowych skutkujących zwiększonym wzrostem wydaje się być kluczowa dla zmniejszenia odporności drzew. 8 lat badań Stovala (2019) na dwóch milionach drzew w Kalifornii wykazało, że wysokość drzew jest najsilniejszym wskaźnikiem śmiertelności podczas ekstremalnej suszy. Śmiertelność dużych drzew jest dwukrotnie większa niż małych drzew, a intensywność tego procesu jest sterowana przez gradienty środowiskowe temperatury, wody i konkurencji (Stovall et al., 2019). Wyniki te są w pełni zgodne z innymi badaniami wskazującymi, że duże drzewa są najbardziej narażone na wzrost stresu spowodowanego zmianami klimatu (Allen et al., 2015; Bennett et al., 2015a; Mueller et al., 2012). Tempo wzrostu jest również powiązane ze śmiertelnością drzew; drzewa o powolnym wzroście, w przeciwieństwie do drzew szybko rosnących, mają zwykle znacznie dłuższą żywotność. Skłonność do spowolnienia wzrostu i śmiertelności przez duże drzewa powoduje duże zapotrzebowanie na wodę dla drzewostanów wyższych o dużym zagęszczeniu i przyspieszonym tempie wzrostu. Ponadto większa podatność na zatorowość ksylemową i większa transpiracja drzew dużych może zwiększać ryzyko śmiertelności (Ryan, 2011). Mimo że większe drzewa mogą mieć dostęp do źródeł głębokiej wody ze względu na bardziej rozległy system korzeniowy są one bardziej narażone na podwyższone zapotrzebowanie

atmosferyczne na wodę ze względu na ich większą biomasę liści i dominującą pozycję (Ryan, 2011).

Chociaż susza jest zwykle jednolita w regionach, w których występuje, wzorce śmiertelności drzew są niejednorodne (Allen et al., 2015). Zmienność stanowisk wynikająca z typu gleby, wyniesienia, kształtu, nachylenia, położenia topograficznego może oddziaływać z procesami zależnymi od gęstości i zmian wzorców śmiertelności drzew (Fensham et al., 1999). Bardziej



Ryc. 5. Zamieranie w wyniku suszy w roku 2019 najstarszych i najwyższych drzew w drzewostanie w Puszczy Bukowej (Nadleśnictwo Gryfino). Buczyzna rosnąca na bardzo wilgotnym siedlisku po przeprowadzeniu cięć trzebieżowych; sąsiednie młodsze drzewostany o znacznie mniejszych wysokościach drzew nie wykazują symptomów osłabienia.

znacząca śmiertelność może wystąpić na bardziej produktywnych stanowiskach, gdzie większe zagęszczenie drzew prowadzi do zwiększonej konkurencji o wodę lub podwyższonej aktywności owadów (Guarín and Taylor, 2005). Jednak podczas susz o dużym nasileniu obserwowano powszechną śmiertelność lasów niezwiązaną z zagęszczeniem drzewostanów (Floyd i in., 2009), wyższe wskaźniki śmiertelności mogą wystąpić na bogatych siedliskach, gdzie drzewa nie inwestują w odpowiednie systemy korzeniowe (Allen et al., 2015).

Niedobór makroskładników

Pomimo dobrze udokumentowanych pozytywnych odpowiedzi depozycji azotu, takich jak stymulacja drzewostanów do wzrostu, wysoka depozycja azotu, szczególnie na stanowiskach nielimitowanych azotem, może mieć rozbieżny wpływ na produktywność lasu (Etzold et al., 2020). W ekosystemach zbliżających się do nasycenia N, wpływ depozycji N może być mniej wyraźny lub nawet odwrócony (Hyvönen et al., 2007). Magill (2004) odnotował negatywny wpływ przy wysokich wartościach depozycji. Długoterminowe eksperymenty z wysokimi dodatkami N (15 gm – 2 rok – 1) dodanymi do dna lasu w Harvard Forest doprowadziły do nasycenia N, o czym świadczą wysokie szybkości wymywania N i znacznie zwiększona śmiertelność drzew (Aber and Magill, 2004). Chociaż dane pokazują, że depozycja N ma ogólnie pozytywny wpływ na wzrost lasów, wpływ ciągłej depozycji N, związanej ze zmniejszaniem się P i K oraz zwiększaniem N: P w liściach i glebie, może w przyszłości przybrać szkodliwe dla wzrostu i zdolności konkurencyjnej drzew (Sardans et al., 2016). Nierównowaga składników pokarmowych jest poważnym zagrożeniem dla żywotności lasów, a dodatkowo potęgowana jest przyspieszonym tempem wzrostu, dużym zagęszczeniem drzewostanów, stresem suszy oraz zmianami w zbiorowiskach grzybów mikoryzowych.

Zwiększone ryzyko zagrożenia od owadów i patogenów grzybiczych

Zamieranie drzew ma kluczowe znaczenie zarówno w ekologii stosowanej, jak i podstawowej. Praktycznie rzecz biorąc, informacje o śmiertelności są niezbędne przy określaniu efektów gospodarowania jak i wysiłków związanych z pielęgnacją i ochroną lasów. Gradacje owadów i choroby grzybowe były od zawsze związane z dynamiką ekosystemów leśnych a ich gradacje były czynnikiem stymulujących wiele naturalnych procesów, które są podstawą funkcjonowania i dynamiki ekosystemów leśnych (Franklin et al.,

1987). Śmierć drzew jest również dowodem na pewne zasady procesów ekologicznych. Jednak ocena śmiertelności drzew jako wskaźnika zaburzeń antropogenicznych zależy od dogłębnego zrozumienia wzorców zamierania drzew w warunkach naturalnych. (Franklin et al., 1987). Antropogeniczna depozycja azotu w powiązaniu z obserwowanymi zmianami wybranych parametrów klimatycznych niesie za sobą jednak duże ryzyko naruszenia równowagi ekosystemów i sprawia, że czynniki regulujące dynamikę mogą się przyczynić do jej zaburzenia. Obserwowane zmiany w sposób szczególnie sprzyjają zwiększonej dynamice populacji owadów. Podwyższona temperatura i ciepłe bezśnieżne zimy mogą zwiększać tempo wzrostu populacji oraz liczbę generacji wyprowadzanych w ciągu roku (Hicke et al., 2006), co w powiązaniu z osłabieniem drzew związanym z suszą zwiększa prawdopodobieństwo występowania dużych ognisk gradacji (Bentz et al., 2010; Hicke et al., 2006). Zmiany klimatyczne wpływają zmieniają również zasięg geograficzny populacji owadów i patogenów grzybowych, przez co znaczenie zaczynają odgrywać gatunki, które wcześniej nie miały istotnego znaczenia gospodarczego lub nie występowały w danych warunkach przyrodniczych. Przykładem ekspansji gatunków jest na przykład *Spheropsis sapinea*, który jeszcze niedawno był gatunkiem o istotnym z punktu widzenia gospodarki leśnej tylko w Europie południowej a obecnie, w wyniku zmian klimatu, obserwowana jest jego ekspansja w kierunku północnym, w 2013 roku został po raz pierwszy odnotowany w Szwecji (Oliva et al., 2013). Stanowiska osłabione częstym występowaniem susz i innych ekstremalnych zjawisk pogodowych tracą zdolność skutecznej obrony przed atakami pierwotnych szkodników i patogenów. Pogarszanie się odporności drzewostanów zwiększa prawdopodobieństwo wystąpienia szkodników wtórnych. Dlatego też liczebność szkodników i patogenów może znacznie wzrosnąć w strefie umiarkowanej i borealnej, zwiększając biotyczną śmiertelność. Dalsze prognozy sugerują wzrost ryzyka zaburzeń i śmiertelności biotycznej w wyniku zmian klimatycznych (Lindner et al., 2010). Szczególnie stres związany z suszą jest uznawany za ważny czynnik wywołujący gradacje owadów i może również sprzyjać zwiększonej śmiertelności z powodu patogenów innych niż owady, zwłaszcza grzybów (Allen et al., 2015).

Podsumowanie

Pomimo wciąż poszerzanej wiedzy, istnieje znaczna niepewność związana z przyspieszonym wzrostem i jego wpływem na stabilność ekosystemów leśnych. Zarówno przyspieszony wzrost, jak i zaburzenia leśne są powiązane silnie powiązane ze zmieniającymi się warunkami klimatycznymi i śro-

dowiskowymi. Na zmianę warunków siedliskowych największy wpływ ma rosnąca depozycja azotu atmosferycznego, wyższa temperatura powietrza i wydłużenie okresu wegetacji oraz wzrost stężenia dwutlenku węgla. Ze zmianami klimatu związane są większe wahania warunków pogodowych i zwiększona częstość okresów suszy. Wymienione czynniki zmieniają funkcjonowanie ekosystemów leśnych i wpływają na zaburzenie wielu dotychczasowych mechanizmów samoregulacji.

Obserwacje sugerują, że trwające procesy związane z przyspieszonym wzrostem stoją w sprzeczności z naturalną adaptacją drzew do suszy i innych zaburzeń. Zmienione warunki wzrostu w znacznym stopniu silnie modyfikują cechy drzew i drzewostanów i prowadzą do obniżenia stabilności ekosystemów leśnych. Wrażliwość na zmiany środowiskowe i podatność na zaburzenia różnią się w zależności od gatunku i genotypu oraz od interakcji z cechami siedliska i drzewostanu. Rosnąca bonitacja siedlisk, przyspieszony przyrost nadziemnej w stosunku do podziemnej części drzew oraz generalnie większe rozmiary drzew zwiększają podatność na zamieranie w wyniku suszy oraz zwiększają zagrożenie od huraganowych wiatrów.

Reakcje na stres wywołany suszą w okresie wegetacji są specyficzne dla gatunku i zależą od wieku, wielkości, miejsca i rodzaju gleby, temperatury. Długotrwały niedobór wody prowadzi do zaburzeń wielkoskalowych.

Obecne zrozumienie śmiertelności drzew wywołanej suszą jest zaskakująco ograniczone, pomimo setek badań dotyczących reakcji roślin na suszę. Nadal istnieje mała świadomość co do czynników, które najbardziej predysponują do zamierania drzewostanów, i przewidywania, które obszary mogą być najbardziej zagrożone. Rozpoznanie tych czynników powinno stanowić podstawę taktycznego i strategicznego planowania w zarządzaniu zasobami leśnymi.

Zwiększona produktywność skutkująca zwiększonym przyrostem powoduje akumulację zapasu (Bettinger, 2011). Wymaga to odpowiedniego dostosowania cięć w celu uniknięcia drzewostanów ze zbyt dużymi zagęszczeniami i niestabilną strukturą związaną ze wskaźnikiem smukłości. Szybciej przyrastające drzewa osiągają określone wymiary w krótszym okresie, co powinno mieć również wyraz w przyjmowanym wieku rębności drzewostanów gospodarczych (Bettinger, 2011).

W obliczu stale zmieniających się warunków siedliskowych dla wielofunkcyjnego leśnictwa kluczowe są strategie adaptacji gospodarki leśnej do obserwowanych zmian warunków siedliskowych. Konieczne jest wprowadzenie stałych, długoterminowych działań mających na celu przede wszystkim zminimalizowanie strat i utrzymanie trwałości ekosystemów leśnych. Wymaga to planowania taktycznego i strategicznego w zakresie ograniczenia

zagrożenia rozpadem oraz określenia skali koniecznych działań, które powinny polegać na:

- Uwzględnieniu głównych czynników ryzyka oraz wyborze obszarów i drzewostanów o największym prawdopodobieństwie zagrożenia rozpadem
- Określenie wielkości pozyskania oraz planowanie na poziomie regionalnym polegające na ograniczaniu zagrożenia i poprawę struktury wiekowej i gatunkowej drzewostanów przez intensywniejsze cięcia w przypadku siedlisk najbardziej zagrożonych oraz zmniejszeniu intensywności pozyskania na siedliskach i w drzewostanach bardziej odpornych

Obserwowane zmiany warunków siedliskowych zbyt szybkie, aby ekosystemy leśne mogły się przystosować samodzielnie. Dla zachowania trwałości ekosystemów leśnych konieczne są zatem planowe długotrwałe działania mające na celu ograniczenie skutków obserwowanych zmian. W tym względzie adekwatne informacje o wzroście, produktywności i zagrożeniu zamieraniem mają kluczowe znaczenie dla planowania mającego na celu uzyskanie bardziej stabilnej struktury, w tym szczególnie struktury wiekowej drzewostanów oraz zapobieganie rozpadom drzewostanów przez wyprzedzanie przebiegu zdarzeń.

Jednym z największym z wyzwań dla gospodarki leśnej są właściwe działania na rzecz edukacji ekologicznej społeczeństwa. Zrozumienie przez społeczeństwo zasadności niektórych działań jest warunkiem koniecznym do ich skutecznego wdrożenia.

Literatura

1. Aber, J.D., Magill, A.H., 2004. Chronic nitrogen additions at the Harvard Forest (USA): The first 15 years of a nitrogen saturation experiment. *For. Ecol. Manage.* 196, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.03.009>
2. Agren, G.I., Chertov, O., Kahle, H.-P., Kellomäki, S., Komarov, A., Mellert, K.H., Van Oijen, M., Prietzel, J., Spiecker, H., Straussberger, R., Rehfues, K.E., 2008. (22) (PDF) Analysis of the long-term consequences for sustainability of observed growth changes of the European forests, in: *Causes and Consequences of Forest Growth Trends in Europe – Results of the Recognition Project*. pp. 235–238.
3. Allen, C.D., Breshears, D.D., McDowell, N.G., 2015. On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere* 6, 1–55. <https://doi.org/10.1890/ES15-00203.1>
4. Allen, C.D., Macalady, A.K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D.D., Hogg, E.H. (Ted), Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J.-H.,

- Allard, G., Running, S.W., Semerci, A., Cobb, N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For. Ecol. Manage.* 259, 660–684. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2009.09.001>
5. Andrews, C.M., D'Amato, A.W., Fraver, S., Palik, B., Battaglia, M.A., Bradford, J.B., 2020. Low stand density moderates growth declines during hot-droughts in semi-arid forests. *J. Appl. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13615>
 6. Bennett, A.C., Mcdowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K.J., 2015a. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nat. Plants* 1. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139>
 7. Bennett, A.C., Mcdowell, N.G., Allen, C.D., Anderson-Teixeira, K.J., 2015b. Larger trees suffer most during drought in forests worldwide. *Nat. Plants* 1. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.139>
 8. Bentz, B.J., Régnière, J., Fettig, C.J., Hansen, E.M., Hayes, J.L., Hicke, J.A., Kelsey, R.G., Negrón, J.F., Seybold, S.J., 2010. Climate Change and Bark Beetles of the Western United States and Canada: Direct and Indirect Effects. *Bio-science* 60, 602–613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
 9. Bettinger, P., 2011. Forest management in a climate change era: Options for planning Forest Management Climate Change Era: Options for Planning. *J. For. Plan.* 16, 57–66.
 10. Bigler, C., 2016. Trade-Offs between growth rate, tree size and lifespan of mountain pine (*Pinus Montana*) in the swiss national park. *PLoS One* 11. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0150402>
 11. BOISVENUE, C., RUNNING, S.W., 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Glob. Chang. Biol.* 12, 862–882. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01134.x>
 12. Bontemps, J.-D., Bouriaud, O., 2014. Predictive approaches to forest site productivity: recent trends, challenges and future perspectives. *Forestry* 87, 109–128. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt034>
 13. Bravo-Oviedo, A., Gallardo-Andrés, C., del Río, M., Montero, G., 2010. Regional changes of *Pinus pinaster* site index in Spain using a climate-based dominant height model. *Can. J. For. Res.* 40, 2036–2048. <https://doi.org/10.1139/X10-143>
 14. Brunner, I., Herzog, C., Dawes, M.A., Arend, M., Sperisen, C., 2015. How tree roots respond to drought. *Front. Plant Sci.* 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00547>
 15. Coleman, M.D., Friend, A.L., Kern, C.C., 2004. Carbon allocation and nitrogen acquisition in a developing *Populus deltoides* plantation. *Tree Physiol.* 24, 1347–1357. <https://doi.org/10.1093/treephys/24.12.1347>
 16. Etzold, S., Ferretti, M., Reinds, G.J., Solberg, S., Gessler, A., Waldner, P., Schaub, M., Simpson, D., Benham, S., Hansen, K., Ingerslev, M., Jonard, M., Karlsson, P.E., Lindroos, A.J., Marchetto, A., Manninger, M., Meesenburg, H.,

- Merilä, P., Nöjd, P., Rautio, P., Sanders, T.G.M., Seidling, W., Skudnik, M., Thimonier, A., Verstraeten, A., Vesterdal, L., Vejpustkova, M., de Vries, W., 2020. Nitrogen deposition is the most important environmental driver of growth of pure, even-aged and managed European forests. *For. Ecol. Manage.* 458, 117762. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117762>
17. Fensham, R.J., Holman, J.E., Cox, M.J., 1999. Plant species responses along a grazing disturbance gradient in Australian grassland. *J. Veg. Sci.* 10, 77–86. <https://doi.org/10.2307/3237163>
 18. Finley, K., Zhang, J., 2019. Climate effect on ponderosa pine radial growth varies with tree density and shrub removal. *Forests* 10. <https://doi.org/10.3390/f10060477>
 19. Franklin, J.F., Shugart, H.H., Harmon, M.E., 1987. Death as an ecological process: the causes, consequences, and variability of tree mortality. *Bioscience* 37, 550–556.
 20. Gholz, H.L., Ewel, K.C., Teskey, R.O., 1990. Water and forest productivity. *For. Ecol. Manage.* 30, 1–18. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90122-R](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90122-R)
 21. Greenwood, S., Ruiz-Benito, P., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Kitzberger, T., Allen, C.D., Fensham, R., Laughlin, D.C., Kattge, J., Bönisch, G., Kraft, N.J.B., Jump, A.S., 2017. Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecol. Lett.* 20, 539–553. <https://doi.org/10.1111/ele.12748>
 22. Guarín, A., Taylor, A.H., 2005. Drought triggered tree mortality in mixed conifer forests in Yosemite National Park, California, USA. *For. Ecol. Manage.* 218, 229–244. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.014>
 23. Gutsch, M., Lasch-Born, P., Suckow, F., Reyer, C.P.O., 2015. Evaluating the productivity of four main tree species in Germany under climate change with static reduced models. *Ann. For. Sci.* <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0532-3>
 24. Hicke, J.A., Logan, J.A., Powell, J., Ojima, D.S., 2006. Changing temperatures influence suitability for modeled mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*) outbreaks in the western United States. *J. Geophys. Res. Biogeosciences* 111, 1–12. <https://doi.org/10.1029/2005JG000101>
 25. Hyvönen, R., Ågren, G.I., Linder, S., Persson, T., Cotrufo, M.F., Ekblad, A., Freeman, M., Grelle, A., Janssens, I.A., Jarvis, P.G., Kellomäki, S., Lindroth, A., Loustau, D., Lundmark, T., Norby, R.J., Oren, R., Pilegaard, K., Ryan, M.G., Sigurdsson, B.D., Strömberg, M., Van Oijen, M., Wallin, G., 2007. The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: A literature review. *New Phytol.* 173, 463–480. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.01967.x>
 26. Institutet, K., 2004. <Majdi2004_Root Production, Mortality, and Longevity.Pdf> 182–188. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00733.x>

27. IPCC, 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Velncia.
28. Jonard, M., Fürst, A., Verstraeten, A., Thimonier, A., Timmermann, V., Potoëić, N., Waldner, P., Benham, S., Hansen, K., Merilä, P., Ponette, Q., de la Cruz, A.C., Roskams, P., Nicolas, M., Croisé, L., Ingerslev, M., Matteucci, G., Decin- ti, B., Bascietto, M., Rautio, P., 2015. Tree mineral nutrition is deteriorating in Europe. *Glob. Chang. Biol.* 21, 418–430. <https://doi.org/10.1111/gcb.12657>
29. Jylhä, K., Fronzek, S., Tuomenvirta, H., Carter, T.R., Ruosteenoja, K., 2008. Changes in frost, snow and Baltic sea ice by the end of the twenty-first century based on climate model projections for Europe. *Clim. Change* 86, 441–462. <https://doi.org/10.1007/s10584-007-9310-z>
30. Klein Tank A, Konnen G, 2016. Trends in Indices of Daily Temperature and Precipitation Extremes in Europe, 1946–99. *Theor. Appl. Climatol.* 124, 959–972. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1472-4>
31. Krüger, I., Sanders, T.G., Potoëić, N., Ukonmaanaho, L., Rautio, P., 2020. ICP Forests Increased evidence of nutrient imbalances in forest trees across Europe nutrition responds Why do N: P imbalances.
32. Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Lexer, M.J., Marchetti, M., 2010. Forest Ecology and Management Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems 259, 698–709. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.023>
33. Lopatin, E., 2007. Long-term trends in height growth of *Picea obovata* and *Pinus sylvestris* during the past 100 years in Komi Republic (north-western Russia). *Scand. J. For. Res.* 22, 310–323. <https://doi.org/10.1080/02827580701504936>
34. Lopatin, E., Kolstrom, T., Spiecker, H., 2008. Long-term trends in radial growth of Siberian spruce and Scots pine in Komi Republic (northwestern Russia). *Boreal Environ. Res.*
35. López-Serrano, F.R., García-Morote, A., Andrés-Abellán, M., Tendero, A., Del Cerro, A., 2005. Site and weather effects in allometries: A simple approach to climate change effect on pines. *For. Ecol. Manage.* 215, 251–270. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.014>
36. Martínez-Sancho, E., Dorado-Liñán, I., Hacke, U.G., Seidel, H., Menzel, A., 2017. Contrasting hydraulic architectures of scots pine and sessile oak at their southernmost distribution limits. *Front. Plant Sci.* 8, 1–12. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00598>
37. Menzel, A., Fabian, P., 1999. Growing season extended in Europe. *Nature* 397, 659. <https://doi.org/DOI: 10.1038/17709>
38. Metslaid, S., Sims, A., Kangur, A., Hordo, M., J\~{o}giste, K., Kiviste, A., Hari, P., 2011. Growth patterns from different forest generations of Scots pine in Estonia. *J. For. Res.* 16, 237–243. <https://doi.org/10.1007/s10310-011-0275-4>
39. Mueller, K.E., Eissenstat, D.M., Hobbie, S.E., Oleksyn, J., Jagodzinski, A.M.,

- Reich, P.B., Chadwick, O.A., Chorover, J., 2012. Tree species effects on coupled cycles of carbon, nitrogen, and acidity in mineral soils at a common garden experiment. *Biogeochemistry* 111, 601–614.
<https://doi.org/10.1007/s10533-011-9695-7>
40. Nathalie Breda, Roland Huc, André Granier, E.D., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Ann. For. Sci* 63, 625–644.
[https://doi.org/10.1016/s0034-5288\(18\)32731-0](https://doi.org/10.1016/s0034-5288(18)32731-0)
41. Novotný, R., Lomský, B., Šrámek, V., 2018. Changes in the phosphorus and nitrogen status and supply in the young spruce stands in the Lužické, the Jižerské and the Orlické Mts. in the Czech Republic during the 2004–2014 period. *Eur. J. For. Res.* 137, 879–894. <https://doi.org/10.1007/s10342-018-1146-8>
42. Oliva, J., Boberg, J., Stenlid, J., 2013. First report of *Sphaeropsis sapinea* on Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Austrian pine (*P. nigra*) in Sweden. *New Dis. Reports* 27, 23. <https://doi.org/10.5197/j.2044-0588.2013.027.023>
43. Peltola, H., Gort, J., Pulkkinen, P., Zubizarreta Gerendiain, A., Karppinen, J., Ikonen, V.P., 2009. Differences in growth and wood density traits in scots pine (*Pinus sylvestris* L.) genetic entries grown at different spacing and sites. *Silva Fenn.* 43, 339–354.
44. Poorter, H., Niklas, K.J., Reich, P.B., Oleksyn, J., Poot, P., Mommer, L., 2012. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytol.* 193, 30–50.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x>
45. Pretzsch, H., 2018. Long-term experiments for unique insights into forest growth dynamics and trends.
46. Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Bielak, K., 2013. Changes of forest stand dynamics in Europe. Facts from long-term observational plots and their relevance for forest ecology and management. *For. Ecol. Manage.* 316, 65–77.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.050>
47. Pretzsch, H., Biber, P., Schütze, G., Uhl, E., Rötzer, T., 2014. Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nat. Commun.* 5, 4967.
<https://doi.org/10.1038/ncomms5967>
48. Pretzsch, H., Schütze, G., Biber, P., 2018. Drought can favour the growth of small in relation to tall trees in mature stands of Norway spruce and European beech. *For. Ecosyst.* 5. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0139-x>
49. Ryan, M.G., 2011. Tree responses to drought. *Tree Physiol.* 31, 237–239.
<https://doi.org/10.1093/treephys/tpr022>
50. Sardans, J., Alonso, R., Janssens, I.A., Carnicer, J., Vereseglou, S., Rillig, M.C., Fernández-Martínez, M., Sanders, T.G.M., Peñuelas, J., 2016. Foliar and soil concentrations and stoichiometry of nitrogen and phosphorous across Euro-

- pean *Pinus sylvestris* forests: Relationships with climate, N deposition and tree growth. *Funct. Ecol.* 30, 676–689. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12541>
51. Sharma, R.P., Brunner, A., Eid, T., 2012. Site index prediction from site and climate variables for Norway spruce and Scots pine in Norway. *Scand. J. For. Res.* 27, 619–636. <https://doi.org/10.1080/02827581.2012.685749>
 52. Skovsgaard, J.P., Vanclay, J.K., 2008. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry* 81, 13–31. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpm041>
 53. Socha, J., Coops, N.C., Ochal, W., 2016. Assessment of age bias in site index equations. *iForest – Biogeosciences For.* 55, e1-e7. <https://doi.org/10.3832/ifor1548-008>
 54. Solberg, S., Dobbertin, M., Reinds, G.J., Lange, H., Andreassen, K., Fernandez, P.G., Hildingsson, A., de Vries, W., 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: A stand growth approach. *For. Ecol. Manage.* 258, 1735–1750. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.057>
 55. Spiecker, H., Mielikäinen, K., Kohl, M., Skovsgaard, J., 1996. Growth trends in European forests. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
 56. Spinoni, J., Vogt, J. V., Naumann, G., Barbosa, P., Dosio, A., 2018. Will drought events become more frequent and severe in Europe? *Int. J. Climatol.* 38, 1718–1736. <https://doi.org/10.1002/joc.5291>
 57. Stovall, A.E.L., Shugart, H., Yang, X., 2019. Tree height explains mortality risk during an intense drought. *Nat. Commun.* 10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-12380-6>
 58. Szymkiewicz, B., 2001. Tablice zasobności i przyrostu drzewostanów. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze i Leśne, Warszawa.
 59. Team, T.C.W., Report, S., IPCC, 2012. Climate Change 2014 Synthesis Report, Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139177245.003>
 60. Von H. RENNENBERG, W. SEILER, R. MATYSSEK, A. GESSLER, J.K., 2004. Die Buche (*Fagus sylvatica* L.) – ein Waldbaum ohne Zukunft im südlichen Mitteleuropa? *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 210–223.
 61. Wamelink, G.W.W., Wieggers, H.J.J., Reinds, G.J., Kros, J., Mol-Dijkstra, J.P., van Oijen, M., de Vries, W., 2009. Modelling impacts of changes in carbon dioxide concentration, climate and nitrogen deposition on carbon sequestration by European forests and forest soils. *For. Ecol. Manage.* 258, 1794–1805. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.018>
 62. Yan, Z., Eziz, A., Tian, D., Li, X., Hou, X., Peng, H., Han, W., Guo, Y., Fang, J., 2019. Biomass allocation in response to nitrogen and phosphorus availability:

Insight from experimental manipulations of *Arabidopsis thaliana*. *Front. Plant Sci.* 10, 1–9. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00598>

63. Yue, C., Mäkinen, H., Klädtke, J., Kohnle, U., 2014. An approach to assessing site index changes of Norway spruce based on spatially and temporally disjunct measurement series. *For. Ecol. Manage.* 323, 10–19. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.031>

Prof. dr hab. Jarosław Socha
Katedra Zarządzania Zasobami Leśnymi,
Wydział Leśny, Uniwersytet Rolniczy w Krakowie
Al. 29-listopada 46, 31–425 Krakow, Poland

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